

N° d'ordre : 3536

THESE

Présentée à

L'UNIVERSITE BORDEAUX I

Par M. Marc-Vincent COMMARIEU

POUR OBTENIR LE GRADE DE

DOCTEUR

SPECIALITE : BIOGEOCHIMIE DE L'ENVIRONNEMENT

Titre:

**OXYGENATION DES EAUX DANS UN ESTUAIRE
HYPERTURBIDE (GIRONDE): OBSERVATIONS IN
SITU, EXPERIMENTATIONS ET MODELISATION.**

Soutenue le 20 Décembre 2007

Après avis de :

M. Borges Alberto, Chercheur qualifié, FNRS Université de Liège

Mme Moatar Florentina, Professeur, Université de Tours

Rapporteurs

Devant la commission d'examen composée de :

M. Abril Gwenaël, Chargé de recherche-CNRS, Université de Bordeaux 1

Directeur de thèse

M. Anschutz Pierre, Professeur, Université de Bordeaux 1

Président

M. Borges Alberto, Chercheur qualifié, FNRS Université de Liège

Examineur

M. Garabetian Frédéric, Professeur, Université de Bordeaux 1

Examineur

Mme Gerino Magali, Professeur, Université de Toulouse

Examineur

Mme Moatar Florentina, Professeur, Université de Tours

Examineur

Membres invités :

M. Etcheber Henri, Chargé de recherche, CNRS, Université Bordeaux

REMERCIEMENTS

En tout premier lieu, j'aimerais remercier Gwen pour son soutien et ses aides plus que précieuses durant ces années. Je ne saurais jamais assez te remercier et je sais ce que je te dois ☺.

Je n'oublie pas non plus Henri, pour ses conseils et ces grands moments hautement philosophiques sur les calibrations des stations marel :p. Merci aussi à Pierre pour m'avoir fait découvrir le monde si particulier de la Biogéochimie :p.

Maintenant, je vais remercier en masse ceux que j'ai pu croiser et qui ont compté ces 5 dernières années : le p'tit noob de Jo pour m'avoir supporté et nos grandes conversations sur le monde entre deux frags, Rv pour son aide et rigolade pendant certaines missions, le duo de Vincent, Filipa et son éternel sourire, notre ami Georges le pro du winkler, tous les membres de l'UMR 5805.

De façon plus personnelle, je voudrais évoquer mes parents sans qui je ne serais pas là où je suis aujourd'hui, Evelyne et Francis Commarieu, ainsi que mon frère Olivier et toute ma famille. Ce passage ne serait pas complet, si je ne remerciais pas celle qui m'a soutenu et poussé de l'avant : mon ptitbout, ma doudouille à moi Sabrina ☺.

Juste un dernier mot avant de finir, un petit clin d'œil à la guilde Stardust et à ses membres : Elwinne, Calm, Lulu, Cath, Antha et les autres :p et à ceux que je croise régulièrement en Outreterre :p

Voilà ceux qui me connaissent, savent que j'aime bien faire rapide et simple (dans certains cas XD) mais j'aimerais finir ces remerciements en dédiant cette thèse à Georges Commarieu (1921-2005).

SOMMAIRE:

| | |
|--|----|
| INTRODUCTION GENERALE | 4 |
| CHAPITRE I: VARIABILITE SPATIO-TEMPORELLE DES TENEURS EN OXYGENE DANS L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE | 12 |
| 1/ Introduction | 13 |
| 2/ Matériels et méthodes | 15 |
| 2/ 1) Le Réseau MAGEST | 15 |
| 2/ 1) a. Présentation du réseau et du système Marel | 15 |
| 2/ 1) b. Les sondes du réseau MAGEST | 16 |
| 2/ 2) Les profils verticaux des missions SOGIR | 18 |
| 2/ 2) a. Principe de la méthodologie utilisée | 19 |
| 2/ 2) b. Traitement des données numériques | 20 |
| 2/ 3) Définition du taux de saturation en oxygène | 21 |
| 3/ Résultats et discussions | 22 |
| 3/ 1) Analyse des données du réseau MAGEST | 22 |
| 3/ 1) a. Spécificité de chacune des stations | 22 |
| 3/ 1) b. Etudes des relations Oxygène/MES | 25 |
| 3/ 1) c. Taux de saturation en oxygène minimum et température | 30 |
| 3/ 1) d. Variations des taux de saturation en oxygène à l'échelle lunaire | 32 |
| 3/ 1) e. Variations des taux de saturation en oxygène à l'échelle de la marée | 33 |
| 3/ 2) Analyse des distributions verticales et dans l'estuaire central | 37 |
| 4/ Synthèse et conclusion | 50 |
| CHAPITRE II: BIOGEOCHIMIE DU CARBONE ET DE SES PARAMETRES ASSOCIES DANS LA ZONE AMONT DE L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE | 53 |
| 1/ Introduction | 54 |
| 2/ Matériels et méthodes | 56 |
| 2/ 1) Stratégie d'échantillonnage | 56 |
| 2/ 2) Echantillonnages effectués et paramètres mesurés | 58 |
| 2/ 3) Techniques analytiques | 59 |
| 2/ 3) a. L'oxygène | 59 |
| 2/ 3) b. Le Carbone Organique Dissous (COD) | 59 |
| 2/ 3) c. Les MES, le carbone organique, total et inorganique particulaire | 60 |
| 2/ 3) d. L'Alcalinité totale (Talk) | 61 |
| 2/ 3) e. Les pigments | 62 |
| 2/ 3) f. Le Calcium | 62 |
| 2/ 4) Calcul de la pression partielle en CO ₂ (pCO ₂) et du Carbone Inorganique Dissous (CID) | 62 |
| 3/ Résultats | 64 |

| | |
|---|-----|
| 4/ Discussion | 74 |
| 4/ 1) Répartition saisonnière des MES dans la partie Amont de l'estuaire | 74 |
| 4/ 2) Etat de la matière organique dans la partie amont de l'estuaire | 75 |
| 4/ 2) a. La matière organique dans la Garonne | 75 |
| 4/ 2) b. La matière organique dans la Dordogne | 77 |
| 4/ 2) c. Parallèle entre les deux rivières | 77 |
| 4/ 3) Dynamique de l'oxygène et du CO ₂ dans la zone de transition fleuve-estuaire | 79 |
| 5/ Conclusion | 88 |
| | |
| CHAPITRE III: RESPIRATION MICROBIENNE AU SEIN DE LA ZONE TURBIDE DE L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE: CONTRIBUTIONS DES MATIERES DISSOUTES ET PARTICULAIRES | 90 |
| 1/ Introduction | 91 |
| 2/ Mode opératoire | 95 |
| 3/ Résultats et Discussion | 98 |
| 3/ 1) Ensemble des résultats de respiration particulaire et dissoute | 98 |
| 3/ 2) Facteur influençant l'intensité de la Rds | 99 |
| 3/ 3) Facteurs influençant l'intensité de la Rp | 100 |
| 3/ 3) a. Part de la respiration des cellules algales sur la Rp | 100 |
| 3/ 3) b. Caractéristiques de la Rp | 102 |
| 3/ 3) c. Principal facteur influençant la Rp: les MES | 104 |
| 4/ Reconstitution des variations saisonnières de la respiration au cours de l'année 2005-2006 à Bordeaux. | 108 |
| 5/ Conclusion | 113 |
| | |
| CHAPITRE IV: LES ECHANGES GAZEUX ENTRE L'EAU ET L'ATMOSPHERE DANS L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE | 115 |
| 1/ Introduction | 116 |
| 1/ 1) Bases théoriques des échanges gazeux à l'interface eau-air | 117 |
| 1/ 2) Le nombre de Schmidt | 119 |
| 1/ 3) Facteurs conditionnant le coefficient d'échange dans le milieu naturel | 120 |
| 2/ Matériels et méthodes | 122 |
| 2/ 1) Mesure de la pCO ₂ de l'eau et de l'air | 122 |
| 2/ 2) Calcul du K600 | 125 |
| 3/ Résultats et Discussion | 128 |
| 4/ Conclusion | 134 |
| | |
| CHAPITRE V: MODELE D'EVOLUTION DE LA SATURATION DE L'OXYGENE DANS LES EAUX DE L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE | 135 |
| 1/ Introduction | 136 |
| 2/ Description du modèle dans sa version préliminaire | 138 |
| 2/ 1) Les termes consommateurs de l'oxygène | 139 |
| 2/ 2) Le terme source d'oxygène: l'aération | 140 |
| 2/ 3) Calcul de la concentration en oxygène | 142 |
| 3/ Application du modèle ETMOM | 143 |

| | |
|---|---------|
| 3/ 1) Echelle de temps d'application du modèle | 143 |
| 3/ 2) Modélisation de l'oxygène au niveau de Bordeaux | 144 |
| 3/ 3) Modélisation de l'oxygène au niveau de Libourne | 148 |
| 3/ 4) Application du modèle ETMOM pour prédire l'état futur de l'oxygénation des eaux au niveau de Bordeaux | 149 |
| 4/ Conclusion | 152 |
| CONCLUSION GENERALE | 154 |
| REFERENCES | 159 |
| ANNEXE I: CONTEXTE HYDROLOGIQUE DE L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE | 166 |
| ANNEXE II: DOSAGE DE L'OXYGENE-METHODE WINKLER | 168 |
| ANNEXE III: DOSAGE DES PIGMENTS | 172 |
| ANNEXE IV: DOSAGE DU CALCIUM | 173 |
| ANNEXE V: CALCUL DU NOMBRE DE SCHMIDT | 174 |

INTRODUCTION GENERALE

Si l'on pense que, d'ici 20 ans, 75% de l'humanité vivra dans une bande côtière de 100 km de large, on peut craindre une pression croissante synonyme de destruction et de fragmentation accélérée des milieux littoraux, dont les estuaires. Or ces derniers ont une importance écologique majeure en tant que rôle de nourricerie pour de nombreuses espèces, d'intérêt commercial ou patrimonial, et passage obligé pour les poissons migrateurs. Il s'en suit que ces zones, soumises à de fortes pressions anthropiques de tous ordres (industrie, transport maritime, pêche, loisirs), sont fragilisées, notamment dans nos régions européennes.

Les estuaires européens sont, en majorité, de type macrotidal, c'est-à-dire subissant de très forts marnages induisant la présence de zones de turbidité maximales (ETM=Estuarine Turbidity Maximum), en rapport direct avec les longs temps de résidence des eaux et des matières en suspension (MES) dans de tels milieux (Allen, 1972; 1977; Allen et al., 1980), ce qui aboutit à des modifications importantes dans la spéciation chimique des composés par l'activité biologique et les processus physicochimiques (Wollast, 1983). Cela en fait de véritables réacteurs chimiques : les micro-polluants, organiques et métalliques (Zwolsman et al., 1999; Robert et al., 2004; Audry et al., 2006; Audry et al., sous presse), y subissent de multiples transformations, les rendant souvent beaucoup plus "bio-assimilables" par les populations biologiques en place.

Dans ces zones d'accumulation de particules, la fraction organique subit de multiples transformations : les processus hétérotrophes (la respiration surpasse largement la production primaire dans les estuaires (Smith et Hollibaugh, 1993; Gattuso et al., 1998; Herman et Heip, 1999; Gazeau et al., 2004)), très largement dominants, aboutissent à la dégradation de la matière organique (MO), et induisent des vitesses de respiration importantes (Wollast, 1988) et des émissions de gaz à effet de serre (Frankignoulle et al., 1996; 1998; de Wilde et Bie, 2000; Middelburg et al., 2002; Abril et Borges, 2004) et affectent simultanément les cycles

du carbone, de l'azote et du phosphore (Abril et al., 1999; 2000; 2002; Deborde et al., 2007; Etcheber et al., 2007).

Chaque année, ces phénomènes sont particulièrement marqués de Juin à Septembre-Octobre, lorsque les débits fluviaux sont faibles (stagnation des eaux dans l'estuaire) et les températures des eaux élevées (Servais et Garnier, 2006). Or, si les eaux résident longuement, il est à craindre que la dégradation de la matière organique entraîne de grandes consommations d'oxygène, qui pourraient provoquer l'apparition de baisses très importantes des taux de saturation en O₂ des eaux, phénomènes observés de longue date (Morris et al., 1982). De tels phénomènes d'hypoxie se révèlent être un problème écologique majeur, comme dans l'estuaire de la Loire où les populations biologiques en ressentent fortement les effets (Chaudon, 2005).

De par ses caractéristiques et le fait qu'il soit très représentatif d'un grand nombre d'estuaires européens, le système fluvio-estuarien de la Gironde mérite d'être surveillé de près. Cette interface continent-océan est un des plus vastes estuaires macrotidaux européens avec ses 625 km² de superficie et une influence marine s'exerçant à plus de 150 km en amont de l'embouchure. Il est le seul estuaire ouest européen possédant encore tout son cortège de poissons migrateurs amphihalins (Lobry et al., 2003; Béguyer et al., 2007). Ses eaux sont fortement turbides avec présence d'un bouchon vaseux très important dont la tendance est une stagnation en amont lors des faibles débits estivaux, et de plus en plus prononcée d'année en année (Castaing et al., 2006). Il s'en suit que le bouchon vaseux est le lieu de processus hydrosédimentaires et biogéochimiques complexes qui provoquent la transformation des matières continentales arrivant dans ce milieu (Allen et al., 1980; Aller et al., 1998; Abril et al., 1999; Hollibaugh et al., 1999; Abril et al., 2000; 2007).

Or, quelques problèmes majeurs affectent le système estuarien de la Gironde :

- une contamination polymétallique affirmée (Robert et al., 2004; Baudrimont et al., 2005; Schäfer et al., 2006; Audry et al., 2006; Masson et al., 2006; 2007) dont le Cd est l'élément le plus représentatif, mais qui concerne aussi Zn, Cu, As et Hg, affectant les populations biologiques avec des incidences socio-économiques réelles;
- des teneurs en micro-polluants organiques (hydrocarbures, pesticides, médicaments) parfois préoccupantes (Budzinski et al., 1997; Togola, 2006) ;
- une sous-oxygénation locale des eaux dans la partie fluviale de l'estuaire, relevée depuis plusieurs décennies (Castaing et al., 2006) pouvant engendrer des phénomènes épisodiques d'anoxie et de blocages migratoires des populations biologiques, comme observé à un niveau plus critique dans la Loire (Thouvenin et al., 1994; Chaudon, 2005).

Ce dernier phénomène est primordial, car il influence aussi directement le comportement des micro-polluants métalliques et organiques.

En conséquence, si les processus affectant le comportement de l'oxygène dissous sont connus (Figure 1), il est nécessaire de hiérarchiser leurs influences respectives, suite à la connaissance précise du rôle de chacun d'eux. Ceci est la préoccupation centrale de cette thèse.

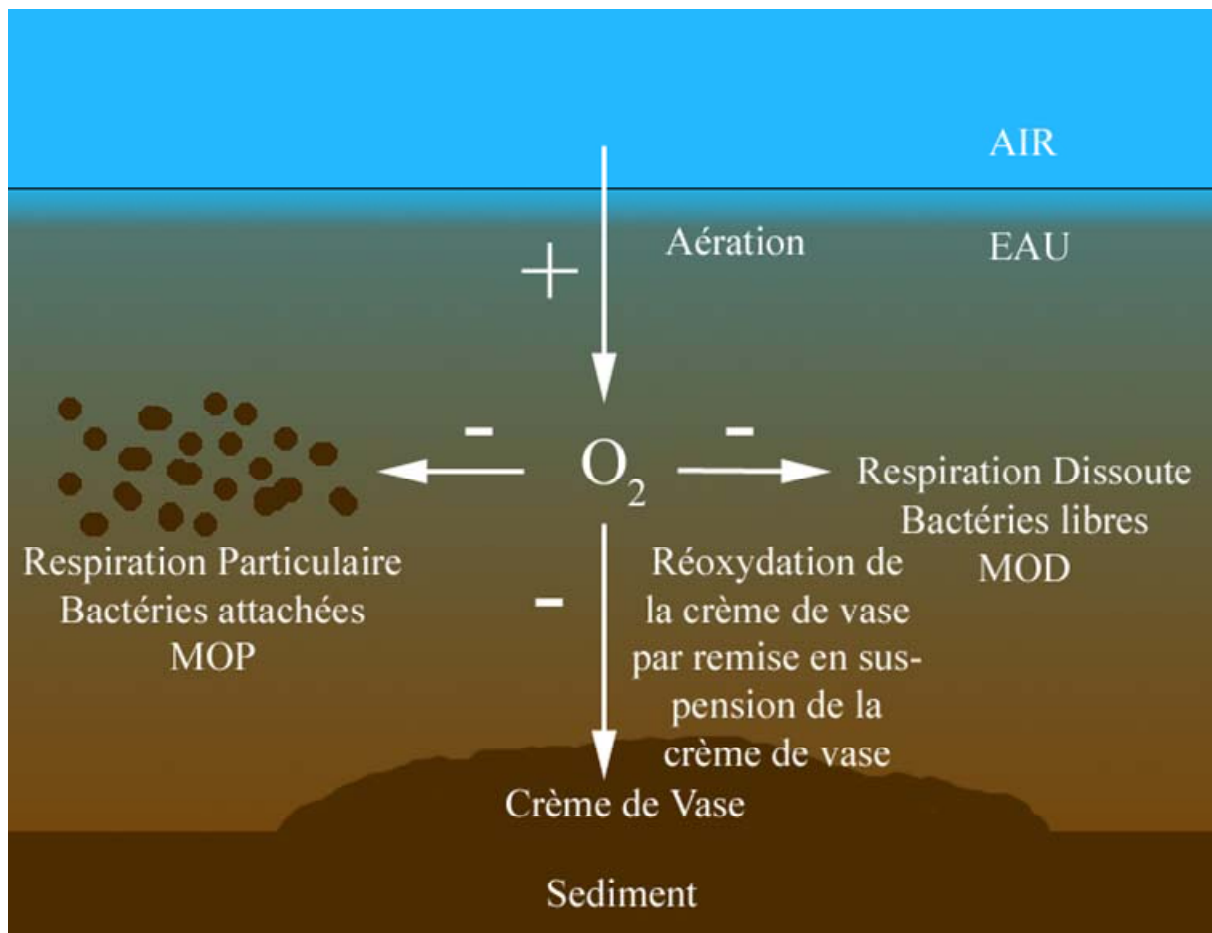


Figure 1 : Postulat de base des processus affectant le paramètre oxygène dans un estuaire hyperturbide comme la Gironde.

Schématiquement les processus responsables de la diminution de la concentration en oxygène dans la colonne d'eau sont de deux types:

- d'une part, la respiration que nous appellerons ici "particulaire" effectuée par des bactéries hétérotrophes attachées sur les particules en suspension qui utilisent l'oxygène pour dégrader la matière organique particulaire. Cette respiration est dépendante de la concentration en matières en suspension;
- d'autre part, la respiration dissoute, effectuée par les bactéries libres dans l'eau et qui provoquent la dégradation de la matière organique dissoute;

De plus, un dernier puits existe: la consommation d'oxygène induite par la remise en suspension de crème de vase anoxique dans la colonne d'eau. Ce terme n'est pas dominant

dans la Gironde, car, en période de vives-eaux, on n'observe pas de chute brutale de la concentration en oxygène par la remise en suspension de la crème de vase (IFREMER, 1994; Abril et al., 1999).

Le processus source en oxygène dissous est l'aération, qui est dépendante du gradient de concentration de l'oxygène entre l'eau et l'atmosphère ainsi que du coefficient d'échange gazeux à travers l'interface eau-atmosphère (Marino et Howarth, 1993; Kremer et al., 2003).

Un processus ne sera pas pris en compte dans cette représentation de la dynamique de l'oxygène dans les eaux hyperturbides, la photosynthèse: la raison en est que c'est un processus extrêmement limité à cause de la très faible pénétration de la lumière dans les eaux turbides de la Gironde (Fishez et al., 1992; Irigoien et Castel, 1997), phénomène connu aussi dans la plupart des autres estuaires macrotidaux Européens (Cole et al., 1992; Burdloff et al., 2002; Abril et al., 2002; Gazeau et al., 2004).

Les objectifs affichés de cette thèse seront alors :

- l'étude détaillée de chacun des processus mis en jeu, avec l'identification de ceux qui sont dominants;
- l'établissement de la modélisation du cycle de l'O₂ dans l'estuaire amont, "zone la plus sensible" aux phénomènes de sous-oxygénation des eaux;
- la proposition d'un scénario d'évolution futur de l'oxygénation des eaux dans cette même partie estuarienne, prenant en compte les changements climatiques et en pression anthropique croissante.

Il sera cherché à répondre à tout un ensemble de questions telles que:

- quelle partie de l'estuaire est plus particulièrement concernée par les phénomènes de sous-oxygénation des eaux?

- quels sont les processus majeurs qui génèrent les déficits en oxygène (dégradation de MO de différentes origines, anthropique, pédologique ou phytoplanctonique; particulaire ou dissoute, temps de résidence, intensité de l'aération...)
- Quel avenir peut-on prévoir pour l'oxygénation des eaux de la "zone sensible" estuarienne?

Pour cela, la présentation de ces recherches a été structurée de la façon suivante et définie ci-après :

- dans un premier chapitre, sont décrites les variations spatio-temporelles des teneurs en O₂ des eaux de l'estuaire à partir de données à point fixe en continu (une mesure toutes les dix minutes) en quatre points caractéristiques de l'estuaire, et de transects estuariens amont-aval ponctuels, lors des campagnes GIROX (Février 2002, Juillet 2002, Mai 2003, Septembre 2003), où seront mesurées les teneurs dans toutes la colonne d'eau;
- le second chapitre consiste en une étude détaillée de la zone la plus amont de l'estuaire pour laquelle on dispose de très peu de données. Cette zone correspond à l'entrée des eaux fluviales dans le bouchon vaseux et est le siège de processus particulièrement intenses pouvant créer de forts déficits en oxygène; Nous y suivrons l'ensemble des paramètres affectant l'oxygène et le carbone;
- dans le chapitre 3, sont mesurés les processus de respiration particulaire et dissoute, permettant de mesurer l'impact relatif de chacune d'elles dans les bilans d'oxygène;
- Dans le chapitre 4, est abordée la problématique de la ré-aération des eaux, par mesure des flux de CO₂ et calcul du coefficient d'échange (K₆₀₀) pour aboutir à la paramétrisation du coefficient d'échange de l'oxygène en fonction de la vitesse du vent;

- enfin, un modèle simple de l'O₂ dans la zone sensible est proposée, dans le dernier chapitre, s'appuyant sur les données des chapitres précédents. Par la paramétrisation à partir de données telles que la turbidité, la température, la salinité et la vitesse du vent, le modèle cherchera à prédire la valeur de saturation des eaux au niveau de la zone turbide de la "zone sensible". Et une proposition sera alors faite concernant l'évolution future de l'état d'oxygénation des eaux de l'estuaire, vis-à-vis des changements climatiques futurs attendus (augmentation de la température des eaux, et de la charge turbide dans le bouchon vaseux).

CHAPITRE I:

VARIABILITE SPATIO-TEMPORELLE DES TENEURS EN OXYGENE DANS L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE

1/ Introduction

Comme rappelé en dans l'introduction générale, dans la plupart des estuaires macrotidaux européens, il existe une zone de turbidité maximale, dite ETM (Estuarine Turbidity Maximum) ou bouchon vaseux, et où les teneurs en oxygène sont basses. Cette coïncidence entre minima d'oxygène et maxima de turbidité est connue de très longue date (Morris et al., 1982) et a été enregistré en Gironde depuis longtemps: des mesures de l'oxygénation des eaux sur le site de Bordeaux, dans les années 1960, montrent déjà des valeurs très basses en présence du bouchon vaseux (Danguomeau, 1964), soulignant l'existence d'une "zone sensible" dans l'estuaire fluvial de la Gironde.

Il n'en reste pas moins que les données antérieures aux années 2000 pèchent sur beaucoup de points: dans la "zone sensible", elles sont rares, se bornant à des mesures ponctuelles éparées, et elles ne prennent quasiment jamais en compte la zone estuarienne fluviale en amont de Bordeaux sur la Garonne.

Il ressort de ceci que:

- la durée de la période durant laquelle les concentrations en oxygène sont problématiques, de même que l'évolution d'année en année de cette période sont mal connues;
- de plus, la cyclicité journalière ou lunaire des teneurs en oxygène est mal définie et;
- l'importance respective des facteurs forçants (plus ou moins correctement identifiés) sur ces baisses d'oxygène n'est pas bien estimée.

Ce sont ces manques que l'on va chercher à combler dans ce travail en se basant (Figure 2):

- sur des mesures en continu en 4 points fixes représentatifs de l'estuaire;

- sur des mesures ponctuelles établies sur l'ensemble de l'estuaire lors des missions océanographiques saisonnières SOGIR (de l'ordre de 1 à 2 par an), intégrant toute la tranche d'eau estuarienne et faites sur un cycle de marée.

A ces données viendront se greffer celles d'une mission REAGIR (Octobre 2004) durant laquelle des mesures des mêmes paramètres que pour les missions SOGIR ont été effectuées en surface. Ces données REAGIR seront aussi réutilisées dans le chapitre IV pour l'étude des échanges gazeux entre l'eau et l'atmosphère.

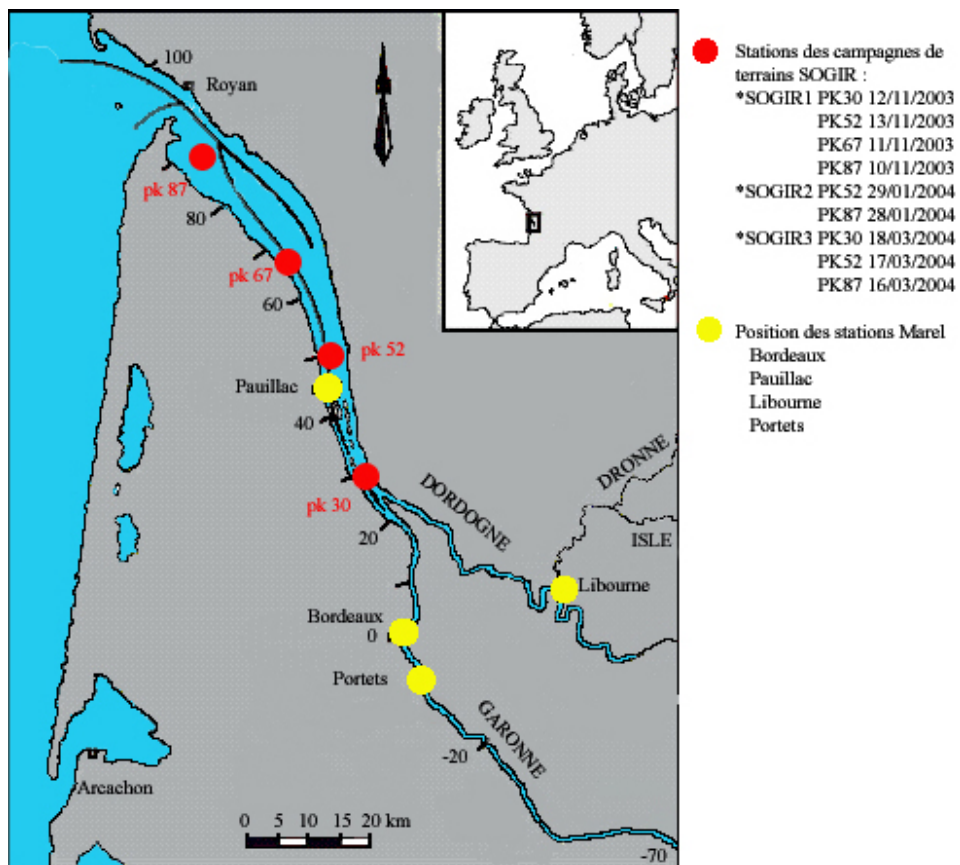


Figure 2 : Carte de l'Estuaire de la Gironde localisant les stations Marel et les stations fixes des missions SOGIR.

2/ Matériels et méthodes

2/ 1) Le Réseau MAGEST

2/ 1) a. Présentation du réseau et du système Marel

Depuis 2005, un réseau d'observation automatisé de la Gironde assure en continu la surveillance de la qualité des eaux de l'estuaire. Ce réseau MAGEST (Marel Gironde ESTuaire) est pris en charge et financé par 4 maîtres d'ouvrage:

Etablissement Public Interdépartemental Dordogne (EPIDOR) pour la station de Libourne.

Port Autonome de Bordeaux (PAB) pour la station de Bordeaux.

Syndicat Mixte pour le Développement Durable de l'ESTuaire (SMIDDEST) pour la station de Pauillac.

Syndicat Mixte d'Etudes et l'Aménagement de la Garonne (SMEAG) pour la station de Portets.

aidés par des financements complémentaires:

Européens (Programme Leader+ station de Pauillac).

Agence de l'Eau Adour-Garonne.

Conseil Général de la Gironde.

Conseil Régional Aquitaine.

Diren Aquitaine.

EDF.

IFREMER.

Université Bordeaux 1 – CNRS.

La technologie utilisée pour le réseau (stations Marel) a été développée par la Direction de la Technologie Marine et des Systèmes d'Information (TMSI) d'IFREMER et la société NKE/MICREL qui ont aussi installé le réseau des 4 stations et ont livré aux maîtres d'ouvrage et à l'Université Bordeaux 1 un réseau opérationnel. Il s'agit d'un système de mesure *in situ* adapté aux contraintes de la surveillance en milieu marin et estuarien avec une acquisition des données en temps réels par télétransmission, une fiabilité importante d'acquisition et une faible maintenance. Les 4 stations Marel constituent le réseau MAGEST de surveillance de la qualité des eaux de la Gironde et sont équipées de capteurs permettant la mesure en continu des paramètres physico-chimiques suivants :

1- Température (°C)

2- Salinité

3- Turbidité (NTU)

4- Oxygène Dissous (mg.L^{-1})

Chaque Station Marel mesure également les variations de niveau d'eau sur le site afin d'avoir une information sur les caractéristiques de la mesure en fonction de la marée. Un autre objectif est de faciliter la compréhension des mécanismes naturels et anthropiques pour prévenir la remontée du bouchon vaseux et limiter les risques d'hypoxie voire d'anoxie.

L'Université Bordeaux 1 a pris en charge le suivi et la maintenance du réseau depuis Janvier 2005. Avec la cellule GEO Transfert, elle assure également la validation, la sauvegarde et la diffusion des données sous contrôle des décisions du comité de pilotage de ce réseau.

2/ 1) b. Les sondes du réseau MAGEST

Sondes de mesure de l'oxygène dissous (de type OxyMax W COS 31): la méthode de mesure est de type ampérométrique. Les molécules d'oxygène diffusent à travers une membrane (uniquement perméable aux gaz dissous, la conductivité du milieu n'a pas d'impact

sur la mesure du signal) et sont réduites en ions hydroxyde (OH⁻) au niveau de la cathode en or. L'argent est oxydé en ions argent (Ag⁺) au niveau de l'anode. Cela aboutit à la naissance d'un potentiel entre la cathode et l'anode, proportionnel à la concentration en oxygène du milieu.

Sondes de mesure de la turbidité (de type TurbiMax W CUS 31): la méthode de mesure est faite selon le principe de lumière diffusée à 90° (néphélométrie). Les valeurs de turbidité obtenues sont en NTU (Nephelometric Turbidity Unit) que nous avons converti en g.L⁻¹ en multipliant la mesure en NTU par le facteur $1.1834 \cdot 10^{-3}$. Ce coefficient étant la moyenne entre deux coefficients décrits dans l'annexe 5 du "rapport d'activité 2005 du Réseau MAGEST, mesures automatisées pour la surveillance de la Gironde".

Sondes de mesure de la conductivité/salinité (de type InduMax H CLS 52): la méthode de mesure est basée sur le principe qu'une bobine d'excitation génère un champ magnétique continu qui induit un voltage électrique dans le milieu et les ions présents dans le liquide permettent le passage du courant qui augmente avec la force ionique. En fait, la concentration en ions sert de mesure de la conductivité qui est elle-même proportionnelle à la salinité. Cette sonde mesure, comme les deux précédentes, la température, mais c'est avec celle-ci que les mesures de températures sont enregistrées.

Ces trois sondes sont fixées dans ce que l'on nomme une "chambre de passage" dans laquelle l'eau, pompée à 1,5 m sous la surface à l'aide d'une crépine, passe toutes les dix minutes. Un exemple de station est donné dans la Figure 3. Chaque station possède un système de nettoyage chloré empêchant la prolifération d'algues dans la chambre de passage, ainsi qu'une unité centrale permettant l'enregistrement des données et l'envoi de celles-ci par télétransmission à l'UMR 5805 EPOC de l'Université Bordeaux I.

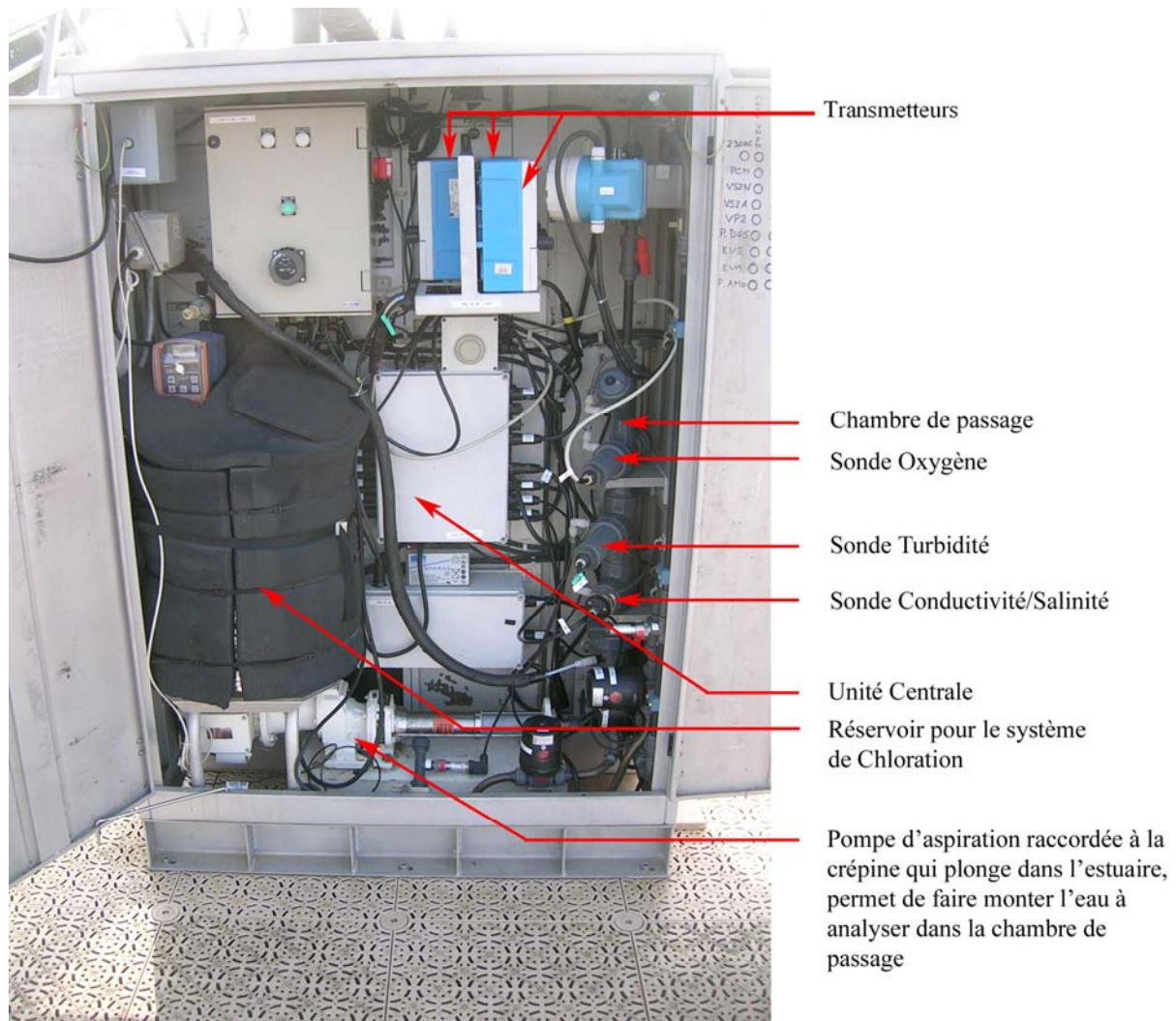


Figure 3 : Photo d'une station Marel en fonctionnement sur le terrain.

2/ 2) Les profils verticaux des missions SOGIR

En plus des données des stations autonomes MAREL, nous disposons d'un jeu de données recueillies lors de trois missions réalisées entre 2003 et 2004 dans la partie centrale de l'estuaire, entre les points kilométriques 30 et 87 (Figure 2). Ces missions, baptisées SOGIR, ont été effectuées en stations fixes à bord du navire océanographique "Côtes de la Manche": la première mission a été faite en Novembre 2003 aux points PK30, 52, 67 et 87, la seconde en Janvier 2004 aux points PK52 et 87 et la troisième en Mars 2004 aux points PK30, 52 et 87. Ces missions avaient pour but la surveillance de quatre paramètres au cours d'un cycle de marée et, ce, sur toute la colonne d'eau.

2/ 2) a. Principe de la méthodologie utilisée

Pendant un cycle de marée, toutes les heures, une sonde multiparamètre de type YSI été descendue jusqu'au fond de l'estuaire, puis remontée mètre par mètre après stabilisation des capteurs. La sonde a mesuré toutes les 5 secondes les paramètres suivants : la saturation en oxygène, à l'aide d'une sonde utilisant la même méthode que celles des stations Marel, la turbidité par le principe de rétrodiffusion d'un faisceau lumineux sur les particules en suspension, la salinité par mesure de la conductivité, la température mais aussi le pH du milieu (Figure 4).

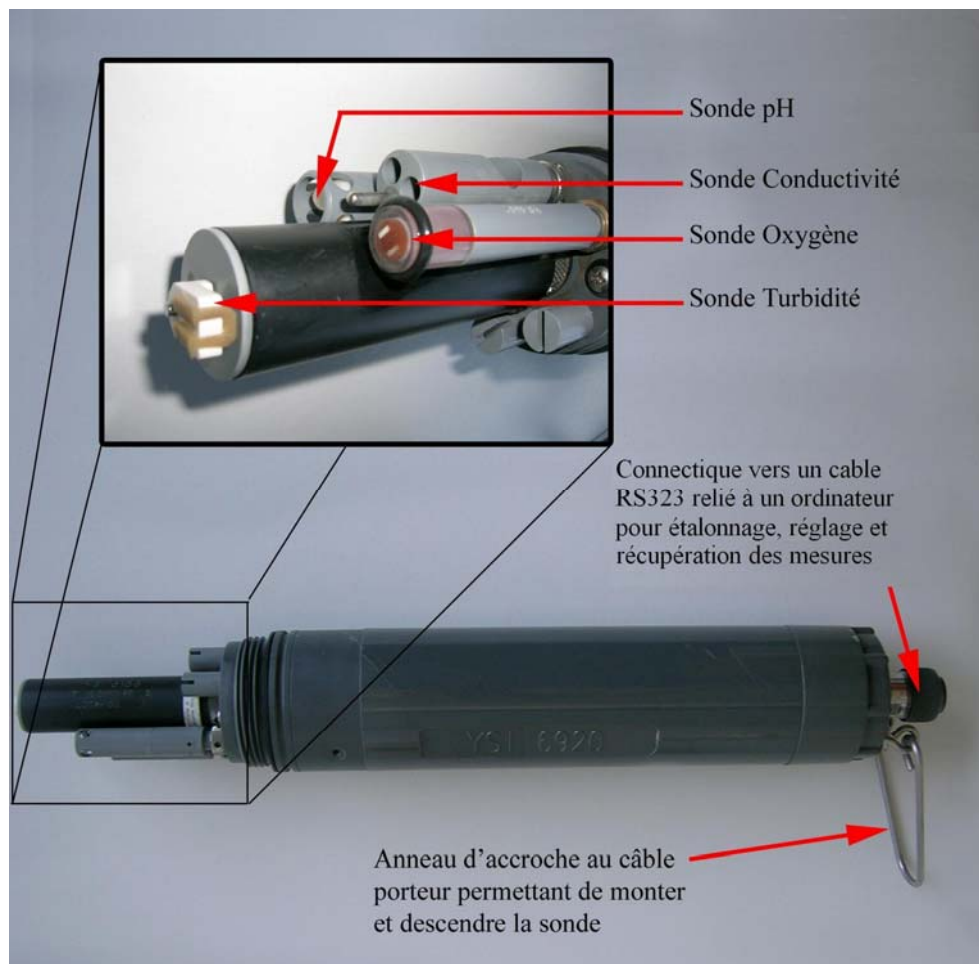


Figure 4 : Photo de la Sonde YSI avec les capteurs oxygène, turbidité, salinité et pH apparents.

Comme pour les stations Marel, les données de turbidités sont mesurées en NTU, nous avons donc dû les convertir en $g.L^{-1}$: pour cela, nous nous sommes servis d'un coefficient de

conversion calculé en comparant des mesures faites par la sonde et des mesures de MES par filtration d'échantillons pris en même temps que les enregistrements de la sonde YSI (Figure 5).

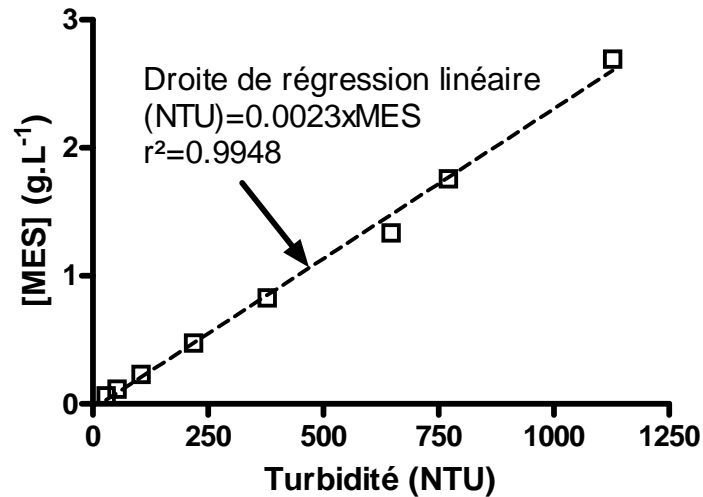


Figure 5 : Courbe de corrélation entre les mesures de turbidité en NTU et les mesures de concentrations en MES en g.L⁻¹ pour la sonde multiparamètre YSI.

Toutes les mesures faites par la sonde YSI sont enregistrées dans une mémoire interne, puis téléchargées dans un ordinateur à la fin des cycles de mesures.

2/ 2) b. Traitement des données numériques

De retour au laboratoire, les données enregistrées ont été traitées de façon à obtenir une grille de données nous fournissant la valeur de chaque paramètre à un moment donné associée à la profondeur d'immersion de la Sonde YSI au moment de la mesure. Afin d'extrapoler les valeurs manquantes entre les événements d'acquisition des mesures, nous avons utilisé le logiciel "Surfer", qui permet d'estimer les valeurs entre deux profils verticaux (méthode d'interpolation: Krigging) et de tracer sous forme de graphique l'évolution des paramètres dans la colonne d'eau au cours de la marée.

2/ 3) Définition du taux de saturation en oxygène

La concentration en oxygène d'une eau donnée, c'est-à-dire le nombre de molécules d'oxygène présentes dans cette eau, est fortement dépendante de la température de celle-ci. Elle conditionne en fait la solubilité des molécules d'oxygène. Plus la température est basse et plus les molécules d'oxygène sont solubles dans l'eau et donc la concentration est élevée. A l'inverse, plus la température est élevée et moins les molécules d'oxygène sont solubles dans l'eau et donc la concentration est faible.

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, nous avons préféré parler de 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 (cette quantité est considérée comme constante, car l'oxygène dans l'atmosphère représente environ 20%), en prenant en compte la température de l'eau et le coefficient de solubilité de l'oxygène.

Lorsque le pourcentage de saturation en oxygène est de 100%, l'eau et l'atmosphère sont à l'équilibre, c'est-à-dire que, toute proportion gardée, il y a autant d'oxygène dans l'eau que dans l'atmosphère en regard du coefficient de solubilité et donc pas d'échange d'oxygène entre l'eau et l'atmosphère. Si le pourcentage de saturation est supérieur à 100%, alors l'eau est dite sursaturée et devient une source d'oxygène pour l'atmosphère. A l'inverse, si le pourcentage de saturation est inférieur à 100%, alors l'eau est dite sous-saturée et devient un puits d'oxygène pour l'atmosphère.

3/ Résultats et discussions

3/ 1) Analyse des données du réseau MAGEST

Le contexte hydrologique relatif à l'acquisition de ces données pour l'année 2005 est précisé dans l'annexe I.

Il s'agit donc ici d'une étude de la variabilité des taux de saturation en oxygène à des pas de temps serrés toutes les 10 minutes, en 4 points de l'estuaire durant l'année 2005.

3/ 1) a. Spécificité de chacune des stations

Des résultats donnés par les valeurs moyennes mensuelles des teneurs en O₂ et MES, confortées par le couple salinité/température, ressorte la spécificité de chacune des stations (Figure 6).

Pauillac est une station bien représentative de la qualité globale des eaux de l'estuaire central de la Gironde, avec des eaux turbides tout au long de l'année, une intrusion marine très marquée de Mai à Octobre, pour peu que les débits soient faibles, et des eaux bien oxygénées (taux de saturation en oxygène ne descendant pas en dessous de 80-90%) (Figure 6D).

Bordeaux est une station où des valeurs moyennes mensuelles de taux de saturation en oxygène avoisinant les 50% sont relevées (des minima de 20 à 40% pouvant être même obtenus au cours de la journée) ; ceci se produit à des moments où la salinité est marquée (0.2 à 1.2 en moyenne; figure 6A) et où les temps de résidence des eaux autour de Bordeaux sont longs.

Libourne et Portets sont typiques de la zone fluviale amont soumise à la marée, avec une intrusion d'eaux marines sensible de Mai à Octobre, quand les débits fluviaux sont faibles,

période caractérisée aussi par une stagnation résiduelle des eaux plutôt chaudes dans cette zone et de fortes teneurs en MES ; les taux de saturation en oxygène peuvent alors descendre à 60-70% (valeur moyenne mensuelle).

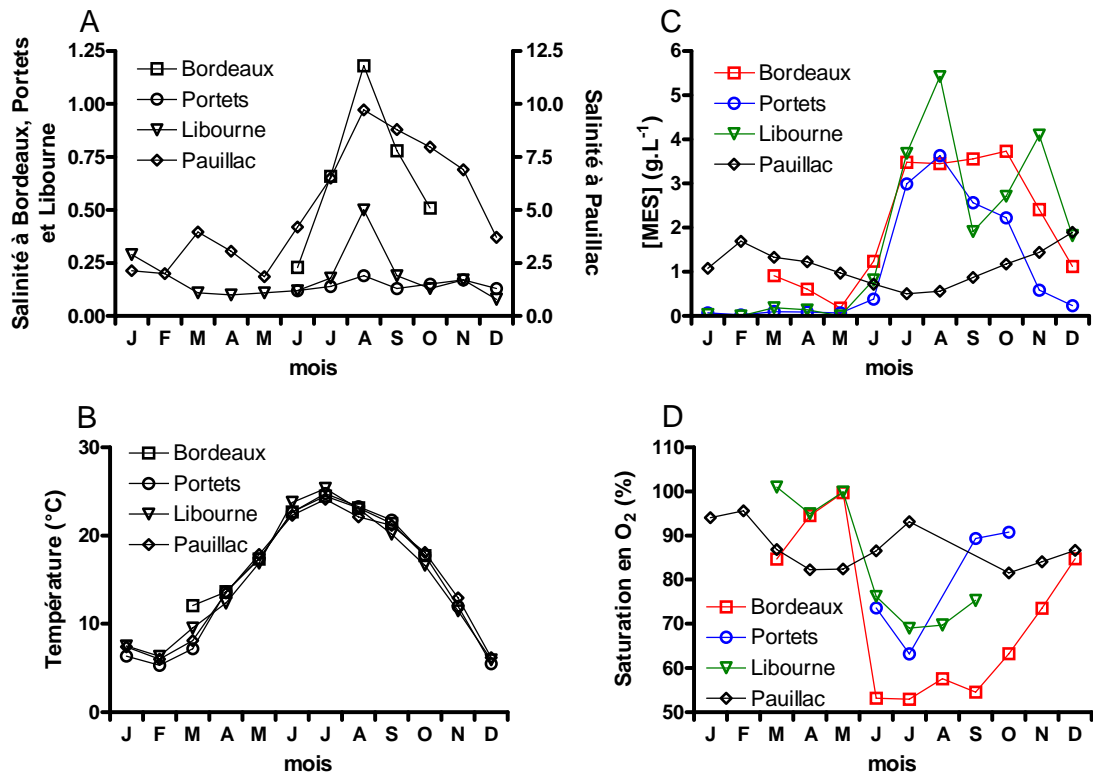


Figure 6 : Evolution de la moyenne mensuelle de salinité (A), de température (°C) (B), de concentration en MES (g.L⁻¹) (C) et de saturation en oxygène (%) (D) pour l'année 2005 dans les différentes stations.

La comparaison des teneurs moyennes mensuelles en MES et des taux de saturation à Libourne et Bordeaux (Figure 7) montrent que les maxima de turbidités moyennes mensuelles correspondent donc aux minima de taux moyens mensuels de saturation en oxygène, ce qui confirme la consommation d'oxygène associée à la présence des particules du bouchon vaseux.

Pourtant, les turbidités les plus fortes à Libourne ne correspondent pas aux taux de saturations les plus faibles (70%), ceux-ci étant constatés à Bordeaux (50%).

Les turbidités des deux stations suivent le même schéma d'évolution avec de faibles valeurs inférieures à 1 g.L^{-1} jusqu'en Juin puis une augmentation très forte, pour la période estivale, notamment au mois d'Août. Les turbidités maximales sont plus élevées à Libourne qu'à Bordeaux avec des valeurs respectivement supérieures à 5 et 3 g.L^{-1} .

A Libourne, une chute sensible des valeurs en Septembre correspond à une hausse des débits de la Dordogne, sur une période de plusieurs jours, suffisante pour faire baisser significativement les valeurs de turbidité, le cœur du bouchon vaseux étant alors vraisemblablement déplacé en aval.

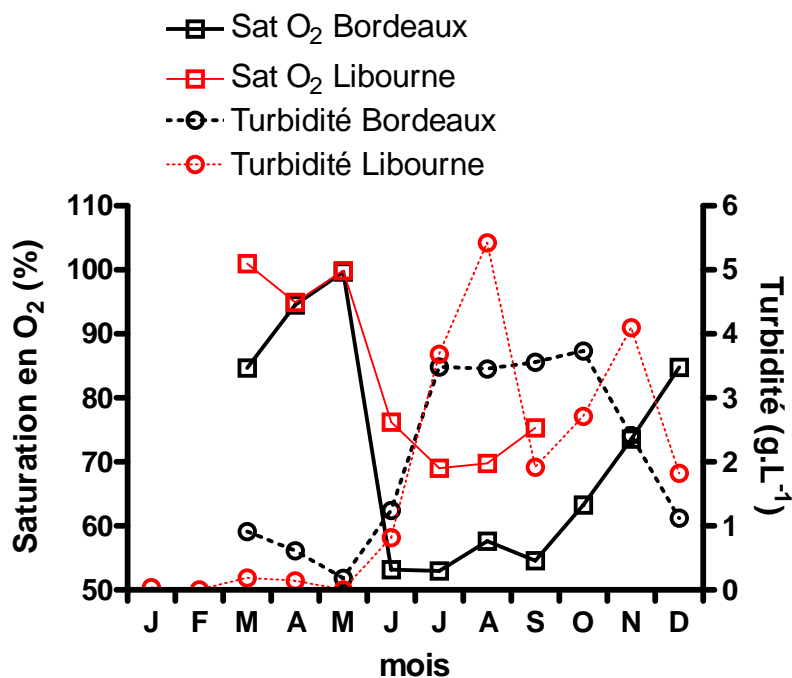


Figure 7 : Evolution des moyennes mensuelles de turbidité (g.L^{-1}) et de taux de saturation en O_2 (%) à Libourne et Bordeaux pour l'année 2005.

Les taux de saturation en oxygène suivent un schéma inverse de celui des turbidités avec des valeurs élevées entre 70 et 100% en début d'année, puis une chute des valeurs à 70% pour Libourne et à 50% pour Bordeaux, où des valeurs sur 2 ou 3 jours sont même inférieures à 30%.

