

UNIVERSITÉ DE LA ROCHELLE
ÉCOLE DOCTORALE DE LA ROCHELLE

Thèse de Doctorat

Discipline : Océanographie Biologique et Environnement Marin

Caroline STRUSKI

MODÉLISATION DES FLUX DE MATIÈRES DANS LA BAIE
DE MARENNES-OLÉRON : COUPLAGE DE L'HYDRODYNAMISME,
DE LA PRODUCTION PRIMAIRE ET DE LA CONSOMMATION
PAR LES HUÎTRES.

Laboratoire d'accueil :

UMR 10 CNRS/IFREMER, CREMA L'Houmeau

Soutenue le 8 juillet 2005 à la Rochelle devant le jury composé de :

M. Pierre CHARDY – Professeur Univ. Bordeaux I	Rapporteur
M. Christain GRENZ- Chargé de recherche CNRS	Rapporteur
M. Gérard BLANCHARD – Professeur Univ. la Rochelle	
M. Maurice HERAL – Directeur scientifique IFREMER	
M. Pierre RICHARD – Directeur de recherche CNRS	
M. Cédric BACHER – Cadre de recherche IFREMER	Directeur de thèse

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier Messieurs Pierre Chardy et Christian Grenz d'avoir accepté de prendre part à l'évaluation de ce travail. Merci également à Messieurs Gérard Blanchard, Maurice Héral et Pierre Richard.

Je remercie également Monsieur Patrick Gentien, directeur du CREMA, et Monsieur Pierre Richard de m'avoir accueillie, respectivement, au sein de leur laboratoire et de leur équipe.

Un grand merci à Monsieur Cédric Bacher pour m'avoir encadrée et supportée pendant ces (longues) années de thèse.

Ce travail de thèse n'aurait pu avoir lieu sans la bourse de recherche accordée par la région Poitou-Charente.

Je remercie Mesdames Brigitte Hudelaine et Armelle Maitre, de l'École Doctorale de l'Université de la Rochelle, ainsi que Monsieur Bertrand Vachon, ex-directeur de l'École Doctorale, pour leur gentillesse, leur accueil, leur patience et leur promptitude à répondre à l'ensemble de mes questions administratives.

Pour les mêmes raisons, je remercie également l'ensemble de l'équipe administrative du CREMA : Mesdames Anne-Lise Montéragnoni, Evelyne Travers, Annick Guilpain et Bénédicte Charrier.

Un immense merci à celles et ceux qui ont mis la main à la pâte du lever au coucher du soleil lors des campagnes en mer ... surtout lorsque j'étais en train de vomir mon petit-déjeuner par-dessus bord !!!

Un autre grand merci à celles et ceux qui de près ou de loin ont participé à ma vie de thésarde, pour des discussions sérieuses (avis et conseils sur ce travail) ou moins sérieuses (rire et bien-être !) : Didi, Françoise, Martine (la dream-aquatic team du mardi midi), Jean-Louis, les deux Philippe, Nicolas, Michel, Jean-Paul, Françoise, Nathalie, Marianne, Alain, Maïté. Merci à Yves pour ses illustrations.

Pour l'ensemble des simulations, je remercie Hector, Nautilus et Nymphéa dont les circuits ont surchauffé de nombreux week-end.

Une dédicace spéciale à ceux avec qui j'ai partagé pour des périodes plus ou moins longues le même bureau depuis mon stage de DEA jusqu'à ce jour : Christine, Forvain (mon gros boulet !), Aline, Stéphane, Bringot, Butch, Plaff', Fariba ... Merci à

Paco, Fer, Seb et Toni pour leurs coups de gueule et leur humour piquant. Merci à Anne-Gaëlle pour ses merveilleuses chansons. Merci à Christel qui reste toujours zen.

Une pensée à tous mes copains qui me demandaient régulièrement « Alors ? Cette thèse ? » sans avoir compris sur quoi je bossais : les familles Brunet, Ricou et Drillon, Benoît & Céline, les ISIMiens et ceux de prépa, Juliette, Fabien & Gaëlle, Christine du Québec.

Mon merci le plus fort et le plus ému à ceux qui me sont les plus proches et que j'aime : mes parents, Stéf et Nico. Merci à Oliv' pour sa patience, sa tendresse et son amour. A mon petit Nino qui a subi de longues heures d'ordinateur lors de sa gestation ... Et enfin une caresse à Grumo !!

Ce qui est simple est toujours faux.

Ce qui ne l'est pas est inutilisable.

- *P. Valéry, Mauvaises Pensées et Autres.* -

PARTIE I. INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
I. UNE ÉTUDE ÉCOLOGIQUE PAR UNE APPROCHE (SEMI)HOLISTIQUE	3
I.1. Quelques définitions	3
I.2. Quelle approche pour la baie de Marennes-Oléron ?	4
II. UN OUTIL DE MODÉLISATION : SiAM2D	3
II.1. Modèle hydrodynamique	11
II.2. Modèle de transport	12
II.3. Modèle de transport sédimentaire	14
II.4. Modèle multivariable	14
II.5. Emprise géographique et maillage	15
II.6. Bathymétrie	17
II.7. Conditions limites	17
PARTIE II. FACTEURS PHYSIQUES	19
I. L'HYDRODYNAMISME DE LA BAIE DE MARENNES-OLÉRON	21
I.1. Marée, hauteurs d'eau et durées d'émersion	21
I.2. Descriptions des courants	21
I.3. Transport des masses d'eau : temps de chasse, âge, temps de résidence	58
II. LES DÉBITS DE CHARENTE	58
II.1. La Charente et son bassin versant	73
II.2. Données disponibles	74
II.3. Années 2001- 2003 : comparaison de débits à St Savinien	77
II.4. Années 1978 à 1996 : débits reconstitués à Rochefort	78
II.5. Salinité mesurée / simulée	81
III. AUTRES FORÇAGES	73

III.1. Forçages météorologiques	84
III.2. Caractéristiques sédimentaires de la baie de Marennes-Oléron	84

PARTIE III. CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES ET HYDROBIOLOGIQUES **93**

I. INTRODUCTION	95
-----------------	----

II. CARACTÉRISTIQUES INTER-ANNUELLES ET SAISONNIÈRES DES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES ET HYDROBIOLOGIQUES ENTRE 1977 ET 2002 **96**

II.1. Description de la base de données RAZLEC	96
II.2. Traitement des données	98
II.3. Température de l'eau	98
II.4. Salinité	102
II.5. MES, MOP, MIP	109
II.6. Chlorophylle <i>a</i> et phéopigments	116
II.7. Nutriments azotés : ammonium (NH ₄), nitrites (NO ₂), nitrates (NO ₃)	123
II.8. Phosphates (PO ₄)	132
II.9. Silicates (Si)	138
II.10. Conclusion	142

III. ÉCHELLES DE VARIABILITÉ DES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES ET HYDROBIOLOGIQUES **143**

III.1. Introduction	143
III.2. Matériels & méthodes	143
III.3. Résultats	147
III.4. Discussion	162
III.5. Conclusion	170

PARTIE IV. MODÉLISATION DE LA PRODUCTION PRIMAIRE ET IMPACT DES HUITRES **173**

I. ESTIMATION DE LA PRODUCTION PRIMAIRE PÉLAGIQUE	175
---	-----

I.1. Introduction	175
I.2. Matériel et méthode	176
I.3. Résultats	181
I.4. Discussion	189
I.5. Conclusion	193
I.6. Bilan statique	194
II. MODÉLISATION DE LA PRODUCTION PRIMAIRE PÉLAGIQUE :	
COUPLAGE AVEC SiAM2D	199
II.1. Introduction	199
II.2. Formulation mathématique et hypothèses de simulation	201
II.3. Résultats	204
II.4. Discussion	212
III. MODÉLISATION DE LA PRODUCTION PRIMAIRE	
MICROPHYTOBENTHIQUE : COUPLAGE AVEC SiAM2D	199
III.1. Modèle de température de la vase	215
III.2. Modèle de production microphytobenthique	222
III.3. Résultats	226
III.4. Discussion	232
IV. EFFET DES HUITRES SUR LES FLUX	215
IV.1. Présentation du modèle	234
IV.2. Formulation mathématique du modèle	235
IV.3. Résultats de simulation	239
IV.4. Discussion	246
PARTIE V. CONCLUSION GÉNÉRALE &	
PERSPECTIVES	249
I. CONCLUSION GÉNÉRALE	251
I.1. Bilan des flux et impact des huitres	251
I.2. Physique de la baie de Marennes-Oléron et impact de la Charente	252
I.3. Caractéristiques hydrobiologiques et variabilité	253

I.4. Production primaire	253
I.5. Variabilité spatiale de la Chl <i>a</i> et de la productivité	255
II. PERSPECTIVES	256
II.1. Étude de la variabilité sur le long terme	256
II.2. Courantologie et dynamique sédimentaire	256
II.3. Conditions aux limites	257
II.4. Mesure de la production primaire et des caractéristiques photosynthétiques du plancton	258
II.5. Modèle de production primaire et modèle biogéochimique	259
II.6. Sources de nourriture et importance de la matière organique détritique	260
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	261
LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX	275
Liste des figures	277
Liste des tableaux	283
ANNEXES	287
ANNEXE 1 : Profils de courant – Campagnes ADCP	289
ANNEXE 2 : Trajectoires de particules et dispersion de traceur	293
ANNEXE 3 : Salinité mesurée à Chassiron (pointe Nord-Ouest de l'île d'Oléron)	289
ANNEXE 4 : Cartographie spatio-temporelle des paramètres hydro-biologiques – Campagnes « transects »	297
ANNEXE 5 : Article paru dans Estuarine, Coastal and Shelf Science	299

PARTIE I. INTRODUCTION GÉNÉRALE

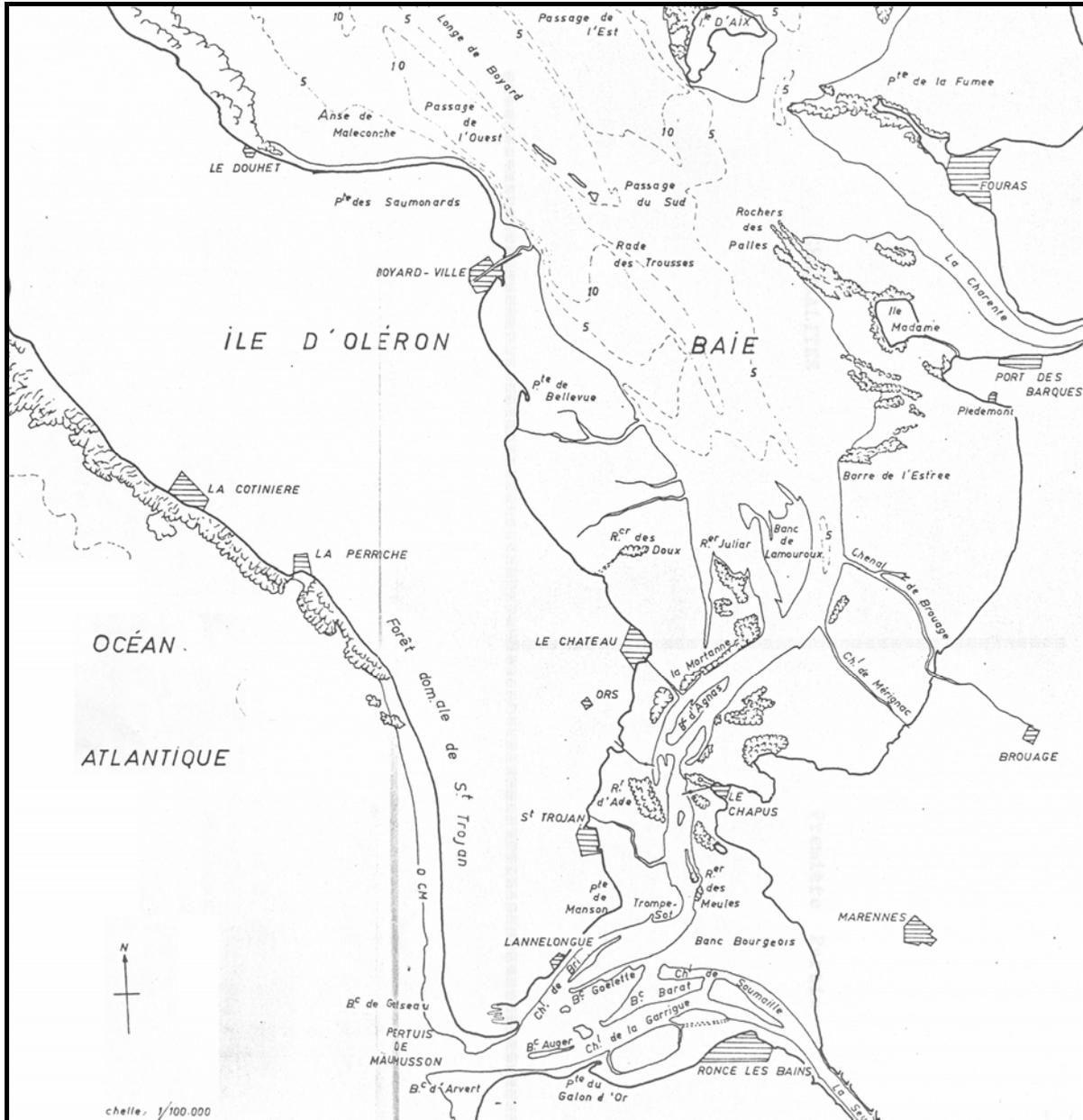


Figure I-1 : Cartographie et dénomination des principaux bancs de sable, rochers et villages de la baie de Marennes-Oléron

I. UNE ÉTUDE ÉCOLOGIQUE PAR UNE APPROCHE (SEMI)HOLISTIQUE

I.1. Quelques définitions

En tant qu'**écologues**¹, nous devons, par définition, « étudier les milieux où vivent et se reproduisent les êtres vivants, ainsi que les rapports de ces êtres avec le milieu » (définition du Robert).

Un **écosystème** est un milieu (**biotope**) avec ses caractéristiques propres (**facteurs abiotiques**) dans lequel vivent des organismes animaux et végétaux (**biocénose**) qui établissent un ensemble de relations (**facteurs biotiques**).

Les **facteurs abiotiques** sont les facteurs climatiques (température, éclairage, pluviométrie, hygrométrie, vent, etc.), les facteurs édaphiques spécifiques du sol (texture, structure, éléments minéraux présents dans les sols), les facteurs topographiques reliés au relief, les facteurs hydrologiques (courant, pH des eaux, teneur en oxygène et autres gaz essentiels dissous, teneurs en sel minéraux, etc.).

Les **facteurs biotiques** sont l'ensemble des relations entre les êtres vivants : ces interactions (compétition, prédation, symbiose, parasitisme, etc.) peuvent être d'ordre trophique, spatial ou reproductif. Les activités anthropiques font partie des facteurs biotiques.

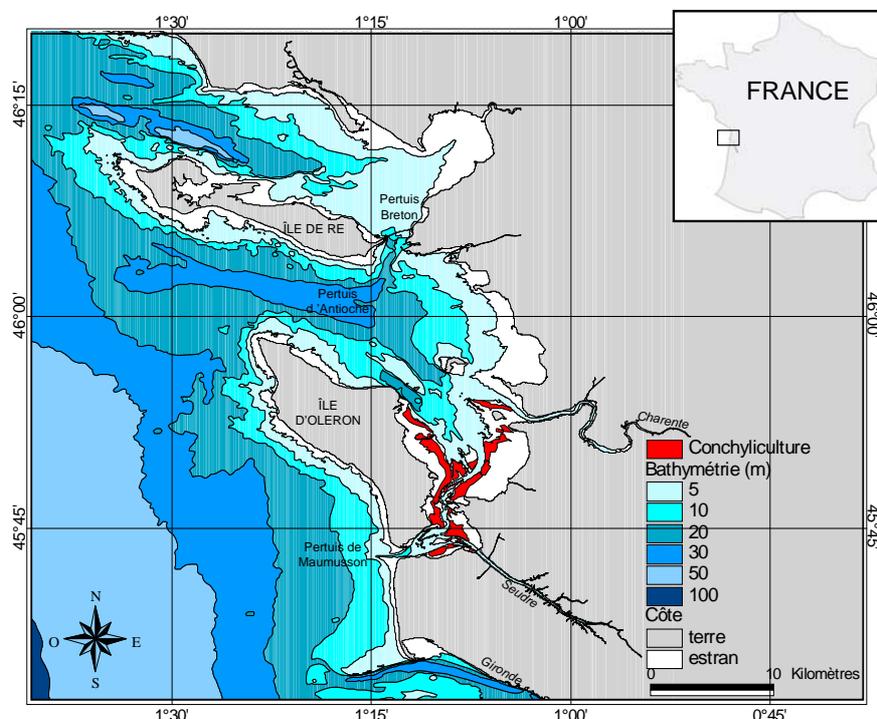
Toute compréhension écologique d'un écosystème est rendue plus ou moins complexe par la diversité de ces facteurs et la diversité des organismes qui peuplent le milieu. De part la quantité d'interactions existantes, l'écologie peut difficilement expliquer un écosystème par ses composantes considérées séparément, indépendamment : l'étude écologique d'un système ne peut être qu'une approche globale, holistique du système. Cependant, de part l'ampleur de la tâche, il est nécessaire de restreindre l'étude globale à l'étude de quelques compartiments majeurs de l'écosystème et d'en hiérarchiser les processus qui les gouvernent.

¹ Spécialiste de l'écologie : scientifique, chercheur ou technicien s'occupant d'écologie. Le mot remédie à l'ambiguïté de **écologiste**, depuis la diffusion du sens extensif de ce mot.

I.2. Quelle approche pour la baie de Marennes-Oléron ?

Localisation géographique

La baie de Marennes-Oléron est située le long de la côte atlantique française, dans le département de Charente-Maritime, au Nord de l'estuaire de la Gironde. De forme triangulaire d'une superficie de 180 km², elle est bordée à l'Ouest par l'île d'Oléron, s'ouvre largement sur l'Atlantique au Nord via le pertuis d'Antioche et au Sud via l'étroit pertuis de Maumusson (Figure I-1 et Figure I-2). Une circulation résiduelle s'établit dans le sens Nord-Sud entre ces deux pertuis (Dechambenoy, 1977). Des deux rivières qui se déversent au Nord et au Sud de la baie, la plus importante est la Charente avec des débits variant entre 10 et 400 m³.s⁻¹, alors que les débits de la Seudre sont dix fois moindres (Soletchnik *et al.*, 1998). Cette baie macrotidale (marnage moyen de 5 m) de faible profondeur possède de larges estrans vaso-sableux qui représentent la moitié de la superficie totale et sur lesquels sont implantés environ 30 km² de concessions conchylicoles. Avec un stock d'huîtres cultivées de 81 000 tonnes et une production annuelle de 40 000 tonnes, le bassin de Marennes-Oléron est le premier site ostréicole français.



Historique de la problématique

Devant la production croissante d'huîtres japonaises *Crassostrea gigas* mises en élevages dans la baie de Marennes-Oléron (Figure I-3) et l'augmentation du temps de croissance pour obtenir une huître commercialisable (Héral *et al.*, 1983), il paraît logique et nécessaire de se poser des questions sur la **capacité de charge** et la **capacité trophique** de cet écosystème où la conchyliculture est un atout économique majeur : le maximum de production est-il atteint ou est-il possible de produire encore plus ? La nourriture disponible est-elle suffisante et permet-elle l'augmentation de la densité d'élevage ou du stock ?

De plus, la prédominance de ce bivalve filtreur cultivé dans la baie de Marennes-Oléron n'est pas sans répercussion pour les autres espèces (compétition pour la nourriture, utilisation des fèces et pseudo-fèces par d'autres espèces, prolifération de parasites, etc.) et pour le milieu (modification des courants liée à la présence des tables, modification du substrat et des flux biogéochimiques par accumulation des biodépôts, etc.). L'impact de cette activité humaine sur l'écosystème doit donc être suivi et étudié.

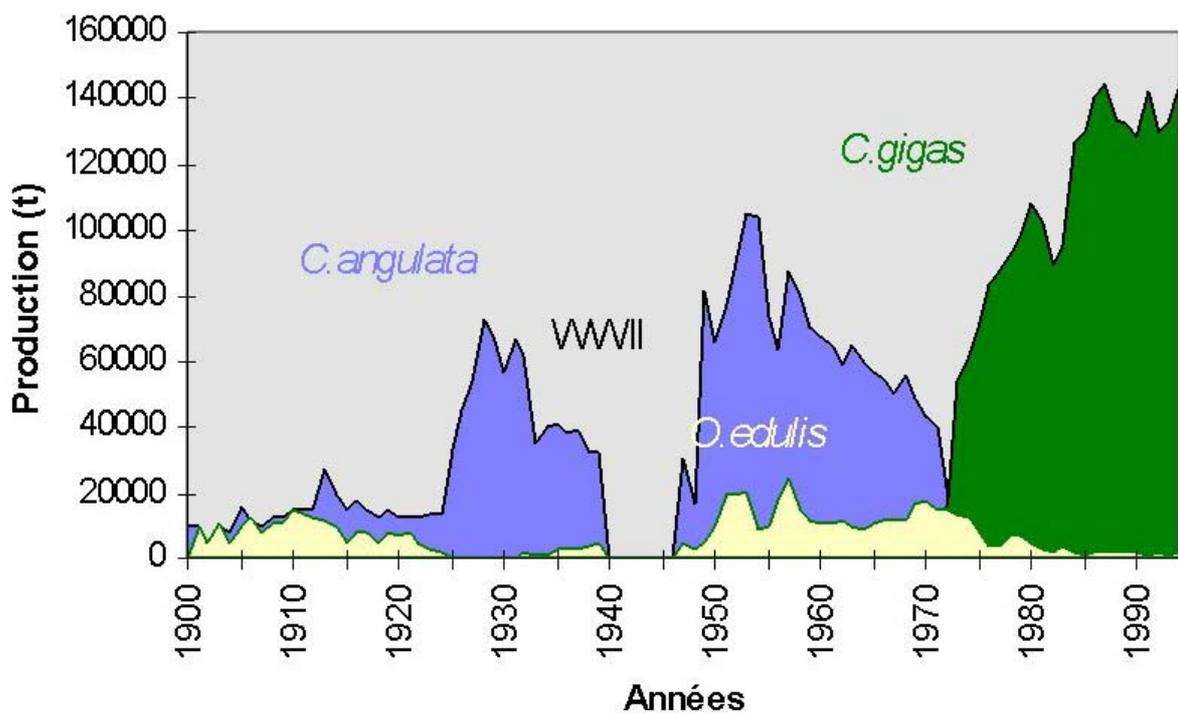


Figure I-3 : Évolution de la production ostréicole française (d'après Héral *et al.*, 1989)

Tout comme d'autres écosystèmes littoraux, la baie de Marennes-Oléron a fait l'objet de nombreuses études ayant comme fil directeur l'estimation de la capacité trophique (production d'huîtres cultivées) et sa dépendance en fonction des facteurs physiques (hydrodynamisme, turbidité) et biologiques (production primaire microphytobenthique et planctonique, écophysiologie des espèces cultivées). Lors de divers programmes nationaux et européens, la modélisation a été développée à différentes échelles et sur certains des processus impliqués dans le fonctionnement de l'écosystème sans que leur couplage soit systématiquement réalisé. Les modèles mathématiques peuvent en effet être des outils précieux d'**aide à la compréhension scientifique**, mais également un **support à la décision et à la gestion** (Bacher *et al.*, 2000).

Ces dix dernières années ont donc vu se développer une quantité croissante de modèles. Cependant, la modélisation écologique des estuaires et des zones côtières se révèle complexe de part la multitude de phénomènes et de compartiments qui interagissent les uns avec les autres : l'eau, le sédiment, les compartiments biologiques, l'influence des activités humaines, etc. (Cloern, 2001). Etant complexes, les écosystèmes requièrent souvent des modèles eux aussi complexes :

- Bacher (Bacher, 1989 ; Bacher *et al.*, 1998) développe un modèle en boîtes (découpage de la baie de Marennes-Oléron en 13 boîtes) et réalise le couplage entre un modèle biologique énergétique de la croissance des huîtres et un modèle physique d'hydrodynamisme et de transport particulaire. La modélisation du recyclage de la matière biodéposée est également abordée. Cette étude met en évidence un gradient Sud-Nord de croissance, l'influence du stock sur la performance de croissance et la faible influence des compétiteurs benthiques. En perspectives à ce travail, Bacher met en avant l'importance de connaître la variabilité spatio-temporelle du milieu - le modèle doit être adapté aux échelles de variabilités du milieu pour être précis et prédictif - et la nécessité de modéliser la production primaire et ses interactions avec les mollusques.
- Raillard (Raillard, 1991 ; Raillard *et al.*, 1993 ; Raillard & Ménesguen, 1994) développe un modèle de nutrition et de croissance de *C. gigas* qui est ensuite intégré à un modèle couplant production primaire et transport horizontal de la matière particulaire et dissoute. Tout comme dans le travail de Bacher, l'utilisation d'un modèle en boîtes (15 boîtes dans ce cas) est choisi. Raillard introduit également la

formulation mathématiques des échanges particulières entre eau et sédiment (modèle en 18 boîtes). Les résultats du modèle mettent en évidence des gradients spatiaux de croissance.

- Suite aux travaux de Riera (Riera, 1995 ; Riera & Richard, 1996) montrant la contribution possible du microphytobenthos au régime alimentaire de l'huître, Guarini (Guarini, 1998) formalise un modèle original de production de ce phytoplancton des vasières, couplé à un modèle de température de la vase.
- Le Hir (Le Hir *et al.*, 2000) développe un modèle hydrosédimentaire à mailles fines, à 2 dimensions (2D) pour caractériser les vasières intertidales de Marennes-Oléron.
- Orvain (Orvain, 2002 ; Orvain *et al.*, 2003 ; Orvain *et al.*, 2004) s'intéresse également aux vasières et développe un modèle de remise en suspension du sédiment sous influence de la bioturbation qu'il couple à une version 1D du modèle de Le Hir.

D'autres modèles hydrodynamiques ont par ailleurs été développés comme par exemple le modèle de la SOGREAH (Bacher *et al.*, 2000 ; Freissinet *et al.*, 2001).

Objectifs de thèse et démarche scientifique

L'objectif de ce travail de thèse est de quantifier - via la modélisation - les flux de nourriture planctonique d'origine pélagique et microphytobenthique, disponible pour les huîtres dans la baie de Marennes-Oléron, de décrire leurs échelles de variabilité et de quantifier leurs contributions respectives. En se plaçant dans un objectif de modélisation opérationnelle de gestion des stocks d'huîtres, il est en effet nécessaire de travailler aux échelles spatiale et temporelle des différents facteurs qui limitent la croissance des huîtres (Figure I-4).

L'outil choisi pour cette étude est un modèle physique – SiAM2D – sur lequel les autres modèles sont couplés. La résolution spatiale du modèle d'hydrodynamisme et de transport SiAM2D développé par Le Hir (Le Hir *et al.*, 2000) est suffisamment fine pour localiser le stock ostréicole plus précisément que par un modèle en boîtes. De plus, grâce à cette finesse spatiale, les trajets de toute particule (plancton, sédiment, etc.) peut être suivie de maille en maille dans le bassin. Ce modèle est décrit ci-après (PARTIE I, Chapitre II).

De part le caractère macrotidal de la baie, il paraît en premier lieu nécessaire de mieux **comprendre et décrire la physique de la baie de Marennes-Oléron** (PARTIE II). En effet, selon sa position dans le bassin et selon le moment de la journée (heures de basse mer, BM, et de pleine mer, PM) et du mois (coefficient de marée), une huître est plus ou moins longtemps immergée et filtre donc plus ou moins. La durée d'émersion peut alors être un des facteurs qui contrôle la croissance.

Cette quantification des superficies découvertes est également importante pour mieux comprendre la dynamique de production du microphytobenthos sur les vasières : en effet, cette production n'aura lieu qu'à marée basse de jour. De plus, à marée basse, la vase peut être le lieu de forts échanges thermiques : cette température du substrat conditionne la production microphytobenthique et peut également influencer l'état physiologique des huîtres (Baud *et al.*, 1998).

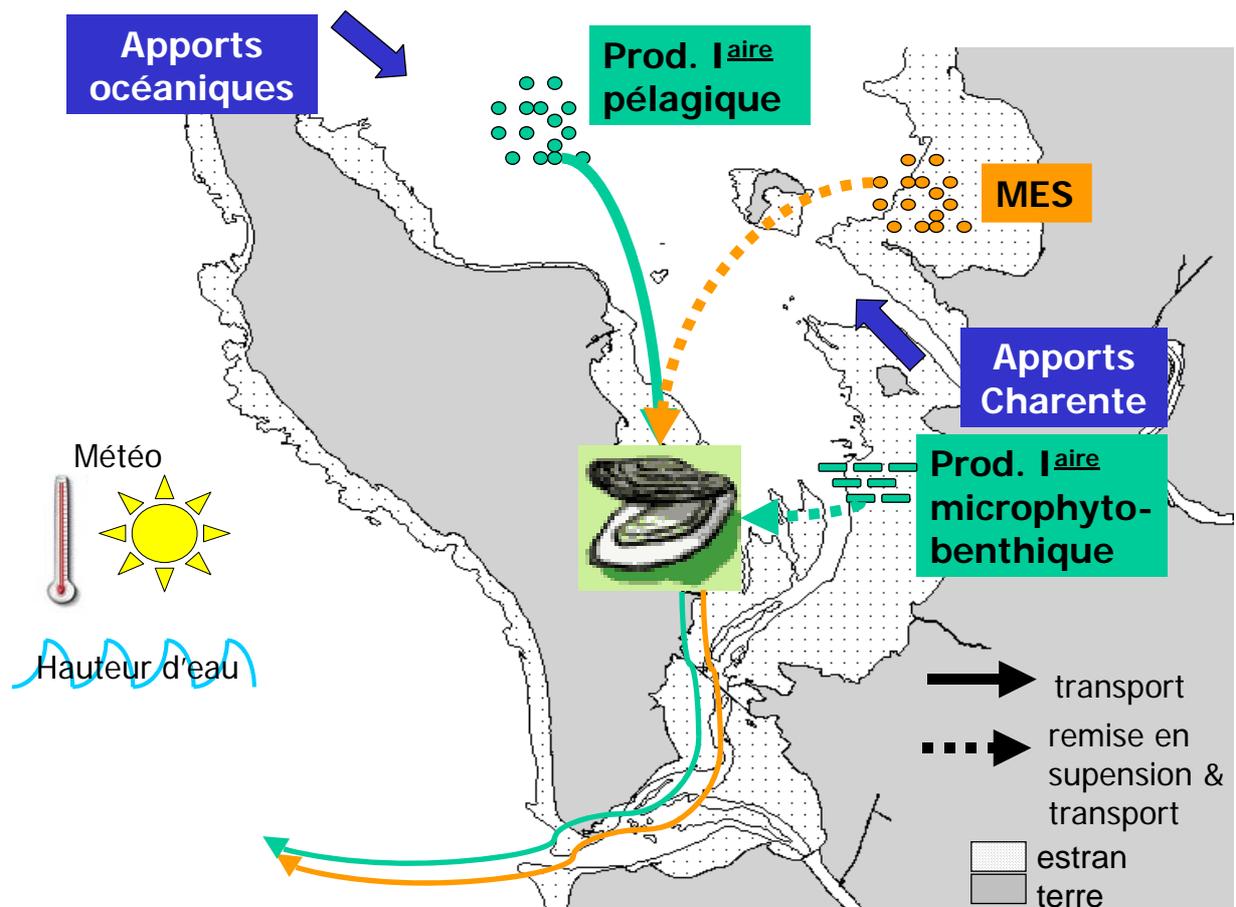


Figure I-4 : Schéma conceptuel : facteurs influençant une huître dans son milieu

Dans la baie de Marennes-Oléron, une huître peut consommer du phytoplancton de plusieurs origines : océanique et microphytobenthique (Riera, 1995 ; Riera & Richard, 1996). La connaissance de l'origine des particules est donc importante. Là encore, le modèle SiAM2D est utilisé pour décrire les masses d'eau.

Des études de terrain, l'analyse de bases de données existantes et la modélisation doivent permettre de **comprendre le lien existant entre productions pélagique et benthique, de quantifier ces productions, d'identifier les facteurs les contrôlant et de comprendre quelle est l'importance relative des différentes échelles de temps de ces facteurs** (cycle jour/nuit, alternance émergence /immersion, saisonnalité et variabilité inter-annuelle).

En ce qui concerne la **production pélagique**, les modèles développés jusqu'à ce jour sur Marennes-Oléron (Raillard & Ménesguen, 1994) utilisent les formulations classiques de la production primaire planctonique (Jassby & Platt, 1976). Cette production est en général exprimée en fonction des paramètres photosynthétiques propres à la communauté algale, de la lumière disponible dans le milieu (et donc des matières en suspension, MES), de la quantité de sels nutritifs et de la température. Mais, ces modèles n'étaient pas calibrés spécifiquement pour la baie de Marennes-Oléron et utilisaient des calibrations de baies similaires macrotidales et fortement turbides comme la baie de San Francisco ou la baie de Seine. Si Ravail (Ravail, 1993) a réalisé des mesures de productivité de la colonne d'eau, via des incubations au ^{14}C , son étude était cependant limitée spatialement à l'embouchure de la Charente, et temporellement. Or, la variabilité des sources possibles de plancton et la variabilité des conditions hydrobiologiques (à l'échelle de la journée comme de l'année) peuvent engendrer une variabilité dans les réponses photosynthétiques et engendrer une sur- ou sous-estimation de la production si des paramètres moyens sont utilisés. De plus, il est nécessaire de connaître les conditions aux limites du système qui influencent ou conditionnent son fonctionnement (cas de l'incidence des débits de la Charente sur la productivité du bassin, Ravail, 1993). Après le contexte physique, il apparaissait donc nécessaire de **comprendre l'environnement hydrobiologique de la baie et les échelles de variabilité spatio-temporelle des paramètres environnementaux** (PARTIE III). Dans le cadre de ce travail de thèse, l'analyse des données environnementales récoltées depuis 30 ans sur la baie est

complétée par des campagnes de mesures réalisées à l'échelle de la journée. De plus, des mesures de productivité primaire à l'échelle de la baie, de la journée et de la saison ont été réalisées. Ces mesures, réalisées pour la première fois à l'échelle de la baie, ont permis d'**estimer la production primaire pélagique dans la baie de Marennes-Oléron** et d'**obtenir les paramètres nécessaires à la calibration d'un modèle de production planctonique adapté à Marennes-Oléron** (PARTIE IV, Chapitres I et II).

En ce qui concerne la **production microphytobenthique** (PARTIE IV, Chapitre III), nous utiliserons ici le modèle développé par Guarini (Guarini, 1998). Les facteurs principaux contrôlant cette production sont : la température de la vase, l'intensité lumineuse et les pertes par remise en suspension et prédation. La formalisation mathématique de la température de la vase est celle utilisée par Guarini (Guarini, 1998) et validée pour la vasière de Brouage. En ce qui concerne les pertes par remise en suspension et par prédation, il n'existe pas à ce jour de modèle mathématique. En effet, de nombreuses espèces benthiques vivent sur ces vasières et consomment le microphytobenthos. Des estimations de flux d'ingestion ont été calculées pour quelques espèces particulières (Haubois, 2003). Mais, les dynamiques de ces diverses populations ont une variabilité spatio-temporelle trop importante pour être facilement étudiées à grande échelle et modélisées. Quant à la remise en suspension du microphytobenthos, les processus en jeu ne sont pas complètement connus à ce jour. Selon les facteurs (par exemples : l'âge du biofilm, les conditions météorologiques, la nature du substrat, l'importance de la bioturbation, le clapot, etc.), la remise en suspension du microphytobenthos sera liée ou non à celle des sédiments. Des coefficients globaux de pertes sont donc testés.

Les **flux de matières filtrées par les huîtres et leur impact sur le milieu** sont estimés en ajoutant un modèle simplifié d'écophysiologie de l'huître (Barillé *et al.*, 1997) (PARTIE IV, Chapitre IV).

II. UN OUTIL DE MODÉLISATION : SiAM2D

Le modèle hydrodynamique utilisé ici est le modèle SiAM2D (**S**imulation d'**A**dvection **M**ultivariable **2D**) développé par Le Hir (Brenon & Le Hir, 1999 ; Le Hir *et al.*, 2000). Le modèle SiAM2D est un modèle hydrodynamique résolvant les équations de Navier-Stokes. Le modèle résout des équations sur un maillage horizontal rectiligne à mailles inégales qui donne la possibilité d'un raffinement plus important dans certaines zones du domaine d'études (zones à forts gradients bathymétriques comme les estuaires par exemple). Le modèle prend en compte également les processus de transports sédimentaires. Sur ce modèle sont couplés les modèles de production primaire (production pélagique, production microphytobenthique), ainsi que le modèle de température de la vase.

II.1. Modèle hydrodynamique

La dynamique d'un fluide est décrite par les lois fondamentales de conservation de la masse et de la quantité de mouvement, exprimées sous la forme des équations de Navier-Stokes. Ces équations sont simplifiées en introduisant l'approximation de Boussinesq (les variations de la masse volumique sont négligeables devant les termes de pression) et en appliquant l'hypothèse d'hydrostaticité (les accélérations verticales sont négligeables devant l'accélération de la pesanteur).

Ces équations sont intégrées sur la verticale et deviennent les équations de Saint Venant (Équation I-1 à Équation I-3) qui sont résolues en chaque maille à l'aide d'une méthode de différences finies en direction alternées. Cette méthode entraîne une scission du pas de temps, utilisant pour la cote de la surface libre et les composantes de la vitesse des expressions, soit implicites, soit explicites, permettant la résolution des équations par insertion de matrices tridiagonales. Le pas de temps total est de l'ordre de quelques secondes (10 à 20 secondes en fonction du critère de stabilité).

Équation I-1 :

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} - fv + g \frac{\partial z}{\partial x} + g \frac{H}{2\rho} \frac{\partial \rho}{\partial x} + g \frac{u\sqrt{u^2 + v^2}}{k_r^2 H^{4/3}} + \frac{\partial P_a}{\partial x} - \frac{\tau_{sx}}{\rho H} - \varepsilon \Delta u = 0$$

Équation I-2 :

$$\frac{\partial z}{\partial t} + \frac{\partial(Hu)}{\partial x} + \frac{\partial(Hv)}{\partial y} = 0$$

Équation I-3 :

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + fu + g \frac{\partial z}{\partial x} + g \frac{H}{2\rho} \frac{\partial \rho}{\partial y} + g \frac{v\sqrt{u^2 + v^2}}{k_r^2 H^{4/3}} + \frac{\partial P_a}{\partial y} - \frac{\tau_{sy}}{\rho H} - \varepsilon \Delta v = 0$$

Avec :

- u et v : composante de la vitesse moyenne sur la hauteur d'eau selon les axes x et y,
- z : élévation de la surface,
- H : hauteur d'eau totale,
- f : paramètre de Coriolis,
- g : accélération de la gravité,
- ρ : masse volumique du fluide, fonction de la salinité et de la température,
- k_r : coefficient de Strickler (frottement sur le fond),
- P_a : pression atmosphérique,
- τ_s : tension à la surface,
- ε : viscosité.

En chaque point, les courants u et v et la cote de la surface z sont obtenus.

II.2. Modèle de transport

Le modèle résout les équations de conservation de la masse (Équation I-4), intégrées sur la hauteur d'eau, en chaque maille du domaine et à chaque pas de temps (Figure I-5). Il y a autant d'équations de conservation de la masse qu'il y a de variables d'état, et ce nombre croît au fur et à mesure que le système biogéochimique simulé devient plus complexe (cycle de l'azote, cycle de l'oxygène, etc).

Équation I-4:

$$\frac{\partial(Hc_{iv})}{\partial t} + \frac{\partial(uHc_{iv})}{\partial x} + \frac{\partial(vHc_{iv})}{\partial y} - \frac{\partial\left(HE\frac{\partial c_{iv}}{\partial x}\right)}{\partial x} - \frac{\partial\left(HE\frac{\partial c_{iv}}{\partial y}\right)}{\partial y} + \text{apports} + F_e^{iv} - D_e^{iv} + \text{sources} - \text{puits} = 0$$

Avec :

- iv : variable d'état, $iv = 1$ à n_{var} ,
- n_{var} : nombre total de variables transportées,
- H : profondeur totale,
- c_{iv} : concentration de la variable iv (en moyenne sur la profondeur),
- u, v : courants moyens sur la profondeur,
- E : coefficient de dispersion,
- Apports : termes d'apports par rejets ou effluents,
- F_e^{iv} : flux d'érosion de la variable iv ,
- D_e^{iv} : flux de dépôt de la variable iv ,
- Sources : termes d'apparition,
- Puits : termes de disparition.

Les variables sont soit dissoutes, soit particulières ou adsorbées sur des particules. Les variables particulières ont la possibilité de se déposer sur le fond (terme puits de dépôt) et de s'éroder (terme source d'érosion).

Le pas de temps pour le calcul de transport est de l'ordre de quelques minutes.

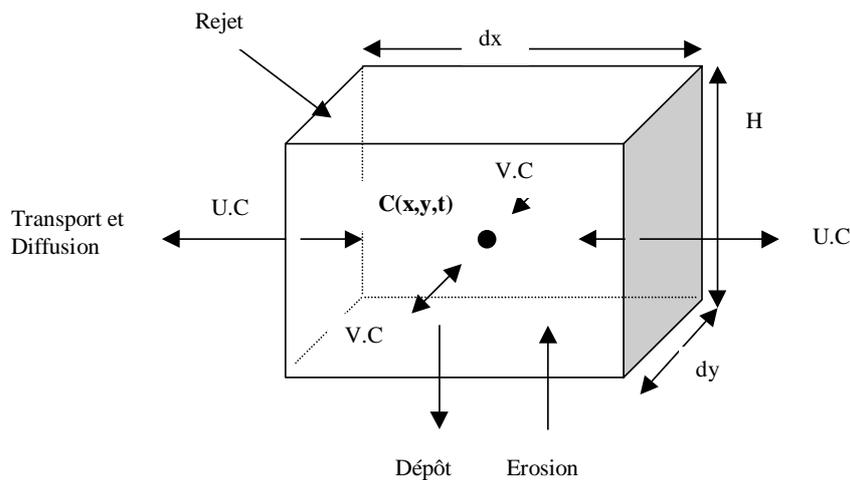


Figure I-5: Application de la loi de conservation de la masse à une maille du domaine d'étude.
Inventaire des entrées et sorties

II.3. Modèle de transport sédimentaire

Les processus de dépôt et d'érosion sont évalués en terme de flux (termes sources et puits) et introduits dans l'équation de conservation de la masse. Dans le modèle, la charge particulaire est représentée par la ou les variables particulières dites « constitutives » qui « constituent » la masse des particules en suspension et la masse du sédiment déposé. Les variables particulières « non constitutives » ont des concentrations très faibles par rapport à la masse totale de sédiment déposé. Cela peut être des bactéries, des contaminants, etc. Étant donné qu'il peut y avoir plusieurs types de particules constitutives, chaque variable particulaire non constitutive est associée à une variable constitutive, sur laquelle elle est supposée « s'accrocher » ou s'adsorber.

Nous ne détaillerons pas ici les équations de transport sédimentaire : cette possibilité du modèle n'ayant pas été utilisée lors des simulations. La variable MES peut exister dans le modèle en tant que variable d'état (variable simulée au cours du temps), mais ne sera ici introduite qu'en tant que variable forçante (valeur imposée).

II.4. Modèle multivariable

Le modèle multivariable comprend la résolution de l'équation de conservation de la masse pour chaque variable transportée, mais il inclut également la définition et la résolution des interactions biogéochimiques entre les différents constituants de l'eau.

Il existe plusieurs types de variables :

- Les **variables d'état** qui sont transportées dans le bassin et calculées en résolvant l'équation de conservation de la masse. Elles peuvent être sous la forme dissoute ou sous la forme particulaire. Ces dernières sont constitutives ou non. Il s'agit par exemple des MES, de la salinité, des sels nutritifs, etc.
- Les **variables forçantes** pour lesquelles l'Équation I-4 n'est pas résolue. Leurs valeurs sont données par l'utilisateur au début de la simulation, lues dans un fichier ou recalculées à chaque pas de temps dt par une formule adaptée. Il s'agit de la température, l'insolation, la salinité en limite océanique, etc.
- Les **variables annexes** qui sont non transportées et qui sont des combinaisons des variables d'état et parfois des variables forçantes, recalculées à chaque pas de

temps et qui servent dans certaines réactions (par exemple : l'oxygène à saturation, l'azote total, etc.).

- Les **variables benthiques** fixées, qui sont des variables présentes seulement dans le sédiment. Elles ne subissent pas les processus de transport et de dispersion.

Un code est assigné à chacune des variables pour être capable de reconnaître une variable particulière si besoin est.

Les réactions (termes sources ou puits) qui interviennent ensuite dans l'évolution de la variable d'état c_{iv} sont définies par l'utilisateur une par une, en donnant les codes de chaque variable qui entre en jeu dans les réactions. Le modèle prévoit plusieurs types de réactions, les réactions dites « standards » qui relèvent d'une formulation déjà programmée et classique (réactions avec coefficients et cinétiques constants ou variables) et les réactions « spécifiques » qui doivent être décrites entièrement par l'utilisateur. Par exemple, le modèle d'écophysiologie de l'huître équivaut à ce type de réaction puisqu'il agit sur la variable « phytoplancton ».

II.5. Emprise géographique et maillage

Le modèle est appliqué au bassin de Marennes-Oléron et s'étend jusqu'au Nord de l'île de Ré : il englobe donc les pertuis d'Antioche, Breton et de Maumusson. Dans sa partie orientale, il comprend l'estuaire de la Charente jusqu'au barrage de St Savinien situé à environ 60 km de l'embouchure.

Contrairement à la version utilisée par Le Hir (Le Hir *et al.*, 2000) qui utilisait un raffinement du maillage sur la vasière de Brouage, la grille de calcul utilisée ici est régulière ($dx = dy = 200$ m) sur l'ensemble de la baie (Figure I-6). Par contre, dans les régions plus au large, le raffinement n'apparaît plus primordial et des mailles plus grandes peuvent alors être employées sans risque important pour la qualité des résultats ($dx_{max} = 1100$ m, $dy_{max} = 1000$ m). Le domaine complet comprend $93 \times 193 = 17\,949$ mailles.

Les coordonnées de la grille de calcul sont repérées dans un système orthogonal X,Y ; l'axe des X étant parallèle à la direction Ouest-Est, l'axe des Y à la direction Sud-Nord.

Les limites géographiques de la grille sont données par les coordonnées suivantes : Limite Nord : $46^{\circ}25'$ / Limite Sud : $45^{\circ}46'$ / Limite Ouest : $-1^{\circ}25'$ / Limite Est : $-1^{\circ}1'$.

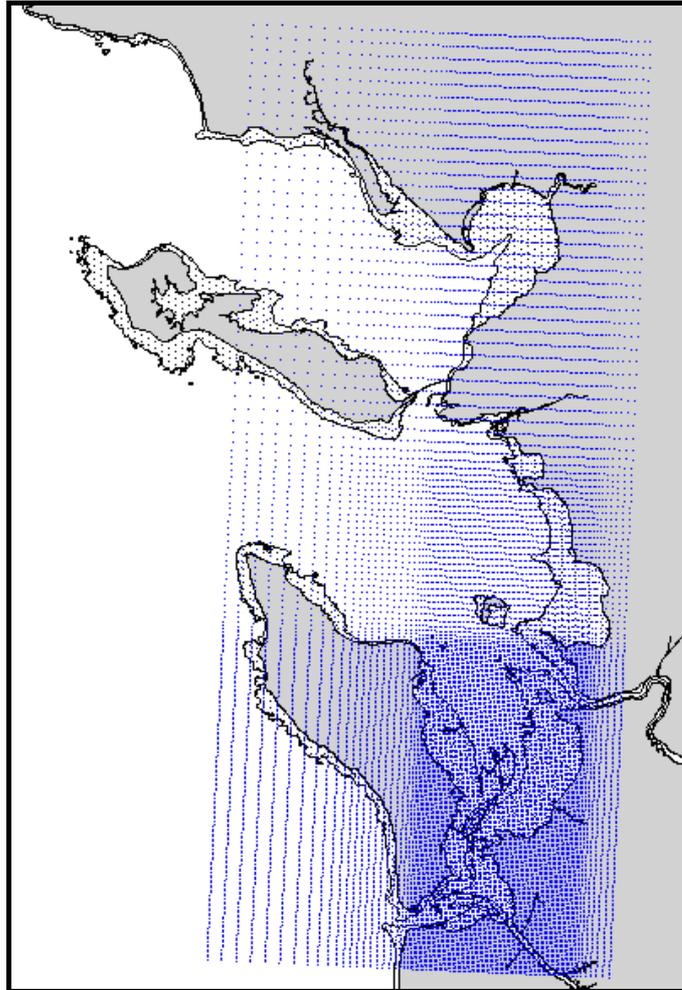


Figure I-6: Maillage de la baie de Marennes-Oléron utilisé dans le modèle SiAM2D

La grille de calcul (Figure I-7) introduit un décalage entre les points de calcul pour l'élévation de la surface libre et pour les composantes de la vitesse u et v . Chaque maille est décrite par deux profondeurs h_x et h_y , représentant les seuils pour l'écoulement dans les directions x et y respectivement.

Les composantes u et v de la vitesse sont calculées au point de définition de h_x et h_y respectivement, l'élévation de la surface libre est calculée au centre de la maille. Dans chaque maille numérotée (i,j) , les valeurs des profondeurs h_x , h_y , de la hauteur d'eau z sont donc réparties sur 2 grilles alternées, l'une pour les h_x , l'autre pour les h_y . L'élévation de la surface et les concentrations c_v sont calculées à l'intersection des deux grilles.

La profondeur totale est positionnée au même point que z : $H = z + h_0$, h_0 étant la profondeur centrale, maximum des profondeurs h_x et h_y qui l'entourent.

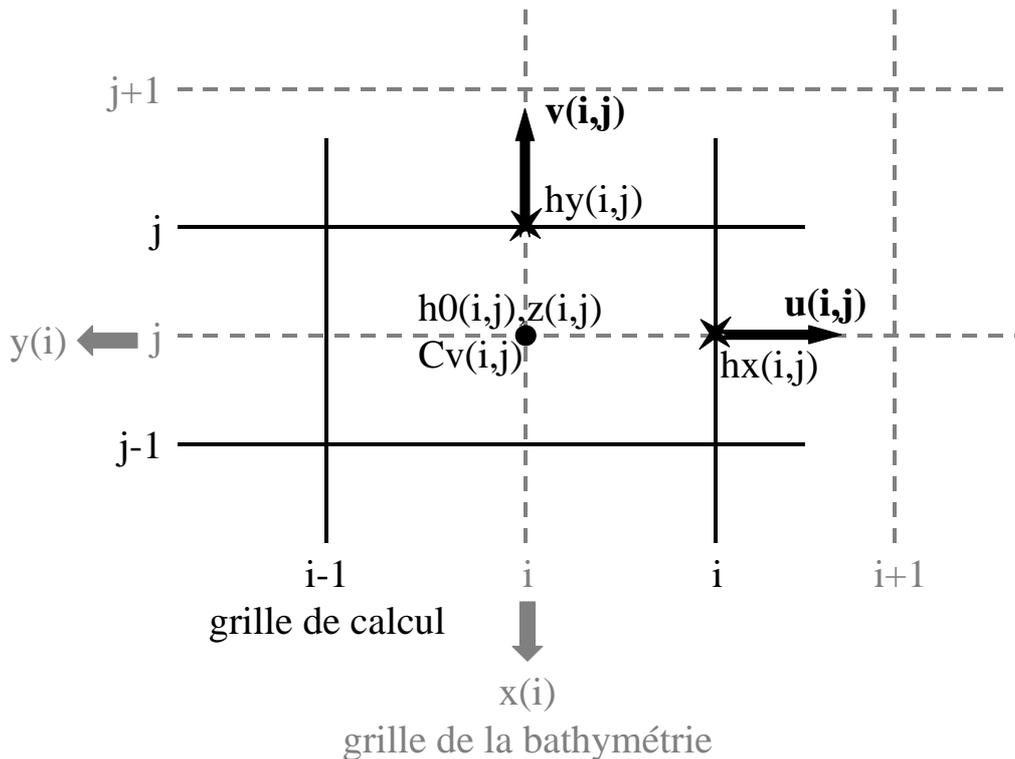


Figure I-7 : Grilles de calcul et bathymétrie utilisées dans SiAM

II.6. Bathymétrie

La bathymétrie utilisée dans la baie de Marennes-Oléron provient des données du SHOM (Service Hydrographique et Océanographique de la Marine), ainsi que des données de la DDE (Direction Départementale de l'Environnement) avec un pas de 20 mètres.

II.7. Conditions limites

Dans tout domaine avec des limites ouvertes, c'est-à-dire non fermées par un mur ou une côte, il est nécessaire de définir des conditions qui caractérisent l'état des masses d'eau entrantes dans le domaine, tant du point de vue hydrodynamique que des concentrations dans l'eau. D'autre part, les apports d'eau et les flux externes doivent être pris en compte, en tenant compte de leur caractère accidentel ou continu.

Conditions aux limites hydrodynamiques

En amont, la limite du modèle, placée au niveau du barrage de St Savinien,

est considérée comme une limite fermée (le barrage étant un mur). Le débit de la Charente est introduit en tant qu'affluent dans l'équation de conservation de la masse d'eau. Ce débit est interpolé en fonction du temps à partir des valeurs journalières lues dans un fichier de données.

En aval, les conditions aux limites en hauteur d'eau sont introduites sous la forme d'une marée réelle, calculée à l'aide de la composition harmonique de l'onde de marée.

Conditions aux limites pour le transport

En amont, la concentration de chaque variable simulée dans le fleuve Charente qui se jette dans la baie est lue dans un fichier de données. La salinité est égale à 0 au niveau du barrage de St Savinien. Les concentrations en sels nutritifs sont celles mesurées au niveau du barrage.

En aval, les concentrations sont également lues dans un fichier de données. La salinité imposée est celle mesurée à la pointe Nord de l'île d'Oléron (cf. partie III). Les concentrations en sels nutritifs et chlorophylle *a* (Chl *a*) sont issues de la littérature.

