Caractérisation et rôle respectif des apports organiques amont et locaux sur l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne

Aurélie Lanoux

▶ **To cite this version:**

Aurélie Lanoux. Caractérisation et rôle respectif des apports organiques amont et locaux sur l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne. Sciences agricoles. Université Sciences et Technologies - Bordeaux I, 2013. Français. NNT : 2013BOR14830 . tel-00874532

HAL Id: tel-00874532

https://theses.hal.science/tel-00874532

Submitted on 18 Oct 2013

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.

N° d'ordre : 4830

THÈSE

PRÉSENTÉE A

L'UNIVERSITÉ BORDEAUX 1

ÉCOLE DOCTORALE DES SCIENCES ET ENVIRONNEMENTS

Par Melle Aurélie LANOUX

POUR OBTENIR LE GRADE DE

DOCTEUR

SPÉCIALITÉ : Biogéochimie et écosystèmes

Caractérisation et rôle respectif des apports organiques amont et locaux sur l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne

---

Soutenue le 16 juillet 2013

Devant la commission d'examen formée de :

M. **Jean-Luc Bertrand-Krajewski**, Professeur, INSA Lyon	Rapporteur
Mme. **Josette Garnier**, Directrice de Recherche, CNRS, Sisyphe, Univ. Paris VI	Rapporteur
M. **Xavier Litrico**, Directeur Lyonnaise R&D, LyRE	Examinateur
M. **Aldo Sottolichio**, Maître de conférences, EPOC, Univ. Bordeaux 1	Examinateur
M. **Alexandre Ventura**, Ingénieur, Lyonnaise des Eaux	Examinateur
M. **Henri Etcheber**, Chargé de Recherche, CNRS, EPOC, Univ. Bordeaux 1	Directeur
M. **Gwenaël Abril**, Directeur de Recherche, CNRS, EPOC, Univ. Bordeaux 1	Co-directeur
M. **Pierre Anschutz**, Professeur, EPOC, Univ. Bordeaux 1	Président

Caractérisation et rôle respectif des apports organiques amont et locaux sur l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne

Résumé

L'estuaire de la Gironde est le plus grand estuaire macrotidal d'Europe formé par la confluence de la Garonne (où se situe l'agglomération de Bordeaux) et de la Dordogne. L'une de ses principales caractéristiques est la présence d'une zone à forte turbidité (bouchon vaseux) où les processus hétérotrophes (dégradation de la matière organique) sont favorisés et où au contraire les processus autotrophes (production primaire) sont limités par le manque de lumière. Ainsi, des déficits en oxygène pouvant être préjudiciables à la vie aquatique se développent systématiquement dans la zone du bouchon vaseux de la Garonne estuarienne. Ces préoccupations environnementales ont donc conduit à étudier en détail dans le cadre de ce travail de doctorat, les facteurs environnementaux qui provoquent ces hypoxies estuariennes. Dans un premier temps, j'ai réalisé un suivi sur le réseau d'eaux urbaines partiellement séparatif et unitaire de la Communauté Urbaine de Bordeaux, de ses stations d'épurations et déversoirs d'orage afin d'appréhender les apports urbains de matières organique et azotées et de les comparer à ceux en provenance du bassin versant amont. Bien que les deux stations d'épuration réalisent des abattements très significatifs sur la matière organique et l'ammonium, il s'avère que les flux vers le milieu naturel restent importants, notamment durant les périodes estivales, pendant lesquelles des orages peuvent engendrer des déversements d'effluents non traités. Ensuite, des expériences d'incubations ont permis de mettre en évidence le caractère fortement labile de cette matière organique urbaine. Le carbone organique dissous et l'ammonium, contenus dans les eaux usées, sont des composés fortement consommateurs en oxygène. Des expériences de respirométrie ont également permis d'estimer les taux de consommation en oxygène nettement plus importants dans les effluents urbains que dans les eaux de la Gironde. Enfin, l'analyse des données du réseau de mesures en continu de la qualité physico-chimique des eaux MAGEST (MArel Gironde ESTuaire) a démontré que l'estuaire subit dans sa section garonnaise des périodes d'hypoxie lors d'étiages prononcés, la masse d'eau la plus affectée par ces désoxygénations étant celle qui oscille aux alentours de l'agglomération de Bordeaux. Si ces résultats démontrent l'impact significatif de l'agglomération Bordelaise, le traitement statistique des données MAGEST pour la période 2005-2011 montre que les phénomènes de désoxygénation sont accrus en période d'étiage prononcé, en présence du bouchon vaseux et lorsque la température de l'eau est élevée. Dans ces conditions, l'oxygène dissous, déjà présent en faible quantité, peut être rapidement consommé lors d'apports supplémentaires d'eaux urbaines non traitées qui ont lieu pendant de fortes précipitations orageuses. Ce travail démontre également que le type de traitement biologique des eaux usées employé par les stations d'épuration et les capacités de stockage temporaire d'eaux d'orages ont un rôle critique sur les bilans de ces composés rejetés dans le milieu naturel. Enfin, ce travail permet de proposer aux gestionnaires des stratégies de rejets des effluents à court et moyen terme, en fonction des conditions hydrologiques et physico-chimiques du milieu, dans le but de limiter leur impact sur l'oxygénation des eaux estuariennes de la Garonne.

Mots clés *: estuaire de la Gironde, Garonne estuarienne, hypoxie, stations d'épuration, matière organique, ammonium, consommation d'oxygène, étiage, bouchon vaseux, hétérotrophie, nitrification.*

Characterization and roles of upstream and local organic inputs on the water oxygenation in the estuarine Garonne

Abstract

The Gironde Estuary is the largest macrotidal estuary in Western Europa, formed by the Garonne River (where the urban area of Bordeaux is located) and the Dordogne River. One of its main characteristics is the presence of a Turbidity Maximum Zone (TMZ) where heterotrophic processes (organic matter decomposition) are favored and where low penetration of light limits autotrophic processes (photosynthetic activity). Low dissolved oxygen (DO) that could impact aquatic biota occurred exclusively in the fluvial, low salinity and high turbidity sections of the estuary. These environmental concerns have led to study in detail in this work factors that cause estuarine hypoxia. First, I have estimated organic matter and ammonium fluxes from urban inputs in separate and combined sewer network of the Urban Community of Bordeaux, its wastewater treatment plants (WWTP) and combined sewer overflow, to compare them to the upstream watershed inputs. Even if the two WWTPs succeed in significant reduction in organic matter and ammonium contents of effluents, discharges into estuarine waters are important especially during summer, periods while storm events can generate untreated effluent inputs. This work demonstrates the high lability of this urban organic matter through incubation experiments. The dissolved organic carbon and ammonium contents in wastewater consume oxygen. Respirometry experiments allowed us to estimate higher oxygen uptake rates in wastewater than in the waters of the Gironde Estuary. Finally, the analysis of 7-yr data series from the continuous monitoring of the physico-chemical water quality (MAGEST network: MArel Gironde ESTuary) highlights periods of hypoxia in the upstream section of the estuary during pronounced low water around the Bordeaux conurbation. Statistical treatments of the 7-yr time series of DO concentration demonstrate the significant impact of the Bordeaux metropolitan area as it appears that the under-oxygenations increase during marked low water, in the presence of the TMZ, when the water temperature is high, and where the dissolved oxygen content is already low and can be quickly consumed after untreated storm water discharges. This study also shows that the nature of biological treatment used by the WWTPs and the temporary storage capacity of storm water have a critical role in the release of such compounds into the environment. This work finally provides strategies for effluent discharges to water managers, to short and medium terms, based on hydrological and physico-chemical conditions of the environment in order to limit their impact on the water oxygenation of the Garonne River.

***Keywords**: the Gironde Estuary, the estuarine Garonne, hypoxia, wastewater treatment plants, organic matter, ammonium, oxygen consumption, low water, turbidity maximum zone, heterotrophy, nitrification.*

Abréviations

BM : Basse Mer
BP : By-Pass
BV : Bouchon Vaseux
CH : Clos de Hilde
COD : Carbone Organique Dissous
COP : Carbone Organique Particulaire
COT : Carbone Organique Total
CUB : Communauté Urbaine de Bordeaux
DBO_5 : Demande Biologique en Oxygène
DCE : Directive Cadre sur l'Eau
DCO : Demande Chimique en Oxygène
DO : Déversoir d'Orage
EB : Eaux Brutes
ECPM : Eaux Claires Parasites Météoriques
ECPP : Eaux Claires Parasites Permanentes
ED : Eaux Décantées
EH : Equivalent Habitant
EP : Eaux Pluviales
EPOC : Environnements et Paléoenvironnements Océaniques et Continentaux
ET : Eaux Traitées
ETIAGE : ETude Intégrée de l'effet des Apports organiques amont et locaux sur le fonctionnement de la Garonne Estuarienne
EU : Eaux Usées
GPMB : Grand Port Maritime de Bordeaux
LdE : Lyonnaise des Eaux
LF : Louis Fargue
MAGEST : MArel Gironde ESTuaire
ME : Mortes-Eaux
MES : Matières En Suspension
MO : Matière Organique
MOP : Matière Organique Particulaire
Norg : Azote Organique
NOT : Azote Organique Total
NTK : Azote Total Kjeldahl
NTU : Nephelometric Turbidity Unit
PK : Point Kilométrique
PM : Pleine Mer
RUTP : Rejets Urbains de Temps de Pluie
SG : Sortie Générale
STEP : STation d'EPuration
TMZ : Turbidity Maximum Zone
TP : Temps de Pluie
TS : Temps Sec
UN : Unitaire (collecteur)
VE : Vives-Eaux

Avant-propos

Cette thèse a été réalisée dans le cadre du projet ETIAGE (ETude Intégrée de l'effet des Apports amont et locaux sur le fonctionnement de la Garonne Estuarienne) avec une bourse attribuée dans le cadre des Conventions Industrielles de Formation pour la Recherche (CIFRE). Elle a bénéficié du soutien financier de la Lyonnaise des Eaux, la Communauté Urbain de Bordeaux (CUB), l'Agence de l'Eau Adour-Garonne (AEAG) et par une aide de la préfecture de la Région Aquitaine (FEDER). Ce projet est issu de la collaboration entre la Lyonnaise des Eaux, l'Université Bordeaux 1 et le Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS).

La traditionnelle page des « Remerciements »

Je tiens sincèrement à remercier les différentes personnes, collègues, amis et famille, qui ont conduit au bon aboutissement de ce travail et qui ont su être là aux bons moments tout au long de ces trois années de thèse.

Tout d'abord, je tiens à remercier Antoine Grémare, Thierry Corrège et Xavier de Montaudouin pour m'avoir accueilli au sein du laboratoire UMR EPOC, dans la meilleure et incroyable équipe ECOBIOC du B18 !!

J'aimerai aussi remercier les membres du jury pour avoir accepté de juger ce travail. Merci à mes deux rapporteurs, Josette Garnier et Jean-Luc Bertrand-Krajewski, pour vos appréciations très positives et vos encouragements. Merci également aux examinateurs, Alexandre Ventura, Aldo Sottolichio, Xavier Litrico, pour les différents conseils apportés. De chaleureux remerciements à Pierre Anschutz d'avoir accepté de présider ce jury de thèse. Un grand merci à vous tous, pour votre aide, vos conseils ainsi que pour les échanges qu'il y a eu après la soutenance.

Je remercie chaleureusement mon directeur de thèse, Henri (et ses drôles de dames), qui m'a proposé un sujet qui m'a tout de suite convaincu de faire une thèse, qui m'a permis de faire de très belles rencontres et d'élargir mes compétences dans ce domaine de la Biogéochimie. Je me rappelle encore quand je suis venue frapper à sa porte, à la recherche d'un poste à ce moment-là et que j'ai entendu dire « tu tombes bien ma petite, j'ai un sujet de thèse à te proposer !! ». Puis une fois dans le bureau d'Henri, on apprend vite à répondre au téléphone, envoyer des mails…on donne parfois des cours d'informatique, savoir comment « copier-coller », transférer un mail, bref, la liste est longue !! Mise à part ça, merci pour ton aide au cours de ces trois années et merci pour les nombreuses discussions que l'on a pu avoir, autour d'un carambar ou d'autres sucreries toujours à disposition sur ton bureau…

Je tiens également à remercier Gwen, même si tu n'as pas vraiment suivi le début des travaux, tu es tout de même arrivé au « bon moment » et je te remercie pour ta disponibilité, ton aide et ta patience pour m'expliquer (et ré-expliquer) certains points, même si parfois la fatigue se faisait ressentir au niveau de la compréhension. Tout ceci m'a été d'une aide précieuse aux moments les plus importants de la thèse : le papier et le manuscrit !! Encore merci pour tes encouragements, ce qui m'a permis d'avoir un peu plus confiance en moi.

Ensuite, je voudrais remercier Sabine, que je retrouve quelques années après mon master ! Merci pour les différents échanges que l'on a pu avoir, aussi bien personnels que professionnels, les petites sorties sur le terrain, le plaisir de se faire de bons petits restos avec un petit verre de Monbazillac !! Je te remercie d'avoir toujours été disponible pour discuter des données, des manips, donner des idées.

Vraiment, un grand merci d'avoir été là, pour ton investissement personnel et l'intérêt que tu as eu tout au long de cette thèse.

Merci à Aldo d'avoir pris un peu de son temps pour me remettre en tête les processus hydrosédimentaires de l'estuaire, et merci pour tes différents conseils et encouragements jusqu'à la soutenance !

Au cours de ces trois années de thèse, j'ai eu l'occasion de travailler avec certaines personnes de la Lyonnaise des Eaux. Tout d'abord, un grand merci à Sandrine et Alexandre qui ont été présents depuis le début ! Merci pour m'avoir fait confiance comme ça, pour les différents échanges aussi bien personnel que professionnel, et merci pour le temps que vous m'avez consacré afin de me faire découvrir les nombreuses facettes de la Lyonnaise. Un grand merci aussi pour votre soutien moral et vos encouragements qui m'ont permis d'avancer et d'aboutir à ces résultats. Qui sait, on se retrouvera peut-être prochainement pour continuer sur cette voie !!! Merci également aux différentes personnes du service qui ont été là pour répondre à mes nombreuses questions, merci à Adrian pour tous les relevés d'autosurveillance, à Patrice pour les problèmes de déversements, à François pour la présentation de Ramsès, à Christian et Virginie pour les réseaux. Enfin, merci aux autres personnes avec qui j'ai pu échanger : Daniel, Blandine, Annabelle et les autres…

Il me paraît également indispensable de remercier les personnes des stations d'épuration de Clos de Hilde et de Louis fargue qui m'ont fait découvrir l'univers de l'assainissement, chose que je ne connaissais pas avant le début de la thèse. Merci donc à Emmanuel et Didier pour votre aide et le temps passé à m'expliquer le fonctionnement des stations, pour m'avoir permis d'accéder assez librement aux locaux pour faire mes prélèvements. Merci également aux différents agents des stations pour votre investissement et votre aide lors des prélèvements !

Au cours de la thèse, j'ai été amenée à changer de « famille », que je tiens également à remercier. Merci donc aux différentes personnes du LyRE. Tout d'abord, merci à Mélodie et à Xavier pour avoir pris le relais, merci pour votre soutien et votre investissement jusqu'à la fin de la soutenance. Merci aussi à la petite Amélie, courage tu vas terminer en beauté aussi ! En tout cas ça m'a fait très plaisir d'être ta coloc' de bureau pendant quelques temps, merci pour ces échanges et les petites rigolades. Merci Karim pour ton humour permanent, courage et continu sur cette lancée ! Merci à Jérôme pour les différentes discussions sur les résultats et l'essai du modèle ! Enfin merci aux différents échanges au cours d'une pause ou d'un repas avec Cyril, Marie, Julia, Julien, Thierry et Véronique (merci pour ton aide !). Merci à toute l'équipe et merci pour cette bonne ambiance !

Je remercie également la super team ECOBIOC (couloir du B18 !) où il fait bon vivre avec cette bonne humeur quotidienne !! Un grand et gros merci tout d'abord à mon petit Domi sans qui ces trois ans auraient été plus triste. Merci pour ta présence, ta gentillesse, ton aide et merci d'avoir été là pour remonter le moral quand il le fallait, bien que toutes les phases de la thèse n'aient pas toujours été joyeuses ! Je n'oublierai jamais les nombreux fous-rires que l'on a pu avoir dans ce labo. Enfin merci à

ta petite famille qui, à chaque venue, a toujours été formidable. On repassera te voir dans la super Charentes ! Merci également à tous les autres pour les échanges que l'on a pu avoir dans les bureaux, au cours d'un repas mais aussi et surtout autour d'un pot (plutôt des pots !!). Merci à Pierre, Gwen, Bruno, Pascal, Anne-Sophie, Sabine, Henri, Nicolas.

Ensuite, je voudrais remercier l'ensemble des personnes du laboratoire EPOC pour leur aide, leur soutien et leur bonne humeur tout au long de ces trois ans : Alexandra Coynel, Cécile Bossy, Lionel Dutruch, Jacques Giraudau, Philippe Martinez, Bruno Malaizé, Frédéric Garabetian, Line Bourasseau, Karine Charlier, Isabelle Billy, Pascal Lebleu, Stephane Bujan, Gérard Chabaud, Bruno Castelle, Vincent Marieu, Vincent Hanquiez, Sophie Ferreira, Bernard Martin et bien d'autres…

Enfin, au cours de cette thèse, j'ai eu l'occasion d'échanger avec les différents membres du projet ETIAGE, que je tiens particulièrement à remercier pour leur remarque, leur conseil et leur soutien qui ont permis d'aboutir à un travail réfléchi : Paul Gonthier, Mario Lepage, Hélène Budzinski, Edith Parlenti, Marie-Ange Cordier, Gérard Blanc, Jörg Schäfer, Guy Bachelet, Benoît Sautour, Magalie Baudrimont, Eric Maneux, Sarah Bureauducolombier, Pierre-Yves Gourves. Merci à Mélina Lamouroux de l'Agence de l'Eau Adour Garonne pour ton aide et ton soutien. Merci également à Philippe Bourgogne et à Elodie Bouchon de la Communauté Urbaine de Bordeaux pour les différents échanges. Merci à Fabienne Bertrand de l'Adera pour son efficacité et sa rapidité à traiter les dossiers ! Merci à ceux qui m'ont accompagné durant les missions sur la Garonne en zodiac, pour leur aide et leur conseil : merci à Georges Oggian, petit souvenir de pique-nique et parties de pétanques au port de Bordeaux entre deux moments de marée !! et merci à Hervé Derriennic pour les petites sorties mouvementées ! Merci également à Julien Mas pour avoir autoriser l'accès au Port Autonome de Bordeaux et à Julie Filatreau pour avoir fourni les données de débits.

Comment pourrait-on tenir le coup durant trois ans de thèse sans le soutien quotidien de ses collègues. Un grand merci à tous ceux qui étaient présents pour les meilleurs et les pires moments de cette aventure, les fous-rires, les pleurs, la fatigue, l'agacement, les craquages, les sorties et le relâchement, bref les différentes étapes de la thèse ! Une spéciale dédicace tout d'abord à mes deux doudous, Marie (Lisssss) et Laurie, sans qui l'aventure n'aurait pas été la même, faut dire que le trio des routières tenait bien la route, avec notamment de très bonnes reprises d'Amy !! Merci à ma petite Célinette, pour ton aide, surtout à la fin avec les missions terrain de dernière minute et les dernières analyses, merci pour les pauses et les discussions !! Merci à mon petit Sylvain, alias Sardinou, pour ton arrivée au bon moment de la thèse, ce qui m'a permis de souffler un peu plus, pour ta bonne humeur et les petites soirées, que de bons souvenirs ! Surtout ne change pas bodel de mede !! Mes collègues du Bureau N°1 Gaïa, Loïc et les nombreux délires (touf touf !!), Christian avec ses problèmes administratifs français, Mélanie, en espérant que nos discussions avec Marie ne t'on pas fait peur ! et Pierre, ancien du bureau, merci pour tes encouragements. Un grand merci à tous les autres, Ana (drôle de dame etcheberienne !), Samuel, Gesa, Florent, Benjamin, Marion T., Marion R., Aurélia, Laurent, Aurélie L., Emilie, Alaïs, Sandra, Arnaud, Hélène, Elsa, JB, Sophie, Mélanie M., Mélanie P., Laureline

(merci pour toute ton aide !), Kahina, Stéphane (« Cochona »), Dunia et Orianne (alias Félindra tête de tigre). Merci à mes petites stagiaires, notamment Muriel, Cindy et Emilie. Merci aux autres thésards du projet, Nicole, Yann et François. Courage, c'est la dernière ligne droite !

Merci à Cathy Faitout pour sa disponibilité à la bibliothèque, et merci également à Jean-Michel Escalier et Hubert Wennekes pour la résolution de quelques problèmes informatiques et l'accès aux données à l'extérieur, sans lesquels ça aurait pu être plus compliqué par moment !!

Une petite dédicace également au sponsor officiel des repas de thèse, car oui, arrivé un moment, même si on aime bien cuisiné, on a plus le temps et plus l'envie : merci Picard !

Un grand merci à tous mes amis qui ont été là pour me supporter, pour me remonter le moral autour d'un petit apéro, d'une petite soirée, merci à Jean-mich mich, Franck et Marlène, Yoyo et Coco, Steph la Momo, Jérôme et Coco, Gaëlle et Néné (mes supers acolytes du resto !), mon Jéjé et la petite chaussette, Muriel et Julien…

Merci à toi mon petit Nico, qui a dû me supporter pendant ces trois années, même si je sais que je n'étais pas forcément dans mes meilleurs jours, merci pour avoir endurer mes changements d'humeur et d'avoir été là pour me remonter le moral même dans les moments les plus durs ! Si tu as pu supporter la pire phase qui soit en thèse, sa rédaction, tu pourras tout supporter chez moi !! Merci pour ton affection et merci d'être à mes côtés pour me redonner le sourire jour après jour. Un grand merci également à tes parents qui ont été présents tout au long de la thèse, m'ayant encouragé autour de nombreux repas !

Enfin, je terminerai par ma famille. Merci à ma sœur et à son nouveau mari d'avoir été là tout au long de ces années de dur labeur. Merci à ma grand-mère de sou soutien depuis le début, même si c'est toi qui en a besoin maintenant, courage ! Un Enorme merci à mes parents, qui ont toujours été présents pour moi, même dans les moments difficiles, qui ont toujours cru en moi et m'ont toujours soutenu quelles que soient les directions que j'ai pu prendre. Merci pour tous vos conseils et merci pour votre bonne humeur quotidienne, ce qui aide pleinement à avancer et à garder le moral. Malgré que le grave problème de santé soit arrivé en pleine phase de rédaction, et la grande frayeur que l'on a pu avoir, vous avez toujours été là pour moi et c'est dans ces moments que l'on se rend compte à quel point la famille est importante. C'est avec grand plaisir que ce manuscrit vous est dédié…

A mes parents,

Table des matières

Introduction générale – Objectifs de l'étude 1

Chapitre I : Etat des connaissances – Contexte des zones d'études 7

1. Biogéochimie estuarienne 8

1.1. Origines et devenir du carbone organique 8
1.2. Cycle de l'azote en milieu aquatique 13
1.3. Processus bactériens et physico-chimiques affectant l'oxygénation des eaux estuariennes 15

2. Etat des connaissances sur l'estuaire de la Gironde 19

2.1. Géomorphologie 19
2.2. Hydrologie fluviale 20
2.2.1. Débits liquides 20
2.2.2. Débits solides 22
2.3. Caractéristiques hydrodynamiques et hydrosédimentaires 23
2.3.1. Asymétrie de l'onde de marée 23
2.3.2. Circulation résiduelle 24
2.3.3. Le bouchon vaseux 25
2.4. Caractéristiques physico-chimiques 26
2.4.1. Température 27
2.4.2. Salinité 27
2.4.3. Turbidité 28
2.4.4. Oxygène dissous 29
2.5. Particularités de l'estuaire fluvial 30
2.5.1. Caractéristiques hydrodynamiques et hydrosédimentaires 30
2.5.2. Caractéristiques physico-chimiques 31
2.5.3. Les sels nutritifs 32

3. Présentation du système d'assainissement 34

3.1. Définition d'une eau usée 36
3.1.1. Origine des eaux usées 36
3.1.2. Caractéristique physico-chimique des eaux usées 37
3.1.3. La biodégradabilité des eaux usées 38
3.2. Le réseau de collecte 38
3.3. L'autosurveillance des réseaux 39
3.3.1. Dispositif d'autosurveillance 39
3.3.2. Notion de l'« équivalent-habitant » 41
3.4. Les stations d'épuration 42
3.4.1. Station d'épuration de Clos de Hilde 44
3.4.2. Station d'épuration de Louis Fargue 48

Chapitre II : Caractérisation des apports urbains 53

Introduction 54

1. Matériel & méthodes 57

1.1. Echantillonnages à la STEP de Clos de Hilde 57
1.2. Echantillonnages à la STEP de Louis Fargue 59
1.3. Echantillonnages dans un déversoir d'orage 60
1.4. Techniques analytiques 62
1.4.1. Matières en suspension et Carbone Organique Particulaire 62
1.4.2. Carbone Organique Dissous 63
1.4.3. Composés azotés 63
1.4.4. Composés phosphorés 64

2. Résultats 65

2.1. Variabilité intra-journalière des charges organiques urbaines 65
2.1.1. Suivi horaire à Clos de Hilde 65
2.1.2. Suivi horaire à Louis Fargue 67
2.2. Variabilité inter-journalière des charges organiques urbaines 70
2.2.1. Pollution carbonée particulaire et dissoute 70
2.2.2. Pollution azotée 74
2.3. Rejets urbains de temps de pluie (RUTP) 76
2.4. Validation des résultats 79
2.4.1. Corrélations des données 79
2.4.2. Influence du temps de pluie 82

3. Bilan des flux parvenant en Garonne 84

3.1. Flux moyens journaliers à Clos de Hilde et à Louis Fargue 84
3.1.1. Flux moyens journaliers pour les années 2010 et 2011 86
3.1.2. Flux moyens journaliers estivaux pour les années 2010 et 2011 93
3.1.1. Flux moyens journaliers de temps de pluie en période estivale 95
3.2. Transformation de l'azote au cours du traitement des eaux 102
3.3. Bilan des rejets au niveau de la CUB 106
3.3.1. Estimation des flux amont en Garonne 106
3.3.2. Estimation des flux de déversoirs d'orage 106
3.3.3. Présentation des flux parvenant en Garonne 108

4. Conclusions 113

Chapitre III : Devenir des effluents dans le bouchon vaseux et appel en oxygène associé 119

Introduction 120

1. Matériels & méthodes 122

1.1. Stratégie d'échantillonnage ... 123
1.1.1. Les échantillons de STEP ... 124
1.1.2. Les échantillons du bouchon vaseux ... 124
1.2. Mode opératoire ... 124
1.2.1. Mise au point du protocole de respiration et dosage de l'oxygène dissous ... 125
1.2.2. Mise au point du protocole d'incubation ... 127
1.3. Outils statistiques ... 129

2. Résultats ... 130
2.1. Distribution de la respiration dans le milieu naturel ... 130
2.1.1. Caractéristiques des sites étudiés ... 130
2.1.2. Estimation de la consommation d'oxygène par la respiration dans le milieu naturel ... 131
2.2. Respiration des effluents dans les eaux estuariennes lors de mélanges en proportions « volumiques » ... 133
2.3. Respiration des effluents dans les eaux estuariennes lors de mélanges en différentes proportions de MES ... 135
2.4. Dégradation des effluents dans le bouchon vaseux par incubation ... 138
2.4.1. Dégradabilité de la fraction organique ... 138
2.4.2. Transformations de l'azote ... 146

3. Synthèse et conclusion ... 150

Chapitre IV : Impact des apports urbains sur l'oxygénation des eaux de la Gironde au niveau de la CUB ... 155

Introduction ... 156

1. Facteurs contribuant aux épisodes hypoxiques dans un estuaire macrotidal turbide (l'estuaire de la Gironde) ... 157
1.1. Introduction ... 159
1.2. The Gironde fluvial-estuarine system ... 160
1.3. Materials and methods ... 162
1.4. Results and discussion ... 164
1.4.1. Spatiotemporal variations ... 164
1.4.2. Evidences of an urban impact ... 169
1.4.3. Crucial importance of minimal instream flow ... 173
1.5. Conclusion ... 174

2. Tendances saisonnières de la qualité des eaux de l'estuaire ... 177

3. Crise hypoxique au cours de l'été 2006 ... 179

4. Impact d'orages estivaux ... 182
4.1. Orage estival du 27 Juin 2005 ... 183
4.1.1. Caractéristiques de l'évènement orageux ... 183

4.1.2. Impact sur le milieu enregistré par le réseau MAGEST 183
4.2. Comparaison avec l'orage du 02 Août 2011 185
4.2.1. Caractéristiques de l'intempérie 185
4.2.2. Enregistrements MAGEST 186

5. Conclusion 188

Conclusion générale 189

Références bibliographiques 199

Table des illustrations 215

Liste des tableaux 219

Valorisation scientifique des travaux 221

Annexes 223

Introduction générale
Objectifs de l'étude

La Garonne à Bordeaux (Spirit Photo©)

Problématique

La notion de développement durable est un concept qui passe par le respect de l'environnement et notamment celui de l'eau, dont la gestion, des points de vue quantitatif et qualitatif, devient une priorité absolue. Des décisions énergiques ont été prises par la classe politique avec la publication de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE), adoptée le 23 octobre 2000, dont l'objectif est l'atteinte d'un « **bon état écologique des eaux** », à l'horizon 2015, et l'élimination totale des substances prioritaires identifiées comme dangereuses à l'horizon 2020. Etudier la qualité de l'eau est donc un impératif obligeant à se pencher sur l'ensemble des formes de pollution dont l'eau peut être atteinte. Une attention toute particulière est portée aux rejets des eaux usées, assimilées majoritairement à des pollutions d'origines domestiques, comme il l'a été souligné lors d'une session parlementaire (Miquel, 2003).

Les projections démographiques prévoient que plus de 75% de l'humanité vivra dans une bande côtière de 100 km de large d'ici 2035, ce qui laisse craindre une pression croissante synonyme de destruction et de fragmentation accélérée des milieux littoraux, dont les estuaires. Or, ces derniers ont un intérêt commercial ou patrimonial, et une importance écologique capitale en tant que rôle de nourricerie pour de nombreuses espèces, passage obligé pour les poissons migrateurs. Ces zones, soumises à de fortes pressions anthropiques, sont fragilisées. De plus, les estuaires européens sont en grande majorité de type macrotidal, soumis à de très forts marnages, ce qui induit un long temps de résidence des eaux et des matières en suspension (MES). Cela en fait donc de véritables réacteurs chimiques puisque les micropolluants, organiques et métalliques, y subissent de nombreuses transformations, rendant ces composés souvent plus bio-assimilables pour les populations biologiques. De plus, les processus hétérotrophes étant largement dominants dans de tels milieux, la matière organique (MO) y sera fortement minéralisée, ce qui aura un impact marqué sur l'oxygénation des eaux, phénomène particulièrement prononcé en Loire, où les populations biologiques en ressentent fortement les effets (Chaudon, 2005). Les meilleures estimations de l'élévation de la température présentées dans le rapport du GIEC (2007) prévoient des augmentations de 1.8 à 4.0°C d'ici 2030. Or, l'augmentation de la température des eaux va engendrer une diminution de la solubilité de l'oxygène dans ce milieu, ce qui ne sera pas sans conséquences sur les populations biologiques.

Dans ce contexte de pressions climatiques et anthropiques croissantes, **le système fluvio-estuarien de la Gironde** mérite d'être surveillé du fait qu'il est l'un des plus vastes estuaires macrotidaux européens. Ses eaux sont fortement turbides avec la présence d'un bouchon vaseux (BV) très important dont la tendance est une stagnation en amont, plus prononcée d'année en année lors des faibles débits enregistrés en période estivale (Castaing et

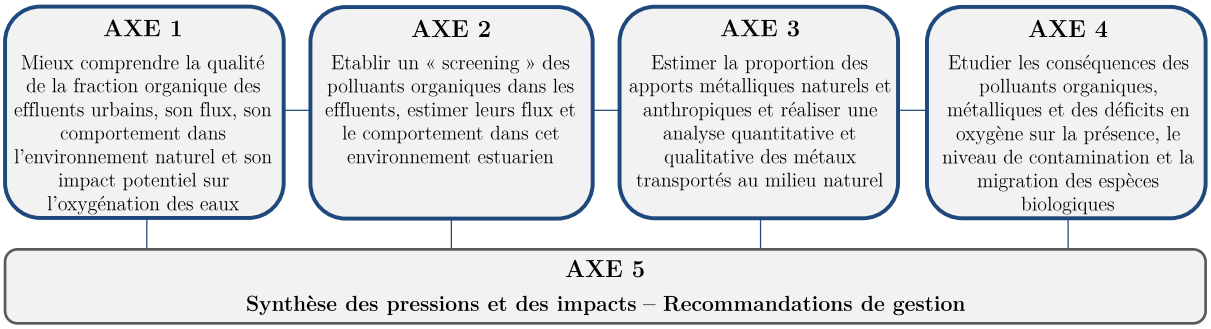
al., 2006). Le bouchon vaseux est le lieu de processus hydrosédimentaires et biogéochimiques complexes, qui provoquent la transformation des apports continentaux arrivant dans ce milieu.

Or, quelques problèmes majeurs ont été identifiés pour le système estuarien de la Gironde :

- une contamination polymétallique (Cd, Zn, Cu, As et Hg) affectant les populations biologiques avec des incidences socio-économiques réelles ;
- des teneurs en micropolluants organiques parfois préoccupantes ;
- une sous-oxygénation locale des eaux dans la partie fluviale de l'estuaire, pouvant conduire à des phénomènes épisodiques d'anoxie et de blocages migratoires des populations biologiques.

Concernant ce dernier aspect, la surveillance de la qualité physico-chimique des eaux de l'estuaire, grâce aux enregistrements en continu du réseau MAGEST (température, salinité, turbidité et oxygène dissous) depuis 2005, a confirmé que **la zone la plus affectée de l'estuaire était centrée autour de la ville de Bordeaux**. L'hypothèse d'une source additionnelle locale de matière organique, à fort potentiel de dégradation, a été proposée pour expliquer ces baisses d'oxygénation des eaux, principalement observées lors de situations d'étiages prononcés (Etcheber et al, 2011). Ce phénomène, qui agît sur le comportement des polluants, mais aussi sur celui des populations biologiques, mérite donc d'être étudié en détail.

C'est cette problématique de l'impact des rejets urbains qui a motivé le lancement d'un programme pluridisciplinaire, intitulé « **ETIAGE** » (**ET**ude **I**ntégrée de l'effet des **A**pports amont et locaux sur le fonctionnement de la **G**aronne **E**stuarienne), dont les différents axes sont présentés schématiquement ci-après :



Ce projet a donc été lancé pour étudier la qualité des eaux, la présence des cortèges biologiques et leur relation avec les émissions d'effluents, au niveau de l'estuaire fluvial garonnais, dans le but de mettre au service des gestionnaires des outils permettant d'établir des stratégies d'émissions des effluents, et ainsi de contribuer à atteindre le bon état écologique exigé par la DCE. A ces problèmes de gestion locale s'ajoute celui de la stratégie à adopter en amont de la Garonne pour minimiser les apports à l'aval, qui auront tendance à croître

continuellement si nos usages ne changent pas (érosion des sols par dénudation, non-entretien des ripisylves, etc...).

Objectifs de cette thèse

Ce travail fait partie intégrante de **l'axe 1 du projet ETIAGE**. Il a bénéficié d'une bourse dans le cadre des Conventions Industrielles de Formation par la Recherche (CIFRE) et a été financé par la Lyonnaise des Eaux, la Communauté Urbaine de Bordeaux (CUB), l'Agence de l'Eau Adour-Garonne (AEAG) et par une aide de la Préfecture de la Région Aquitaine (FEDER). Il est issu de la collaboration entre la Lyonnaise des Eaux, l'Université Bordeaux 1 et le Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS). Il a été réalisé au sein de l'Unité Mixte de Recherche 5805-EPOC (Environnements et Paléo-Environnements Océaniques et Côtiers, Université de Bordeaux) et dans les locaux de la Lyonnaise des Eaux.

Alors que les sources et les estimations des apports organiques fluviaux venus de la Garonne amont ont été soigneusement et longuement étudiés (Etcheber et al., 2007 ; Lemaire et al., 2002 ; Schäfer et al., 2002 ; Veyssy et al., 1999), peu de connaissances ont été rassemblées sur la matière organique (MO) d'origine anthropique, notamment urbaine, dans l'estuaire de la Gironde, alors que cette dimension a déjà été prise en compte dans la Seine et son estuaire (Garnier et al., 1998 ; Servais et al., 1998).

L'objectif de ce travail s'inscrit dans une volonté d'étudier le système estuarien de la Gironde, avec une attention particulière portée à l'estuaire fluvial et aux masses d'eaux se déplaçant autour de Bordeaux, surtout en étiage. Pendant ces périodes, le temps de résidence des eaux augmente et des conditions néfastes affectent la qualité biogéochimique des eaux de cette zone, notamment une baisse problématique de leur oxygénation, créées par la présence du bouchon vaseux, l'élévation estivale de la température des eaux et les émissions continues d'effluents urbains. La finalité de ce travail est d'apporter des informations sur les transferts de la fraction organique et inorganique liée aux effluents de la CUB vers le milieu naturel, et les différents processus physico-chimiques qui influencent l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne.

Au cours de cette étude, j'ai été amenée à répondre aux questions suivantes :

- **Quelle part des flux de fraction organique et inorganique transitant dans les eaux de la Garonne autour de Bordeaux représente celle des rejets de la ville ?**
- **Quel est le potentiel de dégradation de ces fractions liées à ces rejets ?**
- **Quels processus majeurs affectent ce matériel ?**

- **Quel rôle joue le bouchon vaseux sur le devenir de ce matériel ?**
- **Quel impact ont les processus de minéralisation de la MO liée aux rejets urbains sur l'oxygénation des eaux de la Garonne ?**
- **Quels sont les différents facteurs qui contribuent aux épisodes hypoxiques observés dans l'estuaire de la Gironde en période d'étiage ?**
- **Peut-on prédire de façon pragmatique les teneurs en oxygène des eaux sur Bordeaux en combinant paramètres hydrosédimentaires, processus physico-chimiques et caractéristiques des effluents urbains ?**

Pour mener à bien cette étude, j'ai donc combiné une approche expérimentale (acquisition d'informations sur la dégradabilité des effluents et la consommation d'oxygène associé à leur mélange avec les eaux du milieu naturel) avec le traitement de la base de données MAGEST.

Organisation du mémoire

Ce manuscrit s'articule autour de cinq chapitres :

- Le **Chapitre I** correspond au contexte des zones d'études. Dans un premier temps sera abordée la biogéochimie estuarienne avec les cycles du carbone et de l'azote ainsi que les processus bactériens et physico-chimiques qui affectent l'oxygénation des eaux. Ensuite sera présentée une synthèse bibliographie non exhaustive de l'état des connaissances de l'estuaire de la Gironde, de ses caractéristiques hydrodynamiques, hydrosédimentaires et physico-chimiques, avant de s'intéresser plus en détail à l'estuaire fluvial, zone d'étude la plus critique en période estivale. Enfin, le système d'assainissement de la CUB sera présenté et détaillé, avec notamment le fonctionnement et les caractéristiques des deux plus importantes stations d'épuration (STEP), Clos de Hilde et Louis Fargue, qui ont fait l'objet de cette étude.

- Le **Chapitre II** est consacré à l'étude détaillée des effluents urbains de la CUB. Ce chapitre débute par la présentation du matériel et des méthodes d'analyses utilisées au cours de ce travail pour ensuite caractériser qualitativement les apports organiques et inorganiques (nutriments) entrants et sortants des deux STEP étudiées, dans le but d'étudier la variabilité intra- et inter-horaire de ces charges polluantes. Seront également caractérisés les rejets urbains de temps de pluie (RUTP) afin de les comparer aux rejets d'eaux traitées par les STEP. Enfin, ce chapitre présente les bilans de masse de certains paramètres jugés responsables de la consommation d'oxygène dans les eaux, lors de différentes situations et particulièrement

pendant les flux parvenant en Garonne durant les périodes critiques d'étiage. Ces travaux sont en cours de valorisation sous la forme d'un article dans la revue *Techniques-Sciences-Méthodes.*

- Le **Chapitre III** présente l'appel en oxygène engendré par la dégradation des effluents dans le bouchon vaseux. Dans un premier temps, un point est réalisé sur le mode opératoire développé et utilisé, avec la description de techniques d'incubation et de respiration. Dans un deuxième temps, une comparaison de la respiration du bouchon vaseux (prélevé à différents endroits de l'estuaire) est présentée, puis lors de mélanges entre ce dernier et des effluents urbains, dans le but d'estimer les cinétiques de consommation d'oxygène. Enfin, les incubations permettent de découvrir les cinétiques de dégradation de la fraction organique et les transformations de l'azote, lors de mélanges d'effluents urbains et de bouchon vaseux, en différentes proportions et sur une durée de 30 jours, dont l'objectif est de déterminer si le bouchon vaseux a une éventuelle influence sur la vitesse de dégradation. La finalité de ce chapitre est d'estimer de façon approximative la consommation moyenne en oxygène associée aux processus de minéralisation et de nitrification.

- Enfin, le **Chapitre IV** est consacré plus particulièrement au suivi de la qualité des eaux de la Garonne estuarienne. L'objectif est de vérifier l'impact que peuvent avoir les différents processus biogéochimiques étudiés (minéralisation de la MO et nitrification) sur l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne en lien avec les rejets d'effluents urbains. Il convient d'insister sur la combinaison nécessaire de différents facteurs pour que soit observée une désoxygénation marquée des eaux en période d'étiage. Dans un premier temps, l'association de ces différents facteurs et leur résultat sur le milieu naturel sont présentés sous la forme d'un article publié dans la revue *Environmental Science: Processes & Impacts.* La deuxième partie du chapitre a pour but de présenter différentes situations au cours desquelles des épisodes hypoxiques ont été enregistrés par le réseau MAGEST, notamment l'été 2006 qui présente des records de température. Nous allons ensuite comparer deux évènements orageux qui ont eu lieu en période estivale (2005 et 2011) et pendant lesquels des effluents ont été rejetés en Garonne. Nous confirmerons donc par l'intermédiaire de ces études de cas que la combinaison de certaines conditions est nécessaire pour que des seuils hypoxiques soient atteints dans les eaux de la Garonne.

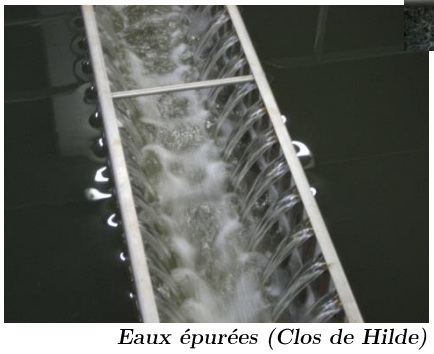
Enfin, la **conclusion** rappelle les objectifs initiaux de cette étude ainsi que les résultats marquants obtenus dans le cadre de ce travail. De nouvelles **perspectives** de recherche sont également proposées, notamment sur une étude plus approfondie des processus bactériens et physico-chimiques mis en jeu lors de la rencontre d'effluents urbains et du bouchon vaseux de la Garonne, permettant de développer l'aspect « modélisation » de ce travail.

Chapitre I

Etat des connaissances – Contexte des zones d'études

Estuaire de la Gironde (CNES©)

Traitement par boues activées (Louis Fargue)



Eaux épurées (Clos de Hilde)

1. Biogéochimie estuarienne

Les apports de matière organique ou inorganique à l'estuaire peuvent avoir plusieurs origines. Ils peuvent provenir du bassin versant amont, du bassin versant estuarien ou encore du domaine côtier. Ils peuvent également être d'origine anthropique, atmosphérique, ou provenir de l'estuaire lui-même par la remise en suspension de matériel ayant sédimenté ou encore la production de matériel autochtone par la photosynthèse.

1.1. Origines et devenir du carbone organique

L'étude du cycle global du carbone et de ses principaux réservoirs suscite un intérêt croissant et constitue un point central des préoccupations scientifiques actuelles (protocole de Kyoto, 1997 ; GIEC, 2007). En effet, l'augmentation des teneurs en CO_2 dans l'atmosphère induirait des changements climatiques majeurs dans un futur proche. A l'échelle planétaire, les estimations les plus récentes du flux global de carbone organique apporté par les rivières sont de l'ordre de 400.10^6 tC/an, dont $170\text{-}195.10^6$ tC/an sous forme particulaire et $200\text{-}215.10^6$ tC/an sous forme dissoute (Meybeck & Vörösmarty, 1999).

En milieux aqueux, le carbone organique se rencontre classiquement sous forme **particulaire** (COP) et **dissoute** (COD), dont la limite entre ces deux domaines est généralement arbitraire, car il y a absence de discontinuité marquée entre eux. 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 un tel filtre. En l'absence de discontinuité entre ces deux phases, des réactions de transfert ont lieu de façon quasi-permanente (Etcheber, 1986).

Les apports fluviaux de carbone organique peuvent être classés en deux groupes (Veyssy, 1998) :

- les apports **allochtones**, issus du lessivage continental, avec pour origine soit les litières (biomasses vivantes et détritiques, peu ou pas dégradées), soit les sols (matière organique associée aux matrices argileuses ou contenue dans les roches) ; mais également dus aux apports anthropiques (rejets domestiques, industriels ou agricoles) ;
- les apports **autochtones**, issus de la production primaire fluviale, constituée en majeure partie de phytoplancton et de bactéries, mais aussi de macrophytes et d'algues benthiques.

a. Carbone organique particulaire

Une tendance générale est observée dans les fleuves, hormis les bassins versants très pollués : plus les eaux sont turbides, moins les MES sont riches en MO (Meybeck, 1982 ; Ittekkot, 1988). En période de fortes pluies, l'érosion augmente la turbidité et les sols sont la source majeure de COP, tandis que la photosynthèse aquatique est restreinte par manque de lumière. Les teneurs moyennes en COP entrant dans l'estuaire de la Gironde sont aux alentours de 2.6 mg/L (Veyssy, 1998 ; Tableau I.1). Le pourcentage en COP des matières en suspensions présente une valeur autour de 1.5 ± 0.2%, sans variations saisonnières (Etcheber, 1983 ; Veyssy et al., 1999 ; Etcheber et al., 2007) dont seulement 10% du COP est autochtone, d'origine phytoplanctonique (Etcheber et al., 2011). Cette constance renforce le fait que ce matériel est à dominante réfractaire (Abril et al., 2002). A l'inverse, en période de faible pluviométrie, la turbidité diminue et la production phytoplanctonique devient majoritaire. Les MES sont alors plus riches en matière organique et le COP peut atteindre 10-30% (Meybeck, 1982 ; Relexans & Etcheber, 1982). En comparaison, le pourcentage moyen annuel en COP dans l'estuaire de la Loire est de 3.3% (Etcheber, 1983 ; Abril et al., 2002) et de l'ordre de 3.1% dans l'estuaire de la Seine (Servais et al., 1998).

Ces changements de sources de COP en fonction de l'hydrologie peuvent être étayés par l'utilisation du rapport C/N, connu pour refléter l'origine de la MO (Meybeck, 1982 ; Etcheber, 1986). Des rapports élevés (>10) rendraient compte d'une origine terrigène, tandis que des rapports faibles (5 à 7) indiqueraient une source plutôt planctonique, les organismes étant enrichis en composés azotés. Comme, et c'est le cas en Garonne-Dordogne, les particules transportées par les fleuves et les rivières ont un rapport C/N aux alentours de 10 en moyenne (Ittekkot, 1988), le rapport C/N dans l'estuaire de la Gironde ne semble pas assez déterminant comme outil pour discriminer les sources de matière organique particulaire (Savoye et al., 2012) car on sait que selon les saisons, carbone organique terrigène et phytoplanctonique sont tour à tour majoritaires (Relexans & Etcheber, 1982).

De la nature des sources de COP va dépendre le devenir de la MO. En effet, dans le milieu aquatique, il existe une fraction organique dite **labile** opposée à celle dite **réfractaire**, discrimination établie en se basant sur l'utilisation de la MO par les bactéries hétérotrophes. Cette notion est relativement subjective et dépend de l'échelle de temps considérée et des processus biologiques en jeu. Nous avons assimilé dans notre étude la MO labile à la fraction organique qui est minéralisée en moins d'un an (Lin, 1988 ; Lemaire et al., 2002), composée majoritairement de familles organiques biochimiques identifiées (carbohydrates, protéines et lipides) (Laane et al., 1987 ; Ittekkot & Laane, 1991). A l'opposé, la MO allochtone, issue de l'érosion des bassins versants, a subi le plus souvent de nombreuses transformations biogéochimiques dans les sols avant son arrivée dans le milieu aquatique. Elle présente donc

une large part de carbone organique réfractaire, dont la dégradabilité doit être envisagée à des échelles beaucoup plus considérables (millénaire, etc…) (Hedges, 1992).

La mise au point d'une méthode simple (approche par incubation) a permis de quantifier les parts labiles et réfractaires du carbone organique dans les eaux (Servais et al., 1989 ; Lin & Etcheber, 1994 ; Servais et al., 1995). Cependant, les incubations tendraient à sous-estimer l'extraction de la MO labile (Taillez, 2004). La MO dans la partie amont de l'estuaire est en général relativement dégradable et sa dégradabilité varie de 4% à près de 60% en fonction de la saison et de la proportion de MO autochtone. Dans l'estuaire central, la MO est plutôt réfractaire avec une dégradabilité inférieure à 10% (Lin & Etcheber, 1994). Abril et al. (2002), ont estimé que la minéralisation du COP dans la Gironde est de l'ordre de 40 tC/an, pour un débit moyen de 1 000 m^3/s, soit une perte de 1.3 mg/L.

Tableau I.1 : Concentrations moyennes de carbone organique (mg/L) dans les eaux naturelles (adapté de Burton & Liss, 1976).

CO (mg/L)	Particulaire	Dissous	Total
Rivières	5-10	5-15	10-20
Estuaires	0.5-10	1-5	1.5-15
Zones côtières	0.1-1	1-5	1-6
Océans			
Surface	0.01-1	1-1.5	1-2.5
Fond	0.003-0.01	0.5-0.8	0.5-0.8

b. Carbone organique dissous

Plusieurs paramètres tels que la variabilité saisonnière, les apports d'eaux douces, les apports anthropiques, la production autochtone, peuvent influencer la distribution de la matière organique dissoute (Callahan et al., 2004). Dans le bouchon vaseux de l'estuaire de la Gironde, les teneurs en COD varient de 1.7 à 2.5 mg/L (Tableau I.1) entre l'été et l'hiver (Abril et al., 2002) et sont comprises dans la gamme de teneurs déjà observée par Etcheber (1986). Les variations saisonnières en COD peuvent être expliquées préférentiellement par des échanges entre les phases particulaires et dissoutes résultant de la décomposition de la MO (Middelburg & Herman, 2007). De plus, les teneurs mesurées en profondeur peuvent être 10 à 20% supérieures aux teneurs en surface (Abril et al., 1999). Cet apport de COD pourrait être dû à des processus de désorption (Miller, 1999), sans doute en relation avec des changements à la surface des structures minérales, lors des changements de conditions oxiques/suboxiques et lors de la remise en suspension de crème de vase (Abril et al., 1999 ; Vacher, 2004).

Comme le COP, le COD présente une fraction labile et une autre réfractaire, dont la composition chimique et l'origine sont différentes. Contrairement au COP, lors d'une crue, l'augmentation modérée du COD en fonction des débits ne serait pas linéaire, mais formerait une courbe d'hystérésis (Meybeck, 1993 ; Butturini & Sabater, 2000). Une décroissance linéaire amont-aval du COD a été observée en Gironde avec la salinité, traduisant le comportement quasiment conservatif de ce paramètre, existant dans d'autres estuaires (Laane, 1980 ; Ittekkot et al., 1982 ; Burton, 1983 ; Cadée et al., 1993). Cependant, ce phénomène connait des exceptions sporadiques : un comportement non conservatif a été observé en Juin 1997 (Abril et al., 2002), confirmant la présence de sources et puits intenses de COD dans l'estuaire.

L'analyse des variabilités temporelles et les résultats sur les facteurs de contrôle du COD (Ludwig, 1997 ; Aitkenhead & McDowell, 2000) semblent confirmer l'hypothèse selon laquelle les sols sont la source majeure de COD dans les rivières. Une importante fraction du COD transporté par les rivières jusqu'aux estuaires est donc constituée de substances humiques, produits de dégradation des plantes terrestres dans les sols (Malcolm, 1990 ; Opsahl & Benner, 1997, Vacher, 2004 ; Parlanti et al., 2006), tandis que la composante autochtone est minoritaire (Vacher, 2004 ; Parlanti et al., 2006). Ces substances humiques rejoignent ensuite le milieu aquatique par lessivage et sont résistantes à l'activité hétérotrophe. Cependant, le COD fluvial contient une part plus importante de fraction labile (issue de litières fraichement décomposées), pouvant être dégradée sur des laps de temps plus courts, équivalents au trajet des eaux fluviales vers la zone côtière (Servais et al., 1987 ; Moran et al., 1999 ; Raymond & Bauer, 2001). Enfin, le degré d'humification de la matière organique dissoute tend à augmenter progressivement dans la zone à faible salinité (S<7) (Huguet et al., 2009). Engendrant des émissions de CO_2, la minéralisation du carbone organique particulaire et/ou dissous joue donc un rôle essentiel en terme de bilan de carbone vers l'atmosphère (Abril et al., 2002 ; Richey et al., 2002).

c. Activités autotrophe et hétérotrophe

Les micro-organismes autotrophes et hétérotrophes jouent un rôle primordial dans la production primaire et le recyclage des fractions carbonées et des nutriments au sein du milieu aquatique (Dudgale & Goering, 1967 ; Hecky & Kilham, 1988). Le rôle des micro-organismes hétérotrophes (bactéries, micro zooplancton) est essentiel dans le recyclage du carbone, car ils utilisent cet élément en conditions oxiques et/ou anoxiques, permettant le recyclage et la remise à disposition de la MO à travers la boucle microbienne, elle-même greffée à la chaîne trophique (Carpenter & Kitchell, 1993) (Figure I.1).

Dans les estuaires, le cycle du carbone se traduit par une compétition entre activité autotrophe et hétérotrophe. Les apports en carbone organique allochtone favorisent l'activité hétérotrophe,

et des apports en sels nutritifs stimulent l'activité autotrophe (Gattuso et al., 1998). Par exemple, le bouchon vaseux constitue un lieu particulièrement propice à l'installation d'une abondante communauté de bactéries hétérotrophes dans la Gironde, de l'ordre de 10^7 bactéries/mL (Hernandez Palomino, 1997), fixées sur les particules (Crump et al., 1998). Bien que la production primaire dans l'estuaire de la Gironde soit fortement limitée par la turbidité, sur une distance de près de 100 km (Irigoien & Castel, 1997), précisons que le matériel phytoplanctonique semble constituer un substrat préférentiel pour la population de bactéries hétérotrophes du bouchon vaseux par rapport à la MO, majoritairement d'origine continentale et plus réfractaire (Lemaire et al., 2002), faisant que ce phytoplancton est minéralisé dans sa quasi-totalité dans l'estuaire lui-même.

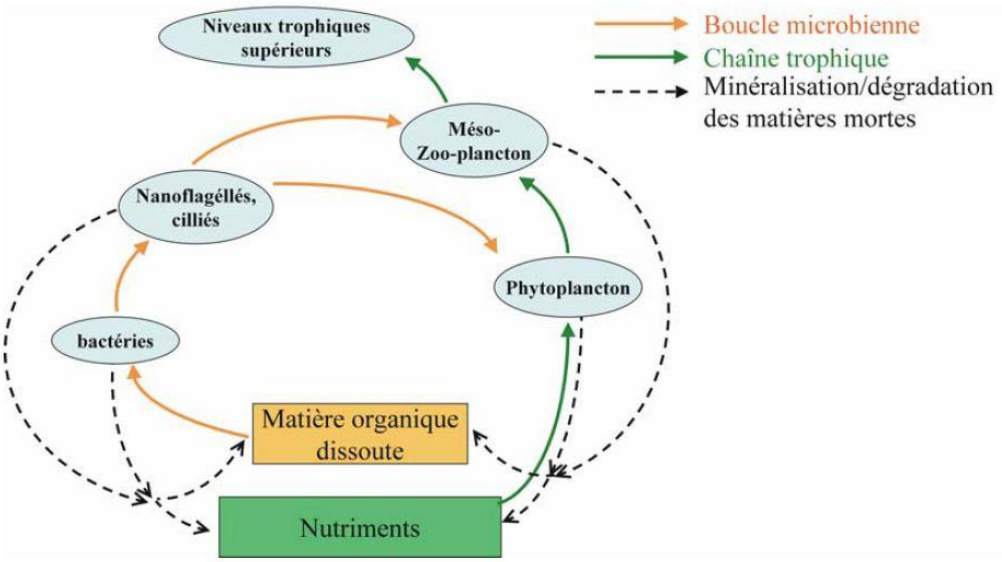


Figure I.1 : Schématisation de la boucle microbienne et de la chaîne trophique dans les milieux aquatiques (Cébron, 2004).

Dans l'estuaire de la Gironde, la production primaire, essentiellement contrôlée par le facteur « turbidité » (Cabeçadas et al., 1999), est maximale dans la partie fluviale, en amont du bouchon vaseux ainsi qu'aux plus hautes salinités (en aval du bouchon vaseux), tandis que la respiration et la production bactérienne sont maximales dans le bouchon vaseux (Goosen et al., 1999). De plus, sa contribution au bilan de carbone organique est faible (Etcheber, 1983 ; Lin, 1988).

La respiration excède globalement la production primaire (Heip et al., 1995 ; Gattuso et al., 1998 ; Frankignoulle et al., 1998), constituant ainsi une source de CO_2 pour l'atmosphère (Frankignoulle et al., 1998). Dans la Gironde, les apports fluviaux et l'activité hétérotrophe sont donc les deux sources majeures de CO_2 (respectivement de 120 et 180 tC/j).

1.2. Cycle de l'azote en milieu aquatique

Les apports d'azote à l'océan sont en constante évolution au cours de ces dernières décennies, presque exclusivement en raison des activités humaines (croissance démographique, rejets urbains, industries, agriculture et utilisation d'engrais) (Galloway, 1998 ; Mackenzie et al., 2002 ; Barles, 2007 ; Statham, 2012). En plus des sources de MO d'origine naturelle, la majorité des apports allochtones de matières organiques et minérales arrivant au milieu aquatique est due aux sources diffuses : dépôts atmosphériques et engrais (Valiela & Bowen, 2002 ; Statham, 2012), puis aux sources ponctuelles : rejets urbains.
Dans les milieux aquatiques, l'azote peut se présenter sous différentes formes (Figure I.2) dont nous distinguons :

- **des formes d'azote organique** (Norg), plus ou moins facilement biodégradables (protéines, acides nucléiques, pigments, etc.), constituant la partie azotée de la matière vivante et de la MO détritique. En raison d'une faible production phytoplanctonique en estuaire turbide, les nutriments organiques sont rarement consommés dans l'estuaire, excepté au niveau de l'embouchure (Dauvin, 2008).

- **des formes inorganiques** (ou « minérales ») constituées par :
  - des *formes ioniques très solubles dans l'eau* :
    - l'**ammonium** (NH_4^+), résultant de la minéralisation de l'azote organique ;
    - les **nitrites** (NO_2^-), formes chimiques instables ;
    - les **nitrates** (NO_3^-), formes stables oxydées et qui représentent généralement la forme d'azote minérale la plus importante.

Les ions NH_4^+, du fait de leur charge positive, s'adsorberont plus facilement sur les particules du sédiment (humus, argiles, colloïdes qui sont chargés négativement), tandis que les ions NO_2^- et NO_3^- seront beaucoup plus mobiles (peu ou pas d'adsorption).

  - des *formes non chargées que sont les gaz dissous* :
    - **l'ammoniaque** (NH_3), gaz toxique pour la faune et la flore microbienne à faible concentration, en équilibre avec l'ion ammonium selon le pH et la température ;
    - **l'oxyde nitrique** (NO), gaz intermédiaire réactionnel du processus microbien de dénitrification ;
    - **l'oxyde nitreux** (N_2O), gaz qui est un des produits minoritaires de dénitrification ;
    - **l'azote gazeux** (N_2), gaz inerte, produit final du processus de la dénitrification et largement présent dans l'air.

Toutes les formes minérales s'équilibrent par diffusion, entre l'eau interstitielle des sédiments et la colonne d'eau, tandis que les formes gazeuses dissoutes s'équilibrent avec l'atmosphère. De plus, les nutriments ont un comportement plutôt conservatif, avec de faibles variations saisonnières et des rapports élémentaires (N:P:Si) constants tout le long de l'estuaire (Cabeçadas et al., 1999).

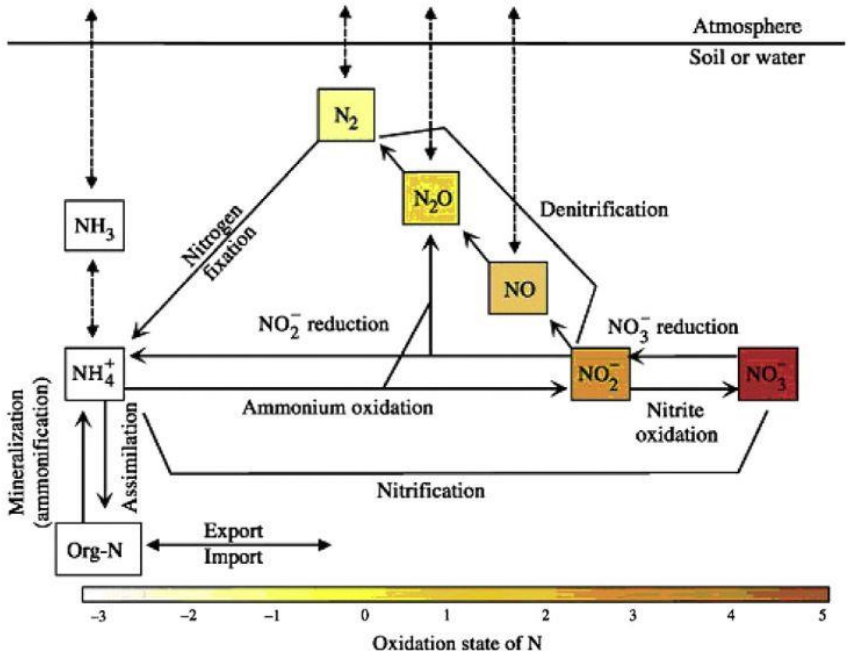


Figure I.2 : Principales voies de conversion de l'azote dans la biosphère (d'après Karl, 2002 ; dans Galloway, 2003).

Parmi les différentes transformations de l'azote, celles qui seront le plus abordées dans le cadre de ces travaux sont **l'ammonification** et la **nitrification**.

- **l'ammonification**, ou minéralisation de la MO, est réalisée aussi bien en présence qu'en absence d'oxygène, et est effectuée par des micro-organismes hétérotrophes, des plantes et des animaux, qui utilisent la MO comme source d'énergie et de carbone. Le stade ultime de l'ammonification est la formation d'ammonium. La qualité de la MO va déterminer la rapidité à laquelle elle sera minéralisée. Toutefois, la vitesse de minéralisation peut être considérée comme constante, quelle que soit la concentration en oxygène dans l'eau (Risgaard-Peterson et al., 1994).

- la **nitrification** est un processus qui se déroule en deux étapes. Ce processus est réalisé en milieu aérobie, par deux communautés bactériennes autotrophes spécifiques, à faible vitesse de croissance.
  - la première étape de la nitrification est la **nitrosation** (ou nitritation), réalisée par des bactéries nitrosantes (Prosser, 1989), dont le nom du genre porte le préfixe « *nitroso* ». Ces bactéries oxydent l'ammoniaque ($\Delta G'_0$ = -66 kcal/mol), substrat

réel de cette étape et non l'ammonium (Suzuki et al., 1974) en nitrites. Cette étape est réalisée en deux temps grâce à l'intervention de deux enzymes, dont l'équation résultante est la suivante :

$$\mathbf{NH_3 + 1.5O_2 \rightarrow HNO_2 + H_2O}$$

- la deuxième étape de la nitrification est la **nitratation**, réalisée par des bactéries nitratantes (Prosser, 1989), dont le nom du genre porte le préfixe « *nitro* ». Ces dernières convertissent très rapidement les nitrites formés au cours de la première étape en nitrates ($\Delta G'_0$ = -17 kcal/mol), suivant l'équation suivante :

$$\mathbf{NO_2^- + 0.5O_2 \rightarrow NO_3^-}$$

Une fois formés, les nitrites sont rapidement transformés, raison pour laquelle ils sont toujours présents à de très faibles concentrations dans l'environnement. Aussi considère-t-on généralement que c'est le processus de nitrosation qui est limitant dans le milieu (Prosser, 1986). D'autres micro-organismes tels que les bactéries hétérotrophes et des champignons sont également capables d'effectuer une nitrification (Verstraete & Alexander, 1973 ; Bock et al., 1991), bien que ce processus semble négligeable dans l'environnement.

Les bactéries nitrifiantes ont un taux de croissance faible par rapport à celui d'autres micro-organismes planctoniques comme les bactéries hétérotrophes (Watson et al., 1989). Leur croissance est contrôlée par la concentration en substrat, la température, le pH, la lumière, la disponibilité en oxygène et la communauté bactérienne (Holt et al., 1995 ; Watson et al., 1989). Les temps de génération les plus courts sont de 7h pour le genre *Nitrosomonas* et de 10h pour le genre *Nitrobacter* (Bock et al., 1990). Cependant, si un grand nombre de caractéristiques ont été étudiées chez ces deux genres-là, des études montrent qu'ils ne constituent pas les genres les plus représentés dans l'environnement naturel, pas plus qu'en station d'épuration (Schramm et al., 1998).

1.3. Processus bactériens et physico-chimiques affectant l'oxygénation des eaux estuariennes

Parce que le niveau d'oxygénation des eaux est la résultante d'un grand nombre de processus (micro)biologiques et physico-chimiques, il reflète très étroitement le fonctionnement de l'écosystème et est très sensible à tout déséquilibre de ce fonctionnement. Les variations de la teneur en oxygène dans les eaux estuariennes et côtières sont gouvernées par différents facteurs :

La production :

- l'agitation des eaux, sous l'effet du vent et des courants, qui aère la colonne d'eau plus ou moins profondément ;
- la photosynthèse, qui dans notre zone d'étude, reste très limitée en raison d'une forte turbidité, sauf éventuellement dans la partie fluviale et dans l'embouchure de l'estuaire.

La consommation :

- la respiration hétérotrophe liée à la dégradation de la MO apportée par les effluents ou produite par les algues ;
- l'oxydation de l'ammonium en nitrates (nitrification) par des bactéries nitrifiantes.

Il y a donc un déficit en oxygène lorsque la consommation est supérieure à la production. Dans les écosystèmes aquatiques, les zones très déficitaires en oxygène sont dites hypoxiques, dont la limite conventionnelle est de 2 mgO_2/L (Newton et al., 2010). C'est ainsi que l'hypoxie, dans les estuaires peu turbides, est généralement associée au phénomène d'eutrophisation, engendrée par une production algale importante (Lowery, 1998 ; Newton et al., 1998). Une autre cause importante peut être liée aux apports de MO et de nutriments tels que l'ammonium (Garnier et al., 2001). De plus, cette cause est majeure en Gironde et la forte turbidité ainsi que les longs temps de résidence des eaux et des particules permettent une minéralisation complète de la MO, due à un système essentiellement hétérotrophe.

La diversité de ces processus, dans des conditions hydrosédimentaires qui règnent dans ce milieu estuarien girondin, rendent nécessaire une analyse détaillée du fonctionnement biogéochimique de l'estuaire pour en appréhender le bilan d'oxygène et optimiser les mesures susceptibles de restaurer l'oxygénation (Figure I.3).

L'activité hétérotrophe se produit aussi bien en milieu aérobie qu'anaérobie, et la minéralisation de la MO particulaire s'effectue tout d'abord par une étape d'hydrolyse exoenzymatique, en milieu oxique, pour produire de la MO dissoute qui pourra ensuite être transportée au travers de membranes bactériennes. Au contraire, dans les sédiments anoxiques, la fermentation de la MO assure le transfert du particulaire vers le dissous. Cependant, les systèmes estuariens connaissent des transitions oxique-anoxique (Abril et al., 1999) et il est fort probable que des enzymes soient également présentes et actives dans des conditions anoxiques, notamment dans la colonne d'eau du bouchon vaseux, où de forts déficits en oxygène sont fréquemment observés, pouvant aller jusqu'à l'anoxie complète (Thouvenin et al., 1994 ; Uncles et al., 1998).

En conditions oxiques, le COD est oxydé par l'activité bactérienne via la respiration aérobie, en utilisant l'oxygène comme accepteur final d'électron. En conditions anoxiques, le COD est réduit par l'activité anaérobie en utilisant les nitrates, les oxydes de manganèse, de fer et les sulfates. La méthanogénèse a lieu lorsqu'il n'y a plus aucun oxydant disponible (Froelich et al.,

1979 ; Stumm & Morgan, 1996) et le méthane produit sera ensuite oxydé en CO_2 avant de rejoindre l'atmosphère (Iversen & Jorgensen, 1985 ; King, 1992). Comme précisé ci-avant, la dégradation de l'azote organique produit de l'ammonium (ammonification) qui, en conditions oxiques, est oxydé en nitrites (nitrosation) puis en nitrates (nitratation). La nitrification produit également de l'oxyde nitreux gazeux (N_2O). Ces différentes étapes de dégradation montrent à quel point les cycles du carbone et de l'azote sont intimement liés en milieu aquatique. De plus, l'intensité de ces processus bactériens est le résultat d'une interaction étroite entre la disponibilité des oxydants, la labilité de la MO et l'état physiologique des bactéries (Aller, 1994 ; Canfield, 1994).

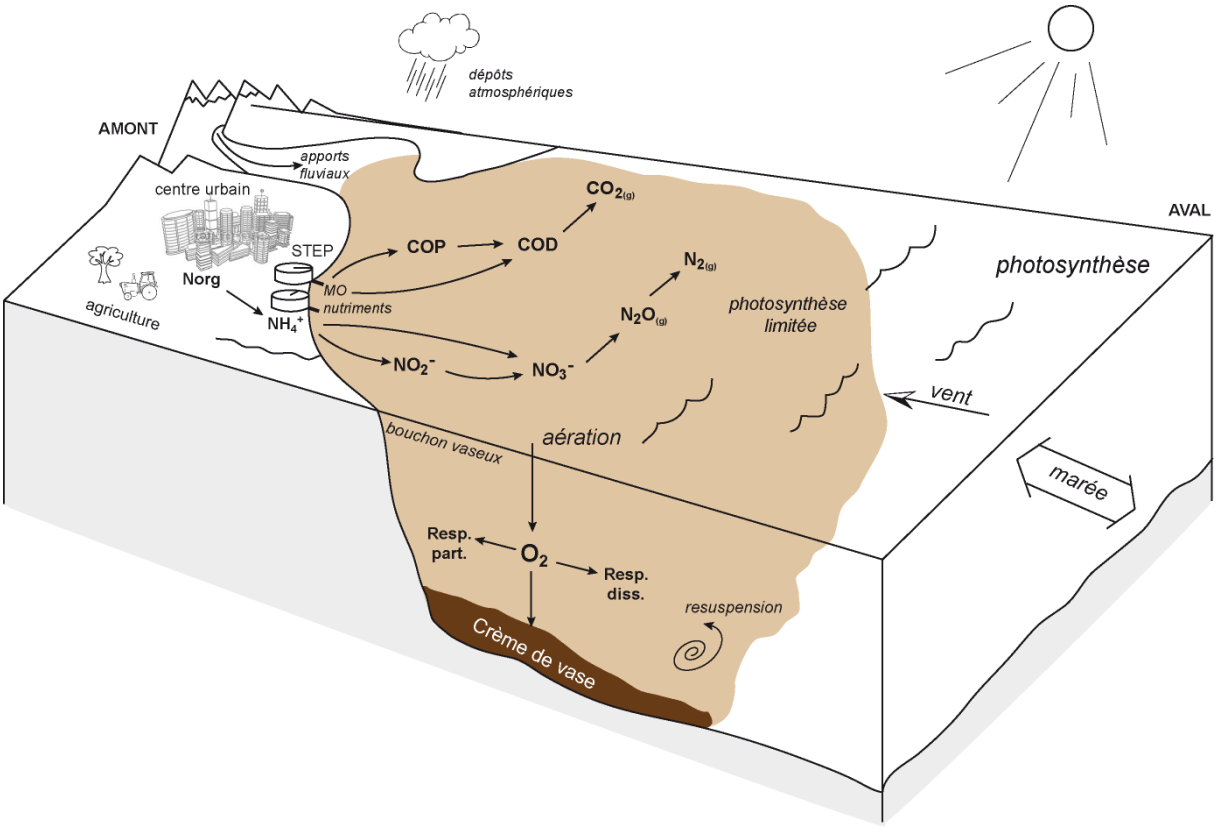


Figure I.3 : Processus bactériens et physico-chimiques affectant l'oxygénation des eaux estuariennes.

Les stœchiométries des principales réactions d'oxydoréduction mises en jeu sont présentées dans le tableau I.2. Les parties réactives, carbonées et azotées, de la MO sont représentées respectivement par CH_2O et R-NH_2. La respiration aérobie et la méthanogénèse produisent donc du CO_2 sans échange de proton. Les processus hétérotrophes anaérobies produisent du CO_2 en consommant simultanément des protons. Enfin, l'ammonification consomme des protons tandis que la nitrification en produit.

Tableau I.2 : Stœchiométries des principales réactions d'oxydoréduction se produisant en milieu estuarien.

Respiration aérobie	$CH_2O + O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O$
Ammonification	$R\text{-}NH_2 + H^+ + H_2O \rightarrow R\text{-}OH + NH_4^+$
Nitrification	$NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + 2H^+ + H_2O$
Dénitrification	$5CH_2O + 4NO_3^- + 4H^+ \rightarrow 5CO_2 + 7H_2O + 2N_2$
Méthanogénèse	$2CH_2O \rightarrow CO_2 + CH_4$

Malgré le fonctionnement du bouchon vaseux et des apports locaux de matériel organique labile (biodégradable), la Gironde reste relativement bien oxygénée, même en période de fortes remises en suspension des particules (IFREMER, 1994 ; Abril et al., 1999). Seule une zone centrée autour de Bordeaux connait des hypoxies ponctuelles en période de faibles débits et de température élevée des eaux. Par comparaison, dans l'estuaire de la Loire, une zone étendue d'anoxie sur de longues périodes de temps accompagne le bouchon vaseux, due à la dégradation de la MO provenant de la biomasse algale apportée par le fleuve (Meybeck et al., 1988 ; Relexans et al., 1988) et aux fortes concentrations estuariennes en sels nutritifs. Dans cet estuaire (Thouvenin et al., 1994), comme celui de l'Humber (Angleterre) (Uncles et al., 1998), la remise en suspension de la crème de vase provoque des déficits en oxygène de la colonne d'eau et est responsable de la mortalité de poissons migrateurs lors de leur période annuelle de migration du fleuve vers la mer (Sauriau et al., 1994). Contrairement aux sous-oxygénations liées à la dégradation de la MO dans le bouchon vaseux, dans l'estuaire de la Seine, ces baisses révèlent une importante contribution de la respiration et de la nitrification (Garnier et al., 2001), les taux d'ammonium de l'estuaire étant beaucoup plus élevés en Seine (influence d'une forte densité de population et de grands sites urbains tels que Paris et Rouen). Dans l'estuaire de l'Escaut, l'oxygène se maintenait, jusqu'à très récemment, à des valeurs très basses sur une zone d'au moins 50 km, en raison des rejets organiques de plusieurs agglomérations peu équipées en station d'épuration (Billen et al., 1988). L'installation récente de ces dernières a considérablement réduit les hypoxies qui sont actuellement très ponctuelles.

Modéliser les niveaux d'oxygénation de l'estuaire et les processus biogéochimiques estuariens qui sont liés, en réponse aux perturbations anthropiques sur les bassins versants, devient aujourd'hui une priorité. Or, une telle démarche passe tout d'abord par une bonne connaissance des différents pools de MO et de leurs cinétiques de dégradation par la population bactérienne du bouchon vaseux.

2. Etat des connaissances sur l'estuaire de la Gironde

L'estuaire de la Gironde est l'une des deux zones d'études considérées dans ce travail. Les principales caractéristiques de cet estuaire du point de vue de la sédimentologie, de l'hydrodynamique et de la dynamique sédimentaire ont fait l'objet d'un grand nombre de publications très importantes entre 1970 et 1980, mais il existe un déficit de réactualisation de ces données sur des années plus récentes. Les travaux d'Allen (1972), de Castaing & Allen (1981) et de Jouanneau & Latouche (1981) constituent ainsi des ouvrages de référence dans ce domaine, dont les principaux résultats ont été répertoriés par Sottolichio (1999). Quant aux travaux d'Etcheber (1983), de Veyssy (1998) et d'Abril (1999), ils servent de références du point de vue des processus biogéochimiques touchant à la qualité physico-chimique globale des eaux. Certains aspects essentiels pour l'interprétation des données présentées ici sont brièvement rappelés dans cette partie. Toutefois, ces travaux concernent peu l'estuaire fluvial, notamment la section estuarienne garonnaise, expliquant ainsi les nombreuses lacunes de connaissances sur cette portion estuarienne.

2.1. Géomorphologie

Plusieurs définitions existent pour caractériser un estuaire. Pour la plupart des océanographes, ingénieurs, scientifiques et naturalistes, il s'agit d'une zone d'interaction entre les eaux douces et les eaux salées. Cependant il existe de nombreuses définitions différentes (Pritchard, 1967 ; Dyer, 1973 ; Elliott & McLusky, 2002 ; McLusky & Elliott, 2007 ; Tagliapietra et al., 2009 ; Potter et al., 2010). La meilleure définition (Pritchard, 1967) est *a priori* celle qui prend en compte les notions de salinité, de marée, de faciès sédimentaires et de processus biologiques : « un estuaire est une zone d'eaux côtières semi-fermée, qui a une connexion libre avec l'océan, s'étend vers l'amont jusqu'à la limite d'action de l'onde de marée, et où l'eau de mer est diluée par les eaux douces continentales issues du drainage des bassins versants ».

La morphologie actuelle de l'estuaire de la Gironde se décompose en quatre zones distinctes, délimitées par des points kilométriques (PK). Le PK0 se situe au niveau du Pont de Pierre à Bordeaux et le PK100 est localisé à l'embouchure, entre Royan (rive droite) et la Pointe de Grave (Figure I.4) :

- ***l'estuaire fluvial***, qui s'étend des limites amont de l'influence de la marée dynamique (Pessac-sur-Dordogne, PK-68, pour la Dordogne et La Réole, PK-70, pour la Garonne) jusqu'au Bec d'Ambès (PK25, confluence de ces deux fleuves), correspondant à notre principale zone d'étude ;

- ***l'estuaire central*** (ou amont) compris entre le Bec d'Ambès et Saint-Christoly (PK65) ;
- ***l'estuaire aval***, entre Saint-Christoly et la Pointe de Grave (embouchure, PK93) ;
- ***l'embouchure***, à l'aval de la Pointe de Grave.

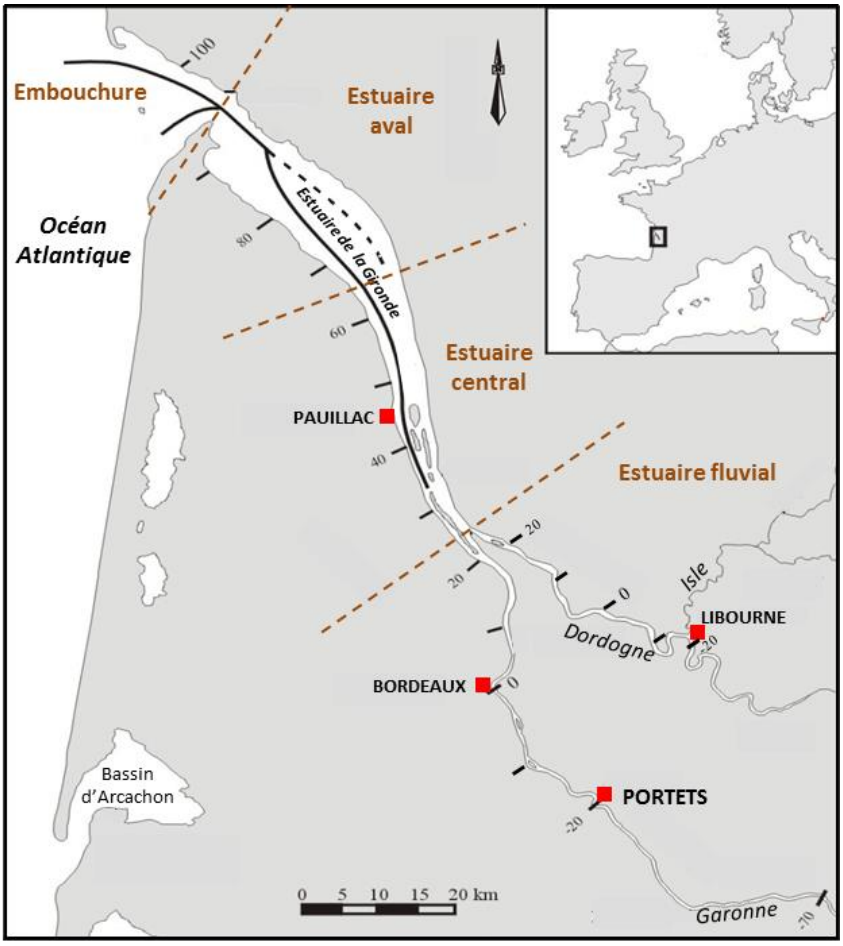


Figure I.4 : Carte de l'estuaire de la Gironde. Les chiffres indiquent les points kilométriques (PK). PK0 se trouve au Pont de Pierre à Bordeaux.

2.2. Hydrologie fluviale

2.2.1. Débits liquides

Depuis 1959, les débits liquides de la Garonne et de la Dordogne sont évalués de façon quotidienne par la DIREN, respectivement à La Réole et à Pessac-sur-Dordogne et nous sont transmis par le Grand Port Maritime de Bordeaux (GPMB). Cette banque de données a permis de tracer les variations journalières du débit de ces deux fleuves, ainsi que celui de la Gironde, résultant de la somme des deux composantes (Figure I.5).

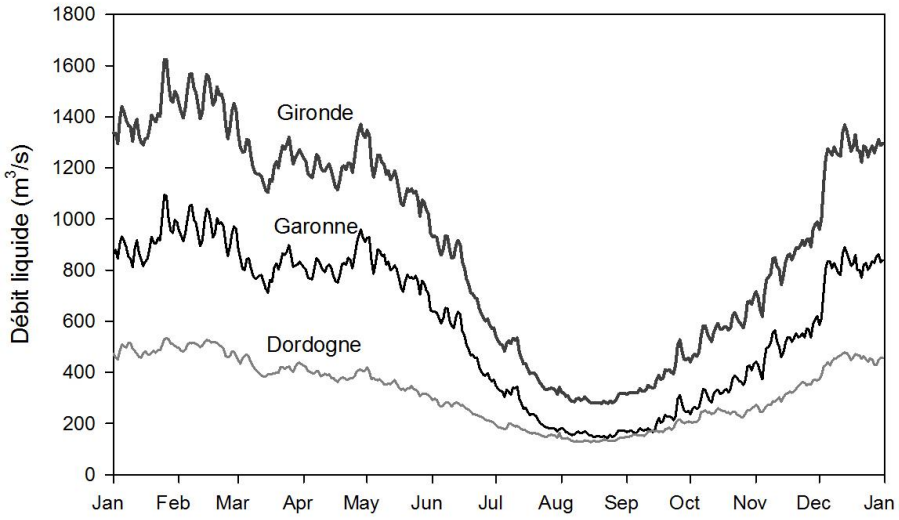


Figure I.5 : Débits moyens journaliers de la Dordogne, de la Garonne et de la Gironde (1959 à 2012).

Le système fluvio-estuarien présente un régime pluvio-nival. Ainsi de fortes crues se produisent-elles en période hivernale (décembre à février) et au printemps (avril-mai). Les étiages débutent au mois de juillet et se terminent en général au mois d'octobre. Ces variations saisonnières ne sont toutefois pas forcément représentatives de toutes les années (sécheresses, crues tardives). Le débit moyen annuel pour la période 1959-2012 est de 912 m^3/s, dont 590 m^3/s pour la Garonne et 322 m^3/s pour la Dordogne (Tableau I.3).

Tableau I.3 : Caractéristiques hydrologiques de la Garonne et de la Dordogne.

	Garonne (La Réole)	Dordogne (Pessac/Dordogne)
Débits moyens annuels (1959-2012)	590 m^3/s	322 m^3/s
Variations des débits moyens annuels (1959-2012)	300 à 880 m^3/s	187 à 477 m^3/s
Minimum journalier	<30 m^3/s (Aout 1998)	<60 m^3/s (Aout 2006)
Maximum journalier	>5000 m^3/s (Déc. 1981)	>1970 m^3/s (Jan. 1962)

Grâce à une telle base de données, nous avons pu dégager les tendances évolutives des débits de la Garonne depuis 1959. Le nombre de jours pendant lesquels le débit est supérieur à 800 m^3/s est en diminution tandis que le nombre de jours pendant lesquels le débit est inférieur à 100m^3/s (débit d'étiage) augmente (Figure I.6). Ceci démontre l'intérêt d'étudier plus particulièrement cette période-là, qui s'avère parfois critique quant au niveau de l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne.

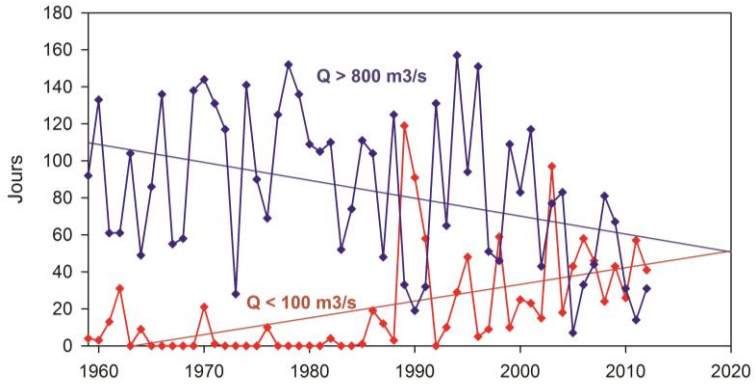


Figure I.6 : Evolution du nombre de jours où les débits de la Garonne sont supérieurs à 800 m^3/s (bleu) et inférieurs à 100 m^3/s (rouge) depuis 1959.

2.2.2. Débits solides

Les débits solides correspondent aux masses de particules terrigènes en suspension traversant une surface, comme la section d'un estuaire, par unité de temps. Les débits solides de la Garonne et de la Dordogne mesurés de 1959 à 1965 ont permis d'établir de bonnes corrélations entre les débits liquide et solide dans les deux fleuves (Castaing, 1981).

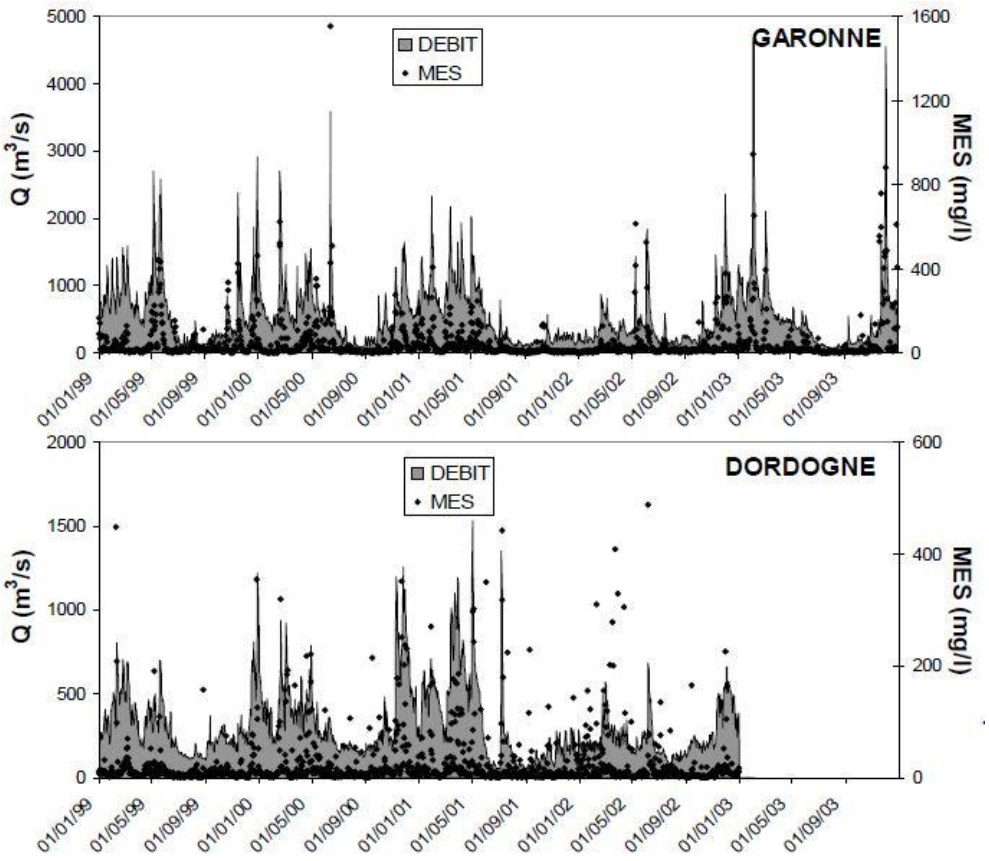


Figure I.7 : Evolution des débits journaliers et des concentrations en MES mesurées au cours des cycles hydrologiques 1999-2003 dans la Garonne et 1999-2002 dans la Dordogne (Coynel, 2005).

Plus récemment, Coynel (2005) a montré que l'évolution des concentrations en MES suit globalement les variations des débits liquides, comme présenté ici à titre d'exemple sur le bassin de la Garonne et de la Dordogne (Figure I.7)

Veyssy (1998) a répertorié les apports en sédiments depuis les différents bassins versants de la Gironde. Les apports fluviaux solides ont ainsi été estimés à environ 2.3 millions de tonnes par an. Des bilans détaillés ont été établis entre 1994 et 1996, indiquant que les apports solides de la Garonne sont largement prédominants (2 120 000 t/an) comparés à ceux de la Dordogne (146 000 t/an).

2.3. Caractéristiques hydrodynamiques et hydrosédimentaires

L'estuaire de la Gironde est caractérisé par la présence quasi-permanente d'un bouchon vaseux pendant la majorité de l'année, dû à différents processus brièvement détaillés ci-dessous.

2.3.1. Asymétrie de l'onde de marée

L'estuaire de la Gironde est soumis aux marées du Golfe de Gascogne, marées semi-diurnes, avec une période de 12.5 heures. Le marnage à l'embouchure varie entre 1.5 et 5.5 mètres (Sottolichio & Castaing, 1999), ce qui définit l'estuaire de la Gironde comme « **macrotidal** ».

L'onde de marée qui pénètre dans l'estuaire est progressivement amortie en raison du frottement sur le fond qui dissipe son énergie et réduit son amplitude. La diminution de la hauteur d'eau vers l'amont engendre une asymétrie de l'onde de marée. La vitesse de propagation de cette onde est proportionnelle à la racine carrée de la profondeur. Ainsi, pour de faibles profondeurs, une onde de marée de pleine mer (PM) se propage plus vite qu'une onde de basse mer (BM), induisant une durée de flot (marée montante) plus courte que le jusant (marée descendante).

Le rétrécissement des sections de l'estuaire vers l'amont a un effet inverse à celui engendré par le frottement sur le fond. Le rétrécissement vers l'amont entraîne ainsi une concentration de l'énergie de la marée et une augmentation de son amplitude (Doxaran, 2002). La limite d'action de la marée dynamique se situe environ à 180 km à l'amont de l'embouchure (Sottolichio & Castaing, 1999),

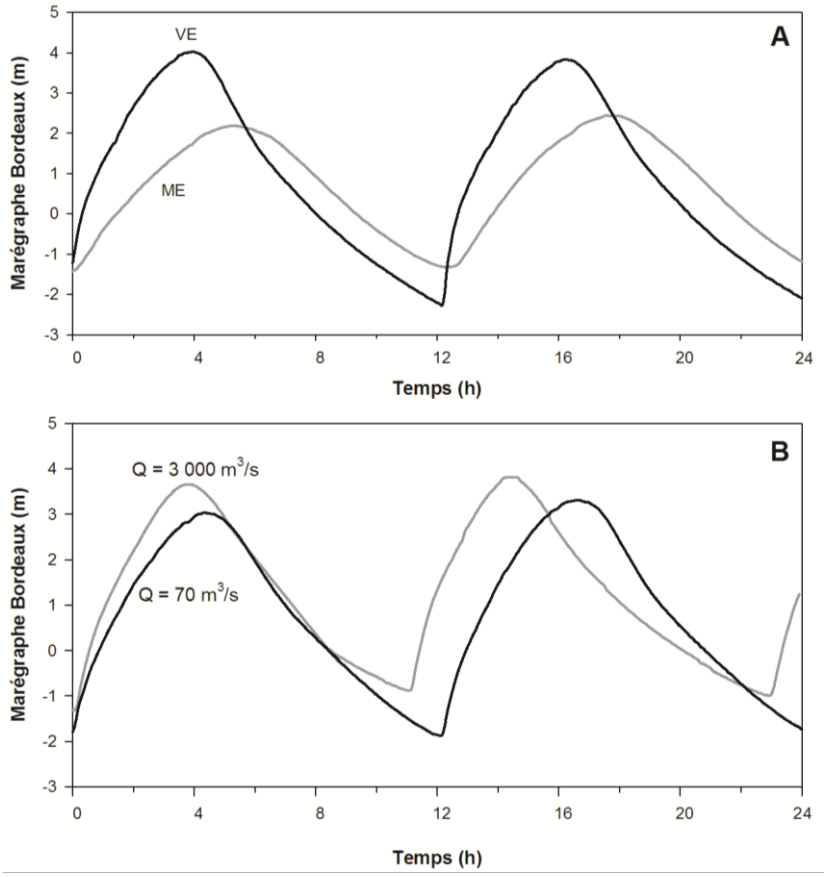


Figure I.8 : Données issues du marégraphe de Bordeaux au cours, (A) : d'une marée de mortes eaux (ME) et de vives eaux (VE) ; (B) : de bas débit (70 m^3/s) et de haut débit (3000 m^3/s).

L'amplitude de cette asymétrie dépend des cycles astronomiques (vives eaux : VE et mortes eaux : ME), illustrée à partir des marégraphes de Bordeaux enregistrés les 1er et 2 Avril 2012 (ME ; Coeff. 32) et les 08 et 09 Avril 2012 (VE ; Coeff. 114) (Figure I.8A). L'amplitude dépend également du débit fluvial (Figure I.8B), puisque celle-ci est légèrement plus grande lorsque les débits sont élevés (23 Mai 2012, Q = 3000 m^3/s, coefficient = 75) que lorsqu'ils sont très faibles (16 Août 2012, Q = 70 m^3/s, coefficient = 72).

2.3.2. Circulation résiduelle

L'asymétrie de l'onde de marée dans l'estuaire, l'intrusion marine remontante et le débit fluvial descendant, entrainent un phénomène résultant appelé « circulation résiduelle », qui est la circulation nette après filtrage de la marée. Cette circulation résulte en général des gradients de salinité présents dans l'estuaire, ainsi que des différences dans le profil de courant de flot et de jusant. En période d'étiage, elle se traduit par des courants nets dirigés vers l'amont au fond et vers l'aval en surface (Allen, 1972). Ce type de circulation correspond à un estuaire « partiellement mélangé » (Pritchard, 1952).

Au front de l'intrusion saline, une zone de convergence des courants résiduels au fond est observée et correspond au « point nodal » (Allen, 1972), lieu où le piégeage des sédiments est maximal. Cette zone d'accumulation de sédiments est à la base du développement du bouchon vaseux (Figure I.9).

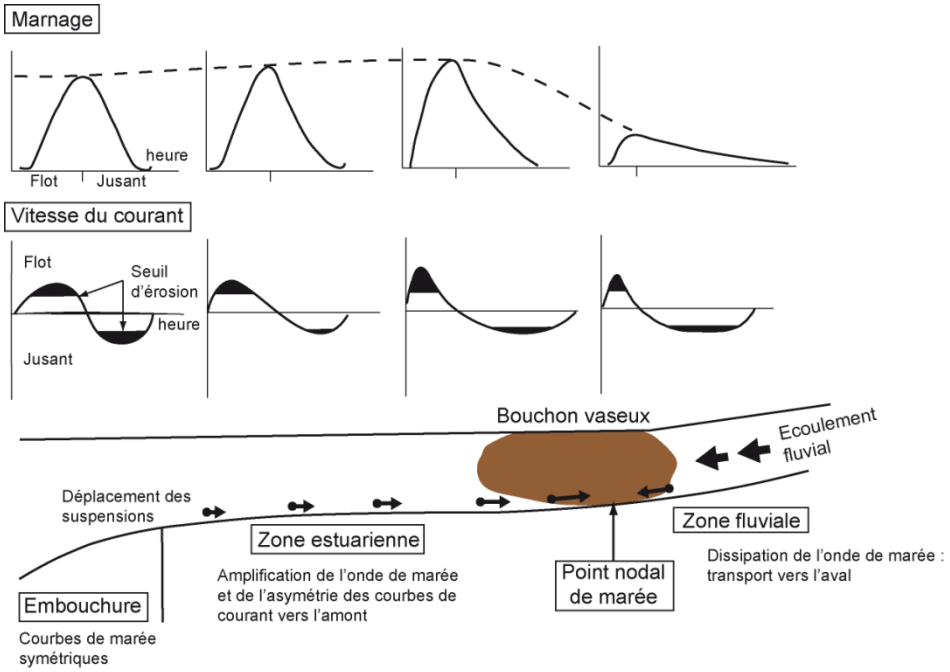


Figure I.9 : Formation du bouchon vaseux dans un estuaire macrotidal où la circulation résiduelle est faible ou absente (repris de Castaing, 1981).

L'asymétrie de l'onde de marée et la circulation résiduelle sont donc à l'origine de la formation de maxima de turbidité dans un estuaire macrotidal. Les particules en suspension apportées par les fleuves depuis les bassins versants se retrouvent ainsi piégées à l'intérieur de l'estuaire. Jouanneau et Latouche (1981) estiment que le temps de résidence dans l'estuaire d'une telle particule est compris entre 12 et 24 mois, tandis que le temps de résidence de la masse d'eau est estimé entre 20 et 86 jours.

2.3.3. Le bouchon vaseux

La définition initiale du bouchon vaseux dans un estuaire (Glangeaud, 1938) est une zone où les concentrations en sédiments en suspension peuvent être 10 à 100 fois supérieures à celles rencontrées dans les fleuves amont et l'estuaire aval. Pour l'estuaire de la Gironde, il est admis que le bouchon vaseux est présent dès que la charge en sédiment dépasse quelques centaines de mg/L (Castaing, 1981).

La gamme de concentrations rencontrées varie de 0.2 à 1.0 g/L en surface et de 1 à 10 g/L au fond (Jouanneau & Latouche, 1981). A proximité du fond, un gradient vertical de

concentration se développe, orienté vers le bas, donnant naissance à des concentrations très élevées de MES pouvant atteindre plusieurs centaines de grammes par litre : ce sont des « lentilles de crème de vase ». Une étude récente a permis de montrer que celles-ci présentaient une anoxie marquée (Abril et al., 1999).

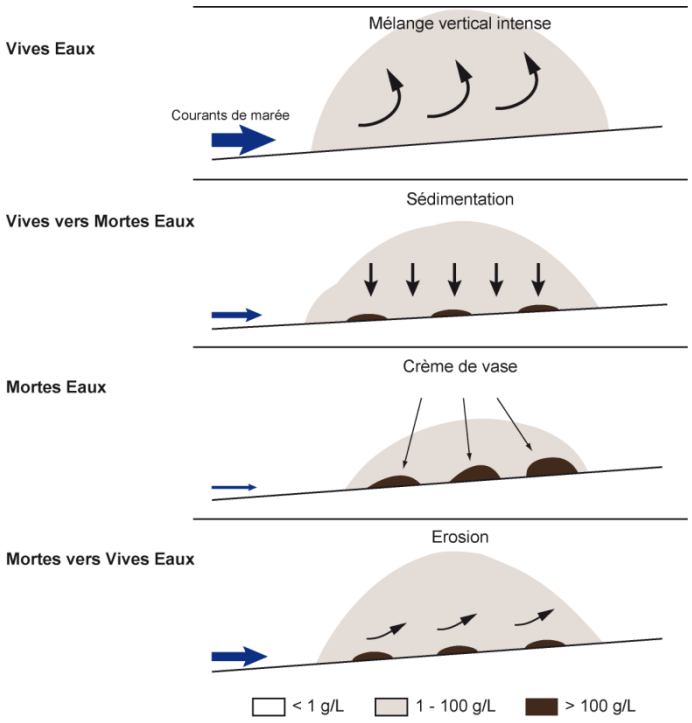


Figure I.10 : Dynamique sédimentaire dans le bouchon vaseux de l'estuaire de la Gironde pendant un cycle lunaire (adapté d'Allen, 1972 ; Abril, 1999).

En théorie (Dyer, 1987), les particules en suspension sont transportées vers l'aval en surface, avec les eaux douces. Elles chutent pendant les étales (moment où le courant est nul) de basse mer (BM) et de pleine mer (PM). A la reprise du courant, elles sont remobilisées et transportées vers l'amont par les courants de flot jusqu'à l'étale de pleine mer. Ce déplacement a lieu à chaque marée et favorise la rétention des particules dans l'estuaire. Deux cycles de dépôt et de remise en suspension coexistent dans le bouchon vaseux, induits par les cycles semi-diurne et lunaire de la marée. Des lentilles de crème de vase se déposent dans le chenal principal lors des mortes eaux, avant d'être érodées lors des vives eaux (Figure I.10).

2.4. Caractéristiques physico-chimiques

Les caractéristiques hydrodynamiques et hydrosédimentaires présentées dans le paragraphe précédent ont une influence sur les caractéristiques physico-chimiques. Tous les paramètres abordés ici ont des relations plus ou moins directes avec la matière organique, dont ils peuvent conditionner la production in situ ou même l'évolution.

2.4.1. Température

Des normes de température ont été proposées dans les masses d'eaux estuariennes, en prenant en compte différentes espèces de poissons, plus ou moins tolérantes aux températures de l'eau (Turnpenny & Liney, 2006 ; Taverny et al., 2009). Ces classes de qualité et les seuils de température reposent sur des repères thermiques par espèce. Les valeurs seuils suggérées sont : 20°C, 23°C et 28°C et représentent respectivement la frontière entre une qualité jugée élevée ou bonne, bonne ou modérée et modérée ou médiocre (Tableau I.4).

Tableau I.4 : Grille de qualité des températures pour les poissons dans les masses d'eau de transition (Taverny et al., 2009).

	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre
IRSTEA « Estuaire »	<20°C	≥20 et <23°C	≥23 et <28°C	≥28°C

Depuis 2005, des données récentes issues du réseau de surveillance en continu MAGEST (décrit plus en détail dans le chapitre IV) ont permis de calculer la température moyenne mensuelle des eaux de la Gironde. Celle-ci varie entre 5 et 25°C et présente un signal saisonnier identique tout le long de l'estuaire (Etcheber et al., 2011). Les températures minimales mesurées sont de 4°C en période hivernale et la valeur de 29°C a été atteinte en période estivale (2006) au niveau de Bordeaux.

Les causes naturelles de ces variations de température dans l'estuaire sont liées aux changements rapides de la température atmosphérique et à l'influence des eaux marines. Les eaux fluviales d'amont ont donc tendance à être plus froides en hiver et plus chaudes en été que celles de l'estuaire central, qui sont légèrement moins sensibles aux variations thermiques extérieures. Au niveau de l'embouchure, les eaux de fond sont plus chaudes en hiver ou plus froides en été que celles de surface. Les eaux de mer sont en effet plus chaudes en hiver que les eaux continentales, le contraire se produisant durant la période estivale. Les températures observées montrent des évolutions caractéristiques d'un estuaire situé en zone tempérée.

2.4.2. Salinité

La salure des eaux de l'estuaire traduit l'invasion des eaux marines lors du flot. Cet effet sera fonction à la fois de l'importance des débits et des coefficients de marée. La salinité moyenne mensuelle mesurée par le réseau MAGEST présente des variations le long de l'estuaire. Ainsi, les valeurs les plus élevées sont observées dans l'estuaire central, au niveau de Pauillac, comprises entre 2 et 4 en hiver, et environ 10 en période estivale (Etcheber et al., 2011). A

l'inverse, les salinités les plus faibles sont observées dans l'estuaire fluvial amont, à Libourne et à Portets (Figure I.4), pouvant atteindre 0.5 en période estivale (Etcheber et al., 2011).

2.4.3. Turbidité

L'estuaire de la Gironde a la particularité d'être l'un des plus turbides d'Europe. La répartition des concentrations en MES échantillonnées dans l'estuaire est en relation directe avec les conditions climatiques et hydrologiques d'une part et le choix des points d'échantillonnage d'autre part. Plusieurs facteurs jouent un rôle prépondérant dans la distribution spatio-temporelle des teneurs en MES dans l'estuaire (Etcheber, 1983) :

- en amont, les apports de matériels frais ;
- au centre de l'estuaire, les migrations du bouchon vaseux ;
- à l'embouchure, la dilution eau douce-eau marine.

Dans la partie centrale de l'estuaire, à Pauillac (Figure I.4), la concentration en MES dans les eaux de surface varie relativement peu tout au long de l'année, avec des teneurs moyennes comprises entre quelques centaines de mg/L à environ 2 g/L, témoin de la présence quasi permanente du bouchon vaseux dans cette zone (Etcheber et al., 2011).

La Garonne et la Dordogne apportent annuellement 3 Mt de MES dans l'estuaire, principalement des argiles et des silts, en raison d'une érosion particulièrement intense des bassins versants, dont plus de 80% de ces apports proviennent du bassin versant de la Garonne (Maneux, 1998). Les particules en suspension dans les eaux de la Gironde sont donc constituées d'un mélange de matières minérales et organiques. La composition minéralogique des suspensions (fraction > 0.45 µm) dans la Gironde comprend, en moyenne, 65% de micas et d'argiles, 20% de quartz, 7% de calcites, 6% de feldspaths, et 2% d'autres minéraux (minéraux lourds et matière organique ; Etcheber, 1983). Ces pourcentages varient peu d'amont en aval dans l'estuaire et en fonction de la profondeur (Etcheber, 1978). La teneur en COP des suspensions dans la Gironde présente une valeur autour de 1.5 ± 0.2%, sans variations saisonnières, et est considéré comme réfractaire (Etcheber, 1983 ; Veyssy et al., 1999 ; Etcheber et al., 2007).

Ces fortes concentrations de matières en suspension ne sont pas sans incidence sur la qualité des eaux du milieu puisqu'elles diminuent la pénétration de la lumière, limitant ainsi l'activité photosynthétique (Irigoien & Castel, 1997 ; Garnier et al., 2001). Les teneurs en chlorophylle-a (*Chl-a*) sont comprises entre 1 et 3 µg/L (Irigoien, 1994 ; Irigoien & Castel, 1997) ; ce qui explique que seulement 10% du COP est autochtone (phytoplancton ; Etcheber et al., 2011).

Les concentrations en COD varient entre 1 et 7 mgC/L (Abril et al., 1999), et ne varient que très peu autour de la valeur de 1.6 mg/L en période de faibles débits (Etcheber, 1983).

2.4.4. Oxygène dissous

Une teneur suffisante en oxygène dissous est l'un des principaux critères de qualité des eaux de surface (généralités sur l'oxygène dissous présentées en annexe 1). Une concentration supérieure à 5 mg/L correspond à un bon état des milieux (Tableau I.5), tandis que des teneurs faibles peuvent constituer une barrière infranchissable par la population biologique migratrice. Par exemple, les deux espèces d'aloses ne supportent pas des concentrations inférieures à 4 mg/L, aussi bien pour les stades adultes que juvéniles (Bagliniere et al., 2003 ; Maes et al., 2007, 2008), pour des durées d'exposition qui pour le moment ne sont pas encore précisément définies (ordre de l'heure). Parmi les espèces particulièrement résistantes, nous trouvons le gobie tacheté (*Pomatoschistus microps*) qui peut supporter des teneurs en oxygène inférieures à 3mg/L (Jones & Reynolds, 1999).

Tableau I.5 : Grille de qualité des concentrations d'oxygène dissous selon le Système d'Evaluation de la Qualité des eaux (SEQ), selon la DCE et IRSTEA.

	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
SEQ « littoral »	>6 mg/L	5-6 mg/L	2-5 mg/L	1-2 mg/L	<1 mg/L
DCE eaux côtières et de transition	>5 mg/L	3-5 mg/L	2-3 mg/L	1-2 mg/L	<1 mg/L
IRSTEA	>7 mg/L	5-7 mg/L	3-5 mg/L	2-3 mg/L	<2 mg/L

Le code couleur (Tableau I.5) utilisé dans ce manuscrit correspond aux recommandations les plus exigeantes, établies selon IRSTEA (Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture) par rapport aux poissons et pour les estuaires.

A l'embouchure et dans l'estuaire central, les eaux sont bien oxygénées quelle que soit la saison, avec des teneurs moyennes mensuelles comprises entre 7 et 11 mg/L, soit des taux de saturation compris entre 75 et 105%. Cependant, dans la partie fluviale de l'estuaire, les teneurs moyennes mensuelles en oxygène varient entre 3 et 14 mg/L (40 et 120% du taux de saturation) et présentent une plus large variation que dans l'estuaire central (Etcheber et al., 2011). Il en va différemment dans l'estuaire fluvial où arrivent des hypoxies épisodiques comme décrits ci-après.

2.5. Particularités de l'estuaire fluvial

L'estuaire de la Gironde est relativement bien documenté, en particulier dans sa partie aval et centrale. Certains de nos échantillons ont été prélevés à ce niveau de l'estuaire, cependant, la majorité de notre étude porte sur l'estuaire fluvial, du Bec d'Ambès (PK25) jusqu'aux limites amont de l'influence de la marée dynamique. Nous nous intéressons particulièrement à cette zone fluviale, car elle présente des épisodes de désoxygénation en période estivale. Nous aborderons dans ce paragraphe les particularités de cette partie de l'estuaire, où les caractéristiques hydrodynamiques et hydrosédimentaires présentent certaines lacunes, ou bien sont basées sur des travaux anciens, tandis que l'acquisition de données physico-chimiques, notamment via le réseau MAGEST, a fait progresser les connaissances dans ce domaine.

2.5.1. Caractéristiques hydrodynamiques et hydrosédimentaires

Dans la Garonne, entre Bordeaux et Ambès, les chenaux sont tapissés de vase. Les barres de méandres sont généralement sableuses, mais parfois couvertes de vase en période d'étiage. Sur les rives s'accumule de la vase riche en matière organique végétale. Dans l'estuaire amont, les chenaux sont essentiellement vaseux et les barres sableuses avec des galets d'argile (Doxaran, 2002). A la suite des extractions de granulats effectuées dans le lit du fleuve entre 1960 et 1985, les excavations se sont remplies de vases. La zone où les eaux sont très turbides en été correspond à la zone où beaucoup de vase a été constatée (entre PK40 et PK65). Il est donc vraisemblable que pour l'essentiel, l'augmentation des concentrations en MES résulte en plus d'une plus grande remontée du bouchon vaseux, de la remise en suspension des vases autochtones par les courants de marée. Le remplacement des graviers et des galets par de la vase suite à ces extractions est également pour une large part responsable de l'augmentation moyenne de la turbidité constatée en été, en amont de Bordeaux (Castaing et al, 2006).

Le déplacement du bouchon vaseux est accentué ou inhibé par la conjonction plus ou moins favorable au débit fluvial (crue ou étiage). Le bouchon vaseux est situé principalement dans le chenal de navigation, mais il peut toutefois s'étendre sur toute la section de l'estuaire en vives eaux (Etcheber, 1983). Lorsque le débit avoisine les 2 000 m^3/s, le bouchon migre en aval, jusqu'à Lamena (PK70), tandis que pour un débit fluvial de 200 m^3/s, le bouchon vaseux est centré autour de Bordeaux (PK0) (Figure I.11). Plus le débit diminue, plus le bouchon vaseux s'allonge, atteignant près de 70 km de long lorsque ce dernier est localisé près de Bordeaux (Sottolichio & Castaing, 1999). Ainsi, de fortes turbidités peuvent être enregistrées à Portets (Figure I.4) et même plus en amont. Néanmoins, la limite amont du bouchon vaseux n'a pas été réellement documentée dans cette partie de l'estuaire.

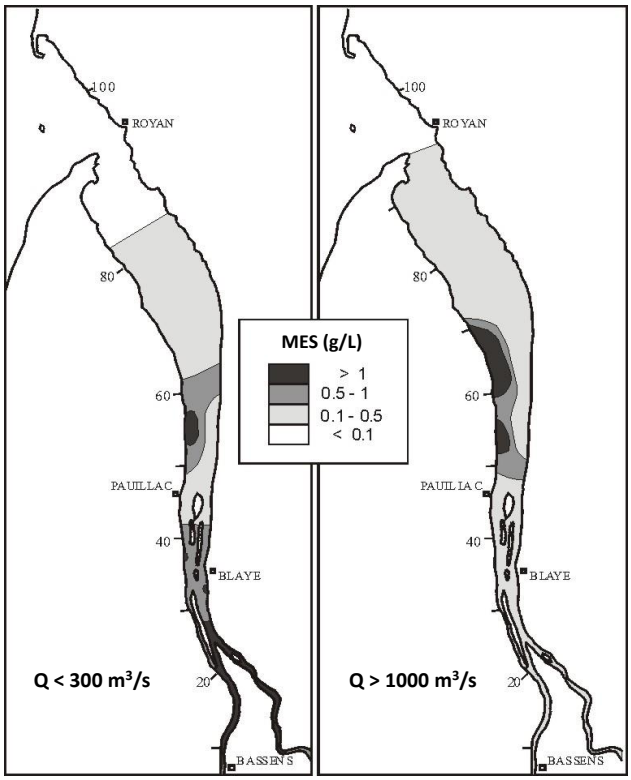


Figure I.11 : Distribution des MES mesurées en surface et à basse mer pendant de faibles débits (Q<300m^3/s) et des débits modérés (Q>1000 m^3/s) (d'après Sottolichio & Castaing, 1999).