On peut penser que les différences des taux de saturation en oxygène, entre Bordeaux et Libourne, auraient pu être dues aux apports naturels des deux fleuves respectifs, mais les teneurs en carbone organique des eaux de la Dordogne sont plus élevées que dans la Garonne (Veyssy, 1998; Schäfer et al., 2002; Chapitre II). De plus, une autre étude a montré que le COP charrié par la Garonne provient à 54% des sols, 38% de la litière et 8% résultant de la production phytoplanctonique autochtone, ce qui implique des apports très faibles en COP labile ou dégradabile (et donc susceptible de consommer de l'oxygène des eaux lors de sa dégradation) venant de l'amont (Veyssy et al., 1999). Précisons que la charge organique dissoute (non associée aux particules) venant des deux rivières est à peu près identique, relativement faible et peu dégradabile, jouant donc un rôle mineur sur l'oxygénation des eaux de l'estuaire fluvial.

3/ 1) b. Etudes des relations Oxygène/MES

Du fait de l'importance du rôle du bouchon vaseux (avec ses teneurs en MES élevées) sur la baisse des teneurs de saturation en oxygène, une étude plus poussée des relations liant ces deux paramètres a été menée.

Sur la base de l'ensemble des données annuelles (entre 45000 et 50000 par station), nous nous sommes livrés à une étude de relations liant température/MES/taux de saturation en oxygène. Nous n'avons pas pris ici les données enregistrées par la station de Portets, car certains problèmes de fonctionnement n'ont pas permis d'obtenir un nombre suffisant de données à certaines périodes, faussant la comparaison avec les autres stations. Nous avons pris séparément chaque jeu de données pour les stations de Bordeaux, Libourne et Pauillac et nous les avons triés de façon à les classer par gamme de température. En abscisse sont représentées les concentrations en matière en suspension en g.L^{-1} et en ordonnées les pourcentages de saturation en oxygène.

Pour la station de Bordeaux (Figure 8), au vu du nombre de données très conséquent, nous avons séparé les variations de saturation en oxygène de l'eau dans 6 gammes de températures différentes, entre 3 et 5 °C, 5 et 10 °C, 10 et 15 °C, 15 et 20 °C, 20 et 25 °C, 25 et 30 °C. Les données relatives aux MES sont assez représentatives de ce que l'on observe dans l'estuaire et couvrent une large gamme de concentration allant d'une eau quasi-claire, à une eau très turbide avec des taux maximaux de 12 g.L⁻¹ (seuil de saturation des capteurs de turbidité des stations Marel).

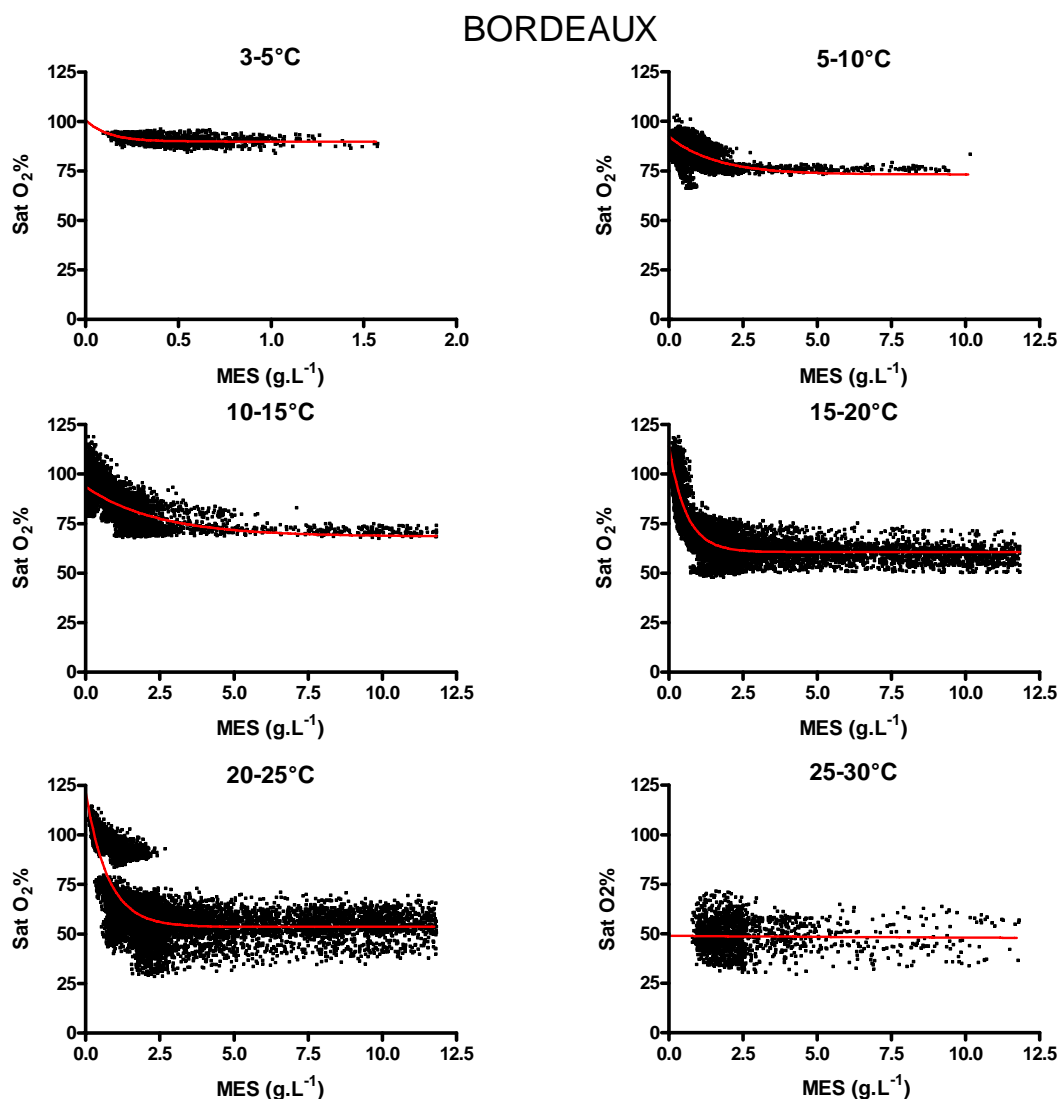


Figure 8 : Relations entre les taux de saturation en oxygène (%) et les concentrations en MES (g.L⁻¹) dans des gammes de températures différentes pour la station de Bordeaux.

L'ampleur des variations de taux de saturation en oxygène est différente selon la gamme de température étudiée. Entre 3 et 5 °C, la saturation en oxygène varie peu entre 83% et 96%. Plus on monte, dans les températures, plus les valeurs extrêmes enregistrées sont conséquentes : entre 20 et 25 °C, le taux atteint un minimum de 28% et peut monter jusqu'à un maximum de 114%. Et enfin entre 25 et 30 °C, il varie encore dans une gamme comprise entre 29% et 71% (avec une moyenne générale de 48%).

En ce qui concerne la station de Libourne (Figure 9), nous avons établi des profils équivalents dans les mêmes gammes de température. Entre 3 et 5 °C la saturation varie entre 81% et 102%. Plus on monte, dans les températures, plus les valeurs extrêmes enregistrées sont conséquentes : dans la gamme de température 20-25 °C, la variation va de 55% à 119% et dans la gamme 25-30 °C la saturation en oxygène passe par un minimum de 42% et par un maximum de 110%.

Les stations de Bordeaux et de Libourne montrent des variations du même ordre en fonction des MES : avec une décroissance rapide de la saturation en oxygène dès que les turbidités augmentent notablement (en dessous de 1 g.L⁻¹ environ), puis atteinte d'un plateau théorique autour d'une valeur lorsque les matières en suspensions sont beaucoup plus élevées. Toutefois, si pour les températures basses, l'ensemble des valeurs ne s'écarte guère de ce plateau, il n'en est pas de même pour les températures fortes.

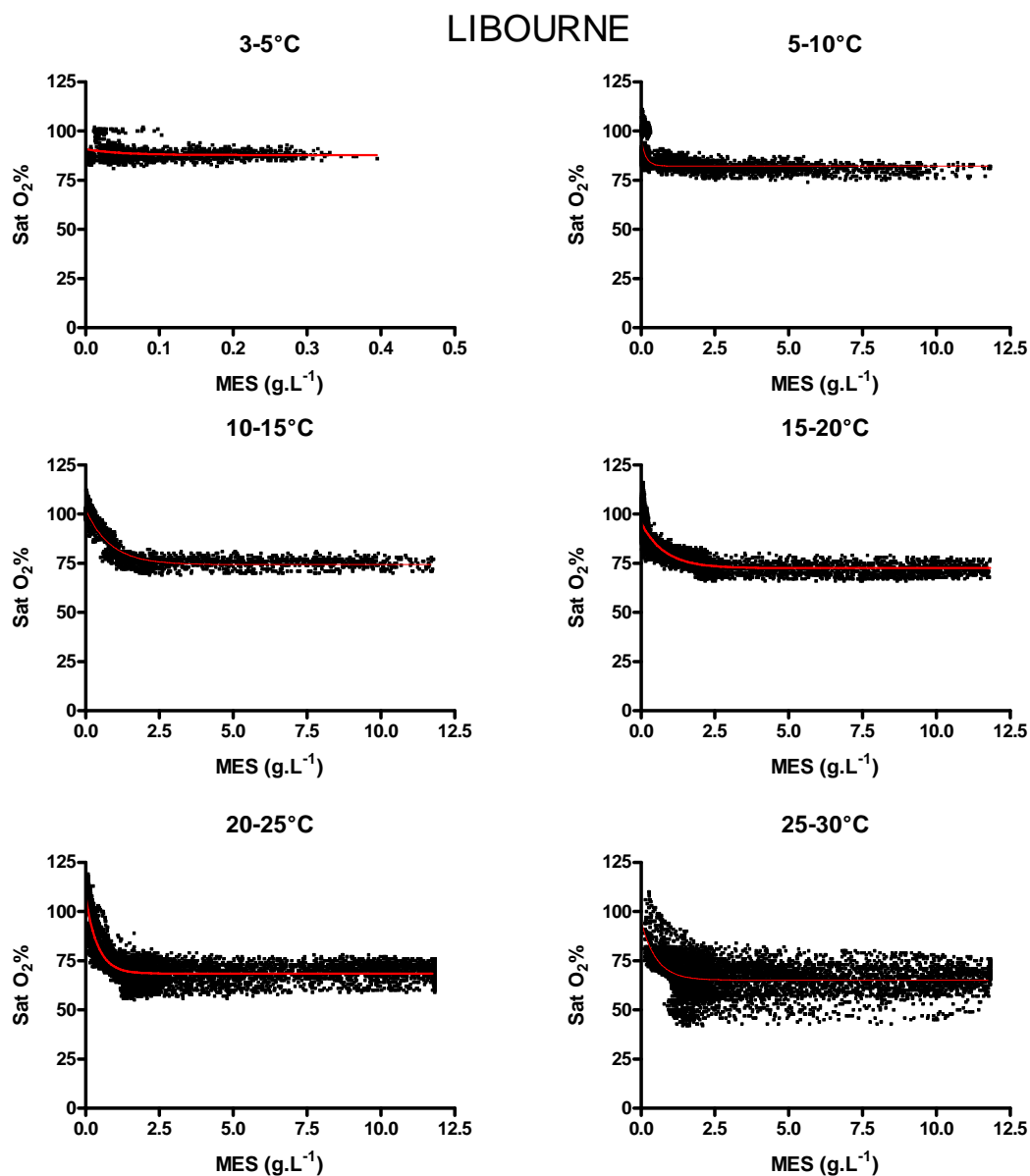


Figure 9 : Relations entre les taux de saturation en oxygène (%) et les concentrations en MES (g.L⁻¹) dans des gammes de températures différentes pour la station de Libourne.

Pour la station de Pauillac (Figure 10), située dans l'estuaire proprement dit, il n'apparaît pas de relation claire entre MES et taux de saturation pour les températures basses : les faits que le nombre de données aux fortes turbidités pour les gammes de température 3-5 °C, 10-15 °C, 15-20 °C et 20-30 °C ne soit pas très conséquent et que, dans tous les cas de figures, les taux

de saturation ne descendent pour ainsi dire jamais autour de 70%, oscillent le plus souvent entre 80 et 90%, expliquent ce phénomène.

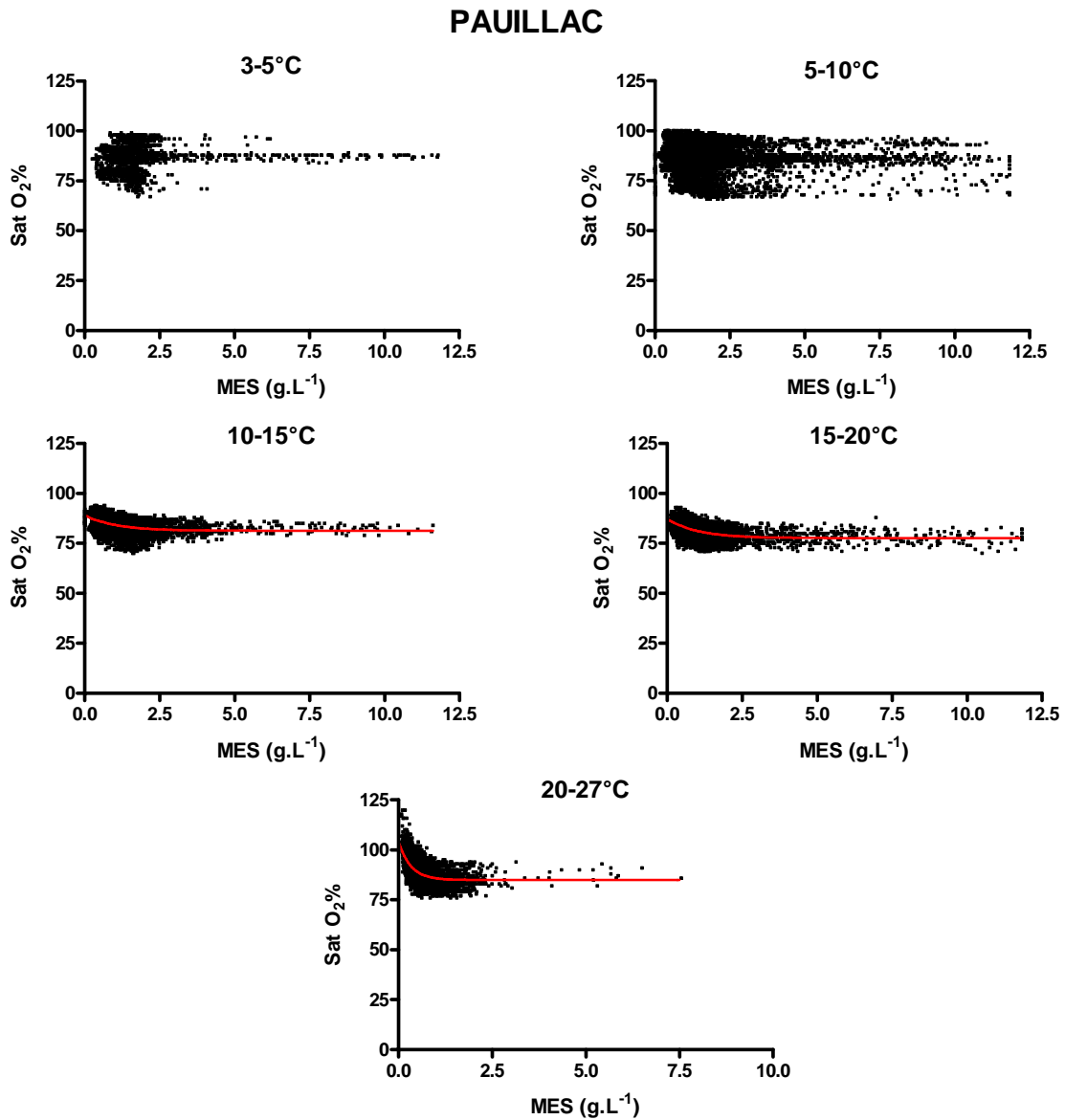


Figure 10 : Relation entre les taux de saturation en oxygène (%) et les concentrations en MES (g.L⁻¹) dans des gammes de températures différentes pour la station de Pauillac.

3/ 1) c. Taux de saturation en oxygène minimum et température

Des relations précédentes, Il apparaît que, pour certaines gammes de températures, la saturation de l'eau en oxygène suit une loi de décroissance exponentielle, dont la formule est la suivante:

$$Y = \text{Span} \times \exp(-KX) + \text{Plateau}$$

La courbe représentant cette variation commence à la valeur "Span+Plateau" et décroît jusqu'au "Plateau" avec une constante "K". La demi-vie de cette relation est égale à $0,69/K$.

Dans cette relation, Y représente la saturation en oxygène en % et X la concentration en matière en suspension en g.L^{-1} . Le Tableau 1 présente les résultats numériques de la relation trouvée entre les MES et les taux de saturation en oxygène par gamme de température pour chaque station.

| LIEU | gamme de température | SPAN | K | PLATEAU | r ² | n | P |
|----------|----------------------|--------------|-------------|--------------|----------------|-------|---------|
| BORDEAUX | 3-5°C | 10.77 ± 1.81 | 8.23 ± 1.01 | 89.87 ± 0.1 | 0.17 | 1443 | <0.0001 |
| | 5-10°C | 19.22 ± 0.32 | 0.64 ± 0.02 | 73.18 ± 0.34 | 0.49 | 10931 | <0.0001 |
| | 10-15°C | 25.03 ± 0.48 | 0.41 ± 0.01 | 68.53 ± 0.5 | 0.44 | 10169 | <0.0001 |
| | 15-20°C | 53.54 ± 0.22 | 1.71 ± 0.02 | 60.67 ± 0.12 | 0.85 | 12898 | <0.0001 |
| | 20-25°C | 68.23 ± 0.88 | 1.33 ± 0.02 | 53.59 ± 0.18 | 0.54 | 12171 | <0.0001 |
| | 25-30°C | 1 ± 4.21 | 0.13 ± 1.04 | 47.95 ± 4.76 | 0.00 | 1862 | 0.3594 |
| LIBOURNE | 3-5°C | 3.008 ± 0.33 | 2.03 ± 4.82 | 87.77 ± 0.18 | 0.05 | 2009 | <0.0001 |
| | 5-10°C | 13.66 ± 0.22 | 6.27 ± 0.23 | 82.21 ± 0.12 | 0.33 | 9747 | <0.0001 |
| | 10-15°C | 28.25 ± 0.1 | 1.21 ± 0.01 | 74.31 ± 0.1 | 0.94 | 6339 | <0.0001 |
| | 15-20°C | 23.16 ± 0.18 | 1.26 ± 0.02 | 72.54 ± 0.11 | 0.79 | 10758 | <0.0001 |
| | 20-25°C | 39.39 ± 0.35 | 2.46 ± 0.05 | 68.45 ± 0.1 | 0.75 | 7506 | <0.0001 |
| | 25-30°C | 30.19 ± 0.99 | 1.94 ± 0.07 | 65.13 ± 0.12 | 0.23 | 8393 | <0.0001 |
| PAJILLAC | 10-15°C | 7.73 ± 0.19 | 0.97 ± 0.07 | 81.32 ± 0.18 | 0.16 | 8892 | <0.0001 |
| | 15-20°C | 9.61 ± 0.17 | 0.98 ± 0.05 | 77.65 ± 0.16 | 0.25 | 10048 | <0.0001 |
| | 20-30°C | 19.23 ± 0.44 | 3.07 ± 0.12 | 84.92 ± 0.15 | 0.37 | 6974 | <0.0001 |

Tableau 1 : Récapitulatif des résultats numériques des relations entre MES et saturation en oxygène par gamme de température pour chaque station (r² étant le coefficient de corrélation, n étant le nombre de mesures utilisées pour établir les relations O₂/MES par gamme de température et p le seuil de confiance).

Même si les coefficients de corrélation de chaque relation ne sont pas très élevés du fait du nombre important de données utilisées pour établir ces relations, les seuils de confiance p sont tous inférieurs à 0.0001 (sauf pour la relation de la gamme 25-30 °C de Bordeaux).

La première chose que l'on peut remarquer, est que la valeur des plateaux de cette relation diminue lorsque la température augmente. Donc, pour des concentrations fortes en matière en suspension ($>2 \text{ g.L}^{-1}$ environ), plus la température de l'eau augmente plus la valeur seuil de saturation en oxygène diminue. On peut constater aussi que selon le site, les relations ne sont pas les mêmes (Figure 11): pour une même gamme de température élevée, nous aurons moins d'oxygène à Bordeaux qu'à Libourne, par exemple lorsque l'eau est dans une gamme de température comprise entre 15 et 20 °C, à forte turbidité ($> 1 \text{ g.L}^{-1}$), la saturation en oxygène de l'eau à Bordeaux est de 60%, alors qu'à Libourne elle est de 72%. Au contraire, dans les gammes de températures basses ($<15 \text{ °C}$), les relations trouvées pour Bordeaux et Libourne convergent vers une même valeur au environ de 90% de saturation lorsque l'eau est à 0 °C.

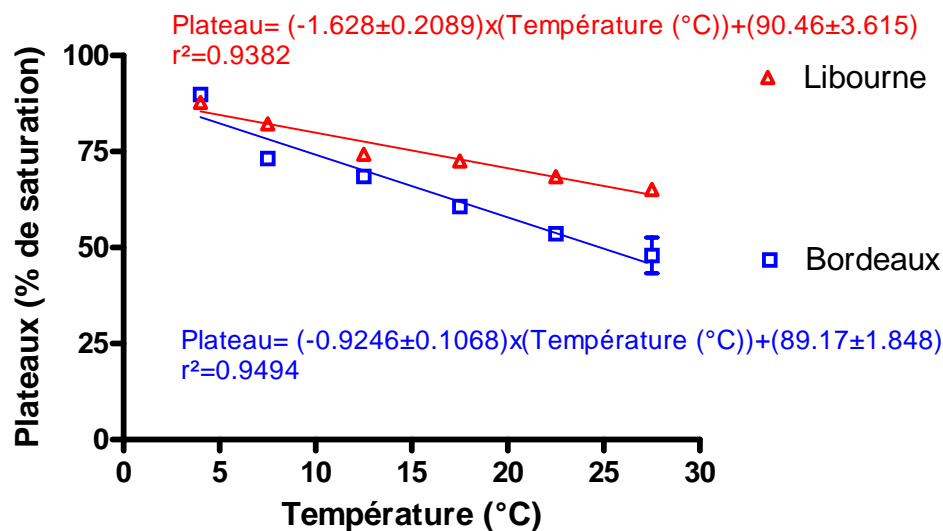


Figure 11 : Relations entre les valeurs des plateaux seuils de taux de saturation en O_2 ($[\text{MES}] > 1 \text{ g.L}^{-1}$) et la température de l'eau.

Donc suivant la température de l'eau, on peut appliquer ces relations à l'estuaire en son entier lorsque les températures sont inférieures à 15 °C, et on ne peut appliquer chaque relation qu'à un site précis lorsque les températures sont supérieures à 15 °C.

3/ 1) d. Variations des taux de saturation en oxygène à l'échelle lunaire :

Après avoir analysé les relations entre oxygène et MES à l'échelle saisonnière (effet de la température), il est nécessaire de procéder à une étude détaillée à l'échelle lunaire. Le site de Bordeaux, pour se livrer à cette étude, paraît tout indiqué, car c'est en ce lieu que les phénomènes les plus marquants ont été observés (valeurs les plus faibles de taux de saturation en oxygène). Les variations sont similaires dans les autres stations, mais dans des gammes de valeurs différentes. A Bordeaux, en présence du bouchon vaseux, pour la période entre le 10 Juillet et le 10 Août 2005, les taux de saturation sont restés faibles, mais très variables allant de 30 à 65% (Figure 12A).

C'est à marée basse que les taux de saturation en oxygène sont les plus bas (jusqu'à 30% en période de déchets); en période de revifs les valeurs remontent pour osciller entre 50 et 55%. A marée haute, ces valeurs oscillent entre 45 et 65% sur la même période (Figure 12A). Dans la Loire (Thouvenin et al., 1994) et dans le Severn (Parker et al., 1994), c'est en période de revif ou de vives eaux, lorsque les teneurs en MES sont maximales, que l'oxygène est minimal. Ici, dans cette zone de la Garonne, les taux de saturation sont minima pendant les déchets et les mortes eaux (Figure 12B). La remise en suspension de crème de vase qui se produit en revif et vives eaux ne semble pas jouer un rôle primordial, ou alors son impact sur l'oxygène est déphasé, avec un temps de réponse de plusieurs jours. Inversement, deux autres facteurs peuvent jouer en faveur d'un minimum d'oxygène en mortes eaux: une diminution de l'aération lorsque les courants sont plus faibles; une dilution et une dispersion moindre des effluents de l'agglomération de Bordeaux par les eaux estuariennes.

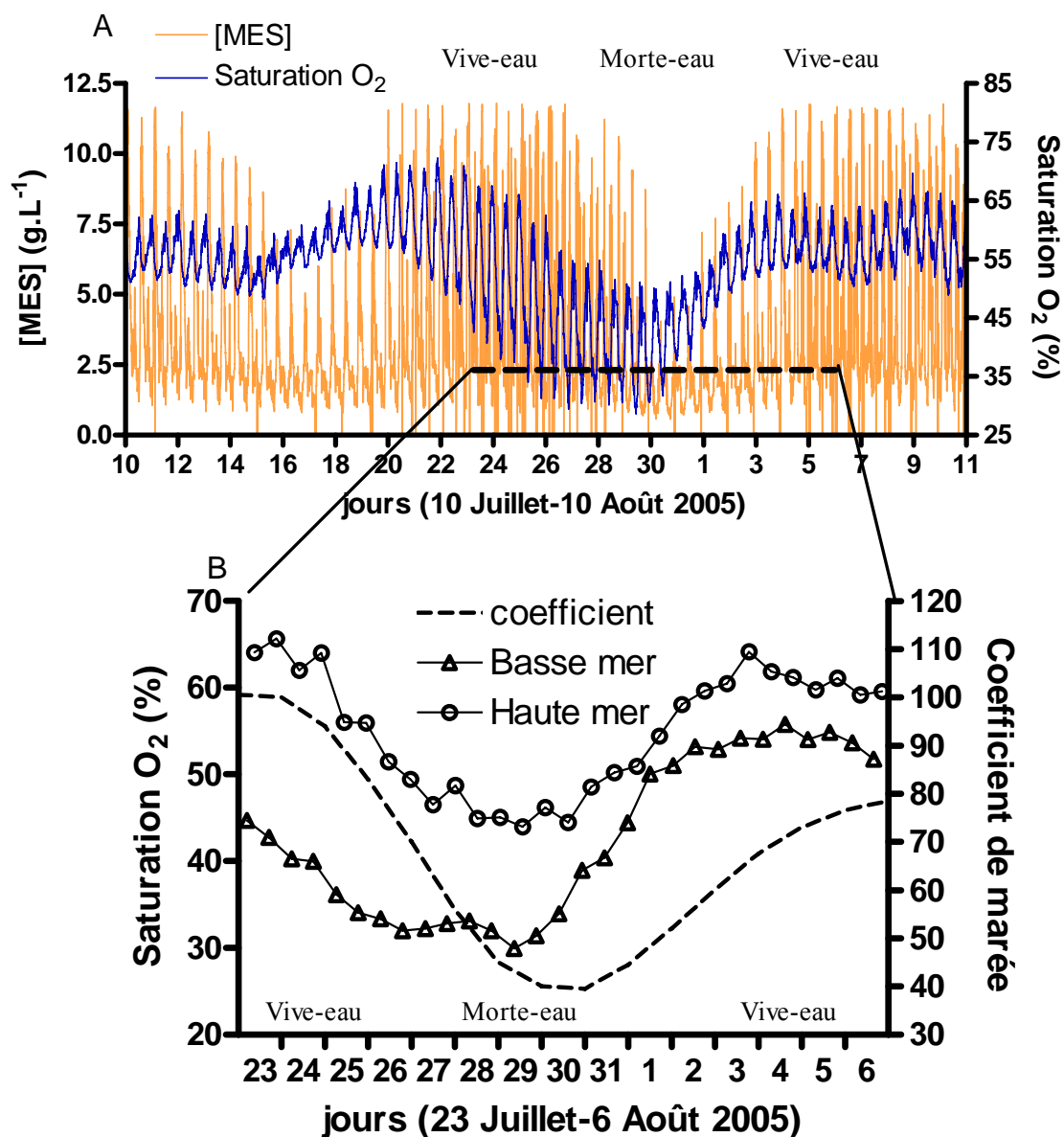


Figure 12 : A) évolution à l'échelle du cycle lunaire de la saturation en oxygène et de la concentration en MES au niveau de la station de Bordeaux entre le 10 Juillet et le 10 Août 2005. B) Variations des saturations en oxygène en basse mer et pleine mer au niveau de la station de Bordeaux sur 14 jours (du 23 Juillet au 6 Août 2005).

3/ 1) e. Variations des taux de saturation en oxygène à l'échelle de la marée

Si l'on s'intéresse maintenant à l'échelle de la marée, (Figure 13, 25 Juillet 2005), on observe les faits suivants :

- maxima de MES à mi-flot et mi-jusant, où les courants de marée sont les plus forts; minima autour des étals de pleines mers et basses mers, où, les courants de marée s'annulent et permettent la décantation des particules ;

- minima de taux de saturation en oxygène, à basses mers, et maxima à pleines mers.

On constate donc à cette échelle de temps que la réponse de l'oxygène aux MES est loin d'être immédiate, et que l'anti-corrélation entre les deux variables n'est plus respectée à l'échelle d'une marée. Les MES montrent bien plus de variabilité que l'oxygène, qui est en majorité dominé par un mélange de masses d'eaux, dont la teneur en oxygène dépend de leur historique.

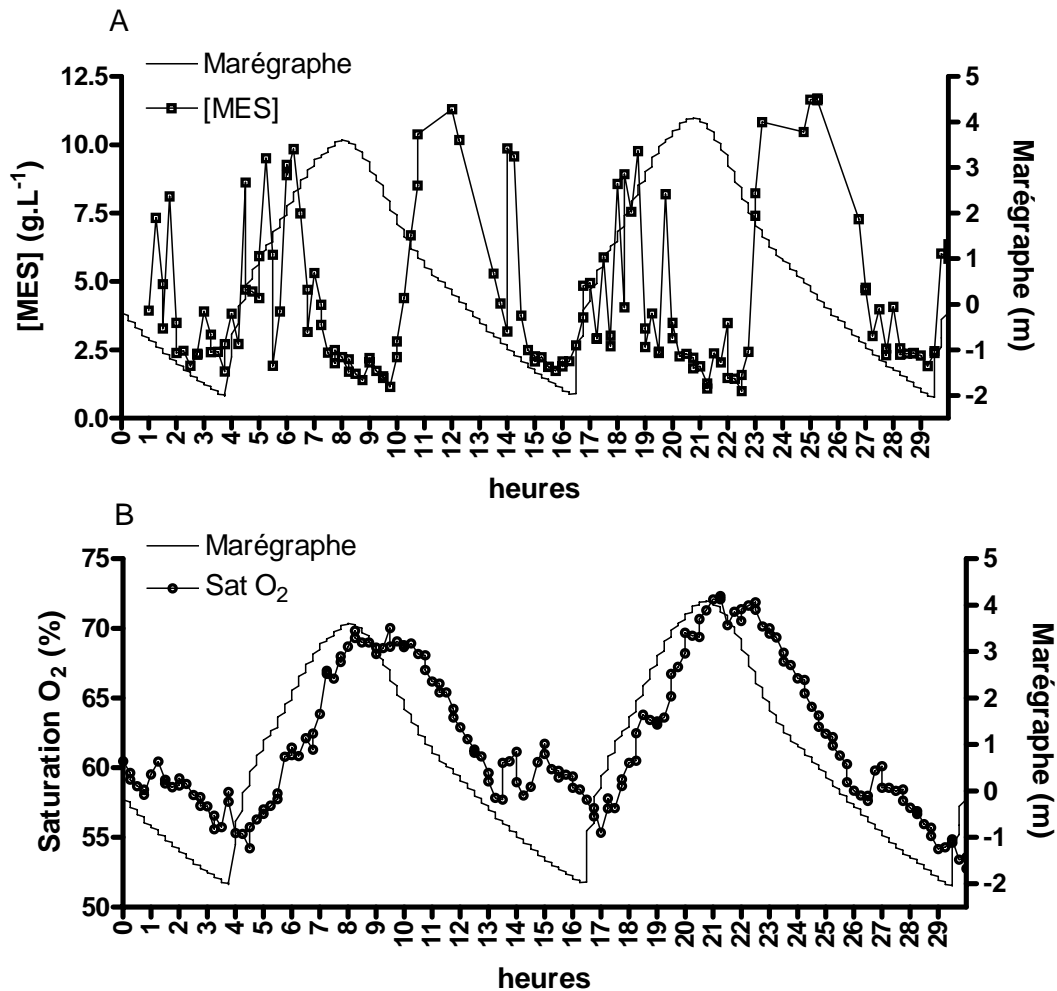


Figure 13 : Evolution journalière de la concentration en MES(g.L⁻¹) (A), de la saturation en oxygène (%) (B) et de la hauteur d'eau au niveau de la station de Bordeaux (25 juillet 2005).

Le mélange des masses d'eau peut être appréhendé en traçant les taux de saturation en oxygène en fonction de la salinité. Si l'on suit l'évolution de ces courbes sur une période de 8 jours, en extrayant les données pour quatre moments clés du cycle de marée (basse mer, mi-flot, pleine mer, mi-jusant), on voit nettement l'effet combiné du mélange des eaux et de la diminution de l'amplitude de marée (Figure 14) : les valeurs les plus faibles des taux de saturation sont systématiquement observées à basse mer, avec des taux qui deviennent de plus en plus faibles quand les salinités de basse mer deviennent plus fortes. Cependant, au-delà d'un simple mélange de masses d'eau plus ou moins salées aux échelles de la marée, il se produit aussi une décroissance progressive des valeurs à chaque étale, l'une après l'autre, lorsque les coefficients de marée diminuent en déchets puis mortes eaux. Ces décroissances sont observables tant à basse mer qu'à pleine mer (Figure 14).

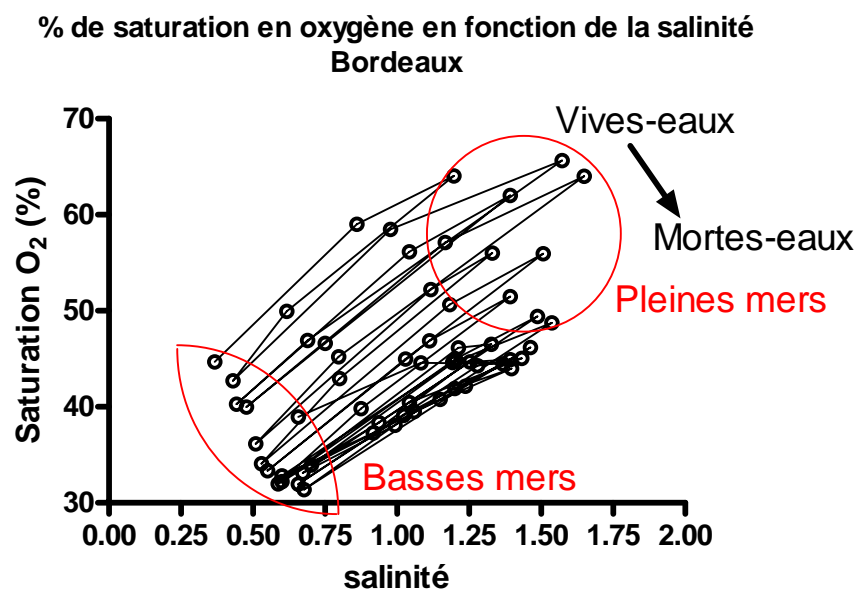


Figure 14 : Variation des teneurs des taux de saturation en oxygène à Bordeaux, sur 8 jours (23-30 juillet 2005), en fonction de la salinité, à basse mer, mi-flot, pleine mer et mi-jusant.

En conclusion à Bordeaux, l'oxygène n'est anti-corrélée à la teneur en MES qu'à l'échelle saisonnière. A l'échelle lunaire et journalière et pour les périodes d'étiage les plus critiques, la tendance est à des minima à basse mer et aux mortes eaux. Ceci porte à penser que les rejets anthropiques sont importants.

L'arrivée de rejets anthropiques (Tableau 2), due à l'agglomération bordelaise, dans ce milieu, avec effet de dilution minimale, favorise une consommation maximale d'oxygène. Tout ceci doit favoriser des taux de saturation en oxygène minimaux oscillant entre 25 et 40%, avec les valeurs les plus basses correspondant vraisemblablement aux amplitudes minimales de déplacement des eaux autour de Bordeaux. Aux environs de mi-flot et mi-jusant, au moment des vitesses de courant maximales associées à des maxima de MES, les baisses de taux de saturation en oxygène prévisibles sont compensées par une meilleure ré-aération des eaux et de dilution des effluents plus marquée qu'en basse mer; on enregistre alors des taux de saturation en oxygène oscillant entre 40 et 50%. Enfin, aux alentours de la pleine mer, ici encore les phénomènes de turbidités et de ré-aération décroissantes jouent de façon inverse sur les taux de saturation en oxygène, mais, on voit alors l'arrivée d'eau plus salée et mieux oxygénée et une dilution théorique maximale des effluents. Les taux de saturation en oxygène présentent alors une gamme de valeurs comprises entre 50 et 60%.

Précisons que les effluents sont connus pour amener des charges organiques importantes, à fort potentiel de dégradation, rejetées le plus souvent sous forme de matière organique dissoute (MOD) majoritaire (Rupp, 2006). Lors de l'étiage et de présence d'eau à température plus élevée, une arrivée de MOD biodégradable en abondance, favorisant une importante consommation d'oxygène lors de sa dégradation, peut fortement perturber la relation MES/Oxygène, ce qui est notre cas, au vu des écarts très prononcés autour des valeurs plateaux de la Figure 8.

| | Facteurs et importance de leurs effets influençant la teneur en oxygène | | Effet sur la teneur en oxygène | Teneurs en oxygène |
|-------------------|---|-------------------|--------------------------------|---|
| Basse Mer | Ré-aération | Minimale | + | 25 à 40% de saturation en oxygène : plus la stagnation des eaux est longue plus basses sont les teneurs |
| | Charge en MES | Minimale | - | |
| | Dilution des effluents domestiques | Dilution minimale | - - - | |
| Mi-Flot/Mi-Jusant | Ré-aération | Maximale | + + | 40 à 50% de saturation en oxygène : valeurs intermédiaire entre la pleine mer et la basse mer. |
| | Charge en MES | Maximale | - - - | |
| | Dilution des effluents domestiques | Dilution moyenne | - - | |
| Pleine Mer | Ré-aération | Minimale | + | 50 à 60% |
| | Charge en MES | Minimale | - | |
| | Dilution des effluents domestiques | Dilution maximale | - | |

Tableau 2 : Cycle journalier des taux de saturation en oxygène en présence du bouchon vaseux lors d'étéage prononcé à la station de Bordeaux.

3/ 2) Analyse des distributions verticales et dans l'estuaire central

Pour cette partie, nous allons observer les différents scénarii présentés par chaque profil vertical enregistré lors des missions SOGIR, mais aussi des profils de fond effectués lors de la mission REAGIR2. Le but recherché est de compléter les données de surface par des profils verticaux dans la colonne d'eau, afin de mieux comprendre les interactions entre MES et oxygène dans toute la colonne d'eau.

Tout d'abord, le Tableau 3 montre quelques généralités sur chacun des profils effectués.

| Mission | PK | date | Débits (m ³ .sec ⁻¹) | Température (°C) | | Salinité | | Saturation en O ₂ (%) | | MES (g.L ⁻¹) | |
|---------|----|------------|--|------------------|------|----------|------|----------------------------------|-------|--------------------------|------|
| | | | | min. | max. | min. | max. | min. | max. | min. | max. |
| SOGIR 1 | 30 | 12/11/2003 | 445 | 12.2 | 12.6 | 0.7 | 3.7 | 80.1 | 84.1 | 0.247 | 3.31 |
| | 52 | 13/11/2003 | 325 | 12.5 | 14.7 | 4.2 | 8.7 | 85.0 | 93.3 | 0.262 | 3.32 |
| | 67 | 11/11/2003 | 321 | 12.1 | 12.6 | 5.6 | 18.2 | 84.6 | 91.7 | 0.1 | 3.31 |
| | 87 | 10/11/2003 | 431 | 12.2 | 12.9 | 17.6 | 28.8 | 93.2 | 97.5 | 0.12 | 0.58 |
| SOGIR 2 | 52 | 29/01/2004 | 3138 | 8.0 | 11.3 | 0.1 | 0.2 | 90.9 | 98.1 | 0.29 | 0.95 |
| | 87 | 28/01/2004 | 3566 | 8.3 | 9.2 | 1.5 | 15.4 | 89.7 | 95.8 | 0.125 | 2.72 |
| SOGIR3 | 29 | 18/03/2004 | 1186 | 9.3 | 10.0 | 0.1 | 0.2 | 92.8 | 99.6 | 0.18 | 1.19 |
| | 52 | 17/03/2004 | 1391 | 9.0 | 13.6 | 0.3 | 3.8 | 84.8 | 103.1 | 0.51 | 3.25 |
| | 87 | 16/03/2004 | 1685 | 9.1 | 11.6 | 1.6 | 22.8 | 94.0 | 107.5 | 0.03 | 1.08 |

Tableau 3 : Récapitulatif des gammes de débits (Garonne+Dordogne), températures, salinités, taux de saturation en oxygène et concentration en MES enregistrés lors des missions SOGIR1, 2 et 3.

La mission SOGIR1 (Novembre 2003) a été effectuée en fin de période d'étiage, alors que les deux autres missions se sont déroulées en période de crue: deux jours avant la mission SOGIR2 (Janvier 2004) le débit Garonne+Dordogne était monté à 4938 m³.sec⁻¹ et un jour avant la mission SOGIR 3 (Mars 2004) à 2487 m³.sec⁻¹.

Les résultats des différents profils effectués sont représentés de la façon suivante : en abscisse le temps en heures, et en ordonnées la hauteur de la colonne d'eau, le fond de l'estuaire étant symbolisé par un quadrillage étroit.

Les mesures à la station PK30, située près du Bec d'Ambès à la confluence de la Garonne et de la Dordogne, sont données sur la Figure 15 pour la campagne SOGIR1. L'enregistrement des données pour ce profil a commencé juste un peu avant l'étape de pleine mer et a perduré tout au long du flot.

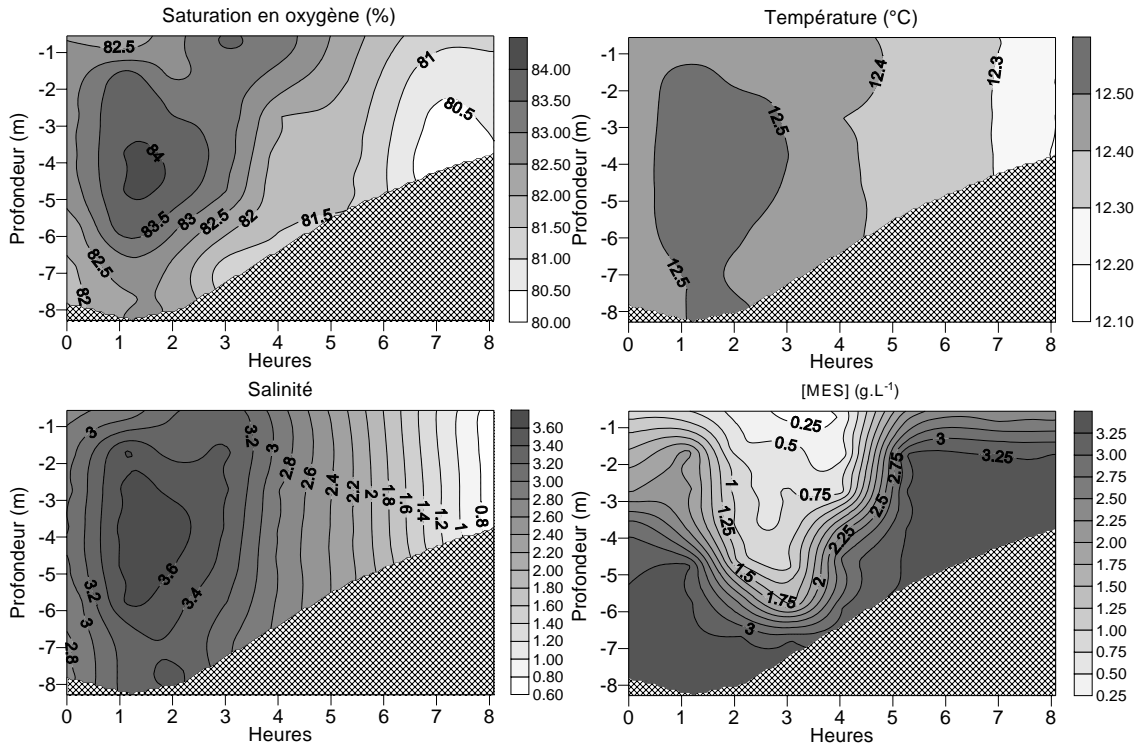


Figure 15 : Profils verticaux de la saturation en oxygène (%), de la salinité, de la température (°C) et de la concentration en MES (g.L⁻¹) pour la station PK30 lors de la mission SOGIR1 (12/11/2005 début à 7:47).

On constate tout d'abord que le maximum d'oxygène se trouve à l'étales de pleine mer et à 4 mètres sous la surface, et ne coïncide pas en surface à un minimum en MES. La saturation en oxygène maximale coïncide au contraire avec une zone où la salinité est la plus forte. Ainsi au moment de la pleine mer une masse d'eau, se déplaçant entre 2 et 6 mètres de profondeur et plus salée (Salinité 3.7) que les couches inférieures, est remontée de l'aval de l'estuaire jusqu'au Bec d'Ambès. En ce qui concerne le minimum d'oxygène (80% de taux de saturation) rencontré dans ce profil, il se situe en fin de flot et au fond de l'estuaire, là où la concentration en MES est la plus forte >3.3 g.L⁻¹, sûrement due à une désoxygénation "locale" et récente liée aux MES.

Pour le profil du point PK52 (Figure 16), situé plus en l'aval, le schéma est différent. En surface à pleine mer, on peut distinguer une eau plus oxygénée (>93% de taux de saturation)

coïncidant avec une température plus élevée (14.7 °C) qu'en profondeur et une turbidité faible (<0.3 g.L⁻¹).

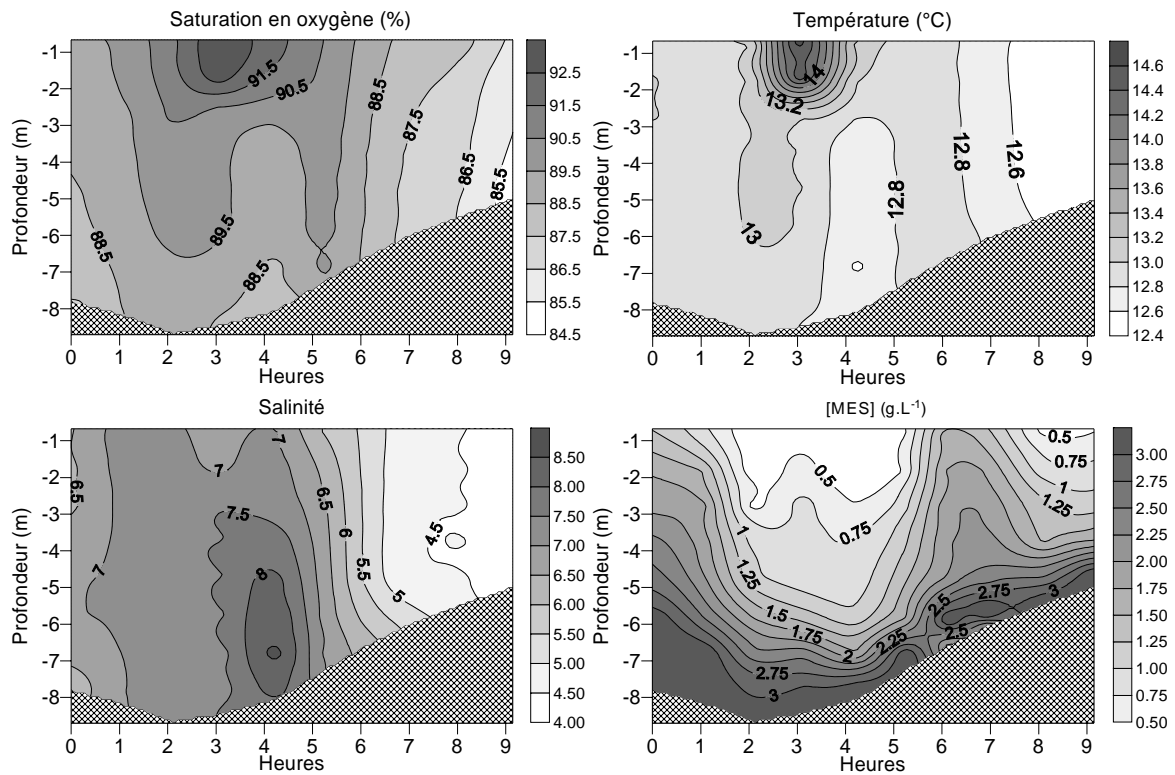


Figure 16 : Profils verticaux de la saturation en oxygène (%), de la salinité, de la température (°C) et de la concentration en MES (g.L⁻¹) pour la station PK52 lors de la mission SOGIR1 (13/11/2003 début à 6:48).

On retrouve en profondeur (7 m) une eau plus salée, mais différente de celle que l'on a pu observer au PK30, car elle est moins oxygénée que les eaux de surface. Cette eau a peut-être subi une désoxygénation à l'aval, puis a été transportée latéralement vers l'amont avec la marée. En ce qui concerne le minimum d'oxygène (85% de taux de saturation), il se situe à la basse mer, au fond où la concentration en MES est la plus forte (>3 g.L⁻¹).

Le profil du PK67 (Figure 17) a été fait à un autre moment de la marée entourant en fait un étale de basse mer. Le minimum d'oxygène (84.5% de taux de saturation) apparaît environ une heure après la basse mer, au fond où la concentration en MES est la plus forte (3.3 g.L⁻¹).

En ce qui concerne le maximum d'oxygène, supérieur à 90% de taux de saturation, il est localisé sur l'ensemble de la hauteur d'eau depuis le début du profil, c'est-à-dire en début de jusant, jusqu'à la basse mer, montrant ainsi un brassage intense sur toute la hauteur d'eau.

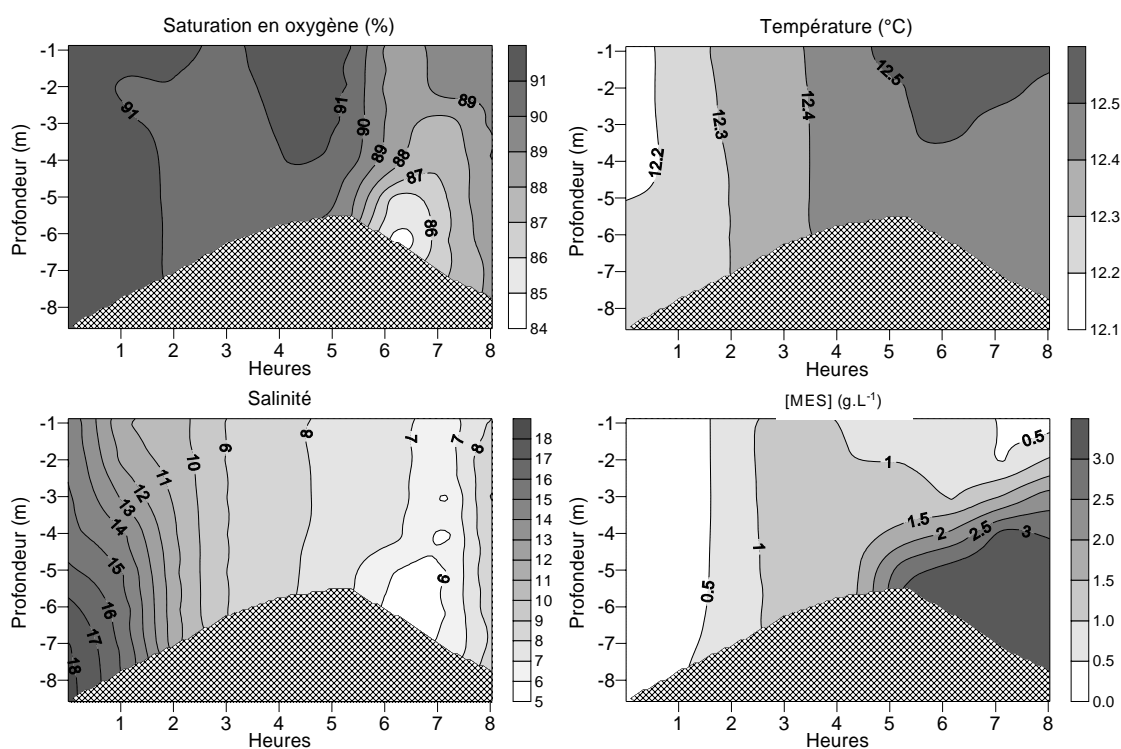


Figure 17: Profils verticaux de la saturation en oxygène (%), de la salinité, de la température (°C) et de la concentration en MES (g.L^{-1}) pour la station PK67 lors de la mission SOGIR1 (11/11/2003 début à 9:16).