PARTIE II. FACTEURS PHYSIQUES

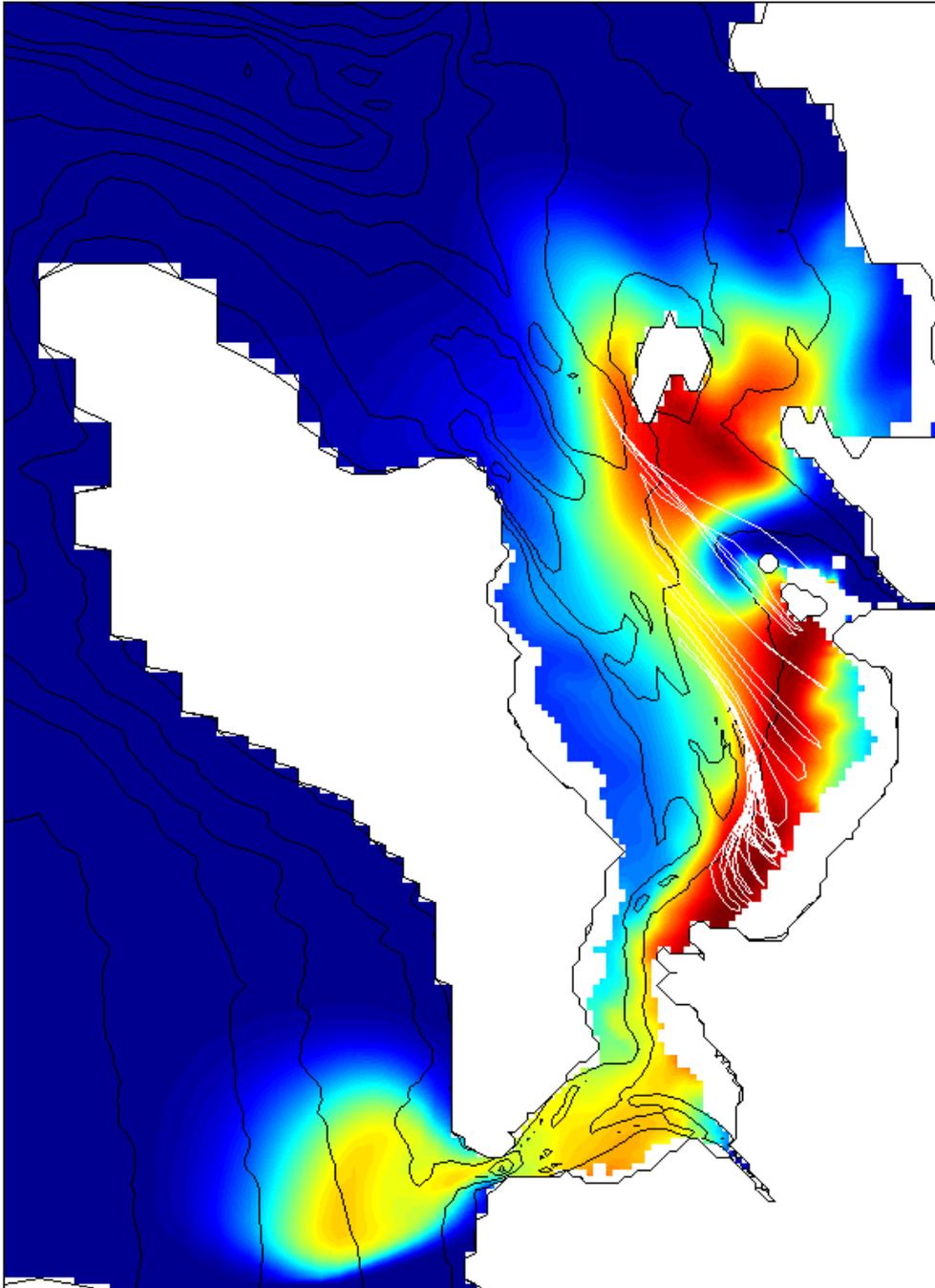


Figure II-1 : Résultat de simulation : trajectoire de particule et dispersion

I. L'HYDRODYNAMISME DE LA BAIE DE MARENNES-OLÉRON

I.1. Marée, hauteurs d'eau et durées d'émersion

Marée

Les marées sont les variations plus ou moins périodiques du niveau de la mer, d'origine astronomique (attraction lunaire et solaire). En Charente-Maritime, la marée, d'origine atlantique, est du type dit semi-diurne, avec deux pleines mers (PM) et deux basses mers (BM) par 24 heures.

L'amplitude des variations de niveau (marnage) est directement proportionnelle au coefficient de marée qui oscille entre 25 et 115, correspondant aux marées dites de grandes mortes-eaux (ME) et de grandes vives-eaux (VE) d'équinoxe. Les valeurs minimales et maximales de marnage correspondantes sont, pour la Charente-Maritime, de l'ordre de 2 à 6 mètres.

Tesson (1973) a bien décrit la pénétration des ondes de marée dans la baie de Marennes-Oléron. En considérant les caractéristiques de la marée aux entrées Nord et Sud de la baie (île d'Aix et pertuis de Maumusson), il apparaît qu'il s'agit de deux ondes différant en phase et en amplitude, et que la marée à Maumusson se rapproche plus de la marée au large. La pénétration de ces deux ondes dans la baie s'effectue par des chenaux de formes très différentes qui amplifient leurs particularités originelles. La conjonction de l'action de ces deux ondes engendre en chaque point de la baie des déphasages en temps et en hauteur, et des inégalités d'amplitude.

Hauteurs d'eau

Le phénomène oscillatoire de la marée peut être correctement représenté comme résultant de la composition d'un nombre illimité d'oscillations élémentaires strictement périodiques. Ainsi la hauteur de la marée à un instant quelconque t peut

s'exprimer par la formule suivante² :

$$\text{Équation II-1 : } h(t) = Z_0 + \sum_j \sum_i A_{ij} \cos(V_{ij} - G_{ij})$$

où :

- Z_0 est le niveau moyen autour duquel oscille le niveau de l'eau. La hauteur d'eau est rapporté au zéro de référence des cartes qui est généralement le niveau des plus basses mers,
- A_{ij} et G_{ij} sont respectivement l'amplitude et la situation d'une onde élémentaire qui ne dépendent que du port considéré,
- V_{ij} est l'argument astronomique lié au temps t .

L'indice i caractérise la nature de l'onde, l'indice j se rapporte à sa période.

Ainsi :

- $j = 0$ pour les ondes annuelles,
- $j = 1$ pour les ondes "diurnes" qui ont une période voisine de la journée,
- $j = 2$ pour les ondes "semi-diurnes" qui ont une période voisine de la demi-journée, etc.

L'Équation II-1 est appelée "formule harmonique de la marée".

L'évolution de la hauteur d'eau en ces points est calculé à partir des harmoniques à l'île d'Aix ainsi qu'au Chapus (Tableau II-1).

Le calcul est réalisé sous MatLab® en utilisant les 10 ondes suivantes, ainsi que les corrections nodales de K1, O1 et K2 :

- ondes diurnes : luni-solaire K1 et P1 et lunaires O1
- ondes semi-diurnes : lunaires M2, N2 et 2 ν et solaire S2 et K2
- ondes quart-diurnes : M4
- ondes sixième-diurnes : M6

Le modèle SiAM2D calcule également cette hauteur d'eau. Il est donc possible de comparer les hauteurs prédites par le modèle et celles théoriques issues des équations du SHOM (1994). La validation des équations de la conservation de la masse (équation de Saint-Venant) peut ainsi être faite. Par contre, la validation des équations de vitesses nécessite une étude hydrodynamique.

² Formulation de la méthode de calcul d'après les documents téléchargeables sur le site internet du SHOM

Tableau II-1 : Tableau des constantes harmoniques au Chapus et à l'île d'Aix

Onde et corrections nodales	Amplitude (mm)		Situation (degrés)	
	Chapus	Aix	Chapus	Aix
K_1	55	64	86,3	74,7
P_1	$-K_1/3$	$-K_1/3$	86,3	74,7
O_1	70	74	357,6	327,3
M_2	1675	1739	101,7	100
N_2	362	361	85,3	81,6
ν_2	44	59	92,7	68,3
S_2	599	631	134,8	132,2
K_2	163	179	137,4	130,5
M_4	226	240	25,2	14,6
M_6	22	37	329,9	315,8
k_1	$K_1/7,4$	$K_1/7,4$	86,3	74,7
o_1	$O_1/5,3$	$O_1/5,3$	357,6	327,3
m_2	$M_2/27$	$M_2/27$	101,7	100
k_2	$S_2/12$	$S_2/12$	134,8	132,2

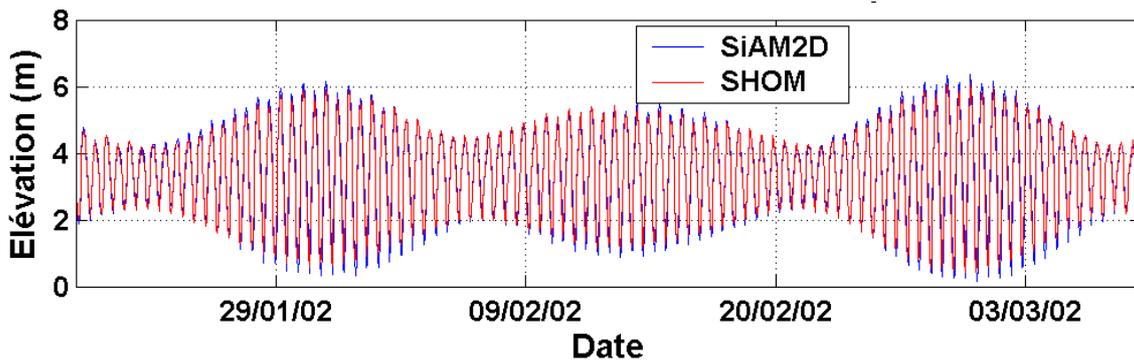


Figure II-2 : Comparaison entre hauteur d'eau simulée par SiAM2D (trait bleu) et par les équations du SHOM (trait rouge) au Chapus

Les résultats (Figure II-2) montrent une bonne adéquation entre les valeurs simulées par le modèle et les valeurs théoriques des harmoniques SHOM : les deux courbes sont en phase. Cependant, le modèle sous-estime légèrement les hauteurs d'eau en période de VE à BM alors qu'il les surestime à PM (erreur moyenne d'environ 6-7%). En période de ME, cette différence est moins marquée (erreur moyenne d'environ 2,5-3%). Ces différences sont un peu plus marquées au Chapus qu'à l'île d'Aix.

Les harmoniques pour le port de la Pallice sont également disponibles. La comparaison entre l'élevation calculée au Chapus et l'élevation calculée à la Pallice (Figure II-3) montre qu'il existe une petite différence d'amplitude entre ces deux lieux (pente différente de 1), mais que le phasage est le même (relation linéaire, faible

dispersion du nuage de points). En ce qui concerne la marée simulée, le nuage de points étalé suppose une différence de phase entre les deux lieux : le modèle prend en effet en compte en limite Sud l'équation de marée pour Royan qui doit donc influencer la partie Sud de la baie jusqu'au Chapus.

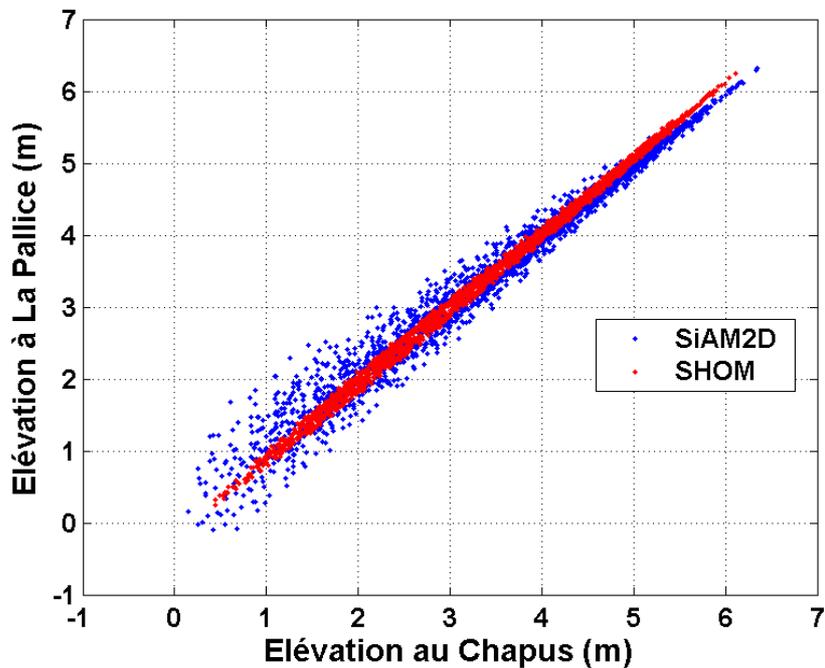


Figure II-3 : Comparaison entre marée au Chapus et à La Pallice, simulée par SiAM2D (en bleu) et calculée par les équations du SHOM (en rouge)

Les équations de marée imposées en limite de modèle décrivent correctement la marée dans le bassin en terme de phase et de variation de la hauteur d'eau au-dessus du niveau moyen, et donc d'espérer également une bonne description des courants. Cependant, l'acquisition de données de courants *in situ* est nécessaire à la validation finale du modèle.

Durées d'émersion

Durées d'émersion des estrans

Les vastes estrans de la baie de Marennes-Oléron sont par définition soumis au balancement des marées. Les faibles pentes de ces estrans (1‰ pour la vasière de Brouage) créent à BM des surfaces émergées plus ou moins longtemps selon le coefficient de marée (alternance VE/ME). Ces durées d'émersion ont une importance :

- sur les caractéristiques rhéologiques de la vase qui est plus ou moins desséchée,

ce qui a une influence sur les écoulements,

- sur la distribution des organismes vivants qui supportent plus ou moins longtemps la dessiccation. Ainsi, la répartition de macroalgues peut être reliée à l'alternance immersion/émersion (Druehl & Green, 1982 ; Leuschner *et al.*, 1998). Honkoop & van der Meer (1998) ont aussi montré que les durées d'émersion avaient une influence sur la production d'œufs chez certains bivalves comme la telline *Macoma balthica*, la coque *Cerastoderma edule* et la moule *Mytilus edulis*, animaux communs à la baie de Marennes-Oléron (Sauriau, 1987 ; Sauriau *et al.*, 1989). La profondeur d'enfouissement de *Macoma balthica* est d'ailleurs plus importante dans les zones intertidales à longue durée d'émersion (de Goeij & Honkoop, 2002).
- sur les algues microphytobenthiques qui se développent sur ces zones intertidales vaseuses. A chaque BM, le film microphytobenthique peut se développer avant d'être remis en suspension à l'immersion suivante : sa dynamique à court terme est donc totalement contrôlée par le cycle d'immersion/émersion (Blanchard *et al.*, 1998). La quantité de surfaces disponibles pour réaliser cette production primaire microphytobenthique peut affecter la productivité totale de ce type d'écosystème (Guarini *et al.*, 2002).
- ou encore sur les processus biogéochimiques, comme par exemple les flux de sels nutritifs (Feuillet-Girard *et al.*, 1997 ; Cabrita *et al.*, 1999 ; Laima *et al.*, 2002).

Il apparaît donc nécessaire de quantifier ces durées d'émersion et les surfaces concernées pour différents cas de coefficients de marée. Cette quantification est possible en utilisant le modèle SiAM2D. Le calcul est réalisé pour cinq coefficients de marée différents, entre deux PM :

- coefficient de 28 (ME extraordinaire),
- coefficient de 46 (ME moyenne),
- coefficient de 70 (marée moyenne),
- coefficient de 95 (VE moyenne),
- et coefficient de 108 (VE extraordinaire).

La cartographie des durées d'émersion (Figure II-4 à Figure II-8) met en évidence des trous d'eau jamais découverts sur l'estran, qui n'existent pas dans la réalité. D'après le calcul, certains bancs de sables (bancs d'Agnas, des Palles, de Lamouroux, de Barat) ne sont jamais découverts en ME, ce qui est également contraire à la réalité. La fiabilité de la bathymétrie utilisée dans le modèle peut alors être mise en doute. Des erreurs dans la bathymétrie ont alors des conséquences sur

l'estimation des zones émergées, mais génèrent également des erreurs dans l'estimation locale des courants, et donc du transport local des masses d'eau. Les courants modélisés risquent alors de ne pas représenter correctement la réalité dans certaines zones où la bathymétrie est également mal représentée.

Pour les cinq coefficients considérés, la surface totale émergée est calculée par classe de durée d'émersion (de 0 à 12h, par pas de 1h - Tableau II-2). Ce calcul des surfaces émergées est réalisé à partir de l'élévation en eau simulée par le modèle (z), à laquelle est ajoutée la bathymétrie (h_0). Une surface est considérée découverte lorsque la hauteur totale en eau ($z_{tot} = z + h_0$) est inférieure à 10 cm. Afin de tester l'influence de la bathymétrie sur cette surface totale, le calcul est aussi fait en sur-estimant puis en sous-estimant la bathymétrie de 20 cm (Tableau II-2). Le calcul est ici simplifié pour estimer l'influence d'une modification de bathymétrie, puisqu'en toute rigueur nous devrions refaire des simulations avec ces nouvelles bathymétries, qui engendreraient de grosses modifications dans les courants. Avec le calcul simplifié, une sur-estimation de 20 cm de la bathymétrie n'engendre pas une différence notable dans les surfaces totales émergées selon les classes d'émersion, puisque quasiment seules les surfaces correspondant aux trous d'eau précédant contribuent à augmenter cette surface totale (Figure II-9). De plus, le changement de pente brusque au niveau des chenaux, à la limite de l'estran, ne permet pas une extension importante de sa surface émergeable, même avec une modification de bathymétrie. Par contre, une sous-estimation de 20 cm de la bathymétrie modifie considérablement la quantité totale de surfaces émergées : la quasi-totalité de l'estran est en permanence recouverte d'eau (Figure II-10).

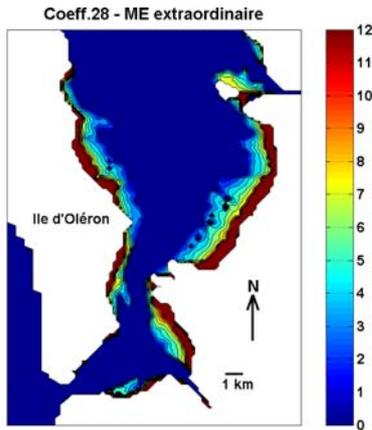


Figure II-4 : Durées d'une émerision (en heures) pour un coeff. de 28

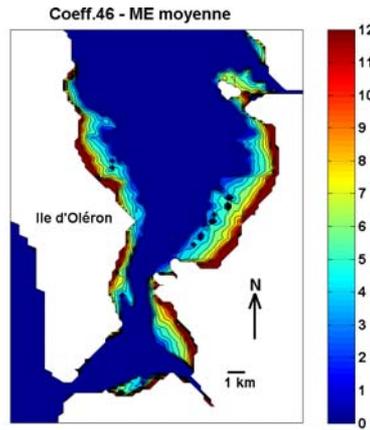


Figure II-5 : Durées d'une émerision (en heures) pour un coeff. de 46

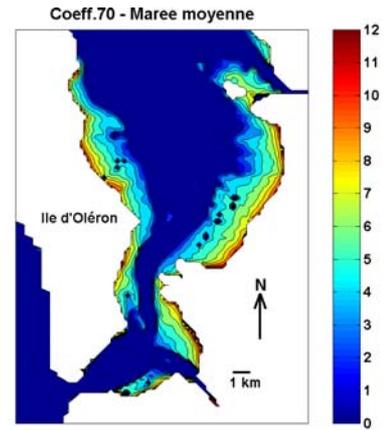


Figure II-6 : Durées d'une émerision (en heures) pour un coeff. de 70

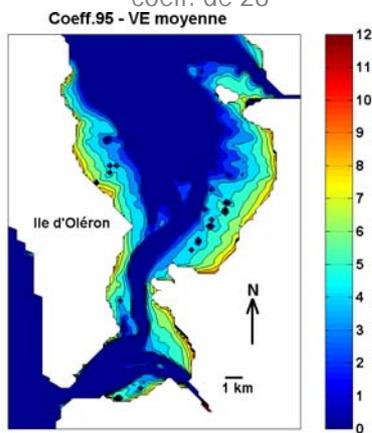


Figure II-7 : Durées d'une émerision (en heures) pour un coeff. de 95

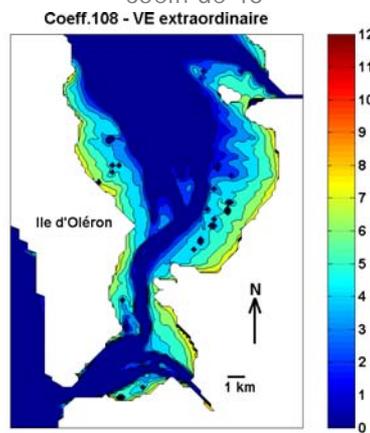


Figure II-8 : Durées d'une émerision (en heures) pour un coeff. de 108

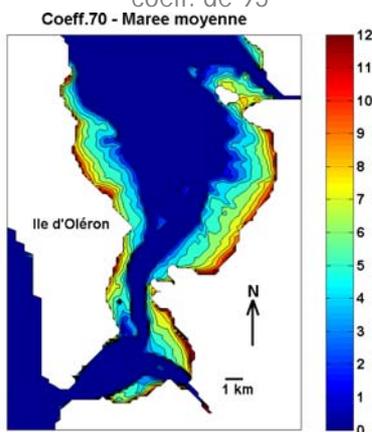


Figure II-9 : Idem Figure II-6 avec bathymétrie moins 20 cm

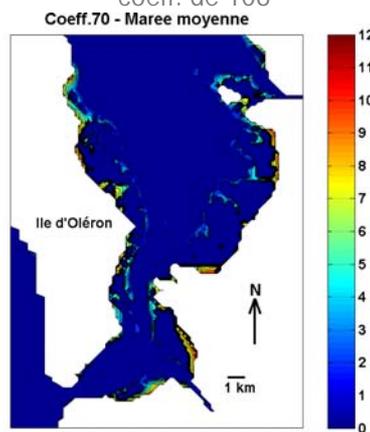


Figure II-10 : Idem Figure II-6 avec bathymétrie plus 20 cm

Tableau II-2 : Surface totale émergée (en km²) pour différentes classes de durées d'émerision et différents coefficients. En bleu : idem avec une bathymétrie sur-estimée de 20 cm. En rouge : idem avec une bathymétrie sous-estimée de 20 cm

Durée d'émerision $d_{\text{émer}}$ (en heures)	Coeff. 28	Coeff. 46	Coeff. 70	Coeff. 95	Coeff. 108
$d_{\text{émer}} = 0$	147,78 142,30 187,79	145,78 140,64 186,65	128,95 124,08 176,23	113,51 108,07 164,20	103,47 98,60 156,68
$0 < d_{\text{émer}} \leq 1$	2,10 1,76 0,80	1,16 1,04 0,64	1,88 1,94 1,48	3,86 4,88 3,56	5,24 4,20 4,85
$1 < d_{\text{émer}} \leq 2$	3,73 3,64 2,12	3,48 2,60 1,69	4,43 4,36 3,10	8,09 7,41 5,61	8,89 9,13 5,80
$2 < d_{\text{émer}} \leq 3$	5,84 5,34 1,64	4,51 4,60 1,96	6,89 6,66 3,72	11,35 10,82 7,42	11,96 11,41 8,50
$3 < d_{\text{émer}} \leq 4$	7,01 6,13 1,64	6,48 5,35 1,88	9,98 9,12 5,79	14,17 12,75 8,01	15,35 14,41 9,60
$4 < d_{\text{émer}} \leq 5$	7,04 7,53 1,79	8,53 8,20 1,93	15,14 13,31 3,72	18,97 18,32 5,51	22,37 20,56 7,44
$5 < d_{\text{émer}} \leq 6$	6,28 6,40 1,46	7,79 8,41 1,98	13,84 15,06 3,73	16,34 17,52 4,36	20,26 22,01 5,71
$6 < d_{\text{émer}} \leq 7$	5,06 5,80 1,28	7,61 8,15 1,85	11,52 12,88 3,48	11,44 13,76 4,82	12,68 16,05 5,51
$7 < d_{\text{émer}} \leq 8$	4,36 4,08 1,46	5,49 5,34 2,02	6,50 8,34 3,26	6,22 7,73 3,52	6,37 7,91 4,55
$8 < d_{\text{émer}} \leq 9$	1,8 1,61 0,72	3,46 4,64 1,13	4,38 4,95 2,14	3,26 4,00 2,32	1,69 2,81 0,12
$9 < d_{\text{émer}} \leq 10$	0,33 0,40 0,20	2,36 3,26 1,00	3,18 3,40 2,12	1,82 1,92 0,29	0 0,36 0
$10 < d_{\text{émer}} \leq 11$	0,29 0,48 0,12	1,66 1,88 1,13	1,16 2,02 1,12	0,2 1,37 0	0 0 0
$11 < d_{\text{émer}} \leq 12$	1,33 1,92 0,36	0,12 0,32 0,08	0 0 0	0 0 0	0 0 0
Total des surfaces émergées	45,2 45,1 13,6	52,7 53,8 17,3	78,9 82,0 33,7	95,7 100,5 45,4	104,8 108,9 52,1

Durées d'émersion des parcs à huîtres

C'est aussi sur l'estran que sont implantées les tables ostréicoles. Elles sont donc également périodiquement émergées pendant des durées plus ou moins longues en fonction de leur position sur l'estran (variabilité spatiale) et bien sûr en fonction du coefficient de marée (variabilité temporelle), durées pendant lesquelles toute filtration est bien sûr impossible et pendant lesquelles l'huître subit un stress important lié à la dessiccation et/ou à la chaleur (surtout l'été).

En recoupant sous SIG³ l'information sur la position des concessions conchylicoles et celle des mailles de SiAM2D, il est possible de connaître les mailles occupées par les huîtres. Le calcul des durées d'émersion des surfaces occupées par les huîtres diffère du calcul précédent par le fait qu'il faut considérer la hauteur des tables⁴ : hautes d'environ 50 cm, les tables sont estimées totalement découvertes lorsque la hauteur d'eau simulée est de 40 cm. Pour les cinq coefficients de marée précédents, les cartographies des durées d'émersion des zones conchylicoles sont présentées Figure II-11 à Figure II-13.

Alors que plus de la moitié des concessions conchylicoles est toujours immergée lors des ME (bas d'estran et zones du banc de Lamouroux), $\frac{1}{3}$ des concessions seront accessibles pendant 3 à 5 heures pendant une marée de coefficient moyen, et plus de la moitié est accessible pendant la même durée pour un coefficient de VE.

Il est assez étonnant de trouver des zones ostréicoles découvertes plus de 8h lors d'une BM. Des erreurs de cadastre et/ou de bathymétrie sont possibles. En ce qui concerne les concessions toujours immergées, il en existe en effet quelques unes dans la baie de Marennes-Oléron (zone du banc de Lamouroux). Cependant, il y a une sur-estimation ici des zones concernées. Là encore, des erreurs dans la bathymétrie sont peut-être à mettre en cause, ainsi qu'une mauvaise représentativité de la surface exploitée via les mailles. En effet, une maille du modèle correspond à un carré de 4 hectares. Or, cette superficie n'est pas forcément totalement

³ SIG = Système d'Information Géographique

⁴ La hauteur moyenne d'une table traditionnelle est de 50 cm. Cette hauteur de table est la plus répandue, cependant la profession utilise de plus en plus des tables à 70 cm : il a en effet été montré que la mortalité des huîtres était inversement proportionnelle à la hauteur des tables (Le Moine, comm. pers.)

recouverte par des tables ostréicoles. Pour être plus précis dans la quantification de l'espace occupé par les huîtres dans les mailles du modèle, une pondération pourrait être appliquée.

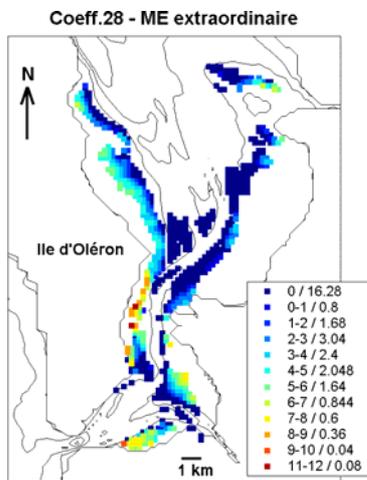


Figure II-11 : Durées d'une émerision (en heures) / superficies (en km²) pour un coefficient de 46

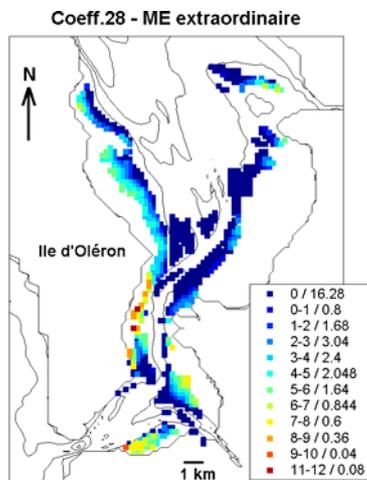


Figure II-12 : Durées d'une émerision (en heures) / superficies (en km²) pour un coefficient de 46

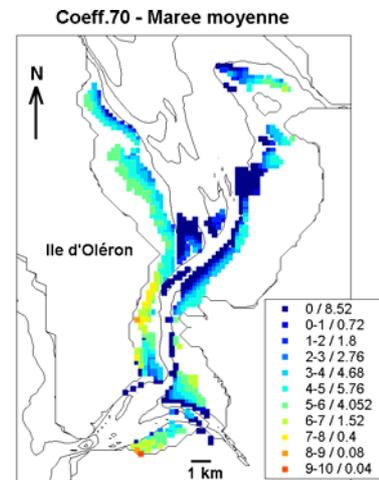


Figure II-13 : Durées d'une émerision (en heures) / superficies (en km²) pour un coefficient de 70

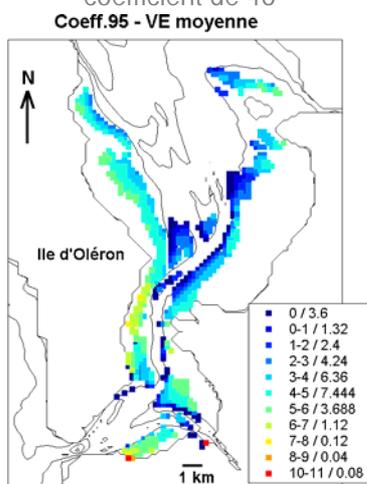


Figure II-14 : Durées d'une émerision (en heures) / superficies (en km²) pour un coefficient de 95

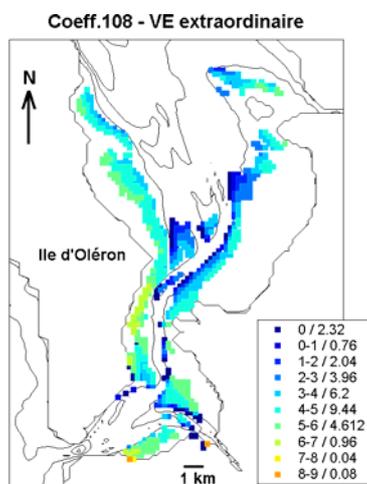


Figure II-15 : Durées d'une émerision (en heures) / superficies (en km²) pour un coefficient de 108

I.2. Descriptions des courants

Études antérieures et données disponibles pour la comparaison avec le modèle

Les premières mesures de courants, température et salinité réalisées en 1971

(Klingebiel *et al.*, 1971) font apparaître des différences entre les vitesses de courants de fond et celles de surface souvent liées à la topographie, des cellules de circulation utilisant les chenaux où prédominent les courants de flot ou de jusant, ainsi qu'une circulation résiduelle des eaux entre le pertuis d'Antioche et celui de Maumusson. Ces auteurs montrent également que la zone de Ronce-les-Bains (partie Sud de la baie) est la moins directement accessible aux influences océaniques, malgré la proximité du pertuis de Maumusson.

En 1975, Dechambenoy *et al.* (1977) utilise la thermographie infrarouge, en plus de mesures en mer, pour mieux connaître la nature et l'ampleur des échanges entre l'océan et la baie de Marennes-Oléron. Là encore, par rapport à la masse d'eau arrivant dans la baie de Marennes-Oléron via le pertuis d'Antioche, l'effet du pertuis de Maumusson paraît très modeste (Figure II-16).

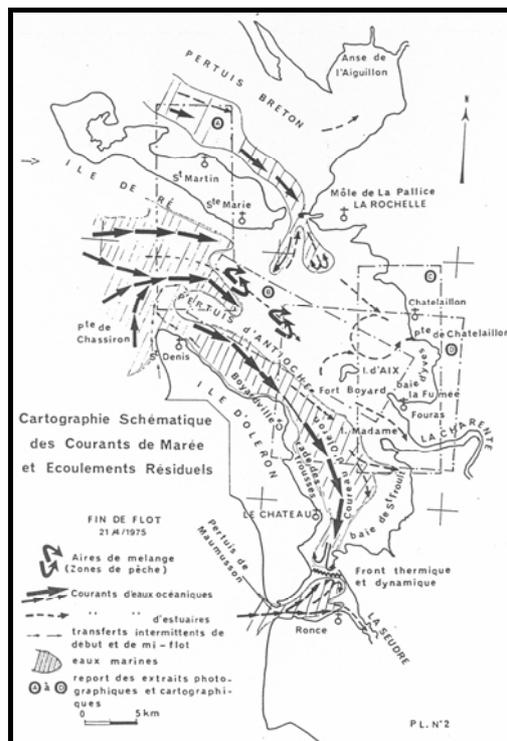


Figure II-16 : Cartographie schématique des courants de marée et écoulements résiduels (d'après Dechambenoy *et al.*, 1977)

La validation d'un modèle passe nécessairement par l'acquisition de mesures sur le terrain. Dans le cas du modèle hydrodynamique SiAM2D implanté sur Marennes-Oléron, des mesures de courants, de hauteurs d'eau et de turbidité ont déjà été réalisées sur la vasière de Brouage et dans le coureau d'Oléron dans le cadre du projet INTRMUD (Bassoullet *et al.*, 2000) et ont permis de valider le modèle

pour cette zone (Le Hir *et al.*, 2000).

Sur les cartes de navigation du SHOM⁵, des données mesurées de courants sont disponibles sur un cycle de marée pour un coefficient de 45 et pour un coefficient de 95. Des Sables d'Olonne à Royan, il existe 19 points de mesures SHOM (Figure II-17). Pour la comparaison avec le modèle, nous ne retiendrons que 6 points situés dans la baie de Marennes-Oléron et à l'Ouest de l'île d'Oléron (points L, M, O, P, Q et S).

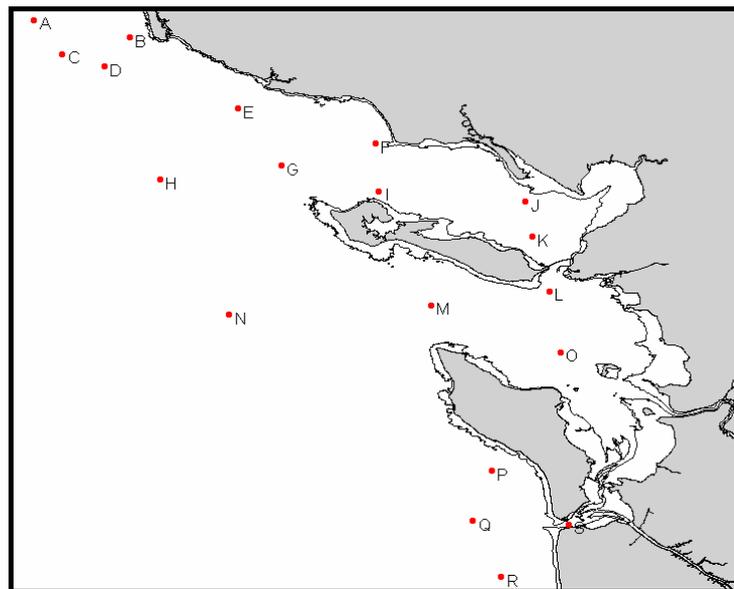


Figure II-17 : Localisation des points de mesures SHOM

Malgré leur grande couverture spatiale à l'échelle régionale, ces mesures SHOM n'existent pas à l'intérieur même de la baie. De plus, elles ne correspondent qu'à des données moyennes de ME et de VE et sont peu denses temporellement (données horaires, de BM -6h à BM +6h). Afin d'avoir une plus longue série de mesures à comparer au modèle, deux types de campagnes de courantométrie ont donc été réalisés dans le cadre de cette thèse :

- des mesures avec une sonde MARTEC (modèle EMP 2000) à capteur électromagnétique. Réalisées au point fixe, ces séries de mesures ont l'avantage d'être longues (15 à 30 jours d'enregistrement continu) mais ne concernent que 2 points dans le bassin et ne donnent que le courant au niveau du capteur et non pas sur l'ensemble de la colonne d'eau, ce qui ne détecte pas d'éventuelles hétérogénéités dans les courants.

⁵ référence carte : 7405L pour la zone Ile d'Oléron, édition 2002

- des mesures avec un courantomètre doppler. Le courantomètre étant embarqué, une large zone est couverte en une journée de mesure. De plus, ce type de courantomètre réalise des mesures discrètes sur l'ensemble de la colonne d'eau et nous vérifions si la colonne d'eau est ou non entièrement homogène, ce qui nous intéresse puisque le modèle SiAM2D suppose cette homogénéité. Cependant, nécessitant un bateau et au moins 2 personnes embarquées, les campagnes sont restreintes à une journée par zone d'acquisition.

Pour comparaison avec le modèle, nous disposons également de données courantométriques réalisées en 1990 au Chapus.

Données du SHOM

Une simulation hydrodynamique est réalisée avec SiAM2D sur une journée avec un coefficient de 45 et une autre avec un coefficient de 95 (dates déterminées à partir de l'annuaire des marées). Pour chaque point de mesure SHOM, les composantes Ouest-Est (U , $m.s^{-1}$) et Sud-Nord (V , $m.s^{-1}$) de courants sont extraites pour les 4 mailles entourant ce point.

Excepté au point S, les courants U et V sont similaires pour les 4 mailles et c'est donc la moyenne qui est comparée aux données SHOM (Figure II-20). Dans l'ensemble, les données simulées représentent bien la mesure SHOM en phase et en amplitude. Seule la composante V au point M semble ne pas reproduire, aussi bien en phase qu'en amplitude, le signal mesuré : la vitesse mesurée est quasi nulle, alors qu'elle atteint $0,5 m.s^{-1}$ dans le modèle. Au point S, quatre mailles très proches du point de mesure ont été représentées : il est intéressant de voir qu'à une maille près (soit 200 mètres), la composante V est en phase avec la mesure (mailles « 27/20 » et « 27/23 ») ou en complet déphasage avec la mesure (mailles « 26/20 » et « 26/23 »). Alors que pour les autres zones explorées, le courant est relativement stable spatialement, dans cette zone Sud de la baie (pertuis de Maumusson), il semble exister une forte variabilité spatiale des courants.

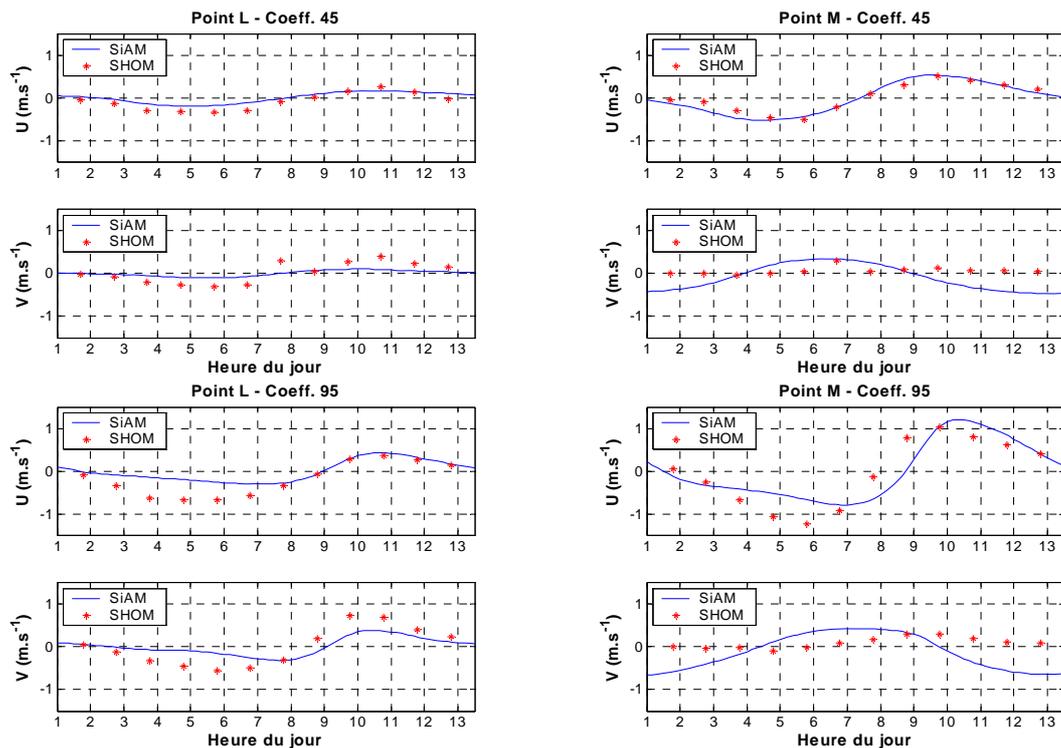


Figure II-18 : Courants U et V mesurés SHOM et simulés SiAM2D pour des coeff. de 45 et 95 – Points L et M

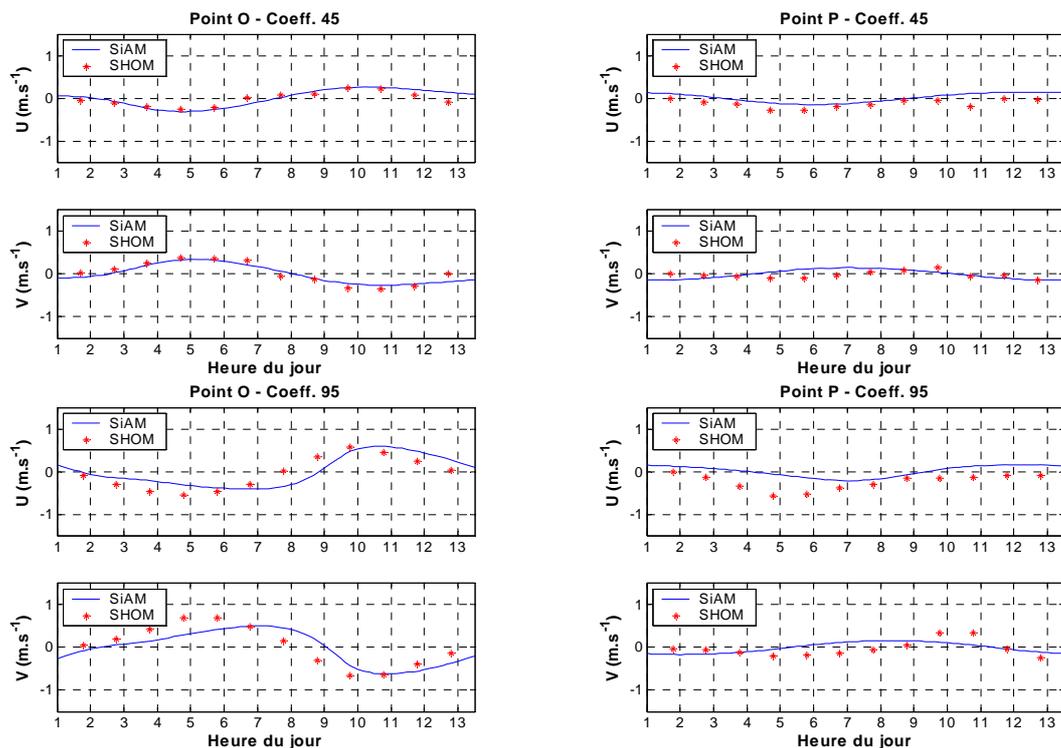


Figure II-19 : Courants U et V mesurés SHOM et simulés SiAM2D pour des coeff. de 45 et 95 – Points O et P

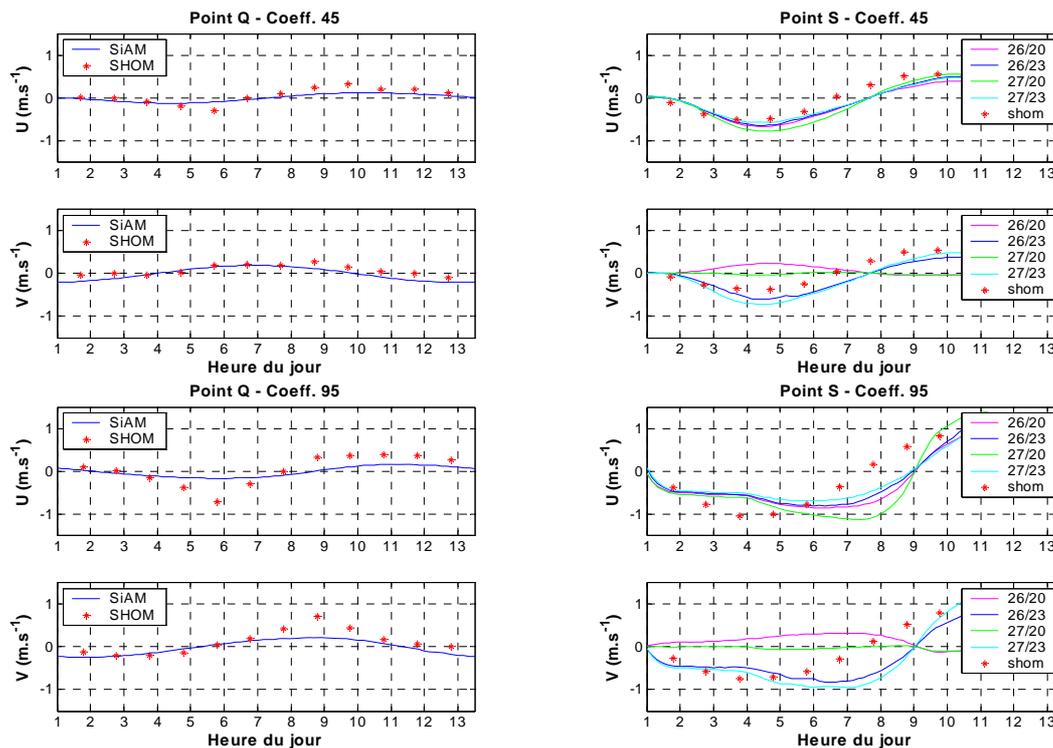


Figure II-20 : Courants U et V mesurés SHOM et simulés SiAM2D pour des coeff. de 45 et 95 – Points Q et S (pour différentes mailles pour le point S)

Données Chapus (1990)

Une sonde a été positionnée du 23 avril au 9 mai 1990 au bout de la jetée du port du Chapus. L'intensité et la direction de la vitesse, ainsi que la hauteur d'eau, sont enregistrées en continu avec une fréquence de 10 minutes. Une simulation hydrodynamique est donc réalisée avec SiAM2D pour la même période. La hauteur d'eau (m), les composantes U (m.s^{-1}) et V (m.s^{-1}) du courant, ainsi que son intensité (vitesse, m.s^{-1}) sont représentées (Figure II-21).

La hauteur en eau simulée par le modèle est en phase avec la hauteur mesurée et les amplitudes sont correctement représentées. Du 23 au 27 avril, la hauteur mesurée à PM est cependant moins élevée que celle simulée. A l'inverse, du 30 avril au 4 mai, la hauteur mesurée à PM est plus élevée que celle simulée. Nous pouvons y voir ici des effets possibles du vent sur la cote en eau.

Alors que la composante V de courant simulé et mesuré est en phase, il n'en est pas de même pour la composante U : le modèle est légèrement en avance sur la mesure. Pour la composante U, les amplitudes de courants simulés représentent assez bien les courants mesurés, sauf au moment de la renverse : le courant peut alors atteindre $-0,5$ à 1 m.s^{-1} quand le modèle ne dépasse pas $-0,2$ à $0,5 \text{ m.s}^{-1}$.

Pour la composante V, le modèle sous-estime de 50% son amplitude réelle. De plus, juste avant et juste après l'étal de PM, deux pics minimaux de vitesse sont mesurés que le modèle a du mal à représenter.

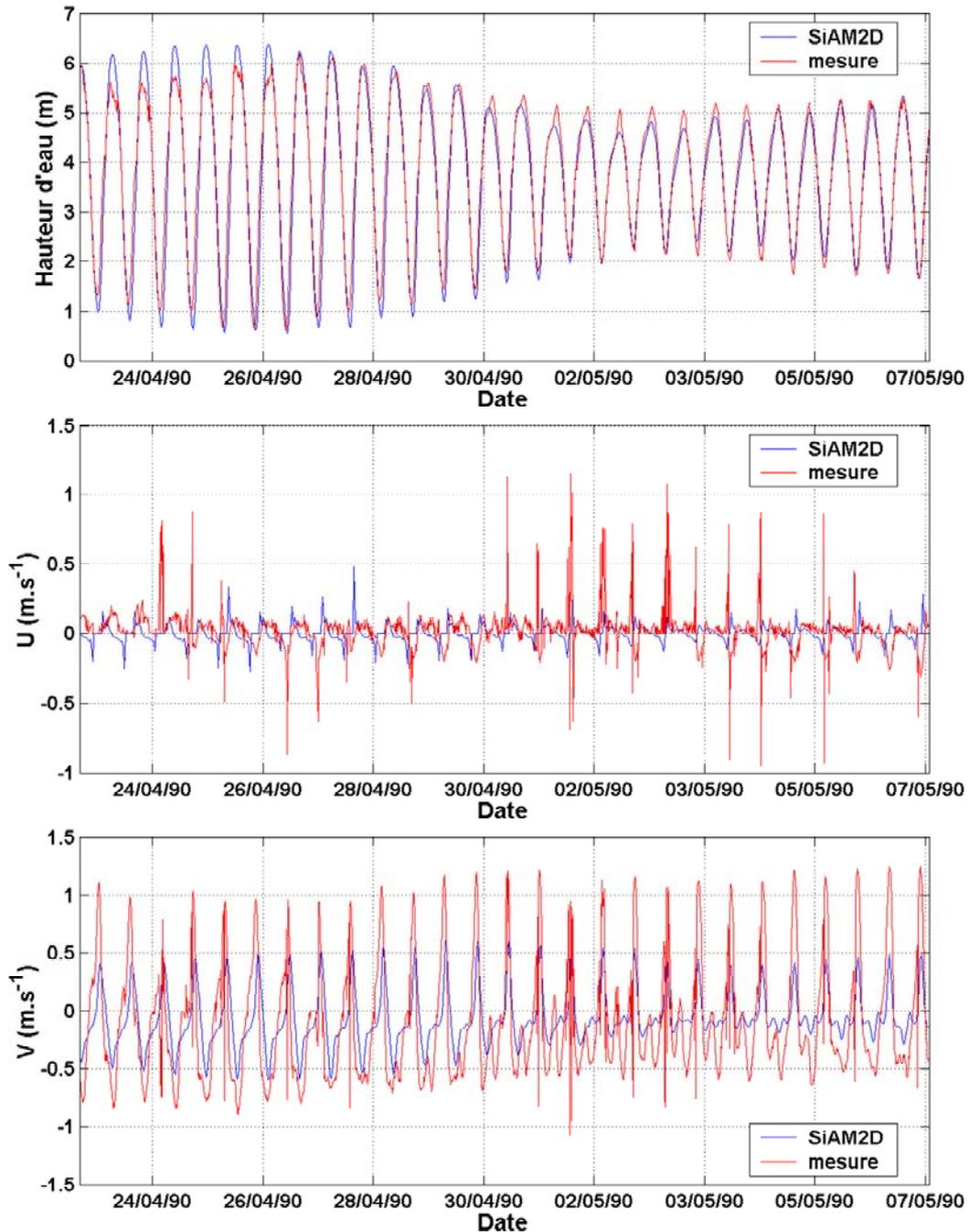


Figure II-21 : Hauteur d'eau, composantes U et V, et vitesse du courant mesuré et simulé

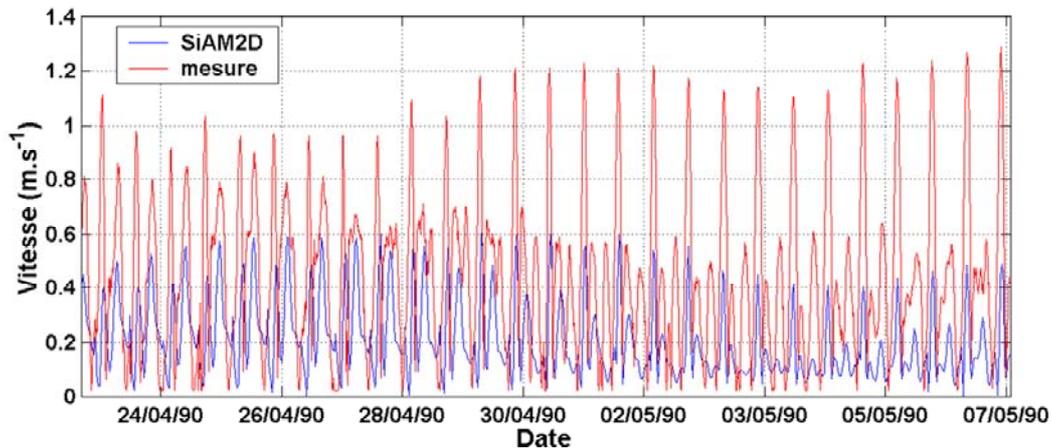


Figure II-21 : Hauteur d'eau, composantes U et V, et vitesse du courant mesuré et simulé (suite)

Sonde MARTEC

Avec le capteur électromagnétique de la sonde MARTEC, la vitesse et la direction du courant peuvent être enregistrées. La mesure est basée sur le principe de Faraday d'induction électromagnétique : le mouvement d'un conducteur (ici, l'eau de mer) dans un champ électromagnétique produit une différence de tension proportionnelle à l'amplitude de sa vitesse. Deux paires d'électrodes sont utilisées afin que la vitesse puisse être résolue dans ses composantes parallèles et perpendiculaires à la sonde. La sonde est fixée par un plongeur à une bouée DDE via une barre métallique pour une durée minimale de 15 jours afin d'avoir un cycle VE/ME complet.

Trois séries de mesures ont été réalisées :

- série 1 : le courant est enregistré à la bouée « AugerEst » (Figure II-22) du 25 avril 2003 au 12 mai 2003, avec un pas de temps d'acquisition de 5 minutes,
- série 2 : le courant est enregistré à la bouée « AugerEst » du 27 juin 2003 au 14 juillet 2003, avec un pas de temps d'acquisition de 5 minutes,
- série 3 : le courant est enregistré à la bouée « Martin » du 30 octobre 2003 au 2 décembre 2003, avec un pas de temps d'acquisition de 1 heure.

Les composantes U (m.s^{-1}) et V (m.s^{-1}) du courant, ainsi que son intensité (vitesse UV, m.s^{-1}) sont représentées. Les données brutes issues de la sonde sont lissées en utilisant une moyenne mobile de 20 minutes pour les séries 1 et 2. Une simulation hydrodynamique est réalisée avec SiAM2D aux périodes correspondant aux campagnes de mesures, avec un pas de temps de sauvegarde des données de 15 minutes. Les valeurs de U et V simulées sont extraites pour les mailles entourant

la position de la mesure. Ces valeurs sont confrontées aux mesures.