2.5.2. Caractéristiques physico-chimiques

Dans la partie fluviale de l'estuaire (Figure I.4), la salinité au niveau de Bordeaux peut varier de 2 à 4 en étiage très prononcé, au moment où les débits fluviaux sont les plus faibles (données MAGEST). Ces débits d'étiage permettent ainsi une remontée sensible des eaux marines jusqu'à Bordeaux, tandis qu'en hiver et au printemps, l'afflux plus important d'eau douce limite l'intrusion saline. Cependant, comme pour les MES, peu de connaissances permettent d'apprécier la limite amont jusqu'à laquelle la salinité se fait ressentir, notamment en fonction des saisons et du débit.

Concernant les teneurs en MES, elles présentent des variations plus importantes que dans la partie centrale, avec des teneurs minimales au printemps et en hiver, de l'ordre de quelques centaines de mg/L, et maximales en période estivale avec des concentrations moyennes journalières supérieures à 8 g/L (Etcheber et al., 2011). L'évolution saisonnière de la turbidité est donc anti-corrélée entre la partie fluviale et centrale de l'estuaire, illustrant ainsi le phénomène de remontée du bouchon vaseux vers l'amont en été. Cependant, les connaissances de l'étendue du bouchon vaseux sont limitées et pourraient être développées, par exemple grâce à des mesures complémentaires de la concentration en MES en amont de Portets mais également étudier leur distribution entre les deux rives.

Dans la partie fluviale de l'estuaire, Bordeaux, Libourne et Portets, les teneurs moyennes mensuelles en oxygène varient entre 3 et 14 mg/L (40 et 120% du taux de saturation) et présentent une plus large variation que dans l'estuaire central (Etcheber et al., 2011). Par contre, en présence du bouchon vaseux et en période estivale (faibles débits fluviaux), des états de sous-oxygénation relatifs sont parfois mis en évidence (Etcheber, 1983). Les taux de saturation les plus faibles sont observés simultanément aux plus fortes turbidités, confirmant l'impact de la consommation en oxygène associé aux particules du bouchon vaseux (Etcheber et al., 2011). Cependant, un taux d'oxygène favorable en surface, peut masquer un éventuel déficit en profondeur, pouvant perturber et parfois même priver les animaux du fond utilisant l'estuaire comme nourricerie.

2.5.3. Les sels nutritifs

Les nutriments sont utilisés par les végétaux pour assurer leur croissance. Parmi les cinq éléments principaux qui composent la matière vivante, le carbone, l'hydrogène et l'oxygène sont habituellement abondants. La croissance végétale est donc liée à la disponibilité de l'azote et de phosphore. Azote et phosphore sont d'origine naturelle, industrielle, agricole et domestique, et se trouvent transférés au milieu aquatique, soit par voie diffuse due au lessivage des sols, soit par voie concentrée au débouché des stations d'épuration.

a. Nitrates et nitrites

Dans l'estuaire de la Gironde, les nitrates (NO_3^-) représentent la forme prédominante (98%) de l'azote inorganique (Irigoien & Castel, 1997). Les concentrations en NO_2^- + NO_3^- diminuent de l'amont vers l'aval, en raison d'une dilution par les eaux marines plus pauvres en azote, pour atteindre près de 1.5 mg/L en hiver et 0.2 mg/L en été. Elles restent faibles dans l'estuaire de la Gironde puisque dans sa partie amont, elles ne dépassent pas 3 mg/L en hiver et 2.5 mg/L en été (IFREMER, 1994).

Au printemps, les nutriments azotés sont utilisés par la végétation en pleine croissance, ce qui aboutit à une concentration plus faible dans les eaux. En automne et en hiver, les teneurs en azote, essentiellement sous forme nitrates, augmentent avec le débit fluvial.
Les teneurs en azote mesurées dans l'estuaire de la Gironde restent bien moins importantes que celles dans l'estuaire de la Loire (Meybeck et al., 1988 ; Maurice, 1993) et de la Seine (Billen & Garnier, 2000 ; Billen et al., 2007). De plus, ils se comportent globalement comme des éléments conservatifs (CNEXO, 1977) et sont rapidement dilués.

b. Ammonium

L'ion ammonium (NH_4^+) participe à plusieurs réactions dans le milieu estuarien, et est à la fois consommé et produit par différents types de bactéries. Il tire son origine essentielle des excrétions animales et de la décomposition de la matière organique et, localement, de STEP de centres urbains (CUB).

Au cours de la dilution des eaux douces dans les eaux marines, les teneurs en ammonium n'évoluent pas linéairement mais présentent une courbe en sac, notamment en été avec un minimum au centre de l'estuaire et des valeurs plus élevées en amont (apport continental) et en aval (IFREMER, 1994). La saison présentant les concentrations moyennes les plus faibles est l'été, avec une teneur moyenne de 0.03 mgN/L. En hiver et au printemps, les teneurs moyennes sont proches de 0.1 mgN/L, et un maximum de 0.34 mgN/L en automne. Les concentrations sont donc positivement liées aux débits saisonniers, mais ces faibles valeurs témoignent que les risques de désoxygénation par nitrification sont relativement limités.

c. Phosphates

Les phosphates sont utilisés par le phytoplancton avant d'être reminéralisés par les bactéries et certains végétaux. Les concentrations en phosphate dissous ($P\text{-}PO_4^{3-}$) dans l'estuaire de la Gironde sont faibles et inférieures à celles mesurées dans les estuaires de la Seine et de la Loire. Les teneurs varient en Garonne de 0.01 à 0.26 mg/L avec une valeur moyenne de 0.05 mg/L (1.6 µmol/L ; IFREMER, 1994). Elles sont maximales en amont et diminuent vers l'aval au cours de la dilution avec les eaux marines plus pauvres en phosphates. Les teneurs en phosphates sont généralement plus élevées en période estivale, lorsque les débits sont les plus faibles (Irigoien & Castel, 1997). Il n'apparait pas au sein de l'estuaire de processus de consommation du phosphate (du fait de la faible production primaire), par contre les particules du bouchon vaseux ont la capacité de retenir puis de relarguer les phosphates selon les conditions du milieu (Philipps, 1980). De plus, une autre source est constituée par les rejets urbains.

3. Présentation du système d'assainissement

Dans ce paragraphe seront présentés les caractéristiques de notre deuxième grande zone d'étude, qui concerne le système d'assainissement de la Communauté Urbaine de Bordeaux (CUB) ainsi que ses principales stations d'épuration, dans l'intérêt de pouvoir caractériser le matériel parvenant dans le milieu naturel.

Le système d'assainissement s'étend sur les 27 communes qui constituent la CUB (Figure I.12). Ce territoire représente une superficie de 551 km² dont un quart (135 km²) est situé en-dessous du niveau des plus hautes eaux de la Garonne et de la Dordogne. Ce territoire abrite une population estimée à 720 000 habitants en 2010.

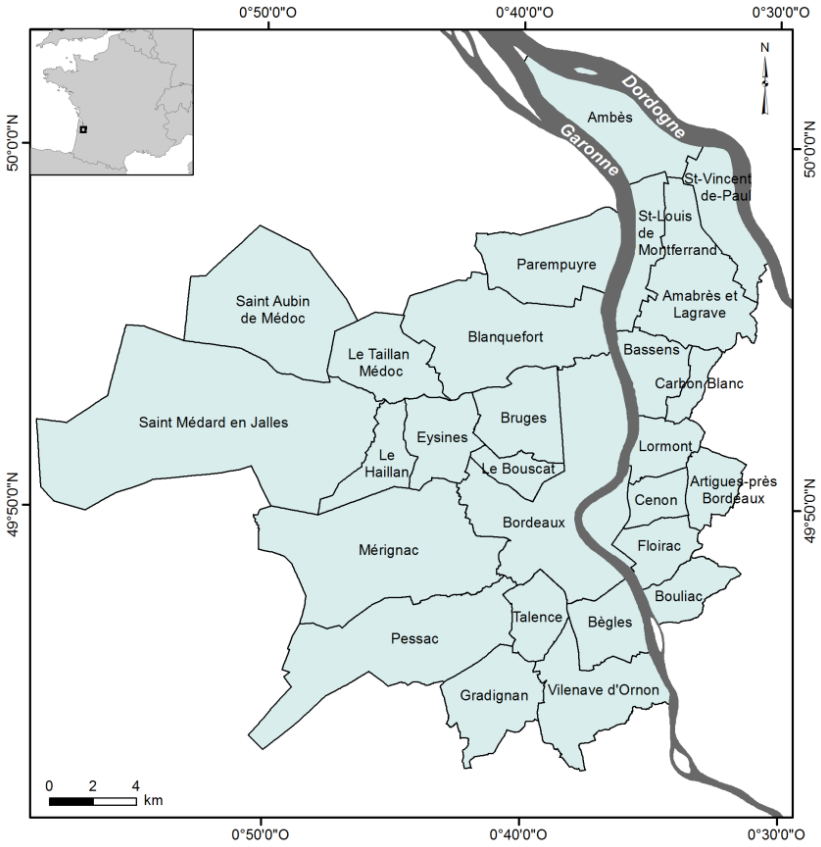


Figure I.12 : Communes constituant le service d'assainissement de la CUB.

Le système d'assainissement communautaire est déployé de façon concentrique autour de Bordeaux sur la rive gauche.
La partie aval, cœur historique, correspondant à l'hypercentre de l'agglomération actuelle, est équipée de réseaux unitaires (les eaux usées domestiques et les eaux pluviales transitent dans une même canalisation appelée collecteur).

La partie amont correspondant aux communes périphériques, d'urbanisation plus récente, est équipée de réseaux séparatifs (raccordement des eaux usées domestiques différent du raccordement des eaux pluviales). Le système est constitué de 6 bassins de collecte et de traitement des eaux usées, auxquels se superpose un dispositif d'assainissement pluvial et de lutte contre les inondations. Ce dernier est étroitement lié aux deux principaux bassins de collecte, Louis Fargue et Clos de Hilde, qui sont en partie unitaires. Les réseaux unitaires et les stations de relevage, dites sélectives, qui y sont implantées, évacuent les eaux usées de « temps sec » vers les stations d'épuration (STEP). Par temps de pluie, si les capacités de pompage de la station de relèvement en eaux usées sont dépassées, c'est la partie pluviale qui prend le relai en évacuant le trop plein vers le milieu naturel : il s'agit alors d'un déversement par temps de pluie. Un évènement de déversement vers le milieu naturel est dit de « temps de pluie » si au moins un des pluviomètres du sous bassin a enregistré au minimum 0.6 mm/h sur la période du déversement (Figure I.13).

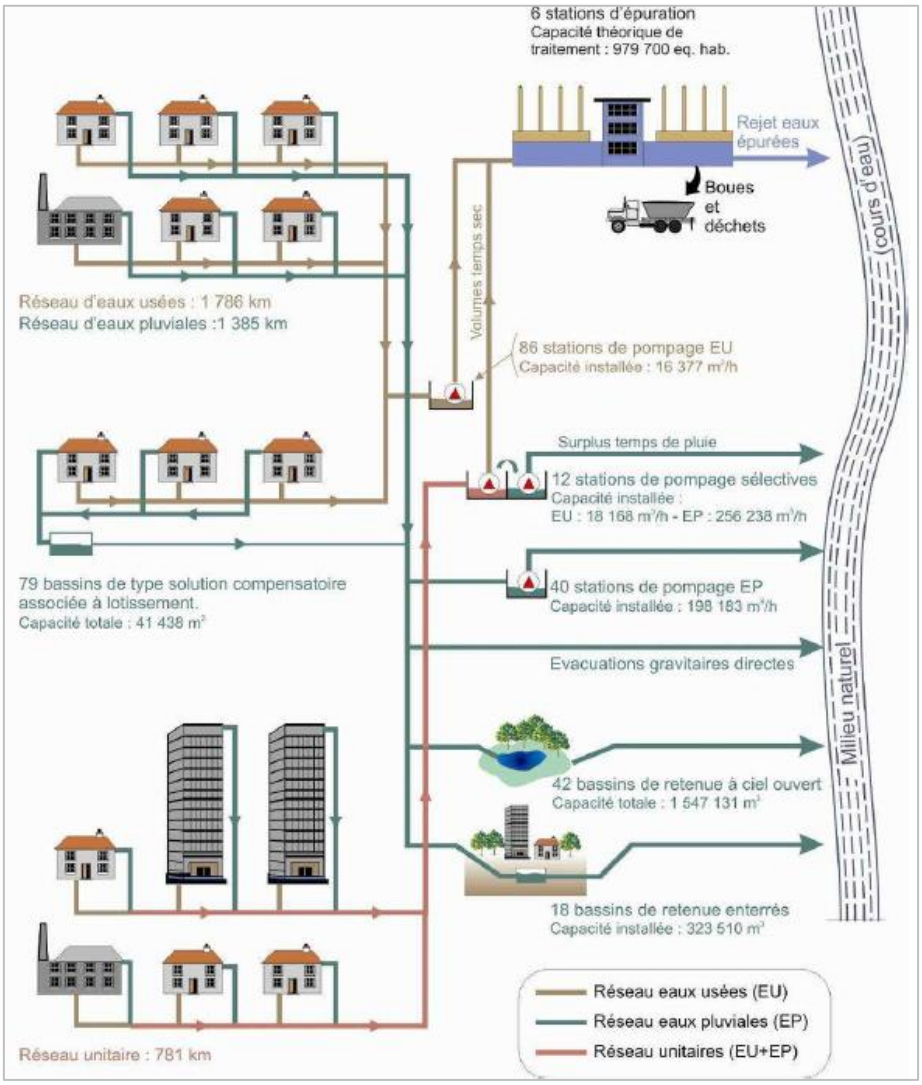


Figure I.13 : Schéma de principe du système d'assainissement en 2011 (CUB).

3.1. Définition d'une eau usée

Les eaux usées sont des milieux extrêmement complexes, altérées par les activités anthropiques à la suite d'un usage domestique, industriel, artisanal ou agricole. Ces eaux sont considérées comme polluées et doivent être traitées avant tout rejet dans les milieux récepteurs. La dépollution des eaux usées urbaines nécessite une succession d'étapes faisant appel à des traitements physiques, physico-chimiques et biologiques. En dehors des plus gros déchets présents dans les eaux usées, l'épuration doit permettre d'éliminer au minimum la majeure partie de la pollution carbonée. Le traitement des eaux usées est donc une alternative pour résoudre les différents problèmes de pollution des milieux aquatiques récepteurs.

3.1.1. Origine des eaux usées

Les eaux usées domestiques sont constituées essentiellement d'eaux ménagères, appelées « eaux grises », provenant des machines à laver, des vaisselles et de la salle de bain. Elles sont aussi constituées d'eaux de toilette, « eaux-vannes », chargées de matières organiques et de germes fécaux. Ces eaux s'avèrent être la principale source d'eaux usées domestiques, suivis des eaux de douche et de bain (Butler et al., 1995).

Les eaux industrielles sont différentes des eaux domestiques et leurs caractéristiques varient d'une entreprise à l'autre. En plus des matières organiques, elles sont chargées en différentes substances chimiques organiques et métalliques. Cependant, avant d'être rejetées dans les réseaux de collecte, ces eaux doivent faire l'objet d'un traitement pour être assimilable à des eaux usées domestiques. Elles ne sont ensuite mélangées aux eaux domestiques que lorsqu'elles ne présentent plus de danger pour les réseaux et ne perturbent pas le fonctionnement des stations d'épuration.

Enfin, les eaux pluviales ruissellent dans les rues où sont accumulés polluants atmosphériques, poussières, détritus, hydrocarbures, etc... En cas de fortes pluies, ces eaux sont parfois drainées directement vers le milieu récepteur engendrant ainsi une pollution intense de ce dernier. Sur un réseau unitaire, les eaux pluviales sont collectées par les avaloirs (bouches d'égout) puis dirigées vers les stations d'épuration. Le premier flux de pollution, mélange d'eaux usées et d'eau de ruissellement, est ainsi traité en station d'épuration. Lorsque les capacités des réseaux, des stations de pompage et des stations d'épuration sont dépassées lors d'évènements pluvieux importants, une partie de ces effluents est rejetée au milieu naturel par les déversoirs d'orage (DO).

Sur un réseau séparatif pluvial, les eaux pluviales sont collectées par un réseau pluvial strict qui dirige les eaux vers le milieu naturel sans traitement en station d'épuration. Il existe cependant

sur ces réseaux certains ouvrages permettant le traitement d'une partie de la pollution tels que les séparateurs à hydrocarbure, dessableurs, traitement physico-chimique ou traitement extensif. La vocation première de ces réseaux est en effet de diriger le volume important des eaux pluviales vers les rivières pour protéger l'agglomération contre les inondations.

Sur un réseau séparatif d'eaux usées, les eaux usées sont dirigées vers la station d'épuration pour être traitées avant rejet au milieu récepteur. Ces réseaux et ouvrages associés tels que les postes de relevage ou stations de pompage sont munis de surverses de sécurité, qui contrairement aux déversoirs d'orage, sont prévues pour être sollicitées en cas de dysfonctionnement. Ce dysfonctionnement peut être une panne d'équipements électro-mécaniques (comme les pompes) ou une arrivée d'eau trop importante (comme les eaux claires parasites).

3.1.2. Caractéristique physico-chimique des eaux usées

Les normes de rejet des eaux usées fixent des indicateurs de qualité physico-chimique et biologique. Ce potentiel de pollution, généralement exprimé en mg/L, est quantifié par une série d'analyses. Certains de ces paramètres indiquent les modifications que cette eau sera susceptible d'apporter au milieu récepteur. Afin d'avoir des notions de biodégradabilité des effluents et en complément de nos analyses, nous allons nous intéresser à deux paramètres mesurés par la Lyonnaise des Eaux, qui sont la Demande Chimique en Oxygène (DCO) et la Demande Biologique en Oxygène (DBO_5).

a. La Demande Chimique en Oxygène (DCO)

La DCO (exprimée en mgO_2/L) mesure la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder, en présence de bichromate de potassium à chaud et en milieu acide, la matière organique contenue dans un échantillon (norme Afnor, NF T 90-101). Elle mesure la quantité totale de matière organique présente dans un échantillon, même celle qui est la plus réfractaire à la dégradation bactérienne. Ainsi, la DCO a été utilisée pendant longtemps comme une mesure proche du carbone organique total (COT), en l'absence d'autres composés chimiques consommateurs d'oxygène (NH_4^+, NO_2^-).

b. La Demande Biochimique en Oxygène (DBO5)

La DBO_5 (exprimée en mgO_2/L), pour sa part, mesure la quantité d'oxygène consommée par les bactéries à 20°C, à l'obscurité et pendant 5 jours d'incubation d'un échantillon préalablement ensemencé, temps qui assure l'oxydation biologique de la matière organique

labile (norme Afnor, NF EN 1899-1). Cette méthode est donc une estimation de la quantité de matière organique biodégradable.
Les matières organiques sont également définies comme une combinaison de ces deux paramètres selon la formule MO = ($2DBO_5$ + DCO)/3.

3.1.3. La biodégradabilité des eaux usées

La biodégradabilité des effluents traduit l'aptitude d'un effluent à être décomposé ou oxydé par des micro-organismes qui interviennent dans le processus d'épuration biologique des eaux. La biodégradabilité est exprimée par un coefficient « k », correspondant au rapport DCO/DBO_5 (Henze et al., 1996) :

- « k » faible (1.5-2.0) : les matières organiques sont biodégradables ;
- « k » moyen (2.0-2.5) : les matières organiques sont peu biodégradables ;
- « k » élevé (2.5-3.5) : les matières organiques sont difficilement biodégradables.

Les eaux avec un ratio élevé indiquent qu'une part non négligeable de la matière organique sera difficile à dégrader biologiquement, traduisant la présence dans l'eau d'éléments inhibiteurs de la croissance bactérienne (sels métalliques, détergents, phénols, hydrocarbures, etc.).

3.2. Le réseau de collecte

Le linéaire du réseau d'assainissement de la CUB s'établit à 3901 km en 2011 et se décompose comme suit :

- 1 786 km de collecteurs d'eaux usées (EU) ;
- 1 385 km de collecteurs des eaux pluviales (EP) ;
- 781 km de collecteurs unitaires (UN).

Le tableau I.6 présente la longueur du réseau par commune et par type d'effluent en 2011. Bordeaux est la commune qui compte le plus long réseau unitaire de la CUB (soit près de 68% de l'ensemble du réseau unitaire).

Tableau I.6 : Longueur du réseau par commune et par type d'effluent en 2011 (Lyonnaise des Eaux).

Commune	Eaux Usées (m)	Eaux Pluviales (m)	Unitaires (m)	Total (m)
Ambarès-et-Lagrave	86 575	40 226		126 840
Ambès	14 113	13 684		27 797
Artigues-près-Bordeaux	50 660	35 481		86 141
Bassens	39 197	45 640	39	84 876
Bègles	72 631	47 661	17 096	137 388
Blanquefort	80 680	59 561		140 241
Bordeaux	59 155	86 974	529 016	675 146
Bouliac	28 958	13 495		42 453
Bouscat (Le)	9 397	8 606	58 912	76 916
Bruges	61 176	58 615	3 824	123 616
Carbon-Blanc	40 476	34 540		75 017
Cenon	36 426	41 357	37 168	114 951
Eysines	82 093	65 241	536	147 870
Floirac	48 027	48 002	23 552	119 581
Gradignan	104 897	80 689		185 586
Haillan (Le)	50 168	34 027		84 194
Lormont	41 022	52 982	23 679	117 682
Mérignac	171 209	157 374	53 927	382 509
Parempuyre	33 193	21 870		55 063
Pessac	207 522	158 403	19 267	385 192
Saint-Aubin-de-Médoc	39 910	11 728		51 637
Saint-Louis-de-Montferrand	14 669	7 570		22 239
Saint-Médard-en-Jalles	146 490	81 989		228 480
Saint-Vincent-de-Paul	7 303	2 774		10 077
Taillan-Médoc (Le)	52 499	24 497		76 996
Talence	72 887	59 935	14 281	147 103
Villenave-d'Ornon	134 385	92 516		226 901
Total	1 785 717	1 385 476	781 298	3 952 491

3.3. L'autosurveillance des réseaux

3.3.1. Dispositif d'autosurveillance

L'autosurveillance réglementaire des réseaux est opérationnelle depuis 2003. Les travaux ont consisté à mettre en place des mesures de débit en continu sur les principaux exutoires du réseau d'assainissement vers le milieu naturel (déversoirs d'orage et surverses de sécurité).
Les 20 points de rejet équipés sont répartis comme suit (Figure I.14) :

- 9 sur la Garonne ;
- 11 rejets répartis sur des ruisseaux : le système hydrographique des Jalles, l'Eau Bourde, le Gua et le Lac de Bordeaux.

En 2011, une étude pour la mise en place de la phase 2 de l'autosurveillance a été lancée par la CUB afin de répondre à l'arrêté du 22 juin 2007 sur l'équipement de points de mesure en continu des déversoirs d'orage et points caractéristiques du réseau d'assainissement. Cela représente l'équipement d'une cinquantaine de points de mesure supplémentaires sur le réseau d'assainissement de la CUB. Ces points peuvent être des points de rejets complémentaires à instrumenter ou des nœuds caractéristiques du réseau.

Figure I.14 : Dispositif d'autosurveillance du réseau d'assainissement de la CUB.

La mise en place de l'autosurveillance des réseaux a nécessité l'acquisition et la centralisation de nouvelles informations. Aujourd'hui, le délégataire traite plus de 100 000 valeurs par jour. Pour réaliser le traitement de ces données, le logiciel SANDRA (Système d'Autosurveillance Numérique Des Réseaux d'Assainissement) associé à une Base de Données Long Terme (BDLT) sont utilisés pour :

- traiter et valider les mesures à partir de nombreux paramètres : marche/arrêt des pompes, ouverture des vannes, niveau de la Garonne, etc. ;

- analyser les périodes de temps sec et de temps de pluie ;
- produire des rapports d'autosurveillance ;
- archiver les données.

3.3.2. Notion de l'« équivalent-habitant »

La notion d'équivalent-habitant (EH) est une notion ancienne utilisée en assainissement pour évaluer la capacité des stations d'épuration. A sa conception, cette notion a été introduite pour quantifier les rejets d'eaux usées domestiques ou industrielles en une unité représentative : l'« équivalent-habitant ». Cette unité de mesure se base sur la quantité de pollution émise par personne et par jour.
En 1981, une estimation de la pollution induite par l'équivalent-habitant était de :

- 90 g/habitant/jour pour les matières en suspension ;
- 57 g/habitant/jour pour les matières oxydables ;
- 15 g/habitant/jour pour l'azote total ;
- 4 g/habitant/jour pour le phosphore total.

La directive européenne du 21 mai 1991 donne une nouvelle définition et définit l'équivalent-habitant comme la charge organique biodégradable ayant une demande biochimique d'oxygène en cinq jours (DBO_5) de 60 grammes d'oxygène par jour (1 EH = 60 g de DBO_5/j).

Selon l'arrêté du 20 novembre 2001, la quantité de pollution journalière à prendre en compte pour chaque habitant est maintenant fixée à :

- 90 g de MES (Matières en Suspension) ;
- 60 g de DBO_5 (Demande Biologique en Oxygène à 5 jours) ;
- 120 g de DCO (Demande Chimique en Oxygène) ;
- 15 g de NTK (Azote total Kjeldahl) ;
- 4 g de Pt (Phosphore total).

Pour les sites soumis à l'autosurveillance réglementaire, le délégataire édite par système d'assainissement des rapports mensuels qui font la synthèse des déversements survenus par temps sec et par temps de pluie. Le dispositif d'autosurveillance permet ainsi de disposer de mesures de débit en continu vers le milieu récepteur.

Afin d'évaluer les charges de pollution rejetées lors de chaque déversement, la Lyonnaise des Eaux (LdE) réalise des campagnes ponctuelles de prélèvements des effluents déversés ou susceptibles de l'être. Ainsi, chaque année, la Lyonnaise des Eaux propose un planning prévisionnel des prélèvements et les réalise selon les situations de temps sec, de temps de pluie, selon la saison et le site.

Tous les résultats de ces analyses sont ensuite enregistrés dans le logiciel SANDRA et servent de base pour le calcul des flux déversés.

3.4. Les stations d'épuration

Le traitement des eaux usées de la CUB est assuré par 6 stations d'épuration (Figure I.15). Elles représentent une capacité théorique de traitement de **979 700 équivalents-habitants**.

Depuis 2002, ce parc de stations a fait l'objet d'une complète rénovation ou reconstruction par la CUB afin d'être mis en conformité avec les exigences réglementaires. Les stations de nouvelle génération sont des ouvrages esthétiques, bien intégrés dans l'environnement urbain ou semi-urbain. Elles sont conçues pour traiter l'eau, les boues issues de la dépollution et les nuisances olfactives et sonores.

La caractérisation des rejets organiques urbains a été réalisée à partir d'échantillonnages divers dans les deux plus grandes STEP de la CUB, à savoir **Louis Fargue** et **Clos de Hilde**, présentées plus en détail ci-après.

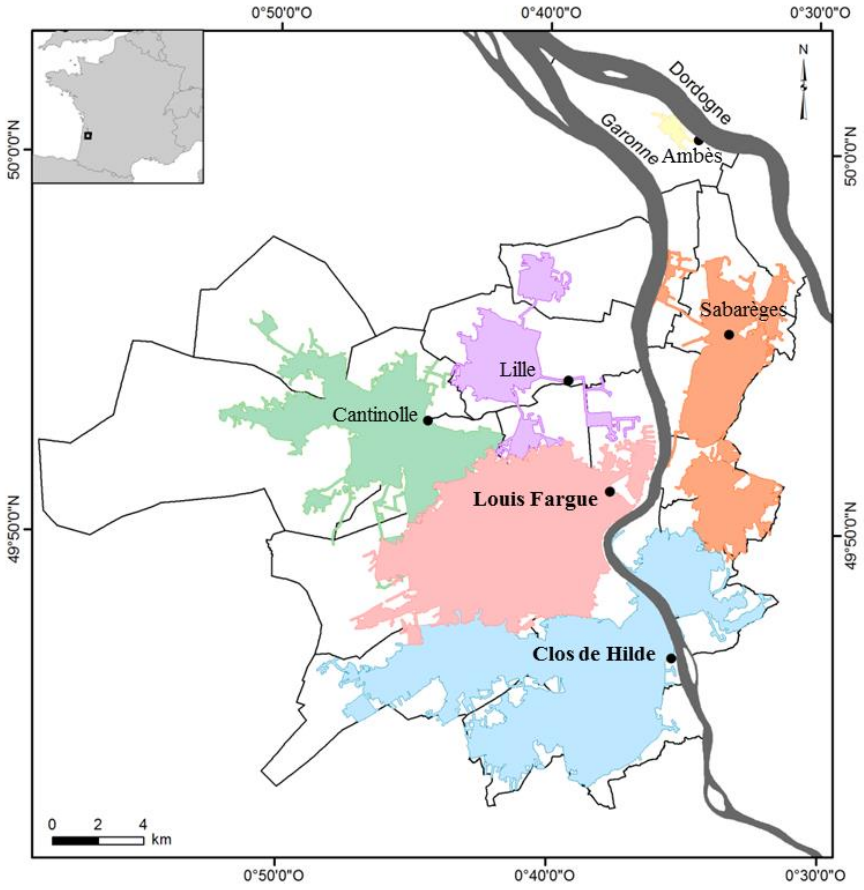


Figure I.15 : Localisation des stations d'épuration et de leurs zones d'influence (modifié d'après CUB).

Tableau I.7 : Le parc des stations d'épuration (LdE).

	Clos de Hilde	Louis Fargue	Sabarèges	Cantinolle	Blanquefort	Ambès
Date de création	1994	1974	1969	1973	1968	1978
Date de réhabilitation et/ou extension	2007	2001	1979	1985	1978	-
Date de reconstruction	-	2011	2005	2005	2007	-
Capacité de traitement (EH)	408 300	300 000	116 700	85 000	66 700	3 000
Type de traitement eau	Décantation lamellaire – biofiltration	Boues activées (Biofiltration en 2011)	Décantation lamellaire – biofiltration	Décantation lamellaire – biofiltration	Boues activées	Boues activées
Type de traitement boues	Digestion centrifugation	Digestion centrifugation	Digestion centrifugation séchage	Digestion centrifugation	Centrifugation	Stockage
Type de traitement air	Désodorisation générale	Désodorisation filières eau et boues	Désodorisation filières eau et boues	Désodorisation générale	Désodorisation générale	-

3.4.1. Station d'épuration de Clos de Hilde

La STEP de Clos de Hilde (CH) a été construite en 1994. Elle est située sur la commune de Bègles, à environ 200 m de la Garonne, milieu récepteur des eaux traitées. Cette unité de traitement des eaux résiduaires est exploitée par la Lyonnaise des Eaux, délégataire du service public de l'assainissement de la CUB.
Elle dessert la rive gauche sud et ouest de l'agglomération (Bègles, Bordeaux sud, Gradignan, Mérignac, Pessac, Talence, Villenave d'Ornon) mais aussi une partie de la rive droite (Bouliac, Cenon et Floirac).
Près de 1 100 km de réseau cumulés se trouvent raccordés à la STEP, dont **87% en séparatif** et **13% en unitaire**. Le type d'habitat est essentiellement pavillonnaire.

Les charges brutes collectées sont évaluées comme suit (données LdE) :

- flux d'eaux usées domestiques : population raccordable au système d'assainissement de Clos de Hilde en 2011 : 255 099 habitants (source INSEE), dont **253 952 habitants raccordés** au système de collecte. Ce qui représente un **flux d'eaux usées domestiques** équivalent à **5 562 $tDBO_5$/an** (évalué sur la base de 60 g/j/hab.) ;
- flux d'eaux industrielles connus collectés : **342.7 $tDBO_5$/an** (valeur 2010) soit 5.7% de la pollution collectée sur ce système d'assainissement. Pour plus de 65% des industriels connus sur le système d'assainissement de Clos de Hilde, le type d'industries se répartit de la manière suivante :
    - industrie/mécanique/nettoyage industriel : 24% ;
    - laboratoires/pharmacies/santé : 21% ;
    - commerces/bureaux/collectivités : 21%.

Comme présenté dans le tableau I.7, la STEP de Clos de Hilde propose différents types de traitement. Dans le cadre de notre étude, seule la filière du traitement de l'eau va être développée. Les caractéristiques des effluents de la CUB en entrée et en sortie de station seront présentées à travers différents échantillonnages.
Quatorze pluviomètres sont recensés sur le bassin versant de Clos de Hilde, permettant de quantifier la pluie (hauteur d'eau tombée en mm) mais aussi de la qualifier (pluie fine, pluie intense, etc.).
Il est tout d'abord nécessaire de faire une rapide présentation du traitement des eaux afin d'améliorer l'interprétation des résultats.

a. Fonctionnement de la station

L'ensemble du processus du traitement de l'eau est synthétisé en figure I.16. Les eaux brutes arrivant en entrée de station subissent un **prétraitement**, regroupant chronologiquement les étapes suivantes :

- le **relevage** des eaux brutes grâce à des vis Archimède ;
- le **pré-dégrillage** (espace inter-barreaux de 50 mm) et le **dégrillage fin** (espace inter-barreaux de 16 mm), où la majorité des déchets solides vont être retenus et envoyés en incinération ;
- le **dessablage/dégraissage** : les sables et les graviers vont être éliminés par décantation et l'injection de microbulles d'air va permettre d'accélérer la flottaison des graisses avant l'envoi vers un autre processus de traitement ;
- le **tamisage** (maille de 3 mm), avant l'étape suivante.

A l'issu du prétraitement, les effluents vont subir un **traitement primaire physico-chimique**, regroupant les étapes suivantes :

- la **coagulation/floculation**, avec injection de chlorure ferrique (coagulation des matières en suspension) et de polymère (floculation) servant à former des flocs plus volumineux et donc plus lourds ;
- la **décantation**, où les flocs vont décanter sous l'effet de leurs propres poids ;
- la **clarification** des eaux, où la plupart des MES encore présentes vont décanter via un système de grille lamellaire.

Enfin, une fois les eaux clarifiées, elles subissent un **traitement secondaire biologique**, traitement par **biofiltration**, qui permet d'éliminer une grande partie de la pollution carbonée et une partie de la pollution azotée.

Les eaux sont repassées à travers un tamis très fin (1.7 mm) avant d'être injectées dans le Biofor® (réacteur biologique). Dans ce type de procédé, les matières particulaires en suspension s'accumulent à la surface d'une structure microporeuse appelée « biolite », destinée à fixer les bactéries. Un biofilm se développe alors à la surface du matériau filtrant. Les micro-organismes constituant le biofilm participent à l'élimination de la pollution soluble présente dans l'eau à traiter. Les conditions d'exploitation des biofiltres sont aérobies, un apport d'oxygène sous forme de bullage est réalisé en continu. Afin d'éviter un colmatage du biofiltre par un excès de matières accumulées sur le biolite, le biofiltre doit être lavé de manière régulière (tous les 7 000 m^3 environ). Quant aux eaux de lavage, elles sont renvoyées vers les décanteurs (Densadegs®). Pour ces raisons, le système de biofiltration est un procédé relativement sensible et nécessite une attention particulière pour un rendement idéal.

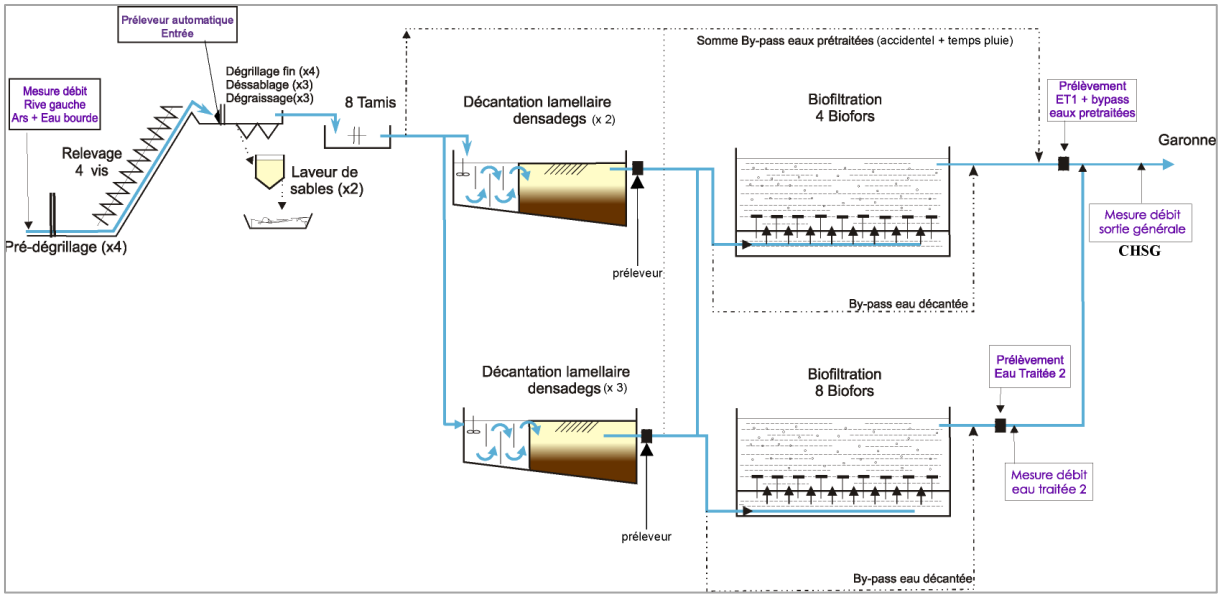


Figure I.16 : Fonctionnement de la filière eau de la STEP de Clos de Hilde (modifié d'après CUB).

b. Données caractéristiques

Capacité totale de traitement : 410 000 EH.

Type d'habitat : pavillonnaire.

Type de réseau : séparatif et unitaire.

Surface du bassin de collecte : 8 047 ha.

Evaluation de l'imperméabilisation : 20%.

Données nominales :

- volume journalier : 100 000 m^3/j ;
- débit moyen par temps sec : 8 100 m^3/h ;
- débit de pointe par temps de pluie : 14 100 m^3/h

Flux d'entrée :

- DBO_5 (Demande Biologique en Oxygène à 5 jours) : 24 500 kg/j ;
- DCO (Demande Chimique en Oxygène) : 50 000 kg/j ;
- MES (Matières En Suspension) : 33 000 kg/j.

Performance de la station :

	Valeur limite en concentration	Valeur limite en rendement
DBO_5	25 mg/L	80%
DCO	125 mg/L	75%
MES	35 mg/L	90%

Ces paramètres sont jugés conformes si les seuils en concentration et en rendement ne sont pas dépassés.

c. Evolution du débit et évaluation des Eaux Claires Parasites en 2011

Les eaux claires parasites (ECP) ont deux origines principales. Si elles proviennent des nappes ou des sources, ce sont des eaux dites « eaux claires parasites permanentes » (ECPP) et si elles sont consécutives à l'apport d'eaux de ruissellement dans le réseau d'assainissement, ce sont des eaux dites « eaux claires parasites météoriques » (ECPM).
Le graphique suivant indique la composition des effluents sur le système de collecte de Clos de Hilde en amont de la STEP en 2011 et la **contribution importante des ECPP** (Figure I.17).

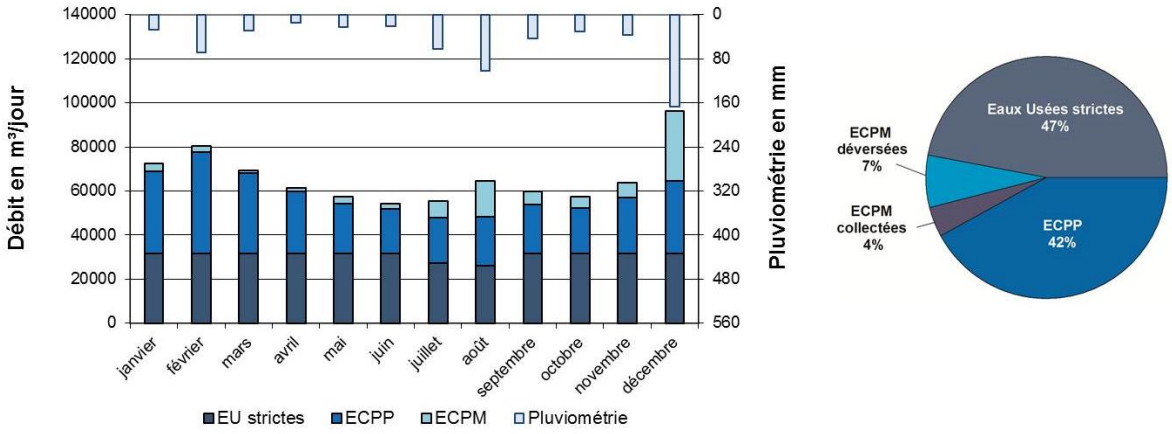


Figure I.17 : Répartition de l'origine des débits moyens journaliers par mois et des volumes annuels bruts à Clos de Hilde pour l'année 2011 (LdE).

La répartition des débits (Figure I.17) est issue des débits mesurés en station d'épuration et sur les déversoirs d'orage autosurveillés associés à ce système de collecte.

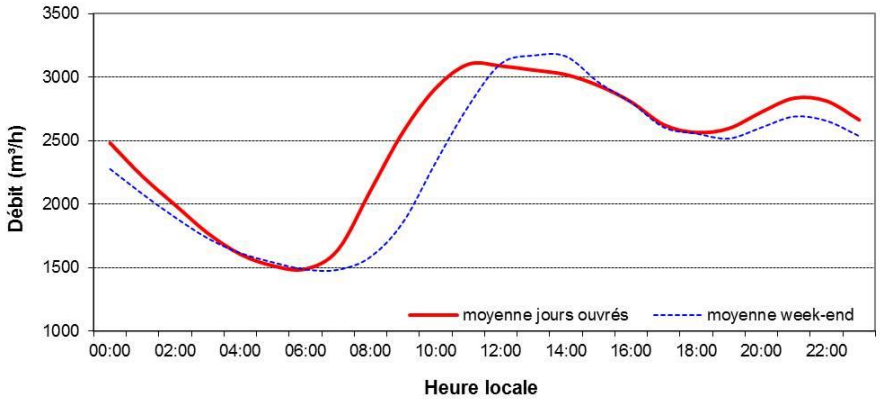


Figure I.18 : Courbe caractéristique de débit de temps sec pour l'année 2011 à Clos de Hilde (LdE).

De plus, l'évolution du débit en période de temps sec fluctue avec de faibles valeurs durant la nuit, une production maximale le matin, correspondant au départ avant le travail, et un second

pic en soirée (Figure I.18). Un léger décalage dans le temps est observé entre les moyennes pour les jours ouvrés et pour le week-end.

3.4.2. Station d'épuration de Louis Fargue

La STEP de Louis Fargue (LF) a été mise en service en 1974 puis réhabilitée en 2001 et plus récemment en 2011. Elle est située sur la commune de Bordeaux, à environ 1 km de la Garonne. Comme pour Clos de Hilde, cette unité de traitement est exploitée par la Lyonnaise des Eaux, délégataire du service public de l'assainissement de la CUB.
Elle dessert entièrement la commune du Bouscat et en partie les communes de Bordeaux, de Bruges, d'Eysines, de Mérignac, de Pessac et de Talence.
Près de 1 100 km de réseau cumulés sont raccordés à Louis Fargue, dont **40% en séparatif** et **60% en unitaire**. Le type d'habitat est essentiellement urbain.

Les charges brutes collectées sont évaluées comme suit (données LdE) :

- flux d'eaux usées domestiques : la population raccordable au système d'assainissement de Louis Fargue en 2011 est de 273 886 habitants (source INSEE), dont **273 190 habitants raccordés** au système de collecte. Ce qui représente un flux d'eaux usées domestiques de **5 983 tDBO$_5$/an** (évalué sur la base de 60 g/j/hab.) ;
- flux eaux usées industrielles connus collectés : **310 tDBO$_5$/an** (valeur 2010) soit 4.8% de la population collectée sur ce système d'assainissement. Les industries de type « laboratoire/pharmacie/santé », ainsi que celles de type « commerces/bureaux/ collectivités » représentent plus de 60% des industries connues et conventionnées sur ce périmètre.

Les types de traitement pratiqués dans la STEP sont les mêmes qu'à Clos de Hilde : le prétraitement, le traitement de l'eau, le traitement des boues et le traitement de l'air. Seule la filière du **traitement de l'eau** sera exploitée ici dans le but de caractériser les effluents de la CUB en entrée et en sortie de station.
Au total, 13 pluviomètres sont répartis sur l'ensemble du bassin versant de Louis Fargue, permettant de quantifier la pluie (hauteur d'eau en mm) mais aussi de qualifier le type de pluie (pluie fine, pluie intense…).

a. Fonctionnement de la station

L'ensemble du processus du traitement de l'eau est synthétisé en figure I.19.
Les eaux brutes arrivent à la station via deux collecteurs : l'arrivée des quais et l'arrivée Béquigneaux. Les eaux brutes suivent chronologiquement le **prétraitement** suivant :

- le **pré-dégrillage** (espace inter-barreaux de 40 mm) pour les eaux brutes issues du collecteur des quais uniquement ;
- le **relevage** des eaux issues du pré-dégrillage via des vis d'Archimède ;
- le **relevage** des eaux issues du collecteur Béquigneaux via des pompes de relèvement ;
- le **dégrillage fin** (espace inter-barreaux de 18 mm), où la majorité des déchets vont être retenus et envoyés en incinération ;
- le **dessablage/dégraissage** dont le principe est identique à celui de la STEP de Clos de Hilde ;
- le **lavage** des sables avant revalorisation.

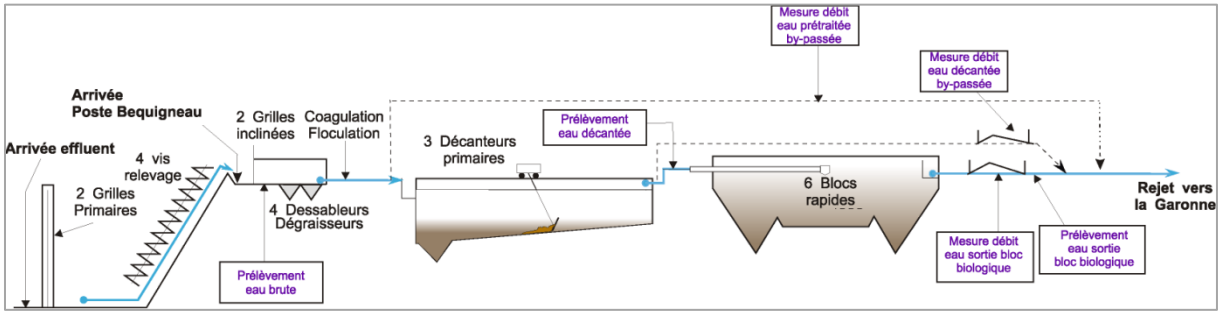


Figure I.19 : Fonctionnement de la filière eau de la STEP de Louis Fargue (modifié d'après CUB).

A l'issu du prétraitement, les effluents vont subir un **traitement primaire physico-chimique**. Les mêmes réactifs que ceux utilisés à Clos de Hilde sont rajoutés (le chlorure ferrique et le polymère). Les boues qui se déposent sur le fond des décanteurs, appelées boues primaires, sont raclées puis envoyées en filière « traitement de boues ».

A la suite du traitement primaire, les eaux vont subir un **traitement secondaire biologique**. Jusqu'à la dernière réhabilitation de 2011, le procédé utilisé était un procédé par **boues activées** (cultures libres) composé de **bassins d'aération** et de **clarificateurs**.

Il s'agit d'un réacteur biologique aérobie, où les micro-organismes flottent librement dans un bassin aéré en continu, sous forme de petits amas appelés « *bioflocs* ». L'ensemble floc – eau interstitielle constituent la **boue activée**. La séparation floc – eau épurée par décantation est assurée par le clarificateur (ou décanteur secondaire). Les résidus récupérés au fond du bassin sont des « boues secondaires » et peuvent être envoyées soit vers la filière du traitement des boues, soit recyclées dans le bassin d'aération pour maintenir la population des micro-organismes intervenant dans l'épuration.

L'efficacité et la fiabilité de l'épuration restent étroitement dépendantes du bon déroulement de cette phase de clarification. Celle-ci constitue en effet le dernier maillon de la chaîne de traitement avant le rejet dans le milieu naturel. Cependant, les problèmes observés à ce niveau

du traitement sont fréquents et imputables à une médiocre décantation des boues et/ou à des anomalies de fonctionnement du clarificateur. Néanmoins, ce procédé de traitement des eaux résiduaires reste de loin le plus répandu en France.

Suite à la réhabilitation de la station **fin décembre 2011**, le traitement biologique par boues activées a été remplacé par un traitement biologique par **biofiltration** (Biofors®). Le fonctionnement de cette étape ultime de traitement des eaux est rigoureusement le même que celui mentionné lors de la présentation de la STEP de Clos de Hilde. Louis Fargue comptabilise au total 14 Biofors®.

b. Données caractéristiques

Suite aux travaux de réhabilitation, la capacité totale de traitement est passée de 300 000 à 367 000 EH par temps sec et 476 000 EH par temps de pluie.
Type d'habitat : urbain.
Type de réseau : unitaire.
Surface du bassin de collecte : 6 239 ha.
Evaluation de l'imperméabilisation : 40%.
Données nominales :

- volume journalier par temps sec (avant et après réhabilitation) : 135 000 à 210 000 m^3/j ;
- volume journalier par temps de pluie (avant et après réhabilitation) : 135 000 à 276 500 m^3/j ;
- débit de pointe par temps sec : 8 750 m^3/h.

Flux entrée :

- DBO_5 : 22 200 kg/j ;
- DCO : 44 400 kg/j ;
- MES : 28 500 kg/j.

Performance de la station :

	Valeur limite en concentration	Valeur limite en rendement
DBO_5	65 mg/L	50%
DCO	190 mg/L	45%
MES	75 mg/L	55%

Ces paramètres sont jugés conformes si les seuils en concentration et en rendement ne sont pas dépassés.

c. Evolution du débit et évaluation des Eaux Claires Parasites en 2011

Une des particularités du système de collecte de Louis Fargue est d'avoir d'une part un réseau à 60% de type unitaire, avec par conséquent, des apports importants d'eaux claires parasites, et d'autre part, un réseau collectant des ruisseaux. Ces derniers ont été historiquement canalisés puis transformés en partie aval en collecteurs unitaires.
Le graphique ci-après indique la composition des effluents en entrée de la STEP de Louis Fargue en 2011 (Figure I.20). La répartition des débits (Figure I.20) est issue des débits mesurés en station d'épuration et sur les déversoirs d'orage autosurveillés associés à ce système de collecte, et témoigne de la **forte contribution des ECP**.

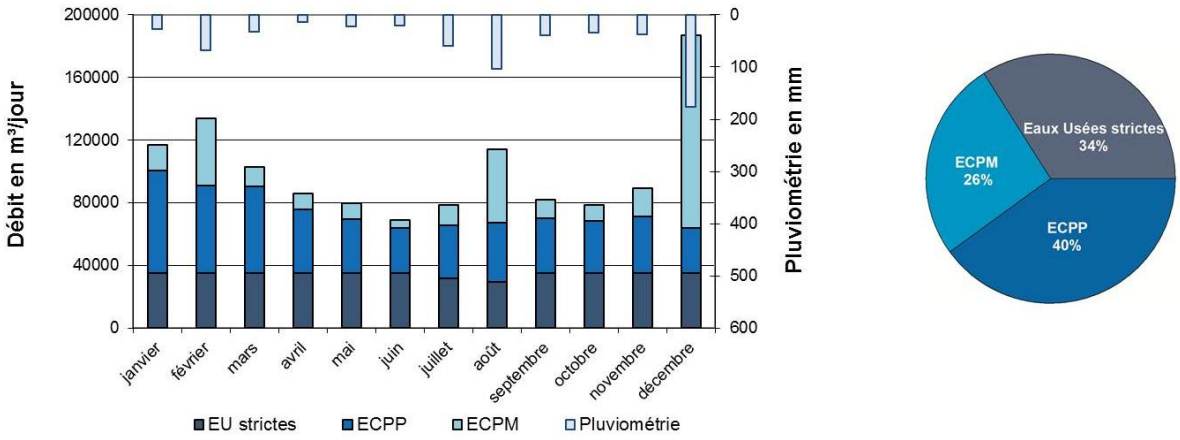


Figure I.20 : Répartition de l'origine des débits moyens journaliers par mois et des volumes annuels bruts à Louis Fargue pour l'année 2011 (LdE).

Comme pour Clos de Hilde, le débit en période de temps sec fluctue avec des valeurs plus faibles durant la nuit, une production maximale le matin, correspondant au départ avant le travail, et un second pic en soirée moins prononcé qu'à Clos de Hilde (Figure I.21). La différence entre les deux STEP est due à la nature des réseaux, avec un **impact des ECP plus important à Louis Fargue**. De même qu'à Clos de Hilde, nous observons un léger décalage entre les débits entrants pendant les jours ouvrés et pendant le week-end.

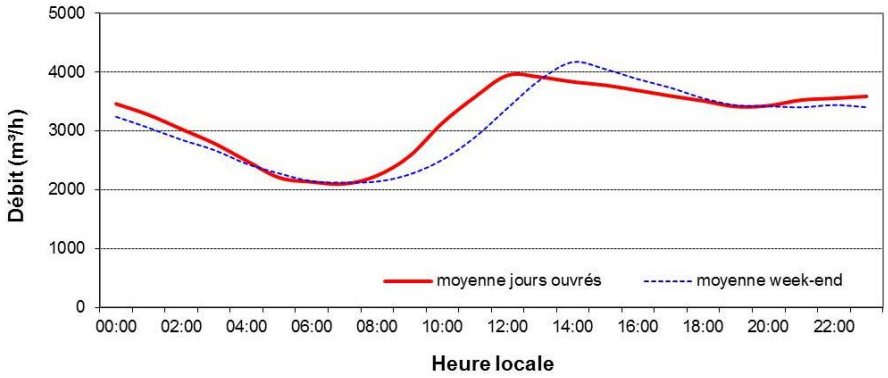


Figure I.21 : Courbe caractéristique de débit de temps sec à Louis Fargue pour l'année 2011 (LdE).

Nous avons pu aborder dans ce chapitre la nature et les origines des eaux usées, ainsi que la variabilité des débits de temps sec dans les deux plus grandes stations d'épuration de la CUB. Ces fluctuations vont être responsables d'une variabilité qualitative et quantitative non négligeable dans les eaux brutes, pouvant avoir une répercussion sur le milieu naturel lors de déversements exceptionnels, notamment lors d'évènements orageux. Une fois dans le milieu estuarien, les différents processus biogéochimiques décrits dans ce chapitre, vont engendrer la dégradation de ce matériel, principalement de nature organique (carbone organique) et inorganique (ammonium). Or, ces processus sont consommateurs d'oxygène et peuvent expliquer en partie les phénomènes de désoxygénation observés dans l'estuaire fluvial. L'objectif des chapitres suivants sera donc de caractériser au mieux les effluents urbains de la CUB, en termes de flux de carbone et d'azote parvenant au milieu, et d'étudier leur dégradabilité lorsqu'ils sont en contact avec les eaux turbides du bouchon vaseux.

Chapitre II
Caractérisation des apports urbains

Clapet du DO du Peugue à Bordeaux

Rejets en Garonne des eaux traitées de Louis Fargue

Introduction

Les eaux résiduaires (eaux usées) sont très chargées en matières solubles ou non, provenant essentiellement de l'activité humaine. La construction des égouts destinés à assainir les agglomérations s'est généralisée pour être obligatoire à partir de 1894 avec la loi sur le « tout à l'égout » (Thomas, 1995). Cette organisation de la collecte des eaux usées qui consiste à les concentrer en un même exutoire, pourrait provoquer l'accélération de la pollution du milieu récepteur si ces eaux n'étaient pas traitées efficacement par les stations d'épuration. Après traitement des eaux, le milieu aquatique naturel devenant alors le siège de tous les processus de dégradation de la matière organique (Bourrier, 1991). Les zones urbaines constituent une perturbation majeure des écosystèmes aquatiques, avec le rejet d'effluents en temps sec ou en temps de pluie. Les rejets d'une agglomération ne se limitent cependant pas aux eaux résiduaires des stations d'épuration. Les effluents, domestiques ou industriels, non raccordés ou raccordés de manière non conforme aux réseaux d'assainissement contribuent également à une pollution diffuse, difficilement quantifiable.

La principale forme de pollution pour l'environnement aquatique est due à la présence de MO dans les eaux résiduaires. En effet, même après traitement par voie biologique en stations d'épuration, ces eaux contiennent une charge en MO réduite, mais non nulle. Aussi efficace que puisse être le procédé d'épuration, l'effluent traité contient toujours de la MO soluble et en suspension, plus ou moins dégradable. La mesure de la pollution organique totale a donc pour objet de quantifier la concentration de l'ensemble des composés organiques, présents sous forme solide ou dissoute, susceptibles d'évoluer dans une eau résiduaire, notamment au cours de son épuration. Dans le milieu aquatique, une partie de cette MO est destinée à être oxydée en CO_2 par l'activité des bactéries hétérotrophes, un phénomène s'accompagnant d'une consommation en oxygène. Une consommation en oxygène supplémentaire est due aux rejets d'azote sous forme d'ammonium, qui sera oxydé en nitrate par les bactéries nitrifiantes.

La MO possède la propriété d'être oxydable par voie biochimique (mesure de la demande biologique en oxygène en 5 jours, DBO_5), chimique (mesure de la demande chimique en oxygène, DCO) ou thermique (mesure du carbone organique total, COT). Ces méthodes analytiques prennent en compte de manière globale les molécules organiques contenues dans les eaux usées et qui permettent de suivre l'état d'avancement de leur transformation lors du procédé d'épuration. Le COT est spécifique car il correspond à la concentration en carbone associé à la matière organique. Même si ce paramètre est connu depuis 1931, les méthodes analytiques disponibles dans les laboratoires ne lui permirent pas de s'imposer pour le contrôle de routine de la qualité des eaux (Thomas, 1995).

Des techniques récentes par chromatographies sélectives ont été utilisées (Dignac et al., 2000) et n'ont pas permis de caractériser plus de 50% de la MO des eaux usées et 22% dans les eaux traitées. Plus récemment, une étude réalisée sur des eaux usées domestiques, a permis d'identifier 74% de la MO dans les eaux brutes et 52% dans les eaux épurées (Gorini et al., 2010). Bien que peu d'éléments précis soient disponibles pour caractériser les composantes biochimiques des eaux, les principaux composés organiques identifiés constituant la MO des eaux usées sont les lipides, les glucides, les protéines et les acides aminés. Les lipides représentent la contribution la plus importante des eaux brutes tandis que, dans les eaux épurées, ce sont les protéines. En effet, le traitement biologique des eaux résiduaires modifie les proportions de ces composés organiques plus ou moins biodégradables ; ainsi, nous observons une augmentation relative des protéines, plus résistantes au traitement biologique aérobie (Gorini et al., 2010).

Nous avons pu voir dans le premier chapitre la nature et les origines des eaux usées. Les rejets d'eaux de toilette sont la principale source d'eaux usées domestiques, suivis des eaux de douche et de bain (Butler et al., 1995). L'analyse du cycle journalier de la qualité des eaux de temps sec et de sa variabilité met en évidence des phénomènes d'échange avec les réseaux, par processus de sédimentation ou d'érosion, dont l'importance varie en fonction du débit. Ainsi, la production de ces eaux domestiques fluctue au cours d'une journée. Les forts débits de pointe matinaux semblent engendrer une érosion des dépôts qui se traduit par une augmentation des concentrations particulaires et une variation de la nature de l'effluent (Gromaire-Mertz, 1998). Nous verrons, en début de ce deuxième chapitre, que cette fluctuation est responsable d'une variabilité quantitative et qualitative non négligeable dans les eaux brutes de l'agglomération Bordelaise. Ces mécanismes de sédimentation et d'érosion des eaux de temps sec ont des conséquences très importantes vis-à-vis de la qualité des eaux de temps de pluie, car ils mobilisent des polluants accumulés dans le réseau (Gromaire-Mertz, 1998).

C'est pour cette raison que nous allons nous intéresser, dans un deuxième temps, à la composition des eaux déversées dans le milieu récepteur pendant les périodes pluvieuses afin de caractériser ces rejets urbains de temps pluie (RUTP) dans l'un des plus importants collecteurs unitaire de la CUB. En effet, les eaux déversées sont constituées d'un mélange d'eaux de ruissellement, moyennement chargées, et d'eaux usées, avec de fortes concentrations en carbone et en azote, auxquelles s'ajoutent les matières en suspension mobilisées au sein du réseau.

La qualité des eaux de ruissellement dépend de l'intensité de la pluie, tandis que celle des eaux usées suit un cycle diurne. Par conséquent, le flux polluant des rejets varie fortement selon les conditions météorologiques et l'heure du déversement. Différentes études montrent des forts flux de polluants au début de la pluie, phénomène de « premier flot » (« first flush »), diminuant vers la fin. L'existence de ce « premier flot » a donné lieu à de nombreuses controverses.

Les objectifs de ce chapitre sont :

1. Quantifier les quantités de composés consommateurs en oxygène (MO et Ammonium) transitant dans le réseau urbain et éliminées dans les stations d'épuration de la CUB ;
2. Estimer les flux rejetés par l'ensemble du réseau urbain (STEP et déversoirs d'orage) dans le milieu récepteur et l'influence que peuvent avoir les épisodes pluvieux sur ces flux ;
3. Comparer ces flux entrant dans le milieu estuarien avec ceux provenant des bassins versants et qui transitent de manière naturelle dans la Garonne.

1. Matériel & méthodes

Deux types d'échantillons seront distingués par la suite, prélevés à Clos de Hilde et à Louis Fargue :

- les échantillons **moyens** (ou bilans), correspondant à la moyenne de plusieurs prélèvements récoltés sur une durée de 24 h. Ces derniers sont prélevés à partir des préleveurs automatiques réfrigérés présents en différents points de la STEP. Ils vont servir à avoir une idée sur la composition moyenne des eaux sur une journée ;
- les échantillons **instantanés** (ou ponctuels), prélevés à un instant « t » dans la station et représentatifs de l'état de la station à cet instant.

L'ensemble des mesures réalisées sur les effluents urbains figure en annexes 2 et 3.

1.1. Echantillonnages à la STEP de Clos de Hilde

Parmi les différents points de mesure recensés dans la STEP, l'accès aux préleveurs automatiques a permis de récolter des échantillons d'eaux en entrée et en sortie de station. La station dispose de 3 préleveurs (Figure II.1) :

- préleveur Eau Brute : échantillon nommé **CHEB** ;
- préleveur Eau Traitée 1 : échantillon nommé **CHET1** ;
- préleveur Eau Traitée 2 : échantillon nommé **CHET2**.

Chaque préleveur est asservi au débit, c'est-à-dire que la quantité d'eau récoltée est proportionnelle au débit. Les prélèvements se font automatiquement pendant 24h (de 8h à 8h). Chaque préleveur est composé de 4 bidons et est réfrigéré à 4°C pour une meilleure conservation des échantillons moyens (également appelés échantillons bilans) avant analyse.
Les bidons ainsi que les « bols » des préleveurs sont nettoyés toutes les semaines à l'eau claire.
La STEP de Clos de Hilde est constituée de deux tranches :

- une première tranche réalisée de 1992 à 1994, pour une capacité de 150 000 éq.-hab., composée de 2 Densadegs® (décanteurs) et 4 Biofors® (réacteurs biologique), dont la sortie correspondante est l'eau traitée ET1 ;
- une deuxième tranche issue de l'extension de la station en 2004 puis en 2007, permettant de fiabiliser les performances de la première tranche et de porter la capacité totale de traitement à environ 410 000 EH, afin de faire face aux apports du bassin versant de Clos de Hilde. Cette deuxième tranche est composée de 3 Densadegs® et 8 Biofors® dont la sortie correspondante est l'eau traitée ET2.

Aucune analyse n'est réalisée sur les eaux de la Sortie Générale (**CHSG**). L'évaluation des charges en CHSG résultent ainsi de la combinaison des charges mesurées en eaux traitées 1 et 2. Le flux sortant de la station est ensuite calculé grâce au débitmètre présent en CHSG.
L'ensemble du processus du traitement de l'eau est synthétisé en figure II.1.

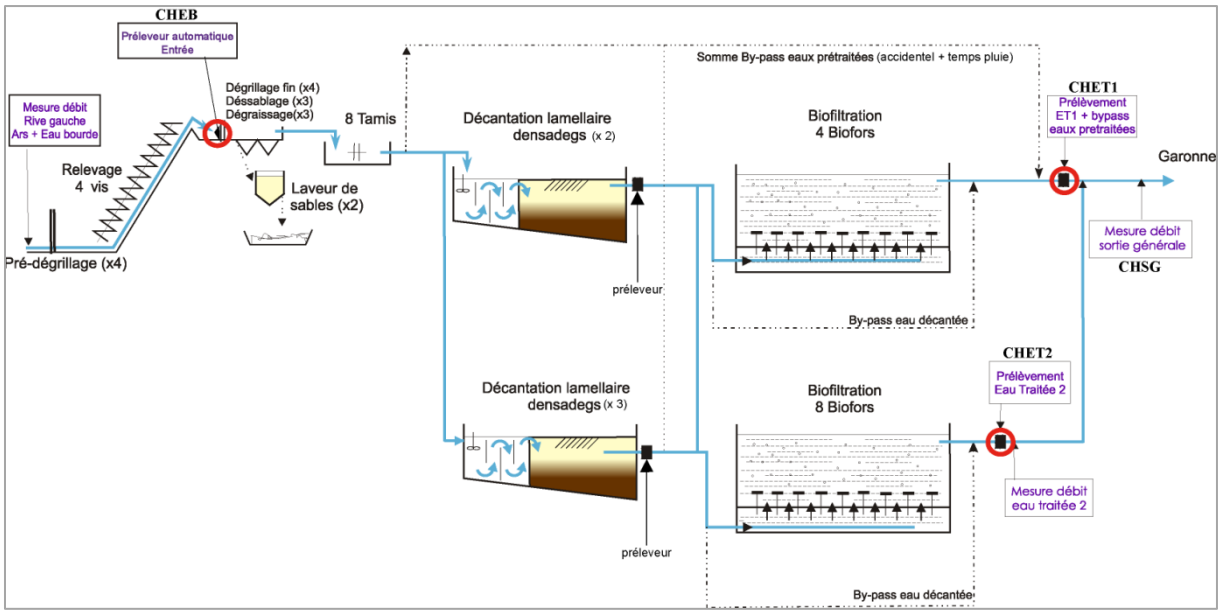


Figure II.1 : Localisation des points de prélèvements (cercles rouges) à Clos de Hilde.

Par la suite et à défaut d'avoir un nombre suffisant d'échantillons prélevés à la sortie biologique ET1 de Clos de Hilde (CHET1), nous estimerons que les concentrations en sortie générale (CHSG) sont équivalentes aux concentrations mesurées dans la 2ème branche de sortie biologique (CHET2). De plus, entre 2010 et 2011, la branche ET1 n'a été en fonctionnement qu'environ pendant 49% du temps.

Figure II.2 : Points de prélèvements en entrée (CHEB, à gauche) et au niveau de la sortie biologique (CHET2, à droite) à Clos de Hilde.

Des échantillons instantanés ont également été prélevés durant la journée du 29 juin 2010 (Figure II.2), dans le but d'étudier la variabilité intra-journalière : un prélèvement instantané

toutes les heures durant les heures d'ouverture de la station (8h15 – 16h15), en entrée (CHEB, n=9) et en sortie biologique (CHET2, n=9). Les échantillons ont été conditionnés et analysés selon les techniques analytiques décrites précédemment. Les prélèvements ont été réalisés en grande partie en période de temps sec mais un évènement pluvieux est survenu à partir de 15h.

1.2. Echantillonnages à la STEP de Louis Fargue

Trois préleveurs automatiques sont présents à Louis Fargue (Figure II.3) :

- préleveur Eau Brute : échantillons nommés **LFEB** ;
- préleveur Eau Décantée : échantillons nommés **LFED** ;
- préleveur Sortie Biologique : échantillons nommés **LFSB**.

Chaque préleveur est asservi au débit. Comme pour Clos de Hilde, les prélèvements se font de manière automatique durant 24 h et les échantillons sont conservés dans les préleveurs réfrigérés à 4°C jusqu'à l'analyse.
La figure II.3 présente le fonctionnement de la filière eau de la STEP de Louis Fargue avant la réhabilitation qui a débuté en décembre 2011. Le fonctionnement de la nouvelle filière étant très proche de celle de Clos de Hilde, elle sera présentée plus en détail en annexe 4. A noter que **l'essentiel de l'échantillonnage a été réalisé avant la phase de réhabilitation** et par conséquent, en raison de l'amélioration des procédés de traitement des eaux, la qualité des rejets de Louis Fargue devrait être actuellement proche de celle de Clos de Hilde.

Les points LFET, LFBP et LFSG indiqués sur la figure II.3 sont des points supplémentaires sur lesquels aucune mesure directe n'a été réalisée :

- les Eaux Traitées (**LFET**), équivalentes à la somme de LFED et LFSB ;
- les Eaux prétraitées By-Passées (**LFBP**) dont la concentration est considérée comme égale à celle des eaux brutes (LFEB) ;
- les eaux de la Sortie Générale (**LFSG**) correspondant à la somme des eaux traitées (LFET) et des eaux prétraitées by-passées (LFBP).

A partir de ces mesures, il est donc possible d'estimer les flux en n'importe quel endroit de la station grâce aux concentrations mesurées/calculées et aux débitmètres présents en chacun de ces points.

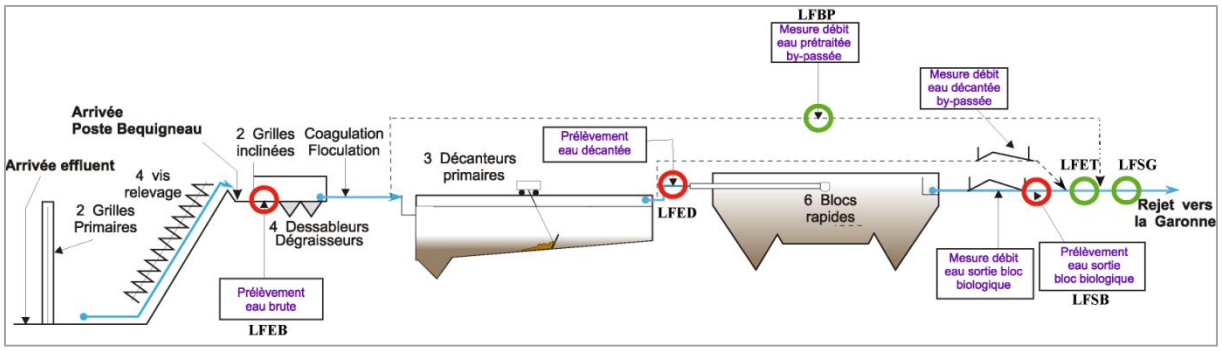


Figure II.3 : Localisation des points de prélèvements LFEB, LFED et LFSB (cercles rouges) à Louis Fargue. Les données obtenues aux points LFET, LFBP et LFSG (cercles verts) sont calculées à partir des mesures réellement effectuées aux trois premiers points.

Des préleveurs automatiques ont également permis de récolter des échantillons instantanés durant la journée du 15 au 16 décembre 2010 (Figure II.4), dans le but d'étudier la variabilité intra-journalière, avec **un prélèvement horaire durant 24 heures**, en entrée (LFEB, n=24) et en sortie biologique (LFSB, n=24) de Louis Fargue (**avant la réhabilitation**). Le volume prélevé était de 320 mL toutes les 20 min, afin d'avoir un échantillon moyen horaire. Les prélèvements ont été réalisés en période de temps sec.

Figure II.4 : Emplacements des préleveurs automatiques en entrée (LFEB) et en sortie biologique (LFSB) à Louis Fargue.

1.3. Echantillonnages dans un déversoir d'orage

En dehors des émissaires des stations d'épuration, on dénombre 9 points de rejet vers la Garonne au niveau de la CUB, d'importance très variable. Dans le but de caractériser des eaux d'évènements pluvieux rejetées dans le milieu naturel, nous nous sommes intéressés au site qui rejette le volume annuel le plus important, le site du **Peugue**.

Le déversoir du Peugue correspond à l'extrémité aval du collecteur unitaire (eaux usées et eaux pluviales) du Peugue, qui achemine les eaux depuis Pessac en passant devant la place Pey-Berland. Le collecteur du Peugue rejoint ensuite celui des quais pour acheminer les eaux jusqu'à la station d'épuration de Louis Fargue. En temps sec, la totalité des apports sont acheminés jusqu'à la STEP de Louis Fargue et la vanne V1, installée à l'entrée du collecteur

des quais, permet ainsi de maîtriser l'apport des eaux vers la STEP (Figure II.5). En temps de pluie, des déversements en Garonne sont possible via l'exutoire correspondant au clapet C1. Le collecteur du Peugue possède un second exutoire (C2) par une vanne gravitaire (V2) qui court-circuite le premier exutoire. Ce by-pass est principalement utilisé pour effectuer des « chasses » pour désenvaser le collecteur du Peugue lorsque la marée en Garonne est basse.

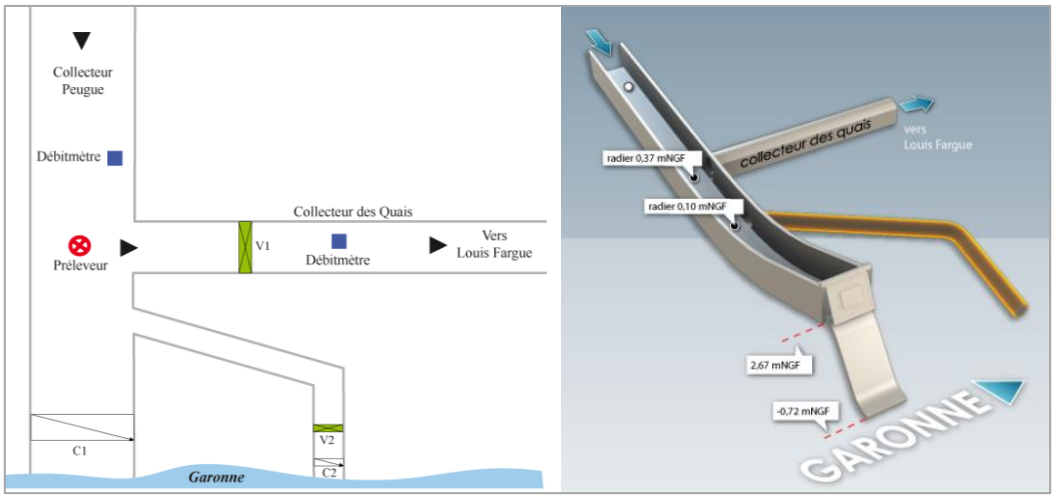


Figure II.5 : Présentation schématique du déversoir du Peugue (à gauche) et en 3D (à droite, Lyonnaise des Eaux) avec localisation du préleveur automatique et des débitmètres.

La Lyonnaise des Eaux réalise des campagnes ponctuelles d'échantillonnage des effluents, afin d'évaluer les charges de pollution rejetée. Pour cela, des préleveurs automatiques sont placés aux endroits stratégiques, dont un préleveur au niveau du déversoir du Peugue. Nous avons donc profité de certaines campagnes organisées par la Lyonnaise des Eaux pour récupérer différents échantillons, prélevés avec un pas de temps horaire. Au total, 5 journées de « temps de pluie » avec rejets en Garonne ont pu être caractérisées. Les débits déversés sont calculés par différence des mesures du débitmètre du collecteur des Quais et du débitmètre du collecteur du Peugue (Figure II.5).

Le tableau II.1 suivant présente les dates d'échantillonnages ainsi que les volumes déversés en Garonne :

Tableau II.1 : Dates d'échantillonnages et volumes déversés en Garonne via le déversoir du Peugue.

Dates d'échantillonnages	Volumes déversés (m^3)	Temps de déversement (h)
10 Avril 2012	12 564	5
11-12 Avril 2012	24 906	6
18 Avril 2012	20 145	7
24 Avril 2012	22 694	8
26-27 Septembre 2012	33 917	7

1.4. Techniques analytiques

Les paramètres étudiés au cours des différentes campagnes d'échantillonnages sont :

- les matières en suspension (MES) ;
- le Carbone Organique Particulaire (COP) et Dissous (COD) ;
- les sels nutritifs tels que l'ammonium (NH_4^+), les nitrites (NO_2^-), les nitrates (NO_3^-) et les phosphates (PO_4^{3-}).

1.4.1. Matières en suspension et Carbone Organique Particulaire

Les échantillons d'eau récoltés sont transportés dans une glacière jusqu'au laboratoire et conservés jusqu'à leur filtration dans des flaconnages de 1 à 2 litres lavés à l'eau milliQ et préalablement rincés avec l'eau du prélèvement.
Les échantillons d'eau sont filtrés sous vide sur un filtre Whatman GF/F en fibre de verre de porosité nominale de 0.70 µm, préalablement décontaminés à 500°C. Le filtre est ensuite séché quelques heures à l'étuve (50°C). Après séchage, le filtre est pesé pour déterminer la teneur en MES.
Les volumes filtrés sont d'autant plus importants que l'échantillon d'eau est peu chargé (faibles teneurs en MES). Ces volumes varient de quelques dizaines de ml pour des échantillons d'eau d'entrée de STEP à environ 500 ml pour des échantillons d'eau de sortie de STEP.

L'analyse du carbone organique particulaire (COP) est réalisée à partir du même filtre ayant servi à la filtration de MES. La matière recueillie, sèche ou sur filtre, est tout d'abord décarbonatée par attaque à l'HCl 2N, dans le but de conserver uniquement la fraction organique et de détruire toute la fraction inorganique (les carbonates), bien que cette part soit très faible dans les échantillons d'eau de STEP. Les échantillons, après avoir été décarbonatés, sont placés dans des creusets en céramique, puis séchés sur plaque chauffante à 50°C sous hotte pendant une nuit (évaporation acide).

Avant l'analyse, deux catalyseurs (limaille de fer et Lecosel I) sont ajoutés à l'aide de cuillères calibrées. La mesure est ensuite réalisée à l'aide d'un analyseur à carbone LECO CS 125 calibré à partir d'anneaux d'acier de teneur en carbone organique connue. Le principe de dosage est basé sur une oxydation des composés organiques contenus dans l'échantillon, par combustion à 1100°C dans un four à induction sous flux d'oxygène. Ce flux d'oxygène est associé à un catalyseur et assure à la fois la combustion complète du COP en CO_2 et le transport de ce dernier jusqu'à une cellule infrarouge non dispersive (Cauwet et al., 1990 ; Abril et al., 2002).

La teneur est exprimée en pourcentage de matière sèche. La précision de la mesure est la plupart du temps toujours inférieure à 5%, mais peut être de 10 à 20% lorsque la quantité de matières sur le filtre est de l'ordre de 1 à 2 mg/L seulement (Elfaquir, 1993).

1.4.2. Carbone Organique Dissous

L'ensemble des manipulations visant à faire des mesures de carbone organique dissous (COD), est fait avec du matériel en verre propre et pré-brûlé à 500°C afin d'éliminer toute trace potentielle de matière organique.
Les prélèvements sont effectués à l'aide d'une seringue en verre. Environ 20-25 ml d'eau sont prélevés. L'échantillon est ensuite filtré sur un filtre en fibre de verre Whatman GF/F de porosité nominale de 0.70 µm, préalablement décontaminé à 500°C. Pour stopper toute activité bactérienne et éliminer la fraction inorganique, l'échantillon est acidifié avec du HCl 12N (50 µL pour 20 mL d'échantillon). Des travaux ont montré que les concentrations en COD d'échantillons traités à l'acide HCl ont été réduites de 25% entre le moment de leur prélèvement et 92 jours plus tard (Coynel, 2000). Par conséquent, les échantillons de COD ont été analysés au plus tard dans les 20 jours suivant leur conditionnement.

Les échantillons ont été analysés à l'aide de l'analyseur de carbone organique SHIMADZU TOC 5000, dont le principe est basé sur l'oxydation catalytique à haute température (HTCO ; Sugimura & Suzuki, 1998). L'appareil comprend une unité de décarbonatation, où le CO_2 contenu dans l'échantillon acidifié est purgé en y faisant buller de l'oxygène ultra-pur pendant 6 minutes avant analyse. L'échantillon est ensuite prélevé de façon automatique par une seringue en verre. Tout le COD de l'échantillon est brûlé à 680°C et transformé en CO_2 après avoir été injecté par la seringue dans un tube à combustion rempli d'un catalyseur de platine dans une matrice de silice. Le CO_2 produit par la combustion du COD est transporté par un flux d'oxygène pur et est détecté à l'aide d'un spectrophotomètre infra-rouge générant un pic, dont la surface est proportionnelle à la teneur en carbone organique contenue dans l'échantillon. La précision de la méthode a été calculée comme étant de 2% (Cauwet, 1994).

1.4.3. Composés azotés

Les échantillons prélevés subissent un prétraitement commun avant l'analyse des composés azotés et phosphorés. Les différentes étapes sont présentées ci-après :

- Filtration

Pour analyser les sels nutritifs présents dans les échantillons, il faut passer l'échantillon à travers un filtre Minisart® à usage unique, dont le seuil de rétention est de 0.2 µm. Les micro-organismes naturellement présents dans l'échantillon sont donc retenus sur le filtre.

- Conditionnement

Quelques études d'optimisation des méthodes analytiques ont été faites au laboratoire. Ces expériences démontrent que la méthode de conservation optimale pour l'analyse des paramètres azotés reste celle de la congélation, sans ajout d'acide.
Les échantillons sont donc conservés, après filtration, dans des tubes en polypropylène et stockés dans un congélateur à – 18°C.

Les techniques utilisées suivant le paramètre à étudier sont les suivantes :

- analyse de l'ammonium par FIA (*Flow Injection Analysis*, Hall & Aller, 1992) ;
- analyse des nitrites par spectrophotométrie (Strickland & Parsons, 1972) ;
- analyse des nitrates par FIA (Wood, 1967 ; Anderson, 1979).

Certaines valeurs présentées dans ce chapitre sont proches de la limite de détection, qui pour l'ammonium est de 0.06 mg/L et de 0.01 mg/L pour les nitrites, les nitrates et les phosphates. Un protocole détaillé de chacune de ces analyses est présenté en annexe 5.

1.4.4. Composés phosphorés

Parmi les composés phosphorés, nous nous sommes uniquement intéressés aux phosphates. L'étape de filtration est identique à celle effectuée pour les composés azotés (filtration à 0.2 µm). Seul le conditionnement est différent. En effet, des études d'optimisation des méthodes analytiques ont été réalisées au laboratoire, démontrant que la méthode de conservation optimale est la réfrigération, avec ajout d'acide nitrique (HNO_3). Les résultats concernant ce paramètre ne seront pas abordés dans le manuscrit mais sont toutefois présentés dans les tableaux en annexe.
La technique utilisée pour l'analyse des phosphates est la spectrophotométrie dont le principe est détaillé en annexe 5.

2. Résultats

2.1. Variabilité intra-journalière des charges organiques urbaines

2.1.1. Suivi horaire à Clos de Hilde

Les évolutions horaires des concentrations en MES, COP, COD, N-NH_4^+ et N-NO_3^-, mesurées en entrée et en sortie biologique de Clos de Hilde, sont présentées en figure II.6. Les nitrites et phosphates ont également été mesurés, mais du fait de leurs faibles concentrations, l'évolution horaire de ces paramètres n'est pas présentée ici. Toutefois, les moyennes, les médianes, les écart-types et les extrémités de l'ensemble des valeurs mesurées sont reprises dans les tableaux 2 et 3. Nous ne disposons d'aucunes mesures de débit durant les échantillonnages ne nous permettant pas de calculer les flux. Cependant, nous avons vu dans le Chapitre I le cycle journalier des débits de temps sec, indiquant que le débit maximal est enregistré entre 11h et 15h.

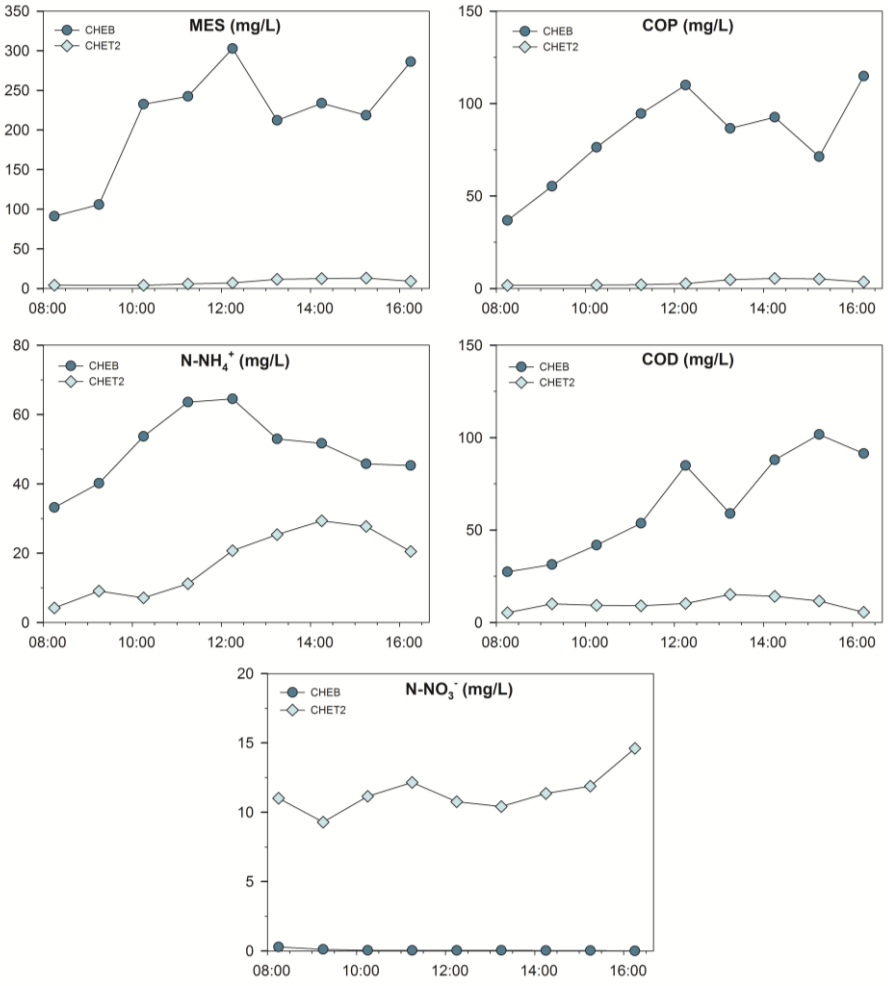


Figure II.6 : Evolution horaire des concentrations en MES, du COP, du COD, de N-NH_4^+ et N-NO_3^- en entrée et en sortie biologique de Clos de Hilde.

Les teneurs en MES dans les eaux brutes sont comprises entre 91 et 303 mg/L sur la journée de prélèvement (Tableau II.2). Parmi l'ensemble des paramètres analysés c'est celui qui présente la plus grande variabilité. Le COP a des teneurs comprises entre 37 et 115 mg/L dans les eaux brutes. Le pourcentage en COP reste élevé sur l'ensemble de la journée et varie entre 33 et 52% (Tableau II.2), témoin que la qualité du matériel particulaire diffère peu et est majoritairement composé de matière organique. Le COD présente des teneurs comprises entre 27 et 102 mg/L et l'azote ammoniacal varie entre 33 et 64 mg/L (Tableau II.2). Les concentrations les plus faibles ont été mesurées dans les échantillons du matin, entre 8h30 et 10h30, mais ne correspondent peut-être pas au minimum de la journée puisque les prélèvements ont débuté à 8h30. Ces faibles concentrations peuvent être liées à une dilution des eaux issues de l'activité humaine (toilettes, douches, etc.) par des eaux claires parasites. Plus tard dans la journée, les différents paramètres augmentent régulièrement jusqu'à atteindre une concentration maximale aux alentours de 12h, avec des teneurs jusqu'à deux fois plus élevées (Figure II.6). En effet, la part des eaux issues de l'activité est dominante à ce moment de la journée.

Les variabilités de tous les paramètres sont nettement plus marquées en entrée qu'en sortie de station d'épuration. Ainsi, les MES dans les eaux traitées présentent une plus faible variabilité avec des teneurs comprises entre 4 et 13 mg/L (Tableau II.3). Le pourcentage en COP diffère très peu avec une moyenne de 40% dans les eaux brutes et les eaux de sortie. Cette constance, quel que soit l'endroit de prélèvement dans la station, indique que si le matériel particulaire est retenu en grande partie au sein de la station, la faible fraction qui en sort subit très peu de dégradation. Ainsi, les teneurs en COP suivent la même tendance que les MES avec des teneurs comprises entre 2 et 5 mg/L (Tableau II.3).

Le COD dans les eaux traitées présente des teneurs comprises entre 5 et 15 mg/L (Tableau II.3), en moyenne 4 fois plus faibles que dans les eaux brutes (Tableau II.2). L'azote ammoniacal est le paramètre qui est le moins bien traité durant la journée de prélèvement. Les teneurs varient entre 4 et 29 mg/L (Tableau II.3). Concernant les nitrates, qui étaient à l'état de traces dans les eaux brutes (<0.01 mg/L), ils présentent des concentrations variant de 9 à 15 mg/L et indiquent une nitrification partielle dans la STEP. Les nitrites sont, comme dans les eaux brutes, présents à l'état de traces (< 0.01 mg/L).

Tableau II.2 : Paramètres analysés dans les eaux brutes de Clos de Hilde.

CHEB	MES mg/L	COP %	COP mg/L	COD mg/L	$N\text{-}NH_4^+$ mg/L	$N\text{-}NO_2^-$ mg/L	$N\text{-}NO_3^-$ mg/L
Moy.	214	39	82	64	50	<0.01	<0.01
Méd.	232	40	87	59	52	<0.01	<0.01
Min.	91	33	37	27	33	<0.01	<0.01
Max.	303	52	115	102	64	<0.01	<0.01
SD.	72	6	25	28	10	-	-

Le cas de l'azote ammoniacal est intéressant car ses concentrations présentent la même évolution temporelle en entrée et en sortie biologique, avec un décalage de près de 2 heures (Figure II.), correspondant au temps de traitement des eaux dans la station. Ainsi, l'azote ammoniacal, du fait qu'il soit moins bien traité, se révèle un très bon marqueur des rejets anthropiques urbains.

Tableau II.3 : Paramètres analysés dans les eaux de sortie biologique à Clos de Hilde.

CHET2	MES mg/L	COP %	COP mg/L	COD mg/L	$N\text{-}NH_4^+$ mg/L	$N\text{-}NO_2^-$ mg/L	$N\text{-}NO_3^-$ mg/L
Moy.	8	40	3	10	17	<0.01	11
Méd.	8	40	3	10	20	<0.01	11
Min.	4	36	2	5	4	<0.01	9
Max.	13	45	5	15	29	<0.01	15
SD.	4	3	2	3	9	-	2

De plus, un évènement pluvieux est survenu à partir de 15h sur le bassin versant de Clos de Hilde, modifiant l'évolution des paramètres étudiés. En effet, les teneurs en matières particulaires et en COP ont soudainement augmenté pour le dernier prélèvement (16h15 ; Figure II.6). A l'inverse, les teneurs en matières dissoutes (COD et $N\text{-}NH_4^+$) diminuent légèrement. L'évènement pluvieux engendre donc une augmentation du matériel particulaire, lié à un lessivage naturel dans les réseaux, tandis que le matériel dissous se retrouve dilué.

2.1.2. Suivi horaire à Louis Fargue

Le graphique suivant illustre l'évolution des concentrations en MES, COP, COD, $N\text{-}NH_4^+$ et $N\text{-}NO_3^-$ durant les 24h de prélèvement, dans les eaux brutes et dans les eaux prélevées après le traitement biologique par boues activées (Figure II.7). Les nitrites et phosphates ont également été mesurés, mais leurs évolutions horaires ne sont pas présentées du fait de leurs faibles concentrations. Toutefois, les moyennes, les médianes, les écart-types et les extrémités de l'ensemble des valeurs mesurées sont reprises dans les tableaux 4 et 5.

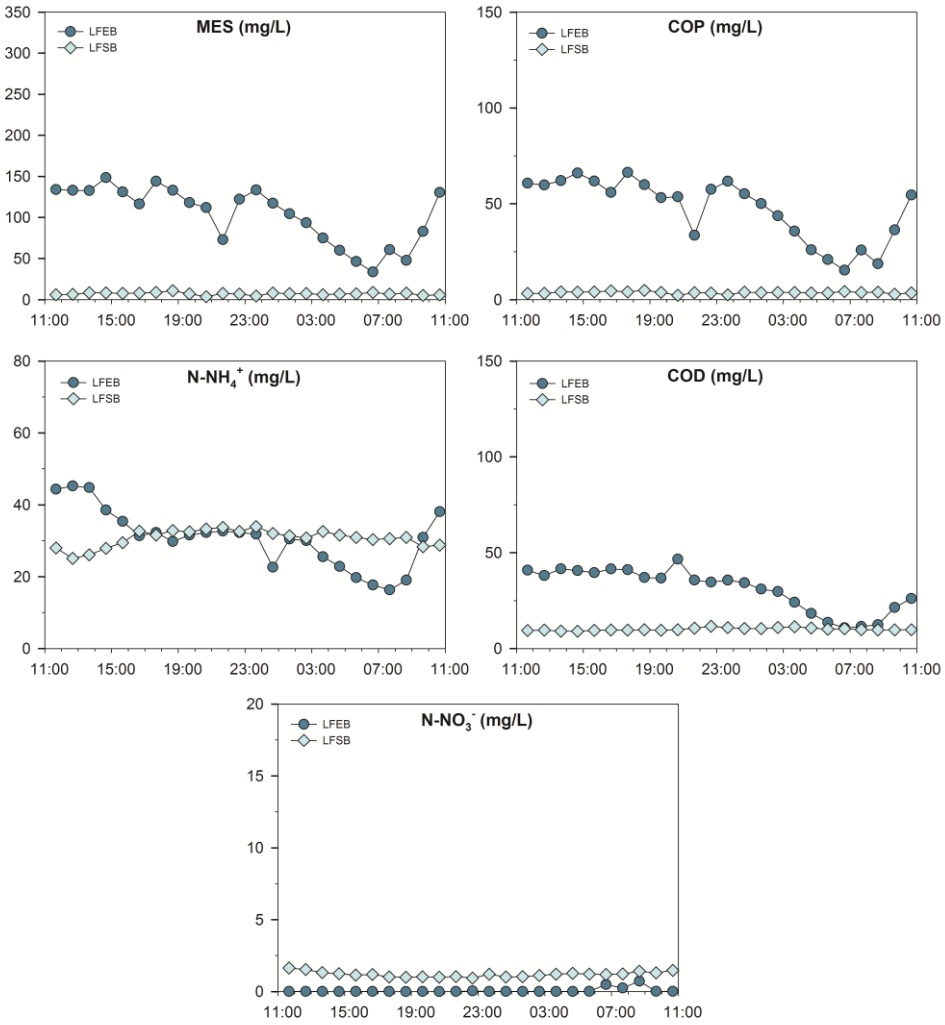


Figure II.7 : Evolution horaire des concentrations en MES, du COP, du COD, de $N\text{-}NH_4^+$ et $N\text{-}NO_3^-$ en entrée et en sortie biologique de Louis Fargue.

Toutes les concentrations mesurées à Louis Fargue sont inférieures à celles des eaux brutes de Clos de Hilde. Ainsi, les MES varient entre 34 et 148 mg/L (Tableau II.4). Le pourcentage moyen journalier en COP est de 45%, témoin comme à Clos de Hilde d'un matériel majoritairement organique. De ce fait, le COP évolue de la même façon que les MES avec des concentrations comprises entre 15 et 66 mg/L (Tableau II.4). Le COD varie de 11 à 47 mg/L dans les eaux brutes et l'azote ammoniacal varie de 16 à 45 mg/L (Tableau II.4). Les nitrates sont à l'état de traces dans les eaux brutes (<0.01 mg/L), tout comme les nitrites. Sur l'ensemble des paramètres mesurés au cours de cette journée, la variabilité est bien plus faible que celle observée à Clos de Hilde.

Tableau II.4 : Paramètres analysés dans les eaux brutes de Louis Fargue.

LFEB	MES mg/L	COP %	COP mg/L	COD mg/L	$N\text{-}NH_4^+$ mg/L	$N\text{-}NO_2^-$ mg/L	$N\text{-}NO_3^-$ mg/L
Moy.	103	45	47	31	31	<0.01	<0.01
Méd.	117	46	54	35	31	<0.01	<0.01
Min.	34	39	15	11	16	<0.01	<0.01
Max.	148	48	66	47	45	<0.01	1
SD.	35	2	16	11	8	-	-

Au niveau de la sortie biologique de la STEP de Louis Fargue, les teneurs sont du même ordre de grandeur que celles mesurées à Clos de Hilde, excepté pour les nitrates et l'azote ammoniacal. Ce dernier paramètre a des concentrations comprises entre 25 et 34 mg/L (Tableau II.5), soit en moyenne 31 mg/L dans les eaux épurées (17 mg/L en moyenne à Clos de Hilde), tandis que les eaux brutes présentent des teneurs identiques. Les très faibles concentrations en nitrates, comprises entre 1 et 2 mg/L (Tableau II.5) (entre 9 et 15 mg/L à Clos de Hilde), résultent ainsi d'une efficacité moindre du traitement de l'azote et donc d'une nitrification partielle de l'azote ammoniacal.

Tableau II.5 : Paramètres analysés dans les eaux de sortie biologique à Louis Fargue.

LFSB	MES mg/L	COP %	COP mg/L	COD mg/L	$N\text{-}NH_4^+$ mg/L	$N\text{-}NO_2^-$ mg/L	$N\text{-}NO_3^-$ mg/L
Moy.	7	52	4	10	31	<0.01	1
Méd.	7	51	4	10	31	<0.01	1
Min.	4	44	2	9	25	<0.01	1
Max.	11	63	5	12	34	<0.01	2
SD.	2	5	1	1	2	-	-

Nous n'atteignons pas de pic de concentrations aux alentours de midi, comme cela a pu être observé à Clos de Hilde. A Louis Fargue, la tendance la plus marquée est une diminution pendant la nuit, entre 23h00 et 07h00, pour des raisons identiques à celles évoquées pour les variations à Clos de Hilde, d'apport d'eaux claires parasites. Les différences observées entre les deux STEP viennent probablement de la nature des réseaux de collecte. Louis Fargue a la particularité d'avoir un réseau à 60% de type unitaire, avec, par conséquent, des apports importants d'eaux claires parasites, permanentes (sources, nappes) ou météoriques (ruissellement). Or, d'après le rapport annuel de 2011 (François & Ventura, 2012), environ 66% du volume annuel brut parvenant à Louis Fargue est représenté par des eaux claires parasites (environ 53% à Clos de Hilde). Ce phénomène peut donc être à l'origine d'un effet de dilution, plus ressenti sur la phase dissoute que particulaire.

Contrairement à Clos de Hilde, le temps de traitement des eaux en période de temps sec à Louis Fargues est beaucoup plus long et il faut compter une dizaine d'heures pour qu'une eau usée soit épurée, sans by-pass. De plus, compte tenu de l'apport important d'eaux parasites, il est difficile d'observer l'effet du traitement entre les échantillons d'eaux brutes et d'eaux épurées, comme ça a été le cas avec l'azote ammoniacal à Clos de Hilde.

2.2. Variabilité inter-journalière des charges organiques urbaines

Cette étude de variabilité inter-journalière a été réalisée à partir des échantillons moyennés sur 24h, récupérés aux différents préleveurs automatiques des STEP de Clos de Hilde et de Louis Fargue (**avant la réhabilitation de la station**), sur la période du 16 Mai 2010 au 14 Juin 2012. Tous les échantillons moyens sont pris en compte, sans distinction entre le jour de prélèvement et la présence ou non de temps de pluie. Les résultats sont abordés par catégorie de paramètres.

La figure II.8 présente, sous forme de boîtes à moustaches, la distribution de la pollution carbonée (MES, COP, COD) et azotée ($N\text{-}NH_4^+$, $N\text{-}NO_2^-$ et $N\text{-}NO_3^-$) dans les eaux brutes et les eaux de sortie biologique à Clos de Hilde, puis dans les eaux brutes, les eaux décantées, les eaux de la sortie biologique et les eaux de la sortie générale (concentrations calculées) à Louis Fargue. Les échelles pour les eaux brutes sont comprises entre 0 et 700 mg/L, tandis que les autres sont comprises entre 0 et 140 mg/L. La moyenne ainsi que les valeurs extrêmes de tous les paramètres étudiés sont présentés dans le tableau II.6.

2.2.1. Pollution carbonée particulaire et dissoute

a. Les matières en suspension

Les MES sont le paramètre qui présente la plus grande variabilité en entrée de station (Figure II.8). Ainsi, les MES ont des teneurs comprises entre 78 et 554 mg/L à Clos de Hilde, soit 293 mg/L en moyenne, et des teneurs comprises entre 100 et 638 mg/L à Louis Fargue, soit en moyenne 304 mg/L (Tableau II.6). La moyenne et la médiane à Clos de Hilde (294 mg/L) sont très proches, témoins que la distribution des données est normale, malgré la présence de quelques points atypiques. A Louis Fargue, la distribution est moins homogène, avec une médiane équivalente à 274 mg/L.
La sortie générale à Clos de Hilde résulte de la combinaison des rejets d'eaux traitées de la sortie biologique 1 et 2. Cependant, en raison d'un fonctionnement non permanent de la branche 1 (Figure II.1), nous considérons que les concentrations de la sortie générale correspondent aux concentrations mesurées en sortie biologique 2 (CHET2).

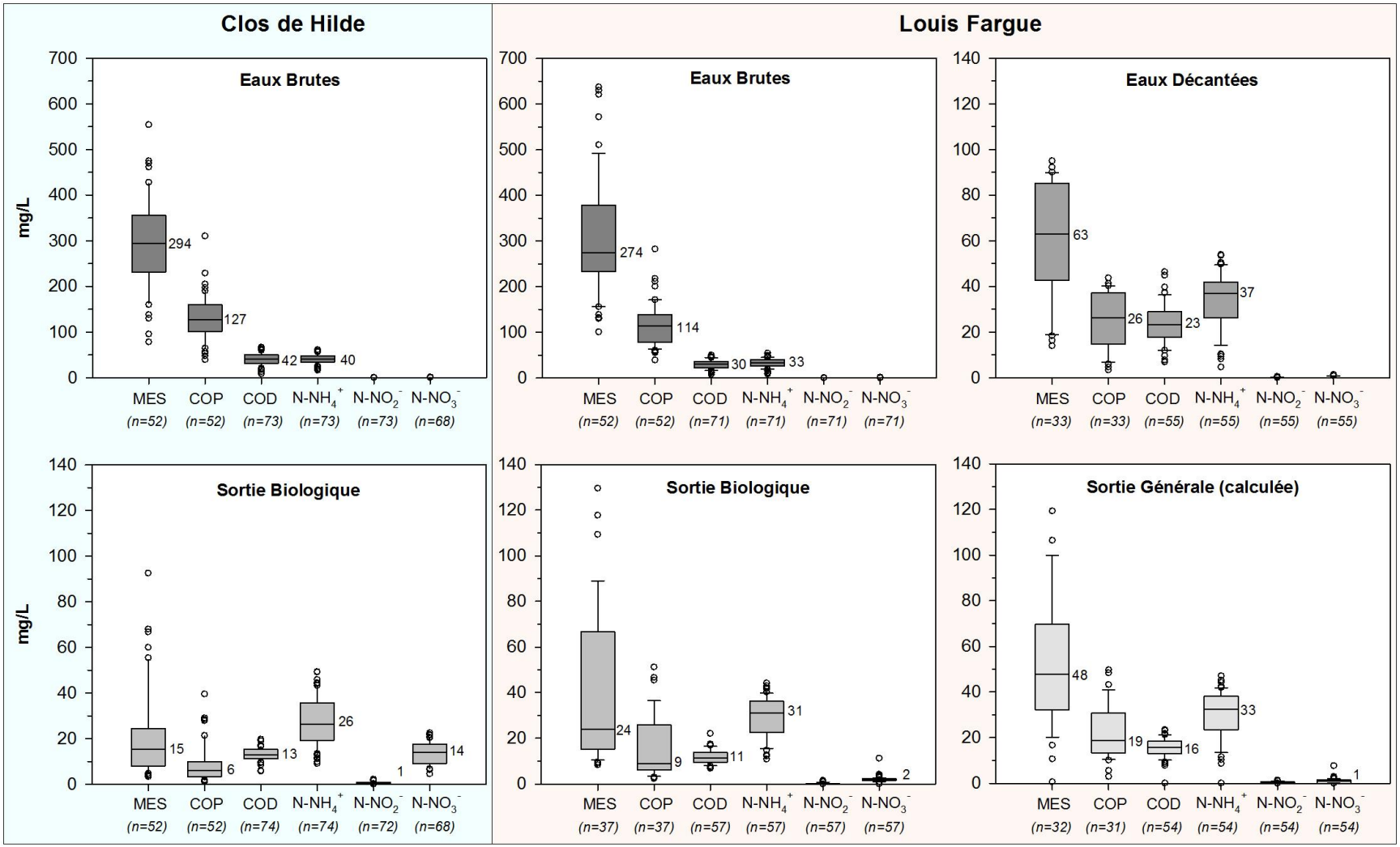


Figure II.8 : Boîtes à moustaches représentant la distribution de la pollution carbonée et azotée dans les eaux brutes, les eaux décantées, les eaux de sortie biologique et de sortie générale à Clos de Hilde et à Louis Fargue. Sont représentés : Q25 : bord inférieur de la boîte ; médiane : trait à l'intérieur de la boîte (valeurs indiquées à côté) ; Q75 : bord supérieur de la boîte. Les moustaches inférieures et supérieures s'étendent de Q25 jusqu'au centile 10 et de Q75 jusqu'au centile 90. Les valeurs atypiques sont représentées par les cercles.

Les teneurs en sortie générale à Louis Fargue ont été calculées en pondérant par leurs débits respectifs les contributions des eaux décantées, des eaux de sortie biologique et des eaux by-passées. La comparaison des teneurs présentes dans les eaux rejetées dans le milieu récepteur se fera par conséquent, entre les données de la sortie biologique de Clos de Hilde et les données de la sortie générale de Louis Fargue. Sur notre période d'échantillonnage (du 16 Mai 2010 au 14 Juin 2012), les eaux décantées rejetées directement en Garonne, sans traitement biologique, représentent en moyenne 40% du volume total, d'où l'intérêt de présenter de telles données. Dans les eaux rejetées dans le milieu récepteur, les teneurs en MES sont en moyenne plus élevées à Louis Fargue (55 mg/L) qu'à Clos de Hilde (21 mg/L), essentiellement en raison des eaux décantées by-passées.

a. Le Carbone Organique Particulaire

Les pourcentages en COP, exprimés en pourcentage de matière sèche, sont compris à Clos de Hilde entre 28 et 56% dans les eaux brutes (moyenne de 44%) et entre 16 et 57% dans les eaux épurées (moyenne de 41%). Si on applique la relation empirique MOP = R x COP avec R = 2 à 2.2, on estime que le matériel particulaire est constitué entre 80 et 95% de MO dans les eaux brutes et dans les eaux traitées. Ainsi la baisse significative du COP% est le témoin de la minéralisation au cours du processus de traitement effectué par la STEP ; la fraction minérale n'étant pas affectée, celle-ci prend une proportion plus importante dans les MES de sortie par rapport à celles d'entrée.

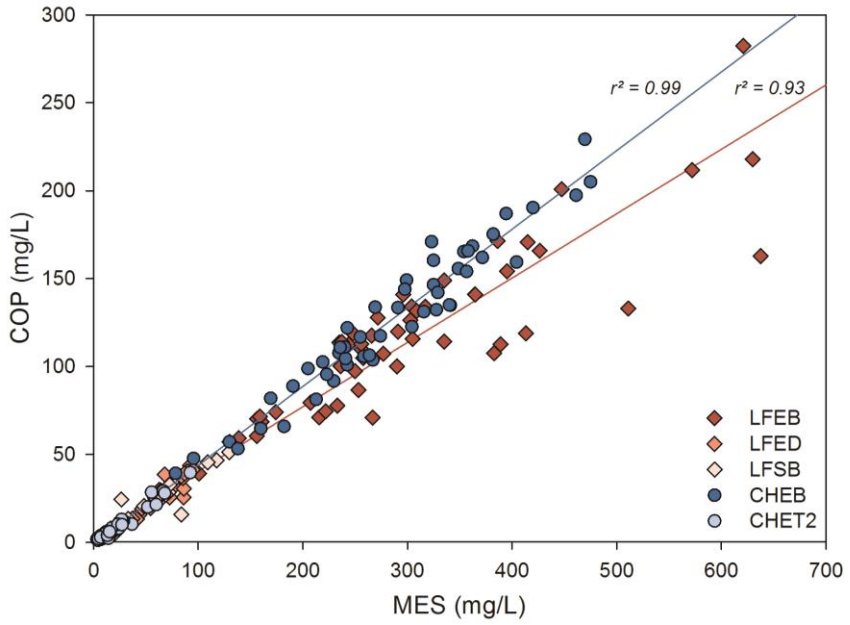


Figure II.9 : Evolution des teneurs en COP (mg/L) en fonction des teneurs en MES (mg/L) pour les échantillons prélevés à Clos de Hilde et à Louis Fargue.

A Louis Fargue, les pourcentages en COP sont compris entre 26 et 48% dans les eaux brutes, soit 40% en moyenne. Aucune analyse de COP n'a été réalisée sur des échantillons d'eau de sortie générale ; cependant, nous pouvons observer que le pourcentage moyen est compris entre ceux mesurés sur des échantillons d'eaux décantées (40%) et de sortie biologique (37%). Contrairement à Clos de Hilde, la différence entre les moyennes entrée/sortie n'est pas significative ($p<0.1$).
Quelle que soit l'origine des échantillons, il existe une relation linéaire entre les MES et le COP (Figure II.9), qui témoigne d'un COP% relativement constant, entre 40 et 44% en moyenne. Par conséquent, la concentration en COP suivra la même tendance que les concentrations en MES.

Ainsi, à Clos de Hilde, les teneurs en COP sont comprises entre 39 et 310 mg/L en entrée de station (moyenne de 130 mg/L) et entre 1 et 40 mg/L en sortie biologique (moyenne de 8 mg/L). A Louis Fargue, les teneurs sont comprises entre 39 et 282 mg/L dans les eaux brutes (moyenne de 118 mg/L) et entre 3 et 50 mg/L en sortie générale (moyenne de 22 mg/L). Tout comme les MES, les distributions du COP sont relativement symétriques et la moyenne peut être considérée comme représentative de l'ensemble des données.

Tableau II.6 : Paramètres analysés dans les stations de Clos de Hilde et de Louis Fargue.

		MES mg/L	COP %	COP mg/L	COD mg/L	$N\text{-}NH_4^+$ mg/L	$N\text{-}NO_2^-$ mg/L	$N\text{-}NO_3^-$ mg/L
CHEB	Moy.	292.6	44.3	129.9	41.0	40.4	0.1	0.1
	Min.	78.5	28.1	39.1	8.3	16.2	<0.01	<0.01
	Max.	554.4	56.0	310.4	66.8	61.3	0.6	1.6
CHET2	Moy.	20.9	40.7	8.4	13.1	27.3	0.8	13.7
	Min.	3.4	15.8	1.1	5.8	9.1	0.1	4.6
	Max.	92.6	56.7	39.6	19.7	49.3	2.2	22.5
LFEB	Moy.	303.5	39.6	117.5	30.1	32.9	<0.01	0.1
	Min.	100.8	25.6	39.3	7.7	8.7	<0.01	<0.01
	Max.	637.5	48.4	282.3	50.1	54.3	0.6	1.5
LFED	Moy.	61.0	40.1	25.3	23.4	33.9	0.1	0.2
	Min.	14.0	23.6	3.4	6.8	4.7	<0.01	<0.01
	Max.	95.0	56.8	43.7	46.4	53.9	0.6	1.4
LFSB	Moy.	39.2	37.3	15.5	11.8	29.6	0.3	2.1
	Min.	8.3	18.9	2.4	6.8	10.9	<0.01	0.1
	Max.	129.6	45.7	51.2	22.1	44.2	1.6	11.3
LFSG (calculée)	Moy.	55.3	-	21.6	15.9	30.6	0.4	1.0
	Min.	10.7	-	3.0	7.9	8.7	0.1	<0.01
	Max.	141.4	-	49.7	23.5	47.2	1.4	7.7

Dans les eaux brutes, la fraction particulaire représente la majorité du carbone organique. En effet, le COP représente environ 75% du COT à Clos de Hilde et près de 79% à Louis Fargue, et constitue donc la source principale de carbone. Au contraire, dans les eaux épurées, le COP ne représente plus que 39% du COT à Clos de Hilde et 54% à Louis Fargue. Ceci est principalement dû au traitement primaire des deux STEP, qui élimine respectivement environ 97% et 84% des matières particulaire par décantation et/ou minéralisation de leur fraction organique.

b. Le Carbone Organique Dissous

Concernant la phase dissoute, les teneurs en COD mesurées dans les eaux brutes sont comprises entre 8 et 67 mg/L (moyenne de 41 mg/L) à Clos de Hilde et entre 8 et 50 mg/L (moyenne de 30 mg/L) à Louis Fargue (Tableau II.6). Compte tenu que les moyennes et les médianes sont proches pour chacune des stations, la distribution des valeurs est symétrique et la moyenne peut être considérée comme représentative de l'ensemble des données (Figure II.8). Les moyennes de COD sont significativement différentes ($p<0.01$) à Clos de Hilde et à Louis Fargue.

Dans les eaux traitées, les concentrations en COD sont comprises entre 6 et 20 mg/L à Clos de Hilde (moyenne de 13 mg/L) et entre 8 et 24 mg/L à Louis Fargue (moyenne de 16 mg/L). Comme dans les eaux brutes, les moyennes et les médianes sont proches, ainsi la distribution des valeurs est symétrique et la moyenne peut être considérée comme représentative de l'ensemble des données pour chacune des stations. La comparaison des moyennes des stations indique que la concentration en COD à Clos de Hilde est significativement inférieure à celle de Louis Fargue ($p<0.01$). De plus, à Clos de Hilde, le COD représente en moyenne 25% du COT en entrée de station tandis qu'en sortie il en représente près de 61%. A Louis Fargue, il représente en moyenne 21% du COT dans les eaux brutes et seulement 46% dans les eaux épurées. Ces différences tiennent au fait qu'il y a moins de COD dans les eaux brutes arrivant à Louis Fargue qu'à Clos de Hilde, en raison d'une plus grande dilution par les eaux parasites dans les réseaux (De Bénédittis, 2004). De plus, les concentrations en COD sont plus importantes dans les eaux de sortie générale de Louis Fargue, du fait d'une efficacité de traitement moins bonne, notamment liée au by-pass des eaux décantées.