Le profil au niveau du PK87 (Figure 18) s'étend de la basse mer vers la pleine mer. La température ainsi que la salinité se répartissent de façon homogène sur toute la hauteur d'eau tout au long de la marée, c'est-à-dire qu'à basse mer, les eaux sont froides et d'une salinité de 18 alors que, pendant le flot jusqu'à la pleine mer, on observe une augmentation graduelle de la température et de la salinité jusqu'à 28. Le maximum d'oxygène ($>97\%$ de taux de saturation) est localisé un peu avant la pleine mer et en surface là où la concentration en MES est la plus faible (moins de 0.15 g.L^{-1}). Le minimum d'oxygène est localisé en basse mer entre 93% et 94% de taux de saturation sur l'ensemble de la colonne d'eau, mais on peut remarquer qu'une heure après le début du profil, on a une très faible différence de saturation en oxygène

entre le fond et la surface (environ 1%) et c'est à ce moment là que sont observées les plus fortes concentrations en MES ($>0.52 \text{ g.L}^{-1}$).

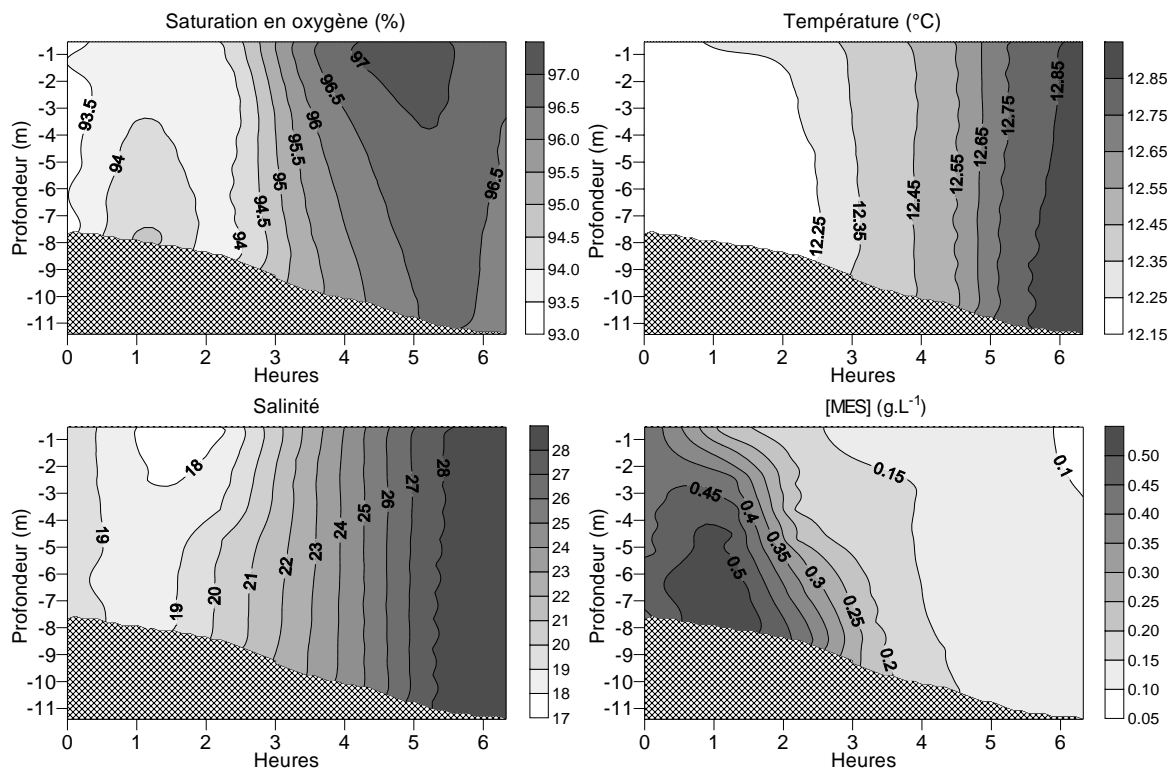


Figure 18 : Profils verticaux de la saturation en oxygène (%), de la salinité, de la température ($^{\circ}\text{C}$) et de la concentration en MES (g.L^{-1}) pour la station PK87 lors de la mission SOGIR1 (10/11/2003 début à 12:33).

En ce qui concerne la mission SOGIR 2, le profil au niveau du PK52 (Figure 19) a été réalisé deux jours après la crue la plus importante de l'année ($4938 \text{ m}^3.\text{sec}^{-1}$) et les débits furent encore très importants durant la mission. Ces forts débits ont empêché la remontée des eaux salines jusqu'au PK57, car, durant le cycle de marée, les variations de salinités sont tellement faibles que l'on peut considérer que des variations de 0.02 sont négligeables.

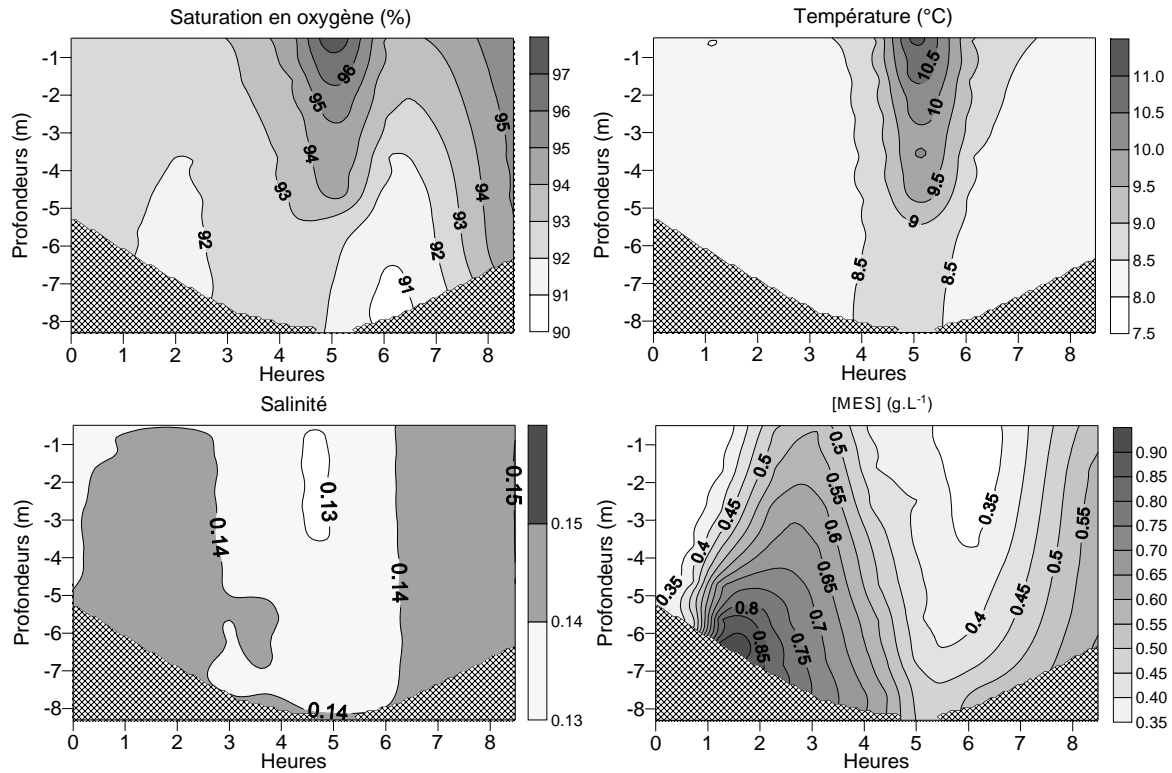


Figure 19 : Profils verticaux de la saturation en oxygène (%), de la salinité, de la température (°C) et de la concentration en MES (g.L^{-1}) pour la station PK52 lors de la mission SOGIR2 (29/01/2004 début à 7:28).

Pour ce qui est de l'oxygène, on peut observer deux masses d'eau où les pourcentages de saturations sont plus faibles que dans le reste du profil : tout d'abord, au fond deux heures après le début du cycle et pendant que la marée monte, cette désoxygénation relative ($<92\%$ de taux de saturation) coïncide avec une hausse de la concentration en MES ($>0.9 \text{ g.L}^{-1}$) et provient probablement de la remise en suspension de sédiments anoxiques présents au fond de l'estuaire ; la seconde masse d'eau désoxygénée se remarque entre 5 et 6 heures après le début du profil lors de la marée descendante ; cela peut être dû au fait que l'eau désoxygénée que l'on a remarqué au début du profil a été déplacée vers l'amont avec la marée montante, puis est repassée au même point lorsque la marée est descendue.

On observe aussi un maximum d'oxygène en surface à l'étale de pleine mer. Ce maximum de 96% de saturation coïncide avec une eau plus chaude et moins turbide qu'en profondeur, cette

masse d'eau plus oxygénée provient sûrement de l'aval et a été transportée latéralement par la marée.

Le profil PK87 (Figure 20) présente des variations de salinité beaucoup plus marquées que pour le profil précédent. Les effets de la crue doivent se faire sentir au PK57, mais sont beaucoup moins marquées au PK87. Malgré tout il faut noter que généralement les salinités rencontrées au PK87 sont dans une gamme assez large comprise entre environ 12 et 28, alors que, sur le profil de la mission SOGIR2, la gamme de salinité en ce point varie de 2 à 15.

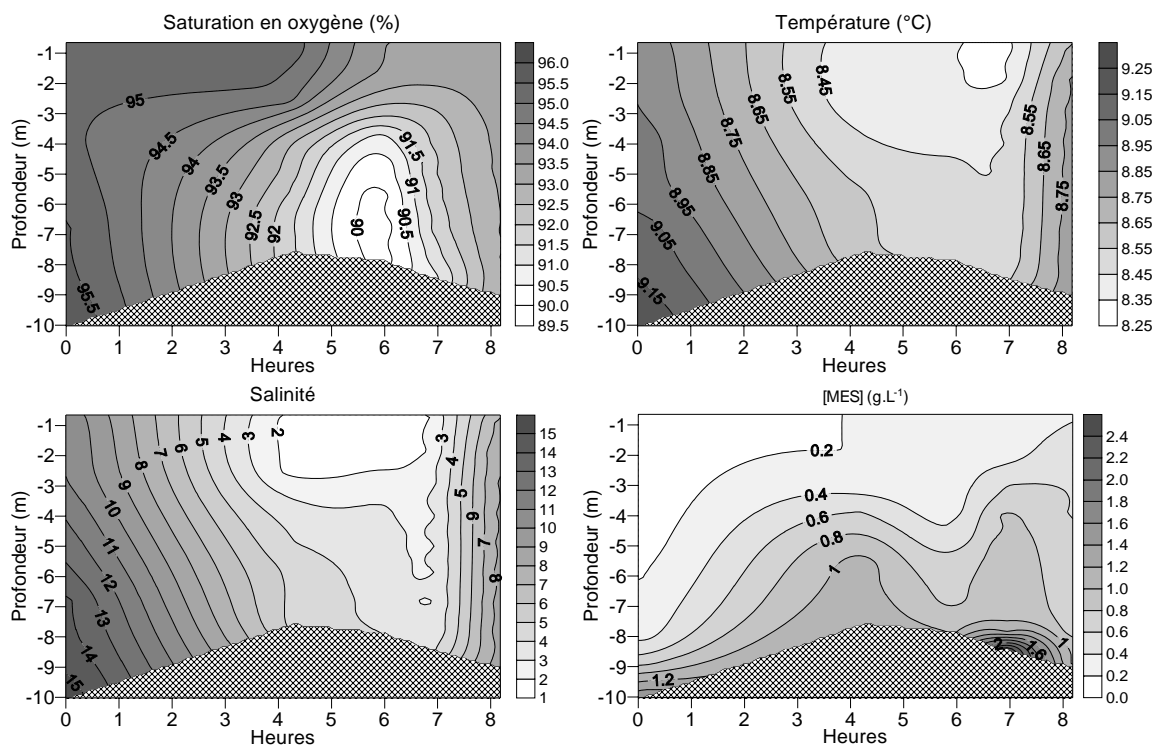


Figure 20 : Profils verticaux de la saturation en oxygène (%), de la salinité, de la température (°C) et de la concentration en MES (g.L⁻¹) pour la station PK87 lors de la mission SOGIR2 (28/01/2004 début à 12:26).

SOGIR3 fut la dernière mission de ce type: elle a eu lieu un jour après une crue où le débit a atteint une valeur de 2487 m³.sec⁻¹. L'effet de cette crue se fait sentir sur les profils verticaux et notamment sur celui effectué au PK30 (Figure 21), où les variations de salinité sont de moins de 0.1 entre la pleine mer et la basse mer, avec des valeurs plus faibles en basse

mer qu'en pleine mer (contrairement aux faibles variations observées sur le profil réalisé au PK52 (Figure 19) de la mission SOGIR2). En fin d'étale de pleine mer, juste avant le jusant, on peut remarquer une arrivée d'eau plus saline au fond, venant de l'aval, et un peu plus désoxygénée que les couches d'eaux situées au dessus, cette eau au fil des marées a dû subir une désoxygénation progressive et est transportée latéralement au gré des courants. Une heure après le début du profil, on peut observer une petite remise en suspension de matières au fond.

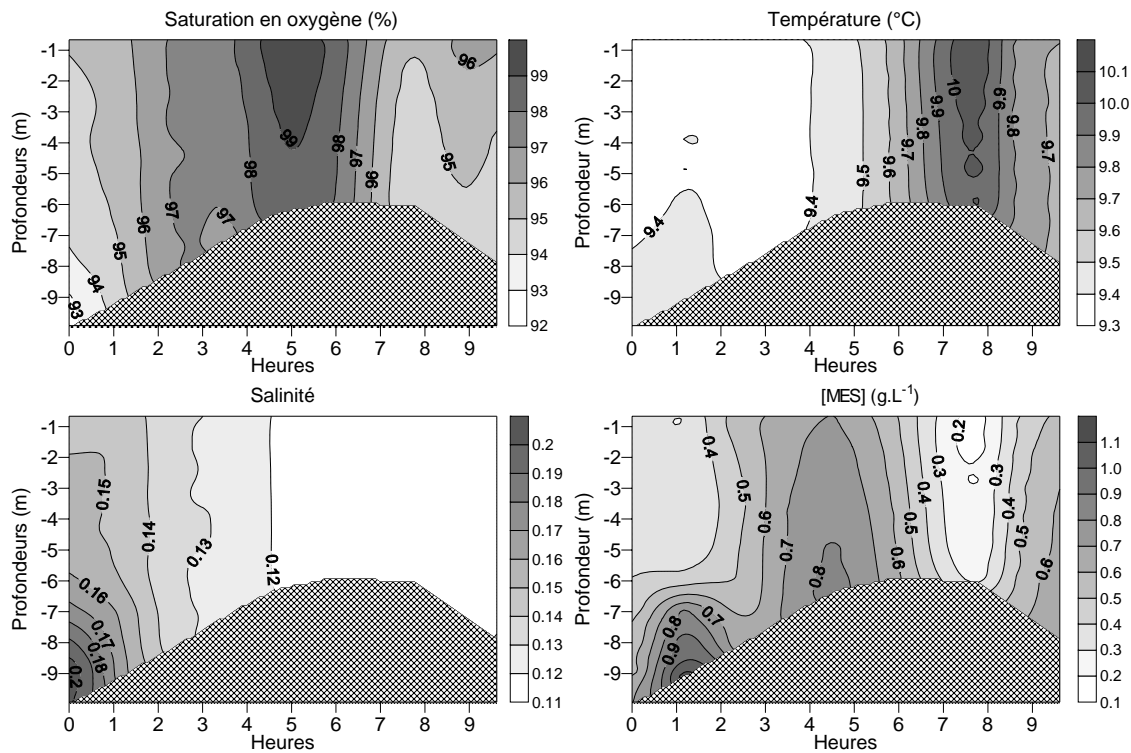


Figure 21 : Profils verticaux de la saturation en oxygène (%), de la salinité, de la température (°C) et de la concentration en MES (g.L⁻¹) pour la station PK30 lors de la mission SOGIR3 (18/03/2004) début à 5:34).

A l'étale de basse mer (environ 5 heures après le début du profil), on voit une masse d'eau oxygénée (99% de taux de saturation) venant de l'amont arriver au PK30 et continuer doucement sa descente, puisque la saturation diminue un peu pendant le reste de l'étale. Enfin, quand la marée commence à remonter, l'oxygène en surface remonte un peu. Cela est sûrement dû au fait qu'une partie de la masse d'eau plus oxygénée, étant passée à cet endroit quelques heures plus tôt, repasse au PK30. En ce qui concerne la température et la

concentration en MES dans ce profil, elles semblent varier en même temps: à partir de l'étalement de pleine mer, la température augmente jusqu'à 10 °C alors que la concentration en MES diminue jusqu'à 0.2 g.L⁻¹, tout deux atteignent leur maximum et minimum en même temps. En fait, une masse d'eau peu turbide et plus chaude arrive de l'amont avec le jusant et repart vers l'amont lorsque le flot arrive.

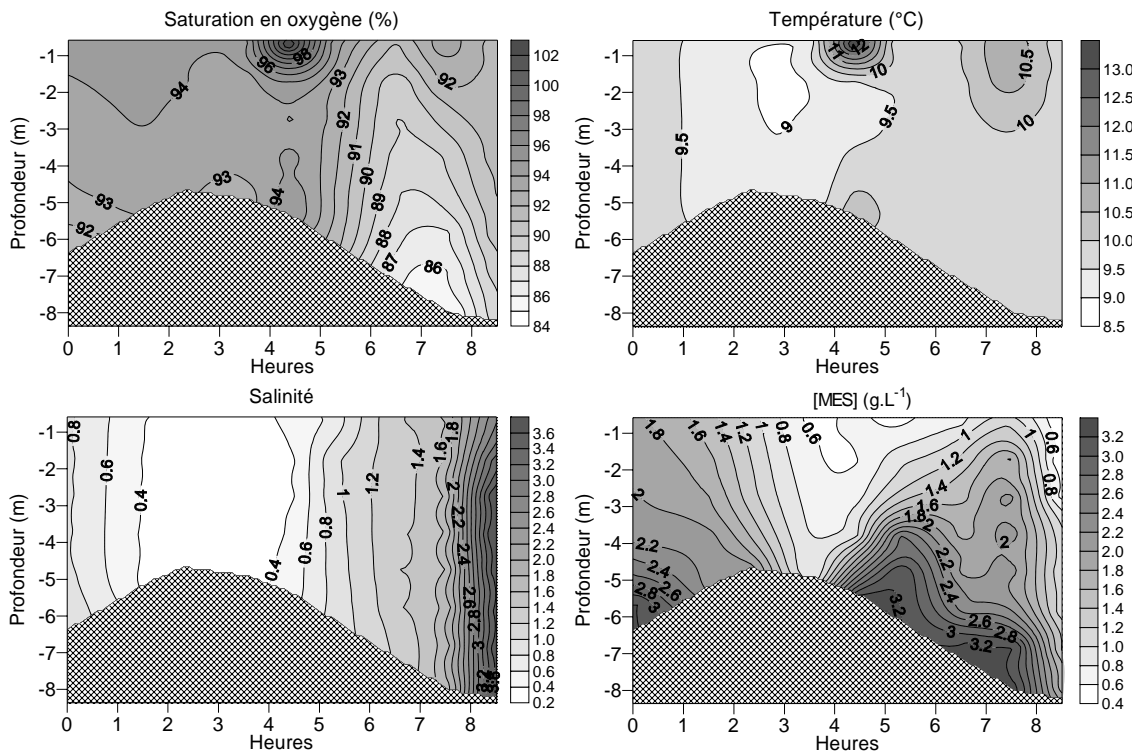


Figure 22 : Profils verticaux de la saturation en oxygène (%), de la salinité, de la température (°C) et de la concentration en MES (g.L⁻¹) pour la station PK52 lors de la mission SOGIR3 (17/03/2004 début à 7:05).

Pour le profil du PK52 (Figure 22), les variations de salinité sont typiques de celles observables lors d'un cycle de marée, avec la salinité qui diminue pendant le jusant et augmente pendant le flot. Le maximum d'oxygène (103% de taux de saturation) apparaît juste après l'étalement de basse mer et coïncide avec le maximum de température (13.55 °C) et le minimum en concentration en MES (<0.4 g.L⁻¹). Cette eau bien oxygénée, peu turbide et chaude, vient de l'amont (la salinité ne remonte pas encore) et atteint le point PK52 avant d'être repoussée par la marée montante. Le minimum d'oxygène (<86% de taux de saturation),

quant à lui, apparaît au fond au moment où la concentration en MES est la plus forte avec plus de 3.2 g.L^{-1} . Avec un tel taux de MES cela correspond sûrement à de la remise en suspension de crème de vase anoxique (Abril et al., 1999).

Le dernier profil de la mission SOGIR3 est celui du PK87 (Figure 23), sur lequel on remarque immédiatement que du fait du très fort débit, le marnage fut faible, 2 mètres environ. On observe aussi une intrusion d'eau marine forte, surtout en profondeur (>22) à l'étale de pleine mer. L'eau de surface à cette période est peu turbide, MES inférieure à 0.1 g.L^{-1} , et très oxygénée, supérieure à 107% de taux de saturation, en rapport direct avec cette arrivée d'eau marine. A l'inverse, si le minimum d'oxygène est visible en début d'étale de basse mer, il ne coïncide pas avec un maximum de turbidité qui, lui, apparaît à l'étale de pleine mer. Nous avons en fait deux masses d'eau : l'une plus oxygénée qui arrive de l'amont en début d'étale de basse mer et une plus turbide en fin d'étale de basse mer.

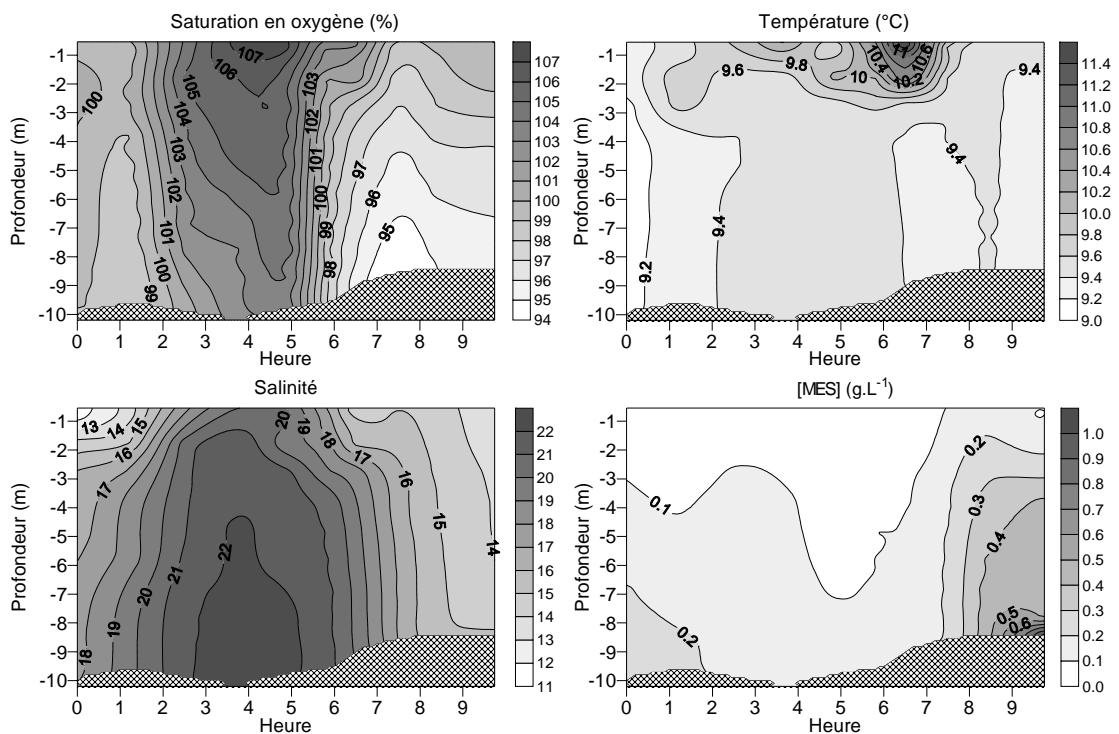


Figure 23 : Profils verticaux de la saturation en oxygène (%), de la salinité, de la température ($^{\circ}\text{C}$) et de la concentration en MES (g.L^{-1}) pour la station PK87 lors de la mission SOGIR3 (16/03/2004 début à 11:18).

En complément de ces missions SOGIR, lors de la mission REAGIR2 (Figure 24), un profil a été effectué au fond, en fixant la sonde multiparamètre YSI sur une structure benthique pendant une vingtaine d'heures au niveau de Pauillac du 6 au 7 Octobre 2004.

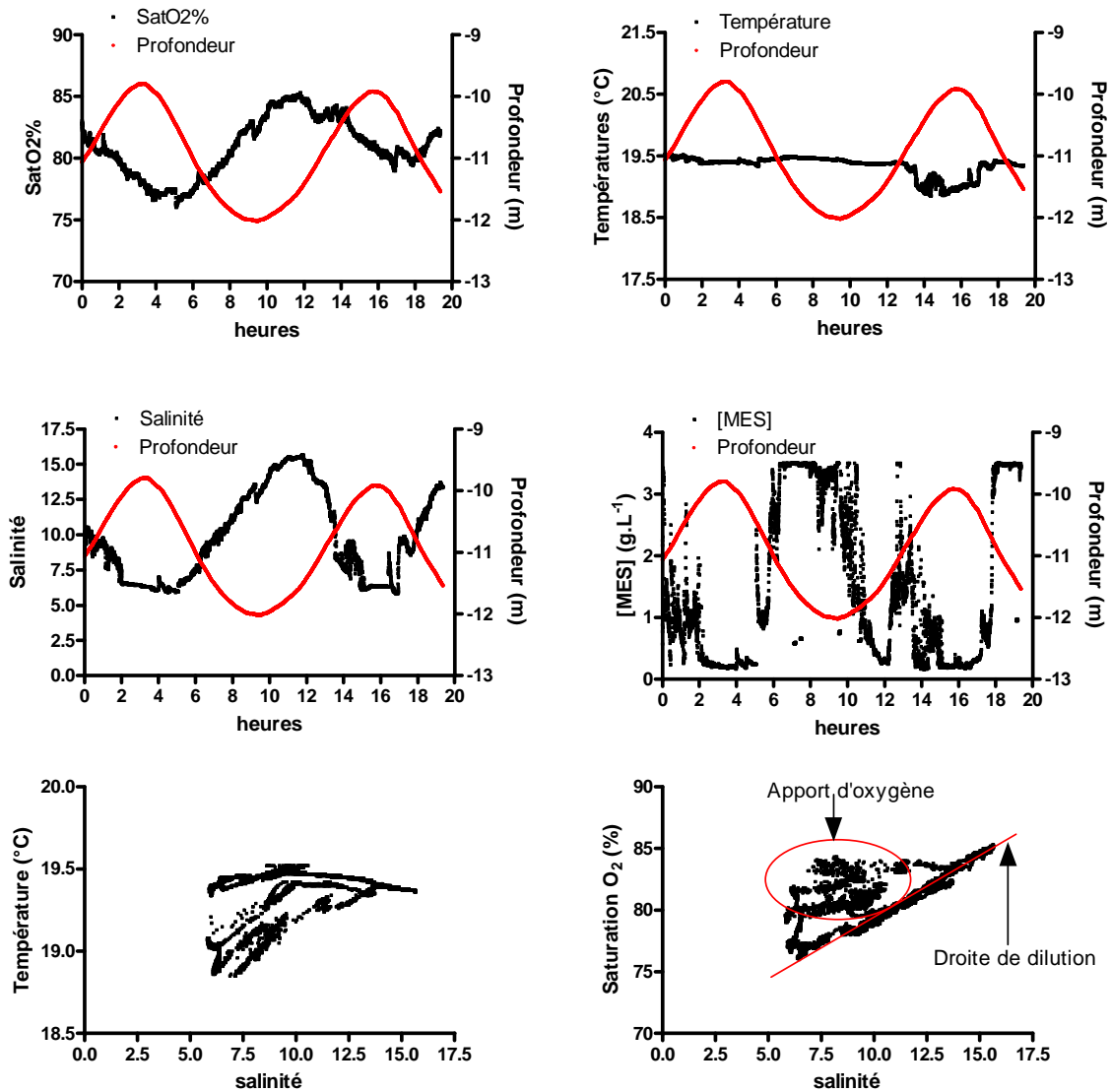


Figure 24 : Enregistrement en continu près du fond réalisés lors de la mission REAGIR2 (PK50 6/10/2004 début à 15:05) de saturation d'oxygène (%), température (°C), salinité, de concentration en MES (g.L⁻¹), et deux graphiques représentant la température et la saturation de l'oxygène en fonction de la salinité.

En abscisse, sur les 4 premiers graphiques sont reportées les heures d'enregistrement, et, en ordonnées, sont montrées la saturation en oxygène (%), la température (°C), la salinité et la turbidité (g.L⁻¹); en axe secondaire d'ordonnées, est présentée la profondeur en m pour suivre

l'évolution de la marée. Les deux dernières figures présentent la température et la saturation en oxygène en fonction de la salinité.

La courbe de profondeur montre deux basses mers et une pleine mer. La turbidité suit l'évolution de la marée : la concentration en MES augmente pendant le flot de 0.15 à 3.5 g.L⁻¹ (valeur seuil de mesure de la sonde) et diminue pendant le jusant de 3.5 à 0.15 g.L⁻¹, avec un épisode plus turbide (1.05 g.L⁻¹ en moyenne avec une valeur maximale à 3.5 g.L⁻¹) en marée descendante (entre 12 et 15h après le début de l'enregistrement). La saturation en oxygène ainsi que la salinité suivent la marée, mais avec un léger décalage dans le temps : les deux paramètres augmentent en flot et atteignent leur maximum (85.3% de taux de saturation et 15.64 environ 11 heures après le début de l'acquisition des données) lorsque la marée est déjà descendante. Les minima de taux de saturation en oxygène et de salinité (76% et 5.9) apparaissent au même moment environ 5h après le début de l'enregistrement, lorsque la marée commence à monter. Quant à la température, elle reste constante aux environs de 19.5 °C, mais l'eau subit un léger refroidissement d'environ 0.5 °C entre 13 et 17h après le début de l'enregistrement, pendant la seconde marée descendante. Cette légère diminution de la température, significative, laisse penser au passage d'une masse d'eau différente. En effet, lorsque l'on analyse le diagramme T-S, on voit qu'il y a plusieurs (au moins 3) masses d'eau qui se mélangent. En fonction de la salinité, l'oxygène se distribue la plupart du temps selon une droite de dilution (de 76% de taux de saturation en oxygène pour une salinité de 6.4 à 85.3% de taux de saturation en oxygène pour une salinité de 15.64), mais une autre masse d'eau plus oxygénée apparaît aussi au dessus de cette droite de dilution. Cet apport d'eau plus oxygénée provient probablement d'une source locale transversale (eau de ruissellement, cours d'eau, ou encore transport latéral d'une masse d'eau plus oxygénée navigant en profondeur dans l'estuaire).

4/ Synthèse et conclusion

De l'ensemble des données sur le taux de saturation en oxygène dans les eaux de l'estuaire de la Gironde, mesurées en points fixes à haute résolution temporelle ou lors de campagnes dans l'estuaire central, il ressort deux faits majeurs:

- l'estuaire central est caractérisé par des eaux bien oxygénées en toute saison et peu de relation directe entre les teneurs en MES et l'oxygène dissous sur des échelles de temps courtes. A l'échelle saisonnière, l'effet de la turbidité est très marqué d'autant que des efflorescences phytoplanctoniques peuvent se développer à l'aval du bouchon vaseux induisant parfois jusqu'à des sursaturations locales en oxygène.
- L'estuaire fluvial amont peut être qualifié de "zone sensible" lorsque rejets domestiques, présence du bouchon vaseux, températures estivales et débits d'étiage sont conjugués. On observe dans cette zone une anti-corrélation très forte entre oxygène et MES et température à l'échelle saisonnière. Aux échelles lunaires et tidale, c'est à basse mer et en mortes eaux que les taux de saturation en oxygène sont minimaux, probablement sous l'effet d'une aération plus faible et d'une dilution minimale des effluents de l'agglomération Bordelaise.

Dans l'estuaire central, du Bec d'Ambès jusqu'au PK70, les eaux sont toujours bien oxygénées. Le bouchon vaseux, présent de façon quasi-permanent et migrant plus ou moins selon les débits fluviaux et les coefficients de marée, est tout d'abord relativement dilué (teneurs en MES de l'ordre de centaines de mg.L^{-1} à 4 ou 5 g.L^{-1} maximum) et est mélangé avec des eaux marines, enrichies en oxygène, se mélangent plus ou moins avec des eaux

estuariennes brassées par les courants. Les profils verticaux des taux de saturation en oxygène montrent peu de différences entre les eaux de surface et du fond. Tout juste voit-on par moment des masses d'eau stratifiées et peu mélangées, caractérisées par des taux de saturation en oxygène plus forts ou plus faibles, propres à ces masses d'eau venant de l'amont ou de l'aval.

Il en est tout autrement dans l'estuaire fluvial de la Garonne ou de la Dordogne. Si, dès que les débits diminuent, le bouchon vaseux s'installe dans cette zone, les charges en MES deviennent très conséquentes (étroitesse du lit Garonne/Dordogne par rapport à la section Gironde après le Bec d'Ambès) et les taux de saturation en oxygène baissent. C'est à Bordeaux et ses environs que les taux de saturation en oxygène les plus bas sont alors enregistrés, pouvant descendre à des valeurs ponctuelles en dessous de 30%. Pour une même turbidité, l'oxygène ne descend pas si bas à Libourne, ce qui prouve l'impact des rejets de la communauté urbaine de Bordeaux. Les relations liant taux de saturation en oxygène et teneurs en MES montrent qu'au dessus d'environ 2 g.L^{-1} de MES, on atteint un plateau en oxygène et que plus on monte dans les gammes de températures (à quantité de MES équivalente) plus ces plateaux sont bas. On pense alors à une respiration plus intense, car les activités biologiques telles que la respiration sont intimement liées à la température (voir chapitre III). Aussi, afin de mieux cerner l'importance de ces rejets anthropiques sur l'oxygénation des eaux, il est nécessaire de comprendre le rôle des apports en carbone fluviaux venant des grands bassins amont entrant dans l'estuaire de la Gironde, via la Dordogne et la Garonne, et appelés à transiter plus ou moins longtemps dans cette zone estuarienne fluviale (assimilé à une "zone sensible", dont l'étendue va être précisée) et y subir une minéralisation poussée. Ceci fera l'objet du chapitre III.

Enfin, on constate que les variations spatio-temporelles de l'oxygène dans l'estuaire sont le résultat de processus opposés de respiration et d'aération (Tableau 2), dont l'évolution est complexe aux différentes échelles temporelles. Ceci prouve la nécessité d'étudier plus en détail ces processus afin de comprendre et quantifier les teneurs en oxygène qui en résultent.

CHAPITRE II:

BIOGEOCHIMIE DU CARBONE ET DE SES PARAMETRES ASSOCIES DANS LA ZONE AMONT DE L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE

1/ Introduction

Les estuaires jouent un rôle important dans le transfert de matière du continent vers les océans côtiers. Cela est particulièrement vrai pour les estuaires macrotidaux, où les temps de résidences sont long à la fois pour les eaux et les MES ce qui aboutit à des modifications importantes dans la spéciation chimique des composés par l'activité biologique et les processus physico-chimiques (Wollast, 1983). Le transport du carbone par les rivières à l'échelle globale est une composante importante du cycle du carbone, 0.9 Gt de carbone par an dont environ 60% est inorganique et environ 40% est organique (Meybeck, 1993a). Il est maintenant établi que les estuaires sont des écosystèmes nettement hétérotrophes, où la respiration surpasse largement la production primaire (Smith & Hollibaugh, 1993; Gattuso et al., 1998; Gazeau et al., 2004). Les estuaires Européens sont soumis à d'intenses perturbations (Kempe, 1984) dues aux charges élevées en matières organiques détritiques qui induisent des vitesses de respirations importantes (Wollast et al., 1988) et des productions de grandes quantités de CO₂ dissous (Frankignoulle et al., 1998; Abril et Borges, 2004). On peut localiser cette nette augmentation en CO₂ concomitante avec une forte diminution de l'O₂ dans la partie amont des estuaires Européens au niveau des faibles salinités (Frankignoulle et al., 1998). De plus, la zone où se rencontre eau douce et eau saline est un site important pour les processus biologique et chimique dans les estuaires (Morris et al., 1978).

Dans l'estuaire de la Gironde, les plus fortes valeurs de saturation en oxygène sont localisées dans les parties extrêmes de l'estuaire à l'amont, dans le fleuve, et à l'aval dans l'embouchure et sont le résultat d'une production primaire active (Morris et al., 1978), alors que l'on

retrouve le minimum d'oxygène au niveau de Bordeaux, comme relevé dans le chapitre I de cette thèse.

Aussi est-ce dans la zone estuarienne fluviale que vont être menées les recherches présentées dans ce chapitre. Si l'hypothèse d'une source additionnelle d'apports organiques dus aux effluents de la communauté urbaine de Bordeaux a été évoquée pour expliquer les taux de saturation en oxygène les plus faibles observés dans les eaux de la Garonne estuarienne, il apparaît nécessaire de s'assurer du rôle éventuel des apports fluviaux, issus des grands bassins versants de la Dordogne et de la Garonne sur ces baisses de taux de saturation en oxygène ou les augmentations en CO₂. Pour cela, nous allons nous intéresser dans ce chapitre aux divers apports provenant de la zone amont avant que ceux-ci n'entrent dans le bouchon vaseux au niveau de Bordeaux et de Libourne. Au cours d'un suivi saisonnier pendant une année (deux campagnes par mois en moyenne de Novembre 2003 à Novembre 2004) sur la zone fluvio-estuarienne de la Garonne et de la Dordogne, nous avons étudié la qualité des apports fluviaux amonts et les éventuelles relations entre dégradation de la matière organique et niveaux de teneurs en oxygène et en CO₂ dissous dans cette partie de l'estuaire de la Gironde.

2/ Matériels et méthodes

2/ 1) Stratégie d'échantillonnage

Durant un cycle hydrologique annuel complet (missions GARDOMONT de Novembre 2003 à Novembre 2004), nous avons effectué des prélèvements et des mesures sur la Garonne et la Dordogne au niveau de la zone fluviale estuarienne depuis la limite amont de la marée dynamique jusqu'à Bordeaux (Garonne) et Libourne (Dordogne). L'ETM (zone de rétention des MES à l'intérieur de l'estuaire due à l'asymétrie de la marée et aux courants de densité dans les estuaires macrotidaux) est généralement présent au niveau de ces deux villes durant l'été pendant la période d'étiage (débits inférieurs à $200 \text{ m}^3 \cdot \text{sec}^{-1}$). A l'inverse, en hiver pendant la période de crue, l'ETM se déplace vers l'aval de l'estuaire de la Gironde du fait que les débits sont importants (supérieurs à $1000 \text{ m}^3 \cdot \text{sec}^{-1}$) (Tableau 4). Environ deux fois par mois, des prélèvements ont été effectués en 7 stations (Figure 25), toujours au même stade de la marée, lors de coefficients de marée moyens (Tableau 4). La Garonne (PK0=Bordeaux) était échantillonnée environ 3 heures avant la basse mer en commençant par Bègles (station 1, PK-5) et en remontant la rivière vers La Réole (station 4, PK-70) située dans la partie amont de l'estuaire, à la limite de l'influence de la marée (Allen, 1972; Jouanneau et Latouche, 1981), 3 heures plus tard. Quant à la Dordogne (PK0=Libourne), l'échantillonnage s'effectuait en début de marée montante suivante en commençant par Pessac sur Dordogne (station 5, PK-60) située le plus en amont à la limite de l'influence de la marée et en finissant à Libourne (station 7, PK0) environ 3 heures après la basse mer.

| Dates des missions | Débits Garonne (m ³ .sec ⁻¹) | Débits Dordogne (m ³ .sec ⁻¹) | Coefficients de marée | Période de crue Période d'étiage |
|--------------------|---|--|-----------------------|---|
| 7/11/03 9:00 | 261 | 320 | 78 | |
| 8/12/03 13:40 | 1491 | 639 | 73 | |
| 20/1/04 13:05 | 2268 | 1227 | 75 | |
| 4/2/04 12:40 | 1142 | 603 | 58 | |
| 18/2/04 12:10 | 649 | 230 | 69 | |
| 4/3/04 12:20 | 598 | 288 | 56 | |
| 18/3/04 11:15 | 899 | 288 | 68 | |
| 19/4/04 13:15 | 685 | 269 | 91 | |
| 3/5/04 13:00 | 1790 | 488 | 85 | |
| 17/5/04 12:45 | 858 | 277 | 76 | |
| 1/6/04 12:55 | 554 | 191 | 80 | |
| 16/6/04 12:40 | 357 | 133 | 66 | |
| 1/7/04 12:30 | 205 | 123 | 80 | |
| 19/7/04 14:20 | 200 | 112 | 74 | |
| 30/7/04 12:55 | 138 | 111 | 73 | |
| 16/8/04 13:20 | 135 | 126 | 77 | |
| 30/8/04 13:35 | 96 | 138 | 97 | |
| 9/9/04 8:55 | 100 | 166 | 25 | |
| 27/9/04 12:30 | 127 | 158 | 88 | |
| 12/10/04 11:20 | 97 | 149 | 76 | |
| 25/10/04 12:40 | 104 | 158 | 73 | |
| 10/11/04 12:05 | 260 | 208 | 72 | |
| 23/11/04 11:55 | 248 | 142 | 66 | |

Tableau 4 : Dates, débits des rivières et coefficients de marées lors de chaque mission du suivi saisonnier GARDOMONT de Novembre 2003 à Novembre 2004.

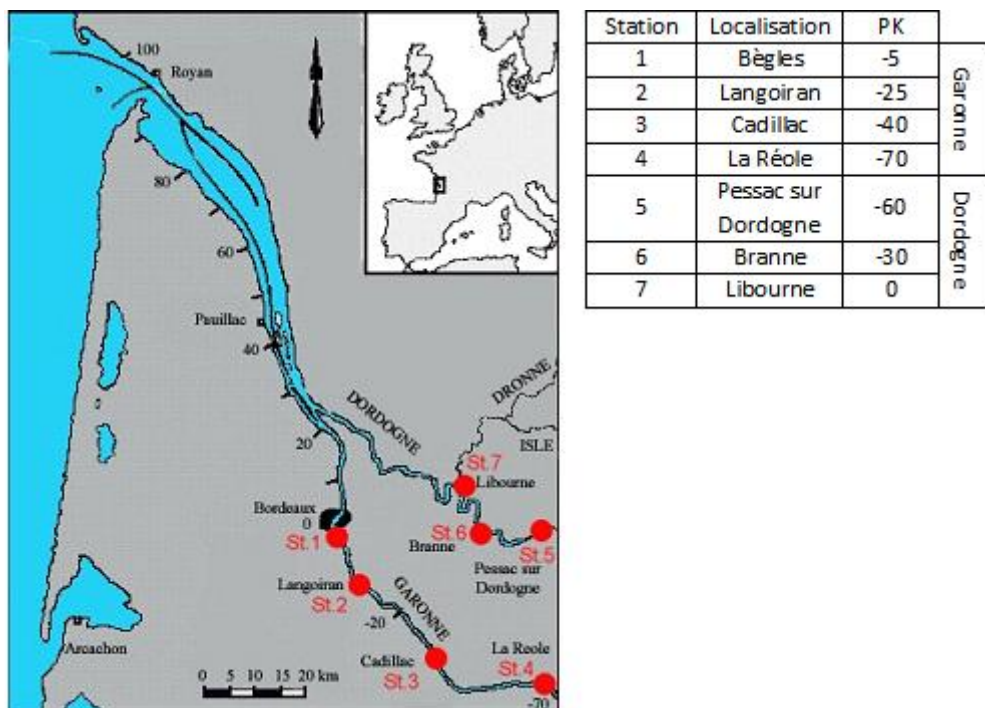


Figure 25 : Carte situant les stations de prélèvements sur la Garonne et la Dordogne durant le suivi saisonnier GARDOMONT (Nov. 2003-Nov. 2004); sur la Garonne PK0=Bordeaux; sur la Dordogne PK0=Libourne.

La renverse de courant lors du passage entre les stations 4 et 5 nous a permis de prélever, sur la Dordogne, dans le sens opposé au courant de marée et donc d'accroître la résolution spatiale de notre échantillonnage, qui concerne alors des masses d'eau différentes, nous évitant ainsi d'échantillonner des masses d'eau semblables, si nous avons suivi le sens de déplacement de l'eau.

2/ 2) Echantillonnages effectués et paramètres mesurés

- A chaque station, un échantillonnage a été effectué depuis le bord des rivières, afin de procéder à la mesure directe du pH et de la température, à l'aide d'un pH mètre Methrom (704 pH meter) et d'un agitateur magnétique portable. Le pH mètre est calibré avant chaque mission de prélèvement à l'aide de 3 solutions tampons : 4.01 ; 7.00 ; 10.01 (Buffer Thermo Orion). La mesure est effectuée rapidement en plongeant les sondes de pH (type ORION) et température (type pt1000) dans l'échantillon agité constamment grâce à l'agitateur magnétique. La mesure est effective au bout de quelques secondes, le temps que le pH se stabilise.

- Des prélèvements d'eau turbide de surface sont effectués avec soin pour la mesure de gaz, notamment pour l'oxygène et le méthane (non discuté ici, voir Abril et al., 2007) à l'aide d'un préleveur optimisé qui réduit les échanges gazeux: le préleveur, de type entonnoir, est une bouteille en polyéthylène, dont le fond a été découpé, avec un trou dans le bouchon connecté à un tube type Tygon. Le préleveur est submergé délicatement, afin d'éviter la formation de bulles lors de l'immersion, puis maintenu quelques secondes sous la surface avec la plus grande face d'ouverture dans la direction du courant. Ensuite, le préleveur est sorti de l'eau et l'échantillon ainsi prélevé s'écoule au travers du tube Tygon. Seule l'eau se trouvant dans la partie centrale du préleveur, c'est-à-dire la partie qui n'est pas en contact avec l'atmosphère, est retenue dans des bouteilles BOD pour le dosage de l'oxygène. Ce type

d'échantillonnage est effectué en double. L'échantillon pour le dosage de l'oxygène est fixé avec les deux réactifs de Winkler (voir annexe II) pour l'analyse ultérieure de retour au laboratoire.

- Un prélèvement de 5 litres d'eau de surface est effectué dans des bouteilles en polyéthylène, pour des conditionnements et analyses ultérieures en laboratoire (chlorophylle, sels nutritifs, calcium, alcalinité, MES, ...).

- Un dernier prélèvement est conditionné à l'aide d'une seringue en verre propre, rincée avec l'échantillon lui-même, sur laquelle est fixé un kit Swinex, capable d'accueillir des filtres Whatman GF/F en fibre de verre de 25 mm de diamètres et de porosité 0,7 μm , préalablement pyrolysés à 500 °C. Le filtrat (~20 mL), qui servira à l'analyse du carbone organique dissous (COD), est placé dans une bouteille en verre pyrex (décontaminée au préalable à 500°C) et empoisonné avec du HCl pur (à raison de 50 μl pour 20 mL de filtrat), qui a la double fonction d'empoisonnement et de décarbonatation.

2/ 3) Techniques analytiques

2/ 3) a. L'oxygène

Le dosage de l'oxygène est effectué par la méthode classique Winkler optimisée par Carpenter (1965) qui demeure la méthode de référence (voir annexe II pour le détail de l'analyse).

2/ 3) b. Le Carbone Organique Dissous (COD)

Dans les filtrats acidifiés, les concentrations de COD sont mesurées à l'aide d'un analyseur SHIMADZU TOC 5000, dont le principe est l'oxydation thermique après une étape de décarbonatation (Sharp, 1993; Cauwet, 1994). L'appareil comprend une unité de décarbonatation, où le CO_2 contenu dans l'échantillon acide est purgé en y faisant buller de

l'oxygène ultra-pur pendant 5-6 minutes juste avant analyse. L'appareil prélève ensuite un aliquote de 100µl à l'aide d'une seringue calibrée et l'injecte dans un four à 680°C contenant un catalyseur de platine dans une matrice de silice (Cauwet, 1994). Le CO₂, produit par la combustion du COD, est transporté par un flux d'oxygène pur vers une cellule infrarouge munie d'un intégrateur qui mesure l'aire des pics. Entre 3 et 5 injections sont effectuées, selon la qualité des reproductibilités. L'appareil est étalonné à l'aide d'une solution de phtalate de potassium [C₆H₄(CCOK)(COOH)], dilué à différentes concentrations comprises entre 0 et 5 mgC.L⁻¹. La précision de la méthode, intégrant les étapes de filtration, conditionnement, décarbonation et mesure est de l'ordre de 0.1 mgC.L⁻¹.

2/ 3) c. Les MES, le Carbone organique, total et inorganique particulaire

De retour au laboratoire, les échantillons de cinq litres d'eau prélevée sont filtrés chacun deux fois avec deux filtres Whatman GF/F préalablement décontaminés à 500 °C et pré-pesés, que l'on met à sécher dans un étuve à 50 °C pendant 2 à 4 heures après filtration. Les filtres secs sont ensuite pesés pour y déterminer les teneurs en MES.

Pour la mesure du Carbone Organique Particulaire (COP), les filtres sont décarbonatés à l'aide d'HCl 2N, puis séchés à 60 °C pendant une nuit sous une hotte afin d'éliminer l'excès d'acide. La mesure est faite ensuite à l'aide d'un analyseur LECO CS 125, basé sur une combustion à 850 °C dans un four à induction et sous flux d'oxygène pur, qui, associé à un catalyseur (mélange Cu/Pt), assure à la fois une combustion complète et le transport du CO₂ produit vers une cellule infrarouge non dispersive (Cauwet et al., 1990; Abril et al., 2002). La calibration est faite sur des anneaux d'aciers de teneur en carbone connue. Les résultats sont donnés avec une précision de l'ordre de 3 à 5% (Elfaqir, 1993; Abril et al., 1999), l'erreur majeure portant sur la détermination des MES, pour cause de mauvaise homogénéisation lors de l'étape de filtration la plupart du temps.

Pour la mesure du carbone particulaire total (CPtot), la procédure est la même, en excluant l'étape de décarbonatation.

Les teneurs en carbone inorganique particulaire (CIP) sont obtenues par différences entre CPtot et COP mesurés sur deux filtres du même échantillon.

2/ 3) d. L'Alcalinité totale (TAlk)

Elle est définie comme l'excédent de bases libres présentes dans un kilo d'eau exprimée en équivalent protons par kilo d'eau (meq.kg⁻¹) au second point d'équivalence de l'acide carbonique.

$$TAlk = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + [OH^-] - [H^+] + [B^-]$$

Où [B⁻] représente l'ensemble des bases faibles autres que les ions carbonates et bicarbonates, soit les ions borate, sulfate, fluorure... Selon la définition de Dickson (1981), toutes les bases faibles de constante d'acidité supérieure à 4.5 sont comprises dans l'alcalinité totale, mais en milieu naturel, seuls les ions borate sont, en première approximation, en quantité non négligeable par rapport aux ions carbonates et bicarbonates. De plus, aux pH considérés (entre 7 et 8.2), les concentrations en H⁺ et OH⁻ sont négligeables et l'alcalinité peut s'écrire:

$$TAlk = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + [B(OH)_4^-]$$

Elle a été déterminée par titration avec du HCl 0.1 N, sur des aliquotes filtrés de 100 mL et le point d'équivalence est calculée par linéarisation de la fonction de Gran (1952) entre pH 3.0 et pH 4.2. Le dosage est réalisé en système ouvert, en laissant dégazer pendant 5 minutes l'excès de CO₂ produit lors de la descente initiale à pH 4.2. Le coefficient de corrélation de la fonction de Gran est toujours >0,999 et la reproductibilité est de l'ordre de 2 μmol.kg⁻¹.

2/ 3) e. Les pigments

Les pigments, Chlorophylle-a et phéopigments, témoins de la présence de phytoplancton dans les eaux de rivières, sont mesurés sur des filtres Whatman GF/F de porosité 0.7 μm , après filtration des échantillons d'eau ramenés au laboratoire. Leurs concentrations sont déterminées, après extraction à l'acétone, par fluorescence avant et après acidification au HCl 0.3 M (voir annexe III).