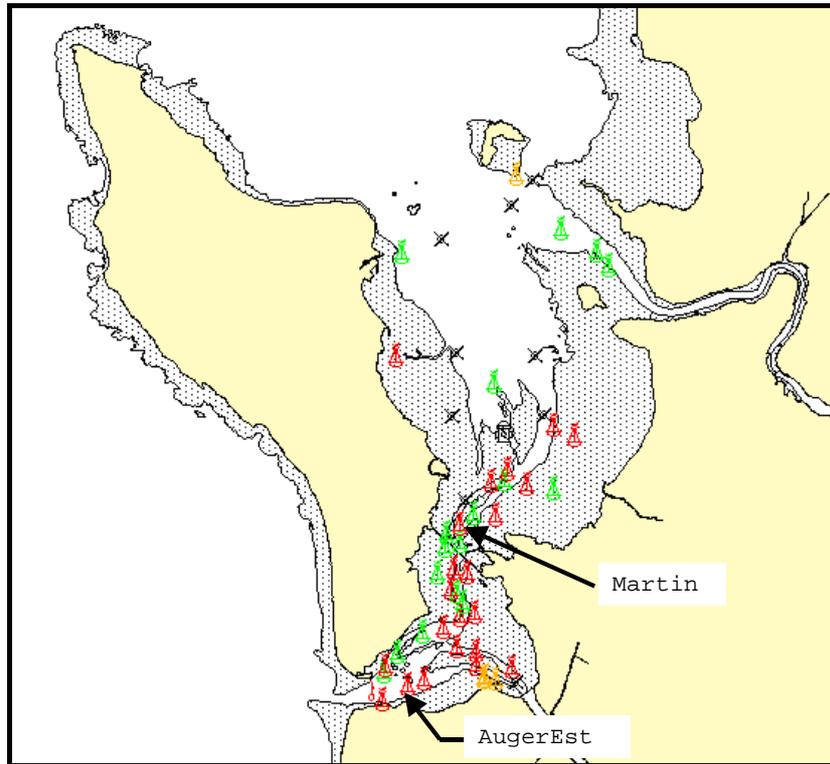


Figure II-22 : Localisation des bouées DDE dans la baie de Marennes-Oléron et des bouées « AugerEst » et « Martin »

Série 1 : avril – mai 2003 (Figure II-23) :

Pour les données simulées, quatre mailles entourant le point de mesure sont extraites. Les valeurs étant très proches d'une maille à l'autre (données non-représentées), la moyenne des valeurs est donc utilisée pour être confrontées aux mesures.

La mesure et le modèle montrent que les composantes de courant ne sont pas symétriques autour du zéro : l'intensité de courant dans le sens Ouest → Est (U positif) lors de la marée montante est plus importante qu'à marée descendante dans le sens Est → Ouest (U négatif). Il en est de même pour la composante V où les intensités dans le sens Nord → Sud sont plus importantes que dans le sens Sud → Nord.

La composante de vitesse U mesurée varie au maximum entre $-0,9$ et $+0,9 \text{ m.s}^{-1}$ lors des VE (autour du 1^{er}/05/03) et entre $-0,5$ et $+0,3 \text{ m.s}^{-1}$ lors des ME (autour du 09/05/03). Le courant simulé et le courant mesuré sont bien en phase, mais il existe une différence dans les amplitudes. Ainsi, la vitesse mesurée U pour

les valeurs positives est sous-estimée de 40 à 50% pendant le revif (période entre la ME et la VE lorsque l'amplitude augmente), et de 30 à 10% pendant le déchet (période entre la VE et la ME lorsque l'amplitude diminue). Par contre, la vitesse mesurée U pour les valeurs négatives est sous-estimée de 60 à 70% dans tous les cas.

La composante de vitesse V est plus faible que U et varie au maximum entre $-0,4$ et $+0,5 \text{ m.s}^{-1}$ lors des VE et entre $-0,2$ et $0,15 \text{ m.s}^{-1}$ lors des ME. Là encore, le courant simulé est en phase avec la mesure terrain, mais sa valeur est sous-estimée de 20 à 50% pendant le revif et de 30% pendant le déchet.

La vitesse est plus importante en marée montante qu'en marée descendante. Le modèle sous-estime l'intensité du courant et les échanges de masses d'eau dans cette zone Sud de la baie.

La rose des courants (représentation graphique U .vs. V) montre que le modèle simule des composantes U et V en phase, alors que la dispersion est plus importante dans les mesures.

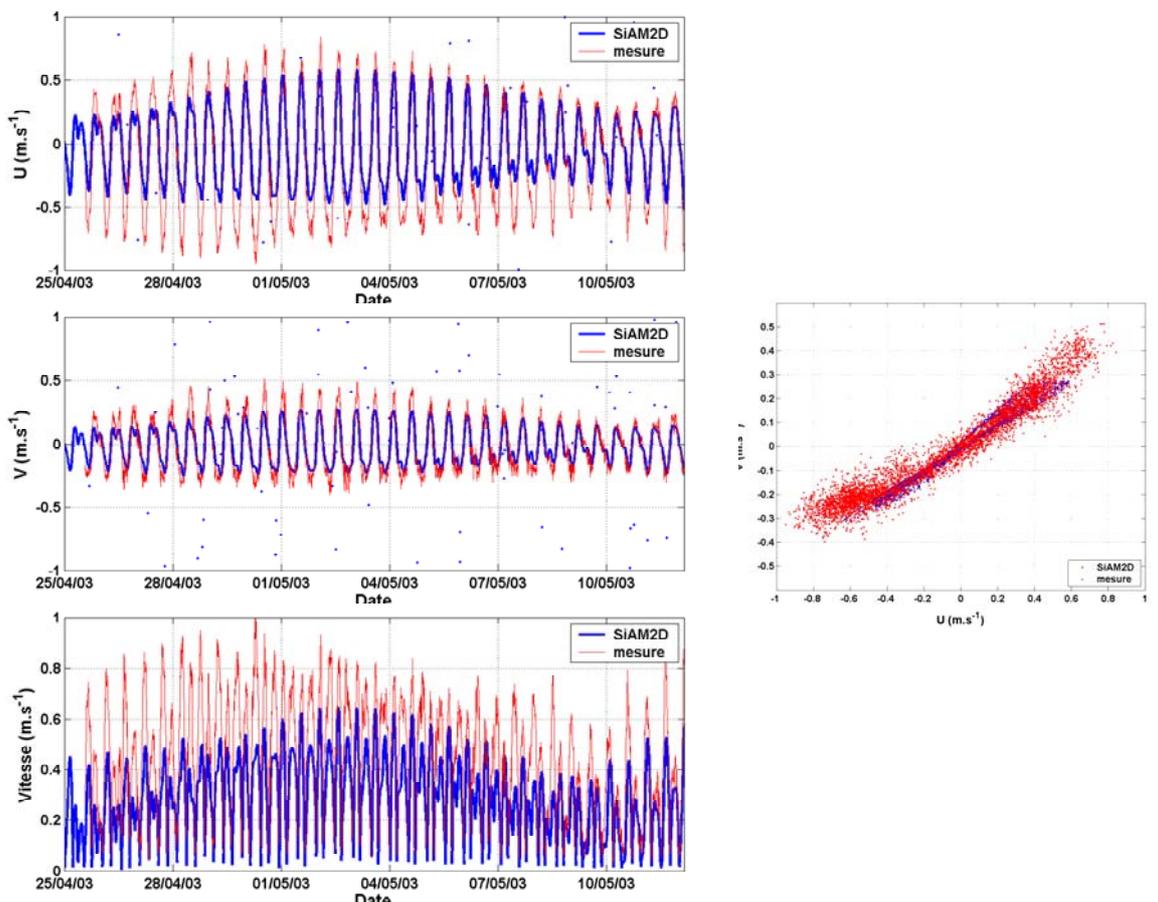


Figure II-23 : Composantes U, V , vitesse et rose du courant mesuré et simulé (série 1)

La sous-estimation des intensités de courant entre mesure et modèle peut s'expliquer principalement par la différence entre la bathymétrie actuelle et la bathymétrie interpolée et utilisée dans le modèle. En effet, le pertuis de Maumusson a subi de profondes modifications en quelques années : alors qu'il s'orientait Ouest-Nord-Ouest dans la bathymétrie utilisée pour le modèle, ce pertuis est maintenant orienté Sud-Ouest (Figure II-24). Les entrées d'eau et les vitesses de courant ont donc totalement changées.

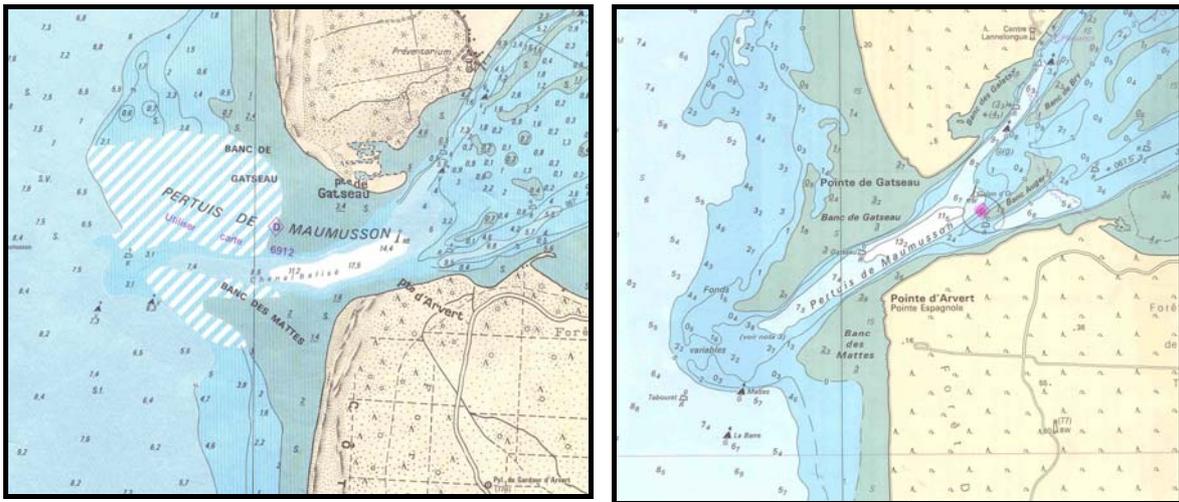


Figure II-24 : Évolution de la bathymétrie du pertuis de Maumusson entre 1978⁶ et 2000⁷

Série 2 : juin – juillet 2003 :

Les résultats sont similaires à la ceux de la série 1 avec des sous-estimations par le modèle plus marquées pour les valeurs négatives de U et de V, alors que les valeurs positives sont proches des valeurs mesurées.

Série 3 : novembre 2003 (Figure II-25) :

La bouée Martin est située à la limite d'un banc, les courants sont très variables entre la zone du banc et la zone du chenal proche. Les données simulées pour cette zone montrent ainsi une très forte variabilité d'une maille à l'autre.

La composante U est très faible en amplitude et varie de $\pm 0,1$ à $\pm 0,2 \text{ m.s}^{-1}$ en ME et en VE respectivement. Les mesures enregistrent un maximum de $1,2 \text{ m.s}^{-1}$ qui peut être lié à un coup de vent.

⁶ Carte Spéciale 'P' du SHOM – réf. 6335 P, mise à jour 15 novembre 1985

⁷ Carte Marine Officielle du SHOM – réf. 7405L, mise à jour 2002

La composante V est de plus forte amplitude que U et varie entre - 0,2 et + 0,4 m.s⁻¹ en ME et entre - 0,4 et + 0,8 m.s⁻¹ en VE. Le modèle sous-estime la mesure d'environ 50% pour les valeurs positives (direction Sud → Nord), pour les valeurs négatives (direction Nord → Sud) en période de déchet et sur-estime ces valeurs en période de révir.

Alors que pour les séries 1 et 2 à Auger, les composantes U et V étaient en phase, ce n'est pas le cas ici, et la représentation graphique de UvsV montre un nuage de points très hétérogène et irrégulier que le modèle a du mal à simuler : le modèle montre des composantes en phase pour les valeurs négatives et une plus grande hétérogénéité pour les valeurs positives.

Comme pour la zone d'Auger, les différences entre modèle et mesure peuvent être liées à une modification de la bathymétrie du banc d'Agnas, mais aussi à une accentuation des courants liés au vent non pris en compte dans le modèle. Ces différences peuvent également provenir d'un mauvais ajustement du coefficient de Strickler.

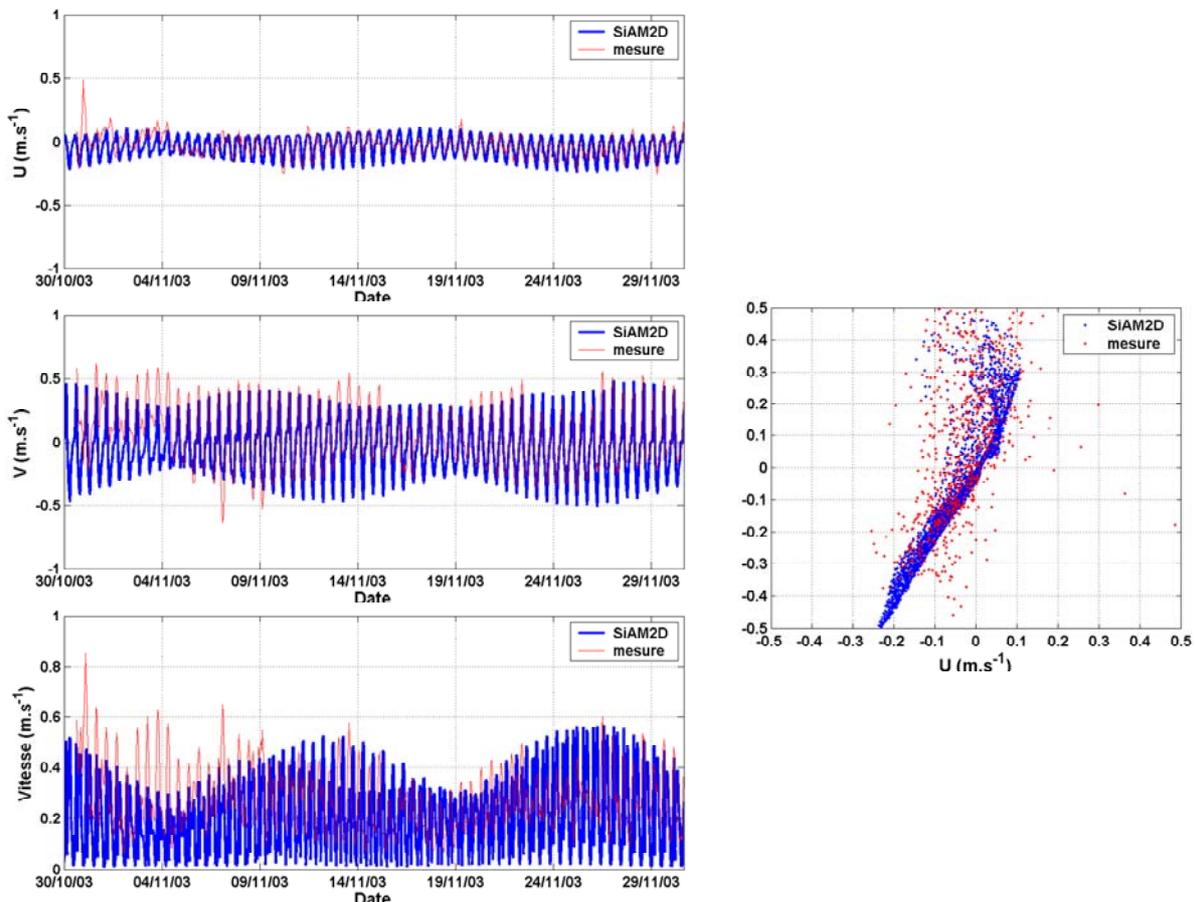


Figure II-25 : Composantes U,V, vitesse et rose du courant mesuré et simulé (série 3)

Sonde ADCP mobile

Mesures réalisées

Dans le cadre de la campagne de pistage de soles MAZDA⁸ réalisée en 2002 dans les pertuis Charentais, des mesures de courants ont également été réalisées avec un courantomètre ADCP⁹. Ce type de profileur de courant utilise l'effet Doppler et détermine la vitesse d'écoulement d'une colonne d'eau sur plusieurs couches d'épaisseur déterminée.

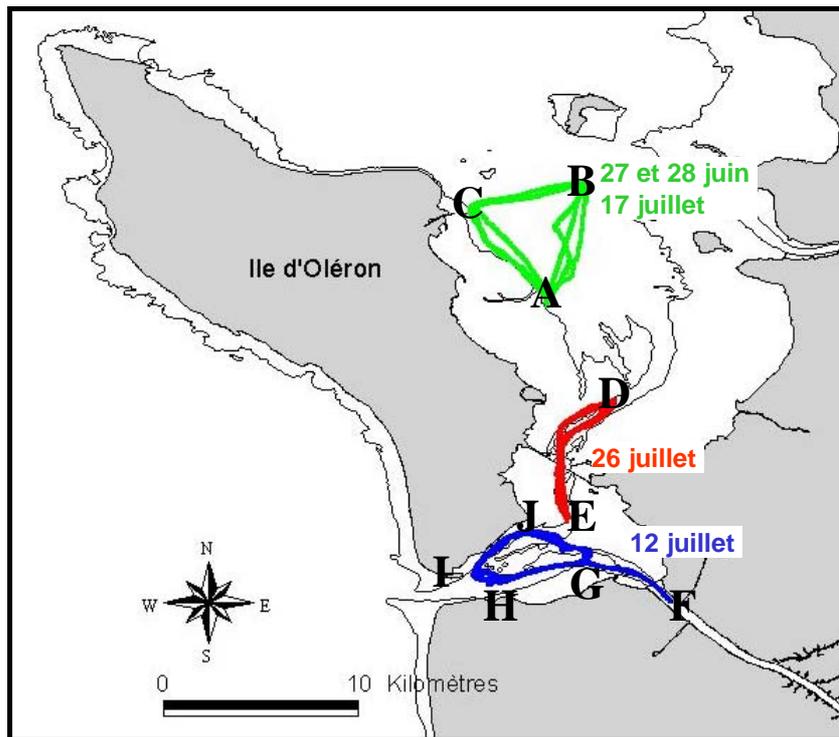


Figure II-26 : Dates et parcours du bateau pour la courantométrie avec ADCP dans la baie de Marennes-Oléron réalisée durant l'été 2002

Cinq campagnes de courantométrie ont été menées au cours de l'été 2002 sur l'ensemble de la baie en suivant trois parcours différents (Figure II-26) :

- les 27 juin, 28 juin et 17 juillet 2002 : le Nord de la baie est parcouru selon un triangle partant du Sud de l'île d'Aix, traversant le passage Sud pour rejoindre

⁸ MAZDA 2002 (« Migration et alimentation des poissons dans une Zone de Développement Aquacole ») – 19 juin - 6 juillet 2002.

Pour plus d'informations : <http://www.ifremer.fr/sismer/catal/campagne/campagne.htm>

⁹ Acoustic Doppler Current Profiler. Pour plus d'explications, lire l'encadré en page 45 .

Boyardville¹⁰, longeant la côte Est de l'île d'Oléron puis remontant vers l'île d'Aix (parcours ABC),

- le 26 juillet 2002 : des allers et retours sont effectués sous le pont reliant l'île d'Oléron et le continent, entre les bancs d'Agnas et de Trompe-Sot (parcours DE),
- le 12 juillet 2002 : le Sud de la baie est parcouru, le bateau encerclant les bancs d'Auger et du Barat en passant par les chenaux de la Guarrigue, de Bri et de Soumaille (parcours FGHIJ).

Chaque campagne dure environ 7 heures. La campagne du 27 juin est plus courte (4 heures) et les courants entre la Charente et le point B ont en plus été enregistrés.

Les coefficients de marée pour chaque date de campagne, ainsi que les horaires de BM et PM, sont donnés dans le Tableau II-3.

Tableau II-3 : Coefficients et horaires (UT+2) des marées pour les journées de courantométrie ADCP (source SHOM)

Date	Coeff.	Matin		Coeff.	Après-midi	
		PM	BM		PM	BM
27/06/02	82	7h03	1h05	80	19h14	13h21
28/06/02	76	7h35	1h48	73	19h51	14h03
12/07/02	88	6h57	0h48	89	19h07	12h59
17/07/02	67	11h36	4h50	63	23h58	17h11
26/07/02	82	6h47	0h49	82	18h55	13h04

Afin de réaliser toujours le même trajet, la position du bateau est visualisée sur ordinateur via un logiciel de navigation (GPS couplé à ArcView). Le GPS est également connecté à l'ADCP (Figure II-27 et Figure II-28).

Lors de l'acquisition des données courantométriques, celles-ci sont visualisées en temps réel (Figure II-29) : tout problème dans l'acquisition et/ou dans l'enregistrement est donc facilement repérable.

¹⁰ Pour la localisation des lieux-dits, bancs et chenaux se référer à la Figure I-1.



Figure II-27 : ADCP *in situ*



Figure II-28 : Gréement de l'ADCP et du GPS sur le bateau

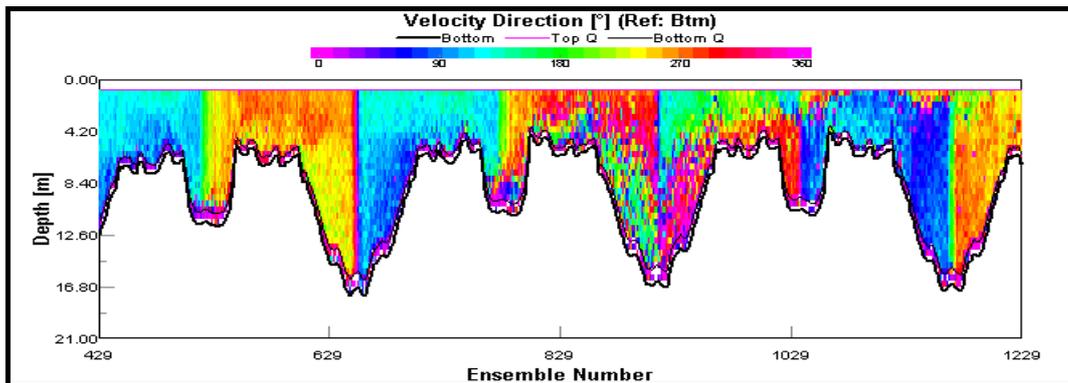


Figure II-29 : Visualisation des directions de courants enregistrées par l'ADCP

Les valeurs de courants sont enregistrées par l'ADCP toutes les 2 secondes et par tranche d'eau de 50 cm sur l'ensemble de la colonne d'eau, ce qui donne une quantité d'informations très importante. Le tri des données et leur visualisation sont réalisés en routine sous MatLab® : les données aberrantes liées à des coupures dans l'acquisition sont éliminées, ainsi que les valeurs « extrêmes » (valeurs supérieures/inférieures à la moyenne plus/moins l'écart-type). A partir de ce premier tri de données, l'évolution des profils de vitesses peut être tracée.

Rappel sur l'effet Doppler :

Dans la vie courante, l'effet Doppler peut être décelé, par exemple, lorsqu'une voiture roule à grande vitesse devant un piéton. Le bruit de la voiture entendu par le piéton passe de l'aigu au grave. La voiture est la source émettrice. Elle émet une onde sonore de fréquence F_e . Ce son se propage à la célérité C . Le piéton sur le bord de la route est le récepteur. Il reçoit une onde de fréquence F_r légèrement différente de la fréquence émise F_e .

Ce décalage entre la fréquence émise F_e et la fréquence reçue F_r s'observe lorsqu'il y a un mouvement relatif entre le récepteur et l'émetteur.

$$F_r = F_e (1 + V_r / C)$$

Avec

C : célérité du signal dans le milieu (1500 m/s dans l'eau et 310 m/s dans l'air),

V_r : vitesse relative entre l'émetteur et le récepteur ($V_r > 0$ en s'approchant, $V_r < 0$ en s'éloignant).

Principe de l'effet Doppler appliqué aux profileurs :

Le profileur de courant à effet Doppler est muni généralement de trois ou quatre transducteurs acoustiques (Figure II-30), orientés vers trois ou quatre directions différentes et se comportant chacun en émetteur et en récepteur. Il y a donc un double effet Doppler.



Figure II-30 : Courantomètre ADCP

Chaque transducteur émet un signal acoustique à la fréquence F_e (1200 kHz pour le courantomètre utilisé ici) et reçoit le signal de réverbération de volume suivant l'axe d'émission. Cette onde est successivement réverbérée sur différentes couches d'eau contenant des micro-organismes (crevettes, copépodes) et des particules en suspension. Ces particules sont supposées sans mouvement propre et ne se meuvent qu'à cause du courant les emportant. La portée du profileur dépend, en particulier, de la concentration en micro-organismes et en particules dans le milieu.

Pour chaque transducteur, le signal reçu est échantillonné en temps. Chaque échantillon est donc le signal réverbéré par un volume d'eau. L'épaisseur de volume d'eau est proportionnelle au pas d'échantillonnage en temps du signal réverbéré ; l'estimation de la fréquence en réception F_r se fait par analyse spectrale sur chaque échantillon.

Avec plusieurs transducteurs acoustiques (trois ou quatre), au même instant, le profileur estime les composantes radiales relatives aux transducteurs. Il estime l'immersion de chaque composante radiale : en raison du roulis et du tangage, les immersions peuvent sensiblement différer entre les différentes vitesses relatives V_r . Les composantes radiales sont alors redistribuées par couche d'eau. Pour chaque couche j , il estime alors les composantes de la vitesse en coordonnées terrestres u_j , v_j et w_j , en tenant compte de l'orientation des transducteurs. Le profileur répète le processus sur une courte période dite d'intégration. Les valeurs moyennes des mesures sont ainsi obtenues.

Résultats

A titre d'exemple, seule la journée du 17 juillet est représentée (Figure II-32). Pour les autres dates, les profils de vitesses sont présentés en Annexe 1.

Pour les zones échantillonnées, les courants suivent la direction des chenaux drainant. Dans la partie Nord, l'orientation dominante est celle de la Longe de Boyard (direction NO-SE). Au niveau du Chapus, le sens en N-S. Au Sud du bassin, l'orientation est NE-SO.

En dehors de l'étal, les courants sont homogènes en intensité et direction sur l'ensemble de la colonne d'eau : il est donc possible de décrire les courants dans le bassin par leur valeur moyenne sur la colonne d'eau. Par contre, au moment de l'étal, les courants de faible intensité peuvent présenter des directions plus variables sur la profondeur. L'intensité des courants varie entre 0 et $1,5 \text{ m.s}^{-1}$.

Le cas particulier entre l'embouchure de la Charente et le point B est à noter (cf. Annexe 1). En effet, dans cette zone, une hétérogénéité existe entre les courants de surface et les courants de fond. Les directions sont en effet totalement opposées au moment du jusant.

En moyennant les données sur la profondeur puis en les moyennant sur une distance de 20 mètres, les cartographies ci-dessous (Figure II-31) sont obtenues : l'importance des chenaux comme axe principal des courants et les renverses de marées avec un changement brusque des directions (inversion de 180°) sont bien visibles.

La large couverture spatiale de ces campagnes est intéressante par rapport aux mesures au point fixe vue précédemment.

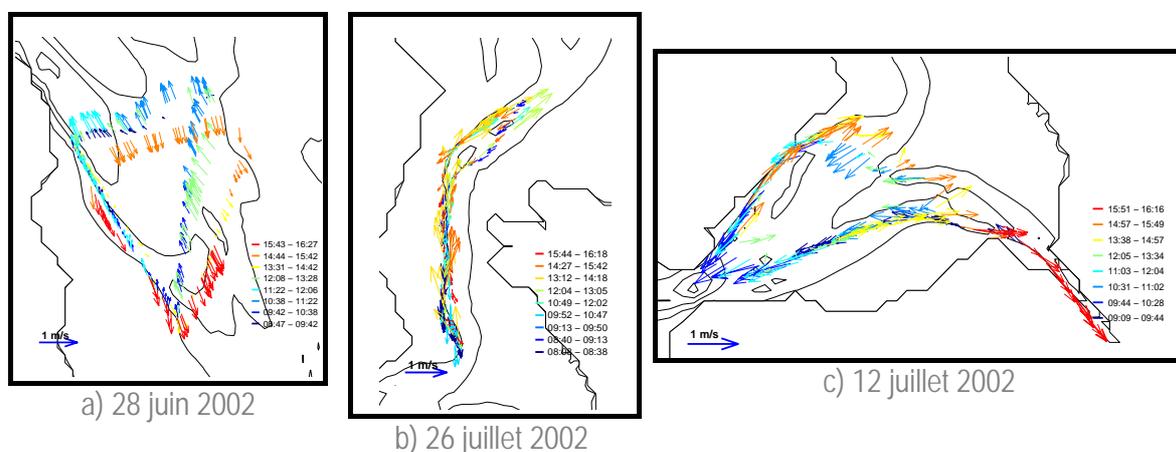


Figure II-31 : Évolution des vitesses moyennes

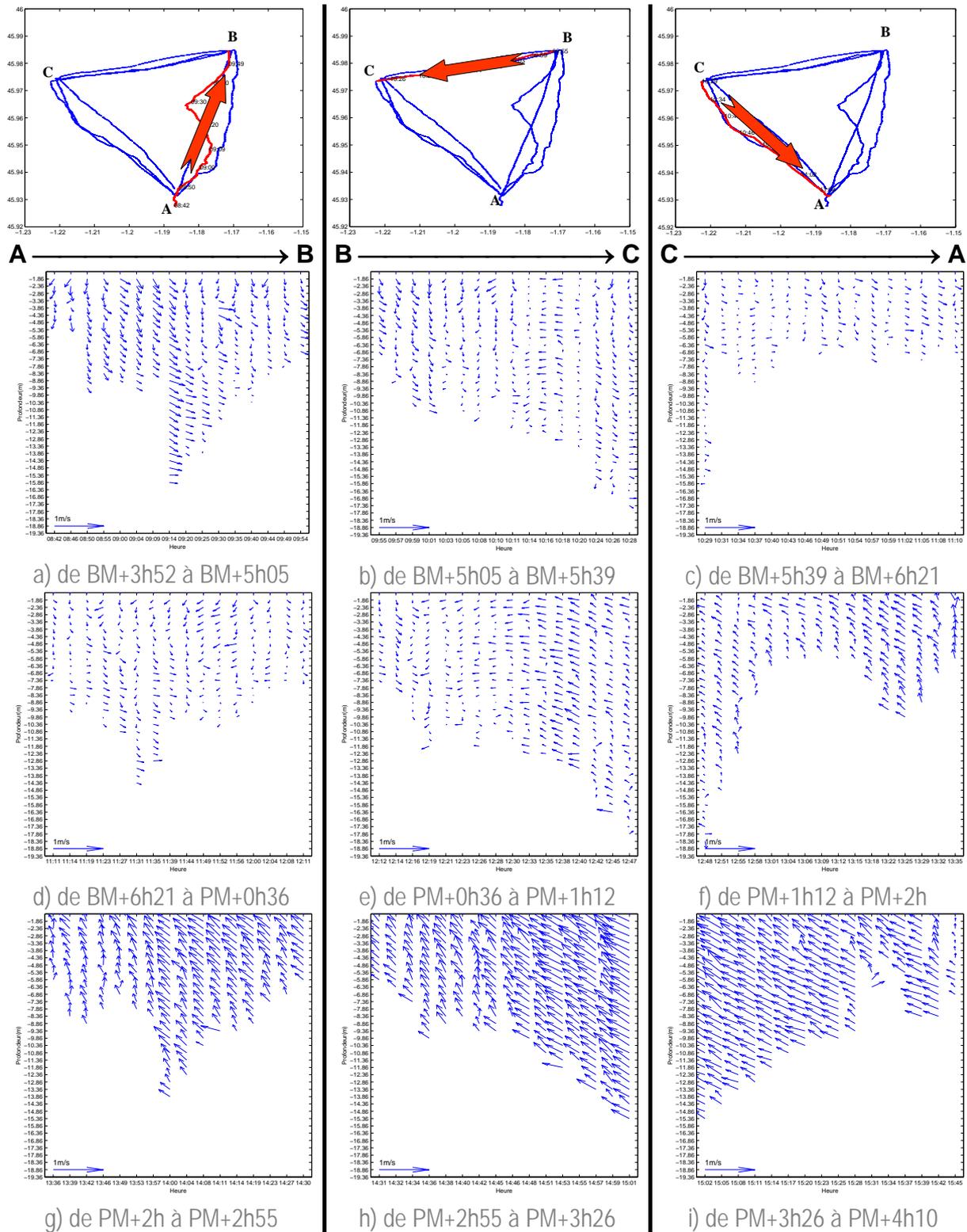


Figure II-32 : Évolution des profils de vitesses – 17 juillet 2002

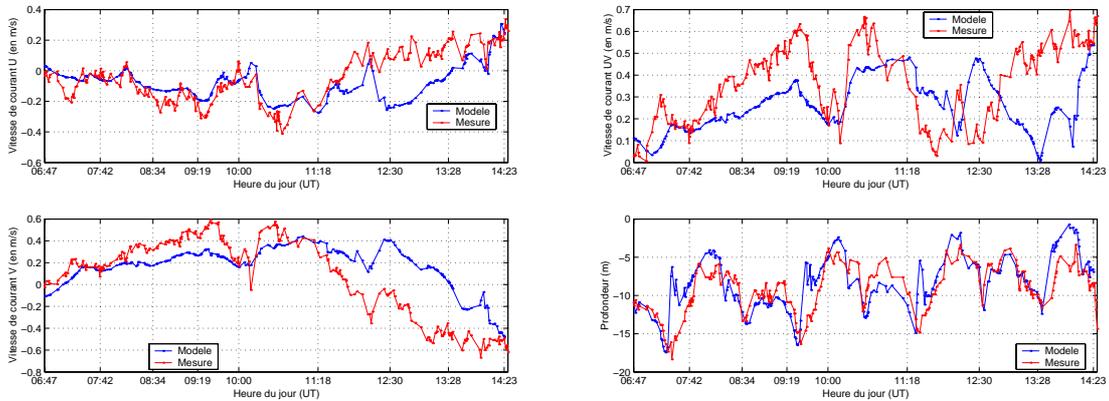
Comparaison avec le modèle

La campagne de mesures de courants décrite précédemment fournit, à l'échelle d'une marée, un jeu de données assez important (en terme de couverture spatiale) qui est confronté aux données de courants simulés par le modèle SiAM2D

pour les mêmes dates. Les données triées précédemment sont donc moyennées sur la colonne d'eau, puis ces moyennes sur la colonne d'eau sont regroupées sur une distance parcourue par le bateau de 20 mètres et moyennées. Le modèle ayant un maillage de 200 mètres et le parcours du bateau ne correspondant évidemment pas aux endroits où les courants sont simulés, une interpolation entre les vitesses simulées et les vitesses mesurées est nécessaire. Pour chaque journée de mesure, la comparaison entre les données mesurées et simulées (composante U, composante V, intensité de courant UV et profondeur) sont présentés Figure II-33 à Figure II-36.

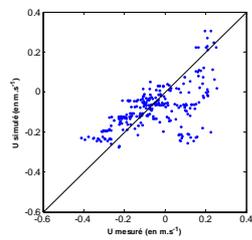
Pour les trajets situés dans la zone Nord, des écarts entre modèle et mesure sont constatés engendrant des différences importantes dans l'intensité du courant. Au centre de la baie, le modèle sous-estime l'intensité de la composante U et la composante V n'est pas toujours correctement représentée. Cependant, ces différences peuvent être liées à des problèmes bathymétriques : en effet, la profondeur mesurée ne suit pas celle utilisée par le modèle. Au Sud, le même problème se pose avec des erreurs bathymétriques engendrant des erreurs dans l'estimation des courants par le modèle.

Figure II-33 à Figure II-36 : Comparaison entre les données mesurées (en rouge) et les données simulées (en bleu) pour : a) les composantes de courants U et V, b) l'intensité du courant et la hauteur d'eau. Vitesse mesurée. vs.vitesse simulée : c) pour la composante U, d) et pour la composante V.

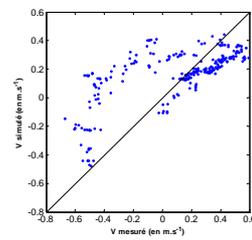


a) composantes U et V du courant

b) intensité du courant et profondeur

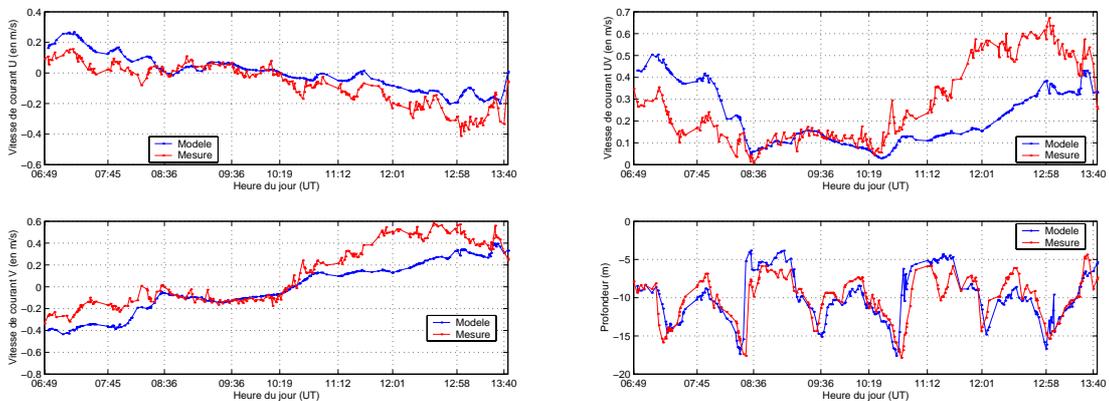


c) U mesure. vs. U modèle



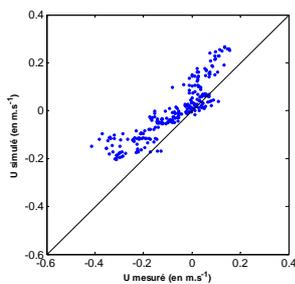
d) V mesure. vs. V modèle

Figure II-33 : Campagne du 28 juin 2002 au Nord de la baie.

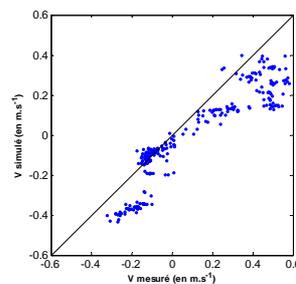


a) composantes U et V du courant

b) intensité du courant et profondeur

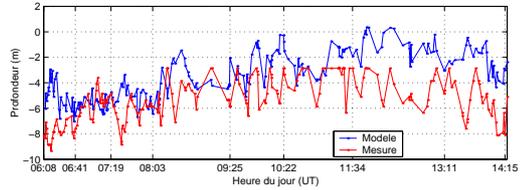
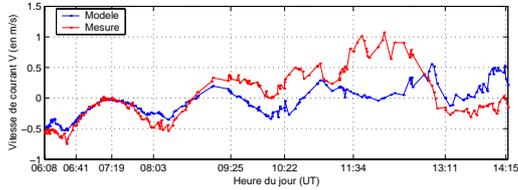
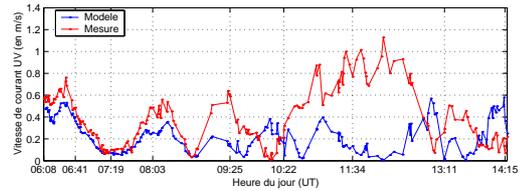
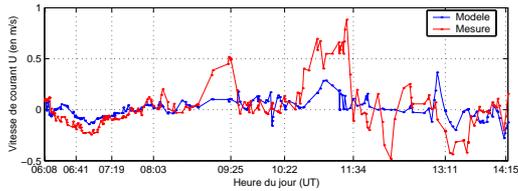


c) U mesure. vs. U modèle



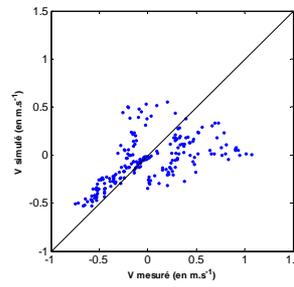
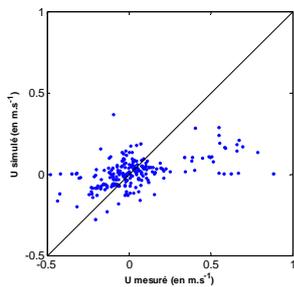
d) V mesure. vs. V modèle

Figure II-34 : Campagne du 17 juillet 2002 au Nord de la baie.



a) composantes U et V du courant

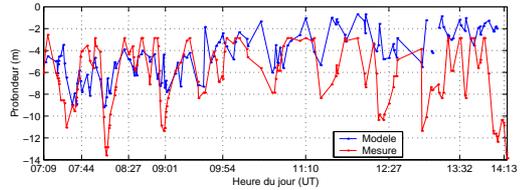
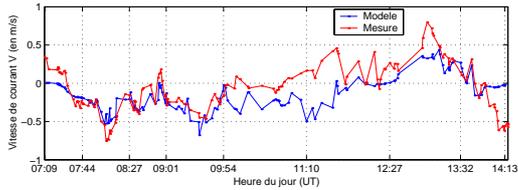
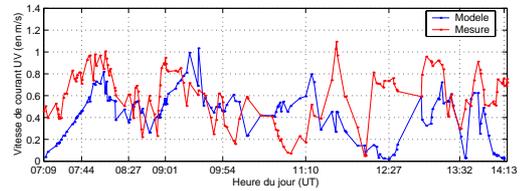
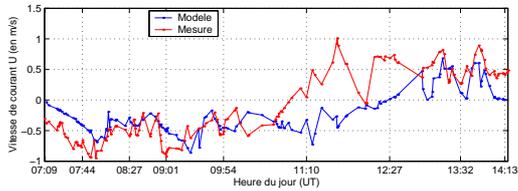
b) intensité du courant et profondeur



c) U mesure. vs. U modèle

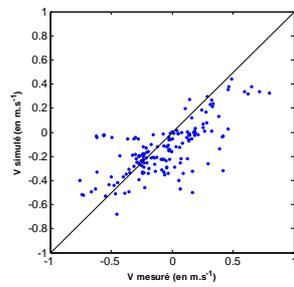
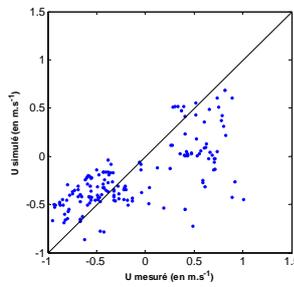
d) V mesure. vs. V modèle

Figure II-35 : Campagne du 26 juillet 2002 au centre de la baie.



a) composantes U et V du courant

b) intensité du courant et profondeur



c) U mesure. vs. U modèle

d) V mesure. vs. V modèle

Figure II-36 : Campagne du 12 juillet 2002 au Sud de la baie.

Résiduelles de courants à l'échelle journalière

Les mesures courantologiques précédentes mettent en évidence des courants fortement alternatifs entre le flot et le jusant ayant pour axe les chenaux de la baie. Ces courants peuvent être de forte intensité, cependant étant quasiment symétriques, une particule prise dans ce mouvement alterné peut avoir une forte excursion de marée sans parcourir une distance relative importante pendant un cycle PM/BM/PM. Cette connaissance des mouvements et de la zone de recouvrement d'un solide en suspension est importante dans le cas d'une pollution (Sherwin, 2000) ou de suivi de larves (Ellien *et al.*, 2000).

En connaissant les composantes U et V de courant, il est possible de calculer en un point de départ les trajectoires d'une particule pendant un cycle de marée et donc d'évaluer ces distances d'excursion. En effet, selon l'heure de départ, la trajectoire parcourue sera différente. La distance entre le point de départ et le point d'arrivée correspond à la distance lagrangienne. En ce point de départ, les courants varient au cours du cycle de marée : la résultante moyenne de ces vecteurs vitesse correspond à la distance eulérienne (Figure II-37).

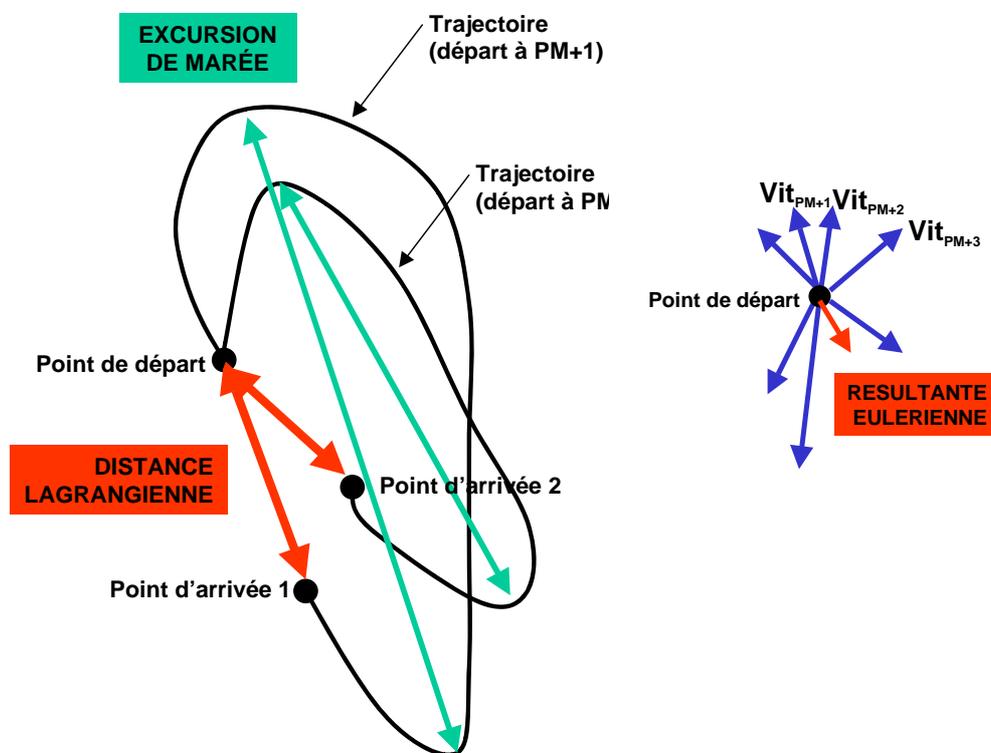


Figure II-37 : Trajectoire, excursion de marée, distances lagrangienne et eulérienne

Le maillage de SiAM2D étant fin, il est possible de calculer pour différentes zones de la baie de Marennes-Oléron ces caractéristiques physiques. Les calculs sont réalisés en 20 points sur un cycle de marée de 12h30 (PM/BM/PM) pour un coefficient moyen de 70, avec un débit de Charente faible. Selon l'heure de départ de la particule, la trajectoire et la résiduelle lagrangienne obtenues seront différentes. Donc, pour chaque point, le calcul des trajectoires et des résiduelles lagrangiennes est réalisé sur le cycle de marée mais avec des départs différés (départ à PM, PM+1, PM+2, etc.). Un faisceau de trajectoires et de résiduelles lagrangiennes est ainsi obtenu : toutes les possibilités sont explorées.

Calcul des trajectoires (Pallas, 2001)

Le code de calcul des trajectoires a été développé sous MatLab® en utilisant les résultats de simulation issus de SiAM2D.

Les trajectoires suivent les équations d'un déplacement rectiligne uniforme :

$$\text{Équation II-2 : } \begin{cases} x(t) = x_0 + u(x_0, y_0, t) \cdot dt \\ y(t) = y_0 + v(x_0, y_0, t) \cdot dt \end{cases}$$

Après un pas de temps dt , une particule située au point (x_0, y_0) se déplace jusqu'au point $(x(t), y(t))$ avec une vitesse égale au module de la vitesse au point de départ.

$$\text{Équation II-3 : } |U(x_0, y_0)| = \sqrt{u(x_0, y_0)^2 + v(x_0, y_0)^2}$$

Dans notre cas, le pas de temps correspond au pas de temps d'archivage défini dans SiAM2D ($dt = 10$ minutes).

Lorsque la variation des champs de vitesse pendant dt minutes de simulation n'est pas négligeable, les vitesses sont interpolées linéairement dans le temps et dans l'espace.

Dans le temps, l'interpolation est faite avec un pas de temps $dt_t = 5$ min pour obtenir une plus fine description de l'hydrodynamisme. Dans l'espace, pour chaque pas de temps dt_t , la vitesse de la particule est calculée par interpolation des vitesses simulées entourant la particule (Figure II-38).

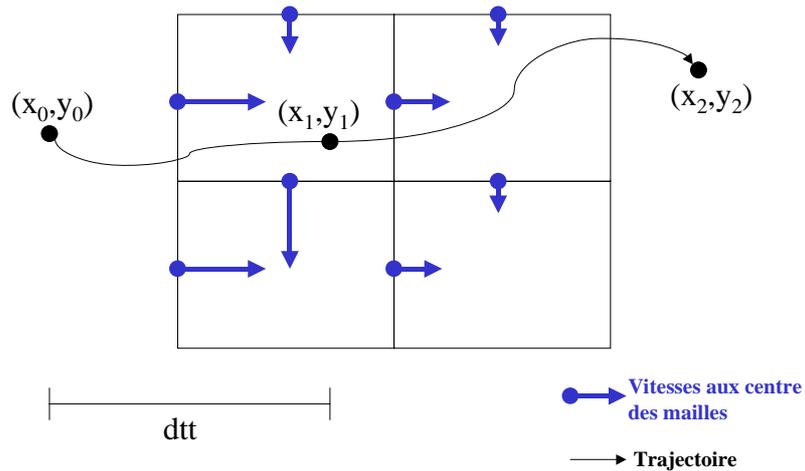


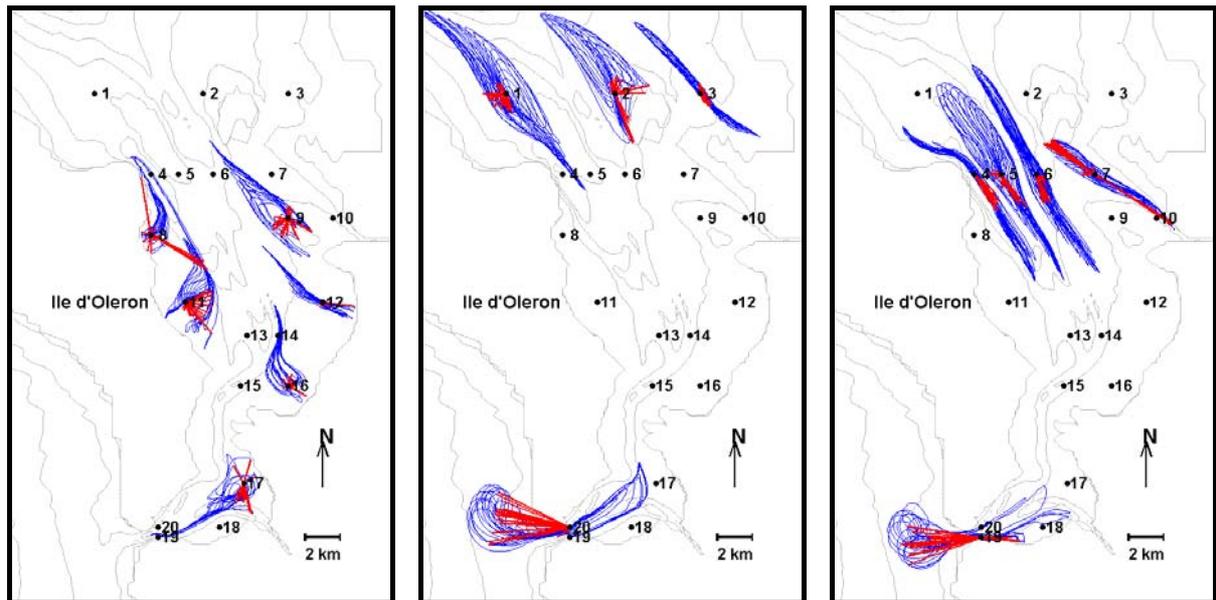
Figure II-38 : Interpolation spatiale pour chaque dt

Résiduelle lagrangienne

L'ensemble des trajectoires et des distances résiduelles lagrangiennes sur le cycle de marée sont représentées en Figure II-39. Les distances minimales et maximales des excursions de marée et des résiduelles lagrangiennes sont données dans le Tableau II-4.

Tableau II-4 : Valeurs minimales et maximales de l'excursion de marée et de la résiduelle lagrangienne en 20 points de la baie de Marennes-Oléron.

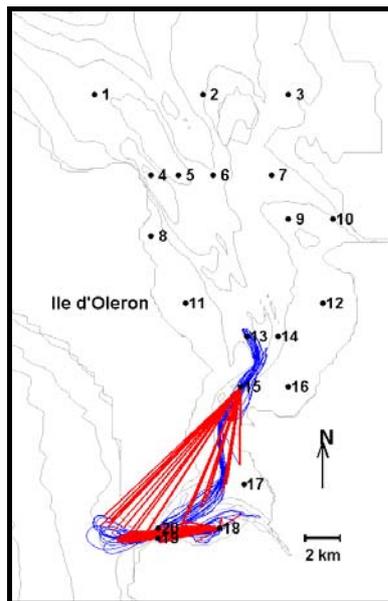
N° de point	Excursion de marée (km)		Résiduelles lagrangiennes	
	minima	maxima	minima	maxima
1	5,7	7,5	0,5	1,3
2	2,5	7,0	0,2	3,2
3	3,8	5,8	0,1	0,9
4	5,6	8,3	0,7	2,7
5	5,9	7,8	0,1	2,5
6	5,9	8,2	0,3	1,8
7	3,1	6,5	0,4	5,6
8	0,6	7,9	0,2	3,9
9	1,4	6,5	0,2	2,0
10	1,6	6,4	0,9	4,1
11	2,2	5,3	0,2	2,4
12	1,9	4,9	0,1	1,9
13	3,8	15,0	1,5	14,2
14	3,3	6,4	0,1	4,6
15	3,6	12,6	2,1	11,5
16	1,2	5,1	0,2	1,2
17	0,9	6,6	0,2	2,2
18	0,7	7,9	0,6	6,0
19	0,3	7,7	0,2	4,7
20	0,5	8,6	0,3	4,9



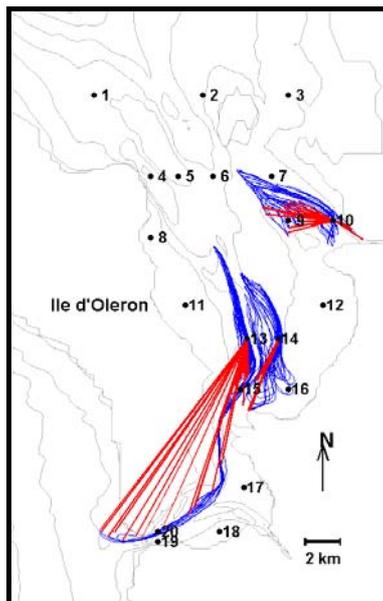
a) Points en zone intertidale (points n°8, 9, 11, 12, 16 et 17)

b) Points aux limites océaniques (points n°1 à 3 et 20)

c) Points aux limites océaniques (points n°4 à 6 et 19) et en embouchure Charente (point n°7)



d) Points chenal central (point n°15) et vasière Sud (point n°18)



e) Points en embouchure Charente (point n°10) et chenal central (points n°13 et 14)

Figure II-39 : Faisceaux de trajectoires (traits bleus) et de résiduelles lagrangiennes (traits rouges)

En limite océanique Nord (points 1 à 6, Figure II-39b et c), les distances parcourues lors d'un cycle de marée varient entre 2,5 et 8,3 km pour une résiduelle de 0,1 à 3,2 km. La direction N-S prédomine et les mouvements sont fortement alternatifs. Les masses d'eau suivent les passes profondes. L'île d'Aix perturbe ces trajectoires.