2.2.2. Pollution azotée

a. L'azote ammoniacal

Dans les eaux brutes, l'ammonium présente des teneurs comprises entre 16 et 61 mg/L (moyenne de 40 mg/L) à Clos de Hilde et entre 9 et 54 mg/L (moyenne de 33 mg/L) à Louis Fargue. A Clos de Hilde, le traitement biologique par biofiltration permet d'atteindre des

concentrations entre 9 et 49 mg/L (moyenne de 27 mg/L) dans les eaux épurées (Tableau II.6). Par contre, à Louis Fargue le traitement par boues activées n'est pas aussi efficace puisque les concentrations dans les eaux de la sortie générale sont comprises entre 9 et 47 mg/L (moyenne de 31 mg/L), c'est-à-dire presque autant que les teneurs mesurées dans les eaux brutes. La distribution des données est homogène puisque les moyennes et les médianes sont très proches (Figure II.8). La différence des moyennes entre les deux STEP est significative ($p<0.01$) dans les eaux brutes et dans les eaux épurées, en raison d'une contribution plus importante des ECP dans le réseau de Louis Fargue.

b. Les nitrites

Les nitrites (ou azote nitreux, N-NO_2^-) peuvent être considérés comme nuls en entrée et en sortie de station, avec des teneurs proches de la limite de détection (0.01 mg/L), et ce, dans les deux stations étudiées (Tableau II.6).

c. Les nitrates

Comme les nitrites, les nitrates (ou azote nitrique, N-NO_3^-) sont en concentrations très faibles en entrée de station (Tableau II.6) ce qui témoigne d'une dénitrification totale dans les eaux brutes potentiellement anoxiques (Abdul-Talib et al., 2002). Cependant, les teneurs mesurées dans les eaux épurées sont comprises entre 5 et 23 mg/L à Clos de Hilde (moyenne de 14 mg/L) tandis qu'à Louis Fargue les teneurs sont beaucoup plus faibles, inférieures à la limite de détection (<0.01) et atteignent 8 mg/L (moyenne de 1 mg/L). Une telle différence ne peut s'expliquer que par le traitement biologique effectué par chaque station. En effet, les nitrates présents en sortie de station proviennent de la transformation (nitrification) de l'azote ammoniacal, qui a lieu principalement au moment du traitement biologique, grâce à la présence d'oxygène, mais aussi à l'azote organique présent dans les eaux brutes et qui va se transformer en ammonium. Si la nitrification était totale au sein de la STEP, nous devrions trouver des concentrations en NO_3^- proches de la somme NH_4^+ et Norg (azote organique). Or, à Clos de Hilde, nous mesurons une teneur moyenne en NO_3^- (14 mg/L) inférieure à celle de l'N-NH_4^+ (environ 40 mg/L) et de l'Norg (environ 15 mg/L). Par contre, à Louis Fargue, les teneurs en NO_3^- mesurées dans les eaux épurées (2 mg/L en moyenne) sont nettement plus faibles qu'à Clos de Hilde. Les NO_3^- ainsi formés par la nitrification peuvent être en partie éliminés du système par dénitrification, du fait de la présence d'anoxie dans les boues activées. Toutefois, outre que les composés azotés restent en partie non traités, les arrêtés préfectoraux autorisant les systèmes d'assainissement de Clos de Hilde (N°SNER/2011/01/27-7 du 04/02/2011) et de Louis Fargue (N°2010-0017 du 31/05/2010) ne stipulent aucune obligation concernant le traitement des paramètres azotés.

2.3. Rejets urbains de temps de pluie (RUTP)

On définit les RUTP comme l'ensemble des eaux rejetées par les installations d'épuration (mélange d'eaux usées et d'eaux pluviales traitées), par les déversoirs d'orage (mélange d'eaux usées et d'eaux pluviales non traitées), ainsi que par les exutoires pluviaux (eaux pluviales non traitées), pendant un évènement pluvieux et pendant la période de temps qui lui succède, au cours de laquelle le système d'assainissement n'a pas encore retrouvé un fonctionnement nominal de temps sec (Chocat et al., 2007).

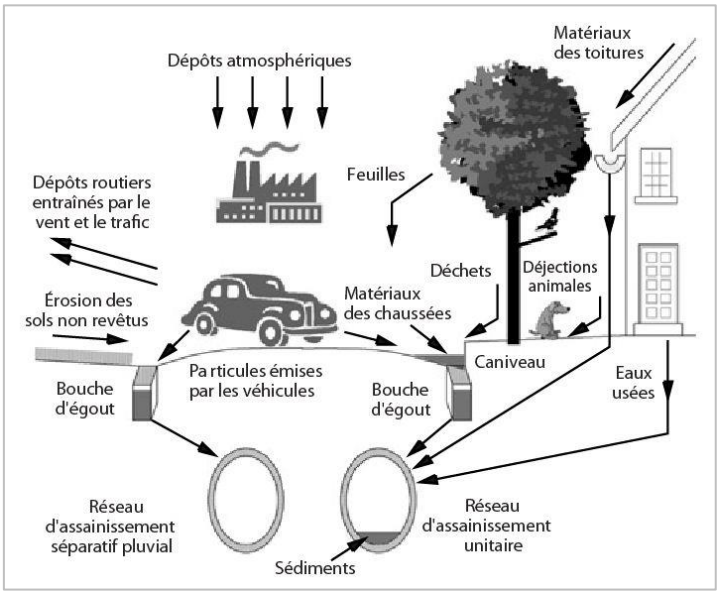


Figure II.10 : Origines des polluants des RUTP (d'après Chocat et al., 2007, inspiré de Butler & Clark, 1995).

Lors d'évènements pluvieux, les polluants des eaux de pluie et des surfaces des bassins versants sont transportés par le ruissellement, sur les surfaces urbaines, les caniveaux, les bouches d'égout mais aussi au sein des réseaux d'assainissement où ils s'ajoutent aux polluants des eaux usées et des éventuels dépôts des réseaux remis en suspension suite à l'augmentation des débits (Figure II.10).

Les grandes quantités d'eau ainsi collectées peuvent être partiellement stockées dans des ouvrages prévus à cet effet (bassins de rétention), mais elles sont parfois déversées dans le milieu récepteur, sans traitement préalable, par les déversoirs d'orage construits sur le réseau d'assainissement. Ceci constitue une charge de pollution organique particulièrement importante, surtout dans le cas d'un réseau unitaire. Les MES jouent un rôle important dans la qualité des eaux pluviales à cause des autres polluants tels que les métaux lourds, les nutriments, les éléments pathogènes et les hydrocarbures qui peuvent être attachés aux particules (Vaze et al., 2000 ; Jartun et al., 2008 ; Kayhanian et al., 2008).

Dans le but d'estimer les rejets de matière organique directement dans le milieu récepteur en temps de pluie (TP), nous avons profité de certaines campagnes organisées par la Lyonnaise des Eaux pour récupérer des échantillons moyens horaires, prélevés au niveau du déversoir d'orage du Peugue. Ainsi, 5 journées avec des RUTP ont pu être caractérisées entre avril et septembre 2012 (cf. 1.3 : Tableau II.1).

Les données présentées ici correspondent uniquement au matériel qui est rejeté en Garonne par le Peugue. Sur l'ensemble des prélèvements réalisés, cela correspond à une trentaine de données horaires. La distribution des teneurs rejetées dans le milieu naturel est représentée sous forme de boîtes à moustaches (Figure II.11). Au-delà des valeurs présentées ci-après, il est important de noter que la caractéristique majeure de la pollution des RUTP est sa variabilité. En effet, nous observons des variabilités d'une pluie à une autre sur un même site, d'un instant à un autre au cours d'une même pluie et d'un site à l'autre suivant la nature des réseaux. Les débits parvenant au milieu récepteur varient de 90 à 11 310 m^3/h, dont 50% des valeurs comprises entre 1 840 et 5 180 m^3/h.

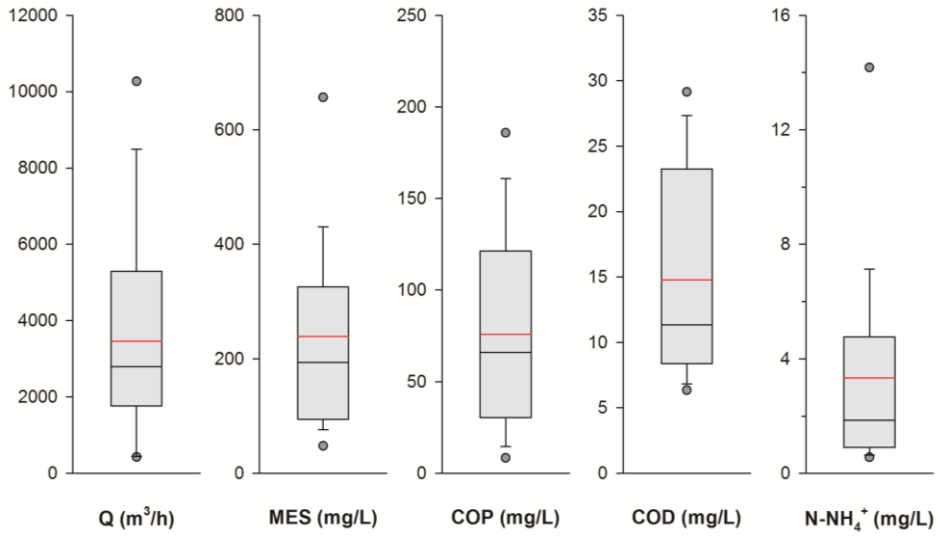


Figure II.11 : Boîtes à moustaches représentant la variabilité des débits déversé (m^3/h) et la distribution des concentrations en MES, COP, COD et $N\text{-}NH_4^+$ (mg/L) mesurées dans les RUTP du Peugue, avec les médianes (trait noir), les moyennes (trait rouge), et les centiles 5 et 95 (points).

Les teneurs en MES sont comprises entre 26 et 824 mg/L (moyenne de 239 mg/L) dont 50% des valeurs comprises entre 98 et 322 mg/L. Des teneurs légèrement plus faibles ont été mesurées par temps de pluie dans un collecteur séparatif de la CUB, avec des teneurs comprises entre 50 et 780 mg/L (Colas, 1995). Les fourchettes de pollution proposées par différentes études sont très larges, et peuvent varier de 176 à 2 500 mg/L dans le cas de rejets pluviaux unitaires (Ellis, 1991 ; Bertrand-Krajewski, 2006).

Les teneurs en COP varient de 8 à 194 mg/L, avec une moyenne de 76 mg/L. Ces valeurs sont légèrement plus faibles que celles mesurées dans les eaux brutes par temps sec. Les pourcentages en COP mesurés sont du même ordre de grandeur que dans les eaux brutes, avec des variations moyennes comprises entre 36 et 50%. La fraction organique mesurée dans des rejets pluviaux unitaires est souvent plus faible ; ceci témoigne d'une contribution de matière particulaire plus minérale, en raison des lessivages de toitures et des chaussées (Bertrand-Krajewski, 1993).

L'eau de pluie, avant son contact avec le sol, contient des teneurs en COD de l'ordre de 1.5-1.9 mg/L (Xanthopoulos & Hahn, 1993 ; Willey et al., 2000). Dans les RUTP du Peugue, les concentrations en COD sont comprises entre 6 et 29 mg/L, avec une moyenne de 15 mg/L ; 50% des teneurs en COD sont comprises entre 9 et 22 mg/L.

Concernant l'azote, seule la distribution des teneurs en $N\text{-}NH_4^+$ est présentée dans la figure II.11, les teneurs en nitrites étant proches des limites de détection et celles en nitrates en moyenne seulement de 0.3 mg/L (<0.01 à 1.0 mg/L). Les concentrations en $N\text{-}NH_4^+$ varient de 0.4 à 14 mg/L, dont 50% des valeurs comprises entre 1 et 5 mg/L (moyenne de 3 mg/L). Ces teneurs sont beaucoup plus faibles que celles mesurées dans les eaux brutes (10 – 60 mg/L) et résultent essentiellement d'un phénomène de dilution, également observé entre des échantillons de temps sec et de temps de pluie (Deffontis et al., 2013). Néanmoins, des concentrations en ammonium allant de 3.1 à 8.0 mg/L ont déjà été mesurées dans des rejets pluviaux unitaires (Ellis 1991 ; Ellis et al., 2004).

Les concentrations en polluants dans les RUTP présentent des ordres de grandeurs tout à fait comparables à ceux des eaux résiduaires urbaines classiques. Toutefois, les concentrations par temps de pluie sont extrêmement variables, en fonction des caractéristiques de la pluie (durée, intensité, succession), de la période sèche antérieure, de l'état du réseau (entretien, curage), de la saison, etc… (Colas, 1995 ; Bertrand-Krajewski et al., 1998 ; Krebs et al., 1999). La connaissance du type d'activité sur une zone urbaine donnée ne suffit pas à prévoir les concentrations ou les masses de polluants qui seront générées par les évènements pluvieux. Si les valeurs présentées ici fournissent des ordres de grandeurs et permettent d'évaluer l'importance de la pollution des RUTP, elles ne peuvent totalement se substituer à des mesures spécifiques au site étudié. Pour améliorer la précision de l'estimation des rejets en Garonne, il serait donc préférable d'effectuer un suivi au niveau de plusieurs déversoirs d'orage.

2.4. Validation des résultats

Dans cette partie seront d'abord présentées les différentes corrélations qui existent entre les données obtenues par la Lyonnaise des Eaux et les nôtres. Ensuite, nous verrons l'influence du temps de pluie sur les teneurs entrantes et sortantes des stations. Et enfin, nous décrirons la différence observée entre les rejets estivaux et hivernaux.

2.4.1. Corrélations des données

Nos résultats ont été obtenus à partir des techniques analytiques décrites précédemment. La Lyonnaise des Eaux établit des relevés d'analyses mensuels permettant d'obtenir les résultats d'analyses d'échantillons moyens sur les MES, la DBO_5 (Demande Biologique en Oxygène à 5 jours), la DCO (Demande Chimique en Oxygène) avec des mesures quotidiennes. Les paramètres nutritifs tels que l'azote total Kjeldahl (NTK), l'ammonium, les nitrites, les nitrates et le phosphore total (Pt) sont analysés les quatre premiers jours de la semaine. L'obtention de bonnes corrélations entre ces différents paramètres de surveillance et ceux analysés dans ce travail permettrait d'estimer les flux rejetés dans le milieu naturel à partir de la banque de données de surveillance de la Lyonnaise des Eaux sur la DCO, et ceci sur plusieurs années. Tous les échantillons moyens journaliers sont pris en compte dans les corrélations, sans distinction entre temps sec et temps de pluie. Les prélèvements ont été effectués à différentes journées sur la période du 16 Mai 2010 au 14 Juin 2012. Concernant les corrélations obtenues pour le site de Louis Fargue, seuls les échantillons prélevés **avant la réhabilitation** (fin décembre 2011) de la station ont été utilisés.

Nous avons choisi les corrélations des paramètres qui engendrent une consommation d'oxygène dans le milieu naturel. Ainsi, nous avons pu corréler les MES, $N\text{-}NH_4^+$ et le COT mesurés par nos propres moyens avec respectivement les MES, $N\text{-}NH_4^+$ et la DCO mesurés par la Lyonnaise des Eaux (Figure II.12). Toutes les équations de droites entre les différents paramètres sont de type y=a.x et sont présentées dans le tableau II.7. Aucune des pentes n'est significativement différente entre les groupes d'échantillons.

Tableau II.7 : Pentes et coefficients de détermination pour les corrélations entre les paramètres mesurés par le laboratoire (EPOC) et par la Lyonnaise des Eaux (LdE) aux différents points de prélèvements des STEP de Clos de Hilde et de Louis Fargue. Toutes les corrélations sont significatives ($p<0.0001$).

	$MES_{EPOC} = f(MES_{LdE})$		$N\text{-}NH_4^+{}_{EPOC} = f(N\text{-}NH_4^+{}_{LdE})$		$COT_{EPOC} = f(DCO_{LdE})$	
	a ± se	r^2	a ± se	r^2	a ± se	r^2
CHEB	1.16 ± 0.03	0.65	1.03 ± 0.02	0.74	0.37 ± 0.01	0.69
CHSG	1.52 ± 0.06	0.81	1.07 ± 0.02	0.86	0.34 ± 0.03	0.40
LFEB	1.28 ± 0.03	0.77	1.08 ± 0.01	0.90	0.38 ± 0.01	0.61
LFED	1.49 ± 0.05	0.71	1.07 ± 0.02	0.92	0.31 ± 0.01	0.95
LFSB	1.20 ± 0.02	0.97	1.08 ± 0.02	0.92	0.35 ± 0.01	0.86
LFET	1.30 ± 0.03	0.92	1.07 ± 0.01	0.93	0.33 ± 0.01	0.89
LFBP	1.34 ± 0.04	0.86	1.09 ± 0.02	0.95	0.43 ± 0.03	0.71
LFSG	1.34 ± 0.06	0.88	1.08 ± 0.01	0.94	0.34 ± 0.01	0.85

Les pentes entre les deux jeux de données de MES indique des valeurs 20 à 50% plus fortes à EPOC, ce qui peut être expliqué par un manque d'homogénéisation du bidon préleveur. En effet, la Lyonnaise des Eaux a prélevé son échantillon en premier et nous avons ensuite récupéré le reste du contenu dans le bidon du préleveur automatique.

Pour l'ammonium, les pentes sont légèrement supérieures à 1, ce qui est probablement dû aux conditions analytiques (réactifs, calibration, etc…).

Il a été démontré que, dans les rejets urbains, l'ammonium n'intervient pas dans le test DCO, ainsi la totalité de la DCO est-elle imputable à l'oxydation de la matière organique (Aminot et al., 1986 ; 1989). Par conséquent, nous avons comparé la DCO avec le COT (COP + COD) et avons obtenu des corrélations satisfaisantes (Tableau II.7). Quel que soit le type d'eau, les pentes restent très proches de la valeur théorique de 0.37, qui correspond à la stœchiométrie entre le carbone et l'oxygène dans la réaction d'oxydation de la matière organique ($CH_2O + O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O$), où 12 g de carbone organique réagissent avec 32 g de dioxygène, et donc COT (mg/L) /DCO (mg/L) = 12/32 = 0.37. D'autres études rapportent de très bonnes corrélations entre la DCO et le COT, aussi bien dans les eaux brutes que dans les eaux épurées, avec des pentes de l'ordre de 0.28 (Aziz & Tebbutt, 1980) et 0.33 (Dubber & Gray, 2010). Les analyses de COT peuvent donc être utilisées comme une alternative aux mesures de DCO. Ainsi, à partir de la banque de données de surveillance de la Lyonnaise des Eaux, qui remonte sur plusieurs années, nous pouvons estimer les charges carbonées et azotées déversées en Garonne, qui seront présentées dans le paragraphe 4 : « Bilan des flux parvenant en Garonne ».

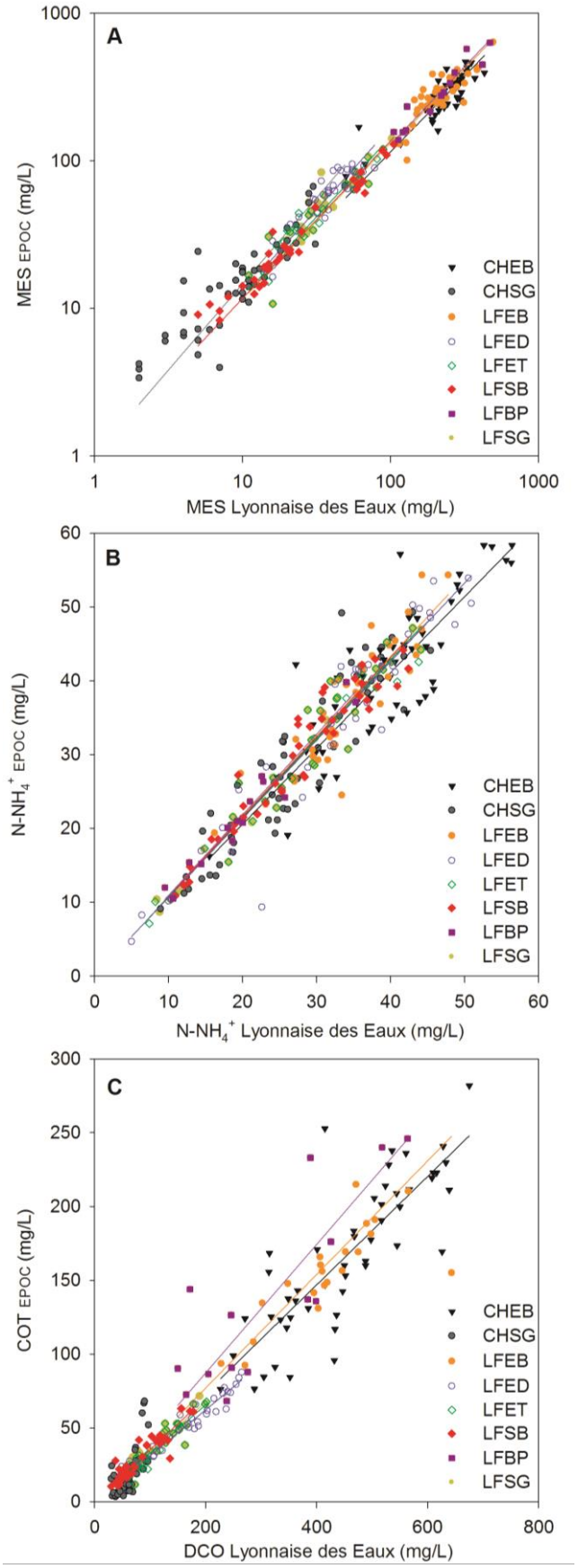


Figure II.12 : Corrélations entre les concentrations en MES (A), N-NH_4^+ (B) puis entre le COT mesuré au laboratoire EPOC et la DCO mesurée à la Lyonnaise des Eaux (C).

2.4.2. Influence du temps de pluie

Grâce aux bonnes corrélations obtenues précédemment à partir d'échantillons moyennés sur 24h, nous avons pu estimer les concentrations de chaque paramètre pour les années complètes de 2010 et 2011, à partir des données de la Lyonnaise des Eaux. Nous avons ensuite corrélé les concentrations de certains paramètres (MES, COP, COD et N-NH_4^+), avec les débits d'eaux brutes et de sortie générale des stations de Clos de Hilde (CHEB, CHSG) et de Louis Fargue (LFEB, LFSG), dans l'objectif d'étudier l'influence du temps de pluie (Figure II.13).

Dans les deux stations, le débit augmente avec la pluviométrie, mais pas de manière régulière (Figure II.13) du fait de phénomènes de stockage/déstockage temporaire dans les réseaux. Les relations entre les différents paramètres et le débit sont des fonctions du type exponentielle décroissante, de la forme $y=a.e^{-bx}$. Les termes « a » et « b » sont tous statistiquement significatifs ($p<0.0001$).

C'est principalement en entrée des stations que le débit, en relation avec les précipitations, a le plus d'influence sur les concentrations. Les teneurs diminuent avec le débit à cause d'un phénomène de dilution. Toutes les ordonnées à l'origine (termes « a ») obtenues pour les paramètres de Louis Fargue, sont inférieures à celles de Clos de Hilde. Cette différence est liée à la nature du système de collecte majoritairement unitaire de Louis Fargue, très influencé par les eaux parasites, qui engendrent une dilution supplémentaire par rapport à Clos de Hilde.

En sortie de chaque station, il n'y a aucune relation évidente concernant le matériel particulaire (MES et COP). En effet, ces paramètres ont subi un traitement efficace au sein des stations et ne présentent alors plus aucune évolution particulière avec le débit. Concernant les teneurs en COD dans les eaux épurées, du fait d'un traitement plus efficace à Clos de Hilde (terme « a » plus faible), la relation avec le débit est moins nette que celle observée à Louis fargue.

En sortie de station, les teneurs en N-NH_4^+ diminuent également avec la hausse du débit. En effet, ce paramètre étant peu traité par les stations, les teneurs mesurées en sortie sont donc proches de celles mesurées dans les eaux brutes et présentent des tendances évolutives similaires, bien que l'effet de dilution des concentrations l'emporte sur l'effet de l'augmentation des débits.

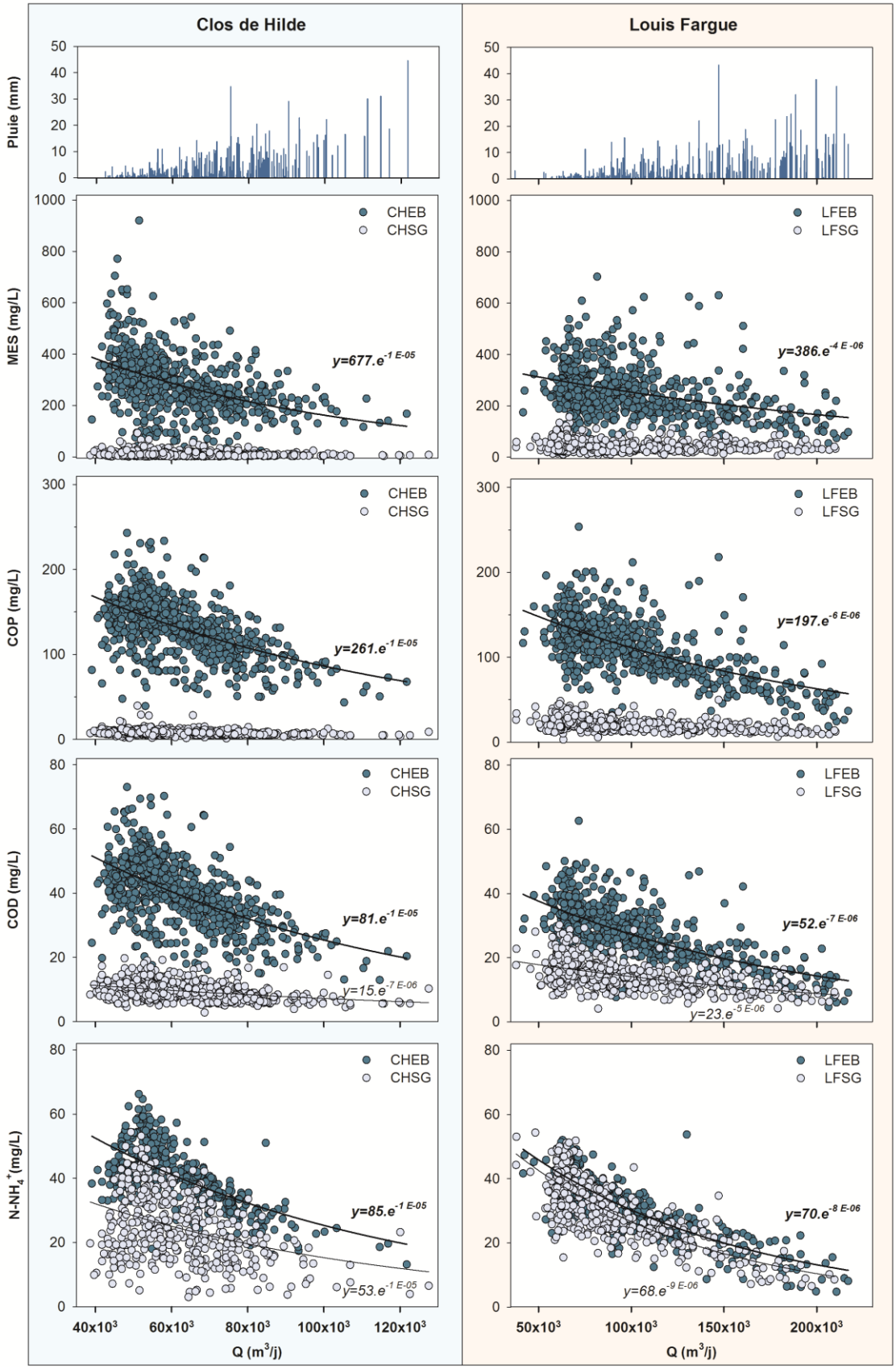


Figure II.13 : Evolution des teneurs en MES, en COP, en COD et en $N\text{-}NH_4^+$ en fonction du débit (m^3/j), dans les eaux brutes et épurées de Clos de Hilde et de Louis Fargue. L'évolution de la pluviométrie est fournie à titre indicatif pour chaque bassin de collecte (données 2010-2011). A noter la différence d'échelle sur l'axe des débits pour chacune des stations.

3. Bilan des flux parvenant en Garonne

Cette discussion a pour objectif de vérifier en quelles proportions les polluants consommateurs d'oxygène (matière organique et ammonium) arrivent dans le milieu naturel. Nous nous intéresserons aux périodes les plus critiques pour ce qui concerne l'oxygénation de la Garonne estuarienne, notamment aux évènements pluvieux qui se produisent en période estivale, lorsque les flux moyens journaliers sortants des stations sont plus importants et lorsque les débits de la Garonne sont les plus faibles. Nous avons choisi cette stratégie, car, en effet, c'est pendant ces périodes d'étiage que des phénomènes sévères d'hypoxie ont été rencontrés dans la Garonne au niveau de Bordeaux, dont une baisse très sensible des teneurs en oxygène qui a eu lieu suite à un évènement orageux sur la CUB en 2005.

Les différents résultats présentés précédemment ont permis d'estimer les flux moyens journaliers de MES, de COP, de COD, d'N-NH_4^+ et de DCO parvenant en Garonne, pour les années 2010 et 2011. Après avoir présenté les flux issus des stations de Clos de Hilde et de Louis Fargue pendant différentes situations, nous ferons un bilan de l'ensemble des flux moyens journaliers du milieu urbain vers le milieu naturel, en prenant aussi en compte les flux des déversoirs d'orage et en les comparant avec ceux provenant de la Garonne amont.

3.1. Flux moyens journaliers à Clos de Hilde et à Louis Fargue

Dans les figures suivantes, les flux moyens journaliers (COP, COD et N-NH_4^+), moyennés sur une année, en entrée et sortie des stations de Clos de Hilde et de Louis Fargue sont présentés. Ces flux ont été calculés à partir de l'ensemble des données mesurées et/ou estimées pour les années 2010 et 2011. Les concentrations en MES, DCO et N-NH_4^+ issues des mesures de surveillance pendant ces périodes sont converties en COP, COD et N-NH_4^+. Pour cela nous utilisons :

- la concentration mesurée en MES qui est convertie en MES « EPOC » (Figure II.12) ;
- la teneur moyenne en COP% dans les deux STEP (Tableau II.6) et les DO (Figure II.11) pour en déduire la concentration en COP en la multipliant aux MES ;
- la corrélation COT / DCO (Figure II.12) pour déduire le COT, puis en lui retirant le COP, en déduire le COD ;
- la concentration mesurée en NH_4^+.

Les concentrations de ces trois composés sont ensuite multipliées par les débits mesurés pour calculer les flux journaliers.

Nous avons pu suivre les rejets pendant les années 2010 et 2011, différentes d'un point de vue hydrologique. Les flux moyens journaliers entrants et sortants des deux plus importantes

stations d'épuration de la CUB ont été calculés en différenciant plusieurs situations (année, été et temps de pluie (Tableau II.8) et sont représentés par la suite par différentes flèches d'épaisseur proportionnelle. De plus, nous avons calculé le rendement moyen des stations pour chaque situation, exprimé en pourcentage pour chaque paramètre étudié (Tableau II.9). A titre de comparaison, les débits de la Garonne correspondants aux périodes étudiées sont également indiqués.

Tableau II.8 : Récapitulatif des flux moyens journaliers entrants et sortants (t/j ± sd) de Clos de Hilde et de Louis Fargue, entre 2010 et 2011, à différentes situations : flux sur l'année complète (Entrée, E. et Sortie, S.), flux sur la période estivale, de Juillet à Septembre (Eté), et les flux de temps de pluie en période estivale (Eté TP). Les débits (m^3/j) et le cumul de pluie (mm) pour chaque situation sont fournis à titre indicatif. Les flux de DCO proviennent des données de la Lyonnaise des Eaux.

		Cumul Pluie (mm)	Débit (m^3/j)	MES (t/j)	COP (t/j)	COD (t/j)	N-NH_4^+ (t/j)	DCO (t/j)
Clos de Hilde	Entrée 2010	825	63560	17.1±6.1	7.8±1.8	2.4±0.5	2.4±0.4	27.7±6.4
	E. Eté 2010	78	48285	19.6±7.1	7.2±1.8	2.2±0.5	2.1±0.3	25.6±6.3
	E. Eté TP 2010	38	64602	29.4±2.8	9.3±0.9	2.8±0.3	2.1±0.6	33.0±3.2
	Sortie 2010	825	63160	05±0.3	0.4±0.1	0.5±0.1	1.3±0.4	2.7±0.7
	S. Eté 2010	78	47445	0.4±0.2	0.4±0.1	0.4±0.1	1.2±0.4	2.3±0.5
	S. Eté TP 2010	38	65530	0.3±0.1	0.4±0.1	0.5±0.1	0.9±0.5	2.7±0.4
Louis Fargue	Entrée 2010	816	107900	24.4±10.3	10.4±2.8	2.6±0.7	2.8±0.6	34.7±8.6
	E. Eté 2010	73	74240	21.7±11.4	9.3±2.9	2.3±0.7	2.5±0.5	30.8±9.8
	E. Eté TP 2010	36	124000	42.6±1.7	13.5±2.2	3.3±0.5	2.2±1.4	44.8±7.4
	Sortie 2010	816	102000	3.9±2.3	1.8±0.6	1.4±0.4	2.4±0.5	9.6±3.1
	S. Eté 2010	73	68970	2.6±1.4	1.3±0.4	1.0±0.3	2.2±0.5	7.5±2.1
	S. Eté TP 2010	36	113870	5.9±2.2	2.5±0.5	1.7±0.4	2.4±0.5	12.4±2.7
Clos de Hilde	Entrée 2011	648	60970	16.9±5.0	8.2±1.7	2.4±0.5	2.5±0.5	28.8±5.9
	E. Eté 2011	207	53620	16.7±5.4	7.6±1.9	2.3±0.5	2.1±0.5	26.4±6.0
	E. Eté TP 2011	163	71445	22.3±5.7	8.7±1.7	2.3±0.7	1.9±0.4	29.7±6.2
	Sortie 2011	648	61360	0.7±0.6	0.5±0.2	0.6±0.2	1.7±0.5	3.2±0.8
	S. Eté 2011	207	53575	0.7±0.6	0.4±0.2	0.5±0.2	1.3±0.5	2.8±0.8
	S. Eté TP 2011	163	71445	0.9±0.7	0.4±0.1	0.7±0.1	1.1±0.4	3.3±0.8
Louis Fargue	Entrée 2011	648	88000	24.9±18.7	10.6±3.6	2.6±0.8	2.8±0.5	34.7±11.0
	E. Eté 2011	203	78000	24.3±14.9	9.6±4.2	2.2±0.6	2.4±0.5	30.1±9.6
	E. Eté TP 2011	159	128000	47.8±22.6	15.5±7.0	2.8±0.9	2.3±0.7	42.9±14.8
	Sortie 2011	648	82200	4.0±2.9	1.8±0.6	1.3±0.4	2.6±0.6	9.3±2.9
	S. Eté 2011	203	72240	3.7±2.8	1.6±0.9	1.1±0.4	2.1±0.7	7.9±3.2
	S. Eté TP 2011	159	118300	7.0±5.0	2.5±1.6	1.5±0.5	2.4±1.1	11.4±5.4

3.1.1. Flux moyens journaliers pour les années 2010 et 2011

Pour la comparaison des flux moyens journaliers pour les années 2010 (Figure II.14) et 2011 (Figure II.15) aucune distinction ne sera faite dans un premier temps, entre les rejets de temps sec et ceux de temps de pluie.

Les flux entrants moyens journaliers sont toujours plus importants à Louis Fargue qu'à Clos de Hilde, quelle que soit l'année étudiée. Ceci s'explique par la différence de population raccordée à chacune de ces stations, mais également par la nature du réseau de collecte. En effet, Louis Fargue reçoit les eaux domestiques de 273 000 habitants, contre près de 254 000 habitants raccordés à Clos de Hilde. De plus, Louis Fargue est très influencé par l'apport d'eaux claires parasites en raison d'un réseau majoritairement unitaire et de la présence de ruisseaux canalisés, augmentant ainsi le débit arrivant en tête de la station. Ainsi, les débits moyens annuels entrants à Louis Fargue (107 900 m^3/j en 2010 (Figure II.14B) et 88 000 m^3/j en 2011 (Figure II.15B)) sont nettement plus importants que ceux entrants à Clos de Hilde (63 560 m^3/j en 2010 (Figure II.14A) et de 60 970 m^3/j en 2011 (Figure II.15A)). La différence interannuelle dans les débits est à relier à l'hydrologie de la ville. En effet, d'après les relevés hydrologiques de Météo France, l'année 2010 a été beaucoup plus pluvieuse, avec un cumul annuel de 812 mm sur Bordeaux (équivalent à 120 jours de pluie), tandis qu'en 2011, le cumul n'a été que de 588 mm (équivalent à 101 jours de pluie).

Comme décrit précédemment, la STEP de Louis Fargue est caractérisée par la présence de by-pass au cours du traitement. Une représentation graphique des flux transitant à travers les STEP et parvenant en Garonne permet de mieux apprécier leur efficacité et de distinguer quelle est la part de pollution liée au by-pass.

Nous distinguerons dans un premier temps le **by-pass des eaux décantées** et puis le **by-pass des eaux prétraitées.** Tout au long de l'année et quel que soit le temps, une partie des eaux issues du traitement physico-chimique (décanteurs primaires) est rejetée en Garonne, sans passer par le traitement biologique. Pour l'année 2010, la part de ces eaux by-passées représente entre 20 et 80% (moyenne de 50%) du volume rejeté au milieu. Pour l'année 2011, cette part varie entre 30 et 70% (moyenne de 50%). Le by-pass se produit lorsque les eaux qui arrivent à l'entrée des bassins biologiques dépassent un débit critique (> 1980 m^3/h) au-delà duquel l'efficacité du traitement par les boues activées peut être limitée. En effet, dans le cas des boues activées (ou cultures libres), l'impact de surcharges hydrauliques de temps de pluie perturbe le fonctionnement des ouvrages classiques de décantation et des clarificateurs. Ceci peut se traduire par des déversements de pollution dans le milieu récepteur, et par des pertes de la biomasse bactérienne nécessaire à l'épuration biologique (Thomas, 1995).

Dans un deuxième temps, lorsque le débit seuil de 7500 m^3/h est atteint, des eaux prétraitées (dégrillage / dessablage / dégraissage) peuvent également être rejetées en Garonne, sans traitement physico-chimique ni biologique. Cette consigne de débit a pour but de limiter les à-coups hydrauliques et donc de maintenir de bonnes conditions de traitement dans la STEP. Cependant, ce by-pass ne se produit pratiquement qu'en temps de pluie.

Le débit arrivant en tête de station joue également un rôle important sur le temps de séjour de l'eau usée dans les différents ouvrages. Par exemple, le débit moyen mesuré sur l'année 2010 est de 107 900 m^3/j (soit 4 496 m^3/h). Pour un tel débit, il faut compter en moyenne près de 12 heures de temps de séjour, dont près de 3 heures dans le décanteur primaire et un peu plus de 9 heures réparties entre le bassin d'aération et le clarificateur. Plus le débit augmente et plus le temps de séjour des eaux est court.

- Flux polluants entrants en STEP

En 2010, près de 10.2 tonnes de carbone organique total (tC) en moyenne arrivent tous les jours en tête de station à Clos de Hilde, dont près de 76% sous la forme particulaire (7.8 t/j) et 24% sous la forme dissoute (2.4 t/j ; Figure II.14). A Louis Fargue, la contribution en COP est de l'ordre de 80% (10.4 t/j), tandis qu'elle est de 20% pour le COD (2.6 t/j ; Figure II.15). D'autre part, les flux de MES entrants sont plus importants à Louis Fargue (entre 24 et 25 t/j entre 2010 et 2011) qu'à Clos de Hilde (flux moyens de 17 t/j pour les deux années étudiées), ce qui explique aussi la différence de flux en COP entre les deux STEP.

Les flux moyens journaliers de carbone organique pour l'année 2011 présentent des valeurs proches de celles de 2010. En moyenne, près de 10.6 t/j de COT rentrent à Clos de Hilde, dont 77% de COP (8.2 t/j) et 23% de COD (2.4t/j ; Figure II.15A). La même tendance est observée à Louis Fargue, avec des flux de COP et COD entrants quasiment similaires à ceux de 2010 (Figure II.15B).

Concernant l'azote, il arrive essentiellement sous forme organique (Norg) et ammoniacale (N-NH_4^+) en entrée de station ; en effet, les conditions hypoxiques qui règnent dans les réseaux d'assainissement, favorisent la dénitrification et expliquent l'absence de nitrates (Abdul-Talib et al., 2002). Les flux entrants d'N-NH_4^+ à Clos de Hilde ne présentent pas de différence significative entre 2010 et 2011 ($p=0.098$), de même qu'à Louis Fargue ($p=0.995$). Par contre, les flux d'N-NH_4^+ sont légèrement plus élevés à Louis Fargue (moyenne de 2.8 tN/j) qu'à Clos de Hilde (moyenne de 2.4 tN/j) (Figures II.14 et II.15).

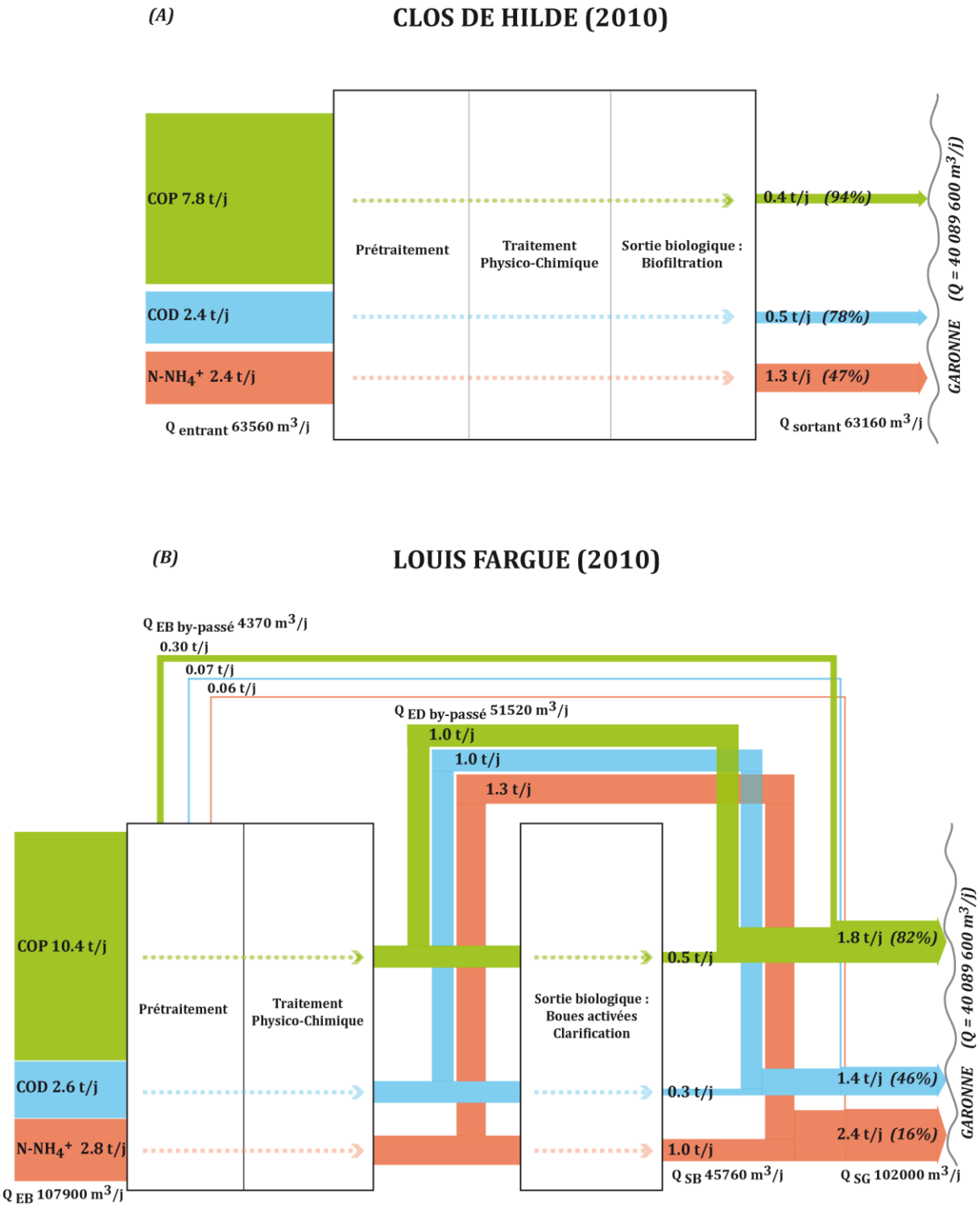


Figure II.14 : Flux moyens journaliers entrants et sortants pour l'année 2010, à Clos de Hilde (A) et à Louis Fargue (B).

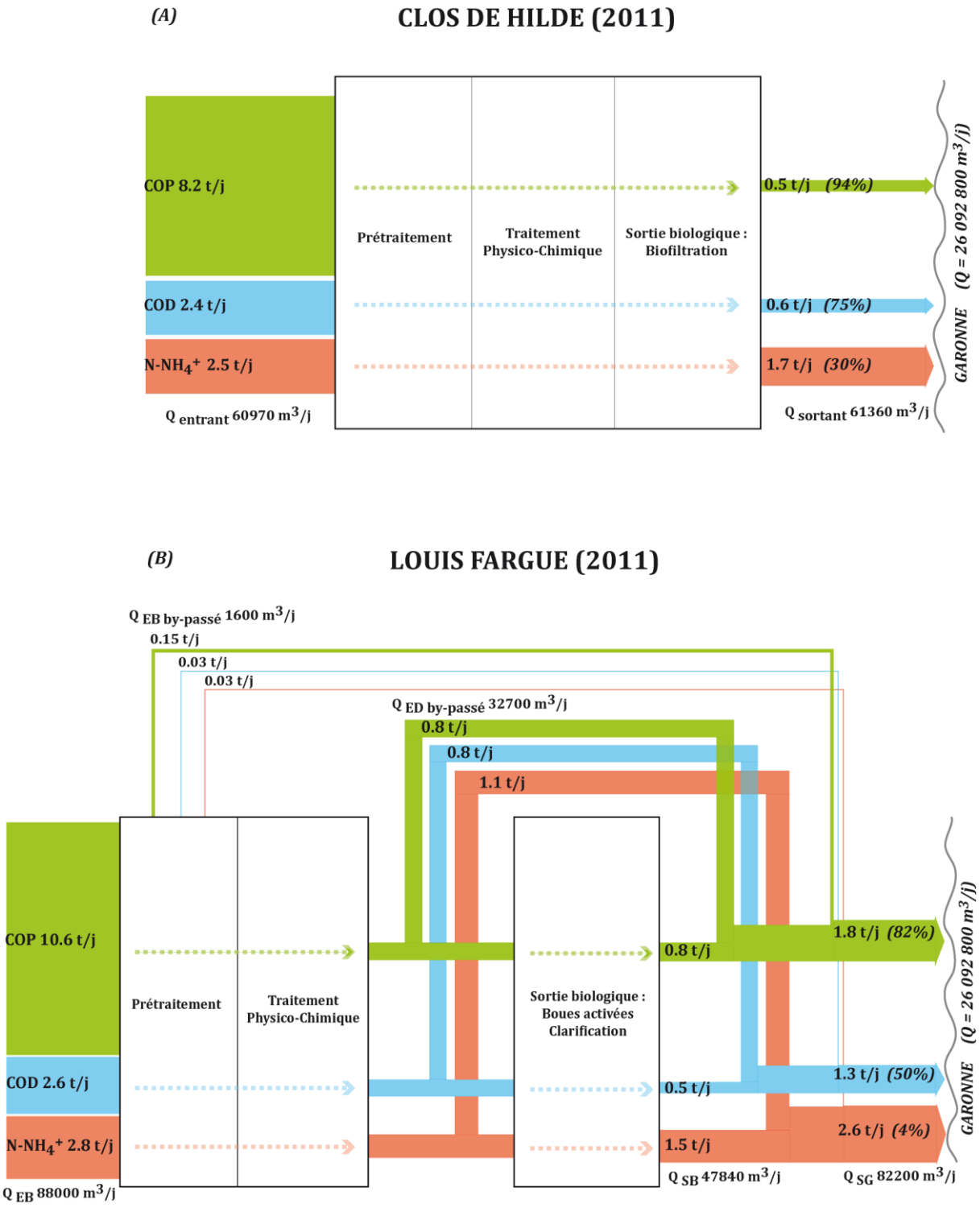


Figure II.15 : Flux moyens journaliers entrants et sortants pour l'année 2011, à Clos de Hilde (A) et à Louis Fargue (B).

- Flux polluants parvenants en Garonne

Les débits sortants à Clos de Hilde ne présentent aucune différence significative avec les débits entrants, pour l'année 2010 ou pour l'année 2011, tout comme à Louis Fargue. Comparé au débit moyen annuel de la Garonne (464 m^3/s en 2010 et de 302 m^3/s en 2011), les débits moyens annuels sortants de Clos de Hilde représentent entre 0.16% et 0.24% du débit de la Garonne, en 2010 et 2011 respectivement. A Louis Fargue, ses débits représentent respectivement entre 0.25% et 0.31% du débit moyen annuel de la Garonne (Figures II.14 et II.15). C'est en sortie de STEP que les flux présentent les plus grandes différences, résultant du type de traitement réalisé par l'une ou par l'autre :

A **Clos de Hilde**, en 2010, le flux moyen de COT est de 0.9 t/j avec des contributions respectives du COP et du COD de 44% et 56% respectivement (Figure II.14A). Le flux moyen de COT augmente très légèrement en 2011 (1.1 t/j ; différences significatives avec $p<0.01$), dont 45% de COP et 55% de COD (Figure II.15A).
Concernant l'N-NH_4^+, les flux moyens journaliers sortants s'élèvent à 1.3 tonnes en 2010 (Figure II.14A) et 1.7 tonnes en 2011 (Figure II.15A). Bien que l'activité hétérotrophe aérobie soit prédominante au niveau du traitement biologique, le processus de nitrification est initié et permet de transformer une partie de l'N-NH_4^+ en N-NO_3^- puisqu'en sortie de STEP, les flux de nitrates sont en moyenne de 0.9 tN/j en 2010 et de 0.8 tN/j en 2011. Des observations similaires ont été faites à la station Seine Centre (Rocher et al., 2006).

La STEP de Clos de Hilde présente des abattements de l'ordre de 94% pour le COP (Tableau II.9). Ce paramètre est bien traité par la station, principalement durant le prétraitement et le traitement physico-chimique, en même temps que les MES (Tableau II.9). Cependant, les rendements obtenus pour le matériel dissous (COD et N-NH_4^+) témoignent des limites de la STEP. En effet, le COD est traité entre 75 et 78% tandis que l'N-NH_4^+ n'est traité qu'à hauteur de 30 à 47% (Tableau II.9).

A **Louis Fargue**, les flux moyens sortants de COP sont similaires pour les années 2010 et 2011 ($p=0.52$), avec un rejet final de près de 1.8 tC/j (Figure II.14B et Figure II.15B), dont plus de la moitié provenant uniquement du by-pass des eaux décantées en 2010 (1.0 tC/j) et un peu moins en 2011 (0.8 t/j). La part du COP issue du by-pass d'eaux brutes prétraitées est plus importante en 2010 en raison d'une année plus humide que 2011, influençant également le débit by-passé. Ainsi, le flux de COP by-passé au niveau du prétraitement représente près de 16% du flux total rejeté en Garonne en 2010 (0.30 t/j) et 8% en 2011 (0.15 t/j ; Figures II.14 et II.15).
Concernant le matériel dissous, le COD est rejeté au milieu naturel à raison de 1.4 t/j en 2010 (Figure II.14B), dont près de 1.0 t/j by-passée avant le traitement biologique, et de 1.3 t/j en

2011 (Figure II.15B), dont 0.8 t/j en moyenne by-passée. Le COD provenant du by-pass des eaux brutes prétraitées représente 5% du flux en sortie générale en 2010 et seulement 2% en 2011, en relation avec l'hydrologie de ces deux années et la forte influence des évènements pluvieux.
Les rendements concernant la pollution carbonée (COP et COD) sont bien moindres à Louis Fargue que ceux obtenus à Clos de Hilde, principalement à cause du by-pass des eaux décantées qui représente près de la moitié du flux total rejeté. Ainsi, en moyenne, 82% du COP est traité par Louis Fargue (contre 94% à Clos de Hilde) en 2010 et en 2011 (Tableau II.9). Le COD est également moins bien traité, avec un rendement moyen compris entre 46% en 2010 et 50% en 2011, tandis que Clos de Hilde traite ce paramètre à près de 80% (Tableau II.9).

Concernant l'N-NH_4^+, nous observons clairement les limites de la STEP (Tableau II.9). En effet, en 2010, sur les 2.8 tN/j qui rentrent en station, près de 2.4 tN/j sont rejetées dans le milieu naturel, dont 1.3 tN/j uniquement liées au by-pass des eaux décantées (Figure II.14B). En raison du fonctionnement de la station de type boues activée, l'abattement moyenne de N-NH_4^+ pour l'année 2010 n'est que de 16% (30% à Clos de Hilde). En ce qui concerne l'année 2011, sur les 2.8 tN/j qui arrivent en tête de station, il en ressort en moyenne 2.6 tN/j dont 1.1 tN/j provenant du by-pass (Figure II.15B). Ceci correspond à un abattement de 4% En réalité, il semble que la fraction de l'N-NH_4^+ entrant nitrifiée dans la STEP est quasi-totalement remplacée par du N-NH_4^+ provenant de la dégradation de la MO.

En comparant les flux moyens journaliers aux différentes étapes de traitement de Louis Fargue, nous observons que la majorité de la pollution particulaire est éliminée au cours du traitement physico-chimique. Clos de Hilde, qui effectue un traitement biologique par biofiltration (système de Biofors®), obtient un bien meilleur rendement que la station de Louis Fargue, qui jusqu'en fin décembre 2011, traitait biologiquement ses eaux par un système de boues activées/ clarification.

- Distinction entre temps sec et temps de pluie

Les flux entrants et sortants (MES, COP, COD et N-NH_4^+) de chaque station, calculés pour la base de données 2010-2011 (toutes données confondues), ont été différenciés en fonction du temps sec ou du temps de pluie (Figure II.16). La limite définie par la Lyonnaise des Eaux entre le temps sec et le temps de pluie est la même pour les deux stations :

- **temps sec (TS)** : pluie $\leq$ 0.6 mm le jour-même et pluie $<$ 3 mm la veille ;
- **temps de pluie (TP)** : pluie $\geq$ 5 mm le jour-même.

Entre les deux situations, nous définissons le temps comme « intermédiaire » (non représentés ici).

Sur l'année 2010, les bassins de collecte de Clos de Hilde et de Louis Fargue ont enregistré respectivement 202 jours et 204 jours de TS, puis 51 jours (pluviométrie maximale : 44.6 mm) et 52 jours de TP (pluviométrie maximale : 37.7 mm). Sur l'année 2011, ils ont enregistré respectivement 229 jours et 234 jours de TS, puis 43 jours (pluviométrie maximale : 34.7 mm) et 43 jours de TP (pluviométrie maximale : 43.3 mm).

Tous les flux calculés pour la STEP de Louis Fargue sont supérieurs à ceux calculés à Clos de Hilde, dû à un débit moyen entrant à Louis Fargue (98 050 m^3/j entre 2010-2011) environ 1.5 fois plus important qu'à Clos de Hilde (62 264 m^3/j entre 2010-2011). En effet, la population raccordée à Louis Fargue (273 190 hab.) est plus importante que celle raccordée à Clos de Hilde (253 952 hab.), mais il faut aussi tenir compte de la spécificité des réseaux de chacune d'elles.

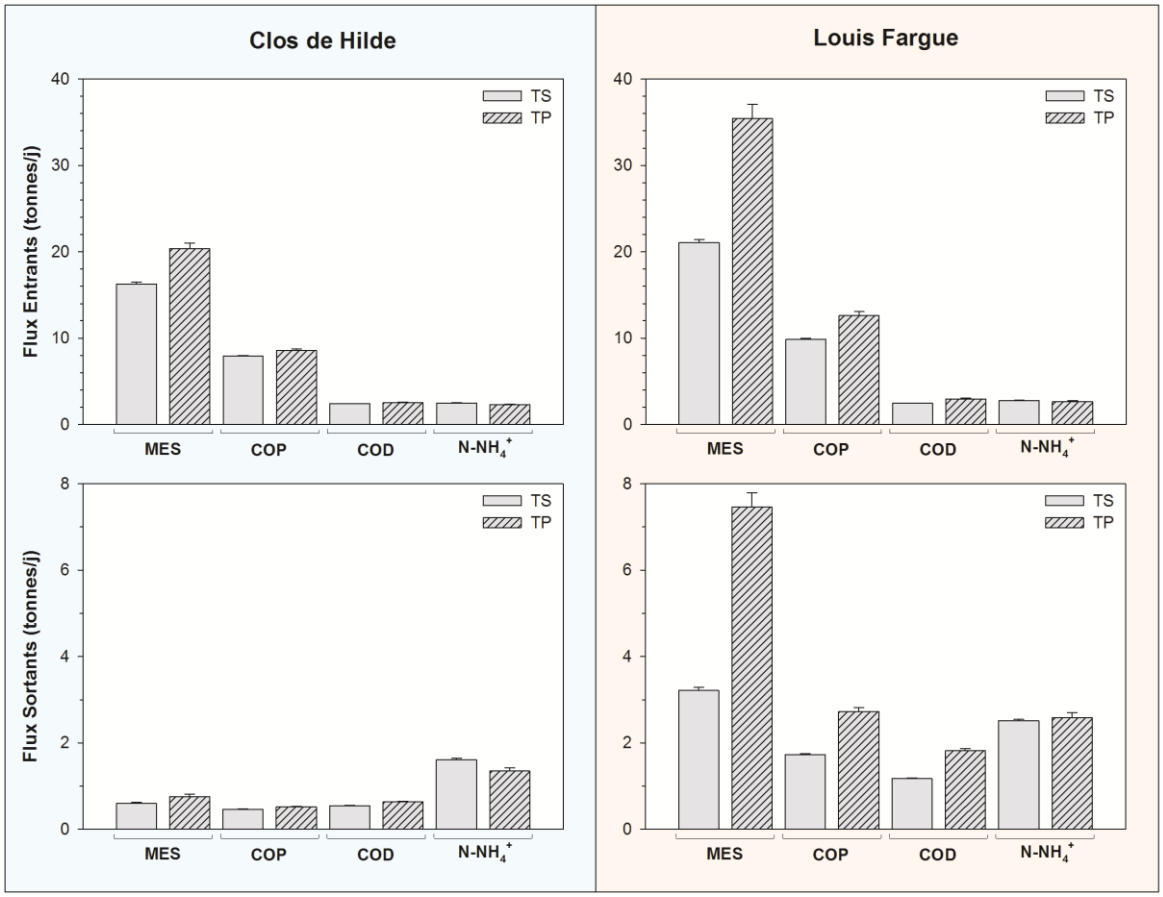


Figure II.16 : Flux entrants et sortants (tonnes/j) en MES, COP, COD et $N\text{-}NH_4^+$ à Clos de Hilde et à Louis Fargue, en fonction du temps sec (TS) et du temps de pluie (TP). Les échelles des flux entrants s'étendent jusqu'à 40 t/j tandis que les flux sortants s'étendent jusqu'à 8 t/j.

Les flux entrants des deux STEP, pour les paramètres MES, COP et COD, sont significativement supérieurs en période de temps de pluie qu'en période de temps sec ($p<0.05$, test t-Student). Les paramètres présentant le plus de variations et de différences entre les stations sont les MES et le COP. En moyenne, près de 20 t/j de MES arrivent en tête de

station à Clos de Hilde en temps de pluie alors qu'en temps sec il en arrive en moyenne 16 t/j. A Louis Fargue aussi, les flux de MES arrivant sont plus élevés en temps de pluie, avec en moyenne 35 t/j contre 21 t/j en temps sec. Les flux de COD et de $N\text{-}NH_4^+$ sont moins sensibles à la pluviométrie et aux variations de débits. Les flux moyens entrants en COD sont respectivement de 2.35 et 2.45 t/j à Clos de Hilde et à Louis Fargue en temps sec, et augmentent légèrement en temps de pluie avec des flux moyens de 2.52 et 2.96 t/j. La tendance inverse est observée pour l'$N\text{-}NH_4^+$ ($p<0.001$) puisque les flux moyens de temps de sec (2.48 et 2.88 t/j à Clos de Hilde et à Louis Fargue) sont supérieurs à ceux de temps de pluie (respectivement de 2.28 et 2.64 t/j).

Concernant les flux sortants des deux stations, les mêmes résultats sont obtenus pour les paramètres MES, COP et COD, avec les flux rejetés en temps de pluie supérieurs aux flux rejetés en temps sec ($p<0.01$). Le test réalisé sur l'$N\text{-}NH_4^+$ ne révèle cependant aucune différence significative entre les flux rejetés en temps sec ou en temps de pluie ($p=0.42$) (Figure II.16).

3.1.2. Flux moyens journaliers estivaux pour les années 2010 et 2011

Après avoir discuté des flux moyens journaliers annuels et des différences entre les journées de temps sec et de temps de pluie, nous allons maintenant nous intéresser aux flux parvenant en Garonne en période estivale, de Juillet à Septembre (temps sec et temps de pluie confondus). Nous avons choisi cette période, car c'est durant ce trimestre que des évènements hypoxiques ont été enregistrés en Garonne et plus particulièrement au niveau de la CUB (voir chapitre IV).

Durant les mois de Juillet à Septembre, la Garonne peut atteindre des débits relativement faibles. Pour l'année 2010, le débit moyen journalier estival n'est plus que de 141 m^3/s en 2010 (moyenne annuelle de 464 m^3/s) et de 135 m^3/s en 2011 (moyenne annuelle de 302 m^3/s). L'hydrologie durant l'été 2010 a été contrastée avec une tendance plutôt sèche pendant les mois de Juillet et Aout, tandis que l'été 2011 a été particulièrement pluvieux.

- Flux de polluants entrants en STEP

Les débits moyens journaliers entrants en STEP durant l'été sont significativement plus faibles que sur une année entière ($p<0.001$), engendrant ainsi une différence au niveau des flux entrants. Pendant les périodes estivales de 2010 et 2011, il arrive en moyenne 8% et 10% de COT en moins à Clos de Hilde (Figure II.17A et Figure II.18A) et à Louis Fargue respectivement (Figure II.17B et Figure II.18B) par rapport au reste de l'année ($p<0.05$; Tableau II.8). Dans les différentes situations, le carbone organique arrive à plus de 75% sous

forme particulaire. Les proportions entre le COP et le COD sont donc du même ordre de grandeur que l'on s'intéresse aux flux moyens journaliers annuels ou estivaux.

Comme pour le carbone organique, les flux moyens journaliers estivaux d'N-NH_4^+ sont significativement plus faibles que les flux moyens journaliers annuels ($p<0.0001$), quelle que soit l'année considérée (Tableau II.8). En période estivale, il arrive environ 11% d'ammonium en moins par rapport au flux moyen annuel en 2010 (Figure II.17) et 15% en moins en 2011 (Figure II.18), aussi bien à Clos de Hilde qu'à Louis Fargue. La différence est expliquée par des phénomènes de dilution plus intenses lors de l'été humide de 2011.

- Flux de polluants parvenants en Garonne

En comparant les débits sortants des STEP avec le débit moyen journalier de la Garonne durant ses périodes estivales, nous remarquons que la part des effluents a considérablement augmenté, d'où l'intérêt d'étudier ces périodes. Ainsi, les rejets de Clos de Hilde et de Louis Fargue représentent respectivement 0.39% et 0.57% du débit moyen journalier de la Garonne pour l'été 2010, contre 0.16% et 0.25% sur l'année entière. Il en est de même pour l'été 2011, où près de 0.46% du débit moyen journalier de la Garonne est représenté par les rejets de Clos de Hilde (0.24% sur l'année entière) et environ 0.62% par les rejets de Louis Fargue (0.31% sur l'année entière). La part des effluents par rapport au débit de la Garonne est plus importante pour l'été 2011, en raison d'un débit de la Garonne plus faible, mais aussi d'un été plus humide. Louis Fargue étant influencé par les épisodes pluvieux, ces situations vont engendrer des by-pass d'eaux brutes prétraitées plus importants en 2011 (Figure II.18) qu'en 2010 (Figure II.17).

Les flux moyens de COT rejetés par Clos de Hilde en période estivale sont significativement plus faibles par rapport au reste de l'année ($p<0.0001$), avec une différence d'environ 10% en 2010 et d'environ 20% en 2011 (Tableau II.8). Concernant l'ammonium, les flux moyens rejetés en Garonne en été 2010 ne présentent pas de différence significative avec les flux moyens journaliers rejetés sur le reste de l'année. Toutefois, ces flux moyens diminuent d'environ 20% lors de l'été 2011 par rapport aux flux moyens journaliers sur l'année entière ($p<0.0001$; Tableau II.8).

A Louis Fargue, nous observons davantage de contrastes entre l'été et le reste de l'année. Les flux moyens de COT parvenant au milieu naturel durant les périodes estivales diminuent d'environ 28% par rapport aux flux moyens annuels en 2010 (Figure II.17B ; $p<0.0001$) et d'environ 13% en 2011 (Figure II.18B ; $p<0.0001$). La différence entre les flux moyens de COT rejetés pendant les étés 2010 et 2011 n'est pas significative. Dans ces deux situations estivales, la part du COP (environ 60%) est toujours majoritaire comparée à celle du COD (environ

40%). Concernant la pollution dissoute azotée, les flux moyens d'ammonium rejetés durant l'été 2010 (Figure II.17B) ont diminué de 8% par rapport au reste de l'année ($p<0.01$; Tableau II.8), tandis que pour l'été 2011 (Figure II.18B), ils ont diminué de près de 20% par rapport aux flux moyens annuels ($p<0.01$; Tableau II.8).

3.1.1. Flux moyens journaliers de temps de pluie en période estivale

Si la période estivale est plus critique que le reste de l'année pour l'oxygénation de la Garonne, la situation peut s'aggraver encore davantage lors d'évènements pluvieux estivaux et d'apports soudain d'effluent urbain dans le milieu estuarien. Dans ce paragraphe, nous avons sélectionné les journées de « temps de pluie », défini selon la Lyonnaise des Eaux par une précipitation ≥ 5 mm le jour-même. Ainsi, pour l'année 2010, 4 journées sont considérées comme temps de pluie durant les mois de Juillet à Septembre, avec un cumul de pluie moyen sur chaque bassin de collecte de 37 mm. Pour l'année 2011 plus humide, nous avons caractérisé 12 jours de temps de pluie sur le bassin de collecte de Louis Fargue (cumul=159mm) et 13 jours sur le bassin de collecte de Clos de Hilde (cumul=163mm).

- Flux polluants entrants en STEP

Les pluies estivales font augmenter les flux entrants de MES et de COT par rapport aux flux moyens annuels de 2010 et 2011 (ruissellement, remise en suspension, etc.) (Tableau II.8). Ainsi, les flux moyens de COT à Clos de Hilde augmentent de 15% (2010) et 5% (2011) environ lors du temps de pluie, où plus de 75% du COT arrive sous forme particulaire. Nous observons davantage de différence à Louis Fargue, où le flux de COT en temps de pluie augmente entre 23 et 28% en moyenne par rapport au flux moyen annuel, et où plus de 80% du carbone organique est sous forme particulaire.

A l'inverse, les pluies estivales ont tendance à faire diminuer les flux moyens d'$N\text{-}NH_4^+$ en raison des phénomènes de dilution. Cette diminution est estimée en moyenne entre 13% (Clos de Hilde) et 20% (Louis Fargue), sans différence significative entre les flux moyens estivaux de temps de pluie et les flux moyens annuels de 2010 (Tableau II.8), en raison du nombre de journées de temps de pluie (n=4). Il y a davantage de contrastes en 2011, puisque les flux moyens d'ammonium en temps de pluie sont significativement plus faibles (24% à Clos de Hilde et 18% à Louis Fargue ; $p<0.002$) que les flux moyens annuels (Tableau II.8).

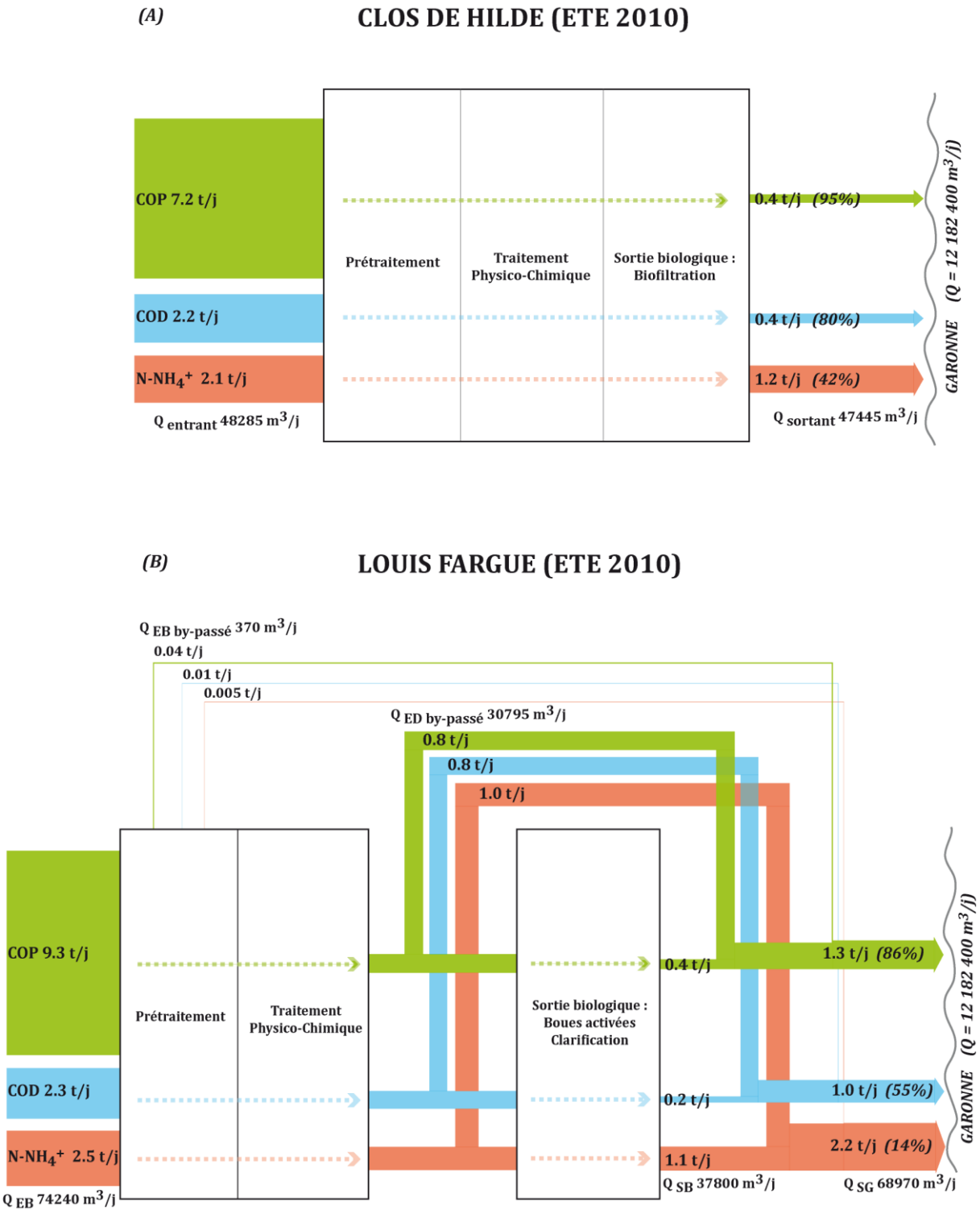


Figure II.17 : Flux moyens journaliers entrants et sortants en période estivale, de Juillet à Septembre 2010, à Clos de Hilde (A) et à Louis Fargue (B).

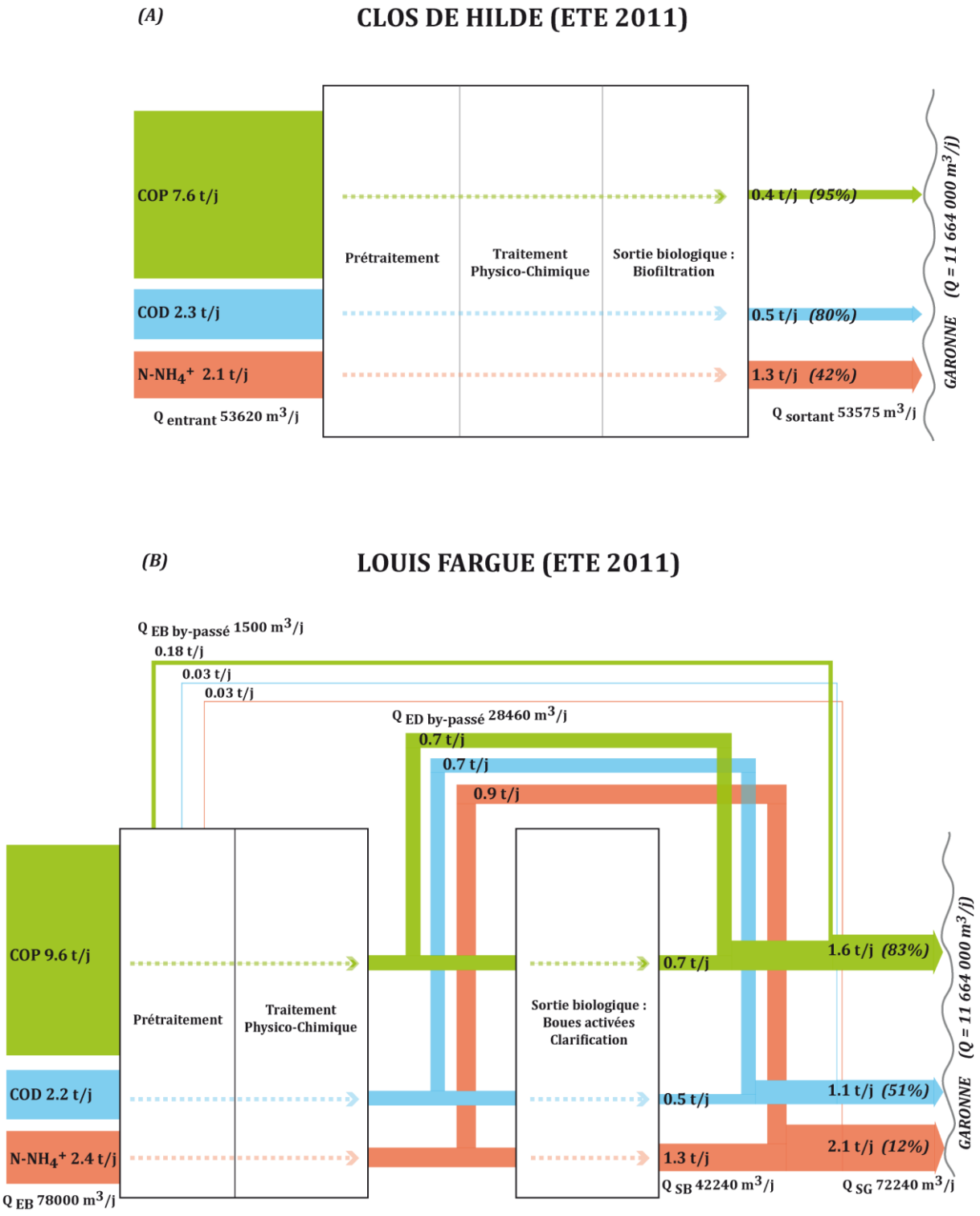


Figure II.18 : Flux moyens journaliers entrants et sortants en période estivale, de Juillet à Septembre 2011, à Clos de Hilde (A) et à Louis Fargue (B).

- Flux polluants parvenant en Garonne

Les pluies estivales augmentent les débits rejetés en Garonne. Les rejets de Clos de Hilde pendant les temps de pluie en 2010 et 2011 contribuent respectivement à 0.48 et 0.60% du débit moyen journalier de la Garonne, tandis que la contribution des rejets de Louis Fargue est respectivement de 0.83 et 0.96%.

Clos de Hilde présente peu de différences entre tous les flux moyens de carbone organique parvenant en Garonne (Figure II.9A et Figure II.20A), mais aussi quelle que soit la situation étudiée (temps sec ou de pluie). En effet, la STEP rejette un flux moyen de COT constant proche d'une tonne par jour (Tableau II.8) et principalement sous forme dissoute (environ 60%). Le flux moyen d'N-NH_4^+ sortant de la station est légèrement plus faible du fait qu'il en rentre moins en période de pluie (phénomènes de dilution). Ainsi, comparé aux flux moyens annuels, Clos de Hilde rejette en moyenne entre 25% (2010) et 35% (2011) d'ammonium en moins (Tableau II.8).

C'est à Louis Fargue que nous observons le plus de contraste entre temps sec et temps de pluie. En moyenne, les flux journaliers de COT parvenant en Garonne lors de pluies estivales ont augmenté de 23% par rapport aux flux moyens annuels (2010 et 2011 confondues ; $p<0.05$). Les volumes by-passés au niveau du prétraitement et du bassin de décantation primaire à Louis Fargue influencent fortement les flux parvenant en Garonne, puisqu'environ 75% du flux moyen de COT rejeté lors des pluies estivales provient des by-pass (Figure II.19B et Figure II.20B). Même lors des temps de pluie, le rendement moyen de la STEP pour le traitement de la pollution carbonée est supérieur à 80% pour la phase particulaire, et de l'ordre de 50% pour la phase dissoute (Tableau II.9).

En ce qui concerne la pollution azotée (N-NH_4^+), les flux moyens sortants de Louis Fargue en temps de pluie sont légèrement plus élevés que les flux entrants (environ 2.4 t/j), mais ne présentent aucune différence significative par rapport aux flux moyens annuels. Comme pour le carbone, plus de la moitié du flux moyen d'ammonium rejeté lors des pluies estivales provient des by-pass avant le traitement biologique (Figure II.19B et Figure II.20B). Le rendement moyen de Louis Fargue pour le traitement de l'azote en temps de pluie, peut être considéré comme inconséquent, puisque finalement, la station rejette autant d'ammonium qu'elle n'en reçoit (Tableau II.9). Les débits de temps de pluie peuvent engendrer des à-coups hydrauliques, pouvant perturber le traitement biologique et en particulier les boues activées. Cela peut donc se traduire par un déversement de pollution ou des pertes de biomasse bactérienne, nécessaire pour une bonne épuration biologique.

- Flux et seuils de rendement

Au vu des arrêtés préfectoraux et des seuils limites de rendement auxquels sont soumis les STEP (Chapitre I, paragraphe 3.4), les rejets sont toutefois jugés conformes puisqu'à Clos de Hilde, le rendement en MES est supérieur à 90% et la DCO supérieure à 75%, tandis qu'à Louis Fargue, les MES sont traitées à plus de 55% et la DCO à plus de 45% (Tableau II.9).

Tableau II.9 : Rendements épuratoires (%) pour les MES, le COP, le COD, l'N-NH4+ et la DCO, de Clos de Hilde et de Louis Fargue en 2010 et 2011, lors de différentes situations (année, été et été en temps de pluie). En rouge sont indiqués les taux d'abattement critiques.

		MES (t/j)	COP (t/j)	COD (t/j)	N-NH_4^+ (t/j)	DCO (t/j)
Rendement Epuratoire Clos de Hilde	Année 2010	97%	95%	79%	46%	90%
	Eté 2010	98%	94%	82%	43%	91%
	Eté TP 2010	99%	96%	82%	57%	92%
	Année 2011	96%	94%	75%	32%	89%
	Eté 2011	96%	95%	78%	38%	89%
	Eté TP 2011	96%	95%	70%	42%	89%
Rendement Epuratoire Louis Fargue	Année 2010	84%	83%	46%	14%	72%
	Eté 2010	88%	86%	57%	12%	76%
	Eté TP 2010	86%	81%	48%	0%	75%
	Année 2011	84%	83%	50%	7%	73%
	Eté 2011	85%	83%	50%	13%	74%
	Eté TP 2011	85%	84%	46%	0%	73%

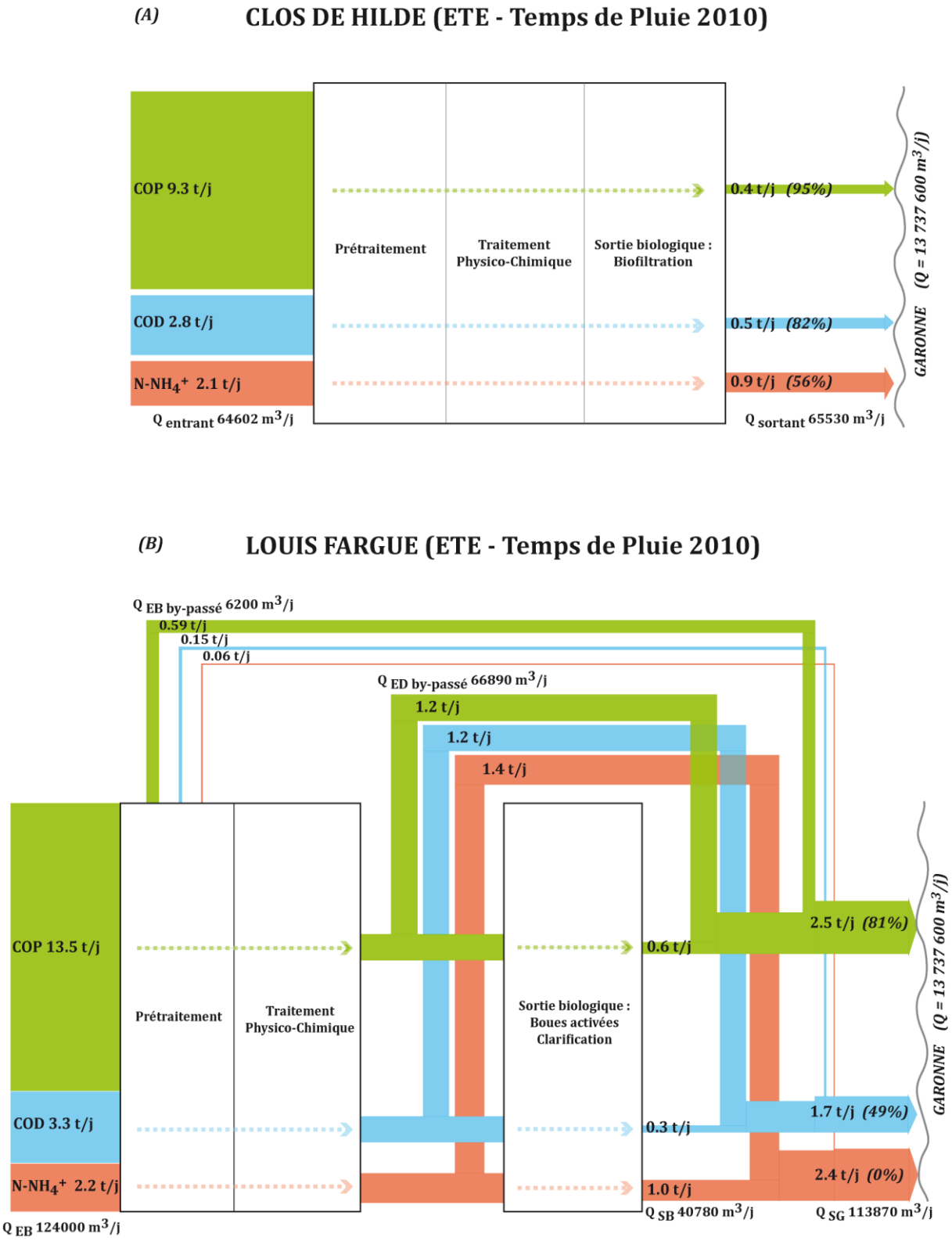


Figure II.19 : Flux moyens journaliers entrants et sortants, uniquement pendant les jours de temps de pluie (4 jours), de Juillet à Septembre 2010, à Clos de Hilde (A) et à Louis Fargue (B).

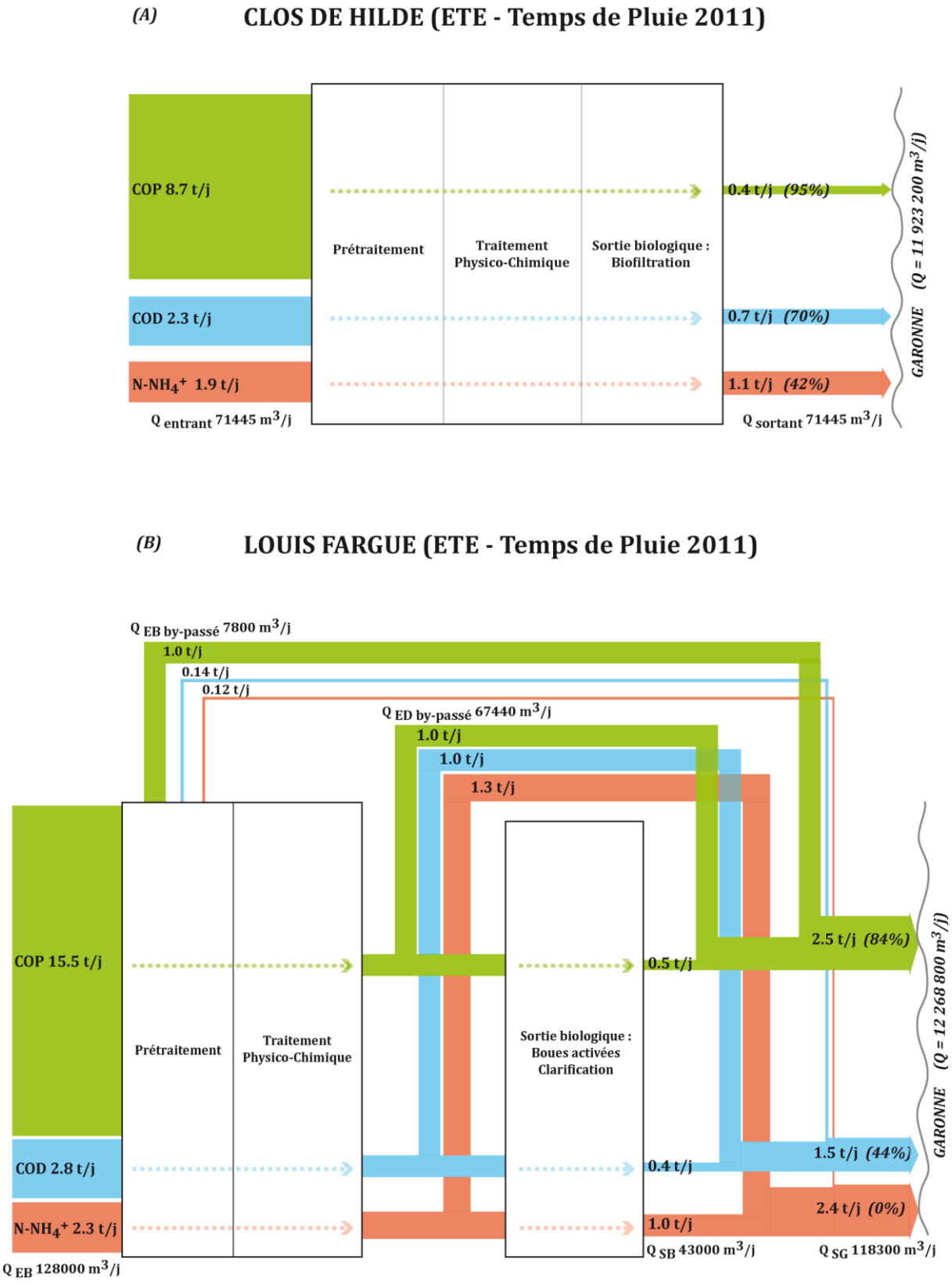


Figure II.20 : Flux moyens journaliers entrants et sortants, uniquement pendant les jours de temps de pluie (12-13 jours), de Juillet à Septembre 2011, à Clos de Hilde (A) et à Louis Fargue (B).

3.2. Transformation de l'azote au cours du traitement des eaux

Dans les eaux usées, l'azote est essentiellement constitué d'azote organique (Norg) ammonifiable ou réfractaire et d'azote ammoniacal. L'azote Kjeldahl (NK) représente la somme de l'azote organique et de l'azote ammoniacal : **$NK = Norg + N\text{-}NH_4^+$**.

L'azote rejeté d'une habitation se trouve essentiellement composée d'Norg (principalement composé d'urée et d'acides aminés). Cependant, le transit dans le réseau de collecte modifie leurs proportions en faveur de l'$N\text{-}NH_4^+$. Sous l'action de bactéries et par hydrolyse, l'ammonification se produit, que le milieu soit oxydant (STEP) ou non (collecteur). La vitesse de réaction est suffisamment rapide pour qu'en quelques heures de transit dans les réseaux, les concentrations d'azote organique soient réduites de moitié. Selon le temps de séjour, la température et la longueur du réseau, la proportion d'azote ammoniacal à l'entrée d'une STEP varie entre 50% et 75% de l'azote total (Deronzier et al., 2001).
L'$N\text{-}NH_4^+$, en entrée de station, provient donc de l'ammonification, mais au cours de son traitement, davantage de $N\text{-}NH_4^+$ est formé à partir de la minéralisation de la MO, en même temps que la formation de CO_2. La MO dans les eaux usées a une composition chimique approximative telle que $C_{18}H_{19}O_9N$ (Henze, 1996). Si la MO est oxydée par les micro-organismes en CO_2, il peut en résulter les expressions suivantes :

$$C_{18}H_{19}O_9N + 17.5\ O_2 + H^+ \rightarrow 18\ CO_2 + 2\ H_2O + NH_4^+ \text{ (sans nitrification)}$$

$$C_{18}H_{19}O_9N + 19.5\ O_2 \rightarrow 18\ CO_2 + 9\ H_2O + H^+ + NO_3^- \text{ (avec nitrification)}$$

Les flux d'$N\text{-}NH_4^+$ calculés jusqu'à présent peuvent ainsi être considérés comme des flux « apparents », puisque nous n'avons pas pris en compte la part qui sera libérée par ce processus de dégradation de la matière organique. Pour estimer les flux « réels » d'$N\text{-}NH_4^+$ rejetés dans le milieu, nous utilisons les rapports C/N, déterminés pour chacune des stations à partir des données des valeurs moyennes calculées en carbone organique (COT = COP + COD) et en azote organique (Norg = NK - $N\text{-}NH_4^+$) pour les années 2010 et 2011. Ainsi, nous obtenons en moyenne les rapports suivants :

- Clos de Hilde : C/N = 12 ;
- Louis Fargue : C/N = 10.

En quantifiant les processus qui ont lieu au sein des STEP, nous constatons qu'une part non négligeable d'$N\text{-}NH_4^+$ est formée à partir de la minéralisation de la matière organique présente dans les eaux usées, et peut dépasser la tonne/jour lors des évènements pluvieux estivaux, comme observé à Louis Fargue (Tableau II.10). L'ammonium ainsi formé peut être oxydé par nitrification ou réduit par dénitrification. Ce dernier processus permet aux bactéries d'utiliser l'oxygène des nitrates, engendrant la formation d'oxyde nitreux (N_2O) et d'azote gazeux (N_2)

qui s'évaporent. La production de N_2O a déjà été observé dans des stations d'épuration à boues activées dans des conditions nitrifiantes (Tallec et al., 2008) et peut être le produit final de la nitrification à la place du N_2 lorsque les concentrations en oxygène sont faibles (Robertson et al., 1995). Afin d'estimer la perte d'azote liée à la dénitrification, nous avons soustrait la quantité de nitrites et nitrates formés à la quantité d'azote oxydé (NH_4^+ + NOT) au cours du traitement, avant d'en déduire le pourcentage de dénitrification (Tableau II.10).

Quelle que soit la situation étudiée, le gain de nitrites et de nitrates suite aux processus de nitrification est plus important à Clos de Hilde qu'à Louis Fargue. En prenant en compte la part d'azote qui a été oxydée, nous avons estimé que le pourcentage de dénitrification est légèrement plus élevé au sein de Clos de Hilde, entre 33 et 47%, tandis que la STEP de Louis Fargue dénitrifie à hauteur de 32% en moyenne (Tableau II.10).

Tableau II.10 : Estimation des pertes de COT, NOT, NH_4^+, NO_2^- etNO_3^-, ainsi que le pourcentage d'azote dénitrifié (7) et le rendement « réel » interne des stations de Clos de Hilde et de Louis Fargue lors de différentes situations (année, été, temps de pluie en été) en 2010 et 2011.

		perte ΔCOT (t/j)	perte ΔNOT (t/j) (1)	perte ΔNH_4^+ (t/j) (2)	perte Δ (NH_4^++NOT) (t/j) (3)	gain Δ (NO_2^-+NO_3^-) (t/j) (4)	Perte par dénitrification (t/j) (5)	% N dénitrifié (6)	Rendement « réel »
Clos de Hilde	Année 2010	- 9.30	- 0.78	- 1.10	- 1.88	+ 0.96	- 0.92	29%	60%
	Eté 2010	- 8.60	- 0.72	- 0.90	- 1.62	+ 0.66	- 0.96	33%	57%
	Eté TP 2010	- 11.20	- 0.93	- 1.20	- 2.13	+ 0.84	- 1.29	41%	70%
	Année 2011	- 9.50	- 0.79	- 1.60	- 2.39	+ 0.83	- 1.56	45%	48%
	Eté 2011	- 9.00	- 0.75	- 1.60	- 2.35	+ 0.93	- 1.42	45%	54%
	Eté TP 2011	- 9.90	- 0.83	- 1.63	- 2.46	+ 1.09	- 1.37	47%	60%
Louis Fargue	Année 2010	- 9.80	- 0.98	- 0.40	- 1.38	+ 0.17	- 1.21	32%	37%
	Eté 2010	- 9.30	- 0.93	- 0.30	- 1.23	+ 0.17	- 1.06	32%	36%
	Eté TP 2010	- 12.60	- 1.26	+0.20	- 1.06	+ 0.04	- 1.02	28%	31%
	Année 2011	- 10.10	- 1.01	- 0.20	- 1.21	+ 0.11	- 1.10	31%	32%
	Eté 2011	- 9.10	- 0.91	- 0.30	- 1.21	+ 0.11	- 1.10	34%	37%
	Eté TP 2011	- 14.30	- 1.43	+0.10	- 1.33	+ 0.09	- 1.24	33%	36%

(3) : Δ (NH_4^++NOT) = (1) + (2)

(5) : Perte par dénitrification = (3) – (4)

(6) : % d'N dénitrifié = ((5)/N total entrant)*100

La dénitrification qui a lieu dans les STEP permet d'éliminer une part de l'azote du système et donc d'en limiter l'apport au milieu naturel. Suite à la réhabilitation de Louis Fargue, on peut penser que le pourcentage de dénitrification deviendra proche de celui de Clos de Hilde, permettant ainsi d'améliorer la qualité des eaux rejetées. En effet, si les rendements épuratoires de Clos de Hilde s'appliquent à Louis Fargue (Tableau II.9) les rejets de COT et de NH_4^+ au milieu naturel devraient diminuer significativement. En considérant l'apport de cet ammonium supplémentaire au stock initialement mesuré dans les eaux brutes, le rendement moyen des stations va donc augmenter. Ainsi à Clos de Hilde, le rendement réel de l'N-NH_4^+ est compris entre 48 et 60% sur une année entière, et augmente pendant les temps de pluie en été, pour atteindre entre 60 à 70% d'abattement (Tableau II.9). Le rendement augmente à ce moment-là notamment du fait de la dilution de ce paramètre et donc d'un apport moins concentré en station. A Louis Fargue, étant donné que le flux d'N-NH_4^+ présent au sein de la station est plus important suite aux transformations (minéralisation et nitrification), la perte réelle de l'ammonium devient donc plus grande avec des rendements supérieurs à 30% (Tableau II.10).

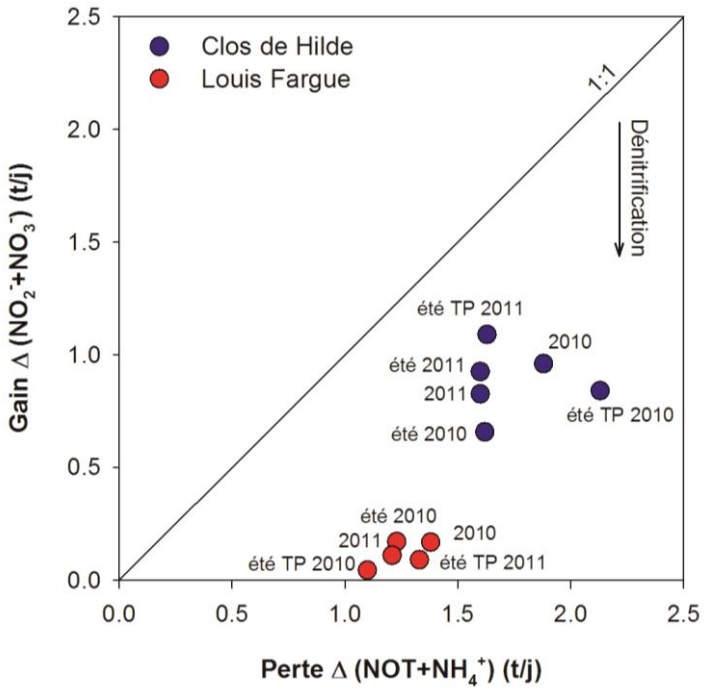


Figure II.21 : Distribution des nitrites et nitrates formés (gain) en fonction de l'azote organique total et de l'ammonium minéralisé (perte) à Clos de Hilde (bleu) et à Louis Fargue (rouge) lors des différentes situations en 2010 et en 2011 (année, été, pluies estivales).

3.3. Bilan des rejets au niveau de la CUB

Tout au long de ce deuxième chapitre, nous avons pu différencier les différents types de rejets arrivant au milieu naturel, rejets de STEP de temps sec et de temps de pluie, et rejets via les déversoirs d'orage. Afin d'avoir une idée des flux de polluants rejetés au niveau de la CUB et parvenant en Garonne, puis de les comparer avec ceux qui arrivent de l'amont, nous allons nous intéresser aux flux de COP, de COD et d'N-NH_4^+, car ces paramètres engendrent une consommation de l'oxygène du milieu par les bactéries hétérotrophes et nitrifiantes. Or, les baisses d'oxygène sont principalement constatées lors des périodes d'étiage, périodes où les débits sont les plus faibles, et où l'impact de rejets urbains riches en matière organique peut être conséquent.

3.3.1. Estimation des flux amont en Garonne

Afin d'estimer les flux qui arrivent de la partie amont de la Garonne en provenance du bassin versant, nous avons utilisé les données de débits de la Garonne (La Réole).

Les concentrations moyennes en COP, COD et N-NH_4^+ relevées dans la littérature sont les suivantes :

- une concentration moyenne en **COP de 2.6mg/L** (Veyssy, 1998 ; Abril et al., 2002). Le pourcentage en COP associé aux MES est d'environ 1.5%, quelle que soit la saison (Etcheber, 1983). Le COP est composé à 50% de sol, 40% de litière et 10% de phytoplancton, sans contribution anthropique (Etcheber, 2007). La Garonne apporte plus de 60% du flux total en COP à l'estuaire de la Gironde (Schäfer et al., 2002). De plus, Etcheber et al. (2007) ont montré la nature réfractaire de ce matériel au travers d'incubations à long terme ;
- une concentration moyenne en **COD de 3.1 mg/L**, mais très peu dégradable (Veyssy, 1998 ; Abril et al., 2002) ;
- des teneurs en **N-NH_4^+** comprises entre 0.03 et 3.6 µmol/L (Maurice, 1993), avec des teneurs moyennes de 2 µmol/L en période estivale au niveau de la Réole. Nous choisirons donc pour nos estimations une teneur moyenne de **0.02 mg/L** (1.4 µmol/L).

3.3.2. Estimation des flux de déversoirs d'orage

Les flux en COP, COD et N-NH_4^+ rejetés par les neufs déversoirs d'orage (DO) de la CUB (Chapitre I, paragraphe 3.3), ont été estimés à partir des concentrations mesurées lors des campagnes d'échantillonnages de temps de pluie au niveau du DO du Peugue, qui représente à lui seul 24% des volumes rejetés par les DO au niveau de la CUB lors des pluies estivales de 2010 (Tableau II.12). En 2011, la contribution des rejets du DO du Peugue est plus importante

et représente près de 40% des volumes totaux rejetés en Garonne, principalement en raison des travaux de raccordement liés à la réhabilitation de la STEP de Louis Fargue. Compte tenu de la variabilité des paramètres, nous avons choisi de prendre les concentrations extrêmes. L'épaisseur des flèches représentant les rejets des DO est quant à elle, proportionnelle au flux moyen. Ainsi, les concentrations mesurées sont reprises dans le tableau ci-dessous :

Tableau II.11 : Récapitulatif des concentrations moyennes et extrêmes mesurées au DO du Peugue lors des collectes de RUTP.

DO Peugue	COP (mg/L)	COD (mg/L)	$N\text{-}NH_4^+$ (mg/L)
Moyenne	76.0	15.0	3.0
Minimum	8.0	6.0	0.4
Maximum	194.0	29.0	14.0

Les volumes rejetés par chaque DO des bassins de collecte de Clos de Hilde et de Louis Fargue, lors des différentes situations étudiées, sont fournis par la Lyonnaise des Eaux et repris dans le tableau II.12. Les volumes indiqués ont été rejetés en Garonne en quelques heures durant l'évènement pluvieux.

Tableau II.12 : Volumes déversés (m^3) par les DO des bassins de Louis Fargue et de Clos de Hilde lors de différentes périodes pendant les années 2010 et 2011 (données LdE).

		Année 2010	Eté 2010	Eté TP 2010	Année 2011	Eté 2011	Eté TP 2011
Louis Fargue	Peugue	4.534.090	62.980	60.550	1.805.090	791.770	621.070
	Naujac	2.380.140	19.000	19.000	839.440	179.130	138.500
	Caud.N.	452.820	17.220	17.220	219.570	93.680	73.120
	Médoc	174.590	3.360	3.360	69.990	21.880	17.290
	LF	1.331.490	30.880	24.210	851.680	211.130	164.110
	Lauzun	933.160	32.270	26.130	427.780	82.210	74.470
Clos de Hilde	Noutary	1.406.180	65.750	48.990	727.240	255.970	233.660
	St-Jean	602.710	16.540	15.110	327.850	85.000	81.550
	Jourde	876.950	53.660	39.720	625.660	203.800	185.550
	Total	12.692.130	301.660	254.820	5.894.300	1.924.570	1.589.320

D'après la Lyonnaise des Eaux, près de 160 000 m^3 des rejets ne sont pas liés à la pluie sur l'année 2010 (soit 1.25% du volume total déversé), et ils représentent près de 523 000 m^3 sur l'année 2011 (soit 8.8% du volume total déversé). Ces rejets d'eaux non traitées peuvent résulter de maintenance (interventions sur les réseaux, problèmes techniques dans la STEP), ou encore de l'arrêt provisoire de la STEP de Louis Fargue comme cela a été le cas en 2011.

3.3.3. Présentation des flux parvenant en Garonne

Pendant les évènements pluvieux, la ville continue de produire des eaux usées. C'est donc l'ensemble des flux (eaux usées et eaux de ruissellement) qu'il faut prendre en compte. Les figures suivantes (Figures II.22 et II.23) reprennent donc les flux moyens journaliers sortants des STEP de Clos de Hilde et de Louis Fargue, lors des différentes situations déjà abordées précédemment, ainsi que les flux moyens journaliers estimés provenant des déversoirs d'orage (exprimés en tonnes/jour). Les flèches correspondantes sont proportionnelles aux flux de chacun des paramètres, excepté pour le matériel provenant de l'amont.

- Flux moyens journaliers : Années 2010 et 2011

Pour une même station, nous observons relativement peu de différence entre ces deux années. Ainsi les flux de carbone organique rejetés par Louis Fargue sont environ 3 fois plus importants qu'à Clos de Hilde, et plus de 1.5 fois plus important en ce qui concerne les flux d'ammonium (Figures II.22 et II.23). Compte tenu de la pluviométrie importante sur l'année 2010, les DO ont déversé plus de 12 millions de m^3 dans le milieu naturel (Tableau II.12), dont la majorité de la pollution est émise sous forme particulaire. Par conséquent, les flux moyens de COT rejetés en 2010 (Figure II.22) sont 2 fois plus importants qu'en 2011 (Figure II.23), représentés à près de 85% par le COP. De plus, les flux moyens de COT rejetés en 2010 représentent près de 40% du flux de COT total parvenant en Garonne. L'ammonium, en raison des phénomènes de dilution, ne représente en moyenne qu'entre 1% du flux total d'ammonium issu des STEP en 2010 (Figure II.22) et 3% en 2011 (Figure II.23). Nous pouvons aussi remarquer que les rejets urbains sont très riches en $N\text{-}NH_4^+$ comparés à ce qui arrive de l'amont. Ainsi, en 2010, près de 4 t/j d'$N\text{-}NH_4^+$ parviennent au milieu naturel alors que ce dernier n'en apporte que 0.8 t/j (Figure II.22) et plus de 4 t/j en 2011 pour un flux du milieu naturel de l'ordre de 0.5 t/j, soit près de huit fois plus (Figure II.23).

- Flux moyens journaliers : Etés 2010 et 2011

Compte tenu des conditions hydrologiques durant ces deux périodes estivales, l'ensemble des rejets de la CUB (STEP et DO) représente moins de 1% du débit moyen de la Garonne en 2010 (été sec) et plus de 1% en 2011 (été humide). L'ammonium parvenant en Garonne est apporté à plus de 97% par les STEP et cela représente un apport 17 fois plus important en comparaison des flux provenant de l'amont du bassin versant (Figures II.22 et II.23). Durant l'été 2010, le flux moyen de COT rejeté par les DO représente près de 10% du flux moyen total parvenant en Garonne (86% de COP) (Figure II.22) et augmente jusqu'à 35% lors de l'été pluvieux de 2011 (84% de COP) (Figure II.23), témoin que l'apport de matériel particulaire par les DO et la remise en suspension des dépôts dans les collecteurs sont très influencés par les conditions hydrologiques.

- Flux moyens journaliers : Temps de pluie durant les étés 2010 et 2011

Les situations de rejets de temps de pluie en période estivale sont les plus critiques et sont souvent couplées aux précipitations orageuses. A ce moment-là, la Garonne est en période d'étiage et présente des débits relativement faibles (< 200 m^3/s). Ainsi, la part des rejets augmente considérablement par rapport au débit de la Garonne. Durant l'été 2010 (été plutôt sec avec 4 jours de TP), les débits des STEP et des DO représentent 1.8% du débit de la Garonne. Durant l'été 2011 (13 jours de TP), l'ensemble des débits (STEP+DO) parvenant en Garonne représente près de 2.6% du débit de la Garonne. Les débits des DO sont particulièrement importants et sont proches des débits moyens journaliers des STEP (Figure II.22H), voire même supérieurs (Figure II.23H).

Sur l'ensemble des flux moyens d'ammonium parvenant en Garonne, la contribution des DO lors des pluies estivales de 2010 et 2011 est respectivement de 6% (Figure II.22) et 10% (Figure II.23), tandis que les apports de Louis Fargue représentent entre 60 et 70%. Ces flux sont entre 12 fois (3.5 t/j en 2010 ; Figure II.22) et 20 fois (3.9 t/j en 2011 ; Figure II.23) plus importants que le flux moyen d'ammonium provenant de l'amont durant les évènements pluvieux (0.2-0.3 t/j). Ces chiffres mettent en évidence un impact fort des rejets urbains sur la distribution du $N\text{-}NH_4^+$ dans la Garonne estuarienne.

Les flux de COD provenant des DO sont également importants au vu de ce qui peut être rejeté par les STEP. Durant les TP de 2010 (Figure II.22), les flux de COD sont en moyenne 2 fois plus importants (1.0 t/j) que sur le reste de l'année (0.5 t/j), tandis que durant les TP de 2011 (Figure II.23), ces flux sont près de 9 fois plus importants (1.8 t/j) que les flux moyens de COD rejetés sur le reste de l'année (0.2 t/j), en raison entre autre de l'apport de matière organique dissoute suite au ruissellement urbain.

Lors de tels évènements, plus particulièrement les orages d'étés, la contribution des DO pour le matériel particulaire est considérable. En effet, lors des 4 jours de temps de pluie en 2010, les flux moyens de COP issus des DO représentent à eux seuls plus de 60% du flux total de COP rejeté en Garonne (4.8 t/j ; Figure II.22H) et ils sont environ 2 fois plus importants que les flux moyens annuels issus des DO. Nous observons davantage de contrastes lors des pluies estivales de 2011, où les flux moyens de COP issus des DO représentent plus de 75% en moyenne du flux total (9.2 t/j ; Figure II.23H) et sont près de 8 fois plus importants comparés aux flux moyens annuels des DO.

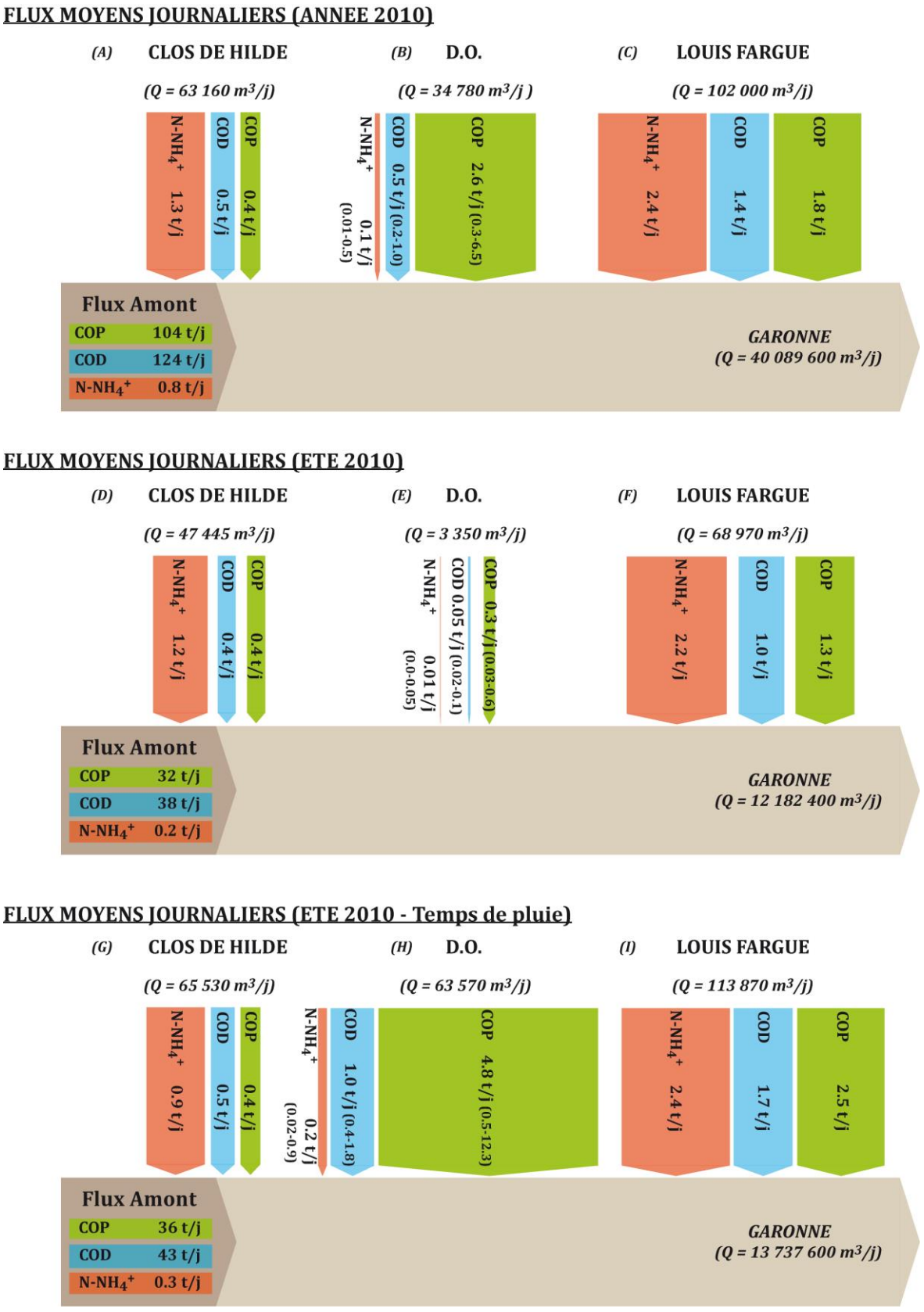


Figure II.22 : Flux moyens journaliers en COP, COD et N-NH_4^+ parvenant en Garonne via les STEP de Clos de Hilde et de Louis Fargue, ainsi que des déversoirs d'orage (DO), lors de différentes situations (année, été et temps de pluie en été) pour l'année 2010. Les flux amont en Garonne sont fournis à titre comparatif.

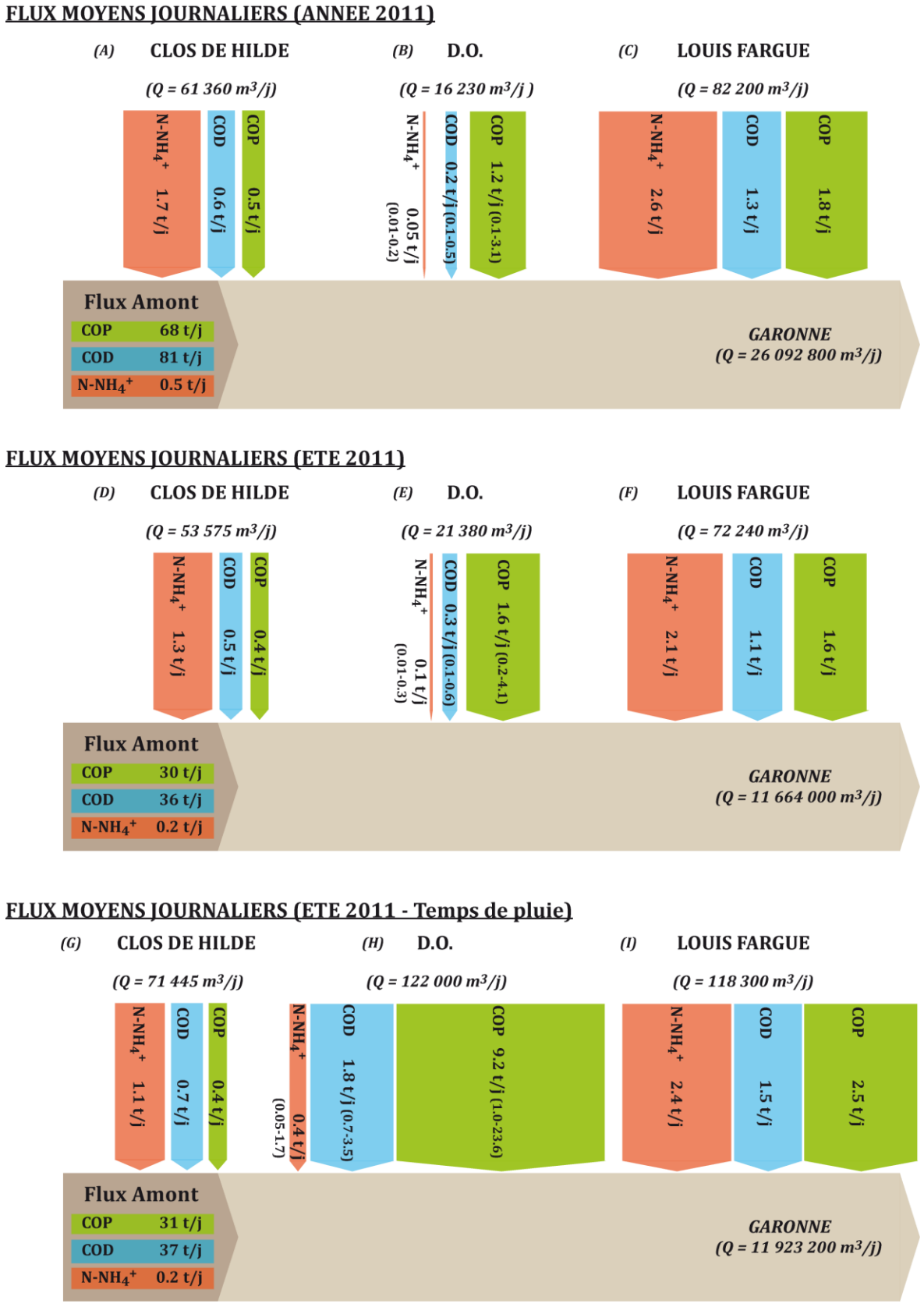


Figure II.23 : Flux moyens journaliers en COP, COD et N-NH_4^+ parvenant en Garonne via les STEP de Clos de Hilde et de Louis Fargue, ainsi que des déversoirs d'orage (DO), lors de différentes situations (année, été et temps de pluie en été) pour l'année 2011. Les flux amont en Garonne sont fournis à titre comparatif. La flèche représentant les rejets de COP des D.O. en temps de pluie (H) n'est pas proportionnelle au flux et a été divisée par deux pour une meilleure lecture.