2/ 3) f. Le Calcium

Après filtration des échantillons ramenés au laboratoire, une partie des filtrats obtenus est utilisée pour la mesure de la concentration en calcium des eaux des rivières. L'analyse est effectuée par spectroscopie d'absorption atomique par flamme (air-C₂H₂ stœchiométrique) (voir annexe IV).

2/ 4) Calcul de la pression partielle en CO₂ (pCO₂) et du Carbone Inorganique Dissous (CID)

- La pCO₂ s'exprime en atmosphère (μatm ou ppm : partie par million). Elle est égale au rapport de la concentration totale en CO₂ dissous (CO₂*) par le coefficient de solubilité dans les eaux naturelles, Kh qui s'exprime en mol.kg⁻¹.atm⁻¹.

$$pCO_2 = \frac{[CO_2^*]}{Kh}$$

- Le carbone inorganique dissous (DIC) est défini comme la somme de toutes les formes de CID (en mmol.kg⁻¹):

$$DIC = [CO_2^*] + [HCO_3^-] + [CO_3^{2-}]$$

- Nous avons obtenu la pCO₂ et le DIC par calcul, à partir du pH, de l'alcalinité totale, de la température, de la pression et de la salinité en utilisant les constantes apparentes de

dissociation de Mehrbach (1973) et le coefficient de solubilité du CO₂ de Weiss (1974). Un programme informatique permet d'effectuer tous ces calculs en routine.

3/ Résultats

Durant le suivi GARDOMONT, l'hydrogramme (Figure 26) des rivières Garonne et Dordogne permet d'individualiser deux périodes: une période de moyens à forts débits de fin Novembre 2003 à Juin 2004, caractérisée par des débits allant de 475 à 4260 m³.sec⁻¹ et de 200 à 1450 m³.sec⁻¹ pour la Garonne et la Dordogne, respectivement ; une période d'étiage prononcée de Juin 2004 à Novembre 2004, caractérisée par des débits moyens de 200 m³.sec⁻¹ pour la Garonne, et de 100 m³.sec⁻¹ pour la Dordogne.

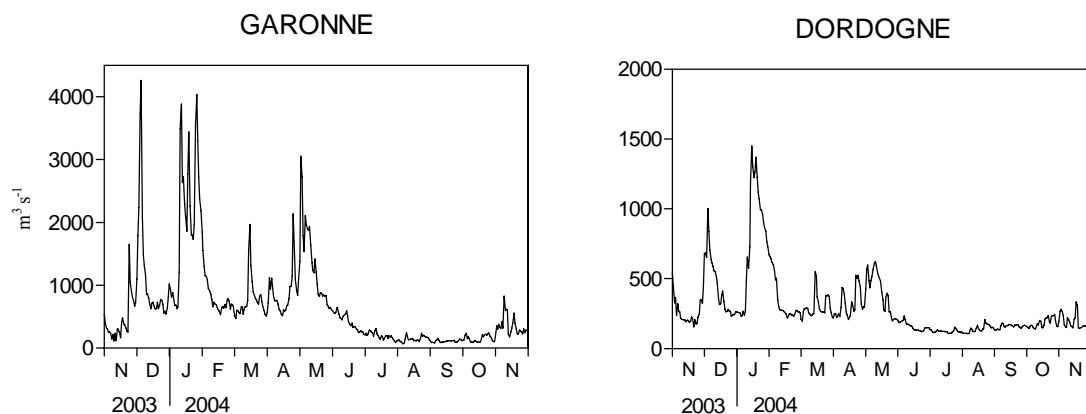


Figure 26 : Hydrogramme (en m³.sec⁻¹) de la Garonne et de la Dordogne lors du suivi GARDOMONT.

Les résultats issus du suivi annuel effectué entre Novembre 2003 et Novembre 2004 montrent les variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques mais aussi biologiques qui surviennent lors des changements de saisons et de régimes hydrologiques. Les Figure 27, 28, 29 et 33 sont présentées de la façon suivante: en abscisse les mois avec le changement d'année 2003/2004 et en ordonnées les points kilométriques, dont les points d'origines, PK0,

sont Bordeaux sur la Garonne et Libourne sur la Dordogne; ils sont donc exprimés en négatifs pour toutes les stations situées en amont des PK0. Les graphiques montrent les extrapolations, effectuées par le logiciel Surfer, entre les valeurs par station et par mission.

- Sur l'ensemble fluvial estuarien, la répartition spatio-temporelle des MES est très hétérogène. Pour la Garonne (Figure 27A): à l'entrée du système estuarien (La Réole, PK-70), les teneurs en MES restent faibles à modérées (10 à 50 mg.L⁻¹), même en période de crue où ces basses teneurs s'étalent sur toute la section amont-aval. Par contre, en étiage, il apparaît un contraste marqué entre la zone fluviale amont (PK-40; PK-70), aux eaux peu turbides, et la zone fluviale aval (PK0; PK-30) où on peut observer les plus fortes concentrations de MES, avec des taux supérieurs à 1000 mg.L⁻¹ en Novembre 2003 et d'Août à Octobre 2004, avec un maximum de 3010 mg.L⁻¹, le 30 Août 2004, au PK-25 (Langoiran).

En ce qui concerne la Dordogne (Figure 27D), il en est de même: les turbidités présentent des minima pendant la période d'étiage, de l'ordre de 10 mg.L⁻¹ en amont (Pessac sur Dordogne, PK-60). Durant cet étiage, les turbidités les plus fortes sont localisées au niveau du PK0 (Libourne) avec des concentrations supérieures à 200 mg.L⁻¹ et un maximum de 600 mg.L⁻¹ le 30 Août 2004. Durant la période de moyens à forts débits, les concentrations en MES restent de l'ordre de 10 à 25 mg.L⁻¹ sur l'ensemble de la zone Dordogne étudiée.

Précisons que, autant pour la Dordogne que pour la Garonne, en période de crues, avoir une répartition homogène des MES sur toute la zone fluviale estuarienne est un résultat classique déjà observé (Etcheber, 1986). Toutefois, les teneurs en MES aussi faibles relevées lors des crues échantillonnées ici témoignent que les campagnes ont eu lieu lors des phases descendantes des débits ou que l'on a affaire à des périodes de fonte des neiges, moments où les teneurs en MES peuvent être très modérées, à l'opposé des concentrations en MES très

élevées enregistrées lors des phases montantes des crues d'orages et de pluviométrie forte (Coynel, 2005).

- Les répartitions de la saturation en oxygène (Figure 27B et E) sur les deux rivières sont sensiblement les mêmes. En période de débits moyens et de crue, les eaux de surface de la Garonne et de la Dordogne sont à saturation avec l'atmosphère. En période d'étiage, la répartition de l'oxygène est fortement contrastée entre la zone amont et la zone aval: les maxima d'oxygène sont à 114% et 139% au niveau de la zone fluviale amont de la Garonne et de la Dordogne et les minima d'oxygène sont de 62% et 76% aux PK0 respectifs des deux rivières.

- En période estivale, la pCO_2 calculée dans la Garonne (Figure 27C) reste aux environs de 1000 ppm au niveau du PK-70 alors qu'elle atteint un maximum de 3209 ppm au niveau du bouchon vaseux au PK-5. Les eaux restent sursaturées en CO_2 par rapport à l'équilibre atmosphérique (~375 ppm) tout au long de l'année et en période de crue aux environ de 1000ppm sur l'ensemble de la Garonne de Février à Juin. La plus faible valeur de pCO_2 observée est de 450 ppm en Avril au PK-25.

Au niveau de la Dordogne (Figure 27F), la valeur la plus faible est de 242 ppm au niveau du PK-60 en Août, cette valeur est inférieure à la valeur atmosphérique et donc la rivière devient un puits de CO_2 dans cette zone à cette période de l'année. Le maximum de CO_2 dans l'eau se situe au niveau des plus fortes turbidités en été au PK0 avec une valeur atteignant les 1870 ppm. La pCO_2 fluctue entre 800 et 1000 ppm de Décembre 2003 à Mai 2004 sur l'ensemble de la Dordogne.

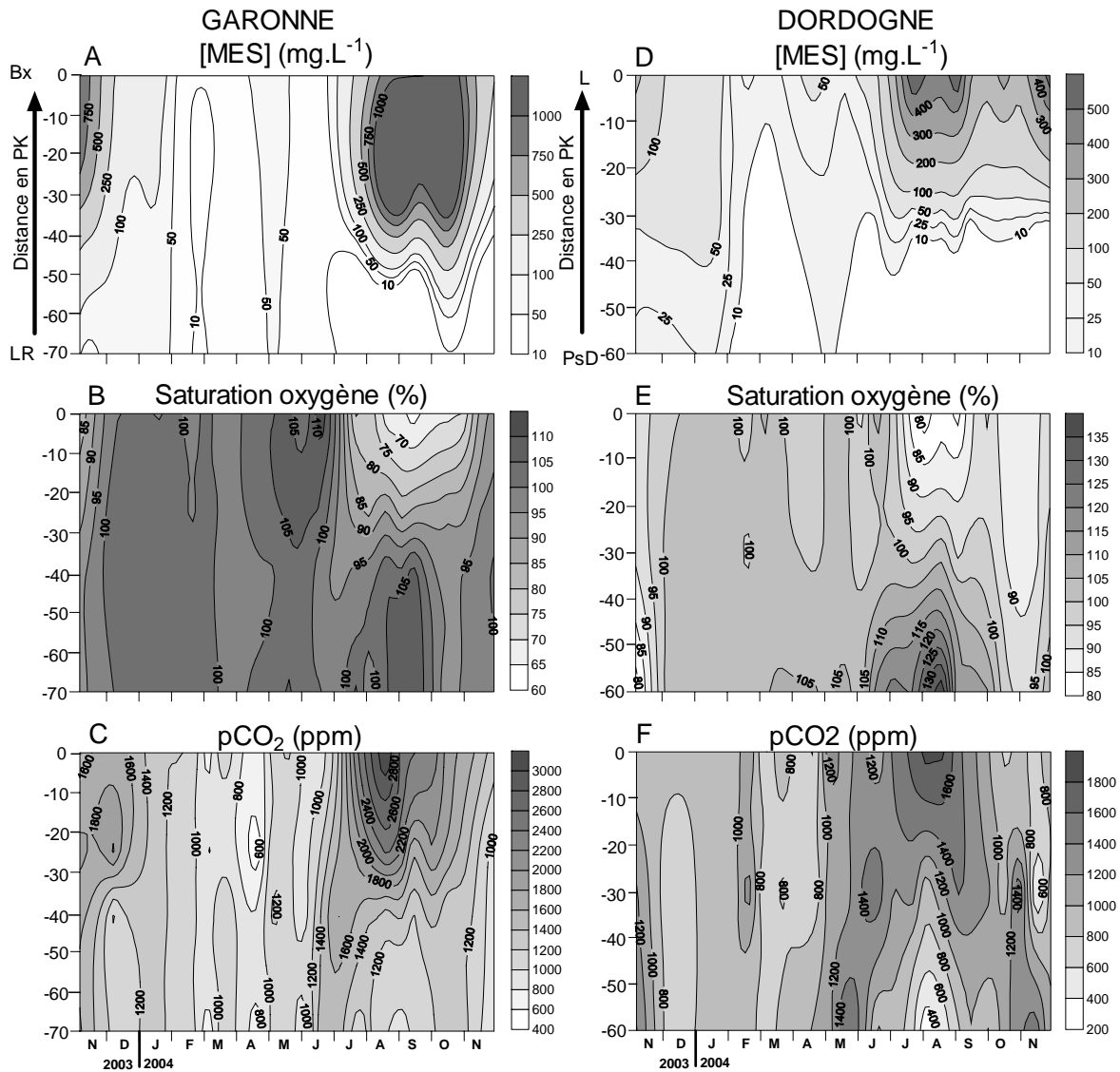


Figure 27: Variations spatio-temporelles des matières en suspension en mg.L^{-1} (A, D), de l'oxygène en % de saturation (B, E) et de la pression partielle en CO_2 en ppm (C, F) dans la zone amont de la Garonne et de la Dordogne (les distances sont en kilomètres par rapport aux PK0 de chaque rivière; Bx=Bordeaux; LR=La Réole; L=Libourne; PsD=Pessac sur Dordogne).

- L'observation des concentrations en chlorophylle-a dans la Garonne (Figure 28A) révèle deux efflorescences de phytoplancton, au moment où la concentration en chlorophylle-a est supérieure à $10 \mu\text{g.L}^{-1}$: un bloom printanier en Avril avec un maximum de $17 \mu\text{g.L}^{-1}$ à la station 1 (PK-5), et un bloom en Juin avec un maximum de $15 \mu\text{g.L}^{-1}$ à la station 3 (PK-40). En période estivale, la concentration en chlorophylle-a est comprise entre 1 et $3 \mu\text{g.L}^{-1}$ et descend même en dessous de $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ au niveau du PK-70, lieu où il y a pourtant encore

sursaturation en oxygène à cette période de l'année. Avant Février, cette concentration est inférieure à $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ sur l'ensemble de la rivière.

Dans la Dordogne (Figure 28E), les concentrations de chlorophylle-a restent aussi sinon plus faibles que celles que l'on peut observer sur la Garonne, les valeurs minimales en dessous de $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ se retrouvent à l'amont au PK-60 et atteignent un maximum de $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ lorsque l'on se dirige vers l'aval au PK0 en Juin/Juillet. Comme sur la Garonne, on peut observer en Dordogne une augmentation de la concentration en chlorophylle-a de moins de $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ à plus de 2 à $4 \mu\text{g.L}^{-1}$ sur l'ensemble de la rivière aux mois de Mars/Avril. Les valeurs les plus faibles enregistrées sont inférieures à $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ sur l'ensemble de la rivière avant le mois de Février et après l'efflorescence de Juin/Juillet.

- Sur la Garonne (Figure 28B), les valeurs de concentrations en phéopigments les plus faibles sont inférieures à $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ en Février sur l'ensemble de la rivière et en été au niveau des PK-40 et -70. Néanmoins, on peut observer deux maxima de phéopigments qui rendent compte de la présence de matériel phytoplanctonique partiellement dégradé: un de $11 \mu\text{g.L}^{-1}$ en Avril au niveau de la station 1 (PK-5) avec une diminution jusqu'à $3 \mu\text{g.L}^{-1}$ lorsque l'on remonte la rivière, et un de $15 \mu\text{g.L}^{-1}$ au niveau du bouchon vaseux en pleine période estivale. En Dordogne (Figure 28F), les minima de concentrations en phéopigments sont visibles en Janvier/Février sur l'ensemble de la rivière avec des taux inférieurs à $1 \mu\text{g.L}^{-1}$, taux que l'on remarque aussi dans la partie amont, au niveau des PK-30 et -60, de Mai à Juin et de Septembre à Novembre 2004. On peut aussi observer deux périodes où la concentration en phéopigments est plus forte que pendant le reste de l'année: au mois d'Avril avec des concentrations supérieures à $2 \mu\text{g.L}^{-1}$ sur l'ensemble de la rivière et en été au niveau de la station 7 (PK0) avec un maximum de $5 \mu\text{g.L}^{-1}$ là où les concentrations en MES sont les plus fortes.

- A l'entrée du système estuarien, le COP présent dans la Garonne (Figure 28C), exprimé en % de matière en suspension totale sèche (COP%), montre trois périodes de fortes valeurs : début Août, Septembre avec le maximum à 12.7% et début Novembre. En Février/Mars les valeurs sont fortes sur l'ensemble de la zone estuarienne garonnaise et comprises entre 5 et 9%. Avant le mois de Février, les valeurs sont inférieures à 3% et les minima sont mesurés pendant la période estivale au niveau des stations 1 et 2 (PK-5 et PK-25) avec 1.3%.

Dans la Dordogne (Figure 28G), les teneurs en COP% les plus fortes sont enregistrées à l'amont au PK-60 en Février, Avril, Juin et Septembre avec des valeurs supérieures à 13% et des maxima de 17.3% et 17.4% en Juin et Septembre. Les valeurs en aval sont inférieures à 4% tout au long de l'année avec un minimum de 1.3% en période estivale lorsque les concentrations en MES sont les plus fortes. De plus, il y a deux périodes où l'on peut remarquer une diminution progressive du COP de l'amont vers l'aval: en Mars où la répartition du COP passe de 5 à 2% et en période estivale, de 9 à 2%.

- Dû à la perte d'échantillons par mauvaise conservation, il n'y a pas de données de COD pour la période allant de Novembre 2003 à début Mars 2004.

En ce qui concerne la Garonne (Figure 28D), durant la période estivale, on retrouve les valeurs faibles de COD, comprises entre 1 et 3 mg.L⁻¹, au niveau de la zone amont de la rivière, mais aussi réparties sur l'ensemble de la rivière entre Mars et début Avril ainsi qu'entre Juin et Août. Les valeurs maximales de COD se trouvent au PK-5, fin Avril début Mai et en Novembre 2004 avec un maximum de 6.6 mg.L⁻¹, mais aussi au niveau du PK-25 (5.3 mg.L⁻¹ au maximum en Octobre) lorsque les turbidités sont les plus fortes en période estivale.

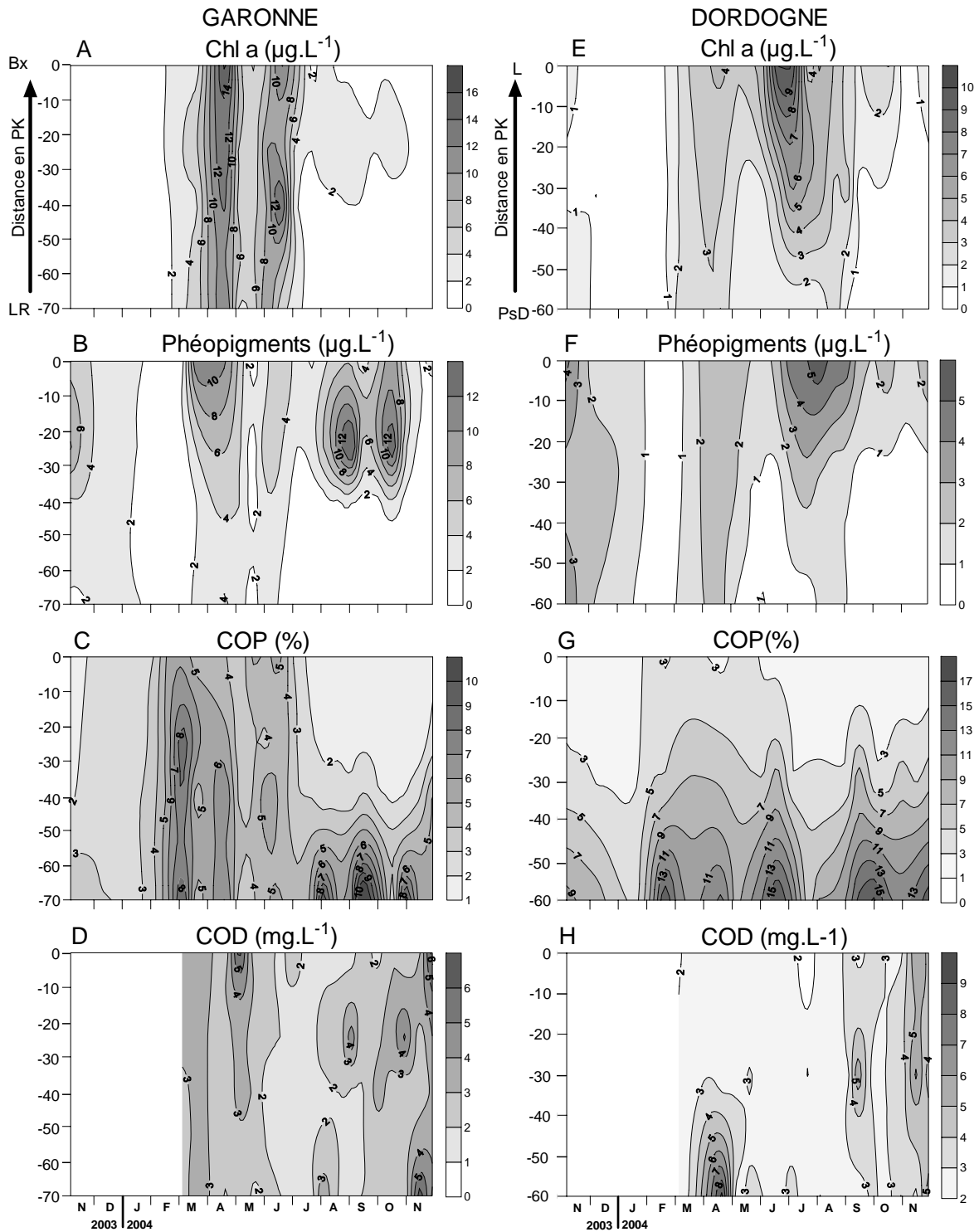


Figure 28 : Variation spatio-temporelle de la chlorophylle-a (A et E) et phéopigments (B et F) en $\mu\text{g.L}^{-1}$, du carbone organique particulaire en % (C et G) et du carbone organique dissous en mg.L^{-1} (D et H) dans la zone amont de la Garonne et de la Dordogne (les distances sont en kilomètres par rapport aux PK0 de chaque rivière; Bx=Bordeaux; LR=La Réole; L=Libourne; PsD=Pessac sur Dordogne).

En Dordogne (Figure 28H), il y a trois zones où la concentration en COD est élevée : au PK-60 avec un maximum de 9.5 mg.L^{-1} en Avril, en Septembre et Novembre 2004 avec des maxima de 5.9 et 6.3 mg.L^{-1} . Les concentrations les plus faibles sont plus à l'aval de Mars à fin Avril avec des valeurs comprises entre 2 et 3 mg.L^{-1} , et se généralisent à l'ensemble de la rivière de Mai à fin Août.

- Le CID, l'alcalinité totale et le calcium suivent des tendances très similaires spatialement et temporellement dans les deux rivières (Figure 29A, B, C, E, F et G).

Dans la Garonne (Figure 29A, B et C), ces trois paramètres présentent une répartition assez homogène de l'amont vers l'aval avec des valeurs sensiblement égales à une même date. Pour le CID, on observe une augmentation de Novembre 2003 à Février 2004 avec passage d'environ 2.2 mmol.kg^{-1} à 2.5 mmol.kg^{-1} puis la concentration en CID se maintient entre 2.3 et 2.4 mmol.kg^{-1} . A partir de fin Mai début Juin, on observe une chute rapide du CID sur l'ensemble de la rivière jusqu'à une valeur de 1.9 mmol.kg^{-1} , puis elle remonte en juillet jusqu'à atteindre environ 2.3 mmol.kg^{-1} en Août. Ensuite d'Août à Novembre 2004, la concentration semble rester dans une gamme de valeurs comprises entre 2.3 et 2.4 mmol.kg^{-1} . Après Novembre, il y a une augmentation jusqu'à 2.5 mmol.kg^{-1} sur l'ensemble de la rivière avec même un maximum de 2.8 mmol.kg^{-1} au niveau de la station 3 (PK-40).

En ce qui concerne la Dordogne (Figure 29E, F et G), les variations de ces trois paramètres sont très différentes, avec en amont des concentrations environ 20-30% plus faibles qu'en Garonne aux PK-60 et -30 et en aval une augmentation vers des valeurs plus proches de celles de la Garonne et qui témoignent peut être d'une intrusion des eaux de la Garonne, via l'estuaire. Entre le PK-30 et le PK0, en février pour le CID, on passe de 1.3 à 1.9 mmol.kg^{-1} et en Août de 1.8 à 2.2 mmol.kg^{-1} en descendant de l'amont vers l'aval. Les valeurs sont homogènes de Novembre 2003 à Février 2004, passant de 1.2 à 1.4 mmol.kg^{-1} . En Avril, une diminution sensible se fait ressentir sur l'ensemble de la rivière avec un minimum de 0.9

mmol.kg⁻¹ atteint au PK-30. Début Septembre, on observe une autre diminution sur toute la rivière qui se poursuivra jusqu'en Octobre mais cette diminution semble plus rapide à l'amont qu'à l'aval. En effet pour cette période, on passe de 1.7 à moins de 1 mmol.kg⁻¹ à l'amont, et de 1.7 à 1.5 mmol.kg⁻¹ à l'aval. Après Octobre, on observe le phénomène inverse: la concentration en CID remonte et cette fois ci plus vite à l'amont qu'à l'aval.

Il en est de même pour l'alcalinité totale et le calcium qui montrent des variations similaires en tout point identiques (Figure 29F et G).

- Les teneurs en CIP% varient très fortement sur les deux rivières à l'amont, entre 0.4 et 3%. Au contraire, elles sont plus stables et plus faibles dans l'estuaire, aux environs des PK0 (stations 1 et 7) des deux rivières.

Sur la Garonne (Figure 29D), de Décembre 2003 à fin Février 2004, le CIP% est compris entre 1 et 1.5%; cette teneur descend à moins de 1 % en Mars (voire même à moins de 0.5% au PK-70). Cette valeur reste à moins de 1% dans la partie aval jusqu'à la fin Avril alors qu'au PK-70 la teneur remonte entre 1 et 1.5%. Pendant le mois de Mai, la teneur de CIP% oscille entre 1 et 1.5% dans la rivière. On peut observer ensuite une chute du taux de CIP% jusqu'à un taux inférieur à 1%, voire inférieur à 0.5% à l'amont au mois de Juin. Pendant la période estivale, à l'aval où les turbidités sont les plus fortes, les teneurs en CIP% varient peu autour de 1%, à l'inverse, à l'amont, les valeurs fluctuent de 3.5% (4% au maximum au PK-70) en Août à 1% en Septembre puis 1.5% en Octobre et enfin moins de 1% de mi Octobre à Novembre 2004.

En ce qui concerne la Dordogne (Figure 29H), les variations de CIP% sont de faible amplitude. De Décembre à Février, les teneurs en CIP% sont comprises entre 0.5 et 1%. De Mars à Avril, on passe de 2.8% à l'amont à 0.5% à la station intermédiaire et à 1% à la station la plus aval. De Mai à mi-Juillet, les teneurs à l'amont sont de l'ordre de 0.5% et les teneurs à

l'aval sont de l'ordre de 1%. De mi-Juillet à Août, la tendance s'inverse avec plus de 3% à la station amont et 1% à l'aval. De Septembre à mi-Novembre, on a moins de 0.5% à la station amont et 1% aux stations aval. Fin Novembre 2004, les teneurs atteignent un maximum de 6.2% à la station amont, 0.5% à la station intermédiaire et 1% à la station la plus aval.

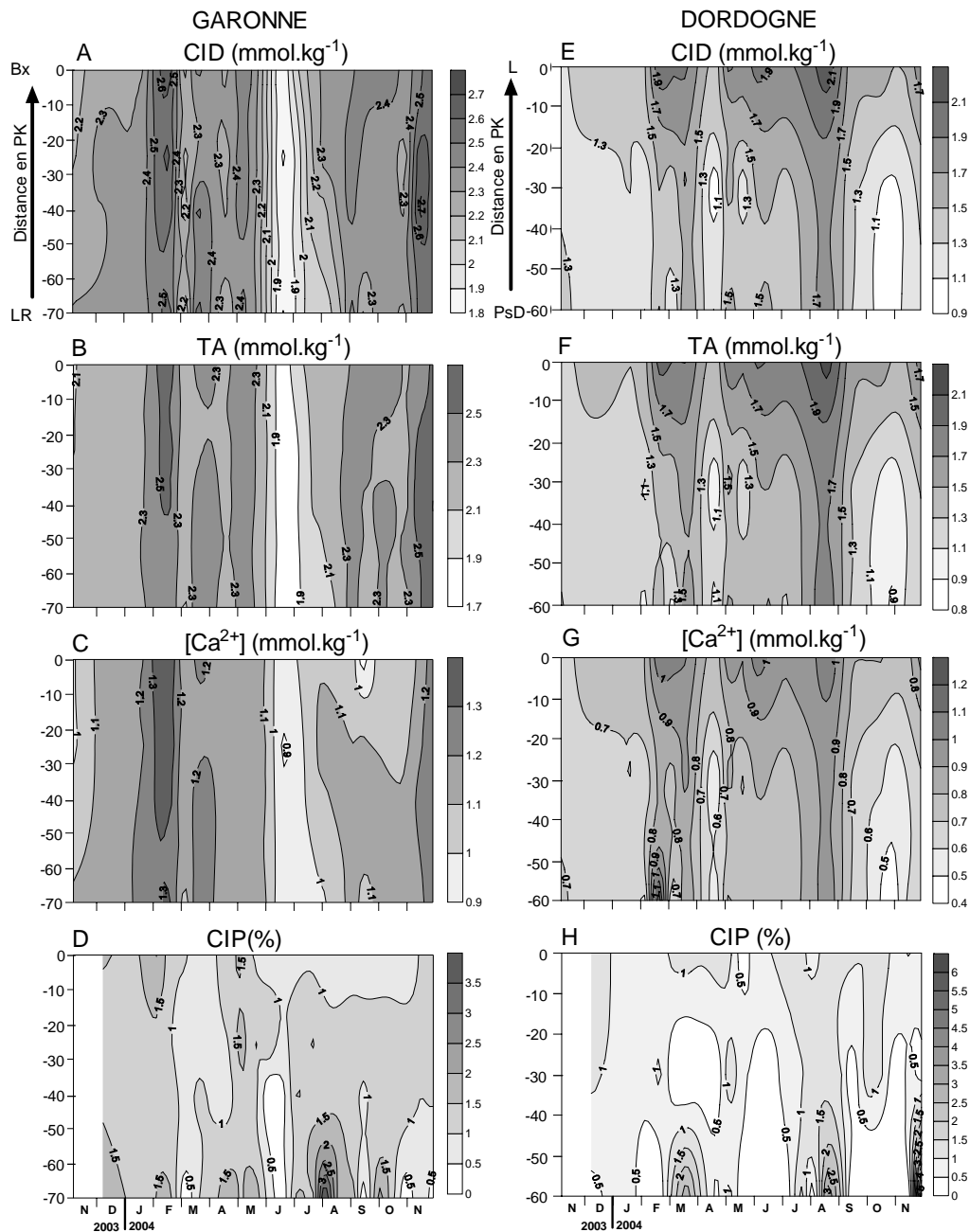


Figure 29 : Variation spatio-temporelle de la concentration en carbone inorganique dissous en mmol.kg^{-1} (A et E), de l'Alcalinité totale en mmol.kg^{-1} (B et F), de la concentration en calcium en mmol.kg^{-1} (C et G) et du carbone inorganique particulaire en % (D et H) dans la zone amont de la Garonne et de la Dordogne (les distances sont en kilomètres par rapport aux PK0 de chaque rivière; Bx=Bordeaux; LR=La Réole; L=Libourne; PsD=Pessac sur Dordogne).

4/ Discussion

4/ 1) Répartition saisonnière des MES dans la partie Amont de l'estuaire

Les résultats collectés dans la zone de transition rivière-estuaire présentés dans les Figure 27A et D montrent l'influence des débits des rivières sur la répartition des MES à l'amont de l'estuaire. En période de crue (Figure 26) les forts débits s'accompagnent théoriquement de charges fluviales importantes de MES et repoussent le bouchon vaseux vers l'aval de l'estuaire, ce qui a pour conséquence la présence d'eaux uniformément turbides dans la zone amont de l'estuaire. Dans notre cas d'étude, du fait que les crues n'ont pas été échantillonnées durant leur phase montante ou paroxysmale, les turbidités enregistrées restent faibles à modérées, mais uniformes sur tout le transect étudié.

Au contraire, pendant les périodes d'étiage, le bouchon vaseux remonte vers l'amont et atteint dans la Garonne les PK0 à PK-25, dont la charge en MES est supérieure à 1000 mg.L^{-1} (Figure 27A). En Dordogne (Figure 27D), le bouchon vaseux ne remonte guère beaucoup plus en amont que Libourne (PK0), l'intrusion marine étant moins prononcée dans la Dordogne que dans la Garonne. Cela peut être rapproché du fait que, dans l'estuaire, le chenal de navigation se situe rive gauche et est plus profond que le chenal de Saintonge en rive droite. Précisons que les teneurs en MES mesurées durant ces périodes d'étiage sont plus élevées en Garonne qu'en Dordogne (respectivement $>1000 \text{ mg.L}^{-1}$ contre $>500 \text{ mg.L}^{-1}$), ce qui peut être mis en parallèle avec des opérations de dragage souvent pratiquées dans ces parages en Garonne à ces moments là. Cela n'est pas le cas de figure le plus fréquent, comme souligné dans le chapitre I. En effet, en moyenne les données du réseau MAGEST montrent que les eaux de la Dordogne, en présence du bouchon vaseux, sont plus turbides que celles de la

Garonne. Ceci est vraisemblablement lié à la présence de dépôts de vase très conséquents en Dordogne en période de déchets, remis en suspension lors des périodes de revifs.

4/ 2) Etat de la matière organique dans la partie amont de l'estuaire

Pour cette discussion, trois types de situations hydrologiques différentes, susceptibles d'influer fortement sur la distribution des charges carbonées et organiques des eaux de la zone amont de l'estuaire, vont être considérées: Les périodes de crue, d'après crue et d'étiage, car ce sont des événements clés pour l'étude du cycle du carbone dans les eaux de rivières.

4/ 2) a. La matière organique dans la Garonne

Dans la Garonne, les données sur lesquelles nous allons discuter sont présentées sous formes de tableau avec à chaque fois deux dates caractéristiques de la période étudiée.

Les deux dates choisies (Tableau 5) pour étudier les périodes de crues sont le 20 Janvier et le 3 Mai 2004 pour lesquelles les débits de la Gironde furent respectivement de 2268 et 1790 $m^3 \cdot sec^{-1}$.

| CRUE | 20/01/2004 (2268 $m^3 \cdot sec^{-1}$) | | | | | 03/05/2004 (1790 $m^3 \cdot sec^{-1}$) | | | | |
|-------------------|---|------------|------------------------------|-------------------------------------|------------------------------------|---|------------|------------------------------|-------------------------------------|------------------------------------|
| | MES ($mg \cdot L^{-1}$) | COP (%) | COP ($mg \cdot L^{-1}$) | [Chl-a] ($\mu g \cdot L^{-1}$) | [Pheo] ($\mu g \cdot L^{-1}$) | MES ($mg \cdot L^{-1}$) | COP (%) | COP ($mg \cdot L^{-1}$) | [Chl-a] ($\mu g \cdot L^{-1}$) | [Pheo] ($\mu g \cdot L^{-1}$) |
| Bègles (PK-5) | 158.0 | 2.5 | 3.9 | 1.1 | 2.2 | 133.6 | 3.1 | 4.1 | 6.6 | 5.5 |
| Langoiran (PK-25) | 124.0 | 2.6 | 3.2 | 0.9 | 1.9 | 107.7 | 3.3 | 3.5 | 5.4 | 4.5 |
| Cadillac (PK-40) | 99.0 | 3.0 | 3.0 | 0.9 | 1.7 | 90.0 | 3.6 | 3.3 | 4.8 | 4.2 |
| La Réole (PK-70) | 96.5 | 2.9 | 2.8 | 1.0 | 2.1 | 82.7 | 3.4 | 2.8 | 3.5 | 3.1 |

Tableau 5 : Comportements des paramètres relatifs à la matière organique; COP, chlorophylle-a et phéopigments lors de 2 crues dans la Garonne.

Le premier fait remarquable, déjà abordé dans la partie précédente, est que, lors d'une crue, la turbidité a tendance à être homogène sur l'ensemble du transect avec des valeurs allant d'environ 100 à 150 $mg \cdot L^{-1}$, phénomène quasi-similaire pour le COP%, celui-ci diminuant de

0.5% au maximum de l'amont vers l'aval. En fait, une crue a tendance à homogénéiser l'ensemble des paramètres dans la rivière.

En ce qui concerne les périodes d'après crue (Tableau 6), on peut remarquer que les turbidités sont d'un ordre de grandeur inférieur, à celles mesurées lors d'une crue, mais aussi que les MES sont sensiblement plus riches en carbone organique avec des teneurs de COP% allant de 5% à 9% sur les particules, les taux restant sensiblement homogènes sur tout l'ensemble du transect étudié. Le COP est alors d'origine essentiellement pédologique, issu du grand bassin versant de la Garonne, comme démontré précédemment en ce site (Veyssey et al., 1999; Etcheber et al., 2007).

| APRES CRUE | 18/02/2004 (649 m ³ .sec ⁻¹) | | | | | 04/03/2004 (607 m ³ .sec ⁻¹) | | | | |
|-------------------|---|------------|------------------------------|----------------------------------|---------------------------------|---|------------|------------------------------|----------------------------------|---------------------------------|
| Station | MES (mg.L ⁻¹) | COP (%) | COP (mg.L ⁻¹) | [Chl-a] (µg.L ⁻¹) | [Pheo] (µg.L ⁻¹) | MES (mg.L ⁻¹) | COP (%) | COP (mg.L ⁻¹) | [Chl-a] (µg.L ⁻¹) | [Pheo] (µg.L ⁻¹) |
| Bègles (PK-5) | 12.4 | 5.3 | 0.7 | 2.3 | 0.5 | 9.1 | 5.8 | 0.6 | 4.2 | 1.1 |
| Langoiran (PK-25) | 10.0 | 5.5 | 0.6 | 2.9 | 0.8 | 6.6 | 8.9 | 0.6 | 4.0 | 0.9 |
| Cadillac (PK-40) | 9.2 | 5.3 | 0.5 | 1.7 | 0.4 | 7.8 | 8.3 | 0.7 | 3.9 | 0.9 |
| La Réole (PK-70) | 8.4 | 5.9 | 0.4 | 1.5 | 0.4 | 5.6 | 9.5 | 0.6 | 3.8 | 0.9 |

Tableau 6 : Comportements des paramètres relatifs à la matière organique; COP, chlorophylle-a et phéopigments après le passage de 2 crues dans la Garonne.

En comparaison avec ces deux périodes particulières, la période d'étiage se différencie très nettement. Tout d'abord, comme nous l'avons déjà montré précédemment (Figure 27A), nous avons alors apparition de deux zones bien distinctes : une zone fluviale représentative du fleuve Garonne à un moment donné, caractérisée par les échantillons faits à La Réole (PK-70) opposée à la zone fluviale estuarienne dans laquelle réside le bouchon vaseux dont la remontée peut même atteindre Cadillac (PK-40) en Août 2004 (Tableau 7).

| ETIAGE | 16/08/2004 (135 m ³ .sec ⁻¹) | | | | | 09/09/2004 (100 m ³ .sec ⁻¹) | | | | |
|-------------------|---|------------|------------------------------|----------------------------------|---------------------------------|---|------------|------------------------------|----------------------------------|---------------------------------|
| Station | MES (mg.L ⁻¹) | COP (%) | COP (mg.L ⁻¹) | [Chl-a] (µg.L ⁻¹) | [Pheo] (µg.L ⁻¹) | MES (mg.L ⁻¹) | COP (%) | COP (mg.L ⁻¹) | [Chl-a] (µg.L ⁻¹) | [Pheo] (µg.L ⁻¹) |
| Bègles (PK-5) | 835.0 | 1.6 | 12.9 | 1.6 | 5.0 | 480.0 | 1.4 | 6.8 | 0.8 | 2.5 |
| Langoiran (PK-25) | 2046.0 | 2.0 | 39.9 | 3.5 | 11.4 | 799.0 | 1.9 | 15.2 | 2.4 | 5.3 |
| Cadillac (PK-40) | 145.0 | 2.5 | 3.6 | 1.6 | 1.6 | 42.2 | 3.1 | 1.3 | 2.0 | 1.3 |
| La Réole (PK-70) | 9.1 | 5.6 | 0.5 | 1.1 | 1.4 | 3.3 | 12.7 | 0.4 | 1.2 | 0.8 |

Tableau 7 : Comportements des paramètres relatifs à la matière organique; COP, chlorophylle-a et phéopigments pendant la période d'étiage dans la Garonne.

4/ 2) b. La matière organique dans la Dordogne

En prenant les mêmes périodes étudiées que sur la Garonne, on s'aperçoit tout de suite que, dans la Dordogne (Tableau 8), les comportements sont les mêmes, mais que les amplitudes de l'opposition des caractéristiques des deux zones est peut-être moindre.

| | ETIAGE 16/08/2004 (126 m ³ .sec ⁻¹) | | | | | CRUE /2004 (1227 m ³ .sec ⁻¹) | | | | |
|----------------------|--|------------|------------------------------|----------------------------------|---------------------------------|--|------------|------------------------------|----------------------------------|---------------------------------|
| Station | MES (mg.L ⁻¹) | COP (%) | COP (mg.L ⁻¹) | [Chl-a] (µg.L ⁻¹) | [Pheo] (µg.L ⁻¹) | MES (mg.L ⁻¹) | COP (%) | COP (mg.L ⁻¹) | [Chl-a] (µg.L ⁻¹) | [Pheo] (µg.L ⁻¹) |
| Libourne (PK0) | 439.0 | 1.8 | 7.9 | 3.9 | 4.6 | 78.1 | 2.1 | 1.6 | 0.5 | 1.9 |
| Branne (PK-30) | 30.3 | 3.4 | 1.0 | 2.7 | 1.0 | 66.2 | 2.8 | 1.9 | 1.1 | 1.8 |
| Pessac s/ D. (PK-60) | 7.7 | 9.6 | 0.7 | 2.6 | 2.0 | 25.4 | 4.4 | 1.1 | 0.6 | 0.9 |

Tableau 8 : Comportements des paramètres relatifs à la matière organique; COP, chlorophylle-a et phéopigments lors de périodes de crue et d'étiage dans la Dordogne.

4/ 2) c. Parallèle entre les deux rivières

L'ensemble des résultats obtenus lors des missions GARDOMONT, portant sur les transects Garonne et Dordogne, confirment et complètent les résultats obtenus antérieurement (Veyssy, 1999; Abril et al., 1999; Etcheber et al., 2007):

- l'extrême variabilité des flux et de la nature de la charge organique particulaire entrant dans l'estuaire en fonction des saisons et de l'hydrologie des deux rivières;
- l'homogénéisation de la qualité de la charge organique des eaux le long des deux transects lors des débits moyens à forts;

- l'installation du bouchon vaseux en aval des transects dès que les débits sont faibles ($<200 \text{ m}^3.\text{sec}^{-1}$ pour la Garonne et $<100 \text{ m}^3.\text{sec}^{-1}$ pour la Dordogne) à la base de l'existence de deux zones aux caractéristiques biogéochimiques très contrastées.

Concernant les périodes de crues, avec des débits très élevés et des eaux très chargées en MES, le bouchon vaseux est repoussé dans le centre de l'estuaire et sur l'ensemble des deux zones fluviales estuariennes et arrive du COP d'origine essentiellement pédologique, à potentiel de dégradation très modéré, et dont la fraction labile se dégrade lentement dans l'estuaire central.

En période d'étiage, les apports fluviaux organiques sont quantitativement très modestes, les parts de matières organiques dues au phytoplancton restant très modérées dans les deux rivières, comme en témoignent les teneurs en chlorophylle-a rarement élevées. Ce matériel organique, fortement labile, peut être dégradé dans les zones fluviales estuariennes, où il va résider longuement, mais son incidence sur l'oxygénation des eaux devrait être significative certes, mais modérée du fait de la faible quantité de carbone phytoplanctonique en comparaison de la forte quantité de CO détritique présent dans le bouchon vaseux. Si, pour estimer le carbone phytoplanctonique, on multiplie la teneur en chlorophylle par 30 ou 50 (Etcheber et al., 2007), on arrive à 100 ou 200 μg de CO par litre d'eau, très inférieur au 10 à 15000 μg de CO détritique communément présents dans le bouchon vaseux où les eaux sont sous-saturées en oxygène et sur-saturées en CO_2 avec des rapports Chl-a/phéop toujours <1 , témoignant de la dégradation des pigments dans ce milieu.

Si l'on reprend les données MAGEST concernant les taux de saturation en oxygène plus faibles en Garonne à Bordeaux qu'en Dordogne à Libourne en période d'étiage, on pourrait penser :

- qu'à Libourne, les dégradations conjointes de matières organiques détritiques des particules du bouchon vaseux et de phytoplancton (cf les teneurs en oxygène relevées en Dordogne dans le réseau MAGEST) sont à la base de ces taux modérément faibles;
- qu'à Bordeaux, aux mêmes processus dégradatifs, se rajouterait la dégradation de matériel organique supplémentaire, pour lequel l'origine locale reste une hypothèse privilégiée.

Précisons enfin que la non prise en compte des apports de COD d'origine fluviale dans les bilans, si elle nous fait défaut, ne devrait pas trop altérer nos interprétations dans la mesure où cette charge organique dissoute est connue pour être majoritairement réfractaire (Etcheber, 1996; Abril et al., 1999).

4/ 3) Dynamique de l'oxygène et du CO₂ dans la zone de transition fleuve-estuaire

A la lecture du Tableau 9 et de la Figure 30, sont confirmés les faits majeurs précédemment évoqués:

- La spécificité du site de Bordeaux où les taux moyens de saturation en oxygène sont les plus faibles de tout l'estuaire;
- La particularité des caractéristiques du bouchon vaseux dans cette zone estuarienne où sous-saturation en oxygène et sur-saturation en CO₂ confirment la prédominance des processus hétérotrophiques.

| GARONNE | | | | | | |
|--------------------|----------------------------------|--------------------------------|------------|----------------------------------|--------------------|---------------------------|
| Périodes | Stations | [MES] (mg.L ⁻¹) | COP (%) | [Chl a] (µg.L ⁻¹) | O ₂ (%) | pCO ₂ (ppm) |
| Hiver 2003/2004 | stations 1 à 4 (PK-5 à PK-70) | 53.7 | 4.5 | 1.9 | 100.9 | 1117.9 |
| Été 2004 | stations 1 à 2 (PK-5 à PK-25) | 989.2 | 1.7 | 2.2 | 77.1 | 2307.2 |
| Été 2004 | station 4 (PK-70) | 7.4 | 8.1 | 1.1 | 104.3 | 1078.6 |

Tableau 9 : Concentrations en MES, COP, chlorophylle-a, taux de saturation en oxygène et pCO₂, dans la zone amont de la Garonne en périodes hivernale et estivale.

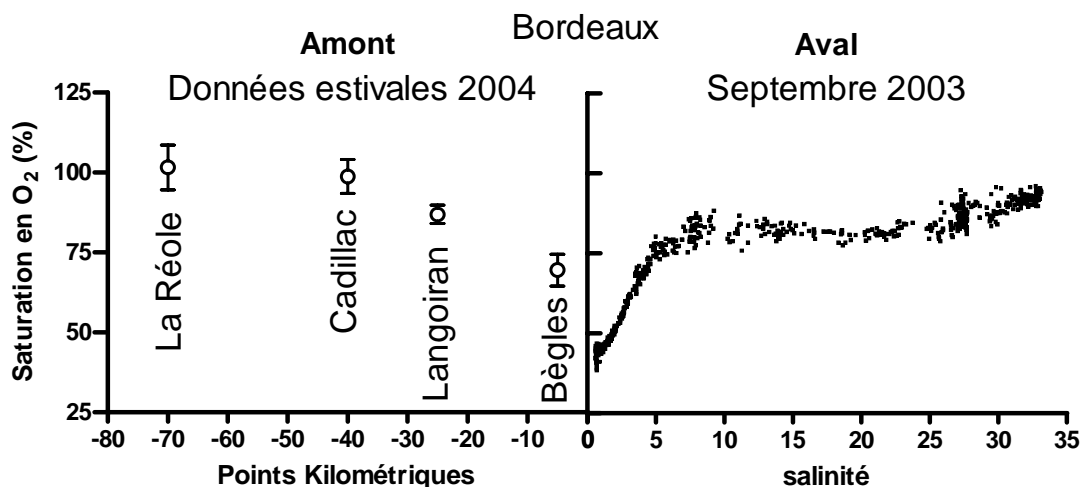


Figure 30 : Compilation de données de saturation en oxygène durant les périodes estivales 2003 et 2004 dans l'estuaire de la Gironde et la partie fluviale Garonne (moyenne du taux de saturation en oxygène dans la partie amont entre Juillet et Octobre 2004).

Les teneurs en oxygène et en CO₂ dissous dans cette zone de l'estuaire de la Gironde sont conditionnées par l'évolution des débits, de la turbidité, de la température et de l'activité biologique que tous ces facteurs induisent.

Ainsi, en périodes hivernales, les basses turbidités enregistrées, les faibles ensoleillements et les faibles températures (inférieures à 15 °C) limitent fortement les activités biologiques, notamment la respiration, ce qui rapproche les eaux de l'équilibre en oxygène et en CO₂ par rapport à l'atmosphère (Figure 27). Durant ces périodes hivernales, on constate donc une relative homogénéité spatiale sur chaque rivière de l'amont vers l'aval : les temps de résidence des eaux et des particules en ces lieux étant alors relativement courts. Des efflorescences phytoplanctoniques peuvent apparaître entre les crues (Figure 28A et E), ce qui a pour effet d'augmenter les taux de saturation en oxygène, proche de 100% et de diminuer la pCO₂.

En période d'étiage, la situation est totalement différente, car du fait des températures élevées et des temps de résidence des eaux plus longs, l'activité biologique influence

d'avantage les teneurs en oxygène et la pCO₂. On observe alors un contraste spatial très marqué entre les zones fluviales amont (PK-70 sur la Garonne et PK-60 sur la Dordogne) peu turbides et parfois riches en chlorophylle, bien oxygénées et appauvries en CO₂ et les stations de la zone fluviale aval (PK0 des deux rivières), très turbides, appauvries en oxygène et enrichies en CO₂. Les teneurs en MES sont en effet connues pour contrôler l'activité photosynthétique estuarienne en limitant la pénétration de la lumière à travers la colonne d'eau (Cole et al., 1992; Fischez et al., 1992; Irigoien et Castel, 1997). La pCO₂ diminue nettement en présence de phytoplancton (Figure 27 et 28) mais lorsque l'oxygène dépasse 100% de taux de saturation, la pCO₂ de l'eau n'est pas nécessairement sous la valeur atmosphérique de 380 ppm et l'eau reste une source de CO₂ vers l'atmosphère. Au cours de l'année de suivi, on observe un seul et unique cas de sous saturation en CO₂, à la station amont en Dordogne (PK-60) en Aout 2004 (Figure 27F). A cette date l'oxygène atteint 140% et pourtant la chlorophylle n'était pas à son maximum (Figure 27E). Nous attribuons ce fait à la présence observée de tapis de macrophytes au fond de la Dordogne, dont la biomasse est maximale en été.

Dans le milieu aquatique, l'équilibre entre respiration et production primaire peut s'écrire de la manière suivante, en utilisant une formule simple pour représenter la matière organique (CH₂O):

$$CH_2O + O_2 \leftrightarrow CO_2 + H_2O \quad \text{equ.1}$$

Comme décrit par Abril et al. (2003; 2004), le couplage entre les dynamiques de l'oxygène et du CO₂ peut être appréhendé en comparant quantitativement l'excès de CID (EDIC=Excess of Dissolved Inorganic Carbon) et l'utilisation apparente en oxygène (AOU=Apparent Oxygen Utilisation). L'EDIC est défini comme la quantité de CID qui rejoint l'atmosphère sous forme de CO₂ après équilibration complète entre l'eau et l'air. On le calcule par différence entre le CID observé et le CID calculé avec la pCO₂ atmosphérique et

l'alcalinité totale mesurée. Cette définition rend compte de manière quantitative des phénomènes de respiration, d'échanges air-eau, et d'équilibre thermodynamique avec les carbonates et bicarbonates et permet une comparaison avec le déficit en oxygène (Benson et Krause, 1984). Avec les données de terrain, Les relations entre l'excès de CID et l'AOU sont bien positives pour la Garonne et la Dordogne (Figure 31) :

Pour la Garonne $EDIC = (0.56 \pm 0.06) AOU + (56 \pm 1.8)$ $r^2=0.54$ $p<0.0001$

Pour la Dordogne $EDIC = (0.30 \pm 0.06) AOU + (37 \pm 2.0)$ $r^2=0.25$ $p<0.0001$

On constate que les deux relations ne passent pas par l'origine et ont une pente très inférieure à 1. Pour une AOU de zéro (100% saturation en oxygène), l'EDIC est de l'ordre de 30 à 60 $\mu\text{mol.kg}^{-1}$. Ceci indique que les processus biologiques dans la rivière ne sont pas les seuls processus qui gèrent ces deux paramètres. A ces concentrations en oxygène et CO_2 dissous, les vitesses d'échanges gazeux avec l'atmosphère sont très proches (Frankignoulle et al., 1996; chapitre IV). Si seuls les impacts des échanges gazeux d'oxygène et de CO_2 sont considérés, les concentrations doivent toutes deux converger vers l'équilibre atmosphérique $p\text{CO}_2=380\text{ppm}$ et $\text{O}_2=100\%$ saturation ($EDIC=0$ et $AOU=0$).