En embouchure de Charente (points 7 et 10, Figure II-39c et e), les particules suivent soit un mouvement alternatif NO-SE dans le panache, soit sont prises au-dessus des vasières entourant l'île Madame.

Dans les zones intertidales (Figure II-39a et d), les trajectoires varient en fonction des zones. Elles sont perpendiculaires à la côte sur la grande vasière de Brouage (points 12 et 14) : si elles peuvent parcourir l'estran de haut en bas pendant un cycle, le déplacement résiduel est faible. Du côté de l'île d'Oléron, les particules peuvent être vite reprises dans le courant océanique (point 8) ou parcourir en longueur et en largeur l'estran (point 13) : le déplacement résiduel est alors plus important que sur l'estran continental. Dans la partie Sud de la baie, les particules (point 17 et 18) sont prises dans les courants et évacuées ou parcourent l'ensemble de la zone intertidale.

Dans les chenaux centraux (points 13, 14 et 15, Figure II-39d et e), le fonctionnement est différent de part et d'autre du banc de Lamouroux. Ces différences avaient déjà été notées par Tesson (1979). Côté Ouest, la particule est rapidement expulsée hors de la baie et peut donc parcourir jusqu'à 15 kilomètres en un seul cycle de marée. Le chenal joue ici un rôle important comme artère drainante. Côté Est, la particule peut être reprise par les courants perpendiculaires de la zone d'estran.

Au pertuis de Maumusson (points 19 et 20, Figure II-39b et c), selon le chenal considéré, la particule peut remonter un peu vers le Nord ou être attirée par le chenal de la Seudre par des mouvements alternatifs. A la fin du cycle de marée, elle va, dans la majorité des cas, être évacuée hors du bassin dans un mouvement tourbillonnaire.

Résiduelle eulérienne

Les courants résiduels eulériens sont calculés en faisant la moyenne des courants instantanés au point *i* au cours du cycle de marée (PM, PM+0h30, PM+1h, etc ...). Pour les 20 points définis, ces courants varient entre 0,005 et 0,13 m.s⁻¹. Les résiduelles les plus importantes sont rencontrées dans les chenaux centraux, le passage de l'Est (limite océanique Nord), l'embouchure de la Charente et le pertuis de Maumusson. Sur les vasières Oléronnaises, la résiduelle est orientée vers le Nord alors que les résiduelles lagrangiennes étaient orientées E-SE. Sur la vasière de Brouage, la résiduelle est quasi-nulle.

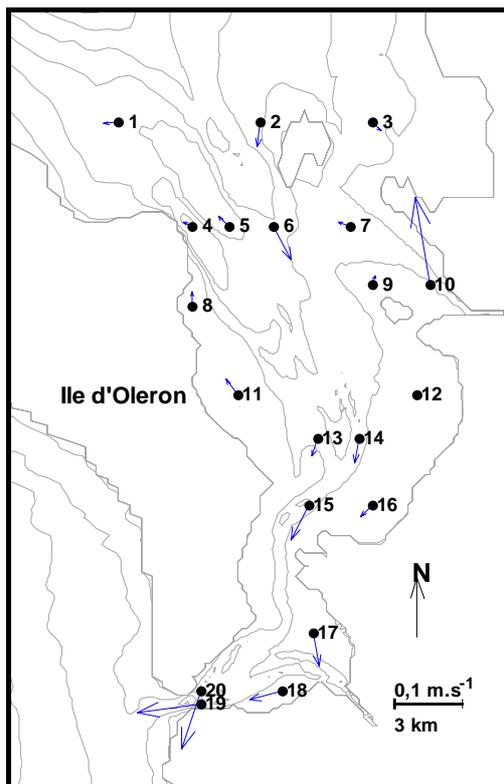
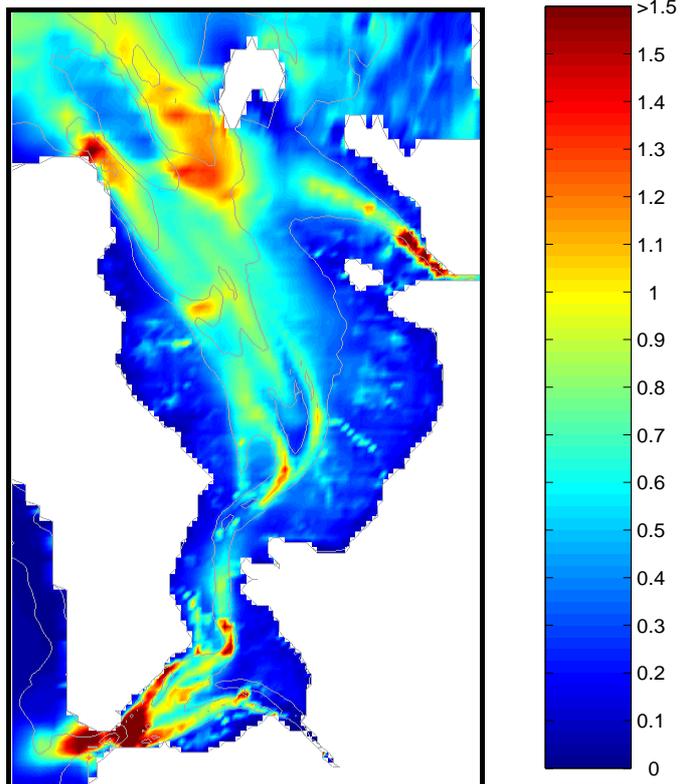


Figure II-40 : Courants résiduels eulériens

Figure II-41 : Carte des courants maximums (en m.s⁻¹) simulés pendant 3 mois d'hiver (période de crue)

Courants résiduels eulériens et maximums sur plusieurs mois

Courants maximums

Une simulation pour la totalité de la baie en période de crue calcule des vitesses supérieures à $1,5 \text{ m.s}^{-1}$ au niveau de l'estuaire de la Charente, ainsi qu'au niveau des entrées (passages de l'Ouest et de l'Est) et sorties (pertuis de Maumusson) d'eau dans le bassin (Figure II-41).

Courants résiduels

En moyennant sur une longue période et en chaque maille les courants simulés par SiAM2D, la carte des courants résiduels est obtenue (Figure II-42). Dans le bassin, la circulation résiduelle dominante est du Nord vers le Sud, avec des courants résiduels plus importants au niveau des zones de rétrécissement (pertuis de Maumusson et sous le pont : courants résiduels de $0,9-0,15 \text{ m.s}^{-1}$) qu'à l'entrée de la baie (passage de l'Est au niveau du Fort Boyard : courants résiduels de l'ordre de $0,04-0,05 \text{ m.s}^{-1}$). Entre l'île d'Oléron et l'île d'Aix s'établit une zone tourbillonnaire anti-cyclonique entre le passage de l'Est (entrée d'eau) et le passage de l'Ouest

(sortie d'eau) de part et d'autre de la Longe de Boyard.

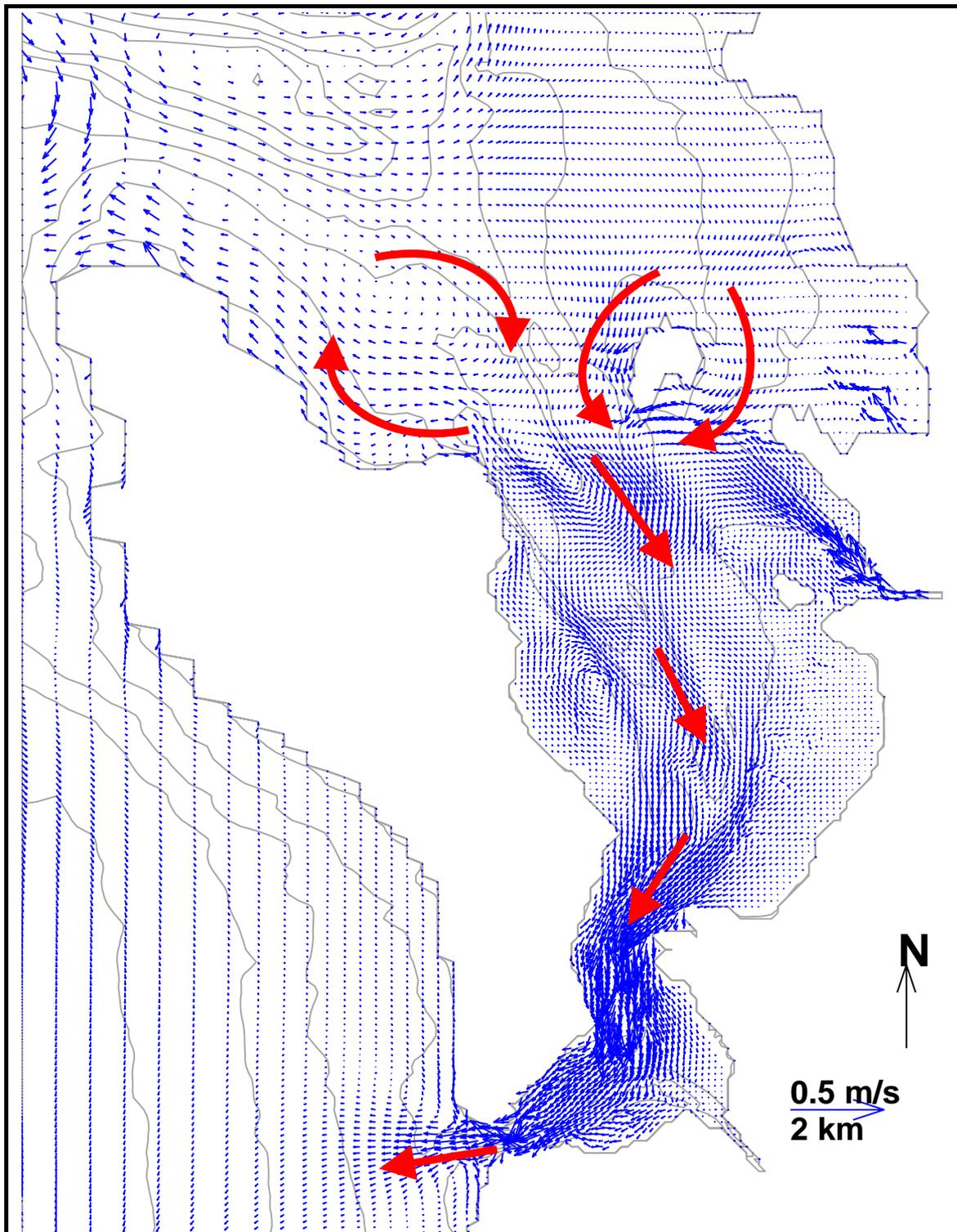


Figure II-42 : Courants résiduels eulériens calculés

I.3. Transport des masses d'eau : temps de chasse, âge, temps de résidence

Définitions et méthodes de calcul

L'eau transporte aussi bien des matières particulaires (grains de sable, phytoplancton, larves de poissons, etc.) que des matières dissoutes (sels nutritifs, polluants, etc.). Que ce soit en biologie, en hydrologie ou en géochimie, de nombreux auteurs calculent des temps de transport de masses d'eau pour caractériser leur système d'étude et le comparer à d'autres systèmes. En ce qui concerne les écosystèmes estuariens et côtiers, de nombreux mécanismes sont influencés par le temps de rétention des masses d'eau dans le système, comme la dénitrification (Dettmann, 2001), le comportement chimique de radionucléides (Carvalho, 1997) ou encore la réponse de la macrofaune benthique aux sources de nutriments (Josefson & Rasmussen, 2000).

Cependant, en passant en revue plusieurs de ces études, Monsen *et al.* (2002) ont constaté que ces calculs de temps de transport ne sont pas tous équivalents dans leur formulation mathématique et dans leur définition. Ils dégagent ainsi 3 concepts fondamentaux correspondant à 3 approches de calcul différentes : le temps de chasse, l'âge et le temps de résidence.

Temps de chasse (« flushing time »)

Le temps de chasse est une grandeur qui décrit les caractéristiques générales d'échanges dans un système hydraulique sans identifier ou tenir compte des processus physiques sous-jacents et de leur hétérogénéité spatiale. Ainsi le temps de chasse (T_f) correspond au volume du système (V) divisé par le flux d'eau qui transite à travers le système (Q) :

$$\text{Équation II-4 : } T_f = \frac{V}{Q}$$

Pour des éléments conservatifs, le temps de chasse peut être défini par la masse (M) de l'élément dans le domaine et son flux (F) à travers ce domaine.

$$\text{Équation II-5 : } T_f = \frac{M}{F}$$

Cependant, les termes V (ou M) et Q (ou F) ne sont pas toujours connus.

Aussi, en considérant le système comme un réservoir parfaitement homogénéisé, le temps de chasse peut être calculé à partir du suivi temporel, en sortie de système, de la concentration d'un élément dissous. Cette méthode suppose que la quantité de traceur introduite initialement (C_0 , à $t=0$) est répartie de manière instantanée et homogène dans l'ensemble du système. La concentration en sortie du système est à chaque instant égal à la concentration n'importe où dans le système. Dans ce cas, par simple chasse des masses d'eau (avec un débit et un volume constant du système), la concentration du traceur diminue au cours du temps selon une courbe exponentielle :

$$\text{Équation II-6 : } C(t) = C_0 \cdot e^{-\frac{Q}{V} \cdot t} = C_0 \cdot e^{-\frac{t}{T_f}}$$

Le temps de chasse peut également être calculé à partir de la variation de quantité de traceur (Δm) pendant un petit pas de temps. Le temps de chasse correspond alors à :

$$\text{Équation II-7 : } T_f = \sum_0^{\infty} t \cdot \Delta m$$

Les calculs en suivant l'Équation II-6 ou l'Équation II-7 sont identiques. En effet, si le traceur varie selon une exponentielle, nous avons :

$$\text{Équation II-8 : } m(t) = e^{-\frac{1}{T_f} \cdot t} = e^{-k \cdot t}, \text{ alors : } dm = -k \cdot e^{-k \cdot t} \cdot dt$$

T_f correspond à l'intégrale suivante qui se résout en faisant une intégration par partie :

Équation II-9 :

$$T_f = \int_0^{\infty} t \cdot dm = -k \cdot \int_0^{\infty} e^{-k \cdot t} \cdot dt = -k \cdot \left[-\frac{t \cdot e^{-k \cdot t}}{k} \right]_0^{\infty} + k \cdot \int_0^{\infty} \frac{e^{-k \cdot t}}{k} \cdot dt$$

$$T_f = -\int_0^{\infty} e^{-k \cdot t} \cdot dt = \left[\frac{e^{-k \cdot t}}{k} \right]_0^{\infty} = -\frac{1}{k}$$

Dans le cas de la baie de Marennes-Oléron, cette estimation du temps de chasse a été faite grâce au modèle : la concentration d'un traceur est simulée et

suivie au cours du temps. Ainsi, un traceur inerte et conservatif est introduit instantanément à une concentration égale à 1 sur l'ensemble du domaine d'étude. Cet apport instantané est fait entre la PM et la BM. Le pas de temps de sauvegarde des résultats est de 1h. La simulation dure 3 mois. Les différents cas VE/ME avec débit de la Charente faible/fort sont traités. La quantité totale de traceur (M) restant dans le système est calculée :

$$\text{Équation II-10 : } M(t) = \sum_{i,j} C(i,j,t) \cdot v(i,j,t)$$

où v est le volume de la maille i,j.

L'évolution temporelle du rapport de la quantité restante sur la quantité initiale (M0) est suivie.

Comme les hypothèses d'homogénéité parfaites dans un système naturel sont rarement remplies : il existe toujours un délai entre le moment d'introduction du traceur et le moment où il est réparti de manière homogène sur l'ensemble du domaine.

Pour estimer le temps de chasse dans un système tidal, la méthode du prisme tidal est classiquement utilisée. Cette méthode suppose que la chasse est exclusivement liée aux marées dans le système. Le temps de chasse est alors calculé par :

$$\text{Équation II-11 : } T_f = \frac{VT}{(1-b) \cdot P}$$

Le prisme tidal (P) est le volume d'eau contenu dans le système entre la marée basse et la marée haute. Le terme T correspond à la période tidale. Ce volume peut être estimé par l'amplitude de marée (R) multipliée par la superficie du système au niveau moyen de la mer. Le facteur b correspond à un facteur de retour de flux, c'est-à-dire la fraction (entre 0 et 1) d'eau qui retourne dans le système à chaque marée montante. Là encore, cette méthode est basée sur plusieurs hypothèses : (1) le système est très bien mélangé, (2) le débit de rivière est petit devant le débit tidal, (3) les eaux sortant du système sont largement diluées dans un très grand volume d'eau, et (4) le système doit être à l'état stationnaire avec un signal tidal sinusoïdal.

Âge

Contrairement au temps de chasse, l'âge est unique à chaque masse d'eau entrant dans le domaine d'étude. L'âge est en effet défini comme le temps que met une masse d'eau pour atteindre un lieu spécifique depuis son entrée dans le système par une de ses frontières. L'âge induit la reconnaissance de l'hétérogénéité spatiale : des particules à différents endroits dans une certaine masse d'eau ont des âges différents.

Temps de résidence

Le temps de résidence est le complément de l'âge puisque le temps de résidence est le temps que met une masse d'eau pour sortir du système en partant d'un endroit spécifique.

Application au bassin de Marennes-Oléron

Temps de chasse

L'application de l'Équation II-4 nécessite la connaissance des flux d'eau transitant dans le système, ainsi que le volume du système. Les débits Nord et Sud sont calculés en négligeant la composante U pour le débit Nord et la composante V pour le débit Sud. Le débit est alors défini comme la somme des flux transitant par chaque maille de largeur dx (ou dy) et de hauteur htot. Si cette hypothèse est justifiée pour la limite Nord définie sous l'île d'Aix, elle ne le serait plus en prenant une limite Nord au-dessus de l'île d'Aix puisque la composant Est-Ouest n'est alors plus négligeable. C'est pourquoi, le volume de la baie et les débits entrant et sortant sont ceux du domaine défini sur la Figure II-43. De plus, ce domaine est également celui où le maillage est le plus fin (200 x 200 m)

Le volume de la baie est calculé, ainsi que les débits entrant et sortant en limites Nord et Sud. Lors de coefficients de VE, le volume de la baie peut osciller en une marée entre 267.10^6 et $1\ 150.10^6$ m³ ; lors de coefficients de ME, ce volume oscille en une marée entre 460.10^6 et 720.10^6 m³ avec un volume moyen de **658.10^6 m³** (V_{moy}) (Figure II-44). De la même manière, les variations des débits d'eau entrants et sortants de la baie à l'échelle de la journée peuvent être importants (Figure II-45) :

- en limite Nord, le débit peut varier lors d'une marée de VE entre -48.10^3 m³.s⁻¹

(débit sortant) et $+63.10^3 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ (débit entrant) et lors d'une marée de ME entre $-20.10^3 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ (débit sortant) et $+14.10^3 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ (débit entrant).

- en limite Sud, le débit peut varier lors d'une marée de VE entre $-10.10^3 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ (débit entrant) et $+10.10^3 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ (débit sortant) et lors d'une marée de ME entre $-2.10^3 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ (débit entrant) et $+3.10^3 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ (débit sortant).

En moyennant sur la période VE/ME ($T= 14,6$ jours), les débits résiduels sont alors moindres et varient pour la limite Nord entre $300 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ et $1200 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ (débits entrants), et pour la limite Sud entre $550 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ et $900 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ (débits sortants), soit un débit moyen (Q_{moy}) transitant par la baie de $750 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$.

En utilisant ces valeurs moyennes de volume (V_{moy}) et de débit (Q_{moy}), le temps de chasse calculé est de **10 jours**, ce qui est proche du temps de résidence des masses d'eau dans la bassin de Marennes-Oléron déjà calculé dans d'autres études (Bacher, 1989). En utilisant les débits moyens minimal et maximal, le temps de chasse varie alors entre 6 et 25 jours.

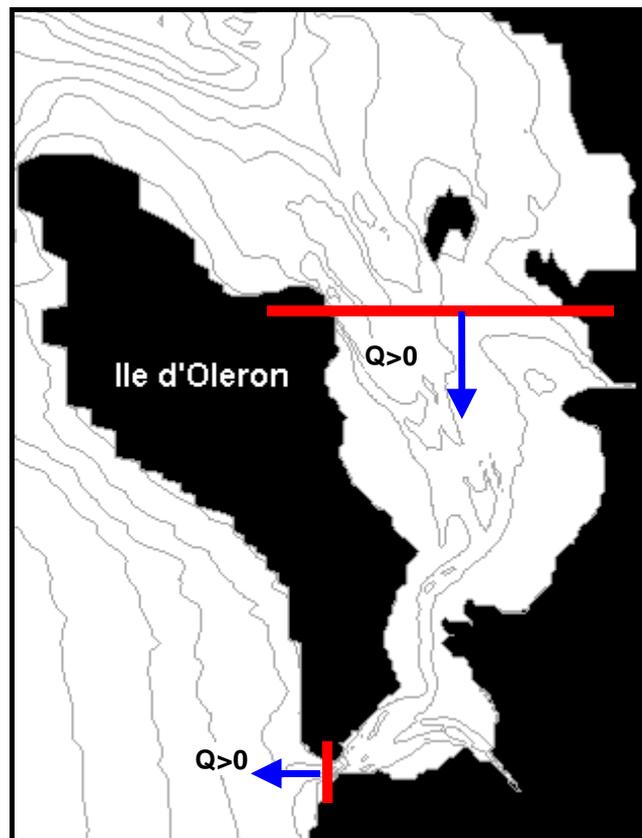


Figure II-43 : Limites Nord et Sud de la baie utilisées dans les calculs

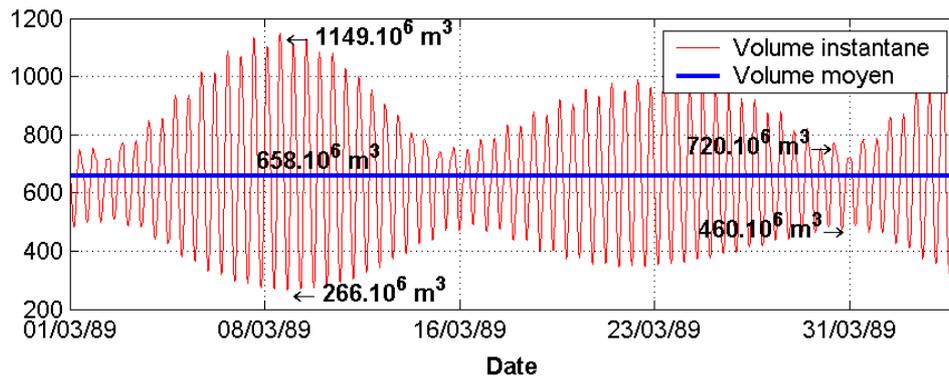


Figure II-44 : Évolution du volume instantané et volume moyen d'eau dans la baie de Marennes-Oléron (en millions de m³)

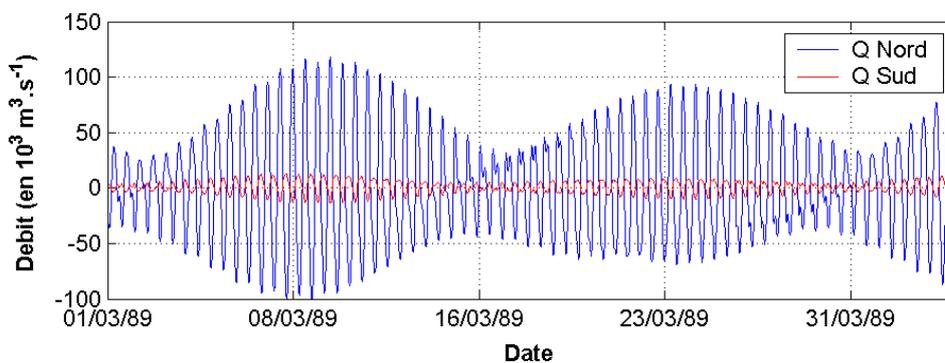


Figure II-45 : Évolution des débits instantanés à la limite Nord et à la limite Sud de la baie de Marennes-Oléron (en milliers de m³.s⁻¹)

Le débit moyen calculé ici correspond à un volume journalier de $64,8 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ d'eau. Des mesures réalisées par le LCHF estiment le volume oscillant à Maumusson en VE entre $140 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (au flot, direction Est) et $240 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (au jusant, direction Ouest) et en ME entre $109 \cdot 10^6$ (au flot, direction Est) et $154 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (au jusant, direction Ouest), soit un volume sortant variant entre $100 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (en VE) et $45 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (en ME), soit un volume moyen de $72,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Un modèle numérique utilisé par la SOGREAH estime le volume oscillant au pertuis de Maumusson entre $104 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (au flot) et $212 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (au jusant), soit un volume sortant moyen de $108 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Notre estimation est donc inférieure à l'ordre de grandeur donnée par le LCHF ainsi qu'à celle du modèle SOGREAH. Selon les modèles, des différences existent dans les valeurs des coefficients de frottement ce qui accélère ou ralentit le transport des masses d'eau, et donc donner des estimations différentes dans les temps de chasse. Une estimation faite par Tesson (1973) du volume entrant dans le bassin donnait un volume entrant au flot de $480 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ et un volume sortant au jusant de $390 \cdot 10^6 \text{ m}^3$, soit un volume net entrant de : $90 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Notre estimation est

donc également inférieure à la valeur estimée par Tesson.

Pour comparaison, le temps de chasse peut également être estimé en faisant l'hypothèse que la baie de Marennes-Oléron est un réservoir parfaitement homogénéisé. La diminution de la masse relative de traceur (Figure II-46) n'est pas régulière de part le jeu des marées (PM/BM et VE/ME). L'utilisation d'une exponentielle ne peut alors être utilisée. Nous utilisons donc la formulation de l'Équation II-7. Comme l'évolution est en dent de scie, le calcul de T_f est fait pour l'enveloppe supérieure et inférieure de la courbe. Le pas de temps de 1h de la simulation étant trop grand par rapport à la définition du calcul, les valeurs sont interpolées linéairement entre 2 pics consécutifs. Le calcul est ainsi fait avec un pas Δt de 1 minute. Selon les différentes conditions hydrologiques, le temps de chasse varie en moyenne entre **3,5 et 4,5 jours**. Ces estimations sont inférieures aux temps de résidence de 5 à 10 jours communément admis pour la baie de Marennes-Oléron et à la valeur de 10 jours calculée par la méthode V/Q.

Tableau II-5 : Temps de chasse minimum et maximum estimés pour différentes conditions hydrologiques (en jours)

Cas	Minimum	Maximum
VE / débit faible	2,51	4,48
VE / débit fort	2,50	4,63
ME / débit faible	4,05	5,12
ME / débit fort	3,49	5,29

Pour appliquer le calcul du prisme tidal, il est nécessaire de connaître la valeur du coefficient de retour b , or il n'y pas de méthode définie pour estimer cette valeur. L'Équation II-11 est donc appliquée en utilisant les volumes à BM et PM calculés précédemment en VE et en ME pour estimer la valeur de P (Figure II-47). En supposant que les temps de chasse estimés précédemment (Tableau II-5) sont bons, le coefficient de retour est compris entre 0,59 et 0,77 en ME et entre 0,79 et 0,93 en VE.

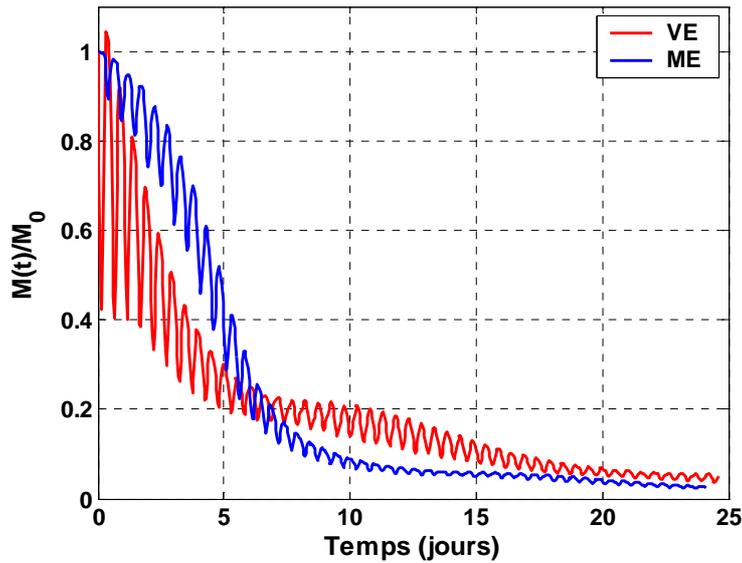


Figure II-46 : Évolution temporelle de la quantité relative de traceur en VE et en ME

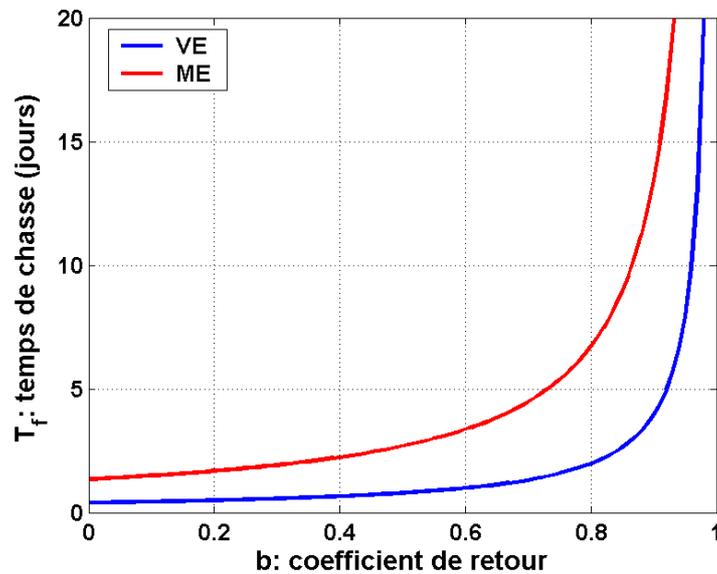


Figure II-47 : Variation du temps de chasse en fonction du coefficient de retour en VE et en ME

Origine des masses d'eau

A partir des courants u et v simulés par le modèle, les trajectoires inverses de particules peuvent être calculées. Le calcul de trajectoires est le même que celui développé précédemment (cf. Équation II-2) mais en soustrayant la distance parcourue pendant un pas de temps dt à la position initiale x_0 .

Nous nous intéressons ici aux zones ostréicoles : en partant d'une maille avec huîtres, nous remontons dans le temps et suivons la trajectoire de la particule atteignant cette zone cultivée jusqu'à son origine aux jours J-2, J-5 et J-10 (exemple en Figure II-48).

Les trajectoires similaires sont regroupées et les zones d'influence des parcs sont ainsi définies.

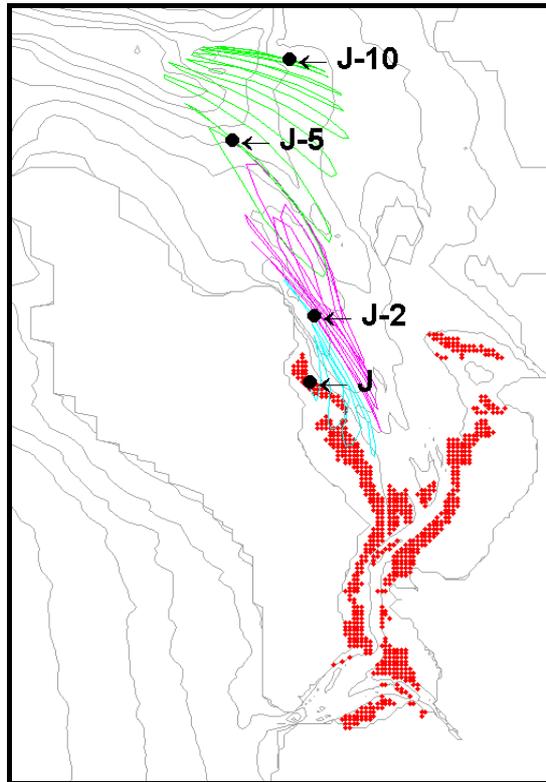


Figure II-48 : Exemple de trajectoires inverses – En bleu de J0 à J-2 ; en rose de J-2 à J-5 ; en vert de J-5 à J-10 jours

A partir des trajectoires inverses calculées, plusieurs zones d'influence bien distinctes sont distinguées et des origines d'eau différentes sont mises en évidence pour les parcs ostréicoles situés à l'Est ou à l'Ouest de la baie.

Selon la position sur l'estran et/ou le coefficient de marée, les zones ostréicoles situées à l'Ouest de la baie (Figure II-49) sont influencées par des masses d'eau venant du Nord et empruntant plus ou moins rapidement le Passage de l'Ouest ou la Longe de Boyard. Ces eaux restent collées 1 à 2 jours le long de l'île d'Oléron. Même les zones ostréicoles les plus au Sud-Ouest sont influencées par ces eaux.

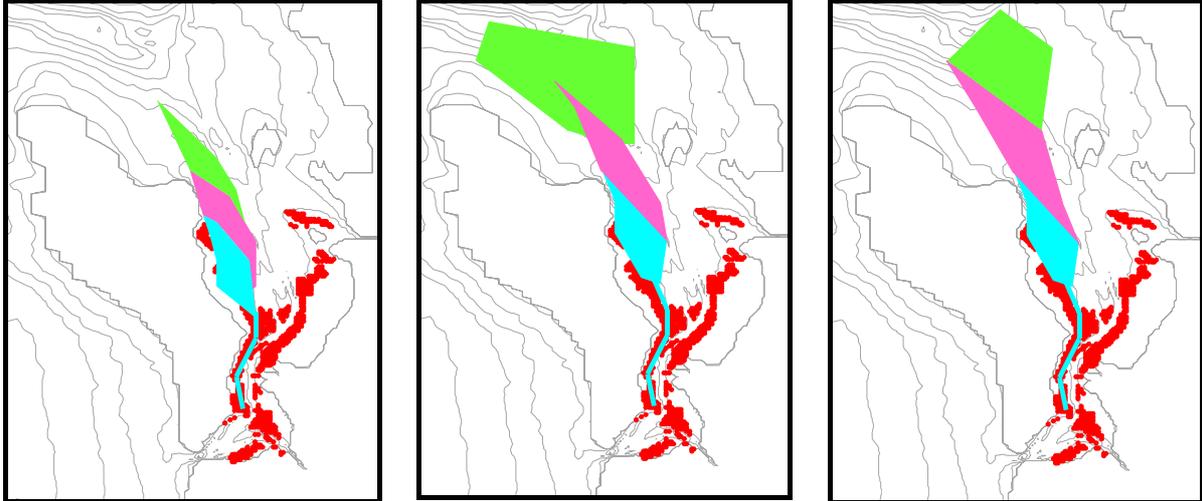


Figure II-49 : Parcs ostréicoles situés côté Ouest de la baie. Zone d'influence des masses d'eau selon leur âge – En bleu de J0 à J-2 ; en rose de J-2 à J-5 ; en vert de J-5 à J-10 jours.

Les parcs dans le chenal central, au Sud-Ouest et au centre Ouest de la baie (la Mortanne et Juliard), sont directement influencés par des eaux provenant de l'extérieur de la baie : à J-2, les eaux sont au niveau de la longe de Boyard et à J-10 l'île d'Oléron est passée (Figure II-50). Dans certains cas, l'origine à J-10 n'a pas toujours pu être déterminée, la trajectoire sortant du maillage. Ces eaux empruntent le chenal entre l'île d'Oléron et le rocher Juliard pour atteindre les parcs.

Toujours dans le chenal central mais situés un peu plus à l'Est, les parcs du banc de Lamouroux (Figure II-51) sont influencés par des eaux originaires du Nord de l'île d'Aix et ne proviennent plus directement de l'extérieur de la baie. Les eaux empruntent cette fois le Passage Est et le chenal entre le rocher Juliard et le banc de Lamouroux. Lorsqu'elles empruntent ce passage, ces masses d'eaux peuvent également atteindre des parcs situés au Sud-Ouest de la baie (Figure II-52). Cette zone ostréicole peut, à quelques mètres près, être influencée par des eaux d'âge et d'origine différents.

Pour les parcs situés à l'Est de la baie, les âges et les origines diffèrent également en fonction du coefficient de marée et de la position sur l'estran. Ainsi, les parcs entourant l'île Madame peuvent ou non être directement influencés par la Charente avec des eaux arrivant plus ou moins rapidement de l'île d'Aix ou du Nord-Ouest (Figure II-53).

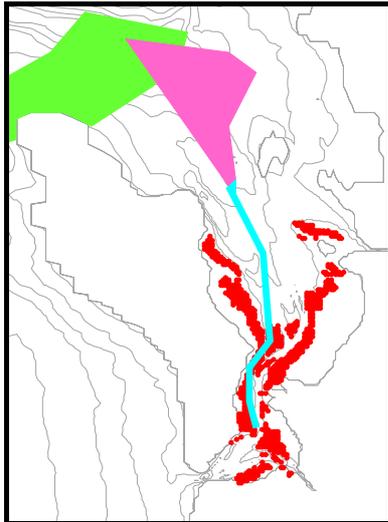


Figure II-50 : Parcs ostréicoles situés dans le chenal central-Ouest.

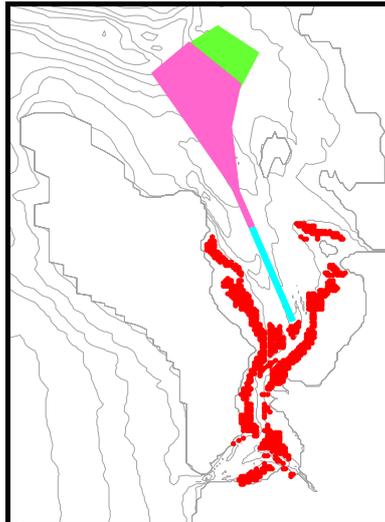


Figure II-51 : Parcs ostréicoles situés sur le banc de Lamouroux.

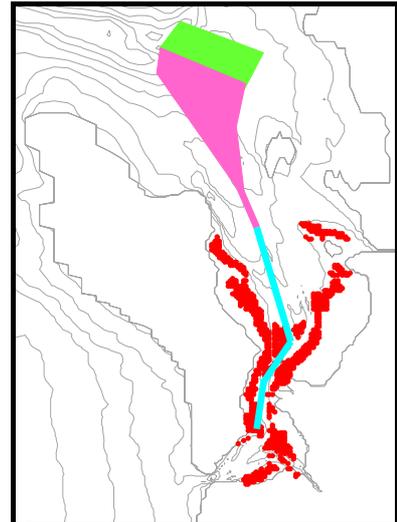


Figure II-52 : Parcs ostréicoles situés dans le chenal central-Ouest.

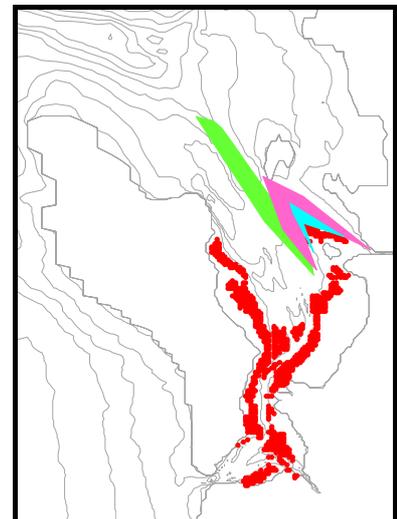
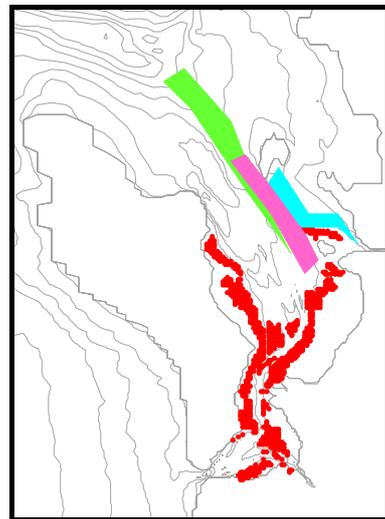
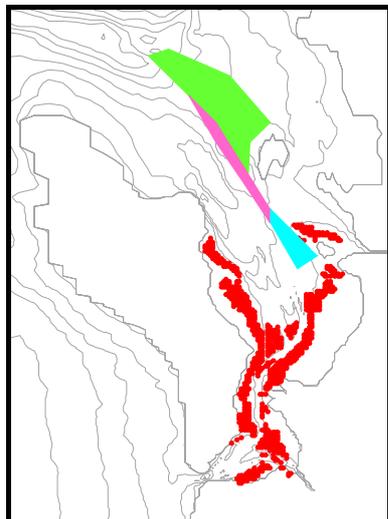


Figure II-53 : Parcs ostréicoles situés autour de l'île Madame. Zone d'influence des masses d'eau selon leur âge – En bleu de J0 à J-2 ; en rose de J-2 à J-5 ; en vert de J-5 à J-10 jours.

Le long de la grande vasière Est, les parcs sont soit influencés par des eaux faisant des aller-retour entre la vasière et le chenal pendant plus de 10 jours (Figure II-54), soit par des eaux qui proviennent du Passage de l'Est en contournant ou non l'île Madame, soit du Nord de l'île d'Aix. Les parcs du banc Bourgeois sont influencés par les mêmes eaux, transitant ou non par les vasières.

Enfin, les parcs les plus au Sud sont influencés de la même manière que ceux du banc Bourgeois. A l'échelle de la journée, les eaux peuvent également provenir de l'embouchure de la Seudre ou du pertuis de Maumusson.

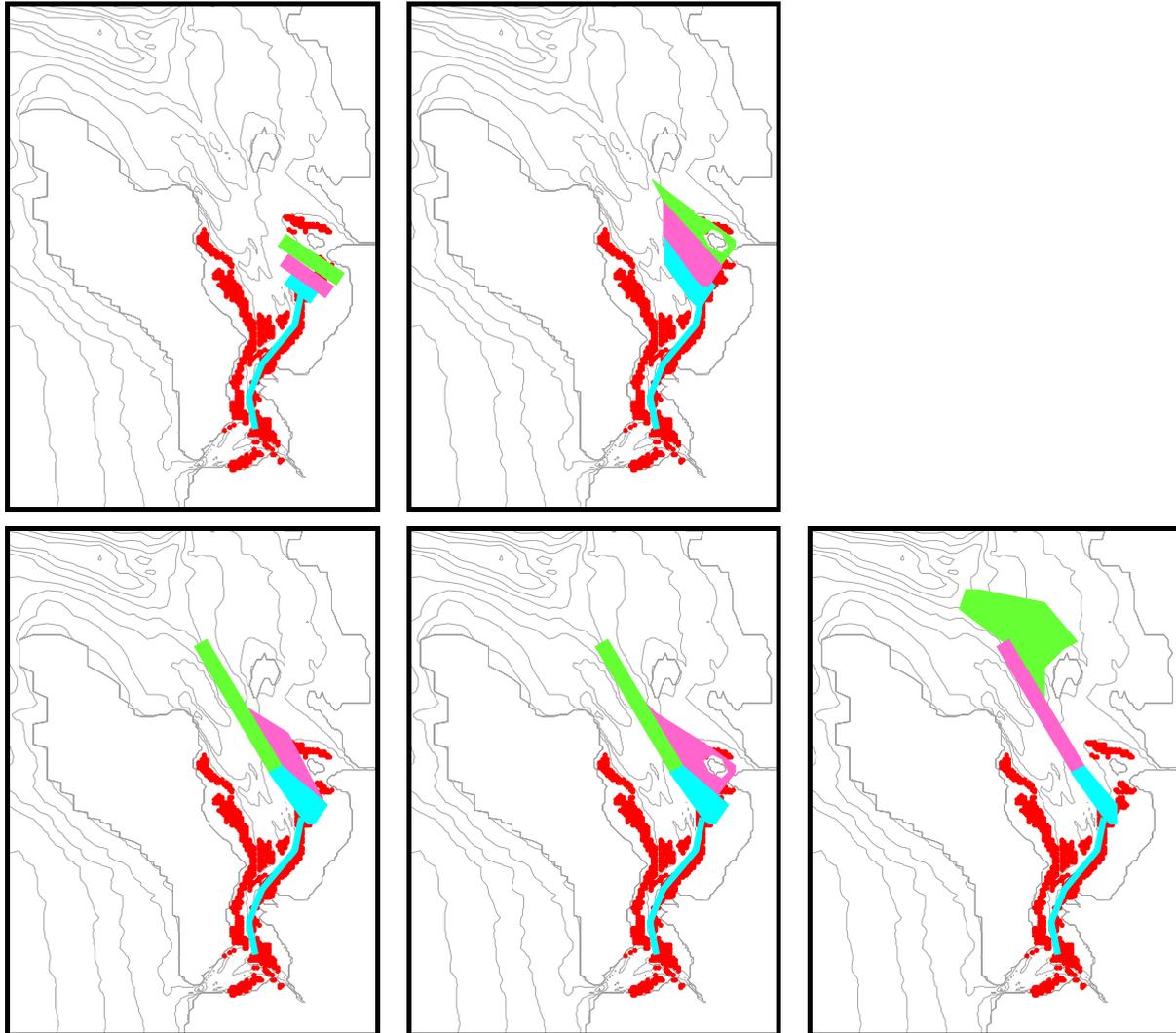


Figure II-54 : Parcs ostréicoles de la vasière. Zone d'influence des masses d'eau selon leur âge – En bleu de J0 à J-2 ; en rose de J-2 à J-5 ; en vert de J-5 à J-10 jours.

Pour la partie Nord de la baie, nos résultats concordent avec les études de Riera (1995) qui a montré, à l'aide des compositions isotopiques, que 1) dans l'estuaire de la Charente (à Fort Lupin), les huîtres étaient soumises à la fois à des apports continentaux et marins/estuariens de part le jeu des marées, 2) dans la zone de l'île Madame (lieu-dit les Palles), les huîtres sont influencées par la vasière intertidale proche et 3) à Chassiron (pointe Nord de l'île d'Oléron), elles sont exclusivement influencées par les eaux océaniques.

Ces différentes origines montrent bien la dichotomie Est/Ouest de la baie. Les parcs à huîtres sont influencés différemment selon leur position. Les passages Est, Ouest et la Longe de Boyard sont des voies obligatoires des masses d'eaux et semblent conditionner leur destination finale.

Temps de résidence

Pour estimer le temps de résidence d'une masse d'eau, il est possible de suivre comme précédemment les trajectoires de particules et de regarder à quel moment cette particule franchit les limites de la baie. Il est également possible de suivre la répartition spatiale d'un traceur injecté ponctuellement dans le bassin. Dans le 1^{er} cas, seul le transport est pris en compte. Dans le 2nd cas, le traceur subit le transport et l'advection-dispersion.

Nous avons donc simulé la concentration d'un traceur inerte, initialisée à 1 dans une maille précise du domaine. Seize mailles sont ainsi initialisées (Figure II-55). Tout comme pour le calcul du temps de chasse, il est possible de suivre l'évolution de la quantité de traceur dans le système et d'appliquer l'Équation II-7 précédente. Par contre, nous ne restreignons plus le domaine à une limite Nord en dessous de l'île d'Aix. L'ensemble de la baie est prise en compte jusqu'à la pointe de l'île d'Oléron.

Les trajectoires issues de ces mailles sont également calculées. Pour chaque point, nous représentons la carte de la concentration en traceur au bout de J+10 jours sur laquelle nous superposons la trajectoire (exemple en Figure II-1). Le calcul est réalisé pour deux situations extrêmes : un départ en ME avec un débit de Charente faible et un départ en VE avec un fort débit. Les zones atteintes par les trajectoires au bout de J+10 ne sont pas toujours identiques aux zones de concentrations maximales de traceur, ce qui laisse supposer des problèmes dans les interpolations spatiales et/ou temporelles (le pas de temps des simulations étant ici de 1h). L'ensemble des cartes est présenté en Annexe 2.

Comme pour l'origine des masses d'eau, ces résultats de simulation montrent bien une opposition entre partie Est et Ouest de la baie qui est plus ou moins marquée selon le coefficient de marée. A partir de l'évolution du rapport $M(t)/M_0$, les points similaires sont regroupés (Figure II-56) : ces regroupements sont différents entre la VE et la ME. Ainsi, au niveau des vasières Est et Ouest, le regroupement se fait longitudinalement en ME et latitudinalement en ME. Il existe une hétérogénéité des temps de résidence à la fois spatiale et temporelle (marée VE/ME) (Figure II-55). Étant propre à une zone, le temps de résidence diffère du temps de chasse. Alors que le temps de chasse est élevé en ME et faible en VE, ce n'est pas toujours le cas pour le temps de résidence. Ainsi, pour les points situés dans les passes du Nord (points 4, 5 et 6), les aller-retour en VE augment le temps de résidence.

Sur les vasières, les temps de résidence sont beaucoup plus longs dans la zone Nord de la vasière de Brouage (points 9 et 12). Les calculs de l'âge des masses d'eau et des trajectoires avaient déjà montré que cette zone est caractérisée par des mouvements alternatifs Est-Ouest : les particules restent bloquées au-dessus de la vasière.

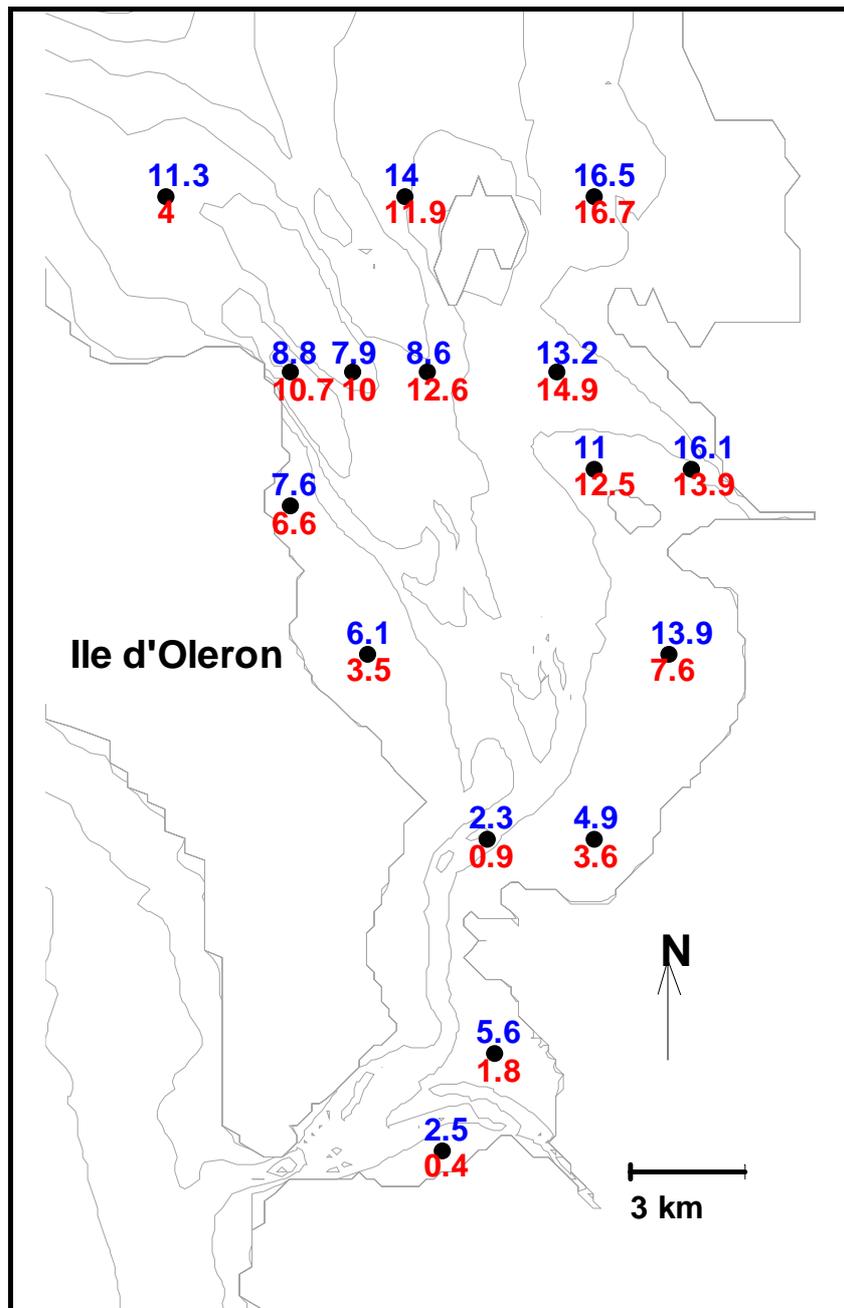


Figure II-55 : Temps de résidence moyens (en jours) estimés pour les points 1 à 16 (numérotés de gauche à droite et de haut en bas), dans différentes conditions hydrologiques (en bleu : ME/débit de Charente faible ; en rouge : VE/débit de Charente fort)

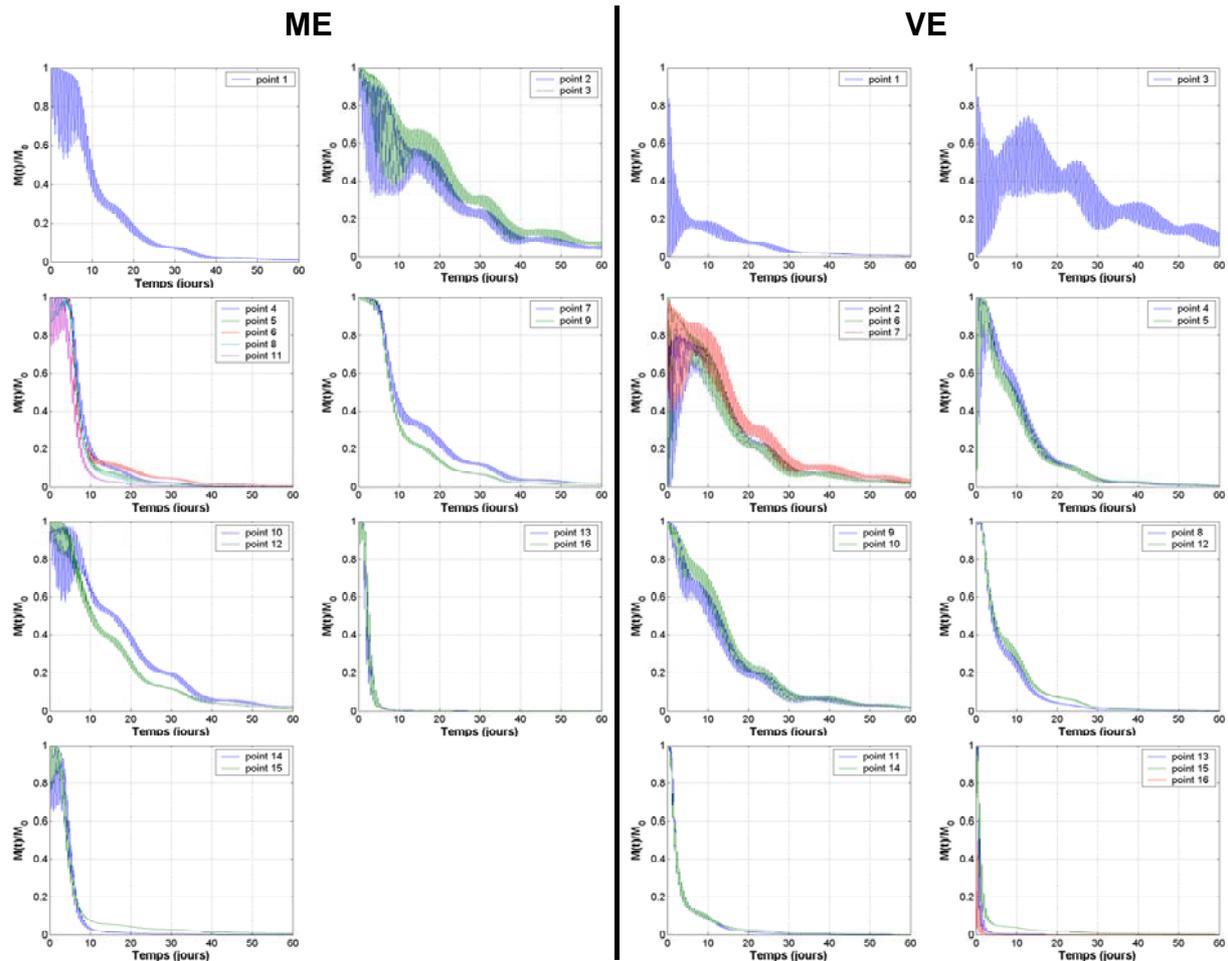


Figure II-56 : Évolution de la quantité relative de traceur $M(t)/M_0$ en ME et en VE

Conclusion

Les simulations mettent ici en évidence le découplage de fonctionnement entre les parties Est et Ouest de la baie, ainsi que l'importance de la présence des îles d'Aix et Madame qui modifient les circulations en bloquant plus ou moins les masses d'eau, et du rôle drainant du chenal central.