En comparaison, les flux de COP provenant de l'amont sont entre 3 et 5 fois plus importants que les flux de COP amenés par le centre urbain ; quant au COD, ils sont entre 10 et 13 fois plus importants. Bien que les proportions venant de l'amont soient nettement supérieures à celles rejetées au niveau de Bordeaux, il faut garder à l'esprit que le matériel rejeté est majoritairement labile (à l'opposé du matériel amont quasiment réfractaire) et va se retrouver en grande partie minéralisé une fois dans le milieu naturel. Il en est de même pour les rejets d'ammonium qui seront nitrifiés. De tels rejets, surtout en période critique d'étiage, peuvent donc conduire à une diminution de l'oxygène dans les eaux de la Garonne au niveau du grand centre urbain bordelais. La pollution apportée en temps d'orage par les RUTP se manifeste essentiellement par un apport massif de matières organiques biodégradables et d'ammonium, pouvant engendrer en été une chute de la concentration en oxygène dans le milieu récepteur.

4. Conclusions

Nous avons pu constater au cours de ce deuxième chapitre à quel point l'évolution des paramètres au sein d'une station d'épuration est variable, au cours d'une heure, d'une journée, d'une année, et nous avons donc vu l'importance du choix de l'échantillonnage selon ce que l'on cherche à étudier. Ainsi, le suivi intra-journalier a permis de constater et de confirmer la cyclicité diurne des rejets anthropiques, avec de faibles teneurs durant la nuit et des teneurs plus élevées le matin, le midi et en fin de journée. Le suivi inter-journalier a permis d'observer une variabilité en fonction, entre autre, des conditions hydrologiques, de la nature des réseaux de collecte (unitaire, séparatif, infiltration d'eau claire parasite, etc.) mais aussi en fonction du type de traitement effectué (biofiltration, boues activées).

De plus, la comparaison des données obtenues par la Lyonnaise des Eaux et les nôtres, sur des échantillons communs, ont permis d'obtenir de bonnes corrélations entre les MES, l'N-NH_4^+, le COT et la DCO. Grâce à ces corrélations et à partir de la banque de données de la Lyonnaise des Eaux, il a été possible d'estimer les flux entrants et sortants des deux plus importantes STEP de la CUB, pendant les années 2010 et 2011. Nos résultats indiquent que les stations de Clos de Hilde et de Louis Fargue ne réagissent pas de la même façon lorsqu'un évènement pluvieux se produit, la nature du réseau de collecte influençant considérablement les apports dans chacune des stations. En comparant **les flux moyens journaliers en période estivale (TS et TP) aux flux moyens journaliers sur le reste de l'année**, entre l'entrée et la sortie générale des STEP de Clos de Hilde et de Louis Fargue, nous constatons que :

- Pour le COP, les flux moyens estivaux sont inférieurs aux flux moyens annuels du fait que la population soit diminuée à cette période de l'année. A l'inverse, les flux moyens estivaux en temps de pluie sont plus importants que les flux moyens annuels en entrée de station, en raison d'un apport et d'une mobilisation plus conséquente du matériel particulaire (Figure II.24A). Louis Fargue présente toujours des flux en COP plus importants qu'à Clos de Hilde, aussi bien en entrée (Figure II.24A) qu'en sortie de station du fait des by-pass (Figure II.24B), bien que l'abattement du matériel particulaire soit efficace.

- La même tendance est observée pour le COD. En entrée de station, les flux moyens estivaux sont plus faibles que les flux moyens annuels en raison d'une diminution des apports (baisse de la population), tandis que les flux estivaux en temps de pluie sont légèrement supérieurs aux flux moyens annuels, témoin d'un apport supplémentaire par ruissellement (Figure II.24A). Nous observons la même chose en sortie de station avec des valeurs plus élevées à Louis Fargue en raison des eaux by-passées (Figure II.24B).

- Enfin, l'ammonium présente des tendances différentes où tous les flux estivaux (TS et TP) sont inférieurs aux flux moyens annuels, aussi bien en entrée qu'en sortie de station, bien que l'effet du temps de pluie explique la présence des plus faibles valeurs en raison des phénomènes de dilution. Cependant, en sortie de station, Louis Fargue présente des valeurs plus importantes qu'à Clos de Hilde à cause des by-pass (Figure II.24B).

Ces résultats ont permis de mieux comprendre le fonctionnement de chacune de ces stations, notamment **pendant des évènements pluvieux**. En termes de concentrations, les teneurs mesurées dans les eaux brutes de Clos de Hilde sont plus élevées qu'à Louis Fargue et sont plus influencées par les temps de pluie, engendrant des dilutions en fonction de la pluviométrie. Louis Fargue présente des teneurs plus faibles, car cette station est raccordée à un réseau principalement unitaire, mais soumis également à une infiltration importante d'eaux claires parasites, engendrant ainsi une dilution des concentrations dans les eaux usées. En termes de flux, les débits mesurés en tête de station étant de 1.4 à 1.7 fois plus élevés à Louis Fargue qu'à Clos de Hilde entre 2010 et 2011, les flux de polluants sont par conséquent plus importants à Louis Fargue et arrivent essentiellement sous forme particulaire (MES, COP).

Nous avons également pu calculer les flux sortants et estimer **les rendements** de ces deux stations, quelle que soit la période étudiée, temps sec ou temps de pluie. Les flux sortants dépendent fortement du type de traitement réalisé. Ainsi, le traitement effectué à Clos de Hilde, avec la succession d'un traitement primaire par décantation lamellaire, puis d'un traitement biologique par biofiltration, est plus efficace que celui de Louis Fargue, qui propose un traitement primaire par simple décantation et un traitement biologique par boues activées. Ces derniers présentent des désavantages considérables, comme notamment l'emprise au sol, le temps de traitement (une dizaine d'heures contre environ 2h pour un système comme Clos de Hilde), mais aussi une sensibilité aux évènements pluvieux importants, engendrant des à-coups hydrauliques au niveau des différents ouvrages.

Ces évènements perturbent ainsi l'efficacité de chaque ouvrage (bassin de décantation et bassin d'aération/clarificateur), contrôlée par un débit seuil. De ce fait, pour avoir une efficacité optimale du traitement, la station de Louis Fargue est obligée de détourner une partie des eaux entrantes en Garonne via le système de by-pass. Or, près de la moitié des flux sortant correspondent aux eaux issues du bassin de décantation (eaux qui n'ont pas subi de traitement biologique), ce qui réduit considérablement le rendement total de la station. A cela s'ajoute le by-pass d'eaux brutes prétraitées qui se produit principalement en temps de pluie, et qui participe donc à la diminution du rendement final par un rejet supplémentaire de polluants.

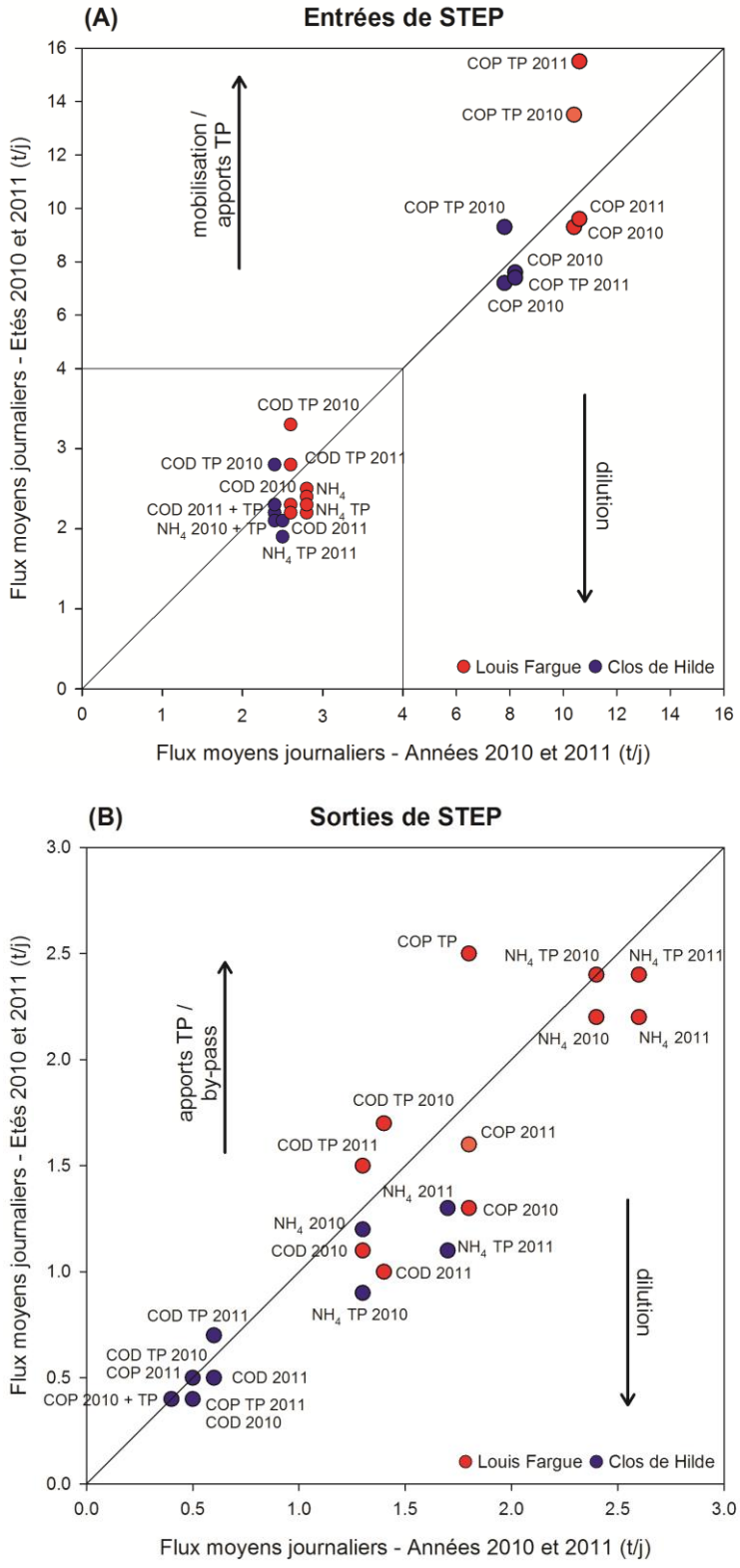


Figure II.24 : Comparaison des flux moyens journaliers en période estivale (avec et sans temps de pluie) avec les flux moyens journaliers calculés sur les années 2010 et 2011, en entrée (A) et en sortie (B) des stations de Clos de Hilde (bleu) et de Louis Fargue (rouge). Un zoom a été fait entre 0 et 4 t/j pour une meilleure visibilité des flux entrants de COD et d'N-NH_4^+ (A).

Les rendements moyens annuels sont systématiquement meilleurs à Clos de Hilde qu'à Louis Fargue. Dans l'ensemble ils sont relativement bons en ce qui concerne le matériel particulaire avec des abattements en MES et en COP supérieurs à 95% à Clos de Hilde et supérieurs à 80% à Louis Fargue. Le matériel dissous est cependant moins bien traité avec des abattements en COD supérieurs à 75% à Clos de Hilde et inférieurs à 50% à Louis Fargue.

Concernant le traitement de la pollution azotée, il est évident que les stations n'ont pas été conçues pour traiter très efficacement ce paramètre. Du fait que les traitements soient aérobie, des transformations ont lieu au sein des ouvrages, comme la minéralisation de la MO qui va produire du CO_2 et de l'N-NH_4^+, et des processus de nitrification où les bactéries nitrifiantes vont oxyder l'N-NH_4^+. Ainsi, en tenant compte de la part d'ammonium formé par la minéralisation, le rendement « réel » d'oxydation de l'azote est estimé à 50-60% à Clos de Hilde et à 30-40% à Louis Fargue. Cependant, lorsque nous nous basons sur la comparaison des flux entrants et des flux sortants, le rendement moyen de l'N-NH_4^+ est d'environ 30 à 45% à Clos de Hilde et seulement moins de 15% à Louis Fargue.

En temps de pluie, l'abattement du matériel particulaire reste relativement identique pour les deux stations. Il diminue légèrement concernant le COD, en raison d'un apport supplémentaire dû aux précipitations (ruissellement). A Louis Fargue, bien que l'ammonium soit dilué en entrée de station, les résultats indiquent qu'il y a autant d'ammonium rejeté dans le milieu que ce qui rentre en station. De plus, nous avons observé qu'une dénitrification naturelle a lieu au sein de chacune des stations, avec un meilleur pourcentage de dénitrification à Clos de Hilde. Ce processus permet ainsi de rejeter de plus faibles quantités d'azote dans le milieu naturel.

Un des principaux objectifs de ce chapitre a donc été d'estimer les flux de COP et COD, ainsi que les flux de N-NH_4^+ parvenant au milieu naturel, principalement **lors d'évènements pluvieux qui ont lieu en période estivale**, au moment où la Garonne est proche du débit d'étiage. Pour cela, nous avons aussi pris en compte les rejets via les déversoirs d'orage, qui ont une qualité d'eau proche de celle des eaux brutes. Nous avons pu constater à quel point ces DO contribuent à l'émission de polluants, majoritairement sous la forme particulaire, en raison d'une remise en suspension des dépôts dans les collecteurs. Le matériel dissous, quant à lui, subit plus des phénomènes de dilution.

Nous nous intéressons particulièrement à la période critique d'étiage car la contribution des rejets est proportionnellement beaucoup plus importante en raison d'une diminution des débits de la Garonne. Nous avons vu que lors d'un été pluvieux (cas 2011), cette part peut atteindre près de 3% du débit de la Garonne, ce qui est loin d'être négligeable étant donné la nature des eaux rejetées et leurs charges en MO et N-NH_4^+.

Bien que les flux de carbone issus de l'amont de la Garonne soient beaucoup plus importants que ce qui est rejeté par les STEP et les DO, la qualité de ce matériel « amont » est majoritairement réfractaire, donc peu biodégradable. Or, les eaux de rejets urbains sont riches en matière organique essentiellement labile, qui sera dégradée dans le milieu naturel de par la présence de nombreuses bactéries hétérotrophes.

Deux types de pollution majeurs ont ainsi été étudiées durant ce travail :

- **L'ammonium**, qui est émis en quantité non négligeable tout au long de l'année, surtout par la STEP de Louis Fargue (avant la réhabilitation), comparé à l'ammonium naturellement présent dans les eaux de la Garonne ;
- Le COT, dont le **COP** qui est rejeté en grande quantité par les DO et les by-pass de la STEP de Louis Fargue lors des évènements pluvieux.

Concernant l'ammonium, ce paramètre est présent en très faible quantité dans le milieu naturel, du fait de sa transformation en nitrates par nitrification (Owens, 1986). Cependant, au niveau du centre urbain, les rejets participent très fortement à une pollution du milieu par l'N-NH_4^+ puisque les apports sont entre 12 et 20 fois supérieurs à ce qui arrive de l'amont. Dans le futur, ces apports devraient diminuer de moitié étant donné que Louis Fargue a été remise aux normes, et est passée à un traitement identique à celui de Clos de Hilde (décantation lamellaire et biofiltration). Or, la consommation d'une mole d'azote nécessite deux fois plus d'oxygène que pour la consommation d'une mole de carbone.

Ce chapitre démontre ainsi le fort intérêt d'étudier ces périodes critiques, pendant lesquelles les eaux de la Garonne au niveau du centre urbain, peuvent enregistrer des phénomènes épisodiques d'hypoxie, pouvant survenir à la suite d'un orage estival, comme ça a été le cas en 2005. Ainsi à l'avenir, le traitement pourra être optimisé en réalisant une nitrification plus complète ou en augmentant la capacité de stockage par temps de pluie, notamment grâce à la gestion dynamique réalisée par la Lyonnais des Eaux, de manière à limiter les rejets des DO et en particulier le COP en période critique.

Après avoir caractérisé les effluents urbains de Clos de Hilde et de Louis Fargue, nous pouvons étudier leur potentiel de dégradation et ainsi distinguer la part dégradable (labile) et non dégradable (réfractaire). Ces informations sont donc nécessaires afin de voir le devenir de ces effluents une fois qu'ils se retrouvent dans le milieu naturel, essentiellement en période estivale où le bouchon vaseux est bien développé, la température des eaux élevées, et la présence de masses d'eau subissant de faibles oscillations autour de Bordeaux, surtout si les coefficients de marée sont faibles.

Chapitre III

Devenir des effluents dans le bouchon vaseux et appel en oxygène associé

Panaches turbides observés depuis le Pont de Pierre à Bordeaux (FrenchMoments©)

Introduction

Dans les rivières, il est courant d'observer une diminution des concentrations en oxygène dissous à l'aval des rejets d'eaux usées. Cette diminution de concentration est due à une consommation accrue d'oxygène due à la biodégradation de la MO présente dans les effluents et au processus de nitrification (Brion et al., 2000 ; Garnier et al., 2001 ; Cébron et al., 2003 ; Garnier et al., 2006). L'importance du déficit en oxygène dépend à la fois du débit relatif de la rivière et de celui des effluents, de la température et des quantités de MO biodégradable et d'ammonium rejetées (Servais et al., 2001). L'apport supplémentaire de bactéries hétérotrophes et nitrifiantes dans le milieu aquatique lié aux rejets peut être responsable des déficits en oxygène suite aux processus de biodégradation et de nitrification (Garnier et al., 1992a, b ; Servais & Garnier, 1993 ; Berthe et al., 1999 ; Brion et al., 2000 ; Servais et al., 1999).

La zone de turbidité maximale (TMZ = Turbidity Maximum Zone) dans les estuaires est un site d'intenses processus géochimiques, dont la nature est encore à préciser. Le matériel particulaire piégé dans la TMZ sous forme d'agrégats contient des substances organique et inorganique (Turner et al., 1994). Les longs temps de résidence dans l'estuaire augmentent la disponibilité de ce matériel particulaire pour les bactéries estuariennes et le réseau trophique (Crump & Baross, 1996), générant une demande en oxygène localisée au niveau de cette zone (Morris et al., 1982 ; Uncles et al., 1998), où le développement de bactéries hétérotrophes et nitrifiantes est favorisé (Owens, 1986 ; Crump et al., 1998). Un des processus majeur engendrant la consommation d'oxygène est la nitrification, qui, dans la TMZ, est généralement couplée aux processus d'ammonification (Balls et al., 1996 ; Abril et al., 2000 ; Abril & Frankignoulle, 2001). En Gironde, les faibles concentrations en ammonium dans la TMZ suggèrent que la disponibilité de ce paramètre est probablement un facteur limitant pour la nitrification. Abril et al. (2000) ont observé que le nombre de bactéries oxydant l'ammonium est proportionnel aux concentrations en MES dans les eaux turbides de l'estuaire et qu'elles sont du même ordre de grandeur que celles trouvées dans les estuaires de l'Escaut (Belgique) (Billen, 1975) et du Tamar (Royaume-Uni) (Owens, 1986). De plus, ces bactéries se rencontrent dans des concentrations similaires dans des conditions oxiques et anoxiques dans le bouchon vaseux et la crème de vase, indiquant une grande adaptation et opportunisme de ces micro-organismes (Abril et al., 2000).

Dans la TMZ de la Gironde, la production de carbone par les bactéries attachées aux particules compte pour 90% de la production bactérienne totale et est corrélée positivement avec la turbidité et le COP (Goosen et al., 1999). L'absence de lumière explique en grande partie la dominance des bactéries sur les micro-algues. De plus, les bactéries attachées sont plus actives que les bactéries libres dans les environnements estuariens et côtiers (Unanue et al., 1992 ;

Griffith et al., 1994). Morris et al. (1982) ont montré que l'activité bactérienne totale et la consommation d'oxygène augmentent avec la turbidité dans l'estuaire du Tamar. De plus, Painchaud et Therriault (1989) ont montré que l'activité hétérotrophe est intense dans la TMZ en amont du Saint-Laurent (Canada). Des études de biologie moléculaire indiquent que, dans un même échantillon, il y a une similarité très forte entre les bactéries libres et celles attachées aux particules, ce qui suggère que ces populations peuvent rapidement passer d'un état attaché aux particules à un état libre dans l'eau (Hollibaugh et al., 2000). Toutefois, les cellules des bactéries hétérotrophes attachées aux particules ont des taux de croissance plus élevés que les bactéries libres (Servais & Garnier, 2006).

La répartition spatiale ainsi que la nature des bactéries est très variable tout au long des systèmes estuariens. Dans celui de la Gironde, Prieur et al. (1987) ont recensé 50 fois plus de bactéries dans la TMZ que dans la partie marine de l'estuaire, la salinité se révélant aussi comme un paramètre important dans le contrôle des communautés bactériennes. De plus, les variations saisonnières ont une influence non négligeable sur les micro-organismes bactériens. Comme cela a été démontré dans l'estuaire de l'Elbe (Allemagne), les concentrations totales en bactéries sont les plus faibles en hiver et les plus fortes en été, où tout au long de l'année, les bactéries attachées représentent 75% de la population bactérienne totale (Zimmermann, 1997).

L'activité bactérienne, plus ou moins importante suivant la charge organique et les conditions hydrodynamiques et physico-chimiques, pourrait être une des principales origines des minima en oxygène dissous mesurés dans le milieu. En raison du confinement de la charge organique et de son temps de résidence dans la colonne d'eau, le fonctionnement du bouchon vaseux peut s'apparenter à celui d'une station d'épuration naturelle (Owens 1986 ; Romaña & Thouvenin, 1987 ; Abril et al. 2000). En effet, une analogie peut être faite entre une station d'épuration biologique et le bouchon vaseux (Tableau III.1), en comparant les processus de traitement biologique des effluents urbains aux processus de dégradation bactérienne de la MO dans le bouchon vaseux (Maurice, 1993) et des processus de nitrification, témoin que le bouchon vaseux peut avoir un rôle « *auto-épurateur* ». Owens (1986) a montré que la nitrification est optimisée dans le bouchon vaseux : d'une part, les bactéries nitrifiantes s'accumulent dans le bouchon vaseux et sont attachées aux particules, et d'autre part, leur resuspension périodique dans la colonne d'eau due à la marée assure un stock suffisant de substrat pour leur croissance.

Tableau III.1 : Processus d'analogie entre le bouchon vaseux et une station d'épuration biologique.

	Station d'épuration biologique		**Bouchon vaseux**
Processus	Décantation	⇔	Dépôt en mortes eaux
	Assimilation (aérobie)	⇔	Assimilation (aérobie)
	Nitrification	⇔	Nitrification
	Aération	⇔	Diffusion de l'oxygène à l'interface air/eau

Dans l'objectif de quantifier l'impact des rejets d'eaux urbaines sur l'oxygénation des eaux de l'estuaire de la Gironde, nous avons combiné une triple approche expérimentale :

- Dans un premier temps, la consommation d'oxygène dans le milieu naturel est quantifiée par des mesures de respiration d'échantillons d'eau estuarienne, que nous tentons de corréler aux paramètres physicochimiques liés ou non aux rejets urbains ;
- Ensuite nous manipulons les échantillons d'eau estuarienne en ajoutant des proportions croissantes d'eaux urbaines, brutes ou traitées ; En comparant la respiration de ces mélanges avec ceux des eaux urbaines seules, nous identifions les phénomènes qui contrôlent la consommation en oxygène dans le milieu estuarien sous impact urbain ;
- Enfin, des expériences complémentaires de dégradation sont réalisées à plus long terme de la matière contenue dans les effluents urbains dans les conditions spécifiques de la TMZ.

Les facteurs qui conditionnent la consommation en oxygène liée aux processus de respiration et de nitrification sont ainsi analysés, caractérisés. Ce travail a ensuite permis de quantifier les parts respectives de la consommation en oxygène dues aux matières organiques particulaires et dissoutes et à la nitrification. En combinant cette information avec celle obtenue au chapitre précédent dans le réseau urbain, nous quantifions aussi les parts respectives des rejets de STEP et de déversoirs d'orage dans la consommation d'oxygène.

1. Matériels & méthodes

Dans cette partie, nous avons combiné des expériences de **respirométrie**, en mesurant des taux de consommation en oxygène dans des flacons fermés, et une approche par **incubation**, en mesurant des consommations de matière organique et d'ammonium dans des enceintes ouvertes. Ces méthodes ont été appliquées à des échantillons d'eau estuarienne et/ou d'eau urbaine, ainsi que des mélanges dans différentes proportions, soit représentatives des dilutions se produisant dans le milieu, soit en exagérant volontairement les proportions d'eau urbaines. Dans certain cas, nous mélangeons différents pourcentages d'effluent avec de l'eau estuarienne, engendrant ainsi une dilution du matériel dissous et particulaire ; dans d'autres cas, nous concentrons les particules de l'eau estuarienne avant de les rajouter en différentes quantités à l'effluent, limitant ainsi l'effet de dilution du matériel dissous, mais augmentant considérablement la fraction particulaire.

1.1. Stratégie d'échantillonnage

Dans un premier temps, nous avons cherché à quantifier la consommation d'oxygène à court terme (<24h) par la **respiration**, engendrée par la minéralisation de la matière organique et par les processus de nitrification. Afin d'étudier ces processus, nous avons appliqué une méthode respirométrique sur des échantillons de bouchon vaseux, prélevés en différents points sur la Garonne (Portets et Bordeaux), sur la Dordogne (Libourne) et sur l'estuaire de la Gironde (Lamarque) (Figure III.1). De par leur localisation, ces stations sont potentiellement plus ou moins impactées par les rejets de la CUB. Ces prélèvements ont été effectués entre Août et Octobre 2012 (annexe 6), toujours en période de jusant, moment correspondant au maximum de courant et donc de remise en suspension des particules. L'objectif sur ces échantillons estuariens est d'étudier le lien éventuel entre respiration et rejets d'eaux usées à travers les concentrations en ammonium et en matière organique rencontrées.

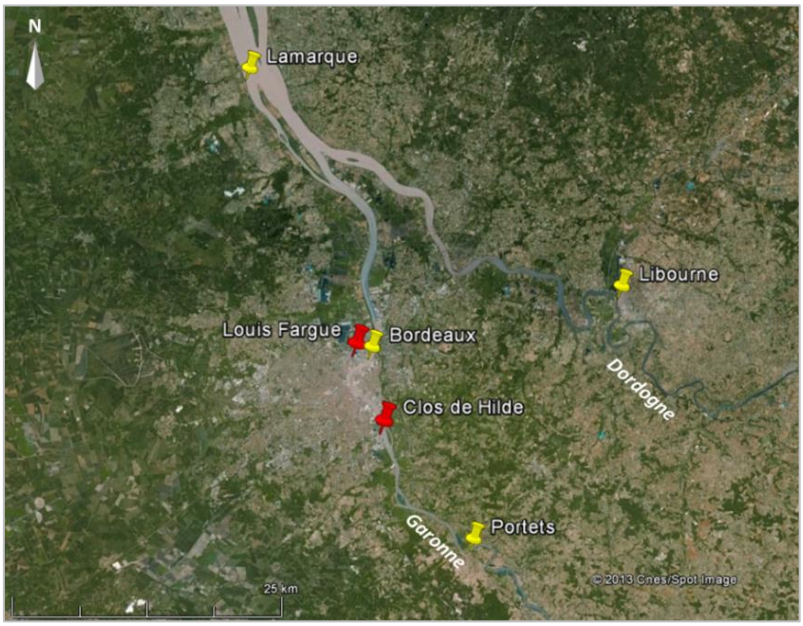


Figure III.1 : Localisation des points de prélèvements d'eaux du milieu naturel à Portets, Bordeaux, Libourne et Lamarque (points jaunes) ainsi que des effluents aux STEP de Clos de Hilde et de Louis Fargue (points rouges).

Ensuite, nous avons appliqué cette même méthode respirométrique en cherchant à accentuer l'effet des eaux urbaines en augmentant leur contribution. Ainsi nous avons travaillé sur des mélanges d'effluents bruts ou traités, prélevés à la STEP de Clos de Hilde (Figure III.1) et de particules du bouchon vaseux (annexe 6), dans l'objectif de voir si la présence de particules influence les vitesses de respiration. Des expériences « témoins » ont été lancées en parallèle sur des échantillons composés uniquement d'effluents.

Enfin, ces respirométries ont été complétés par des **incubations** où des échantillons d'eaux brutes et d'eaux traitées (Clos de Hilde) ont aussi été mélangés à des échantillons du bouchon

vaseux (Figure III.1 ; annexe 6). L'objectif de ces incubations est de déterminer à la fois la biodégradabilité des effluents à plus long terme (1 mois) et l'éventuelle influence des particules du bouchon vaseux sur les cinétiques de dégradation, mais aussi de suivre les processus de nitrification.

1.1.1. Les échantillons de STEP

Les prélèvements des effluents ont été réalisés lors de différentes campagnes à Clos de Hilde, aux points de prélèvements CHEB et CHET2, mentionnés dans le Chapitre II (Figure II.1). Pour chaque situation étudiée, plusieurs litres d'échantillon ont été nécessaires. Tous les prélèvements ont été réalisés en période de temps sec. Au retour de chaque mission de prélèvement, l'échantillon a été conservé à 20 ± 3°C et est oxygéné par bullage pendant quelques heures, assurant ainsi des conditions aérobies jusqu'au lancement des expériences.

1.1.2. Les échantillons du bouchon vaseux

Des prélèvements d'eau estuarienne de surface ont été effectués à mi-jusant. Dans le cadre de l'étude respirométrique des échantillons du milieu naturel, 2L d'eau ont été homogénéisés et aérés par bullage d'air continu pendant quelques heures avant le lancement des expériences, dans le but d'amener les échantillons au maximum de la saturation en oxygène. Ensuite, afin d'étudier l'influence des particules, nous avons prélevé de gros volumes (minimum 40 litres) et ainsi récolté un maximum de particules. Au retour de chaque mission, l'eau a été conservée à 20 ± 3°C pendant 1 à 2 jours, afin de laisser décanter les particules et ainsi récupérer le maximum de particules du bouchon vaseux. Afin de ne pas perturber les bactéries attachées aux particules, nous avons préféré la décantation à la centrifugation. Après avoir siphonné l'eau surnageante, les particules décantées ont été homogénéisées, puis 1 mL d'échantillon hyperturbide a été prélevé et séché à l'étuve dans une boîte de pétri préalablement pesée, pour déterminer sa teneur en MES. Les échantillons récoltés de cette manière ont des concentrations en MES supérieures à 100 g/L.

1.2. Mode opératoire

Pour ce travail, il a fallu procéder à des mises au point exploratoires et ces protocoles, développés pour les respirations et les incubations, sont détaillés ci-dessous.

1.2.1. Mise au point du protocole de respiration et dosage de l'oxygène dissous

Un protocole de respiration a été élaboré dans le but d'évaluer dans un premier temps, le taux de consommation en oxygène liée à la respiration dans des échantillons d'eau estuarienne turbide, et d'observer si celle-ci est différente d'un site à l'autre. Du fait d'une respiration relativement faible dans les échantillons de bouchon vaseux (Commarieu, 2007), la méthode d'analyse utilisée pour cette étude est le dosage chimique par la méthode **Winkler** (méthode optimisée par Carpenter, 1965) (annexe 5).

Ensuite, ce protocole de respiration a été adapté dans l'objectif d'évaluer le rôle catalyseur ou inhibiteur du bouchon vaseux à partir de mélanges effluents – bouchon vaseux. En raison d'une respiration beaucoup plus rapide due aux effluents, la teneur en oxygène est mesurée avec un **oxymètre**.

a. Respiration du bouchon vaseux et dosage de l'oxygène par Winkler

Environ 2 litres d'eau turbide ont été prélevés à Portets, Bordeaux, Libourne et Lamarque (Figure III.1) toujours en période de jusant (marée descendante), et en commençant par le point le plus en aval (Lamarque) et ainsi éviter de prélever une même masse d'eau en des points différents. Les caractéristiques physico-chimiques ont été mesurées sur site (salinité, température, MES et oxygène dissous) lors de chacune des missions. Avant le lancement des respirations, des aliquotes ont été prélevés afin de déterminer les teneurs initiales en COP, COD et NH_4^+. Ensuite, chaque série d'échantillon a été répartie de façon homogène dans 15 bouteilles à oxygène dissous (BOD) en verre, calibrées (Figure III.2). Les 5 premiers réplicats de chaque série sont fixés immédiatement par les deux réactifs R1 et R2 de Winkler (annexe 5) afin de déterminer la concentration initiale de chaque échantillon. Afin de limiter les échanges gazeux air/eau et la formation de bulles dans les BOD restantes, ces dernières ont été placées dans des flaconnages remplis d'eau à la même température que les échantillons, puis l'ensemble a été placé sur un système rotatif permettant de garder les particules en suspension et donc éviter la décantation. Chaque série de réplicats est retirée du système avant d'être fixée par les mêmes réactifs R1 et R2, **24 et 48 heures** après le début de l'incubation.

Une fois les derniers échantillons fixés (48h après le lancement de l'incubation), le dosage de l'oxygène peut être réalisé par la méthode Winkler. La précision de la méthode est de l'ordre de 1 µmol/L, soit moins de 1% de la saturation. Ainsi peut-on exprimer la concentration de l'oxygène dissous présent dans l'échantillon en fonction du temps pour chaque série étudiée. La diminution des teneurs en oxygène correspond donc à la vitesse de respiration des bactéries présentes dans l'échantillon.

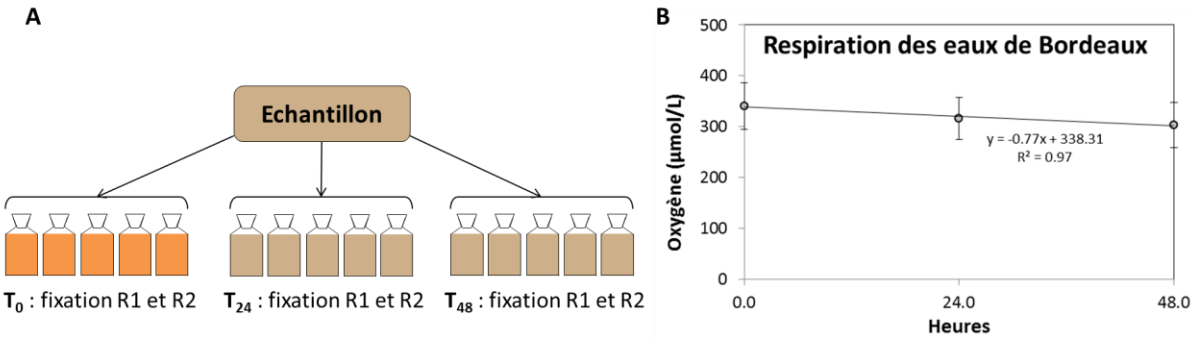


Figure III.2 : Procédure expérimentale pour la respiration des échantillons du milieu naturel (A) et exemple de concentrations en oxygène mesurées dans les eaux de Bordeaux (B) à différents intervalles de temps.

b. Respiration des effluents dans le bouchon vaseux et dosage de l'oxygène par oxymètre

Des essais préalables ont été réalisés sur des échantillons d'eaux brutes et d'eaux traitées prélevés instantanément à la STEP de Clos de Hilde. Les premiers résultats ont permis de voir que la consommation de l'oxygène dans de tels échantillons d'eau urbaine est très rapide (anoxie atteinte en quelques heures dans les eaux brutes). A partir de ces résultats, nous avons donc décidé de suivre la consommation en oxygène par oxymètre plutôt que par la méthode Winkler et d'incuber sur des périodes beaucoup plus courtes.

En raison des faibles teneurs initiales en oxygène, les effluents bruts et traités de Clos de Hilde ont été oxygénés durant une nuit avant l'expérience. Nous avons étudié la consommation d'oxygène dans des échantillons composés uniquement d'effluents (échantillons témoins) puis en parallèle, dans des échantillons composés d'un mélange d'effluents et de bouchon vaseux. Le taux de consommation en oxygène dépend fortement de la température et généralement l'activité bactérienne augmente avec celle-ci (Henze et al., 2002). Il est alors important de maintenir la température constante pendant toute l'expérience (20 ± 3°C, dans notre cas d'étude).

Pour cette étude, dans un premier temps, nous avons étudié le suivi de la consommation d'oxygène en mélangeant des volumes connus de bouchon vaseux et d'effluents (100% BV, 90% BV + 10% Effluent, 75% BV + 25% Effluent, 50% BV + 50% Effluent et 100% Effluent). Dans ce premier cas, les matières particulaires (MES et COP) et dissoutes (COD et NH_4^+) sont diluées dans les **mêmes proportions**. Dans un second temps, nous réalisons des mélanges en **ajoutant des quantités connues de MES du bouchon vaseux à l'effluent**, de sorte à atteindre des concentrations finales proches de 100 mg/L, 500 mg/L, 1 g/L et 3 g/L. Dans ce deuxième cas, il n'y a pas de dilution du matériel dissous par le bouchon vaseux car un très faible volume d'eau estuarienne est introduit (quelques µL à quelques mL) du fait d'une concentration de MES supérieure à 100 g/L (Figure III.3). Les teneurs en MES initiales dans

les effluents bruts étant supérieures à 100 mg/L, nous leur avons rajouté 100 mg, 500 mg, 1 g et 3 g de particules du bouchon vaseux. Ensuite, les différents échantillons ont été homogénéisés pendant près d'une heure, avant d'être répartis dans des BOD en verre calibrées. Des triplicats ont été réalisés pour chaque série étudiée. Chacune d'entre elle a été placée sur un système rotatif comme décrit précédemment. Des triplicats ont été retirés du système pour chaque pas de temps étudié avant analyse directe des teneurs en oxygène dans l'échantillon avec un oxymètre.

L'oxymètre utilisé est une sonde polarographique YSI 5000, composée d'une cathode en or et d'une anode en argent, au contact d'une solution d'électrolyte et recouvert d'une membrane. La sonde est calibrée avant chaque analyse et renseigne sur la concentration (mg/L) et le taux de saturation en oxygène (précision à ± 1%) ainsi que sur la température de l'échantillon (précision à ± 0.1°C). Le temps de la mesure, l'échantillon est homogénéisé à l'aide d'un barreau aimanté introduit dans la BOD juste avant la mesure.

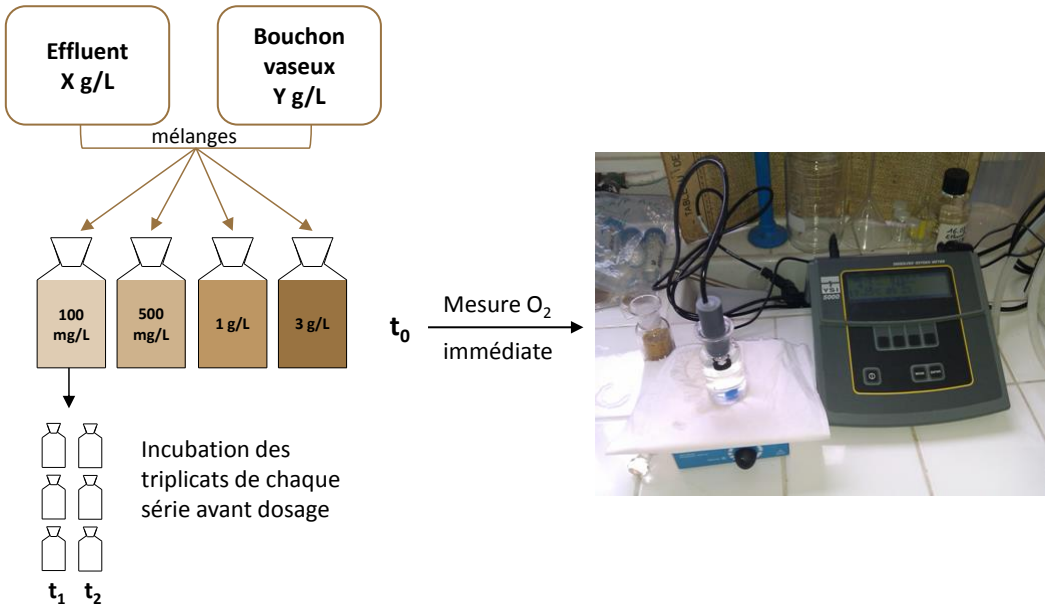


Figure III.3 : Procédure expérimentale pour l'incubation de mélange massique effluent-bouchon vaseux et mesure de l'oxygène par sonde YSI.

1.2.2. Mise au point du protocole d'incubation

La dégradabilité à long terme de la matière organique des effluents urbains de la CUB a été étudiée à partir de technique d'incubation, permettant de distinguer la part labile (biodégradable) de la part réfractaire (non biodégradable). De plus, grâce à cette technique, nous avons pu observer les processus de nitrification en jeu. Le but est d'étudier, tout comme pour la respirométrie, mais cette fois à plus long terme, l'influence des particules du bouchon

vaseux sur la vitesse de dégradation. Pour cela nous avons lancé différentes incubations avec, dans un premier cas, des **incubations « témoins »** avec des effluents et du bouchon vaseux séparés, puis en parallèle des **incubations d'effluents mélangés avec du bouchon vaseux** en différentes proportions massiques de MES (Figure III.4A). Concernant les mélanges, ils ont été réalisés à partir des concentrations initiales en MES dans les effluents et dans le bouchon vaseux concentré, de sorte à obtenir une concentration finale proche de 1 et 3 g/L.

Parmi les différentes méthodes qui existent pour mesurer la fraction biodégradable, il semble que les conditions aérobies soient préférables (Tusseau-Vuillemin et al., 2003). Une méthode plutôt physico-chimique a été développée par Namour & Müller (1998), consistant à diviser la matière organique en fractions hydrophiles et hydrophobes en passant les échantillons à travers différentes colonnes de résines (XAD-8, AGMP-50, A-21), avant et après 21 jours d'incubation. Cette méthode a permis de démontrer que la fraction hydrophobe de la matière organique résiduelle est la fraction la plus récalcitrante après 21 jours d'incubation et correspond à la substance humique, fraction également connue pour être réfractaire dans les processus d'hydrolyse (Namour & Müller, 1998). Le protocole choisi pour notre étude est proche d'une méthode alternative développée par Servais et al. (1995 ; Figure III.4B), où toutes les incubations ont été réalisées dans des conditions identiques : à l'obscurité et dans une pièce thermostatée (20 ± 3°C). Durant l'incubation, l'échantillon est homogénéisé à l'aide d'un barreau aimanté et oxygéné en continu par bullage d'air afin de maintenir des conditions d'aérobiose pendant la biodégradation. Pour éviter d'apporter une contamination en carbone par l'intermédiaire du bullage, l'air est mis à buller dans un bain d'eau distillé avant d'être injecté dans le système.

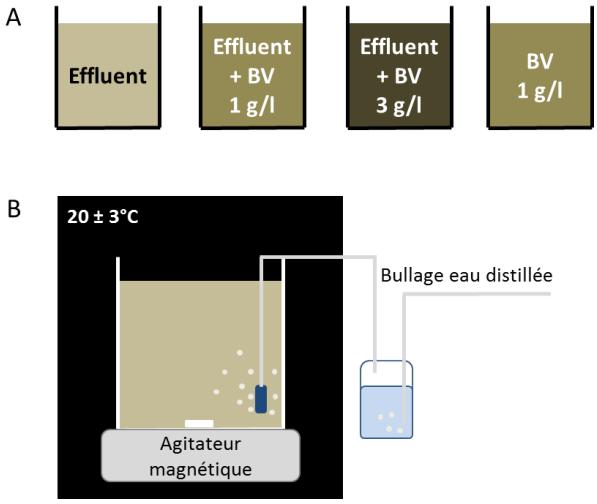


Figure III.4 : (A) Procédure expérimentale, effluent et bouchon vaseux seuls (témoins) et mélanges effluent + BV en différentes proportions massiques ; (B) conditions expérimentales appliquées.

Le volume initial des incubations est de 3 litres, permettant ainsi de prélever le volume nécessaire à l'analyse de COP, COD, NH_4^+, NO_2^- et NO_3^- lors de chaque sous-échantillonnage (environ 250 mL), mais aussi de sorte à ce que le volume restant ne soit pas trop faible. Le volume total prélevé représente ainsi près de 40% du volume initial. Le premier sous-échantillonnage (t_0) est effectué environ 1 heure après le début des incubations, afin que l'échantillon soit bien homogénéisé. Dans le cas de notre étude, le temps final d'incubation a été fixé à 30 jours (t_{30}). Cependant, cette période s'est parfois avérée trop courte car le palier de décroissance n'était pas entièrement atteint. Pourtant Servais et al (1989 ; 1995) ont estimé qu'une incubation de 30 jours est assez longue pour consommer toute la fraction biodégradable du COD, par exemple. Cette durée correspond aussi approximativement au temps de résidence des eaux dans la Garonne estuarienne pendant la période estivale.

Cette approche expérimentale nous permet ainsi de déterminer en parallèle les fractions biodégradables du carbone organique particulaire et dissous, calculées par différence des concentrations respectives en COP et en COD mesurées en début (t_0) et en fin d'incubation (t_{30}), selon l'équation suivante :

$$\textbf{\% CO minéralisé} = (\textbf{CO } t_0 - \textbf{CO } t_{30}) \,/\, \textbf{CO } t_0$$

Les valeurs mesurées en fin d'incubation au bout de 30 jours peuvent être définies comme la fraction réfractaire du COP (COPR) et du COD (CODR). Le carbone organique total (COT) dans l'échantillon est calculé comme étant la somme du COP et du COD en début d'incubation, et la fraction biodégradable comme étant la somme du COP et du COD biodégradable.

De plus, les analyses des sels nutritifs azotés (NH_4^+, NO_2^- et NO_3^-) ont permis de mettre clairement en évidence les processus de nitrification qui ont lieu au cours des incubations, dans un environnement constamment oxygéné.

1.3. Outils statistiques

Afin d'interpréter les facteurs qui contrôlent la vitesse de consommation d'oxygène, nous avons effectué une analyse statistique des données pour étudier la distribution de la respiration dans le milieu estuarien et mieux évaluer les facteurs générant cette respiration.

Dans un premier temps, nous avons comparé les valeurs des paramètres mesurés *in situ* au moment des prélèvements (température, salinité et oxygène dissous), ainsi que les matières en suspension selon les stations étudiées (Portets, Bordeaux, Libourne et Lamarque), grâce à une

analyse de variance (ANOVA). De plus, des tests de comparaison de moyennes deux à deux ont été utilisés pour identifier les différences entre les moyennes ($p<0.01$) et étudier comment les MES, le COP, le COD et l'NH_4^+ influencent la consommation d'oxygène. Dans un second temps, nous avons effectué des ANOVA sur les échantillons composés d'un mélange effluent-bouchon vaseux en différentes proportions, dans le but de voir si l'ajout de particules a une influence significative sur le taux de consommation en oxygène. Dans ce qui suit, nous nous référons à « significativement différents », lorsque les tests sur les données sont significatives ($p<0.05$).

En complément de ces résultats, nous avons étudié la relation entre la vitesse de respiration et les autres paramètres analysés à partir de régressions linéaires (Figure III.6) et d'analyses multivariée.

2. Résultats

2.1. Distribution de la respiration dans le milieu naturel

2.1.1. Caractéristiques des sites étudiés

Les caractéristiques physico-chimiques (température, salinité, matières en suspension et oxygène dissous) sont présentées dans le tableau suivant (Tableau III.2). Les températures ne présentent pas de différences significatives d'un site à l'autre, et sont comprises entre 17.1 et 25.6°C sur l'ensemble des journées de prélèvement (Tableau III.2). Les teneurs en MES témoignent de la remontée du bouchon vaseux en été dans la partie amont de l'estuaire, avec des concentrations significativement plus élevées aux stations fluviales (entre 2.4 et 5.8 g/L en moyenne) par rapport à la station de Lamarque (0.4 g/L en moyenne). Les conditions de désoxygénation des eaux sont modérées, et bien qu'il n'y ait pas de différences significatives entre les stations fluviales, les teneurs en oxygène les plus faibles sont mesurées à Bordeaux (en moyenne de 5.7 mg/L, soit 65% de saturation) (Tableau III.2).

Les teneurs en COP, COD et NH_4^+ ont également été déterminés avant le lancement des respirations (Tableau III.2). Les valeurs en COP obtenues sont caractéristiques du bouchon vaseux, avec en moyenne 1.5% de COP associé aux particules (Etcheber, 1983 ; Veyssy et al., 1999 ; Etcheber et al., 2007). Les concentrations en COP exprimées en mg/L sont néanmoins significativement inférieures à Lamarque comparé aux autres stations fluviales qui ne présentent pas de différences entre elles (Tableau III.2). Le COD présente des teneurs

moyennes (2.6 mg/L) représentatives de celles habituellement rencontrées dans l'estuaire (Etcheber, 1986 ; Abril et al., 2002). Bien que les concentrations en NH_4^+ ne présentent pas de différences significatives en fonction des stations, c'est à Bordeaux que la teneur moyenne est la plus élevée (8.3 µmol/L), témoin de l'influence des rejets urbains. Toutefois, l'ensemble des teneurs en NH_4^+ se situent dans la gamme de valeurs obtenues dans l'estuaire (IFREMER, 1994).

Tableau III.2 : Les moyennes (± écart-type), minimum-maximum des différents paramètres physico-chimiques et des concentrations initiales en COP, COD et NH_4^+ des quatre sites étudiés (Portets, Bordeaux, Libourne, Lamarque).

Stations	Salinité	Temp. (°C)	MES (g/L)	O_2 (mg/L)	O_2 (% sat.)	COP %	COP (mg/L)	COD (mg/L)	NH_4^+ (µmol/L)
Portets	0.1±0.0	22.8±2.8	2.4±1.4	6.2±1.4	71.2±7.8	1.5±0.1	35.5±14.5	2.6±0.1	4.4±0.6
	0.1-0.1	17.1-25.6	0.9-5.5	4.8-7.8	56.4-80.9	1.3-1.6	12.2-49.3	2.4-2.7	3.4-4.8
Bordeaux	1.0±0.4	22.5±2.3	3.6±1.9	5.7±0.7	65.0±5.4	1.6±0.1	72.5±25.0	2.6±0.2	8.3±4.9
	0.5-1.7	17.6-24.6	0.7-6.0	4.5-6.7	53.7-70.1	1.5-1.7	35.3-102.3	2.5-3.0	2.5-15.8
Libourne	0.3±0.2	22.1±2.7	5.8±3.9	6.4±0.8	72.4±5.1	1.4±0.0	124.0±58.3	2.7±0.3	4.1±1.4
	0.1-0.5	16.8-25.0	1.7-14.7	5.5-7.7	63.5-79.1	1.4-1.5	75.6-219.8	2.3-3.0	2.1-5.3
Lamarque	5.0±1.5	22.2±2.5	0.4±0.2	7.2±0.4	82.4±2.5	1.5±0.1	8.2±3.0	2.6±0.3	1.8±0.3
	3.1-7.7	17.3-25.0	0.1-0.8	6.7-8.0	78.1-86.3	1.4-1.7	3.35-11.2	2.2-3.0	1.3-2.1

2.1.2. Estimation de la consommation d'oxygène par la respiration dans le milieu naturel

Suite aux résultats obtenus après le dosage par la méthode Winkler, nous avons comparé les vitesses de respiration en fonction des stations (test de Student). Nous observons que la respiration est significativement plus faible à Lamarque (0.37 µmol/L/h en moyenne) comparée à Portets (0.60 µmol/L/h), Libourne (0.76 µmol/L/h) et Bordeaux (0.78 µmol/L/h). Cependant, bien que les respirations les plus élevées soient enregistrées à Bordeaux, il n'y a pas de différence significative avec les deux autres stations fluviales, Libourne et Portets (Figure III.5).

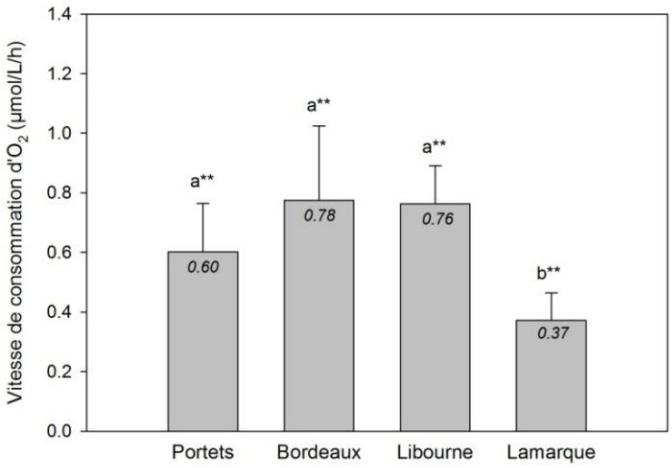


Figure III.5 : Comparaison des consommations d'oxygène en fonction des stations étudiées. Les valeurs indiquées correspondent aux respirations moyennes et les barres aux écart-types. Les stations qui ne sont pas reliées par la même lettre (a, b) sont significativement différentes ($p<0.001^{**}$).

Globalement, les corrélations sont bonnes ($p<0.01$) entre la respiration, et d'une part les MES (Figure III.6A), d'autre part l'NH_4^+ (Figure III.6B) et enfin le COP (Figure III.6C), tandis qu'il n'y a aucune relation avec le COD (Figure III.6D). Il apparaît donc que les teneurs en MES (et donc en COP) et les concentrations en NH_4^+ contrôlent l'intensité de la respiration dans cette zone. Ceci indique un effet simultané des rejets urbains, qui ont un impact sur la teneur en NH_4^+ et du bouchon vaseux. Les proportions de mélange entre rejets d'effluents et eau de la Garonne (Chapitre II) indiquent que, en période estivale, les effluents représentent moins de 2% du débit de la Garonne, mais apportent 17 fois plus de NH_4^+ et seulement 4% des apports de COD.

Aussi, nous pouvons distinguer sur chacun des graphiques un « pool » correspondant à la station de Lamarque, qui présente les plus faibles respirations compte tenu de ses eaux moins turbides (MES < 1 g/L) et moins chargées en carbone organique et en ammonium. Concernant les autres stations fluviales (Portets, Bordeaux et Libourne), les tests statistiques n'ont montré aucune différence significative. De ce fait, les données obtenues pour les vitesses de respiration présentent une plus grande variabilité.

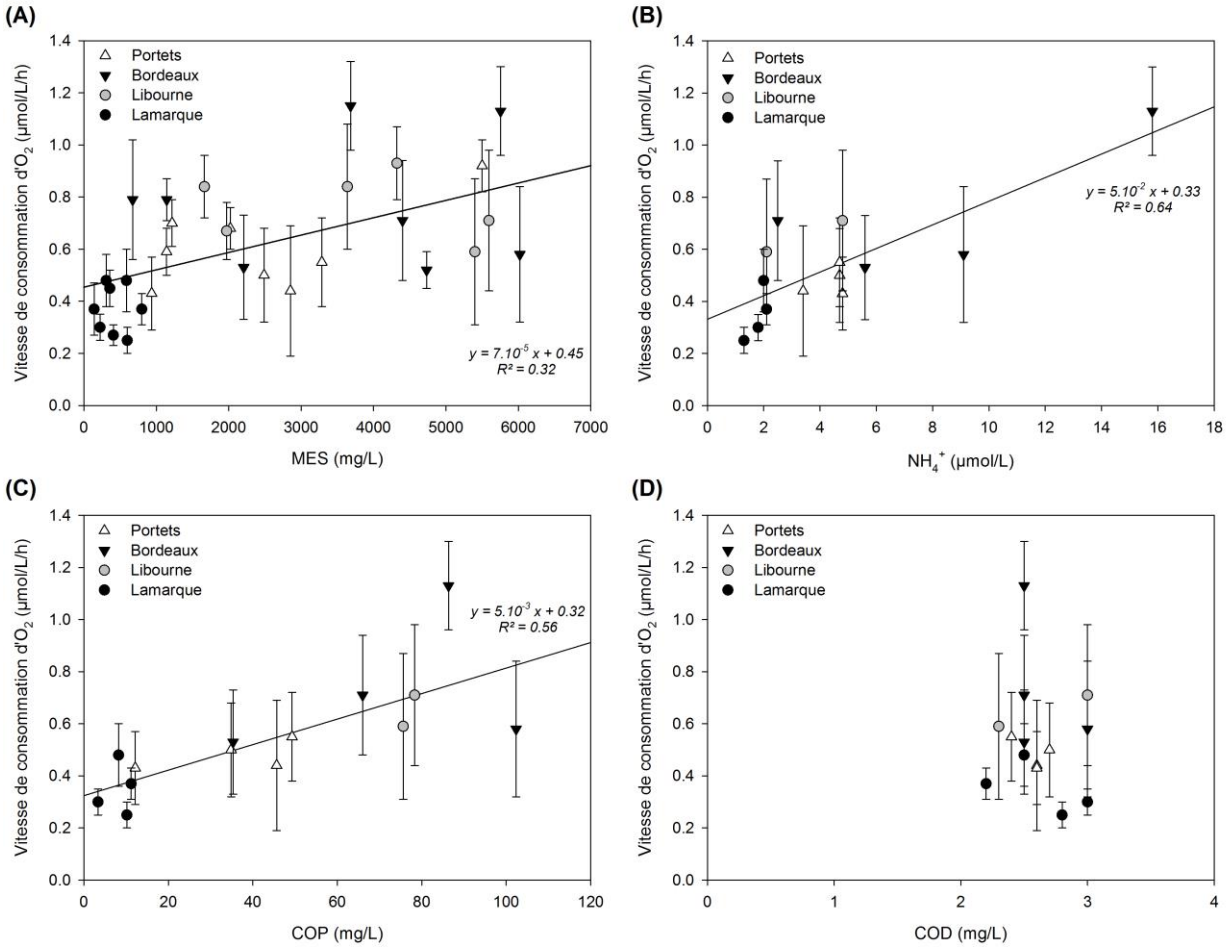


Figure III.6 : Evolution de la vitesse moyenne de consommation d'oxygène (µmol/L/h) en fonction de la teneur en MES (A), en NH_4^+ (B), en COP (C) et en COD (D), à Portets et Bordeaux (Garonne), Libourne (Dordogne) et Lamarque (estuaire central).

2.2. Respiration des effluents dans les eaux estuariennes lors de mélanges en proportions « volumiques »

Afin d'évaluer l'impact des rejets d'effluents sur l'oxygénation des eaux de la Garonne, nous avons réalisé des mélanges effluents-bouchon vaseux dans des proportions différentes. Les effluents sont des échantillons d'eaux traitées prélevés le 23 avril 2012 à la STEP de Clos de Hilde. Cette expérience respirométrique a été réalisée suite à une légère remontée du bouchon vaseux (MES > 2 g/L) en cette période du fait de conditions météorologiques favorables et d'une baisse des débits (Q < 300 m^3/s). Pour cette expérimentation, les deux méthodes analytiques par Winkler et par oxymètre (sonde YSI) sont employées pour doser la consommation d'oxygène en fonction des proportions de mélange (Tableau III.3). L'ensemble des résultats obtenus est présenté en annexe 6.

Tableau III.3 : Méthode analytique et temps d'incubation des différents mélanges d'eau traitée et d'eau turbide (bouchon vaseux) réalisés lors du suivi de l'oxygène par respiration (Coularis, 2012).

Bouchon vaseux	0%	50%	75%	90%	100%
Eaux Traitées	100%	50%	25%	10%	0%
Méthode analytique	Sonde	Sonde	Sonde	Winkler	Winkler
Temps d'incubation	6h	12h	12h	24h	48h
Aliquotes	0-3h-6h	0-6h-12h	0-6h-12h	0-12h-24h	0-24h-48h
Réplicats	2	3	3	3	4

L'évolution du taux de consommation en oxygène dissous est mesurée en fonction de chaque mélange (Figure III.7 ; Tableau III.4). Nous observons que la respiration croit linéairement (r^2=0.97, p=0.002) quand la proportion d'effluent introduit dans le mélange augmente. Ainsi, la consommation en oxygène la plus faible est mesurée dans l'eau estuarienne (0% d'eau traitée) avec une valeur moyenne de 0.6 µmol/L/h, tandis que la consommation la plus importante est mesurée dans l'effluent seul (100% d'eau traitée) avec un taux moyen de 4.2 µmolO_2/L/h.

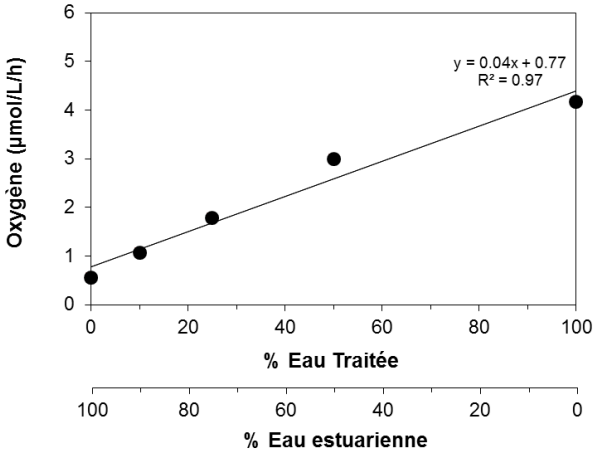


Figure III.7 : Taux de consommation en oxygène (µmol/L/h) en fonction du pourcentage d'effluent traité mélangé avec l'eau estuarienne.

Bien que les proportions de mélange utilisées ne reflètent pas celles rencontrées dans la Garonne estuarienne, cette expérience nous a permis d'observer l'effet de dilution induit par de tels mélanges et la prédominance de la matière dissoute et particulaire issue des rejets (COD et NH_4^+). Plus l'apport d'eau usée au milieu naturel est important, plus le taux de consommation en oxygène augmente, ceci indépendamment de la quantité de MES issue du bouchon vaseux. Il n'y a donc pas, du moins à cette échelle de temps courte, d'effet des MES en tant que support de développement pour les bactéries, comme des études précédentes (Hollibaugh et al., 2000, Crump et al., 1998) le laissaient supposer.

Tableau III.4 : Teneurs en MES et taux de consommation en oxygène lors des respirations (R ± écart-type) en fonction des différents mélanges volumiques réalisés entre l'Eau Traitée (ET) et l'eau turbide du bouchon vaseux (BV).

% ET	% BV	MES mg/L	R ± SD µmol/L/h
100	0	8.5	4.2 ± 0.2
50	50	95.5	3.0 ± 0.4
25	75	143.3	1.8 ± 0.3
10	90	171.9	1.1 ± 0.2
0	100	191.0	0.6 ± 0.1

2.3. Respiration des effluents dans les eaux estuariennes lors de mélanges en différentes proportions de MES

Regardons dans un premier temps comment évolue la consommation en oxygène dans les échantillons composés uniquement d'eaux brutes (n=3 ; Figure III.8A) ou d'eaux traitées de Clos de Hilde (n=6 ; Figure III.8B). Les différents résultats sont présentés en annexe 6.

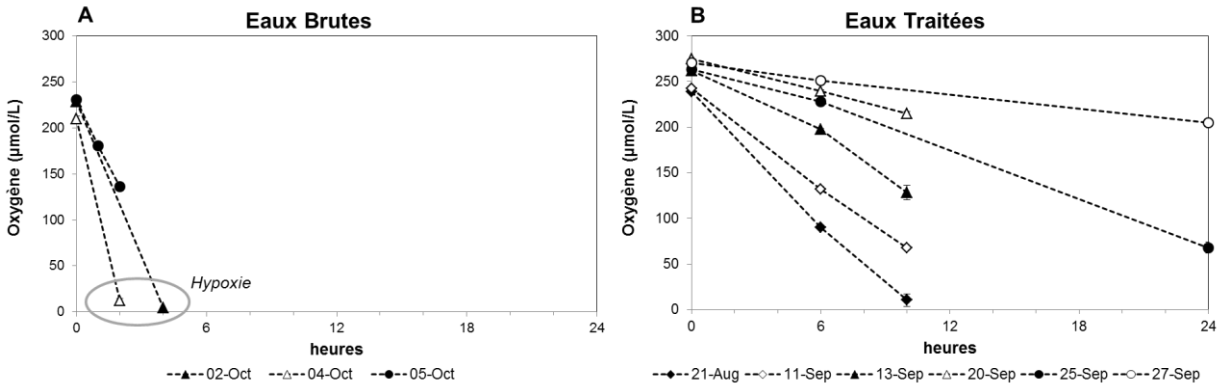


Figure III.8 : Evolution des teneurs en oxygène dissous (µmol/L) mesurées par oxymètre à différents intervalles de temps (heures), dans les eaux brutes (A) et les eaux traitées (B) de Clos de Hilde.

Concernant la respiration dans les **eaux brutes**, nous observons des consommations en oxygène extrêmement rapides avec apparition de l'hypoxie (<1 mg/L) en seulement quelques heures pour les échantillons du 02 et 04 octobre 2012. Le milieu est très probablement perturbé dans ces derniers car les teneurs en oxygène sont inférieures à la concentration critique en oxygène dissous (concentration minimale en oxygène nécessaire pour que ce paramètre ne soit pas limitant). En pratique, cette valeur critique dépasse rarement 15.5-31 µmolO_2/L pour la dégradation du matériel organique et 31-62 µmolO_2/L pour les processus de nitrification (Van Haandel & Van der Lubbe, 2007). Seule l'incubation des eaux brutes du 05 octobre reste donc interprétable avec une valeur de respiration de 47.4 µmolO_2/L/h (Figure III.A ; Tableau III.5).

Tableau III.5 : Teneurs en MES, COP, COD et NH_4^+, ainsi que les taux de consommation en oxygène lors des respirations (R ± écart-type) par mélanges massiques d'eaux brutes (EB), avec et sans BV (échantillons du 05 octobre).

Echantillon	MES mg/L	COP mg/L	COD mg/L	NH_4^+ mmol/L	R ± SD µmol/L/h
EB	299.2	114.1	24.0	3.2	47.4±1.3
EB+100mg BV	386.1	111.0	20.8	3.2	48.3±1.0
EB+500mg BV	773.7	116.1	22.5	3.2	42.4±0.7
EB+1g BV	1336.0	145.1	21.9	3.3	51.6±**0.6**
EB+3g BV	3400.0	149.4	20.8	2.5	40.3±0.5

A l'inverse, dans les **eaux traitées**, le temps d'incubation est plus long (6 heures minimum) et nous atteignons rarement des teneurs finales en oxygène proches de l'anoxie (Figure III.8). Le taux de consommation en oxygène dans l'eau traitée est environ 6 fois plus faible que dans les eaux brutes, de l'ordre de 8 µmolO_2/L/h. Toutefois, l'hétérogénéité de ces échantillons explique les différences observées, avec par exemple un taux de consommation environ 6 fois plus important pour l'échantillon du 21/08/12 (19.4 µmolO_2/L/h) comparé à l'échantillon du 27/09/12 (2.7 µmolO_2/L/h).

Nous n'observons aucun effet de l'ajout de particules du bouchon vaseux sur les vitesses de respiration des mélanges. Quelle que soit la quantité de MES ajoutée, ce matériel estuarien étant pauvre en matière organique particulaire biodégradable (Etcheber et al. 2007), il n'affecte pas les teneurs en COP, COD et en NH_4^+ dans les mélanges, ces dernières étant dominées par la contribution de l'eau usée (Tableaux III.5 et III.6).

Tableau III.6 : Teneurs moyennes en MES, COP, COD et NH_4^+ (± écart-type) et taux de consommation en oxygène (R ± écart-type) pour l'ensemble des respirations réalisées par mélanges massiques d'eaux traitées (ET), avec et sans bouchon vaseux (BV).

Echantillon	MES ± SD mg/L	COP ± SD mg/L	COD ± SD mg/L	NH_4^+ ±SD mmol/L	R ± SD µmol/L/h
ET	20.6±12.1	7.4±5.1	10.3±3.4	1.9± 1.0	8.0±0.3
ET+100mg BV	130.3±32.7	10.2±4.5	10.5±3.0	2.4±1.3	10.3±0.3
ET+500mg BV	498.6±25.8	14.4±4.3	9.9±2.8	2.4±1.3	10.3±0.3
ET+1g BV	958.8±179.8	20.2±5.6	9.9±2.6	2.4±1.3	10.0±0.2
ET+3g BV	3005.7±129.5	44.3±9.0	9.4±2.8	2.3±1.3	9.5±0.2

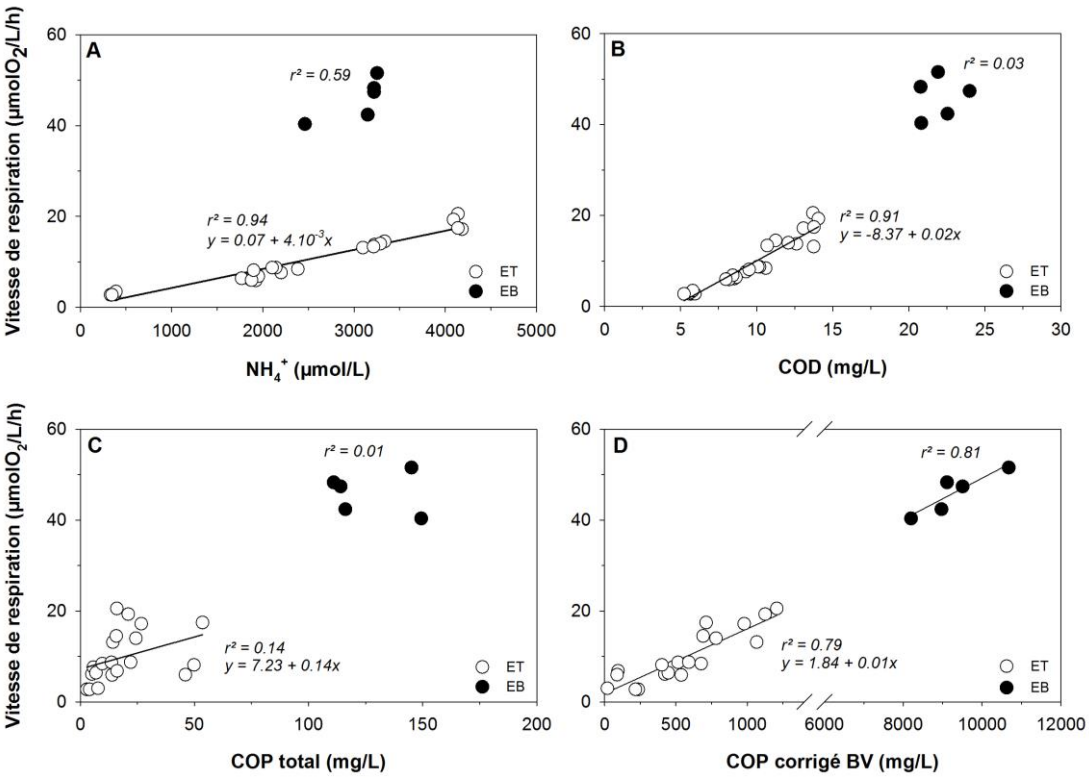


Figure III.9 : Vitesses de respiration de l'oxygène dissous (µmol/L/h) en fonction des teneurs en NH_4^+ (A), COD (B), COP total (C) et COP corrigé en retirant la part du bouchon vaseux (D), lors des respirométries avec les eaux brutes (EB, points noirs) et les eaux traitées (ET, points blancs).

Les vitesses de respiration sont en moyenne quatre fois plus faibles dans les eaux traitées que dans les eaux brutes. Dans les eaux traitées, la respiration est comprise entre 8.0 et 10.3 $\mu molO_2/L/h$ et ne présente pas de différences significatives en fonction de la quantité de bouchon vaseux ajouté. De plus, toutes les corrélations établies entre les vitesses de respiration et les paramètres dissous COD et NH_4^+ sont bonnes ($r^2>0.9$; $p<0.0001$), témoin que la respiration dans l'échantillon composite dépend de la disponibilité de ces éléments dissous contenus dans l'effluent. La pente de la droite est plus importante pour le COD comparé à celle de l'NH_4^+, donnant une indication sur la contribution relative de chacun (minéralisation de la MO et nitrification).

Concernant le COP, nous avons dans un premier temps considéré le COP total contenu dans l'échantillon (Figure III.9C) et dans un second temps ($COP_{corrigé}$) nous avons lui soustrait le COP provenant de l'ajout du bouchon vaseux (Figure III.9D) puisque celui-ci est réfractaire. La vitesse de respiration ne présente aucune relation en fonction du COP_{total} présent dans l'échantillon (Figure III.9C), aussi bien dans les eaux brutes ($r^2=0.01$; $p=0.84$) que traitées ($r^2=0.14$; $p=0.10$). Ceci est dû à l'apport des particules du bouchon vaseux dont le COP est majoritairement réfractaire. Cependant, si nous prenons seulement en compte le COP provenant de l'eau urbaine brute ou traitée (corrigé du COP du bouchon vaseux ; Figure III.9D), la corrélation est bonne dans les eaux brutes ($r^2=0.81$; $p<0.05$) et dans les eaux

traitées (r^2=0.79 ; p<0.0001), témoin de la labilité du matériel particulaire issu des effluents. Ainsi, il apparaît que c'est en grande majorité la quantité de matières consommatrices d'oxygène, c'est à dire le COP biodégradable, le COD et le NH_4^+ issus tous les trois en grande majorité des effluents, qui conditionnent la respiration des mélanges. Aucun effet de MES en tant que support de bactéries et favorisant potentiellement l'activité hétérotrophe et nitrifiante, n'est observé sur la respiration.

2.4. Dégradation des effluents dans le bouchon vaseux par incubation

Dans ce paragraphe nous nous intéressons à la dégradation à plus long terme (1 mois) des effluents dans le bouchon vaseux ; nous vérifions aussi si à cette échelle de temps, l'ajout de particules du bouchon vaseux a une influence sur les cinétiques de dégradation de la MO ou de la nitrification.

2.4.1. Dégradabilité de la fraction organique

Afin d'estimer la fraction de COD et de COP dégradable, Servais et al. (1995) ont proposé une procédure simple basée sur un bilan de carbone au cours d'expériences en batch. Cette procédure a donc appliquée sur des eaux brutes et traitées de la STEP de Clos de Hilde, ainsi que sur des eaux estuariennes prélevées au sein de la TMZ en période d'étiage.

a. Cas des eaux naturelles

Avant d'étudier l'effet des particules du bouchon vaseux sur le devenir des effluents, il est intéressant de savoir comment évolue le matériel organique présent naturellement dans les eaux de la Garonne durant 30 jours d'incubation. Dans les eaux estuariennes de la Gironde, il a été démontré que le matériel phytoplanctonique, qui représente au maximum 10% des apports totaux de MO particulaire (Veyssy et al., 1999), constitue un substrat préférentiel pour la population de bactéries hétérotrophes du bouchon vaseux par rapport à la MO essentiellement d'origine continentale et majoritairement réfractaire (Lemaire et al., 2002).

Pour cette étude, nous avons suivi l'évolution des MES, du COP, du COD et du COT sur quatre incubations composées uniquement d'eaux turbides prélevées en Garonne à différentes journées (Figure III.10). Il est nécessaire de suivre leur évolution étant donné que ces mêmes échantillons de bouchon vaseux ont été utilisés lors des mélanges avec les effluents urbains. L'ensemble des paramètres analysés lors de ces expérimentations sont présentés en annexe 7.

Bien que les échantillons du mois de mars présentent les plus faibles concentrations en MES (840 mg/L), nous pouvons considérer que les teneurs sont caractéristiques du bouchon vaseux (500 mg/L à >1 g/L en moyenne). A l'issue des 30 jours d'incubation, ces teneurs ont diminué de façon non significative pour atteindre une moyenne de 0.95 g/L, soit une perte évaluée à quelques %.

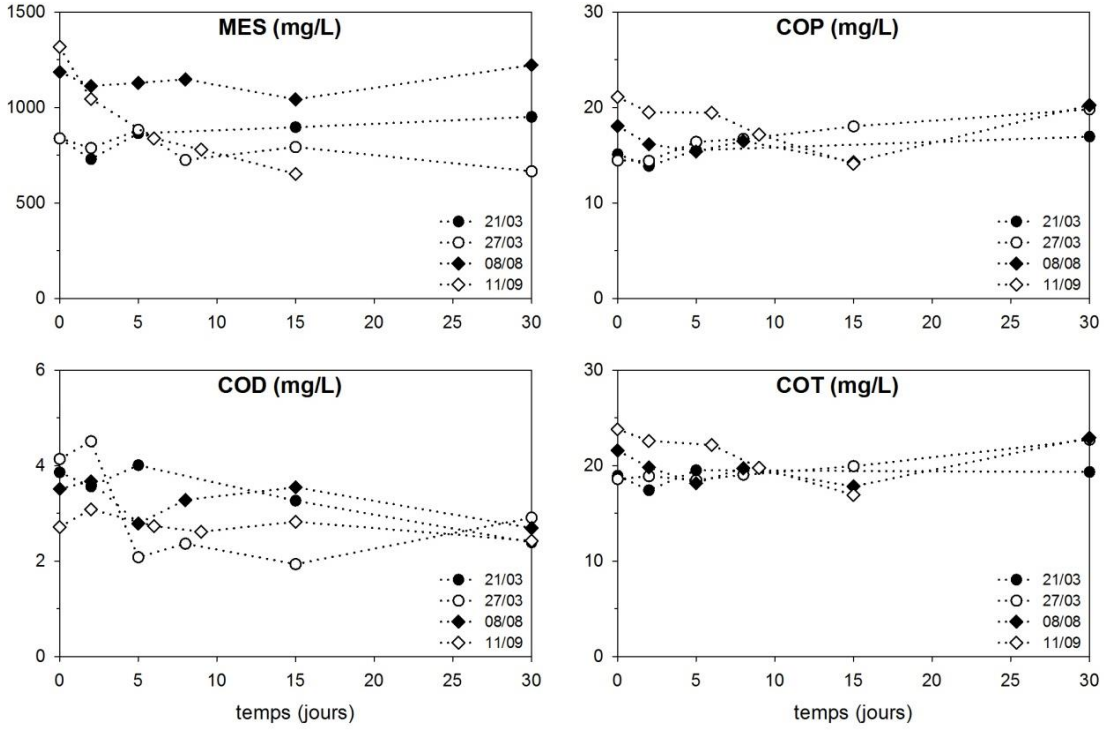


Figure III.10 : Evolution des teneurs en MES, COP, COD et COT (mg/L) dans les différents échantillons de bouchon vaseux, durant 30 jours d'incubation.

La concentration initiale en COP est de 17 mg/L (entre 14 et 21 mg/L ; Figure III.10) avec un pourcentage de COP associé aux particules (1.7% en moyenne) caractéristique du bouchon vaseux (1.5% dans Etcheber, 1983 ; Veyssy et al., 1999 ; Etcheber et al., 2007). Bien que la différence ne soit pas significative, la teneur moyenne en COP après 30 jours est de 19 mg/L (entre 17 et 20 mg/L ; Figure III.10), et cette légère augmentation peut être en partie expliquée par un échange entre la phase dissoute et particulaire suite à la décomposition de la MO, comme cela a déjà été démontré (Middelburg & Herman, 2007). Dans l'ensemble, l'évolution du COP dans le bouchon vaseux confirme son caractère réfractaire.

En ce qui concerne la fraction dissoute, la concentration moyenne en COD en début d'incubation est de 3.6 mg/L (entre 2.7 et 4.1 mg/L ; Figure III.10). Ces valeurs sont toutefois légèrement supérieures à celles rencontrées dans la littérature, comprises entre 1.7 et 2.5 mg/L (Etcheber, 1986 ; Abril et al., 2002). Au bout de 30 jours d'incubation, la teneur moyenne en COD est 2.6 mg/L (Figure III.10), soit une perte de carbone organique labile de près de

1.0mg/L, ce qui représente 28% de la valeur initiale moyenne. Ces expériences n'ont pas permis d'estimer l'adsorption du COD qui peut avoir lieu durant les premiers jours d'incubation (Volk et al., 1994) et générer un passage du dissous au particulaire. La perte en COD représente moins de 5% de la concentration en COP et par conséquent il est possible que ces phénomènes soient une perte significative pour le COD mais pas un gain pour le COP.

Etant donné que la part de COP est plus importante dans les échantillons, le COT présente donc les mêmes tendances évolutives au cours des incubations. Ainsi, la concentration moyenne initiale est de 20.7 mg/L et augmente légèrement en fin d'incubation pour atteindre 21.6 mg/L. La MO dans l'estuaire central est plutôt réfractaire (Lin & Etcheber, 1994 ; Etcheber et al., 2007, avec une dégradabilité inférieure à 10%, qui selon nos expériences, provient essentiellement de la minéralisation de la fraction organique dissoute.

b. Cas des eaux brutes

Au total, neuf incubations ont été réalisées à partir d'échantillons d'eaux brutes (STEP Clos de Hilde) entre le mois de mars et le mois de septembre 2012 :

- eaux brutes seules ;
- eaux brutes et bouchon vaseux à 1g/L ;
- eaux brutes et bouchon vaseux à 3g/L.

Dans ce paragraphe sont présentées les évolutions des paramètres carbonés tels que le COP, le COD et le COT (Figure III.11). L'ensemble des paramètres analysés est présenté en annexe 7.

En raison d'une hétérogénéité démontrée précédemment, les concentrations initiales en COP, en COD et donc en COT diffèrent en fonction de la journée d'échantillonnage. Les moyennes en COP ont été déterminées après avoir soustrait la part de COP liée aux particules du bouchon vaseux. A noter la différence d'échelle sur l'axe du COP et du COT pour cette période d'incubation (Figure III.11). Les teneurs initiales en COT sont comprises entre 86 et 155 mg/L lors des deux premières incubations (mars et août), pour atteindre jusqu'à 343 mg/L lors de l'incubation du 11/09. En décomposant le COT, nous constatons que les tendances observées suivent principalement celles du COP qui représente entre 79 et 90% du COT (Figure III.11).
Chacune de ces incubations évolue suivant une exponentielle décroissante du type :

$$\mathbf{CO = CO_{(0)}.e^{-k.t} + COR}$$

Avec CO, la concentration en COP, COD ou COT exprimée en mg/L et $CO_{(0)}$ correspondant à l'ordonnée à l'origine ($COP_{(0)}$, $COD_{(0)}$ ou $COT_{(0)}$). La courbe représentant cette relation décroît jusqu'à une valeur seuil dite « réfractaire » COR (plateau : COPR, CODR ou COTR) avec une cinétique « k » d'ordre 1 ($jours^{-1}$). Chacun de ces coefficients est présenté dans le tableau III.7 pour les différents échantillons incubés, en distinguant les différents paramètres carbonés. Le

terme réfractaire est utilisé bien que le matériel continu à se dégrader très lentement dans le milieu, même au-delà de 30 jours.

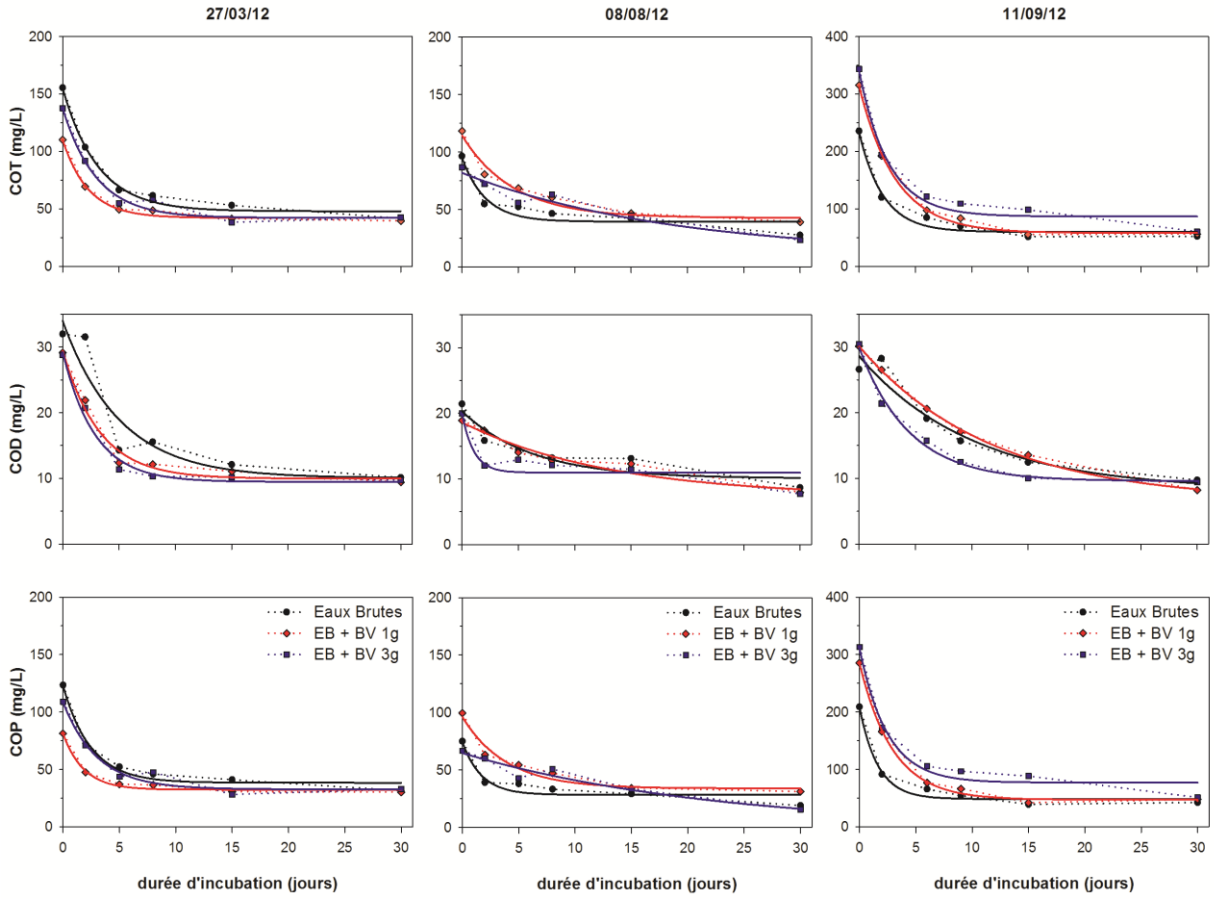


Figure III.11 : Evolution des teneurs en COT, COD et COP (mg/L) en fonction de la durée d'incubation (jours) lors des incubations d'eaux brutes seules (rond noir), du mélange eaux brutes-bouchon vaseux à 1g/L (losange rouge) et du mélange à 3g/L (carré bleu) ainsi que les courbes de décroissances exponentielles associées.

Concernant la dégradabilité du COT, nous constatons que globalement le plateau est atteint au bout de 10 jours d'incubation (Figure III.11). La valeur de ce plateau, correspondant à la fraction de COT considérée comme réfractaire, est comprise entre 42 et 48 mg/L pour les incubations de mars et d'août (Tableau III.7). Elle est légèrement plus élevée pour la troisième incubation (entre 60 et 87 mg/L) du fait que l'échantillon soit initialement plus riche en carbone organique. Ainsi pouvons-nous estimer le pourcentage de **COT minéralisé** au cours de ces incubations, qui est compris entre **60%** (EB du 08/08) et **81%** (EB+BV1g du 11/09). Il est difficile de dire si les différences obtenues ici sont significatives car nous ne pouvons pas effectuer de tests statistiques en raison d'un nombre d'incubations restreint.

Tableau III.7 : Coefficients et écart-types des équations exponentielles décroissantes obtenues pour les paramètres COT, COD et COP lors de chaque incubation d'eaux brutes (EB), seule ou mélangée avec du bouchon vaseux (BV). Toutes les équations sont significatives ($p<0.05$). Les valeurs grisées sont considérées comme aberrantes.

COT		**$COT_{(0)}$**	**± se**	**k**	**± se**	**COTR**	**± se**	**r^2**
27/03/12	EB	106.94	± 6.43	0.32	± 0.05	47.91	± 3.91	0.99
	EB+BV 1g	67.75	± 3.49	0.44	± 0.06	42.21	± 1.90	0.99
	EB+BV 3g	95.26	± 7.41	0.33	± 0.06	42.23	± 4.44	0.98
08/08/12	EB	55.55	± 10.91	0.47	± 0.24	39.41	± 5.81	0.90
	EB+BV 1g	71.72	± 7.64	0.22	± 0.06	42.76	± 5.34	0.97
	EB+BV 3g	71.51	± 23.25	0.05	± 0.04	10.38	± 25.24	0.94
11/09/12	EB	173.50	± 14.00	0.47	± 0.10	59.88	± 7.21	0.98
	EB+BV 1g	256.10	± 7.60	0.31	± 0.02	57.89	± 4.64	0.99
	EB+BV 3g	253.10	± 22.64	0.38	± 0.09	86.84	± 12.61	0.98
COD		**$COD_{(0)}$**	**± se**	**k**	**± se**	**CODR**	**± se**	**r^2**
27/03/12	EB	23.94	± 5.02	0.19	± 0.10	10.04	± 3.68	0.88
	EB+BV 1g	19.53	± 1.69	0.31	± 0.07	9.95	± 1.04	0.98
	EB+BV 3g	19.78	± 1.48	0.35	± 0.07	9.45	± 0.87	0.98
08/08/12	EB	10.24	± 2.29	0.16	± 0.09	10.07	± 1.84	0.87
	EB+BV 1g	11.37	± 2.15	0.08	± 0.04	7.26	± 2.29	0.95
	EB+BV 3g	9.02	± 2.56	0.96	± 0.96	10.95	± 1.18	0.81
11/09/12	EB	20.45	± 3.47	0.09	± 0.04	8.18	± 3.40	0.94
	EB+BV 1g	23.59	± 0.63	0.08	± 0.01	6.52	± 0.65	0.99
	EB+BV 3g	20.37	± 1.07	0.23	± 0.03	9.58	± 0.74	0.99
COP		**$COP_{(0)}$**	**± se**	**k**	**± se**	**COPR**	**± se**	**r^2**
27/03/12	EB	83.99	± 6.30	0.40	± 0.08	38.35	± 3.53	0.98
	EB+BV 1g	48.56	± 3.23	0.54	± 0.09	32.36	± 1.66	0.98
	EB+BV 3g	75.50	± 7.37	0.33	± 0.08	32.71	± 4.45	0.97
08/08/12	EB	45.96	± 8.57	0.59	± 0.30	28.37	± 4.30	0.91
	EB+BV 1g	62.17	± 7.37	0.26	± 0.07	33.97	± 4.87	0.96
	EB+BV 3g	55.99	± 28.44	0.04	± 0.04	-1.31	± 30.49	0.93
11/09/12	EB	159.71	± 11.98	0.61	± 0.13	48.40	± 5.74	0.98
	EB+BV 1g	237.65	± 6.99	0.34	± 0.03	47.03	± 4.10	0.99
	EB+BV 3g	233.34	± 21.05	0.40	± 0.10	76.94	± 11.81	0.97

Globalement, les cinétiques de dégradation pour le COD moins rapides que pour le COP (Tableau III.7) et de ce fait le plateau est atteint plus tard (15 jours), sauf pour l'incubation du 11/09 où le COD labile n'est pas entièrement minéralisé au bout des 30 jours. Nous constatons toutefois que, quelle que soit la concentration initiale en COD dans les échantillons, la valeur du CODR est comprise entre 7 et 11 mg/L. Ce qui correspond à un pourcentage de **COD minéralisé** compris entre **45%** (EB+BV3g du 08/08) et **69%** (EB du 21/03 et du 11/09). Bien que ça ne soit pas démontré à chaque incubation, certaines teneurs en COD dans les échantillons composites sont parfois plus faibles que les teneurs en COD dans les incubations

d'effluents seuls, et peuvent être expliquées par un phénomène d'adsorption du COD sur les particules (Volk et al., 1994).

Les vitesses de dégradation du COP étant plus élevées que celles du COD, compte tenu de la dégradabilité respective de la MO particulaire et dissoute mais aussi du fait que les bactéries attachées sont plus efficaces que les bactéries libres (Unanue et al., 1992 ; Griffith et al., 1994), le plateau est atteint au bout de 10 jours d'incubation. La concentration correspondant donc à la fraction réfractaire est en moyenne de 33 mg/L (entre 28 et 38 mg/L) pour les deux premières incubations, et en moyenne de 57 mg/L (entre 47 et 77 mg/L) pour celle du 11/09 (Tableau III.7). Ainsi, le pourcentage de **minéralisation du COP** est estimé entre **60% et 80%**.

c. Cas des eaux traitées

Comme pour les eaux brutes, neuf incubations ont été réalisées à partir d'échantillons d'eaux traitées (STEP Clos de Hilde) entre le mois de mars et le mois de septembre 2012 (Tableau III.8). L'ensemble des paramètres analysés est présenté en annexe 7.

Suite au traitement des eaux réalisé par la STEP, les concentrations initiales en COP sont environ 20 fois plus faibles que celles obtenues dans les eaux brutes, et 2 fois plus faibles en COD. Les moyennes en COP ont également été déterminées après s'être affranchi de la part de COP liée à l'ajout des particules du bouchon vaseux.

Les concentrations initiales en COT sont comprises entre 13 et 26 mg/L (Figure III.12). Contrairement aux eaux brutes, le COD représente la majeure partie du COT dans les eaux traitées (environ 66%), avec des concentrations initiales allant de 9 à 16 mg/L, tandis que pour le COP elles sont comprises entre 4 et 11 mg/L (Figure III.12). Ces différentes incubations évoluent également selon une cinétique d'ordre 1, dont le type a été précisé dans le paragraphe précédent. Chacun des coefficients pour les différents échantillons incubés est présenté dans le tableau III.8 en distinguant les paramètres carbonés COP, COD et COT. Comparées aux eaux brutes, seules quelques équations sont significatives et sont indiquées par une étoile dans le tableau III.8.

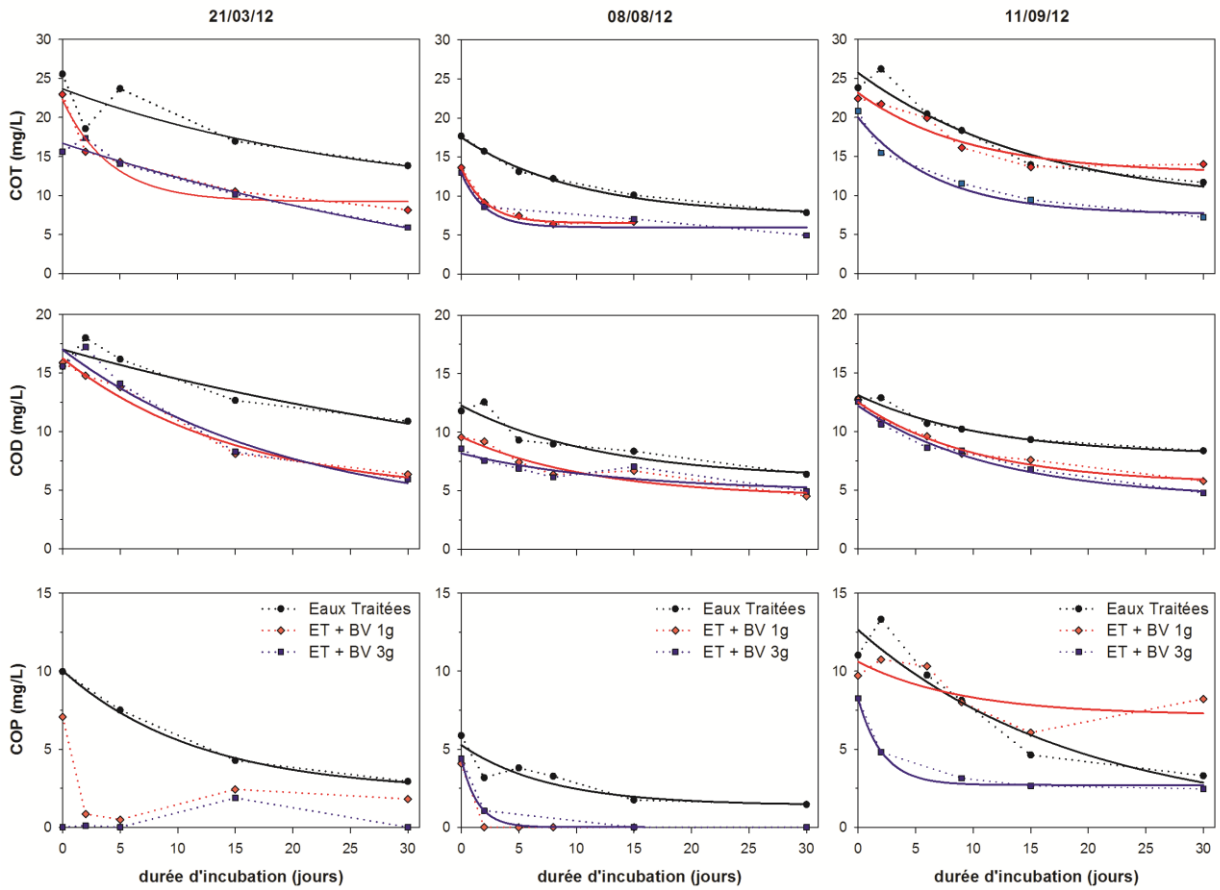


Figure III.12 : Evolution des teneurs en COT, COD et COP (mg/L) en fonction de la durée d'incubation (jours) lors des incubations d'eaux traitées seules (rond noir), du mélange eaux traitées-bouchon vaseux à 1g/L (losange rouge) et du mélange à 3g/L (carré bleu) ainsi que les courbes de décroissances exponentielles associées.

Les allures des courbes exponentielles sont considérablement différentes de celles observées pour les eaux brutes, et les courbes représentant l'évolution des concentrations en COP sont très variables (Figure III.12). D'ailleurs, aucune convergence n'a été trouvée pour trois des incubations (ET+BV1g du 21/03 et 08/08 ; ET+BV3g du 21/03). En effet, des teneurs nulles en COP ont été obtenues lors de la soustraction du COP provenant de l'ajout du bouchon vaseux (Tableau III.8). Les décroissances exponentielles associées aux valeurs de COP obtenues au cours de certaines incubations restent donc difficilement interprétables. En prenant en considération les meilleures décroissances (n=3), il semblerait que la valeur du COPR soit en moyenne de 2.1 mg/L (entre 1.4 et 2.7 mg/L) (Tableau III.8), soit un **pourcentage de minéralisation pour le COP** estimé entre **60 et 75%**.

Concernant la dégradabilité du COD des eaux traitées, nous remarquons qu'aucun plateau n'est atteint pendant les 30 jours d'incubation en raison de faibles cinétiques (« k » compris entre 0.05 et 0.09 j^{-1}) (Tableau III.8), soit en moyenne 3 fois plus faibles que pour les eaux brutes (0.1-0.9 j^{-1}). Sur l'ensemble des incubations, la valeur moyenne correspondante au CODR est d'environ 5 mg/L (entre 4 et 8 mg/L) (Tableau III.8). Contrairement aux autres résultats présentés jusqu'ici, le pourcentage de minéralisation du COD est plus important en

présence de bouchon vaseux, passant ainsi de **37% de dégradation** en moyenne dans les **eaux traitées seules** à **56%** en moyenne dans les mélanges **effluent-bouchon vaseux**. Néanmoins, nous ne pouvons pas affirmer que des phénomènes d'adsorption du COD sur les particules n'influencent pas les résultats obtenus, puisque toutes les concentrations en COD mesurées dans les mélanges en début d'incubation sont inférieures à celles mesurées dans les effluents traités.

Tableau III.8 : Coefficients et écart-types des équations exponentielles décroissantes obtenues pour les paramètres COT, COD et COP lors de chaque incubation d'eaux traitées (ET), seules ou mélangées avec du bouchon vaseux (BV). Les valeurs grisées peuvent être considérées comme aberrantes. Les étoiles indiquent les équations dont le seuil de signification est de 5%.

COT		**$COT_{(0)}$**	**± se**	**k**	**± se**	**COTR**	**± se**	**r^2**
21/03/12	ET	14.53	± 25.51	0.03	± 0.12	9.13	± 26.77	0.72
	ET+BV 1g	13.07	± 2.15	0.24	± 0.10	9.22	± 1.43	0.95 *
	ET+BV 3g	23.62	± 34.55	0.02	± 0.04	-6.94	± 35.12	0.95 *
08/08/12	ET	10.02	± 0.56	0.10	± 0.01	7.49	± 0.55	0.99 *
	ET+BV 1g	7.08	± 0.38	0.47	± 0.07	6.54	± 0.24	0.99 *
	ET+BV 3g	6.98	± 1.81	0.48	± 0.32	5.98	± 1.05	0.94
11/09/12	ET	17.14	± 4.92	0.06	± 0.04	8.56	± 5.29	0.92 *
	ET+BV 1g	10.33	± 2.05	0.10	± 0.05	12.81	± 1.97	0.92 *
	ET+BV 3g	12.39	± 1.65	0.15	± 0.05	7.58	± 1.41	0.97 *
COD		**$COD_{(0)}$**	**± se**	**k**	**± se**	**CODR**	**± se**	**r^2**
21/03/12	ET	14.59	± 46.51	0.02	± 0.08	2.42	± 47.16	0.84
	ET+BV 1g	11.82	± 2.20	0.07	± 0.03	4.42	± 2.38	0.98 *
	ET+BV 3g	14.55	± 6.82	0.05	± 0.05	2.44	± 7.33	0.94 *
08/08/12	ET	6.27	± 1.69	0.08	± 0.05	6.01	± 1.78	0.89 *
	ET+BV 1g	5.16	± 1.15	0.08	± 0.05	4.44	± 1.19	0.91 *
	ET+BV 3g	3.26	± 1.54	0.07	± 0.08	4.92	± 1.66	0.76
11/09/12	ET	5.13	± 0.70	0.09	± 0.03	7.98	± 0.70	0.96 *
	ET+BV 1g	6.98	± 0.60	0.09	± 0.02	5.52	± 0.59	0.98 *
	ET+BV 3g	7.94	± 0.81	0.08	± 0.02	4.25	± 0.84	0.98 *
COP		**$COP_{(0)}$**	**± se**	**k**	**± se**	**COPR**	**± se**	**r^2**
21/03/12	ET	7.77	± 0.45	0.08	± 0.01	2.26	± 0.44	0.99 *
	ET+BV 1g	Aucune convergence						
	ET+BV 3g	Aucune convergence						
08/08/12	ET	3.86	± 1.10	0.13	± 0.09	1.40	± 0.97	0.82
	ET+BV 1g	Aucune convergence						
	ET+BV 3g	4.40	± 0.00	0.71	± 0.00	0.00	± 0.00	0.99 *
11/09/12	ET	12.31	± 5.50	0.05	± 0.04	0.32	± 5.94	0.89 *
	ET+BV 1g	3.42	± 2.19	0.11	± 0.18	7.17	± 2.06	0.51
	ET+BV 3g	5.54	± 0.36	0.47	± 0.08	2.70	± 0.19	0.99 *

2.4.2. Transformations de l'azote

Au sein des mêmes incubations, nous avons mesuré l'évolution des concentrations en ammonium (NH_4^+), nitrite (NO_2^-) et nitrate (NO_3^-) à différents intervalles de temps durant 30 jours (Figure III.13). L'ensemble de ces données sont précisées en annexe 7. Cette étude nous a permis d'observer clairement les étapes successives de la nitrification ($NH_4^+ \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO_3^-$), puisque d'un point de vue stœchiométrique, ce processus consomme 2 moles d'oxygène par mole d'ammonium oxydé ou par mole de nitrate produit (soit une proportionnalité de $4.57gO_2$ consommé par gramme d'ammonium oxydé en nitrate (Vigne, 2007)). Toutes les concentrations présentées dans ce paragraphe seront rapportées en milli gramme d'azote (mgN).

Comme nous l'avons décrit dans la partie précédente, la forme d'azote prédominante dans les **eaux brutes** est l'ammonium, tandis que les nitrites et les nitrates sont en état de traces, en raison des conditions de transit des eaux dans les réseaux. Ainsi, n'avons-nous mesuré aucun nitrite ou nitrate au lancement des incubations. Les teneurs initiales en ammonium ($N\text{-}NH_4^+$) sont comprises entre 30 et 50 mgN/L. Elles sont globalement du même ordre de grandeur, quel que soit le type d'échantillon (effluent seul ou mélangé au bouchon vaseux).

La nitrosation est la première étape de la nitrification au cours de laquelle l'ammonium est oxydé en nitrites ($NH_3 + 1.5O_2 \rightarrow HNO_2 + H_2O$). Cette étape est relativement rapide puisqu'en 15 jours maximum la totalité de l'ammonium est oxydé, voire en moins de 10 jours pour certains échantillons (Figure III.13). Néanmoins, nous constatons la présence d'un plateau au début de l'incubation avec des teneurs en ammonium relativement constantes pendant les cinq premiers jours, période pendant laquelle la dégradation du COT est maximale. Cette stabilisation n'a pas été observée durant les expérimentations par respirométrie en raison d'un temps d'expérience beaucoup plus court (quelques heures). La présence de ce plateau peut résulter de deux phénomènes :

- un nombre insuffisant de bactéries nitrifiantes (faible taux de croissance) pour oxyder entièrement l'ammonium initialement présent, étant donné que les échantillons d'eaux brutes sont prélevés dans un milieu proche de l'anoxie ;
- un équilibre entre l'oxydation de l'ammonium par les bactéries nitrifiantes déjà présentes et la production d'ammonium liée à la minéralisation de la MO (dégradation du carbone organique dans les premiers jours d'incubation).

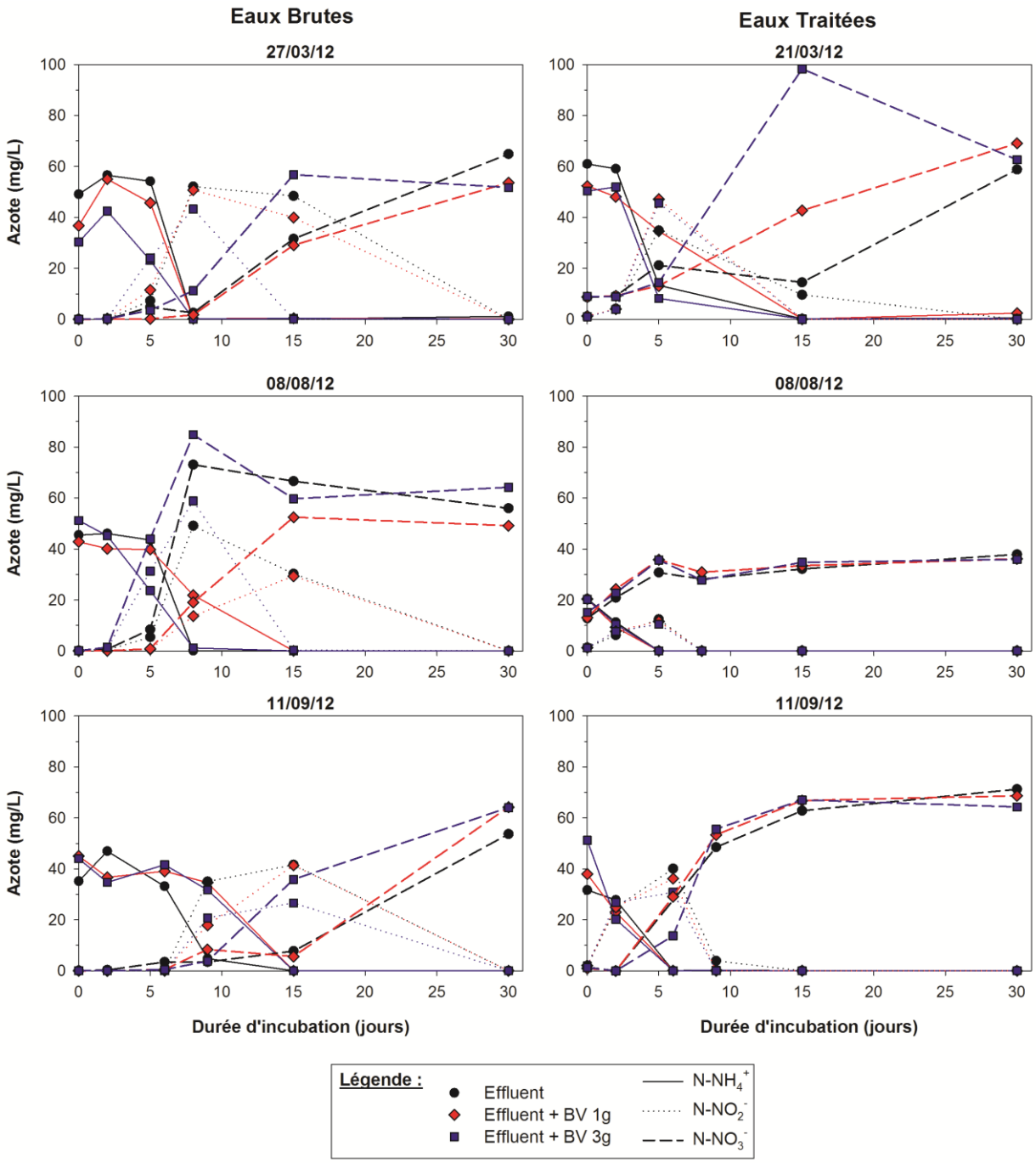


Figure III.13 : Evolution des concentrations (mg/L) en $N\text{-}NH_4^+$ (trait plein), $N\text{-}NO_2^-$ (pointillé fin) et $N\text{-}NO_3^-$ (pointillé large) en fonction de la durée d'incubation (jours) dans les effluents (rond noir), dans les mélanges effluent-bouchon vaseux à 1g/L (losange rouge) et dans les mélanges effluent-bouchon vaseux à 3g/L (carré bleu), aux mois de Mars, Septembre et Août 2012.

En parallèle à cette baisse de l'ammonium, nous enregistrons une augmentation des nitrites à partir de 5 jours d'incubation. Le pic de concentration est mesuré entre le cinquième et quinzième jours correspond approximativement à la concentration initiale en ammonium présent dans les échantillons.

Ensuite a lieu la deuxième étape de la nitrification (nitratation), au cours de laquelle les nitrites sont rapidement oxydés en nitrates ($NO_2^- + 0.5O_2 \rightarrow NO_3^-$), ce qui en fait généralement un paramètre limitant de la nitrification dans le milieu (Prosser, 1986). Ainsi, à l'issue des 30 jours d'incubation, les concentrations en nitrites sont-elles nulles tandis qu'en parallèle les concentrations en nitrates augmentent pour atteindre des valeurs comprises entre 50 et 65 mgN/L (Figure III.13). Les teneurs en nitrates mesurées en fin d'incubation sont ainsi entre 1.1 et 1.7 fois plus élevées que les teneurs initiales en ammonium, or une nitrification totale doit engendrer un équilibre entre l'ammonium et les nitrates. Ceci met en évidence qu'une partie des nitrates formés provient de l'oxydation d'ammonium issu de la minéralisation de la matière organique contenue dans les échantillons.

A partir de la différence des teneurs initiales et finales de COT et en prenant un rapport C/N moyen de 12, nous pouvons estimer la quantité d'azote issu de la minéralisation (ΔNOT) pour chaque période d'incubation. Ajoutée à la teneur initiale en NH_4^+, nous obtenons la quantité totale d'azote nitrifié pendant les 30 jours d'incubation (NH_4^+ nit). Sachant qu'il n'y a plus d'ammonium en fin d'incubation, nous considérons que ce dernier a été entièrement oxydé en nitrates. La teneur finale théorique en nitrates (NO_3^- fin.th.) correspond alors à la somme de l'NH_4^+ entièrement transformé et des nitrates initialement présents (Tableau III.9). En comparant cette quantité théorique à la teneur finale en NO_3^- réellement mesurée dans l'échantillon, nous constatons que la nitrification est totale (dans une marge d'erreur analytique inférieure à 10%), pour les incubations du 08/08 et du 11/09 (Tableau III.9). Par contre, les mélanges effluents-bouchon vaseux de l'incubation du 27/03 présentent un ΔNO_3^- significativement plus élevé que celui calculé en supposant une nitrification complète. Une des raisons pouvant expliquer cet écart viendrait du choix de la valeur moyenne du rapport C/N. D'après Bonnet (1994), le taux de nitrification est corrélé au rapport C/N pour les bactéries autotrophes nitrifiantes : pour un rapport faible, ce taux diminue et, à l'inverse, il favorise l'activité nitrifiante par les bactéries hétérotrophes.

Tableau III.9 : Estimation des teneurs en NOT, de l'NH_4^+ total, des NO_3^- finales théoriques (fin.th.) et comparaison avec les NO_3^- finales mesurées (fin.mes.) dans les incubations avec des eaux brutes. Toutes les teneurs sont exprimées en mg/L.

Date	Ech.	ΔCOT	ΔNOT	$NH_4^+{}_{init.}$	$NH_4^+{}_{nit.}$	$NO_3^-{}_{init.}$	$NO_3^-{}_{fin.th.}$	$NO_3^-{}_{fin.mes.}$	ΔNO_3^-
27/03/12	EB	113.8	9.5	49.1	58.6	0.1	58.7	64.9	+6.2
	EB+BV1g	70.8	5.9	36.7	42.6	0.0	42.6	53.6	+11.0
	EB+BV3g	95.1	7.9	30.3	38.2	0.1	38.3	51.7	+13.4
08/08/12	EB	68.8	5.7	45.5	51.2	0.1	51.3	56.0	+4.7
	EB+BV1g	79.3	6.6	42.8	49.4	0.0	49.4	49.1	-0.3
	EB+BV3g	63.2	5.3	51.2	56.5	0.1	56.6	64.2	+7.6
11/09/12	EB	183.4	15.3	35.2	50.5	0.1	50.6	53.7	+3.1
	EB+BV1g	259.4	21.6	45.1	66.7	0.0	66.7	64.3	-2.4
	EB+BV3g	283.4	23.6	44.0	67.6	0.1	67.7	64.0	-3.7

Dans ces incubations, la présence de bouchon vaseux ne semble pas influencer les différentes étapes de la nitrification dans des eaux brutes. Les évolutions temporelles des formes de l'azote (Figure III.13) tout comme les bilans de masse (Tableau III.9) ne sont pas significativement différent en présence ou absence de particules du bouchon vaseux.