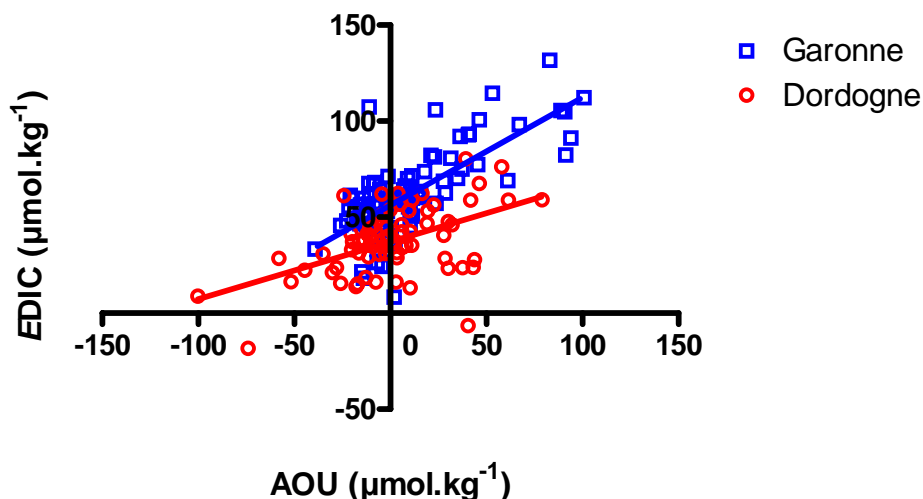


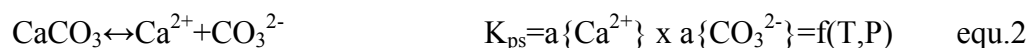
Figure 31 : Relation entre l'excès de CID ($\mu\text{mol.kg}^{-1}$) et l'AOU ($\mu\text{mol.kg}^{-1}$) pour la Garonne et la Dordogne.

L'ordonnée à l'origine positive rencontrée ici a déjà été observée dans différentes rivières (Abril et al., 2000) et peut être expliquée par un apport de CO₂ supplémentaire de l'amont, issu du lessivage des sols ou d'eaux souterraines.

On constate aussi que les pentes des relations (Figure 31) sont inférieures à 1. Ceci indique qu'un autre processus, cette fois ci physico-chimique, a lieu dans la rivière et a un impact sur l'un de ces deux paramètres. La précipitation et dissolution de carbonate de calcium sont, avec la respiration et la production primaire, des processus majeurs pouvant influencer les concentrations en CID dans les estuaires (Meybeck et al., 1988; Abril et al., 2003).

Les carbonates de calcium se rencontrent dans le milieu aquatique sous forme de calcite, d'aragonite (CaCO₃) et de calcites magnésiennes (Ca_xMg_(1-x)CO₃). Dans les estuaires, l'érosion mécanique des roches carbonatées sur le bassin versant est la source majoritaire du transport fluvial de carbonates de calcium (Meybeck, 1993a). Une autre source, autochtone, est due à la précipitation de carbonates de calcium dans le milieu aquatique : elle peut être importante, par exemple dans les rivières très eutrophes lors de efflorescences phytoplanctoniques, lorsque la consommation de CO₂ par la production primaire est telle qu'elle génère des montées de pH au dessus de 9 et une forte sursaturation en CaCO₃ (Meybeck, 1993).

La calcite et l'aragonite sont en équilibre avec la phase aqueuse selon la réaction :

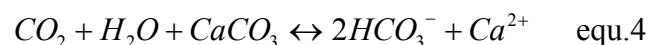


Où $a\{\text{Ca}^{2+}\}$ et $a\{\text{CO}_3^{2-}\}$ sont les activités des ions calcium et carbonates et K_{ps} est le produit de solubilité de la calcite, de l'aragonite ou de la calcite magnésienne. De la même manière que pour les équilibres en phase dissoute, on a défini des produits de solubilité apparents de la calcite et de l'aragonite K_{ps}^* , qui sont fonctions de la température, de la pression, et de la

salinité, reliant les concentrations en Ca^{2+} et en CO_3^{2-} . On définit ensuite l'indice de saturation de l'eau vis-à-vis de la calcite ou de l'aragonite Ω , par exemple pour la calcite:

$$\Omega_{calcite} = \frac{[Ca^{2+}] \times [CO_3^{2-}]}{Kps^*_{calcite}} \quad \text{equ.3}$$

La précipitation de calcite est un processus relativement lent et qui se produit rarement spontanément, sans médiation biologique (par la macrofaune benthique par exemple); ainsi la plupart des rivières sont-elles sursaturées vis-à-vis de la calcite ($\Omega > 1$), sans qu'aucune précipitation ne se produise. Cependant, dans certaines rivières aux conditions de pH très élevé (donc d' Ω très élevé), une précipitation physico-chimique spontanée a pu être démontrée (Meybeck, 1993). Au contraire de la précipitation, la dissolution est un phénomène rapide qui se produit dès que l'on atteint la sous-saturation ($\Omega < 1$) (Wollast et Vanderborgh, 1994). La dissolution et la précipitation des carbonates dans les rivières et les estuaires dépendent des conditions thermodynamiques des phases liquide et solide. Parmi les principaux paramètres de la phase liquide qui conditionnent leur intensité, on trouve le pH (et donc la pCO_2), la force ionique et la concentration en ion calcium (Morse et Arvidson, 2002). Pour rendre compte de son impact sur le pH et le CO_2 en phase aqueuse, la dissolution/précipitation des carbonates s'écrit :



Dans cette réaction, deux moles d'alcalinité sont produites/consommées par mole de calcium. Dans la Garonne et la Dordogne, l'alcalinité et le calcium sont en effet bien corrélés, avec des pentes qui ne sont pas significativement différentes de 2 (Figure 32). Ceci implique que la dissolution et la précipitation de carbonates sont les phénomènes majeurs qui contrôlent leurs concentrations et distributions temporelles.

Les variations temporelles des concentrations en alcalinité et calcium aux stations fluviales sont en grande majorité conditionnées par l'intensité de la dissolution des roches

carbonatées sur les bassins versants. Ceci se traduit notamment par des concentrations relativement homogènes spatialement dans la Garonne, mais variant dans le temps, plus particulièrement en hiver (Figure 29B et C). Dans la Dordogne, on voit très nettement à travers ces deux paramètres, l'intrusion d'eau de la Garonne à l'aval au niveau du PK0 (Libourne) en période estivale (Figure 29F et G). Les eaux de la Dordogne ($TA \sim 1 \text{ mmol.kg}^{-1}$; $Ca^{++} \sim 0.5 \text{ mmol.kg}^{-1}$) se mélangent à l'aval avec celles de l'estuaire où la Garonne prédomine ($TA \sim 1.7 \text{ mmol.kg}^{-1}$; $Ca^{++} \sim 0.9 \text{ mmol.kg}^{-1}$).

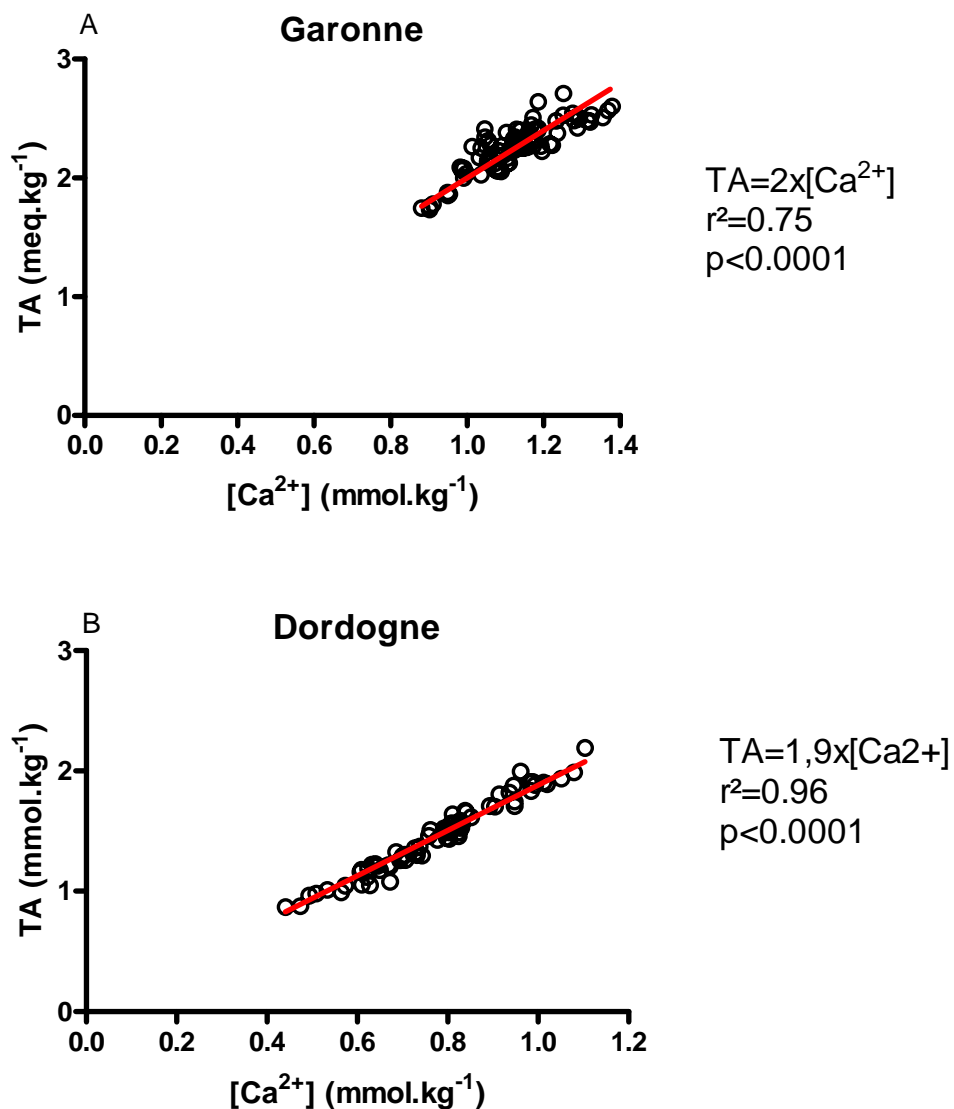


Figure 32 : Relation entre l'alcalinité (mmol.kg⁻¹) et la concentration en calcium (mmol.kg⁻¹) pour la Garonne (A) et la Dordogne (B).

L'indice de saturation de la calcite et de l'aragonite (Figure 33) décrit si la potentialité la dissolution ou de la précipitation des carbonates sont thermodynamiquement favorables. De plus, la teneur en CIP sur les particules peut indiquer la présence de calcite authigène, en particulier lorsque l'on est en dehors du bouchon vaseux. On observe que d'une manière générale, les teneurs en CIP dans les particules de la rivière sont supérieures à celles de l'estuaire (Figure 29D et H) ce qui traduit un mélange de particules accompagné d'une tendance générale à la dissolution nette dans le bouchon vaseux estuarien (Abril et al., 2003). Les distributions des indices de saturation de la calcite et de l'aragonite montrent des tendances qui sont cohérentes avec ce schéma. En effet, ces indices sont toujours assez proches de 1 avec des valeurs supérieures à 1 en hiver et dans le fleuve en amont en été et des valeurs qui décroissent dans le bouchon vaseux en été (Figure 33A et B).

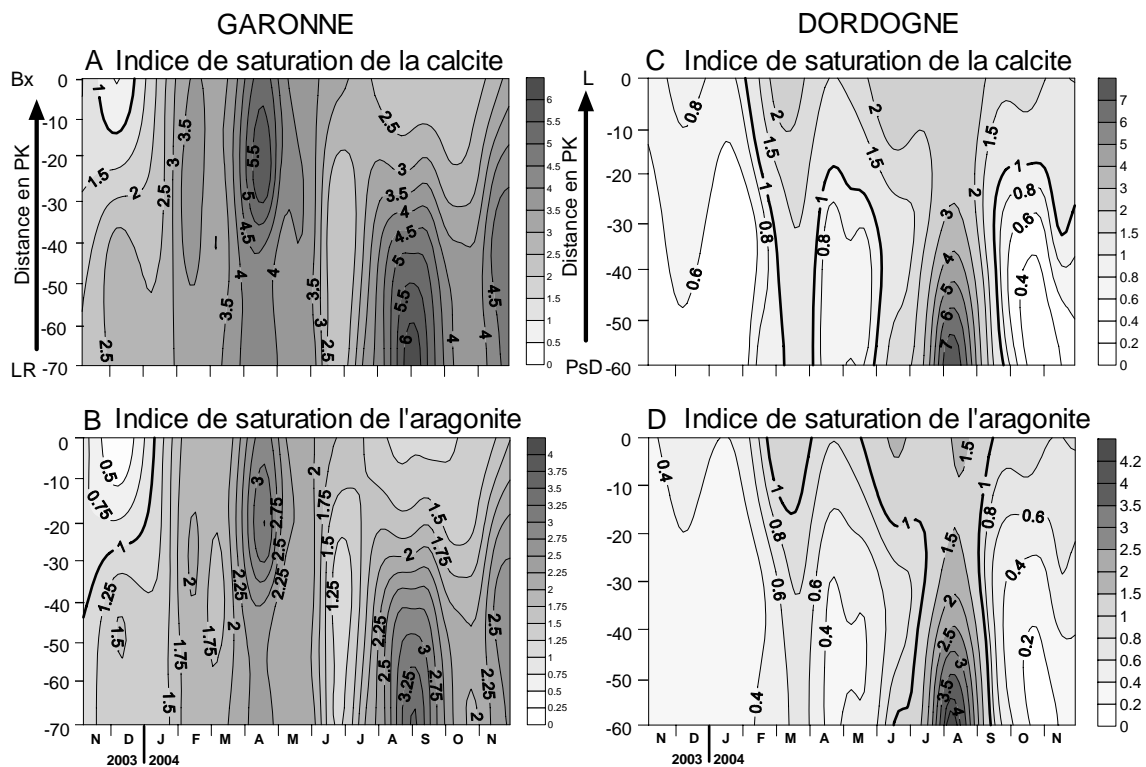
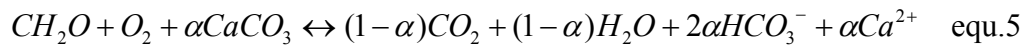


Figure 33 : Variation spatio-temporelle des indices de calcite (A et C) et d'aragonite (B et D) dans la Garonne et la Dordogne (les distances sont en kilomètres par rapport aux PK0 de chaque rivière; Bx=Bordeaux; LR=La Réole; L=Libourne; PsD=Pessac sur Dordogne).

Il semble donc que précipitation et dissolution dans ces systèmes fluviaux affectent significativement le DIC et puissent expliquer la pente de la relation entre *EDIC* et *AOU* (Figure 31). Si l'on considère une fraction moyenne, α , du CO_2 produit par la respiration aérobie et qui entre dans la dissolution des carbonates (ou du CO_2 consommé par la production primaire et qui provient de la précipitation des carbonates), on peut écrire:



Avec $0 < \alpha < 1$.

Si l'on accepte l'hypothèse que cette proportion α , est constante dans l'espace et le temps pour chaque rivière, on peut l'appliquer aux données de la Figure 31, avec: $\Delta\text{AOU} = (1-\alpha)\Delta\text{EDIC}$. Alors pour la Garonne $\alpha=(1-0.56)=0.44$ et de même pour la Dordogne $\alpha=(1-0.3)=0.7$. Cette méthode ne tient cependant pas compte de l'effet de mélange des masses d'eau sur les valeurs d' *EDIC* et d'*AOU* (Abril et al., 2003), qui est particulièrement important en Dordogne (Figure 29E), où il est probable que α soit surestimé. Par contre en Garonne, la valeur de α obtenue ainsi est cohérente avec ce qui a été décrit en Loire (Abril et al., 2003).

5/ Conclusion

L'hydrodynamisme fluvial joue un rôle majeur sur le fonctionnement des réactions biogéochimiques ayant lieu dans la zone estuarienne fluviale, tant sur les branches Garonne que Dordogne.

En période de forts débits, tout l'ensemble de la zone présente des caractéristiques biogéochimiques homogènes, avec une charge organique entrante majoritairement réfractaire et des eaux bien oxygénées. Si la charge organique fluviale doit subir des dégradations, cela se fera plus vraisemblablement dans l'estuaire central où réside alors le bouchon vaseux.

En période estivale et/ou faibles débits, il en va tout autrement.

En absence de forte turbidité, aux stations fluviales amont en été et dans les zones tidales en hiver, la production primaire induit souvent des sursaturations en oxygène mais ne parvient pratiquement pas à générer des captages de CO₂ atmosphérique. Le CIP augmente alors significativement ce qui, avec les valeurs de saturation de la calcite, suggère que de la précipitation de CaCO₃ a lieu.

Dans les stations fluviales aval, en présence du bouchon vaseux et, ce, plus nettement dans la Garonne en été, la respiration prédomine, les taux de saturation en oxygène descendent à 55% à Bègles (PK-5) et la pCO₂ dépasse 2500 ppm. Le CIP est alors relativement constant et faible, ce qui est classique pour les particules du bouchon vaseux et témoigne, avec des indices de saturation de la calcite proche de 1, d'une dissolution de CaCO₃.

L'enregistrement systématique de taux de saturation en oxygène plus faibles aux alentours de Bordeaux par rapport à Libourne, pour un comportement et des propriétés similaires du

bouchon vaseux présent dans les deux sites, renforce l'hypothèse d'une source locale supplémentaire de matière organique en Garonne.

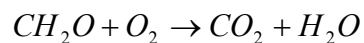
Dans tout les cas, il apparaît déjà primordial de paramétriser la consommation d'oxygène en se penchant sur les processus de respiration bactérienne tant dissoute que particulaire en prenant compte les variations saisonnières de ces processus. Ceci est l'objet du chapitre suivant.

CHAPITRE III:

**RESPIRATION MICROBIENNE AU SEIN DE
LA ZONE TURBIDE DE L'ESTUAIRE DE LA
GIRONDE: CONTRIBUTIONS DES
MATIERES DISSOUTES ET
PARTICULAIRES.**

1/ Introduction

Dans le milieu aquatique, la majorité de l'activité hétérotrophe est due aux bactéries (Vaccaro and Jannash, 1966; Wright and Hobbie, 1966; Wright, 1974; Azam and Hodson, 1977), qui minéralisent la matière organique particulaire et dissoute en consommant de l'oxygène, selon la réaction suivante :



Selon cette réaction simplifiée, la respiration aérobie induit la disparition d'une mole de carbone organique pour une mole d'oxygène consommée. En réalité, une fraction significative du carbone est aussi utilisée pour la synthèse de biomasse bactérienne.

Les bactéries sont les seuls organismes biologiques capables d'altérer à la fois le COP et le COD (Chróst, 1990), c'est pourquoi elles ont un impact important dans le cycle de la matière organique. L'assimilation du COP n'est pas directe par les bactéries et nécessite une dégradation préalable de celui-ci en COD. Ce processus requière une intense hydrolyse de substrat extracellulaire par différentes exoenzymes, dont l'activité joue un rôle clef dans l'écologie microbienne (Hoppe, 1991; Vetter et al., 1998). L'importance de l'activité exoenzymatique sur la dégradation du COP et du COD est dépendante des variations saisonnières et spatiale d'une telle activité (Chróst, 1990).

En milieu marin, Azam et Hodson (1977) ont montré qu'environ 90% de l'activité hétérotrophe microbienne est effectuée par les bactéries de tailles inférieures à 1µm et non attachées à du matériel particulaire. Au contraire, dans les estuaires, qui sont des zones

beaucoup plus turbides que le milieu marin, une grande part du matériel organique particulaire est métabolisée ou altérée avant qu'il ne soit apporté à l'océan. Les ETM jouent le rôle de piège à particules, avec des longs temps de résidence du matériel apporté par les rivières dans l'estuaire, augmentant ainsi sa disponibilité pour les bactéries estuariennes et le réseau trophique (Crump et Baross, 1996) et générant une demande en oxygène localisée au niveau de l'ETM (Morris et al., 1982).

En effet, en zone turbide estuarienne, la production de carbone par les bactéries attachées aux particules compte pour 90% de la production de bactérienne totale et est corrélée positivement avec la turbidité et le COP. Ceci a été démontré dans l'estuaire Columbia (USA) (Crump et al., 1998), dans l'estuaire de la Gironde (Gossen et al., 1999), dans l'Ume et le Severn (Bent et Goulder, 1981; Joint et Pomeroy, 1982). Les bactéries attachées aux particules dans les environnements côtiers et estuariens sont plus actives (par cellule) que les bactéries libres (Hodson et al., 1981; Irriberry et al., 1987; Unanue et al., 1992; Griffith et al., 1994). De même, dans l'estuaire du Tamar (Royaume-Uni), l'activité bactérienne totale ainsi que la consommation de l'oxygène augmentent avec la turbidité (Morris et al., 1982), et dans la partie amont du St Laurent (Canada), au niveau de l'ETM, l'activité hétérotrophe est intense (Painchaud et Therriault, 1989). Des études de biologie moléculaire ont montré que les bactéries libres et les bactéries attachées aux particules présentes dans un même échantillon, sont similaires à plus de 74% (95% au maximum), ce qui suggère que les deux populations de bactéries peuvent rapidement s'attacher ou se détacher des particules (Hollibaugh et al., 2000). Cependant, les volumes des cellules sont plus importants pour les bactéries attachées aux particules que pour les bactéries libres, ce qui indique que les bactéries attachées sont plus actives et qu'elles seraient avantagées en se fixant sur les particules (Hodson et al., 1981; Irriberry et al., 1987).

La répartition spatiale ainsi que la nature des bactéries est très variable tout au long des systèmes estuariens. Dans la Gironde, il y a 50 fois plus de bactéries dans la zone de l'ETM que dans la partie marine de l'estuaire (Prieur et al., 1987) ; La salinité est aussi un paramètre important dans le contrôle des communautés bactériennes dans l'estuaire de la Gironde. Pour chaque situation de marée, la répartition des bactéries le long du gradient salin est la même, c'est-à-dire que les bactéries halotolérantes dominent dans le centre de l'estuaire, alors que le pourcentage de bactéries halophiles décroît depuis le pôle marin vers la rivière et que le pourcentage de bactéries halophobes varie en sens inverse.

Les variations saisonnières influencent aussi énormément les micro-organismes bactériens: en effet, dans l'estuaire de l'Elbe, les concentrations totales en bactéries sont les plus faibles en hiver et les plus fortes en été. Cependant tout au long de l'année les bactéries attachées aux particules représentent 75% de la population totale des bactéries (Zimmermann, 1997). La densité des bactéries libres augmente aussi avec la température de l'eau (Iriberry et al., 1987). Au cours de l'année, la composition du matériel organique particulaire se modifie sous l'action des bactéries, mais aussi des brouteurs. En été, la MO labile est fortement consommée forçant ainsi une modification l'activité bactérienne afin d'utiliser une MO plus réfractaire (Crump et Baross, 1996; Jürgens et al., 1997).

Dans l'objectif de quantifier l'action des facteurs qui conditionnent les concentrations en oxygène dans l'estuaire de la Gironde, nous avons cherché à quantifier la consommation en oxygène par la respiration. Afin d'étudier ce processus microbien hétérotrophe, en milieu estuarien, il est nécessaire de distinguer l'activité des 2 populations bactériennes distinctes: les bactéries libres et les bactéries attachées aux particules. En effet, des facteurs environnementaux différents contrôlent leur contribution à la dégradation de la matière organique et leur rôle dans l'oxygénation des eaux. Si, dans des échantillons d'eau de mer,

Azam et Hodson (1977) ont démontré qu'environ 90% de l'activité hétérotrophe est effectuée par des bactéries de types microflagellés qui ne sont pas attachées à des particules et qui passent au travers de filtres de porosité 1 μm , au contraire, Crump et al. (1998) ont démontré que dans l'estuaire Columbia 90% de la production bactérienne était réalisée par des organismes retenus sur des filtres de porosités 3 μm .

Dans l'estuaire de la Gironde, les matières en suspension sont de tailles très variées (Jouanneau, 1982), composées majoritairement de silts fins et d'argiles ($<4 \mu\text{m}$). De plus, Hollibaugh et al. (2000) ont fixé la frontière entre les bactéries libres et les bactéries attachées à 1.2 μm .

Dans ce chapitre, nous allons étudier la part de consommation de l'oxygène par les bactéries libres que nous appellerons "Respiration Dissoute", ainsi que par les bactéries attachées aux particules, que nous nommerons "Respiration Particulaire". Nous allons aussi tester deux limites de séparation différentes: 1.2 et 2.7 μm . L'objectif est d'obtenir des cinétiques de consommation de l'oxygène, afin d'alimenter un modèle de qualité de l'eau (chapitre V). Un effort sera porté plus particulièrement sur la zone de la Garonne tidale, influencée par les rejets de la communauté urbaine de Bordeaux.

2/ Mode opératoire

Le but de l'expérience est de différencier la respiration dissoute due à la fraction dissoute, impliquant les petites bactéries libres et la MO qui passent à travers des filtres de porosité 1.2 μm , et la respiration particulaire, réalisée par les bactéries de grandes tailles et les bactéries attachées aux particules, ainsi que le phytoplancton et la MO qui est retenue sur des filtres de 1.2 μm de porosité. Des échantillons d'eau turbide ont été collectés entre 2002 et 2004 sur l'estuaire de la Gironde à une salinité de 0 au point PK0 (Bordeaux).

Le protocole de cette expérience consiste en trois étapes (Figure 34) :

L'étape de filtration: pour les déterminations des concentrations en MES, les filtrations sont faites sur les filtres Sartorius GMF de porosité 1.2 μm , préalablement pesés.

Pour les mesures de respiration, on procède de la façon suivante:

- 1 mesure est faite sur l'échantillon total.
- 1 mesure est faite sur le filtrat de l'échantillon filtré à 1.2 μm .

Les échantillons sont filtrés sous une faible dépression, afin de ne pas trop perturber les bactéries, ne pas modifier la MO et de ne pas disloquer les agrégats bactéries attachées/particules lors de leur passage au travers du filtre (Crump et al., 1998). Il est nécessaire de changer régulièrement de filtres, environ tous les 100 mL selon la turbidité de l'échantillon, afin de ne pas les colmater avec les particules et ainsi diminuer la porosité du

filtre en cours de filtration. Une filtration supplémentaire est effectuée afin de déterminer ultérieurement la concentration en chlorophylle-a dans les échantillons *in situ*.

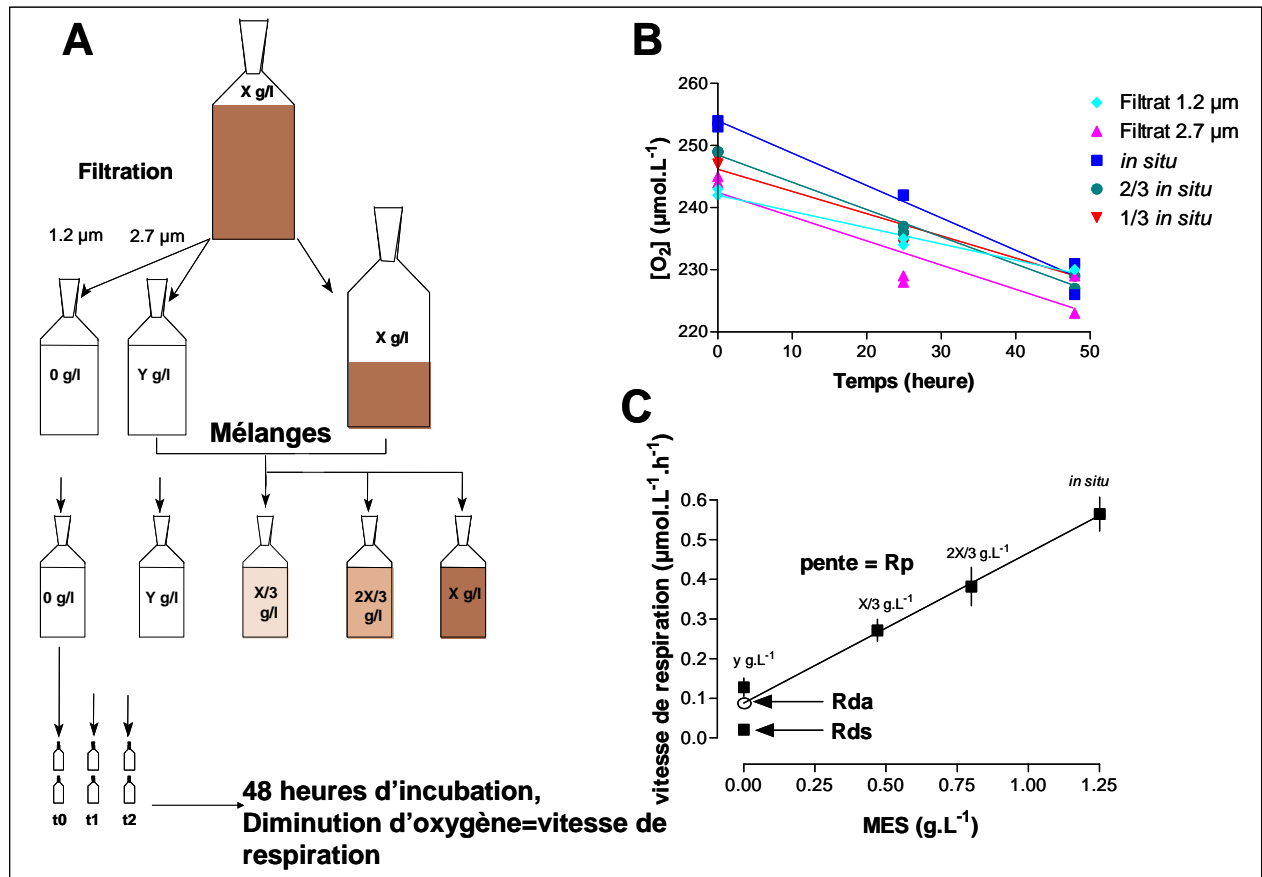


Figure 34 : A) Procédure expérimentale, mélange de différentes concentration en MES et incubation, pour chaque lot, deux BOD sont utilisées pour la mesure de la concentration en oxygène de départ et 4 sont incubées à l'obscurité dans un système rotatif thermostaté; B) diminution de la concentration en oxygène en fonction du temps; C) vitesse de respiration en fonction de la concentration en MES (Rda, Rds et Rp).

A la suite de ces filtrations (Figure 34A), nous obtenons donc trois lots d'échantillon : l'un à la concentration *in situ* en MES et les deux filtrats (1.2 et 2.7 μm). Lorsque les échantillons *in situ* sont relativement turbides ($>100 \text{ mg.L}^{-1}$), on effectue des dilutions de l'échantillon *in situ* avec du filtrat passé au travers des filtres de porosité 1.2 μm . Des mélanges de turbidités différentes (1/3 et 2/3 environ de la turbidité *in situ*), que l'on déterminera précisément par filtration et pesée, sont ainsi obtenus.

L'étape d'incubation : une fois les différents mélanges obtenus, on répartit chacun des sous-échantillons dans 6 Bouteilles à Oxygène Dissous (BOD) en verre calibrées, deux seront fixées par les deux réactifs de Winkler afin de déterminer la concentration initiale de chaque mélange. Les 4 BOD de chaque lot restant sont mises à incuber à l'obscurité dans un système rotatif thermostaté permettant de garder les particules en suspension et à la température de prélèvement de l'échantillon initial. 24 et 48 heures après le début de l'incubation, deux BOD de chaque lot sont fixées par les réactifs Winkler.

Une fois les dernières BOD fixées (48 heures après le début de l'incubation), on procède au dosage de l'oxygène par la méthode Winkler (Annexe II).

Ainsi, peut-on exprimer la concentration de l'oxygène en fonction du temps pour chaque mélange (Figure 34B). Les pentes des droites ainsi obtenues représentent les vitesses de respiration de chaque mélange.

En exprimant ces vitesses de respiration en fonction des concentrations en MES de chaque mélange (Figure 34C), la vitesse de respiration du filtrat passé au travers des filtres de porosité 1.2µm représente la respiration dissoute stricte (Rds) en $\mu\text{mol O}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, c'est-à-dire la vitesse de respiration des bactéries libres seules et ayant à leur disposition de la MOD de taille inférieure à 1.2 µm présente en début d'incubation. L'ordonnée à l'origine de la droite obtenue avec les mélanges de MES nous donne ce que l'on a nommé la respiration dissoute apparente (Rda), due aux bactéries libres utilisant la MOD de taille inférieure à 1.2 µm présente en début d'incubation, mais aussi fournie par hydrolyse exoenzymatique de la MOP au cours de l'incubation (Cunha et al., 2000). Enfin la pente de la droite fournit la valeur de la Rp en $\mu\text{molO}_2 \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$.

3/ Résultats et Discussion

3/ 1) Ensemble des résultats de respiration particulaire et dissoute

Toutes les données du Tableau 10 ont été obtenues à partir d'échantillons prélevés dans la zone non salée amont et dans la zone centrale de l'estuaire : entre 0 et 10.3 de salinité. Les mesures de consommation d'oxygène ont été effectuées dans une large gamme de températures, allant de 6 à 26 °C, ainsi que dans une gamme de concentrations en MES variée de la dizaine de mg.L⁻¹ à 1.8 g.L⁻¹. Les différents types de respirations sont représentés dans ce tableau : Rds, Rda et Rp (par g de MES et par litre). Dans certains échantillons, à faible température, aucune Rds n'a pu être détectée, mais au maximum celle-ci peut atteindre 0.66 μmol O₂.L⁻¹.h⁻¹. La Rp se trouve dans une large gamme de valeurs allant de 0.018 à 13.49 μmol O₂.g MES⁻¹.h⁻¹.

Les données récoltées en milieu salé ne seront pas utilisées et ce qui nous intéresse est de comprendre ce qui se passe dans la zone où l'oxygène atteint des minima, c'est-à-dire aux faibles salinités. Nous allons donc regrouper les données récoltées en zone non salée de l'estuaire de la Gironde et observer les facteurs qui peuvent être responsables des variations dans les intensités de respiration des bactéries libres (Rds) et des bactéries attachées (Rp).

| Mission Expérience | Date | Température (°C) | Salinité | MES (g.L ⁻¹) | Rds (μmol.L ⁻¹ .h ⁻¹) | Rda (μmol.L ⁻¹ .h ⁻¹) | Rp (μmol.g ⁻¹ .h ⁻¹) | Rp (μmol.L ⁻¹ .h ⁻¹) |
|-----------------------|------------|---------------------|----------|-----------------------------|---|---|--|--|
| G1 | 08/04/2002 | 13.7 | 0.4 | 0.400 | 0.660 | 0.687 | 0.860 | 0.344 |
| G2 | 18/04/2002 | 15.8 | 3.6 | 0.930 | 0.220 | 0.180 | 0.382 | 0.356 |
| G4 | 16/04/2002 | 15.1 | 10.3 | 0.436 | 0.000 | 0.102 | 0.747 | 0.326 |
| G6 | 01/07/2002 | 21.3 | 0.0 | 0.420 | 0.354 | 0.451 | 0.683 | 0.287 |
| G7 | 01/07/2002 | 21.3 | 0.0 | 0.660 | 0.354 | 0.351 | 0.907 | 0.599 |
| G8 | 01/07/2002 | 21.3 | 0.0 | 0.250 | 0.354 | 0.347 | 1.163 | 0.291 |
| G9 | 18/06/2002 | 20.2 | 0.2 | 0.670 | 0.236 | 0.244 | 0.626 | 0.419 |
| G11 | 16/06/2002 | 20.1 | 6.7 | 0.100 | 0.050 | 0.140 | 2.200 | 0.220 |
| G14 | 10/09/2002 | 21.2 | 0.5 | 1.800 | 0.374 | 0.270 | 0.159 | 0.286 |
| G18 | 09/11/2002 | nd | nd | 0.250 | 0.259 | 0.260 | 0.018 | 0.005 |
| G20 | 12/11/2002 | nd | nd | 0.670 | 0.286 | 0.254 | 0.030 | 0.020 |
| G22 | 01/07/2002 | 11.0 | 0.0 | 0.560 | 0.101 | 0.131 | 0.405 | 0.227 |
| G23 | 01/07/2002 | 11.0 | 0.0 | 0.970 | 0.101 | 0.162 | 0.120 | 0.116 |
| G24 | 01/07/2002 | 11.0 | 0.0 | 0.140 | 0.101 | 0.064 | 2.865 | 0.401 |
| BR1 | 18/11/2003 | 11.7 | 0.0 | 0.515 | 0.230 | 0.215 | 0.686 | 0.353 |
| BR2 | 02/12/2003 | 10.3 | 0.0 | 0.068 | 0.038 | 0.137 | 0.718 | 0.049 |
| BR4 | 09/03/2004 | 8.0 | 0.0 | 0.037 | 0.020 | 0.106 | 3.008 | 0.110 |
| BR5 | 29/03/2004 | 9.7 | 0.0 | 0.011 | 0.083 | 0.203 | 8.272 | 0.093 |
| BR6 | 13/04/2004 | 11.6 | 0.0 | 0.013 | 0.082 | 0.170 | 13.490 | 0.180 |
| BR8 | 22/06/2004 | 21.3 | 0.0 | 0.036 | 0.217 | 0.551 | 5.417 | 0.193 |
| BR9 | 02/08/2004 | 25.9 | 0.0 | 0.658 | 0.261 | 0.325 | 0.271 | 0.178 |
| BR10 | 18/04/2005 | 12.5 | 0.0 | 0.054 | 0.145 | 0.175 | 3.491 | 0.187 |
| BR11 | 05/07/2005 | 24.9 | 0.0 | 0.584 | 0.500 | 0.330 | 0.054 | 0.032 |
| BR12 | 13/12/2005 | 6.0 | 0.0 | 0.090 | 0.000 | 0.151 | 0.137 | 0.012 |

Tableau 10 : Résultats des mesures de respiration dissoutes et particulaires effectuées entre 2002 et 2003 sur l'estuaire de la Gironde (nd = non déterminé).

3/ 2) Facteur influençant l'intensité de la Rds

La Rds est influencée par la quantité et la qualité de la MOD et par des facteurs environnementaux tels que la température. Avec nos données sur la Gironde, nous obtenons en effet une relation linéaire positive entre la Rds et la température (Figure 35) :

$$Rds = 0.019 \pm 0.003 \times \text{Température} - 0.113 \pm 0.043 \quad r^2 = 0.79 P < 0.0001$$

Cette relation est valable dans une gamme de températures comprises entre 5 et 26 °C, correspondantes à celles enregistrées dans la partie fluviale de l'estuaire de la Gironde. Comme nous avons pu le voir dans le chapitre I, la température varie très peu sur toute la colonne d'eau, donc nous pourrions estimer que la Rds est homogène sur toute la hauteur d'eau en un point donné de l'estuaire. De plus le Q₁₀ (temperature sensitivity : augmentation de l'activité respiratoire relative à une augmentation de 10 °C), de cette relation, calculé sur une

gamme de température de 10 °C, est de 3.5, une valeur tout à fait classique pour la croissance ou la respiration des communautés bactériennes (Thamdrup et Fleischer, 1998; Robinson, 2000).

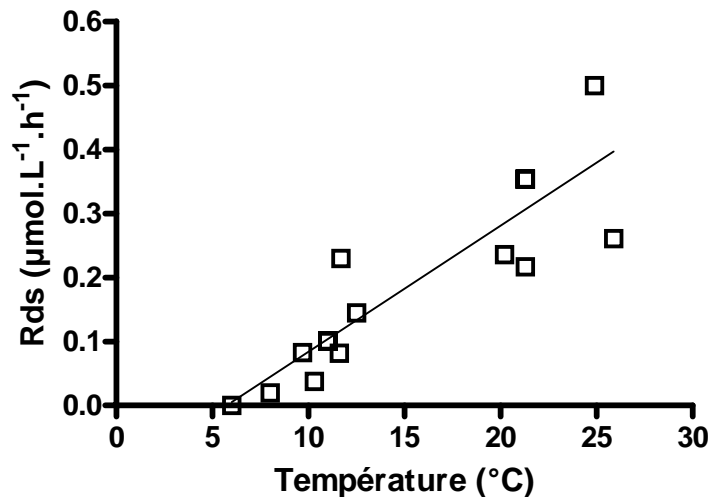


Figure 35 : Relation entre la température de l'eau et la respiration dissoute stricte dans la zone fluviale de l'estuaire de la Gironde.

3/ 3) Facteurs influençant l'intensité de la Rp

3/ 3) a. Part de la respiration des cellules algales sur la Rp

Dans nos échantillons d'eau turbide, dans la fraction particulaire de taille supérieure à 1.2 µm, on trouve des cellules phytoplanctoniques vivantes bien que les fortes concentrations en matières en suspension limitent la pénétration de la lumière dans les eaux (Irigoién et Castel, 1997). Ces cellules consomment de l'oxygène lorsqu'elles sont à l'obscurité. Cole et al. (1992) estiment que les cellules algales dans l'ETM de l'Hudson (20-50 mg.L⁻¹) respirent à hauteur de 5% du P^b_{max} (production primaire potentielle maximale). Or une étude faite par Kromkamp et Peene (1995) dans l'estuaire de l'Escaut (20-300 mg.L⁻¹), révèle que la production primaire nette peut être possible seulement si la respiration par le phytoplancton

est inférieure à 1.5% du P^b_{max} , lequel correspond à $0.6 \text{ mgC.mgChl}^{-1}.\text{h}^{-1}$ dans la partie amont de l'estuaire de la Gironde (Goosen et al.,1999). Ainsi, pour connaître la part de respiration due au phytoplancton dans nos échantillons de l'estuaire de la Gironde, nous utiliserons un facteur de $0.75.10^{-3} \mu\text{mol O}_2.\mu\text{g chl-a}^{-1}.\text{h}^{-1}$, que nous appliquerons aux concentrations en chlorophylle.

En comparant la R_p (exprimée en $\mu\text{mol.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$, unité commune à toutes les respirations) et la respiration due aux cellules algales (R_{chl}) (Figure 36), on s'aperçoit que cette dernière est très faible par rapport à la R_p . En moyenne, la R_{chl} représente 5% de la R_p , celle-ci peut atteindre au maximum 15% de la R_p mais uniquement lorsque la turbidité est inférieure à une limite avoisinant les 0.05 g.L^{-1} . Au dessus de 0.05 g.L^{-1} de MES, la R_{chl} représente toujours moins de 1% de la R_p , qui est donc due essentiellement aux bactéries attachées.

Les deux plus importantes R_{chl} sont de $0.014 \mu\text{mol.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$ chacune et se sont produites lorsque la turbidité était très faible (0.011 et 0.036 g.L^{-1}) lors des deux blooms phytoplanctoniques que l'on a déjà rencontrés dans le chapitre II fin Mars et Juin 2004 (Figure 28A, chapitre II). Les plus faibles valeurs de R_{chl} ont lieu lorsque les concentrations en chlorophylle sont les plus faibles, c'est-à-dire en période hivernale et en fin d'été. Lorsque les cellules phytoplanctoniques arrivent dans l'ETM, les turbidités élevées inhibent fortement la production primaire. Les cellules phytoplanctoniques meurent et sont rapidement dégradées par l'activité bactérienne.

En d'autres termes, dans les zones de fortes turbidités comme le bouchon vaseux de l'estuaire de la Gironde les bactéries attachées sont plus nombreuses et respirent plus et donc la part de la R_{chl} dans ces zones là est en moyenne inférieure à 1% de la R_p . A l'inverse, en période hivernale lorsque les turbidités sont faibles, la part de respiration due aux cellules algales dans la R_p est un peu plus grande, car l'activité des bactéries attachées aux particules est moins

importante (Selje and Simon, 2003). On peut donc conclure que, dans le bouchon vaseux, la contribution de la respiration par les cellules algales à la respiration particulaire est négligeable. En effet, durant l'année 2005-2006, les concentrations en MES enregistrées par la station Marel de Bordeaux restent supérieures, à 0.05 g.L^{-1} , pendant 98% du temps.

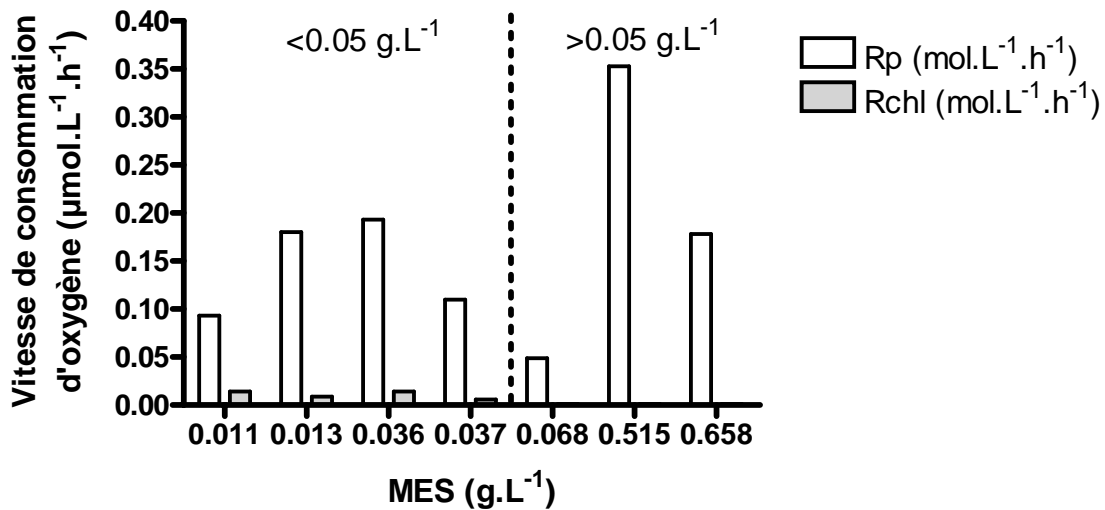


Figure 36 : Comparaison entre la Rchl et la Rp en fonction de la turbidité.

3/ 3) b. Caractéristiques de la Rp

Comme nous l'avons déjà vu dans l'introduction de ce chapitre, Hollibaugh et al. (2000) montrent que les communautés bactériennes libres et attachées aux particules sont relativement similaires dans les ETM des estuaires, et que celles-ci pourraient rapidement passer d'une communauté à l'autre. Or Hodson et al. (1981) et Irriberry et al. (1987) montrent que les bactéries attachées sont de tailles plus importantes que les bactéries libres et donc profitent de leur situation attachée. Ainsi, nous sommes nous interrogés sur l'importance, dans le processus respiratoire, des bactéries appartenant à une gamme de taille comprise entre 1.2 et $2.7 \mu\text{m}$, et qui peuvent être des bactéries libres de grande taille ou des bactéries de petites tailles attachées à des argiles fines. La Figure 37 montre la part qu'occupe la fraction 1.2-2.7

μm dans la respiration totale (R_{tot} =Respiration de l'échantillon non dilué). Nous pouvons remarquer deux choses suivant la turbidité: à faible concentration en MES ($<0.1 \text{ g.L}^{-1}$), la respiration par les bactéries de la fraction 1.2-2.7 μm représente entre 0 et 90% de la R_{tot} avec une moyenne de 40%; à forte turbidité ($>0.1 \text{ g.L}^{-1}$), cette part représente entre 0 et 24% de la R_{tot} avec une moyenne de 9%. Donc pour des turbidités supérieures à 0.1 g.L^{-1} l'essentiel de la R_{tot} est effectué par les bactéries fixées sur les particules $>2.7 \mu\text{m}$. Il est cependant nécessaire d'inclure la fraction 1.2-2.7 μm dans la respiration particulaire.

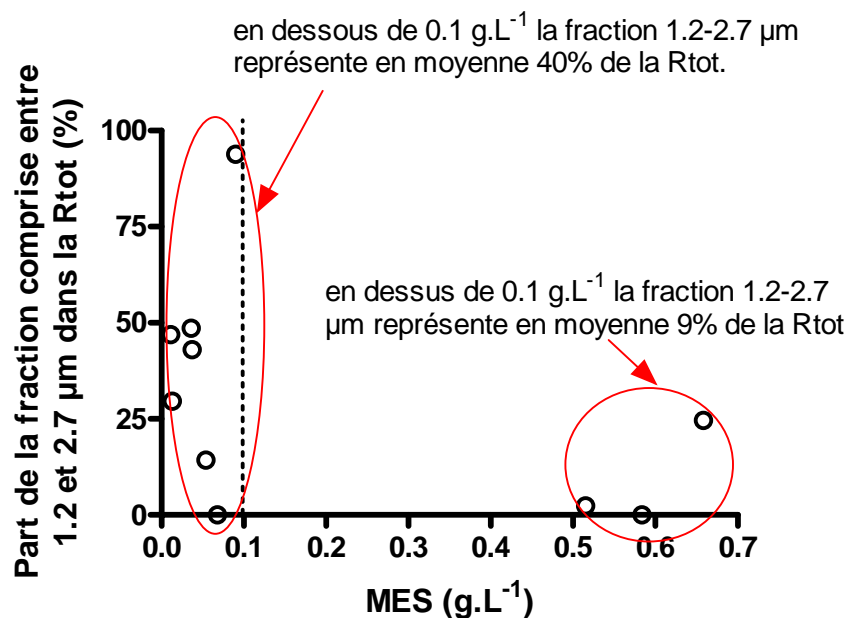


Figure 37 : Représentation de la part de respiration par les bactéries de la fraction 1.2-2.3 μm dans la R_{tot} .

Dans la partie précédente, nous avons vu que la contribution de la respiration par les cellules algales à la respiration particulaire est négligeable. Cependant, ces cellules font parti du réservoir de matière organique présente dans les eaux et donc peuvent être dégradées par les bactéries. En fait il existe une relation entre concentration en chlorophylle et la R_p (Figure 38). Lorsqu'il y a du matériel phytoplanctonique dans l'eau, la R_p est favorisée.

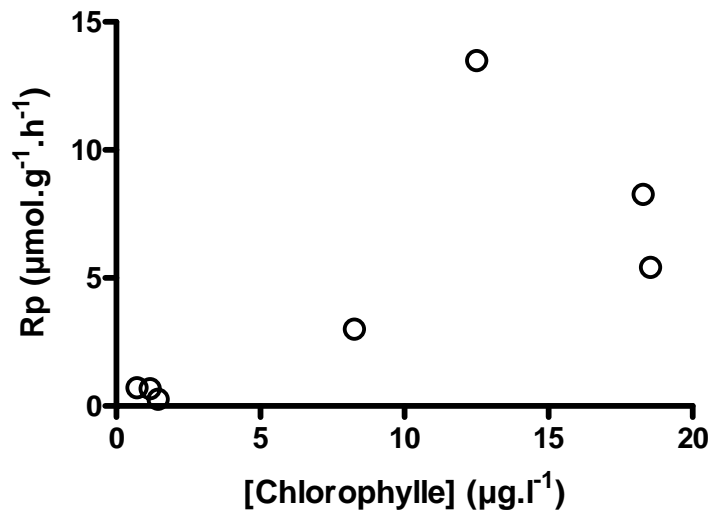


Figure 38 : Relation entre la concentration en chlorophylle ($\mu\text{g.L}^{-1}$) et la Rp ($\mu\text{mol.g}^{-1}.\text{h}^{-1}$).

3/ 3) c. Principal facteur influençant la Rp: les MES

Dans les ETM, les agrégats comptent parmi le type de particules le plus abondant. La composition des agrégats dans les milieux estuariens a été intensivement étudiée en laboratoire (Sakamoto, 1972; Kranck, 1973; Milligan, 1995) et dans le milieu naturel (Eisma, 1986; Gibbs et al., 1989; Li et al., 1993). Les macro-agrégats faiblement liés, diamètres de quelques mm, sont composés de micro-agrégats plus petits et plus solidement liés ($<100 \mu\text{m}$) ainsi que de grains minéraux grossiers. Les micro-agrégats sont composés de petits grains de minéraux avec un enrobage organique de débris phytoplanctoniques, de MO floculée et de petits morceaux de débris végétaux. Les agrégats estuariens se différencient nettement des particules de la "neige" marine et lacustre car elles sont principalement composées de matériel organique sur lequel est attaché du matériel inorganique (Eisma, 1986).