Les différentes origines des particules et les temps d'exposition plus ou moins longs selon les zones, ne sont pas sans conséquence pour les animaux vivants dans le milieu et en particuliers pour les huîtres cultivées : sur la côté Oléronaise, les apports principaux en nourriture sont essentiellement des apports d'origine océanique qui peuvent mettre du temps à atteindre les zones cultivées et peut correspondre à du plancton marin dégradé. Les zones Est fonctionnent principalement sur des apports journaliers de la vasière et peuvent être parfois influencées par les eaux de la Charente.

Cependant, il ne faut pas perdre de vue que ces simulations ne prennent pas

en compte :

- le vent qui prédomine dans le sens Nord-Ouest → Sud-Est, et peut permettre des entrées d'eaux plus rapides via la zone de la Longe de Boyard et de « bloquer » un peu plus les eaux vers la vasière de Brouage,
- la modification des bancs de sable au niveau du pertuis de Maumusson, qui engendre une modification dans les flux entrant et sortant de la baie,
- et la présence des tables ostréicoles ainsi que la structure très particulière de la vasière (alternance de banquettes et de seillons) qui modifient les écoulements.

II. LES DÉBITS DE CHARENTE

L'ensemble de la baie de Marennes-Oléron est influencé par les apports de la Charente. Les débits de la Seudre étant très faibles, voire nuls en été, n'influencent que localement la zone Sud de la baie. Ces apports en eau douce véhiculent des sels nutritifs à la côte, via le lessivage des sols cultivés, mais également divers polluants (herbicides, insecticides, etc.). Il est donc important d'avoir une bonne estimation des débits entrant dans le bassin. Cette entrée d'eau douce dans le bassin va, entre autre, modifier la salinité des eaux. Cette salinité peut être simulée par le modèle SiAM2D. Étant inerte (pas de consommation, pas de phénomène d'adsorption-désorption, etc.), la salinité constitue un excellent traceur des masses d'eau et sert à valider le modèle en confrontant les données de salinité simulées à celles mesurées dans le cadre des différents réseaux de suivis de la baie mis en place par l'IFREMER (base de données RAZLEC, REPHY).

II.1. La Charente et son bassin versant

La Charente est un fleuve de 361 km de long qui prend sa source dans la Dordogne à 380 m d'altitude. Ses affluents principaux sont le Né, la Seugne et la Boutonne. Le bassin versant drainé (Figure II-57) représente une surface de 9 600 km² avec une altitude moyenne faible, ainsi que des pentes et des surfaces topographiques globalement moyennes à faibles, hormis dans la région Nord orientale du Limousin où elles sont plus fortes.

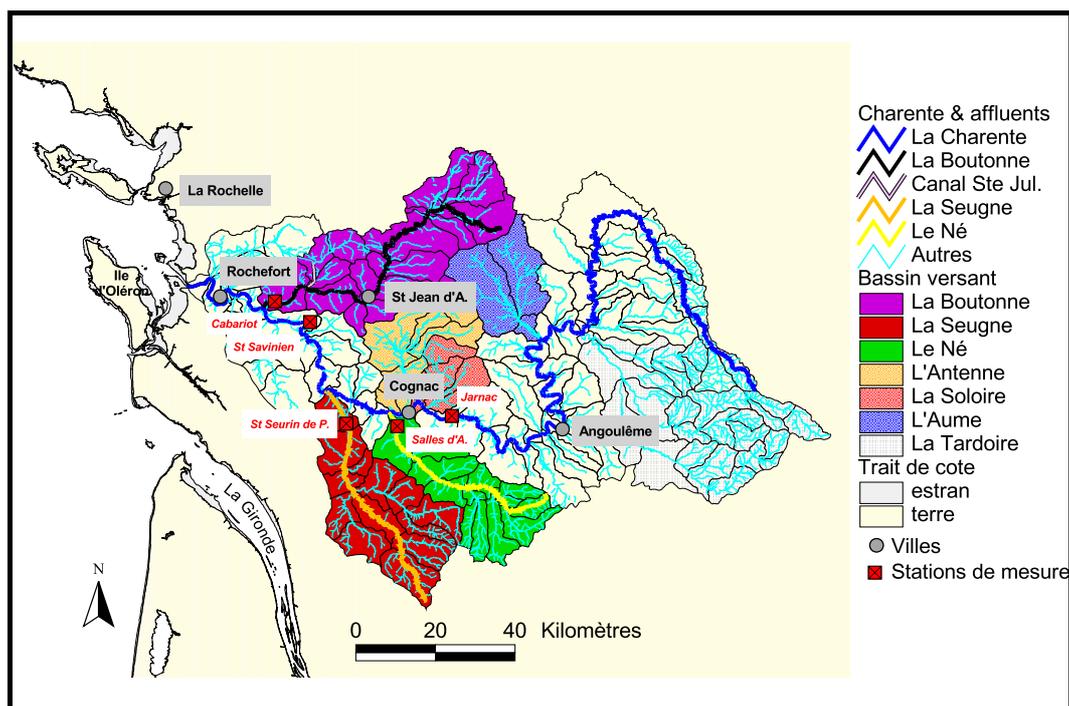


Figure II-57 : La Charente et ses principaux affluents : bassins versants et localisation des stations de mesure de la DIREN

La partie amont de la baie comporte des forêts de feuillus plus étendues que dans la partie aval, mais en général l'agriculture est la principale activité du bassin versant (élevage, vigne, céréales et oléagineux) et occupe 75% de sa superficie.

La population totale de la baie versant de la Charente est de 600 000 habitants (données 1990). Un quart de cette population est regroupé dans quatre villes de plus de 20 000 habitants : Angoulême, Cognac, Saintes et Rochefort, toutes localisées sur le cours de la Charente.

Le fleuve est bloqué immédiatement à l'aval de St Savinien, à 47 km de l'embouchure, par une retenue mobile à niveau variable qui empêche la marée dynamique de remonter plus en amont, hors coefficient très élevé. La partie estuarienne proprement dite débute à Tonnay-Charente, juste à l'Est de Rochefort.

II.2. Données disponibles

Stations de mesures de la DIREN¹¹

La DIREN possède à ce jour 30 stations de jaugeage en fonctionnement sur la

¹¹ DIREN : Direction Régionale de l'Environnement

Charente et ses affluents. La plus ancienne station a été installée en 1960 à St Brice, près de Cognac. Les principales stations de mesure sont représentées sur la Figure II-57. Leur date de début et fin de mise en service ainsi que leur code DIREN sont présentés dans le Tableau II-6. Sur le site Internet de la banque HYDRO¹² (banque nationale de données pour l'hydrométrie et l'hydrologie), chaque station de mesures est référencée à partir de ce code et un certain nombre d'informations est disponible sur cette station comme son type (station à échelle, à débits mesurés, etc.), si son régime est influencé ou non (voie navigable, marées, etc.), la qualité des mesures (bonne ou douteuse) ainsi qu'un calendrier des données disponibles et la personne à contacter pour les obtenir.

Avant la mise en place d'une station de mesure en février 2002 au barrage de St Savinien, les débits de la Charente étaient estimés à partir des débits mesurés de la Charente à Jarnac, de la Seugne à St Seurin de Palenne et du Né à Salles d'Angles.

Pour estimer les débits à l'embouchure, il est également nécessaire de prendre en compte les débits de la Boutonne (station de mesure de Cabariot) qui se jette dans la Charente en aval de St Savinien. Le débit n'étant mesuré à Cabariot que depuis octobre 2002, il était précédemment estimé à partir des mesures réalisées sur la Boutonne à St Séverin, ainsi qu'à partir des mesures à St Loup sur le Canal Ste Julienne reliant la Trézence à la Boutonne.

Grâce à l'installation de ces nouvelles stations, l'estimation des débits de la Charente est plus fiable pour les années 2002 et 2003. Pour les années antérieures, les débits étaient reconstitués à partir des différentes mesures sur la Charente et ses affluents en appliquant des modèles mathématiques.

¹² <http://hydro.rnde.tm.fr>

Tableau II-6 : Stations de mesure des débits sur la Charente et ses affluents : code RNDE et dates de mise en service

Rivière	Commune	Code	Début de mise en service	Fin de mise en service
Charente	Suris	R0020010	01/01/1979	31/12/1991
		R0020011	01/01/1992	
	Charroux	R0100010	01/09/1983	
	St Saviol	R0110010	01/10/1970	
	Voulême	R0110020	01/05/1990	
	Chenon	R0220010	01/03/1972	01/01/1993
	Aunac	R0220020	01/07/1975	
	Luxe	R2020010	01/10/1971	
	Vindelle	R2240010	01/11/1977	
	Linars	R3020010	01/01/1971	01/01/1989
	Jarnac	R3090001	01/01/1989	01/01/2002
	St Brice	R3090010	01/01/1960	01/01/1977
	St Savinien	R5250020	19/02/2002	
Vergeroux	R7150010	01/08/1975		
Seugne	Pons	R5123310	01/01/1967	31/12/92
	St Seurin de Palenne	R5123320	01/01/1997	
Né	St Fort sur le Né Salles d'Angles	R4122510	01/03/1969	01/01/1993
		R4122520	15/09/1993	01/01/2000
		R4122521 ^a	01/01/2000	
		R4122522 ^b	01/01/2000	
		R4122523^c	01/01/2000	
Boutonne	Vert	R6092910	01/02/1969	01/10/1998
	St Séverin	R6092920	02/05/1993	
	Torxé	R6142910	01/11/1967	01/10/1994
	St Jean d'Angély	R6142920	01/01/2000	
		R6142921 ^a	22/01/2003	
		R6142922 ^b	22/01/2003	
		R6142923 ^c	22/01/2003	
Cabariot	R6182910	24/10/2002		
Canal de Ste Julienne (Trézence-Boutonne)	St Loup	R6164710	01/06/1981	01/03/1998
	Puyrolland	R6164610	01/06/1972	

a : bras agricole, b : bras principal, c : section totale

Débits reconstitués : période 1978 – 1996

Une série temporelle de débits journaliers reconstitués à Rochefort entre 1978 et 1996 est également disponible. Bien que moins fiable que les données issues de mesures réelles, cette série temporelle permet d'analyser l'évolution des débits à long terme, ainsi que la variabilité inter-annuelle des apports en eaux douces.

Débits mesurés et reconstitués par Munaron, 2001-2002

En 2001, des mesures instantanées de débits ont été réalisées par Munaron au barrage de St Savinien. A partir de ce travail, il a également reconstitué la série temporelle des débits journaliers pour l'année 2002. Ces mesures peuvent être comparées aux débits reconstitués à partir des données de Jarnac, Salles d'Angles et St Seurin de Palenne.

II.3. Années 2001- 2003 : comparaison de débits à St Savinien

La station de mesure de St Savinien est située à une trentaine de kilomètres en aval de Jonzac : entre ces 2 stations, la Charente reçoit dans son cours le Né et la Seudre. Pour vérifier les mesures réalisées à St Savinien, il est donc possible de les comparer à la somme des débits à Jarnac, St Seurin et Salles. Cependant, ce calcul n'est qu'approximatif puisqu'en période d'étiage et de crue, ces cours d'eau ont des fonctionnements découplés (rivière sortant de son lit lors des crues par exemple) : ce qui arrive à St Savinien n'est alors pas forcément égal à la somme du cours d'eau principal et de ses affluents.

Pour l'année 2001, les débits instantanés mesurés par Munaron à St Savinien suivent bien la somme des débits amont.

Pour l'année 2002, les débits reconstitués à St Savinien par Munaron sont légèrement supérieurs à la somme des débits.

Pour l'année 2003, les débits mesurés à St Savinien sont dans l'ensemble légèrement supérieurs à la somme des débits amont. En mai-juin, il semble y avoir eu un problème de mesure puisqu'un pic suivi d'une décroissance lente et régulière du débit est enregistré, alors qu'aucun pic n'est observé en amont. Lors de l'étiage d'été, la station enregistre des débits négatifs ce qui laisse supposer également un problème à ce moment là.

Les séries 2002 et 2003 de St Savinien et de la somme des débits présentent un décalage temporel de 2 à 3 jours. Le débit à Jarnac contribuant entre 70% et 95% à la somme des débits, le décalage observé avec St Savinien correspond au temps que mettent les masses d'eau à parcourir les 60 km entre les 2 communes.

Cette série 2001-2003 de débits à St Savinien semble fiable. En y ajoutant les débits de la Boutonne, nous obtenons une série utilisable en entrée de modèle.

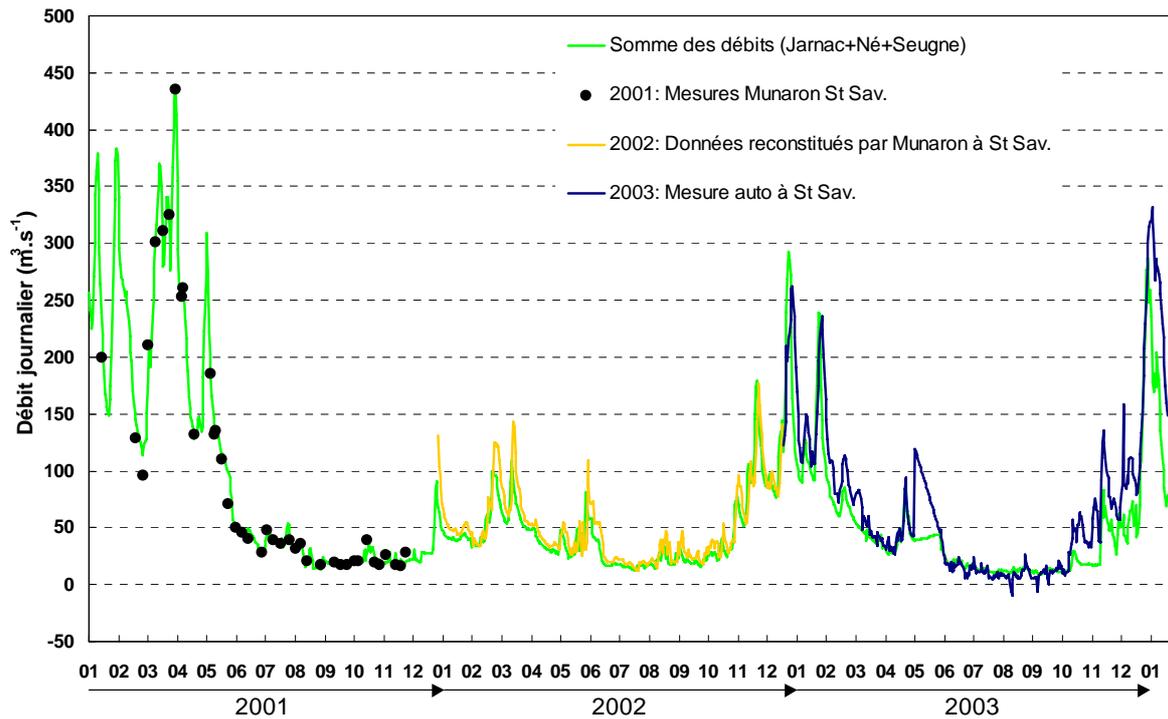


Figure II-58 : Débits journaliers de la Charente de 2001 à 2003

II.4. Années 1978 à 1996 : débits reconstitués à Rochefort

Les débits journaliers reconstitués à Rochefort varient entre $0,4$ et $948,6 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, avec une moyenne de $95,6 \pm 108,6 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. Sur cette série de débits reconstitués, les valeurs supérieures à $700 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ sont plus que douteuses. En effet, au maximum, le débit pouvant passer au barrage de St Savinien est de $500 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ et celui passant à l'écluse de Cabariot est de $200 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ (J.-L. Boulangier, DIREN, comm. pers.). En embouchure de Charente, les mesures de débits sont techniquement compliquées à réaliser et il est donc impossible de confronter ces débits reconstitués avec des débits réellement mesurés.

L'ensemble des paramètres statistiques de cette série est présenté dans le Tableau II-7. L'histogramme des effectifs ainsi que le pourcentage cumulé de fréquence est représenté en Figure II-59.

Tableau II-7 : Statistiques descriptives de débits

Minimum	0,4
1er quartile	20,3
Médiane	61,3
3ème quartile	135,0
Maximum	948,6
Moyenne	95,6
CV (écart-type/moyenne, %)	113,7
Ecart-type	108,6

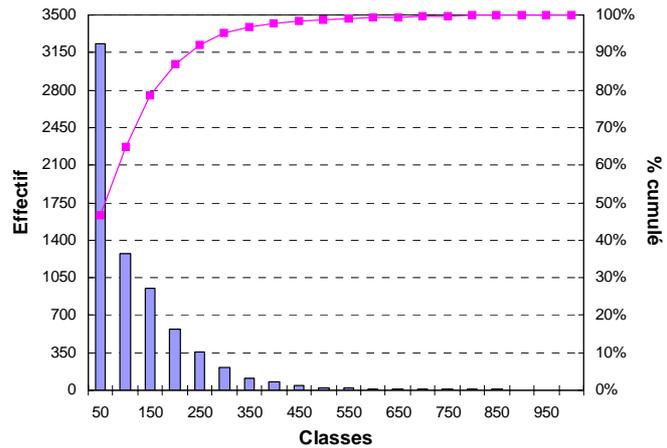


Figure II-59 : Histogramme des effectifs et % cumulé

La série chronologique des débits journaliers (Figure II-60 et Figure II-61) présente une variabilité saisonnière marquée : les plus forts débits ont lieu en hiver jusqu'au début du printemps, avec des maximums s'étalant entre fin janvier à début avril selon les années. Les débits les plus bas (environ $20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en moyenne) sont rencontrés en août et septembre. Les moyennes annuelles des débits sont très variables d'une année sur l'autre avec un débit moyen annuel minimum en 1989 ($30 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) et un débit moyen annuel maximum en 1988 ($140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$).

Les variabilités inter-annuelles de débits peuvent être très importantes. Le débit hivernal moyen est d'environ $200 - 250 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Pendant les hivers 1982-83 et 1993-94, il est deux fois plus important, et pendant l'hiver 1987-88 il atteint un maximum de $700 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Au contraire, pendant l'hiver 1991-92, ce débit atteint à peine $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Ces importantes fluctuations d'apports en eau douce modifient les propriétés des eaux de la baie (salinité) et également apporter des quantités variables de nutriments au cours de la saison, mais également d'une année sur l'autre : ces fluctuations dans les apports en nutriments ont un effet direct sur les populations planctoniques. Une analyse des débits de la Charente et de la pluviométrie de son bassin versant, réalisée par Giret (2002) sur un siècle met en évidence un régime cyclique quinquennal doublé d'un régime cyclique décennal. Cet auteur met également en avant que la tendance des débits de la Charente n'est pas lié au changement climatique global, mais à une évolution des pratiques agricoles (pompages).

Les coefficients de variation ($\text{CV} = \text{écart-type} / \text{moyenne, \%}$) calculés pour chaque année varie entre 50% et 185%, soit une variabilité saisonnière de 107,9%.

Les CV mensuels varient entre 61% et 110%, soit une variabilité inter-annuelle de 84,5%.

L'ensemble du Golfe de Gascogne est influencé par la Loire et la Gironde (Lazure & Jegou, 1998), cette dernière pouvant influencer la baie de Marennes-Oléron (Boutier *et al.*, 2000). Les débits journaliers de la Charente sont corrélés à ceux de la Gironde (corrélation de Pearson : 0,77 ; $p < 0,05$) et à ceux de la Loire (corrélation de Pearson : 0,868 ; $p < 0,05$).

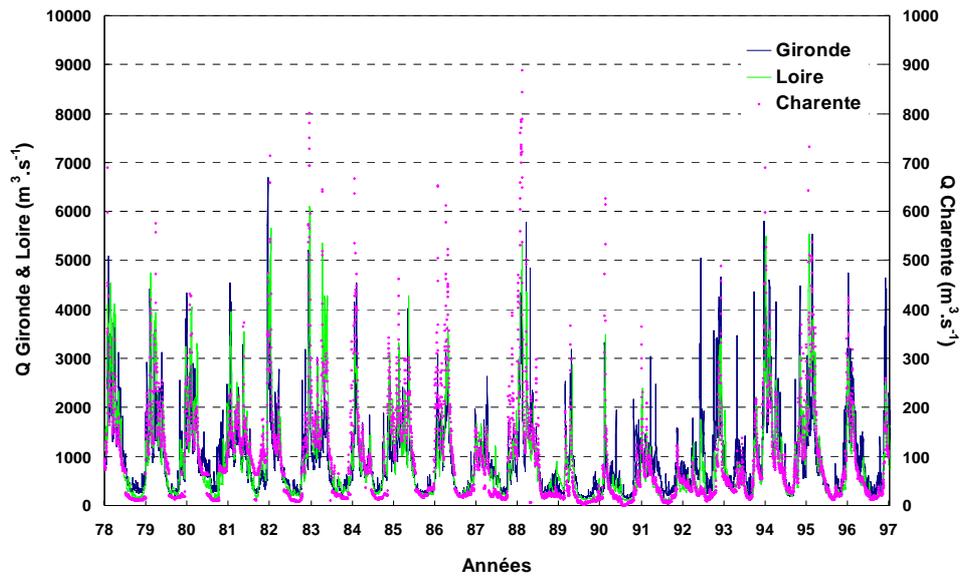


Figure II-60 : Débits journaliers de la Charente, de la Loire et de la Gironde entre 1978 et 1997

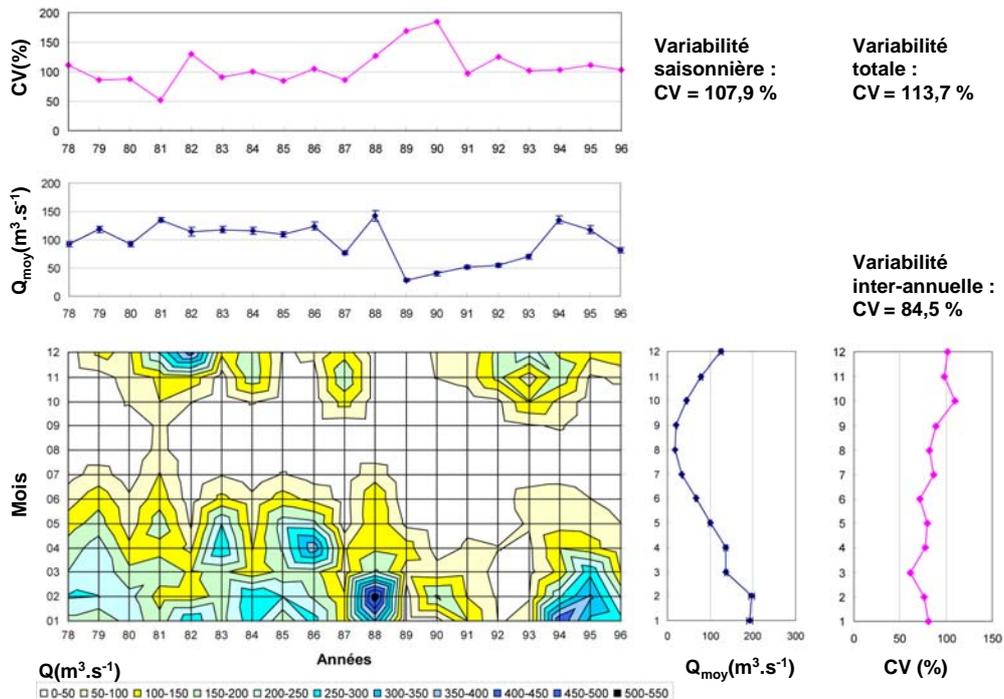


Figure II-61 : Débits journaliers de la Charente entre 1977 et 1996, moyennes mensuelles et annuelles et coefficients de variation (CV)

II.5. Salinité mesurée / simulée

La salinité, étant une variable conservative, constitue un très bon traceur des masses d'eau. Il est donc possible de valider le modèle SiAM2D, ainsi que les débits utilisés, en confrontant la salinité simulée par SiAM2D et la salinité mesurée dans le bassin. La salinité est extraite sur les années 2001-2002 de la base de données RAZLEC (Soletchnik *et al.*, 1998 et cf. Figure III-1 pour la localisation des stations). Une simulation est également réalisée sur la même période en injectant la série de débits décrite précédemment. Les résultats sont sauvegardés toutes les heures. La simulation de n'importe quelle variable nécessite de lui imposer une valeur en limite du modèle. La salinité est imposée à 0 au niveau de l'injection des débits de Charente. Par contre, deux conditions océaniques différentes sont testées :

- la salinité est imposée à une valeur constante de 34,
- la salinité imposée est celle mesurée par la sonde placée à l'extrémité de l'île d'Oléron (au niveau du phare de Chassiron). Les données brutes de cette sonde ne sont pas régulières sur la période 2001-2002. L'ensemble des données sont présentées en Annexe 3. Nous utilisons 2 séries de mesures : du 15/01/2002 au 03/09/2002 et du 10/10/2002 au 31/12/2002. De plus, la sonde découvrant à BM, les valeurs sont manquantes dans la série brute. Nous interpolons linéairement ces séries brutes afin d'avoir une série régulière à imposer en limite de modèle.

Résultats de simulation avec une limite océanique constante

Comparée à la salinité de surface et de fond des 5 stations de mesure RAZLEC :

- la salinité simulée à la station Nord (Figure II-62a) est sur- ou sous-estimée de 1 à 2 unités sur l'ensemble de la période considérée. La condition limite de 34 ne convient pas pour cette station fortement influencée par les eaux océaniques du Nord et qui n'est influencée par la Charente que lors des forts débits de celle-ci. Ce résultat montre bien ici l'importance des conditions limites forçantes du modèle : la baie de Marennes-Oléron et plus particulièrement le Nord de celle-ci sont en effet largement influencés par les apports des eaux de la Gironde (Boutier *et al.*, 2000). Pour mieux représenter la variabilité de la salinité dans la baie, il est donc nécessaire de prendre en compte ces apports extérieurs.

- la salinité simulée à la station Charente (Figure II-62b) présente une variabilité importante et des valeurs parfois très faibles que la stratégie de mesure RAZLEC ne représente pas.
- la salinité simulée aux stations Centre (Figure II-62c), Sud (Figure II-62d) et Seudre (Figure II-62e) représente assez bien la salinité mesurée même si, là encore, la salinité est sur- ou sous-estimée par rapport à la réalité à cause de la mauvaise représentativité des conditions limites et de la non-prise en compte des apports de la Gironde.

Résultats de simulation avec une limite océanique réelle

Avec une limite océanique réelle, la salinité simulée suit mieux les variations des mesures notamment aux stations Sud et Centre. A la station Seudre, la salinité mesurée est inférieure à celle simulée : les apports hivernaux d'eau douce de la Seudre influencent les salinités. Or, les apports de cette rivière ne sont pas pris en compte dans le modèle. A la station Nord, il semble exister un décalage entre mesure et modèle : les salinités mesurées peuvent atteindre 35 quand les simulations ne dépassent pas 34.

Conclusion

A partir des débits injectés dans le modèle, la salinité est correctement représentée, mais il apparaît nécessaire de prendre en compte les variations saisonnières de ce paramètre en limite océanique. Il en sera probablement de même pour d'autres paramètres, comme les sels nutritifs et le phytoplancton.

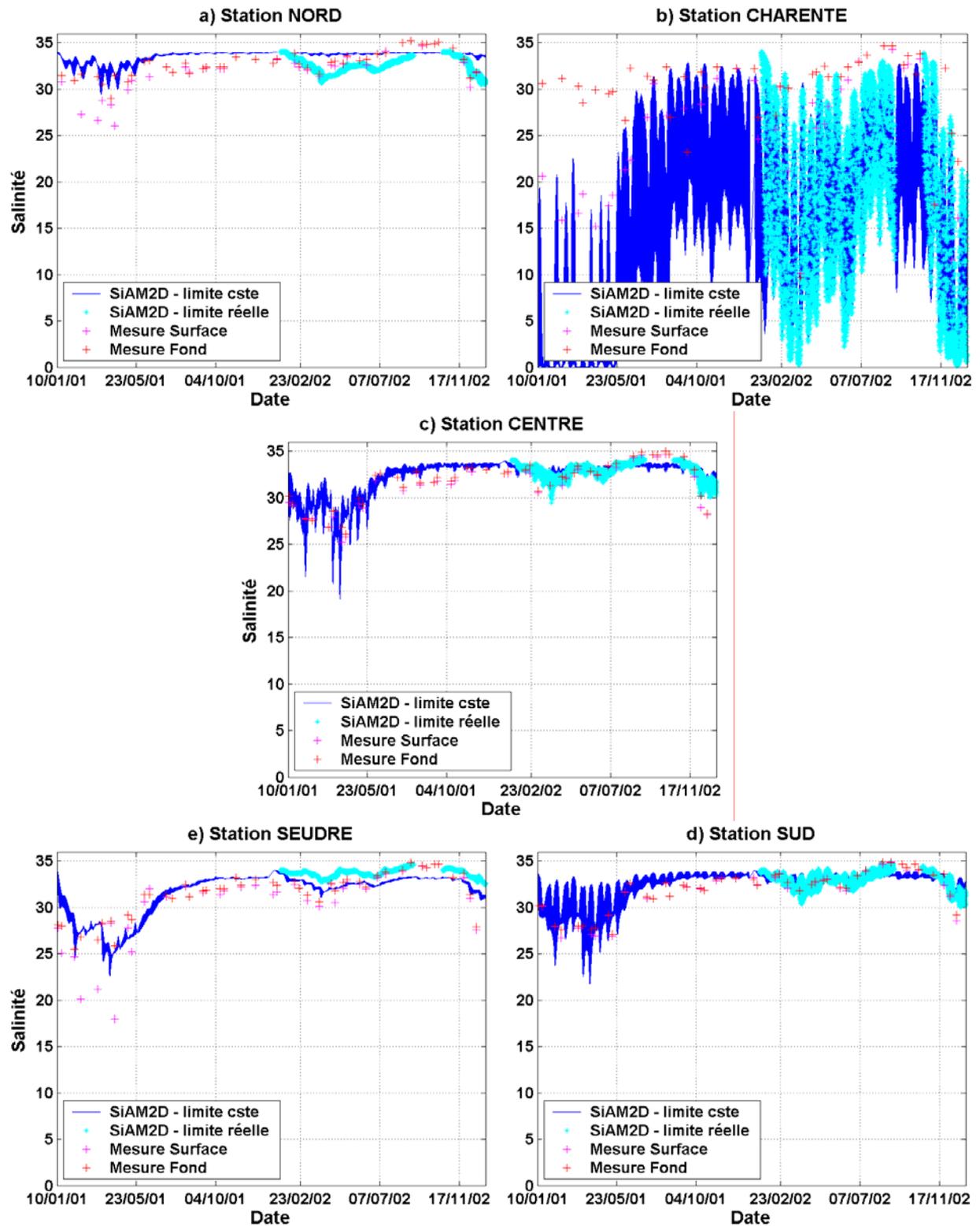


Figure II-62 : Comparaison entre les salinités mesurée et simulée pour 2001-2002 aux 5 stations RAZLEC

III. AUTRES FORÇAGES

III.1. Forçages météorologiques

Données disponibles

L'ensemble des données météo provient de MétéoFrance. Les caractéristiques des données disponibles (pas de temps, dates de début et fin, etc) sont rassemblées dans le Tableau II-8.

Tableau II-8 : Caractéristiques des séries temporelles des données météorologiques fournies par MétéoFrance

Station	Pas de temps	Dates	Paramètres
La Rochelle	1 jour	Du 01/01/1972 au 01/01/2004	Température (°C, moyenne) Pluie (mm, cumul) Durée d'insolation (h, cumul) Rayonnement (J.cm ⁻² , cumul) Pression atmosphérique (hPa, moyenne)
La Rochelle - St Denis d'Oléron ¹³ - Château d'Oléron ¹⁴	1h	Du 01/01/2001 au 31/12/2002	Température (°C, moyenne) Pluie (mm, cumul) Humidité relative (% , moyenne) Durée d'insolation ¹⁵ (h, cumul) Rayonnement ¹⁵ (J.cm ⁻² , cumul) Pression atmosphérique (hPa, moyenne) Direction du vent (rose de 360°, moyenne) Intensité du vent (m.s ⁻¹ , moyenne)
St Denis d'Oléron	3h	Du 01/01/1980 au 31/12/2000	Direction du vent (rose de 360°, moyenne) Intensité du vent (m.s ⁻¹ , moyenne)

Température de l'air

La température de l'air influence la température de l'eau. Elle conditionne également la température de la vase et sera donc une variable forçante essentielle au modèle (cf. PARTIE IV).

Ce paramètre présente une forte saisonnalité (Figure II-63). La température varie entre -9,3°C et 30,8°C, avec une moyenne de $12,9 \pm 5,8^\circ\text{C}$ pour la période

¹³ St Denis d'Oléron est situé à la pointe Nord Est de l'île d'Oléron

¹⁴ Pour la localisation du Château : cf.

¹⁵ Seulement pour la station de La Rochelle

1972-2004, soit un CV de 44,8%. Elle présente une tendance à l'augmentation (augmentation d'environ 1,5°C sur la moyenne annuelle), avec une variabilité annuelle plus ou moins cyclique.

Précipitations

Les précipitations journalières (Figure II-64) varient entre 0 et 63 mm avec une moyenne de $2,2 \pm 4,7$ mm, soit un CV de 210% lié à la forte saisonnalité de ce paramètre. La quantité annuelle des précipitations varie fortement d'une année sur l'autre avec des années humides (1979, 1981, 1982, 1984, 1994 et 2000) et une année très sèche (1989).

Insolation et rayonnement

Les durées d'insolation quotidiennes varient entre 0 et 15,5h avec une moyenne de $4,6 \pm 2,1$ h, soit un CV de 220% à relier avec la forte saisonnalité de ce paramètre. Le rayonnement journalier (Figure II-65) varie entre 0 et 3129 J.cm^{-2} avec une moyenne de $1312 \pm 829 \text{ J.cm}^{-2}$, soit un CV de 63% lié à une forte variabilité saisonnière. Les moyennes annuelles présentent une certaine cyclicité.

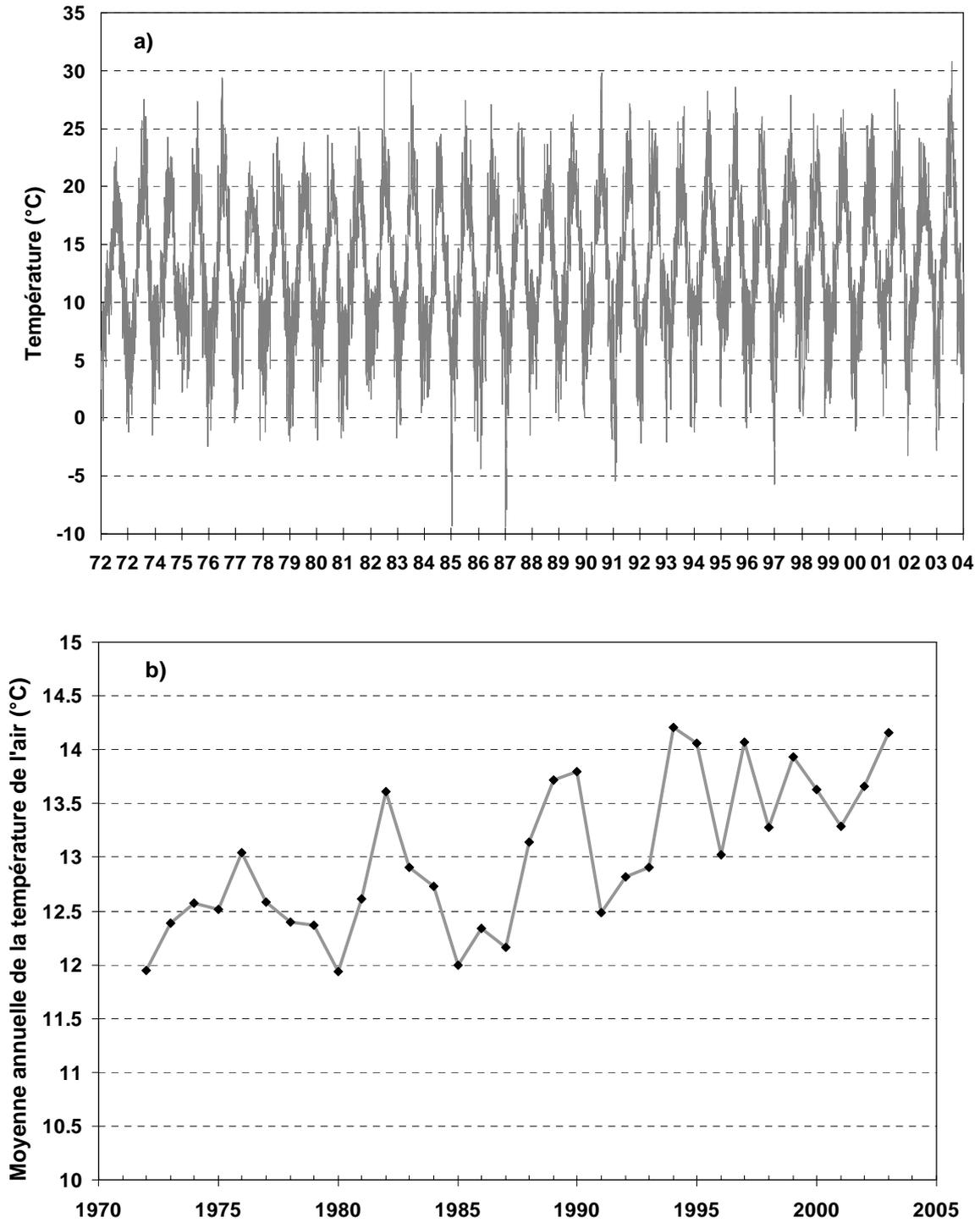


Figure II-63 : Température de l'air mesurée sous abri (en °C).
 a) Moyenne journalière et b) moyenne annuelle. Source : MétéoFrance.

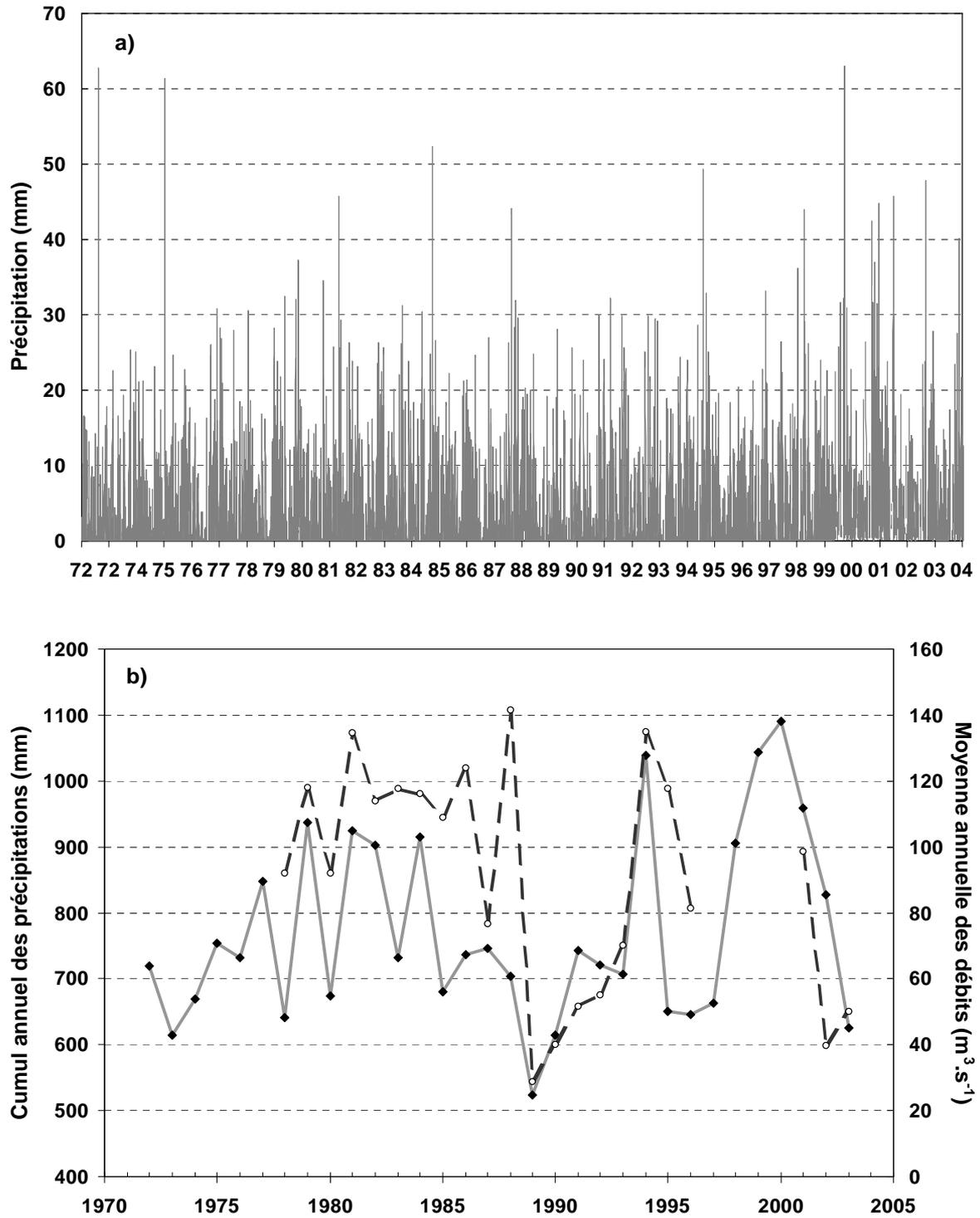


Figure II-64 : Précipitations (en mm).

a) Cumul journalier et b) cumul annuel (trait plein) et moyenne annuelle des débits de la Charente (tiret).
Sources : MétéoFrance / DIREN.

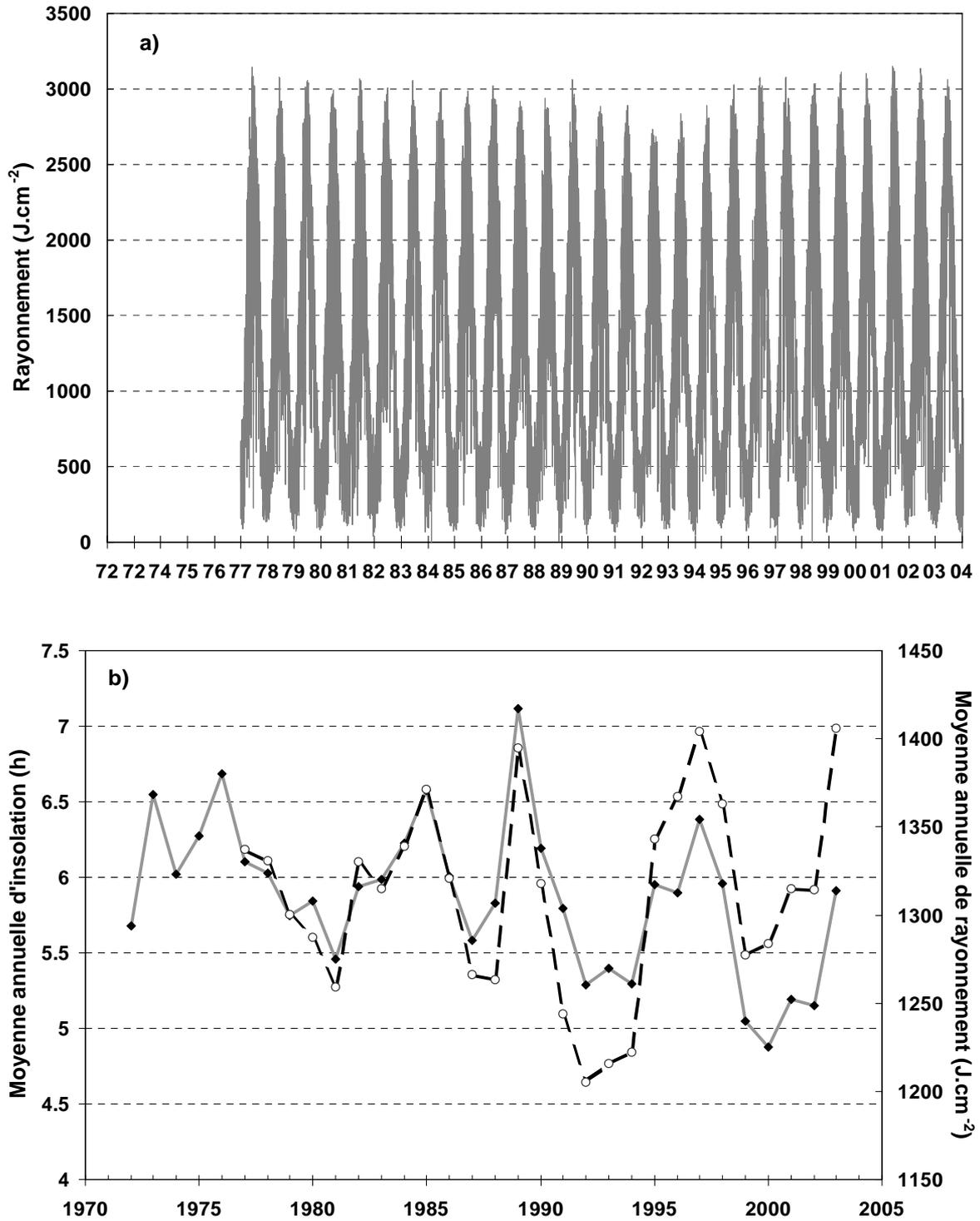


Figure II-65 : Rayonnement ($\text{J}\cdot\text{cm}^{-2}$) et insolation (h).
 a) Cumul journalier du rayonnement et b) moyenne annuelle de l'insolation (trait plein) et du rayonnement (tiret). Source : MétéoFrance.

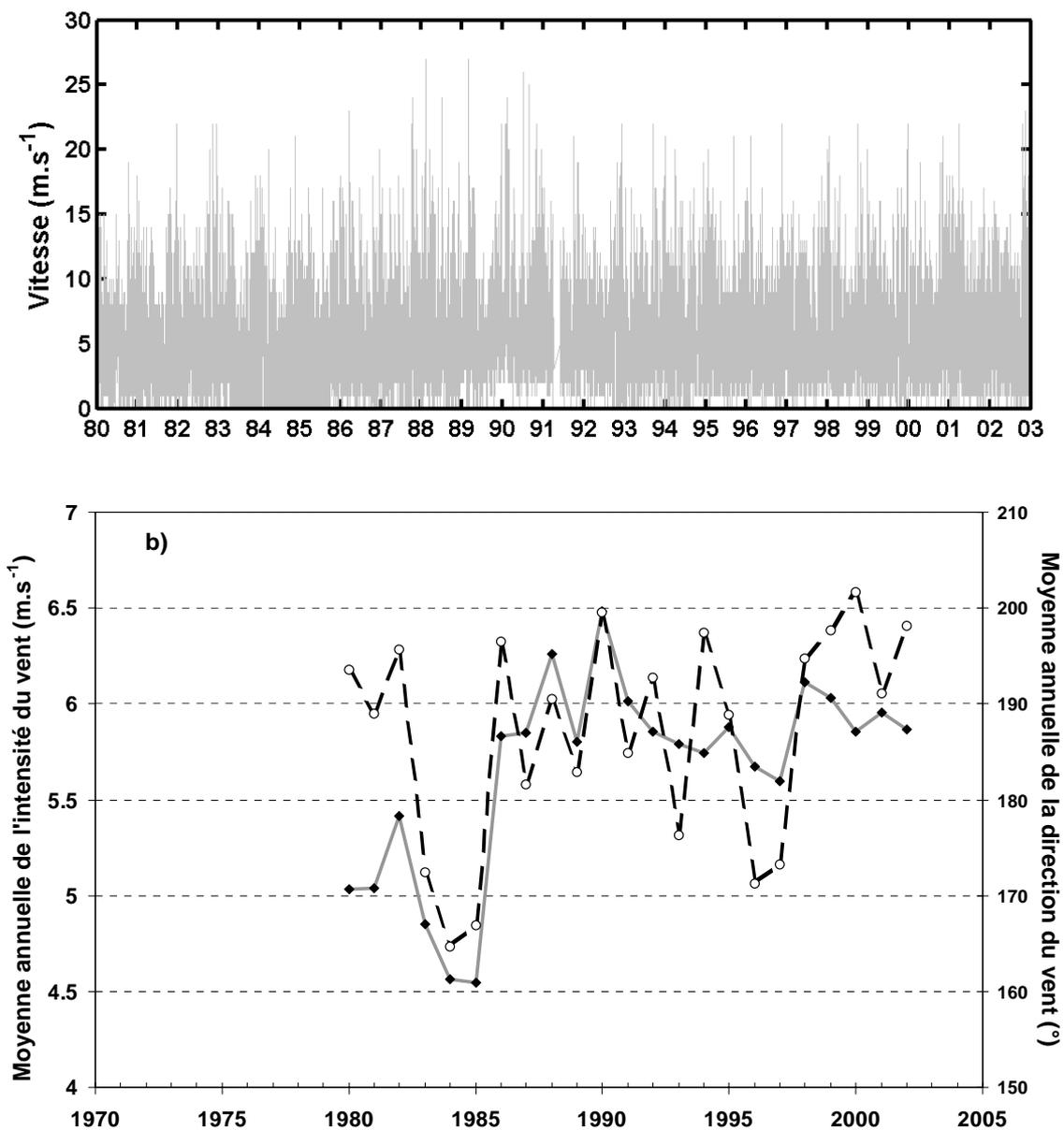


Figure II-66 : Vent (en $m.s^{-1}$).

a) Moyenne horaire et b) moyenne annuelle de l'intensité (trait plein) et de la direction (tiret). Source : MétéoFrance.

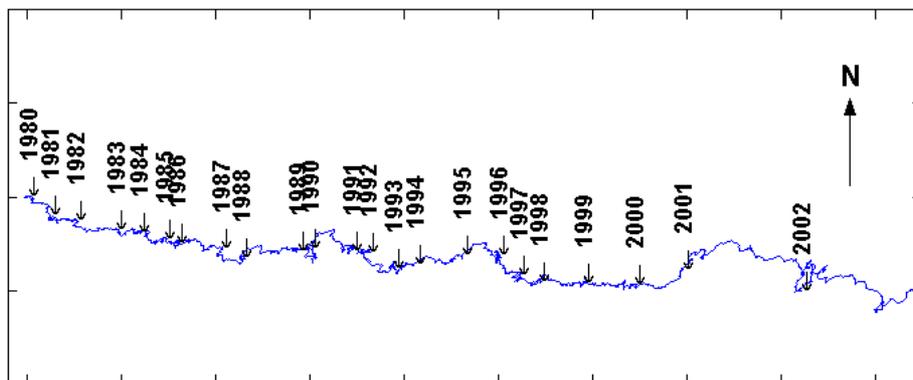


Figure II-67 : Hodogramme des vents entre 1980 et 2003

Vent

Selon son intensité et sa direction, le vent peut avoir des effets plus ou moins importants sur les courants de surface et sur la remise en suspension des sédiments.

La vitesse journalière est comprise entre 0 et 27 m.s⁻¹ (Figure II-66) avec une moyenne de $5,7 \pm 3,2$ m.s⁻¹ (CV = 57%). L'hodogramme des vents (cumul de la vitesse des vents, Figure II-67) montre une dominance des vents de Nord-Ouest et des dominances Sud-Ouest entre 1988 et 1990, entre 1993 et 1996 et entre 2000 et 2001.

Corrélation

A partir des moyennes ou des cumuls annuels de la température, des précipitations, de l'index NAO¹⁶, du débit et du rayonnement, la matrice de similarité (corrélation de Pearson) est calculée. Sur l'ensemble de la série, il n'existe aucune corrélation significative. Par contre en ne prenant en compte que les années 1978 à 1996, il existe des corrélations positives et significatives entre la température et l'index NAO, et entre le débit de Charente et les précipitations (Tableau II-9).

Tableau II-9 : Matrice de corrélation de Pearson. En gras, valeurs significatives (hors diagonale) au seuil alpha=0,05 (test bilatéral)

	Température	Index NAO	Pluie	Débit	Rayonnement
Température	1	0,457	0,044	-0,044	0,065
Index NAO	0,457	1	0,021	-0,416	-0,147
Pluie	0,044	0,021	1	0,615	-0,403
Débit	-0,044	-0,416	0,615	1	-0,043
Rayonnement	0,065	-0,147	-0,403	-0,043	1

III.2. Caractéristiques sédimentaires de la baie de Marennes-Oléron

Environnement sédimentaire

L'environnement sédimentaire meuble de la baie a été décrit par Hily (1976), Sornin (1981) et Sauriau *et al.* (1989) (Figure II-68). Ces différents travaux ont mis en

¹⁶ Source : http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/precip/CWlink/pna/nao_index.html

évidence les différences des faciès sédimentaires dans le bassin :

- sur la vasière de l'Est, les sédiments sont homogènes et composés de vase fine, pure dont la fraction pélitique (particules de diamètre < 63 µm) est supérieure à 90%,
- sur les vasières de l'île d'Oléron et dans le Sud de la baie, les types sédimentaires varient entre vases fines, vases sableuses, sables vaseux et sables fins,
- dans le chenal central, parcouru par de forts courants, le sédiment est plus grossier.

La connaissance de cet environnement sédimentaire variable dans l'espace est importante car chaque type de sédiment aura une remise en suspension différente. De plus, chaque sédiment a une capacité calorifique qui lui est propre : les transferts de chaleur au niveau des vasières ne seront pas les mêmes dans l'ensemble de la baie.