Concernant les **eaux traitées**, les concentrations initiales en ammonium présentent plus de variabilité que dans les eaux brutes, avec des valeurs comprises entre 20 et 60 mgN/L. De plus, ces valeurs sont du même ordre de grandeur, quel que soit l'échantillon ou la période d'incubation étudiée. Contrairement aux eaux brutes, nous ne remarquons pas de plateau durant les premiers jours d'incubation, mais une oxydation de l'ammonium dès le premier jour des expérimentations (Figure III.13). Ceci peut être expliqué par le fait d'une part qu'en sortie de STEP les bactéries nitrifiantes sont déjà présentes puisqu'elles ont pu se développer pendant les étapes de traitement aérobie et, d'autre part, que l'apport d'ammonium par la minéralisation de MO est nettement moins important quantitativement dans les eaux traitées.

Contrairement aux eaux brutes et suite aux traitements réalisés par la STEP, nous observons la présence de nitrites et de nitrates dès le début des incubations (se référer au Chapitre II), avec des teneurs respectives comprises entre 1.0 et 2.0 mgN/L, puis entre 1.0 et 15.0 mgN/L. L'ammonium, facteur limitant pour la première étape de nitrification, est totalement oxydé en nitrites en moins de 15 jours, voire même 5 jours pour les échantillons du 08 août et du 11 septembre (Figure III.13). A l'issue de la deuxième étape de la nitrification, nous mesurons au bout de 30 jours d'incubation des teneurs en nitrates comprises entre 36 et 71 mgN/L (Tableau III.10). En suivant la même démarche que pour les eaux brutes, nous avons estimé la quantité d'azote issu de la minéralisation pour chaque période d'incubation, en prenant un rapport moyen C/N de 12, et aussi étudié la différence entre les nitrates réellement mesurés et théoriquement présents en fin d'incubation (Tableau III.10).

Tableau III.10 : Estimation des teneurs en NOT, de l'NH_4^+ total, des NO_3^- finales théoriques (fin.th.) et comparaison avec les NO_3^- finales mesurées (fin.mes.) dans les incubations avec des eaux traitées. Toutes les teneurs sont exprimées en mg/L.

Date	Ech.	ΔCOT	ΔNOT	$NH_4^+{}_{init.}$	$NH_4^+{}_{tot.}$	$NO_3^-{}_{init.}$	$NO_3^-{}_{fin.th.}$	$NO_3^-{}_{fin.mes.}$	ΔNO_3^-
21/03/12	ET	11.7	0.9	60.9	61.8	8.6	70.4	58.8	-11.6
	ET+BV1g	14.9	1.2	52.4	53.6	8.8	62.4	69.0	+6.6
	ET+BV3g	9.7	0.8	50.3	51.1	9.0	60.1	62.6	+2.5
08/08/12	ET	9.9	0.8	20.5	21.3	12.8	34.1	37.9	+3.8
	ET+BV1g	2.9	0.2	20.3	20.5	13.0	33.5	36.1	+2.6
	ET+BV3g	8.1	0.7	20.2	20.9	15.1	36.0	35.9	-0.1
11/09/12	ET	12.2	1.0	31.7	32.7	1.4	34.1	71.3	+37.2
	ET+BV1g	8.4	0.7	37.9	38.6	0.9	39.5	68.7	+29.2
	ET+BV3g	13.6	1.1	51.2	52.3	1.3	53.6	64.3	+10.7

Seules quatre incubations présentent des ΔNO_3^- élevés (Tableau III.10), dont toutes celles du 11/09, où nous avons mesuré jusqu'à près de deux fois plus de nitrates que la valeur théorique calculée. Comme pour les eaux brutes, de tels écarts peuvent être dus à l'erreur liée au choix de la valeur du rapport C/N. Pour les eaux traitées aussi, nous constatons que le processus de nitrification ne présente pas de différence lorsque l'effluent est mis en présence de bouchon vaseux ou incubé seul.

3. Synthèse et conclusion

L'objectif de cette étude a été de suivre à partir d'expériences réalisées *in vitro*, le devenir des effluents dans le milieu estuarien à court et moyen terme. Grâce à la complémentarité des techniques de respiration et d'incubation, réalisées sur des échantillons d'effluents urbains et sur des mélanges avec des eaux estuariennes turbides, il en ressort les faits majeurs suivants :

- Les expériences réalisées sur des échantillons du milieu naturel ont confirmé son caractère plutôt réfractaire (Figure III.14). En effet, le matériel organique évolue très peu au cours des 30 jours d'incubation ; seul le COD est partiellement dégradé bien que des phénomènes d'adsorption sur les MES peuvent expliquer en partie cette perte. Quant à la respiration dans l'estuaire, elle s'avère spatialement liée à la quantité de MES, donc de COP associé aux particules, et d'NH_4^+ provenant des rejets urbains. La corrélation entre respiration et NH_4^+ ne signifie pas qu'il est l'unique composé consommateur d'oxygène, mais que ce paramètre est un bon traceur de rejets urbains dans la Garonne estuarienne ; en réalité COP, COD et NH_4^+ issus des effluents contribuent tous à la respiration dans le milieu naturel. Nous avons pu voir que ces rejets représentent, en période estivale, moins de 2% des apports amont et que la proportion des rejets en COP urbain représente entre 6% et 12% des apports amont, et près de 5% concernant le COD. A l'inverse, les flux de NH_4^+ issus des rejets urbains sont environ 17 fois plus importants que les apports amont.

- Les effluents urbains étant rejetés de façon continue tout au long de l'année, leur contribution relative augmente en période estivale en raison d'une baisse des débits de la Garonne. L'apport en MO et en NH_4^+ augmente tandis que le bouchon vaseux s'installe de façon prononcée près du centre de Bordeaux.

- Lorsque l'on mélange des effluents avec du bouchon vaseux, nous constatons que c'est la proportion d'effluent qui conditionne quantitativement aussi bien la consommation en oxygène que la dégradation de la matière organique et la nitrification. En effet, l'échantillon respire d'autant plus que la proportion d'effluent présent est importante et aucune cinétique, à court ou long terme, n'est affectée par l'ajout de particule du bouchon vaseux. Ces résultats sont

différents de ceux obtenus par Lemaire et al. (2002), qui observaient une dégradation plus rapide des pigments phytoplanctoniques en présence de particules du bouchon vaseux. L'ajout de particules du bouchon vaseux, où le développement de bactéries hétérotrophes est généralement favorisé (Crump et al., 1998) ne semble pas stimuler la dégradation de la MO ni même la nitrification comme démontré par Owens (1986). Ce fonctionnement de la dégradation de la matière organique d'origine urbaine dans l'estuaire est schématisé en figure III.14.

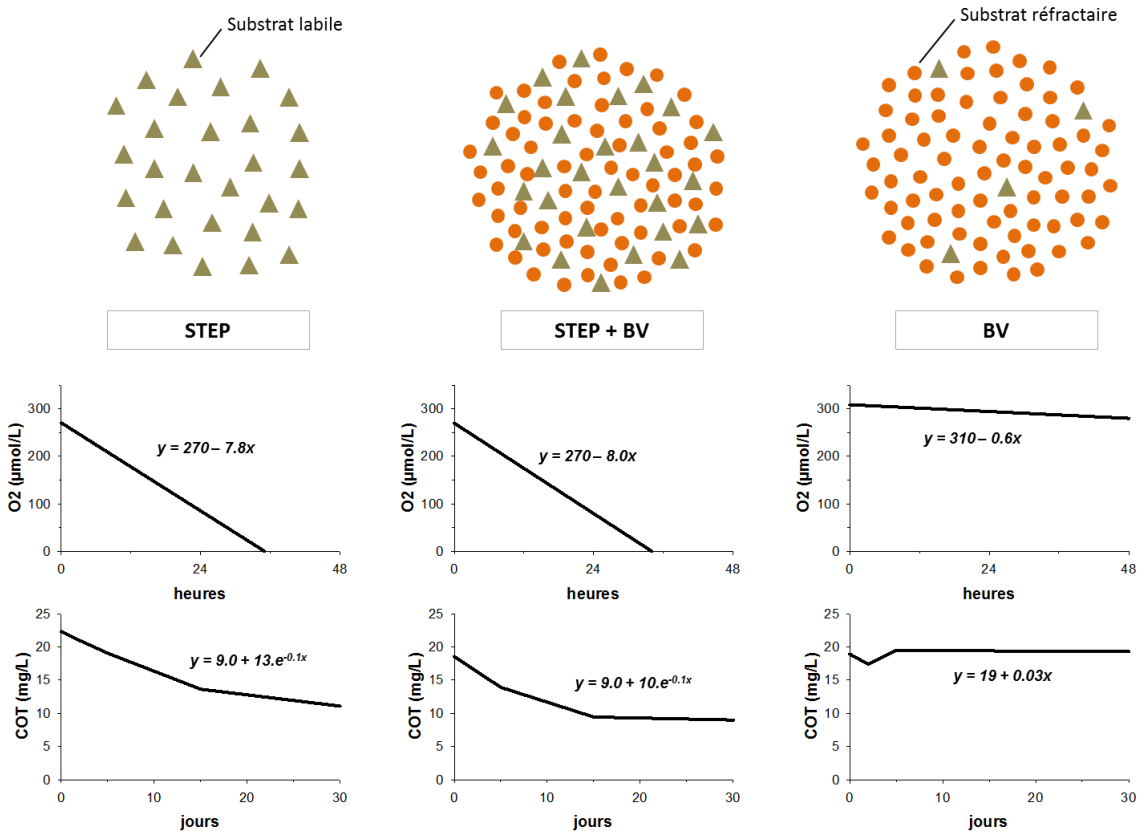


Figure III.14 : Représentation schématique des différentes conditions de milieux étudiés (particules de STEP (triangle vert), BV (rond orange) et mélange (STEP+BV) ainsi que les vitesses de respiration moyennes associées (µmol/L) et de la dégradation moyenne du COT (mg/L) au cours des 30 jours d'incubation.

- Un autre fait intéressant est de constater la présence dans l'effluent d'une fraction de COD réfractaire de l'ordre de 5 mg/L. Cette valeur est observée de manière très reproductible dans les incubations au bout de 30 jours (Figures III.11 et III.12). On la retrouve aussi dans l'ordonnée à l'origine de la relation entre respiration des mélange et COD (Figure III.9B). On peut donc conclure que ce COD résiduel ne contribue pas à l'hypoxie dans la Garonne, et sera exporté plus en aval avec les masses d'eaux où il subira probablement une dégradation à des échelles de temps plus longues.

- Nos résultats confirment que la dégradation de la matière organique et la nitrification sont les processus majoritaires dans le bilan d'oxygénation de la Garonne, et tout

particulièrement quand il se produit un enrichissement continu en MO et en ammonium par des effluents domestiques. La proportion de MO dégradée au cours des incubations est de l'ordre de 75% dans les eaux brutes et de 50% dans les eaux traitées. Le NH_4^+ est quant à lui entièrement nitrifié en 10 jours, durée équivalente au temps de résidence des eaux dans la Garonne estuarienne en été lorsque les phénomènes d'hypoxie apparaissent. En complément des résultats obtenus, il aurait été intéressant de compléter les méthodes utilisées en évaluant la contribution de la nitrification sur la respiration à court terme, en ajoutant un inhibiteur de la nitrification (allylthiourée par exemple). Nos résultats permettent tout de même d'obtenir une information quantitative sur les contributions respectives de la nitrification et de l'activité hétérotrophe ainsi que des rejets d'eau traitée des stations d'épuration et d'eau non traitée des déversoirs d'orage.

- Nous avons estimé dans le chapitre II les flux de COP, COD et d'NH_4^+, rejetés par les STEP et les déversoirs d'orages. Le pourcentage moyen de dégradation utilisé pour le COP et le COD est issu des résultats d'incubations. Des incubations ont été réalisées par Colas (1995) sur les déversoirs d'orage. Durant les temps de pluie, le COP et le COD sont moins dégradables qu'en temps sec en raison d'une fraction plus minérale (Seidl et al., 1998). Des études ont démontré que ce sont les bactéries des rejets d'eau pluviale qui participent le plus activement à la minéralisation de la MO dans le milieu naturel, bien que leur activité semble se réduire au-delà d'un certain seuil de turbidité (Maurice, 1993). Des incubations réalisées sur des eaux de DO mélangées à du bouchon vaseux ont également permis de constater que pour une turbidité de l'ordre de celles que l'on rencontre dans le bouchon vaseux de l'estuaire, l'apport de particules favorise la minéralisation, tandis que pour de très fortes turbidités (MES>6g/L) la dégradation est ralentie (Colas, 1995). Le pourcentage de dégradation de l'azote organique total est estimé à partir de celui du COP et du COD, en prenant un rapport moyen C/N de 12, tandis que l'NH_4^+ est fixé à 100% car une fois dans le milieu naturel ce paramètre est totalement nitrifié. A partir de l'ensemble de ces données, nous sommes en mesure de calculer les contributions respectives des STEP et des déversoirs d'orage à l'appel en oxygène total (t/j) dans la Garonne pour des situations critiques (été et été par temps de pluie), et ceci en différenciant les formes chimiques en jeu (Tableau III.11). A noter que d'un point de vue stœchiométrique, la nitrification consomme 2 fois plus de moles d'oxygène comparé à la minéralisation de la MO.

Tableau III.11 : Consommation moyenne en oxygène (t/j) associée aux processus de minéralisation et de nitrification, et contribution respective estimée pour le COP, COD, azote organique total ($Norg_{total}$) et $N\text{-}NH_4^+$ (exprimée en %). Calculs effectués à partir des pourcentages moyens de dégradation obtenus avec les incubations et des flux moyens déversés en Garonne par l'intermédiaire des STEP et/ou des DO, pendant les périodes estivales de 2010 et 2011 puis en considérant uniquement les temps de pluie (données Chapitre II).

		2010 Eté				**2010 Eté TP**				**2011 Eté**				**2011 Eté TP**			
		Flux (t/j)	% dégrad.	Conso.O_2 (t/j)	%Conso. O_2	Flux (t/j)	% dégrad.	Conso.O_2 (t/j)	%Conso. O_2	Flux (t/j)	% dégrad.	Conso.O_2 (t/j)	%Conso. O_2	Flux (t/j)	% dégrad.	Conso.O_2 (t/j)	%Conso. O_2
STEP	COP	1.70	73%	3.30	15%	2.90	73%	5.64	22%	2.00	73%	3.89	17%	2.90	73%	5.65	22%
	COD	1.40	55%	2.05	9%	2.20	55%	3.23	13%	1.60	55%	2.35	10%	2.20	55%	3.23	12%
	$Norg_{total}$	0.28	65%	0.82	4%	0.46	65%	1.37	5%	0.33	65%	0.98	4%	0.46	65%	1.37	5%
	$N\text{-}NH_4^+$	3.40	100%	15.54	**72%**	3.30	100%	15.10	**60%**	3.40	100%	15.54	**68%**	3.50	100%	16.00	**61%**
	Total			21.71	100%			25.34	100%			22.76	100%			26.25	100%
DO	COP	0.30	17%*	0.13	**46%**	4.80	17%*	2.18	**45%**	1.60	17%*	0.73	**43%**	9.20	17%*	4.17	**46%**
	COD	0.05	45%*	0.05	18%	1.00	45%*	1.20	25%	0.30	45%*	0.36	21%	1.80	45%*	2.16	24%
	$Norg_{total}$	0.03	21%	0.05	18%	0.53	22%	0.55	11%	0.17	21%	0.16	9%	1.00	22%	1.00	11%
	$N\text{-}NH_4^+$	0.01	100%	0.05	18%	0.20	100%	0.91	19%	0.10	100%	0.46	27%	0.40	100%	1.83	20%
	Total			0.28	100%			4.84	100%			1.71	100%			9.16	100%
STEP+DO	COP	2.00		3.43	16%	7.70		7.82	**26%**	3.60		4.62	19%	12.10		9.82	**28%**
	COD	1.45		2.10	10%	3.20		4.43	15%	1.90		2.71	11%	4.00		5.39	15%
	$Norg_{total}$	0.31		0.87	4%	0.99		1.92	6%	0.50		1.14	5%	1.46		2.37	7%
	$N\text{-}NH_4^+$	3.41		15.59	71%	3.50		16.01	**53%**	3.50		16.00	65%	3.90		17.83	**50%**
	Total			21.99	100%			30.18	100%			24.47	100%			35.41	100%

** Pourcentage moyen obtenu par Colas (1995) lors de l'incubation d'échantillons de DO de la CUB.*

Deux observations fondamentales ressortent de ces bilans, notés en rouge dans le tableau III.11 :

- Les rejets d'NH_4^+ par les STEP de manière permanente sont la principale source de consommation en oxygène, représentant plus de 60% de la consommation totale, soit plus de 15 tO_2/j, tandis que le COT représente entre 25 et 30%, ce qui représente entre 5 et 9 tO_2/j (Tableau III.11);
- A l'inverse, pour les rejets de DO, c'est le COP et donc les processus de minéralisation qui consomment majoritairement l'oxygène dissous, et représentent environ 45% de la consommation totale, soit plus de 2 tO_2/j lors de pluies estivales, comparé à l'NH_4^+ qui ne représente plus que 20% environ de l'appel d'oxygène associé à la nitrification (Tableau III.11).

C'est donc sur ces deux types de rejets qu'il serait possible de jouer pour améliorer significativement l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne en été :

- Améliorer le traitement de l'ammonium en modifiant le process dans la STEP de manière à optimiser la nitrification ;
- Augmenter la capacité de stockage des eaux d'orage de manière à limiter les rejets de COP par temps de pluie lors des orages d'été.

Chapitre IV

Impact des apports urbains sur l'oxygénation des eaux de la Gironde au niveau de la CUB

Station de mesure en continu MAGEST à Bordeaux

Introduction

L'oxygène dissous (DO) est un paramètre fondamental de la bonne qualité des eaux, et une désoxygénation partielle, voire une hypoxie a un effet significatif sur les organismes aquatiques et l'écosystème (Conley et al., 2007 ; Vaquer-Sunyer & Duarte, 2008). L'hypoxie se définit par de faibles concentrations en oxygène dissous (<2 mg/L ; <30% du taux de saturation) et peut engendrer des mortalités de la faune, réduire le taux de croissance et/ou altérer les distributions de la vie aquatique (Billen et al., 1995; Breitburg, 2002 ; Diaz & Rosenberg, 2008; Rabalais et al., 2010). La concentration en oxygène dissous dans les eaux de surface est le résultat d'un équilibre entre, d'une part, les apports depuis l'atmosphère à travers l'interface eau-air, ainsi que par la photosynthèse dans l'eau, et d'autre part les processus qui consomment l'oxygène dominés par la respiration bactérienne et la nitrification. La fréquence et l'intensité des conditions hypoxiques sont aussi fortement associées à la température des eaux, l'oxygène étant moins soluble dans l'eau chaude. De plus, des températures élevées fournissent des conditions environnementales optimales pour le développement du métabolisme microbien, augmentant le taux de consommation en oxygène (Kirschbaum, 1995) et engendrant ainsi une diminution de la saturation en oxygène. Ainsi, les plus faibles concentrations en oxygène dans les eaux de surface sont-elles enregistrées durant les mois les plus chauds (Conley et al., 2007).

Depuis 2005, l'estuaire de la Gironde a enregistré plusieurs situations proches de l'hypoxie (près de 2 mg/L de DO) et un évènement hypoxique important en Juillet 2006 avec des concentrations inférieures à 2 mg/L durant 7 jours consécutifs. Ce chapitre exploite les enregistrements du réseau de surveillance en continu MAGEST afin de décrire la dynamique de l'oxygène en liaison avec l'hydrodynamique sédimentaire, et d'identifier les facteurs qui conduisent aux hypoxies. L'analyse de l'évolution des paramètres physico-chimiques (température, salinité, turbidité, oxygène dissous) sur 7 ans sont présentés sous la forme d'une publication, publiée dans la revue internationale *Environmental Science: Processes & Impacts*. Ce travail est ensuite complété par des analyses statistiques réalisées dans le but de comparer les différences saisonnières parmi les quatre stations du réseau MAGEST.

Ensuite, nous analysons deux cas d'évènements critiques pour l'oxygénation des eaux correspondant à des épisodes orageux estivaux qui ont eu lieu en 2005 et en 2011. Nous avons vu précédemment de combien les rejets d'effluents urbains (STEP et DO) sont accentués pendant ces périodes et nous observons ici leurs conséquences sur l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne.

1. Facteurs contribuant aux épisodes hypoxiques dans un estuaire macrotidal turbide (l'estuaire de la Gironde)

Résumé

L'oxygène dissous (DO) est un paramètre fondamental de la qualité des eaux côtières, puisqu'il est indispensable pour les organismes aquatiques et qu'il fournit une indication sur la décomposition de la matière organique dans les eaux et leur degré d'eutrophisation. Nous présentons ici les concentrations en oxygène dissous et les paramètres complémentaires (débit de la rivière, hauteur d'eau, température, salinité et turbidité) sur 7 ans de suivi grâce au réseau de surveillance haute-fréquence MAGEST, composé de quatre stations automatiques situées dans les régions centrale et fluviale de l'estuaire macrotidal de la Gironde, l'un des plus grands estuaires européens. La variabilité spatio-temporelle de l'oxygène dissous à différentes échelles de temps est liée à la migration et la position de la zone de turbidité maximale dans cet estuaire très turbide. Depuis 2005, l'estuaire de la Gironde a enregistré plusieurs situations proches de l'hypoxie (près de 2 mg/L de DO) et un évènement hypoxique durant 7 jours consécutifs (DO $<$ 2 mg/L) en Juillet 2006. L'hypoxie estivale a eu lieu exclusivement dans la section fluviale, dans de faibles salinités et dans les régions très turbides de l'estuaire, et est significativement plus prononcée au niveau du centre urbain de Bordeaux (715 000 habitants). Une analyse détaillée des données aux échelles de temps saisonnière, lunaire (vives eaux-mortes eaux) et semi-diurne, révèle que dans cette zone, l'hypoxie a lieu : (i) dans la zone de turbidité maximale ; (ii) au cours de la transition vives eaux-mortes eaux ; (iii) lorsque les températures des eaux sont élevées ; (iv) lorsque les débits de la Garonne sont les plus faibles ; il y a eu également la preuve d'un apport supplémentaire d'effluents provenant des stations de traitement des eaux de la ville de Bordeaux. L'augmentation de la respiration par la turbidité, la température, les apports de matière organique domestique biodégradable et d'ammonium, opposé au renouvellement des eaux et à la dispersion des espèces réduites avec le débit de la rivière, sont apparu comme les processus dominants antagonistes qui contrôlent les évènements hypoxiques en période estivale. Dans un contexte de changement environnemental à long terme (augmentation de la température et de la population, diminution du débit d'étiage), l'apparition d'hypoxies sévères pourrait ne pas se limiter dans les prochaines décennies à la partie amont de l'estuaire de la Gironde.

Mots clés : oxygène dissous, surveillance continue, hypoxie, turbidité, estuaire de la Gironde.

1. Factors contributing to hypoxia in a highly turbid, macrotidal estuary (the Gironde, France)

Cette partie a fait l'objet d'une publication:
Aurélie Lanoux,*[ab] Henri Etcheber,[a] Sabine Schmidt,[a] Aldo Sottolichio,[a] Gérard Chabaud,[a] Marion Richard[a] and Gwenaël Abril[a] (2013) Factors contributing to hypoxia in a highly turbid, macrotidal estuary (the Gironde, France). Environmental Science, Processes & Impacts, **15**, 585-595.

[a]Univ. de Bordeaux, EPOC, UMR 5805, F-33400 Talence, France
[b]Le LyRE, Centre de Recherche de Lyonnaise des Eaux, F-33400 Talence, France

Abstract

Dissolved oxygen (DO) is a fundamental parameter of coastal water quality, as it is necessary to aquatic biota, and it provides an indication of organic matter decomposition in waters and their degree of eutrophication. We present here a 7-year time series of DO concentration and ancillary parameters (river discharge, water level, turbidity, temperature, and salinity) from the MAGEST high-frequency monitoring network, at four automated stations in the central and fluvial regions of the macrotidal Gironde Estuary, one of the largest European estuaries. The spatio-temporal variability of DO at different time scales was first related to the migration and position of the maximum turbidity zone in this extremely turbid estuary. Since 2005, the Gironde Estuary has recorded several borderline hypoxic situations (DO close to 2 mg L^{-1}) and a 7 days-long hypoxic event (DO $<$ 2 mg L^{-1}) in July 2006. Summer hypoxia occurred exclusively in the fluvial, low salinity, and high turbidity sections of the estuary and was significantly more pronounced in front of the large urban area of Bordeaux (715,000 inhabitants). Detailed analysis of the data at the seasonal, neap-spring and semi-diurnal tidal time scales, reveals that hypoxia in this area occurred: (i) in the maximum turbidity zone; (ii) during the spring to neap tide transition; (iii) at highest water temperature; and (iv) at lowest river discharge; there was also evidence of an additional negative impact of sewage treatment plants of Bordeaux City. Enhancement of respiration by turbidity, temperature and inputs of domestic biodegradable organic matter and ammonia, versus renewal of waters and dispersion of reduced pollutants with the river discharge, appeared as the dominant antagonist processes that controlled the occurrence of summer hypoxia. In the context of long-term environmental changes (increase in temperature and population, decrease in summer river discharge), the occurrence of severe hypoxia could not be excluded in the next decades in the upstream reach of the Gironde Estuary.

Keywords: dissolved oxygen, continuous monitoring, hypoxia, turbidity, Gironde Estuary.

1.1. Introduction

Dissolved oxygen (DO) is an important factor in estuarine and coastal environments, since waters must contain sufficient DO to maintain aquatic biota. In aquatic ecosystems, hypoxia refers to a depletion of DO below the conventional threshold concentration of 2 mg L^{-1}. When this occurs, negative impacts on aquatic ecosystems and organisms' behaviour are observed (Billen et al., 1995; Diaz & Rosenberg, 2008; Rabalais et al., 2010). Hypoxia in estuaries and coastal systems is commonly associated with eutrophication, caused by important algal production due to nutrient enrichment (Lowery, 1998; Newton et al., 2010). Nevertheless another major cause of oxygen depletion is related to allochthonous inputs of organic matter and nutrients such as ammonia, that require oxygen for oxidation (Garnier et al., 2001).

Individual estuaries may differ in their exposure to hypoxia. Estuaries are heterotrophic ecosystems (Gattuso et al., 1998) where large quantities of organic material carried by rivers and imported from the sea (e.g. Elbe, Ems) are mineralized (Abril et al., 2002). Water volume, depth, freshwater inflow, and tidal exchange determine the residence time of waters in estuaries and their resistance to increased nutrient fluxes and eutrophication. Changes in global climate (temperature and sea-level rise; hydrological river regime) and local environment (population growth, wastewater and urban runoffs) may also determine estuary susceptibility to hypoxia. A complete understanding of these factors will help to predict the evolution of oxygen content of estuarine waters and to elaborate mitigation strategies, when necessary. More information is needed to determine full spatial and temporal extent of hypoxic waters and whether their occurrence is increasing or decreasing. However there is an increase of peer-reviewed articles reporting the occurrence of seasonal hypoxia in many coastal regions around the world over the last few decades, mainly ascribed to eutrophication (Rabalais et al., 2010; Lowery, 1998; Diaz, 2001; Wang et al., 2012). In the EU, the improvement of water quality and the reduction of eutrophication in continental and coastal systems is one of the main objectives of the Water Framework Directive (WFD).

Macrotidal estuaries are complex environments regarding waters quality and in particular their oxygenation: tidal influence results in upstream and downstream movements and long residence times for both water and suspended matter, and in the development of a turbidity maximum zone (TMZ) (Allen et al., 1980; Sottolichio & Castaing, 1999). In the TMZ, low penetration of light limits photosynthetic activity (Garnier et al., 2001; Irigoien & Castel, 1997). Phytoplankton is thus restricted to the river section and the estuarine mouth (Goosen et al., 1999). In contrast, the development of heterotrophic bacteria is enhanced in the TMZ (Crump et al., 1998). Anoxic conditions have been observed within the fluid mud benthic layers, in the Gironde and Loire Estuaries, when suspended particulate matter exceeded 50 g L^{-1} (Abril et al.,

1999; 2000; Maurice, 1994) and the resuspension of this material can generate additional oxygen consumption.

The Gironde fluvial-estuarine system (SW France) is one of the largest European estuaries, and has been recognized as one of the least human-impacted estuaries in Europe (Abril et al., 2002; Etcheber et al., 2007). However, there is some evidence of environmental sensitivity of this ecosystem; several episodes of low dissolved oxygen content have been observed in the fluvial section close to the city of Bordeaux, in particular during severe droughts of 1962, 1976, 1989 and 2006 (Etcheber et al., 2011). Increasing frequency and duration of these events could be problematic for instance for downstream migration of juvenile fish, such as eel or salmon, as it was the case in the Loire Estuary in the early 90's (Thouvenin et al., 1994; Chaudon, 2005).

The purpose of this paper is to use a large and high-resolution database of dissolved oxygen concentration and ancillary parameters in the Gironde estuary in order to identify the factors that lead to hypoxia in such a temperate, macrotidal and turbid estuary. Data collected since 2005 at four stations by the MAGEST (MArel Gironde ESTuary) monitoring programme represent an unprecedented real-time, continuous (10 mn) dataset in estuarine systems (Garel et al., 2009), that offers the opportunity to describe specific events that are difficult to sample with conventional methods. After a brief description of the Gironde fluvial-estuarine system and the monitoring network, we analyse the 7-yr time series in terms of spatio-temporal variability at timescales from tidal to inter-annual; then, we focus on the summer periods of oxygen depletion and, within these periods, we identify the environmental factors that lead to critical hypoxic events. Finally, the experience acquired with this monitoring network allows us to discuss potential evolution of the Gironde Estuary and the probable trends in the occurrence of hypoxia in the future.

1.2. The Gironde fluvial-estuarine system

The Gironde Estuary drains a watershed of 71,000 km² in south-western France and is formed by the Garonne River and the Dordogne River, which contribute 65% and 35 % of the total freshwater input, respectively (Figure IV.1;Table IV.1). The Gironde is one of the largest European estuaries in terms of surface area (625 km²) and one of the largest in terms of annual mean discharge (~1000 $m^3 s^{-1}$) (Abril et al., 2002; Etcheber et al., 2007). The discharge varies seasonally, reaching a maximum in January-February (average 1500 $m^3 s^{-1}$) and a minimum in August-September (average 250 $m^3 s^{-1}$). The Gironde is classified as a hypersynchronous macrotidal estuary and is partially-mixed to well-mixed with tidal amplitudes varying from 1.5 m to 5.5 m at the mouth (Allen et al., 1980) (Table IV.1). Water depth (at low water level) ranges between 5 and 8 m in the upper estuary and reaches up to 20 m near the mouth (Sottolichio & Castaing, 1999; Etcheber et al., 2011). The tidal influence stops at about 180 km

upstream from the mouth (Sottolichio & Castaing, 1999). Allen et al. (1977) estimated that during one tidal cycle, the seawater inputs are 30 to 40 times greater than the freshwater inputs.

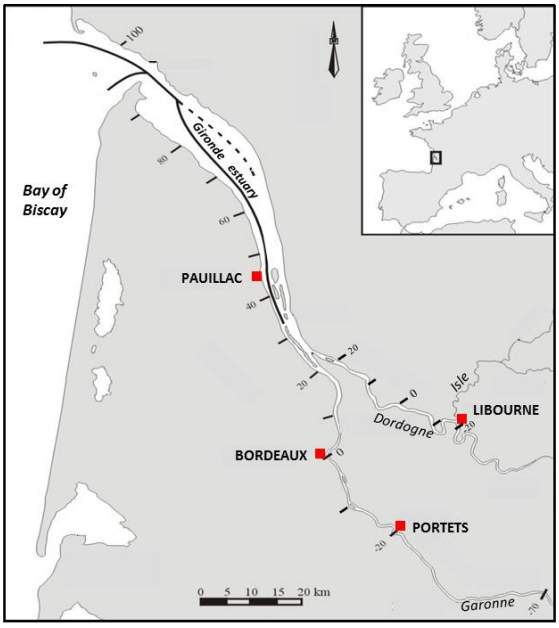


Figure IV.1: Location of the study area: the Gironde fluvial-estuarine system with its main tributaries (the Garonne and Dordogne Rivers) and the instrumented sites (red squares): Portets, Bordeaux, Libourne and Pauillac. Numbers indicate the distance in km from Bordeaux city.

Due to an estuarine residual circulation largely dominated by flood currents, the residence time of water and suspended particulate matter (SPM) in the estuary is relatively high, between 20 and 86 days for water and between 12 and 24 months for the suspended sediment, depending on river discharge (Jouanneau & Latouche, 1981; Saari et al., 2010). One of the main sedimentary features of the Gironde Estuary is its TMZ, generated by the asymmetry of the tidal wave (Sottolichio & Castaing, 1999), and positioned according to the river flow. In the TMZ, suspended particulate matter (SPM) concentrations of 1 g L^{-1} at the surface and 10 g L^{-1} near the bottom are common values (Jouanneau et Castaing, 1981). Fluid mud pools with SPM concentration exceeding 100 g L^{-1} are common features that deposit during neap tides (Allen et al., 1980; Sottolichio & Castaing, 1999; Abril et al., 1999). During low river flow, the TMZ is about 70 km long and the highest SPM concentrations occur in the narrow tidal sections of the Garonne and the Dordogne Rivers (Sottolichio & Castaing, 1999). When river flow increases, the TMZ moves downstream in the estuary (Doxaran et al., 2009).

Table IV.1: General features of the Gironde Estuary.

		Gironde Estuary	
Surface area	River basin (km²)	71 000[1]	
	Estuary (km²)	625[2]	
River discharge	Mean 1959-2011 (m^3 s^{-1})	100[2]	
		Garonne	**Dordogne**
	Mean (1959-2011 (m^3 s^{-1})	595	326
	Min-Max 1959-2011 (m^3 s^{-1})	80-5007	54-1973
Tidal range	At the mouth (m)	1.5-5.5[3]	
Depth	Upper estuary (m)	5-8[3]	
	Lower estuary (m)	20[3]	
Residence time	Water (months)	0.5-3[4]	
	Particles in TMZ (months)	12-24[4]	

[1] Ignasse et al., 2002 [2] http://www.hydrofrance.fr

[3] Sottolichio & Castaing, 1999 [4] Jouanneau & Latouche, 1981

Suspended sediments in the Gironde Estuary are mainly composed of clays (45–65%) and silts (Castaing et al., 1984) and have a dominant terrestrial origin (Fontugne & Jouanneau, 1987). Particles in the TMZ have a low organic carbon (POC) content, with a value of 1.5-0.1% of SPM, and without seasonal variations; this particulate organic matter in the TMZ mainly consists of refractory materials (Etcheber et al., 2007; Veyssy et al., 1999). For comparison, the annual mean POC content in the Loire and Seine Estuaries is 3.3% (Abril et al., 2002; Relexans & Etcheber, 1986) and 3.1% (Servais et al., 1998) respectively (Allen et al., 1980; Sottolichio & Castaing, 1999; Abril et al., 1999). Based on organic carbon entering the estuary and on the catchment inhabitant to river discharge ratio, the Gironde Estuary has been classified as a pristine estuary, in comparison to other European estuaries (Abril et al., 2002). However, the impact of Bordeaux city (715 000 inhabitants) is poorly documented, domestic waters being released to the Garonne tidal river after being partly treated through wastewater treatment plants.

1.3. Materials and methods

Since 2005, an automated continuous monitoring network, called MAGEST (MArel Gironde ESTuary), provides real-time measurement of the water quality of the Gironde. This high frequency monitoring network has four automated stations located along the Gironde fluvial-estuarine system (Figure IV.1). The stations along the axis of the estuary are representative of the different estuarine sections. The most downstream station is Pauillac, located 52 km from the estuarine mouth and considered as a reference of the central estuary. Two other stations are situated in the tidal reach of the Garonne River: Bordeaux and Portets, respectively at 100 and 120 km from the mouth. Bordeaux station is in a large suburb of about 715 000

inhabitants, resulting in the presence of two large wastewater treatment plants and is considered an urban reference. The fourth station, Libourne, is located in the Dordogne tidal river. Portets on the Garonne and Libourne on the Dordogne remain influenced by the tide all year round, but are likely to register the riverine inputs during flood discharge periods. All stations measure 4 parameters every 10 minutes: temperature, salinity, turbidity and dissolved oxygen.

The automated stations are all based on the same architecture, including an autonomous measurement system and a bidirectional telecommunication system. Water is pumped 1 m below the surface and circulated through a measuring cell including a dissolved oxygen optode (0-20 mg L^{-1} ± 0.2 mg L^{-1}), a temperature probe (0-35 °C ± 0.1°C), a turbidity probe (0-9999 NTU ± 10%, where 9999 NTU, maximum value recorded, corresponds to a SPM concentration of about 12 g L^{-1}) and a conductivity probe (0-70 mS cm^{-1} ± 0.3 mg cm^{-1} for Pauillac and Bordeaux stations; 0-2 mS cm^{-1} ± 0.1 mS cm^{-1} for Libourne and Portets stations) (Etcheber et al., 2011). In addition, an ultrasonic level controller measures the water depth. Each station has two complete sets of sensors that are replaced every 3 months to allow calibration and to ensure the quality of measurements. Before its deployment in the field, the sensor unit is calibrated in an air-conditioned room; sensors of the recovered unit are validated in the same conditions to check potential drift in measurements. The sensor calibration follows the standardized procedures developed in collaboration with IFREMER (Institut Français pour l'Exploitation de la MER) (Etcheber et al., 2011; Blain et al., 2004). Briefly, the dissolved oxygen sensor is calibrated before and after deployment using an insulated water bath (20°C) equilibrated with the atmosphere (saturating concentration of O_2). Sensors are adapted to riverine and coastal conditions, and are able to work over long periods without drifts in measured values (Etcheber et al., 2011).

A land-based management station collects data every 6-hr at the University of Bordeaux 1 (http://www.magest.u-bordeaux1.fr/). Dissolved oxygen saturation, expressed in percentage, is automatically calculated from DO concentration in mg L^{-1} through the network software accounting for temperature and salinity. Since 2005, the monitoring network has recorded more than one million rows of data, which corresponds to about 75% of time in service. The percentage of validated data is followed monthly per station. For example in 2008, the Bordeaux station worked very well in May and June (> 95%) but failed in July, August and November (< 35%). The Pauillac station did not work between May 2006 – March 2007 and August 2009 – June 2010. This lack of data had different origins, such as damages related to rough environment (storm, flood debris…), electricity supply or sensor malfunctioning.

In order to interpret the factors that control the variations of DO, we performed statistical analysis on daily-averaged data. We compared values of salinity, temperature, turbidity and

DO concentrations according to stations (Portets, Bordeaux, Libourne and Pauillac), period (months and seasons) and their interactions (ie. Station within Period), by performing analyses of variance (ANOVAs). In the following, we refer to "significantly different" datasets when ANOVA tests on daily-averaged data were significant at $p<0.5$. Tukey's HSD (Honestly Significant Difference) pairwise multiple comparison tests were used to identify the difference between means when required ($p<0.05$). We also performed multiple correlation tests and ANCOVA (with station as fixed factor) on daily-averaged data for the 7-years dataset in order to investigate how temperature, turbidity and river discharge influence DO.

1.4. Results and discussion

1.4.1. Spatiotemporal variations

a. Short term variability at the semi-diurnal and neap-spring tidal cycles

We first present an example of high frequency (10 minutes) data to illustrate the potential of such monitoring and the variability of DO at short timescales (semi-diurnal and fortnightly tidal cycles). In macrotidal estuaries, changes in current velocities throughout the tidal cycles induce sedimentation and resuspension of particulate matter and affect the distribution of turbidity and oxygen (Abril et al., 1999; Thouvenin et al., 1994; Parker et al., 1994; Uncles et al., 1998; Abril et al., 2004). The selected dataset (Figure IV.2) is a record at Bordeaux during summer 2005, a period favourable to low oxygen content, when the Garonne River discharge averaged 90 $m^3 s^{-1}$. Owing to the water movement throughout the tidal cycle, DO and salinity were maximal at high tide and minimal at low tide. As we will discuss later, at this Bordeaux station, dilution with more saline water at high tide increased the DO concentration compared to low tide. In contrast, SPM concentration was highest at mid-tide, which corresponds to maximum current velocities and resuspension (Abril et al., 1999). SPM concentrations (maximum and average values during tidal cycles) also increased during the spring tides compared to the neap tides, revealing some fluid mud resuspension (Abril et al., 1999; Le Hir et al., 2001). The response of oxygen was a progressive decrease from the 23rd of July at spring tide to the 29th of July two days before the neap tide (Figure IV.2). During this spring to neap transition, there was also a larger difference between the low tide minimum DO and the high tide maximum DO (Figure IV.2), which reveals that oxygen-consuming processes were enhanced during the tidal cycle. DO then increases again during the neap tide and until the next spring tide. Similar (though less pronounced) DO minima 5-6 days after the spring tide occurred at the Pauillac station downstream, and at the Libourne station on the Dordogne (not shown).

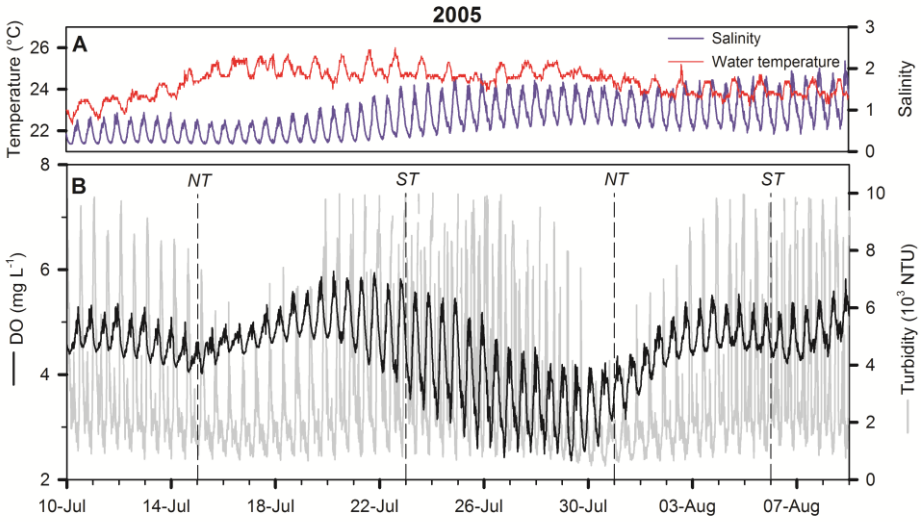


Figure IV.2: High-frequency record (every 10 mn) of water temperature, salinity, dissolved oxygen and turbidity at Bordeaux, from July, 17 to August 13, 2005. The dashed lines in the lower panel underline the Neap (NT) and Spring (ST) Tide.

The DO minimum in the Gironde Estuary occurs 5-6 days after the spring tide and the associated maximum in turbidity (Figure IV.2B), which is much later than in other sites like the Loire Estuary (Thouvenin et al., 1994; Abril et al., 2004), the Severn Estuary (Parker et al., 1994), and the Humber estuary (Uncles et al., 1998), where DO minima occur just at spring tides or 1-2 days after. This delay depends on the intensity of the oxygen-consuming processes that are enhanced (or oxygen-supply processes that are inhibited) at spring tide. At spring tide, more particulate organic matter is available to heterotrophic bacteria in the water column (Goosen et al., 1999; Crump et al., 1998). Resuspension of fluid mud results in mixing of pore waters rich in reduced compounds (Abril et al., 1999), which are oxidized very quickly in the water column. Conversely, gas exchange and re-aeration intensity at spring tide might be favoured by higher water current velocities, but also limited by higher turbidity (Abril et al., 2009). The outcome of these processes appears less intense in the Gironde at spring tides, where the high particle load in the TMZ is associated with a low POC content (Etcheber et al., 2007).

b. Seasonal trends and localization of severe oxygen depletion

Monthly-averaged data throughout the 7 years of monitoring (Figure IV.3) reveal reproducible seasonal patterns induced by the hydrology, the movement of the TMZ and the changes in temperature and water residence time in the estuary. Comparative analysis of summer data (July-Sep.) and winter data (Jan.-March) reveal different patterns between stations (Table IV.2). Some interannual variability also occurred with the Garonne and Dordogne River discharges that are generally the highest between November and April and the lowest between May and October (Figure IV.3A). Throughout the studied period, 2005 and 2011 were the

driest years, with annual average discharge (sum of Garonne and Dordogne) of 337 $m^3 s^{-1}$ and 302 $m^3 s^{-1}$ respectively; and 2009 was the wettest year with an annual average discharge of 535 $m^3 s^{-1}$. Water temperature ranged between 5 and 25°C and showed the same well-defined seasonal pattern at all stations. To the contrary, salinity, turbidity and DO presented very contrasted signals, with significantly different values between stations and with seasonal variations more or less important depending to the location (Figure IV.3A; Table IV.2).

The seasonal shifts of the TMZ with the river discharge were the predominant phenomenon that impacted the turbidity and oxygen patterns at the four stations. At Pauillac in the central estuary where salinity was highest (Table IV.2), turbidity remained relatively high throughout the year (Figure IV.3E). This station is indeed located at the centre of the TMZ in winter and at its downstream reach in summer (Sottolichio & Castaing, 1999; Doxaran et al., 2009). However, summer turbidity values at Pauillac were significantly lower ($p<0.0001$) than winter values (Table IV.2) as the TMZ moved upstream. At the three other stations in the low salinity region of the Garonne and Dordogne tidal rivers (Portets, Bordeaux and Libourne), turbidity reached monthly-averaged values of several thousand NTUs in summer (Figure IV.3B, C, D). Summer turbidity at these three stations was significantly higher ($p<0.0001$) than at the Pauillac station (Table IV.2), which illustrates the process of concentration of the TMZ in the upstream narrower area, as the TMZ moved upstream in summer. In winter, high river flows pushed the TMZ downstream (Allen et al., 1980; Sottolichio & Castaing, 1999; Castaing & Allen, 1981), and turbidity was low in this upstream area (Table IV.2), with monthly-averaged values of 100 NTU at Portets and Libourne and 600 NTU at Bordeaux (Figure IV.3).

Concerning oxygen, there was a general trend opposite to that of turbidity and temperature, with lowest DO in summer and in the TMZ (Figure IV.3), but with some different patterns between stations. Estuarine waters at the Pauillac station remained well oxygenated whatever the season, with monthly-averaged values between 7 and 11 mg L^{-1} (saturation rates: 75 to 105%; Figure IV.3E). In contrast, the three upstream stations, Bordeaux, Portets and Libourne, located in the fluvial estuary, monthly-averaged DO concentrations varied widely between 3 and 14 mg L^{-1} (saturation rates from 39 to 120%; Figure IV.3B, C, D). DO concentrations as expressed in mg L^{-1} were significantly higher ($p<0.0001$) in winter than in summer (Table IV.2) at all stations; this was primarily due to the temperature effect on oxygen solubility in water (Appendix). When expressed in % of saturation, DO was significantly higher in winter than in summer at the three upstream stations (Portets, Bordeaux and Libourne), whereas it was significantly lower in winter than in summer at the Pauillac station downstream (Table IV.2).

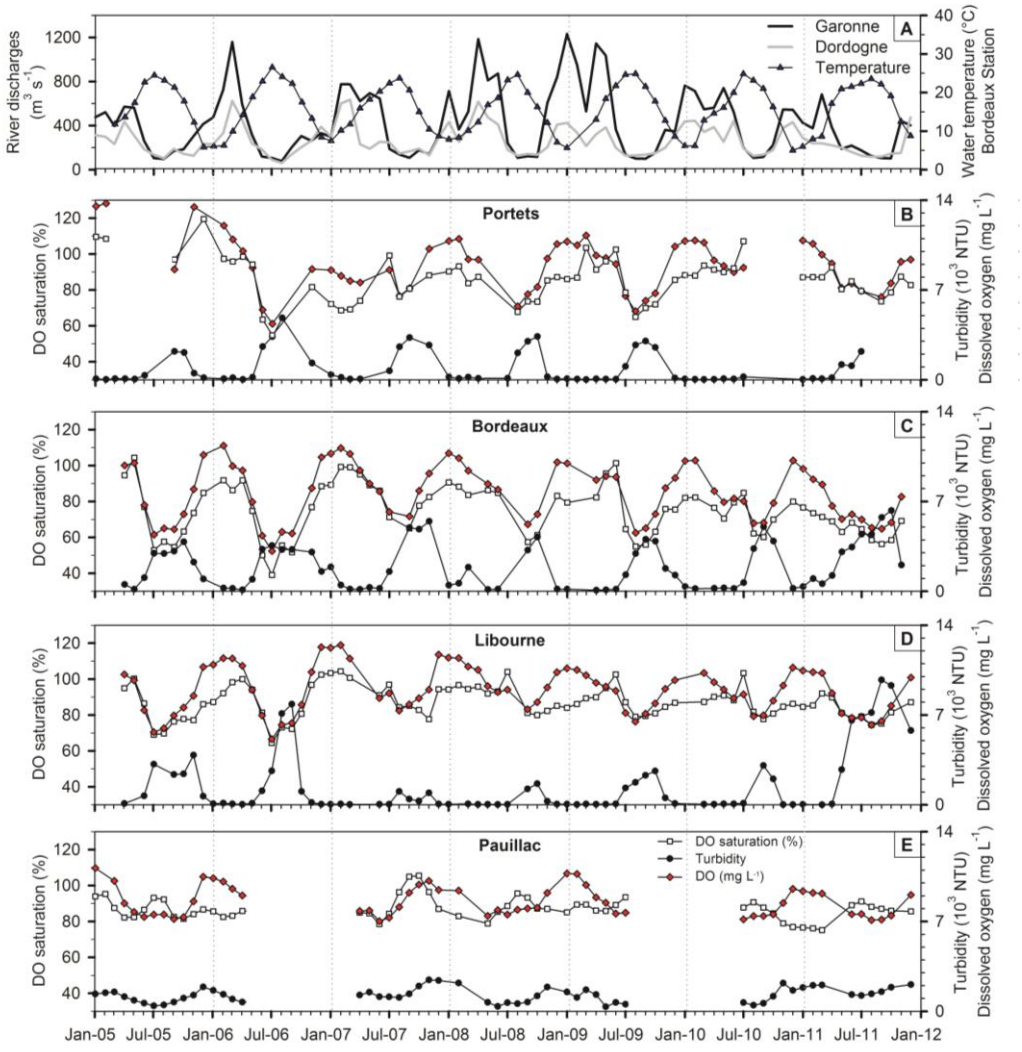


Figure IV.3: Evolution of monthly average values in river discharges (m^3 s^{-1}), water temperature at the Bordeaux station (°C – blue up-triangle), turbidity (10^3 NTU – black circles), dissolved oxygen (saturation % – empty square and mg L^{-1} – red diamonds) at the four stations of the MAGEST network from January 2005 to December 2011. Water temperature is plotted for the Bordeaux station only, as this parameter presents minor differences between the four stations (Etcheber et al., 2011).

This inversed pattern at the downstream station was apparently due to enhanced oxygen consumption in the TMZ. In summer, when the river discharge decreased, the TMZ moved upstream, suspended matter at Pauillac was reduced and DO saturation increased. In addition, some phytoplanktonic blooms have been reported in this area in summer, when light penetration increases (Irigoien & Castel, 1997; Lemaire et al., 2002), which explains the observed oversaturation (Table IV.2).

Table IV.2: Mean ± SD, minimum – maximum are presented using daily-averaged values for salinity, temperature, turbidity and DO depending on the summer (from July to September) or the winter period (from January to March) for each station. Differences in the data between stations and seasons were tested with ANOVA (comments in the text).

		Salinity	Temperature (°C)	Turbidity (NTU)	DO contents (mg L^{-1})	DO % of saturation
Portets (Garonne River)	Summer	0.18 ± 0.04	23.41 ± 2.07	2147 ± 1572	6.60 ± 1.49	77.37 ± 16.75
		0.12 – 0.34	18.23 – 29.22	20 – 6880	3.30 – 12.24	41.43 – 152.15
		N=364	*N=364*	*N=340*	*N=364*	*N=364*
	Winter	0.14 ± 0.01	8.17 ± 2.23	115 ± 173	10.28 ± 1.33	87.05 ± 10.23
		0.10 – 0.17	3.89 – 13.54	6 – 1145	6.94 – 14.32	62.56 – 111.61
		N=478	*N=478*	*N=478*	*N=478*	*N=478*
Bordeaux (Garonne River)	Summer	0.75 ± 0.51	23.06 ± 2.01	3459 ± 1864	5.02 ± 1.02	58.63 ± 11.02
		0.14 – 2.19	18.23 – 28.37	394 – 7912	1.85 – 8.24	23.50 – 95.56
		N=355	*N=355*	*N=346*	*N=355*	*N=355*
	Winter	0.15 ± 0.01	7.91 ± 2.24	532 ± 649	10.24 ± 0.87	86.30 ± 8.09
		0.11 – 0.22	4.13 – 13.38	31 – 3401	7.72 – 12.09	67.33 – 102.55
		N=342	*N=342*	*N=345*	*N=342*	*N=342*
Libourne (Dordogne River)	Summer	0.23 ± 0.20	22.84 ± 2.46	2997 ± 3227	7.13 ± 1.23	82.68 ± 13.29
		0.07 – 0.86	15.61 – 29.22	14 – 9999	3.30 – 10.97	41.43 – 129.48
		N=461	*N=461*	*N=453*	*N=461*	*N=461*
	Winter	0.10 ± 0.02	7.96 ± 2.20	55 ± 94	10.98 ± 0.91	92.52 ± 7.00
		0.06 – 0.16	3.05 – 13.54	2 - 1145	9.20 – 14.32	78.70 – 110.96
		N=422	*N=422*	*N=394*	*N=422*	*N=422*
Pauillac (Gironde Estuary)	Summer	6.75 ± 2.55	22.18 ± 1.48	941 ± 509	7.62 ± 0.66	91.03 ± 6.74
		1.18 – 11.11	17.81 – 25.32	99 – 3076	6.32 – 9.88	76.98 – 113.83
		N=348	*N=348*	*N=330*	*N=331*	*N=331*
	Winter	2.05 ± 1.08	7.33 ± 2.02	1558 ± 686	9.84 ± 0.68	82.78 ± 5.66
		0.15 – 5.46	3.59 – 12.86	399 – 3263	8.12 – 11.29	68.82 – 93.07
		N=250	*N=250*	*N=250*	*N=250*	*N=250*

In order to investigate the factors controlling water oxygenation spatially and seasonally in the Gironde Estuary, we performed multiple correlation tests on the daily-averaged dataset of DO, turbidity, temperature and river discharge, from 2006 to 2011 at the four stations (Table IV.3). To separate the solubility effect of temperature on DO (Appendix) from the other biological and environmental effects, tests were performed on DO data expressed in both mg L^{-1} and % of saturation. The inversed pattern at Pauillac compared to the other stations is confirmed by the ANCOVA analysis, as: (1) a positive correlation was observed between DO (mg L^{-1}) and turbidity, whereas correlations were negative at the three other stations; this is because at Pauillac, highest DO occurred in cold waters in winter, when the TMZ was present; (2) a positive correlation was found between DO (%) and temperature, whereas correlations were negative at the three other stations; (3) a negative correlation was found between DO (%) and river discharge, whereas correlations were positive at the three other stations (Table IV.3).

For the three upstream stations, where most severe oxygen depletion occurred (Table IV.2), DO in mg L^{-1} showed the strongest correlation with temperature, whereas DO in % of saturation showed the strongest correlation with turbidity (Table IV.3). This indicates that DO depletion in waters is linked to both solubility effects due to temperature and a biogeochemical

effect due to enhanced respiration in the TMZ, where organic matter (Abril et al., 2002) and heterotrophic bacteria (Goosen et al., 1999; Crump et al., 1998) are concentrated. In the Ems Estuary, field and model results showed also strong variations in DO contents, caused both by temperature and variation in the hydrologic cycle with low discharge during the summer period (Talke et al., 2009). The two effects occur concomitantly, leading to a strong potential for biological stress and hypoxia at these three stations in summer. In the following sections, we will focus on these three stations.

Table IV.3: Pearson's correlation between monthly-average DO (in mg L^{-1} and in % of saturation) and parameters (Temp: temperature; turbidity and river discharge) per station. All correlations were significant at the 0.0001 probability level.

	Temp.	**Turbidity**	**River discharge**
DO mg L^{-1} f ( )			
Portets	-0.79	-0.70	0.42
Bordeaux	-0.88	-0.63	0.57
Libourne	-0.85	-0.60	0.55
Pauillac	-0.83	0.28	0.34
DO % sat f ( )			
Portets	-0.23	-0.63	0.25
Bordeaux	-0.62	-0.65	0.54
Libourne	-0.27	-0.52	0.35
Pauillac	0.39	-0.18	-0.33

1.4.2. Evidences of an urban impact

a. Comparison of DO levels in the Garonne and Dordogne tidal rivers

Contrary to monthly-averaged data (Figure IV.3), daily-averaged data as shown in figure IV.4 for the year 2011, reveal the occurrence of discharge peaks lasting less than one month in the Garonne and Dordogne tidal rivers, even in summer. The three stations experienced significant oxygen depletion in the TMZ in summer 2011, but at different levels (Figure IV.4). At Bordeaux and Libourne, daily-averaged DO minima occurred at the spring to neap tide transition (Figure IV.4C, D), consistent with the raw data signal (Section 1.4.1.a and Figure IV.2). Although Libourne recorded extremely high turbidity, occasionally above the saturation value of 9999 NTU (corresponding to a SPM concentration of 12 g L^{-1}), DO remained always higher than 5.8 mg L^{-1}. At Bordeaux, DO was below the 5 mg L^{-1} threshold for biological stress during almost three weeks in late August – early September. However, the summer 2011 period was not critical: moderately high temperatures (max 25.8°C) and few peaks in river discharge

(Figure IV.4A). A saturation rate higher than 40% was maintained. This was not the case in summer 2006, when a daily-averaged saturation of 25% was recorded at Bordeaux (not shown).

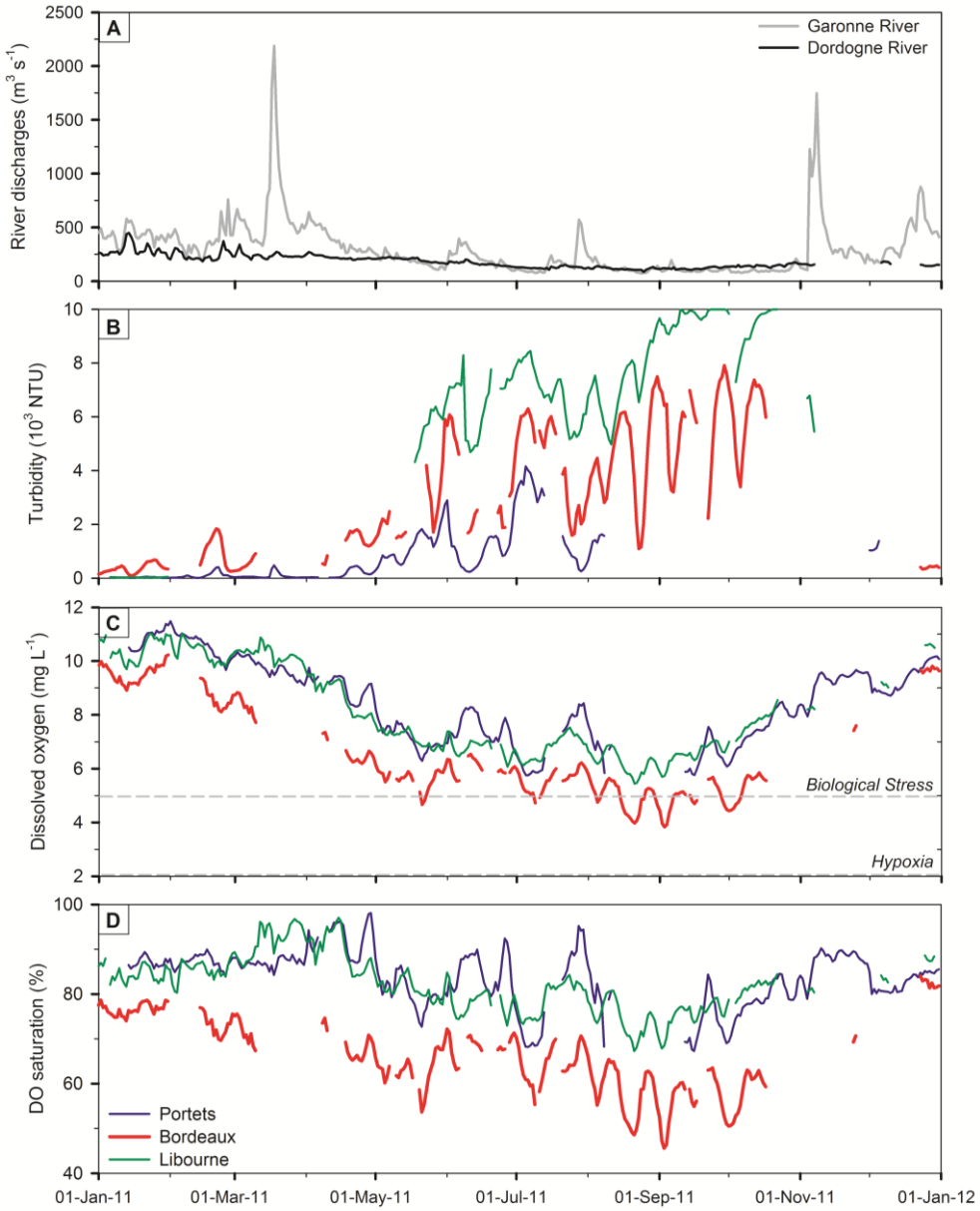


Figure IV.4: Evolution of daily average values of Garonne and Dordogne rivers (m^3 s^{-1}), turbidity (103 NTU), dissolved oxygen (mg L^{-1} and %) during 2011, at the stations Portets (blue), Bordeaux (thick red) and Libourne (green).

When analysing these daily-averaged data for the period between the 1st of August and the 31th of September 2011, temperature was not significantly different at both stations ($p>0.05$), turbidity was significantly higher at Libourne than at Bordeaux ($p<0.01$), whereas oxygen was significantly lower at Bordeaux than at Libourne ($p<0.05$). In parallel, we tested the difference between stations for the summer periods of the whole daily-averaged dataset (Table IV.2). Temperature and turbidity were not significantly different ($p<0.01$) between the three stations

of Portets, Bordeaux and Libourne. In contrast, DO (expressed in mg L^{-1} and in % of saturation) was significantly lower ($p<0.0001$) at Bordeaux than at Portets and Libourne. This suggests an impact of the city of Bordeaux (715,000 inhabitants), which releases domestic waters after treatments, at two major points in front of the city. Daily organic carbon and ammonium fluxes from wastewater treatment plants are estimated at respectively 4.5 t C d^{-1} and 4.5 t N d^{-1} (Lanoux, unpublished data). In comparison, mean inputs of biodegradable organic carbon (mainly freshwater phytoplankton) and ammonium from the Garonne River during summer are respectively 4 t C d^{-1} (Etcheber et al., 2007) and 0.3 t N d^{-1} (Abril et al., 2000). As nitrification consumes twice as much oxygen as does mineralization of the organic carbon, the impact of urban sewage loads on Garonne oxygenation around the city of Bordeaux is potentially higher than river inputs coming from upstream. During summer low river discharge and long residence time of water, urban inputs of highly biodegradable organic matter and ammonia fuel microbial respiration and nitrification in the TMZ and constitute a significant additional factor that contributes to hypoxia in this tidal reach of the Garonne river (Figure IV.2, Figure IV.3 and Figure IV.4; Table IV.2).

b. Occurrence of a DO depleted water mass centered on Bordeaux

Further evidence of an urban impact on the Garonne tidal river in summer comes from DO variations throughout tidal cycles, which show different timing at Bordeaux and at Portets located 20 km upstream. Figure IV.5 shows, as an example, 10-min raw data of DO concentration, salinity and water level from the 12th to 13th July 2006 at Bordeaux and Portets. Discharge of the Garonne River was relatively constant between 83 and 124 m^3 s^{-1} during this period, and the lowest DO concentration recorded was 2.3 mg L^{-1}. Water level varied from 0.9 to 6.3 m at Bordeaux and from 1.3 to 6.7 m at Portets. The salinity was maximum at high tide at both stations. In addition, the high tide salinity at Portets was very similar to the low tide salinity at Bordeaux, reflecting the upstream advection of estuarine waters. The turbidity ranged from about 750 to above the saturation value of 9999 NTU at both stations (not shown), without significant difference between stations.

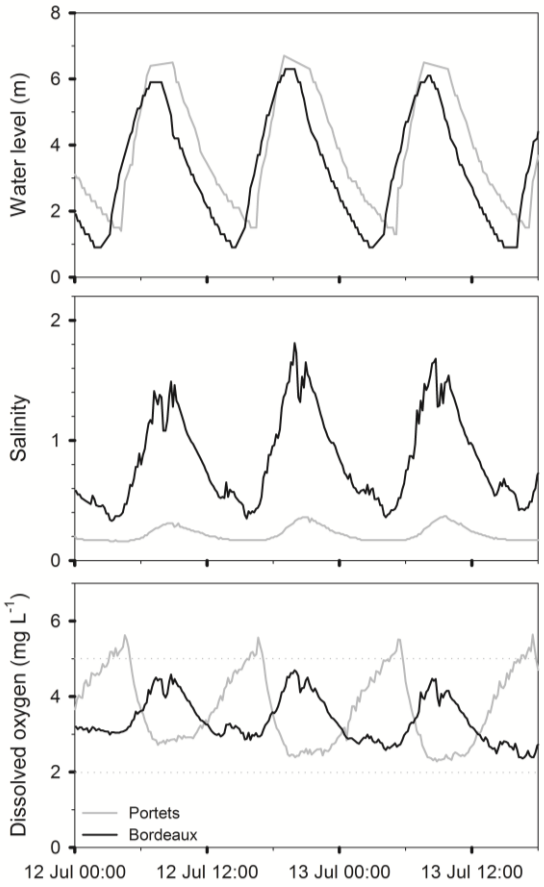


Figure IV.5: Temporal evolutions of water level, salinity and DO contents at Bordeaux (black) and Portets (grey) from July 12-13, 2006. Data frequency was 10 minutes.

At Bordeaux, the highest DO concentration occurred at high tide slack water and the lowest DO occurred at low tide (Figure IV.5). At Portets, the trend in DO concentration was the opposite, with minima recorded at high tide slack water and maxima at low tide (Figure IV.5). In addition, the low tide DO concentration at Bordeaux exactly matched the high tide DO concentration at Portets, the same as for salinity. This phase offset in DO between Bordeaux and Portets is another indication of the impact of the city of Bordeaux: at Bordeaux DO is highest at high tide when dilution with estuarine saltier water occurs; at Portets DO is minimum at high tide when waters from Bordeaux are advected, but maximum at low tide when dilution with fresh riverine water occurs. This illustrates the upstream migration of oxygen-depleted waters from Bordeaux to Portets with the flood tide. One could expect an equivalent migration of urban impacted waters downstream with the ebb tide, although there is no observation at present to corroborate this hypothesis. DO contents in this area during low-waters periods, is expected as an inverted bell curve centred on Bordeaux and with an extension of several dozen of km upstream and downstream of the city.

1.4.3. Crucial importance of minimal instream flow

As discussed previously, the monitoring network revealed that hypoxia occurred in the TMZ, in warm waters and at the vicinity of the city of Bordeaux. Hypoxic events were always associated with low river discharge, as this determines the position of the TMZ in the upstream part of the estuary in front of the urban area of Bordeaux. However, during summer, river discharge may act in a second and subtler way on DO, by renewing water in the hypoxic estuarine section with more oxygenated upstream freshwaters. To investigate the occurrence of such processes, we selected the dataset at Bordeaux for two summer periods in 2007 and 2005 (Figure IV.6).

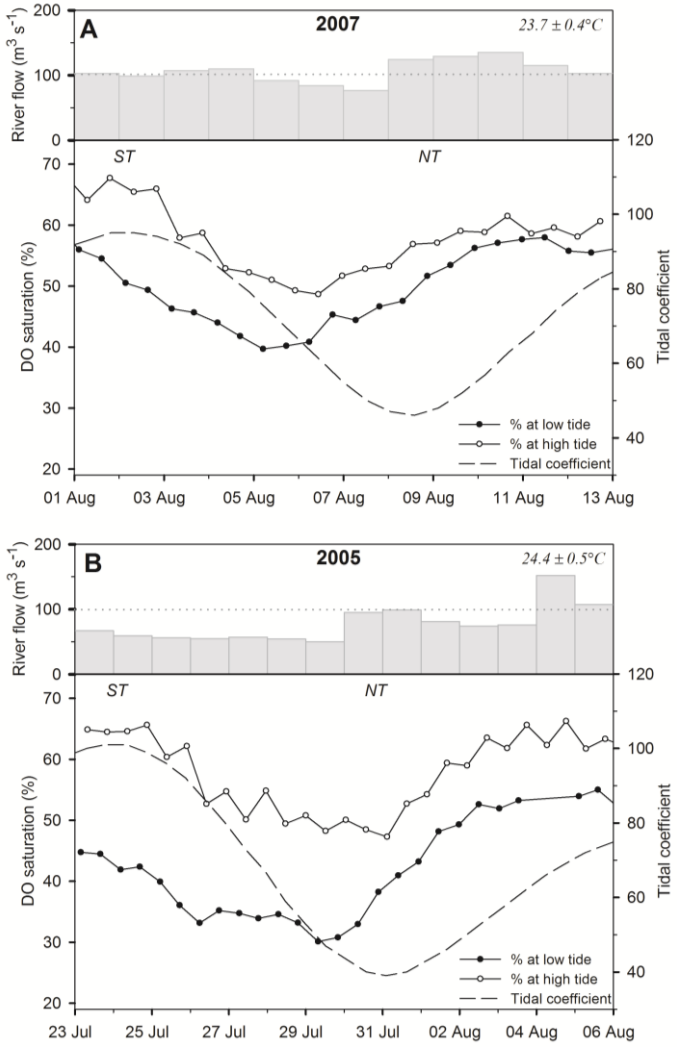


Figure IV.6: DO saturation at Bordeaux at low (full circle) and high tide (empty circle) according to normalized tidal coefficient (dotted line at Spring Tide, ST and neap Tide, NT) and river discharge: (A) from August, 1 to 10, 2007, and (B) from July, 23, to August, 06, 2005. Corresponding water temperature range is also plotted for the two situations.

DO saturation at low and high tide slacks have been selected for the periods from 01st to 13 August 2007 (Figure IV.6A) and from 23 July to 06 August 2005 (Figure IV.6B), two summer

periods with different hydrological conditions: temperature difference was only to 0.7°C, whereas river discharge was significantly lower in 2005 compared to 2007 ($p<0.01$). Turbidity (643-9999 NTU in 2007 and 642-9999 NTU in 2005) and salinity (0.18-0.95 in 2007 and 0.23-2.18 in 2005) trends were also similar for both situations. As described in section 1.4.1.a, DO decreased from spring to neap tides for both periods. At high tide, DO saturation varied from 47 to 66% in 2005 and from 48 to 68% in 2007. At low tide DO was between 40 to 58% in 2007 and between 30 to 55% in 2005.

The only difference between the two selected periods was the river discharge, which remained well below 100 $m^3 s^{-1}$ during several days in 2005 (Figure IV.6B), but not in 2007. At very low discharges, residence time of water bodies is longer and water renewal is lower. The continuously input from the two wastewater treatment plants (about 715,000 inhabitant-equivalents) may then generate additional oxygen consumption due to degradation of the organic carbon and ammonium. River discharge > 100 $m^3 s^{-1}$ apparently allows a higher dilution and dispersion of urban effluent from Bordeaux, as probably occurred during the second part of the 2005 selected period (from the 30th of July to the 6th of August in figure IV.6B), concomitantly with higher tidal intrusion. The limit of 100 $m^3 s^{-1}$ is the criteria for management of dams to release water from dams on the watershed in order to sustain flow discharges. We conclude that this minimum discharge is also critical to avoid drastic oxygen depletion in the Garonne River around Bordeaux.

1.5. Conclusion

The high-frequency of measurements of the MAGEST network provides detailed information on water quality that would not be obtained by classical sampling, even on a daily basis. A synthesis of different factors influencing DO at the four stations is presented in table IV.4. Monthly-average data highlight a clear seasonal signal whereas 10-min raw data shows evidence of semi-diurnal and neap-spring tidal variations. At these scales, the lowest DO saturation is recorded during low tide and at the spring to neap transition. Spatio-temporal variations in DO are in accordance with the location of the considered station in the Gironde Estuary. In fact, the Gironde Estuary reveals most of the time acceptable oxygen levels, except during some exceptional situations. Some borderline hypoxic situations are observed during marked summer and low-river flow (below 100 $m^3 s^{-1}$ during several successive days) on the Garonne section. Pauillac, the station in the central estuary, records the highest oxygen levels throughout the year (Table IV.4) due to the presence of the TMZ preferentially in winter, and inputs of oxygenated oceanic waters. Portets and Libourne, the upstream stations on the Garonne and Dordogne Rivers, show the same trends as those observed at Bordeaux, with an oxygen decline during the summer period, when temperatures are the highest and river discharges are the

lowest. Bordeaux on the Garonne tidal river showed significantly lower DO level than Libourne on the Dordogne. Thanks to a careful analysis of the large dataset, we could demonstrate that water oxygenation at Bordeaux was also affected by local urban inputs (Table IV.4). The main factors that influence DO contents are the temperature, turbidity and sewage loads. Within a tidal cycle, DO in Portets is out of phase compared to Bordeaux, due to the tidal upstream advection of oxygen-depleted waters. In summer, minimal instream flow above 100 $m^3 s^{-1}$ in the Garonne allows avoid drastic hypoxic situation by renewing water masses in from of the city of Bordeaux.

Table IV.4: Synthesis of factors influencing dissolved oxygen (concentration, % saturation) by stations in the Gironde estuary. The situation of low discharge is considered separately. Range of values recorded during the long-term monitoring (2005-2011) are given for each station. The population of each city is given for indication; the station Bordeaux encompasses the city of Bordeaux and its megacity suburb[a].

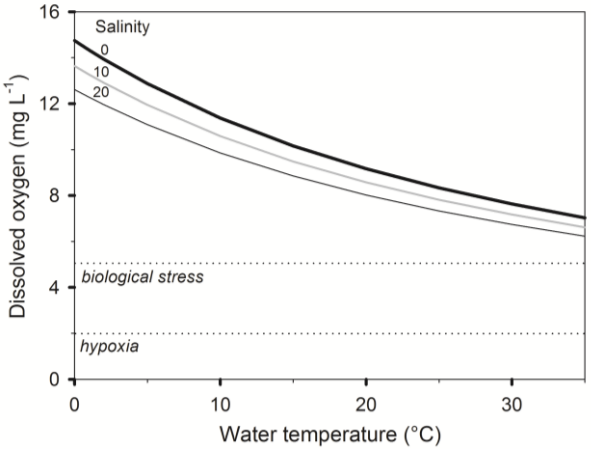
	Low discharge: Garonne <200 $m^3 s^{-1}$; Dordogne<100 $m^3 s^{-1}$ T > 20°C							**Mean to high discharges T < 20°C**						
Factors / Stations	**Trends in O_2**	**Increasing Temperature**	**Turbidity**	**Urban wastes**	**Tidal cycle**			**Trends in O_2**	**Decreasing Temperature**	**Turbidity**	**Urban wastes**	**Tidal cycle**		
					LT	**Mid-Tide**	**HT**					**LT**	**Mid-Tide**	**HT**
Portets 2,258 inhab.	2 – 6 mg L^{-1} ; 25 – 60 %							6 – 12 mg L^{-1} ; 65 – 100 %						
	↓↓	↓	↘	○	↗	↘	↘	↑↑	↑	↘	○	→	→	→
Bordeaux. 715,000 inhab	1.5 – 6 mg L^{-1} ; 20 – 60 %							6 – 12 mg L^{-1} ; 60 – 90 %						
	↓↓	↓	↘	↓	↘	→	↗	↗	↑	→	↘	→	→	→
Libourne 23,725 inhab.	3 – 6 mg L^{-1} ; 45 – 60 %							6 – 13 mg L^{-1} ; 70 – 100 %						
	↘	↓	↓	?	↗	↘	↗	↑↑	↑	→	?	→	→	→
Pauillac 5,195 inhab.	7 – 10 mg L^{-1} ; 70 – 90 %							8 – 12 mg L^{-1} ; 85 – 100 %						
	→	↓	↘	○	→	→	→	→	↑	→	○	→	→	→

[a] Trends in dissolved oxygen: moderate (↘) or pronounced (↓↓) decrease, moderate (↗) or pronounced (↑↑) increase, almost in equilibrium (→); Impact: moderate (↘) or pronounced (↓) decrease, moderate (↗) or pronounced (↑) increase, almost in equilibrium (→), negligible (○), speculative (?); Abbreviations: LT, Low Tide; HT, High Tide.

Low-water-level periods lasting several months in the upper Gironde Estuary have increased in frequency in the last 15 years. A few episodes of hypoxia have been reported during severe droughts of 1976, 1989 and 2006 (Etcheber et al., 2011). Increases in temperature (+ 2°C) and salinity (+ 3) in central estuarine waters were recorded between 1978 and 2003 (Savoye et al., 2012), with a direct influence on distribution and behaviour of zooplankton communities (David et al., 2005). As temperature is a key factor controlling the DO concentration, these changes are also likely to increase the occurrence of hypoxia. The synergic effect of increasing temperature, decreasing summer river discharge and increasing urban population will promote

the establishment of seasonal hypoxia in the fluvial section of the Gironde Estuary close to Bordeaux in the next decades.

Appendix



Appendix 1: Evolution of dissolved oxygen concentration (100% oxygen saturation) and correlations for different water temperatures and salinities, based upon algorithm from Benson and Krause (1984).

Acknowledgements

The MAGEST monitoring network is financially supported by the following organisms: AEAG (Agence de l'Eau Adour-Garonne); SMIDDEST (Syndicat MIxte pour le Développement Durable de l'ESTuaire de la Gironde); SMEAG (Syndicat Mixte d'Etudes et d'Aménagement de la Garonne); EPIDOR (Etablissement Public Interdépartemental de la Dordogne); EDF; GPMB (Grand Port Maritime de Bordeaux); CUB (Communauté Urbaine de Bordeaux) ; Conseil Régional Aquitaine; CG-33 (Conseil Général de Gironde); Ifremer; CNRS; Université Bordeaux 1. The authors also thank the support of the OASU (Observatoire Aquitain des Sciences de l'Univers) through the SOLAQUI office (Service d'Observation du Littoral AQUItain).

2. Tendances saisonnières de la qualité des eaux de l'estuaire

En complément des résultats présentés dans l'article, j'ai réalisé des analyses de variance (ANOVA) sur les données de salinité, turbidité et oxygène dissous (concentration et saturation) enregistrées entre 2006 et 2011, dans le but de comparer les différences saisonnières parmi les quatre stations du réseau MAGEST. La figure IV.7 présente les moyennes mensuelles et les erreurs-types (± SE) de ces paramètres, pour l'estuaire central (station de Pauillac) et les stations amont : Bordeaux et Portets sur la Garonne, et Libourne sur la Dordogne. Bien que Libourne et Portets soient sur deux rivières différentes, ces points sont situés à distance équivalente de l'embouchure.

Les traitements statistiques confirment que la station de Pauillac a une qualité des eaux représentative de celle de l'estuaire central : (i) il y a une différence significative de la salinité moyenne entre Pauillac et les autres stations. Pauillac est sujet à une forte influence marine avec une augmentation significative de la salinité entre Juin et Octobre-Novembre, pendant la période d'étiage (Figure IV.7A) ; (ii) il n'y a aucune différence significative de la turbidité moyenne, ce qui confirme que le bouchon vaseux est présent toute l'année à Pauillac (Figure IV.7B) ; (iii) bien que l'oxygène dissous montre une tendance saisonnière avec une diminution significative en période estivale, simultanément à une augmentation de la température des eaux, les teneurs en oxygène à Pauillac présentent des variations mineures quelle que soit la saison (Figure IV.7C) ; (iv) la moyenne du taux de saturation en oxygène à Pauillac, d'Août à Octobre, est nettement plus élevée qu'à Bordeaux à la même période, mais ne présente pas de différences significatives entre les autres stations pendant le reste de l'année (hormis la période estivale) (Figure IV.7D).

L'apport océanique se fait ressentir en amont de la Garonne, à Bordeaux, avec une augmentation significative de la salinité de Juin à Novembre. Il n'y a aucune différence significative entre les autres mois de l'année et les autres stations (Figure IV.7A). Selon les tests ANOVA, le bouchon vaseux varie considérablement entre l'hiver et la période estivale à Libourne, Bordeaux et Portets, soulignant l'évolution saisonnière décrite précédemment (Figure IV.7B). D'après les turbidités moyennes, le bouchon vaseux est enregistré sur une plus longue période de l'année à Bordeaux (aucune différence significative de Juillet à Novembre) comparé à Portets et à Libourne (Août à Octobre). Cela n'exclut pas que la turbidité soit parfois temporairement et instantanément plus élevée à Libourne (Figure IV.4B ; Table IV.2). L'oxygène dissous montre une tendance saisonnière avec une diminution significative des concentrations en été (Figure IV.7C). Les traitements statistiques révèlent que les concentrations sont significativement plus faibles à Bordeaux (de Juillet à Septembre) qu'à Portets (Août) et à Libourne (Août).

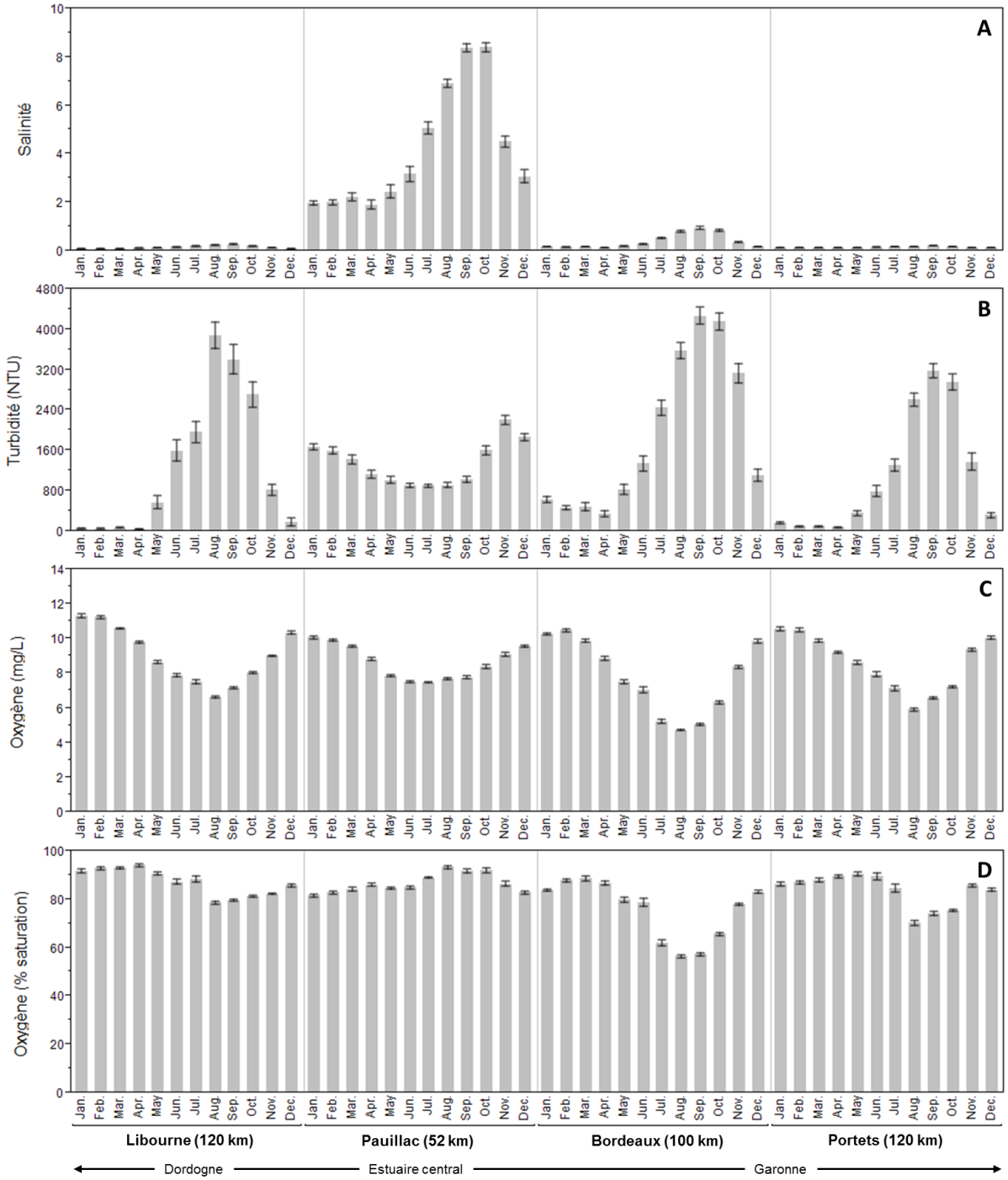


Figure IV.7 : Moyennes mensuelles de salinité (A), de turbidité (B) et d'oxygène dissous en concentration (C) et en pourcentage de saturation (D) (±SE, n>5 500) calculées entre 2006 et 2011 aux 4 stations du réseau MAGEST. La position relative et la distance à l'embouchure de chacune est indiquée sous l'axe horizontal.

En plus de la baisse saisonnière des teneurs en oxygène dissous, il y a également une diminution significative du taux de saturation en oxygène, plus prononcé à Bordeaux (entre Juillet et Septembre) qu'à Portets et à Libourne (Août) (Figure IV.7D). Durant la période estivale, la comparaison des taux de saturation en oxygène parmi les trois stations amont pourrait donner quelques indices permettant d'expliquer les plus faibles valeurs mesurées à Bordeaux. En considérant que la température de l'eau est un paramètre qui présente un signal

saisonnier bien défini et constant à toutes les stations (Etcheber et al., 2011), les différences en oxygène dissous (concentration et saturation) soulignent l'impact négatif d'un facteur spécifique à Bordeaux, propre à influencer ce paramètre. L'hypothèse est que les apports d'effluents urbains de la CUB peuvent avoir une incidence sur l'oxygénation des eaux en engendrant une consommation par la respiration, particulièrement en période d'étiage, et peuvent expliquer la tendance observée en figure IV.6. Les taux de saturation plus faibles à Portets qu'à Libourne semblent indiquer que les faibles teneurs en oxygène mesurées à Bordeaux durant les périodes d'étiage prononcé, représentent une boucle centrée autour de Bordeaux avec une dispersion sur une douzaine de kilomètres. Cependant, ce dernier point doit encore être confirmé par des mesures sur le terrain pour obtenir une distribution spatiale de l'oxygène autour de Bordeaux et plus en amont lors d'évènements hypoxiques, qui ne peut pas être fournie précisément par cette surveillance actuelle.

Suite aux résultats présentés jusqu'à présent, nous allons nous intéresser plus particulièrement à l'oxygénation des eaux de la Garonne en périodes estivales lors de contextes particuliers. Seront présentées dans un premier temps les conséquences de la vague de chaleur enregistrée lors de l'été 2006 sur l'oxygène dissous. Ensuite, la comparaison sera faite entre deux évènements orageux qui ont eu lieu sur la CUB en 2005 et 2011. Au cours de cette thèse nous avons également pu suivre des rejets exceptionnels d'effluents non traités (110 000 m^3 entre le 04 et le 07 juillet 2011) durant les travaux de réhabilitation de la STEP de Louis Fargue et constater que leur impact sur l'oxygénation de la Garonne (entre 4 et 6 mg/L, soit entre 50 et 70% du taux de saturation) a été négligeable en raison de conditions hydrodynamiques favorables (température de l'eau $< 24°C$, forts coefficients de marée). Les résultats obtenus ont fait l'objet d'un rapport rédigé pour la Lyonnaise des Eaux.

3. Crise hypoxique au cours de l'été 2006

L'été 2006 a connu une vague de chaleur entre le 10 et 28 juillet, consécutive à un mois de juin déjà chaud. D'après Météo France, avec une anomalie thermique moyenne de +1.7°C, l'été 2006 se situe au second rang des étés les plus chauds depuis 1950, derrière 2003 (+3.7°C) et devant 1983 (+1.6°C). Avec un indicateur thermique supérieur de 4.2°C à la normale, le mois de juillet a été le deuxième mois (tous mois confondus) le plus chaud depuis 1950, juste derrière août 2003 (4.5°C). Durant le mois d'août 2006, les déficits en températures maximales ont été très importants durant les deux premières décades. Au contraire, avec un indicateur thermique inférieur à la normale de 1.2°C, il faut remonter à 1986 pour trouver un mois d'août globalement aussi froid. De plus, le mois d'août a été particulièrement pluvieux, aussi bien en terme de cumul de hauteurs de précipitations que de nombres de jours de pluie.

Ces conditions météorologiques particulièrement atypiques font de l'été 2006 une période très défavorable pour l'oxygénation de la Garonne estuarienne. A partir des données du réseau MAGEST, nous avons représenté graphiquement les concentrations moyennes journalières en oxygène dissous calculées dans la partie fluviale de l'estuaire : Bordeaux, Portets et Libourne, en utilisant un code couleur permettant de visualiser les périodes hypoxiques (Figure IV.8). De plus, les débits journaliers de la Garonne et de la Dordogne ont également été suivis, ainsi que la température moyenne journalière des eaux au niveau de Bordeaux, ce paramètre ne présentant pas de différences entre les stations.

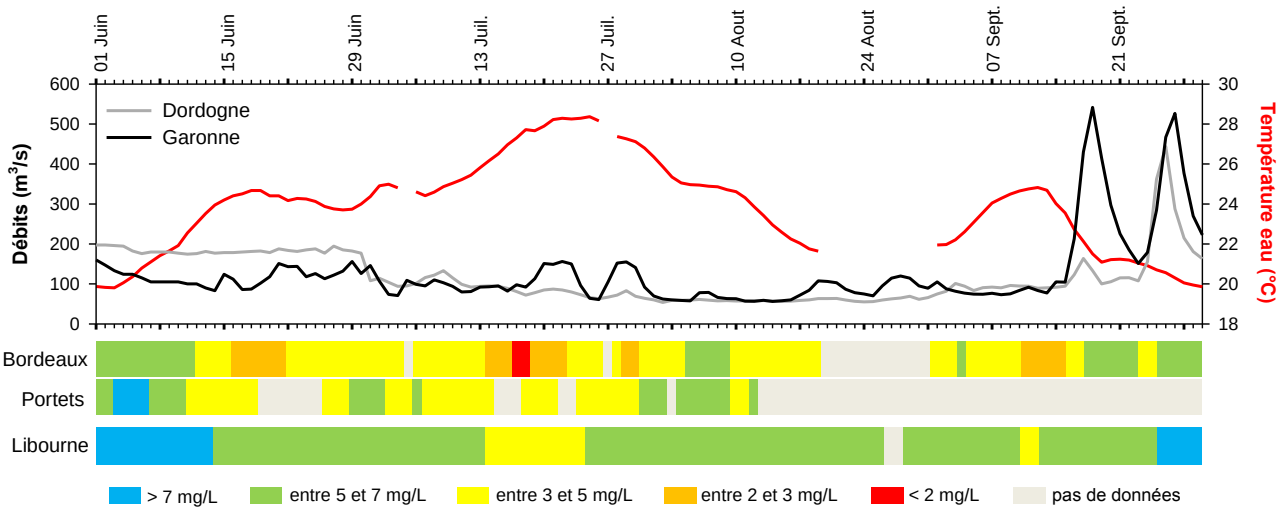


Figure IV.8 : Evolution des débits de la Garonne (noir) et de la Dordogne (gris) et la température de l'eau mesurée à la station de Bordeaux (rouge). Les concentrations moyennes journalières en oxygène sont représentées pour les stations de Bordeaux et Portets (Garonne) et Libourne (Dordogne), entre Juin et Septembre 2006, selon le code couleur indiqué (Taverny et al., 2009).

Hormis à partir du 14 septembre, les débits moyens journaliers de la Garonne et de la Dordogne restent relativement faibles, entre 55 et 200 m^3/s. La température moyenne journalière de l'eau est comprise entre 19.8 et 28.4°C, avec sept jours consécutifs du 20 au 26 juillet, où la température est supérieure à 28°C.

Concernant l'oxygène, nous constatons que durant cette période estivale, les eaux au niveau de Bordeaux présentent la majorité du temps des concentrations en oxygène inférieures à 5 mg/L (Figure IV.8). Globalement, la qualité des eaux est « moyenne » (O_2 entre 3 et 5 mg/L) lorsque la température des eaux est aux alentours de 22°C, et devient « médiocre » (O_2 entre 2 et 3 mg/L) lorsqu'elle est proche de 24°C. Les 17 et 18 juillet, la qualité des eaux devient mauvaise, avec des teneurs moyennes journalières inférieures à 2 mg/L (Figure IV.8) et est associée à une température des eaux élevée (environ 27°C), à un très faible débit de la Garonne (< 100 m^3/s) mais aussi à de faibles coefficients de marée (environ 50). De plus, nous constatons l'importance des conditions du milieu sur l'oxygénation des eaux puisqu'à partir du 15 septembre, la qualité des eaux de Bordeaux s'améliore suite à une augmentation du débit (>200 m^3/s) et à une chute

des températures (<22°C). Portets, situé à une vingtaine de km en amont de Bordeaux, a des eaux de moyenne (O_2 entre 3 et 5 mg/L) à très bonne qualité (O_2 > 7 mg/L) (Figure IV.8). Sur la Dordogne, la qualité des eaux autour de Libourne est restée bonne dans la majorité des cas. Les températures très élevées enregistrées entre le 13 et 24 juillet engendrent cependant une diminution des concentrations moyennes en oxygène, témoin que ce paramètre influence fortement l'oxygénation des eaux aussi en Dordogne. Bien que Portets et Libourne se trouvent à égale distance de l'embouchure et sur deux rivières différentes, nous constatons que les eaux à Portets sont légèrement moins riches en oxygène comparé à Libourne, témoin de l'influence de la remontée des eaux sous-oxygénées de Bordeaux (voir aussi Figure IV.5).

Si l'on observe maintenant le suivi haute-fréquence (données toutes les 10 min) à Bordeaux, durant cette vague de chaleur du 10 au 28 juillet 2006 (Figure IV.9), on distingue une première période entre le 11 et le 20 juillet pendant laquelle la présence du bouchon vaseux est bien marquée, et la température des eaux augmente mais en restant inférieure à 28°C. Les teneurs en oxygène diminuent alors des marées de vives eaux (VE) vers les mortes eaux (ME). Ensuite, à partir du 20 juillet, bien que la température continue à augmenter, l'oxygène remonte progressivement du fait des conditions hydrologiques. Nous sommes en période de mortes eaux et les eaux sont moins turbides. Ainsi, l'hypoxie critique n'apparaît que lorsque les conditions de température élevée et de turbidité élevée coïncident. Entre le 14 et le 20 juillet, les eaux sont de mauvaises qualités (<2 mgO_2/L) tous les jours, à chaque basse mer et à chaque pic de température (Figure IV.9). Le minimum de 1.22 mg/L d'oxygène (soit 15.6% de la saturation) est enregistré le 17 juillet 2006, alors que la température de l'eau n'est pas encore à son maximum, qui sera atteint seulement le 24 juillet (29.4°C). Ainsi cette vague de chaleur aurait pu avoir des répercussions plus dramatique si les maximums de température avaient été enregistrés quelques jours auparavant, juste après les vives eaux.

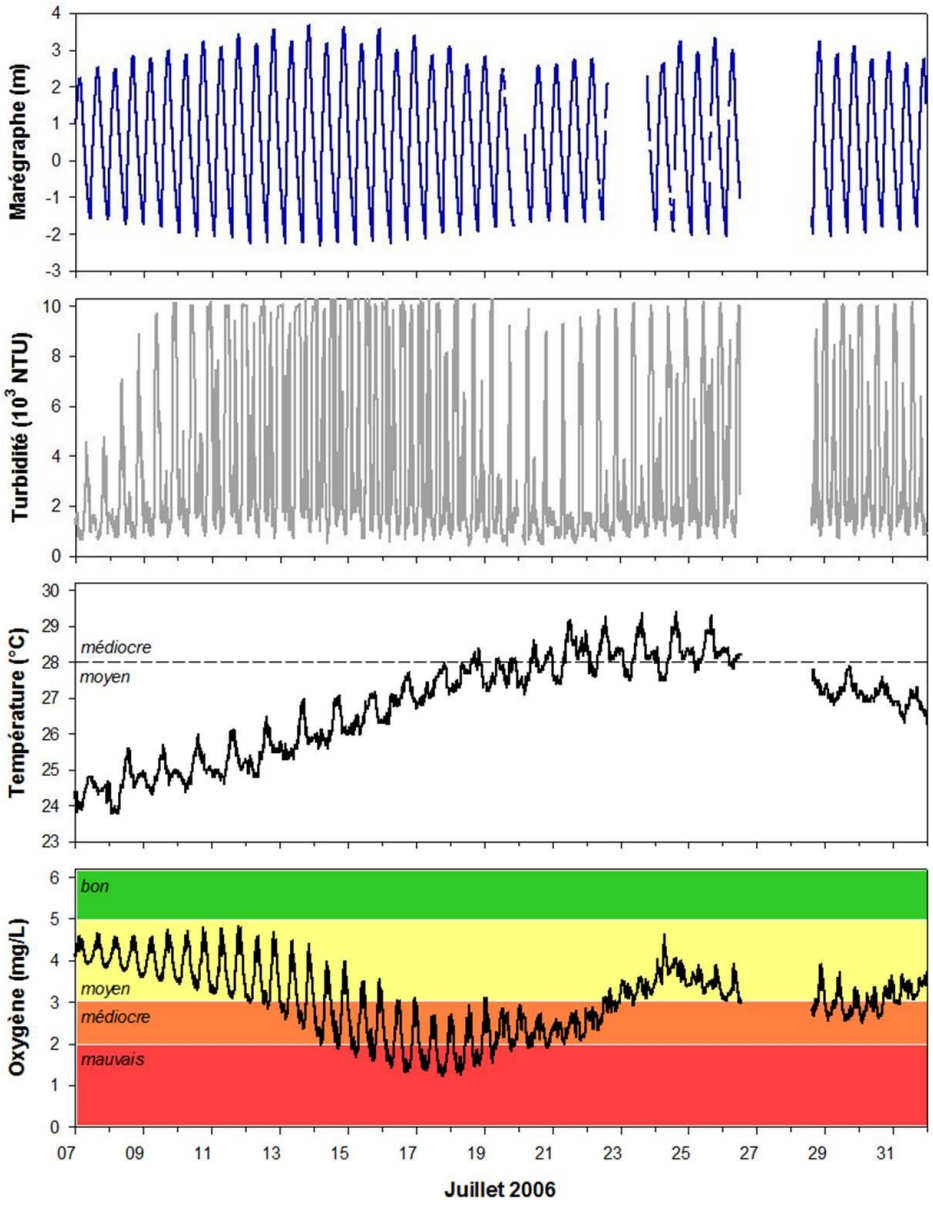


Figure IV.9 : Evolution de la hauteur d'eau (m), de la turbidité (NTU), de la température des eaux (°C) et de la concentration en oxygène dissous (mg/L) entre le 07 et le 31 juillet 2006 à Bordeaux (données MAGEST). Les couleurs et le trait pointillé représenté à 28°C font références au code de qualité de l'eau indiqué par Taverny et al. (2009).

4. Impact d'orages estivaux

Bien que certains évènements hypoxiques se produisent de façon naturelle, la fréquence et la durée de ceux-ci peuvent faire l'objet d'un forçage anthropique (augmentation des surfaces de ruissellement, entretien des berges) (Wong et al., 2011). Depuis plusieurs années, la CUB s'est lancée dans un important programme de lutte contre les inondations liées au ruissellement urbain, où le traitement des eaux de temps de pluie s'est imposé dans ses projets notamment

avec la conception de bassins de stockage des eaux pluviales (Bourgogne, 2009 ; Guilhem et al., 2009). Ces ouvrages ont notamment été sollicités lors de deux orages qui ont eu lieu en période estivale, en Juin 2005 et Août 2011, dont les conséquences de chacun sur le milieu naturel sont détaillées ci-après.

4.1. Orage estival du 27 Juin 2005

4.1.1. Caractéristiques de l'évènement orageux

Dans la soirée du 27 juin 2005, un évènement pluvieux exceptionnel s'est abattu sur le la CUB. Cet évènement se distingue par : sa période de retour, ayant atteint localement 20 ans (en terme de cumul et d'intensité), et par sa forte intensité où il a été mesuré jusqu'à 153 mm/h pendant 5 min. La moyenne du cumul des précipitations est de 29mm entre 18h15 et 19h30 TU. Cet orage a touché l'ensemble de la CUB et plus particulièrement le bassin versant du Peugue et la rive droite. Pour cet évènement, 20 bassins de retenue ont été sollicités à plus de 20% de leur capacité, dont 4 bassins remplis à plus de 50% de leur capacité totale de stockage (Dumartin, 2005). De plus, l'épisode pluvieux s'est produit en période de marée montante, et la pleine mer a eu lieu bien après la fin de la pluie (22h50 TU). Ces conditions hydrodynamiques ont donc favorisé la stagnation des apports urbains dans la Garonne estuarienne en face de Bordeaux. Au cours de cet évènement orageux, plus de 400 000 m^3 d'eau urbaine ont été déversés en Garonne.

4.1.2. Impact sur le milieu enregistré par le réseau MAGEST

Le suivi haute-fréquence par le réseau MAGEST en sa station de Bordeaux montre deux phénomènes :

- une première baisse de l'oxygène de 3.3 mg/L entre le 16 juin et le 24 juin correspondant à une hausse régulière de la température des eaux et à la remontée du bouchon vaseux, associées à une baisse progressive du débit de la Garonne qui passe de 350 m^3/s à près de 180 m^3/s juste avant l'orage ;
- une deuxième baisse de l'oxygène de 0.5 mg/L le 28 juin juste après l'orage qui ne correspond sensiblement à aucune hausse ni de la turbidité ni de la température.

La **température des eaux**, premier facteur influençant les teneurs en oxygène, est en constante évolution jusqu'au 27 juin et atteint une valeur maximale de 27°C durant l'évènement orageux (Figure IV.10B). Les conditions restent critiques pour l'oxygène même durant les quelques jours suivant l'orage, où la température des eaux est comprise entre 26 et 27°C (Figure IV.10C). Durant la journée du 27 juin, **la turbidité** varie entre 815 et 5500

NTU[1] et témoigne de la présence du bouchon vaseux durant cet évènement. La turbidité diminue progressivement jusqu'au 01 juillet, en relation avec la transition VE (coefficient de marée de 92 le 24 juin 2005) vers ME (coefficient de 52 le 02 juillet). Le débit moyen de la Garonne durant le 27 juin est de l'ordre de 180 m^3/s, avec des coefficients de marée inférieurs à 77. La combinaison de ces différents facteurs permet d'expliquer une partie de la baisse d'oxygène observée au niveau de Bordeaux. Cependant, une deuxième chute rapide de l'oxygène est mesurée peu de temps après l'orage, témoin de la présence d'un facteur supplémentaire : **les rejets urbains**.

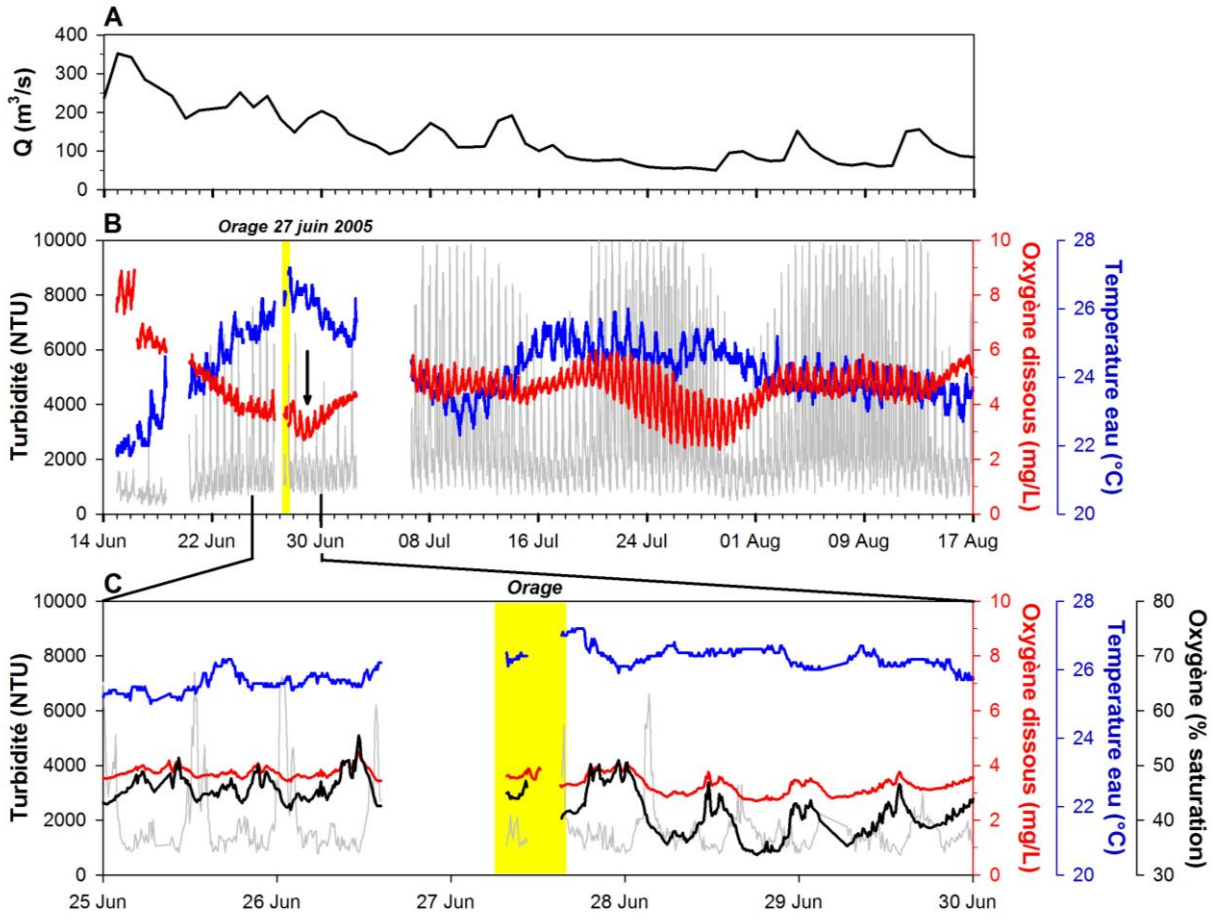


Figure IV.10 : Evolution des débits journaliers de la Garonne (A) entre le 14 juin et le 17 août 2005. Suivi haute-fréquence de la turbidité (gris), de l'oxygène (en rouge : concentration ; en noir : taux de saturation) et de la température des eaux (bleu) mesurés à la station de Bordeaux (B) sur cette même période. Un zoom a été fait quelques jours avant et après l'orage entre le 25 et le 30 juin 2005 (C). La bande jaune symbolise approximativement le moment pendant lequel l'orage a été enregistré sur la CUB.

Le 27 juin 2005, la teneur en oxygène dans les eaux de Bordeaux est en moyenne de 3.6 mg/L (entre 3.2 et 4.1 mg/L), correspondant à une saturation d'environ 45% (Figure IV.10). Nous constatons une baisse de l'oxygène après l'évènement orageux. Ainsi, entre les 28 et 29 juin,

[1] 9999 NTU est la valeur maximale enregistrée par le capteur turbidité et correspond à une teneur en MES de l'ordre de 12 g/L.

l'oxygène baisse en moyenne de 0.5 mg/L et présente une teneur moyenne de 3.1 mg/L (compris entre 2.7 et 4.0 mg/L) soit une saturation en oxygène d'environ 40% (Figure IV.10).

En comparant l'évolution des concentrations en oxygène et de son taux de saturation (Figure IV.10C), nous constatons que l'écart entre les deux courbes est plus marqué après l'orage, à partir du 28 juin, en particulier en **période de basse mer, témoin qu'un facteur supplémentaire influence ce paramètre**. Suite à cet évènement orageux, la baisse en oxygène peut être expliquée par un **apport de matériel organique labile et d'ammonium**, qui à partir des processus de dégradation et de nitrification, engendre une telle consommation.

De plus, le temps de résidence des eaux, associé aux débits de la Garonne, est un facteur important à prendre en compte en période estivale. Calculé par simulation (Schoorens, communication orale), ce dernier indique que **la même masse d'eau oscille pendant une dizaine de jours au niveau du Pont de Pierre à Bordeaux, pour un débit de 80m^3/s. Ainsi le matériel biodégradable sera dégradé dans cette zone plutôt qu'exporté et dilué à l'aval.** En comparaison, pour un débit de 500 m^3/s, la masse d'eau oscille le temps d'un cycle de marée au niveau du Pont de Pierre, témoin de l'importance du débit et de la saison dans de telles conditions de rejets.

4.2. Comparaison avec l'orage du 02 Août 2011

4.2.1. Caractéristiques de l'intempérie

L'orage s'est déroulé en fin d'après-midi le 2 août 2011 et a traversé la CUB d'ouest en est. D'une violence exceptionnelle, il a arrosé toute l'agglomération mais davantage son centre que sa périphérie. Selon le rapport d'intempérie de la Lyonnaise des Eaux (Laplace & Ventura, 2011), les premières précipitations ont été enregistrées vers 14h20 TU et les dernières vers 17h30 TU. L'intensité maximale, de 187.2 mm/h pendant 5 min, a été plus importante que lors de l'orage de juin 2005 (153 mm/h pendant 5 min). Le cumul moyen des précipitations de l'ensemble des pluviomètres gérés par la Lyonnaise des Eaux est plus élevé (32.7 mm) comparé à l'orage de 2005 (29 mm). Cet évènement est survenu en période de vives eaux (coefficient compris entre 100 et 108) et les plus fortes intensités de pluie se sont produites au début de la marée montante, comme en 2005. Tous les bassins de rétentions (28 bassins) ont été sollicités simultanément lors de cet évènement, dont 6 à plus de 70% de leur capacité. Cet évènement orageux est ainsi plus important que celui qui s'est produit en juin 2005, en termes d'intensité, et de pluviométrie, puisque plus de 550 000 m^3 d'eaux non traitées ont été déversées en Garonne par les différents DO de la CUB et les by-pass. Toutes les STEP ont fonctionné à leur capacité nominale pendant l'évènement pluvieux, sans dysfonctionnement particulier.

4.2.2. Enregistrements MAGEST

Comme pour l'orage de juin 2005, le suivi haute-fréquence réalisé par MAGEST a permis d'étudier l'évolution des différents paramètres physico-chimiques dont l'oxygène, avant et après l'orage du 02 août 2011, au niveau de Bordeaux (Figure IV.11). Malgré des volumes déversés plus importants qu'en 2005, MAGEST n'a enregistré aucun impact néfaste sur l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne, en raison de conditions hydrodynamiques plus favorables dont les différences sont abordées ici (Tableau IV.5).

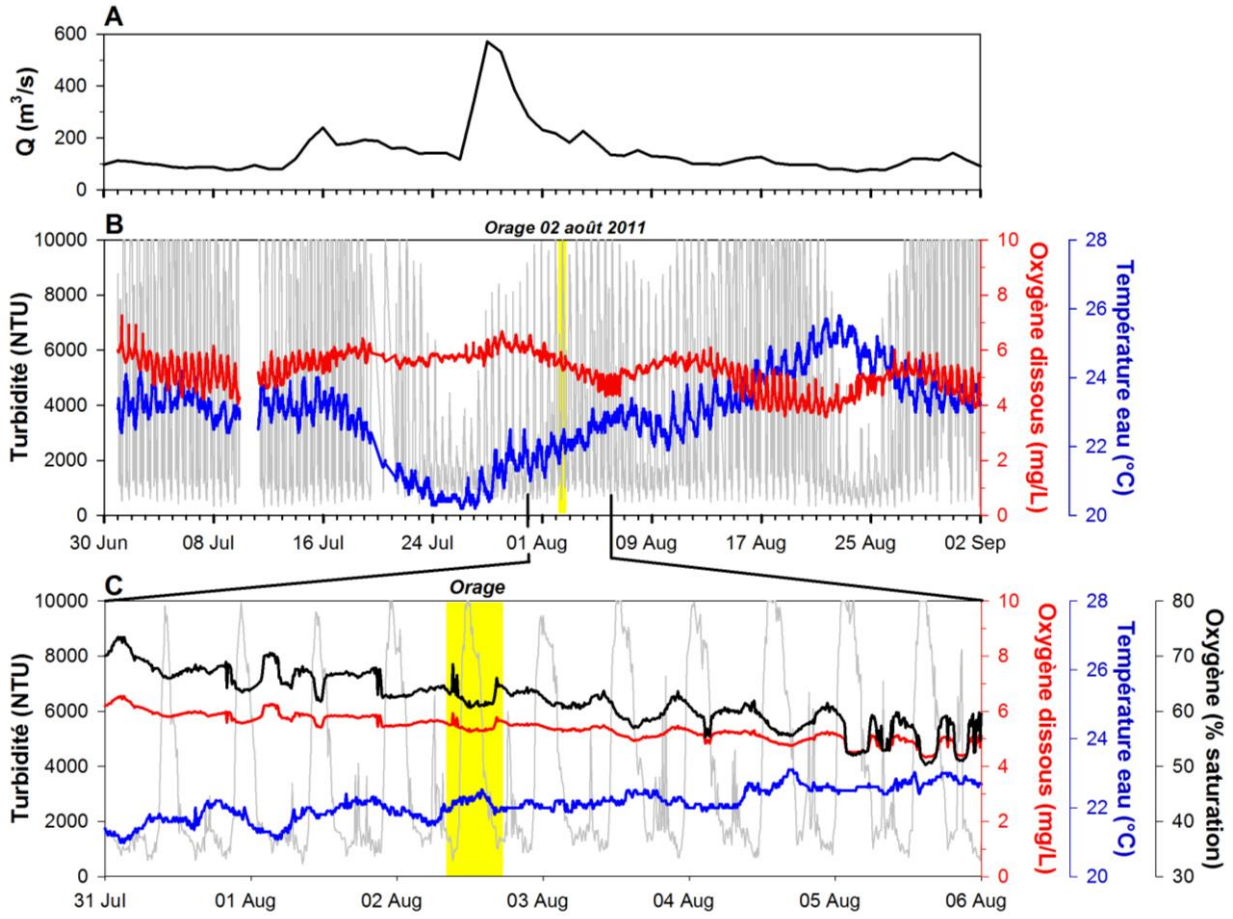


Figure IV.11 : Evolution des débits journaliers de la Garonne (A) entre le 30 juin et le 02 septembre 2011. Suivi haute-fréquence de la turbidité (gris), de l'oxygène (en rouge : concentration ; en noir : saturation) et de la température des eaux (bleu) mesurés à la station de Bordeaux (B) sur cette même période. Un zoom a été fait quelques jours avant et après l'orage entre le 31 juillet et le 06 août 2011 (C). La bande jaune symbolise approximativement le moment pendant lequel l'orage a été enregistré sur la CUB.