Les estuaires sont caractérisés par une très grande abondance de petits agrégats enrichis par des bactéries, protozoaires et même parfois des métazoaires (Ploug et al., 2002). Au niveau de l'ETM de l'estuaire de la rivière Columbia, les bactéries attachées aux particules produisent

90% du carbone bactérien total, de plus cette production est corrélée positivement à la turbidité et au COP (Crump et al., 1998). Dans l'estuaire de l'Elbe comme dans celui de la Gironde, le rapport production bactérienne sur COP diminue fortement au niveau de l'ETM, indiquant ainsi une plus faible dégradabilité du matériel organique particulaire (Goosen et al., 1999). Aussi, allons-nous étudier, au niveau de l'ETM de l'estuaire de la Gironde, les variations de l'activité bactérienne et plus précisément les variations de la Rp en fonction de la concentration en MES (Figure 39). Nous obtenons une relation de type décroissance exponentielle qui s'écrit:

$$Rp = A \times \exp(-B \times [MES]) + C$$

Avec Rp en $\mu\text{mol.g}^{-1}.\text{h}^{-1}$ et [MES] en g.L^{-1} .

La courbe représentant cette relation commence à la valeur A+C et décroît jusqu'à une valeur seuil C avec une constante B.

A=16.21 (± 2.36); B=37.64 (± 8.06); C=0.37 (± 0.38) $r^2=0.89$

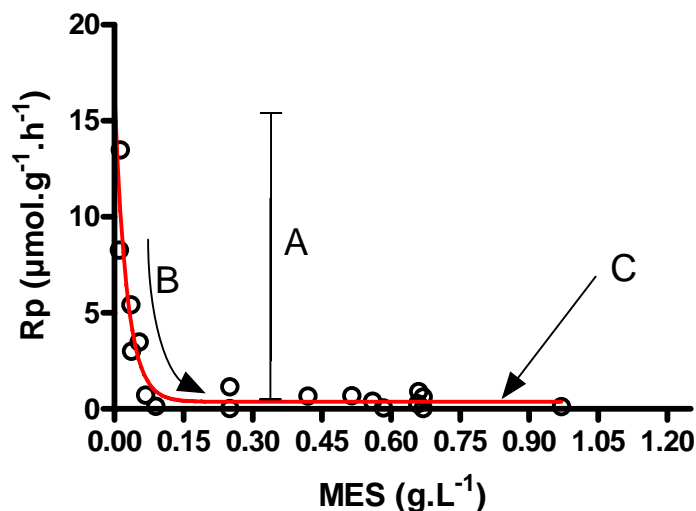


Figure 39 : Relation entre respiration particulaire et concentration en matière en suspension.

Grâce à cette relation nous pouvons distinguer deux domaines: à faibles turbidités de 0 à 0.15 g.L⁻¹, où la Rp varie de 16.2 à 0.4 μmol.g⁻¹.h⁻¹; au dessus de 0.15 g.L⁻¹, au niveau de l'ETM la Rp atteint une valeur seuil de 0.37 μmol.g⁻¹.h⁻¹. En prenant un facteur de conversion 1:1 (une mole d'oxygène consommée pour une mole de carbone consommée par la respiration) nous pouvons estimer que ce seuil de Rp correspond aussi à la vitesse de minéralisation du carbone organique dans l'ETM de la Gironde. Des études ont montré que la masse de l'ETM de la Gironde était de 4 à 5 millions de tonnes (Allen, 1972) avec 3 millions de tonnes en moyenne entrant annuellement dans l'estuaire, perdant par minéralisation de carbone environ 50.10³ tonnes de carbone par an (Etcheber, 1983; Vessy et al., 1999; Abril et al., 2002). Ceci correspond à une vitesse de minéralisation du carbone organique d'environ 0.15 μmol.g⁻¹.h⁻¹. En comparaison notre vitesse de Rp est environ 2.5 fois plus grande. Afin d'expliquer cela nous pouvons émettre deux hypothèses:

- la vitesse de minéralisation du carbone organique dans l'ETM de l'estuaire de la Gironde est une estimation de la consommation de carbone organique sur l'ensemble du bouchon vaseux, or notre mesure de la Rp est valable au niveau de Bordeaux, zone où les plus basses concentrations en oxygène sont enregistrées (Figure 27, chapitre II). Comme la ville de Bordeaux est située à l'entrée du bouchon vaseux en été, cet endroit reçoit directement les apports organiques de l'amont, Bordeaux doit être la zone où une grande partie des 50.10³ tonnes de carbone organique sont consommés;

- la seconde hypothèse porte sur un apport anthropique local à potentiel de dégradabilité forte surtout sous forme de COD au niveau de la communauté urbaine de Bordeaux (Rupp, 2006).

Désormais, nous sommes en mesure d'estimer la consommation d'oxygène au sein du l'ETM de l'estuaire de la Gironde au niveau de la ville de Bordeaux. Plus précisément, nous

pouvons calculer, à partir de la température de l'eau et de la charge en MES, la respiration dissoute stricte (Rds) par les bactéries libres de tailles inférieures à 1.2 μm et la respiration particulaire (Rp) par les bactéries attachées aux particules de tailles supérieures à 1.2 μm . A l'aide des données des stations Marel, nous pouvons en déduire l'évolution de la Rds et de la Rp tout au long de l'année.

4/ Reconstitution des variations saisonnières de la respiration au cours de l'année 2005-2006 à Bordeaux.

Afin d'estimer les respirations par les bactéries libres et les bactéries attachées, nous avons utilisé les relations que nous avons élaboré respectivement avec la température et avec la concentration en MES :

$$Rds_{(\mu mol.L^{-1}.h^{-1})} = 0.019 \times Température_{(°C)} - 0.113$$

$$Rp_{(\mu mol.g^{-1}.h^{-1})} = 16.21 \times \exp(-37.64 \times [MES]_{(g.L^{-1})}) + 0.37$$

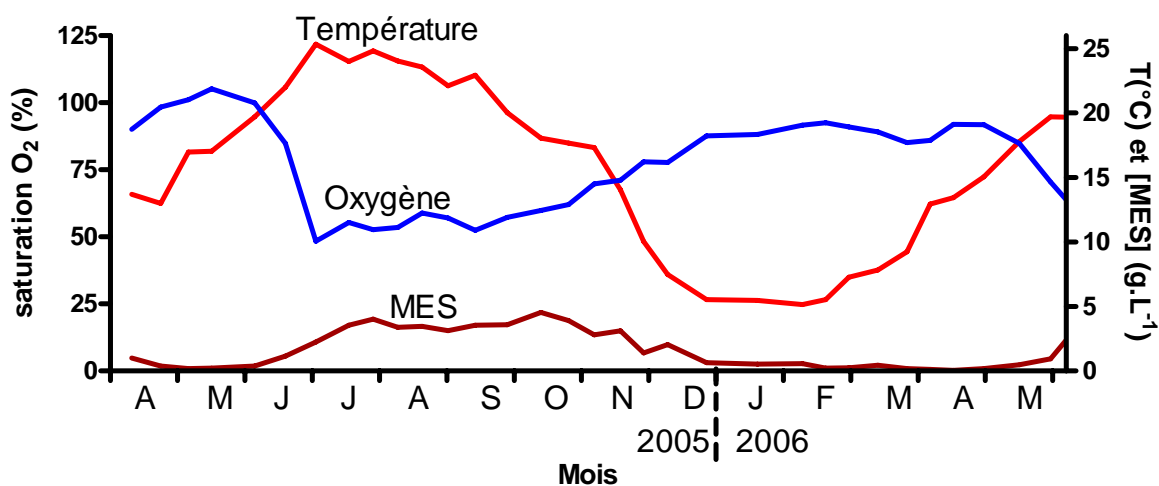


Figure 40 : Variations annuelles de la température (°C), de la concentration en MES (g.L⁻¹) et de la saturation en oxygène (%) des eaux de la Garonne au niveau de Bordeaux.

Nous avons appliqué ces deux relations aux données que nous a fournies la station MAREL de Bordeaux d'Avril 2005 à Mai 2006. Les données de températures et de MES ont été

préalablement traitées afin d'obtenir des moyennes tous les 15 jours et de cette manière de s'affranchir du cycle vives-eaux/mortes-eaux (Figure 40).

Durant cette année d'enregistrement par la station Marel, nous pouvons distinguer 3 périodes :

1. De fin Mai à Octobre 2005 une période d'étiage, où les taux d'oxygène sont les plus bas, <75% de taux de saturation (minimum 48% fin Juin 2005), alors que la température et la concentration en MES sont les plus hautes, respectivement supérieure à 15 °C et de 4 g.L⁻¹. C'est à cette saison que le bouchon vaseux prend position aux environs de Bordeaux.
2. La période qui suit la période d'étiage, de Novembre 2005 à Mars 2006, où la température diminue progressivement jusqu'à un minimum de 5 °C en Janvier 2006. Cette période est aussi marquée par une forte baisse de la turbidité, inférieure à 1 g.L⁻¹. Le taux d'oxygène remonte jusqu'à un maximum de 92 % de taux de saturation.
3. La période de Mars à début Mai 2006, pendant laquelle la température remonte progressivement jusqu'à atteindre 20 °C fin Mai. La turbidité est toujours aussi faible, inférieure à 1 g.L⁻¹, mais remonte fin Mai 2006 à 2 g.L⁻¹. A la fin de cette période le taux d'oxygène commence à diminuer (début Avril 2006) jusqu'à un taux de saturation de 64%.

La saturation en oxygène suit un profil typique avec de faibles taux de saturations en été et de fortes saturations en hiver. Lorsque l'on reconstitue les variations des respirations dissoute et particulaire, on peut appréhender leur contribution relative à la désoxygénation des eaux (Figure 41).

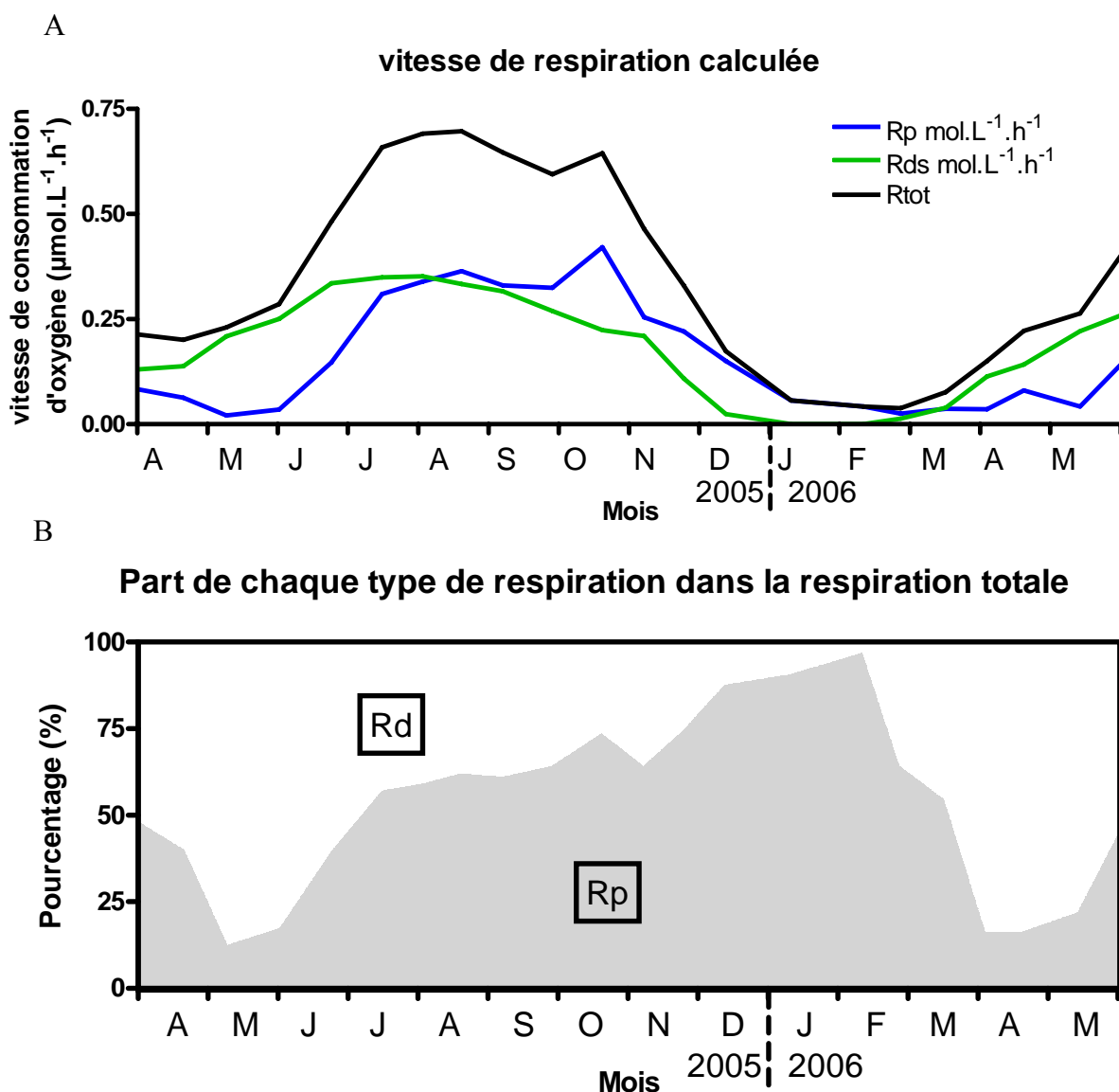


Figure 41 : A) Variation annuelle de Rp, Rds et Rtot en $\mu\text{mol.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$. B) variation annuelle de la part en % de la Rp et de la Rds dans la Rtot.

1. Durant la période d'été, de Mai à Octobre 2005, la respiration est la plus forte: la Rtot atteint entre 1.2 et 1.9 $\mu\text{mol.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$. La Rp et la Rds (entre 0.8 et 1.6 et entre 0.2 et 0.4 $\mu\text{mol.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$) sont aussi les plus fortes, car les concentrations en MES et les températures sont les plus élevées. La Rp est alors responsable de plus de 75% de la Rtot.

2. De Novembre 2005 à Mars 2006, la Rds (0 à $0.15 \mu\text{mol.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$) est négligeable du fait des faibles températures et compte pour moins de 15% dans la Rtot et jusqu'à moins de 1% en Février 2006. La Rds est fortement dépendante de la température et, lorsque celle-ci descend en dessous de 6°C , la Rds est quasi nulle. Quant à la Rp, elle représente la quasi-totalité de la Rtot, bien que celle-ci soit moins forte qu'en période d'été (0.2 à $1.16 \mu\text{mol.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$).
3. Enfin de Mars à début Mai 2006, la température remonte et la Rds dépasse la Rp, on peut aussi observer cela en Mai 2005. La Rds représente au maximum 64% de la Rtot pendant cette période. Or, c'est pendant cette période que la Rtot est très faible (moins de $1 \mu\text{mol.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$) avant d'augmenter lors du début de la période d'été suivante.

La Rtot moyennée sur l'année au niveau de Bordeaux est de $0.8 \mu\text{mol.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$. Elle varie tout au long de l'année entre 0.1 et $1.9 \mu\text{mol.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$, alors que celle mesurée par Crump et Baross (1996) varie entre 0.025 et $0.46 \mu\text{mol.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$ dans l'ETM de l'estuaire du fleuve Columbia (concentration maximale en MES de 1g.L^{-1}). La différence de respiration entre l'ETM de l'estuaire du fleuve Columbia et l'ETM au niveau de Bordeaux est probablement due au fait que le bouchon vaseux de l'estuaire de la Gironde est plus turbide et que la respiration est accélérée par un apport anthropique de matière organique au niveau de Bordeaux. De plus, les respirations mesurées dans l'estuaire du fleuve Columbia sont moyennées sur l'ensemble de l'estuaire, alors que nos respirations sont calculées au niveau de l'entrée dans le bouchon vaseux au niveau de la zone sensible de la Garonne. Dans des environnements un peu plus turbides que le fleuve Columbia, comme l'Ems ($0.032 \mu\text{mol.l}^{-1}.\text{h}^{-1}$) et l'Ouest de l'Escaut ($0.303 \mu\text{mol.l}^{-1}.\text{h}^{-1}$) et les estuaires de la côte Anglaise (Colne, Great Ouse et Tamise présentant des valeurs intermédiaires entre 0.094 et $0.125 \mu\text{mol.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$), les valeurs de respiration sont proches mais restent plus faibles que dans l'estuaire de la Gironde (Gazeau et

al., 2004). Ces valeurs sont aussi des valeurs moyennes annuelles sur l'ensemble des estuaires. Il apparaît alors que, suivant le type d'environnement, l'intensité de la respiration est plus ou moins importante, allant de valeurs basses au niveau des zones côtières à intermédiaires au sein des estuaires faiblement turbides (Gazeau et al., 2004), à des valeurs fortes dans les ETM des estuaires.

La R_p est toujours présente dans le milieu et elle assure au minimum 30% de la respiration totale en période de crue, lorsque la concentration en MES est beaucoup moins conséquente et peut même assurer la totalité de la respiration lorsque la température de l'eau est au dessous de 6 °C. Ceci montre alors que les bactéries attachées aux particules en suspension sont relativement protégées du milieu environnant et subissent moins les effets de température contrairement aux bactéries libres dont l'activité respiratoire est dépendante de la température. En période d'étiage, lorsqu'il y a conjonction de fortes températures et de fortes concentrations en MES, la R_p et la R_d sont les plus importantes et c'est à cette période que l'on atteint les plus faibles taux de saturation en oxygène.

5) Conclusion

Nous avons vu que l'activité respiratoire des bactéries dans les eaux de la Gironde est fonction de paramètres physiques aisément mesurables tels que la concentration en MES et la température de l'eau. Plus la turbidité est élevée, plus la R_p est importante et plus la température est élevée, plus la R_{ds} est intense. Lorsque ces deux paramètres sont élevés, comme on a pu l'observer en juillet 2005, la respiration totale est effectuée à 25% par les bactéries libres et à 75% par les bactéries attachées aux particules, et cela aboutit à des déficits en oxygène avec des minima de 40% de saturation en oxygène.

La respiration par les cellules algales est négligeable dans le bouchon vaseux, car elle représente moins de 1% de la R_p . Mais les cellules phytoplanctoniques sont une source de MO supplémentaires pour les bactéries attachées, ce qui a pour effet de favoriser la R_p lors des blooms phytoplanctoniques.

Les bactéries appartenant à la fraction de taille comprise entre 1.2 et 2.7 μm , peuvent être des micro-organismes libres de grandes tailles ou des bactéries de petites tailles attachées à des argiles. Ces bactéries participent à la respiration totale de façon significative, en moyenne 40% et au maximum 90% lorsque la concentration en MES est inférieure à 0.1 g.L^{-1} . De plus certaines bactéries dites attachées peuvent se détacher des particules qui leur sert de support et passer dans la fraction de taille comprise entre 1.2 et 2.7 μm (Hollibaugh et al., 2000). Donc il nous a semblé nécessaire d'intégrer l'activité respiratoire de la fraction 1.2-2.7 μm à la R_p .

Désormais à partir de données telles que la température et la turbidité, nous pouvons estimer quantitativement l'intensité de la consommation de l'oxygène par les micro-organismes bactériens au sein de la zone turbide de l'estuaire de la Gironde au niveau de Bordeaux.

A l'opposé de ces processus de consommation d'oxygène, comme nous l'avons défini dans notre introduction générale, le facteur principal responsable des apports d'oxygène au milieu aquatique est lié aux processus d'échanges gazeux au travers de l'interface eau/atmosphère.

L'étude de ces phénomènes est l'objet du chapitre qui suit.

CHAPITRE IV:

LES ECHANGES GAZEUX ENTRE L'EAU ET L'ATMOSPHERE DANS L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE

1/ Introduction

Le flux d'oxygène à travers l'interface eau-air est la source principale d'oxygène pour les eaux de l'estuaire de la Gironde, où la production primaire est très limitée par la disponibilité en lumière (Irigoiien et Castel, 1997). Dans ce chapitre, nous allons paramétrer les échanges gazeux entre les eaux et l'atmosphère au niveau de la zone turbide de l'estuaire de la Gironde pour disposer d'une estimation de ce processus source dans notre modèle de la dynamique de l'oxygène (chapitre V). Tout d'abord, nous allons exposer dans cette introduction les concepts de base qui régissent les échanges gazeux à l'interface eau/atmosphère.

D'un point de vue expérimental, il est beaucoup plus facile de paramétrer les échanges gazeux pour le CO₂ et d'en déduire ensuite ceux de l'oxygène. En effet, le CO₂ étant présent à des concentrations relativement faibles dans l'atmosphère, il est facile de suivre son évolution dans des dispositifs expérimentaux permettant de quantifier les flux. La principale source de CO₂ dans les eaux estuariennes vient de la dégradation de la matière organique par l'activité bactérienne en condition oxygène par la respiration.

On part du postulat suivant : en milieu estuarien, lorsqu'une quantité donnée de CO₂ dégaze vers l'atmosphère, une quantité à peu près équivalente d'oxygène pénètre dans l'eau (Frankignoulle et al., 1996).

Précisons que dans ce chapitre nous allons calculer le coefficient d'échange K_{600} et qu'il suffit de déterminer le coefficient d'échange de l'O₂ à partir de celui du CO₂. L'utilisation de ce paramètre pour obtenir l'intensité de la ré-aération qui sera faite dans le chapitre V.

1/ 1) Bases théoriques des échanges gazeux à l'interface eau-air

Whitman (1923) définit l'interface air-eau comme un système de couches simples avec des transports de gaz effectués, à la fois, par la diffusion moléculaire et le mélange turbulent (Figure 42). Dans ce modèle, au-delà de quelques 10^{aines} à quelques 100^{aines} de μm à partir de l'interface (dans les deux phases), le transport de gaz est dominé par des mouvements de tourbillons rapides, car le taux de transport turbulent est plus grand de quelques ordres que le taux de diffusion moléculaire (Jähne et al., 1987b). Cependant, au voisinage de l'interface, le transport turbulent est progressivement atténué, de sorte que la diffusion moléculaire devient le mécanisme de transport dominant, donnant lieu à une couche limite stagnante de chaque côté de l'interface. Par conséquent, pour les gaz (en trace) modérément solubles, un gradient de concentration en gaz se développe à travers chacune des deux limites stagnantes.

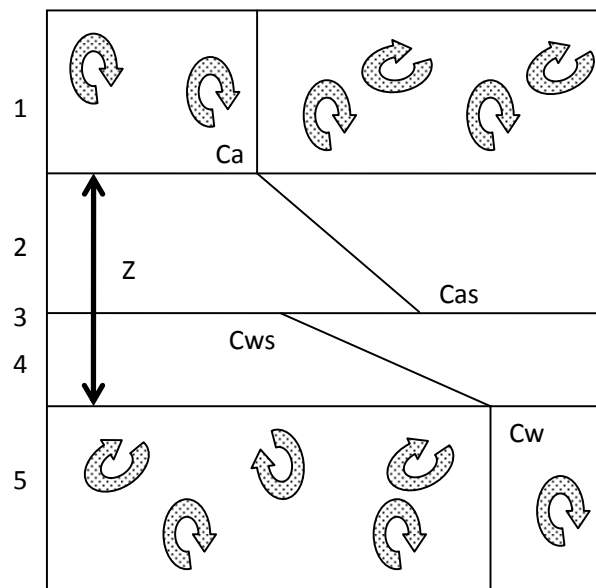


Figure 42 : Schéma en une dimension d'une interface eau/atmosphère idéale (Whitman, 1923). Les régions 1 et 5 sont des couches turbulentes dans l'air et l'eau, avec des concentrations en gaz C_a et C_w , respectivement. Les régions 2 et 4 sont associées à des couches stagnantes, avec des tailles respectives $\leq 100\mu\text{m}$ dans l'air et de 20 à $100\mu\text{m}$ dans l'eau. C_{as} et C_{ws} sont les concentrations en gaz du côté de l'air et de l'eau au niveau de l'interface eau/atmosphère (3).

La loi de Fick de la diffusion dans une dimension (en excluant l'advection) peut décrire le transport des gaz à travers la couche stagnante :

$$F = -D \frac{\partial c}{\partial z} \quad \text{equ.1}$$

Où F est le flux de gaz à travers la couche, D est le coefficient de diffusion moléculaire et $\partial c/\partial z$ est le gradient de concentration à travers la couche d'épaisseur z.

En pratique, l'équation 1 ne peut être appliquée à la détermination des flux de gaz; bien que D puisse être usuellement quantifié expérimentalement pour une gamme de gaz à des températures spécifiques (Saltzman et al., 1993; King et Saltzman, 1995), des mesures directes de gradients de concentrations à travers la couche stagnante sont à exclure, car z n'est que de quelques 10^{aines} de μm seulement. L'équation 1 est donc réécrite d'une autre façon en spécifiant une variable connue comme "vitesse totale du transfert de gaz" ou Kt (ou "piston velocity" en anglais aussi appelé "coefficient d'échange gazeux"), lequel incorpore les effets de D et de z :

$$k_T = \frac{D}{z} \quad \text{equ.2}$$

Le flux de gaz peut ensuite être décrit par :

$$F = k_T \Delta C \quad \text{equ.3}$$

Dans ce cas, ΔC est la différence de concentration en gaz entre l'air et l'eau de chaque côté de la limite stagnante. k_T peut être conventionnellement séparé en deux termes de transfert dans l'air et dans l'eau:

$$k_a = \frac{F}{(C_a - C_{as})} \quad \text{equ.4}$$

$$k_w = \frac{F}{(C_w - C_{ws})} \quad \text{equ.5}$$

Dans le but d'évaluer les importances relatives des deux composantes de transfert k_a et k_w , il faut envisager les deux couches limites comme offrant chacune une résistance au transport

diffusif (Liss, 1983; Liss et Merlivat, 1986). D'où la résistance totale aux échanges de gaz (R) est formulée selon :

$$R = \frac{1}{k_T} = \frac{1}{H.k_a} + \frac{1}{k_w} \text{ equ.6}$$

Où H est la constante de la loi de Henry (rapport concentration du gaz à l'équilibre dans l'air/concentration du gaz à l'équilibre dans la phase liquide) et avec :

$$k_a = \frac{D_a}{z_a} \text{ et } k_w = \frac{D_w}{z_w} \text{ equ.7}$$

Or, quelque soit le gaz considéré, le coefficient de diffusion dans l'air est de 3 ordres de grandeur supérieur à celui dans l'eau et donc $1/k_a$ est négligeable devant $1/k_w$. Par conséquent c'est la diffusion dans la couche stagnante de l'eau qui conditionne le coefficient d'échange gazeux et on a :

$$k_T \approx k_w$$

Ainsi, dans le milieu naturel, c'est la turbulence dans la phase aqueuse qui détermine l'intensité de l'échange gazeux. Enfin, on exprime le flux à partir des concentrations dans chaque phase, C_w et C_a , et du coefficient β de solubilité (coefficient de solubilité de Bunsen, $v/v \text{ atm}^{-1}$), selon la relation :

$$F = k_w (C_w - \beta C_a) \text{ equ.8}$$

1/ 2) Le nombre de Schmidt :

On constate d'après l'équation 2, que si k_w est connu pour des gaz donnés, sa valeur peut être déduite pour d'autres gaz, pourvu que l'ensemble des diffusivités des gaz soit connu. En réalité, ceci n'est possible que si z est constant. Une approche plus pratique consiste à traiter k_w comme une fonction du coefficient de transfert de quantité de mouvement (viscosité de l'eau ν) et de la masse (diffusion moléculaire, D), défini comme le nombre de Schmidt, Sc :

$$Sc = \frac{\nu}{D} \quad \text{equ.9}$$

Sc incorpore les effets de température et de salinité (Wanninkhof, 1992) (voir annexe IV et equ. 15). La relation entre les valeurs de k_w de deux gaz peut alors être spécifiée par leurs nombres de Schmidt:

$$\frac{k_{w1}}{k_{w2}} = \left(\frac{Sc2}{Sc1} \right)^n \quad \text{equ.10}$$

n est appelé l'exposant de Schmidt et est fonction de l'épaisseur du film. Jähne et al. (1987a) ont établi expérimentalement la dépendance du nombre de Schmidt à la température. Ensuite, Wanninkhof (1992) a proposé des ajustements polynomiaux des valeurs de Sc pour toute une gamme de gaz et pour des températures et à différentes salinités de 0 à 35.

1/ 3) Facteurs conditionnant le coefficient d'échange dans le milieu naturel

Dans le milieu aquatique, la turbulence près de la surface peut être générée par de nombreux facteurs. Le vent est le premier facteur pris en compte et, dans les lacs ou dans l'océan, le coefficient d'échange est généralement exprimé en fonction de la vitesse du vent (Wanninkhof, 1992; Cole et Caraco, 1998). La pluie et l'évaporation jouent aussi un rôle significatif, en particulier en milieu tropical (Bliven et al., 1993a; Ho et al., 1997; Guérin et al., 2007). Enfin, dans le cas d'eaux peu profondes comme les estuaires, le courant et ses interactions avec la topographie du fond (Roberts, 1984) peuvent devenir importants. De plus, d'autres paramètres tels que la capillarité, les vagues déferlantes, les présences de bulles d'air et de films surfactants de surface conditionnent aussi le coefficient d'échange gazeux.

Malgré cette multitude de forçages physiques, le coefficient d'échange est souvent exprimé en fonction de la vitesse du vent normalisée à une hauteur de référence de 10 m.

Pour les estuaires, où le vent et le courant ont tous deux potentiellement un fort impact, Kremer et al. (2003) ont suggéré que la paramétrisation du coefficient d'échange en fonction de la vitesse du vent pourrait être différente dans chaque système, selon ses caractéristiques morphologiques et hydrodynamiques. Ceci a été confirmé par Borges et al. (2004), qui ont obtenu 3 relations linéaires significativement différentes pour chacun des trois estuaires qu'ils ont étudiés. Ils ont interprété ces résultats par des différences dans les vitesses de courant, qui conditionnent l'ordonnée à l'origine de la relation et par des effets de fetch différents selon les surfaces des estuaires, qui conditionnent les pentes des relations. Enfin, dans l'estuaire du Parker, Zappa et al. (2003) ont observé pour un vent constant, de très fortes variations du coefficient d'échange au cours d'un cycle de marée, liées aux vitesses du courant. De plus, Zappa et al. (2007) ont montré que le coefficient d'échange dans l'estuaire du Parker était significativement plus élevé lorsque vent et courant étaient en sens opposé que lorsqu'ils étaient dans le même sens. On voit donc que le coefficient d'échange en milieu estuarien est le résultat complexe entre de nombreux phénomènes physiques et qu'il est nécessaire de paramétrer ce coefficient pour la Gironde, si l'on souhaite appréhender de manière satisfaisante l'apport d'oxygène par la ré-aération.

2/ Matériels et méthodes

2/ 1) Mesure de la pCO₂ de l'eau et de l'air.

Afin de mesurer les échanges de gaz entre l'eau et l'atmosphère, nous avons utilisé la technique relativement simple de la chambre que l'on place sur l'eau et qui isole un volume d'air ambiant (concentration en gaz C_a) et permet les échanges gazeux avec l'eau sous-jacente (Figure 43).

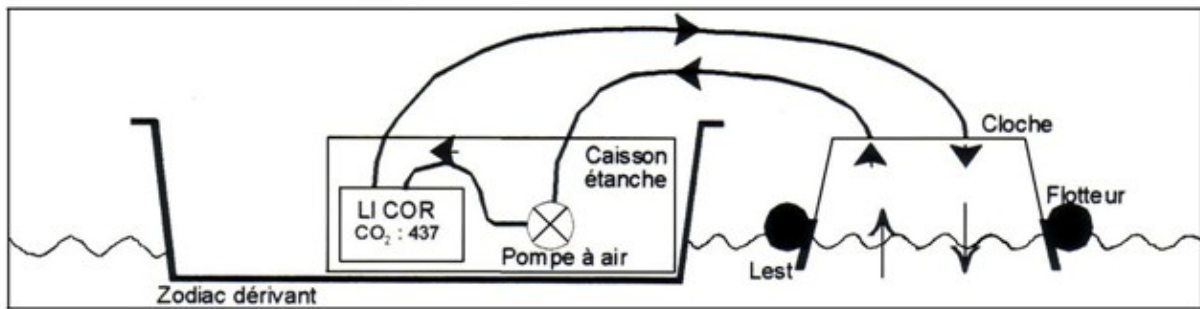


Figure 43 : Schéma de montage de la chambre flottante pour la mesure du flux de CO₂ à travers l'interface eau/atmosphère.

Les flux de gaz au travers de l'interface air/eau peuvent être évalués par enregistrement des variations de C_a dans le temps (Figure 44).

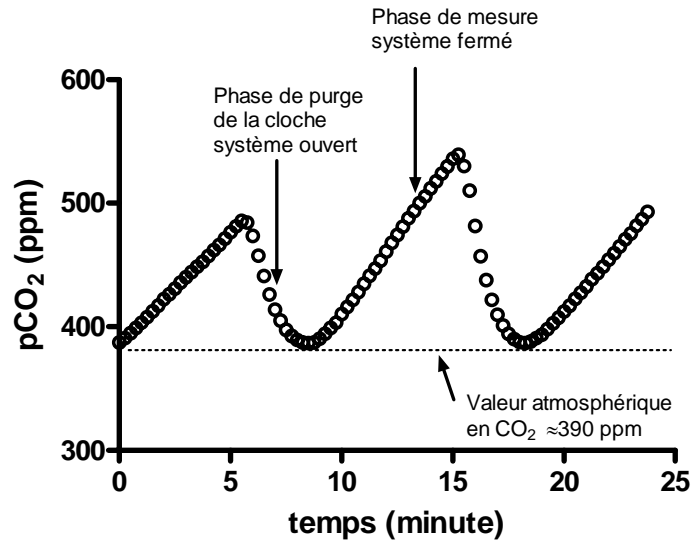


Figure 44 : Exemple de mesure de la variation de $p\text{CO}_2$ au cours du temps avec la méthode de la chambre flottante.

Conjointement aux mesures effectuées avec la chambre flottante, la valeur de $p\text{CO}_2$ dans l'eau est mesurée par une méthode directe à l'aide d'un équilibrateur, branché sur le circuit d'eau de mer d'un navire océanographique (Figure 45 et 46). Le principe consiste à équilibrer l'eau avec un volume d'air dans lequel est mesuré la $p\text{CO}_2$ à l'aide d'un analyseur infrarouge Li-Cor 7000. L'échange de CO_2 entre l'air et l'eau est optimisé en faisant percoler l'eau de haut en bas dans un cylindre rempli de billes, traversé par un flux d'air de bas en haut. Le temps de demi-vie de la phase d'équilibration, déterminé en laboratoire est de l'ordre de 30 sec. La température est mesurée en continu pendant l'équilibration et permet de corriger la $p\text{CO}_2$ pour des variations de température. Ce système d'équilibration est particulièrement adapté aux estuaires et fleuves, puisqu'il s'affranchit des problèmes dus à la turbidité, tel que le dépôt d'une couche de sédiment dans les équilibrateurs de type "bulleur".

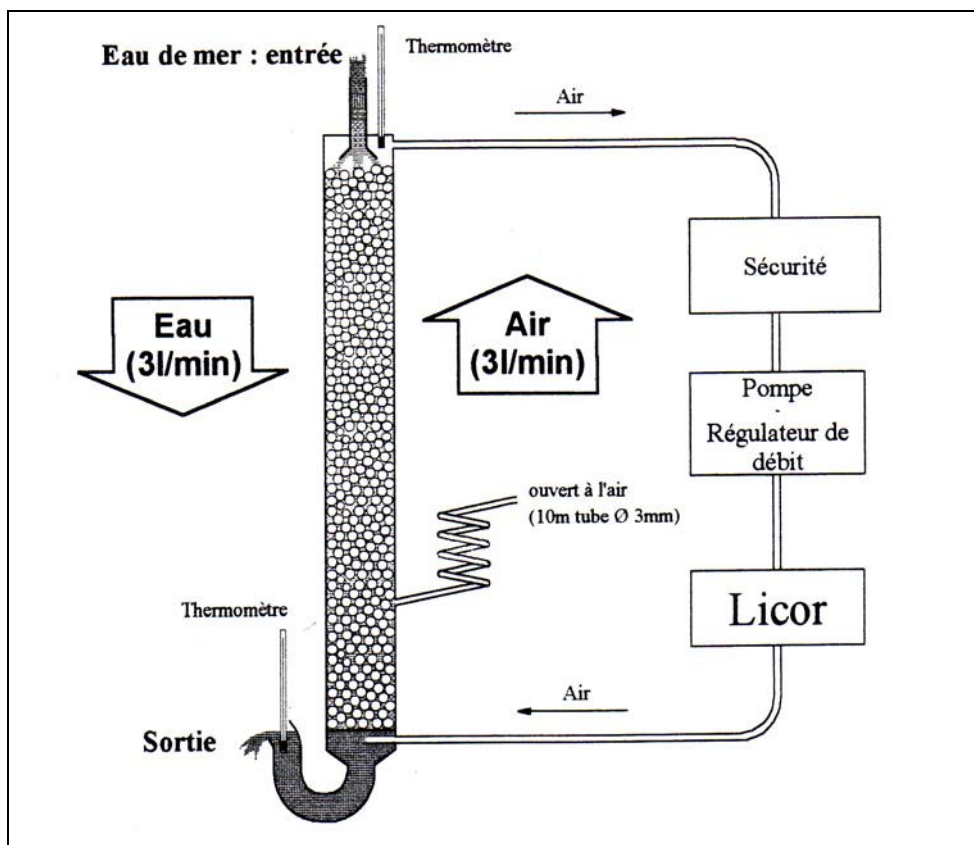


Figure 45 : Schéma de fonctionnement de l'équilibrateur permettant la mesure directe de la $p\text{CO}_2$.

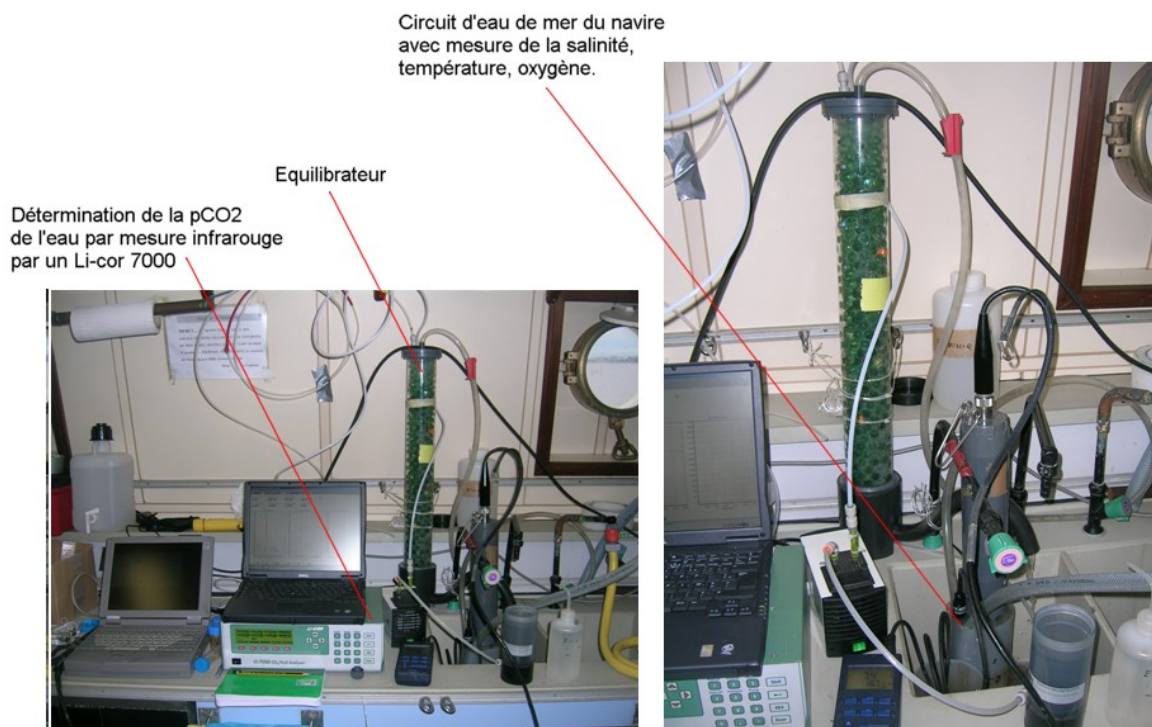


Figure 46 : Photo du montage de l'équilibrateur pour la mesure de la $p\text{CO}_2$ de l'eau.

2/ 2) Calcul du K_{600}

Après traitements et tris des données des mesures de pCO_2 dans la chambre flottante, nous pouvons calculer le flux de CO_2 au travers de l'interface eau/atmosphère par la relation suivante:

$$F = \frac{\Delta pCO_2 \times V}{S \times R \times T} \quad \text{equ.11}$$

Avec ΔpCO_2 correspondant à la variation en pression partielle en CO_2 dans la chambre flottante lors de la mesure (en ppm.heure⁻¹ ou $\mu\text{atm.heure}^{-1}$), V est le volume de la phase gazeuse sous la chambre flottante soit 0.031 m³, S est l'aire de la surface d'échange entre l'air et l'eau sous la chambre flottante soit 0.1538 m², T est la température en Kelvin et R est la constante des gaz parfait, soit $0.08205 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{atm} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$. A partir du flux, nous pouvons calculer le coefficient d'échange pour une température et une salinité données par la formule:

$$K = \frac{F}{10 \times \alpha \times (p_{CO_2, \text{eau}} - p_{CO_2, \text{atm}})} \quad \text{equ.12}$$

Où K est le coefficient d'échange en $\text{cm} \cdot \text{h}^{-1}$, F le flux de CO_2 à travers l'interface eau/air, $(p_{CO_2, \text{eau}} - p_{CO_2, \text{atm}})$ est la différence de pression partielle en CO_2 entre l'air et l'eau (la $p_{CO_2, \text{atm}}$ étant la pCO_2 de départ mesurée lorsque l'on a fini de purger le système de mesure de la chambre flottante et la $p_{CO_2, \text{eau}}$ est celle mesurée par l'équilibrateur) et α le coefficient de solubilité du CO_2 dépendant de la température et de la salinité.

Enfin, pour obtenir le K_{600} qui est le coefficient d'échange normalisé pour un nombre de Schmidt de 600 qui correspond au nombre de Schmidt pour le CO_2 à 20 °C, nous utiliserons la formule suivante (Jahne et al., 1987) :

$$K_{600} = \left(\frac{Sc_{600}}{Sc_{CO_2(T;S)}} \right)^{-n} \times K \quad \text{equ.13}$$

avec n l'exposant de schmidt qui sera égal à 2/3 si le vent est inférieur à 2 m.sec⁻¹ et à 1/2, lorsque le vent sera supérieur à 2 m.sec⁻¹ ; $Sc_{CO_2(T;S)}$ est le nombre de Schmidt pour le CO₂ à une température et une salinité données, calculé par la formule suivante en supposant une variation linéaire du Sc avec la salinité (Borges et al., 2004) :

$$Sc_{CO_2(T;S)} = \left(\frac{Sc_{CO_2(T;35)}}{Sc_{CO_2(T;0)}} \right) \times S + Sc_{CO_2(T;0)} \quad \text{equ.14}$$

où S est la salinité, et $Sc_{CO_2(T;35)}$ et $Sc_{CO_2(T;0)}$ sont les nombres de Schmidt pour les températures considérées aux salinités 35 et 0 respectivement. Selon Wanninkhof (1992), les nombres de Schmidt à 35 et 0 de salinité sont calculés à partir de la température de l'eau par les relations suivantes :

$$Sc_{CO_2(T;35)} = 2073.1 - 125.62 \times T + 3.6276 \times T^2 - 0.043219 \times T^3 \quad \text{equ.15}$$

$$Sc_{CO_2(T;0)} = 1911.1 - 118.11 \times T + 3.4527 \times T^2 - 0.04132 \times T^3 \quad \text{equ.16}$$

avec T, la température de l'eau en degrés Celsius.

Les relations du coefficient d'échange avec le vent sont généralement données pour un vent à 10 m. Si le vent n'a pas été mesuré à 10 m, on peut le recalculer grâce à la formule suivante (Amorocho et De Vries, 1980):

$$U_{10} = \frac{U_h}{\left(1 - C_{10}^{1/2} \times Kar^{-1} \times \ln_h^{10}\right)} \quad \text{equ.17}$$

Avec $C_{10}=1.3 \cdot 10^{-3}$ (Stauffer, 1980) et Kar, la constante de Von Karman (K=0.41).

Dans notre cas, les mesures étaient réalisées sur le navire océanographique à 9m de hauteur et la correction est tout à fait mineure. Toutes ces mesures ont été effectuées lors de deux missions REAGIR, en Mai et Novembre 2005, sur l'estuaire de la Gironde dans la région de Pauillac. Les mesures de pCO₂, vent et courant (à l'aide d'un courantomètre ADCP) étaient faites à bord du navire océanographique le "Côtes de la Manche". Les flux de CO₂ par

chambre flottante étaient réalisés à proximité du navire, dans un zodiak et en dérivant avec les masses d'eau. Un total de 159 mesures a pu être obtenu. Nous avons pu, lors de ces missions, encadrer un maximum de conditions météorologiques différentes, en ce qui concerne le vent, allant de vents quasi nul à $9 \text{ m}\cdot\text{sec}^{-1}$. Cependant, seules 3 valeurs sont disponibles au-delà de $8 \text{ m}\cdot\text{sec}^{-1}$.

3/ Résultats et Discussion

Pour l'ensemble des données collectées, l'évolution du K_{600} en fonction du vent est décrite dans la Figure 47:

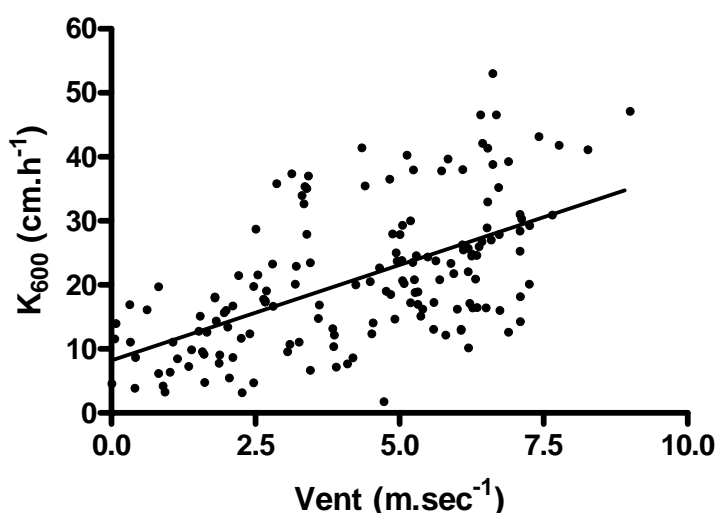


Figure 47 : Relation K_{600} en fonction du vent en Gironde, données brutes des missions REAGIR 3 et 4.

Comme déjà observé par Borges et al. (2004) dans l'estuaire de l'Escaut, on observe une relation positive entre les deux paramètres, mais avec une dispersion assez importante. Pour l'ensemble des points, on obtient la relation linéaire suivante :

$$\underline{K_{600}} = 8.211(\pm 1.606) + 2.983(\pm 0.3356)U_{10} \quad (\text{avec } r^2=0.3348 ; p<0.0001 ; n=159).$$

Sur les 159 chambres flottantes réalisées, nous trouvons un K_{600} moyen de 21 cm.h^{-1} avec un maximum et un minimum de 53 et 1.8 cm.h^{-1} respectivement. Pour une même vitesse de vent, le coefficient d'échange varie dans une fourchette de près de 40 cm.h^{-1} . Cette dispersion est très probablement due à des effets d'accentuation ou d'atténuation de l'effet du vent par le courant, comme décrit par Zappa et al. (2003; 2007). Afin d'étudier cet effet du courant, nous avons tout d'abord cherché à interpréter les données à faibles vents, inférieurs à 1 m.sec^{-1} ,

lorsque l'effet du vent est minimal. On obtient effectivement une relation positive avec la vitesse de courant (Figure 48), allant jusqu'à une valeur de 20 cm.h^{-1} lorsque le courant est de 150 cm.sec^{-1} . Ceci confirme qu'en milieu estuarien macrotidal, l'effet du courant est considérable (Borges et al., 2004; Zappa et al., 2007). Ces données peuvent être comparées à la relation de O'Connor et Dobbins (1958) valable pour les rivières de faible profondeur, qui s'écrit :

$k_{\text{courant}} = 1.719w^{0.5}h^{-0.5}$, avec w la vitesse de courant (cm.sec^{-1}) et h la profondeur (m) (Borges et al., 2004). En utilisant une profondeur moyenne de 10m dans la zone de mesure, cette relation donne des valeurs nettement plus faibles que nos observations pour des vents inférieurs à 1 m.sec^{-1} (Figure 48).

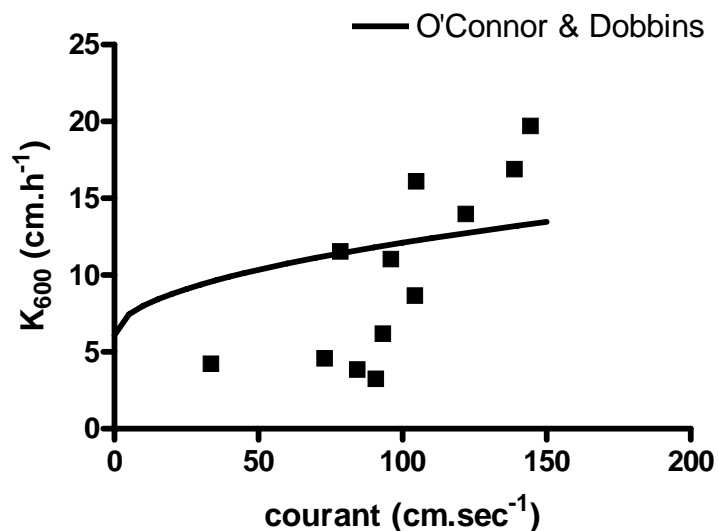


Figure 48 : Variation du coefficient d'échange en fonction de la vitesse de courant pour des vents inférieurs à 1 m.sec^{-1} . La courbe en trait plein correspond à la relation de O'Connor et Dobbins (1958).

Pour caractériser encore davantage l'effet du courant, nous avons cherché à voir si, comme Zappa et al. (2007) l'ont décrit, le coefficient d'échange était augmenté lorsque le vent et le courant étaient dans des directions opposés. Pour cela, nous avons classé nos données en quatre groupes distincts (Figure 49). Les directions des courants se distribuent sur un axe

175°N (flot) – 245°N (Jusant). Lorsque l'on est en situation de jusant, si la direction du vent est comprise entre 30°N et 300°N (Zone 1), le vent va dans la même direction que le courant; si la direction du vent est comprise entre 130°N et 220°N (Zone 2), le vent va dans la direction opposée du courant. Lorsque l'on est en situation de flot, si la direction du vent est comprise entre 30°N et 300°N (Zone 1), le vent va dans direction opposée du courant; si la direction du vent est comprise entre 130°N et 220°N (Zone 2) le vent va dans la même direction que le courant. Toutes les données en dehors des zones 1 et 2 sont exclues de l'analyse.

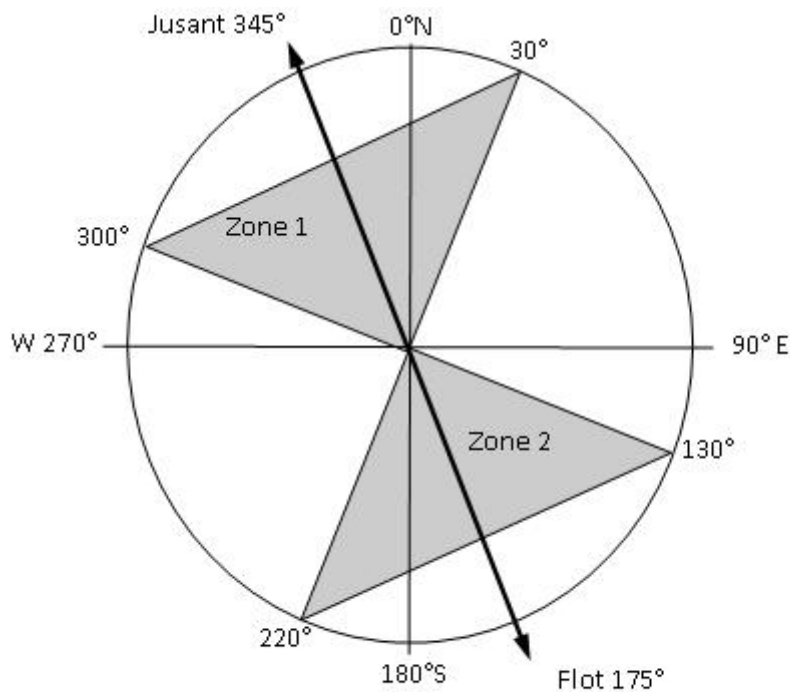


Figure 49 : Méthode de séparation des données de K_{600} pour des vents et des courants de même sens et de sens opposé.