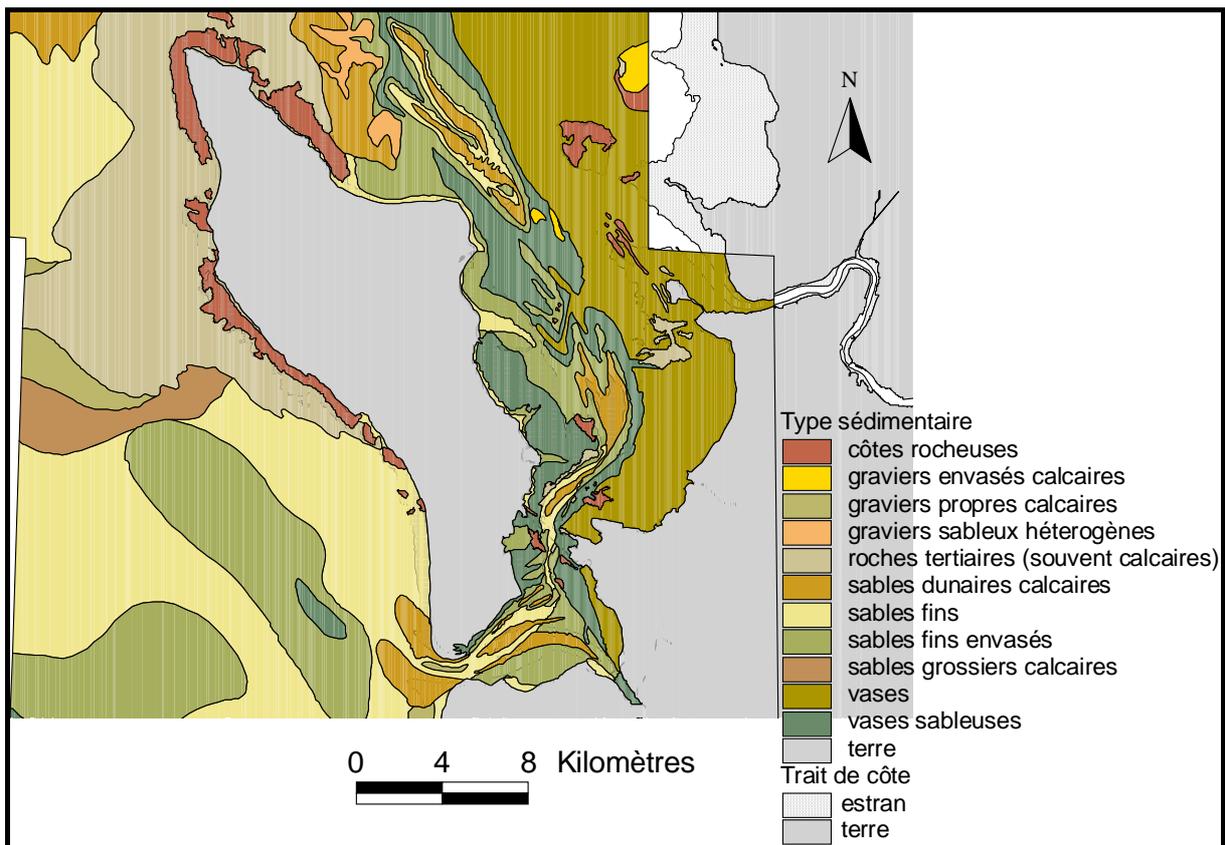


Figure II-68 : Carte sédimentaire de la baie de Marennes-Oléron

Dynamique sédimentaire

La dynamique sédimentaire est bien connue à l'échelle de la vasière de

Brouage. Dans le cadre du projet européen INTRMUD, Bassoullet *et al.* (2000) ont cherché à déterminer quels forçages hydrodynamiques étaient responsables de la dynamique sédimentaire. Des mesures de turbidité ont souligné l'importance des vagues sur la remise en suspension du sédiment sur les vasières. La marée joue un rôle important dans le transport des sédiments à travers la baie puisque les plus fortes turbidités sont enregistrées en VE dans le chenal. En ME, les processus se jouent à l'échelle des seillons où de la vase fluide se dépose. En terme de flux, lorsque les vagues dominent, il y a érosion de la vasière qui est alors une source importante de matériel resuspendu (flux de sédiments de la vasière vers le chenal). Le forçage tidal contrôle le transport et la redistribution du matériel en suspension. Ce forçage est particulièrement important en période calme de VE : les flux étant cette fois du chenal vers la vasière (déposition). A l'échelle de l'année, ces deux facteurs antagonistes engendrent un quasi-équilibre de la vasière intertidale. Le Hir *et al.* (2000), ont montré que l'asymétrie tidale entre le flot et le jusant est responsable d'un transport de sédiment vers la vasière. Ils soulignent le rôle des activités humaines sur l'hydrodynamisme : les tables ostréicoles modifient localement l'hydrodynamisme en atténuant les vagues et les bateaux créent des vagues peu différentes de celles créées par le vent. Ils montrent également l'importance du drainage dans le transport du sédiment et dans la formation des banquettes/seillons. D'après des observations aériennes de la vasière, Maurin *et al.* (2003), déduisent que le fonctionnement par drainage de la vasière est proche de ceux observés pour les systèmes hydrographiques continentaux. Ils observent une apparente stabilité de ce réseau de drainage à l'échelle de l'année, mais avec des évolutions saisonnières. Certaines zones sont soumises à un envasement estival (lié à une chute du régime hydrodynamique), puis ces chenaux envasés sont vidangés et réactivés en hiver.

Le modèle SiAM2D possède un module d'hydrosédimentaire qui est validé localement pour la vasière de Brouage (Le Hir *et al.*, 2000). Cependant, il n'a pas été validé à l'échelle de la baie de Marennes-Oléron. Il n'était pas possible de faire cette validation dans le cadre de ce travail de thèse. Nous n'utiliserons donc pas ici ce module de transport sédimentaire.

PARTIE III. CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CIMIQUES ET HYDROBIOLOGIQUES

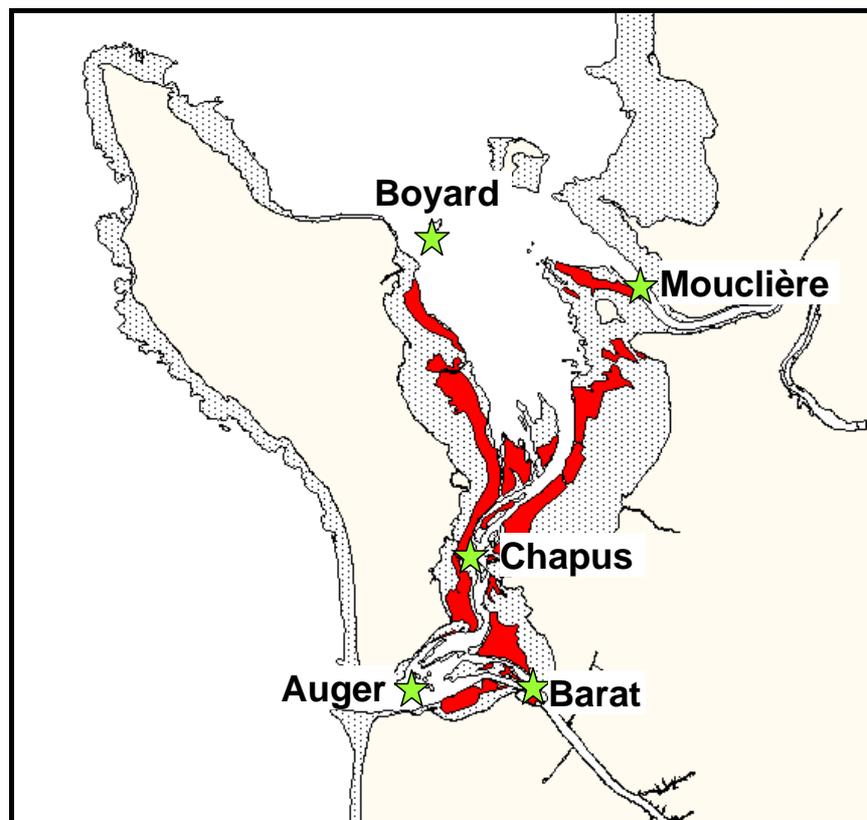


Figure III-1 : Localisation des 5 stations d'échantillonnage de la base de données RAZLEC – En gris : estrans – En rouge : zones conchylicoles.

I. INTRODUCTION

Alors que de nombreux articles décrivent l'impact des changements climatiques à long terme sur les écosystèmes marins (Beaugrand *et al.*, 2000 ; Beusekom & de Jonge, 2002) ou les évolutions inter- et intra-annuelles des apports en nutriments par les fleuves et ses conséquences en terme d'eutrophisation sur le littoral (Harding, 1994 ; Canuel, 2001 ; Carstensen *et al.*, 2003 ; Younes *et al.*, 2003, quelques études seulement se focalisent sur la variabilité à court terme (à l'échelle de l'heure) des caractéristiques hydrobiologiques des eaux littorales (Pereira-Filho *et al.*, 2001). Pourtant, ces écosystèmes sont soumis quotidiennement à des marées d'amplitude variable. Dans des baies semi-fermées ou des estuaires, le phénomène est plus ou moins amplifié selon la topologie des lieux et cette variabilité liée au cycle de marée a alors des conséquences importantes, notamment dans les estimations de flux de matières. Ainsi, pour Lucas & Cloern (2002), les interactions à l'échelle horaire influencent les échelles hebdomadaire et mensuelle. Selon ces auteurs, de nombreuses estimations de la dynamique phytoplanctonique qui négligent la fluctuation de la hauteur d'eau, peuvent par exemple sur- ou sous-estimer la production phytoplanctonique estuarienne. L'influence de l'échelle horaire semble alors aussi importante que l'échelle pluriannuelle pour l'écosystème. Ces écosystèmes littoraux étant soumis à de fortes pressions anthropiques (apports des bassins versants, tourisme, pêche, conchyliculture, etc.), il est donc nécessaire de connaître les échelles spatio-temporelles qui gouvernent les processus biologiques et physiques afin de caractériser la qualité des eaux, préciser comment les facteurs environnementaux interagissent avec la dynamique des ressources exploitées et d'évaluer les impacts anthropiques sur le fonctionnement de ces écosystèmes et leur capacité trophique (Jassby *et al.*, 1997 ; de Jonge, 2000).

L'utilisation de modèles mathématiques couplant physique et biologie est un moyen d'investigation, de compréhension et de gestion de tels écosystèmes (Ménésquen *et al.*, 1995 ; Allen, 1997 ; Bacher *et al.*, 2000 ; Cerco, 2000 ; Cloern, 2001 ; Elliott & de Jonge, 2002). Cependant, ces outils mathématiques doivent aussi avoir des échelles de résolution spatiale et temporelle adaptées à la variabilité spatio-temporelle du milieu et au processus étudié, sous peine de ne pas représenter correctement la réalité.

Un écosystème comme celui de la baie de Marennes-Oléron est soumis à divers apports et régulé par divers processus biogéochimiques qui ont des échelles de variabilité différentes. Les mesures sur le terrain de paramètres environnementaux donnent une image de ces apports et processus, ainsi que de leur variabilité. Pour mieux comprendre le fonctionnement du système, il apparaît alors nécessaire de les hiérarchiser. De part l'importance économique qu'y représente la conchyliculture (Gouletquer & Le Moine, 2002), la baie de Marennes-Oléron est depuis longtemps étudiée et surveillée : une base de données regroupant les principaux paramètres hydrobiologiques existe depuis 1977 et son analyse a déjà donné lieu à une publication sur les tendances observées sur une vingtaine d'années (Soletchnik *et al.*, 1998). L'utilisation de cette base de données et de nouvelles campagnes d'échantillonnage plus ponctuelles permet ici d'appréhender plusieurs échelles de variabilité spatiale et temporelle, allant de l'intra-journalier à l'inter-annuel et de les hiérarchiser.

II. CARACTÉRISTIQUES INTER- ANNUELLES ET SAISONNIÈRES DES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES ET HYDROBIOLOGIQUES ENTRE 1977 ET 2002

II.1. Description de la base de données RAZLEC

Le suivi hydrologique de la baie Marennes-Oléron est né en 1974 avec le Réseau National d'Observation (R.N.O.) qui couvre le littoral français et comporte deux volets : l'un sur la qualité de l'eau, l'autre sur la contamination chimique des organismes marins. En ce qui concerne Marennes-Oléron, le suivi comporte huit stations.

En 1983, la surveillance de l'hydrologie des eaux marines est modifiée et ne concerne plus que certains sites du littoral ; elle est confiée à la CQEL (Cellule Qualité des Eaux Littorales de la D.D.E.). Le laboratoire de Ressources Aquacoles de la Tremblade poursuit ce suivi chronologique uniquement sur cinq stations (Figure III-1) représentatives des caractéristiques hydrauliques : la base de données « RAZLEC » (Héral *et al.*, 1978, 1983, 1984 ; Faury *et al.*, 1999) est développée afin d'établir des séries temporelles et d'évaluer les évolutions à long et moyen terme des caractéristiques hydrologiques de la baie Marennes-Oléron. Les cinq stations sont décrites par Faury *et al.* (1999), de la manière suivante :

- Station Nord dite « Boyard » : en raison de la circulation Nord-Sud des eaux, cette station est exposée aux eaux océaniques. Néanmoins, les eaux de la Charente influencent les eaux superficielles en période de crue, ainsi que les eaux de la Gironde.
- Station Charente dite « Fontenelles » : située dans l'estuaire de la Charente, elle témoigne de l'importance des flux dont le fleuve est vecteur.
- Station Centrale dite « Chapus » : point central de la baie de Marennes-Oléron, elle est dans la zone du balancement des marées.
- Station Sud dite « Auger » : proche du pertuis de Maumusson, elle reflète les entrées et sorties d'eau du Sud de la baie.
- Station Seudre dite « Barat » : située à l'embouchure de la Seudre, elle est le point de contrôle aval du bras de mer constitué par le lit de la rivière où l'effet de la marée se fait sentir à 20 km en amont.

Les descripteurs mesurés en ces cinq stations sont physiques (température, salinité, oxygène dissous et sestons), chimiques (azote ammoniacal, nitrites, nitrates, phosphates et silicates) et biologiques (chlorophylle *a* et phéopigments). Ces cinq stations sont échantillonnées en sub-surface et à 50 cm du fond deux fois par mois : une fois en période de mortes-eaux (coefficient < 70) et une fois en période de vives-eaux (coefficient > 70). Les différentes techniques analytiques employées sont décrites dans Faury *et al.*, 1999.

La base est constituée de données issues de plus de 5300 prélèvements recueillis entre 1977 et 2002. Les séries chronologiques sont relativement régulières. Cependant, des conditions météorologiques difficiles ont pu perturber l'échantillonnage et sur certaines stations, l'acquisition a parfois été interrompue.

II.2. Traitement des données

Pour chaque paramètre et à chaque station, la moyenne, l'écart-type et le coefficient de variation (CV, %) sont calculés sur la série brute. Les valeurs minimales et maximales sont également données.

Sur l'ensemble des données, une analyse de variance est réalisée pour tester s'il existe des différences significatives entre les stations. Puis, pour chaque station, une analyse de variance est réalisée pour tester s'il existe des différences significatives entre les facteurs « surface / VE », « surface / ME », « fond / VE » et « fond / ME ».

Pour visualiser la tendance générale de la série, les moyennes annuelles sont calculées pour chaque station ainsi que l'erreur-type¹⁷, afin de comparer les stations entre elles. Une représentation en box-plot est également faite pour visualiser la dispersion des données autour de la médiane.

Pour visualiser la saisonnalité de la série, les moyennes mensuelles sont calculées pour chaque station ainsi que l'erreur-type, afin de comparer les stations entre elles. Une représentation en box-plot est également faite.

II.3. Température de l'eau

La température de l'eau joue un rôle important dans la maturité sexuelle des huîtres puisque qu'une valeur estivale proche de 20°C est considérée comme nécessaire pour obtenir une bonne reproduction. En deçà, le captage naturel est moindre. La température de l'eau agit également sur l'ensemble des processus physiologiques de l'huître, notamment sur la filtration (cf. modèle de filtration dans la partie IV), mais aussi sur la production planctonique ou encore sur les processus physico-chimiques (par exemple : dégradation de la matière organique). Dans le modèle SiAM2D, la température de l'eau agira comme variable forçante : elle sera imposée sur l'ensemble du bassin à partir de données mesurées.

¹⁷ Erreur-type = $\frac{\sigma}{\sqrt{n}}$, avec σ : écart-type et n : taille de la population

Données brutes

Les données brutes de température de l'eau (Figure III-2) montrent une forte variabilité saisonnière avec des maxima en été autour de 20°C et des minima en hiver autour de 8°C, et peu de variabilité entre les stations : en effet, la faible profondeur de la baie de Marennes-Oléron lui confère une faible inertie thermique et la température de l'eau suit ainsi les variations de la température de l'air (corrélation significative $R^2 = 0,80$ à $0,87$ selon les stations, $p < 0,005\%$). Une légère stratification thermique (1°C au maximum) existe parfois entre les eaux de surface et de fond au niveau de l'embouchure de la Charente ou de la Seudre, mais en général la faible épaisseur de la tranche d'eau ainsi qu'un fort brassage des masses d'eau lié aux courants de marée n'autorise pas de stratification.

En prenant en compte toutes les données ($n = 5480$), sur la période 1977-2002, la température moyenne de l'eau est de $14,33 \pm 4,51^\circ\text{C}$ (CV = 31,49%), avec des valeurs minimales et maximales mesurées de 1°C (Station Centre en janvier 1987) et de 24,4°C (Station Seudre en juillet 1990) (Tableau III-1). Influencés par des eaux océaniques plus froides et moins brassées, les prélèvements à la station Nord présentent la température moyenne la plus faible ($14,09 \pm 4,23^\circ\text{C}$). Influencés par la Seudre et les rejets d'eaux des claires voisines, les prélèvements à la station Seudre présentent la température moyenne la plus forte ($14,61 \pm 4,69^\circ\text{C}$).

En considérant l'ensemble des données, les stations n'ont pas des moyennes significativement différentes entre elles ($p < 0,05\%$).

En considérant les stations une par une, il n'existe pas de différences significatives entre les cas « surface / VE », « surface / ME », « fond / VE » et « fond / ME ».

Tableau III-1 : Moyenne de la température, écart-type, coefficient de variation, minima et maxima pour chaque station entre 1977 et 2002.

Station	Moyenne	Écart-type	CV (%)	Minima	Maxima
Sud	14,5	4,3	29,5	1,4	22,8
Nord	14,1	4,2	29,9	3,4	22,5
Centre	14,11	4,6	32,9	1,0	22,7
Charente	14,4	4,7	32,4	3,9	23,7
Seudre	14,6	4,7	32,2	3,4	24,4

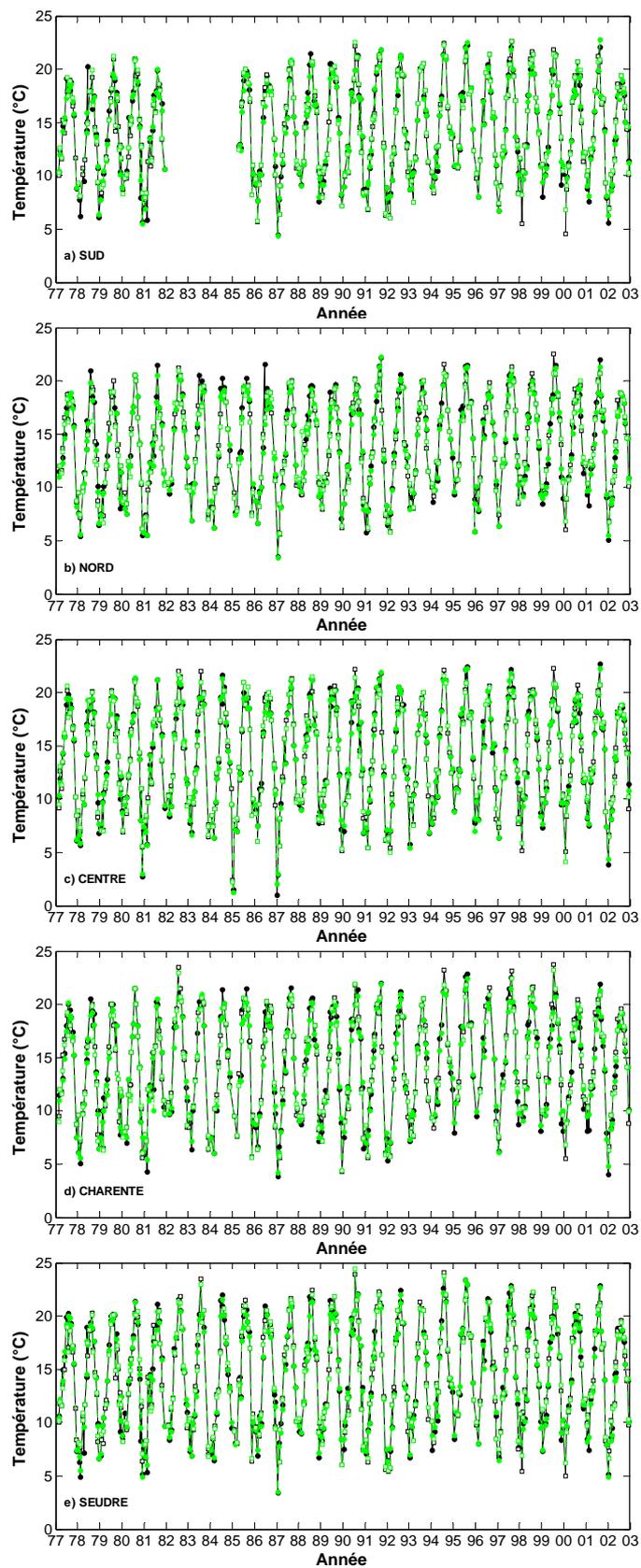


Figure III-2 : Évolution temporelle de la température de l'eau pour les cinq stations en surface (trait plein noir) et au fond (trait pointillé vert) de 1977 à 2002. Les échantillons sont collectés en VE (□) ou en ME (●).

Moyennes annuelles

Pour comparer les stations entre elles, la moyenne annuelle (Figure III-3) est calculée toutes données confondues ainsi que l'erreur-type. A part en 1985 où la moyenne annuelle de la station Centre est significativement différente des stations Charente, Seudre et Sud, et en 1995 où cette même station est significativement différente de la station Charente, la moyenne annuelle de la température de l'eau n'est pas différente entre les stations. Pour l'ensemble des stations et des années, cette moyenne varie entre 12,9°C (1980) et 15,7°C (1995) avec une tendance à l'augmentation déjà décrite par Soletchnik *et al.* (1998) puis Faury *et al.* (1999).

Les moyennes annuelles montrent une variabilité comprise entre 21 et 43%, soit en moyenne de 31,25% : les variations annuelles liées à la variabilité saisonnière sont donc du même ordre de grandeur que la variabilité globale de la série, avec des années de plus fortes variabilités comme 1988 et 1991, traduisant des écarts importants entre températures estivales et hivernales.

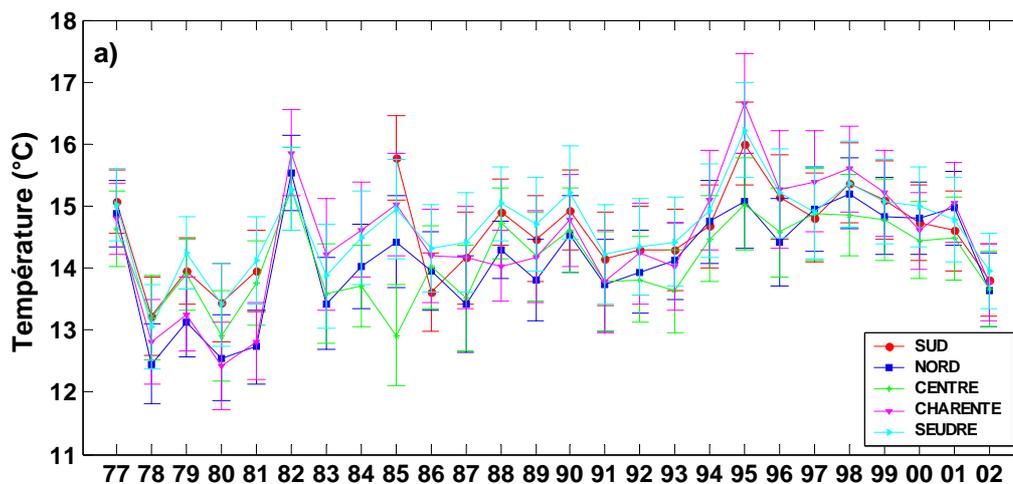


Figure III-3 : Température : a) Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée. b) Représentation en box-plot des données (trait rouge = médiane)

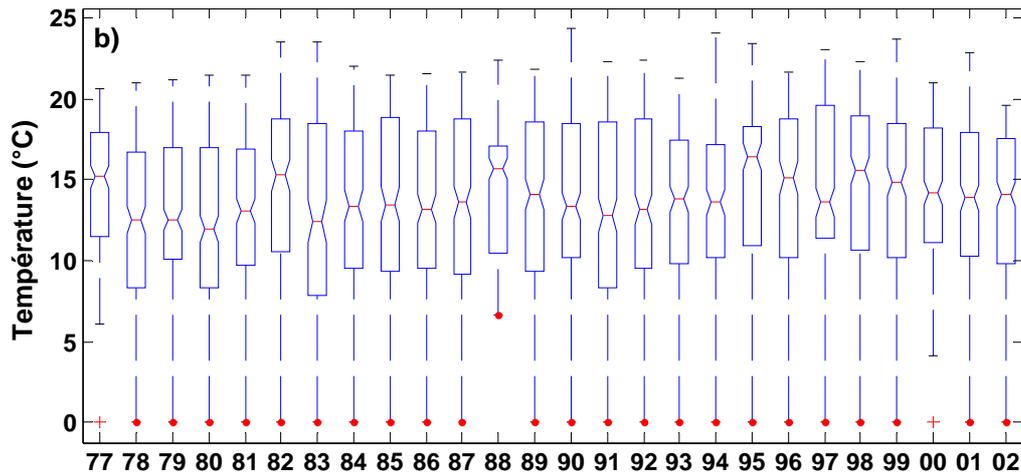


Figure III-3 : Température : a) Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée. b) Représentation en box-plot des données (trait rouge = médiane) (suite)

Moyennes mensuelles

La forte saisonnalité est bien mise en évidence via la représentation graphique des moyennes mensuelles (Figure III-4). Ces moyennes varient entre 8,15°C en janvier et 20,21°C en août, avec des températures en moyenne plus froide en été à la station Nord et plus chaude à Seudre, alors qu'en hiver, la station Sud est en moyenne la plus chaude et la station Centre la plus froide. La moyenne des CV mensuels est de 12,8% et traduit la variabilité inter-annuelle qui est donc faible.

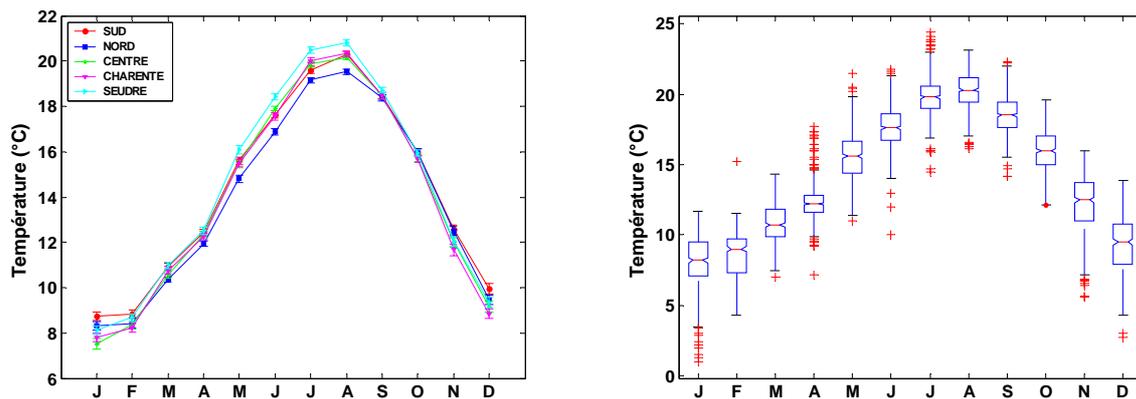


Figure III-4 : Moyenne mensuelle de la température pour chaque station et représentation en box-plot des valeurs mensuelles (toutes stations confondues)

II.4. Salinité

La salinité est un traceur des apports en eaux douces dans la baie. Ses

variations plus ou moins importantes ont des conséquences sur la physiologie et la distribution des animaux marins.

Données brutes

En prenant en compte toutes les données ($n = 5493$), sur la période 1977-2002, la salinité moyenne de l'eau est de $30,94 \pm 4,18$ (CV = 13,51%), avec des valeurs minimale et maximale mesurées de 1,5 (décembre 1982 à la station Charente) et de 36,6 (septembre 1990 à la station Seudre). Les données brutes de salinité (Figure III-5) montrent une variabilité cyclique liée aux saisons, des différences inter-annuelles avec des pics vers les salinités les plus faibles plus ou moins marquées, ainsi que des différences entre les stations avec des variations de salinité entre surface et fond très importantes à la station Charente et un signal très bruité à cette station. De part sa situation à l'embouchure, la salinité de cette station est fortement influencée par les apports en eaux douces de la Charente et enregistre donc une salinité moyenne globale de $27,51 \pm 6,82$ (CV = 24,78%) et des salinités pouvant varier entre 1,5 et 35,8 selon la présence des eaux de la Charente ou d'eaux plus océaniques. La station Nord présente la moyenne la plus forte (Tableau II-2).

Sur l'ensemble des données, les stations Charente, Seudre et Nord sont chacune significativement différentes des 4 autres stations ($p < 0,05\%$). Les stations Sud et Centre n'ont pas de moyennes significativement différentes entre elles.

Pour les stations Sud et Centre, il n'existe pas de différence significative entre les cas S/VE, S/ME, F/VE et F/ME. Aux stations Nord et Seudre, le cas S/ME est significativement différent des autres situations. A la station Charente, les prélèvements de surface sont significativement différents de ceux du fond, avec des différences significatives entre F/VE et F/ME.

Les différences significatives entre prélèvements de VE et de ME constatées ici soulèvent le problème de représentativité de l'écosystème enregistrée par la base de données RAZLEC. En effet, lorsque le paramètre enregistré est sensible au coefficient de marée, il risque d'y avoir une sur-estimation ou une sous-estimation systématique du paramètre. De la même manière, une année qui est systématiquement échantillonnée en VE à des coefficients supérieurs à 100 est-elle comparable à une année systématiquement échantillonnée en VE à des coefficients

compris entre 90 et 100 (Figure III-6) ? Cela ne risque-t-il pas de faire apparaître ou de masquer des tendances sur le long terme ?

A l'échelle de la journée, il est également possible de constater une influence de l'heure du prélèvement sur la valeur du paramètre. Dans le cas de la station Charente (Figure III-7), la salinité est plus faible à BM qu'à PM car plus ou moins influencée par les eaux douces du fleuve. Un échantillonnage systématique à l'étal de BM ou à l'étal de PM peut donc engendrer un biais dans l'estimation globale de la tendance.

Un réajustement des données par rapport à la hauteur en eau prendrait en compte cette influence de la marée et corrigerait le signal (cf. méthode employée par Li & Smayda (2001) pour corriger l'influence de la marée sur le signal de Chl a).

Tableau III-2 : Moyenne de la salinité, écart-type, coefficient de variation, minima et maxima pour chaque station entre 1977 et 2002.

Station	Moyenne	Écart-type	CV (%)	Minima	Maxima
Sud	31,89	2,31	7,25	19,3	36,2
Nord	32,40	2,43	7,49	13,6	36,5
Centre	31,78	2,41	7,57	21,5	36,5
Charente	27,51	6,82	24,78	1,5	35,8
Seudre	30,01	3,18	10,26	11,2	36,6

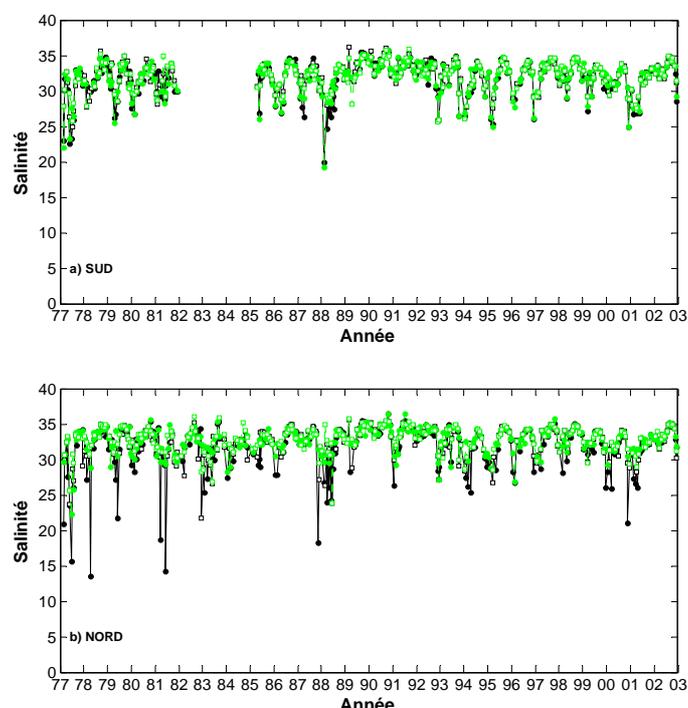


Figure III-5 : Évolution temporelle de la salinité pour les cinq stations en surface (trait plein noir) et au fond (trait pointillé vert) de 1977 à 2002. Les échantillons sont collectés en VE (□) ou en ME (●).

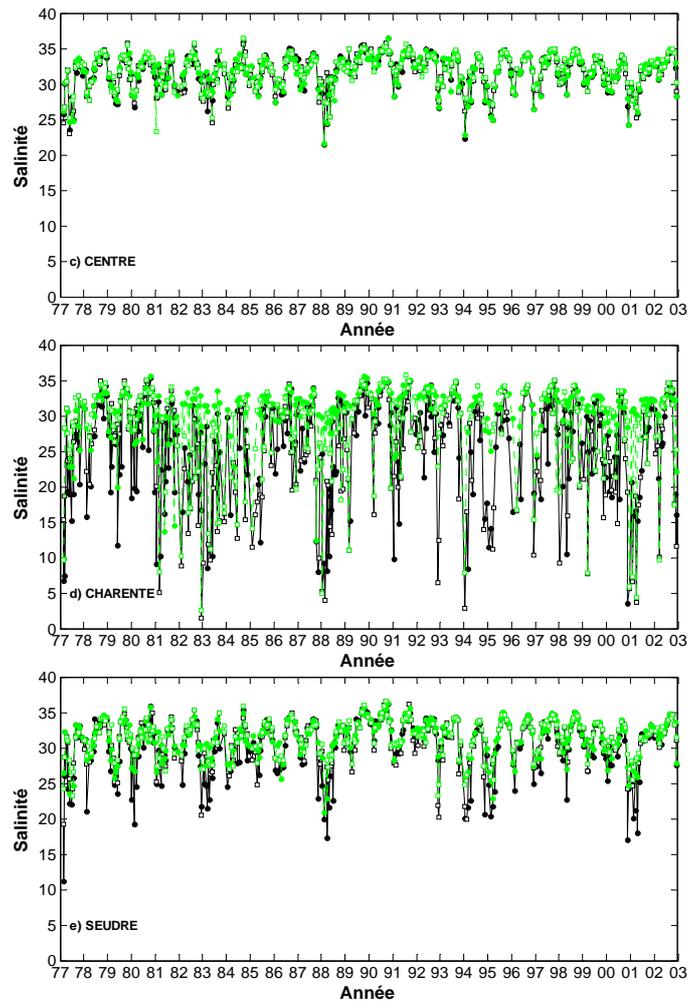


Figure III-5 : Évolution temporelle de la salinité pour les cinq stations en surface (trait plein noir) et au fond (trait pointillé vert) de 1977 à 2002. Les échantillons sont collectés en VE (□) ou en ME (●).
(suite)

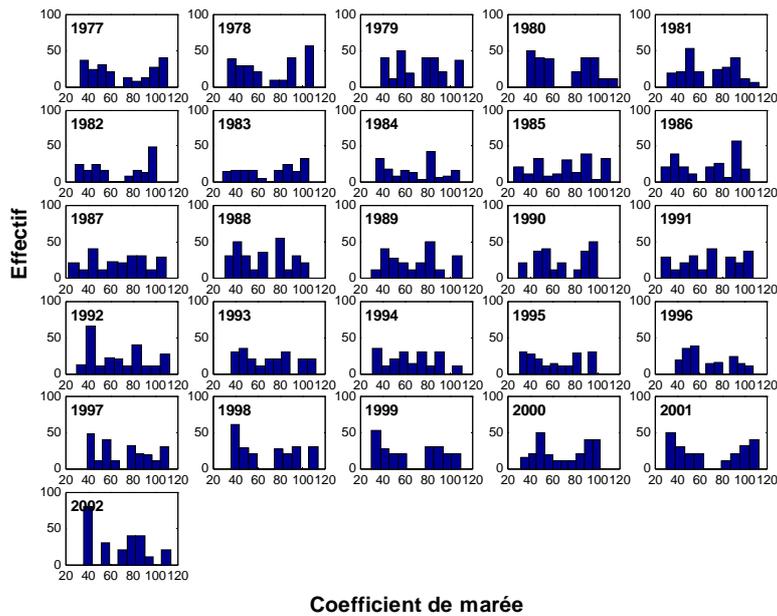


Figure III-6 : Histogramme des coefficients de marées échantillonnés entre 1977 et 2002

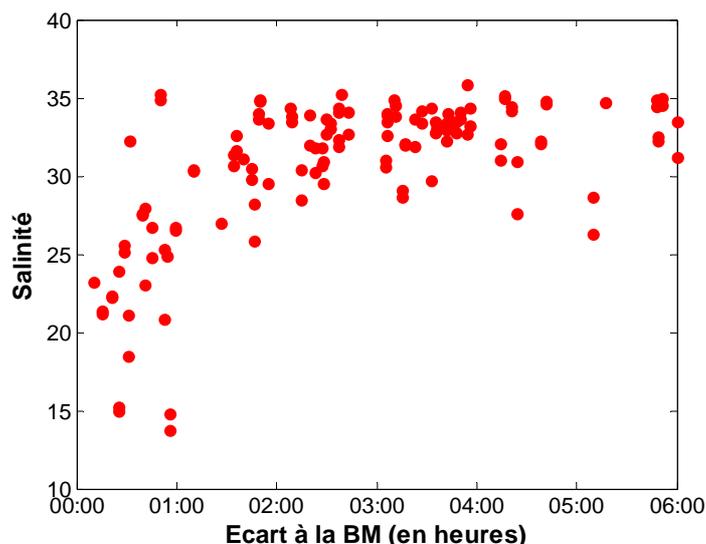


Figure III-7 : Salinité mesurée à la station Charente (prélèvement de S/VE en période estivale) en fonction de l'écart à l'heure de BM.

Relation avec le débit de la Charente

Alors que le principal apport en eau douce dans le bassin se fait par la Charente, la salinité et le débit présentent une faible corrélation linéaire ($R^2 = 0,26$; $p < 0,05$) sur l'ensemble des données.

En distinguant les données par station et type de prélèvement (profondeur et coefficient de marée), la corrélation s'avère plus forte avec les prélèvements de surface que ceux de fond (Tableau III-3 et Figure III-8). A la station Charente, la corrélation est très faible au fond en période de VE ($R^2 = 0,08$) alors que cette station est directement influencée par les eaux du fleuve : une stratification des eaux existe par moment à cette station.

Tableau III-3 : Coefficient de corrélation entre salinité et débit de la Charente selon le type de prélèvement (corrélation significative à $p < 0,05$).

Station	S/VE	S/ME	F/VE	F/ME
Sud	0,74	0,56	0,42	0,66
Nord	0,67	0,71	0,36	0,38
Centre	0,69	0,78	0,54	0,61
Charente	0,71	0,68	0,08	0,17
Seudre	0,64	0,79	0,48	0,63

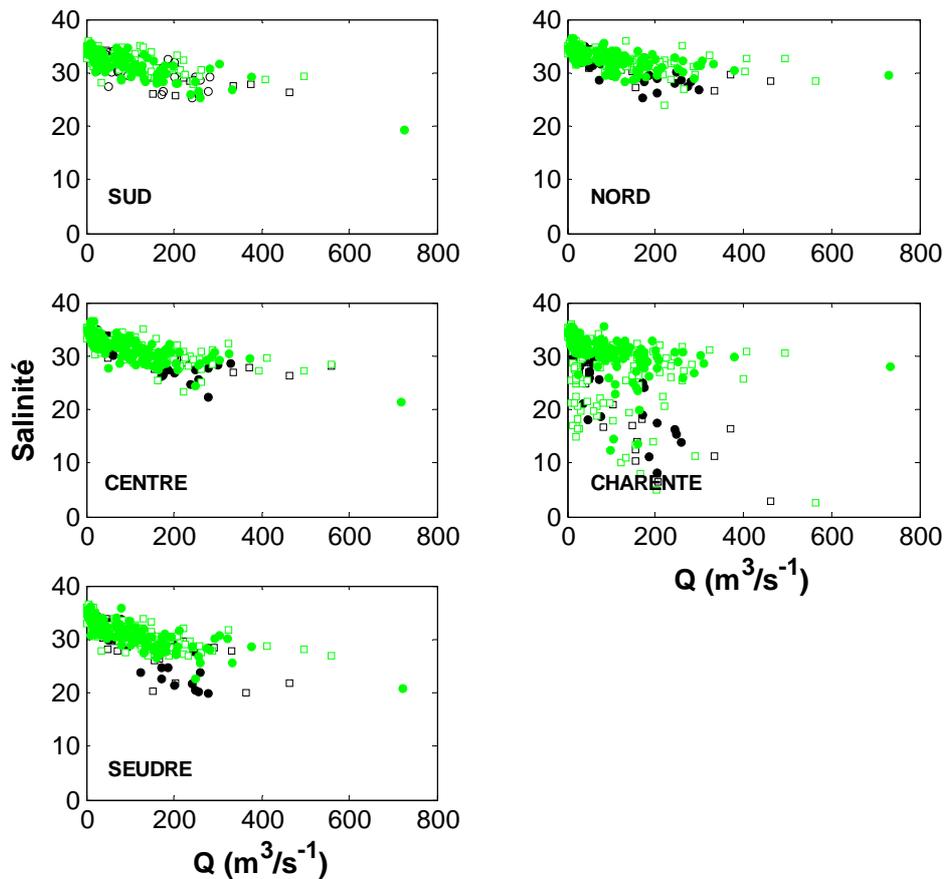


Figure III-8 : Relation entre le débit et la salinité mesurée aux différentes stations en surface (en noir) et au fond (en vert), en VE (□) ou en ME (●).

Moyennes annuelles

Pour la station Charente, la moyenne annuelle est largement inférieure à celle des autres stations et varie entre 21,3 (1983) et 31,5 (1990). Pour les 4 autres stations, la moyenne annuelle de salinité varie entre 29,3 (1977) et 34,1 (1990).

Les années 1977, 1983, 1988 et 1994 présentent en moyenne une salinité inférieure à la moyenne globale, alors que les années 1989 et 1990 présentent en moyenne une salinité supérieure à la moyenne. Ces résultats sont à mettre en relation avec les débits de Charente décrits précédemment (Figure II-60), puisque l'année 1983 avec la salinité moyenne la plus faible (28,30) correspond à une année de crues importantes, alors que l'année 1990 avec la salinité moyenne la plus forte (33,62) correspond à une année de faibles débits. Dans tous les cas, la station Nord présente toujours une salinité plus forte que les autres stations et une variabilité (2 à 15%) plus faible, liées à sa situation plus océanique que les autres stations, alors

que la station Charente présente toujours une salinité plus faible et une plus forte variabilité (15 à 37%) que les autres stations. Pour toutes les stations, de forts pics de variation sont enregistrés en 1983, 1988 et 1994. La moyenne des variations annuelles est du même ordre de grandeur que la variation globale : la variabilité saisonnière explique environ 90% de la variabilité globale de la série.

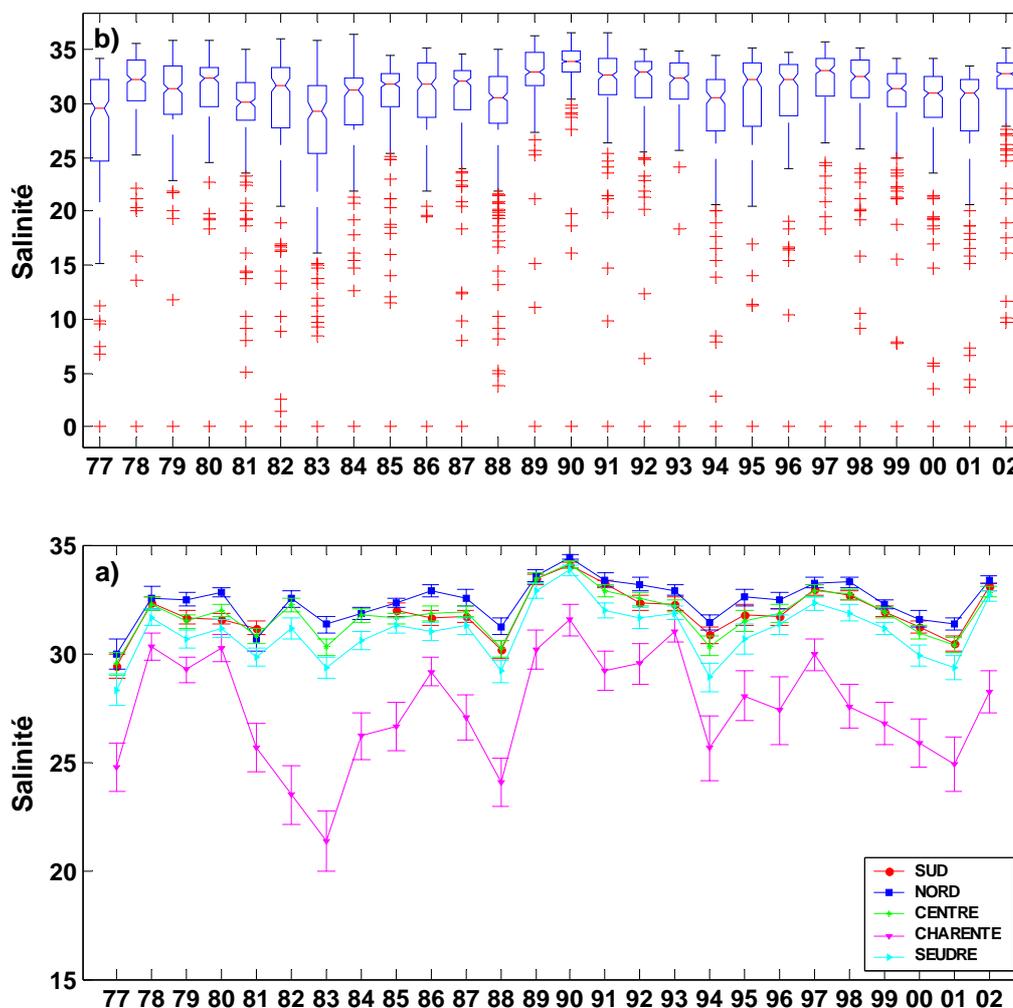


Figure III-9 : Salinité : a) Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée. b) Représentation en box-plot des données (trait rouge = médiane).

Moyennes mensuelles

Les moyennes mensuelles (Figure III-10) varient entre 23,1 (station Charente en mars) et 34,1 (station Nord en septembre). Mis à part la station Charente, les salinités entre les stations sont proches en été.

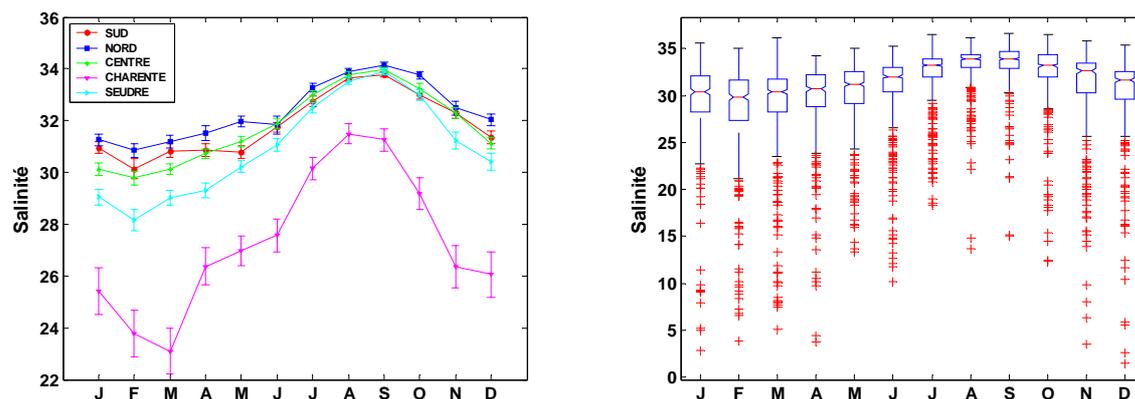


Figure III-10 : Moyenne mensuelle de la salinité pour chaque station et représentation en box-plot des valeurs mensuelles (toutes stations confondues)

II.5. MES, MOP, MIP¹⁸

Issues de la remise en suspension du sédiment et des apports terrigènes via les fleuves, les Matières En Suspension (MES) sont une variable forçante importante dans le modèle de production primaire, puisqu'elles gênent la pénétration de la lumière dans le milieu, et dans le modèle d'écophysiologie de l'huître, puisqu'elles peuvent colmater les branchies des organismes filtreurs. De plus, les huîtres devront faire le tri entre la partie organique (fraction potentiellement assimilable puisque pouvant contenir du phytoplancton) et inorganique des MES (fraction non assimilable constituée d'argiles, de grains de sable, etc.).

Données brutes

Sur l'ensemble des données ($n = 5433$), la moyenne des MES est de $116,28 \pm 640,5 \text{ mg.L}^{-1}$ ($\text{CV} = 550,8\%$), avec des valeurs minimale et maximale mesurées de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ (septembre 1978 à la station Seudre) et de $21\,522 \text{ mg.L}^{-1}$ (octobre 1988 à la station Charente). Les données brutes de MES (Figure III-11) apparaissent très bruitées et présentent une forte variabilité temporelle, et une variabilité saisonnière avec des valeurs plus fortes en hiver et des valeurs plus faibles en été. Des différences parfois importantes existent entre prélèvements de surface et prélèvements de fond. Comme pour la salinité, la station Charente se distingue des

¹⁸ MES = Matières En Suspension ; MIP = Matières Inorganiques Particulaires ; MOP = Matières Organiques Particulaires (MIP + MOP = MES)

autres stations avec des valeurs de MES jusqu'à 10 fois supérieures aux maximums des autres stations et une très forte variabilité : ces extrêmes ayant lieu en période de crues de la Charente. Pour cette station, la moyenne des MES est de $405,44 \pm 1401,74 \text{ mg.L}^{-1}$ alors que pour les autres stations la moyenne est de $45,10 \pm 52,02 \text{ mg.L}^{-1}$ (Tableau III-4). La moyenne globale donnée précédemment est donc fortement influencée par les fortes valeurs de la station Charente. Bien qu'étant proche du panache de la Gironde et située à la sortie de l'entonnoir que forme la baie de Marennes-Oléron, la station Sud présente une moyenne plus faible que la station Nord sensée être plus océanique. Cette turbidité moindre à la station Sud pourrait s'expliquer par une décantation importante des particules en suspension au niveau des bancs de Gatseau et d'Arvert situés à l'extérieur de la baie qui « bloquent » les eaux provenant de la Gironde et/ou au niveau des bancs de Barat et d'Auger situés à l'intérieur de la baie. Quant à la station Nord, elle peut être influencée par les apports de la Gironde et de la Charente.

En considérant l'ensemble des données, la station Charente a une moyenne significativement différente des autres stations.

Pour chacune des stations, il n'existe pas de différence significative entre S/ME et F/ME. Par contre, selon les stations il existe ou non des différences entre les cas VE (S/VE = F/VE pour la station Centre par exemple).

Là encore et pour les mêmes raisons évoquées précédemment, la stratégie d'échantillonnage utilisée dans RAZLEC peut engendrer un biais.

Tableau III-4 : Moyenne des MES (en mg.L^{-1}), écart-type, coefficient de variation, minima et maxima pour chaque station entre 1977 et 2002.

Station	Moyenne	Écart-type	CV (%)	Minima	Maxima
Sud	41,3	37,9	91,8	0,8	262,8
Nord	40,1	52,0	129,7	0,2	565,4
Centre	50,2	58,7	116,9	0,8	564,0
Charente	415,7	1 416,2	340,6	1,6	21 522
Seudre	46,5	54,2	116,6	0,1	484,8

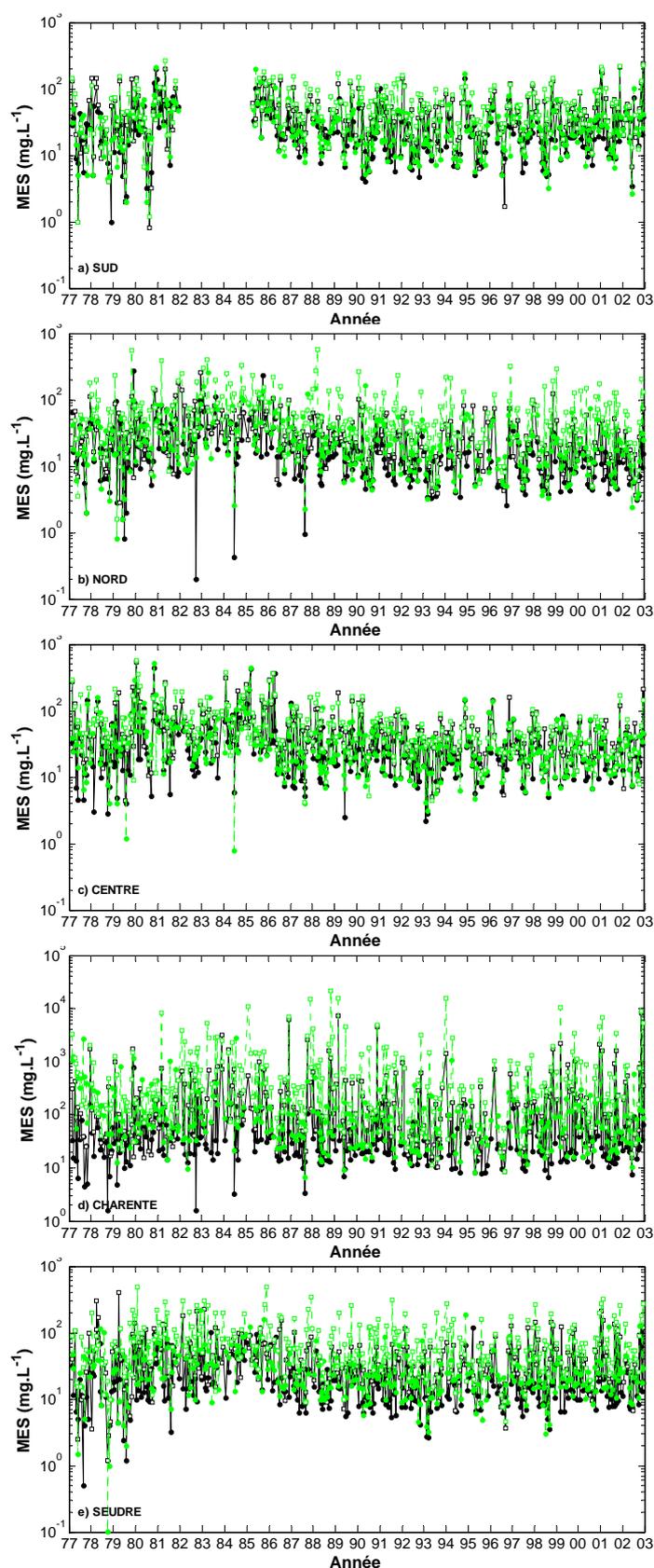


Figure III-11 : Évolution temporelle des concentrations en MES pour les cinq stations en surface (trait plein noir) et au fond (trait pointillé vert) de 1977 à 2002. Les échantillons sont collectés en VE (□) ou en ME (●). Attention : échelle logarithmique différente pour la station Charente.