Entre le 30 juin et le 02 septembre 2011, la qualité des eaux au niveau de Bordeaux est qualifiée de moyenne, avec des concentrations en oxygène dissous supérieures à 3.5 mg/L (Figure IV.11B).

Tout d'abord, la température moyenne des eaux le 02 août 2011 est de 22°C, soit 5°C de moins qu'en juin 2005 (Tableau IV.5). Le bouchon vaseux est plus présent au niveau de Bordeaux lors de cet évènement, avec des turbidités comprises entre 600 et plus 9999 NTU (turbidité maximale enregistrée par la sonde), tandis qu'elle ne dépassait pas 5500 NTU en juin 2005 (Tableau IV.5). Les coefficients de marée du 02 août sont très forts (>100) et le débit de la Garonne est légèrement plus élevé (215 m^3/s). Pour un débit proche de 200 m^3/s, la simulation du temps de résidence des masses d'eau indique que les eaux oscillent pendant environ deux cycles de marée au niveau du Pont de Pierre (Schoorens, communication orale).

Malgré un volume d'eaux non traitées rejeté en Garonne plus important, nous constatons que les différentes conditions réunies ont été favorables pour le milieu et qu'elles sont principalement contrôlées par la température des eaux (Lanoux et al., 2013).

Tableau IV.5 : Récapitulatif des différentes caractéristiques relevées lors des orages du 27 Juin 2005 et du 02 Août 2011. Les couleurs font référence à la grille de qualité établie selon la DCE et l'IRSTEA (Taverny et al., 2009). Vert : Qualité Bonne ; Jaune : Qualité Moyenne.

	Orage 27 Juin 2005	**Orage 02 Août 2011**
Intensité	153 mm/h en 5 min	187 mm/h en 5 min
Pluviométrie	29.0 mm	32.7 mm
Volumes rejetés	> 400 000 m^3	> 550 000 m^3
Température	27°C (26 – 27)	22°C (22 – 23)
Turbidité	815 – 5500 NTU	600 – 9999 NTU
Débit Garonne	180 m^3/s	215 m^3/s
Coefficient marée	< 77	> 100
Oxygène dissous	3.6 mg/L (3.2 – 4.1)	5.5 mg/L (5.3 – 5.9)
	45% (40 – 51)	63% (61 – 69)

5. Conclusion

Grâce au suivi de la qualité des eaux du réseau de mesure en continu MAGEST, nous avons constaté que les plus faibles valeurs d'oxygène dissous enregistrés à Libourne sont d'abord liées à la présence du bouchon vaseux et donc des teneurs en MES très élevées. Pour la station de Bordeaux où les teneurs en MES sont parfois inférieures à celles de Libourne, les taux d'oxygène sont pourtant plus faibles qu'à Libourne, avec des minima enregistrés à basse mer, alors que la turbidité n'est pas à son maximum. Il faut donc relier ces différences à une source supplémentaire de matière consommatrice d'oxygène. A travers ce chapitre, il a été montré que la combinaison de certains facteurs hydrodynamiques et caractéristiques physico-chimiques est nécessaire pour que des rejets urbains puissent avoir une répercussion néfaste sur la qualité des eaux de la Garonne estuarienne. Ainsi, l'analyse statistique des données MAGEST entre 2005 et 2011 a permis d'établir que, pour les stations fluviales (Bordeaux, Portets et Libourne), les facteurs influençant l'oxygénation des eaux sont, par ordre d'importance : (i) **la température des eaux** ; (ii) **la turbidité** ; et (iii) **le débit fluvial** (Lanoux et al., 2013). Les minima enregistrés à Bordeaux ne peuvent être associés qu'à un phénomène local spécifique dû aux effluents, par leur charge organique et l'ammonium.

Grâce à ces observations, il est ainsi possible de prévoir les moments critiques pendant lesquels de tels rejets urbains pourraient avoir d'importantes conséquences sur le milieu. Si par exemple les rejets liés à l'orage du 02 août 2011 s'étaient produits durant la vague de chaleur estivale de 2006 (Figure IV.9), les conséquences sur le milieu auraient été dramatiques. En effet, en 2006, la température des eaux était supérieure à 27°C, le bouchon vaseux était bien installé au niveau de Bordeaux et le débit de la Garonne était inférieur à 100 m^3/s, augmentant ainsi le temps de résidence des masses d'eau au niveau du centre urbain. A cela s'ajoute une qualité des eaux médiocre à mauvaise, avec des teneurs en oxygène initialement basses et inférieures à 2 mg/L à certains moments de la journée (Figure IV.9). Un apport massif de matière labile et d'ammonium, cumulé à ces différents facteurs, aurait alors engendré une baisse dramatique de l'oxygène dissous dans la Garonne estuarienne.

Conclusion générale
&
Perspectives

Rive gauche de la Garonne depuis le ponton de Bègles

Rappel des différents objectifs

Cette étude visait à une meilleure compréhension de l'oxygénation des eaux de la Gironde, et de l'impact des apports fluviaux amont et des rejets urbains, avec une attention particulière portée à l'estuaire fluvial et aux masses d'eaux oscillant autour du grand centre urbain de Bordeaux, surtout en période d'étiage. Pour cela, les principaux objectifs ont été subdivisés en trois grandes thématiques :

- le premier volet concernait la caractérisation des effluents urbains, principalement à partir d'analyses de COP, COD et d'NH_4^+. Les rejets urbains de temps de pluie ont été caractérisés afin de les comparer aux rejets d'eaux traitées par les STEP. Ces résultats ont permis de réaliser des bilans de masse des paramètres responsables de la consommation d'oxygène dans les eaux, lors de différentes situations et en particulier durant les périodes critiques d'étiage.

- le deuxième volet était basé sur la quantification de l'appel en oxygène engendré par la dégradation des effluents mélangés aux particules du bouchon vaseux. Les résultats, obtenus grâce à des expériences d'incubation et de respiration, ont permis une première estimation de la consommation moyenne en oxygène associée aux processus de minéralisation du matériel organique et de nitrification.

- enfin, le troisième volet synthétise les résultats sur la qualité des eaux de la Garonne estuarienne issus du réseau MAGEST, en lien avec les rejets d'effluents urbains. Des épisodes hypoxiques ont été enregistrés, notamment lors de la vague de chaleur survenue en été 2006. Il a également permis d'observer l'impact des rejets urbains suite à un orage en période estivale. Ce travail a ainsi permis de distinguer les périodes critiques pour l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne.

De plus, ce travail apporte des informations quantitatives sur les transferts de la fraction organique (carbone organique) et inorganique (ammonium) liée aux effluents de la CUB vers le milieu naturel et des informations qualitatives sur les différents processus physico-chimiques qui influencent l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne.

Synthèse des principaux résultats

Caractérisation des effluents urbains

- Les effluents urbains ont été caractérisés dans les deux plus importantes STEP de la CUB, Clos de Hilde (410 000 EH) et Louis Fargue (300 000 EH), dont le mode de traitement des eaux était différent. Clos de Hilde traite les eaux par biofiltration, tandis que Louis Fargue utilisait un traitement par boues activées, jusqu'à sa réhabilitation en fin d'année 2011 pour un traitement par biofiltration et une augmentation de la capacité de traitement (476 000 EH par temps de pluie). L'étude a été réalisée avant cette phase de réhabilitation. Ces deux STEP diffèrent également par la nature du réseau, unitaire à plus de 60% à Louis Fargue, et très influencé par les infiltrations d'eaux claires parasites (66% du volume annuel arrivant à la station). A l'inverse, Clos de Hilde est caractérisé par un réseau séparatif à plus de 80%, également influencé par les ECP (53% du volume annuel). Les paramètres mesurés dans les effluents urbains présentent une variabilité plus ou moins importante suivant les conditions hydrologiques (temps de pluie ou temps sec), la nature des réseaux de collecte (unitaire, séparatif, infiltration d'ECP) mais également en fonction du type de traitement effectué par la STEP (biofiltration, boues activées).

- La comparaison des paramètres mesurés par la Lyonnaise des Eaux et ceux analysés au laboratoire EPOC, sur des échantillons communs, a permis d'obtenir de bonnes corrélations entre les MES, l'N-NH_4^+, le COT et la DCO. Grâce à ces résultats, il est possible d'utiliser la DCO comme une alternative aux mesures de COT. Ces corrélations ont permis d'estimer les flux entrants et sortants de Clos de Hilde et de Louis Fargue, pendant les années 2010 et 2011, à partir de la banque de données de la Lyonnaise des Eaux. Il est également possible de faire ces estimations pour des années antérieures à 2010. Les flux estimés pour les années entières ont été comparés aux flux parvenant en Garonne lors de périodes critiques : en étiage (juillet à septembre) et lors de pluies estivales, moments pendant lesquels les conditions du milieu sont critiques pour l'oxygénation des eaux.

- J'ai pu montrer que le traitement par biofiltration est plus performant que celui par boues activées, plus sensible aux évènements pluvieux. Ainsi, pour optimiser l'efficacité du traitement, la station de Louis Fargue by-passe près de la moitié des eaux décantées directement en Garonne, sans traitement biologique, ce qui réduit le rendement total de la station. A cela s'ajoute le by-pass des eaux brutes prétraitées (traitement physico-chimique) qui est programmé principalement en temps de pluie. Toutefois, les rendements moyens pour le matériel particulaire sont bons, avec des abattements en MES et en COP supérieurs à 95% à Clos de Hilde et 80% à Louis Fargue. Le matériel dissous est cependant moins bien traité avec

des abattements en COD supérieurs à 75% à Clos de Hilde et inférieurs à 50% à Louis Fargue. Concernant l'ammonium, en se basant uniquement sur une comparaison des flux entrée-sortie, le rendement moyen est compris entre 30 et 45% à Clos de Hilde, tandis qu'il est inférieur à 15% à Louis Fargue. A cet ammonium, s'ajoute l'azote organique minéralisé au sein de la station. Cependant, au vu des arrêtés préfectoraux autorisant le traitement des eaux à Clos de Hilde et à Louis Fargue, le traitement de l'ammonium n'est pas obligatoire et donc la conformité des rejets est tout à fait respectée.

- Deux grandes tendances se distinguent en fonction des conditions hydrologiques :
  - en **temps sec**, les flux **d'ammonium** issus des STEP sont entre 12 et 20 fois supérieurs à ceux provenant de la Garonne amont, il est émis en quantité non négligeable tout au long de l'année, surtout par la STEP de Louis Fargue avant sa réhabilitation ;
  - en **temps de pluie**, c'est principalement le COP qui est rejeté en grande quantité par les DO et les by-pass de la STEP de Louis Fargue.

- De plus, en période d'étiage, la contribution des rejets urbains, qui sont à peu près constants au cours de l'année, augmente proportionnellement à la diminution des débits de la Garonne (rapport croissant des débits effluents / débits fluviaux). Bien que les flux de carbone provenant de l'amont de la Garonne soient largement dominants par rapport aux flux rejetés par les STEP et les déversoirs d'orage (matériel biodégradable), la qualité de ce matériel « amont » est majoritairement réfractaire, la charge organique des effluents pouvant jouer un rôle important sur la qualité des eaux. De plus, les rejets participent fortement à la pollution du milieu par l'ammonium, puisque ce paramètre est rapidement transformé en nitrates dans le milieu. Or, la consommation d'une mole d'azote nécessite deux fois plus d'oxygène que la consommation d'une mole de carbone. Néanmoins, ces apports devraient diminuer de moitié dans le futur suite à la réhabilitation de Louis Fargue.

Dégradabilité des effluents dans le bouchon vaseux

Des expériences *in vitro* ont permis de dégager des tendances sur le devenir des effluents en présence du bouchon vaseux et fournissent des résultats préliminaires sur les processus mis en jeu, bien qu'elles ne soient pas entièrement représentatives de ce qu'il se passe dans le milieu naturel. La complémentarité des techniques d'incubation et de respiration fait ressortir les faits majeurs suivants :

- Le caractère réfractaire des échantillons du milieu naturel a été confirmé grâce à ces expériences, contrairement au caractère labile des effluents. Lorsque ceux-ci sont mélangés avec

des particules du bouchon vaseux, c'est la proportion d'effluent qui conditionne quantitativement la consommation en oxygène. L'apport plus important de COD et d'ammonium pour la communauté bactérienne présente, engendre une plus grande respiration. Même si il y a moins de MES dans les effluents que dans les eaux estuariennes, le substrat disponible pour les bactéries est plus dégradable que celui du bouchon vaseux.

- La quantité de MO issue d'effluents traités, dégradée à l'issue de 30 jours d'incubations, représente en général plus de 50% de la MO initiale. Ces méthodes complémentaires ont montré que le COD devient plus réfractaire au bout de 30 jours d'incubation, lorsque les teneurs atteignent 5 mg/L, teneur en-deçà de laquelle ce paramètre devient limitant pour la respiration, avec des taux de consommation en oxygène minimums. De plus, l'ammonium, paramètre limitant de la respiration, est rapidement transformé (entre 5 et 10 jours) en présence d'oxygène, ce qui explique pourquoi de faibles teneurs sont mesurées dans le milieu naturel.

- Ces deux types d'expérience réalisées sur des mélanges effluents / bouchon vaseux, en différentes proportions de MES, ont permis de constater que l'effet de la turbidité, lié à l'ajout de particules réfractaires du bouchon vaseux, a peu d'influence sur les processus de dégradation et de nitrification (Crump et al., 1998)

- J'ai pu estimer la consommation moyenne d'oxygène associée aux différents processus, sachant que d'un point de vue stœchiométrique, la nitrification consomme deux fois plus de moles d'oxygène comparé à la minéralisation de la MO. Comme précédemment, deux grandes tendances sont observées :
    - les STEP rejettent principalement de l'ammonium, principale source de consommation d'oxygène devant le carbone organique particulaire et dissous (efficacité du traitement effectué sur ce matériel organique) ;
    - à l'inverse, les déversoirs d'orage rejettent en abondance des matières organiques particulaires (COP) en temps de pluie (remise en suspension des dépôts dans les réseaux), dont les processus de minéralisation consommeront de l'oxygène une fois dans le milieu naturel.

Conséquence des apports urbains sur l'oxygénation des eaux

- Les mesures en continu par le réseau MAGEST, couplées aux données hydrologiques, ont révélé que l'estuaire de la Gironde présente le plus souvent des niveaux d'oxygène satisfaisant, excepté dans certaines situations. Des épisodes hypoxiques marqués apparaissent exclusivement dans les eaux de la Garonne estuarienne, en période d'étiage au niveau du centre urbain de Bordeaux. Ils sont d'autant plus marqués que les températures des eaux sont élevées

et que le temps de résidence des masses d'eau est long autour de Bordeaux. Les minima d'oxygène sont toujours enregistrés à basse mer à Bordeaux et sont dus à la conjugaison d'une ré-aération minimale et d'un apport d'effluent dilué au minimum. Ensuite, la probabilité d'apparition de l'hypoxie augmente lorsque le coefficient de marée diminue de 95 à 45 (période déchet) et elle diminue quand ceux-ci augmentent (période de revif).

- L'analyse statistique des données MAGEST entre 2005 et 2011 a permis d'établir l'ordre d'importance des facteurs influant sur l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne (Lanoux et al., 2013):
  - une **température des eaux élevée** apparaît comme un facteur prépondérant d'apparition d'hypoxies, ainsi, des problèmes d'oxygénation peuvent survenir dès que la température moyenne de l'eau excède 24-25°C ;
  - une **turbidité élevée** liée à une présence prononcée du bouchon vaseux en période estivale, avec des concentrations bien supérieures à 1 g/L est une deuxième condition nécessaire;
  - un **faible débit fluvial**, <100 m^3/s, augmente le temps de résidence des masses d'eaux (faible renouvellement des eaux) ; un débit supérieur à 100 m^3/s semble permettre une meilleure dilution et dispersion des effluents, il est à noter que la limite de 100m^3/s est un critère de gestion sur le bassin versant permettant maintenir des débits d'étiage, qui ne sont cependant pas toujours respectés ;
  - l'oxygénation des eaux autour de Bordeaux est également affectée par les **apports locaux d'effluents urbains traités**, sources de matière organique labile et d'ammonium, et dont la contribution en temps de pluie (déversoir d'orage) est d'autant plus importante durant les périodes critiques estivales ;
  - de **faibles coefficients de marée** limitent les oscillations amont-aval des masses d'eau autour de la CUB et favorisent l'impact des effluents urbains, émis de façon continue, perturbant leur dilution et leur dispersion.

- La combinaison de ces différents facteurs est nécessaire pour que des épisodes hypoxiques sévères soient observés dans les eaux de la Garonne estuarienne. La synthèse des travaux BEEST (Bon Etat écologique des grands ESTuaires ; Lévêque et al., 2011) avait produit un schéma de synthèse qui présentait les facteurs influant sur l'oxygénation d'eaux estuariennes. L'ensemble des résultats obtenus au cours de ce travail m'a ainsi permis de l'adapter à la Garonne estuarienne, et d'améliorer le schéma en prenant en compte les caractéristiques du milieu (Figure I).

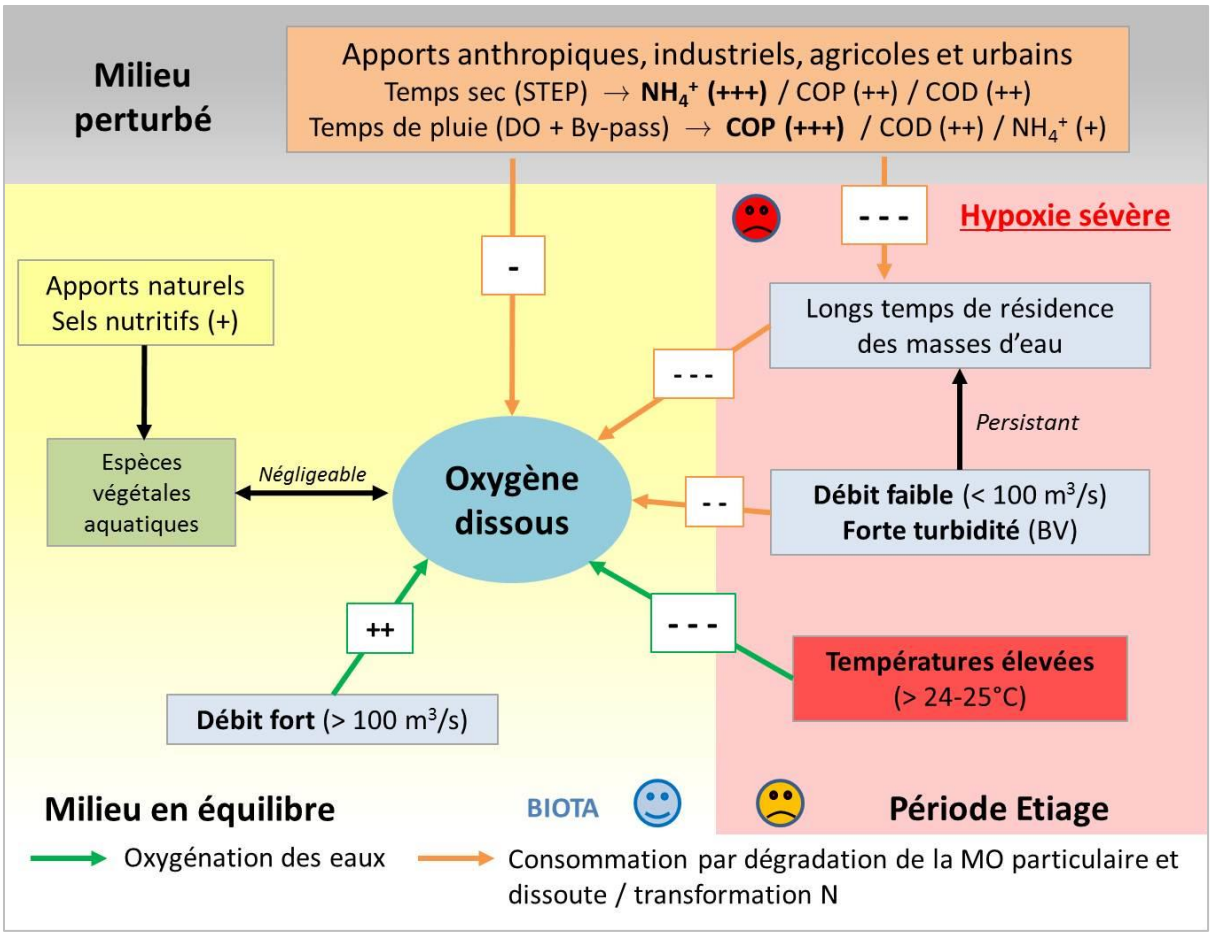


Figure I : Facteurs influant sur l'oxygénation dans les eaux de la Garonne estuarienne, en fonction des conditions hydrodynamiques, physico-chimiques et biologiques dans des milieux en équilibre et en période d'étiage, sous influence du milieu perturbé par les apports urbains.

- Les processus régissant l'oxygénation des eaux de la Garonne sont semblables dans les estuaires de la Seine et de la Loire et conduisent également à des phénomènes d'hypoxie plus ou moins intenses. Les facteurs forçants sont identiques, mais leur classification hiérarchique est très différenciée. En effet, la morphologie des estuaires de la Seine et de la Loire, ainsi que le niveau de pressions anthropiques qu'ils subissent, font que la durée et les zones concernées par des déficits en oxygène sont très différentes. Même si les processus physico-chimiques observés dans ces trois grands estuaires sont semblables, chacun d'entre eux a ses spécificités hydro-morpho-sédimentaires qui conditionnent leur réaction face aux perturbations.

- Ainsi, l'estuaire de la Loire est-il caractérisé :
  - par un bouchon vaseux lui aussi fort turbide, mais beaucoup plus mobile que celui de la Gironde ;
  - des charges organiques et des teneurs en sels nutritifs très conséquentes, induisant une production phytoplanctonique marquée dès que le bouchon vaseux n'est pas présent. La présence cumulée de matériel organique phytoplanctonique et anthropique y engendre donc des déficits en oxygène pouvant aller jusqu'à l'anoxie

(Chaudon, 2005) comme cela a été observé durant l'été 2010 sur de grandes distances et de longues périodes sur l'estuaire central.

- L'estuaire de la Seine, caractérisé par une forte pression anthropique, a été le plus touché des trois avec l'enregistrement de déficits chroniques sévères (Garnier et al., 2001), dont les concentrations moyennes horaires en oxygène dissous sont descendues jusqu'à 0.5 mg/L lors de l'été 2002 (Foussard & Etcheber, 2011). Ici encore, cela se produit lors de température des eaux élevées, mais dans l'estuaire amont, dans la zone très urbanisée autour de Rouen, en absence totale du bouchon vaseux, qui lui est localisé dans l'estuaire aval. La conjonction température, faible débit et forte teneur en charge organique et en ammonium doivent être invoquées pour cet estuaire.

- Dans un contexte actuel de réchauffement climatique (+ 4°C en été à l'horizon 2030 ; +10°C en été à l'horizon 2100 ; données GIEC), de baisse des débits fluviaux (diminution de l'ordre de 30% de 1950 à 2010, et autant de prévu à l'horizon 2050 ; données GIEC) et d'augmentation de la population, et à la vue des résultats obtenus dans ces trois grands estuaires français, un accroissement des phénomènes d'hypoxie tant sur le plan de la durée que de l'intensité dans les prochaines décennies est à craindre. En effet, l'augmentation probable de la température des eaux en été va multiplier les problèmes de désoxygénation du milieu. La croissance démographique risque d'entraîner une hausse des rejets urbains et agricoles dans la rivière, augmentant ainsi les dégradations bactériennes et la consommation d'oxygène. De plus, cette croissance démographique va engendrer un accroissement des besoins en eau pour l'agriculture, contribuant ainsi à la baisse des débits fluviaux et donc à la stagnation des eaux en aval. Il sera alors nécessaire d'optimiser les rejets d'effluents urbains dans le temps et dans l'espace de manière à minimiser leur impact sur l'oxygénation des eaux.

Perspectives

A partir des résultats obtenus dans le cadre de cette thèse, plusieurs actions peuvent être envisagées afin de développer des outils d'aide à la gestion du réseau d'eaux urbaines de la CUB :

- En confirmant les bonnes corrélations obtenues entre le COP et les MES d'une part, et le COT et la DCO d'autre part, il devient possible de reconstituer les flux de matières consommatrices d'oxygène, à partir des mesures contractuelles de surveillance réalisées par le gestionnaire. Cette information permettra d'optimiser le fonctionnement du réseau de la CUB et notamment de gérer les stockages temporaires au cours d'événement pluvieux.
- Suite aux travaux de réhabilitation de la STEP de Louis Fargue à la fin de l'année 2011, il paraitrait utile d'établir un comparatif de la qualité des eaux rejetées après les

traitements par boues activées et par biofiltration. La station de Louis Fargue possédant maintenant le même type de traitement que celui de Clos de Hilde, il est raisonnable de supposer que la qualité des eaux s'est significativement améliorée depuis ce changement. L'analyse des données de surveillance suffira à apporter cette information.

- Afin de mieux comprendre les processus de minéralisation et de nitrification lors du rejet des effluents dans les eaux estuariennes, des expériences complémentaires pourraient être faites avec notamment l'ajout d'inhibiteur de nitrification, permettant éventuellement de distinguer et de quantifier l'appel en oxygène lié à chacun de ces processus. Des cinétiques de nitrification et de respiration hétérotrophe permettraient d'améliorer la paramétrisation d'un modèle biogéochimique de la Garonne estuarienne.

- Concernant l'étude du milieu estuarien, des inconnues demeurent, notamment sur la remontée du bouchon vaseux et son éventuelle localisation plus en amont de Bordeaux. Autour de la CUB, l'appréhension des contrastes entre la surface et le fond et entre les deux rives complèteraient les données de la station MAGEST pour mieux comprendre l'évolution de l'oxygène dans cette zone de l'estuaire, et les processus qui influencent ce paramètre essentiel pour la bonne qualité des eaux.

- Puisque les émissions du grand centre urbain de Bordeaux jouent un rôle significatif dans l'oxygénation des eaux, il est possible de jouer sur le choix des périodes d'émissions, pour essayer de minimiser l'impact de ces rejets sur le milieu, particulièrement lors d'évènements orageux. Ceci est particulièrement crucial lorsque la température des eaux est élevée, que le bouchon vaseux est présent autour de Bordeaux et que les débits fluviaux sont faibles. Une première démarche judicieuse et peu coûteuse serait de favoriser les rejets lorsque leur impact est le moins marqué, en les synchronisant avec les données du réseau MAGEST. Par exemple, en période d'étiage estival, il faudrait concentrer les rejets sur les périodes de jusant et de revif (coefficients de marée croissants) où l'oxygénation est systématiquement meilleure. L'impact d'une telle gestion pourrait facilement être suivi avec la station de mesure en continu. La capacité de stockage sur réseau serait alors aussi optimisée pour subvenir à d'éventuels besoins en cas d'orage. Cette démarche est d'autant plus prometteuse que la Lyonnaise des Eaux met en place une « Gestion Dynamique » du réseau dans le but de réduire les risques d'inondations en temps de pluie, mais également permettre le stockage des eaux traitées dans les collecteurs. Interfacer cette gestion dynamique avec le réseau MAGEST serait une étape supplémentaire afin d'optimiser les choix de périodes d'émission ou de stockage temporaire dans le réseau.

Références bibliographiques

-A-

Abdul-Talib, S., Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J., Ujang, Z. (2002) Anoxic transformations of wastewater organic matter in sewers-process kinetics, model concept and wastewater treatment potential. *Water Science and Technology*, **45**, 53-60.

Abril, G., Etcheber, H., Hir, P.L., Bassoullet, P., Boutier, B., Frankignoulle, M. (1999) Oxic/anoxic oscillations and organic carbon mineralization in an estuarine maximum turbidity zone (The Gironde, France). *Limnology Oceanography* **44**, 1304-1315.

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). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **50**, 703-715.

Abril, G., Frankignoulle, M. (2001) Nitrogen–alkalinity interactions in the highly polluted scheldt basin (belgium). *Water Research* **35**, 844-850.

Abril, G., Nogueira, M., Etcheber, H., Cabeçadas, G., Lemaire, E., Brogueira, M.J. (2002) Behaviour of organic carbon in nine contrasting European estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **54**, 241-262.

Abril, G., Commarieu, M.V., Maro, D., Fontugne, M., Guérin, F., Etcheber, H. (2004) A massive dissolved inorganic carbon release at spring tide in a highly turbid estuary. *Geophysical Research Letters **31***.

Abril, G., Commarieu, M.V., Sottolichio, A., Bretel, P., Guérin, F. (2009) Turbidity limits gas exchange in a large macrotidal estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **83**, 342-348.

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 Biogeochemical Cycles* **14**, 127-138.

Allen, G.P. (1972) Etude des processus sédimentaires dans l'estuaire de la Gironde. Université de Bordeaux 1, p. 314.

Allen, G.P., Sauzay, G., Castaing, P., Jouanneau, J.M. (1977) Transport and deposition of suspended sediment in the Gironde Estuary, France. *Estuarine Processes*, New York, 63-81.

Allen, G.P., Salomon, J.C., Bassoullet, P., Du Penhoat, Y., de Grandpré, C. (1980) Effects of tides on mixing and suspended sediment transport in macrotidal estuaries. *Sedimentary Geology* **26**, 69-90.

Aller, R.C. (1994) Bioturbation and remineralization of sedimentary organic matter: effects of redox oscillation. *Chemical Geology* **114**, 331-345.

Aminot, A., Kérouel, R., Le Guellec, A.-M., Bodennec, G., Quéméneur, M., Marty, M. (1986) Composition des effluents urbains : éléments nutritifs et matière organique. Application au site de Toulon-Est, Rapport IFREMER, DERO-86.25-EL, p. 136.

Aminot, A., Kérouel, R., Le Guellec, A.-M., Bodennec, G. (1989) Composition des effluents urbains : éléments nutritifs et matière organique. Application au site de Morlaix, Rapport IFREMER, DERO.EL - 89.15, p. 112.

Anderson, L. (1979) Simultaneous spectrophotometric determination of nitrite and nitrate by flow injection analysis. *Analytica Chimica Acta* **110**, 123-128.

Aziz, J.A., Tebbutt, T.H.Y. (1980) Significance of COD, BOD and TOC correlations in kinetic models of biological oxidation. *Water Research* **14**, 319-324.

-B-

Bagliniere, E., Sabatie, R., Rochard, E., Alexandrino, P., Aprahamian, M.W. (2003) The allis shad Alosa alosa: biology, range, and status of populations. Biodiversity, status, and conservation of the World's shads, LIMBURG K.E., WALDMAN J.R. **35**, 85-102.

Balls, P.W., Brockie, N., Dobson, J., Johnston, W. (1996) Dissolved Oxygen and Nitrification in the Upper Forth Estuary During Summer (1982–92): Patterns and Trends. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **42**, 117-134.

Barles, S. (2007) Feeding the city: Food consumption and flow of nitrogen, Paris, 1801-1914. *Science of The Total Environment* **375**, 48-58.

Benson, B.B., Krause, D.J. (1984) The concentration and isotopic fractionation of oxygen dissolved in freshwater and seawater in equilibrium with the atmosphere. *Limnology Oceanography* **29**, 620-632.

Berthe, T., Garnier, J., Petit, F. (1999) Quantification de bactéries nitrifiantes du genre Nitrobacter en milieux aquatiques (l'estuaire de la Seine, France). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series III - Sciences de la Vie* **322**, 517-526.

Bertrand-Krajewski, J.-L. (1993) Polution des rejets urbains. Synthèse générale. Rapport Lyonnaise des Eaux CIRSEE, p. 65.

Bertrand-Krajewski, J.-L., Chebbo, G., Saget, A. (1998) Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. *Water Research* **32**, 2341-2356.

Bertrand-Krajewski, J.L. (2006) Les polluants des rejets urbains de temps de pluie : natures, concentrations, flux, caractéristiques physico-chimiques, solides en suspension et répartition temporelle durant les évènements pluvieux, Cours d'Hydrologie Urbaine. INSA Lyon.

Billen, G. (1975) Nitrification in the Scheldt estuary (Belgium and the Netherlands). *Estuarine and Coastal Marine Science* **3**, 79-89.

Billen, G., Lancelot, C., De Becker, E., Servais, P. (1988) Modelling microbial processes (phyto- and bacterio-plankton) in the Scheldt Estuary. *Hydrobio. Bull.* **22**, 43-55.

Billen, G., Décamps, H., Garnier, J., Meybeck, M., Servais, P., Boët, P. (1995) River and Stream ecosystems. Elsevier, France, Belgium, Netherlands, 389-418.

Billen, G., Garnier, J. (2000) Nitrogen transfers through the Seine drainage network: a budget based on the application of the `Riverstrahler' model. *Hydrobiologia* **410**, 139-150.

Billen, G., Garnier, J., Némery, J., Sebilo, M., Sferratore, A., Barles, S., Benoit, P., Benoît, M. (2007) A long-term view of nutrient transfers through the Seine river continuum. *Science of The Total Environment* **375**, 80-97.

Blain, S., Guillou, J., Treguer, P., Woerther, P., Delauney, L., Follenfant, E., Gontier, O., Hamon, M., Leilde, B., Masson, A., Tartu, C., Vuillemin, R. (2004) High frequency monitoring of the coastal marine environment using the MAREL buoy. *Journal of Environmental Monitoring* **6**, 569-575.

Bock, E., Koops, H.-P., Harms, H., Ahlers, B. (1991) The biochemistry of nitrifying organisms. Academic Press, London, 171-200.

Bock, E., Koops, H.P., Moller, U.C., Rudert, M. (1990) A new facultatively nitrite oxidizing bacterium, Nitrobacter vulgaris sp. nov. *Archives of microbiology* **153**, 105-110.

Bonnet, C. (1994) Caractérisation d'une population de Nitrobacter de station d'épuration : étude de son devenir lors d'un rejet en cours d'eau, Mémoire de DEA, Spécialité Ecologie Microbienne, Université de Lyon.

Bourgogne, P. (2009) Les techniques alternatives sur la Communauté Urbaine de Bordeaux. 25 ans de retour d'expérience. *Techniques Sciences Méthodes* **6**, 62-68.

Bourrier, R. (1991) Les réseaux d'assainissement: calculs, applications, perspectives. *Tec & Doc*. p. 533.

Breitburg, D. (2002) Effects of hypoxia, and the balance between hypoxia and enrichment, on coastal fishes and fisheries. *Estuaries* **25**, 767-781.

Brion, N., Billen, G., Guézennec, L., Ficht, A. (2000) Distribution of nitrifying activity in the Seine River (France) from Paris to the estuary. *Estuaries* **23**, 669-682.

Burton, J.D., Liss, P.S. (1976) Estuarine Chemistry, Academic Press, London, p. 193.

Burton, J.D. (1983) A comment on the behaviour of dissolved organic carbon during estuarine mixing, in: B.B.a.R.B.C. (Ed.), The major biogeochemical cycle and their interactions. John Wiley and Sons, New York, pp. 408-410.

Butler, D., Clark, R.B. (1995) Sediment management in urban drainage catchments. CIRIA. Report 134.

Butler, D., Friedler, E., Gatt, K. (1995) Characterising the quantity and quality of domestic wastewater inflows. *Water Science and Technology* **31**, 13-24.

Butturini, A., Sabater, F. (2000) Seasonal variability of dissolved organic carbon in a Mediterranean stream. *Biogeochemistry* **51**, 303-321.

-C-

Cabeçadas, G., Nogueira, M., Brogueira, M.J. (1999) Nutrient Dynamics and Productivity in Three European Estuaries. *Marine Pollution Bulletin* **38**, 1092-1096.

Cadée, G.C., Sudarmadji Rusmiputro, B., Hegeman, J. (1993) Conservative and non-conservative mixing of DOC in some Indonesian estuaries, in: Kempe, S., Eisma, D., Degens, E.T. (Ed.), Transport of Carbon and Nutrients in Lakes and Estuaries, Mitt. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Harnburg, pp. 227-239.

Callahan, J., Dai, M., Chen, R.F., Li, X., Lu, Z., Huang, W. (2004) Distribution of dissolved organic matter in the Pearl River Estuary, *China. Marine Chemistry* **89**, 211-224.

Canfield, D.E. (1994) Factors influencing organic carbon preservation in marine sediments. *Chemical Geology* **114**, 315-329.

Carpenter, J.H. (1965) The accuracy of the Winkler method for dissolved oxygen analysis. *Limnology and Oceanography* **10**, 135-140.

Carpenter, S.R., Kitchell, J.F. (1993) The trophic cascade in lakes, Cambridge University Press, Cambridge, England, p. 385.

Castaing, P., Jouanneau, J.M., Prieur, D., Rangel-Davalos, C., Romaña, L.A. (1984) Variations spatio-temporelles de la granulométrie des suspensions de l'estuaire de la Gironde. *Journal de Recherche Océanographique* **9,** 115-119.

Castaing, P., Allen, G.P. (1981) Mechanisms controlling seaward escape of suspended sediment from the Gironde: a macrotidal estuary in France. *Marine Geology* **40**, 101-118.

Castaing, P., Etcheber, H., Sottolichio, A., Cappe, R. (2006) Evaluation de l'évolution hydrologique et sédimentaire du système Garonne-Dordogne-Gironde, volet 1: Evolution hydrosédimentaire du système Garonne-Dordogne-Gironde au cours du dernier siècle. Exploitation des données d'archives. Rapport Agence de l'Eau Adour Garonne, EPOC, Université Bordeaux 1, p. 65 p.

Cauwet, G., Sempéré, R., Salio, A. (1990). Carbone organique dissous dans l'eau de mer : confirmation de la sous-estimation antérieure, Comtpe Rendu de l'Académie des Sciences Paris, pp. 1061-1066.

Cauwet, G. (1994) HTCO method for dissolved organic carbon analysis in seawter: influence of catalyste on blank estimation. *Marine Chemistry* **47**, 55-64.

Cébron, A., Berthe, T., Garnier, J. (2003) Nitrification and Nitrifying Bacteria in the Lower Seine River and Estuary (France). *Applied and Environmental Microbiology* **69**, 7091-7100.

Cébron, A (2004) Nitrification, bactéries nitrifiantes et émissions de N_2O. La Seine en aval de Paris. Université Paris VI, p. 289.

Chaudon, A. (2005) Les crises d'anoxie dans l'estuaire de la Loire : caractérisation et approche de leur incidence sur la transparence migratoire. Rapport Groupement d'Intérêt Public Loire Estuaire, Nantes, p. 34.

Chocat, B., Bertrand-Krajewski, J.-L., Barraud, S. (2007) Eaux pluviales urbaines et rejets urbains par temps de pluie. Techniques de l'ingénieur Gestion des eaux par les collectivités territoriales base documentaire.

CNEXO (1977). Centre National pour l'Exploration des Océans. Etude écologique de l'estuaire de la Gironde. Rapport final. Electricité de France, p. 499 p.

Colas, C. (1995) Rejets pluviaux urbains dans l'estuaire de la Gironde. Caractérisation de la phase organique et processus de minéralisation dans la crème de vase. Rapport de DEA. Université de Bordeaux 1, p. 29.

Commarieu, M.-V. (2007) Oxygénation des eaux dans un estuaire hyperturbide (Gironde) : observations in situ, expérimentation et modélisation. Bordeaux 1, p. 193.

Conley, D.J., Carstensen, J., Ærtebjerg, G., Christensen, P.B., Dalsgaard, T., Hansen, J.L.S., Josefson, A.B. (2007) Long-term changes and impacts of hypoxia in danish coastal waters. *Ecological Applications* **17**, S165-S184.

Coularis, C. (2012) Impact de la dégradation de la matière organique des effluents sur l'oxygénation des eaux de la Garonne, Rapport de fin d'étude, Ecole Nationale Supérieure de Chimie, Rennes, p. 43.

Coynel, A. (2000) Impact du traitement de conservation des échantillons sur la mesure de leur teneur en organique dissous, Maîtrise, Université Bordeaux 1, p. 40

Coynel, A. (2005) Erosion mécanique des sols et transferts géochimiques dans le bassin Adour-Garonne. Université Bordeaux 1, p. 596.

Crump, B., Baross, J. (1996) Particle-attached bacteria and heterotrophic plankton associated with the Columbia River estuarine turbidity maxima. *Marine Ecology Progress Series* **138**, 265-273.

Crump, B.C., Baross, J.A., Simenstad, C.A. (1998) Dominance of particle-attached bacteria in the Columbia River estuary, USA. *Aquatic microbial ecology* **14**, 7-18.

-D-

Dauvin, J.-C. (2008) The main characteristics, problems, and prospects for Western European coastal seas. *Marine Pollution Bulletin* **57**, 22-40.

David, V., Sautour, B., Chardy, P., Leconte, M. (2005) Long-term changes of the zooplankton variability in a turbid environment: The Gironde estuary (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **64**, 171-184.

De Bénédittis, J. (2004) Mesurage de l'infiltration et de l'exfiltration dans les réseaux d'assainissement. INSA, Lyon, p. 355.

Deffontis, S., Breton, A., Vialle, C., Montréjaud-Vignoles, M., Vignoles, C., Sablayrolles, C. (2013) Impact of dry weather discharges on annual pollution from a separate storm sewer in Toulouse, France. *Science of The Total Environment* **452–453**, 394-403.

Deronzier, G., Schétrite, S., Racault, Y., Canler, J.-P., Liénard, A., Héduit, A., Duchène, P. (2001) Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités. Ministère de l'Agriculture et de la pêche. Cemagref éditions. Document technique FNDAE n°25.

Diaz, R.J. (2001) Overview of Hypoxia around the World. *Journal of Environmental Quality* **30**, 275-281.

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.

Diaz, R.J., Rosenberg, R. (2008) Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems. *Science* **321**, 926-929.

Dignac, M.F., Ginestet, P., Rybacki, D., Bruchet, A., Urbain, V., Scribe, P. (2000) Fate of wastewater organic pollution during activated sludge treatment: nature of residual organic matter. *Water Research* **34**, 4185-4194.

Doxaran, D. (2002) Télédétection et modélisation numérique des flux sédimentaires dans l'estuaire de la Gironde. Université Bordeaux 1, p. 280.

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. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **81**, 321-332.

Dubber, D., Gray, N.F. (2010) Replacement of chemical oxygen demand (COD) with total organic carbon (TOC) for monitoring wastewater treatment performance to minimize disposal of toxic analytical waste. *Journal of Environmental Science and Health*, Part A 45, 1595-1600.

Dugdale, R.C., Goering, J.J. (1967) Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary productivity. *Limnology and Oceanography* **12**, 196-206.

Dumartin, M. (2005) Rapport interne d'intempérie. Orage du 27 juin 2005. Lyonnaise des Eaux, p. 50.

Dyer, K.R. (1973) Estuaries: a physical introduction. John Wiley & Sons Eds, Chichester. p. 140.

Dyer, K.R. (1987) Coastal and estuarine sediment dynamics John Wiley & Sons Eds, Chichester. p. 342.

-E-

Elfaquir, M. (1993) Etude de la matière organique sur la marge continentale : quantité, qualité, bilan et réponse benthique aux flux. Cas du canyon du Cap-Ferret. Université Bordeaux 1, p. 146.

Elliott, M., McLusky, D.S. (2002) The Need for Definitions in Understanding Estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **55**, 815-827.

Ellis, J.B. (1991) Measures for the control and treatment of urban runoff quality. Agence de l'Eau Seine-Normandie, November, 132 p.

Ellis, J.B., Chocat, B., Fujita, S., Rauch, W., Marsalek, J. (2004) Urban drainage: A multilingual Glossary. IWA Publishing. 512 p.

Etcheber, H. (1978) Etude de la répartition et du comportement de quelques oligo-éléments métalliques. Université Bordeaux 1, p. 169.

Etcheber, H. (1983) Biogéochimie de la Matière Organique en Milieu Estuarien : Comportement, Bilan, Propriétés. Cas de la Gironde. Université de Bordeaux 1, p. 352.
Etcheber, H. (1986) Biogéochimie de la matière organique en milieu estuarien : comportement, bilan, propriétés, cas de la Gironde. Université Bordeaux 1, p. 379.
Etcheber, H., Schmidt, S., Sottolichio, A., Maneux, E., Chabaux, G., Escalier, J.-M., Wennekes, H., Derriennic, H., Schmeltz, M., Quéméner, 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. *Hydrology and Earth System Sciences* **15**, 831-840.
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.

-F-

Fontugne, M.R., Jouanneau, J.-M. (1987) Modulation of the particulate organic carbon flux to the ocean by a macrotidal estuary: Evidence from measurements of carbon isotopes in organic matter from the Gironde system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **24**, 377-387.
Foussard, V., Etcheber, H. (2011) Proposition d'une stratégie de surveillance des paramètres physico-chimiques pour les estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde. Projet BEEST, p. 74.
François, N., Ventura, A. (2012) Fonctionnement du système d'assainissement de Louis Fargue - Rapport annuel 2011. Communauté Urbaine de Bordeaux - Lyonnaise des Eaux, p. 20.
Frankignoulle, M., Abril, G., Borges, A., Bourge, I., Canon, C., Delille, B., Libert, E., Théate, J.-M. (1998) Carbon Dioxide Emission from European Estuaries, pp. 434-436.
Froelich, P.N., Klinkhammer, G.P., Bender, M.L., Luedtke, N.A., Heath, G.R., Cullen, D., Dauphin, P., Hammond, D., Hartman, B., Maynard, V. (1979) Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the eastern equatorial Atlantic: suboxic diagenesis. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **43**, 1075-1090.

-G-

Galloway, J.N. (1998) The global nitrogen cycle: changes and consequences. E*nvironmental Pollution* **102**, 15-24.
Galloway, J.N. (2003) The Global Nitrogen Cycle, in: Editors-in-Chief: Heinrich, D.H., Karl, K.T. (Eds.), Treatise on Geochemistry. Pergamon, Oxford, pp. 557-583.
Garel, E., Nunes, S., Neto, J., Fernandes, R., Neves, R., Marques, J., Ferreira, Ó. (2009) The autonomous system for real-time continuous water-quality and current velocity monitoring: examples of application in three Portuguese estuaries. *Geo-Marine Letters* **29**, 331-341.
Garnier, J., Servais, P., Billen, G. (1992a) Bacterioplankton in the Seine River (France): impact of the Parisian urban effluent. *Canadian Journal of Microbiology* **38**, 56-64.
Garnier, J., Billen, G., Servais, P. (1992b) Physiological characteristics and ecological role of small and large size bacteria in a polluted river (Seine River, France). *Fundamental and Applied Limnology* **37**, 83-94.

Garnier, J., Billen, G., Hanset, P., Testard, P., Coste, M. (1998) Développement algal et eutrophisation, in: Meybeck, M., de Marsily, G., Fustec, E. (Eds.), *La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé*. Elsevier, Paris, pp. 593-626.

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 and Coasts* **24**, 964-976.

Garnier, J., Cébron, A., Tallec, G., Billen, G., Sebilo, M., Martinez, A. (2006) Nitrogen Behaviour and Nitrous Oxide Emission in the Tidal Seine River Estuary (France) as Influenced by Human Activities in the Upstream Watershed. *Biogeochemistry* **77**, 305-326.

Gattuso, J.-P., Frankignoulle, M., Wollast, R. (1998) Carbon and carbonate metabolism in coastal aquatic ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* **29**, 405-434.

GIEC (2007) Bilan 2007 des changements climatiques. Contribution des Groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. GIEC, Genève, Suisse, p. 103 pp.

Glangeaud, L. (1938) Transport et sédimentation dans l'estuaire de la Gironde. Caractères pétrographiques des formations fluviatiles, saumâtres, littorales et nétiriques, France, B.d.l.S.G.d. (Ed.), pp. 599-630.

Goosen, N.K., Kromkamp, J., Peene, J., van Rijswijk, P., van Breugel, P. (1999) Bacterial and phytoplankton production in the maximum turbidity zone of three European estuaries: the Elbe, Westerschelde and Gironde. *Journal of Marine Systems* **22**, 151-171.

Gorini, D., Choubert, J.-M., Le Pimpec, P., Heduit, A. (2010) Caractérisation et biodégradabilité des eaux résiduaires. *Techniques Sciences Méthodes*, 65-82.

Griffith, P., Shiah, F.-K., Gloersen, K., Ducklow, H.W., Fletcher, M. (1994) Activity and distribution of attached bacteria in Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series* **108**, 1-10.

Gromaire Mertz, M.C. (1998) La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire. Caractéristiques et origines. Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, p. 550.

Guilhem, P., Ventura, A., Laplace, P., Jacopin l'azou, C., Bourgogne, P. (2009) Conception et exploitation des bassins d'orage enterrés de la Communauté Urbaine de Bordeaux - Retour d'expérience sur le bassin de la Grenouillère. *Techniques Sciences Méthodes* **6**, 77-85.

-H-

Hall, P.O.J., Aller, R.C. (1992) Rapid, small-volume, flow injection analysis for SigmaCO_2 and NH_4^+ in marine and freshwaters. *Limnology and Oceanography* **37**, 1113-1119.

Hecky, R.E., Kilham, P. (1988) Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnology and Oceanography* **33**, 796-822.

Hedges, J.I. (1992) Global biogeochemical cycles: progress and problems. *Marine Chemistry* **39**, 67-93.

Heip, C.H.R., Goosen, N.K., Herman, P.M.J., Kromkamp, J., Middelburg, J.J., Soetaert, K. (1995) Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. *Oceanography and Marine Biology an Annual Review* **33**, 1-149.

Henze, M., Harremoës, P., La Cour Jansen, J., Arvin, E. (1996) Wastewater Treatment: Biological and chemical processes, 2nd ed. Springer.

Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J.l.C., Arvin, E. (2002) Wastewater treatment – Biological and chemical processes, Third Edition. Springer Verlag ed. Springer Verlag, Berlin Heidelberg.

Hernandez Palomino, M.A. (1997) Etude écologique du comportement bactérien dans les estuaires de l'Elbe, de l'Escaut et de la Gironde : dynamique, rôle dans le réseau trophique et caractéristiques métaboliques. Université de Bordeaux 1, France, p. 288

Hollibaugh, J.T., Wong, P.S., Murrell, M.C. (2000) Similarity of particle-associated and free-living bacterial communities in northern San Francisco Bay, California. *Aquatic Microbial Ecology* **21**, 103-114.

Holt, D., Rory D. Todd, Delanoue, A., Colbourne, J.S. (1995) A Study of Nitrite Formation and Control in Chloraminated Distribution Systems. Proc. 1995 AWWA Water Quality Technology Conference Part II. Denver, Colo.

Huguet, A., Vacher, L., Relexans, S., Saubusse, S., Froidefond, J.M., Parlanti, E. (2009) Properties of fluorescent dissolved organic matter in the Gironde Estuary. *Organic Geochemistry* **40**, 706-719.

-I-

IFREMER (1994) Estuaire de la Gironde, Livre Blanc. IFREMER (Brest), Agence de l'Eau Adour-Garonne, p. 115.

Ignasse, C., Indraccolo, M.F., Zannettacci, M. (200). Annuaire statistique de la France. INSEE 105, p. 968.

Irigoien, X. (1994) Ingestion et production secondaire des copépodes planctoniques de l'estuaire de la Gironde en relation avec la distribution du phytoplancton et la matière en suspension. Université Bordeaux 1, p. 137.

Irigoien, X., Castel, J. (1997) Light Limitation and Distribution of Chlorophyll Pigments in a Highly Turbid Estuary: the Gironde (SW France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **44**, 507-517.

Ittekkot, V. (1988) Global trends in the nature of organic matter in river suspensions. *Nature* **332**, 436-438.

Ittekkot, V., Laane, R.W.P.M. (1991) Fate of riverine particulate organic matter, in: Degens, E.T., Kempe, S., Richey, J.E. (Ed.), *Biogeochemistry of major world rivers*, pp. 233-242.

Ittekkot, V., Spitzy, A., Lammerz, U. (1982) Valdivia cruise October 1981: Dissolved organic matter in the Elbe, Weser and Ems rivers and the German Bight, in: E.T.D. (Ed.), Transport of Carbon and Minerals in Major World Rivers, Mitt. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Harnburg, pp. 749-756.

Iversen, N., Jorgensen, B.B. (1985) Anaerobic methane oxidation rates at the sulfate-methane transition in marine sediments from Kattergat and Skagerrak (Denmark). *Limnology and Oceanography* **30**, 944-955.

-J-

Jartun, M., Ottesen, R.T., Steinnes, E., Volden, T. (2008) Runoff of particle bound pollutants from urban impervious surfaces studied by analysis of sediments from stormwater traps. *Science of The Total Environment* **396**, 147-163.

Jones, J.C., Reynolds, J.D. (1999) Oxygen and the trade-off between egg ventilation and brood protection in the common goby. *Behaviour* **136**, 819-832.

Jouanneau, J.M., Latouche, C. (1981) The Gironde Estuary. E. Schweizerbart, Stuttgart. Vol.**10**, 115 p.

-K-

Kayhanian, M., Rasa, E., Vichare, A., Leatherbarrow, J. (2008) Utility of Suspended Solid Measurements for Storm-Water Runoff Treatment. *Journal of Environmental Engineering* **134**, 712-721.

King, G.M. (1992) Ecological aspects of methane oxidation, a key determinant of global methane dynamics. *Advances in Microbial Ecology* **12**, 431-468.

Kirschbaum, M.U.F. (1995) The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. *Soil Biology and Biochemistry* **27**, 753-760.

Krebs, P., Holzer, P., Huisman, J.L., Rauch, W. (1999) First flush of dissolved compounds. *Water Science and Technology* **39**, 55-62.

-L-

Laane, R.W.P.M. (1980) Conservative behaviour of dissolved organic carbon in the EMS-Dollart estuary and the Western Wadden Searvative Netherlands *Journal of Sea Research* **14**, 192-199.

Laane, R.W.P.M., Etcheber, H., Relexans, J.C. (1987) Particulate organic matter in estuaries and its ecological implications for macrobenthos, in: Degens, E.T., Kempe, S. and Gan Weibin (Ed.), Transport of Carbon and Minerals in Major World Rivers, Pt. 4. SCOPE/UNEP Sonderbd., Mitt. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Hamburg, pp. 71-91.

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). *Environmental Science: Processes & Impacts* **15**, 585-595.

Laplace, P., Ventura, A. (2011) Rapport d'intempérie. Evènement pluvieux du 02 août 2011. Lyonnaise des Eaux, p. 90.

Le Hir, P., Bassoullet, P., Jestin, H. (2001) Application of the continuous modeling concept to simulate high-concentration suspended sediment in a macrotidal estuary. Elsevier, Amsterdam, 229-247.

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. *Compte Rendu Geoscience* **334**, 251-258.

Lévêque, C., Moussard, S., Foussard, V., Boët, P., Bocquéné, G., Bouleau, G., Etcheber, H., Just, A., Lepage, M., Lobry, J., Sirost, S., Sottolichio, A. (2011) Synthèse des travaux BEEST. Projet BEEST, p. 110.

Lin, R.-G. (1988) Etude du potentiel de dégradation de la matière organique particulaire au passage eau douce-eau salée : cas de l'estuaire de la Gironde, 209 p.

Lin, R.-G., Etcheber, H. (1994) The degradability of particulate organic matter in the Gironde Estuary, France. *Chin. J. Ocean. Limnol.* **12**, 106-113.

Lowery, T.A. (1998) Modelling estuarine eutrophication in the context of hypoxia, nitrogen loadings, stratification and nutrient ratios. *Journal of Environmental Management* **52**, 289-305.

Ludwig, W. (1997) Erosion des continents et transports fluviaux de matière organique vers les océans. Université Louis Pasteur, Strasbourg, p. 195.

-M-

Mackenzie, F.T., Ver, L.M., Lerman, A. (2002) Century-scale nitrogen and phosphorus controls of the carbon cycle. *Chemical Geology* **190**, 13-32.

Maes, J., Stevens, M., Breine, J. (2007) Modelling the migration opportunities of diadromous fish species along a gradient of dissolved oxygen concentration in a European tidal watershed. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **75**, 151-162.

Maes, J., Stevens, M., Breine, J. (2008) Poor water quality constrains the distribution and movements of twaite shad Alosa fallax fallax (Lacépède, 1803) in the watershed of river Scheldt. *Hydrobiologia* **602**, 129-143.

Malcolm, R.L (1990) The uniqueness of humic substances in each of soil, stream and marine environments. *Analytica Chimica Acta* **23**2, 19-30.

Maneux, E. (1998) Erosion mécanique des sols et transports fluviaux de matières en suspension: application des systèmes d'information géographique dans les bassins versants de l'Adour, de la Dordogne et de la Garonne. Université Bordeaux 1, p. 251.

Maurice, L. (1993) Modélisation du cycle de dégradation bactérienne de la matière organique. Application à la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire. Institut National Polytechnique de Toulouse, p. 211 pp.

Maurice, L. (1994) Biodégradabilité de la matière organique dans le bouchon vaseux et la crème de vase de l'estuaire de la Loire. *Oceanologica Acta* **17**, 501-516.

McLusky, D.S., Elliott, M. (2007) Transitional waters: A new approach, semantics or just muddying the waters? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **71**, 359-363.

Meybeck, M. (1982) Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *American Journal of Science* **282**, 401-450.

Meybeck, M., Cauwet, G., Dessery, S., Somville, M., Gouleau, D., Billen, G. (1988) Nutrients (organic C, P, N, Si) in the eutrophic River Loire (France) and its estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **27**, 595-624.

Meybeck, M. (1993) C, N, P and S in rivers: from sources to global inputs, in: Wollast R., M.F.a.C.L.e. (Ed.), Interactions of C, N, P and S Biogechemical Cycles and Global Change. Springer-Verlag, Berlin, pp. 163-193.

Meybeck, M., Vörösmarty, C. (1999) Global transfer of carbon by rivers. *Global Change Newsletters* **37**, 18-19.

Middelburg, J.J., Herman, P.M.J. (2007) Organic matter processing in tidal estuaries. *Marine Chemistry* **106**, 127-147.

Miller, A.E.J., (1999) Seasonal Investigations of Dissolved Organic Carbon Dynamics in the Tamar Estuary, U.K. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **49**, 891-908.

Miquel, G. (2003) La qualité de l'eau et l'assainissement en France. Rapport de l'office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. Assemblée Générale (n°1705); Sénat (n°1215), p. 198 + annexes 331 p.

Moran, M., Sheldon, W., Sheldon, J. (1999) Biodegradation of riverine dissolved organic carbon in five estuaries of the southeastern United States. *Estuaries* **22**, 55-64.

Morris, A.W., Loringb, D.H., Bate, A.J., Howlanda, R.J.M., Mantoura, R.F.C., Woodward, E.M.S. (1982) Particle dynamic, particulate carbon and the oxygen minimum in an estuary. *Oceanologica Acta* **5**, 349-353.

-N-

Namour, P., Müller, M.C. (1998) Fractionation of organic matter from wastewater treatment plants before and after a 21-day biodegradability test: A physical-chemical method for measurement of the refractory part of effluents. *Water Research* **32**, 2224-2231.

Newton, A., Edie, M., Summers, J. (1998) Primary productivity in Budd Inlet during 1997: Seasonal patterns of variation and controlling factors, Puget Sound Research '98. WASHINGTON STATE CONVENTION AND TRADE CENTER pp. 132-151.

Newton, A., Oliveira, P.S., Icely, J.D., Foster, P.A. (2010) Monitoring of oxygen condition in the Ria Formosa coastal lagoon, Portugal. *Journal of Environmental Monitoring* **12**, 355-360.

-O-

Opsahl, S., Benner, R. (1997) Distribution and cycling of terrigenous dissolved organic matter in the ocean. *Nature* **386**, 480-482.

Owens, N.J.P. (1986) Estuarine nitrification: A naturally occurring fluidized bed reaction? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **22**, 31-44.

-P-

Painchaud, J., Therriault, J.-C. (1989) Relationships between bacteria, phytoplankton and particulate organic carbon in the Upper St. Lawrence Estuary *Marine Ecology Progress Series* **56**, 301-311.

Parker, W., Marshall, L., Parfitt, A. (1994) Modulation of dissolved oxygen levels in a hypertidal estuary by sediment resuspension. *Aquatic Ecology* **28**, 347-352.

Parlanti, E., Giraudel, J.-L., Roumaillac, A., Banik, A., Huguet, A., Vacher, L. (2006) Fluorescence and principal component analysis and parallel factor (PARAFAC) analysis: new criteria for the characterization of dissolved organic matter in aquatic environments, Proceedings of the 13th Meeting of the International Humic Substances Society, Karlsruhe, Germany, pp. 369-372.

Philipps, I. (1980) Qualité des eaux dans l'estuaire de la Gironde. Répartition et comportement des sels minéraux dissous : Azote, Phosphore et Silice. Université de Bordeaux 1, p. 179.

Potter, I.C., Chuwen, B.M., Hoeksema, S.D., Elliott, M. (2010) The concept of an estuary: A definition that incorporates systems which can become closed to the ocean and hypersaline. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **87**, 497-500.

Prieur, D., Troussellier, M., Romana, A., Chamroux, S., Mevel, G., Baleux, B. (1987) Evolution of bacterial communities in the Gironde Estuary (France) according to a salinity gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **24**, 95-108.

Pritchard, R.W. (1952) Salinity distribution and circulation in the Chesapeake Bay estuarine system. *Journal of Marine Research* **XI**, 106-123.

Pritchard, R.W. (1967) What is an estuary? *Physical viewpoint, Washington, D.C.*, pp.3-5.

Prosser, J.I. (1986) Nitrification. 228p.

Prosser, J.I. (1989) Autotrophic Nitrification in Bacteria, in: Rose, A.H., Tempest, D.W. (Eds.), Advances in Microbial Physiology. *Academic Press*, pp. 125-181.

-R-

Rabalais, N.N., Díaz, R.J., Levin, L.A., Turner, R.E., Gilbert, D., Zhang, J. (2010) Dynamics and distribution of natural and human-caused hypoxia. *Biogeosciences* **7**, 585-619.

Raymond, P.A., Bauer, J.E. (2001) Use of 14C and 13C natural abundances for evaluating riverine, estuarine, and coastal DOC and POC sources and cycling: a review and synthesis. *Organic Geochemistry* **32**, 469-485.

Relexans, J.C.E., H. (1982) Cycles saisonniers de la matière organique particulaire à la limite amont de l'estuaire de la Gironde. *Compte-rendu de l'académie des sciences*, Paris, 861-864.

Relexans, J.C., Etcheber, H. (1986) Characterization of the particulate organic matter in the Loire Estuary (France) using ETS activity measurements. *Organic Geochemistry* **10**, 743-749.

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. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **27**, 625-644.

Richey, J.E., Melack, J.M., Aufdenkampe, A.K., Ballester, V.M., Hess, L.L. (2002) Outgassing from Amazonian rivers and wetlands as a large tropical source of atmospheric CO2. *Nature* **416**, 617-620.

Risgaard-Petersen, N., Rysgaard, S., Nielsen, L.P., Revsbech, N.P. (1994) Diurnal variation of denitrification and nitrification in sediments colonized by benthic microphytes. *Limnology and Oceanography* **39**, 573-579.

Robertson, L.A., Dalsgaard, T., Revsbech, N.P., Kuenen, J.G. (1995) Confirmation of 'aerobic denitrification' in batch cultures, using gas chromatography and 15N mass spectrometry. FEMS *Microbiology Ecology* **18**, 113-120.

Rocher, V., Paffoni, C., Goncalves, A., Legaigneur, V., Dutot, A., Gousailles, M. (2006) Le traitement des eaux usées par biofiltration : cas de la station Seine Centre (SIAAP). *Techniques Sciences Méthodes* **10**, 105-125.

Romana, L.A., Thouvenin, B. (1987) Oxygène dissous dans l'estuaire de la Loire, Rapport sur la faisabilité d'un modèle mathématique. Rapport interne IFREMER DERO/87 – 07/EL.

-S-

Saari, H.-K., Schmidt, S., Castaing, P., Blanc, G., Sautour, B., Masson, O., Cochran, J.K. (2010) The particulate ^{7}Be/^{210}Pbxs and ^{234}Th/^{210}Pbxs activity ratios as tracers for tidal-to-seasonal particle dynamics in the Gironde estuary (France): Implications for the budget of particle-associated contaminants. *Science of The Total Environment* **408**, 4784-4794.

Sauriau, P.G., Robin, J.P., Marchand, J. (1994) Effects of excessive organic enrichment of the Loire Estuary on the downstream migratory patterns of the amphihaline grey mullet Liza ramada (Pisces:Mugililidae), Academic ed. K.R. Dyer & R.J. Orth. 349-356.

Savoye, 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. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **108**, 16-28.

Schäfer, J., Blanc, G., Lapaquellerie, Y., Maillet, N., Maneux, E., Etcheber, H. (2002) Ten-year observation of the Gironde tributary fluvial system: Fluxes of suspended matter, particulate organic carbon and cadmium. *Marine Chemistry* **79**, 229-242.

Schramm, A., de Beer, D., Wagner, M., Amann, R. (1998) Identification and activity in situ of Nitrosospira and Nitrospira spp. as dominant populations in a nitrifying fluidized bed reactor. *Applied and Environmental Microbiology* **64**, 3480-3485.

Seidl, M., Servais, P., Mouchel, J.M. (1998) Organic matter transport and degradation in the river Seine (France) after a combined sewer overflow. *Water Research* **32**, 3569-3580.

Servais, P., Billen, G., Hascoet, M.C. (1987) Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters. *Water Research* **21**, 445-450.

Servais, P., Anzil, A., Ventresque, C. (1989) Simple method for determination of biodegradable dissolved organic carbon in water. *Applied and Environmental Microbiology* **55**, 2732-2734.

Servais, P., Garnier, J. (1993) Contribution of heterotrophic bacterial production to the carbon budget of the river Seine (France). *Microbial Ecology* **25**, 19-33.

Servais, P., Barillier, A., Garnier, J. (1995) Determination of the biodegradable fraction of dissolved and particulate organic carbon in waters. *Annales de Limnologie* **31**, 75-80.

Servais, P., Billen, G., Garnier, J., Idlafkih, Z., Mouchel, J.-M., Seidl, M., Meybeck, M. (1998) La Seine en son bassin : Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé. Elsevier, Paris.

Servais, P., Garnier, J., Demarteau, N., Brion, N., Billen, G. (1999) Supply of organic matter and bacteria to aquatic ecosystems through waste water effluents. *Water Research* **33**, 3521-3531.

Servais, P., Anzil, A., Frebutte, D. (2001) Estimation de la biomasse bactérienne dans les effluents urbains par mesure de l'activité exoprotéolytique potentielle. Revue des sciences de l'eau / *Journal of Water Science* **14**, 55-62.

Servais, P., Garnier, J. (2006) Organic carbon and bacterial heterotrophic activity in the maximum turbidity zone of the Seine estuary (France). *Aquatic Sciences* **68**, 7.

Sottolichio, A., Castaing, P. (1999) A synthesis on seasonal dynamics of highly-concentrated structures in the Gironde estuary. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences* - Series IIA - Earth and Planetary Science **329**, 795-800.

Statham, P.J. (2012) Nutrients in estuaries — An overview and the potential impacts of climate change. *Science of The Total Environment* **434**, 213-227.

Strickland, J.D.H., Parsons, T.R. (1972) A practical handbook of seawater analysis, Bulletin Fisheries Research Board of Canada.

Stumm, W., Morgan, J.J. (1996) Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters. 1040 p.

Sugimura, Y., Suzuki, Y. (1998) A high temperature catalytic oxidation method for the determination of non-volatil dissolved organic carbon in seawater by direct injection of a liquid sample. *Marine Chemistry* **24**, 105-131.

Suzuki, I., Dular, U., Kwok, S.C. (1974) Ammonia or Ammonium Ion as Substrate for Oxidation by Nitrosomonas europaea Cells and Extracts. *Journal of Bacteriology* **120**, 556-558.

-T-

Tagliapietra, D., Sigovini, M., Ghirardini, A.V. (2009) A review of terms and definitions to categorise estuaries, lagoons and associated environments. *Marine and Freshwater Research* **60**, 497-509.

Taillez, A. (2004) Le carbone organique particulaire dans les bouchons vaseux des estuaires de la Gironde, de la Loire et de la Seine : origine et labilité. Rapport de DEA, Université de Bordeaux 1, p. 31.

Talke, S., de Swart, H., de Jonge, V. (2009) An Idealized Model and Systematic Process Study of Oxygen Depletion in Highly Turbid Estuaries. *Estuaries and Coasts* **32**, 602-620.

Tallec, G., Garnier, J., Billen, G., Gousailles, M. (2008) Nitrous oxide emissions from denitrifying activated sludge of urban wastewater treatment plants, under anoxia and low oxygenation. *Bioresource Technology* **99**, 2200-2209.

Taverny, C., Elie, P., Boët, P. (2009) La vie piscicole dans les masses d'eau de transition : proposition d'une grille de qualité pour la température, l'oxygène dissous, la salinité et la transparence, Etude Cemagref Bordeaux, p. 55.

Thomas, O. (1995) Métrologie des eaux résiduaires. Cebedoc. 192 p.

Thouvenin, B., Le Hir, P., Romana, L.A. (1994) Dissolved oxygen model in the Loire Estuary. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark. 169-178.

Turner, A., Millward, G.E., Tyler, A.O. (1994) The Distribution and Chemical Composition of Particles in a Macrotidal Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **38**, 1-17.

Turnpenny, A.W.H., Liney, K.E. (2006) Review and development of temperature standards for marine and freshwater environments, Unpublished Jacobs report to SNIFFER and UKTAG (Ed.), p. 70.

Tusseau-Vuillemin, M.-H., Dispan, J., Mouchel, J.-M., Servais, P. (2003) Biodegradable fraction of organic carbon estimated under oxic and anoxic conditions. *Water Research* **37**, 2242-2247.

-U-

Unanue, M., Ayo, B., Azfla, I., Barcina, I., Iriberri, J. (1992) Temporal variability of attached and free-Living bacteria in coastal waters. *Microbial Ecology* **23**, 27-39.

Uncles, R., Joint, I., Stephens, J. (1998) Transport and retention of suspended particulate matter and bacteria in the Humber-Ouse Estuary, United Kingdom, and their relationship to hypoxia and anoxia. *Estuaries and Coasts* **21**, 597-612.

-V-

Vacher, L. (2004) Etude 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. 255.

Valiela, I., Bowen, J.L. (2002) Nitrogen sources to watersheds and estuaries: role of land cover mosaics and losses within watersheds. *Environmental Pollution* **118**, 239-248.

Van Haandel, A.C., Van der Lubbe, J. (2007) Handbook biological waste water treatment design and optimisation of activated sludge systems.

Vaquer-Sunyer, R., Duarte, C.M. (2008) Thresholds of hypoxia for marine biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **105**, 15452-15457.

Vaze, J., Chiew, F.H., Suryadi, L., Khanal, K. (2000) Pollutant accumulation on an urban road surface. Hydro 2000: *Interactive Hydrology*, 265-270.

Verstraete, W., Alexander, M. (1973) Heterotrophic nitrification in samples of natural ecosystems. *Environmental Science & Technology* **7**, 39-42.

Veyssy, E. (1998) Transferts de matières organiques des bassins versants aux estuaires de la Gironde et de l'Adour. Université de Bordeaux 1, p. 262.
Veyssy, E., Etcheber, H., Lin, R.G., Buat-Menard, P., Maneux, E. (1999) Seasonal variation and origin of particulate organic carbon in the lower Garonne river at La Reole (southwestern France). *Hydrobiologia* **391**, 113-126.
Vigne, E. (2007) Etude et modélisation dynamique d'un procédé par biofiltration en nitrification tertiaire, Département de génie Civil. Université Laval, Québec, p. 478.
Volk, C., Renner, C., Robert, C., Joret, J.C. (1994) Comparison of two techniques for measuring biodegradable dissolved organic carbon in water. *Environmental Technology* **15**, 545-556.

-W-

Wang, B., Wei, Q., Chen, J., Xie, L. (2012) Annual cycle of hypoxia off the Changjiang (Yangtze River) Estuary. *Marine Environmental Research* **77**, 1-5.
Watson, S.W., Bock, E., Harms, H., Koops, H.P., Hooper, A.B. (1989) Ammonia-oxidizing bacteria. The Williams & Wilkins Co, Baltimore.
Willey, J.D., Kieber, R.J., Eyman, M.S., Avery, G.B. (2000) Rainwater dissolved organic carbon: Concentrations and global flux. *Global Biogeochemical Cycles* **14**, 139-148.
Wong, V.N.L., Johnston, S.G., Burton, E.D., Bush, R.T., Sullivan, L.A., Slavich, P.G. (2011) Anthropogenic forcing of estuarine hypoxic events in sub-tropical catchments: Landscape drivers and biogeochemical processes. *Science of The Total Environment* **409**, 5368-5375.
Wood, E.D. (1967) Determination of nitrate in seawater by cadmium-copper reduction to nitrite. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **47**, 23-31.

-X-

Xanthopoulos, C., Hahn, H.H. (1993) Anthropogenic pollutants wash-off from street surface, J. Marsalek & H.C. Torno ed. 417-422.

-Z-

Zimmermann, H. (1997) The microbial community on aggregates in the Elbe Estuary, Germany. *Aquatic Microbial Ecology* **13**, 37-46.

Table des illustrations

CHAPITRE I

Figure I.1 : Schématisation de la boucle microbienne et de la chaîne trophique dans les milieux aquatiques (Cébron, 2004). 12
Figure I.2 : Principales voies de conversion de l'azote dans la biosphère (d'après Karl, 2002 ; dans Galloway, 2003). 14
Figure I.3 : Processus bactériens et physico-chimiques affectant l'oxygénation des eaux estuariennes. 17
Figure I.4 : Carte de l'estuaire de la Gironde. Les chiffres indiquent les points kilométriques (PK). PK0 se trouve au Pont de Pierre à Bordeaux. 20
Figure I.5 : Débits moyens journaliers de la Dordogne, de la Garonne et de la Gironde (1959 à 2012). 21
Figure I.6 : Evolution du nombre de jours où les débits de la Garonne sont supérieurs à 800 m^3/s (bleu) et inférieurs à 100m^3/s (rouge) depuis 1959. 22
Figure I.7 : Evolution des débits journaliers et des concentrations en MES mesurées au cours des cycles hydrologiques 1999-2003 dans la Garonne et 1999-2002 dans la Dordogne (Coynel, 2005). 22
Figure I.8 : Données issues du marégraphe de Bordeaux au cours, (A) : d'une marée de mortes eaux (ME) et de vives eaux (VE) ; (B) : de bas débit (70 m^3/s) et de haut débit (3000 m^3/s). 24
Figure I.9 : Formation du bouchon vaseux dans un estuaire macrotidal où la circulation résiduelle est faible ou absente (repris de Castaing, 1981). 25
Figure I.10 : Dynamique sédimentaire dans le bouchon vaseux de l'estuaire de la Gironde pendant un cycle lunaire (adapté d'Allen, 1972 ; Abril, 1999). 26
Figure I.11 : Distribution des MES mesurées en surface et à basse mer pendant de faibles débits (Q<300m^3/s) et des débits modérés (Q>1000 m^3/s) (d'après Sottolichio & Castaing, 1999). 31
Figure I.12 : Communes constituant le service d'assainissement de la CUB. 34
Figure I.13 : Schéma de principe du système d'assainissement en 2011 (CUB). 35
Figure I.14 : Dispositif d'autosurveillance du réseau d'assainissement de la CUB. 40
Figure I.15 : Localisation des stations d'épuration et de leurs zones d'influence (modifié d'après CUB). 42
Figure I.16 : Fonctionnement de la filière eau de la STEP de Clos de Hilde (modifié d'après CUB). 46
Figure I.17 : Répartition de l'origine des débits moyens journaliers par mois et des volumes annuels bruts à Clos de Hilde pour l'année 2011 (LdE). 47
Figure I.18 : Courbe caractéristique de débit de temps sec pour l'année 2011 à Clos de Hilde (LdE). 47
Figure I.19 : Fonctionnement de la filière eau de la STEP de Louis Fargue (modifié d'après CUB). 49
Figure I.20 : Répartition de l'origine des débits moyens journaliers par mois et des volumes annuels bruts à Louis Fargue pour l'année 2011 (LdE). 51
Figure I.21 : Courbe caractéristique de débit de temps sec à Louis Fargue pour l'année 2011 (LdE). 52

CHAPITRE II

Figure II.1 : Localisation des points de prélèvements (cercles rouges) à Clos de Hilde. 58
Figure II.2 : Points de prélèvements en entrée (CHEB, à gauche) et au niveau de la sortie biologique (CHET2, à droite) à Clos de Hilde. 58
Figure II.3 : Localisation des points de prélèvements LFEB, LFED et LFSB (cercles rouges) à Louis Fargue. Les données obtenues aux points LFET, LFBP et LFSG (cercles verts) sont calculées à partir des mesures réellement effectuées aux trois premiers points. 60
Figure II.4 : Emplacements des préleveurs automatiques en entrée (LFEB) et en sortie biologique (LFSB) à Louis Fargue. 60
Figure II.5 : Présentation schématique du déversoir du Peugue (à gauche) et en 3D (à droite, Lyonnaise des Eaux) avec localisation du préleveur automatique et des débitmètres. 61

Figure II.6 : Evolution horaire des concentrations en MES, du COP, du COD, de N-NH_4^+ et N-NO_3^- en entrée et en sortie biologique de Clos de Hilde. 65
Figure II.7 : Evolution horaire des concentrations en MES, du COP, du COD, de N-NH_4^+ et N-NO_3^- en entrée et en sortie biologique de Louis Fargue..... 68
Figure II.8 : Boîtes à moustaches représentant la distribution de la pollution carbonée, azotée et phosphorée dans les eaux brutes, les eaux décantées, les eaux de sortie biologique et de sortie générale à Clos de Hilde et à Louis Fargue. Sont représentés : Q25 : bord inférieur de la boîte ; médiane : trait à l'intérieur de la boîte (valeurs indiquées à côté) ; Q75 : bord supérieur de la boîte. Les moustaches inférieures et supérieures s'étendent de Q25 jusqu'au centile 10 et de Q75 jusqu'au centile 90. Les valeurs atypiques sont représentées par les cercles..... 71
Figure II.9 : Evolution des teneurs en COP (mg/L) en fonction des teneurs en MES (mg/L) pour les échantillons prélevés à Clos de Hilde et à Louis Fargue..... 72
Figure II.10 : Origines des polluants des RUTP (d'après Chocat et al., 2007, inspiré de Butler & Clark, 1995). ... 76
Figure II.11 : Boîtes à moustaches représentant la variabilité des débits déversé (m^3/h) et la distribution des concentrations en MES, COP, COD et N-NH_4^+ (mg/L) mesurées dans les RUTP du Peugue, avec les médianes (trait noir), les moyennes (trait rouge), et les centiles 5 et 95 (points)..... 77
Figure II.12 : Corrélations entre les concentrations en MES (A), N-NH_4^+ (B) puis entre le COT mesuré au laboratoire EPOC et la DCO mesurée à la Lyonnaise des Eaux (C)..... 81
Figure II.13 : Evolution des teneurs en MES, en COP, en COD et en N-NH_4^+ en fonction du débit (m^3/j), dans les eaux brutes et épurées de Clos de Hilde et de Louis Fargue. L'évolution de la pluviométrie est fournie à titre indicatif pour chaque bassin de collecte (données 2010-2011). A noter la différence d'échelle sur l'axe des débits pour chacune des stations..... 83
Figure II.14 : Flux moyens journaliers entrants et sortants pour l'année 2010, à Clos de Hilde (A) et à Louis Fargue (B)..... 88
Figure II.15 : Flux moyens journaliers entrants et sortants pour l'année 2011, à Clos de Hilde (A) et à Louis Fargue (B)..... 89
Figure II.16 : Flux entrants et sortants (tonnes/j) en MES, COP, COD et N-NH_4^+ à Clos de Hilde et à Louis Fargue, en fonction du temps sec (TS) et du temps de pluie (TP). Les échelles des flux entrants s'étendent jusqu'à 40 t/j tandis que les flux sortants s'étendent jusqu'à 8 t/j..... 92
Figure II.17 : Flux moyens journaliers entrants et sortants en période estivale, de Juillet à Septembre 2010, à Clos de Hilde (A) et à Louis Fargue (B)..... 96
Figure II.18 : Flux moyens journaliers entrants et sortants en période estivale, de Juillet à Septembre 2011, à Clos de Hilde (A) et à Louis Fargue (B)..... 97
Figure II.19 : Flux moyens journaliers entrants et sortants, uniquement pendant les jours de temps de pluie (4 jours), de Juillet à Septembre 2010, à Clos de Hilde (A) et à Louis Fargue (B)..... 100
Figure II.20 : Flux moyens journaliers entrants et sortants, uniquement pendant les jours de temps de pluie (12-13 jours), de Juillet à Septembre 2011, à Clos de Hilde (A) et à Louis Fargue (B)..... 101
Figure II.21 : Distribution des nitrites et nitrates formés (gain) en fonction de l'azote organique total et de l'ammonium minéralisé (perte) à Clos de Hilde (bleu) et à Louis Fargue (rouge) lors des différentes situations en 2010 et en 2011 (année, été, pluies estivales)..... 105
Figure II.22 : Flux moyens journaliers en COP, COD et N-NH_4^+ parvenant en Garonne via les STEP de Clos de Hilde et de Louis Fargue, ainsi que des déversoirs d'orage (DO), lors de différentes situations (année, été et temps de pluie en été) pour l'année 2010. Les flux amont en Garonne sont fournis à titre comparatif. 110
Figure II.23 : Flux moyens journaliers en COP, COD et N-NH_4^+ parvenant en Garonne via les STEP de Clos de Hilde et de Louis Fargue, ainsi que des déversoirs d'orage (DO), lors de différentes situations (année, été et temps de pluie en été) pour l'année 2011. Les flux amont en Garonne sont fournis à titre comparatif. La flèche représentant les rejets de COP des D.O. en temps de pluie (H) n'est pas proportionnelle au flux et a été divisée par deux pour une meilleure lecture. 111
Figure II.24 : Comparaison des flux moyens journaliers en période estivale (avec et sans temps de pluie) avec les flux moyens journaliers calculés sur les années 2010 et 2011, en entrée (A) et en sortie (B) des stations de Clos de Hilde (bleu) et de Louis Fargue (rouge). Un zoom a été fait entre 0 et 4t/j pour une meilleure visibilité des flux entrants de COD et d'N-NH_4^+ (A)..... 115

CHAPITRE III

Figure III.1 : Localisation des points de prélèvements d'eaux du milieu naturel à Portets, Bordeaux, Libourne et Lamarque (points jaunes) ainsi que des effluents aux STEP de Clos de Hilde et de Louis Fargue (points rouges)...123
Figure III.2 : Procédure expérimentale pour la respiration des échantillons du milieu naturel (A) et exemple de concentrations en oxygène mesurées dans les eaux de Bordeaux (B) à différents intervalles de temps.....126
Figure III.3 : Procédure expérimentale pour l'incubation de mélange massique effluent-bouchon vaseux et mesure de l'oxygène par sonde YSI.....127
Figure III.4 : (A) Procédure expérimentale, effluent et bouchon vaseux seuls (témoins) et mélanges effluent + BV en différentes proportions massiques ; (B) conditions expérimentales appliquées.....128
Figure III.5 : Comparaison des consommations d'oxygène en fonction des stations étudiées. Les valeurs indiquées correspondent aux respirations moyennes et les barres aux écart-types. Les stations qui ne sont pas reliées par la même lettre (a, b) sont significativement différentes ($p<0.001^{**}$).....132
Figure III.6 : Evolution de la vitesse moyenne de consommation d'oxygène (µmol/L/h) en fonction de la teneur en MES (A), en NH_4^+ (B), en COP (C) et en COD (D), à Portets et Bordeaux (Garonne), Libourne (Dordogne) et Lamarque (estuaire central).....133
Figure III.7 : Taux de consommation en oxygène (µmol/L/h) en fonction du pourcentage d'effluent traité mélangé avec l'eau estuarienne.....134
Figure III.8 : Evolution des teneurs en oxygène dissous (µmol/L) mesurées par oxymètre à différents intervalles de temps (heures), dans les eaux brutes (A) et les eaux traitées (B) de Clos de Hilde.....135
Figure III.9 : Vitesses de respiration de l'oxygène dissous (µmol/L/h) en fonction des teneurs en NH_4^+ (A), COD (B), COP total (C) et COP corrigé en retirant la part du bouchon vaseux (D), lors des respirométries avec les eaux brutes (EB, points noirs) et les eaux traitées (ET, points blancs).....137
Figure III.10 : Evolution des teneurs en MES, COP, COD et COT (mg/L) dans les différents échantillons de bouchon vaseux, durant 30 jours d'incubation.....139
Figure III.11 : Evolution des teneurs en COT, COD et COP (mg/L) en fonction de la durée d'incubation (jours) lors des incubations d'eaux brutes seules (rond noir), du mélange eaux brutes-bouchon vaseux à 1g/L (losange rouge) et du mélange à 3g/L (carré bleu) ainsi que les courbes de décroissances exponentielles associées.....141
Figure III.12 : Evolution des teneurs en COT, COD et COP (mg/L) en fonction de la durée d'incubation (jours) lors des incubations d'eaux traitées seules (rond noir), du mélange eaux traitées-bouchon vaseux à 1g/L (losange rouge) et du mélange à 3g/L (carré bleu) ainsi que les courbes de décroissances exponentielles associées.....144
Figure III.13 : Evolution des concentrations (mg/L) en $N\text{-}NH_4^+$ (trait plein), $N\text{-}NO_2^-$ (pointillé fin) et $N\text{-}NO_3^-$ (pointillé large) en fonction de la durée d'incubation (jours) dans les effluents (rond noir), dans les mélanges effluent-bouchon vaseux à 1g/L (losange rouge) et dans les mélanges effluent-bouchon vaseux à 3g/L (carré bleu), aux mois de Mars, Septembre et Août 2012.....147
Figure III.14 : Représentation schématique des différentes conditions de milieux étudiés (particules de STEP (triangle vert), BV (rond orange) et mélange (STEP+BV) ainsi que les vitesses de respiration moyennes associées (µmol/L) et de la dégradation moyenne du COT (mg/L) au cours des 30 jours d'incubation.....151

CHAPITRE IV

Figure IV.1: Location of the study area: the Gironde fluvial-estuarine system with its main tributaries (the Garonne and Dordogne Rivers) and the instrumented sites (red squares): Portets, Bordeaux, Libourne and Pauillac. Numbers indicate the distance in km from Bordeaux city.....161
Figure IV.2: High-frequency record (every 10 mn) of water temperature, salinity, dissolved oxygen and turbidity at Bordeaux, from July, 17 to August 13, 2005. The dashed lines in the lower panel underline the Neap (NT) and Spring (ST) Tide.....165
Figure IV.3: Evolution of monthly average values in river discharges ($m^3\ s^{-1}$), water temperature at the Bordeaux station (°C – blue up-triangle), turbidity (10^3 NTU – black circles), dissolved oxygen (saturation % – empty square and mg L^{-1} – red diamonds) at the four stations of the MAGEST network from January 2005 to December 2011. Water temperature is plotted for the Bordeaux station only, as this parameter presents minor differences between the four stations (Etcheber et al., 2011).....167

Figure IV.4: Evolution of daily average values of Garonne and Dordogne rivers (m^3 s^{-1}), turbidity (103 NTU), dissolved oxygen (mg L^{-1} and %) during 2011, at the stations Portets (blue), Bordeaux (thick red) and Libourne (green).....170
Figure IV.5: Temporal evolutions of water level, salinity and DO contents at Bordeaux (black) and Portets (grey) from July 12-13, 2006. Data frequency was 10 minutes. 172
Figure IV.6: DO saturation at Bordeaux at low (full circle) and high tide (empty circle) according to normalized tidal coefficient (dotted line at Spring Tide, ST and neap Tide, NT) and river discharge: (A) from August, 1 to 10, 2007, and (B) from July, 23, to August, 06, 2005. Corresponding water temperature range is also plotted for the two situations. 173
Figure IV.7 : Moyennes mensuelles de salinité (A), de turbidité (B) et d'oxygène dissous en concentration (C) et en pourcentage de saturation (D) (±SE, n>5 500) calculées entre 2006 et 2011 aux 4 stations du réseau MAGEST. La position relative et la distance à l'embouchure de chacune est indiquée sous l'axe horizontal. 178
Figure IV.8 : Evolution des débits de la Garonne (noir) et de la Dordogne (gris) et la température de l'eau mesurée à la station de Bordeaux (rouge). Les concentrations moyennes journalières en oxygène sont représentées pour les stations de Bordeaux et Portets (Garonne) et Libourne (Dordogne), entre Juin et Septembre 2006, selon le code couleur indiqué (Taverny et al., 2009).....180
Figure IV.9 : Evolution de la hauteur d'eau (m), de la turbidité (NTU), de la température des eaux (°C) et de la concentration en oxygène dissous (mg/L) entre le 07 et le 31 juillet 2006 à Bordeaux (données MAGEST). Les couleurs et le trait pointillé représenté à 28°C font références au code de qualité de l'eau indiqué par Taverny et al. (2009).....182
Figure IV.10 : Evolution des débits journaliers de la Garonne (A) entre le 14 juin et le 17 août 2005. Suivi haute-fréquence de la turbidité (gris), de l'oxygène (en rouge : concentration ; en noir : taux de saturation) et de la température des eaux (bleu) mesurés à la station de Bordeaux (B) sur cette même période. Un zoom a été fait quelques jours avant et après l'orage entre le 25 et le 30 juin 2005 (C). La bande jaune symbolise approximativement le moment pendant lequel l'orage a été enregistré sur la CUB. 184
Figure IV.11 : Evolution des débits journaliers de la Garonne (A) entre le 30 juin et le 02 septembre 2011. Suivi haute-fréquence de la turbidité (gris), de l'oxygène (en rouge : concentration ; en noir : saturation) et de la température des eaux (bleu) mesurés à la station de Bordeaux (B) sur cette même période. Un zoom a été fait quelques jours avant et après l'orage entre le 31 juillet et le 06 août 2011 (C). La bande jaune symbolise approximativement le moment pendant lequel l'orage a été enregistré sur la CUB.....186

CONCLUSION GENERALE

Figure I : Facteurs influant sur l'oxygénation dans les eaux de la Garonne estuarienne, en fonction des conditions hydrodynamiques, physico-chimiques et biologiques dans des milieux en équilibre et en période d'étiage, sous influence du milieu perturbé par les apports urbains. 195

Liste des tableaux

CHAPITRE I

Tableau I.1 : Concentrations moyennes de carbone organique (mg/L) dans les eaux naturelles (adapté de Burton & Liss, 1976)..... 10
Tableau I.2 : Stœchiométries des principales réactions d'oxydoréduction se produisant en milieu estuarien..... 18
Tableau I.3 : Caractéristiques hydrologiques de la Garonne et de la Dordogne..... 21
Tableau I.4 : Grille de qualité des températures pour les poissons dans les masses d'eau de transition (Taverny et al., 2009)..... 27
Tableau I.5 : Grille de qualité des concentrations d'oxygène dissous selon le Système d'Evaluation de la Qualité des eaux (SEQ), selon la DCE et IRSTEA..... 29
Tableau I.6 : Longueur du réseau par commune et par type d'effluent en 2011 (Lyonnaise des Eaux)..... 39
Tableau I.7 : Le parc des stations d'épuration (LdE)..... 43

CHAPITRE II

Tableau II.1 : Dates d'échantillonnages et volumes déversés en Garonne via le déversoir du Peugue..... 61
Tableau II.2 : Paramètres analysés dans les eaux brutes de Clos de Hilde..... 67
Tableau II.3 : Paramètres analysés dans les eaux de sortie biologique à Clos de Hilde..... 67
Tableau II.4 : Paramètres analysés dans les eaux brutes de Louis Fargue..... 69
Tableau II.5 : Paramètres analysés dans les eaux de sortie biologique à Louis Fargue..... 69
Tableau II.6 : Paramètres analysés dans les stations de Clos de Hilde et de Louis Fargue..... 73
Tableau II.7 : Pentes et coefficients de détermination pour les corrélations entre les paramètres mesurés par le laboratoire (EPOC) et par la Lyonnaise des Eaux (LdE) aux différents points de prélèvements des STEP de Clos de Hilde et de Louis Fargue. Toutes les corrélations sont significatives ($p<0.0001$)..... 80
Tableau II.8 : Récapitulatif des flux moyens journaliers entrants et sortants (t/j ± sd) de Clos de Hilde et de Louis Fargue, entre 2010 et 2011, à différentes situations : flux sur l'année complète (Entrée, E. et Sortie, S.), flux sur la période estivale, de Juillet à Septembre (Eté), et les flux de temps de pluie en période estivale (Eté TP). Les débits (m^3/j) et le cumul de pluie (mm) pour chaque situation sont fournis à titre indicatif. Les flux de DCO proviennent des données de la Lyonnaise des Eaux..... 85
Tableau II.9 : Rendements épuratoires (%) pour les MES, le COP, le COD, l'N-NH4+ et la DCO, de Clos de Hilde et de Louis Fargue en 2010 et 2011, lors de différentes situations (année, été et été en temps de pluie). En rouge sont indiqués les taux d'abattement critiques..... 99
Tableau II.10 : Estimation des pertes de COT, NOT, NH_4^+, NO_2^- etNO_3^-, ainsi que le pourcentage d'azote dénitrifié (7) et le rendement « réel » interne des stations de Clos de Hilde et de Louis Fargue lors de différentes situations (année, été, temps de pluie en été) en 2010 et 2011..... 104
Tableau II.11 : Récapitulatif des concentrations moyennes et extrêmes mesurées au DO du Peugue lors des collectes de RUTP..... 107
Tableau II.12 : Volumes déversés (m^3) par les DO des bassins de Louis Fargue et de Clos de Hilde lors de différentes périodes pendant les années 2010 et 2011 (données LdE)..... 107

CHAPITRE III

Tableau III.1 : Processus d'analogie entre le bouchon vaseux et une station d'épuration biologique..... 121
Tableau III.2 : Les moyennes (± écart-type), minimum-maximum des différents paramètres physico-chimiques et des concentrations initiales en COP, COD et NH_4^+ des quatre sites étudiés (Portets, Bordeaux, Libourne, Lamarque)..... 131

Tableau III.3 : Méthode analytique et temps d'incubation des différents mélanges d'eau traitée et d'eau turbide (bouchon vaseux) réalisés lors du suivi de l'oxygène par respiration (Coularis, 2012).....134
Tableau III.4 : Teneurs en MES et taux de consommation en oxygène lors des respirations (R ± écart-type) en fonction des différents mélanges volumiques réalisés entre l'Eau Traitée (ET) et l'eau turbide du bouchon vaseux (BV).....135
Tableau III.5 : Teneurs en MES, COP, COD et NH_4^+, ainsi que les taux de consommation en oxygène lors des respirations (R ± écart-type) par mélanges massiques d'eaux brutes (EB), avec et sans BV (échantillons du 05 octobre).....136
Tableau III.6 : Teneurs moyennes en MES, COP, COD et NH_4^+ (± écart-type) et taux de consommation en oxygène (R ± écart-type) pour l'ensemble des respirations réalisées par mélanges massiques d'eaux traitées (ET), avec et sans bouchon vaseux (BV).....136
Tableau III.7 : Coefficients et écart-types des équations exponentielles décroissantes obtenues pour les paramètres COT, COD et COP lors de chaque incubation d'eaux brutes (EB), seule ou mélangée avec du bouchon vaseux (BV). Toutes les équations sont significatives ($p<0.05$). Les valeurs grisées sont considérées comme aberrantes.....142
Tableau III.8 : Coefficients et écart-types des équations exponentielles décroissantes obtenues pour les paramètres COT, COD et COP lors de chaque incubation d'eaux traitées (ET), seules ou mélangées avec du bouchon vaseux (BV). Les valeurs grisées peuvent être considérées comme aberrantes. Les étoiles indiquent les équations donc le seuil de signification est de 5%.....145
Tableau III.9 : Estimation des teneurs en NOT, de l'NH_4^+ total, des NO_3^- finales théoriques (fin.th.) et comparaison avec les NO_3^- finales mesurées (fin.mes.) dans les incubations avec des eaux brutes. Toutes les teneurs sont exprimées en mg/L.....148
Tableau III.10 : Estimation des teneurs en NOT, de l'NH_4^+ total, des NO_3^- finales théoriques (fin.th.) et comparaison avec les NO_3^- finales mesurées (fin.mes.) dans les incubations avec des eaux traitées. Toutes les teneurs sont exprimées en mg/L.....149
Tableau III.11 : Consommation moyenne en oxygène (t/j) associée aux processus de minéralisation et de nitrification, et contribution respective estimée pour le COP, COD, azote organique total ($Norg_{total}$) et N-NH_4^+ (exprimée en %). Calculs effectués à partir des pourcentages moyens de dégradation obtenus avec les incubations et des flux moyens déversés en Garonne par l'intermédiaire des STEP et/ou des DO, pendant les périodes estivales de 2010 et 2011 puis en considérant uniquement les temps de pluie (données Chapitre II).....153

CHAPITRE IV

Table IV.1: General features of the Gironde Estuary..... 162
Table IV.2: Mean ± SD, minimum – maximum are presented using daily-averaged values for salinity, temperature, turbidity and DO depending on the summer (from July to September) or the winter period (from January to March) for each station. Differences in the data between stations and seasons were tested with ANOVA (comments in the text)..... 168
Table IV.3: Pearson's correlation between monthly-average DO (in mg L^{-1} and in % of saturation) and parameters (Temp: temperature; turbidity and river discharge) per station. All correlations were significant at the 0.0001 probability level.....169
Table IV.4: Synthesis of factors influencing dissolved oxygen (concentration, % saturation) by stations in the Gironde estuary. The situation of low discharge is considered separately. Range of values recorded during the long-term monitoring (2005-2011) are given for each station. The population of each city is given for indication; the station Bordeaux encompasses the city of Bordeaux and its megacity suburb[a].....175
Tableau IV.5 : Récapitulatif des différentes caractéristiques relevées lors des orages du 27 Juin 2005 et du 02 Août 2011. Les couleurs font référence à la grille de qualité établie selon la DCE et l'IRSTEA (Taverny et al., 2009). Vert : Qualité Bonne ; Jaune : Qualité Moyenne.....187

Valorisation scientifique des travaux

Communications orales et posters

A. Lanoux, H. Etcheber, A. Sottolichio, S. Schmidt, M. Chambolle, X. Litrico & G. Abril. Impact of wastewater discharge from the city of Bordeaux on summer oxygenation of the Garonne tidal River. 10th IWA Leading Edge Technology Conference on Water and Wastewater Technologies, Bordeaux, France, Juin 2013. *Poster*.

N. Savoye, F. Dindinaud, **A. Lanoux**, E. Nzimandoukou, V. David, H. Etcheber, S. Bichon, K. Charlier, H. Derriennic , L. Thiao-Layel. La matière organique particulaire dans le système Garonne-Gironde : composition et forçages. 9ème Journée de l'estuaire, Arcachon, France, Mars 2013.

A. Lanoux, H. Etcheber, G. Abril, A. Sottolichio, S. Schmidt and S. Pelloux. Anthropogenic impacts on the dissolved oxygen contents in the estuarine Garonne River (Bordeaux, France). 50th ECSA Conference, Venise, Italie, Juin 2012.

A. Lanoux, H. Etcheber, G. Abril, P. Anschutz, F. Garabetian, S. Schmidt, A. Sottolichio and S. Pelloux. Impact of wastewater discharges on the water oxygenation of the estuarine Garonne. ISOBAY Symposium, Santander, Espagne, Avril 2012.

A. Lanoux, H. Etcheber, Y. Aminot, H. Budzinski, N. Deycard, G. Blanc, J. Schäfer, M. Lepage, B. Sautour, S. Bureau du Colombier & M. Baudrimont. Study of environmental impact of effluents from the Urban Community of Bordeaux (CUB) on the Garonne River water quality: the ETIAGE program (2010 – 2014). ISOBAY Symposium, Santander, Espagne, Avril 2012. *Poster*.

A. Lanoux, H. Etcheber, G. Abril, P. Anschutz, S. Schmidt, A. Sottolichio. Oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne. 8ème Journée de l'estuaire, Cestas, France, Mars 2012.

A. Lanoux, H. Etcheber, G. Abril, P. Anschutz, F. Garabetian, S. Schmidt and A. Sottolichio. Impact of the wastewaters discharges on the physico-chemical quality of a macrotidal estuary (Gironde). ELET – ECSA Symposium, Bordeaux, France, Octobre 2011.

A. Lanoux, H. Etcheber, P. Anschutz, G. Abril, F. Garabetian, S. Schmidt, A. Sottolichio, A. Coynel & B. Sautour. Impact des rejets urbains sur la qualité physico-chimique des eaux de la Garonne estuarienne (programme ETIAGE). Colloque International CITEF "La gestion de l'eau, défi du XXème siècle, Limoges, France, Octobre 2011.

Publication

A. Lanoux, H. Etcheber, S. Schmidt, A. Sottolichio, G. Chabaud, M. Richard, G. Abril (2013) Factors contributing to hypoxia in a highly turbid, macrotidal estuary (the Gironde, France). Environmental Science: Processes & Impacts, 15, 585-595.

Rapports scientifiques et techniques

S. Schmidt, **A. Lanoux**, S. Sottolichio & H. Etcheber (2012). Le réseau MAGEST : rapport scientifique annuel, p. 28.

S. Schmidt, H. Etcheber, A. Sottolichio & **A. Lanoux** (2011). Le réseau MAGEST : rapport scientifique annuel, p. 22.

A. Lanoux, H. Etcheber, S. Pelloux & A. Ventura (2011). Impact du rejet d'effluents bruts sur le milieu naturel : arrêt de la station d'épuration de Louis Fargue – Avril 2011. 17 pp.

A. Lanoux, H. Etcheber, S. Pelloux & A. Ventura (2011). Impact du rejet d'effluents bruts sur le milieu naturel : arrêt de la station d'épuration de Louis Fargue – Juillet 2011. 19 pp.

Annexes

ANNEXE 1 : Généralités sur l'oxygène dissous -1-
ANNEXE 2 : Paramètres analysés sur des échantillons 24h à Clos de Hilde -3-
ANNEXE 3 : Paramètres analysés sur des échantillons 24h à Louis Fargue -8-
ANNEXE 4 : Nouvelle filière de traitement des eaux de Louis Fargue -19-
ANNEXE 5 : Les méthodes d'analyses -20-
ANNEXE 6 : Récapitulatif des prélèvements effectués (respirométries/incubations) -26-
ANNEXE 7 : Données mesurées lors des incubations -36-
ANNEXE 8 : Impact du rejet d'effluents bruts sur le milieu naturel -39-
ANNEXE 9 : Présentation de la soutenance de thèse -60-

ANNEXE 1

Généralités sur l'oxygène dissous

Définition du taux de saturation en oxygène

Le pourcentage de saturation est une mesure permettant de comparer plus facilement les données d'oxygène dissous entre différents sites où à différentes dates et exprime la quantité d'oxygène présente dans l'eau par rapport à la quantité totale d'oxygène que l'eau peut contenir à une température donnée.
La concentration en oxygène, nombre de milligrammes d'O_2 par litre d'eau (mg/L), est fortement dépendante de la température, de la salinité de l'eau et de la pression atmosphérique, conditionnant la solubilité des molécules d'oxygène :
-Plus la température est élevée et plus la teneur en oxygène est faible car les molécules sont moins solubles dans l'eau ;
-Plus l'eau est salée et moins elle peut contenir d'oxygène ;
-Enfin, plus la pression est faible, moins l'eau peut contenir d'oxygène.

Dans le milieu naturel, il existe des phénomènes qui font varier la concentration en oxygène, tels que les processus de respiration et de photosynthèse. Donc, pour s'affranchir des variations de concentrations en oxygène dues à la température, il est préférable de raisonner en taux ou pourcentage de saturation en oxygène. Cette valeur représente en fait un état de l'oxygénation de l'eau par rapport à la quantité d'oxygène présente dans l'atmosphère, en prenant en compte la température de l'eau et le coefficient de solubilité de l'oxygène.

La quantité maximale d'oxygène qu'une masse d'eau donnée peut normalement contenir est appelée **teneur à 100% de saturation**, c'est-à-dire qu'il y a autant d'oxygène dans l'eau que dans l'atmosphère. Si le pourcentage de saturation est supérieur à 100%, on dit que l'eau est **sursaturée** et devient alors une source d'oxygène pour l'atmosphère. A l'inverse, si le pourcentage de saturation est inférieure à 100%, l'eau est dite **sous-saturée** et devient un puits d'oxygène pour l'atmosphère.

Evolution de l'oxygène dissous à saturation en fonction de la température et de la salinité

Benson & Krause (1984) ont développé un algorithme permettant de déduire les teneurs en oxygène dissous (saturation à 100%) à partir de la température T (en Kelvin) et de la salinité S, dont la formule est la suivante :

$$\begin{aligned}[\mathrm{O2}]\ (\mathrm{mg/L}) = \exp(&-135.29996 + 1.572288.10^{5}/T \\ &- 6.637149.10^{7}/T^{2} \\ &+ 1.243678.10^{10}/T^{3} \\ &- 8.621061.10^{11}/T^{4} \\ &- S(0.020573 - 12.142/T + 2.363.1/T^{2})\end{aligned}$$

D'après cet algorithme, nous pouvons obtenir le graphique suivant, qui indique les teneurs en oxygène dissous en fonction de la température de l'eau, pour des salinités de 0, 10 et 20 :

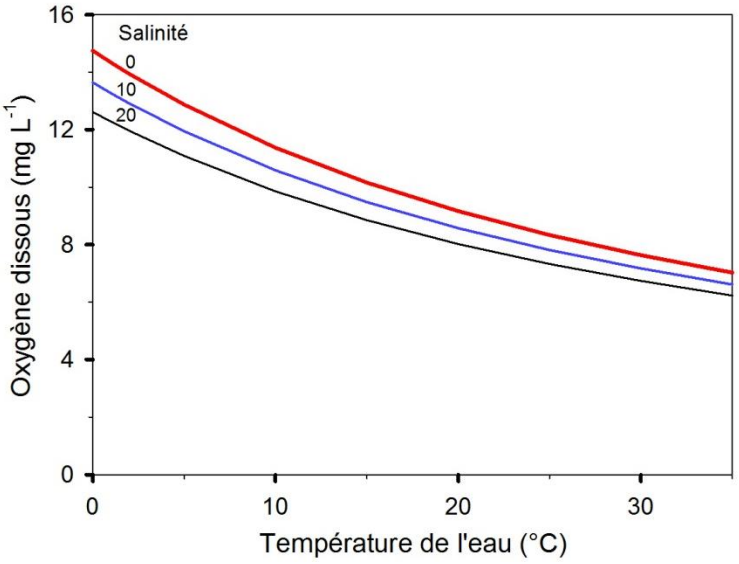


Figure I : Evolution des teneurs en oxygène dissous en fonction de la température et de la salinité, selon l'algorithme de Benson & Krause (1984).