Dans la Figure 50, on peut voir qu'il y a bien un effet de la direction du courant par rapport au vent: lorsque vent et courant sont dirigés dans la même direction, le K_{600} est significativement plus faible. Un test ANOVA sur les données avec un vent supérieur à $3.5 \text{ m}\cdot\text{sec}^{-1}$ montre que

le K_{600} est significativement supérieur ($p < 0.0001$) lorsque le vent et le courant ont des directions opposées, confirmant ainsi les conclusions de Zappa et al. (2007).

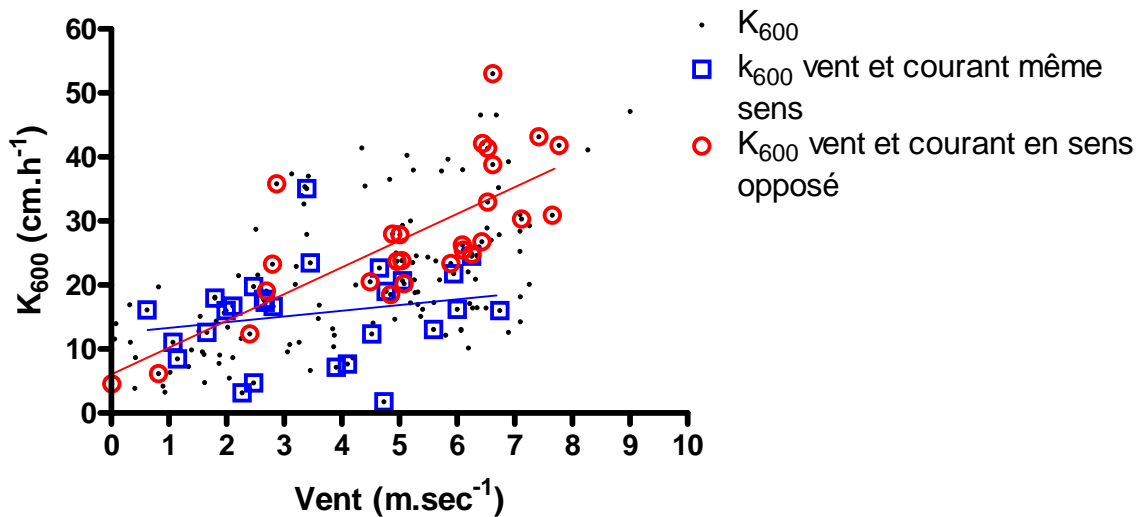


Figure 50 : Relations entre le coefficient d'échange et les vitesses de vent après séparation des données en fonction des directions de courant et de vent, dans la Gironde.

Afin d'élaborer une relation moyenne, valable pour l'ensemble des conditions météorologiques et hydrodynamiques de l'estuaire de la Gironde et utilisable pour notre modélisation de l'oxygène, nous avons suivi la même approche que Borges et al. (2004), qui consiste à regrouper les données par classe de vent de $1 m.sec^{-1}$. La moyenne des valeurs de K_{600} dans chaque classe est alors associée à la vitesse moyenne du vent dans chacune d'elles (Figure 51). De cette manière, un poids équivalent est donné à chaque classe de vent, quelque soit le nombre de mesure dans chaque classe. Cette approche fait l'hypothèse que l'on dispose de suffisamment de données pour couvrir l'ensemble des conditions régnant dans l'estuaire. Du fait que nous disposions seulement de 2 données dans la classe $8-9 m.sec^{-1}$, et que ces données se détachaient de la relation linéaire, cette dernière a été exclue de la régression.

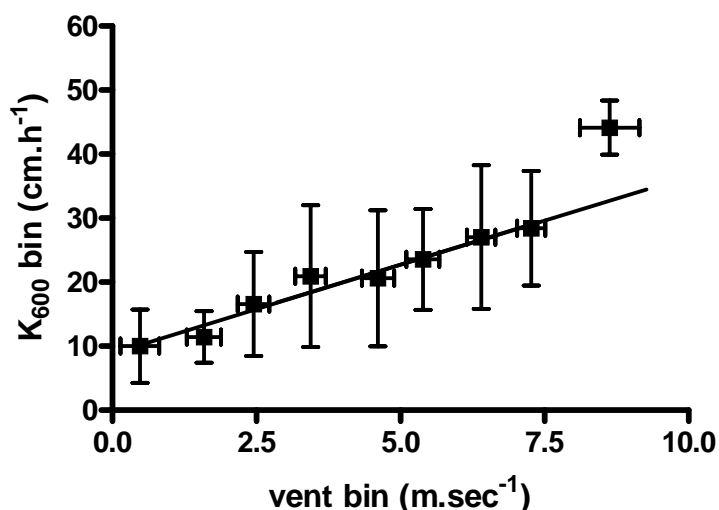


Figure 51 : Relation linéaire de K_{600} en fonction du vent (les données sont triées par gamme de 1 m.sec^{-1} de vent), dans la Gironde.

La relation ainsi obtenue est $K_{600} = 8.83x(\pm 1.03) + 2.78(\pm 0.22)U_{10}$ (avec $r^2 = 0.96$; $p = 0.0001$ et $n = 8$). L'ordonnée à l'origine de la relation de $8,8 \text{ cm.h}^{-1}$, place la Gironde entre l'Escaut (3.4 cm.h^{-1}) et la Tamise (10.2 cm.h^{-1}), pour ce qui est de l'effet du courant. Ce classement est tout à fait cohérent avec les amplitudes de marée de ces 3 estuaires (Borges et al., 2004).

Si l'on s'intéresse maintenant à la pente de la relation, on peut avoir une idée de l'effet du fetch (Wanninkhof et Bliven, 1991) sur les échanges gazeux. Comme Borges et al. en a fait l'hypothèse en 2004, la différence entre les pentes des fonctions de régressions linéaires du K_{600} en fonction du vent pour différents lacs est liée à la surface de ces zones. Si l'on place la pente pour l'estuaire de la Gironde en fonction de la superficie de 625 km^2 pour la Gironde on peut compléter les relations données par Borges et al. (2004) et Guérin et al. (2007) (Figure 52)

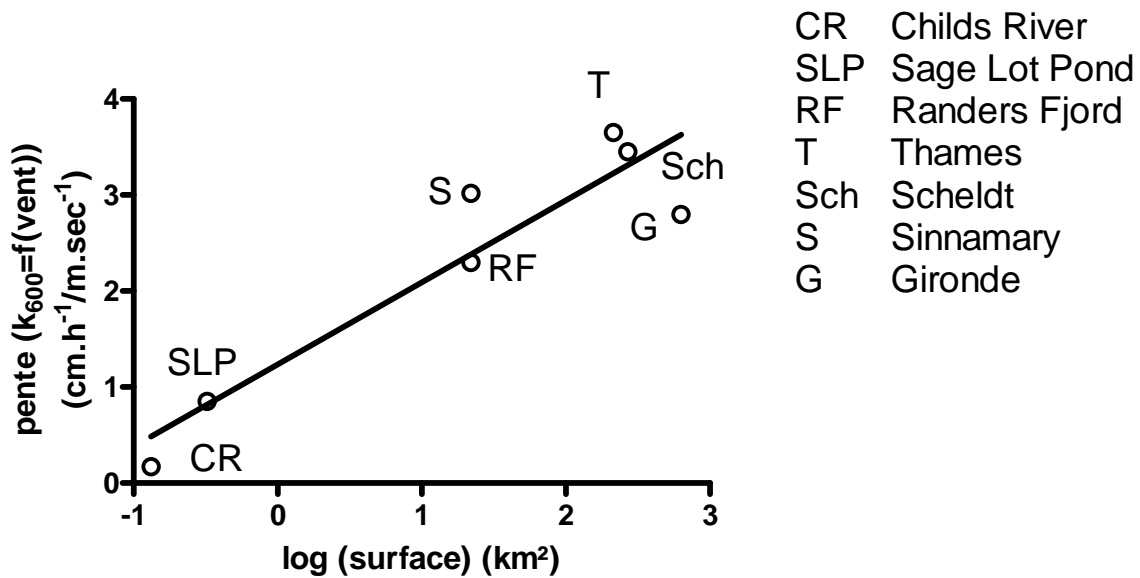


Figure 52 : Pentas des fonctions de régressions linéaire du K600 en fonction du vent pour la Tamise, l'Escaut, le Randers Fjord (Borges et al. 2004), le fleuve Childs et le Sage Lot Pond (Kremer et al. 2003a), le Sinnamary (Guérin et al. 2007) et la Gironde en fonction des logarithmes des superficies de ces estuaires. La ligne correspond à la régression linéaire de ces données $(pente=1.225(\pm 0.1579)+0.9633(\pm 0.087) \log (\text{superficie}), r^2=0.9611, p=0.0001, n=7)$.

La pente de l'estuaire de la Gironde se place relativement bien sur cette relation et se situe dans le groupe des grands estuaires macrotidaux. Ceci confirme l'effet de limitation par le fetch évoqué par Borges et al. (2004). Cette relation indique aussi un effet cumulatif du vent et du courant, les valeurs de pentes étant très largement supérieures à celles établies sur de grands lacs (Wanninkhof et Bliven, 1991). On constate tout de même que la Gironde se place nettement sous l'Escaut et la Tamise, ce qui reste inexplicé. Il est possible que la géométrie du système ou bien la très forte turbidité de l'eau en Gironde jouent aussi un rôle significatif, car il est connu que de fortes concentrations en matières en suspension peuvent conduire à une atténuation de la turbulence dans l'eau.

4/ Conclusion

Grâce aux différentes expériences de chambre flottante et de mesures de pression partielle en CO₂ dans l'eau de l'estuaire de la Gironde, nous sommes maintenant en mesure de paramétrer les échanges gazeux en CO₂ à travers l'interface eau/atmosphère, en fonction des vitesses de vents. Cette paramétrisation, valable pour l'estuaire de la Gironde, va nous permettre d'estimer les flux de CO₂ et donc ceux d'oxygène.

Nous connaissons désormais tous les paramètres responsables des variations de l'oxygène dans les eaux de l'estuaire de la Gironde, tant au niveau de la consommation par les respirations dissoute et particulaire qu'à celui de l'apport en oxygène par les échanges gazeux au niveau de l'interface eau/atmosphère. Nous allons donc, dans le chapitre suivant, nous intéresser à l'élaboration d'une ébauche de modèle, qui nous permettra de prédire les variations de l'oxygène en fonction des teneurs en MES, de la température, de la salinité et de la vitesse du vent.

CHAPITRE V:

MODELE D'EVOLUTION DE LA SATURATION DE L'OXYGENE DANS LES EAUX DE L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE

1/ Introduction

L'analyse des évolutions spatio-temporelles des concentrations en MES et en oxygène (Chapitres I et II) et celle des processus de respiration (Chapitre III) et d'échanges gazeux à travers l'interface eau-air (Chapitre IV) nous permettent maintenant de développer un modèle mathématique permettant de calculer les concentrations en oxygène à partir de données de MES, de température et de vent. Ce modèle est spécifique à l'estuaire de la Gironde, où les cinétiques de respiration et d'aération ont été paramétrées. Plus précisément, les cinétiques de respiration sont valables pour la zone la plus critique en termes de déficits en oxygène, autour de Bordeaux, où l'impact des rejets de l'agglomération est sensible. Il s'agit du premier modèle d'oxygène tenant compte des spécificités du milieu estuarien et en particulier de la forte turbidité.

Dans ce chapitre, nous allons décrire les principes de ce modèle et tester sa robustesse. Ceci est fait en appliquant le modèle aux données de terrain puis en comparant les concentrations en oxygène générées avec celles mesurées par les stations MAREL. A l'issue de ce travail, ce modèle pourra être couplé à un modèle hydrosédimentaire qui simule les variations spatio-temporelles des MES (Sottolichio, 1999). Il sera alors possible d'effectuer des simulations non plus en partant de données de terrain, mais à partir des données hydrologiques et climatiques.

Dans le contexte de ce dernier chapitre, nous nous fixons pour objectif de répondre aux questions suivantes:

- A quelle échelle de temps et d'espace notre modèle est-il applicable?

- Est-ce que les valeurs d'oxygène en sortie de modèle sont représentatives des mesures *in situ*?
- Est-ce que le modèle rend compte des variations saisonnières observables au niveau de la zone turbide de la "zone sensible" de l'estuaire de la Gironde?
- Enfin, peut-on utiliser notre modèle afin de représenter divers scénarii pouvant se produire suite aux changements climatiques attendus: (augmentation de la température des eaux, de la baisse des débits d'étiage, etc...)?

2/ Description du modèle dans sa version préliminaire

Le module biogéochimique de notre modèle, baptisé **ETMOM** pour **Estuarine Turbidity Maximum Oxygen Model** est, dans cette première phase de développement, relativement simple et peut être mis en œuvre dans un tableur Excel.

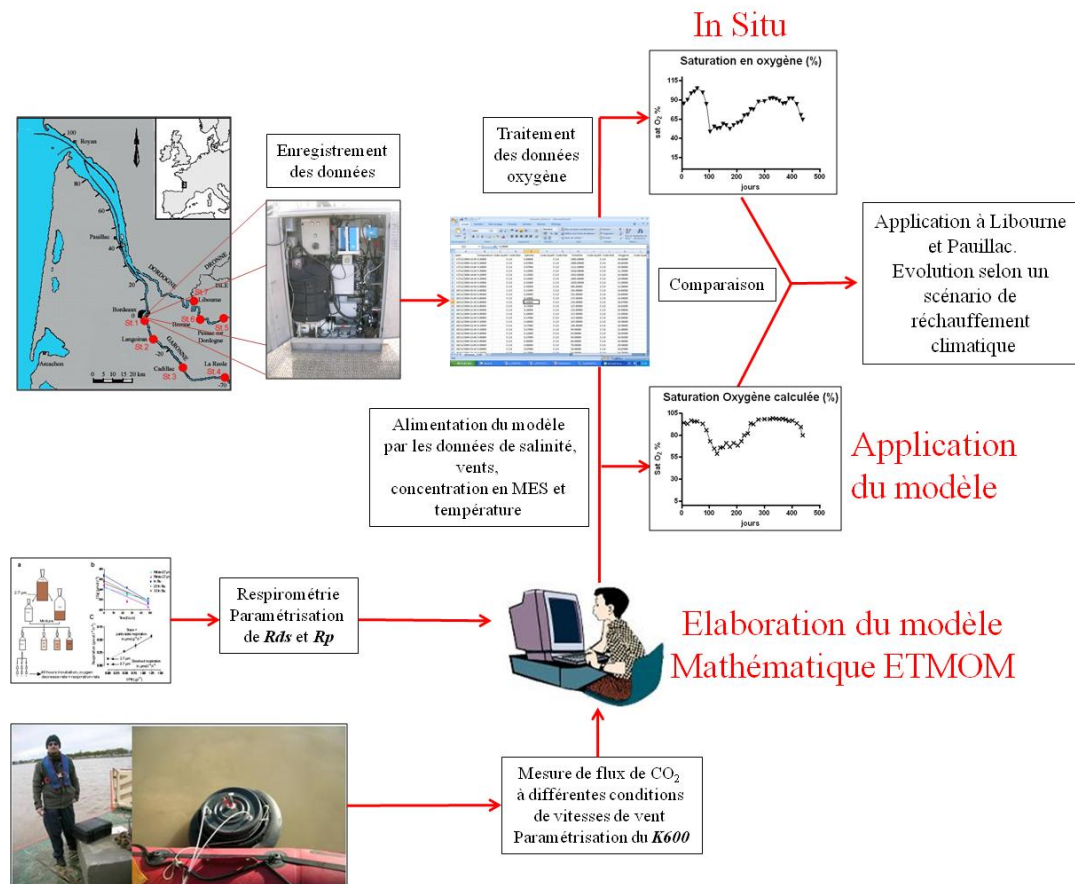


Figure 53 : Démarche méthodologique utilisée pour le modèle ETMOM.

Comme décrit en Figure 53, nous combinons les données de terrain (MES, température et vent) des stations Marel, avec les cinétiques établies sur le terrain et au laboratoire pour simuler des concentrations en oxygène. Ces dernières sont enfin comparées aux données d'oxygène enregistrées par les stations Marel.

L'équation sur laquelle est basée le modèle ETMOM est la suivante :

$$\frac{\partial O_2}{\partial t} = F - Rd_{(T)} - (Rp_{[MES]} \times [MES]) \quad \text{equ.1}$$

Où les deux processus responsable de la diminution de la concentration en oxygène sont la **respiration dissoute** $Rd_{(T)}$ dépendante de la température de l'eau et la **respiration particulaire** $Rp_{[MES]}$ dépendante de la concentration en MES (Chapitre III). Le terme source, **l'aération**, représentée par le **flux F** au travers de l'interface eau-atmosphère est fonction du **gradient de concentration de l'oxygène entre l'eau et l'atmosphère** Δp_{O_2} ainsi que du **coefficient d'échange** $K_{O_2(w:c)}$ qui y est associé (Chapitre IV). Pour résoudre cette équation nous émettons l'hypothèse que pour chaque mesure des paramètres intervenants dans le modèle (température, concentration en MES, salinité et vitesse du vent) le système dans lequel nous nous trouvons est à l'équilibre et que les effets des puits et des sources d'oxygène se compensent. Ainsi $\frac{\partial O_2}{\partial t} = 0$ et $F = Rp_{[MES]} \times [MES] + Rd_{(T)}$ equ.2

Ainsi nous possédons une équation dont chaque paramètre nous est connu. Nous allons maintenant détailler numériquement chaque paramètre afin d'aboutir à une valeur d'oxygène dissous pour les eaux turbides de l'estuaire de la Gironde.

2/ 1) les termes consommateurs de l'oxygène

D'après les résultats du chapitre III, la respiration dissoute peut s'écrire numériquement sous la forme mathématique suivante :

$$Rd = 0.019 \times T_{(c)} - 0.113 \quad \text{equ.3}$$

Avec T la température de l'eau en Celsius et R_d en $\mu\text{mol.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$. Cette relation n'est valable que pour des températures supérieures à 5,9 °C car en dessous de cette température la R_d est nulle, ou plus exactement en dessous de notre limite de détection expérimentale.

De même la respiration particulaire s'écrit :

$$R_p = 16.21 \times \exp(-37.64 \times [MES]) + 0.37 \quad \text{equ.4}$$

Avec [MES], la concentration en MES en g.L^{-1} et R_p la respiration particulaire en $\mu\text{mol.g}^{-1}.\text{h}^{-1}$.

D'après l'équation 2 nous avons $F = R_{p[MES]} \times [MES] + R_{d(T)}$ (le fait de multiplier la R_p par la concentration en MES permet d'exprimer la R_p en $\mu\text{mol.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$) or un flux F à travers l'interface eau-air s'exprime par unité de surface et les termes $R_{p[MES]} \times [MES]$ et $R_{d(T)}$ sont par unité de volume, par litre. Donc nous multiplierons les termes de respirations particulaire et dissoute par 10 mètres qui correspondent à la hauteur d'eau moyenne dans l'estuaire de la Gironde. L'équation 2 s'exprime alors obtient alors la relation suivante:

$$F = (R_{p[MES]} \times [MES] + R_{d(T)}) \times 10.10^3 \quad \text{equ.5}$$

Avec F en $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$, $R_{p[MES]}$ en $\mu\text{mol.g}^{-1}.\text{h}^{-1}$ et $R_{d(T)}$ en $\mu\text{mol.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$.

2/ 2) le terme source d'oxygène: l'aération

Le flux F est dépendant à la fois du gradient de concentration en oxygène Δp_{O_2} à l'interface eau-atmosphère et du coefficient d'échange $K_{O_2(w;c)}$ selon la relation 6:

$$F = K_{O_2(w;c)} \times \Delta p_{O_2} \quad \text{equ.6}$$

Grâce à la vitesse du vent à 10 mètres (en m.sec^{-1}) nous pouvons calculer le K_{600} (cm.h^{-1}) par la formule :

$$K_{600} = 6.533 + 3576 \times U_{10} \quad \text{equ.7}$$

Enfin en utilisant le K_{600} avec la formule de Jahne et al. (1987) on calcule $K_{O_2(w;c)}$:

$$K_{O_2(w;c)} = \frac{K_{600}}{\left(\frac{600}{Sc_{O_2(T;S)}} \right)^n} \quad \text{equ.8}$$

Avec $K_{O_2(w;c)}$ et K_{600} en cm.h^{-1} , n l'exposant de Schmidt qui sera égal à $2/3$ si le vent est inférieur à 2 m.sec^{-1} et à $1/2$ lorsque le vent sera supérieur à 2 m.sec^{-1} $Sc_{O_2(T;S)}$ le nombre de Schmidt correspondant à la salinité et la température de l'eau au moment de la mesure. Le nombre de Schmidt se calcul de la façon suivante :

$$Sc_{CO_2(T;S)} = \left(\frac{Sc_{CO_2(T;35)}}{Sc_{CO_2(T;0)}} \right) \times S + Sc_{CO_2(T;0)} \quad \text{equ.9}$$

Où S est la salinité, et $Sc_{O_2(T;35)}$ et $Sc_{O_2(T;0)}$ sont les nombre de Schmidt pour l'oxygène aux températures *in situ* et aux salinités 35 et 0 respectivement. Les nombres de Schmidt pour l'oxygène à 35 et 0 sont calculés à partir de la température de l'eau par les relations suivantes (Wanninkhof, 1992):

$$Sc_{O_2(T;35)} = 1953.4 - 128 \times T + 3,9918 \times T^2 - 0,050091 \times T^3 \quad \text{equ.10}$$

$$Sc_{O_2(T;0)} = 1800.6 - 120.1 \times T + 3,7818 \times T^2 - 0,047608 \times T^3 \quad \text{equ.11}$$

Avec T , la température de l'eau en Celsius.

2/ 3) Calcul de la concentration en oxygène

Dans l'équation 6, il ne subsiste plus qu'une inconnue : Δp_{O_2} , la différence de pression partielle en oxygène entre l'eau et l'atmosphère. Ce terme est aussi la différence entre la concentration dans l'eau et la concentration théorique à 100% de taux de saturation.

Ainsi la concentration en oxygène donnée par notre modèle s'exprime par la formule suivante:

$$[O_{2(is)}] = \left(\frac{-\{(16.21 \times \exp(-37.64 \times [MES]) + 0.373) \times [MES] + 0.019 \times T_{(c)} - 0.113\}}{K_{O_2(w;c)} \times 10} \right) + [O_{2(100\%)}]$$

equ.12

Avec $[O_{2(is)}]$ la concentration en oxygène en $\mu\text{mol.L}^{-1}$, $[O_{2(100\%)}]$ la concentration en oxygène en $\mu\text{mol.L}^{-1}$ lorsque l'eau est à 100% de taux de saturation en oxygène vis-à-vis de l'atmosphère, et $K_{O_2(w;c)}$ le coefficient d'échange en cm.h^{-1} de l'oxygène au travers de l'interface eau-atmosphère.

Enfin, il reste une dernière formule à appliquer afin d'avoir la valeur d'oxygène en pourcentage de saturation :

$$O_2sat = \frac{[O_{2(is)}]}{[O_{2(100\%)}]} \times 100 \quad \text{equ.13}$$

3/ Application du modèle ETMOM

3/ 1) Echelle de temps d'application du modèle

Le postulat d'un équilibre à chaque instant entre respiration et aération (equ. 1 et 2), est une hypothèse forte. Il fait que notre modèle peut être qualifié de « statique » puisque à chaque jeu de données [MES, T et vent] est attribué une valeur d'oxygène calculée. Dans la réalité, il existe un temps de réponse entre les variations de MES et d'oxygène (Chapitre I). Cependant, cette hypothèse permet tout de même de valider notre paramétrisation du modèle, objectif que nous nous sommes fixé dans ce travail. En effet, pendant les périodes de faibles variations des MES, ce modèle statique doit converger avec un modèle dynamique (qui calcule pas à pas les variations de l'oxygène en fonction des autres paramètres mais aussi de la valeur initiale en oxygène). Afin d'estimer le temps nécessaire pour atteindre une telle convergence, nous avons réalisé une simulation dynamique, en situation de présence du bouchon vaseux (MES=5 g.L⁻¹ constant et température de 20 °C, vent de 2.7 m.sec⁻¹). De telles conditions sont les plus contraignantes. En partant de deux concentrations initiales en oxygène de 100% et de 60% de taux de saturation, et en appliquant le modèle par itération sur des pas de temps d'une heure, on évalue combien de temps est nécessaire pour que les concentrations en oxygène convergent vers une même valeur, à 1% près. Les résultats de ce calcul sont décrits en Figure 54. On constate qu'il y a convergence vers une valeur de 43% de taux de saturation au bout de 350 heures soit environ 15 jours. Ainsi, le modèle ETMOM dans sa version statique utilisée ici devra être capable de reproduire les concentrations moyennes

sur une quinzaine de jours. A des échelles de temps plus courtes, on peut s'attendre à des divergences entre simulation et données terrain.

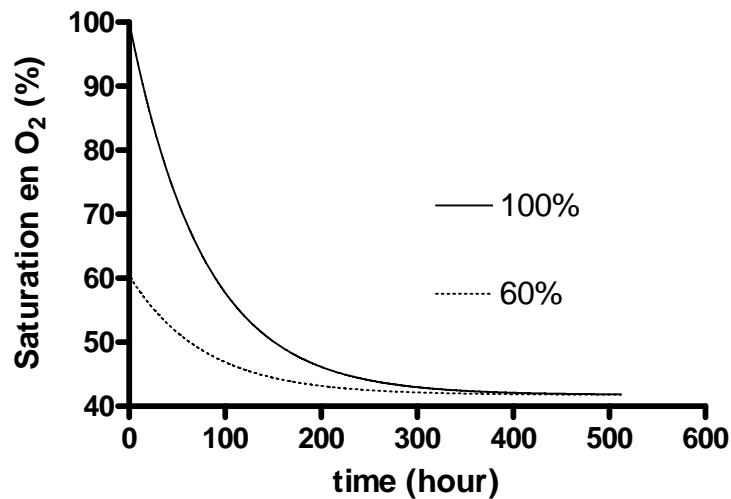


Figure 54 : Evaluation du temps de réponse du modèle, par simulation pas à pas (horaire), en prenant deux concentrations initiales de 100% et de 60% de saturation et en maintenant constant les paramètres suivants : MES=5 g.L⁻¹ température de 20°C, vent de 2.7 m.sec⁻¹.

3/ 2) Modélisation de l'oxygène au niveau de Bordeaux

Données de vents.

Bordeaux ne possédant pas de station météo mesurant régulièrement les vitesses de vents soufflants au niveau de la Garonne nous avons pu nous procurer celles enregistrées au niveau de l'embouchure de l'estuaire à Royan. Plus exposé que Bordeaux, Royan fait face au littoral Atlantique et donc les vitesses de vent récoltées sont sûrement plus importantes en terme d'intensité que celles que l'on devrait avoir à Bordeaux. Les données sont quotidiennes et donnent un minimum de 1.1 m.sec⁻¹, un maximum de 9.9 m.sec⁻¹ et une moyenne de 4.2 m.sec⁻¹ entre le 17 Mars 2005 et le 31 Mai 2006 (périodes pour laquelle nous possédons les données Marel de Bordeaux). Nous effectuerons donc des essais avec le modèle en utilisant différentes vitesses moyennes du vent.

Données de la station Marel

Les données que nous allons utiliser pour valider le modèle (Figure 55) couvrent un cycle hydrologique complet, de Mars 2005 à Mai 2006. Elles ont été acquises avec une fréquence de 10 minutes (Chapitre I).

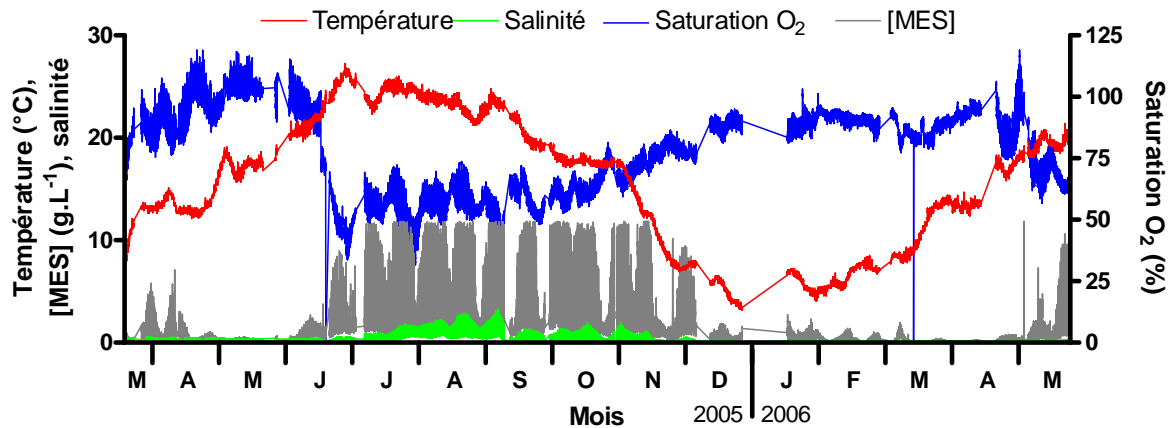


Figure 55 : Variations saisonnières des paramètres enregistrés par la station Marel de Bordeaux; Température (°C), concentration en MES (g.L⁻¹), salinité, saturation en oxygène (%).

Les minima de taux de saturation en oxygène sont observables lorsque les concentrations en MES et les températures sont les plus élevées en période estivale, de Juin à Octobre-Novembre, et inversement en période hivernale, de Décembre 2005 à Avril 2006. Au printemps, Avril-Mai-Juin, le taux de saturation en oxygène peut dépasser les 100%, cela coïncide avec des températures en hausses et des concentrations en MES encore faibles, permettant une activité photosynthétique intense.

Afin de bien appréhender les limites du modèle, nous avons réalisé les simulations sur des données moyennes journalières et mensuelles et pour des vents de 1.1 m.sec⁻¹ à 9.9 m.sec⁻¹. Les comparaisons des concentrations en oxygène observées et simulées sont présentées en Figure 56.

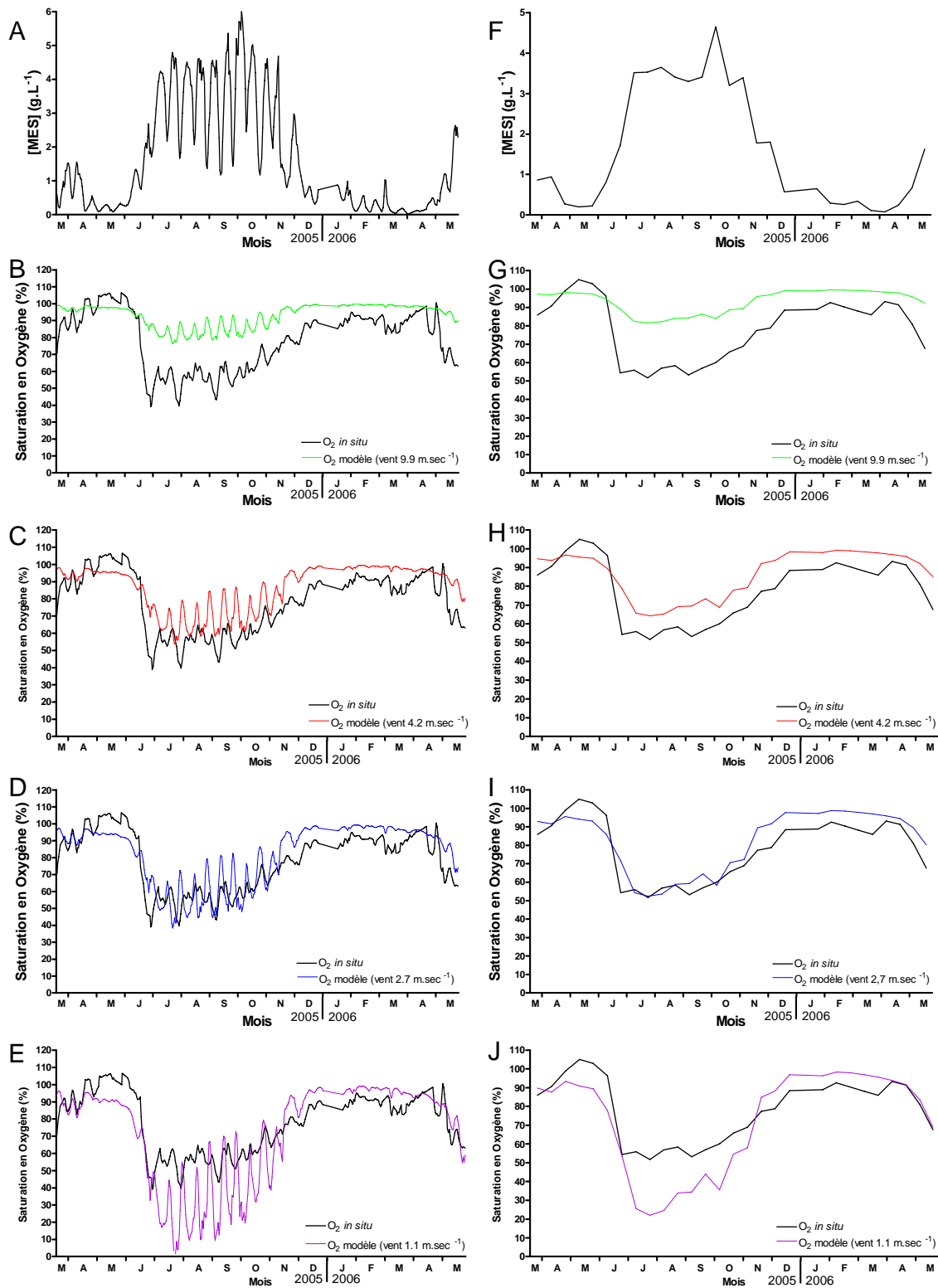


Figure 56 : Comparaison des concentrations en oxygène observées (noir) et calculées par le modèle (couleur). A gauche données moyennes journalières, à droite données moyennes sur 15 jours. A et F: MES; B et G vent 9.9 m.sec⁻¹; C et H vent 4.2 m.sec⁻¹; D et I vent 2.7 m.sec⁻¹; E et J vent 1.1 m.sec⁻¹.

On constate tout d'abord que le modèle reproduit bien l'évolution temporelle de l'oxygène au cours du cycle hydrologique, ceci aux 2 échelles de temps considérées. En ce qui concerne les valeurs absolues, les meilleurs résultats sont obtenus pour un vent moyen de $2.7 \text{ m}\cdot\text{sec}^{-1}$ (Figure 56D et I). En période estivale dans le bouchon vaseux, les valeurs de 50-60% sont parfaitement reproduites. En période hivernale par contre, lorsque le bouchon vaseux disparaît, le modèle a tendance à surestimer les concentrations, quelle que soit la vitesse du vent choisie. Il est probable que notre paramétrisation de la respiration dissoute soit sous estimée en hiver, pour de faibles températures. Enfin, au printemps et avant l'arrivée du bouchon vaseux, le modèle sous-estime les concentrations en oxygène mais ceci est dû au fait que la production phytoplanktonique, non décrite dans le modèle, est significative pendant cette période (Chapitre II). On peut aussi observer sur la Figure 56D que les variations vives-eaux/mortes-eaux (15jours) dans le bouchon vaseux sont reproduites par le modèle appliqué aux données journalières, mais que l'amplitude de variation est d'environ 2 fois trop forte. Ceci est probablement dû au caractère statique du modèle, qui à l'échelle de 15 jours, ne reproduit pas l'inertie des changements en oxygène, et pour lequel un changement de concentrations en MES génère un changement instantané de l'oxygène. Ces simulations confirment tout de même la robustesse de notre paramétrisation pour simuler les déficits en oxygène au niveau de Bordeaux. A vu de ces résultats, nous pouvons utiliser le modèle pour comprendre et prédire des perturbations anthropiques en réalisant des simulations pour d'autres situations: tout d'abord en réalisant des simulations sur les données de Libourne, nous allons tenter de confirmer l'impact de la ville de Bordeaux (Chapitre I); ensuite, en modifiant les données de température et de MES, nous allons pouvoir évaluer l'impact futur d'un réchauffement des eaux et d'un envasement de l'estuaire dans le contexte du changement climatique futur.

3/ 3) Modélisation de l'oxygène au niveau de Libourne

Dans le chapitre I, nous avons pu constater que pour des gammes de températures équivalentes, la saturation en oxygène au niveau de Bordeaux est plus faible qu'au niveau de Libourne. Ceci est attribué au fait que de part les apports de matière organique labile par l'agglomération bordelaise, la respiration est plus intense à Bordeaux qu'à Libourne. Les relations permettant de calculer les vitesses de respiration particulaire et dissoute, pour le modèle, ont été établies à partir d'échantillons pris au niveau de Bordeaux. Le modèle n'est donc théoriquement pas applicable au site de Libourne. Le modèle peut cependant être utilisé pour vérifier ces hypothèses. Appliqué aux données de la station marel de Libourne moyennées sur 15 jours, le modèle donne les résultats décrits en Figure 57.

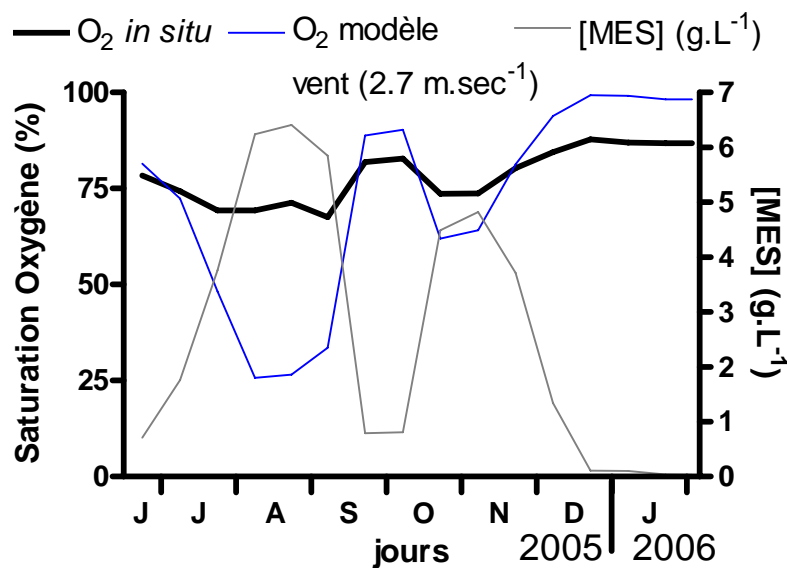


Figure 57 : Comparaison entre la saturation en oxygène in situ et générée par le modèle et concentrations en MES au niveau de Libourne, échelle de temps 15 jours.

On constate tout d'abord qu'en période estivale lorsque le bouchon vaseux est présent à Libourne, le modèle donne des concentrations en oxygène nettement plus faible que les observations. Ceci ne peut être dû qu'à une surestimation de la respiration (en particulier

particulière) dans le modèle, cette dernière ayant été paramétrée à partir d'échantillons collectés sous l'influence de la ville de Bordeaux. En l'absence du bouchon vaseux, on observe comme à Bordeaux, une surestimation des concentrations en oxygène.

3/ 4) Application du modèle ETMOM pour prédire l'état futur de l'oxygénation des eaux au niveau de Bordeaux

Depuis plusieurs années, les scientifiques sensibilisent le grand public aux phénomènes de réchauffement climatique et prédisent une augmentation de la température moyenne du globe et de hausse du niveau marin. Au niveau des estuaires, on peut donc penser que le changement climatique aura pour effets une augmentation de la température de l'eau et une augmentation de la concentration en MES, du fait d'un effet combiné d'une intensification du cycle de l'eau favorisant l'érosion sur le bassin versant et du déplacement plus en amont de la marée dynamique dans l'estuaire, qui prolongera le temps de résidence des particules. Des pratiques humaines plus locales peuvent aussi contribuer à un envasement de l'estuaire.

Dans le but de tester le potentiel du modèle ETMOM comme outil de prédiction de l'impact de tels changements, nous avons réalisé trois simulations différentes pour le site de Bordeaux (Figure 58). Dans la première simulation, nous considérons un réchauffement des eaux de 2 °C par rapport aux observations de 2005-2006, ce qui est tout à fait plausible au vu des prévisions des températures de l'air dans 30-50 ans. Dans la seconde simulation, nous considérons un envasement de 2 g.L⁻¹ supplémentaire pendant toute l'année. Dans la troisième simulation, les deux effets sont combinés.

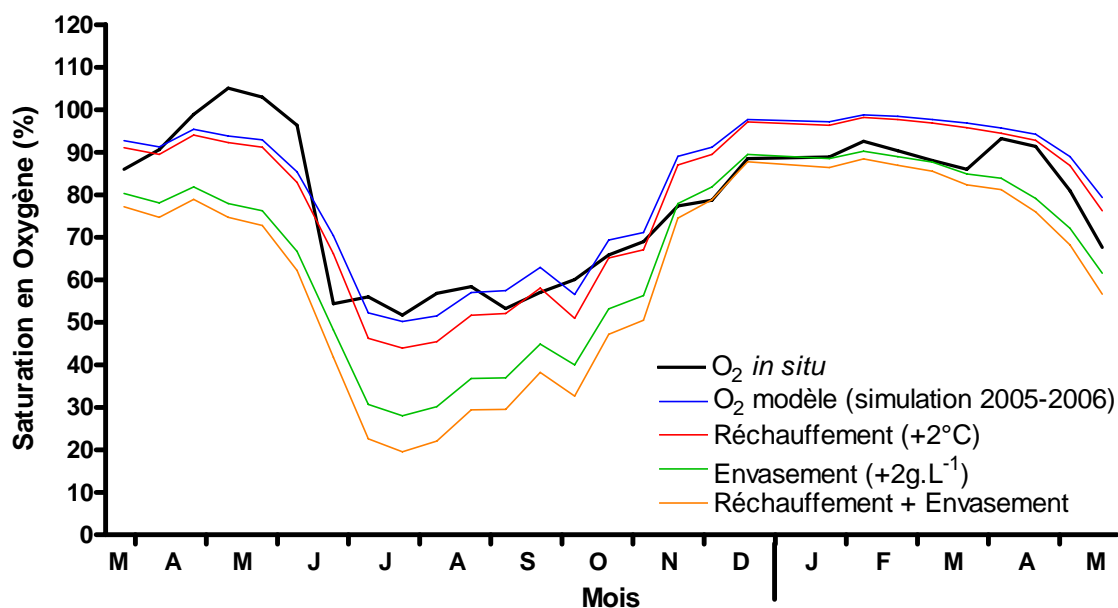


Figure 58 : Simulation de l'impact du réchauffement climatique (+2°C de la température de l'eau), d'une augmentation de la turbidité (+2 g.L⁻¹) et l'impact cumulé de ces deux phénomènes sur l'état d'oxygénation des eaux au niveau de Bordeaux.

En ce qui concerne le réchauffement des eaux, l'impact semble minime pour les deux périodes s'étendant de Mars à Juin et de Décembre à Mai de l'année suivante, car en moyenne le taux de saturation en oxygène n'a baissé que de 1%. Au contraire pour la période de Juillet à Novembre, le réchauffement de l'eau a pour effet une baisse non négligeable du taux de saturation en oxygène, entre 5 et 6% en moins. Le minimum atteint serait alors de 44% contre 50% pour les observations.

L'effet d'une augmentation de la turbidité de 2 g.L⁻¹, au niveau de Bordeaux sur toute une année, est représenté par la courbe verte sur la Figure 58. Contrairement au réchauffement, l'impact d'un envasement de l'estuaire de la Gironde est très important et entraîne une forte diminution du taux de saturation en oxygène sur toute l'année, avec 11% en moyenne en moins pour les périodes de Mars à Juin et de Décembre à Mai. L'effet le plus marqué s'observe entre Juillet et Novembre lorsque la turbidité est déjà la plus forte. Le minimum est atteint en Juillet avec 27% contre 50% pour la simulation de 2005-2006, ce qui correspond à

une diminution de moitié des minima que l'on peut observer actuellement. De telles teneurs en oxygène seraient très critiques pour la qualité des eaux de l'estuaire et auraient un très fort impact sur la faune, comme cela a été constaté dans le Loire.

Enfin, la combinaison des deux effets est représentée par la courbe orange sur la Figure 58. La différence du taux de saturation en oxygène par rapport aux observations est de 11 à 17% pendant les deux périodes de Mars à Juin et de Décembre à Mai, et de plus de 30% au mois de Juillet. L'impact cumulé des deux scénarii serait catastrophique en été, avec des concentrations minimales de 19% au mois de Juillet. Les eaux de fond seraient quand à elles très probablement proches de l'anoxie, ce qui causeraient de sérieux problèmes à la faune et la flore vivante dans l'estuaire, empêcherait la migration de certaines espèces de poissons, le développement d'autres espèces, la destruction de niche écologique.

4/ Conclusion

Au travers de ce chapitre nous avons présenté en détail le modèle ETMOM, qui permet de modéliser à partir de données aisément accessibles l'état d'oxygénation des eaux au niveau de Bordeaux. Les premiers résultats montrent que le modèle simule les variations saisonnières observées dans le milieu naturel: des taux de saturation bas en période d'étiage et de forte turbidité, et des taux de saturation élevés en période de crue et de faible turbidité. De plus les valeurs fournies par le modèle sont très proches de celles que l'on peut observer *in situ* mais le modèle ETMOM est, pour l'instant, spécifique au site de Bordeaux où l'impact de la ville de Bordeaux est avéré. Lorsqu'on l'applique aux données de Libourne, on simule des teneurs en oxygène nettement plus faibles que celles observées. Afin qu'il soit applicable à d'autres localisations dans l'estuaire des études complémentaires, notamment la paramétrisation des respirations dissoute et particulaire, sont nécessaires en chacun des lieux où l'on veut appliquer le modèle.

La meilleure échelle de temps d'application du modèle est d'une donnée tout les 15 jours, à une échelle plus basse les variations journalières sont trop importantes pour obtenir des résultats proches des mesures *in situ*. Cependant, le module de calcul de l'oxygène peut être utilisé pour faire des simulations dynamiques, qui tiennent compte de l'historique des concentrations en oxygène. On peut aussi maintenant envisager de coupler le modèle au modèle hydrosédimentaire de l'estuaire SiAM (Sottolichio, 1999).

Des essais de prédiction de l'état d'oxygénation des eaux de Bordeaux suivant des changements climatiques ont été réalisés et montrent qu'un effet cumulé du réchauffement

climatique et une augmentation de la turbidité dans les eaux de l'estuaire de la Gironde pourrait conduire à des périodes de **sous-oxygénations très fortes** lors des étiages estivaux. Dans l'estuaire de la Loire où la charge en matière organique est plus élevée, des sous-oxygénation des eaux de ce niveau sont observées, avec des phénomènes épisodiques d'anoxie qui engendrent de blocages migratoires des populations biologiques (Thouvenin et al., 1994; Chaudon, 2005). Afin d'éviter la situation que connaît actuellement la Loire, il est nécessaire de fournir ou de continuer à fournir des efforts pour modifier le moins possible l'environnement estuarien de la Gironde.

CONCLUSIONS GENERALES

Ce travail contribue à une meilleure compréhension des processus affectant l'état d'oxygénation des eaux de l'estuaire de la Gironde et plus particulièrement au niveau de sa zone de turbidité maximale. Cet estuaire est caractérisé par des périodes hydrodynamiques fortement contrastées au cours de l'année qui ont été appréhendées par des enregistrements continus à haute fréquence (saturation en oxygène, concentration en MES, température et salinité principalement) dans ses parties amont et médiane, des missions ponctuelles sur les mêmes paramètres dans ses parties médiane et aval (chapitre I), un suivi spatial et saisonnier de la charge carbonée des eaux dans la partie amont de l'estuaire (chapitre II).

Ces observations de terrain ont permis de cerner les variations spatio-temporelles des taux d'oxygénation des eaux de l'estuaire et de vérifier, dans la zone fluviale estuarienne, l'impact des charges carbonées entrant dans le système estuarien sur cette oxygénation. Ces observations ont été suivies de l'étude des facteurs majeurs influant sur les taux d'oxygénation des eaux.

Dans un premier temps, on a cherché à quantifier l'effet de la température et de la concentration en MES sur l'intensité de la respiration microbienne au sein du bouchon vaseux au niveau de Bordeaux (chapitre III).

Dans un deuxième temps, on a mis en évidence la relation liant vitesse du vent et coefficient d'échange K_{600} , afin d'être en mesure d'estimer l'intensité de la ré-aération des eaux par échanges gazeux au niveau de l'interface eau-atmosphère (chapitre IV).

Enfin l'objectif final de cette thèse a été de proposer une première tentative de modèle d'oxygénation des eaux, basé sur des mesures physico-chimiques aisément disponibles (chapitre V).

Dans ces études, il ressort que :

*Les teneurs in situ de taux de saturation en oxygène montrent que l'estuaire central est bien oxygéné toute l'année.

Il n'en est pas de même dans la partie fluviale estuarienne, qui apparaît comme une zone sensible lorsque trois conditions sont remplies :

- débits d'étiage
- présence du bouchon vaseux
- températures des eaux élevées

Ce phénomène, bien enregistré en Dordogne (60-70% de taux de saturation en oxygène), est encore plus marqué en Garonne au niveau du site de la Communauté Urbaine de Bordeaux :

- taux de saturation en oxygène variant de 30 (et moins à certains moments) à 60%,
- c'est en basse mer que l'oxygénation des eaux est la plus basse, conjugaison de plusieurs phénomènes :
 - ré-aération minimale,
 - apports des effluents dilués au minimum.

Ceci est d'autant plus marqué que les eaux ont longuement oscillé autour de Bordeaux.

*Une étude des origines du carbone organique fluvial dans les zones sensibles de la Garonne et de la Dordogne montrent clairement que :

- en crue, les eaux sont bien oxygénées.
- dès que les débits chutent, les apports amènent de la matière organique dégradable qui dans les zones de balancement de marée (par coïncidence centrées le plus souvent au niveau de la ville de Bordeaux) va se minéraliser intensément :

- apports amont et locaux (forts), qui aboutissent à des taux de saturation en oxygène faibles à Bordeaux (30 à 60%) ;
- apports amont et locaux (mineurs), qui aboutissent à des taux de saturation en oxygène faibles à Libourne (60 à 70%).

*Les mécanismes de consommation de l'oxygène par les bactéries dépendent majoritairement de deux facteurs que sont la température et la concentration en MES :

- plus la température est élevée plus la respiration dissoute (R_d) est importante,
- plus la concentration en MES est importante plus la respiration particulaire (R_p) est intense,
- L'importance de la R_p et de la R_d dans la R_{tot} varie saisonnièrement,
- la R_d est supérieure à la R_p lors des périodes de crue lorsque la concentration en MES est faible.
- la R_p est supérieure à la R_d lorsque les concentrations en MES sont élevées, particulièrement lors des périodes d'étiage lorsque la présence du bouchon vaseux est notable.

L'estimation quantitative de l'intensité de la consommation de l'oxygène par les micro-organismes bactériens au sein de la zone turbide de la Gironde est le premier paramètre majeur pris en compte dans l'élaboration de notre modèle.

*Le phénomène d'échange gazeux au travers de l'interface eau-atmosphère est fortement dépendant de la vitesse du vent. En effet, plus la vitesse du vent est élevée, plus la turbulence générée au niveau de l'interface est importante, favorisant ainsi les échanges gazeux entre l'eau et l'atmosphère. L'estimation de l'intensité de l'aération des eaux de la Gironde est le second paramètre majeur pris en compte dans l'élaboration de notre modèle.

*Enfin, le modèle ETMOM a été élaboré et permet, à partir de données aisément accessible de modéliser l'état d'oxygénation des eaux au niveau de Bordeaux. La meilleure échelle de temps applicable au modèle est de 15 jours, à une échelle plus basse les variations journalières sont trop importantes pour générer des résultats proches des mesures *in situ*. Des essais de l'application du modèle ont été faits pour la station de Libourne et il apparaît que les valeurs générées sont plus faibles que les valeurs mesurées *in situ*, confirmant donc que la respiration est moins intense à Libourne qu'à Bordeaux, avec pour incidence des taux d'oxygénation plus élevés en Dordogne, comme cela a été montré dans le chapitre I.

Le modèle ETMOM, dans sa forme actuelle, n'est utilisable que pour la station de Bordeaux. Donc, des efforts futurs devront être entrepris, notamment dans la paramétrisation des respirations dissoute et particulaire en d'autres localités que Bordeaux, afin de pouvoir appliquer le modèle ETMOM à d'autres zones de l'estuaire de la Gironde.

Le modèle est statique et donc chaque mesure générée est indépendante de la précédente, mais il est tout à fait envisageable de l'utiliser pour générer des simulations dynamiques en le couplant avec le modèle hydrosédimentaire SiAM de l'estuaire (Sottolichio, 1999).

Enfin, une simulation théorique de l'effet de divers changements climatiques, telles qu'une hausse de la température et de la concentration en MES des eaux, sur le taux de saturation en oxygène au niveau de Bordeaux montre que cela pourrait aboutir à des sous-oxygénations plus importantes, à moins de 20%, que celles que l'on a pu déjà observer (30% au minimum en Août 2003 lors de la canicule).