Moyennes annuelles

Bien que les débits ne soient pas bien corrélés aux MES (coefficient de corrélation de l'ordre de 0,2 avec $p < 0,05$ pour les prélèvements de surface), les pics de 1983, 1988 et 1994 (Figure III-13) sont à relier à de forts débits (cf. pics de dessalure précédents).

Globalement et en excluant la station Charente, la tendance des MES semble à la hausse entre 1977 et 1985, et à la baisse entre 1985 et 2002. La tendance cyclique observée pour la salinité n'est pas observée ici.

Si les variations en MES ne sont que partiellement expliquées par les débits de la Charente, les variations du régime des vents (en intensité et/ou direction) peut les expliquer, puisque le vent, en générant du clapot, peut augmenter la remise en suspension. Comme nous l'avons vu dans la partie précédente, la moyenne annuelle de l'intensité du vent est plus forte depuis 1986 (cf. Figure II-66). Sur la période 1980-2002, les moyennes annuelles des MES et de l'intensité du vent sont corrélées positivement avec des R^2 compris entre 0,50 (station Nord) et 0,56 (station Centre), avec $p < 0,05$. Seule la station Charente ne présente pas de corrélation avec le vent. En utilisant les moyennes annuelles des prélèvements en ME, R^2 est compris entre 0,43 et 0,80 ($p < 0,05$). Même la station Charente présente alors une corrélation avec le vent.

Les plus fortes variations sont enregistrées en 1981, 1987-88 et 1994, c'est-à-dire en même temps que les plus fortes variations de salinité. Ces fortes variations, étant liées aux variations de débits, affectent essentiellement la station Charente. La moyenne des CV annuels, c'est à dire la variation saisonnière, explique 90% de la variabilité globale de la série pour les stations Nord, Seudre et Sud mais seulement 70% de la variabilité globale pour les stations Charente et Centre.

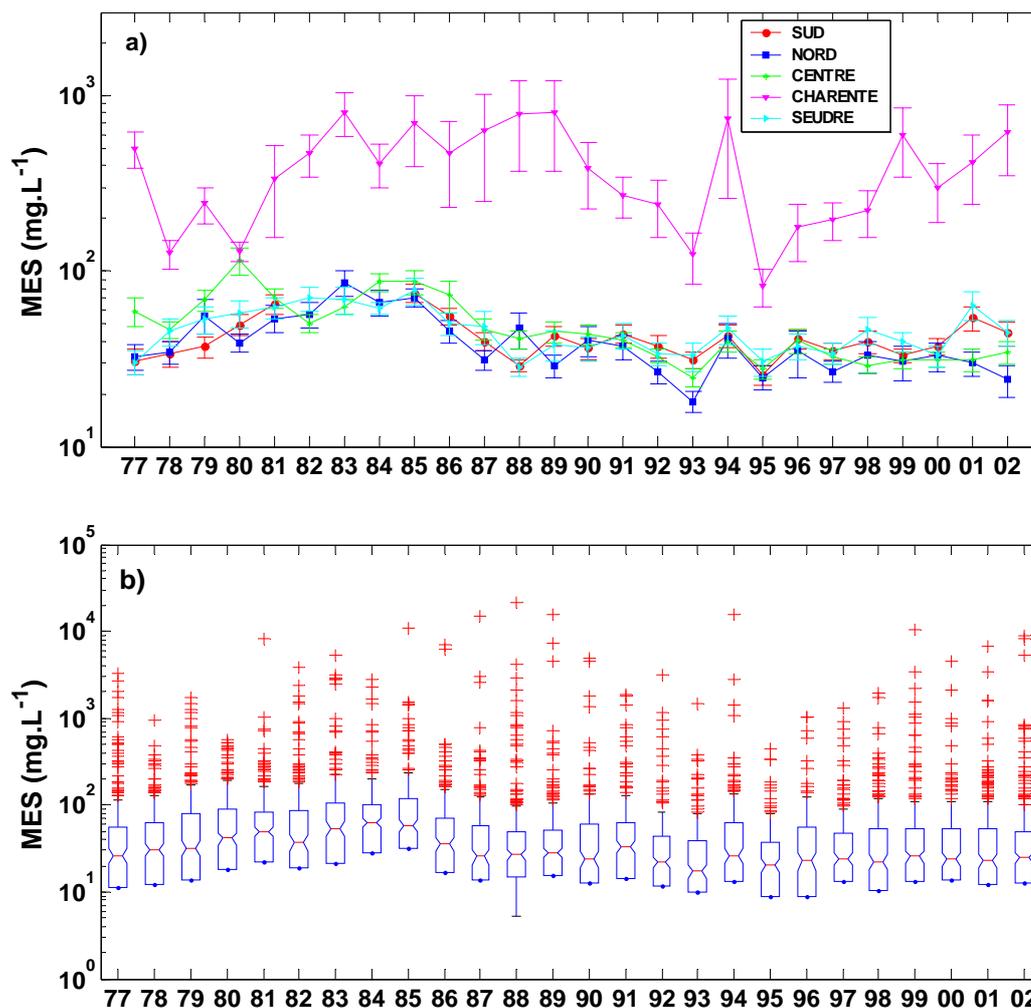


Figure III-12 : MES : a) Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée. b) Représentation en box-plot des données (trait rouge = médiane)

Moyennes mensuelles

Les moyennes mensuelles (Figure III-13) mettent en évidence la saisonnalité des MES avec des valeurs plus faibles en juin (pour l'ensemble des stations) et des valeurs plus fortes en mars (station Charente) et en novembre (pour les autres stations).

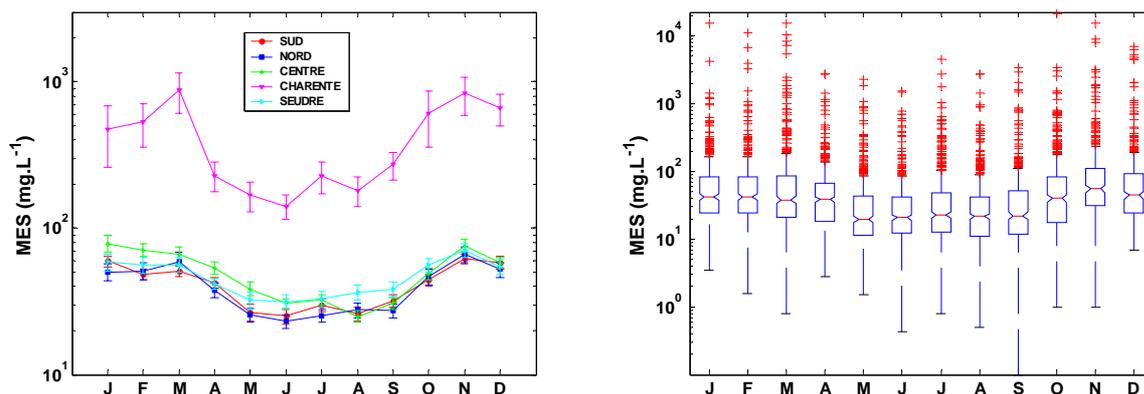


Figure III-13 : Moyenne mensuelle des MES pour chaque station et représentation en box-plot des valeurs mensuelles (toutes stations confondues)

Rapport MOP/MES

Les MIP et les MOP étant linéairement corrélées aux MES, leur variabilité est la même que celle des MES (données non représentées). Par contre, il est intéressant de suivre le rapport MOP/MES qui donne la fraction de nourriture disponible dans le milieu. Ce rapport est important car l'huître en filtrant l'eau doit réaliser un tri entre nourriture et particules sédimentaires engendrant une dépense énergétique plus ou moins importante.

Dans la baie de Marennes-Oléron, le rapport MOP/MES est en moyenne de 23,2% ± 14,9% (soit un CV de 64,2%) avec des valeurs pouvant varier de 0,3 à 100% (Tableau III-5).

Tableau III-5 : Moyenne du rapport MOP/MES (en %), écart-type, coefficient de variation, minima et maxima pour chaque station entre 1977 et 2002.

Station	Moyenne	Écart-type	CV (%)	Minima	Maxima
Sud	21,9	12,7	57,5	4,7	100
Nord	28,3	18,8	66,4	2,4	100
Centre	22,6	12,9	57,4	0,3	98,4
Charente	17,6	12,2	69,7	0,7	100
Seudre	22,9	14,1	61,4	1,1	100

De manière générale, ce rapport est plus fort en été et/ou au printemps avec une variabilité importante selon les années et entre les stations (données non représentées). Par exemple, durant les étés 1987 à 1989, des forts pics de MOP/MES ont été enregistrés en toutes stations sauf à la station Sud. De même, les années 1990 à 1994 présentent des rapports plus faibles que les autres années.

Les moyennes annuelles (Figure III-15) sont assez irrégulières avec des périodes « creuses » où le rapport reste stable autour de 20% (de 1982 à 1986, de 1990 à 1993, de 2000 à 2002) et des périodes de pics.

De plus, il existe une hiérarchisation des stations quasi-identique d'une année sur l'autre : la station Nord présente toujours un rapport plus élevé (entre 20 et 50%) et la station Charente des rapport plus faible (12 à 30%).

Les variations annuelles sont très disparates avec des CV compris entre 25 et 85%, et avec des variations plus marquées pour la station Charente. La moyenne des CV annuels est de l'ordre de 45 à 65% et cette variabilité saisonnière explique entre 80 et 85% de la variabilité globale de la série.

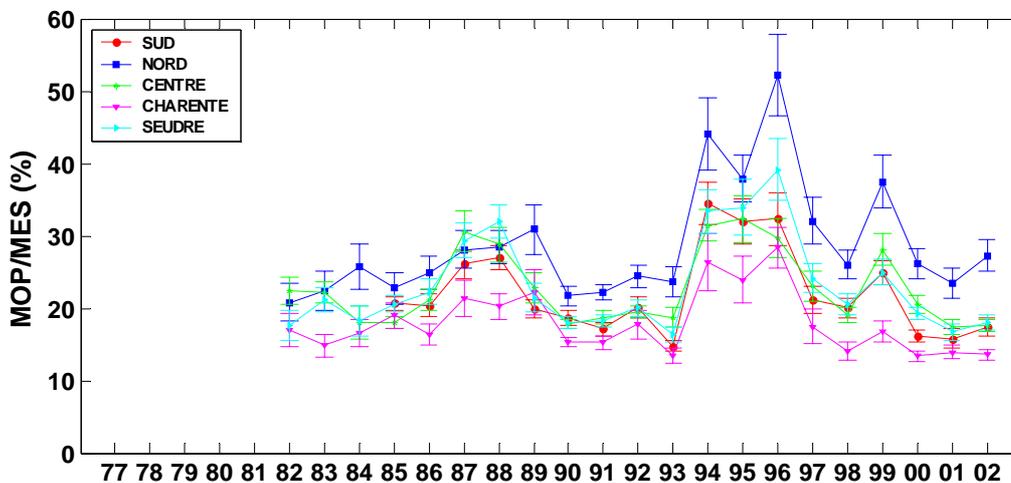


Figure III-14 : MOP/MES : Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée

Les moyennes mensuelles (Figure III-15) présentent une variabilité saisonnière avec des comportements un peu différents entre les 5 stations : les minima se rencontrent de novembre à mars et les maxima entre mai et septembre selon les stations avec parfois une inflexion de la courbe en juin-juillet.

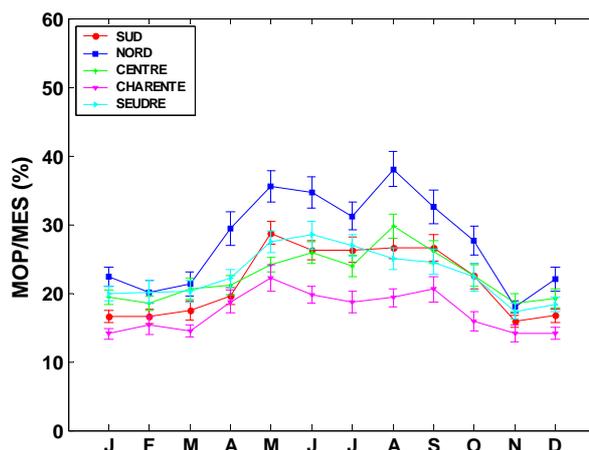


Figure III-15 : Moyenne mensuelle du rapport MOP/MES pour chaque station

II.6. Chlorophylle *a* et phéopigments

La chlorophylle *a* (Chl *a*) est couramment utilisée comme indicateur de la biomasse phytoplanctonique présente dans les eaux. Les phéopigments (Phéo) résultent quant à eux de la dégradation des pigments chlorophylliens, entre autre après broutage (« grazing ») par le zooplancton. Source première de nourriture pour les huîtres, le phytoplancton est donc une variable d'état importante du modèle. Cependant, le phytoplancton dégradé peut également servir de nourriture pour ces filtreurs et les modèles d'écophysiologie de l'huître utilise également les Phéo comme variable (Barillé *et al.*, 1997).

Données brutes

La moyenne globale en Chl *a* pour l'ensemble de la baie est de $3,7 \pm 5,6 \mu\text{g.L}^{-1}$ ($n = 4937$; $\text{CV} = 150,2\%$) avec des concentrations extrêmes pouvant varier entre 0,01 et $126,2 \mu\text{g.L}^{-1}$. La station Charente présente la moyenne la plus forte, ainsi que la plus forte variabilité (Tableau III-6).

Les données brutes (Figure III-16) montrent une forte variabilité saisonnière avec des pics importants l'été et des concentrations plus importantes à la station Charente qu'aux autres stations. Cette station a une moyenne significativement différente des 4 autres stations. Les stations Centre et Sud sont également significativement différentes entre elles. Au niveau de chaque station, il n'existe pas de différence significative entre les différents types de prélèvements pour les stations

Nord, Sud et Centre. Par contre, il existe des différences entre ME et F/VE aux stations Charente et Seudre.

Les Phéo étant fortement corrélés à la Chl *a* ($R^2 = 0,91$; $p < 0,05$) suivent les mêmes variations saisonnières. Les principales caractéristiques de ce paramètre sont données en Tableau III-7.

Sur l'ensemble des données, il n'existe pas de corrélation significative entre le débit de la Charente et la concentration en Chl *a*. Par contre, une faible corrélation est détectable entre les prélèvements de surface en ME pour les stations Sud et Seudre (respectivement $R^2 = 0,16$ et $0,19$; $p < 0,05$) et de surface en VE pour la station Charente ($R^2 = 0,25$; $p < 0,05$).

Sur l'ensemble des données, il n'existe pas de corrélation significative entre les concentrations en MES et en Chl *a*. Par contre, des corrélations significatives existent en prenant en compte les différents types de prélèvements par station. Les plus fortes corrélations se rencontrent en VE à la station Charente ($R^2 = 0,45$ et $0,57$ en S et en F respectivement ; $p < 0,05$). Pour les autres stations, les corrélations sont plus faibles ($R^2 = 0,06$ à $0,34$; $p < 0,05$).

Sur l'ensemble des données, il existe une faible corrélation entre les concentrations en MOP et en Chl *a* ($R^2 = 0,07$; $p < 0,05$). Le cas F/VE présente les plus fortes corrélations pour l'ensemble des stations ($R^2 = 0,22$ à $0,65$; $p < 0,05$), exceptée pour la station Sud ($R^2 = 0,08$; $p < 0,05$).

Tableau III-6 : Moyenne de la Chl *a* (en $\mu\text{g.L}^{-1}$), écart-type, coefficient de variation, minima et maxima pour chaque station entre 1977 et 2002.

Station	Moyenne	Écart-type	CV (%)	Minima	Maxima
Sud	3,6	3,8	107,3	0,01	22,4
Nord	3,1	3,8	122,2	0,02	35,9
Centre	2,8	3,4	121,6	0,01	55,4
Charente	6,3	9,9	157,5	0,02	126,2
Seudre	2,9	3,4	115,2	0,01	33,6

Tableau III-7 : Moyenne des Phéo (en $\mu\text{g.L}^{-1}$), écart-type, coefficient de variation, minima et maxima pour chaque station entre 1977 et 2002.

Station	Moyenne	Écart-type	CV (%)	Minima	Maxima
Sud	2,4	2,2	94,1	0	16,0
Nord	2,4	3,0	126,3	0,01	42,3
Centre	2,8	3,0	109,1	0,01	25,8
Charente	10,3	26,3	256,3	0,01	404,0
Seudre	2,6	2,9	112,3	0	30,3

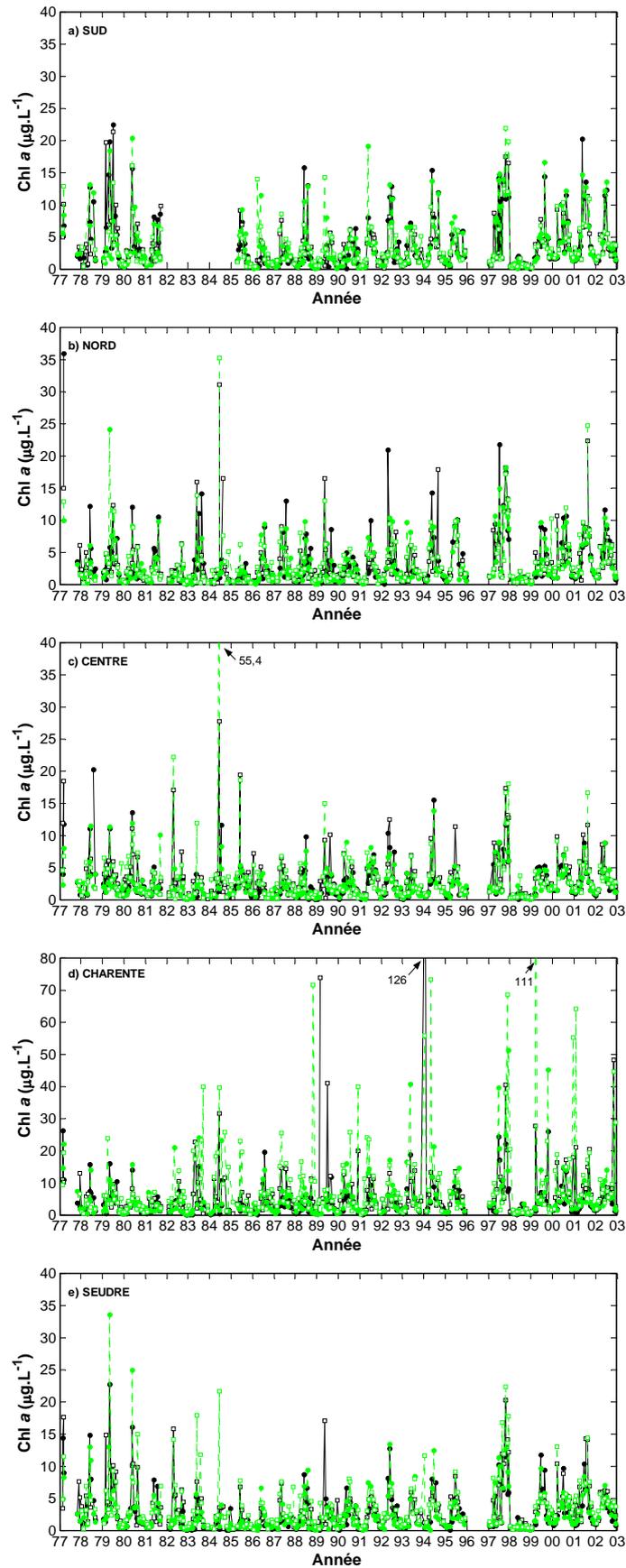


Figure III-16 : Évolution temporelle des concentrations en Chl *a* pour les cinq stations en surface (trait plein noir) et au fond (trait pointillé vert) de 1977 à 2002. Les échantillons sont collectés en VE (□) ou en ME (●).

Moyennes annuelles

Sur les moyennes annuelles (Figure III-17), la station Charente se distingue des autres stations avec des concentrations pouvant varier de 1,5 à 14 $\mu\text{g.L}^{-1}$, alors que les autres stations varient dans la gamme 0,5 à 7 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Des concentrations moyennes annuelles plus importantes de Chl *a* sont enregistrées en 1982-84, 1994 et 1997, années qui ne correspondent pas forcément à des débits importants (à part l'année 1994). Comme pour les MES, une faible corrélation entre Chl *a* et débits existe seulement pour les prélèvements de S/ME ($R^2 < 0,20$). En ce qui concerne la relation avec l'intensité du vent, seuls les prélèvements de fond en VE à la station Centre présente une faible corrélation ($R^2 = 0,26$; $p < 0,05$).

La tendance générale est à l'augmentation. Aucune corrélation significative n'est détectée entre les moyennes annuelles de MES et de la Chl *a*, entre les moyennes annuelles de température et de Chl *a* et entre les moyennes annuelles de rayonnement et de Chl *a*.

Les moyennes annuelles en Phéo sont corrélées à la température pour les prélèvements de S/VE ($R^2 = 0,19$ à $0,41$; $p < 0,05$), sauf pour la station Charente, et pour les prélèvements de F/VE ($R^2 \approx 0,35$; $p < 0,05$) en stations Sud et Centre. Les moyennes annuelles de Phéo sont corrélées aux moyennes des MES dans les cas S/VE à la station Centre ($R^2 = 0,3$; $p < 0,05$), F/ME aux stations Nord, Centre et Charente (respectivement $R^2 = 0,34$, $0,27$ et $0,74$; $p < 0,05$) et F/VE aux stations Centre et Charente ($R^2 \approx 0,3$; $p < 0,05$). Les concentrations moyennes présentent également des corrélations avec l'intensité moyenne du vent aux stations Nord ($R^2 = 0,27$; $p < 0,05$), Centre ($R^2 = 0,45$; $p < 0,05$) et Seudre ($R^2 = 0,33$; $p < 0,05$), tout type de prélèvement confondu.

Pour la Chl *a*, les coefficients de variation annuelle sont compris entre 50 et 150%, avec une très forte variation en 1984 et des pics importants pour la station Charente qui se détache une fois de plus des autres stations.

La variabilité intra-annuelle explique à 80% la variabilité globale de la série, alors que la variabilité inter-annuelle n'explique que 50% de cette variabilité.

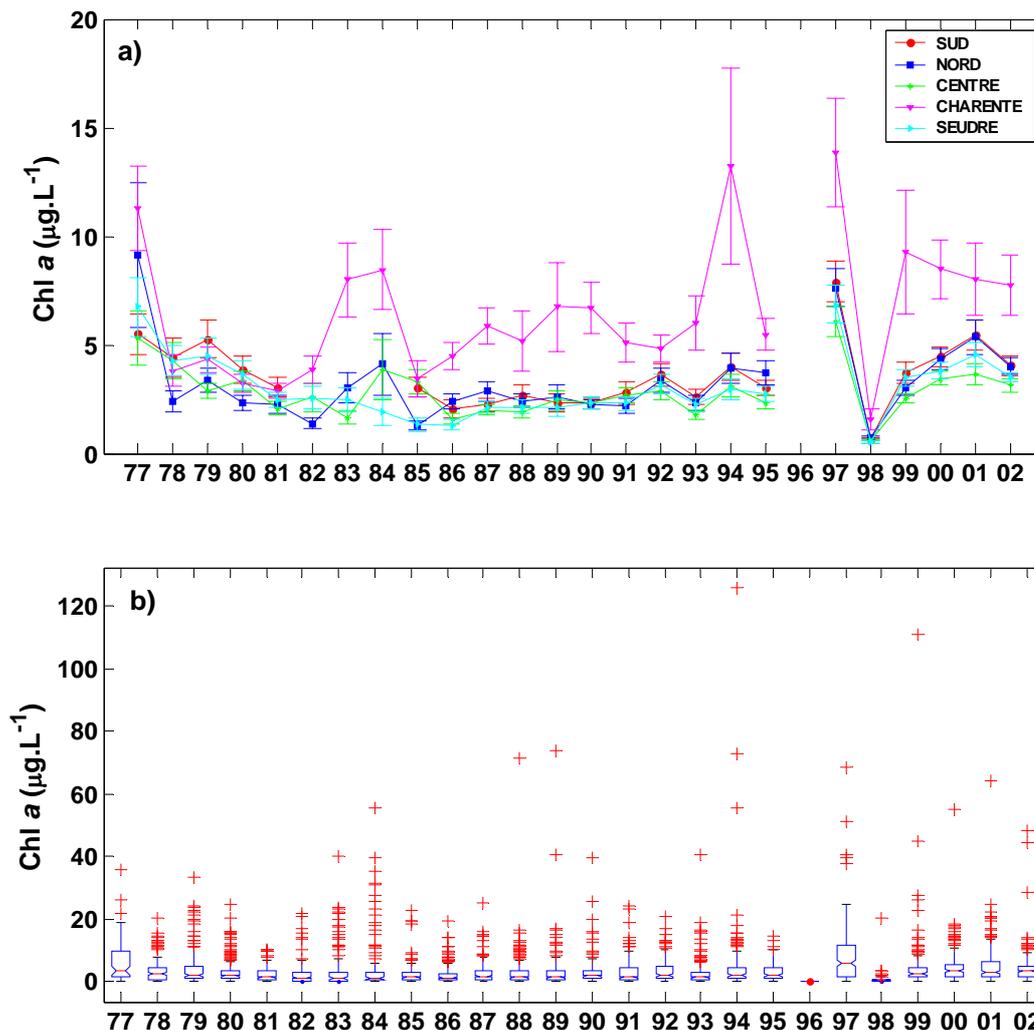


Figure III-17 : Chl *a* : a) Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée. b) Représentation en box-plot des données (trait rouge = médiane).

Moyennes mensuelles

L'évolution saisonnière (Figure III-18) de la Chl *a* pour chaque station n'est pas toujours la même :

- A la station Charente : les concentrations de Chl *a* mesurées à cette station sont toujours supérieures aux concentrations mesurées dans le reste de la baie et l'évolution saisonnière y est très différente. Un premier pic de Chl *a* est observé en mars (8,5 µg.L⁻¹), un second pic est observé en mai et perdure jusqu'en juillet (8,5 à 7,5 µg.L⁻¹) pour diminuer en août-septembre (5,5 µg.L⁻¹) pendant la période d'étiage, puis un troisième est observé en octobre avec la reprise des débits (comparable à ceux de juin-juillet), pour diminuer enfin pendant l'hiver (novembre à décembre). La concentration en Chl *a* enregistrée à cet endroit reflète à la fois les

apports en plancton de la rivière, mais également les apports en plancton microphytobenthique : en effet, l'estuaire et l'amont de la Charente présente en ses rives de larges estrans vaseux propices au développement du phytoplancton benthique qui peut être charrié par la rivière. Le pic de mars peut s'expliquer à la fois par des apports en plancton fluvial car le débit de la rivière est important à cette période, mais aussi par une remise en suspension importante du microphytobenthos lié au fort débit et amplifié par les courants de marées d'équinoxe (un pic très important est observé à la même période pour les MES).

- A la station Nord : un premier pic est observé en mars, bien que moins important que celui de mai. Il est lié soit à un bloom post-hivernal océanique (influence de l'extérieur), soit à l'influence de la Charente (les débits étant suffisants pour atteindre cette zone). Le bloom phytoplanctonique de mai est également observé : les débits de Charente étant alors plus faibles, il est plus probable que ce bloom reflète des apports océaniques et/ou une production pélagique locale. La quantité de Chl *a* décroît ensuite régulièrement, sans que le pic d'octobre soit ici observé.
- A la station Seudre : la tendance saisonnière est comparable à celle de la station Nord mais avec un pic de mai plus important et le pic de mars n'apparaît pas.
- A la station Sud : l'évolution est comparable à celle de la station Nord avec un pic moins marqué en mars mais plus important en mai, puis un autre pic moindre en juillet. Pendant la phase de décroissance de la concentration entre mai et décembre, celle-ci reste cependant supérieure aux valeurs de la station Nord. Ces concentrations supérieures au Sud de la baie peuvent s'expliquer soit par des apports extérieurs (via le panache de la Gironde), soit par une production locale plus importante par rapport à celle de la station Nord.
- A la station Centre : la tendance saisonnière au Centre est un peu différente des autres stations avec une augmentation régulière entre janvier et juin, le pic de mai est décalé à juin, puis une diminution régulière de juin à décembre plus rapide que pour les autres stations.

Alors qu'au large, dans le Golfe de Gascogne, des blooms planctoniques peuvent avoir lieu dès mars (Gohin *et al.*, 2003), il faut atteindre des conditions suffisantes d'irradiance et de turbidité pour observer un bloom en mai dans la baie de Marennes-Oléron. Ainsi, à part à la station Charente, moins il y a de MES et plus la quantité de Chl *a* est importante.

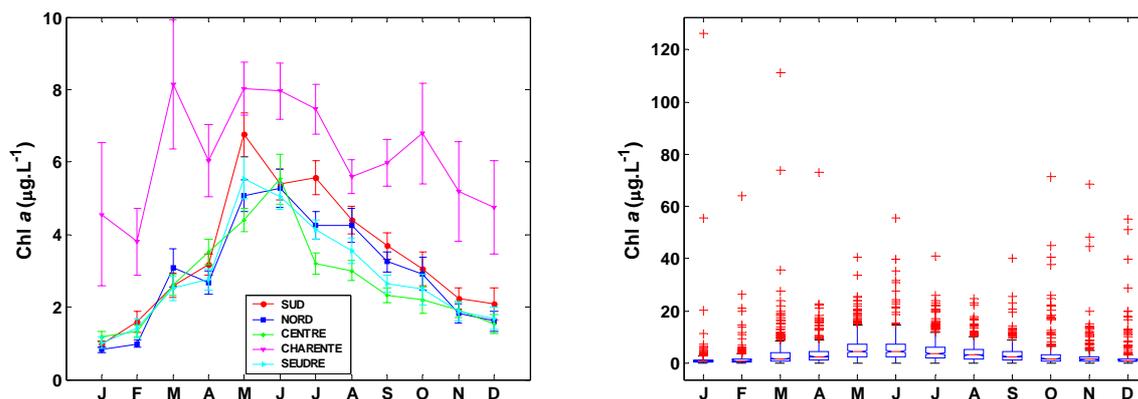


Figure III-18 : Moyenne mensuelle de la Chl a pour chaque station et représentation en box-plot des valeurs mensuelles (toutes stations confondues)

Rapport Chl a / (Chl a + Phéo)

Tout comme le rapport MOP/MES, il est intéressant de suivre la proportion entre Chl a et phéopigments, c'est à dire la part entre algues chlorophylliennes non-dégradées et algues chlorophylliennes dégradées. Dans la baie de Marennes-Oléron, le rapport Chl a / (Chl a + Phéo) est en moyenne de 51,4% ± 24,6% (soit un CV de 47,9%) avec des valeurs pouvant varier de 0,1 à 100% (Tableau III-8).

Tableau III-8 : Moyenne du rapport Chl a / (Chl a + Phéo) (en %), écart-type, coefficient de variation, minima et maxima pour chaque station entre 1977 et 2002.

Station	Moyenne	Écart-type	CV (%)	Minima	Maxima
Sud	56,0	23,5	42,0	0,1	100
Nord	53,1	25,7	48,3	0,7	99,9
Centre	49,3	23,4	47,5	1,3	99,9
Charente	48,7	25,6	52,6	1,6	99,9
Seudre	50,6	24,3	48,0	0,4	100

Les moyennes annuelles (Figure III-19) montrent une tendance à l'augmentation entre 1977 et 2000 liée à la diminution des Phéo (corrélation significative, sauf à la station Charente, avec $R^2 \approx 0,5$), avec des pics en 1990 et 1997. A part pour la station Sud, une corrélation positive existe avec la moyenne annuelle de l'intensité du vent sur les prélèvements de ME ($R^2 \approx 0,3$). A part pour la station Sud, une corrélation négative existe avec la moyenne annuelle des MES sur les prélèvements de ME ($R^2 = 0,2$ à $0,4$). A part pour les stations Sud et Seudre, une corrélation positive existe avec la température ($R^2 \approx 0,3$). Alors qu'il n'existe pas de corrélation avec les moyennes annuelles de débits, une faible corrélation existe avec

les précipitations ($R^2 \approx 0,2$) pour les stations Nord, Centre et Seudre.

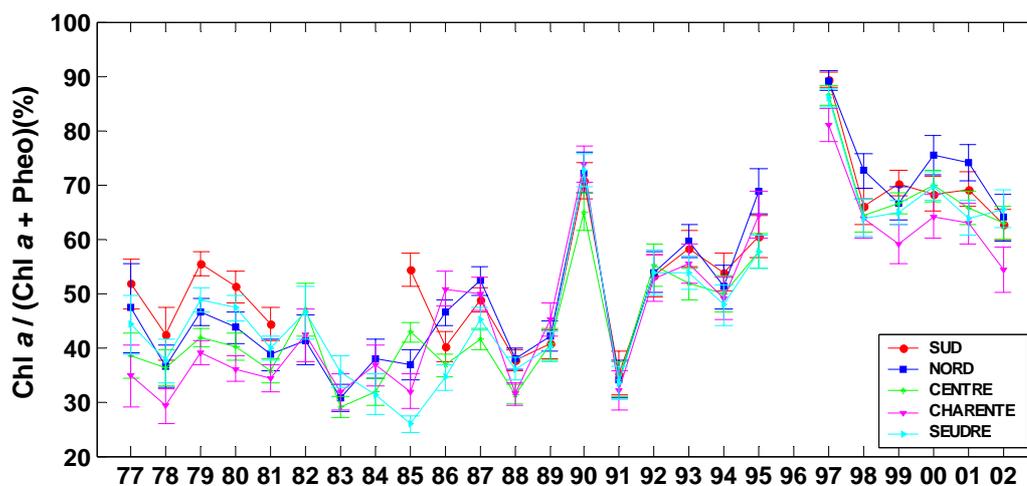


Figure III-19 : Chl *a* / (Chl *a* + Phéo) : Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée

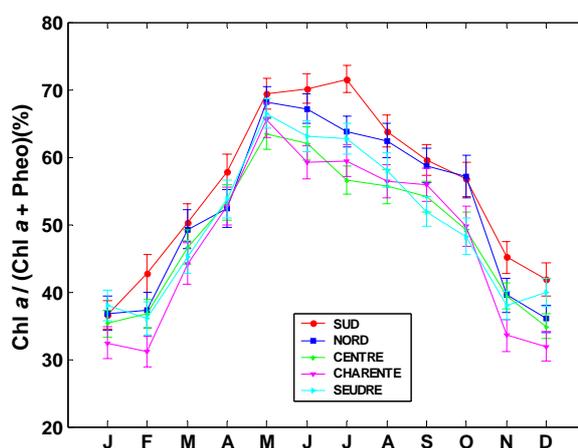


Figure III-20 : Moyenne mensuelle du rapport Chl *a* / (Chl *a* + Phéo) pour chaque station

II.7. Nutriments azotés : ammonium (NH_4), nitrites (NO_2), nitrates (NO_3)

Données brutes

La moyenne globale en NH_4 pour l'ensemble de la baie est de $2,4 \pm 1,9 \mu\text{M}$ ($n = 5311$; $\text{CV} = 78,8\%$) avec des concentrations extrêmes pouvant varier entre $0,02$ et $15,6 \mu\text{M}$. La station Seudre présente la moyenne la plus forte (Tableau III-9).

La moyenne globale en NO_2 pour l'ensemble de la baie est de $0,5 \pm 0,6 \mu\text{M}$ ($n = 5202$; $\text{CV} = 121,2\%$) avec des concentrations extrêmes pouvant varier entre $0,01$ et $12,4 \mu\text{M}$. La station Charente présente la moyenne la plus forte, ainsi que la plus forte variabilité (Tableau III-10).

La moyenne globale en NO_3 pour l'ensemble de la baie est de $29,9 \pm 44,4 \mu\text{M}$ ($n = 5246$; $\text{CV} = 148,4\%$) avec des concentrations extrêmes pouvant varier entre 0 et $595,1 \mu\text{M}$. La station Charente présente la moyenne la plus forte (Tableau III-11).

D'après Fisher *et al.* (1988), une limitation potentielle par l'azote existe quand la concentration *in situ* en DIN^{19} est inférieure à la demi constante de saturation ($K_{\text{DIN}} = 2 \mu\text{M}$). Sur l'ensemble des données de la base RAZLEC, 2% des données remplissent cette condition et concernent quelques prélèvements en période estivale (juillet, août et septembre) pour l'ensemble des stations. Selon Dortch & Whitley (1992), une double condition sur les PO_4 et le rapport DIN/PO_4 est nécessaire pour affirmer qu'il existe une limitation par les nitrates ($\text{DIN} < 1 \mu\text{M}$ et $\text{DIN}/\text{PO}_4 < 10$). Dans ce cas, seulement 0,2% des données RAZLEC remplissent cette double condition. A part ponctuellement en période d'étiage, l'azote n'est pas potentiellement limitant dans l'ensemble de la baie de Marennes-Oléron.

Tableau III-9 : Moyenne des NH_4 (en μM), écart-type, coefficient de variation, minima et maxima pour chaque station entre 1977 et 2002.

Station	Moyenne	Écart-type	CV (%)	Minima	Maxima
Sud	1,9	1,5	78,5	0,09	9,5
Nord	1,8	1,3	76,3	0,02	8,1
Centre	2,5	1,7	69,6	0,10	10,6
Charente	2,8	1,9	71,6	0,10	15,6
Seudre	3,1	2,4	76,5	0,06	15,2

Tableau III-10 : Moyenne des NO_2 (en μM), écart-type, coefficient de variation, minima et maxima pour chaque station entre 1977 et 2002.

Station	Moyenne	Écart-type	CV (%)	Minima	Maxima
Sud	0,42	0,49	117,1	0,01	6,1
Nord	0,54	0,74	137,0	0,01	11,2
Centre	0,50	0,59	118,9	0,01	9,3
Charente	0,69	0,77	110,9	0,01	12,4
Seudre	0,51	0,58	114,3	0,01	6,8

Tableau III-11 : Moyenne des NO_3 (en μM), écart-type, coefficient de variation, minima et maxima pour chaque station entre 1977 et 2002.

Station	Moyenne	Écart-type	CV (%)	Minima	Maxima
Sud	17,4	19,5	112,5	0,04	367,2
Nord	18,9	22,5	118,5	0	250,8
Centre	22,3	20,2	90,5	0,04	148,3
Charente	67,6	78,3	115,8	0,40	595,1
Seudre	23,1	25,8	111,7	0,06	265,9

¹⁹ DIN : azote inorganique dissous, $\text{DIN} = \text{NH}_4 + \text{NO}_2 + \text{NO}_3$

Pour les trois formes azotées, les données brutes (données représentées pour les DIN uniquement, Figure III-21) montrent une forte variabilité saisonnière avec des pics importants l'hiver et des concentrations plus importantes à la station Charente qu'aux autres stations.

Pour les NH_4 , les stations Nord et Sud n'ont pas des moyennes significativement différentes entre elles, par contre les stations Centre, Charente et Seudre sont chacune significativement différente des 4 autres stations. A l'échelle de chaque station, il existe des différences significatives entre les types de prélèvements. A la station Nord, les prélèvements de ME sont significativement différents des prélèvements de VE. A la station Centre, les prélèvements de ME/S sont significativement différents des prélèvements de VE/F. A la station Charente, les prélèvements de ME/F sont significativement différents des prélèvements de VE/S. A la station Centre, les prélèvements de ME/S sont significativement différents des prélèvements de VE/F. Enfin, à la station Seudre, les prélèvements de ME/F sont significativement différents des prélèvements de ME/S. Une faible corrélation ($R^2 = 0,13$; $p < 0,05$) existe avec les débits en station Centre pour les prélèvements de S/VE.

Pour les NO_2 , les stations Centre, Seudre et Sud ne présentent pas de différences significatives entre elles. Par contre, les stations Nord et Charente sont chacune significativement différentes des 4 autres stations. Seule la station Charente présente des moyennes significativement différentes entre les prélèvements de ME/S et de F. En station Charente, les prélèvements de surface sont significativement corrélés aux débits ($R^2 = 0,5$ en VE comme en ME).

Pour les NO_3 , la station Charente a une moyenne significativement différente des autres stations. La station Nord présente également une différence significative avec les stations Centre, Charente et Seudre. Pour les stations Seudre et Nord, il existe des différences significatives entre les prélèvements de ME/S et les autres prélèvements. En station Charente, pour chaque type de marée, les prélèvements de S sont différents des prélèvements de F. Pour l'ensemble des stations et quelque soit le type de prélèvement, les NO_3 sont corrélés avec des débits de la Charente ($R^2 = 0,2$ à $0,7$). Les corrélations sont plus faibles en S qu'en F.

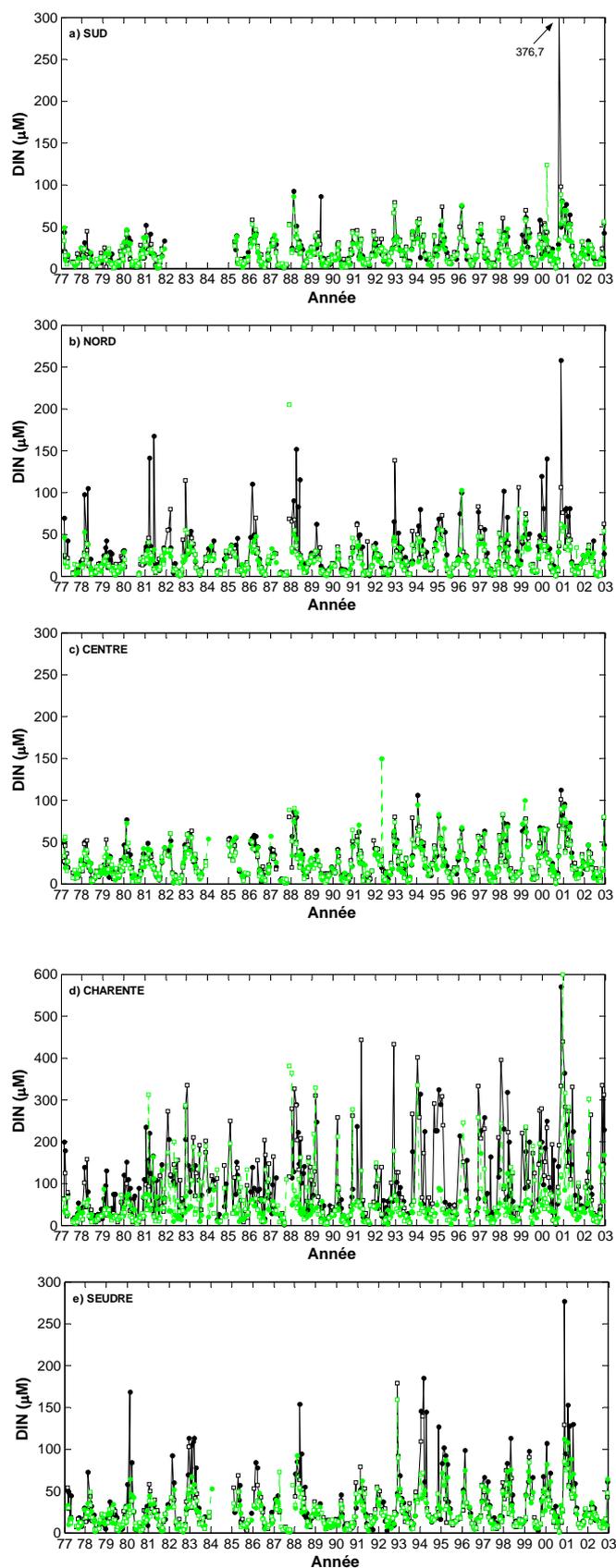


Figure III-21 : Évolution temporelle des concentrations en DIN pour les cinq stations en surface (trait plein noir) et au fond (trait pointillé vert) de 1977 à 2002. Les échantillons sont collectés en VE (□) ou en ME (●). Attention : échelle différente pour la station Charente

Moyennes annuelles

Les moyennes annuelles de NH_4 (Figure III-22) varient entre 0,7 et 4,8 μM avec des creux importants en 1980 et 1987. Pour la station Seudre la tendance générale est à l'augmentation. Cette augmentation en NH_4 peut s'expliquer par des apports accrus via les eaux douces de la Seudre (rejet des stations d'épuration) ou par l'augmentation de la densité d'élevage en huîtres dans cette partie Sud du bassin (densité trois fois plus importante que dans le reste du bassin, Lemoine, comm. pers.).

A l'échelle annuelle, il existe une corrélation significative avec l'intensité moyenne du vent en station Nord et Seudre (respectivement $R^2 = 0,25$ et $0,19$; $p < 0,05$). Il existe également une corrélation avec la température pour l'ensemble des stations, sauf pour la station Sud ($R^2 \approx 0,25$). Seule la station Seudre présente une corrélation significative avec les MES ($R^2 = 0,29$) ainsi qu'avec les NO_3 ($R^2 = 0,16$).

Pour l'ensemble des stations, les gammes de variations sont comprises entre 60 et 80%. La variation inter-annuelle est de l'ordre de 30% , alors que la variation saisonnière est de l'ordre de 70 à 80% et explique la variabilité globale de la série.

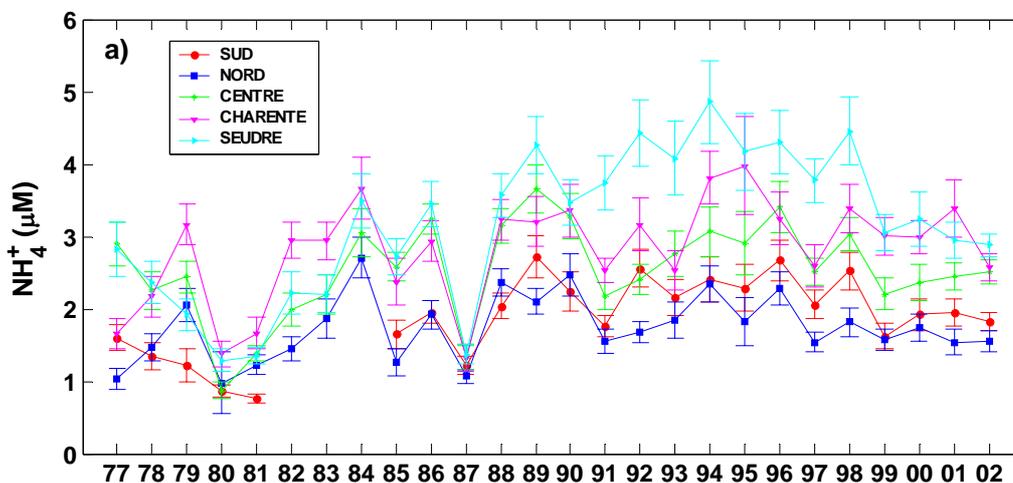


Figure III-22 : NH_4 : a) Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée. b) Représentation en box-plot des données (trait rouge = médiane).

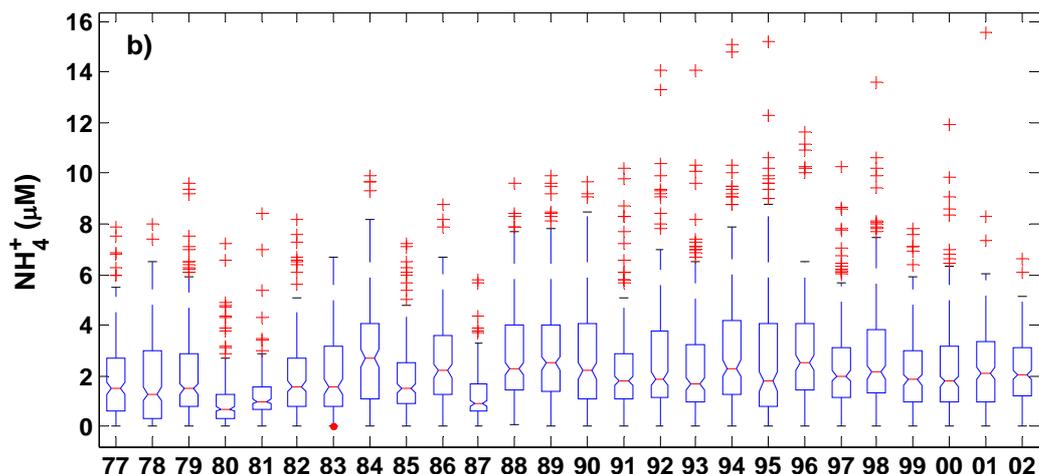


Figure III-22 : NH₄⁺ : a) Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée. b) Représentation en box-plot des données (trait rouge = médiane).(suite)

La moyenne annuelle en NO₂ (Figure III-23) varie entre 0,2 et 1,4 µM avec des pics 1985, 1988, 1994 et 2000 pour la station Charente. Une corrélation significative existe entre les NO₂ et la Chl a pour la station Sud ($R^2 = 0,23$; $p < 0,05$), ainsi qu'entre NO₂ et les précipitations pour les stations Sud, Nord et Centre (respectivement $R^2 = 0,19$, $0,19$ et $0,25$). Pour les 5 stations, il existe une corrélation entre les NO₂ et les NO₃ ($R^2 = 0,22$ à $0,39$). Les stations Sud, Centre et Charente présentent des corrélations significatives entre NO₂ et Si ($R^2 = 0,20$ à $0,40$).

Les coefficients de variation sont compris entre 50 et 100%, mais avec des pics maximum pouvant atteindre 225% (année 2000). Ces variations annuelles expliquent 70 à 75% de la variabilité globale de la série.

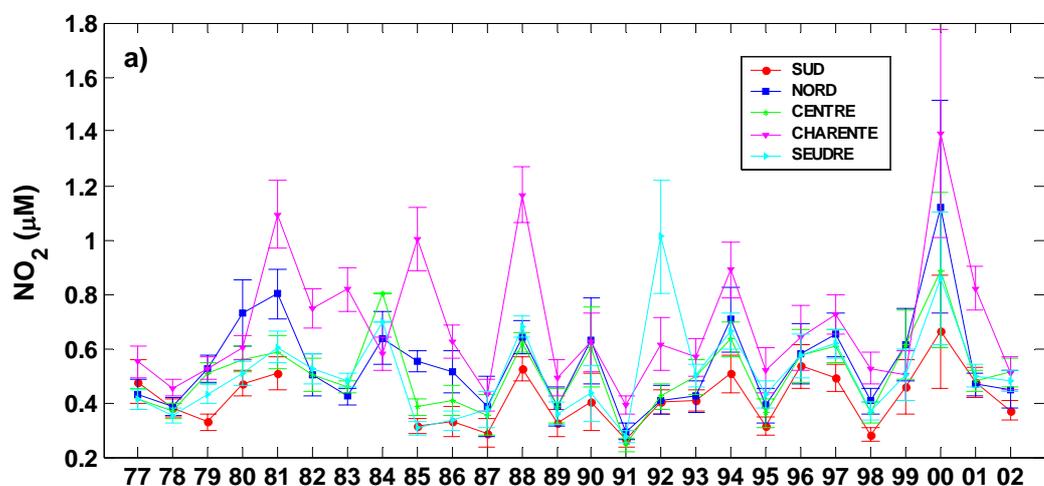


Figure III-23 : NO₂ : a) Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée. b) Représentation en box-plot des données (trait rouge = médiane).

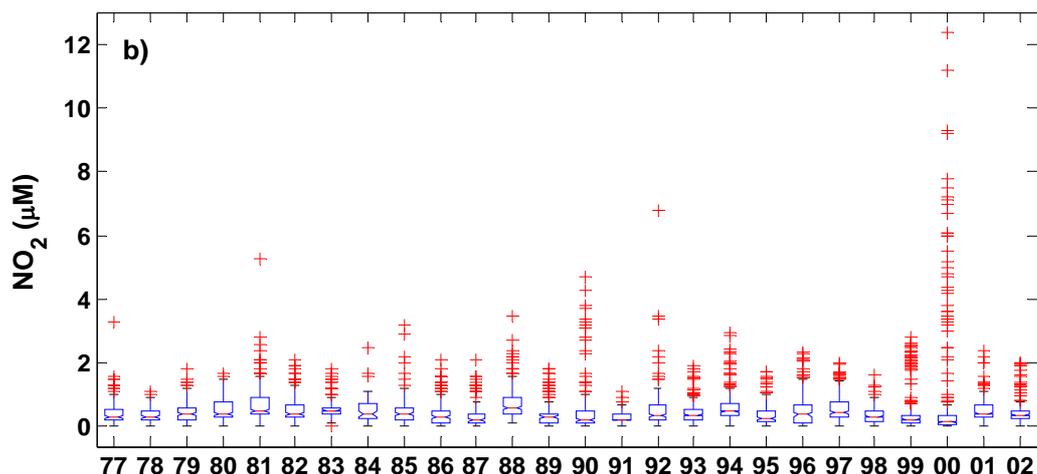


Figure III-23 : NO₂ : a) Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée. b) Représentation en box-plot des données (trait rouge = médiane).
(suite)

La moyenne annuelle en NO₃ (Figure III-24) varie entre 8,8 et 111,2 µM avec des pics importants en 1983, 1988, 1994 et 2000 pour la station Charente. La tendance est à l'augmentation des NO₃ dans la baie de Marennes-Oléron. Une corrélation significative existe entre les NO₃ et la température pour la station Charente ($R^2 = 0,17$; $p < 0,05$), ainsi qu'entre les NO₃ et les MES ($R^2 = 0,19$, $0,19$ et $0,25$). Pour les 5 stations, il existe une corrélation entre les NO₂ ($R^2 = 0,22$ à $0,39$), et les Si ($R^2 = 0,25$ à $0,50$), et entre les NO₂ et les précipitations ($R^2 = 0,23$ à $0,5$).

Les variations sont comprises entre 55 et 140% avec un fort pic de 210% en 1987 à la station Nord (données non représentées). Ces variations annuelles expliquent entre 80 et 95% de la variabilité globale de la série.