ANNEXE 2

Paramètres analysés sur des échantillons 24h à Clos de Hilde

Dates	Ech.	Obs.	Pluie	Q	MES	COP	COP	COD	$[N\text{-}NH_4^+]$	$[N\text{-}NO_2^-]$	$[N\text{-}NO_3^-]$	$[P\text{-}PO_4^{3-}]$
			mm	m3/s	mg/l	%	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
16/05/2010	CHEB	TS	0.1	56234				41.5	42.9	0.01	<0.01	3.34
17/05/2010	CHEB	TS	0.1	57930				48.8	48.5	0.01	<0.01	3.48
18/05/2010	CHEB	TS	0.0	56564				39.8	48.6	0.01	<0.01	3.61
19/05/2010	CHEB	TS	0.0	55946				46.1	57.2	0.01	<0.01	3.58
20/05/2010	CHEB	TS	0.0	55010				40.5	45.7	0.01	<0.01	3.37
30/05/2010	CHEB	TS	3.2	58686				42.6	44.6	0.01	<0.01	3.31
31/05/2010	CHEB		0.4	56900				44.3	43.0	0.01	<0.01	3.42
01/06/2010	CHEB	TS	1.0	55204				51.0	54.1	0.01	<0.01	3.55
02/06/2010	CHEB	TS	0.0	57104				50.7	54.9	0.01	<0.01	3.67
03/06/2010	CHEB	TS	0.0	52402				43.7	51.4	0.07	0.13	3.49
04/06/2010	CHEB	TS	0.0	50826				42.7	47.4	0.01	<0.01	3.71
05/06/2010	CHEB	TS	0.0	47540				65.4	49.2	0.01	<0.01	3.16
06/06/2010	CHEB	TS	0.5	49200				39.1	44.2	0.10		3.34
07/06/2010	CHEB	TS	0.0	52582				51.3	61.3	0.01	<0.01	4.00
08/06/2010	CHEB		3.5	54110				34.6	47.9	0.01	<0.01	3.48
09/06/2010	CHEB	TS	1.0	61338				51.7	57.3	0.01	<0.01	3.04
10/06/2010	CHEB	TS	1.0	56814				41.7	42.2	0.01	<0.01	3.53
13/06/2010	CHEB	TP	9.5	67556				29.1	34.1	0.01	<0.01	2.43
14/06/2010	CHEB		4.2	61022				35.8	40.4	0.01	<0.01	2.61
15/06/2010	CHEB	TP	10.9	57268				27.0	44.2	0.01	<0.01	2.67
16/06/2010	CHEB	TP	31.0	114680				13.0	18.6	0.16	0.69	2.87
17/06/2010	CHEB		3.2	65804				32.7	25.7	0.01	<0.01	2.51
06/06/2011	CHEB		3.5	54458	428.0	28.1	120.2	49.1	58.2	0.01		
07/06/2011	CHEB		2.4	65614	323.1	52.9	170.9	43.1	44.6	0.01		
28/06/2011	CHEB	TS	0.0	51032	394.4	47.4	186.9	53.9	54.4	0.01		4.26
29/06/2011	CHEB	TS	0.0	51966	362.3	46.5	168.3	54.4	58.3	0.01		4.30
19/07/2011	CHEB	TP	11.4	80660	258.5	40.9	105.7	19.7	19.1	0.17	0.09	
20/07/2011	CHEB	TP	5.8	56026	229.7	39.9	91.6	25.1	25.4	0.01	<0.01	
21/07/2011	CHEB		2.1	60952	242.4	41.6	100.9	30.0	30.1	0.20	0.12	
22/07/2011	CHEB	TS	0.2	53116	78.5	49.9	39.1	37.2	35.7	0.01	<0.01	
23/07/2011	CHEB	TS	0.0	47088	95.6	49.8	47.6	36.8	37.3	0.01	<0.01	
24/07/2011	CHEB		1.1	46460	169.3	48.3	81.8	41.5	35.7	0.02	<0.01	

Dates	Ech.	Obs.	Pluie	Q	MES	COP	COP	COD	[N-NH_4^+]	[N-NO_2^-]	[N-NO_3^-]	[P-PO_4^{3-}]
			mm	m3/s	mg/l	%	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
25/07/2011	CHEB	TP	6.4	65642	327.6	40.4	132.2	30.8	34.8	0.01	<0.01	
26/07/2011	CHEB		4.8	66390	461.3	42.8	197.4	38.7	27.0	0.01	<0.01	
27/07/2011	CHEB		0.4	49684	290.9	45.9	133.4	66.3	37.1	0.01	<0.01	
28/07/2011	CHEB	TS	0.1	47636	325.0	45.1	146.4	65.1	39.7	0.02	<0.01	
29/07/2011	CHEB	TS	0.0	47544	353.9	46.7	165.3	62.8	29.8	0.01	<0.01	
30/07/2011	CHEB	TS	0.0	44718	554.4	56.0	310.4	46.2	33.6	0.01	<0.01	
31/07/2011	CHEB	TS	0.0	43218	234.6	45.9	107.7	60.7	33.1	0.01	<0.01	
01/08/2011	CHEB	TS	0.0	45420	404.3	39.4	159.3	59.9	38.9	0.01	<0.01	
02/08/2011	CHEB	TP	34.7	75270	267.0	38.9	103.7	20.2	18.0	0.14	1.58	
03/08/2011	CHEB		0.0	63892	341.0	39.5	134.7	8.3	27.1	0.18	0.11	
04/08/2011	CHEB	TS	0.0	48762	315.8	41.5	131.1	39.7	36.6	0.01	<0.01	
05/08/2011	CHEB	TP	11.1	74396	340.2	39.7	134.9	20.7	22.1	0.01	<0.01	
06/08/2011	CHEB		1.2	54890	212.7	38.2	81.3	17.5	18.0	0.47	0.18	
07/08/2011	CHEB	TS	0.7	46918	240.9	43.4	104.5	31.7	33.8	0.01	<0.01	
08/08/2011	CHEB	TS	0.2	48998	329.1	43.2	142.1	37.6	36.8	0.01	<0.01	
06/09/2011	CHEB	TS	0.0	54320	348.8	44.6	155.6	45.9	44.9	0.01	<0.01	4.07
07/09/2011	CHEB		2.9	58338	356.5	43.2	153.9	55.0	53.0	0.01	<0.01	4.01
03/10/2011	CHEB	TS	0.1	54006	469.6	48.8	229.1	52.7	56.0	0.02	<0.01	4.72
04/10/2011	CHEB	TS	0.1	53118	382.0	45.9	175.2	54.4	58.4	0.01	<0.01	4.86
05/10/2011	CHEB	TS	0.1	54180	358.0	46.3	165.7	57.1	56.4	0.02	<0.01	4.94
07/11/2011	CHEB		0.1	60670	299.2	49.8	149.1	41.4	50.8	0.02	<0.01	3.90
08/11/2011	CHEB	TS	0.1	60482	325.0	49.3	160.3	50.8	52.3	0.02	<0.01	4.02
09/11/2011	CHEB	TS	0.1	58490	269.2	49.7	133.7	39.8	46.4	0.02	<0.01	3.70
04/12/2011	CHEB	TP	10.6	86548	130.0	44.0	57.1	19.0	16.2	0.20	1.08	1.44
05/12/2011	CHEB	TP	8.9	89648	205.0	48.2	98.8	26.0	30.5	0.06	0.08	2.21
06/12/2011	CHEB	TP	7.6	84888	160.0	40.4	64.6	26.5	27.0	0.43	0.37	2.16
10/01/2012	CHEB	TS	0.1	68714	242.6	50.3	121.9	38.1	40.5	0.01	0.01	3.48
11/01/2012	CHEB	TS	0.3	69886	240.0	46.2	111.0	49.0	44.5	0.01	<0.01	3.25
12/01/2012	CHEB	TS	0.3	70124	235.8	47.0	110.8	42.3	45.4	0.03	0.03	3.28
06/02/2012	CHEB		1.2	77302	190.7	46.6	88.8	37.6	40.6	0.21	0.49	2.97
07/02/2012	CHEB	TS	0.0	71740	219.2	46.8	102.5	44.4	42.6	0.58	0.55	3.36
05/03/2012	CHEB		0.2	63832	255.0	45.8	116.7	66.8	44.9	0.01	0.01	3.66
06/03/2012	CHEB		0.7	64766	297.5	48.4	143.9					
02/04/2012	CHEB	TS	0.0	60558	304.3	40.3	122.6	54.8	39.9	<0.01	0.01	4.13
03/04/2012	CHEB		1.5	63468	420.0	45.3	190.3	47.5	37.9	0.01	0.01	3.89

Dates	Ech.	Obs.	Pluie	Q	MES	COP	COP	COD	[N-NH_4^+]	[N-NO_2^-]	[N-NO_3^-]	[P-PO_4^{3-}]
			mm	m3/s	mg/l	%	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
04/04/2012	CHEB		1.2	64614	371.7	43.6	162.0	43.7	44.3	<0.01	0.01	4.01
21/05/2012	CHEB	TP	5.0	85938	223.0	42.8	95.5	22.3	30.2	0.01	0.01	2.30
22/05/2012	CHEB		0.2	77022	274.2	42.8	117.3	25.0	37.0	0.21	0.40	2.76
23/05/2012	CHEB	TS	0.0	69220	182.1	36.1	65.8	29.9	37.6	0.01	0.01	3.06
12/06/2012	CHEB		2.5	81760	138.0	38.6	53.2	31.1	36.5	0.33	0.50	2.66
13/06/2012	CHEB		3.5	75580	263.8	40.3	106.3	31.2	30.3	0.01	0.47	2.50
14/06/2012	CHEB		0.0	66792	475.0	43.2	205.0	47.8	39.8	0.01	0.49	3.24
16/05/2010	CHET2	TS	0.1	19240				10.7	16.8	0.41	21.67	0.26
17/05/2010	CHET2	TS	0.1	19720				13.0	31.7	0.42	17.68	0.44
18/05/2010	CHET2	TS	0.0	20120				12.6	31.8	0.42	14.82	0.41
19/05/2010	CHET2	TS	0.0	21592				12.1	26.8	0.46	18.35	0.43
20/05/2010	CHET2	TS	0.0	21260				13.6				
24/05/2010	CHET2		0.0	14620				14.4	15.6	0.64	19.99	0.40
25/05/2010	CHET2		0.9	20320				15.7	24.0	0.48	19.79	0.43
30/05/2010	CHET2	TS	3.2	21308				11.0	15.0	0.42	18.94	0.43
31/05/2010	CHET2		0.4	22064				13.9	23.3	0.39	17.15	0.58
01/06/2010	CHET2	TS	1.0	18468				15.5	27.1	0.77	15.62	0.63
02/06/2010	CHET2	TS	0.0	19460				13.5	22.7	0.40	20.63	0.68
03/06/2010	CHET2	TS	0.0	20392				15.3	26.3	0.40	18.44	0.64
04/06/2010	CHET2	TS	0.0	17628				15.8	26.3	0.16	22.54	0.45
05/06/2010	CHET2	TS	0.0	16052				12.5	19.2	0.33	18.04	0.38
06/06/2010	CHET2	TS	0.5	32400				13.2	20.4	0.30	19.61	0.23
07/06/2010	CHET2	TS	0.0	24376				19.0	49.2	0.51	8.88	0.40
08/06/2010	CHET2		3.5	18212				14.0	31.0	0.38	21.80	0.56
09/06/2010	CHET2	TS	1.0	24172				12.2	21.4	0.44	19.84	0.44
10/06/2010	CHET2	TS	1.0	21508				14.1	22.0	0.36	21.48	0.40
13/06/2010	CHET2	TP	9.5	34536				12.5	18.1	0.25	20.44	0.45
14/06/2010	CHET2		4.2	23960				15.4	32.4			0.29
16/06/2010	CHET2	TP	31.0	84188				5.8	23.2	0.09	15.28	0.15
17/06/2010	CHET2		3.2	28400				10.6	14.5	0.20	19.54	0.14
06/06/2011	CHET2		3.5	49252	36.8	27.9	10.2	14.6	44.5	0.65		
07/06/2011	CHET2		2.4	62648	55.5	51.2	28.4	14.6	42.5	0.43		
28/06/2011	CHET2	TS	0.0	47508	92.6	42.8	39.6	15.7	40.0	0.54		0.76
29/06/2011	CHET2	TS	0.0	46292	66.8	43.5	29.1	16.5	49.3	0.55		1.19
19/07/2011	CHET2	TP	11.4	77372	15.5	37.1	5.8	8.6	11.2	0.69	14.03	

Dates	Ech.	Obs.	Pluie	Q	MES	COP	COP	COD	[N-NH_4^+]	[N-NO_2^-]	[N-NO_3^-]	[P-PO_4^{3-}]
			mm	m3/s	mg/l	%	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
20/07/2011	CHET2	TP	5.8	49160	12.7	36.7	4.7	11.4	22.6	0.74	14.70	
21/07/2011	CHET2		2.1	57252	6.0	42.1	2.5	9.7	18.6	0.71	15.49	
22/07/2011	CHET2	TS	0.2	44448	18.5	41.8	7.7	12.0	27.0	0.85	12.93	
23/07/2011	CHET2	TS	0.0	39800	52.0	38.6	20.1	13.4	40.3	0.86	11.88	
24/07/2011	CHET2		1.1	40592	60.0	35.6	21.4	11.9	36.1	0.88	8.30	
25/07/2011	CHET2	TP	6.4	58016	14.5	37.2	5.4	12.2	13.7	0.79	13.46	
26/07/2011	CHET2		4.8	60104	18.0	45.4	8.2	12.6	13.6	0.77	11.33	
27/07/2011	CHET2		0.4	42548	22.0	42.1	9.3	16.6	26.2	0.64	6.45	
28/07/2011	CHET2	TS	0.1	40960	24.5	45.3	11.1	19.7	27.8	0.84	6.83	
29/07/2011	CHET2	TS	0.0	41692	4.0	56.7	2.3	12.2	23.1	0.93	13.31	
30/07/2011	CHET2	TS	0.0	38976	15.3	41.0	6.3	12.5	16.1	0.90	13.40	
31/07/2011	CHET2	TS	0.0	38832	20.0	38.1	7.6	12.6	21.1	0.99	14.45	
01/08/2011	CHET2	TS	0.0	40288	7.2	49.8	3.6	13.7	19.3	0.95	12.32	
02/08/2011	CHET2	TP	34.7	68160	16.3	33.6	5.5	11.1	21.1	0.81	8.89	
03/08/2011	CHET2		0.0	60852	3.9	36.9	1.4	8.5	9.1	0.76	14.93	
04/08/2011	CHET2	TS	0.0	43240	3.4	51.5	1.7	10.8	19.6	0.73	15.65	
05/08/2011	CHET2	TP	11.1	70420	4.2	25.9	1.1	9.4	9.9	0.94	14.97	
06/08/2011	CHET2		1.2	49472	6.5	28.6	1.9	10.1	12.7	0.82	17.93	
07/08/2011	CHET2	TS	0.7	40976	11.0	31.0	3.4	10.3	11.8	0.80	16.13	
08/08/2011	CHET2	TS	0.2	42852	6.6	26.1	1.7	10.4	13.2	0.84	17.15	
06/09/2011	CHET2	TS	0.0	51328	14.0	43.8	6.1	12.4	30.5	1.13	14.81	0.83
07/09/2011	CHET2		2.9	51868	19.0	42.8	8.1	12.4	27.0	1.46	14.68	1.00
03/10/2011	CHET2	TS	0.1	46940	68.0	41.0	27.9	14.3	42.0	1.85	8.67	0.68
04/10/2011	CHET2	TS	0.1	47220	28.7	42.3	12.1	15.8	44.1	2.22	11.01	1.25
05/10/2011	CHET2	TS	0.1	47780	27.7	44.0	12.2	13.9	31.8	1.69	9.20	1.46
07/11/2011	CHET2		0.1	55088	9.3	48.0	4.5	11.1	30.9	1.67	11.65	0.61
08/11/2011	CHET2	TS	0.1	55722	7.2	52.3	3.7	16.0	35.2	1.63	9.40	0.94
09/11/2011	CHET2	TS	0.1	51813	18.8	44.7	8.4	14.1	43.2	1.68	9.10	1.24
04/12/2011	CHET2	TP	10.6	50304	17.8	43.5	7.8	8.6	19.6	1.21	13.01	0.14
05/12/2011	CHET2	TP	8.9	58184	24.3	32.8	7.9	6.0	13.4	0.68	11.61	0.01
06/12/2011	CHET2	TP	7.6	49368	7.7	40.1	3.1	16.9	18.8	1.68	6.74	0.02
10/01/2012	CHET2	TS	0.1	37955	12.5	47.3	5.9	14.4	37.2	0.57	6.79	0.90
11/01/2012	CHET2	TS	0.3	35648	17.5	46.3	8.1	16.7	40.6	0.53	6.59	0.88
12/01/2012	CHET2	TS	0.3	41591	12.7	47.7	6.0	12.5	34.3	0.65	6.75	0.53
06/02/2012	CHET2		1.2	47847	12.0	48.4	5.8	12.1	40.6	0.58	8.48	0.34

Dates	Ech.	Obs.	Pluie	Q	MES	COP	COP	COD	[N-NH_4^+]	[N-NO_2^-]	[N-NO_3^-]	[P-PO_4^{3-}]
			mm	m3/s	mg/l	%	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
07/02/2012	CHET2	TS	0.0	39840	27.0	47.9	12.9	15.2	45.9	0.47	7.29	0.84
05/03/2012	CHET2		0.2	31195	23.3	43.6	10.2	16.6	44.5	0.84	8.85	0.83
06/03/2012	CHET2		0.7	34675	35.0	42.4						
02/04/2012	CHET2	TS	0.0	27000	27.2	36.5	10.0	15.6	38.4	1.05	11.42	1.01
03/04/2012	CHET2		1.5	28280	11.5	46.4	5.3	17.1	43.3	0.85	7.26	0.57
04/04/2012	CHET2		1.2	27544	11.5	42.8	4.9	13.8	40.3	0.85	4.56	0.82
21/05/2012	CHET2	TP	5.0	48680	6.1	39.2	2.4	10.5	25.8	1.32	9.16	0.32
22/05/2012	CHET2		0.2	42960	4.8	41.0	2.0	13.0	28.3	1.30	11.25	0.58
23/05/2012	CHET2	TS	0.0	31552	6.9	41.8	2.9	16.2	28.8	1.12	15.52	0.81
12/06/2012	CHET2		2.5	59834	14.3	15.8	2.2	11.0	24.5	1.82	14.73	0.42
13/06/2012	CHET2		3.5	47100	13.5	29.2	3.9	11.3	29.9	2.05	13.87	0.64
14/06/2012	CHET2		0.0	40936	15.5	38.3	5.9	12.9	28.4	2.06	12.56	0.72

CHEB : Eaux Brutes prélevées à Clos de Hilde

CHET2 : Eaux Traitées (branche 2) prélevées à Clos de Hilde

TS : Temps Sec

TP : Temps de Pluie

ANNEXE 3

Paramètres analysés sur des échantillons 24h à Louis Fargue

Dates	Ech.	Obs.		Pluie	Q	MES	COP	COP	COD	[N-NH_4^+]	[N-NO_2^-]	[N-NO_3^-]	[P-PO_4^{3-}]
				mm	m3/s	mg/l	%	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
25/07/2010	LFEB		BA	0.9	76424				27.1	26.3	<0.01	<0.01	2.33
26/07/2010	LFEB	TS	BA	0.2	77476				24.5	29.3	0.01	<0.01	2.65
27/07/2010	LFEB	TS	BA	0.0	70844				30.1	31.3	<0.01	<0.01	3.03
28/07/2010	LFEB	TS	BA	0.0	69850				28.3	31.3	<0.01	<0.01	2.96
29/07/2010	LFEB	TS	BA	0.1	68274				32.9	32.5	<0.01	<0.01	3.23
01/08/2010	LFEB		BA	3.8	93538				27.7	18.3	<0.01	0.02	1.93
02/08/2010	LFEB		BA	0.0	69424				21.9	29.8	0.01	<0.01	2.59
03/08/2010	LFEB	TS	BA	0.0	68160				23.9	29.3	0.01	<0.01	2.78
04/08/2010	LFEB		BA	4.7	85528				21.5	24.2	<0.01	<0.01	2.55
05/08/2010	LFEB		BA	0.1	83154				33.6	28.1	0.01	<0.01	2.60
22/01/2011	LFEB	TS	BA	0.0	98276				30.2	27.1	0.01	<0.01	2.84
23/01/2011	LFEB	TS	BA	0.0	97188				32.5	32.4	0.01	<0.01	2.65
24/01/2011	LFEB	TS	BA	0.1	95184				32.0	39.5	0.01	<0.01	2.89
25/01/2011	LFEB	TS	BA	0.0	92732				30.2	39.9	0.01	<0.01	2.75
26/01/2011	LFEB	TS	BA	0.0	92640				32.2	40.2	0.01	<0.01	2.84
27/01/2011	LFEB	TS	BA	0.0	89584				37.3	43.8	0.01	<0.01	2.93
28/01/2011	LFEB	TS	BA	0.4	90260				31.1	37.8	0.01	<0.01	3.14
25/03/2011	LFEB	TS	BA	0.0	84948				30.3	39.0	0.01	<0.01	3.48
26/03/2011	LFEB	TS	BA	0.1	84948				32.7	36.2	0.01	<0.01	3.16
27/03/2011	LFEB	TP	BA	9.3	147172				18.5	26.3	0.01	0.97	1.79
06/06/2011	LFEB		BA	2.8	63140	389.0	29.0	112.7	42.3	39.5	0.01	<0.01	3.34
07/06/2011	LFEB		BA	2.0	90452	317.2	42.3	134.0	35.2	33.3	0.01	<0.01	2.83
27/06/2011	LFEB	TS	BA	0.2	64724	304.0	44.1	134.2	47.2	36.9	0.01	<0.01	3.47
28/06/2011	LFEB	TS	BA	0.0	62392	308.9	42.6	131.6	37.6	45.4	0.01	<0.01	3.47
29/06/2011	LFEB	TS	BA	0.0	63956	426.3	38.9	165.8	44.5	49.3	0.01	<0.01	3.67
19/07/2011	LFEB	TP	BA	10.4	182208	335.2	34.1	114.2	12.1	15.4	0.37	0.09	
20/07/2011	LFEB	TP	BA	7.6	92492	215.6	33.0	71.1	16.8	20.1	<0.01	<0.01	
21/07/2011	LFEB		BA	1.1	91752	156.0	38.8	60.5	7.7	20.1	0.20	1.54	
22/07/2011	LFEB	TS	BA	0.7	76820	277.0	38.8	107.3	29.7	36.4	0.01	<0.01	
23/07/2011	LFEB	TS	BA	0.1	61428	250.0	39.0	97.4	33.5	38.1	0.01	<0.01	
24/07/2011	LFEB		BA	0.9	59740	302.7	41.7	126.3	29.8	42.2	0.01	<0.01	

Dates	Ech.	Obs.		Pluie	Q	MES	COP	COP	COD	[N-NH_4^+]	[N-NO_2^-]	[N-NO_3^-]	[P-PO_4^{3-}]
				mm	m3/s	mg/l	%	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
25/07/2011	LFEB	TP	BA	6.4	104916	395.2	39.0	154.1	22.0	27.1	0.01	<0.01	
26/07/2011	LFEB		BA	3.7	100788	572.1	37.0	211.7	21.4	23.6	0.01	0.01	
27/07/2011	LFEB		BA	0.1	64096	290.0	34.5	100.1	35.7	39.8	0.01	<0.01	
28/07/2011	LFEB	TS	BA	0.0	57404	236.0	42.4	100.1	41.4	40.8	0.01	0.01	
29/07/2011	LFEB	TS	BA	0.0	68776	364.7	38.7	141.1	47.3	41.7	0.01	<0.01	
30/07/2011	LFEB	TS	BA	0.0	62536	291.0	41.2	120.0	45.8	23.5	0.01	<0.01	
31/07/2011	LFEB	TS	BA	0.0	60428	414.9	41.2	170.8	44.1	38.4	0.01	<0.01	
01/08/2011	LFEB	TS	BA	0.0	64096	365.0	38.6	140.9	50.1	43.4	0.01	0.01	
02/08/2011	LFEB	TP	BA	43.3	147104	630.0	34.6	217.9	22.1	21.0	<0.01	0.01	
03/08/2011	LFEB		BA	0.0	167500	233.0	33.4	77.8	12.5	12.0	0.60	0.19	
04/08/2011	LFEB	TS	BA	0.0	89944	253.2	34.2	86.6	21.7	26.3	0.01	0.01	
05/08/2011	LFEB	TP	BA	14.3	160340	511.0	26.0	133.0	10.8	8.7	<0.01	<0.01	
06/08/2011	LFEB		BA	1.3	88284	221.8	33.6	74.6	19.0	24.9	<0.01	<0.01	
07/08/2011	LFEB	TS	BA	0.0	69820	266.7	26.6	71.0	21.4	32.0	0.01	<0.01	
08/08/2011	LFEB	TS	BA	0.4	67400	383.0	28.1	107.6	26.9	35.6	0.01	<0.01	
06/09/2011	LFEB	TS	BA	0.0	64880	257.7	40.7	104.9	41.6	40.5	0.01	<0.01	3.62
07/09/2011	LFEB		BA	3.6	79460	447.5	44.9	200.9	45.1	37.1	0.01	<0.01	3.54
05/10/2011	LFEB	TS	BA	0.1	66732	256.0	42.9	109.8	46.7	47.0	0.01	<0.01	4.05
07/11/2011	LFEB		BA	0.0	79440	235.0	48.4	113.6	34.1	47.5	0.01	0.01	2.97
08/11/2011	LFEB	TS	BA	0.0	82248	271.7	47.1	127.8	32.6	38.2	0.01	<0.01	3.05
09/11/2011	LFEB	TS	BA	0.1	77028	244.0	46.1	112.5	36.0	41.5	0.01	<0.01	3.32
04/12/2011	LFEB	TP	BA	13.7	185512	156.4	44.9	70.2	16.2	15.2	0.24	0.37	1.17
05/12/2011	LFEB	TP	BA	9.6	183504	160.6	42.6	68.5	22.3	20.8	0.39	0.21	1.48
06/12/2011	LFEB	TP	BA	8.2	181472	138.6	42.8	59.3	13.2	10.5	0.11	0.59	0.90
10/01/2012	LFEB	TS	BI	0.1	89930	265.8	44.3	117.7	30.5	39.7	<0.01	<0.01	2.79
11/01/2012	LFEB	TS	BI	0.3	91830	296.0	47.6	141.0	32.2	44.8	<0.01	<0.01	2.76
12/01/2012	LFEB	TS	BI	0.2	87370	247.9	47.9	118.8	31.5	44.9	<0.01	0.05	2.79
06/02/2012	LFEB		BI	0.8	96270	237.1	48.0	113.9	35.5	32.8	<0.01	0.24	2.95
07/02/2012	LFEB	TS	BI	0.0	80310	621.0	45.5	282.3	27.9	24.5	<0.01	0.01	2.81
05/03/2012	LFEB		BI	0.3	69850	256.0	44.0	112.8	38.3	41.3	<0.01	<0.01	3.26
06/03/2012	LFEB	TS	BI	0.6	75370	335.0	44.5	148.9					
07/03/2012	LFEB	TS	BI	0.5	67960	386.3	44.4	171.4	43.1	44.6	<0.01	0.01	3.72
02/04/2012	LFEB	TS	BI	0.0	74200	637.5	25.6	162.9	37.7	54.3	<0.01	0.01	3.60
03/04/2012	LFEB	TS	BI	0.1	68670	413.3	28.8	119.0	30.1	54.3	0.01	0.01	3.80
04/04/2012	LFEB	TS	BI	0.2	71330	305.0	37.9	115.7	41.3	43.5	0.01	0.01	3.83

Dates	Ech.	Obs.		Pluie	Q	MES	COP	COP	COD	[N-NH_4^+]	[N-NO_2^-]	[N-NO_3^-]	[P-PO_4^{3-}]
				mm	m3/s	mg/l	%	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
21/05/2012	LFEB		BI	4.8	141160	130.0	43.9	57.1	20.8	27.4	0.01	0.01	1.38
22/05/2012	LFEB		BI	0.1	95020	132.3	41.7	55.1	27.9	26.9	0.01	0.01	2.03
23/05/2012	LFEB	TS	BI	0.0	86490	159.2	44.9	71.5	32.5	30.6	0.01	<0.01	2.51
12/06/2012	LFEB		BI	2.0	106970	100.8	39.0	39.3	21.5	23.3	0.01	0.02	1.72
13/06/2012	LFEB	TP	BI	7.4	103730	174.2	42.5	74.1	15.6	19.4	<0.01	0.01	1.33
14/06/2012	LFEB		BI	0.0	82210	207.3	38.3	79.4	29.1	28.2	0.01	0.01	2.34
25/07/2010	LFED		BA	0.9	43710				13.1	24.2	<0.01	<0.01	1.31
26/07/2010	LFED	TS	BA	0.2	42980				13.6	28.3	<0.01	<0.01	1.45
27/07/2010	LFED	TS	BA	0.0	39044				18.1	31.4	<0.01	<0.01	1.59
28/07/2010	LFED	TS	BA	0.0	38250				24.0	33.3	<0.01	<0.01	1.68
29/07/2010	LFED	TS	BA	0.1	39274				18.8	37.2	<0.01	<0.01	1.49
01/08/2010	LFED		BA	3.8	30304				20.3	16.8	0.08	0.05	0.79
02/08/2010	LFED		BA	0.0	18296				18.4	33.7	<0.01	<0.01	1.29
03/08/2010	LFED	TS	BA	0.0	17400				18.0	34.9	<0.01	<0.01	1.57
04/08/2010	LFED		BA	4.7	29504				21.1	31.2	0.01	0.02	1.64
05/08/2010	LFED		BA	0.1	32200				16.5	26.9	<0.01	<0.01	1.09
22/01/2011	LFED	TS	BA	0.0	41400				21.1	33.6	<0.01	<0.01	1.49
23/01/2011	LFED	TS	BA	0.0	42704				21.6	34.2	0.01	0.16	1.33
24/01/2011	LFED	TS	BA	0.1	40800				26.2	42.2	0.01	<0.01	1.63
25/01/2011	LFED	TS	BA	0.0	36400				25.6	41.6	<0.01	<0.01	1.55
26/01/2011	LFED	TS	BA	0.0	36496				24.6	41.9	<0.01	<0.01	1.54
27/01/2011	LFED	TS	BA	0.0	34000				23.6	38.1	<0.01	<0.01	1.56
28/01/2011	LFED	TS	BA	0.4	35200				25.7	38.9	0.01	<0.01	1.75
25/03/2011	LFED	TS	BA	0.0	29704				26.6	40.3	0.01	<0.01	1.62
26/03/2011	LFED	TS	BA	0.1	30600				24.1	30.3	0.01	0.01	1.10
27/03/2011	LFED	TP	BA	9.3	94800				21.2	26.3	0.19	0.29	0.70
06/06/2011	LFED		BA	2.8	16800	86.0	29.6	25.5	37.2	41.5	0.01	<0.01	2.00
07/06/2011	LFED		BA	2.0	41050	68.0	56.8	38.6	27.2	40.8	0.06	0.12	1.58
27/06/2011	LFED	TS	BA	0.2	16000	92.2	47.4	43.7	35.7	42.0	0.01	0.01	2.21
28/06/2011	LFED	TS	BA	0.0	18704	84.6	44.6	37.8	32.1	50.2	<0.01	0.01	2.44
29/06/2011	LFED	TS	BA	0.0	19600	89.4	45.1	40.3	33.0	53.5	<0.01	0.01	2.58
19/07/2011	LFED	TP	BA	10.4	129696	40.9	33.4	13.6	13.7	17.0	0.59	0.35	
20/07/2011	LFED	TP	BA	7.6	41600	44.0	35.9	15.8	15.4	20.1	0.15	0.78	
21/07/2011	LFED		BA	1.1	48800	46.5	41.0	19.1	15.5	22.6	0.17	0.78	
24/07/2011	LFED		BA	0.9	14096	63.4	41.2	26.1	32.6	39.5	<0.01	<0.01	

Dates	Ech.	Obs.		Pluie	Q	MES	COP	COP	COD	[N-NH_4^+]	[N-NO_2^-]	[N-NO_3^-]	[P-PO_4^{3-}]
				mm	m3/s	mg/l	%	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
25/07/2011	LFED	TP	BA	6.4	50600	62.5	37.3	23.3	20.4	28.3	0.29	0.07	
26/07/2011	LFED		BA	3.7	47400	54.4	35.9	19.5	17.9	25.2	0.18	0.09	
27/07/2011	LFED		BA	0.1	16200	61.4	44.1	27.1	24.1	39.2	<0.01	<0.01	
28/07/2011	LFED	TS	BA	0.0	15200	66.3	41.8	27.7	28.8	46.5	0.01	<0.01	
29/07/2011	LFED	TS	BA	0.0	21800	58.8	42.9	25.2	28.8	33.4	<0.01	<0.01	
30/07/2011	LFED	TS	BA	0.0	14600				22.1	41.7	<0.01	0.03	
31/07/2011	LFED	TS	BA	0.0	16904				17.8	40.3	0.01	0.05	
01/08/2011	LFED	TS	BA	0.0	18696	77.3	41.2	31.9	29.1	49.8	<0.01	0.01	
02/08/2011	LFED	TP	BA	43.3	52200	55.0	38.9	21.4	28.0	41.5	<0.01	0.01	
03/08/2011	LFED		BA	0.0	96104	19.5	23.6	4.6	7.0	8.2	0.21	1.41	
04/08/2011	LFED	TS	BA	0.0	36800	86.3	35.3	30.5	19.8	28.6	0.01	0.01	
05/08/2011	LFED	TP	BA	14.3	96096	41.5	31.5	13.1	12.0	17.9	0.19	0.44	
06/08/2011	LFED		BA	1.3	24000	37.0	36.3	13.4	17.1	21.6	0.28	0.59	
07/08/2011	LFED	TS	BA	0.0	21200	14.0	24.0	3.4	7.8	9.3	0.22	1.41	
08/08/2011	LFED	TS	BA	0.4	20200	72.9	35.0	25.5	23.3	37.0	<0.01	<0.01	
06/09/2011	LFED	TS	BA	0.0	16000	90.0	44.7	40.2	34.3	49.2	0.01	<0.01	1.97
07/09/2011	LFED		BA	3.6	27504	85.7	42.6	36.5	37.4	42.0	0.01	<0.01	1.91
03/10/2011	LFED		BA	0.0	20496	84.0	44.7	37.6	39.7	47.6	0.01	<0.01	2.33
04/10/2011	LFED		BA	0.0	18504	87.1	44.9	39.1	44.9	50.5	0.01	<0.01	2.69
05/10/2011	LFED	TS	BA	0.1	13200	95.0	43.5	41.3	46.4	53.9	0.01	<0.01	2.78
07/11/2011	LFED		BA	0.0	25304	60.0	45.6	27.3	25.2	41.2	0.01	<0.01	1.76
08/11/2011	LFED	TS	BA	0.0	25496	63.0	47.4	29.8	29.4	48.5	0.01	<0.01	2.19
09/11/2011	LFED	TS	BA	0.1	20904	64.5	45.6	29.4	32.3	46.3	0.01	<0.01	2.01
04/12/2011	LFED	TP	BA	13.7	98696	28.5	41.3	11.8	12.0	10.4	0.10	0.90	0.38
05/12/2011	LFED	TP	BA	9.6	104400	18.3	32.8	6.0	6.8	4.7	0.07	0.81	0.12
06/12/2011	LFED	TP	BA	8.2	106000	16.3	47.2	7.7	9.7	10.2	0.09	0.93	0.35
10/01/2012	LFED	TS	BI			75.3	48.5	36.5	22.5	37.1	<0.01	0.01	2.37
11/01/2012	LFED	TS	BI			90.0	47.1	42.3	21.0	41.5	0.03	0.04	1.99
06/02/2012	LFED		BI	0.8	104660	83.8	51.2	42.9	21.4	31.5	0.08	2.37	2.16
05/03/2012	LFED		BI	0.3	45750	138.3	48.2	66.6	26.5	40.9	0.01	<0.01	3.11
06/03/2012	LFED	TS	BI	0.6	82530	103.3	48.7	50.3					
07/03/2012	LFED	TS	BI	0.5	75130	134.0	44.8	60.1	27.6	44.8	<0.01	0.01	3.86
02/04/2012	LFED	TS	BI	0.0	82170	108.2	40.4	43.7	32.6	44.3	<0.01	0.01	2.97
03/04/2012	LFED	TS	BI	0.1	77040	39.1	45.2	17.7	29.7	48.9	<0.01	0.01	3.43
04/04/2012	LFED	TS	BI	0.2	80190	175.0	38.5	67.4	27.4	44.4	<0.01	0.02	3.44

Dates	Ech.	Obs.		Pluie	Q	MES	COP	COP	COD	[N-NH_4^+]	[N-NO_2^-]	[N-NO_3^-]	[P-PO_4^{3-}]
				mm	m3/s	mg/l	%	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
21/05/2012	LFED		BI	4.8	152480	63.5	43.0	27.3	15.2	27.5	0.42	1.52	1.28
22/05/2012	LFED		BI	0.1	104100	69.3	44.2	30.6	17.3	31.9	0.31	0.45	2.14
23/05/2012	LFED	TS	BI	0.0	95350	75.0	43.9	32.9	23.3	32.0	<0.01	0.01	2.42
12/06/2012	LFED		BI	2.0	143886	47.0	40.3	19.0	16.7	24.9	0.51	0.74	1.77
13/06/2012	LFED	TP	BI	7.4	138284	68.0	40.1	27.2	13.9	18.7	0.50	1.03	1.39
14/06/2012	LFED		BI	0.0	113448	81.5	43.0	35.0	20.3	28.3	<0.01	1.07	2.39
25/07/2010	LFSB		BA	0.9	27714				8.0	20.6	0.08	1.31	1.31
26/07/2010	LFSB	TS	BA	0.2	29496				11.8	21.5	0.10	1.47	1.36
27/07/2010	LFSB	TS	BA	0.0	26800				11.5	24.9	0.13	0.94	1.43
28/07/2010	LFSB	TS	BA	0.0	28600				11.8	27.2	0.17	1.46	1.46
29/07/2010	LFSB	TS	BA	0.1	24000				12.2	30.2	0.17	1.35	1.38
01/08/2010	LFSB		BA	3.8	52200				9.8	23.4	0.15	1.47	1.72
02/08/2010	LFSB		BA	0.0	45220				8.7	19.6	0.13	1.88	0.96
03/08/2010	LFSB	TS	BA	0.0	45400				11.2	31.2	0.10	0.91	1.17
04/08/2010	LFSB		BA	4.7	49096				11.8	27.0	0.19	1.38	1.34
05/08/2010	LFSB		BA	0.1	40104				12.1	17.9	0.14	1.41	1.05
22/01/2011	LFSB	TS	BA	0.0	47040				10.7	30.7	0.03	1.80	1.06
23/01/2011	LFSB	TS	BA	0.0	44850				10.6	29.8	0.04	1.74	0.91
24/01/2011	LFSB	TS	BA	0.1	45830				12.2	33.8	0.05	1.36	0.93
25/01/2011	LFSB	TS	BA	0.0	48314				11.6	39.1	0.07	1.10	1.02
26/01/2011	LFSB	TS	BA	0.0	48200				11.3	38.4	0.06	1.26	1.08
27/01/2011	LFSB	TS	BA	0.0	48296				10.8	33.9	0.06	2.40	1.03
28/01/2011	LFSB	TS	BA	0.4	46124				12.8	34.0	0.03	0.91	1.10
25/03/2011	LFSB	TS	BA	0.0	47870				12.7	38.1	0.03	1.68	1.16
26/03/2011	LFSB	TS	BA	0.1	48850				12.6	35.5	0.03	1.64	1.00
27/03/2011	LFSB	TP	BA	9.3	40400				11.1	26.1	<0.01	0.11	1.33
06/06/2011	LFSB		BA	2.8	45504	83.8	18.9	15.9	13.4	42.2	0.18	2.04	1.93
07/06/2011	LFSB		BA	2.0	48600	26.5	92.1	24.4	17.4	34.8	0.26	2.17	1.29
27/06/2011	LFSB	TS	BA	0.2	44000	69.5	39.5	27.5	14.1	40.3	0.10	1.80	1.66
28/06/2011	LFSB	TS	BA	0.0	41088	71.8	39.7	28.5	16.4	42.9	0.09	2.12	1.79
29/06/2011	LFSB	TS	BA	0.0	41914	60.4	40.8	24.6	15.5	44.2	0.09	11.27	1.93
19/07/2011	LFSB	TP	BA	10.4	31696	25.3	34.5	8.7	7.3	18.5	0.31	1.41	
20/07/2011	LFSB	TP	BA	7.6	42896	23.5	34.3	8.1	8.7	23.0	0.24	1.68	
21/07/2011	LFSB		BA	1.1	46112	14.0	40.2	5.6	22.1	25.7	0.23	0.08	
22/07/2011	LFSB	TS	BA	0.7	49296	20.0	36.4	7.3	9.1	27.5	0.24	1.91	

Dates	Ech.	Obs.		Pluie	Q	MES	COP	COP	COD	[N-NH_4^+]	[N-NO_2^-]	[N-NO_3^-]	[P-PO_4^{3-}]
				mm	m3/s	mg/l	%	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
23/07/2011	LFSB	TS	BA	0.1	42810	25.0	35.7	8.9	9.3	31.4	0.41	2.44	
24/07/2011	LFSB		BA	0.9	41296	23.7	38.3	9.1	10.0	34.8	0.39	1.65	
25/07/2011	LFSB	TP	BA	6.4	43808	24.8	37.4	9.3	9.7	25.2	0.13	1.80	
26/07/2011	LFSB		BA	3.7	42896	33.0	37.4	12.3	9.7	27.2	0.10	2.01	
27/07/2011	LFSB		BA	0.1	42400	15.6	33.3	5.2	10.7	33.1	0.16	2.13	
28/07/2011	LFSB	TS	BA	0.0	38992	18.3	42.5	7.8	11.3	34.5	0.15	1.74	
29/07/2011	LFSB	TS	BA	0.0	40724	19.0	40.9	7.8	15.5	36.2	0.17	2.25	
30/07/2011	LFSB	TS	BA	0.0	43904	18.8	40.0	7.5	15.1	30.0	0.14	2.61	
31/07/2011	LFSB	TS	BA	0.0	39104	24.0	37.9	9.1	14.8	34.1	0.15	2.48	
01/08/2011	LFSB	TS	BA	0.0	40896	33.1	40.0	13.3	17.1	39.2	0.08	1.01	
02/08/2011	LFSB	TP	BA	43.3	68704	20.8	34.0	7.1	16.9	34.7	0.13	1.56	
03/08/2011	LFSB		BA	0.0	37296	12.0	30.4	3.7	6.8	14.8	0.25	1.79	
04/08/2011	LFSB	TS	BA	0.0	48302	9.6	35.4	3.4	9.4	20.4	0.14	2.38	
05/08/2011	LFSB	TP	BA	14.3	39200	14.2	27.9	4.0	9.4	15.7	0.62	2.59	
06/08/2011	LFSB		BA	1.3	58080	8.3	28.6	2.4	8.5	14.8	0.99	3.31	
07/08/2011	LFSB	TS	BA	0.0	42218	9.1	30.4	2.8	9.1	18.5	1.55	3.79	
08/08/2011	LFSB	TS	BA	0.4	42992	10.7	27.9	3.0	9.5	21.9	1.49	4.21	
06/09/2011	LFSB	TS	BA	0.0	45818	129.6	39.5	51.2	11.9	36.0	0.22	2.10	1.58
07/09/2011	LFSB		BA	3.6	45792	117.7	39.6	46.6	14.6	37.4	0.14	2.19	1.52
03/10/2011	LFSB		BA	0.0	42800	69.3	39.4	27.2	14.1	36.1	0.17	1.91	1.95
04/10/2011	LFSB		BA	0.0	44704	109.3	41.6	45.5	15.5	39.3	0.13	2.86	2.16
05/10/2011	LFSB	TS	BA	0.1	50410	48.3	42.9	20.7	17.5	41.7	0.13	2.50	2.15
07/11/2011	LFSB		BA	0.0	48298	74.7	45.7	34.2	10.2	32.9	0.16	2.07	1.34
08/11/2011	LFSB	TS	BA	0.0	50192	72.7	44.8	32.6	10.7	37.9	0.10	2.33	1.35
09/11/2011	LFSB	TS	BA	0.1	49904	64.0	42.9	27.5	12.1	39.7	0.12	2.17	1.38
04/12/2011	LFSB	TP	BA	13.7	46800	22.2	38.2	8.5	7.9	12.3	0.80	2.08	0.54
05/12/2011	LFSB	TP	BA	9.6	45488	14.8	43.2	6.4	7.2	12.7	0.90	2.47	0.55
06/12/2011	LFSB	TP	BA	8.2	43408	12.5	42.8	5.4	7.1	10.9	0.99	2.51	0.44
10/01/2012	LFSB	TS	BI	0.1	89930	30.8	48.4	14.9	15.8	30.0	0.35	3.72	2.18
11/01/2012	LFSB	TS	BI	0.3	91830	27.0	45.2	12.2	15.8	34.5	0.30	4.09	2.04
12/01/2012	LFSB	TS	BI	0.2	87370	33.1	43.3	14.3	15.4	34.7	0.39	4.54	2.40
06/02/2012	LFSB		BI	0.8	96270	21.7	39.6	8.6	11.9	18.0	0.32	3.53	1.58
07/02/2012	LFSB	TS	BI	0.0	80310	15.8	56.4	8.9	11.6	25.0	0.67	3.67	1.96
05/03/2012	LFSB		BI	0.3	69850	26.2	48.3	12.7	13.5	25.0	0.28	4.98	2.44
06/03/2012	LFSB	TS	BI	0.6	75370	29.4	40.6	11.9					

Dates	Ech.	Obs.		Pluie	Q	MES	COP	COP	COD	[N-NH_4^+]	[N-NO_2^-]	[N-NO_3^-]	[P-PO_4^{3-}]
				mm	m3/s	mg/l	%	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
07/03/2012	LFSB	TS	BI	0.5	67960	28.2	41.8	11.8	13.7	29.9	0.26	4.59	2.83
02/04/2012	LFSB	TS	BI	0.0	74200	22.0	43.1	9.5	16.0	32.9	0.24	4.91	2.63
03/04/2012	LFSB	TS	BI	0.1	68670	18.6	41.8	7.8	17.9	36.2	1.00	6.52	3.14
04/04/2012	LFSB	TS	BI	0.2	71330	23.5	39.2	9.2	14.2	35.5	0.97	5.56	3.22
21/05/2012	LFSB		BI	4.8	141160	16.2	41.1	6.6	9.6	13.1	0.77	7.26	1.34
22/05/2012	LFSB		BI	0.1	95020	16.7	37.0	6.2	12.0	21.3	0.91	8.76	2.14
23/05/2012	LFSB	TS	BI	0.0	86490	13.8	42.5	5.8	12.3	22.3	0.91	10.50	2.18
12/06/2012	LFSB		BI	2.0	106970	8.5	45.5	3.9	12.1	17.6	1.26	7.75	1.85
13/06/2012	LFSB	TP	BI	7.4	103730	13.5	39.6	5.4	9.5	12.0	1.21	7.62	1.59
14/06/2012	LFSB		BI	0.0	82210	31.5	37.5	11.8	12.4	21.0	1.09	8.39	2.22
25/07/2010	LFET		BA	0.9	71424				11.1	22.8	0.51	0.03	1.31
26/07/2010	LFET	TS	BA	0.2	72476				12.8	25.5	0.60	0.04	1.41
27/07/2010	LFET	TS	BA	0.0	65844				15.4	28.8	0.38	0.05	1.52
28/07/2010	LFET	TS	BA	0.0	66850				18.8	30.7	0.63	0.08	1.59
29/07/2010	LFET	TS	BA	0.1	63274				16.3	34.5	0.51	0.07	1.45
01/08/2010	LFET		BA	3.8	82504				13.6	21.0	0.95	0.13	1.38
02/08/2010	LFET		BA	0.0	63516				11.4	23.7	1.34	0.09	1.05
03/08/2010	LFET	TS	BA	0.0	62800				13.1	32.2	0.66	0.07	1.28
04/08/2010	LFET		BA	4.7	78600				15.3	28.6	0.87	0.12	1.45
05/08/2010	LFET		BA	0.1	72304				14.0	21.9	0.78	0.08	1.07
22/01/2011	LFET	TS	BA	0.0	88440				15.5	32.1	0.96	0.02	1.26
23/01/2011	LFET	TS	BA	0.0	87554				15.9	32.0	0.97	0.03	1.11
24/01/2011	LFET	TS	BA	0.1	86630				18.8	37.7	0.72	0.03	1.26
25/01/2011	LFET	TS	BA	0.0	84714				17.6	40.2	0.63	0.04	1.24
26/01/2011	LFET	TS	BA	0.0	84696				17.0	39.9	0.71	0.04	1.28
27/01/2011	LFET	TS	BA	0.0	82296				16.1	35.6	1.41	0.04	1.25
28/01/2011	LFET	TS	BA	0.4	81324				18.3	36.2	0.51	0.02	1.38
25/03/2011	LFET	TS	BA	0.0	77574				18.0	38.9	1.03	0.02	1.33
26/03/2011	LFET	TS	BA	0.1	79450				17.0	33.5	1.01	0.02	1.04
27/03/2011	LFET	TP	BA	9.3	135200				18.1	26.2	0.24	0.14	0.89
06/06/2011	LFET		BA	2.8	62304	84.4		18.5	19.8	42.0	0.13	1.49	1.95
07/06/2011	LFET		BA	2.0	89650	45.5		30.9	21.9	37.6	0.17	1.23	1.42
27/06/2011	LFET	TS	BA	0.2	60000	75.6		31.8	19.8	40.7	0.08	1.32	1.81
28/06/2011	LFET	TS	BA	0.0	59792	75.8		31.4	21.3	45.2	0.06	1.46	1.99
29/06/2011	LFET	TS	BA	0.0	61514	69.7		29.6	21.1	47.2	0.06	7.68	2.14

Dates	Ech.	Obs.		Pluie	Q	MES	COP	COP	COD	[N-NH_4^+]	[N-NO_2^-]	[N-NO_3^-]	[P-PO_4^{3-}]
				mm	m3/s	mg/l	%	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
19/07/2011	LFET	TP	BA	10.4	161392	37.8		12.7	12.4	17.3	0.53	0.56	
20/07/2011	LFET	TP	BA	7.6	84496	33.6		11.9	12.0	21.6	0.20	1.24	
21/07/2011	LFET		BA	1.1	94912	30.7		12.5	18.7	24.1	0.19	0.44	
22/07/2011	LFET	TS	BA	0.7	73496								
23/07/2011	LFET	TS	BA	0.1	56914								
24/07/2011	LFET		BA	0.9	55392	33.8		13.4	15.8	36.0	0.29	1.23	
25/07/2011	LFET	TP	BA	6.4	94408	45.0		16.8	15.4	26.9	0.21	0.88	
26/07/2011	LFET		BA	3.7	90296	44.2		16.1	14.0	26.2	0.14	1.00	
27/07/2011	LFET		BA	0.1	58600	28.3		11.3	14.4	34.8	0.12	1.54	
28/07/2011	LFET	TS	BA	0.0	54192	31.8		13.4	16.2	37.9	0.11	1.25	
29/07/2011	LFET	TS	BA	0.0	62524	32.9		13.9	20.1	35.3	0.11	1.47	
30/07/2011	LFET	TS	BA	0.0	58504			5.6	16.8	32.9	0.10	1.97	
31/07/2011	LFET	TS	BA	0.0	56008			6.4	15.7	35.9	0.11	1.75	
01/08/2011	LFET	TS	BA	0.0	59592	47.0		19.1	20.9	42.5	0.06	0.69	
02/08/2011	LFET	TP	BA	43.3	120904	35.5		13.2	21.7	37.6	0.08	0.89	
03/08/2011	LFET		BA	0.0	133400	17.4		4.3	7.0	10.1	0.22	1.51	
04/08/2011	LFET	TS	BA	0.0	85102	42.8		15.1	13.9	23.9	0.08	1.36	
05/08/2011	LFET	TP	BA	14.3	135296	33.6		10.4	11.3	17.3	0.32	1.06	
06/08/2011	LFET		BA	1.3	82080	16.7		5.6	11.0	16.8	0.78	2.51	
07/08/2011	LFET	TS	BA	0.0	63418	10.7		3.0	8.6	15.4	1.11	2.99	
08/08/2011	LFET	TS	BA	0.4	63192	30.6		10.2	13.9	26.8	1.01	2.86	
06/09/2011	LFET	TS	BA	0.0	61818	119.4		48.4	17.7	39.4	0.17	1.56	1.68
07/09/2011	LFET		BA	3.6	73296	105.7		42.9	23.1	39.1	0.09	1.37	1.67
03/10/2011	LFET		BA	0.0	63296	74.0		30.6	22.4	39.8	0.12	1.29	2.07
04/10/2011	LFET		BA	0.0	63208	102.8		43.6	24.1	42.6	0.10	2.02	2.32
05/10/2011	LFET	TS	BA	0.1	63610	58.0		25.0	23.5	44.2	0.10	1.98	2.28
07/11/2011	LFET		BA	0.0	73602	69.7		31.8	15.3	35.7	0.11	1.36	1.48
08/11/2011	LFET	TS	BA	0.0	75688	69.5		31.7	17.0	41.5	0.07	1.55	1.63
09/11/2011	LFET	TS	BA	0.1	70808	64.1		28.0	18.1	41.6	0.08	1.53	1.56
04/12/2011	LFET	TP	BA	13.7	145496	26.5		10.7	10.7	11.0	0.33	1.28	0.43
05/12/2011	LFET	TP	BA	9.6	149888	17.3		6.1	6.9	7.1	0.32	1.31	0.25
06/12/2011	LFET	TP	BA	8.2	149408	15.2		7.0	8.9	10.4	0.35	1.39	0.38
25/07/2010	LFSG		BA	0.9	71424	32.8		15.1	11.1	22.8	0.51	0.03	1.31
26/07/2010	LFSG	TS	BA	0.2	72476	35.0		14.8	12.8	25.5	0.60	0.04	1.41
27/07/2010	LFSG	TS	BA	0.0	65844	39.6		15.4	15.4	28.8	0.38	0.05	1.52

Dates	Ech.	Obs.		Pluie	Q	MES	COP	COP	COD	[N-NH_4^+]	[N-NO_2^-]	[N-NO_3^-]	[P-PO_4^{3-}]
				mm	m3/s	mg/l	%	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
28/07/2010	LFSG	TS	BA	0.0	66850	41.2		17.5	18.8	30.7	0.63	0.08	1.59
29/07/2010	LFSG	TS	BA	0.1	63274	58.8		24.4	16.3	34.5	0.51	0.07	1.45
01/08/2010	LFSG		BA	3.8	87594	66.3		25.4	14.4	20.8	0.90	0.12	1.41
02/08/2010	LFSG		BA	0.0	63516	23.2		9.4	11.4	23.7	1.34	0.09	1.05
03/08/2010	LFSG	TS	BA	0.0	62800	24.5		10.2	13.1	32.2	0.66	0.07	1.28
04/08/2010	LFSG		BA	4.7	78810	32.4		13.6	15.3	28.5	0.87	0.12	1.46
05/08/2010	LFSG		BA	0.1	73274	26.4		11.3	14.3	22.0	0.77	0.08	1.09
22/01/2011	LFSG	TS	BA	0.0	88440	37.2		15.5	15.5	32.1	0.96	0.02	1.26
23/01/2011	LFSG	TS	BA	0.0	87554	35.6		14.8	15.9	32.0	0.97	0.03	1.11
24/01/2011	LFSG	TS	BA	0.1	86630	35.5		15.3	18.8	37.7	0.72	0.03	1.26
25/01/2011	LFSG	TS	BA	0.0	84714	25.0		10.7	17.6	40.2	0.63	0.04	1.24
26/01/2011	LFSG	TS	BA	0.0	84696	36.6		15.1	17.0	39.9	0.71	0.04	1.28
27/01/2011	LFSG	TS	BA	0.0	82296	33.5		14.0	16.1	35.6	1.41	0.04	1.25
28/01/2011	LFSG	TS	BA	0.4	81324	26.4		10.9	18.3	36.2	0.51	0.02	1.38
25/03/2011	LFSG	TS	BA	0.0	77574	25.9		11.1	18.0	38.9	1.03	0.02	1.33
26/03/2011	LFSG	TS	BA	0.1	79450	37.0		15.5	17.0	33.5	1.01	0.02	1.04
27/03/2011	LFSG	TP	BA	9.3	139910	49.8		22.5	18.1	26.2	0.26	0.13	0.92
06/06/2011	LFSG		BA	2.8	62304	84.4		18.5	19.8	42.0	0.13	1.49	1.95
07/06/2011	LFSG		BA	2.0	89650	45.5		30.9	21.9	37.6	0.17	1.23	1.42
27/06/2011	LFSG	TS	BA	0.2	60000	75.6		31.8	19.8	40.7	0.08	1.32	1.81
28/06/2011	LFSG	TS	BA	0.0	59792	75.8		31.4	21.3	45.2	0.06	1.46	1.99
29/06/2011	LFSG	TS	BA	0.0	61514	69.7		29.6	21.1	47.2	0.06	7.68	2.14
19/07/2011	LFSG	TP	BA	10.4	167402	48.5		16.3	12.4	17.2	0.53	0.54	
20/07/2011	LFSG	TP	BA	7.6	85466	35.7		12.5	12.1	21.6	0.19	1.22	
21/07/2011	LFSG		BA	1.1	95822	31.9		13.0	18.6	24.0	0.19	0.45	
22/07/2011	LFSG	TS	BA	0.7	73666								
23/07/2011	LFSG	TS	BA	0.1	56914								
24/07/2011	LFSG		BA	0.9	55392	33.8		13.4	15.8	36.0	0.29	1.23	
25/07/2011	LFSG	TP	BA	6.4	95998	50.8		19.1	15.5	26.9	0.21	0.86	
26/07/2011	LFSG		BA	3.7	91686	52.2		19.1	14.1	26.1	0.14	0.98	
27/07/2011	LFSG		BA	0.1	58770	29.0		11.5	14.5	34.8	0.12	1.53	
28/07/2011	LFSG	TS	BA	0.0	54192	31.8		13.4	16.2	37.9	0.11	1.25	
29/07/2011	LFSG	TS	BA	0.0	62524	32.9		13.9	20.1	35.3	0.11	1.47	
30/07/2011	LFSG	TS	BA	0.0	58504				16.8	32.9	0.10	1.97	
31/07/2011	LFSG	TS	BA	0.0	56008				15.7	35.9	0.11	1.75	

Dates	Ech.	Obs.		Pluie	Q	MES	COP	COP	COD	[N-NH_4^+]	[N-NO_2^-]	[N-NO_3^-]	[P-PO_4^{3-}]
				mm	m3/s	mg/l	%	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
01/08/2011	LFSG	TS	BA	0.0	59592	47.0		19.1	20.9	42.5	0.06	0.69	
02/08/2011	LFSG	TP	BA	43.3	147104	141.4		49.7	21.8	34.7	0.06	0.74	
03/08/2011	LFSG		BA	0.0	159150	52.3		16.2	7.9	10.4	0.28	1.30	
04/08/2011	LFSG	TS	BA	0.0	85102	42.8		15.1	13.9	23.9	0.08	1.36	
05/08/2011	LFSG	TP	BA	14.3	151016	83.3		23.2	11.2	16.4	0.28	0.95	
06/08/2011	LFSG		BA	1.3	82080	16.7		5.6	11.0	16.8	0.78	2.51	
07/08/2011	LFSG	TS	BA	0.0	63418	10.7		3.0	8.6	15.4	1.11	2.99	
08/08/2011	LFSG	TS	BA	0.4	63192	30.6		10.2	13.9	26.8	1.01	2.86	
06/09/2011	LFSG	TS	BA	0.0	61818	119.4		48.4	17.7	39.4	0.17	1.56	1.68
07/09/2011	LFSG		BA	3.6	73466	106.5		43.2	23.2	39.1	0.09	1.36	1.67
05/10/2011	LFSG	TS	BA	0.1	63610	58.0		25.0	23.5	44.2	0.10	1.98	2.28
07/11/2011	LFSG		BA	0.0	73602	69.7		31.8	15.3	35.7	0.11	1.36	1.48
08/11/2011	LFSG	TS	BA	0.0	75688	69.5		31.7	17.0	41.5	0.07	1.55	1.63
09/11/2011	LFSG	TS	BA	0.1	70808	64.1		28.0	18.1	41.6	0.08	1.53	1.56
04/12/2011	LFSG	TP	BA	13.7	168096	44.0		18.7	11.4	11.5	0.32	1.16	0.53
05/12/2011	LFSG	TP	BA	9.6	169108	33.6		13.2	8.7	8.7	0.33	1.18	0.39
06/12/2011	LFSG	TP	BA	8.2	167188	28.3		12.6	9.4	10.4	0.33	1.30	0.43
10/01/2012	LFSG	TS	BI	0.1	89930	30.8	48.4	14.9	15.8	30.0	0.35	3.72	2.18
11/01/2012	LFSG	TS	BI	0.3	91830	27.0	45.2	12.2	15.8	34.5	0.30	4.09	2.04
12/01/2012	LFSG	TS	BI	0.2	87370	33.1	43.3	14.3	15.4	34.7	0.39	4.54	2.40
06/02/2012	LFSG		BI	0.8	96270	21.7	39.6	8.6	11.9	18.0	0.32	3.53	1.58
07/02/2012	LFSG	TS	BI	0.0	80310	15.8	56.4	8.9	11.6	25.0	0.67	3.67	1.96
05/03/2012	LFSG		BI	0.3	69850	26.2	48.3	12.7	13.5	25.0	0.28	4.98	2.44
06/03/2012	LFSG	TS	BI	0.6	75370	29.4	40.6	11.9					
07/03/2012	LFSG	TS	BI	0.5	67960	28.2	41.8	11.8	13.7	29.9	0.26	4.59	2.83
02/04/2012	LFSG	TS	BI	0.0	74200	22.0	43.1	9.5	16.0	32.9	0.24	4.91	2.63
03/04/2012	LFSG	TS	BI	0.1	68670	18.6	41.8	7.8	17.9	36.2	1.00	6.52	3.14
04/04/2012	LFSG	TS	BI	0.2	71330	23.5	39.2	9.2	14.2	35.5	0.97	5.56	3.22
21/05/2012	LFSG		BI	4.8	141160	16.2	41.1	6.6	9.6	13.1	0.77	7.26	1.34
22/05/2012	LFSG		BI	0.1	95020	16.7	37.0	6.2	12.0	21.3	0.91	8.76	2.14
23/05/2012	LFSG	TS	BI	0.0	86490	13.8	42.5	5.8	12.3	22.3	0.91	10.50	2.18
12/06/2012	LFSG		BI	2.0	106970	8.5	45.5	3.9	12.1	17.6	1.26	7.75	1.85
13/06/2012	LFSG	TP	BI	7.4	103730	13.5	39.6	5.4	9.5	12.0	1.21	7.62	1.59
14/06/2012	LFSG		BI	0.0	82210	31.5	37.5	11.8	12.4	21.0	1.09	8.39	2.22
01/08/2010	LFBP			3.8	5090	286.6		95.9	27.7	18.3	0.02	<0.01	1.93

Dates	Ech.	Obs.		Pluie	Q	MES	COP	COP	COD	[N-NH_4^+]	[N-NO_2^-]	[N-NO_3^-]	[P-PO_4^{3-}]
				mm	m3/s	mg/l	%	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
04/08/2010	LFBP			4.7	210	224.6		72.9	21.5	24.2	<0.01	<0.01	2.55
05/08/2010	LFBP			0.1	970	167.5		65.6	33.6	28.1	<0.01	0.01	2.60
27/03/2011	LFBP	TP		9.3	4710	132.5		78.7	18.5	26.3	0.97	0.01	1.79
19/07/2011	LFBP	TP		10.4	6010	335.2		114.2	12.1	15.4	0.37	0.09	
20/07/2011	LFBP	TP		7.6	970	215.6		71.1	16.8	20.1	<0.01	<0.01	
21/07/2011	LFBP			1.1	910	156.0		60.5	7.7	20.1	0.20	1.54	
22/07/2011	LFBP	TS		0.7	170	277.0		107.3	29.7	36.4	0.01	<0.01	
25/07/2011	LFBP	TP		6.4	1590	395.2		154.1	22.0	27.1	0.01	<0.01	
26/07/2011	LFBP			3.7	1390	572.1		211.7	21.4	23.6	0.01	0.01	
27/07/2011	LFBP			0.1	170	290.0		100.1	35.7	39.8	0.01	<0.01	
02/08/2011	LFBP	TP		43.3	26200	630.0		217.9	22.1	21.0	<0.01	0.01	
03/08/2011	LFBP			0.0	25750	233.0		77.8	12.5	12.0	0.60	0.19	
05/08/2011	LFBP	TP		14.3	15720	511.0		133.0	10.8	8.7	<0.01	<0.01	
07/09/2011	LFBP			3.6	170	447.5		200.9	45.1	37.1	0.01	<0.01	3.54
04/12/2011	LFBP	TP		13.7	22600	156.4		70.2	16.2	15.2	0.24	0.37	1.17
05/12/2011	LFBP	TP		9.6	19220	160.6		68.5	22.3	20.8	0.39	0.21	1.48
06/12/2011	LFBP	TP		8.2	17780	138.6		59.3	13.2	10.5	0.11	0.59	0.90

LFEB : Eaux Brutes prélevées à Louis Fargue

LFED : Eaux Décantées prélevées à Louis Fargue

LFSB : eaux de Sortie Biologique prélevées à Louis Fargue

LFET : eaux Traitées calculées = LFED + LFSB

LFBP : eaux prétraitées By-Passées (concentration considérée comme égale à LFEB)

LFSG : eaux de Sortie Générale calculées = LFET + LFBP

TS : Temps Sec

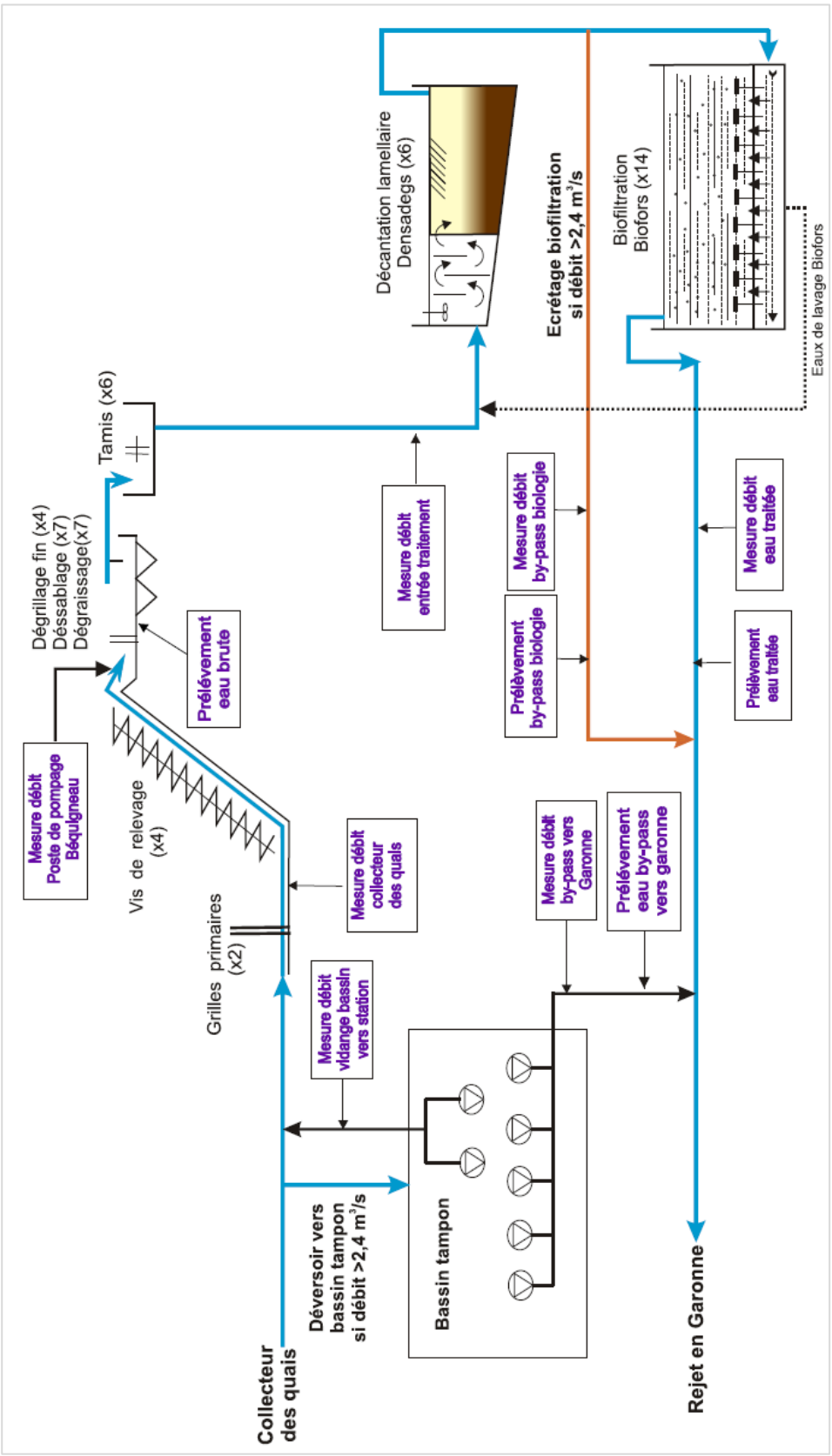
TP : Temps de Pluie

BA : traitement par Boues Activées (jusqu'à la réhabilitation fin d'année 2011)

BI : traitement par Biofiltration (après réhabilitation)

ANNEXE 4

Nouvelle filière de traitement des eaux de Louis Fargue



ANNEXE 5

Les méthodes d'analyses

1. Analyse de l'ammonium par FIA (Hall & Aller, 1992)

Principe de la méthode

Le dosage de l'ammonium est basé sur une mesure de conductivité en FIA (Flow Injection Analysis). L'ammonium présent est transformé en ammoniac gazeux en présence d'une solution basique de soude. Sous cette forme, il peut diffuser à travers une membrane en téflon perméable aux gaz. Il est ensuite retransformé en ions dissous à l'aide d'une solution légèrement acidifiée qui circule de l'autre côté de la membrane. La conductivité de la solution acide est mesurée en continu et lorsqu'elle est chargée d'ions NH_4^+, elle diminue. Cette différence est proportionnelle à la concentration en ammonium. Cette technique de mesure s'applique à des concentrations allant d'environ 10 µM à 1000 µM. Pour les concentrations plus faibles, le dosage est effectué par colorimétrie. Le pourcentage d'erreur avec cette méthode est de 8%.

Réactifs

Solution basique : Dissoudre à froid 800 mg de NaOH + 117.64 g de citrate de sodium ($C_6H_5Na_3O_7.2H_2O$) dans 2 L d'eau milliQ.
Solution acide : mélanger 1-2 goutte de HCl concentré dans 2 L d'eau milliQ.

Dosage

Une gamme d'étalonnage doit être réalisée au préalable. L'échantillon ou étalon est injecté dans une boucle, préalablement rincée par l'échantillon ou l'étalon, et qui est connectée au circuit via un système de valves. La conductivité est mesurée en continu. Les différences de conductivité sont relevées et les concentrations sont déterminées à l'aide de la courbe d'étalonnage.

2. Analyse des nitrites par spectrophotométrie (Strickland & Parsons, 1972)

Principe de la méthode

En milieu acide (pH<2), les ions nitrites forment de l'acide nitreux HNO2 qui réagit avec de la sulfanilamide pour former un complexe diazoïque. En présence de N-Naphtyl-1-éthylène

diamine, il se forme un complexe rose dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en nitrites. Le pourcentage d'erreur avec cette méthode est inférieur à 5%.

Réactifs

Réactif 1 : solution de sulfanilamide
Dissoudre à froid 2.5 g de sulfanilamide avec 13 mL de HCl concentré et 250 mL d'eau milliQ.
Réactif 2 : solution de N-Naphtyl-1-éthylène diamine
Dissoudre à froid autant de mg de N-Naphtyl-1-éthylène diamine que de mL d'eau milliQ. Cette solution est instable dans le temps et ne peut pas être conservée longtemps.

Dosage

Une gamme d'étalonnage doit être réalisée au préalable. Puis, dans une cuve pour spectrophotomètre, on ajoute :

- 10 µL de réactif 1 ;
- 500 µL d'échantillon ou d'étalon ;
- 8 minutes d'attente
- 10 µL de réactif 2

Après 15 min d'attente, l'absorbance est lue avec un spectrophotomètre dont la longueur d'onde est réglée à 543 nm. Les concentrations sont déterminées à l'aide de la courbe d'étalonnage.

3. Analyse des nitrates par FIA (Wood, 1967 ; Anderson, 1979)

Principe de la méthode

La méthode utilisée est celle de l'injection en flux continu (FIA). L'échantillon, tamponné par une solution de chlorure d'ammonium, passe dans une colonne de cadmium traitée au cuivre qui sert à réduire les nitrates en nitrites. C'est donc la somme des nitrites présents dans l'échantillon + ceux formés par la réduction des nitrates qui est mesurée à l'aide des mêmes réactifs que ceux indiqués dans la section précédente. Le pourcentage d'erreur avec cette méthode est inférieur à 10%.

Réactifs

Réactif 1 : solution de sulfanilamide

Dissoudre à froid 15 g de sulfanilamide avec 78 mL de HCl concentré et 1500 mL d'eau milliQ.
Réactif 2 : solution de N-Naphtyl-1-éthylène diamine (même préparation que pour les nitrites).

Solution de chlorure d'ammonium : dissoudre à froid 10 g de NH4Cl dans 1 L d'eau milliQ.

Dosage

Une gamme d'étalonnage doit être réalisée au préalable. L'échantillon ou étalon est injecté dans une boucle, préalablement rincée par l'échantillon ou l'étalon, et qui est connectée au circuit via un système de valves. L'absorbance est mesurée en continu par un spectrophotomètre à la longueur d'onde 543 nm. Les absorbances maximales sont relevées et les concentrations sont déterminées à l'aide de la courbe d'étalonnage.

4. Analyse des phosphates par spectrophotométrie (Murphy & Riley, 1962)

Principe de la méthode

Les ions phosphates réagissent avec le molybdate d'ammonium, en milieu acide et en présence d'antimoine, pour former un complexe que l'on réduit par l'acide ascorbique en complexe bleu. L'intensité du bleu est proportionnelle à la concentration en phosphates et peut donc être mesurée à l'aide d'un spectrophotomètre. Le pourcentage d'erreur avec cette méthode est inférieur à 5%.

Réactifs

(1) Solution de molybdate d'ammonium : dissoudre à chaud (50°C) 15 g de molybdate d'ammonium dans 500 mL d'eau milliQ. A conserver à l'abri de la lumière.
(2) Solution d'acide sulfurique à 2.5 M
(3) Solution d'oxytartre de potassium et d'antimoine : dissoudre à froid 0.68 g de $K(SbO)C_4H_4O_6$ dans 500 mL d'eau milliQ
(4) Solution d'acide ascorbique : dissoudre à froid 216 mg d'acide ascorbique dans 2 mL d'eau milliQ.
Le réactif est le mélange de : **1/5 (1) + ½ (2) + 1/10 (3) + 1/5 (4)**
Les solutions (1), (2) et (3) étant stables, elles peuvent être mélangées au préalable et conservées au frais plusieurs mois (mélange MSA). La solution (4) doit être ajoutée au dernier moment.

5.Dosage de l'oxygène – Méthode Winkler

Principe de la méthode

Le dosage de l'oxygène par la méthode Winkler consiste à ajouter à l'échantillon en excès un base forte contenant de l'iode (réactif **R1** : iodure de sodium 3M / hydroxyde de sodium 8M) et une solution de manganèse divalent (réactif **R2** : chlorure de manganèse 3M), ce qui mène à la précipitation quantitative d'hydroxyde de manganèse $Mn(OH)_2$ au sein de la solution (*réaction 1a*).

L'oxygène dissous dans l'échantillon oxyde alors une quantité équivalente d'hydroxyde de manganèse en un hydroxyde d'état de valence supérieur : $MnO(OH)_2$ (*réaction 1b*). la déstabilisation de ce complexe par l'ajout d'acide sulfurique concentré (réactif **R3** : H_2SO_4 ; H^+ 10M) et en présence de l'excès d'iodure de sodium introduit avec R1, entraîne la formation d'iode en quantité proportionnelle à celle du complexe (*réaction 2*). On dose ensuite l'iode produit, avec une solution étalonnée de thiosulfate de sodium (*réaction 3*).

Réaction 1a : $MnCl_2 + 2NaOH \rightarrow Mn(OH)_2 + 2Na+ + 2Cl^-$
Réaction 1b : $0.5O_2 + Mn(OH)_2 \rightarrow MnO(OH)_2$
Réaction 2 : $MnO(OH)_2 + H_2SO_4 + 2NaI \rightarrow Mn(OH)_2 + NaSO_4 + H_2O + I_2$
Réaction 3 : $I_2 + Na_2S_2O_3 \rightarrow Na_2S_4O_6 + 2NaI$

Mode opératoire

- **Etalonnage de la solution de thiosulfate de sodium**

Cette solution est conservée à température ambiante. Cependant elle est instable au cours du temps et il est préférable de la préparer tous les 15 jours, même si elle est titrée avant chaque utilisation. Sa concentration exacte ($S_2O_3^{2-}$ ~ 0.0085 mol/L) doit être impérativement déterminée avec précision avant chaque série de dosages, par référence à l'iodate de potassium KiO_3. La procédure est proposée par Caritt & Carpenter (1966).
Au moins trois titrages de l'étalon sont effectués avant chaque série d'analyses.
Tout d'abord, il s'agit d'introduire avec une pipette calibrée dans un récipient bien propre, exactement 5 mL de l'étalon KiO_3 à 0.01 mol/L.
Ensuite on ajoute de l'eau distillée, de sorte à ce que l'électrode trempe dedans, puis 500µL d'acide sulfurique (H_2SO_4) :

$$H_2O + 2I^- + 4H^+ \rightarrow I_2 + 2H_3O^+$$

Après homogénéisation du mélange réactionnel, on ajoute juste avant le dosage 500 µL de R1 (NaI+NaOH) et on mélange :

$$I_2 + I^- \rightarrow I_3^-$$

Puis la titration s'effectue sans attendre, comme un échantillon :

$$2S_2O_3^{2-} + I_3^- \rightarrow S_4O_6^{2-} + 3I^-$$

Il faut deux moles de thiosulfate pour doser une mole d'iode I_3^-, soit une mole d'iode I_2 et donc deux moles d'iode I^-.

On prend la moyenne des volumes de thiosulfates : V_{Thio}

$C_{Thio} = (C_{KIO3} \text{ x } V_{KIO3}) / V_{Thio}$

$C_{Thio} = (0.01 \text{ mol/L x } 5.10^{-3} \text{ L}) / V_{Thio}.10^{-3} \text{ L} = 5.10^{-2} \text{ mol} / V_{Thio} \text{ L}$

- **Fixation de l'oxygène**

Une fois la BOD remplie, on ajoute aussitôt 500 µL des réactifs R1 et R2 juste sous la surface. L'ajout de ces réactifs est réalisé à chaque temps d'incubation. La bouteille est bouchée sans emprisonner de bulle d'air, puis on agite de sorte à disperser le précipité. On laisse le précipité décanter dans les 2/3 inférieurs du flacon. A ce stade, on peut conserver l'échantillon environ 24h, ou le laisser décanter pour l'analyser immédiatement. Ainsi, pour toutes les incubations, les échantillons sont fixés aux temps considérés, puis conservés pour être analysés ensemble.

- **Dissolution du précipité d'hydroxyde de manganèse**

Une fois le précipité rassemblé dans la moitié inférieure du flacon, il faut éviter toute remise en suspension. On ajoute ensuite 500 µL de réactif R3 (acide sulfurique). L'acidification est effectuée le plus rapidement possible afin d'éviter d'une part, l'évaporation de l'iode et d'autre part, que la réaction 3, qui est réversible, ne se réalise dans l'autre sens. On rebouche la bouteille rapidement en évitant de piéger des bulles d'air, puis on agite jusqu'à dissolution complète du précipité en cinq minutes environ. Un bouchon plongeur est ensuite introduit dans la bouteille afin d'évacuer un certain volume du mélange réactionnel pour permettre l'addition du titrant. La collerette de la bouteille doit être soigneusement essuyée, ce qui évite de fausser le volume analysé lors du retrait du bouchon plongeur.

- **Titration**

La titration de l'iode moléculaire proprement dite est effectuée directement dans la BOD sous agitation modérée.

L'électrode combinée comprend une électrode inerte constituée de platine et une électrode de référence au calomel, chlorure mercureux Hg_2Cl_2. Ces deux cellules sont reliées par un pont électrolytique constitué de KCl concentré. Le potentiel existant entre les deux électrodes est mesuré par un potentiomètre (Figure II).

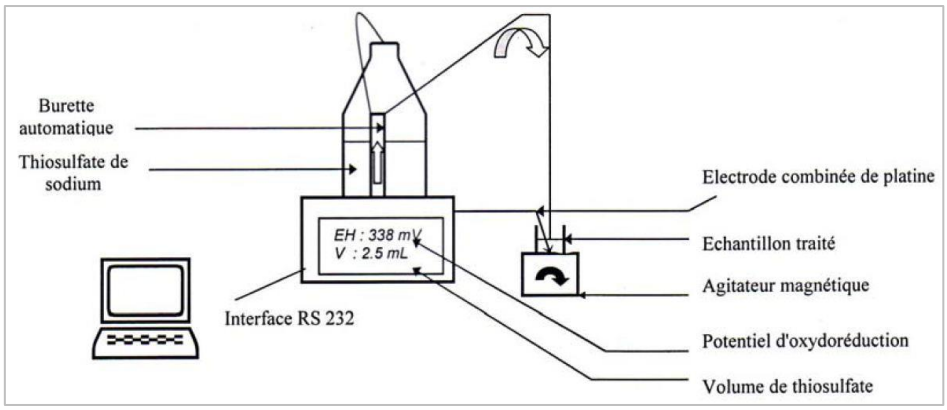


Figure II : Dispositif de titration de l'iode moléculaire par la méthode chimique Winkler.

Le volume équivalent de thiosulfate est déterminé grâce à la courbe de titration ci-dessous (Figure III).

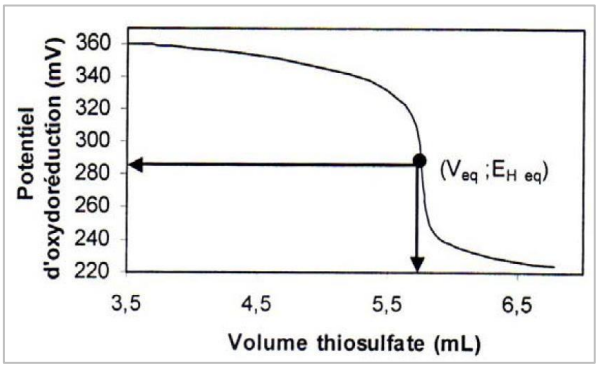


Figure III : Courbe de titration de l'iode moléculaire par le thiosulfate.

Le logiciel Tinet 2.4 déduit ensuite la concentration en O2 dissous grâce à l'équation suivante :

$$[O_2](\mu mol/L) = (([Thio](mmol/L) \times (8000 \times 1000/32) \times V_{eq} \times V_o/(V_o-V_1))/V_1$$

Avec :

- V_{eq} : volume équivalent de thiosulfate de sodium ;
- V_0 : volume de l'échantillon dans la BOD (différence entre le poids d'une BOD remplie d'eau milliQ à 4°C et le poids d'une BOD vide) ;
- V_1 : volume de l'échantillon dosé (différence entre le poids d'une BOD contenant le bouchon plongeur et de l'eau milliQ à 4°C et le poids d'une BOD vide avec le bouchon plongeur).

La précision de la méthode, lorsqu'elle est réalisée avec précaution, est de l'ordre de 1 µmol/L, soit moins de 1% de la saturation. Cette méthode est applicable dans un domaine de concentration très étendue : de 0.005 à 8 mmol d'oxygène atomique par litre.

ANNEXE 6

Récapitulatif des prélèvements effectués pour les respirométries et les incubations

- Dates de prélèvements effectués à Portets et Bordeaux (Garonne), Libourne (Dordogne) et Lamarque (estuaire central) pour l'étude respirométrique.

Date (Coeff.)	Station	Heure	Date (Coeff.)	Station	Heure
06/08/12	Portets	14:00	14/09/12	Portets	11:45
(86)	Bordeaux	12:20	(73)	Bordeaux	10:20
	Libourne	13:05		Libourne	11:00
	Lamarque	11:15		Lamarque	09:00
08/08/12	Portets	16:55	21/09/12	Portets	17:30
(63)	Bordeaux	15:15	(81)	Bordeaux	15:40
	Libourne	16:00		Libourne	16:40
	Lamarque	14:05		Lamarque	14:30
13/08/12	Portets	21:00	08/10/12	Portets	18:00
(41)	Bordeaux	20:00	(34)	Bordeaux	16:30
	Libourne	21:50		Libourne	17:15
	Lamarque	19:00		Lamarque	15:20
16/08/12	Portets	12:00	16/10/12	Portets	13:35
(72)	Bordeaux	10:30	(109)	Bordeaux	12:00
	Libourne	11:15		Libourne	12:45
	Lamarque	09:30		Lamarque	10:45

- Dates de prélèvements pour la méthode de respiration sur les mélanges d'effluents (STEP de Clos de Hilde) et bouchon vaseux (Garonne).

STEP			**Bouchon vaseux (Garonne)**		
Date	Heure	Echantillon	Date	Heure	Coeff. marée
23/04/12	14:00	Eaux Traitées	23/04/12	13:30	82
20/08/12	11:00	Eaux Traitées	17/08/12	13:30	83
10/09/12	14:00	Eaux Traitées	07/09/12	15:40	52
12/09/12	11:30	Eaux Traitées	10/09/12	18:40	28
19/09/12	11:45	Eaux Traitées	17/09/12	13:00	104
24/09/12	14:30	Eaux Traitées	20/09/12	14:30	94
27/09/12	11:30	Eaux Traitées	24/09/12	18:30	47
01/10/12	13:30	Eaux Brutes	28/09/12	10:30	80
03/10/12	14:30	Eaux Brutes	01/10/12	13:00	92
04/10/12	14:00	Eaux Brutes	03/10/12	14:00	84

- Dates de prélèvements d'effluents dans la STEP de Clos de Hilde et du bouchon vaseux en Garonne, pour la méthode par incubation.

STEP			Bouchon vaseux (Garonne)		
Date	Heure	Echantillon	Date	Heure	Coeff. marée
20/03/12	14:00	Eaux Traitées	19/03/12	11:00	63
26/03/12	14:00	Eaux Brutes	26/03/12	14:00	80
20/07/11	10:00	Eaux Traitées	03/08/12	14:00	98
07/08/12	11:00	Eaux Brutes	07/09/12	15:30	52
		Eaux Traitées			
10/09/12	14:00	Eaux Brutes			
		Eaux Traitées			

Données mesurées lors des respirations effluents – bouchon vaseux

- « Mélange volumique » avec les eaux traitées de Clos de Hilde (CHET)

Dosage : Sonde YSI			Oxygène (% saturation)				Température (°C)				Oxygène (mg/L)				Oxygène (µmol/L)			
		heures	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.
100 % Eaux Traitées	t0	0	96.1	96.3	96.0	**96.1**	21.0	21.3	21.4	**21.2**	8.4	8.3	8.3	**8.3**	261.3	260.6	259.1	**260.3**
	t1	3	83.3	86.4		**84.9**	17.8	17.7		**17.7**	7.7	8.0		**7.9**	241.3	250.9		**246.1**
	t2	6	83.6	83.3		**83.5**	19.1	19.1		**19.1**	7.5	7.5		**7.5**	235.6	235.0		**235.3**
Dosage : Sonde YSI			**Oxygène (% saturation)**				**Température (°C)**				**Oxygène (mg/L)**				**Oxygène (µmol/L)**			
		heures	**Ech 1**	**Ech 2**	**Ech 3**	**Moy.**	**Ech 1**	**Ech 2**	**Ech 3**	**Moy.**	**Ech 1**	**Ech 2**	**Ech 3**	**Moy.**	**Ech 1**	**Ech 2**	**Ech 3**	**Moy.**
50% ET - 50% BV	t0	0	96.8	97.1	97.0	**97.0**	20.1	20.1	20.1	**20.1**	8.6	8.6	8.6	**8.6**	268.1	268.4	268.4	**268.3**
	t1	6	91.4	91.7	91.6	**91.6**	19.1	18.9	18.8	**18.9**	8.3	8.3	8.3	**8.3**	257.8	259.4	259.7	**259.0**
	t2	12	85.1	83.6	80.4	**83.0**	19.5	19.4	19.4	**19.5**	7.6	7.5	7.2	**7.6**	237.8	234.4	225.3	**236.1**
Dosage : Sonde YSI			**Oxygène (% saturation)**				**Température (°C)**				**Oxygène (mg/L)**				**Oxygène (µmol/L)**			
		heures	**Ech 1**	**Ech 2**	**Ech 3**	**Moy.**	**Ech 1**	**Ech 2**	**Ech 3**	**Moy.**	**Ech 1**	**Ech 2**	**Ech 3**	**Moy.**	**Ech 1**	**Ech 2**	**Ech 3**	**Moy.**
25% ET - 75% BV	t0	0	97.2	97.1	97.0	**97.1**	20.6	20.5	20.6	**20.6**	8.5	8.5	8.5	**8.5**	266.3	266.6	265.9	**266.3**
	t1	6	93.3	92.9	92.7	**93.0**	19.5	19.4	19.3	**19.4**	8.4	8.4	8.3	**8.3**	260.9	260.9	260.0	**260.6**
	t2	12	88.1	88.9	86.1	**87.7**	19.5	19.8	19.7	**19.6**	7.9	7.9	7.7	**7.9**	246.9	247.8	240.0	**247.3**

Dosage : Winkler			Oxygène (µmol/L)				
		heures	Ech1	Ech2	Ech3	Ech4	Moy.
10% ET - 90% BV	t0	0	279.2	287.1	279.4	280.0	**281.5**
	t1	12	276.3	269.9	268.4		**271.5**
	t2	24	255.7	251.8	260.2		**255.9**
Dosage : Winkler			**Oxygène (µmol/L)**				
		heures	**Ech1**	**Ech2**	**Ech3**	**Ech4**	**Moy.**
100% Bouchon Vaseux	t0	0	274.4	277.8	274.5	276.1	**275.7**
	t1	24	261.8	264.6	263.9	263.8	**263.5**
	t2	48	245.7	251.6	246.2	251.5	**248.8**

- **« Mélange massique » avec les eaux traitées de Clos de Hilde (CHET)**

CHET			Oxygène (% saturation)				Température (°C)				Oxygène (mg/L)				Oxygène (µmol/L)			
Date		heures	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.
21/08/2012	**t0**	**0**	94.8	94	93.1	94.0	23.9	23.7	23.7	23.8	7.8	7.8	7.7	7.8	244.1	243.4	240.6	242.7
	t1	**3**	70.7	70.8	78.2	73.2	23.3	23.2	23.2	23.2	5.9	5.9	6.5	6.1	183.4	184.4	203.8	190.5
	t2	**6**	46.6	51.1	46.5	48.1	23.7	23.7	23.8	23.7	3.9	4.2	3.8	4.0	120.3	131.9	119.7	126.1
11/09/2012	**t0**	**0**	93.6	93.8	93.8	93.7	21.9	21.9	21.8	21.8	8.0	8.0	8.0	8.0	250.3	250.9	251.3	250.8
	t1	**6**	69.7	70.3	68.1	69.4	21.8	21.8	21.7	21.7	6.0	6.0	5.9	5.9	186.6	188.1	182.8	185.8
	t2	**10**	56.1	57.5	56.4	56.7	21.8	21.8	21.8	21.8	4.8	4.9	4.8	4.9	150.0	153.8	151.3	151.7
13/09/2012	**t0**	**0**	95.6	95.9	95.3	95.6	20.2	20.1	20.1	20.1	8.5	8.5	8.4	8.5	264.1	265.3	263.8	264.4
	t1	**6**	70.3	70.8	70.2	70.4	20.1	20.1	20.0	20.1	6.2	6.3	6.2	6.2	194.4	195.9	194.7	195.0
	t2	**10**	43	45.6	48.5	45.7	20.1	20.1	19.7	20.0	3.8	4.0	4.3	4.1	118.8	126.3	135.0	126.7
20/09/2012	**t0**	**0**	98.6	97.4	98.3	98.1	19.0	18.9	18.9	18.9	8.9	8.8	8.9	8.9	278.8	275.9	278.4	277.7
	t1	**6**	86	86.5	85.6	86.0	18.8	18.7	18.6	18.7	7.8	7.9	7.8	7.8	244.4	246.3	244.1	244.9
	t2	**10**	76.7	77.8	77.3	77.3	19.6	19.5	19.4	19.5	6.9	7.0	6.9	6.9	214.7	218.1	216.9	216.6
25/09/2012	**t0**	**0**	97.7	97	97	97.2	20.6	20.6	20.4	20.5	8.6	8.5	8.5	8.5	267.8	266.3	266.9	267.0
	t1	**6**	83.9	82.9	83.6	83.5	20.4	20.3	20.3	20.3	7.4	7.3	7.4	7.4	230.9	228.4	230.3	229.9
	t2	**24**	31.8	31.7	27.8	30.4	20.6	20.4	20.2	20.4	2.8	2.8	2.5	2.7	87.2	87.2	76.9	83.8
27/09/2012	**t0**	**0**	98.9	98.7	98.6	98.7	20.1	20.1	20.1	20.1	8.8	8.7	8.7	8.7	273.8	273.1	272.8	273.2
	t1	**6**	91.1	91.2	91.2	91.2	20.1	20.0	20.0	20.0	8.1	8.1	8.1	8.1	252.2	252.8	253.1	252.7
	t2	**24**	74.9	75.7	74.5	75.0	20.1	20.1	20.0	20.1	6.6	6.7	6.6	6.6	207.2	209.4	206.3	207.6

CHET + 100mg BV			Oxygène (% saturation)				Température (°C)				Oxygène (mg/L)				Oxygène (µmol/L)			
Date		heures	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.
21/08/2012	**t0**	**0**	93	92.9	91.8	92.6	23.6	23.5	23.5	23.5	7.7	7.7	7.7	7.7	240.6	240.9	239.4	240.3
	t1	**6**	40.2	36.9	38.8	38.6	24.0	24.0	23.9	24.0	3.3	3.0	3.2	3.2	103.1	94.1	100.0	99.1
	t2	**10**	12	12.2	11.8	12.0	24.1	24.0	24.0	24.0	1.0	1.0	1.0	1.0	30.6	30.6	30.0	30.6
11/09/2012	**t0**	**0**	91.8	91.7	93.1	92.2	21.8	21.7	21.8	21.8	7.9	7.9	8.0	7.9	245.6	245.9	249.4	247.0
	t1	**6**	44.3	44.6	44	44.3	21.2	21.3	21.2	21.2	3.8	3.9	3.8	3.8	120.0	120.6	119.4	120.0
	t2	**10**	17.3	12	17.1	15.5	21.7	21.7	21.6	21.7	1.5	1.0	1.5	1.3	46.6	31.9	45.9	41.5
13/09/2012	**t0**	**0**	95.8	95.2	95.4	95.5	20.1	20.1	20.1	20.1	8.5	8.4	8.4	8.4	265.0	263.1	263.4	263.9
	t1	**6**	70.6	70.9	71	70.8	19.9	19.9	19.9	19.9	6.3	6.3	6.3	6.3	196.3	196.9	197.2	196.8
	t2	**10**	47.9	46.6	47.7	47.4	19.6	19.6	19.6	19.6	4.3	4.2	4.3	4.2	133.8	130.3	133.4	132.5
20/09/2012	**t0**	**0**	98.2	97.9	98.4	98.2	18.7	18.6	18.7	18.6	9.0	8.9	9.0	8.9	279.7	279.1	280.0	279.6
	t1	**6**	85.1	86.6	86.1	85.9	18.3	18.6	18.5	18.5	7.8	7.9	7.9	7.9	243.8	247.2	245.9	245.6
	t2	**10**	77.6	75.8	77.8	77.1	19.5	19.5	19.5	19.5	7.0	6.8	7.0	6.9	217.2	212.2	217.8	215.7
25/09/2012	**t0**	**0**	96.8	96.7	97.9	97.1	20.4	20.3	20.3	20.4	8.5	8.5	8.5	8.5	266.6	266.6	266.9	266.7
	t1	**6**	83.5	83.9	83.9	83.8	20.2	20.2	20.2	20.2	7.4	7.4	7.4	7.4	230.6	231.9	231.6	231.4
	t2	**24**	22.6	23.9	23.4	23.3	20.9	20.2	20.1	20.4	2.0	2.1	2.1	2.1	62.2	65.9	64.7	64.3
27/09/2012	**t0**	**0**	98.1	98.2	98.1	98.1	20.0	20.0	20.0	20.0	8.7	8.7	8.7	8.7	271.6	272.2	271.9	271.9
	t1	**6**	91.3	90.9	91.4	91.2	19.9	19.9	19.9	19.9	8.1	8.1	8.1	8.1	253.8	252.5	254.1	253.4
	t2	**24**	73.5	74	74.7	74.1	20.0	20.1	20.0	20.0	6.5	6.6	6.6	6.6	203.4	204.7	207.2	205.1

CHET + 500mg BV			Oxygène (% saturation)				Température (°C)				Oxygène (mg/L)				Oxygène (µmol/L)			
Date		heures	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.
21/08/2012	**t0**	**0**	93.3	92.5	92.5	92.8	23.4	23.3	23.3	23.3	7.8	7.7	7.7	7.7	242.5	240.9	239.4	240.9
	t1	**6**	39.6	37.5	39.8	39.0	23.7	24.0	23.8	23.8	3.3	3.1	3.3	3.2	102.2	96.3	102.5	100.3
	t2	**10**	7	14.7	7.8	7.4	23.9	24.1	24.1	24.0	0.6	1.2	0.6	0.6	17.5	37.8	19.7	18.6
11/09/2012	**t0**	**0**	90.3	92.7	91.3	91.4	21.6	21.7	21.7	21.7	7.8	8.0	7.8	7.9	242.5	248.8	245.0	245.4
	t1	**6**	48.8	45.3	44.1	46.1	21.3	21.6	21.6	21.5	4.2	3.9	3.8	4.0	131.9	121.9	118.4	124.1
	t2	**10**	17.1	19.4	22.1	19.5	21.6	21.6	21.5	21.6	1.5	1.7	1.9	1.7	45.9	52.2	59.4	52.5
13/09/2012	**t0**	**0**	94.7	94.9	94.5	94.7	20.0	20.0	20.1	20.0	8.4	8.4	8.4	8.4	262.5	263.1	261.6	262.4
	t1	**6**	68.1	67.7	66.1	67.3	19.8	19.8	19.8	19.8	6.1	6.0	5.9	6.0	189.4	188.1	184.1	187.2
	t2	**10**	40	43.3	42.9	42.1	19.7	19.7	19.7	19.7	3.6	3.9	3.8	3.8	111.6	120.9	119.7	117.4
20/09/2012	**t0**	**0**	97.6	98.3	98.1	98.0	18.7	18.6	18.6	18.6	8.9	9.0	9.0	8.9	277.8	280.3	280.0	279.4
	t1	**6**	84.9	85	85.9	85.3	18.4	18.4	18.5	18.4	7.8	7.8	7.9	7.8	243.1	243.4	245.3	244.0
	t2	**10**	77.6	79.4	78.5	78.5	19.4	19.4	19.4	19.4	7.0	7.1	7.0	7.1	217.8	223.1	220.0	220.3
25/09/2012	**t0**	**0**	96.4	96.6	96.7	96.6	20.2	20.3	20.3	20.3	8.5	8.5	8.5	8.5	266.6	266.3	266.6	266.5
	t1	**6**	83.9	84.1	84.2	84.1	20.1	20.2	20.2	20.2	7.4	7.4	7.5	7.4	232.2	232.2	232.8	232.4
	t2	**24**	20.8	21.2	20.5	20.8	20.1	20.1	20.0	20.1	1.8	1.9	1.8	1.8	57.5	58.8	56.9	57.7
27/09/2012	**t0**	**0**	97.6	97.7	98	97.8	20.1	20.0	20.1	20.1	8.7	8.7	8.7	8.7	270.3	270.6	271.3	270.7
	t1	**6**	90.6	90.6	90.6	90.6	19.8	19.9	19.8	19.8	8.1	8.1	8.1	8.1	251.9	251.9	252.2	252.0
	t2	**24**	71.2	71.7	71.1	71.3	20.0	20.0	19.9	19.9	6.4	6.4	6.3	6.4	199.4	199.1	197.8	198.8

CHET + 1g BV			Oxygène (% saturation)				Température (°C)				Oxygène (mg/L)				Oxygène (µmol/L)			
Date		heures	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.
21/08/2012	**t0**	**0**	93	92.3	92.8	92.7	23.4	23.5	23.5	23.5	7.7	7.7	7.7	7.7	241.6	239.4	240.3	240.4
	t1	**6**	36.6	38.6	38.8	38.0	23.6	23.6	23.9	23.7	3.0	3.2	3.2	3.1	94.4	99.7	99.4	97.8
	t2	**10**	5.1	4.5	7	5.5	24.1	24.2	24.1	24.2	0.4	0.4	0.6	0.4	12.5	11.3	17.5	11.9
11/09/2012	**t0**	**0**	92.6	92	91.7	92.1	21.7	21.6	21.6	21.6	7.9	7.9	7.9	7.9	248.1	247.2	246.6	247.3
	t1	**6**	53	54.8	53.8	53.9	21.3	21.4	21.4	21.3	4.6	4.7	4.6	4.7	143.1	148.1	145.0	145.4
	t2	**10**	27.4	28.8	28.2	28.1	21.6	21.6	21.5	21.5	2.3	2.5	2.4	2.4	73.1	77.2	75.6	75.3
13/09/2012	**t0**	**0**	94.7	94.7	94.4	94.6	20.1	20.0	20.1	20.0	8.4	8.4	8.4	8.4	262.2	262.5	261.6	262.1
	t1	**6**	67.2	69.4	69.3	68.6	19.7	19.7	19.7	19.7	6.0	6.2	6.2	6.1	187.5	193.4	193.4	191.5
	t2	**10**	43.7	44.1	43.6	43.8	19.8	19.8	19.7	19.7	3.9	3.9	3.9	3.9	121.9	122.8	121.6	122.1
20/09/2012	**t0**	**0**	97.8	97.8	97	97.5	18.7	18.7	18.6	18.6	8.9	8.9	9.0	8.9	278.4	278.1	280.0	278.9
	t1	**6**	84.5	85.3	85.3	85.0	18.3	18.5	18.5	18.5	7.8	7.8	7.8	7.8	242.5	243.4	243.8	243.2
	t2	**10**	76.7	75.4	73	75.0	19.3	19.4	19.4	19.4	6.9	6.8	6.6	6.7	215.6	211.6	204.7	210.6
25/09/2012	**t0**	**0**	96.2	97	96.3	96.5	20.4	20.4	20.4	20.4	8.5	8.5	8.5	8.5	264.7	266.9	264.7	265.4
	t1	**6**	85.8	83.4	82.9	84.0	20.3	20.2	20.2	20.2	7.6	7.4	7.3	7.4	236.9	230.0	228.8	231.9
	t2	**24**	19.8	19.3	21.3	20.1	20.0	19.9	19.9	20.0	1.8	1.7	1.9	1.8	54.7	53.4	59.1	55.7
27/09/2012	**t0**	**0**	97.1	97.6	97.6	97.4	20.1	20.2	20.3	20.2	8.6	8.6	8.6	8.6	268.4	269.7	269.7	269.3
	t1	**6**	90.4	90.4	90.1	90.3	19.8	19.9	19.9	19.9	8.0	8.0	8.0	8.0	251.3	251.3	250.3	250.9
	t2	**24**	72.1	67.4	66.5	68.7	19.8	19.8	19.8	19.8	6.4	6.0	5.9	6.1		187.8	185.3	186.6

CHET + 3g BV			Oxygène (% saturation)				Température (°C)				Oxygène (mg/L)				Oxygène (µmol/L)			
Date		heures	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.
21/08/2012	**t0**	**0**	92.2	91.9	91.4	91.8	23.4	23.4	23.3	23.3	7.6	7.7	7.6	7.6	238.8	239.1	237.8	238.5
	t1	**6**	34.8	36.4	33.6	34.9	23.8	23.7	23.8	23.8	2.9	3.0	2.8	2.9	89.7	93.8	86.6	90.0
	t2	**10**	3.9	4.6	3.5	4.0	24.0	24.1	24.0	24.1	0.3	0.4	0.3	0.3	9.7	11.3	8.8	10.5
11/09/2012	**t0**	**0**	90.4	89.9	89.6	90.0	21.6	21.6	21.5	21.5	7.8	7.7	7.7	7.7	243.1	241.6	241.6	242.1
	t1	**6**	47.1	50.9	48.6	48.9	21.3	21.3	21.3	21.3	4.1	4.4	4.2	4.2	127.2	137.5	131.3	132.0
	t2	**10**	25.6	24.6	25.3	25.2	21.5	21.5	21.6	21.5	2.2	2.1	2.2	2.2	68.8	66.3	67.8	67.6
13/09/2012	**t0**	**0**	93.9	94.3	94.7	94.3	19.8	19.9	19.9	19.9	8.4	8.4	8.4	8.4	261.3	261.9	263.1	262.1
	t1	**6**	70.7	70.6	70.7	70.7	19.6	19.6	19.6	19.6	6.3	6.3	6.3	6.3	197.5	197.5	197.5	197.5
	t2	**10**	45.7	46	46.3	46.0	19.7	19.8	19.6	19.7	4.1	4.1	4.1	4.1	127.8	128.1	129.4	128.4
20/09/2012	**t0**	**0**	97	96.2	96.2	96.5	18.7	18.6	18.6	18.7	8.8	8.8	8.8	8.8	275.9	274.1	274.1	274.7
	t1	**6**	85.1	84.5	81.8	83.8	18.3	18.5	18.5	18.4	7.8	7.7	7.5	7.7	243.8	241.6	234.1	239.8
	t2	**10**	78.2	75.6	75.9	76.6	19.4	19.3	19.4	19.3	7.0	6.8	6.8	6.9	219.4	212.5	213.1	215.0
25/09/2012	**t0**	**0**	95.2	95.2	95.3	95.2	20.1	20.2	20.2	20.2	8.4	8.4	8.4	8.4	263.4	262.8	263.1	263.1
	t1	**6**	83	82	82.2	82.4	20.2	20.2	20.1	20.2	7.4	7.2	7.3	7.3	229.7	226.3	227.2	227.7
	t2	**24**	24.8	24.8	23.7	24.4	20.0	19.9	19.9	19.9	2.2	2.2	2.1	2.2	69.1	68.8	65.9	67.9
27/09/2012	**t0**	**0**	97.5	97.1	97.6	97.4	20.0	19.8	19.8	19.9	8.6	8.7	8.7	8.7	270.0	270.6	271.3	270.6
	t1	**6**	89.7	90.1	90.5	90.1	19.8	19.8	19.8	19.8	8.0	8.0	8.1	8.0	250.0	250.9	251.9	250.9
	t2	**24**	70.8	74.3	72.6	72.6	19.6	19.7	19.7	19.7	6.3	6.6	6.5	6.5		207.2	202.5	204.8

- « Mélange massique » avec les eaux brutes de Clos de Hilde (CHEB)

CHEB			Oxygène (% saturation)				Température (°C)				Oxygène (mg/L)				Oxygène (µmol/L)			
Date		heures	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.
02/10/2012	t0	0	82.1	82.1	80.1	81.4	19.5	19.3	19.4	19.4	7.4	7.4	7.2	7.3	230.3	230.9	224.4	228.5
	t1	4	2	1.8	1.6	1.8	19.9	19.6	19.5	19.6	0.2	0.2	0.1	0.2	5.3	4.7	4.4	4.8
04/10/2012	t0	0	78.1	76.6	76.1	76.9	20.8	20.7	20.7	20.7	6.8	6.7	6.7	6.7	213.1	209.7	208.1	210.3
	t1	2	5.1	3.8	4.6	4.5	20.5	20.5	20.3	20.4	0.5	0.3	0.4	0.4	14.1	10.3	12.5	12.3
05/10/2012	t0	0	84.2	83.8	83.3	83.8	20.5	20.2	20.2	20.3	7.4	7.4	7.4	7.4	231.3	231.9	230.0	231.0
	t1	1	66.4	65.7	64.8	65.6	20.3	20.4	20.2	20.3	5.9	5.8	5.7	5.8	183.1	180.6	179.1	180.9
	t2	2	50.4	49.3	48	49.2	20.2	20.1	20.2	20.1	4.5	4.4	4.2	4.4	139.1	136.6	132.5	136.0
CHEB + 100 mg			Oxygène (% saturation)				Température (°C)				Oxygène (mg/L)				Oxygène (µmol/L)			
Date		heures	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.
02/10/2012	t0	0	61.7	60.5	60	60.7	19.5	19.5	19.4	19.5	5.5	5.4	5.4	5.5	172.8	169.7	168.4	170.3
	t1	4	0.9	1	1	1.0	19.5	19.5	19.6	19.5	0.1	0.1	0.1	0.1	2.5	2.5	2.5	2.5
04/10/2012	t0	0	75.7	74.2	73.1	74.3	20.8	20.7	20.7	20.7	6.6	6.5	6.4	6.5	206.9	203.1	200.0	203.3
	t1	2	4.3	3.1	1.9	3.1	20.2	20.2	20.2	20.2	0.4	0.3	0.2	0.3	11.9	8.4		10.2
05/10/2012	t0	0	82.2	82.1	81.3	81.9	20.2	20.2	20.2	20.2	7.3	7.3	7.2	7.2	227.2	226.9	224.7	226.3
	t1	1	64.5	64.2	63.9	64.2	20.2	20.1	20.0	20.1	5.7	5.7	5.7	5.7	178.4	177.8	177.2	177.8
	t2	2	47.4	46.9	46.2	46.8	20.1	20.1	20.1	20.1	4.2	4.2	4.1	4.2	131.3	130.0	127.8	129.7
CHEB + 500 mg			Oxygène (% saturation)				Température (°C)				Oxygène (mg/L)				Oxygène (µmol/L)			
Date		heures	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.
02/10/2012	t0	0	73	73.1	72.7	72.9	19.4	19.3	19.3	19.3	6.6	6.6	6.5	6.6	205.0	205.3	204.4	204.9
	t1	4	0.9	1.2	1	1.0	19.5	19.5	19.4	19.5	0.1	0.1	0.1	0.1	2.5	3.4	2.5	2.8
04/10/2012	t0	0	75.5	74.6	74.1	74.7	20.7	20.6	20.5	20.6	6.6	6.5	6.5	6.6	206.3	204.4	203.4	204.7
	t1	2	1.4	2.5	1.9	1.9	20.2	20.3	20.2	20.2	0.1	0.2	0.2	0.2		6.9	5.0	5.9
05/10/2012	t0	0	82.9	82	82.3	82.4	20.1	20.1	20.2	20.1	7.3	7.3	7.3	7.3	229.4	226.9	227.5	227.9
	t1	1	67.7	67.8	68	67.8	20.1	20.0	20.1	20.0	6.0	6.0	6.0	6.0	187.5	187.8	188.1	187.8
	t2	2	51.9	51.5	50.3	51.2	20.1	20.1	20.1	20.1	4.6	4.6	4.5	4.5	143.8	142.5		143.1

CHEB + 1g			Oxygène (% saturation)				Température (°C)				Oxygène (mg/L)				Oxygène (µmol/L)			
Date		heures	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.	Ech 1	Ech 2	Ech 3	Moy.
02/10/2012	**t0**	**0**	73.5	72.8	72.8	73.0	19.6	19.6	19.5	19.6	6.6	6.5	6.5	6.5	205.3	203.8	203.4	204.2
	t1	**4**	0.8	0.8	0.7	0.8	19.3	19.2	19.1	19.2	0.1	0.1	0.1	0.1	2.2	2.2	1.9	2.1
04/10/2012	**t0**	**0**	78.4	78	76.6	77.7	20.4	20.4	20.4	20.4	6.9	6.9	6.7	6.8	215.6	214.7	210.6	213.6
	t1	**2**	15.1	12.2	13.7	13.7	20.2	20.2	20.2	20.2	1.3	1.1	1.2	1.2	41.9		38.1	40.0
	t2	**4**	2.1	1.4	1.3	1.6	20.3	20.1	20.0	20.1	0.2	0.1	0.1	0.1		3.4	3.4	3.4
05/10/2012	**t0**	**0**	75.6	75.3	75.2	75.4	20.2	20.1	20.2	20.2	6.7	6.7	6.6	6.7	208.8	208.1	207.5	208.1
	t1	**1**	61.9	60.7	59.2	60.6	20.0	20.0	20.1	20.0	5.5	5.4	5.3	5.4	171.3	168.1	164.1	167.8
	t2	**2**	37.7	39.8	38.4	38.6	20.1	20.1	20.1	20.1	3.3	3.5	3.4	3.4	104.1		105.9	105.0
CHEB + 3g			**Oxygène (% saturation)**				**Température (°C)**				**Oxygène (mg/L)**				**Oxygène (µmol/L)**			
Date		heures	**Ech 1**	**Ech 2**	**Ech 3**	**Moy.**	**Ech 1**	**Ech 2**	**Ech 3**	**Moy.**	**Ech 1**	**Ech 2**	**Ech 3**	**Moy.**	**Ech 1**	**Ech 2**	**Ech 3**	**Moy.**
02/10/2012	**t0**	**0**	79.1	78.4	78.8	78.8	19.2	19.0	19.2	19.1	7.1	7.1	7.1	7.1	222.8	221.9	222.2	222.3
	t1	**4**	0.8	0.7	0.8	0.8	19.1	19.1	19.2	19.1	0.1	0.1	0.1	0.1	2.2	1.9	2.2	2.1
04/10/2012	**t0**	**0**	78.8	78.4	77.3	78.2	20.5	20.5	20.5	20.5	6.9	6.9	6.8	6.9	216.3	215.3	212.2	214.6
	t1	**2**	24.5	24.7	23.9	24.4	20.0	20.1	20.0	20.0	2.2	2.2	2.1	2.2	67.8	68.4	66.3	67.5
	t2	**4**	1.2	1.4	1.2	1.3	19.8	19.8	19.8	19.8	0.1	0.1	0.1	0.1	3.1	3.8	3.1	3.3
05/10/2012	**t0**	**0**	80.9	80.5	80.4	80.6	19.9	19.9	20.0	19.9	7.2	7.2	7.1	7.2	225.0	223.8	223.1	224.0
	t1	**1**	69.1	68.4	66.4	68.0	20.1	19.9	20.0	20.0	6.1	6.1	5.9	6.0	191.3	190.0		190.6
	t2	**2**	50.1	51.6	52	51.2	20.1	20.1	20.1	20.1	4.4	4.6	4.6	4.5		142.8	143.8	143.3

ANNEXE 7

Données mesurées lors des incubations du bouchon vaseux

Date	jours	MES (mg/L)	%COP	COP (mg/L)	COD (mg/L)	COT (mg/L)	N-NH4+ (mg/L)	N-NO2- (mg/L)	N-NO3-(mg/L)
21/03/12	0	838	1.8	15.1	3.9	18.9	0.1	0.0	1.8
23/03/12	2	728	1.9	13.8	3.6	17.4	0.0	0.0	2.8
26/03/12	5	863	1.8	15.5	4.0	19.5	0.0	0.0	2.0
05/04/12	15	896	3.3	29.2	3.3	32.4	0.3	0.0	2.1
20/04/12	30	950	1.8	16.9	2.4	19.3	0.0	0.0	2.3
Date	**jours**	**MES (mg/L)**	**%COP**	**COP (mg/L)**	**COD (mg/L)**	**COT (mg/L)**	**N-NH4+ (mg/L)**	**N-NO2- (mg/L)**	**N-NO3-(mg/L)**
27/03/12	0	838	1.7	14.4	4.1	18.6	0.0	0.0	1.8
29/03/12	2	786	1.8	14.4	4.5	18.9	0.0	0.0	1.8
01/04/12	5	881	1.9	16.4	2.1	18.4	0.0	0.0	2.0
04/04/12	8	724	2.3	16.7	2.4	19.0	0.0	0.0	2.1
11/04/12	15	791	2.3	18.0	1.9	19.9	0.0	0.0	2.0
26/04/12	30	664	3.0	19.8	2.9	22.7	0.0	0.0	2.5
Date	**jours**	**MES (mg/L)**	**%COP**	**COP (mg/L)**	**COD (mg/L)**	**COT (mg/L)**	**N-NH4+ (mg/L)**	**N-NO2- (mg/L)**	**N-NO3-(mg/L)**
08/08/12	0	1185	1.5	18.1	3.5	21.6	0.0	0.0	2.0
10/08/12	2	1111	1.5	16.1	3.7	19.8	0.1	0.0	1.9
13/08/12	5	1128	1.4	15.4	2.8	18.2	0.0	0.0	1.7
16/08/12	8	1147	1.4	16.4	3.3	19.7	0.0	0.0	2.0
23/08/12	15	1042	1.4	14.3	3.5	17.8	0.0	0.0	2.1
07/09/12	30	1221	1.7	20.2	2.7	22.9	0.0	0.0	2.6
Date	**jours**	**MES (mg/L)**	**%COP**	**COP (mg/L)**	**COD (mg/L)**	**COT (mg/L)**	**N-NH4+ (mg/L)**	**N-NO2- (mg/L)**	**N-NO3-(mg/L)**
11/09/12	0	1317	1.6	21.1	2.7	23.8	0.1	0.0	1.5
13/09/12	2	1044	1.9	19.5	3.1	22.6	0.0	0.0	3.2
17/09/12	6	837	2.3	19.4	2.7	22.2	0.1	0.0	1.7
20/09/12	9	779	2.2	17.1	2.6	19.8	0.0	0.0	2.4
26/09/12	15	651	2.2	14.1	2.8	16.9	0.0	0.0	2.3
11/10/12	30	1258	1.9	23.4	2.4	25.8	0.0	0.0	2.6

Données mesurées lors des incubations

Effluents bruts - bouchon vaseux

Date	jours	Ech.	MES	COP	COP	COD	COT	N-NH4+	N-NO2-	N-NO3-
			mg/L	%	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
27/03/12	0	EB	290.0	42.6	123.4	32.0	155.4	49.1	0.0	0.1
29/03/12	2		227.8	31.7	72.1	31.5	103.6	56.6	0.2	0.1
01/04/12	5		159.0	32.8	52.1	14.3	66.4	54.1	7.3	4.7
04/04/12	8		141.1	32.6	45.9	15.6	61.5	0.1	52.0	2.6
11/04/12	15		130.0	31.5	40.9	12.1	53.0	0.1	48.4	31.6
26/04/12	30		108.0	29.2	31.5	10.1	41.6	1.2	0.0	64.9
27/03/12	0	EB+BV 1g/L	992.0	9.9	81.2	29.1	110.3	36.7	0.1	0.0
29/03/12	2		910.0	7.1	47.5	21.9	69.4	55.0	0.3	0.1
01/04/12	5		886.0	6.1	37.0	12.4	49.4	45.7	11.5	0.2
04/04/12	8		868.0	6.2	36.5	12.1	48.7	0.3	50.7	1.7
11/04/12	15		940.0	5.1	30.6	11.1	41.6	0.4	39.9	29.1
26/04/12	30		910.0	5.2	30.1	9.4	39.5	0.2	0.0	53.6
27/03/12	0	EB+BV 3g/L	2503.3	6.4	108.8	28.8	137.6	30.3	0.0	0.1
29/03/12	2		2350.0	5.2	71.0	20.7	91.7	42.5	0.3	0.2
01/04/12	5		1881.0	5.0	43.6	11.3	54.9	23.1	24.1	3.5
04/04/12	8		2123.5	4.6	47.4	10.3	57.7	0.2	43.3	11.3
11/04/12	15		1705.9	4.6	28.2	10.1	38.3	0.4	0.1	56.8
26/04/12	30		1817.5	4.6	32.8	9.7	42.5	0.1	0.0	51.7
08/08/12	0	EB	195.7	38.3	75.0	21.4	96.4	45.5	0.0	0.1
10/08/12	2		120.0	32.5	39.0	15.8	54.8	46.1	0.4	0.7
13/08/12	5		150.0	25.3	37.9	14.4	52.3	43.5	5.4	8.4
16/08/12	8		119.8	27.8	33.2	13.2	46.4	0.1	49.1	73.0
23/08/12	15		119.1	24.5	29.1	13.1	42.2	0.0	30.2	66.6
07/09/12	30		67.1	28.2	19.0	8.7	27.6	0.0	0.0	56.0
08/08/12	0	EB+BV 1g/L	1035.0	11.1	99.4	18.9	118.3	42.8	0.0	0.0
10/08/12	2		851.7	9.2	63.1	17.4	80.5	40.1	0.0	0.0
13/08/12	5		946.0	7.3	54.4	14.0	68.4	39.8	0.6	0.8
16/08/12	8		911.4	6.8	47.4	12.9	60.2	21.9	13.7	19.0
23/08/12	15		820.0	6.0	34.4	12.3	46.7	0.0	29.3	52.5
07/09/12	30		841.4	5.5	31.1	7.9	39.0	0.0	0.0	49.1
08/08/12	0	EB+BV 3g/L	2763.3	4.0	66.6	20.0	86.6	51.2	0.0	0.1
10/08/12	2		2935.7	3.6	60.0	12.0	72.0	45.2	0.9	1.4
13/08/12	5		2891.2	3.0	42.9	12.9	55.8	23.7	31.3	43.9
16/08/12	8		3237.5	3.0	50.7	12.1	62.8	1.1	58.8	84.8
23/08/12	15		3083.3	2.5	33.3	11.5	44.8	0.0	0.3	59.7
07/09/12	30		2827.5	2.1	15.6	7.7	23.4	0.0	0.0	64.2
11/09/12	0	EB	477.2	43.8	208.9	26.6	235.5	35.2	0.0	0.1
13/09/12	2		241.5	37.9	91.7	28.3	119.9	47.0	0.1	0.3
17/09/12	6		175.5	37.5	65.7	19.1	84.8	33.2	0.1	3.4
20/09/12	9		143.4	37.8	54.2	15.7	69.9	4.8	35.0	3.4
26/09/12	15		122.5	31.8	39.0	12.4	51.4	0.0	41.6	7.7
11/10/12	30		124.0	34.2	42.4	9.7	52.1	0.0	0.0	53.7
11/09/12	0	EB+BV 1g/L	1125.8	26.8	285.4	30.1	315.6	45.1	0.0	0.0
13/09/12	2		731.3	24.9	165.8	26.5	192.3	36.7	0.0	0.1
17/09/12	6		463.0	20.1	76.9	20.6	97.5	39.1	0.0	0.5
20/09/12	9		516.0	16.0	66.4	17.1	83.5	34.6	17.8	8.4
26/09/12	15		373.8	15.5	41.8	13.6	55.4	0.0	41.4	5.6
11/10/12	30		514.9	12.4	48.0	8.2	56.2	0.0	0.0	64.3
11/09/12	0	EB+BV 3g/L	4145.5	8.7	313.1	30.5	343.6	44.0	0.0	0.1
13/09/12	2		2666.7	8.3	172.7	21.4	194.0	34.7	0.0	0.0
17/09/12	6		2554.7	6.0	105.5	15.7	121.3	41.6	0.0	0.5
20/09/12	9		2488.0	5.8	96.7	12.5	109.2	31.8	20.8	3.8
26/09/12	15		2526.0	5.4	88.3	10.0	98.3	0.0	26.6	35.9
11/10/12	30		2204.0	4.5	50.8	9.4	60.2	0.0	0.0	64.0

Données mesurées lors des incubations

Effluents traités - bouchon vaseux

Date	jours	Ech.	MES	COP	COP	COD	COT	N-NH4+	N-NO2-	N-NO3-
			mg/L	%	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
21/03/12	0	ET	25.0	39.9	10.0	15.6	25.5	60.9	1.2	8.6
23/03/12	2		18.2			18.0		59.1	4.2	9.2
26/03/12	5		20.0	37.5	7.5	16.2	23.7	13.3	34.8	21.2
05/04/12	15		14.7	29.1	4.3	12.7	16.9	0.2	9.6	14.5
20/04/12	30		12.0	24.4	2.9	10.9	13.8	0.5	0.0	58.8
21/03/12	0	ET+BV 1g/L	933.3	2.7	7.1	15.9	23.0	52.4	1.2	8.8
23/03/12	2		736.0	2.6	0.8	14.8	15.6	48.1	4.0	9.2
26/03/12	5		820.0	2.3	0.5	13.8	14.3	34.6	47.2	13.2
05/04/12	15		808.9	2.5	2.4	8.1	10.5	0.1	0.0	42.7
20/04/12	30		797.5	2.5	1.8	6.3	8.1	2.4	0.0	69.0
21/03/12	0	ET+BV 3g/L	2553.3	1.9	0.0	15.6	15.6	50.3	1.0	9.0
23/03/12	2		2588.3	2.1	0.1	17.2	17.3	51.9	3.9	8.9
26/03/12	5		2378.3	2.2	0.0	14.1	14.1	8.2	45.7	14.4
05/04/12	15		2890.0	1.9	1.9	8.3	10.1	0.2	0.0	98.3
20/04/12	30		2765.0	1.9	0.0	5.9	5.9	0.4	0.0	62.6
08/08/12	0	ET	15.7	37.3	5.9	11.8	17.7	20.5	1.2	12.8
10/08/12	2		15.6	20.2	3.2	12.6	15.7	11.2	6.2	20.8
13/08/12	5		33.7	11.2	3.8	9.3	13.1	0.0	12.4	30.7
16/08/12	8		17.5	18.6	3.3	9.0	12.2	0.0	0.0	28.2
23/08/12	15		26.9	6.5	1.7	8.4	10.1	0.0	0.0	32.1
07/09/12	30		5.3	27.2	1.4	6.4	7.8	0.0	0.0	37.9
08/08/12	0	ET+BV 1g/L	1060.0	1.8	4.1	9.6	13.6	20.3	1.2	13.0
10/08/12	2		526.0	2.4	0.0	9.2	9.2	9.3	7.7	24.2
13/08/12	5		553.5	2.2	0.0	7.5	7.5	0.0	11.6	35.8
16/08/12	8		703.8	1.7	0.0	6.4	6.4	0.0	0.0	30.8
23/08/12	15		841.2	1.5	0.0	6.7	6.7	0.0	0.0	33.4
07/09/12	30		1157.8	1.8	6.1	4.5	10.7	0.0	0.0	36.1
08/08/12	0	ET+BV 3g/L	3573.3	1.4	4.4	8.6	13.0	20.2	1.2	15.1
10/08/12	2		3005.6	1.5	1.1	7.5	8.6	10.5	7.6	22.8
13/08/12	5		4220.0	1.4	16.0	6.9	22.9	0.0	10.4	35.7
16/08/12	8		3550.0	1.4	6.2	6.1	12.3	0.0	0.0	27.8
23/08/12	15		3336.7	1.3	0.0	7.0	7.0	0.0	0.0	34.8
07/09/12	30		3267.5	1.3	0.0	4.9	4.9	0.0	0.0	35.9
11/09/12	0	ET	28.0	39.3	11.0	12.8	23.8	31.7	1.7	1.4
13/09/12	2		33.0	40.4	13.3	12.9	26.2	27.8	24.8	0.0
17/09/12	6		24.0	40.6	9.7	10.7	20.4	0.1	40.1	nd
20/09/12	9		20.2	40.1	8.1	10.2	18.3	0.3	3.9	48.5
26/09/12	15		13.0	35.6	4.6	9.3	13.9	0.0	0.0	62.8
11/10/12	30		10.8	30.6	3.3	8.4	11.6	0.0	0.0	71.3
11/09/12	0	ET+BV 1g/L	863.3	3.0	9.7	12.7	22.4	37.9	2.0	0.9
13/09/12	2		781.3	3.4	10.7	11.0	21.7	23.0	25.0	0.0
17/09/12	6		820.0	3.2	10.3	9.6	19.9	0.1	36.2	29.1
20/09/12	9		804.9	3.0	8.0	8.1	16.1	0.2	0.1	53.4
26/09/12	15		785.3	2.8	6.1	7.6	13.6	0.0	0.0	66.8
11/10/12	30		914.4	2.6	8.2	5.8	14.0	0.0	0.0	68.7
11/09/12	0	ET+BV 3g/L	2965.2	1.9	8.3	12.5	20.8	51.2	1.9	1.3
13/09/12	2		2566.7	2.1	4.8	10.6	15.4	20.2	26.8	0.0
17/09/12	6		2686.7	2.2	10.5	8.6	19.2	0.1	30.8	13.7
20/09/12	9		2558.3	2.0	3.1	8.4	11.5	0.2	0.0	55.6
26/09/12	15		2496.7	2.0	2.6	6.8	9.4	0.0	0.0	67.0
11/10/12	30		2501.9	2.0	2.5	4.8	7.2	0.0	0.0	64.3

ANNEXE 8

IMPACT DU REJET D'EFFLUENTS BRUTS SUR LE MILIEU NATUREL : ARRET DE LA STATION D'EPURATION DE LOUIS FARGUE

Juillet 2011

		Date :	Date :	Date :
Rédaction :	Aurélie Lanoux	04/11/11	07/11/11	09/11/11
Correction :	Henri Etcheber	05/11/11		
	Sandrine Pelloux			
	Alexandre Ventura			08/11/11

SOMMAIRE

1.Arrêt de la station de Louis Fargue ..... - 41 -

a. Stratégie d'échantillonnage ..... - 41 -

b. Conditions hydrologiques ..... - 42 -

2.Résultats ..... - 43 -

a. Matières en suspension ..... - 43 -

b. Carbone Organique Particulaire (COP) ..... - 44 -

c. Carbone Organique Dissous (COD) ..... - 47 -

d. Ammonium (NH_4^+) ..... - 47 -

e. Nitrites (NO_2^-) et nitrates (NO_3^-) ..... - 51 -

f. Phosphates (PO_4^{3-}) ..... - 53 -

3.Discussion ..... - 55 -

a. Matériel particulaire ..... - 55 -

b. Matériel dissous ..... - 56 -

1. Marqueurs potentiels préférentiels ..... - 56 -
2. Autres paramètres ..... - 57 -

c. Impact sur le taux d'oxygène ..... - 58 -

1. Arrêt de la station de Louis Fargue

En vue d'une remise aux normes de la filière de traitement de l'eau, la station d'épuration (STEP) de Louis Fargue a été contrainte d'arrêter le traitement des eaux usées durant une deuxième phase de travaux de raccordement de l'ancienne station à la nouvelle. Ces travaux ont été réalisés du 04 (7h TU) au 07 juillet 2011 (8h TU). Durant cette période, il est estimé à près de 110 030 m^3 d'eaux brutes déversées dans la Garonne via les 5 points de rejets, situés rive gauche, présentés ci-dessous.