L'utilisation de modèle de type ETMOM peut être envisagé pour simuler l'état d'oxygénation dans des environnements turbides mais aussi pour simuler l'impact de toutes modifications de ces milieux (opérations de dragage et relargage continu de MES, rejets d'eau de centrale augmentant localement la température de l'eau, etc...) sur la teneur en oxygène des eaux.

Références :

- Abril G., Etcheber H., Le Hir P., Bassoullet P., Boutier B. & Frankignoulle M. (1999). Oxic/anoxic oscillations and organic carbon mineralization in an estuarine maximum turbidity zone (The Gironde, France). *Limnology and Oceanography*, 44: 1304-1315.
- Abril G., Etcheber H., Borges A., Frankignoulle M. (2000). Excess atmospheric carbon dioxide transport by rivers into the Scheldt estuary. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Série IIA* 330: 761-768.
- Abril G., Riou S., 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, France). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 50: 703-715.
- Abril G., Nogueira M., Etcheber H., Cabçadas 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., Etcheber H., Delille B., Frankignoulle M. & Borges A.V (2003) Carbonate dissolution in the turbid and eutrophic Loire estuary. *Marine Ecology, Progress Series*. 259: 129-138.
- Abril G. and Borges A.V. (2004). Carbon dioxide and methane emissions from estuaries. In *Greenhouse Gas Emissions: Fluxes and Processes. Hydroelectric Reservoirs and Natural Environments*. A. Tremblay, L. Varfalvy, C. Roehm and M. Garneau (Eds) Environmental Science Series, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Pp. 187-207.
- Abril G., Commarieu M.-V and Guérin F. (2007) Enhanced methane oxidation in an estuarine turbidity maximum. *Limnol. Oceanogr.* 52: 470-475.
- Allen G.P. (1972). Etude des processus sédimentaires dans l'estuaire de la Gironde. *Mémoire*, IBGA, Bordeaux : 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* : 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. *Sediment Geol.*, 26: 69-90.
- Aller R.C. (1998). Mobile deltaic and continental shelf muds as suboxic, fluidized bed reactor. *Mar. Chem.*, 61: 143-155.
- Amorocho J. And De Vries J.J. (1980). A new evaluation of the wind stress coefficient over water surfaces. *Journal of Geophysical Research* 85 : 433-442.
- Audry S., Blanc G., Schäfer J., Chaillou G., Robert S. (2006). Early diagenesis of trace metals (Cd, Cu, Co, Ni, U, Mo, V) in the freshwater reaches of a macrotidal estuary. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 70: 2264-2282.
- Audry S., Blanc G., Schäfer J., Robert S. (sous presse). Effect of estuarine sediment resuspension on early diagenesis, sulfide oxidation and dissolved molybdenum and uranium distribution. *Chem. Geol.*
- Azam F. and Hodson R.E. (1977). Size distribution and activity of marine microheterotrophs. *Limnol. Oceanogr.* 22 : 492-501.
- Baudrimont M., Schäfer J., Marie V., Maury-Brachet R., Bossy C., Boudou A., Blanc G. (2005). Geochemical survey and metal bioaccumulation of three bivalve species (*Crassostrea gigas*,

Cerastoderma edule and *Ruditapes philippinarum*) in the Nord Médoc salt marshes (Gironde estuary, France). *Sci Total Environ*, 337: 265-280.

Béguier M., Beaulaton et Rochard E. (2007). Distribution and richness of diadromous fish assemblages in Western Europe : large scale explanatory factors. *Ecology of Freshwater Fish*. 16 : 221-237.

Benson B.B. and Krause D. (1984). The concentration and isotopic fractionation of oxygen dissolved in freshwater and seawater in equilibrium with atmosphere. *Limnol. Oceanogr.* 29 : 620-632.

Bent E.J. and Goulder R. (1981). Planktonic bacteria in the Umeå estuary ; seasonal variation in population density and heterotrophic activity. *Mar. Biol.* 62 : 35-45.

Bliven L.F., Branger H., Sobieski P. And Giovanangeli J.P. (1993a). An analysis of scatterometer returns from water-surface agitated by artificial rain – evidence that ring-wave are the main feature. *International Journal of Remote Sensing* 14(12) : 2315-2329.

Borges A.V., Delille B., Schiettecatte L-S., Gazeau F., Abril G., Frankignoulle M. (2004). Gas transfer velocities of CO₂ in three european estuaries (Randers Fjord, Scheldt and Thames). *Limnol. Oceanogr.* 49(5) : 1630-1641.

Budzinski H., Jones I., Piérard C., Bellocq J., Garrigues P. (1997). Evaluation of sediment contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Gironde estuary. *Mar. Chem.* 58 : 85-97.

Burdloff D., Gasparini S., Villate F., Uriarte I., Cotano U., Sautour B., Etcheber H. (2002). Egg production of the copepod *Acartia bifilosa* in two contrasting European estuaries in relation to seston composition. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*: 274: 1-17.

Carpenter J.H. (1965). The accuracy of the Winkler method for dissolved oxygen analysis. *Limnol. Oceanogr.* 10 : 135-140.

Carrit D.E. et Carpenter J.H. (1966). Comparison and evaluation of currently employed modifications of the Winkler method for determining dissolved oxygen in sea-water. *NASCO report* 24 : 286-318.

Castaing P., Etcheber H., Sottolichio A. et Capper R. (2006). Evaluation de l'évolution hydrologique et sédimentaire du système Garonne-Dordogne-Gironde. *Rapport UMR 5805 EPOC pour l'Agence de l'Eau Adour-Garonne*, mars 2006, 65 pp.

Cauwet G., Sempéré R., Saliot A. (1990). Carbone organique dissous dans l'eau de mer : confirmation de la sous-estimation antérieure. *Compte rendu de l'Académie des Sciences Paris* 311 (série II) : 1061-1066.

Cauwet G. (1994). HTO method for dissolved organic carbon analysis in seawater : influence of catalyst on blank estimation. *Mar. Chem.* 47 : 55-64.

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, 34 pp.

Chróst R.J. (1990). Microbial enzymes in aquatic environments. In Overbeck J., Chróst R.J. (eds) *Aquatic microbial ecology : biochemical and molecular approaches*. Springer-Verlag, New-York, p. 47-78.

Cole J.J, Caraco N.F. and Peierls B. (1992). Can phytoplankton maintain a positive carbon balance in a turbid, freshwater, tidal estuary? *Limnol. Oceanogr.* 37 : 1608-1617.

Cole J.J. and Caraco N.F. (1998). Atmospheric exchange of carbon dioxide in a low-wind oligotrophic lake measured by the addition of SF₆. *Limnol. Oceanogr.* 43(4) : 647-656.

Coyne A. (2006). Erosion mécanique des sols et transferts géochimiques dans le bassin Adour-Garonne. *Thèse, Université Bordeaux I*.

Crump B.C. and Baross J.A. (1996). Particle-attached bacteria and heterotrophic plankton associated with the Columbia River estuarine turbidity maxima. *Mar. Ecol. Prog. Series* 138 : 265-273.

- Crump B.C., Baross J.A. and Simenstad C.A. (1998). Dominance of particle-attached bacteria in the Columbia River estuary, USA. *Aqua. Microb. Eco.* 14 : 7-18.
- Cunha M.A., Almeida M.A., Alcântara F. (2000). Patterns of ectoenzymatic and heterotrophic bacterial activities along a salinity gradient in a shallow tidal estuary. *Mar. Ecol. Prog. Series* 204 : 1-12.
- Dangoumau D. (1964). Assainissement de Bordeaux, etude de la Garonne et des égouts. Ville de Bordeaux, institut Municipal de Recherche sur l'alimentation humaine et animale. 3 tomes, 500p.
- de Wilde H.P.J. and Bie M.J.M. (2000). Nitrous oxide in the schelde estuary : production by nitrification and emission to the atmosphere. *Mar. Chem.* 69 : 203-216.
- Dickson A.G. (1981). An exact definition of total alkalinity and a procedure for the estimation of alkalinity and total inorganic carbon from titration data. *Deep Sea Res.* 28 : 609-623.
- Deborde J., Anschutz P., Chaillou G., Etcheber H., Commarieu M.V. & Abril G. (2007). The dynamics of phosphorus in turbid estuarine systems: Example of the Gironde estuary (France). *Limnology and Oceanography*, in press.
- Eisma D. (1986). Flocculation and de-flocculation of suspended matter in estuaries. *Neth. Journal Sea. Res.* 20 : 183-199.
- Elfaqr 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. *Thèse de Doctorant*, Université de Bordeaux I : 146.
- Etcheber H. (1983). Biogéochimie de la matière organique en milieu estuarien : comportement, bilan, propriétés. *Thèse de Doctorant*, Université de Bordeaux I : 352.
- 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*. in press.
- Fishez R., Jickells T.D. and Edmund H.M. (1992). Algal blooms in high turbidity, a result of the conflicting consequences of turbulence on nutrient cycling in a shallow water estuary. *Estuarine Coastal Shelf Sci.*, 35: 577-592.
- Frankignoulle M., Bourge I. and Wollast R. (1996). Atmospheric CO₂ fluxes in a highly polluted estuary (The Scheldt). *Limnol. Oceanogr.* 41 : 365-369.
- Frankignoulle M., Abril G., Borges A., Bourge I., Canon C., Delille B., Libert E. & Théate J.M. (1998). Carbon dioxide emission from European estuaries. *Science*, 282: 434-436.
- Gattuso J.P., Frankignoulle M. and Wollast R. (1998). Carbon and carbonate metabolism in coastal aquatic ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29 : 405-434.
- Gazeau F., Gentili B., Frankignoulle M., Smith S.V., Gattuso J.P. (2004). The European coastal zone: characterization and first assessment of ecosystem metabolism. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 60(4): 673-694.
- Gibbs R.J., Tshudy D.M., Konwar L., Martin J.M. (1989). Coagulation and transport of sediments in the Gironde estuary. *Sedimentol.* 36 : 987-999.
- Goosen N.K., Kromkamp J., Peene J., Van Rijswijk P., Van Breugel P. (1999). Bacterial and phytoplankton production in the maximum turbid zone of three European estuaries : the Elbe, Westerschelde and Gironde. *Journal of Mar. Syst.* 22 : 151-171.
- Gran G. (1952). Determination of the equivalence point in potentiometric titration. Part II. *The Analyst* 77 : 661-671.
- Griffith P., Shiah F.K., Gloersen K., Ducklow H.W., Fletcher M. (1994). Activity and distribution of attached bacteria in Chesapeake Bay. *Mar. Ecol. Prog. Series* 108 : 1-10.

- Guérin F., Abril G., Serça D., Delon C., Richard S., Delmas R., Tremblay A., and Varfalvy L. (2007). Gas transfer velocities of CO₂ and CH₄ in a tropical reservoir and its river downstream. *Journal of marine systems*, 66 : 161-172.
- Herman P.M.J, Heip C.H.R., (1999). Biogeochemistry of the maximum turbidity zone of estuaries (MATURE) : some conclusions. *J. Mar. Syst.* 22 : 89-104.
- Ho D.T., Bliven L.F. and Wanninkhof R. (1997). The effect of rain on air-water gas exchange. *Tellus* 49B : 149-158.
- Hodson R.E., Maccubbin A.E., Pomeroy L.R. (1981). Dissolved adenosine triphosphate utilization by free-living and attached bacterioplankton. *Mar. Biol.* 64 : 43-51.
- Hollibaugh J.T. and Wong P.S. (1999). Microbial processes in the San Francisco Bay estuarine turbidity maximum. *Estuaries*, Vol. 22, No. 4, p. 848-862.
- Hollibaugh J.T., Wong P.S. and Murrell M.C. (2000). Similarity of particle-associated and free-living bacterial communities in northern San Francisco Bay, California. *Aqua. Microb. Eco.* 21 : 103-114.
- Hoppe H.G. (1991). Microbial extracellular enzyme activity : a new key parameter in aquatic ecology. In Chróst R.J. (ed) *Ectoenzymes in the aquatic environment*. Springer-Verlag, New-York, p. 60-81.
- IFREMER (1994). Estuaire de la Gironde, livre blanc. IFREMER (Institut Français de Recherche et d'Exploitation de la Mer) (Brest) – Agence de l'eau Adour Garonne.
- Iriberry J., Unanue M., Barcina I., Egea L. (1987). Seasonal variation in population density and heterotrophic activity of attached and free-living bacteria in coastal waters. *Appl. Environ. Microbiol.* 53 : 2308-2314.
- Irigoiien X. and Castel J. (1997). Light limitation and distribution of chlorophyll pigments in a highly turbid estuary: the Gironde (SW France). *Estuarine Coastal Shelf Science* 44: 507-517.
- Jähne B., Heinz G. and Dietrich W. (1987a). Measurements of the diffusion coefficients of sparingly soluble gases in water. *Journal of Geophysical Research* 92 (C1) : 10767-76.
- Jähne B., Muennich K., Boesinger R., Dutzi A., Huber W., Libner P. (1987b). On parameters influencing air water gas exchange. *J. Geophys. Res.* 92 : 1937-1949.
- Joint I.R. and Pomeroy A.J. (1982). Aspects of microbial heterotrophic production in a highly turbid estuary. *Journal Exp. Mar. Biol. Eco.* 58 : 33-46.
- Jouanneau J.M. et Latouche C. (1981). The Gironde estuary. Contribution to sedimentology. Fürchtbauer H., Lisitzyn A.P., Millerman J.D. and Seibold E. Stuttgart : 1-115.
- Jouanneau J.M. (1982). Matières en suspension et oligo-éléments métalliques dans le système estuarien Girondin : comportement et flux. *Thèse, Université de Bordeaux 1* p 64.
- Jürgens K., Arndt H., Zimmermann H. (1997). Impact of metazoan and protozoan grazers on bacterial biomass distribution in microcosm experiments. *Aqua. Microb. Eco.* 12 : 131-138.
- Kempe S. (1984). Sinks of anthropogenically enhanced carbon cycle in surface fresh waters. *J. Geophys. Res.* 89 : 4657-4676.
- King D.B. and Saltzman E.S. (1995). Measurement of the diffusion coefficient of sulphur hexafluoride in water. *Journal of Geophysical Research* 100 (C4) : 7083-8.
- Kranck K. (1973). Flocculation of suspended sediment in the sea. *Nature* 246 : 348-350.
- Kremer J.N., Reischauer A., D'Avanzo C. (2003). Estuary-specific variation in the air-water exchange coefficient for oxygen. *Estuaries*, Vol. 26, No. 4A, p. 829-835.
- Kromkamp J. and Peene J. (1995). Possibility of net phytoplankton primary production in the turbid Schelde estuary (SW Netherlands). *Mar. Eco. Prog. Series* 121 : 249-259.

- Li Y., Wolanski E. and Xie Q. (1993). Coagulation and settling of suspended sediment in the Jiaojiang River estuary, China. *Journal Coast. Res.* 9 : 390-402.
- Liss P.S. (1983). Air-sea exchange of gas particles. *Liss P.S. and Slinn W.G.N. (eds), Dordrecht, The Netherlands : Reidel D. Publishing* : 241-98.
- Liss P.S. and Merlivat L. (1986). Air-sea gas exchange rates : introduction and synthesis. *In the role of air-sea exchange in geochemical cycling, Buat-Ménard P. (ed). Dordrecht, The Netherland : Reidel D. Publishing* : 113-29.
- Lobry J., Mourand L., Rochard E., Elie P. (2003). Structure of the Gironde estuarine fish assemblages: a European estuaries comparison perspective. *Aquatic Living Resources.* 16 : 47-58.
- Marino R., Howarth R.W. (1993). Atmospheric oxygen in the Hudson River: Dome measurements and comparison with other natural waters. *Estuaries*, Vol. 16, No. 3A, p. 433-445.
- Masson M., Blanc G., Schäfer J. (2006). Geochemical signals and source contributions to heavy metal (Cd, Zn, Pb, Cu) fluxes in the Gironde Estuary via its major tributaries. *Sci Total Environ*, 370: 133-146.
- Masson M., Schäfer J., Blanc G. (2007). Seasonal variations and annual fluxes of arsenic in the Garonne, Dordogne and Isle Rivers, France. *Sci Total Environ*, 373: 196-207.
- Mehrbach C., Culbertson C., Hawley J.E. and Pytkowitch R.M. (1973). Measurements of the apparent dissociation constants of carbonic acid in seawater at atmospheric pressure. *Limnol. Oceanogr.* 18 : 897-907.
- Meybeck M. (1993a). Riverine transport of atmospheric carbon : sources, global typology and budget. *Wat. Air. Soil. Poll.* 70 : 443-463.
- Meybeck M. (1993b). C, N, P and S in rivers : from sources to global inputs. *In "interactions of C, N, P and S Biogeochemical cycles and global changes", R. Wollast, F.T. Mackenzie and L. Chou (Eds.) NATO ASI Series*, vol. 14. Springer-Verlag. 163-191.
- Meybeck M., Cauwet G., Dessery S., Somville M., Gouleau D. and Billen G. (1988). Nutrients (Organic C, P, N, Si) in the eutrophic river Loire and its estuary. *Est. Coast. Shelf Sci.* 27 : 595-624.
- Middelburg J.J., Nieuwenhuize J., Iversen N., Hoegh N., de Wilde H., Helder W., Seifert R., Christof O. (2002). Methane distribution in European tidal estuaries. *Biogeochem.* 59 : 95-119.
- Milligan T.G. (1995). An examination of the settling behaviour of a flocculated suspension. *Neth. Journal Sea. Res.* 33 : 163-171.
- Morris A.W., Mantoura R.F.C, Bale A.J. and Howland R.J.M. (1978). Very low salinity regions of estuaries : important sites for chemical and biological reactions. *Nature* 274 : 678-680.
- Morris A.W., Loring D.H., Bales A.J., Howland R.J.M., Mantoura R.F.C. and Woodward E.M.S. (1982). Particle dynamic, particulate carbon and the oxygen minimum in an estuary. *Oceanol. Acta* 5: 349-353.
- Morse J.W. and Arvidson R.S. (2002). The dissolution kinetics of major sedimentary carbonate minerals. *Earth Sci. Rev.* 58 : 51-84.
- O'connor D.J. and Dobbins W.E.. (1958). Mechanism of reaeration in natural streams. *Trans. Am. Soc. Civ. Eng.* **123**: 641-684.
- Painchaud J. and Therriault J.C. (1989). Relationships between bacteria, phytoplankton and particulate organic carbon in the Upper St. Lawrence estuary. *Mar. Eco. Prog. Series* 56 : 301-311.
- Parker W.R., Marshall L.D. and Parfitt A.J. (1994). Modulation of dissolved oxygen levels in a hypertidal estuary by sediment resuspension. *Nether. J. Aqua. Ecol.* 38 : 347-352.

- Ploug H., Zimmermann-Timm H. and Schweitzer B. (2002). Microbial communities and respiration on aggregates in the Elbe estuary, Germany. *Aqua. Microb. Eco.* 27 : 241-248.
- Prieur D., Troussellier M., Romana A., Chambroux S., Mevel G., Baleux B. (1987). Evolution of bacterial communities in the Gironde estuary (France) according to salinity gradient. *Est. Coast. And Shelf Sc.* 24 : 95-108.
- Robert S., Blanc G., Schäfer J., Lavaux G., Abril G. (2004). Metal mobilization in the Gironde Estuary (France): the role of the soft mud layer in the maximum turbidity zone. *Marine Chemistry*, 87: 1-13.
- Roberts P.V. (1984). Dependence of oxygen transfer rate on energy dissipation during surface aeration and in stream flow. In *Gas transfer at water surfaces*, Brutsaert W. and Jirka G.H. (eds). Dordrecht, The Netherlands : Reidel D. Publishing 347-355.
- Robinson C. (2000). Plankton gross production and respiration in the shallow water hydrothermal systems of Milos, Aegean Sea. *Journal of Plank. Res.* 22 : 887-906.
- Rupp M. (2006). Potentiel de dégradation de la matière organique des effluents de station d'épuration, impact des eaux estuariennes. Mémoires de master II ENVOLH, Univ. Bordeaux 1, 30 p.
- Sakamoto W. (1972). Study on the process of river suspension from flocculation to accumulation in estuary. *Bull. Ocean. Res. Inst. Univ. Tokyo* n°5
- Saltzman E.S., King D.B., Holmen K., Leck C. (1993). Experimental determination of the diffusion coefficient of dimethylsulfide in water. *Journal of Geophysical Research* 98 : 16481-4.
- Schäfer J., Blanc G., Lapaquellerie Y., Maillet N., Maneux E. & Etcheber H. (2002). Ten-years observation of the Gironde tributary fluvial system: fluxes of suspended matter, particulate organic carbon and cadmium. *Mar. Chem.*, 79 : 229-242.
- Schäfer J., Blanc G., Audry S., Cossa D., Bossy C. (2006). Mercury in the Lot-Garonne River system (France): Sources, fluxes and anthropogenic component. *Appl. Geochem.*, 21: 515-527.
- Selje N. and Simon M. (2003). Composition and dynamics of particle-associated and free-living bacterial communities in the Weser estuary, Germany. *Aqua. Microb. Eco.* 30 : 221-237.
- Servais P. and Garnier J. (2006). Organic carbon and bacterial heterotrophic activity in the maximum turbidity zone of the Seine estuary (France), *Aquat. Sci.*, 68: 78-85.
- Sharp J.H. (1993). The dissolved organic carbon controversy : an update. *Oceanography* 6 : 45-50.
- Sottolichio A. (1999). Modélisation de la dynamique des structures turbides (bouchon vaseux et crème de vase) dans l'estuaire de la Gironde. *Thèse de Doctorant*, Université de Bordeaux I : 183.
- Smith S.V. and Hollibaugh J.T. (1993). Coastal metabolism and oceanic organic carbon cycle. *Rev. Geophys.* 31 : 75-89.
- Stauffer R.E. (1980). Wind power time series above a temperate lake. *Limnol. Oceanogr.* 25 : 513-28.
- Thouvenin B., Le Hir P., Romana L.A. (1994). Dissolved oxygen model in the Loire Estuary. In Dyer, K.P. & Orth R.J. (eds), *Changes in Fluxes in estuaries: Implications from Science to Management*. Olsen & Olsen, Fredensburg, Denmark, 169-178.
- Thamdrup B. and Fleischer S. (1998). Temperature dependence of oxygen respiration, nitrogen mineralization, and nitrification in Arctic sediments. *Aqua. Microb. Eco.* 15 : 191-199.
- Togola A. (2006). Présence et devenir des substances pharmaceutiques dans les écosystèmes aquatiques. Thèse de l'Université de Bordeaux 1, n° 3314 : 193.
- Unanue M., Ayo B., Barcina I., Iriberry J. (1992). Temporal variability of attached and free-living bacteria in coastal waters. *Microb. Ecol.* 23 : 27-39.
- Vaccaro R.F. and Jannasch H.W. (1966). Studies on heterotrophic activity in seawater based on glucose assimilation. *Limnol. Oceanogr.*, 11 : 596-607.

- Vetter Y.A., Deming J.W., Jumars P.A., Krieger-Brockett B.B. (1998). A predictive model for bacterial foraging by means of freely released extracellular enzymes. *Microb. Ecol.* 36 : 75-92.
- Veyssy E. (1998). Transferts de matières organiques des bassins versants aux estuaires de la Gironde et de l'Adour. *Phd Thesis, Univ. Bordeaux I*, 262 p.
- 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.
- Wanninkhof R. And Bliven L. (1991). Relation between gas exchange, wind speed and radar backscatter in large wind-wave tank. *Journal of Geophysical Research* 96 : 2785-2796.
- Wanninkhof R. (1992). Relationship between wind speed and gas over the ocean. *J. Geophys. Res.* 97 : 7373-7382.
- Weiss R.F. (1974). Carbon dioxide in water and seawater : the solubility of a non-ideal gas. *Mar. Chem.* 2 : 203-215.
- Whitman W.G. (1923). A preliminary experimental confirmation of the two-film theory of gas absorption. *Chemical and Metallic Engineering* 29 : 146-148.
- Wollast R. (1983). Interaction in estuaries and coastal waters. In "The major biogeochemical cycles and their interactions", *B. Bolin and R.B. Cook (Eds.). SCOPE, Wiley.* 385-407.
- Wollast R. (1988). The Scheldt Estuary. In "pollution of the North Sea, an assessment". *W. Salomon, B.L. Bayne, E.K. Duursma and U. Föstner (Eds.). Springer-Verlag*, 183-193.
- Wollast R. and Vanderborcht J.P. (1994). Aquatic carbonate system : chemical process in natural waters and global cycles. In "Chemistry of aquatic systems : local and global perspectives", *G. bidoglio and W. Stumm (Eds.). Kluwer Acad. Pub* : 47-71.
- Wright R.T. and Hobbie J.E. (1966). Use of glucose and acetate by bacteria and algae in aquatic ecosystems. *Ecology*, 47 : 447-464.
- Wright R.T. (1974). Mineralization of organic solutes by heterotrophic bacteria. In *effect of the ocean environment on microbial activities*, *Colwell R.R. and Morita R.Y. [Eds.]* : 547-565.
- Zappa C.J., Raymond P.A., Terray E.A. and McGillis W.R. (2003). Variation in surface turbulence and the gas transfer velocity over a tidal cycle in a macro-tidal estuary. *Estuaries* 26: 1401–1415.
- Zappa, C. J., McGillis W.R., Raymond P.A., Edson J.B., Hints E.J., Zemmeling H.J., Dacey J.W.H., and Ho D.T. (2007), Environmental turbulent mixing controls on air-water gas exchange in marine and aquatic systems, *Geophys. Res. Lett.*, 34, L10601, doi:10.1029/2006GL028790.
- Zimmermann H. (1997). The microbial community on aggregates in the Elbe estuary, Germany. *Aqua. Microb. Eco.* 13 : 37-46.
- Zwolsman J.J.G., Van Eck G.T.M. (1999). Geochemistry of major elements and trace metals in suspended matter of the Scheldt estuary, southwest Netherlands. *Marine Chemistry*, 66: 91-111.

ANNEXE I:

CONTEXTE HYDROLOGIQUE DE L'ESTUAIRE DE

LA GIRONDE

Les coefficients de marée varient de 23 à 111 pour les maximum atteints lors des vives eaux de Février à Mars et d'Août à Septembre 2005.

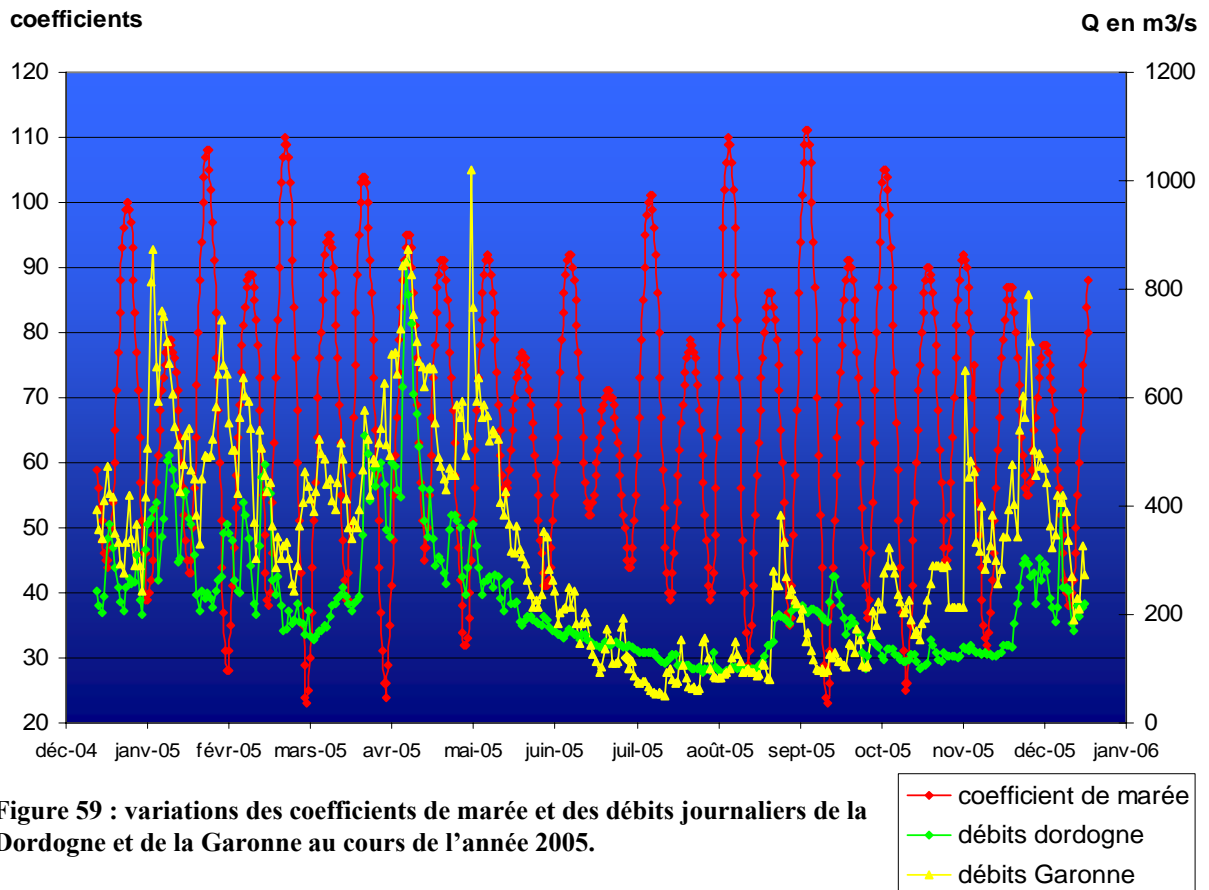
Le débit moyen annuel de la Gironde, déterminé entre 1959 et 2005, est de $945 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ provenant pour 1/3 de Dordogne et 2/3 de Garonne, et présente de fortes variations annuelles selon les conditions hydrologiques. On constate également des disparités lors de cette période avec des valeurs journalières qui oscillent entre 135 et $5000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ pour les années sèches de 1989 et 1992 précédées par des valeurs de 209 à $6684 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ pour les années humides de 1977 à 1981, soit des écarts allant respectivement de 37 à 31 entre les débits journaliers de crue et d'étiage.

Lors de l'année 2005 (Figure 59), nous avons connu des conditions de débits très faibles, avec un débit moyen annuel de $562 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; pendant la période qui correspond de Juin à Septembre des débits inférieurs à $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et des minimums atteint le 29 juillet de $50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ pour la Garonne et $43 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ pour la Dordogne (données DIREN).

Aucune période de crue réellement importante n'a été relevée, avec des valeurs de débits maximaux de $1000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ atteints pour la Garonne en Mai et de $800 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ pour la Dordogne en Avril.

Les coefficients de marée varient de 23 à 111 pour les extremums atteints lors des vives eaux de février à mars et de août à septembre, et de 40 à 90 pour les extremums des mortes eaux en période estivale.

Contrairement aux années précédentes on ne relève pas de crue automnale, au mois de novembre, ce qui laisse penser que les intrusions salines dépendant du coefficient de marée et du débit seront plus importantes en fin d'année que pour les années précédentes.

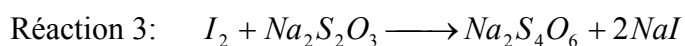
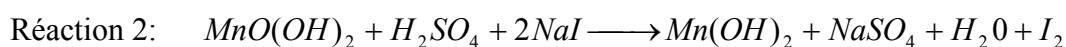
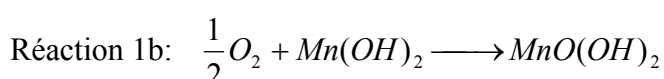
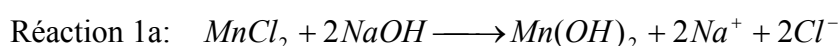


ANNEXE II:

DOSAGE DE L'OXYGENE–METHODE WINKLER

Le dosage de l'oxygène par cette méthode consiste à ajouter à l'échantillon une base forte en excès contenant de l'iode (Solution 1: iodure de Sodium 3M/ hydroxyde de sodium 8M) et une solution de manganèse divalent (solution 2: 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 une quantité équivalente d'hydroxyde de manganèse en hydroxyde d'état de valence supérieur: $MnO(OH)_2$ (réaction 1b). La déstabilisation de ce complexe par l'acide sulfurique concentré (solution 3: H_2SO_4 ; H^+ 10M) et en présence de l'excès d'iodure de sodium introduit avec la solution 1 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).



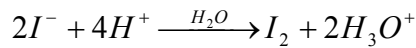
Etalonnage de la solution de thiosulfate de sodium :

Cette solution est conservée à température ambiante pendant elle est instable au cours du temps. Sa concentration exacte doit être impérativement déterminée avec précision

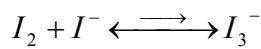
avant chaque série de dosages par référence à l'iodate de potassium KIO_3 . La procédure est proposée par (Carritt and Carpenter 1966).

Tout d'abord il s'agit d'introduire 5 ml (prélevés avec précision) de solution étalon KIO_3 à $0,01 \text{ mol.l}^{-1}$ dans une BOD.

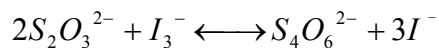
Ensuite on ajoute de l'eau distillée et 500 μl solution 3 (d'acide sulfurique)



Après homogénéisation du mélange réactionnel, on ajoute 500 μl de solution 1 (NaI+NaOH) et on mélange.



Puis la titration s'effectue sans attendre comme un échantillon.



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^- .

Au moins trois titrages de l'étalon sont effectués avant chaque série d'analyses. On prend la moyenne des volumes de thiosulfates soit: $V_{Thio\text{étal}}$.

$$C_{Thio} = (C_{KIO_3} \times V_{KIO_3}) / V_{thio}$$

$$C_{Thio} = (0,01 \text{ mol.l}^{-1} \times 5 \cdot 10^{-3} \text{ L}) / V_{Thio} \cdot 10^{-3} \text{ L} = 5 \cdot 10^{-2} \text{ mol} / V_{Thio} \text{ L}$$

Titration :

La titration de l'iode moléculaire proprement dite est effectuée directement dans flacon 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 électrique existant entre les deux électrodes est mesuré par un potentiomètre (Figure 60).

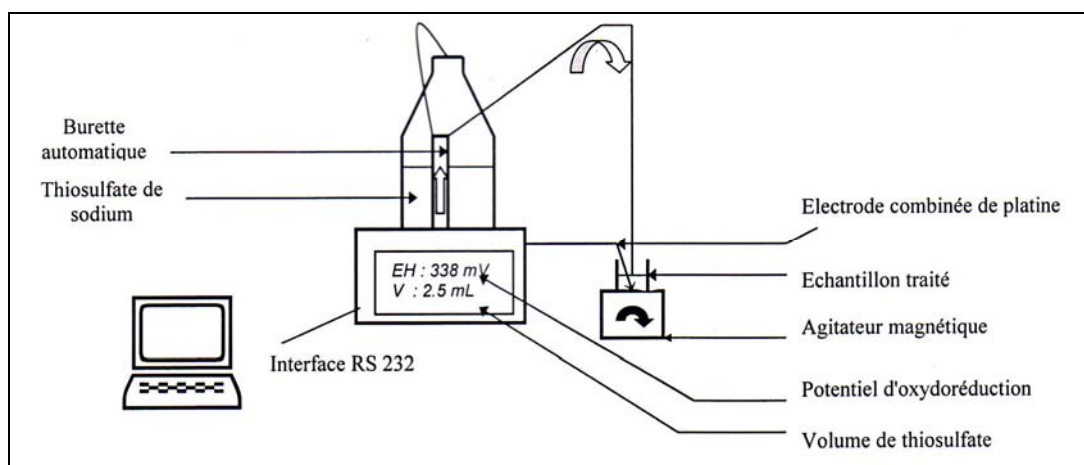


Figure 60 : Dispositif de titration de l'iode moléculaire par la méthode chimique Winkler.

Le volume équivalent de thiosulfate est déterminé grâce à la courbe de titration ci-dessous (Figure 61) :

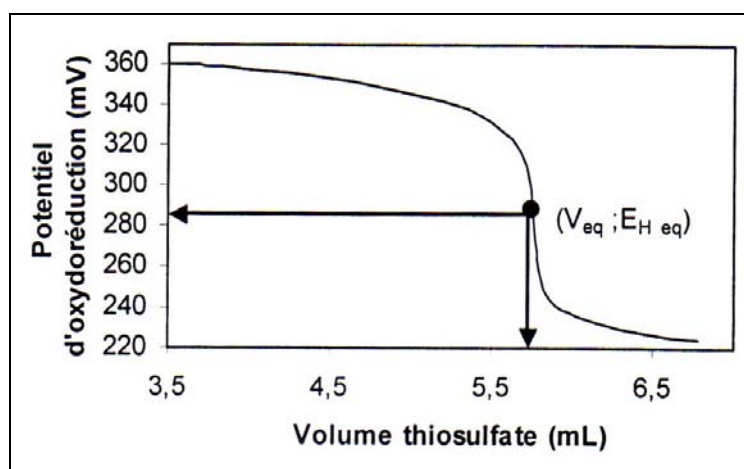


Figure 61 : Courbe de titration de l'iode moléculaire par thiosulfate.

Le logiciel Tinet 2.4 calcul la concentration en O_2 grâce à l'équation suivante:

$$[O_2](\mu mol.l^{-1}) = ([Thiosulfate](mmol.l^{-1}) \times (8000 \times 1000 / 32) \times V_{eq} \times V_0 / (V_0 - 1) / V_1$$

Où V_{eq} est le volume équivalent de thiosulfate recalculé par le logiciel Tinet 2.4 en utilisant la fonction de Gran.

V_0 est le volume de l'échantillon dans la BOD.

V_1 est le volume d'échantillon dosé (V_0 moins le volume enlevé par le bouchon doseur)

La précision de la méthode, lorsqu'elle est réalisée avec précaution est de l'ordre de $1\mu\text{mol.l}^{-1}$ 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.

Détermination des blancs des échantillons:

Des hydroxydes de manganèse et de fer sont présents naturellement dans les échantillons d'eau, et surtout dans les échantillons d'eau turbide et en particulier les échantillons de bouchon vaseux provenant du fond de l'estuaire de la Gironde, l'échantillon pouvant contenir de la crème de vase anoxique et donc des oxydes de manganèse en quantité. Ces hydroxydes de manganèse sont dissous lors de l'ajout d'acide sulfurique et peuvent ainsi contribuer à la formation d'iode moléculaire qui sera titré lors du dosage. Pour évaluer la contribution de ces blancs on procède comme suit:

On ajoute successivement 500 μl d'acide sulfurique puis 500 μl de solution 1. Il se produit la dissolution du précipité de manganèse, naturellement présent dans le milieu naturel, et une formation d'iode moléculaire qui peut ensuite être dosé par le thiosulfate.

ANNEXE III:

DOSAGE DES PIGMENTS

L'analyse des pigments se fait en deux phases: tout d'abord l'extraction, chaque filtre est mit dans des tubes en verres et on y ajoute 9 ml d'acétone à 90% (ce volume permet de récupérer les 5 ml de surnageant nécessaires à la mesure); ensuite chaque filtre est broyé dans son tube avec une baguette en verre ou en métal, puis les tubes sont bouchés et mis à l'obscurité pour une nuit afin que l'extraction des pigments soit complète.

La mesure se fait a l'aide d'un fluorimètre Turner 700. Deux lectures de fluorescence sont faites, une directe **F₀** et une après ajout de 50 µl d'HCl 0,3 M **F_a**.

Ensuite les concentrations en chlorophylle a et en phéophytine a sont données par les deux formules suivantes:

$$Chla = Fa \times [Fo / Fa_{max}] \times \left[\frac{(Fo / Fa) - 1}{(Fo / Fa_{max}) - 1} \right] \times \left[\frac{v}{V \times 1000} \right]$$

$$Pheoa = Fa \times [Fo / Fa_{max}] \times \left[1 - \left(\frac{Fo / Fa - 1}{Fo / Fa_{max} - 1} \right) \right] \times \left[\frac{v}{V \times 1000} \right] \times 0,975$$

$$Pigments\ totaux = Chla + Pheoa$$

Chla et Pheoa=Concentration en Chlorophylle a et en phéopigments (µg.l⁻¹).

Fo/Fa_{max}=Rapport d'acidification maximale de la Chl-a pour l'appareil.

Fo=Fluorescence de l'échantillon avant acidification (ng.ml⁻¹).

Fa=Fluorescence de l'échantillon après acidification (ng.ml⁻¹).

V=Volume d'eau filtré (en litre).

v=Volume de l'extrait acétonique (ici 9 ml).

0,975=Rapport des poids moléculaires Pheophytine a/Chl a.

ANNEXE IV:

DOSAGE DU CALCIUM

Le calcium est dosé par spectroscopie d'absorption atomique par flamme (air-C₂H₂ stoechiométrique).

Le principe de cette méthode est de pulvériser l'échantillon et d'introduire le brouillard dans la flamme du spectrophotomètre. La solution s'évapore et libère les sels qu'elle contient qui, passés à l'état solide, sont volatilisés et dissociés en ions. Dans la spectrométrie d'absorption atomique, cette vapeur atomique absorbe le rayonnement d'une source émettant le spectre de l'élément à doser (lampe Ca²⁺: 422,7 nm). Les intensités de radiation de la source sont comparées à celle de la même radiation absorbée par la flamme, et cela pour une solution inconnue et pour les standards. Le dosage requiert donc la préparation d'une gamme étalon calcium (absorbance optique en fonction de la concentration) :

Solution Stock de calcium 1000 ppm (soit 1000µg.g⁻¹). Gamme étalon : 150; 100; 50; 0 µg.l⁻¹ dans une matrice eau douce.

Nos échantillons ayant une concentration avoisinant la limite supérieure de détection de l'appareil ils ont dû être préalablement dilués dix fois. A la gamme étalon ainsi qu'aux échantillons a dosé on ajoute 0,5 ml de chlorure de lanthane LaCl₃ (pour 5 ml d'échantillon) à 10000 µg.ml⁻¹ de La comme correcteur d'interaction.

ANNEXE V: CALCUL DU NOMBRE DE SCHMIDT

Tiré de Wanninkhof, 1992

Coefficients for least squares third-order polynomial fits of Schmidt number versus temperature for seawater (35) and fresh water for temperature ranging from zero to 30°C.

| Seawater | | | | |
|--|--------|--------|---------|-----------|
| Gas | A | B | C | D |
| He* | 410.14 | 20.503 | 0.53175 | 0.0060111 |
| Ne* | 855.1 | 46.299 | 1.254 | 0.01449 |
| Ar | 1909.1 | 125.09 | 3.9012 | 0.048953 |
| O ₂ | 1953.4 | 128.00 | 3.9918 | 0.050091 |
| CH ₄ * | 2039.2 | 120.31 | 3.4209 | 0.040437 |
| CO ₂ * | 2073.1 | 125.62 | 3.6276 | 0.043219 |
| N ₂ | 2206.1 | 144.86 | 4.5413 | 0.056988 |
| Kr* | 2205.0 | 137.71 | 3.9549 | 0.047339 |
| N ₂ O | 2301.1 | 151.10 | 4.7364 | 0.059431 |
| Rn* | 3412.8 | 224.30 | 6.7954 | 0.08300 |
| SF ₆ | 3531.6 | 231.40 | 7.2168 | 0.090558 |
| CCl ₂ F ₂ (F-12) | 3713.2 | 243.30 | 7.5879 | 0.095215 |
| CCl ₃ F (F-11) | 4039.8 | 264.70 | 8.2552 | 0.10359 |
| Freshwater | | | | |
| He* | 377.09 | 19.154 | 0.50137 | 0.005669 |
| Ne* | 764 | 42.324 | 1.1581 | 0.013405 |
| Ar | 1759.7 | 117.37 | 3.6959 | 0.046527 |
| O ₂ | 1800.6 | 120.10 | 3.7818 | 0.047608 |
| CH ₄ | 1897.8 | 114.28 | 3.2902 | 0.039061 |
| CO ₂ | 1911.1 | 118.11 | 3.4527 | 0.041320 |
| N ₂ * | 1970.7 | 131.45 | 4.1390 | 0.052106 |
| Kr* | 2032.7 | 127.55 | 3.7621 | 0.045236 |
| N ₂ O* | 2055.6 | 137.11 | 4.3173 | 0.054350 |
| Rn* | 3146.1 | 210.48 | 6.4486 | 0.079135 |
| SF ₆ | 3255.3 | 217.13 | 6.8370 | 0.086070 |
| CCl ₂ F ₂ (F-12) | 3422.7 | 228.30 | 7.1886 | 0.090496 |
| CCl ₃ F (F-11) | 3723.7 | 248.37 | 7.8208 | 0.098455 |

$$Sc = A - BT + CT^2 - DT^3 \quad (T \text{ in degrees Celsius}).$$

The Schmidt number is defined as kinematic viscosity
of water divided by diffusion coefficient of the gas.

OXYGENATION DES EAUX DANS UN ESTUAIRE HYPERTURBIDE (GIRONDE): OBSERVATIONS IN SITU, EXPERIMENTATIONS ET MODELISATION.

Résumé

Le système fluvio-estuarien de la Gironde est caractérisé par des eaux fortement turbides et la présence d'un bouchon-vaseux, lieu de processus hydrosédimentaires et biogéochimiques complexes. Depuis plusieurs décennies des problèmes de sous-oxygénation locale des eaux dans la partie fluviale affectent l'estuaire. L'analyse de données d'observation in situ, ainsi que des mesures en laboratoire ont permis d'accroître nos connaissances sur la dynamique de l'oxygène au sein de la zone turbide. L'état d'oxygénation des eaux est régi par deux processus dominants qui sont la respiration bactérienne et la ré-aération par échanges gazeux au travers de l'interface eau-atmosphère. La quantification de ces processus a permis l'élaboration d'un modèle capable de quantifier et prédire l'état d'oxygénation des eaux.

Mots clés : Oxygène, dioxyde de carbone, respiration bactérienne, activité hétérotrophe, carbone, échanges atmosphériques, modèle, estuaire.

WATER OXYGENATION IN A HYPERTURBID ESTUARY (THE GIRONDE): IN SITU OBSERVATIONS, EXPERIENCES AND MODELLING.

Abstract

The river-estuary system of the Gironde is characterised by high turbid waters and an estuarine turbidity maximum area, where complex hydrosedimentary and biogeochemical process occurred. For several decades, local low-oxygenation water problems in the river part of the estuary are detected. Some in situ observations and laboratory measurements improved our knowledge about oxygen dynamic in the estuarine turbidity maximum. The water oxygenation state is managed by two dominant processes like bacterial respiration and re-aeration by gas exchange through water-atmosphere interface. The quantification of those processes permitted to create a model to quantify and predict the oxygenation state of the waters;

Key words: Oxygen, carbon dioxide, bacterial respiration, heterotrophic activity, carbon, atmospheric exchanges, model, estuary.

Index of /pdf/2007

| <u>Name</u> | <u>Last modified</u> | <u>Size</u> | <u>Description</u> |
|--|----------------------|-------------|--------------------|
|  Parent Directory | | - | |
|  AKKOUCHE MADJID 2007..> | 19-Feb-2008 15:37 | 8.6M | |
|  BLANC REMI 2007.pdf | 14-Nov-2007 10:12 | 10M | |
|  BOUBEKEUR TAMY 2007.pdf | 13-Dec-2007 16:49 | 70M | |
|  BOUTIGNY ANNE-LAURE ..> | 11-Jan-2008 10:58 | 4.2M | |
|  BRACONNIER BENJAMIN ..> | 14-Nov-2007 10:44 | 11M | |
|  BREUGNOT EMILIE 2007..> | 12-Nov-2007 12:02 | 11M | |
|  BURGIN JULIEN 2007.pdf | 11-Jan-2008 12:01 | 7.2M | |
|  CASTEIGTS ARNAUD 200..> | 18-Jan-2008 14:48 | 1.0M | |
|  CHEVALIER CEDRIC 200..> | 07-Dec-2007 11:00 | 3.2M | |
|  CHOLLET CELINE 2007.pdf | 09-Nov-2007 09:51 | 5.4M | |
|  CIESLAK JEROME 2007.pdf | 18-Jan-2008 13:53 | 3.3M | |
|  CIMINO MICKAEL 2007.pdf | 18-Jan-2008 14:10 | 4.4M | |
|  COMMARIEU MARC-VINCE..> | 14-Apr-2008 16:11 | 5.1M | |
|  DEHOUX THOMAS 2007.pdf | 16-Nov-2007 10:12 | 2.2M | |
|  EGIZABAL-LUZURIAGA P..> | 29-Jan-2008 10:03 | 8.5M | |
|  FAYOLLE SEBASTIEN 20..> | 07-Dec-2007 13:46 | 1.1M | |
|  GARNIER ROLAND 2007.pdf | 19-Nov-2007 10:45 | 6.6M | |
|  GATARD LUDOVIC 2007.pdf | 19-Nov-2007 10:08 | 2.5M | |

| | | | | |
|---|---|-------------|-------|------|
|  | GIACOMELLI CRISTIANO...> | 16-Nov-2007 | 15:23 | 14M |
|  | GOUDE GWENAELLE 2007...> | 07-Dec-2007 | 11:18 | 5.7M |
|  | GUILLONNEAU LOIC 200...> | 08-Feb-2008 | 16:09 | 1.9M |
|  | GUYONNE VINCENT 2007...> | 07-Dec-2007 | 14:45 | 1.3M |
|  | IRAGNE FLORIAN 2007.pdf | 20-Nov-2007 | 10:31 | 2.5M |
|  | JAMOOS ALI 2007.pdf | 20-Nov-2007 | 14:47 | 2.2M |
|  | KHUDER HAYFA 2007.pdf | 20-Nov-2007 | 15:04 | 14M |
|  | KRAEMER PETRA 2007.pdf | 21-Jan-2008 | 11:00 | 6.4M |
|  | LATRY FABIEN 2007.pdf | 22-Nov-2007 | 11:31 | 2.3M |
|  | LAURENT VINCENT 2007...> | 28-Jan-2008 | 14:12 | 3.2M |
|  | LEFEBVRE CHRISTELLE ...> | 20-Nov-2007 | 16:07 | 17M |
|  | LELOUP LUDOVIC 2007.pdf | 20-Nov-2007 | 16:34 | 4.8M |
|  | LOCHON FREDERIC 2007...> | 21-Jan-2008 | 10:45 | 2.9M |
|  | LORRETTE CHRISTOPHE ...> | 02-Oct-2007 | 17:33 | 9.7M |
|  | LOUEMBET CHRISTOPHE ...> | 13-Dec-2007 | 10:20 | 2.7M |
|  | MASSE PASCAL 2007.pdf | 23-Nov-2007 | 15:08 | 18M |
|  | MAVIEL THIBAUT 2007...> | 23-Nov-2007 | 11:13 | 7.7M |
|  | MDARHRI AHMED 2007.pdf | 23-Nov-2007 | 11:39 | 2.2M |
|  | MEDZEGUE MARCEL-JOAC...> | 22-Nov-2007 | 14:31 | 2.8M |
|  | MICHEAU SAMUEL 2007.pdf | 11-Dec-2007 | 09:31 | 4.2M |
|  | MOLL NICOLAS 2007.pdf | 11-Jan-2008 | 13:49 | 8.3M |
|  | NGUYEN TUAN-ANH 2007...> | 26-Nov-2007 | 10:08 | 41M |
|  | NONIER MARIE-FRANCOI...> | 26-Nov-2007 | 10:24 | 4.3M |

| | | | | |
|---|--|-------------|-------|------|
|  | PALMIER STEPHANIE 20..> | 12-Nov-2007 | 14:23 | 5.6M |
|  | PETIT ALAIN-PIERRE 2..> | 17-Jan-2008 | 09:38 | 24M |
|  | PORTE BRUNOE 2007.pdf | 07-Dec-2007 | 15:19 | 5.7M |
|  | QUINEBECHE SEBASTIEN..> | 14-Dec-2007 | 09:23 | 2.0M |
|  | RASPAUD MARTIN 2007.pdf | 17-Dec-2007 | 15:06 | 2.3M |
|  | SAADEDDIN IYAD 2007.pdf | 10-Apr-2008 | 14:01 | 5.2M |
|  | SALOM PIERRE 2007.pdf | 10-Jan-2008 | 15:18 | 3.1M |
|  | THIVILLIERS FLORENCE..> | 10-Jan-2008 | 14:49 | 26M |
|  | VERGNE SEBASTIEN 200..> | 12-Nov-2007 | 14:40 | 4.6M |
|  | VEYRIE DAVID 2007.pdf | 08-Jan-2008 | 16:13 | 3.7M |
|  | VIGNEAUX PAUL 2007.pdf | 10-Jan-2008 | 14:30 | 11M |

Apache Server at 147.210.235.3 Port 80