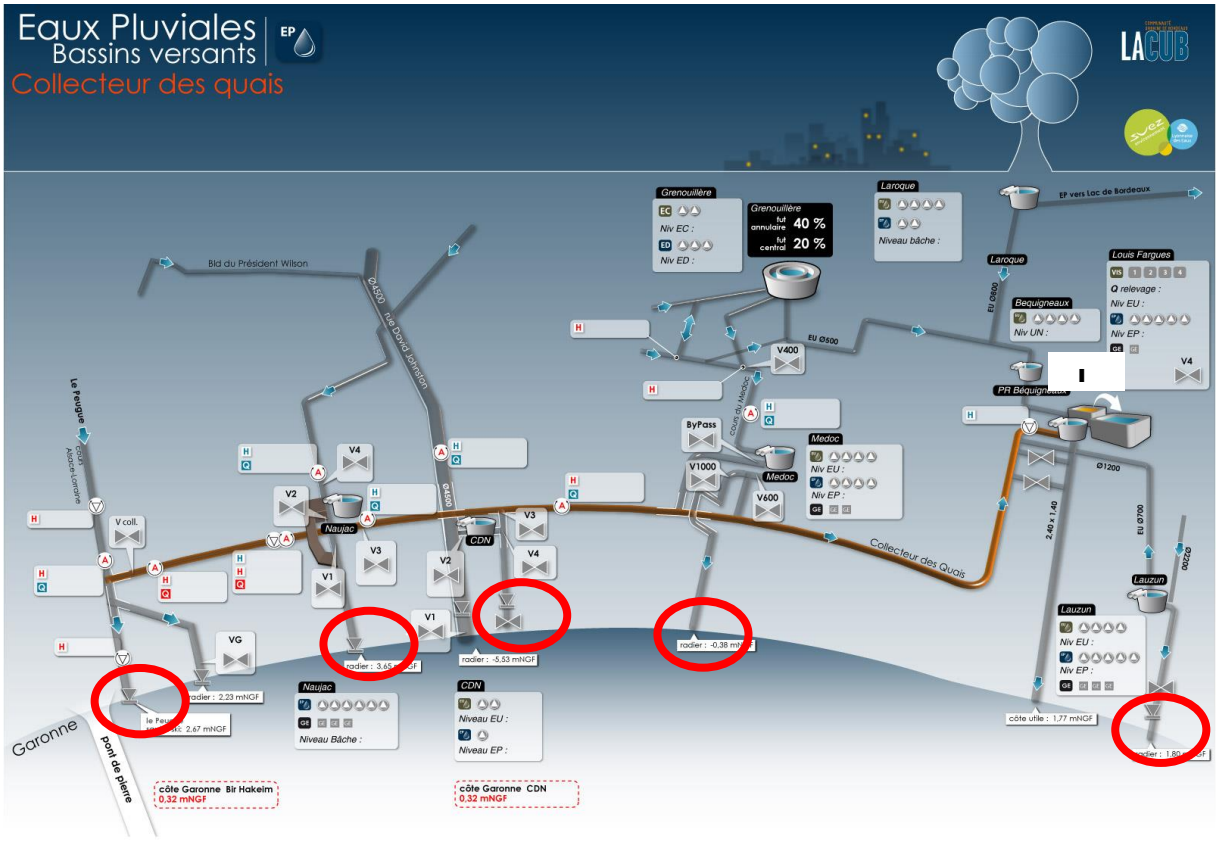


Figure 4 : Points de rejets lors des travaux de raccordement de la STEP de LF

a. Stratégie d'échantillonnage

Afin de voir si de tels rejets ont eu un impact ou non sur le milieu naturel, des prélèvements d'eaux ont été effectués sur un transect de la Garonne, situé au niveau du Grand Port Maritime de Bordeaux. Quatre missions ont été réalisées :

- Une mission le **29 juin 2011**, avant l'arrêt de la STEP : condition normale de rejets
- Deux missions les **05 et 06 juillet 2011**, durant l'arrêt de la STEP : impact des rejets
- Une mission le **19 juillet 2011**, après l'arrêt de la STEP : condition normale de rejets

Durant ces trois missions, les prélèvements ont été faits à l'aide d'une bouteille Niskin :

- à 1m de la surface (S) et à 1m du fond (F),

- en rive gauche (RG), rive droite (RD) et au milieu (M) de la Garonne,
- en basse mer (BM), pleine mer (PM), mi-flot (MF, marée montante) et mi-jusant (MJ, marée descendante).

b. Conditions hydrologiques

Les débits correspondants aux trois missions ont été fournis par le Grand Port Maritime de Bordeaux. Les caractéristiques hydrologiques sont présentées dans le tableau ci-dessous :

Tableau 1 : Caractéristiques hydrologiques des journées de prélèvements.

	29 juin	**05 juillet**	**06 juillet**	**19 juillet**
Débit moyen journalier	97 m^3/s	88 m^3/s	84 m^3/s	192 m^3/s
Coefficient de marée	60 – 65	88 – 86	84 – 81	80 – 77

Aucune précipitation n'a été enregistrée durant les 29 juin, 05 et 06 juillet. Il est tombé 7 mm de pluie le 19 juillet. Le débit moyen du mois de juillet est de 175 m^3/s. Les rejets ont été faits dans de bonnes conditions hydrologiques.

Figure 5 : Vue aérienne du site d'étude avec le transect réalisé (trait jaune) et les 5 points de rejets (étoiles).

2. Résultats

Durant ces campagnes d'échantillonnage, les différents paramètres étudiés sont les suivants :

- paramètres physico-chimiques : **température**, **salinité**, **conductivité**,
- les matières en suspension (**MES**), le carbone organique particulaire (**COP**) et dissous (**COD**),
- les sels nutritifs : ammonium ($\mathbf{NH_4^+}$), nitrites ($\mathbf{NO_2^-}$), nitrates ($\mathbf{NO_3^-}$), phosphates ($\mathbf{PO_4^{3-}}$).

Parmi ces paramètres, l'ammonium et la charge organique dissoute (COD) sont ceux qui caractérisent le plus les rejets anthropiques. De plus, il faut préciser que la dégradation de l'ammonium par les bactéries aérobies nécessite plus d'oxygène que pour la dégradation du COD.

Afin de voir un éventuel impact de tels rejets dans le milieu naturel, on présentera les différents paramètres étudiés sous forme d'histogrammes. Il y aura ainsi un graphe pour chaque moment de la marée, en distinguant les prélèvements de surface et de fond. Chaque paramètre sera discuté séparément. Suite à un problème technique, il n'y a pas eu de prélèvements réalisés le 29 juin pendant la pleine mer.

L'interprétation des résultats reste délicate étant donné que les prélèvements sont réalisés de façon ponctuelle sur l'ensemble de la masse d'eau transitant et qu'il n'y a pas de réplicats.

a. Matières en suspension

Les concentrations en MES ont été déterminées après la filtration d'un volume connu d'eau de la Garonne sur des filtres GF/F en fibre de verre de porosité nominale de 0,70 µm, préalablement brûlés à 500°C. Le poids en MES a été déduit en faisant la différence du poids du filtre avant et après la filtration, qui, ramené au volume filtré, nous donne la concentration en matières en suspension (MES) en g/l dans l'échantillon prélevé.

La valeur indiquée au dessus de chaque barre correspond au pourcentage en COP mesuré dans chaque échantillon.

Les plus faibles teneurs en MES sont enregistrées aux alentours des étales de basse mer (BM) et de pleine mer (PM) (globalement inférieures à 4 g/l). En effet, l'étale, qui se situe entre deux moments de marée à courantologie forte, est caractérisée par des courants faibles sinon nuls.

A l'inverse, les plus fortes teneurs en MES sont enregistrées au fond. On peut mesurer jusqu'à 50 g/l de MES au centre de la Garonne. Ces teneurs sont largement plus importantes que lors de la mission réalisée au mois d'Avril, témoin que le bouchon vaseux est bien présent au niveau de Bordeaux à ce moment de l'année. La distribution verticale est moins ressentie en raison de courants plus faibles.

En surface, on n'observe aucune hausse anormale des teneurs en MES durant les dates pendant lesquelles ont eu lieu les rejets de temps sec liés aux travaux. Les augmentations qui sont enregistrées durant les 05 et 06 juillet, au fond de la Garonne, ne sont pas liées à ces rejets de temps sec. En effet, le pourcentage en COP ne présente pas de variation particulière. Celles-ci sont donc dues à des coefficients de marée plus élevés durant ces journées (05, 06 et 19 juillet).

b. Carbone Organique Particulaire (COP)

Le COP a été déterminé à partir du même filtre utilisé pour les MES. Ce dernier a été mesuré à l'aide d'un analyseur à carbone LECO CS 125. Le résultat est exprimé en pourcentage de matière sèche, qui, ramené à la concentration en MES (mg/l), nous donne la teneur en COP (mg/l) présent dans l'échantillon.
Il existe une relation quasi linéaire entre le pourcentage en COP et les MES (mg/l). Par conséquent, les teneurs en COP (mg/l) présentent les mêmes variations que les teneurs en MES discutées précédemment. Seuls les pourcentages obtenus pour l'ensemble des échantillons sont présentés dans le tableau ci-dessous :

Tableau 2 : Pourcentages en COP mesurés sur l'ensemble des échantillons.

	Minimum	Maximum	**Moyenne**
29 juin 2011	1.2%	1.7%	**1.4%**
05 juillet 2011	1.2%	1.7%	**1.5%**
06 juillet 2011	1.4%	1.6%	**1.5%**
19 juillet 2011	1.2%	1.6%	**1.4%**

Des études menées sur les effluents de la STEP de Louis Fargue indiquent que le COP en pourcentage de matière sèche, est constant avec une moyenne de 40% environ. Lors de cette étude, c'est en période de basse mer que les particules sont les plus riches en carbone organique, avec des pourcentages de l'ordre de 1.6%. Les moyennes calculées sur l'ensemble de chacunes des journées de prélèvements sont comprises dans la gamme de concentration du pourcentage en COP rencontré dans la littérature, compris entre 1.2 et 1.5% dans la Garonne. Ceci témoigne qu'il n'y a pas eu d'impact majeur suite aux rejets directs.

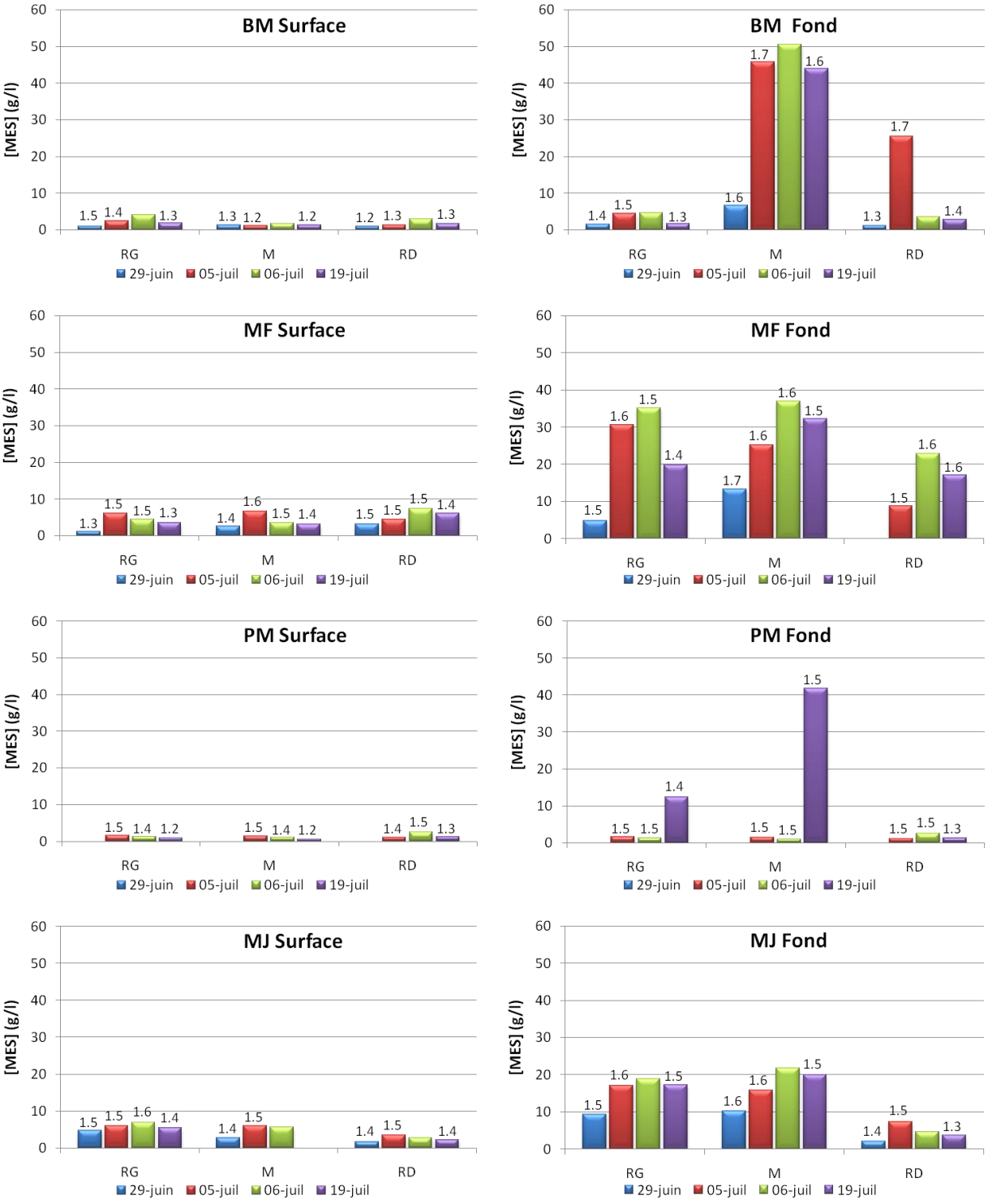


Figure 6 : Evolution des teneurs en MES (mg/l) aux différents moments de la marée, en surface et au fond, et pourcentage en COP associé (valeur indiquée au-dessus des barres).

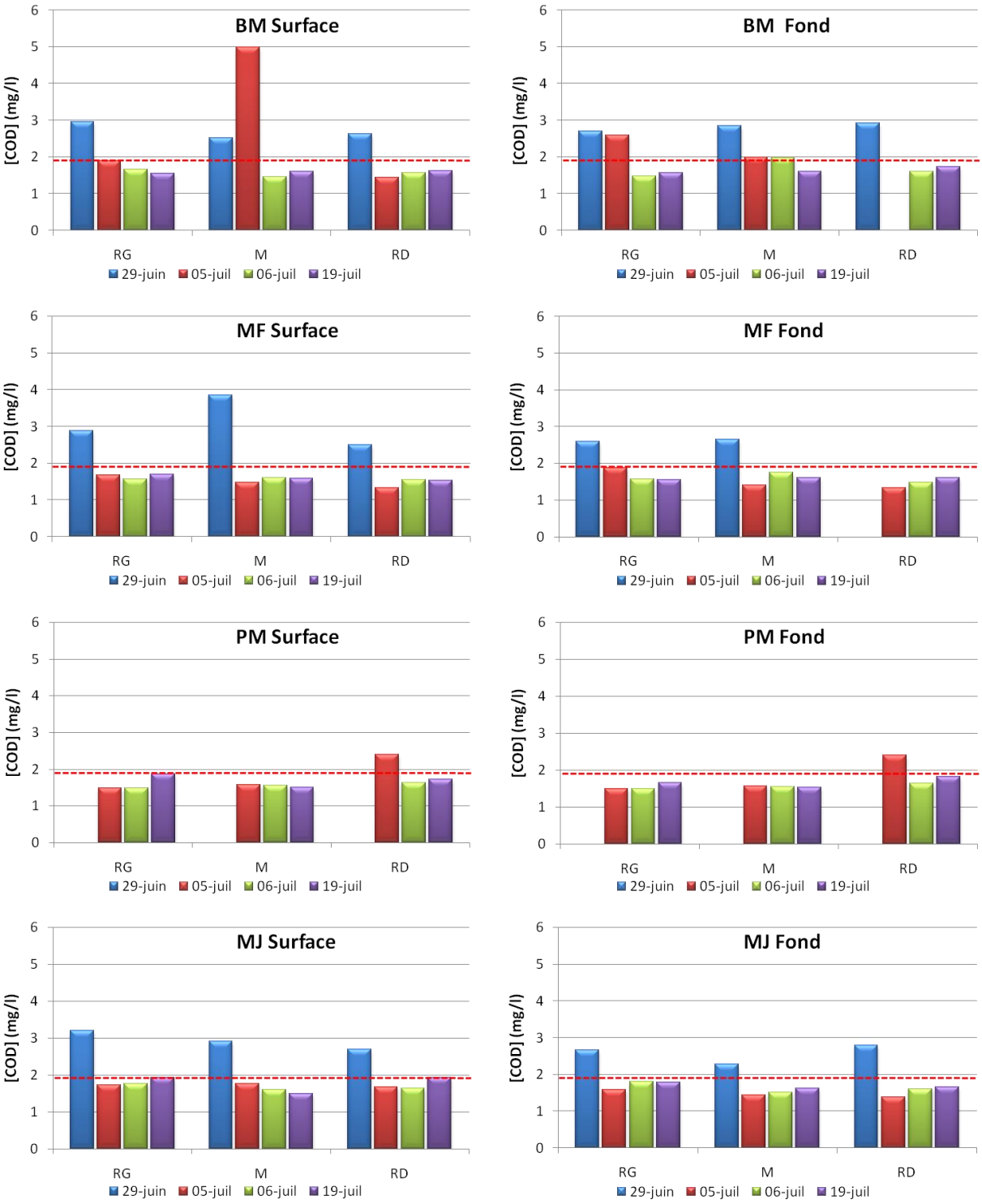


Figure 7 : Evolution des teneurs en COD (mg/l) aux différents moments de la marée, en surface et au fond.

c. Carbone Organique Dissous (COD)

L'échantillon est filtré sur un filtre en fibre de verre GF/F de porosité nominale de 0,70 µm, préalablement brûlé à 500°C. Il est traité à l'acide pour stopper toute activité bactérienne avant d'être analysé à l'aide d'un analyseur de carbone organique total de type TOC 5000 Shimadzu. Les résultats sont exprimés en mg/l.
Les variations du COD sont présentées en Figure 7. Le trait en pointillé rouge correspond à la concentration moyenne annuelle en COD (mg/l) dans la Garonne, qui selon la littérature est d'environ 1.8 mg/l. Des études de COD réalisées sur les effluents de la STEP de Louis Fargue présentent des teneurs comprises entre 10 et 50 mg/l, soit 30 mg/l en moyenne pour les eaux brutes, soit près de 15 fois plus que ce qui est présent dans le milieu naturel.
Les teneurs en COD mesurées le 29 juin sont toutes légèrement supérieures à la concentration moyenne dans la Garonne. Comparé aux autres journées où les teneurs sont proches voire inférieures à ce qui est mesuré dans le milieu naturel. Cette différence est due aux coefficients de marée.

En effet, le 29 juin, les coefficients de marée sont faibles. Nous sommes en période de mortes eaux (coefficients <70), induisant une faible oscillation des masses d'eau et donc, avec un apport constant d'effluents traités, cela tend à une accumulation de ce matériel au niveau de Bordeaux. Pour les autres journées, les teneurs mesurées sont plus faibles en raison de coefficients de marée plus élevés (période de vives eaux), ce qui engendre un balancement des masses d'eau plus important. L'effet de dilution est donc plus prononcé. Bien que les coefficients de marée soient élevés, il y a près de 3 fois moins d'effluents bruts rejetés durant cette 2ème phase de raccordement (110 030 m^3) que lors de la 1ère phase (332 000 m^3). Le pic de COD mesuré le 05 juillet à basse mer peut être considéré comme valeur atypique (aucun réplicat).
On ne remarque donc aucun impact significatif des rejets directs à travers le paramètre du COD durant cette 2ème phase de raccordement.

d. Ammonium (NH_4^+)

L'échantillon d'eau est passé au travers d'un filtre dont le seuil de rétention est de 0,2 µm avant d'être conservé à -20°C. L'analyse est faite par colorométrie à l'aide d'un spectrophotomètre qui détermine l'absorbance de l'échantillon. La concentration en µmol/l est déduite à partir d'un gamme d'étalons préalablement réalisée.
Le trait en pointillé rouge correspond à la teneur moyenne annuelle en ammonium dans la Garonne, qui selon la littérature, est d'environ 2.5 µmol/l (Figure 8). Comme lors de la 1ère phase de raccordement, les plus faibles concentrations sont enregistrées en période de mi-flot et de pleine mer, avec des teneurs inférieures à 2,5 µmol/l voire même quasi nulles. Ces teneurs

sont beaucoup plus faibles que lors de la mission du mois d'Avril, cependant les volumes déversés sont 3 fois moins importants. Aucun impact des rejets d'effluents n'est constaté durant ces deux moments de la marée. D'autant que des analyses réalisées sur des échantillons d'eaux brutes de la STEP de Louis Fargue ont permis d'estimer des teneurs comprises entre 620 et 3500 µmol/l (2000 µmol/l en moyenne), soit près de 800 fois la teneur naturelle rencontrée en Garonne.

Comme lors de la mission réalisée en Avril, c'est durant la basse mer et le mi-jusant que l'on enregistre les plus fortes concentrations en ammonium, et plus particulièrement en rive gauche de la Garonne. Le maximum d'ammonium est enregistré le 29 juin, journée où les coefficients de marée sont les plus faibles et où l'oscillation des masses d'eau est la plus faible (accumulation des rejets en condition normale au niveau de Bordeaux). C'est durant la phase des rejets directs, 05 et 06 juillet, que les teneurs en ammonium sont les plus faibles. Comme pour le COD, ceci est dû aux coefficients de marée qui sont plus élevés, ce qui amplifie l'effet de dilution.

Cette observation permet donc de voir que l'ammonium est un bon traceur des rejets anthropiques, que l'on retrouve essentiellement en rive gauche, là où les points de rejets sont les plus nombreux. Le fait que les fortes teneurs soient observées principalement en rive gauche indique d'une part, que l'homogénéisation n'est pas toujours parfaite sur la largeur de la Garonne, et d'autre part, que le courant semble « plaquer » les rejets anthropiques le long de la rive gauche.

Comme on a pu le constater avec les paramètres étudiés précédemment, bien que les débits soient très faibles durant cette période de l'année, l'effet de dilution de ces rejets directs est important en raison des forts coefficients de marée.

Les pics du 29 juin et 19 juillet précédant et suivant l'arrêt de la STEP de Louis Fargue montrent que, en fonctionnement normal, les rejets en ammonium du bassin de collecte de la STEP Louis Fargue sont concentrés au niveau du point de rejet de la STEP, alors que lors des travaux, ils ont été dilués sur les différents points de rejet du réseau en amont. En effet, la STEP de Louis Fargue ne traitant pas l'ammonium, ces concentrations sont d'autant plus visible sur les résultats des prélèvements effectués en rive gauche à proximité du rejet.

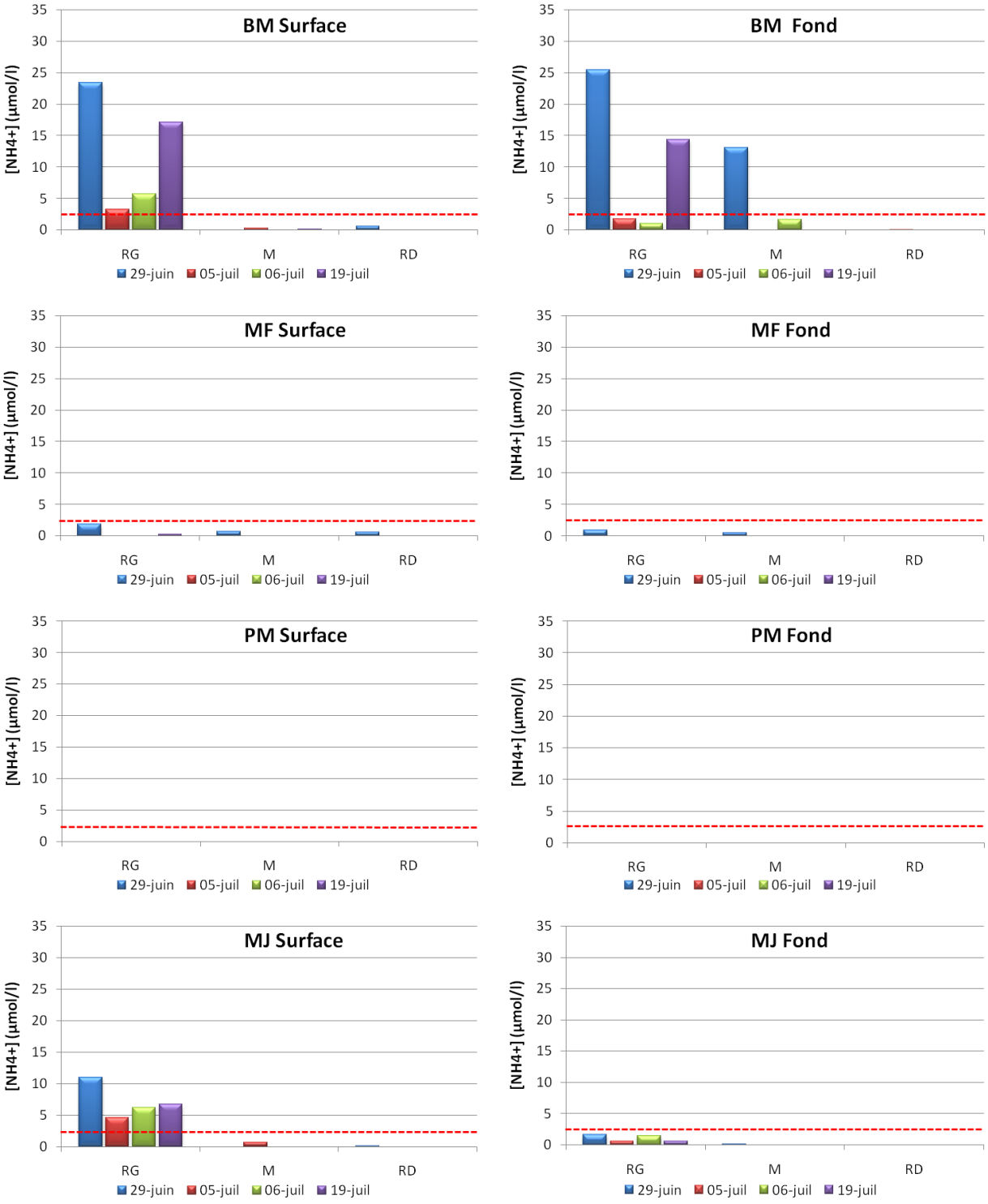


Figure 8 : Evolution des teneurs en NH_4^+ (µmol/l) aux différents moments de la marée, en surface et au fond.

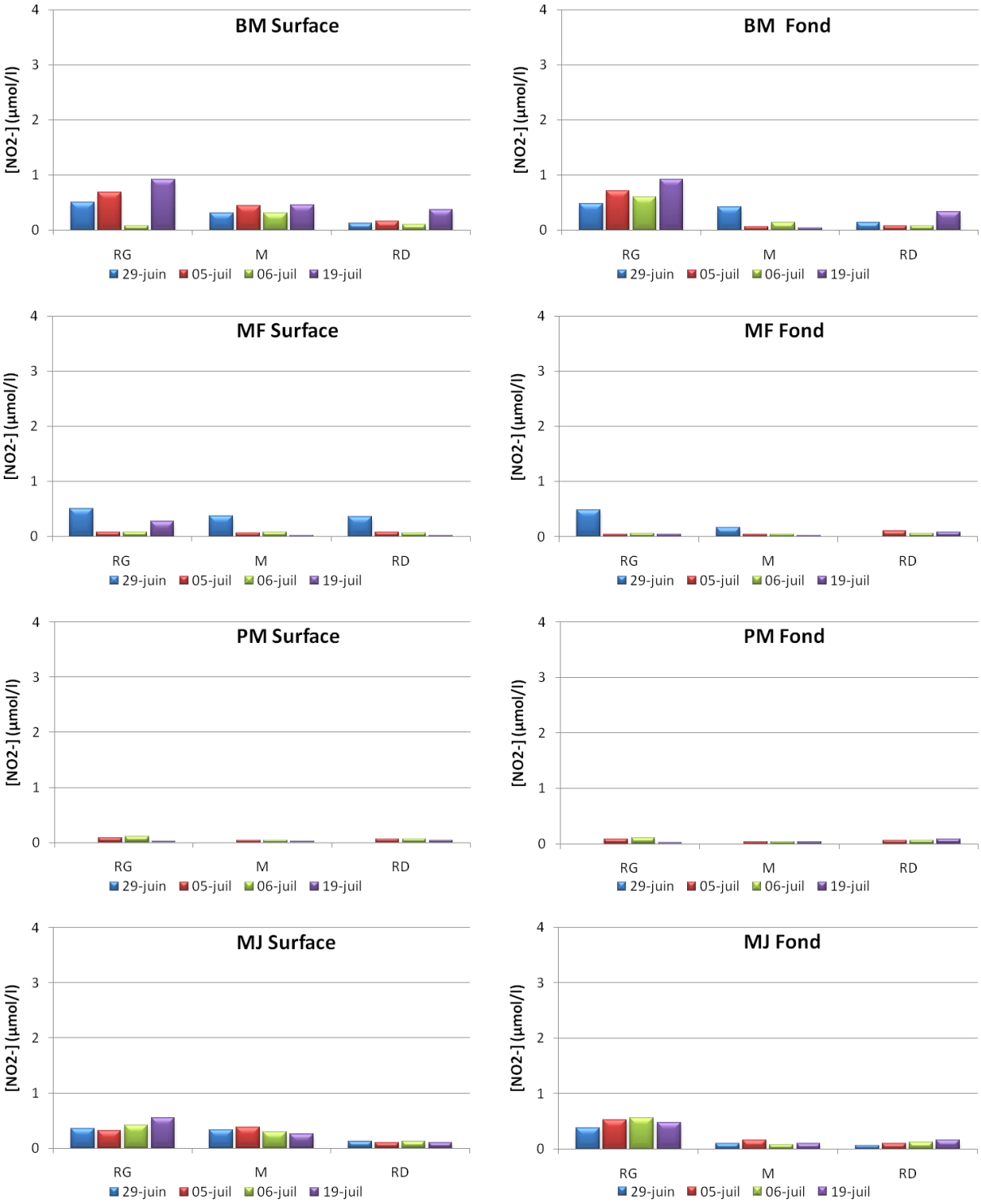


Figure 9 : Evolution des teneurs en NO_2^- (µmol/l) aux différents moments de la marée, en surface et au fond.

e. Nitrites (NO_2^-) et nitrates (NO_3^-)

L'échantillon est conditionné de la même façon que pour l'analyse de l'ammonium. Les analyses sont réalisées à l'aide d'un spectrophotomètre.
Concernant les nitrites (Figure 9), aucun impact lié aux rejets d'eaux brutes n'est constaté. Dans les eaux brutes de la STEP de Louis Fargue on mesure des teneurs proches de 0 µmol/l. Durant cette campagne, les teneurs mesurées sont également très faibles, toujours inférieures à 1 µmol/l, quel que soit l'échantillon analysé. Ces observations sont cohérentes avec le fait que dans la littérature, il y a très peu de nitrites présents dans la Garonne.

Le même constat est fait concernant les teneurs en nitrates (**Erreur ! Source du renvoi ntrouvable.**). Le trait en pointillé rouge indique la teneur moyenne annuelle mesurée en Garonne, qui d'après la littérature, est aux alentours de 130 µmol/l. Les analyses d'eaux brutes de la STEP de Louis Fargue indiquent des teneurs en nitrates quasi-nulles, inférieures à 0.5 µmol/l. Avec de telles concentrations et sachant que le volume déversé est largement inférieur à celui de la 1ère phase de raccordement, on peut dire que d'une part, les concentrations en nitrates mesurées sont légèrement plus faibles que celles mesurées durant la mission d'Avril, et d'autre part, le rejet d'eaux brutes n'a pas eu d'impact direct sur le milieu.

Les teneurs mesurées durant ces 4 jours de prélèvements sont, dans l'ensemble, proches de la teneur en nitrates présents naturellement en Garonne.

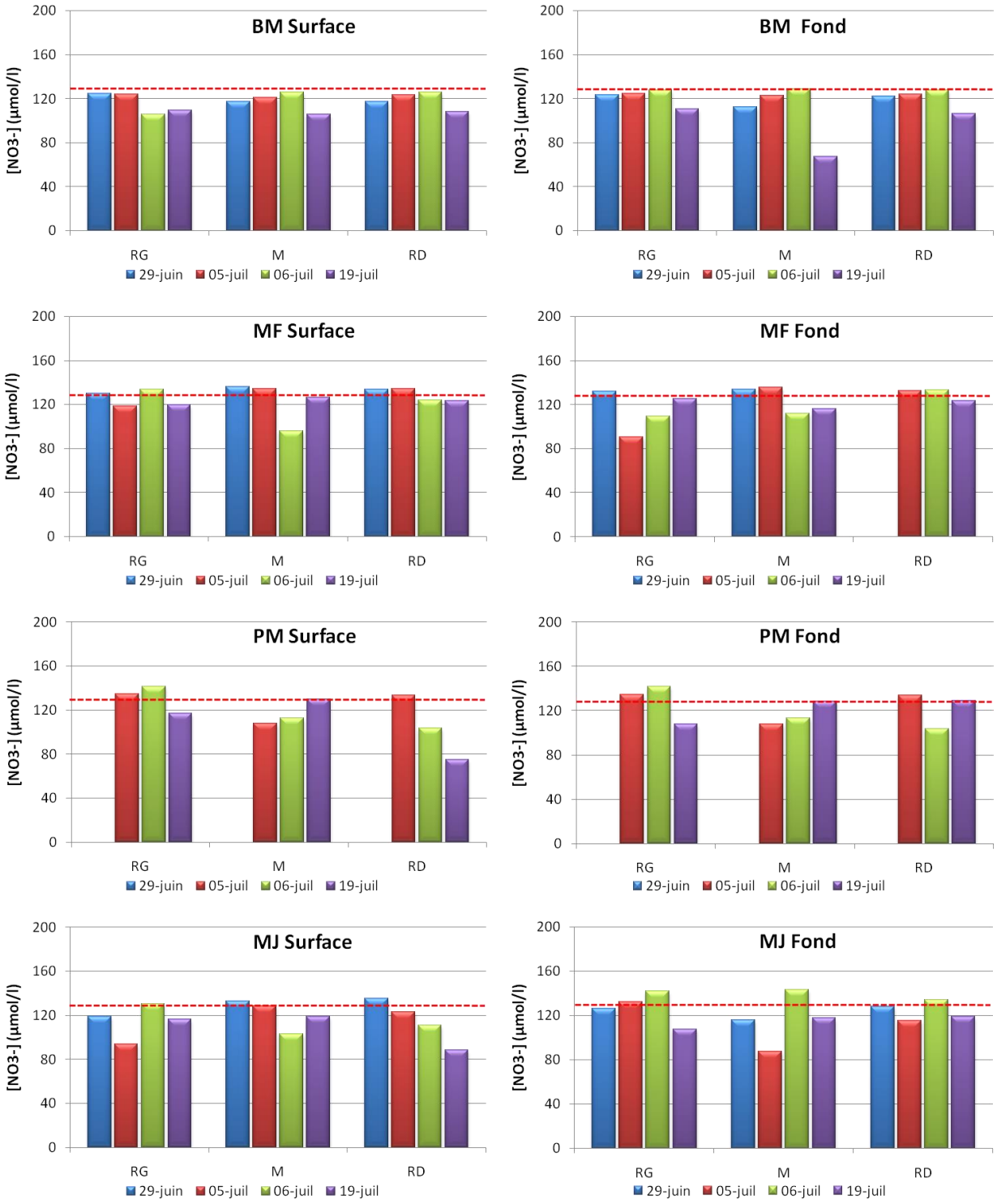


Figure 10 : Evolution des teneurs en NO_3^- (µmol/l) aux différents moments de la marée, en surface et au fond.

f. Phosphates (PO_4^{3-})

La filtration des échantillons d'eau est la même que pour l'analyse des sels nutritifs azotés. Seul le conditionnement diffère. Les échantillons sont acidifiés pour limiter les effets d'adsorption et pour une meilleure conservation. L'analyse des échantillons est la même que celle décrite pour l'analyse de l'ammonium.

Le trait en pointillé rouge indique la teneur moyenne annuelle mesurée en Garonne, qui est de 1.6 µmol/l d'après la littérature (Figure 11). Les analyses de phosphates dans les eaux brutes de la STEP de Louis Fargue révèlent des concentrations proches de 100 µmol/l, soit près de 60 fois la teneur naturelle.

Bien que les phosphates soient caractéristiques des rejets anthropiques et agricoles, aucun impact lié aux rejets d'eaux brutes n'est constaté via ce paramètre, quel que soit le moment de la marée, contrairement à l'ammonium. On n'enregistre pas forcément des teneurs plus élevées durant les journées de rejets directs.

Les concentrations en phosphates dépassent toutes la teneur moyenne annuelle mesurée en Garonne. On trouve des teneurs comprises entre 1.8 et 3.0 µmol/l sur l'ensemble des échantillons analysés lors de la mission de Juillet, contrairement à des teneurs comprises entre 0.7 et 1.8 µmol/l durant la mission d'Avril. Cette hausse générale n'est pas liée aux rejets directs, comme les autres paramètres mesurés peuvent le confirmer. Cependant, les teneurs mesurées en surface et au fond de la Garonne sont très similaires, témoin que la colonne d'eau est homogène.

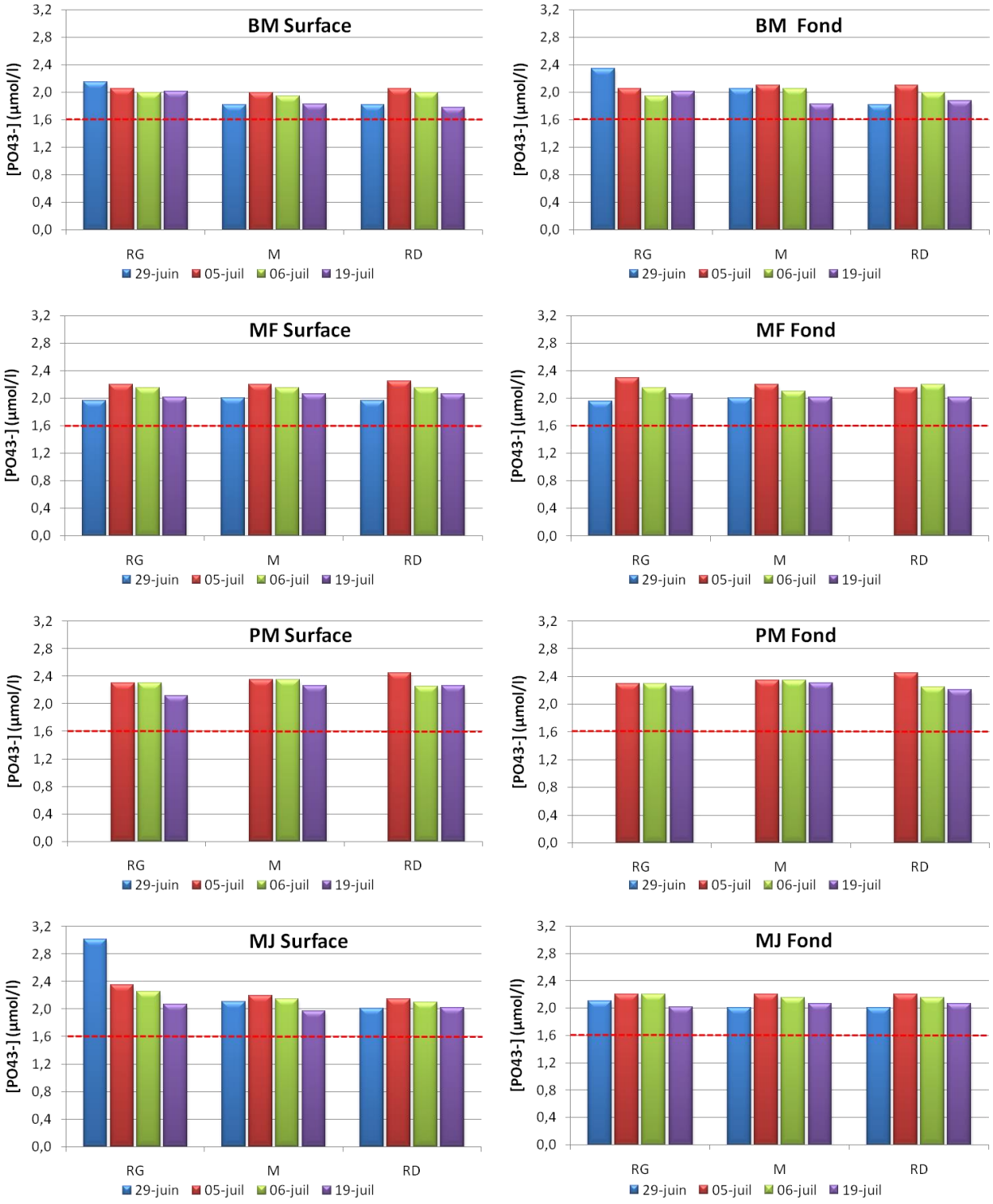


Figure 11 : Evolution des teneurs en PO_4^{3-} (µmol/l) aux différents moments de la marée, en surface et au fond.

3. Discussion

Le suivi de la qualité de l'eau avant, pendant et après des rejets d'eaux brutes dans la Garonne, suite à la deuxième phase de travaux de raccordements de la station d'épuration de Louis Fargue, a permis de voir si il y avait un réel impact de ces rejets exceptionnels sur le milieu naturel.

Bien que les débits aient été faibles ($< 200 m^3/s$), les conditions hydrologiques présentes lors des journées de rejets directs étaient favorables à la dilution de ces déversements, en raison de forts coefficients de marée (vives-eaux).

Compte tenu de ces conditions hydrologiques, de la quantité d'effluents rejetée et des études qualitatives d'eaux brutes de la station de Louis Fargue, il ressort que, globalement, l'impact est atténué par un important effet de dilution. En effet, **les eaux brutes de station d'épuration, bien que fortement chargées en matière organique particulaire et dissoute, mais également en nutriments, essentiellement ammonium et phosphates, n'impriment pas d'augmentation sensible de concentration pour ces paramètres, hormis l'ammonium en rive gauche, en période de jusant.**

Pour l'ensemble des paramètres étudiés, on remarque que globalement, les teneurs mesurées en surface et au fond sont proches, témoin de la bonne homogénéisation verticale de la colonne d'eau.

a. Matériel particulaire

Concernant le matériel particulaire, les MES ne semblent pas présenter de teneurs atypiques dans le milieu naturel suite aux rejets directs d'eaux brutes. Les concentrations en MES mesurées concordent avec ce qui est habituellement rencontré à ce moment de l'année. On enregistre de plus fortes teneurs par rapport à la mission d'Avril en raison de la présence marquée du bouchon vaseux au niveau de Bordeaux en période estivale, avec des teneurs respectives de 4 à 50 g/l en surface et au fond de la Garonne.

Le constat est le même pour le pourcentage en COP des échantillons qui n'est en rien caractéristique d'un rejet d'eau brute (environ 40%). S'il y avait apport notable d'effluents, le pourcentage en COP aurait augmenté considérablement. Les pourcentages mesurés sont compris entre 1.4 et 1.5% et situent donc dans la gamme rencontrée naturellement en Garonne (de 1.3 à 1.7%). Ces pourcentages sont plus faibles que ceux obtenus lors de la mission d'Avril, qui présentaient des valeurs proches de 2% de COP. Le matériel organique était probablement différent en ce moment de l'année, plus d'origine fluviale avec une contribution phytoplanctonique, tandis qu'en Juillet, en raison de faibles débits, l'apport de l'estuaire central domine et la présence du bouchon vaseux, avec un matériel peu labile, expliquerait cette baisse du pourcentage en COP.

En ce qui concerne la concentration en COP (en mg/l), elle présente les mêmes tendances que pour les concentrations en MES, du fait qu'il existe une relation quasi-linéaire entre ces deux paramètres. Ainsi, plus il y aura de MES dans le milieu, plus la concentration en COP sera élevée.
Bien que les débits soient faibles, l'effet de dilution du matériel particulaire est d'autant plus important que les coefficients de marée sont élevés, ce qui a vraisemblablement minimisé l'impact des rejets d'eaux brutes.

b. Matériel dissous

1. Marqueurs potentiels préférentiels

Ammonium

Une grande partie de l'ammonium dans les eaux de surface provient des eaux usées domestiques. On trouve environ 800 fois plus d'ammonium en moyenne dans les eaux brutes que dans le milieu naturel. Il n'y a pas de hausse marquée pour la teneur en ammonium durant les journées de rejets liés aux travaux, malgré la forte concentration de ce paramètre dans les eaux brutes rejetées. Cependant, comme durant la 1ère phase de raccordement, on observe les maximas de concentrations en rive gauche, pendant la basse-mer et le mi-jusant, moments de la marée où l'on a une influence des apports amont de la CUB (amont, par rapport à la localisation du transect étudié). Les concentrations mesurées durant cette 2ème phase de travaux sont plus faibles qu'en Avril, en raison d'un volume déversé 3 fois moins important et de forts coefficients de marée.
La concentration en ammonium mesurée en rive gauche domine par rapport aux autres endroits du transect. Cette tendance ne s'observant pas uniquement lors de tels rejets exceptionnels, on peut dire que l'ammonium est un marqueur préférentiel des rejets anthropiques de cette zone urbaine. De plus, il semblerait que le courant, même faible, « plaque » les effluents sur la rive gauche, provoquant une mauvaise homogénéisation sur la largeur du fleuve.

Carbone Organique Dissous

Comme pour l'ammonium, le carbone organique dissous est un paramètre qui caractérise relativement bien les effluents urbains de part sa grande labilité. Bien que les teneurs en COD mesurées dans les eaux brutes soient comprises entre 20 et 35 mg/l, soit près de 15 fois la teneur rencontrée habituellement dans le milieu naturel (1.8 mg/l), on le retrouve de manière nettement moins prononcée comparé à l'ammonium, qui a été nettement observé en rive gauche. Il n'y a aucune variation significative suivant l'endroit du prélèvement ou encore même le moment de la marée. Seule la journée du 29 juin, avant travaux, présente des teneurs plus élevées que pour les autres jours. Ceci est dû aux coefficients de marée, qui sont les plus faibles sur l'ensemble des journées d'analyses (< 70), engendrant un temps de résidence des masses

plus long autour de Bordeaux et donc probablement lié à une accumulation du matériel dissous dans des conditions normales de rejets.
Il n'y a aucune corrélation nette entre les paramètres les plus caractéristiques des STEP, comme les teneurs élevées en ammonium, en COD ou même en COP. Le COD marque moins bien l'impact des rejets comparé à l'ammonium, en raison : soit d'un effet de dilution, soit de teneurs initiales plus faibles que pour l'ammonium, soit parce qu'il est dégradé plus rapidement que l'ammonium.

2. Autres paramètres

Phosphates

Les composés phosphatés sont de bons traceurs anthropiques puisqu'ils proviennent de matières fécales, des détergents et des produits d'entretien, en plus des engrais transportés après ruissellement.
Lors de la première mission d'Avril, les teneurs en phosphates mesurées étaient faibles (1µmol/l) comparées à ce qui est mesuré dans les eaux brutes (100 µmol/l), soit près de 60 fois moins, et restaient inférieures à la teneur habituelle annuelle mesurée dans ce fleuve (1.6 µmol/l), témoin d'un effet de dilution prononcé dans des conditions hydrologiques favorables (forts débits et forts coefficients de marée).
Lors de la deuxième mission de Juillet, les teneurs mesurées étaient plus élevées. Cette hausse est liée à la présence du bouchon vaseux, mais aussi à la remontée d'eaux salines, nettement plus prononcée en Juillet qu'en Avril. En effet, au mois d'Avril, les concentrations en MES atteignent des maximums de 1.3 g/l en surface et de 2.5 g/l au fond, tandis que durant le mois de Juillet, les maximas sont de 7.4 g/l en surface et près de 50 g/l au fond. Parallèlement à ceci et d'après les données du réseau de mesure en continu MAGEST (Figure 12), la salinité mesurée au mois d'Avril est comprise entre 0.1 et 0.3‰, tandis qu'elle augmente pour atteindre en Juillet entre 0.1 et 3.3‰. Cette intrusion saline engendre des phénomènes de désorption du phosphore inorganique. Il y a en effet une compétitivité entre le phosphore et les anions présents dans l'eau de mer. Ces derniers remplacent le phosphore à la surface des particules en suspension induisant sa désorption et sa libération sous forme dissoute dans le milieu naturel.

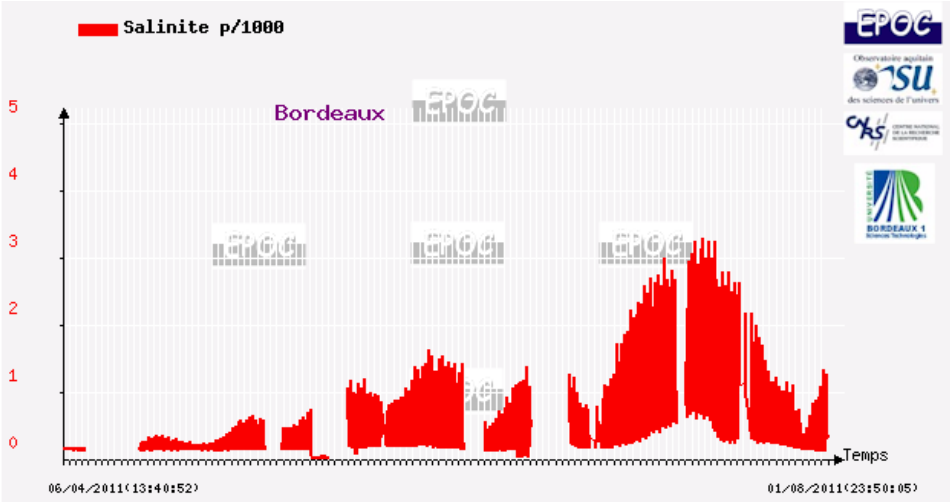


Figure 12 : Evolution de la salinité (‰) entre le 06 avril 2011 et le 01 août 2011 (sonde MAGEST de Bordeaux).

Nitrites – Nitrates

Les nitrites et les nitrates, paramètres présentant habituellement de très faibles concentrations dans l'effluent brut, ne sont pas à considérer comme des marqueurs majeurs des rejets anthropiques, contrairement à l'ammonium. En effet, ces derniers peuvent être le produit d'une transformation chimique de l'ammonium, plus connue sous le nom de « nitrification », réalisée en présence d'oxygène et de bactéries spécifiques : l'ammonium est d'abord oxydé en nitrites puis en nitrates. Si la nitrification est totale, le stock d'ammonium est entièrement transformé en nitrates. Lors de cette mission, on n'observe pas d'impact réellement lié aux rejets directs à travers les paramètres « nitrites-nitrates ». D'une part, les eaux usées sont très faiblement concentrées en nitrates (0.2 µmol/l en moyenne) et, d'autre part, ces derniers étant présents en plus grande quantité dans la Garonne que l'ammonium, il n'est pas évident d'observer l'effet de l'oxydation de l'ammonium, sauf si l'on se réfère à l'évolution des teneurs en oxygène dissous dans l'eau.

c. Impact sur le taux d'oxygène

Les bactéries, présentes naturellement dans le milieu naturel, vont consommer l'oxygène du milieu pour dégrader le COD et l'ammonium. La figure 10 présente l'évolution de la teneur en oxygène à Bordeaux et à Portets (point amont servant de référence), fournie par le réseau de surveillance en continu MAGEST, entre le 26 juin et le 25 juillet 2011. Les traits en pointillés rouges correspondent aux différentes journées d'échantillonnages lors de la 2ème phase de travaux.

Les teneurs mesurées lors de la 1ère phase de travaux (Avril 2011) sont globalement comprises entre **9 et 10 mg/l à Portets** (environ 90% du taux de saturation en oxygène) et entre **7 et 8 mg/l à Bordeaux** (environ 65% du taux de saturation).

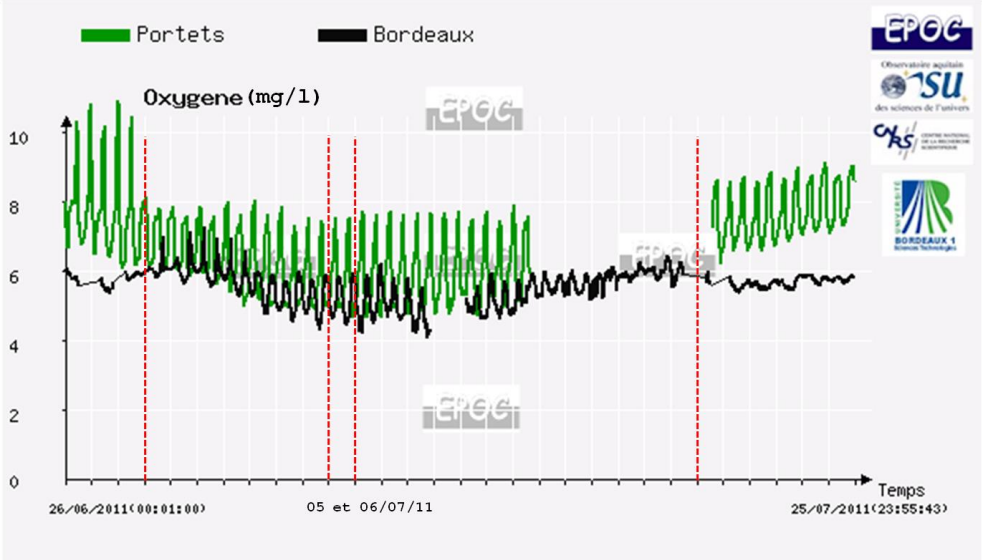


Figure 13 : Evolution et comparaison de la teneur en oxygène (mg/l) à Portets et à Bordeaux (sondes MAGEST).

Concernant la 2ème phase de travaux (Juillet 2011), les teneurs sont comprises entre **5 et 7,5 mg/l à Portets**, soit entre 60 et 90% du taux de saturation. Pour la station de **Bordeaux**, les teneurs en oxygène mesurées sont comprises entre **4 et 6 mg/l**, soit entre 50 et 70% du taux de saturation.

La baisse des teneurs en oxygène observée entre les deux missions de raccordements sont principalement expliquées par la hausse des températures, principal facteur responsable de la diminution de l'oxygène. Sur la figure 10, on remarque l'influence du cycle semi-diurne de la marée (deux marées basses et deux marées hautes par jour) sur l'évolution de la teneur en oxygène. Le décalage que l'on constate entre les pics d'oxygène à Bordeaux et à Portets est simplement dû au décalage de l'heure de marée. Cependant, on n'observe pas de baisse significative de la teneur en oxygène suite aux rejets directs.

L'impact sur l'oxygénation des eaux n'est pas considéré comme très préoccupant suite à ces rejets de temps sec liés aux travaux. Ceci est dû notamment aux forts coefficients de marée rencontrés durant ces journées de rejets, ce qui a minimisé l'impact sur le milieu naturel, grâce à un effet de dilution très important.

Dans le cadre d'une meilleure gestion, il apparaît clairement que le meilleur moment pour rejeter des effluents bruts dans le milieu naturel, soit, dans tous les cas :

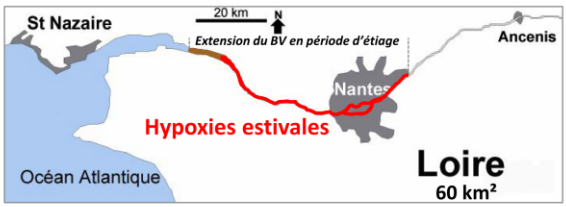
-en période de **jusant** (marée descendante),

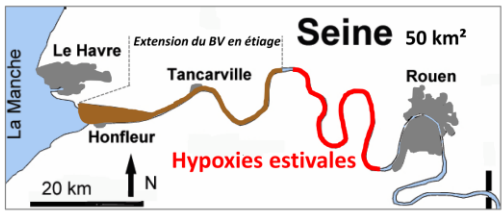
-pour limiter l'impact sur le milieu, il faudrait en plus du jusant, **des coefficients de marée élevés (supérieurs à 70)**.

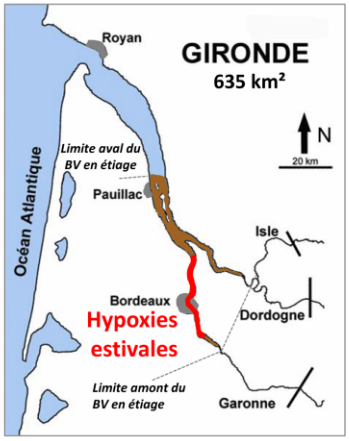
ANNEXE 9

Présentation de la soutenance de thèse (16 Juillet 2013)

Problématique





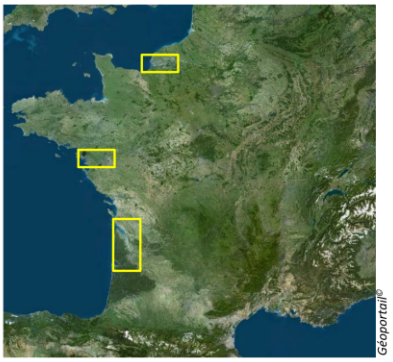


Typique macrotidal

Tous les poissons migrateurs

<u>Problèmes majeurs</u> :

- Sous-oxygénation locale *(Etcheber et al., 2011)*
- Contamination métallique *(Schäfer et al., 2002)*
- Micropolluants organiques *(Aminot et al., 2011)*



➡ Hypothèse source additionnelle locale de MO

Problématique

ETIAGE *(2010-2014)*

ETude Intégrée de l'effet des Apports amont et locaux sur le fonctionnement de la Garonne Estuarienne

Axe 1	Axe 2	Axe 3	Axe 4
M.O. OXYGENE	POLLUANTS EMERGENTS	APPORTS METALLIQUES	CORTEGE BIOLOGIQUE

4 thèses

Stratégies d'émissions des effluents (Axe 5)
Bon état écologique des eaux en 2015 (DCE)

Problématique

Axe 1
M.O.
OXYGENE

- Apports fluviaux de la Garonne amont étudiés
- Peu de connaissances sur la MO urbaine locale

➡ Estuaire fluvial et masses d'eaux autour de Bordeaux

PERIODE ESTIVALE

- Température des eaux
- Faibles débits fluviaux
- Présence du bouchon vaseux
- Emissions continues de rejets urbains

Baisse problématique de l'oxygène

➡ Transferts de fraction organique / inorganique vers le milieu naturel

➡ Processus physico-chimiques influençant l'oxygénation des eaux

Problématique

Rejets urbains
organiques / inorganiques

Potentiel de dégradation ?

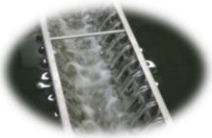
Rôle du BV ?

Apports amont → **O_2 dissous** ← **Facteurs forçants ?**

Présentation du plan

Estuaire de la Gironde

- Géomorphologie, hydrologie
- Caractéristiques physico-chimiques
- Facteurs forçants sur l'oxygène dissous



Effluents urbains

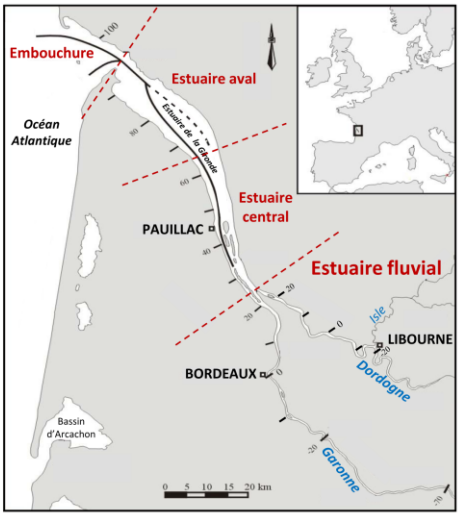
- Caractérisation des effluents
- Corrélation Lyonnaise des Eaux / EPOC
- Estimation des flux parvenant en Garonne

Réponse du milieu fluvio-estuarien

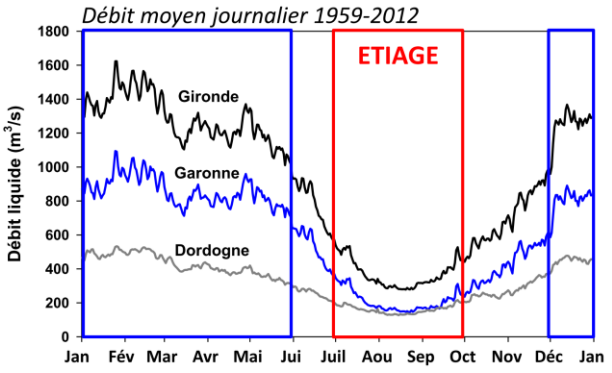
- Processus bactériens et physico-chimiques
- Expériences *in vitro* incubation / respiration

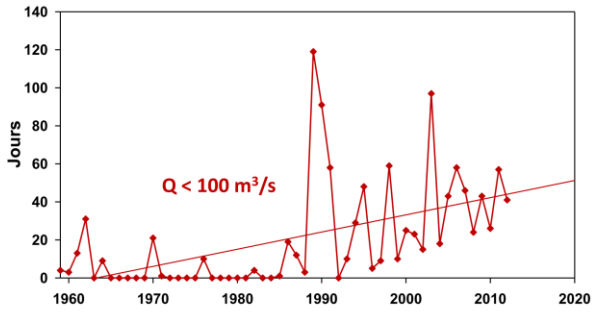
Conclusions & Perspectives

Géomorphologie & Hydrologie



Débit moyen journalier 1959-2012





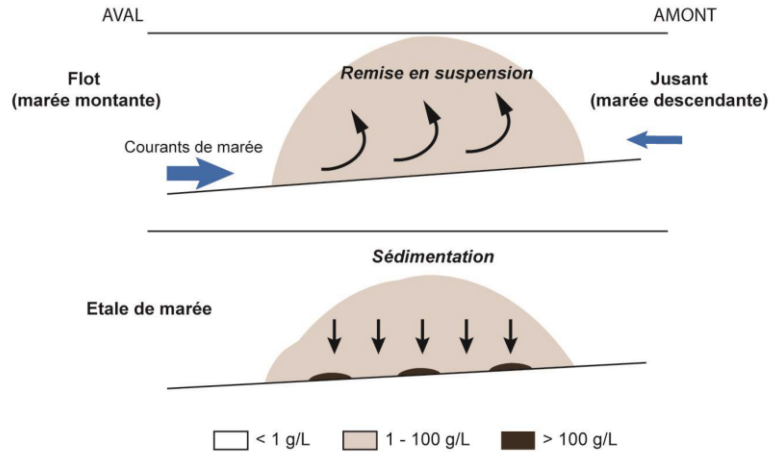
Débit moyen Garonne : 600 m³/s

Augmentation des jours du DOE

Le bouchon vaseux

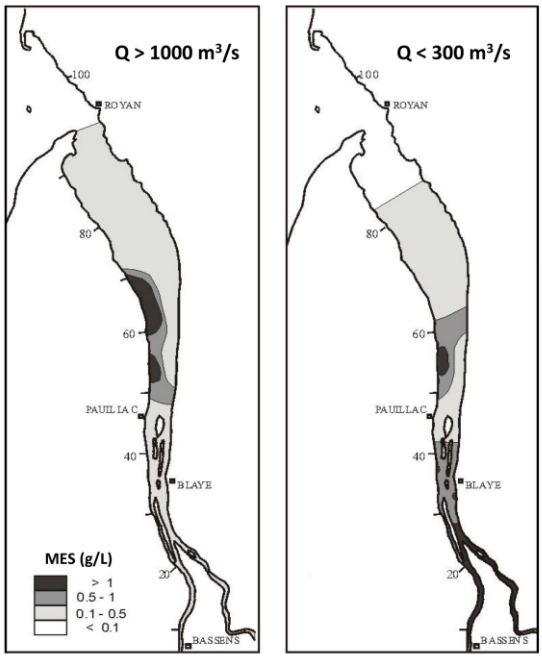
*« Le **bouchon vaseux** est une zone où les concentrations en sédiments en suspension peuvent être 10 à 100 fois supérieures à celles rencontrées dans les fleuves amont et l'estuaire aval »*
(Glangeaud, 1938)

Présence du BV dans l'estuaire de la Gironde → **[MES] > centaines de mg/L** *(Castaing, 1981)*



(Modifié de Abril, 1999)

Le bouchon vaseux



(Sottolichio & Castaing, 1999)

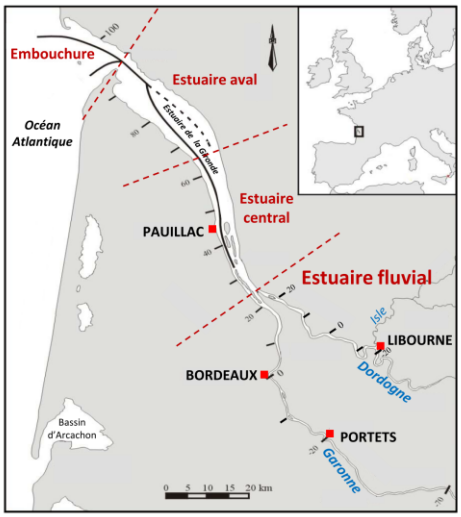
Diminution du débit

↓

Développement du BV

Limite amont dans la partie fluviale

Le réseau MAGEST



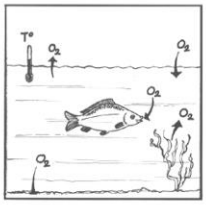
MAGEST *MArel Gironde ESTuary*

(Etcheber et al., 2011)

- ✓ **Haute résolution temporelle (Δt = 10 min.)**
- ✓ **Qualité physico-chimique des eaux (T, S, turbidité, O_2 dissous)**
- ✓ **Dynamique du BV**
- ✓ **Taux d'oxygénation des eaux (hypoxie)**

✓ **Vérifier l'impact sur le comportement des micropolluants et de la biota**

Le réseau MAGEST

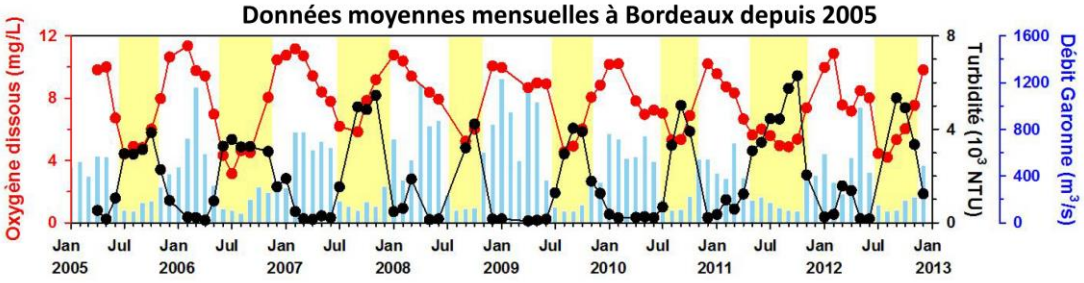


Oxygène dissous : paramètre pour la qualité des eaux

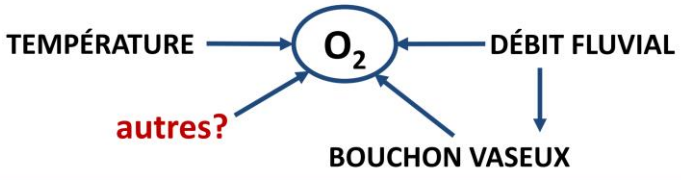
→ mg O_2 / litre d'eau (mg/L)

→ Taux de saturation (%)

Données moyennes mensuelles à Bordeaux depuis 2005

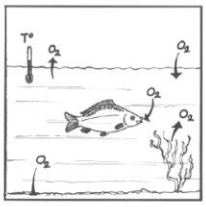


(Modifié de Lanoux et al., 2013)



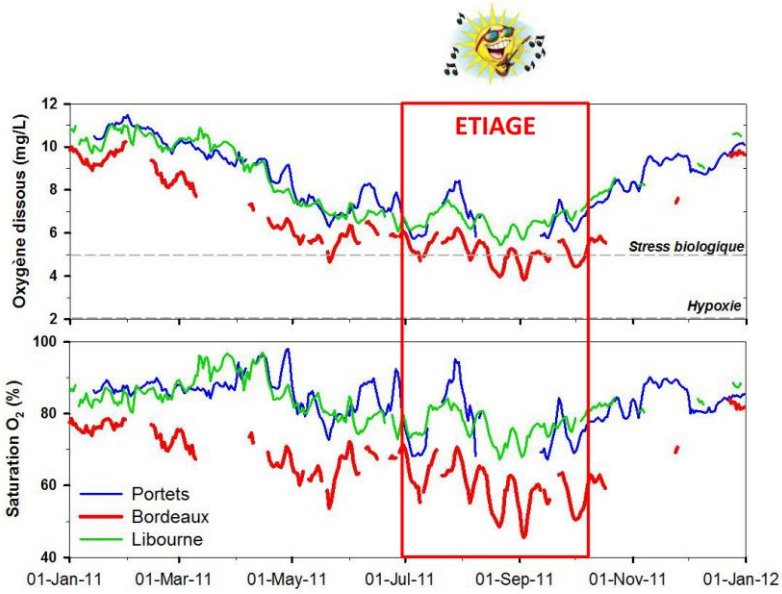
9999 NTU ≈ 12 g/L de MES

Le réseau MAGEST



Minima O_2

Bordeaux
(ETIAGE)

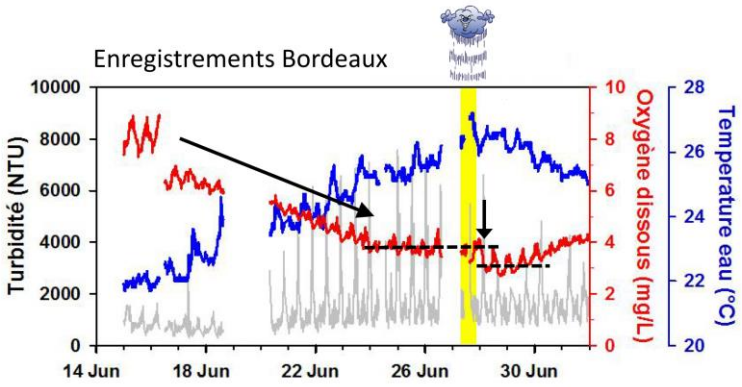


Teneurs moyennes journalières en 2011 *(Schmidt et al., 2011)*

Le réseau MAGEST

Episode critique enregistré par MAGEST : Orage du 27 juin 2005

29 mm de pluie entre 18h15 et 19h30 **Déversements d'effluents : 400 000 m³**



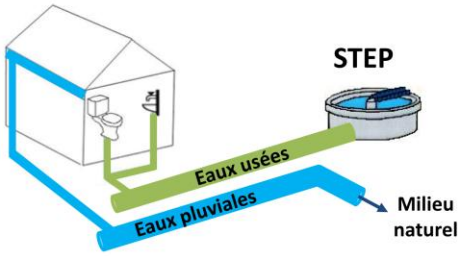
- Baisse de près de 1 mgO_2/L **- Aucune observation similaire aux autres stations**

Source locale à Bordeaux → **Rejets urbains (?)** → **O_2** ← **Température, Débit fluvial, Bouchon vaseux**

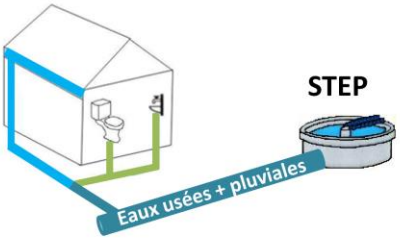
Le système d'assainissement

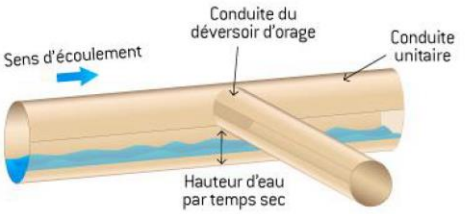
Système d'assainissement de la CUB ➡ **27 communes**

Réseau séparatif

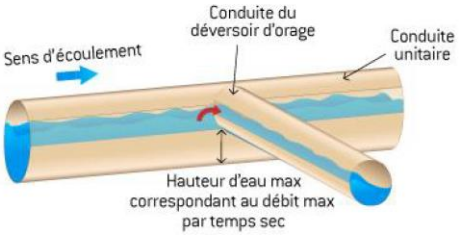


Réseau unitaire





Déversoir d'orage (DO) par temps sec

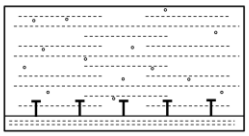


Déversoir d'orage (DO) par temps de pluie

Les stations d'épuration (STEP)

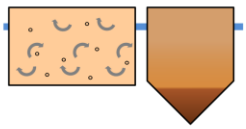
Traitement des eaux usées ➡ **6 STEP** **(Capacité de 980 000 EH)**

Clos de Hilde



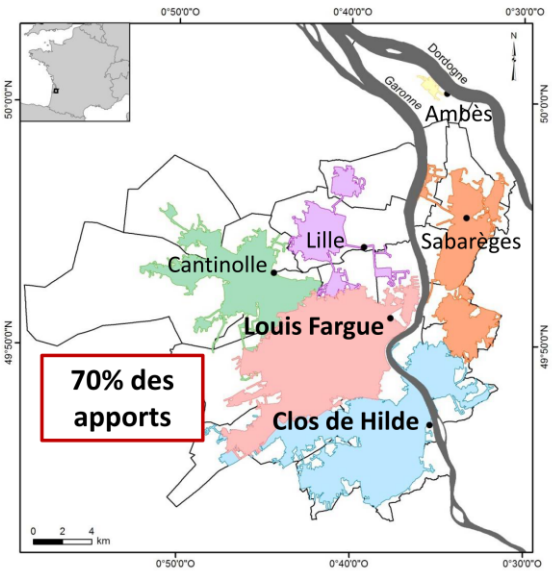
- **410 000 EH**
- **87% séparatif**
- **Biofiltration**

Louis Fargue



- **300 000 EH**
- **60% unitaire**
- **Boues Activées**

➡ **Biofiltration depuis 2011**



Résultats de Louis Fargue ➡ **Avant réhabilitation**

Matériel & Méthodes

Prélèvements moyens 24h

Prélèvements instantanés

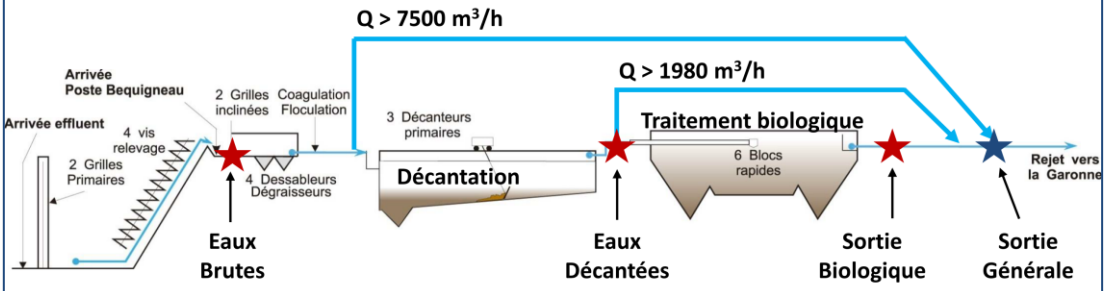
MES

COP, COD

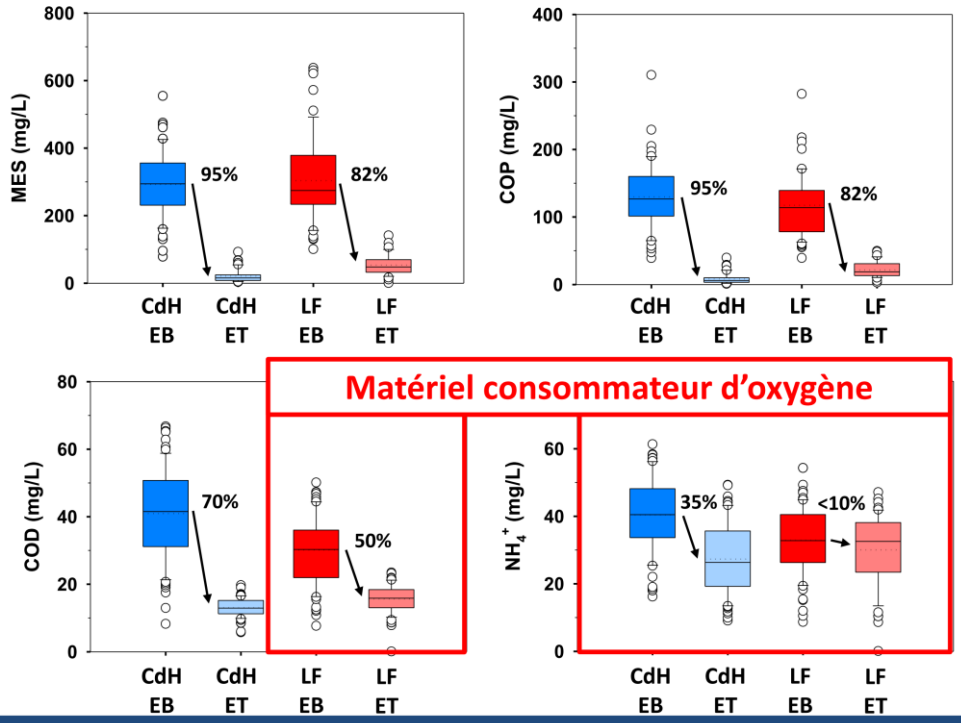
NH_4^+, NO_2^-, NO_3^-

Clos de Hilde ➡ prélèvements ENTRÉE et SORTIE

Louis Fargue ➡ plus complexe à cause des BY-PASS



Tendances Entrée / Sortie des STEP



Corrélation des données

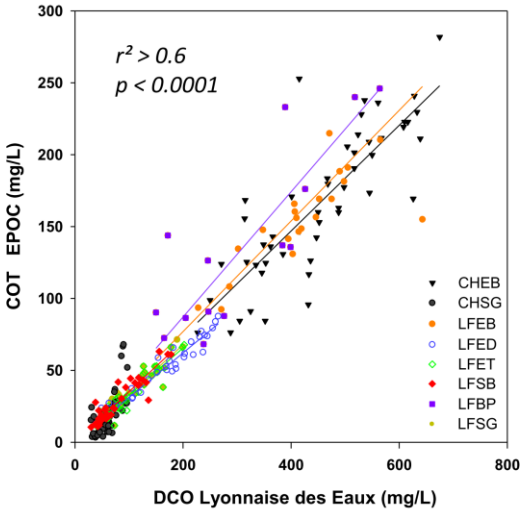
Laboratoire EPOC
(analyses discrètes)

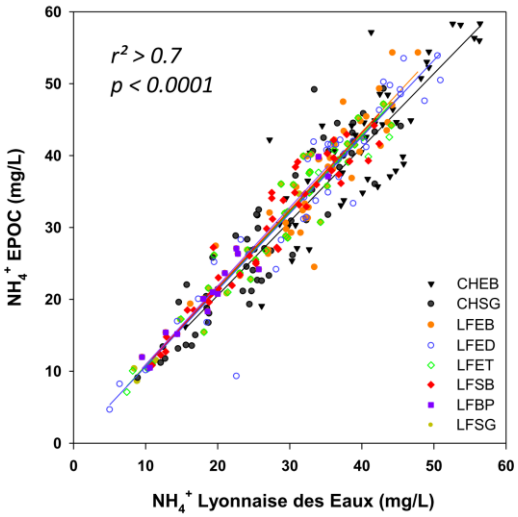
corrélations

COT ⟷ **DCO**

NH_4^+ ⟷ **NH_4^+**

Lyonnaise des Eaux
(chronique journalière)





➡ **COT alternative à la DCO**

➡ **Possibilités d'estimer flux C et N**

Estimation des flux

Corrélations

➡

Flux moyens annuels 2010 et 2011

➡

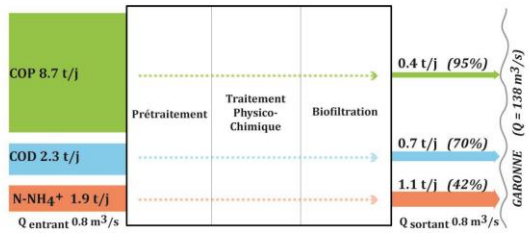
Flux moyens estivaux 2010 et 2011

➡

Flux moyens estivaux de temps de pluie 2010 et 2011

Flux moyens journaliers de temps de pluie en période estivale (2011)

Clos de Hilde

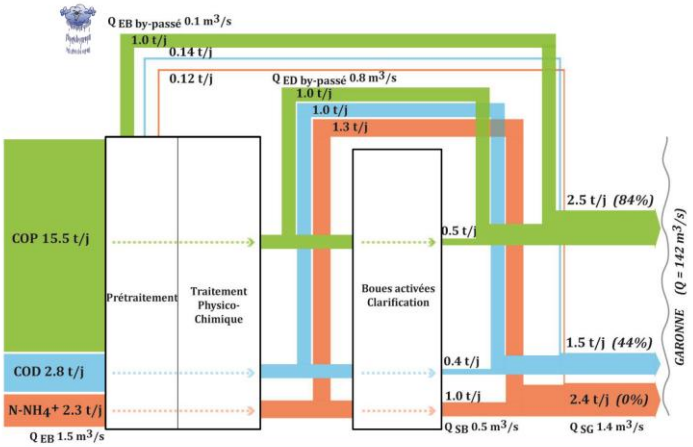


COP, COD } Minéralisation MO

NH_4^+ } Nitrification

CONSOMMATION O_2

Louis Fargue

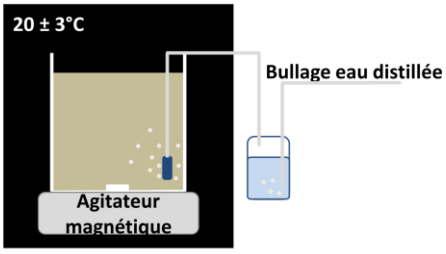


Minéralisation de la matière organique

Respiration aérobie $CH_2O + O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O$

Technique d'incubation *(Servais et al., 1995)*

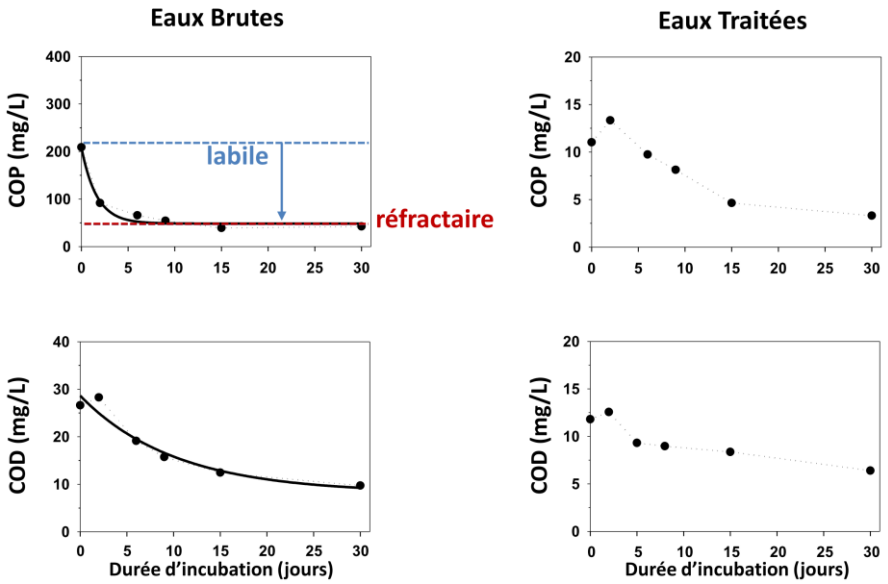
- **Fraction labile (biodégradable)**
- **Fraction réfractaire (non biodégradable)**



Temps d'incubation
=
30 jours

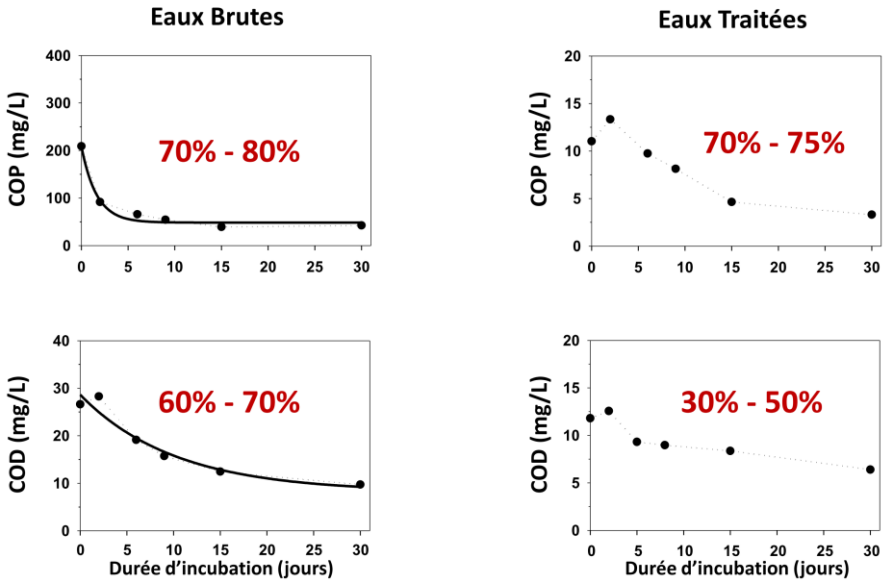
Minéralisation de la matière organique

➢ **Incubation d'effluents de Clos de Hilde**



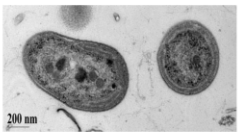
Minéralisation de la matière organique

➢ **Pourcentages de minéralisation**



Processus de nitrification

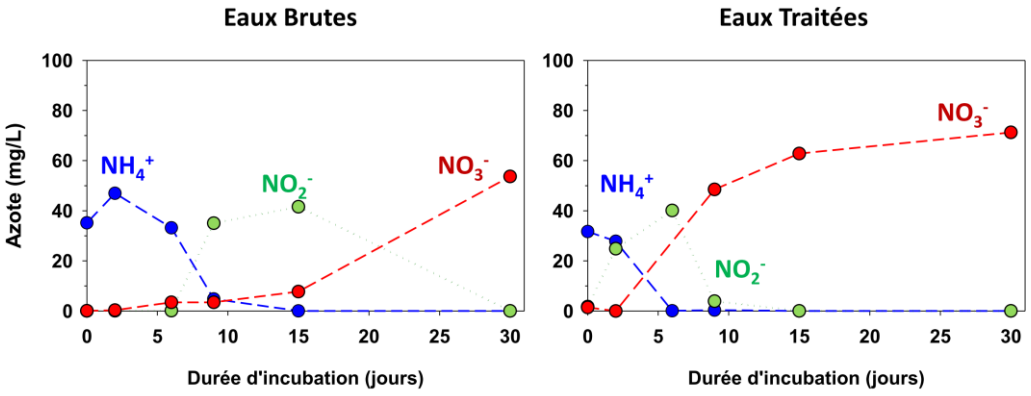
Nitrification : $NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + 2H^+ + H_2O$



Nitrobacter sp.

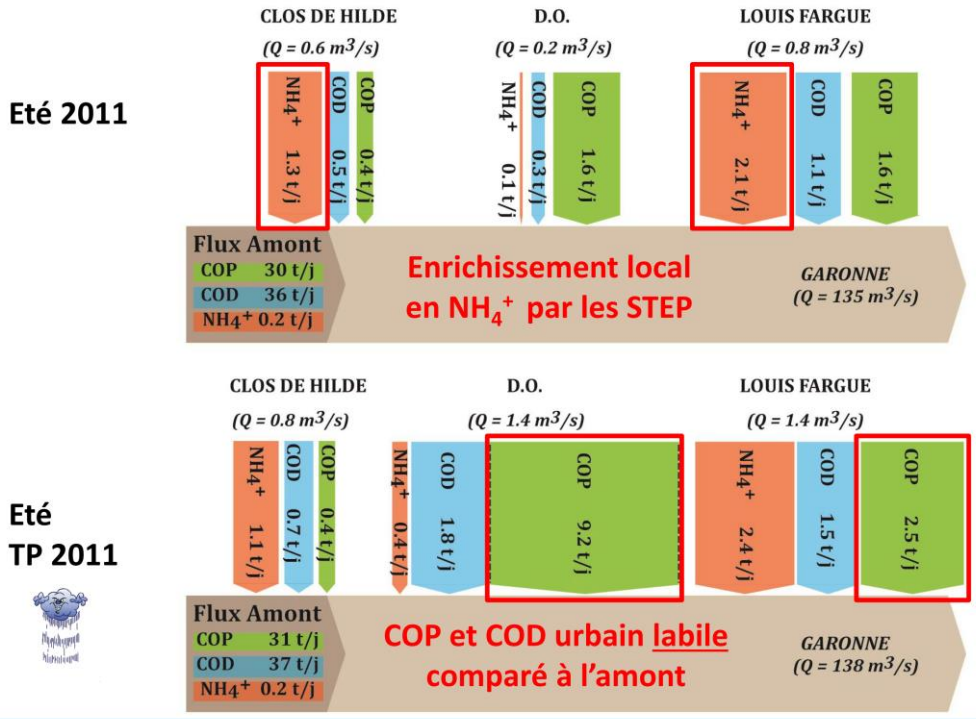
$NH_4^+ + 1.5O_2 \rightarrow 2H^+ + H_2O + NO_2^-$ *(Nitritation)*

$NO_2^- + 0.5O_2 \rightarrow NO_3^-$ *(Nitratation)*

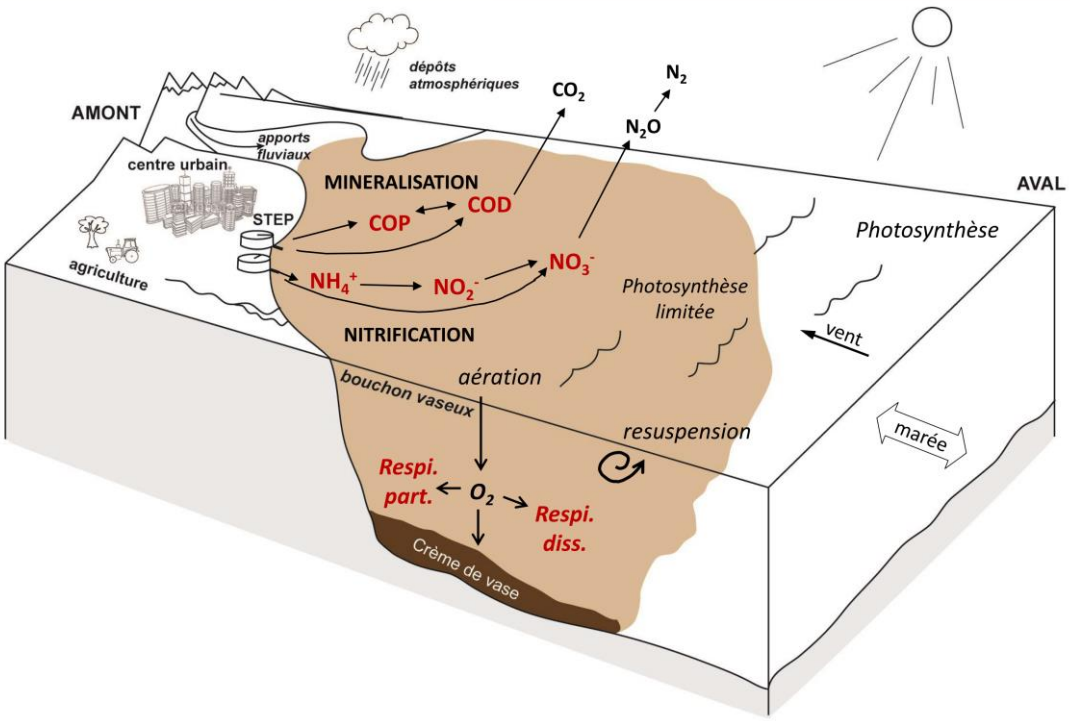


Minéralisation fraction azotée de la MO → NH_4^+ → NO_3^-

Flux moyens journaliers parvenants en Garonne

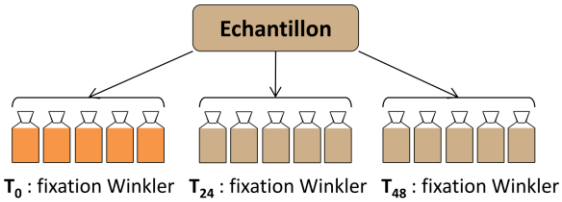


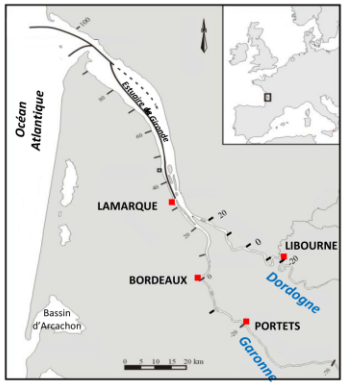
Processus affectant l'oxygénation des eaux



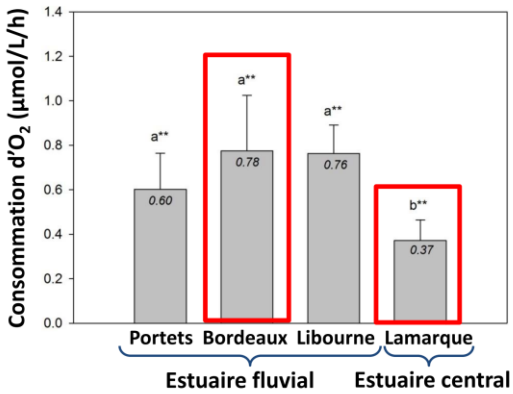
Respiration du bouchon vaseux

Technique de respirométrie

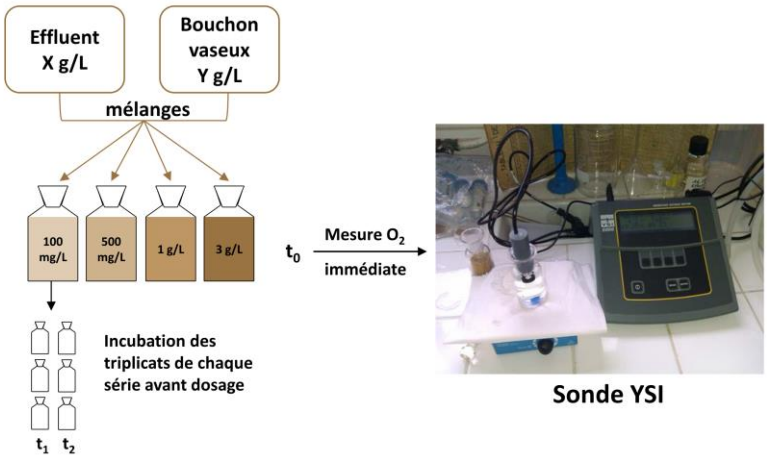




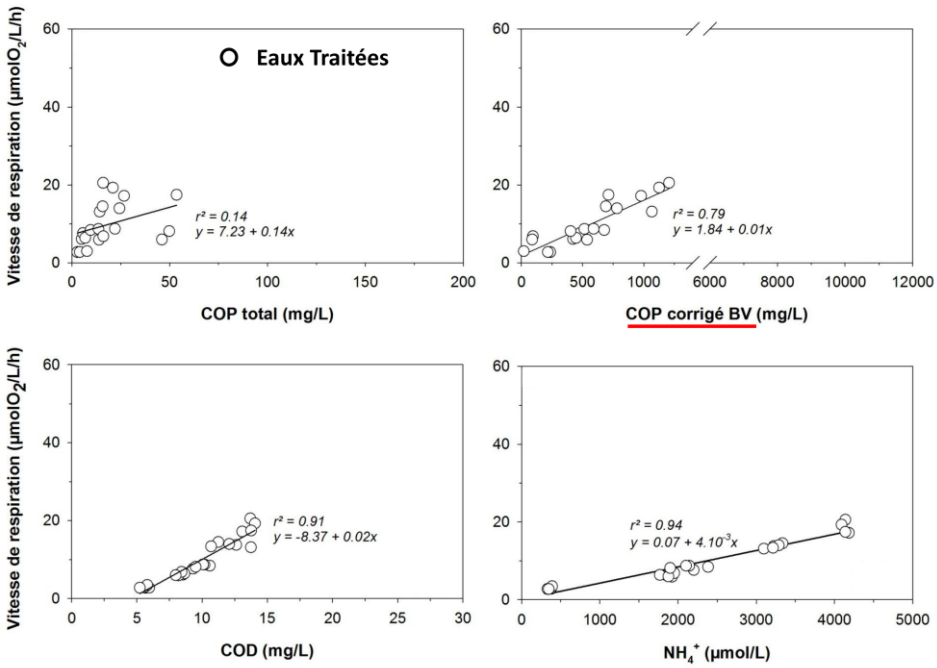
Taux de consommation en O_2 ?



Technique de respirométrie

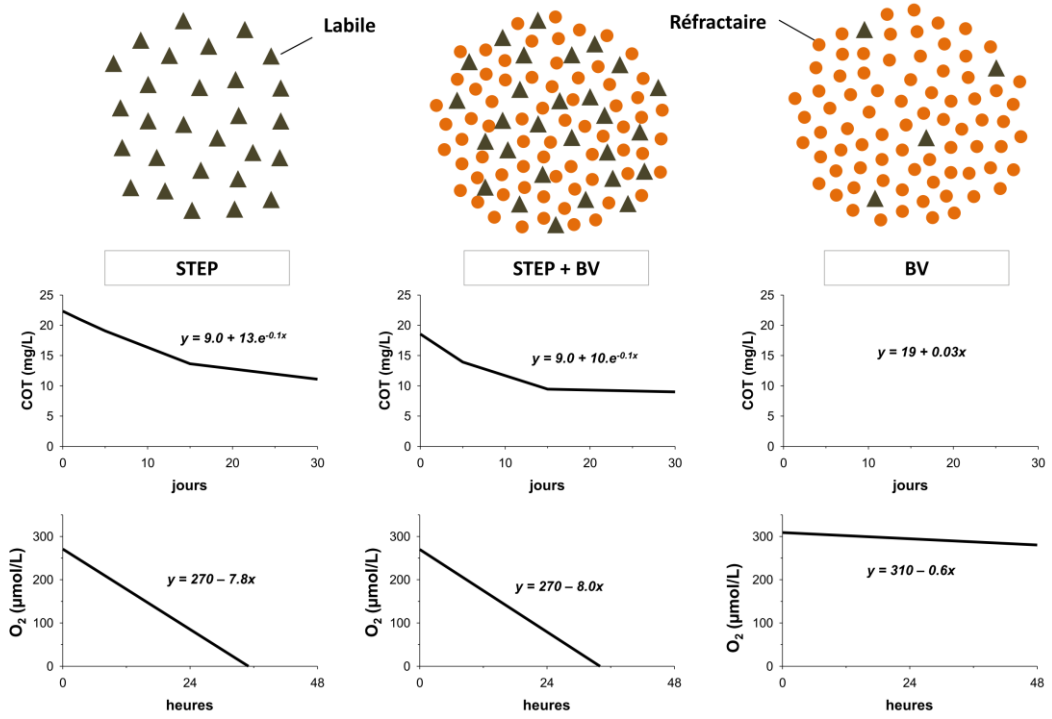


Sonde YSI



Vitesse de respiration conditionnée par la quantité de matières consommatrices d'O_2 provenant des effluents

Respiration des effluents urbains dans le bouchon vaseux



Estuaire de la Gironde | Effluents urbains | **Réponse du milieu** | Conclusions

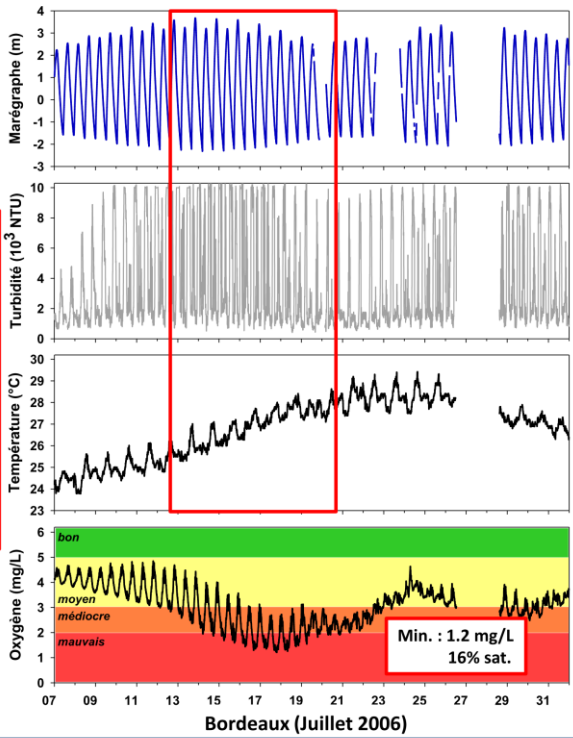
Situations critiques

Analyses statistiques MAGEST

Facteurs forçants sur hypoxie
(Lanoux et al., 2013)

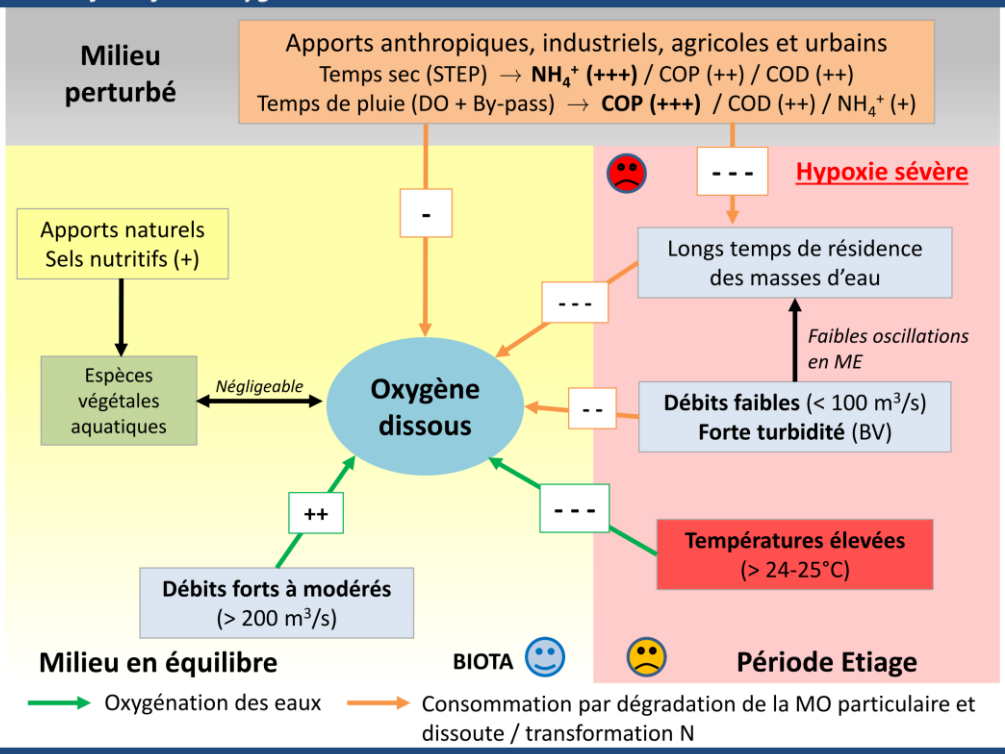
- ✓ **Température des eaux > 24-25°C**
- ✓ **Débit fluvial < 100 m³/s (BV + bactéries hétérotrophes)**
- ✓ **Contribution des effluents urbains**
- ✓ **Coefficients de marée VE → ME**

Critique en cas d'orage estival



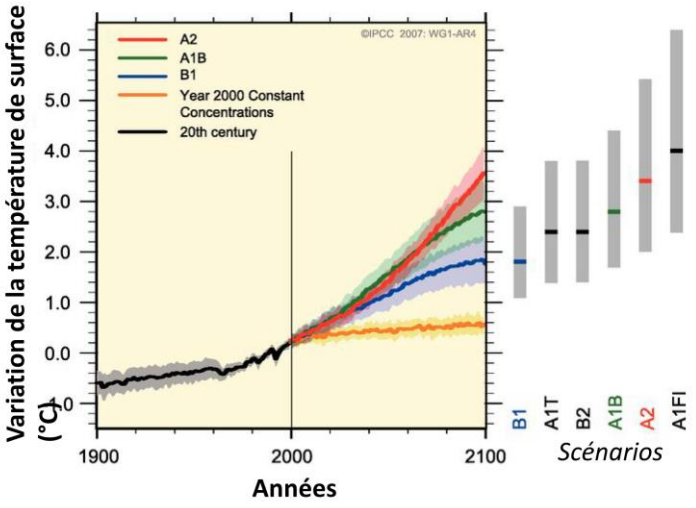
Estuaire de la Gironde | Effluents urbains | Réponse du milieu | **Conclusions**

Facteurs influençant l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne



Prévisions futures

Augmentation des températures (GIEC)



Scénarios pessimistes

2030 { **+ 2°C annuel** ; **+ 4°C estival** }

2100 { **+ 4°C annuel** ; **+ 10°C estival** }

(région Aquitaine : Hervé Le Treut, 2013)

Prévisions futures

- **Augmentation des températures (GIEC)** — **+ 10°C en été en 2100**
- **Diminution des débits fluviaux (GIEC)** — **Entre 20 et 40% en 2100**
  Étiages plus sévères et plus longs
- **Augmentation de la population (effluents)** — **1 million hab. (en 2030 ?)**

Multiplication des situations critiques

Perspectives

Observations

- Poursuite réseau MAGEST ➔ rythmicité des phénomènes hypoxiques
- Comparaison ancienne / nouvelle STEP de Louis Fargue

Connaissances

- Mieux cerner les processus dans STEP et milieu naturel (développement de protocoles *in vitro)* permettant la paramétrisation d'un modèle biogéochimique de l'oxygénation de la Garonne
- Affinage comparaisons inter-estuaires (proposition ONEMA en cours)

Aide à la gestion

- Synchronisation Gestion Dynamique (LyRE) / enregistrements MAGEST
- Optimisation de l'impact des rejets en période critique : jusant / revif
- Utilisation de la méthodologie d'évaluation des flux à d'autres STEP / DO

MERCI !!