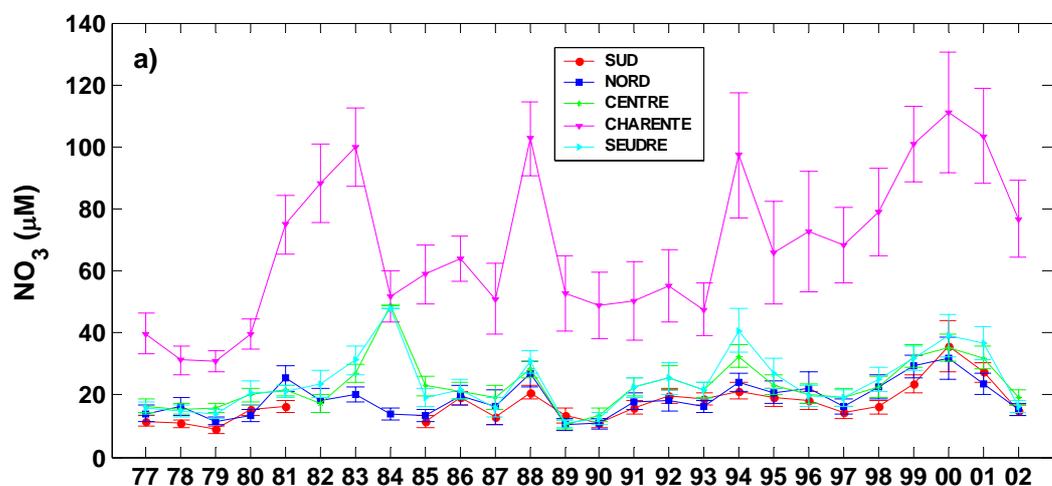


Figure III-24 : NO₃ : a) Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée. b) Représentation en box-plot des données (trait rouge = médiane).

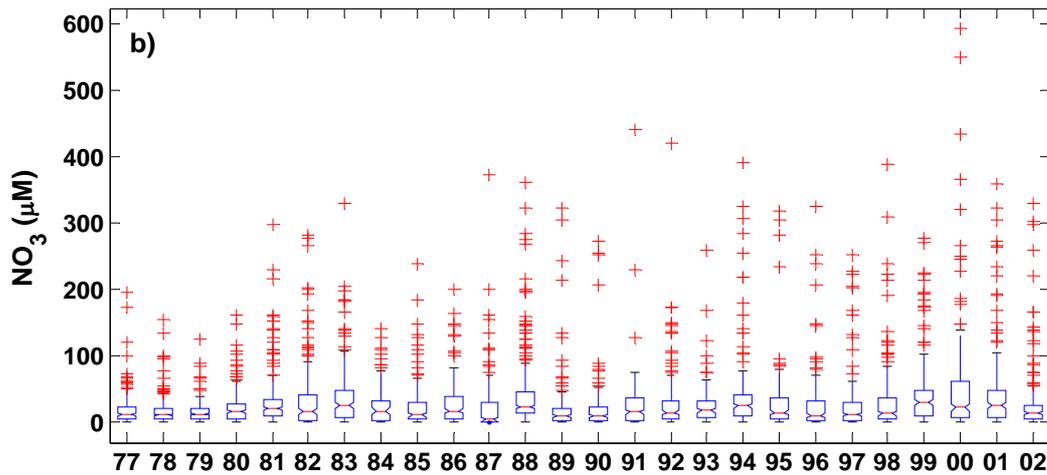


Figure III-24 : NO₃ : a) Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée. b) Représentation en box-plot des données (trait rouge = médiane).
(suite)

Moyennes mensuelles

La station Seudre présente une variation saisonnière (Figure III-25) bien marquée avec des minima de l'ordre de 2,2 µM entre décembre et mai et des maxima de 4,6 µM en septembre-octobre. Les autres stations présentent une variation saisonnière similaire mais avec une baisse des concentrations en août. Les stations Sud et Nord ont des concentrations mensuelles inférieures aux stations Charente et Centre, elles-mêmes inférieures à la station Seudre. La présence de NH₄ plus importante en automne s'explique par la dégradation de l'importante matière organique produite pendant le printemps et l'été, qui est dilué et/ou évacué hors du système en hiver pendant les forts débits. Au printemps, la production primaire est telle que le NH₄ est utilisé et les concentrations observées dans le bassin sont faibles.

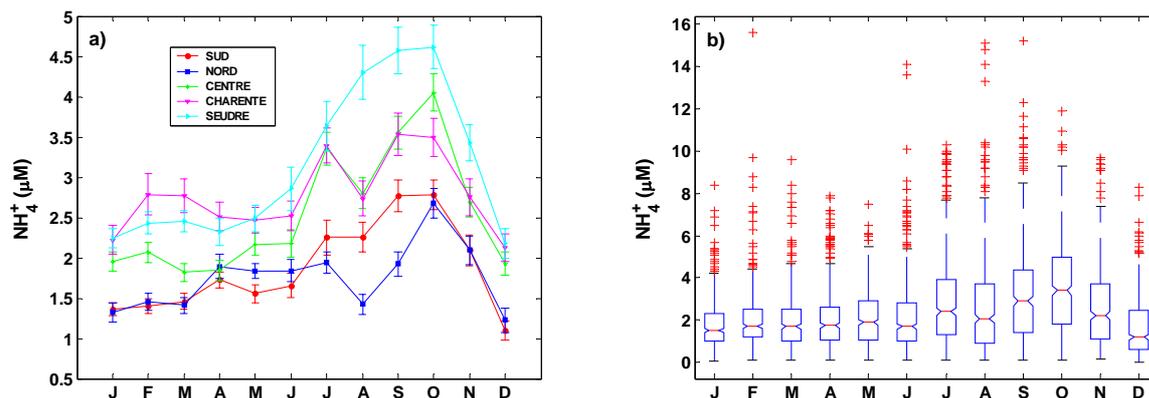


Figure III-25 : Moyenne mensuelle des NH_4 pour chaque station et représentation en box-plot des valeurs mensuelles (toutes stations confondues)

Les nitrites présentent une variabilité saisonnière (Figure III-26) très marquée pour les 5 stations avec une baisse régulière de la concentration entre janvier et septembre $0,3 - 0,6\mu\text{M}$ à $0,25 - 0,45 \mu\text{M}$: la station Sud est toujours inférieure aux autres stations et la station Charente présente globalement les plus fortes concentrations mensuelles. Puis, une véritable explosion de la concentration apparaît en octobre, pour atteindre des maximums en novembre (entre 1 et $1,4 \mu\text{M}$) pour redescendre en décembre. Ce pic est à relier à la quantité importante de NH_4 à la même période : ces nitrites proviennent de la nitrification de l'azote ammoniacal.

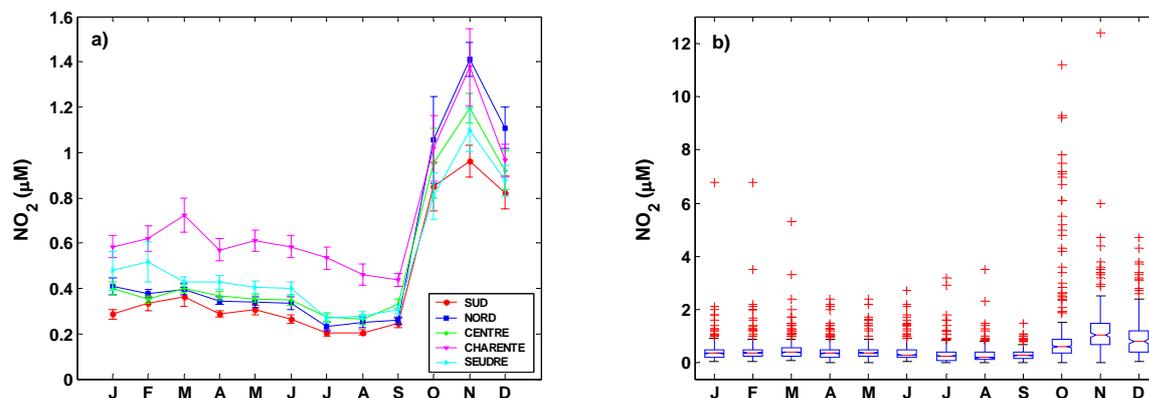


Figure III-26 : Moyenne mensuelle des NO_2 pour chaque station et représentation en box-plot des valeurs mensuelles (toutes stations confondues)

La série présente une forte variabilité saisonnière (Figure III-27) avec toujours des concentrations mensuelles supérieures à la station Charente par apport aux autres stations, avec des minima en août – septembre de $20-25 \mu\text{M}$ pour la station Charente contre environ $4 \mu\text{M}$ pour les autres stations, et des maxima en février –

mars de 110 μM pour la station Charente contre environ 35-45 μM pour les autres stations. Cette variabilité saisonnière est fortement corrélée à la variabilité des débits de Charente et les apports sont tellement importants dans la baie de Marennes-Oléron qu'aucune inflexion de la courbe liée à l'utilisation des nitrates par le phytoplancton n'est observable pendant les blooms.

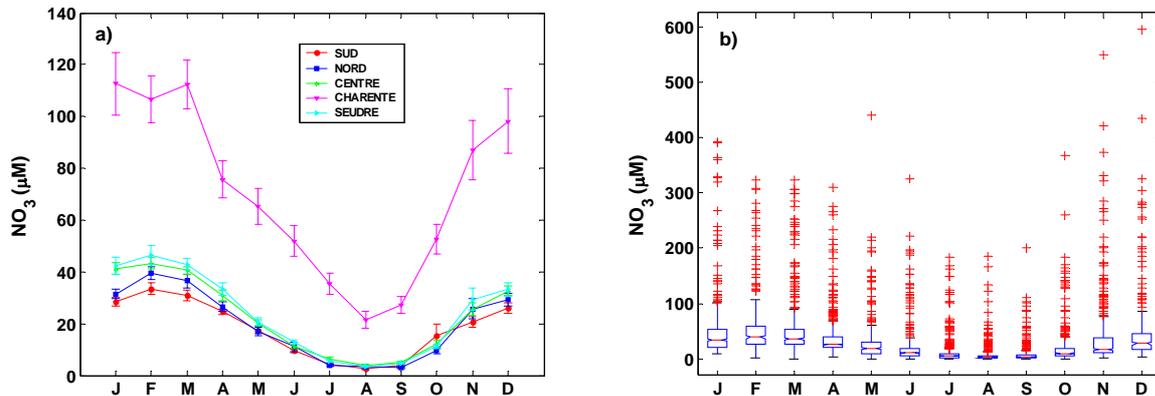


Figure III-27 : Moyenne mensuelle des NO_3 pour chaque station et représentation en box-plot des valeurs mensuelles (toutes stations confondues)

II.8. Phosphates (PO_4)

Données brutes

La moyenne globale en PO_4 pour l'ensemble de la baie est de $0,72 \pm 0,75 \mu\text{M}$ ($n = 5249$; $\text{CV} = 103,2\%$) avec des concentrations extrêmes pouvant varier entre 0,01 et 8,77 μM . La station Charente présente la moyenne la plus forte (Tableau III-12).

D'après Fisher *et al.* (1988), une limitation potentielle par les phosphates existe quand la concentration *in situ* en PO_4 est inférieure à la demi constante de saturation ($K_{\text{PO}_4} = 0,5 \mu\text{M}$). Sur l'ensemble des données de la base RAZLEC, 45% des données remplissent cette condition et concernent des données postérieures à 1992. Tous les mois de l'année ainsi que toutes les stations peuvent être ponctuellement concernés. Selon Dortch & Whitledge (1992), une double condition sur les PO_4 et le rapport DIN/PO_4 est nécessaire pour affirmer qu'il existe une limitation par les PO_4 ($\text{PO}_4 < 0,2 \mu\text{M}$ et $\text{DIN}/\text{PO}_4 > 30$). Dans ce cas, seulement 16% des données RAZLEC remplissent cette double condition. Il existe donc une limitation potentielle par les PO_4 dans la baie de Marennes-Oléron. Seules des

mesures de l'activité enzymatique des phosphatases alcalines détecteraient avec certitude s'il existe ou non une limitation (Labry, 2001)

Tableau III-12 : Moyenne des PO_4 (en μM), écart-type, coefficient de variation, minima et maxima pour chaque station entre 1977 et 2002.

Station	Moyenne	Écart-type	CV (%)	Minima	Maxima
Sud	0,59	0,61	103,2	0,01	4,92
Nord	0,63	0,68	109,1	0,01	4,95
Centre	0,68	0,68	99,2	0,01	6,43
Charente	1,07	1,00	93,3	0,01	8,77
Seudre	0,64	0,58	90,1	0,01	5,07

Les données brutes (Figure III-28) montrent une forte variabilité saisonnière avec des pics importants l'hiver et des concentrations plus importantes à la station Charente qu'aux autres stations. Cette station est significativement différente des autres stations. La station Sud est significativement différente des stations Centre et Charente. A l'échelle de la station, seule la station Charente présente des différences significatives entre les différents types de prélèvements : les F/ME sont différents des VE.

Sur les données brutes, la station Centre présente une corrélation significative avec les débits en prélèvement de S/ME.

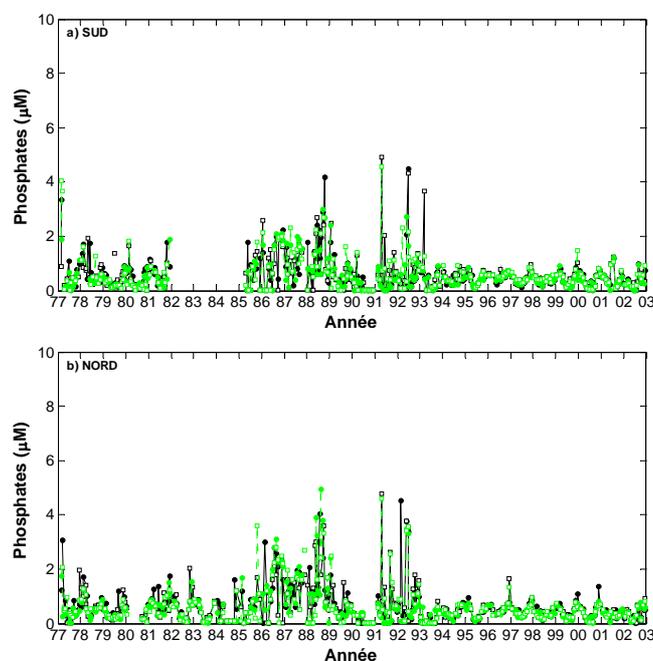


Figure III-28 : Évolution temporelle des concentrations en PO_4 pour les cinq stations en surface (trait plein noir) et au fond (trait pointillé vert) de 1977 à 2002. Les échantillons sont collectés en VE (□) ou en ME (●).

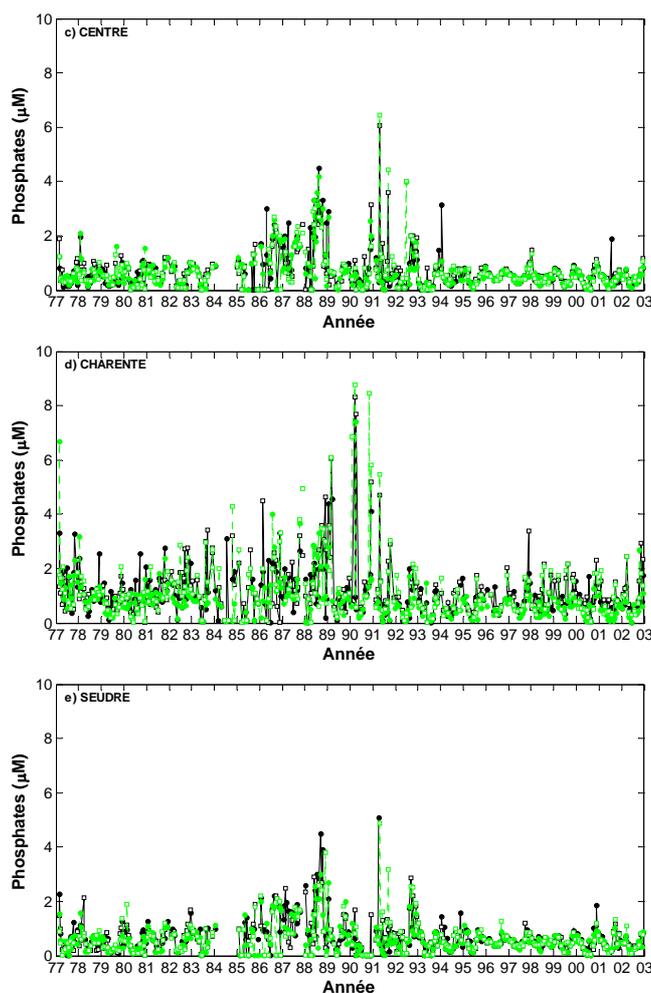


Figure III-28 : Évolution temporelle des concentrations en PO₄ pour les cinq stations en surface (trait plein noir) et au fond (trait pointillé vert) de 1977 à 2002. Les échchantillons sont collectés en VE (□) ou en ME (●). (suite)

Moyennes annuelles

Pour l'ensemble des stations, les moyennes annuelles varient entre 0,1 et 2,1 μM (Figure III-29). La station Charente présente en général des concentrations moyennes annuelles en PO₄ supérieures aux autres stations avec des variations entre 0,6 et 2,2 μM contre 0,1 et 1,5 μM. Cette concentration semble se stabiliser autour de 0,8 μM (Charente) et 0,5 μM (autres stations) depuis 1994 après avoir connu des valeurs plus importantes entre 1985 et 1992. Avant 1994, les fortes concentrations en PO₄ s'expliquent par la présence d'une usine d'engrais sur les rives de la Charente. Après 1994, cette usine s'est équipée d'une station de traitement avant de rejeter ses eaux dans la Charente. La concentration en PO₄ dans la baie a eu tendance à augmenter entre 1977 et 1987, et depuis a tendance à diminuer. Les pics rencontrés à la station Charente ne se répercutent pas toujours

sur l'ensemble de la baie (comme en 1982 et 1990) et inversement des pics rencontrés aux stations Nord et Sud en 1992 ne correspondent pas à un pic à la station Charente.

Sur la période 1977-2002, la seule corrélation significative est celle entre les PO_4 et les MES ($R^2 = 0,18$; $p < 0,05$) pour la station Charente. En restreignant l'analyse sur la période 1994-2002 et en différenciant les types de prélèvements, la corrélation avec les MES est mise en évidence pour les stations Nord, Centre et Seudre pour les prélèvements de S/ME (respectivement $R^2 = 0,58$, $0,59$ et $0,54$), pour la station Charente pour les prélèvements de S/VE ($R^2 = 0,39$) et pour la station Centre pour les prélèvements de F/ME ($R^2 = 0,72$). Une corrélation négative existe entre PO_4 et salinité en station Centre et Seudre pour les prélèvements de S/ME (respectivement $R^2 = 0,36$ et $0,44$). Il existe une forte corrélation positive avec la Chl a en station Charente pour les prélèvements de S/ME. Une corrélation entre PO_4 et Si existe également en S/VE à la station Nord ($R^2 = 0,49$).

Les coefficients de variation (données non représentées) montrent une variabilité importante avec des valeurs allant de 20 à 180%. L'ensemble des stations subit en même temps les variations et dans le même ordre de grandeur contrairement aux comportements des nutriments précédents. Des pics importants sont observés en 1977, 1984 et 1990 qui ne sont pas retrouvés chez les composés azotés. La variabilité saisonnière explique 70 à 80% de la variabilité totale de la série.

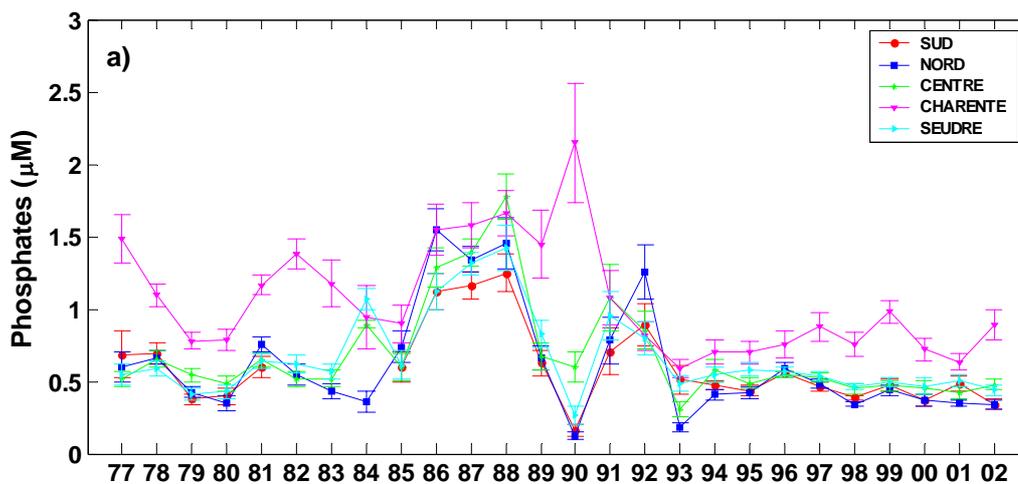


Figure III-29 : PO_4 : a) Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée. b) Représentation en box-plot des données (trait rouge = médiane).

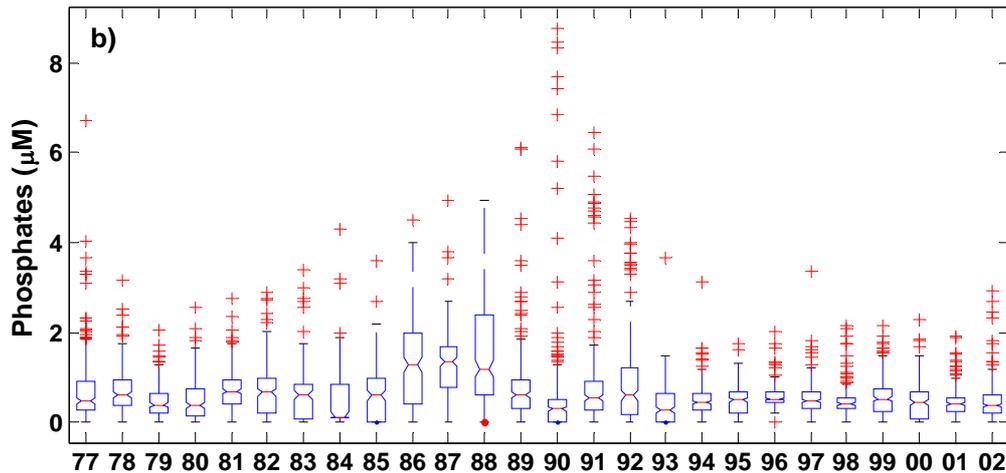


Figure III-29 : PO4 : a) Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée. b) Représentation en box-plot des données (trait rouge = médiane).
(suite)

Moyennes mensuelles

L'évolution saisonnière (Figure III-30) est un peu différente selon les stations considérées. Les stations Centre et Seudre présentent une variabilité proche, avec une valeur minimale de 0,4 μM en juin et maximale de 0,9 μM en octobre, soit une diminution des phosphates au printemps qui ne suit pas forcément la diminution des débits et une augmentation en été, après le bloom de mai, qui là non plus n'est pas corrélée aux débits. Les stations Sud et Nord présenteraient la même évolution s'il n'y avait une légère hausse des concentrations en mai et juin. La station Charente présente des concentrations mensuelles plus élevées avec des valeurs de 1,2-1,3 μM en début d'année, puis une forte baisse jusque juin où le minimum est atteint (proche des valeurs de la station Nord), pour augmenter de nouveau jusque 1,6 μM en novembre. Alors que les nitrates suivaient parfaitement le cycle mensuel des débits, l'évolution des phosphates dépend d'autres processus : la baisse de phosphates entre février et juin est la résultante d'apports moindres par la Charente, de l'utilisation par le phytoplancton et une adsorption sur les MES et le sédiment. L'augmentation en phosphates à partir de juin est due à une désorption estivale des phosphates et une minéralisation des algues du bloom de mai. A l'automne, les concentrations en phosphates sont à relier à nouveau aux crues de Charente. Pendant la période estivale, le système phosphates ne fonctionne plus en relation avec les débits de Charente puisque les minimums de débits en août et septembre

n'engendrent pas les minimums de concentrations en phosphates. Le système de désorption des phosphates par les sédiments et de minéralisation du plancton prend alors toute son importance. Ce décalage entre les nitrates, les phosphates et le bloom phytoplanctonique avait déjà été décrit par de Vries *et al.* (1998) pour des eaux côtières et par Crottereau (1999) dans des marais charentais de type claires ostréicoles où en saison estivale les eaux sont riches en phosphates et silices, richesse liée à une reminéralisation de la matière organique.

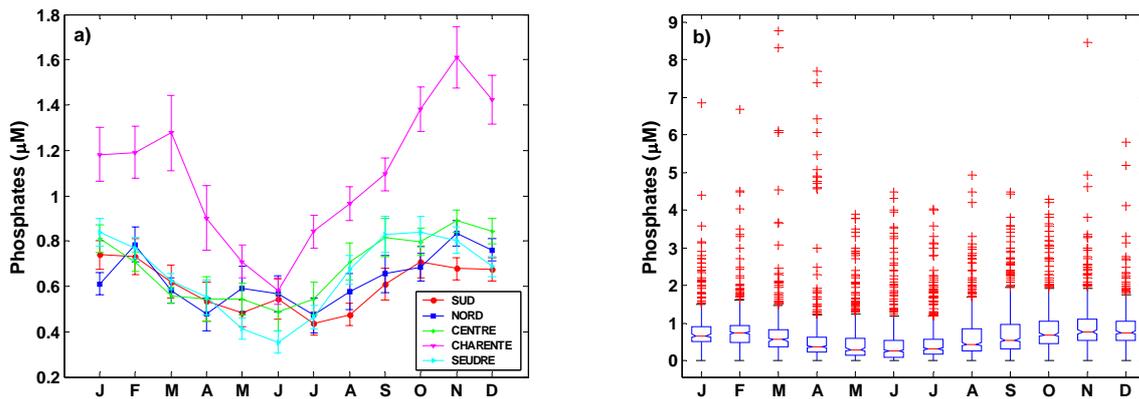


Figure III-30 : Moyenne mensuelle des PO_4 pour chaque station et représentation en box-plot des valeurs mensuelles (toutes stations confondues)

Le calcul des moyennes saisonnières pour la période 1992-2002 (Figure III-31) après la fermeture de l'usine d'engrais met mieux en évidence la composante saisonnière du signal qui est quasi-identique pour l'ensemble des stations. Le décalage avec le signal nitrates est ici bien mis en évidence.

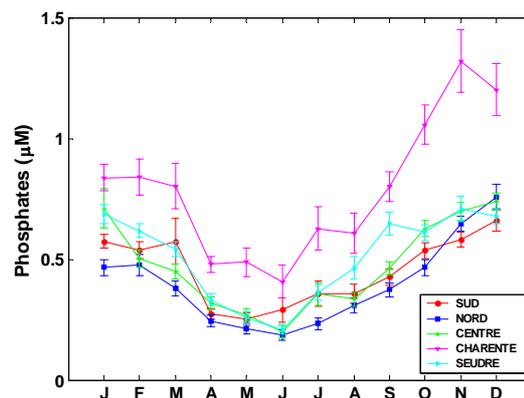


Figure III-31: Moyenne mensuelle des PO_4 pour chaque station calculées sur la période 1992-2002

II.9. Silicates (Si)

Données brutes

La moyenne globale en Si pour l'ensemble de la baie est de $15,2 \pm 14,3 \mu\text{M}$ ($n = 5251$; $\text{CV} = 93,9\%$) avec des concentrations extrêmes pouvant varier entre 0,1 et 273,2 μM . La station Charente présente la moyenne la plus forte, ainsi que la plus forte variabilité (Tableau III-13).

D'après Fisher *et al.* (1988), une limitation potentielle par les silicates existe quand la concentration *in situ* en Si est inférieure à la demi constante de saturation ($K_{\text{Si}} = 5 \mu\text{M}$). Sur l'ensemble des données de la base RAZLEC, 14% des données remplissent cette condition et concernent des données postérieures à 1992. Tous les mois de l'année ainsi que toutes les stations peuvent être ponctuellement concernés. Selon Dortch & Whittedge (1992), une triple condition sur les Si, le rapport Si/PO₄ et le rapport Si/DIN est nécessaire pour affirmer qu'il existe une limitation par les Si ($\text{Si} < 2 \mu\text{M}$, $\text{Si/DIN} < 1$ et $\text{Si/PO}_4 < 3$). Dans ce cas, moins de 1% des données RAZLEC remplissent cette triple condition. Selon la définition choisie, il existe donc ou non une limitation potentielle par les silicates dans la baie de Marennes-Oléron.

Tableau III-13 : Moyenne des Si (en μM), écart-type, coefficient de variation, minima et maxima pour chaque station entre 1977 et 2002.

Station	Moyenne	Écart-type	CV (%)	Minima	Maxima
Sud	11,1	8,5	76,4	0,5	138,0
Nord	10,9	9,1	83,3	0,1	97,2
Centre	13,5	9,2	67,7	0,8	115,2
Charente	24,9	23,3	93,3	1,0	273,2
Seudre	15,2	10,4	68,0	0,5	107,0

Les données brutes (Figure III-32) montrent une forte variabilité saisonnière avec des pics importants l'hiver et des concentrations plus importantes à la station Charente qu'aux autres stations. Comme pour les NH₄, les stations Sud et Nord ne sont pas significativement différentes entre elles. Par contre les stations Centre, Charente et Seudre sont chacune significativement différente des 4 autres stations. Aux stations Nord, Charente et Seudre, des différences significatives entre les prélèvements existent.

L'ensemble des données est corrélée avec les débits de Charente, avec des corrélations plus importantes en S/ME ($R^2 = 0,42$ à $0,62$) qu'en F et en VE.

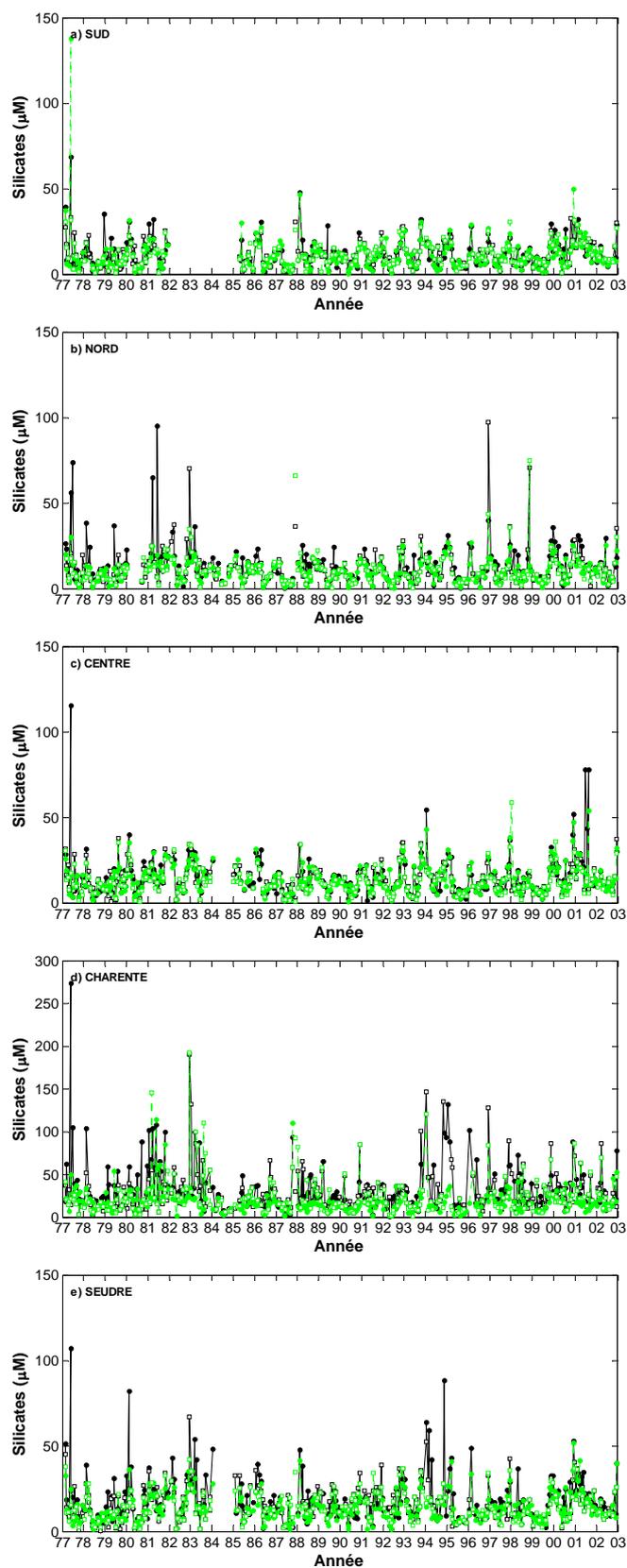


Figure III-32 : Évolution temporelle des concentrations en Si pour les cinq stations en surface (trait plein noir) et au fond (trait pointillé vert) de 1977 à 2002. Les échantillons sont collectés en VE (□) ou en ME (●). Attention : échelle différente pour la station Charente.

Moyennes annuelles

Quelques soient les années, les concentrations en silicates (Figure III-33) se hiérarchisent toujours de la façon suivante : les concentrations à la station Charente >> Seudre > Centre > Sud ≥ Nord. Les concentrations moyennes annuelles s'échelonnent entre 7 et 20 μM pour l'ensemble des stations, et entre 12 et 45 μM pour la station Charente. La variabilité des concentrations d'une année sur l'autre est importante avec en 1981, 1983, 1988, 1991, 1994, 1996 et 2000 des pics, d'amplitude plus ou moins grande, qui ne sont pas retrouvés pour les autres nutriments.

A l'échelle annuelle, une corrélation négative existe entre salinité et silicates pour l'ensemble des stations ($R^2 = 0,11$ à $0,41$ selon les stations), ainsi qu'avec les NO_2 et les NO_3 .

Les variations annuelles (données non représentées) sont comprises entre 40 et 140% pour l'ensemble des stations avec des pics importants en 1977, 1980 et 1994. La variation inter-annuelle est comprise entre 20 et 33% et ne reflète pas la variabilité de la série globale.

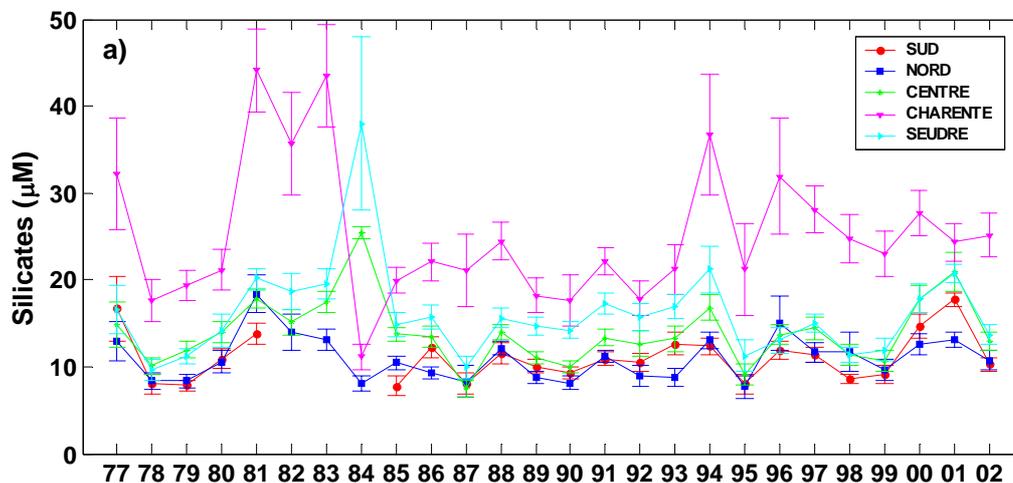


Figure III-33 : Si : a) Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée. b) Représentation en box-plot des données (trait rouge = médiane).

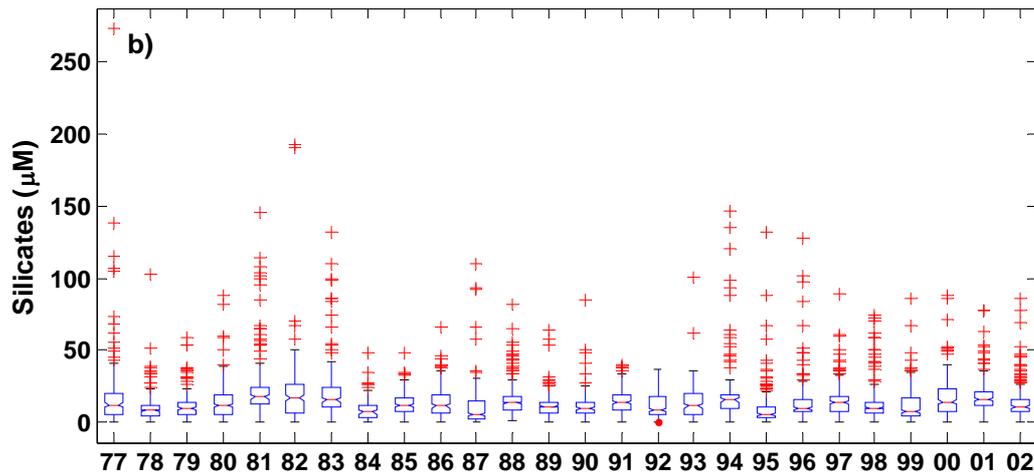


Figure III-33 : Si : a) Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée. b) Représentation en box-plot des données (trait rouge = médiane).(suite)

Moyennes mensuelles

L'évolution annuelle des concentrations présente une forte composante saisonnière (Figure III-34). La concentration mensuelle en silicates est toujours supérieure à la station Charente. Les concentrations diminuent à partir de février, pour atteindre les minima en mai-juin et augmentent entre juillet et décembre. Comme pour les phosphates, le minimum de concentration n'est pas atteint en même temps que le minimum de débit : dans la phase de diminution, les concentrations observées en silicates sont la résultante de la baisse de débit et de l'utilisation des silicates par les algues siliceuses (diatomées), la phase d'augmentation observée en été provient uniquement de la dégradation de ces algues et la phase d'augmentation après septembre peut être liée aux débits. A la station Charente, le fort pic observé en mai peut être relié au pic de Chl *a* à la même époque : un pic de diatomées apparaît, algues dégradées rapidement à l'embouchure qui réalimentent le pool de silicates. La variation saisonnière explique 85-90% de la variabilité globale de la série.

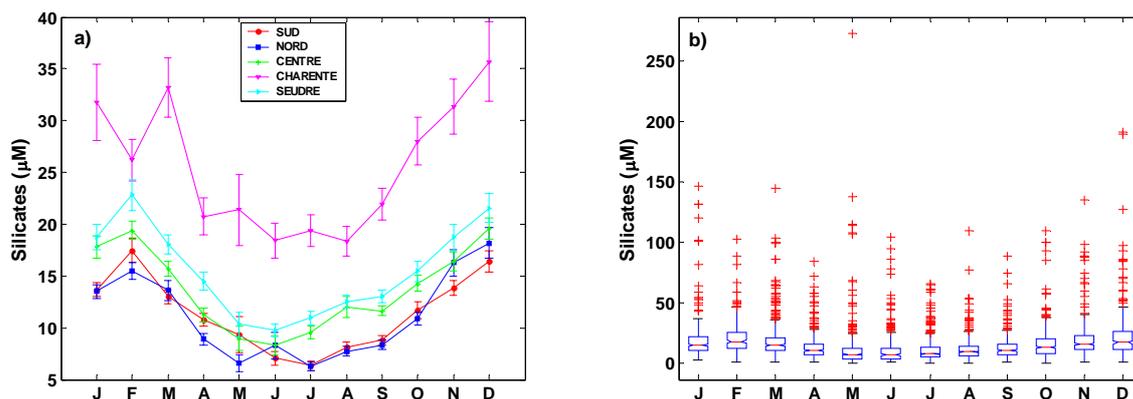


Figure III-34 : Moyenne mensuelle des Si pour chaque station et représentation en box-plot des valeurs mensuelles (toutes stations confondues)

II.10. Conclusion

Les paramètres hydrobiologiques mesurés dans le bassin présentent dans l'ensemble une forte variabilité d'une année sur l'autre avec des tendances qui ne sont cependant pas toutes identiques. Tous présentent une forte composante saisonnière : cette échelle de variabilité est celle qui prédomine souvent dans la variabilité globale du paramètre. Les débits de Charente n'imposent pas forcément la variabilité saisonnière de la Chl *a* et des nutriments, notamment pour les phosphates puisque les mécanismes de sorption avec les MES et le sédiment influencent grandement son évolution saisonnière. Globalement, il est important de rappeler que la température de la baie de Marennes-Oléron a augmenté de 1°C entre 1977 et 2000, ce qui semble avoir eu pour répercussion une augmentation globale de la quantité de Chl *a* présente dans le bassin. Sur la même période, les phosphates ont subi une forte augmentation suivie d'une forte diminution liées aux pollutions urbaines et agricoles et aux lois sur l'eau concernant les phosphates. Les nitrates, quant à eux, sont fortement corrélés aux débits de Charente, donc liés à une pollution agricole et augmentent régulièrement depuis 1977. Les nitrates, dépendant des apports Charente, ne semblent jamais limitants dans la baie de Marennes-Oléron, alors que les phosphates et les silicates semblent quelques fois limitants. Presque toutes les variations saisonnières sont comprises entre 50 et 100% pour l'ensemble des stations et des paramètres considérés, exceptées la température et la salinité qui présentent des variations moindres. La station Charente se détache des autres stations pour les MES et les phéopigments qui présentent des variations

saisonnères plus importantes. Le rôle du vent ne doit pas non plus être négligé pour expliquer la dynamique du système.

Cette description de la base de données RAZLEC met en évidence certaines échelles de variabilité qui gouvernent les paramètres hydrobiologiques (échelle inter-ou intra-annuelle). Cependant, de part la stratégie d'échantillonnage de cette base, il n'est pas possible de voir l'importance de l'échelle intra-journalière. Une stratégie d'échantillonnage différente est nécessaire.

III. ÉCHELLES DE VARIABILITÉ DES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES ET HYDROBIOLOGIQUES

III.1. Introduction

Pour appréhender plusieurs échelles de variabilité spatiale et temporelle, allant de l'intra-journalier à l'inter-annuel et pour hiérarchiser ces échelles, la base de données RAZLEC est de nouveau exploitée, à laquelle sont ajoutées de nouvelles campagnes d'échantillonnage plus ponctuelles. Par ailleurs, les données simulées de salinité sont utilisées pour vérifier que le modèle représente bien les différentes échelles de variabilités spatio-temporelles enregistrées sur le terrain.

III.2. Matériels & méthodes

Acquisition en continu : campagnes « transects »

Afin d'étudier la variabilité intra-journalière dans l'ensemble de la baie de Marennes-Oléron, plusieurs campagnes en mer ont été menées en mai 2002 en période de mortes-eaux (ME) et février 2003 en période vives-eaux (VE) (Figure III-35). Une sonde multiparamètre YSI acquiert en continu de la température, la salinité, la chlorophylle *a* par fluorescence (Chl *a*) et la turbidité (NTU). La sonde est fixée sur le pont du bateau et est reliée, via une chambre de mesure opaque, à un tuyau coudé immergé à 1 m de profondeur. La vitesse du bateau, d'environ 10

nœuds, suffit à l'aspiration de l'eau. Le système de navigation embarqué (logiciel ArcView couplé à un GPS) enregistre en continu la position du bateau. Le même trajet est réalisé plusieurs fois dans une journée.

Selon le parcours réalisé, les données sont traitées en les découpant par transects. La distance parcourue est calculée depuis le début du transect. Le même transect étant parcouru plusieurs fois, une carte spatio-temporelle du paramètre enregistré est obtenue par interpolation des données sur une grille « distance × temps » régulière. Pour chaque distance, le coefficient de variation (CV, %) temporel est calculé sur l'ensemble de la journée. De la même manière, pour chaque heure, le CV spatial est calculé sur l'ensemble de la distance parcourue. Les corrélations entre paramètres sont calculées.

Variabilité simulée par le modèle

Le modèle SiAM2D (Le Hir *et al.*, 2000) est utilisé pour simuler la salinité sur les périodes échantillonnées lors des campagnes transects. Les conditions de salinité aux limites océaniques sont constantes. Les débits de la Charente utilisés pour le modèle correspondent à des débits réels, mesurés par la D.D.E. au barrage de St Savinien. Le maillage du modèle est de 200 x 200 m et le pas d'enregistrement est de 1 heure. Les données simulées sont interpolées sur la même date et sur la même position que la mesure. Les CV sont calculés sur la série obtenue de la même manière que pour les mesures. Ils sont comparés aux CV des mesures.

Échantillonnage au point fixe

Lors des campagnes d'acquisition en continu et pendant une seconde série de campagnes réalisée en 2001/2002 (cf. mesure de la production primaire dans la Partie IV), des échantillonnages sont également réalisés au point fixe (Figure III-36). Les échantillonnages sont effectués à l'aide d'une bouteille à prélèvement de type Niskin, en sub-surface et au fond. Pour chaque prélèvement, la chlorophylle a (Chl a, $\mu\text{g.L}^{-1}$) et les phéopigments (Pheo, $\mu\text{g.L}^{-1}$) sont mesurés sur des triplicats. L'eau prélevée est filtrée sur filtres GF/F en microfibrilles de verre Whatman. Les filtres sont conservés dans une glacière pour le transport puis congelés à -18°C dans des tubes à hémolyse protégés de la lumière. Dans le mois, la Chl a et les Phéo sont dosés par

fluorimétrie selon la méthode décrite dans Aminot et Chassepied (1983). Les filtres sont placés dans des tubes en verre pour extraction dans 8 mL d'acétone 90% pendant 24 heures à 4°C puis centrifugés 10 min à 2000 tr.min⁻¹. Les dosages sont effectués au fluorimètre TURNER 10-AU étalonné à partir de Chl a pure du commerce. Les phéopigments sont dosés après acidification par ajout de 80 µL d'acide chlorhydrique de concentration 1N.

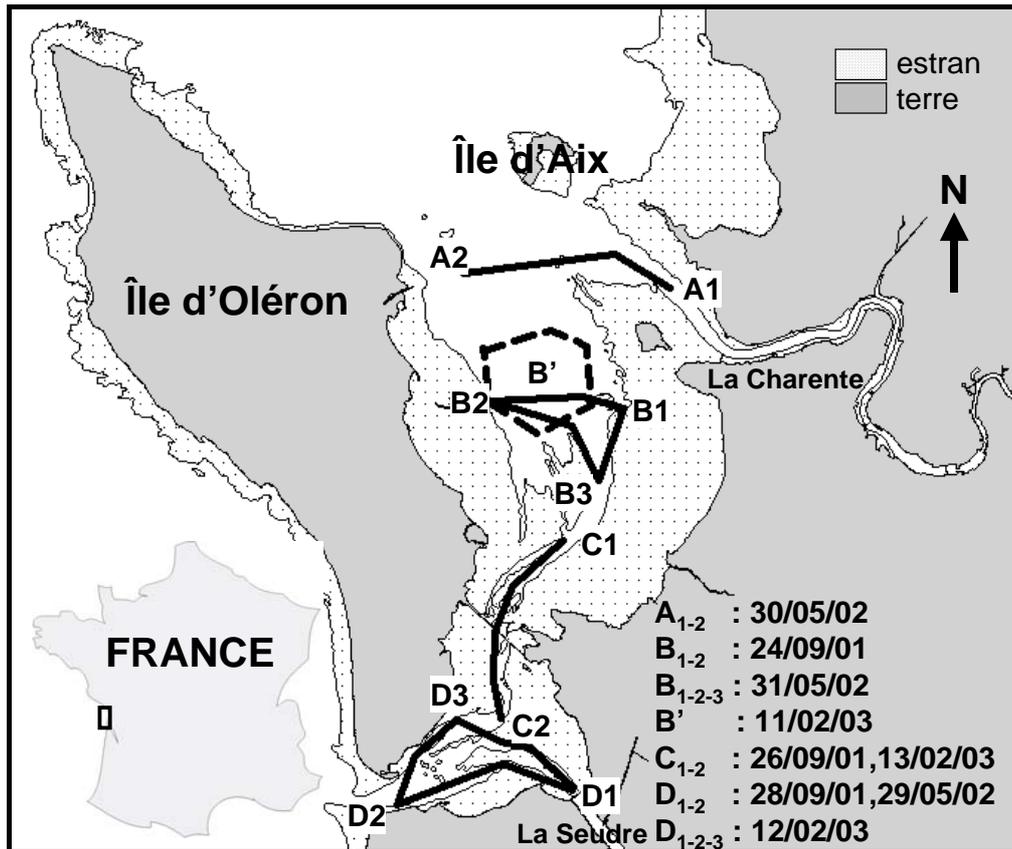


Figure III-35 : Baie de Marennes-Oléron : trajets réalisés lors des campagnes d'acquisition en continu avec la sonde YSI.

Les mesures de la matière en suspension (MES, mg.L⁻¹) sont réalisées en duplicats. La filtration est effectuée sur filtres GF/C en microfibrilles de verre Whatman préalablement calcinés à 500°C pendant trois heures et pré-pesés au 1/10ème de mg. Une fois le volume filtré, le filtre est rincé à l'eau distillée pour éliminer les sels et conservé dans une boîte de pétri pour le transport. Le filtre est ensuite mis à l'étuve à 50°C pendant 24 heures puis pesé pour détermination de la MES. Il est de nouveau calciné à 450°C pendant une heure pour déterminer le poids de matière inorganique particulaire (MIP) et de matière organique particulaire (MOP) par différence avec la MES.

Les dosages des nutriments sont réalisés sur des échantillons d'eau filtrée sur filtres GF/C en microfibrilles de verre Whatman et congelés à -18°C . Les concentrations en urée, nitrites, nitrates, ammonium, silicates et phosphates (μM) sont déterminés par un auto-analyseur Skalar selon le protocole de Strickland and Parsons (1972).

Le CV intra-journalier est calculé en chaque point, pour chaque journée et chaque paramètre.

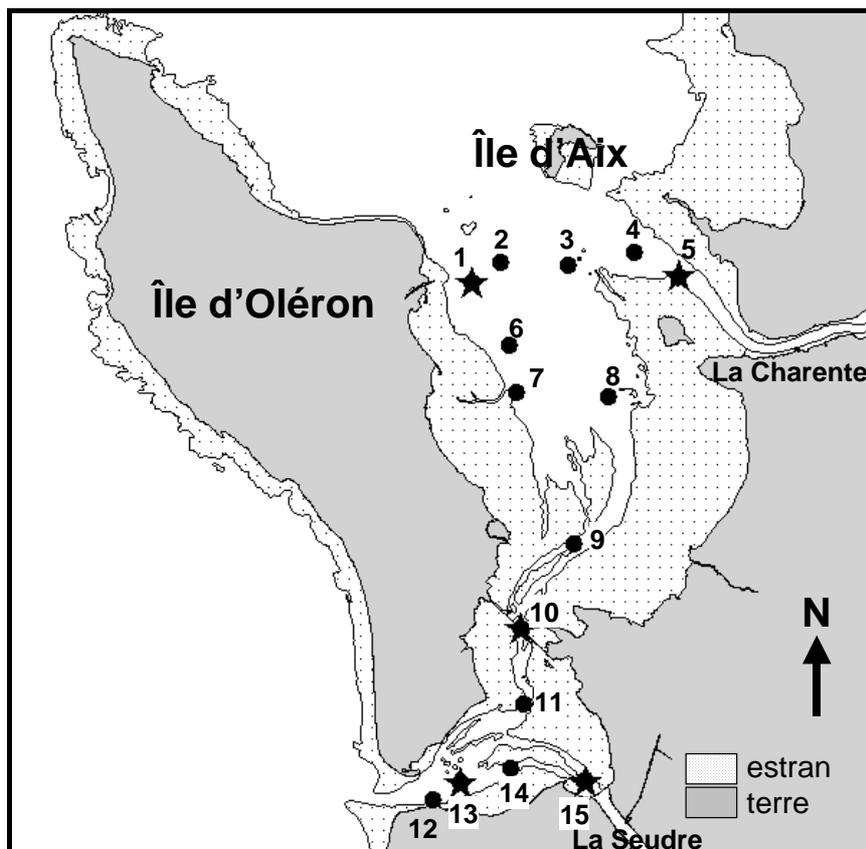


Figure III-36 : Baie de Marennes-Oléron : échantillonnage au point fixe (★ points RAZLEC : 1 = « Nord », 5 = « Fontenelles », 10 = « Centre », 13 = « Sud » et 15 = « Seudre »)

Base de données « RAZLEC »

Les données utilisées ici sont les mêmes que celles utilisées précédemment (cf. description de la base de données « RAZLEC » en page 96).

Analyses numériques

De part la stratégie d'échantillonnage de la base de données RAZLEC, la

variabilité peut être liée à plusieurs facteurs : la station, l'année, le mois, la profondeur (Surface/Fond, noté S/F) et la marée (Vives-Eaux/Mortes-Eaux, noté VE/ME). Pour étudier les variabilités inter-station, saisonnière et inter-annuelle, les moyennes mensuelles de chaque variable (température, salinité, Chl *a*, Phéo, MES, MOP, NH₄, NO₃, Si et PO₄) pour chaque station (5) et chaque année (1982 à 2002) sont calculées. Puis, pour étudier les variabilités liées au facteur profondeur et marée, les moyennes mensuelles sur l'ensemble des années sont calculées pour chaque variable et chaque station en S et au F, en VE et ME.

Une ACP (Analyse en Composante Principale) est réalisée sur ces 2 types de moyennes. Les variables formant l'axe 1 et 2 de l'ACP sont représentatives des données et expliquent en grande partie leur variabilité. Il n'est donc pas nécessaire de traiter les variables une par une mais d'utiliser les coordonnées de chaque individus sur les axes 1 et 2 pour suivre sa variabilité temporelle et pour comparer les stations entre elles. Le CV est calculé en regroupant ces coordonnées selon les facteurs mois, année, profondeur ou coefficient de marée.

Pour explorer l'échelle de variabilité propre à chaque variable, l'ANOVA est utilisée. Une ANOVA permet la construction d'un modèle linéaire : la variable étudiée (*Y*) est expliquée par sa moyenne (\bar{Y}), une combinaison de plusieurs facteurs (*X*₁, *X*₂, *X*₃...) et un résidu aléatoire (ε) :

$$Y = \bar{Y} + \alpha X_1 + \beta X_2 + \delta X_3 + \dots + \varepsilon$$

où α , β et δ correspondent aux coefficients de l'ANOVA.

Le CV de chaque facteur est calculé à partir l'écart-type des coefficients de l'ANOVA divisé par la moyenne \bar{Y} . Ainsi, le facteur « profondeur » aura deux coefficients (pour la surface et pour le fond), le facteur « mois » en aura 12, etc ...

III.3. Résultats

Variabilité spatiale et temporelle à l'échelle de la marée, au cours des transects

Un exemple de cartographie spatio-temporelle issu de l'interpolation des mesures hydrologiques est donné en Figure III-37 pour le transect A1 – A2 du 30 mai 2002. La variation d'amplitude du panache de la Charente au cours de la journée est

visualisée. L'extension est maximale à mi-journée lors de la basse mer à 12h26 (UT) : le panache de dessalure (salinité < 30) est enregistré jusqu'à 5 km de distance du point de départ A1 (Figure III-37a). Ces eaux dessalées sont également des eaux plus turbides (Figure III-37c) et plus riches en Chl a (Figure III-37d) que les eaux du large. La cartographie de la température (Figure III-37b) permet de visualiser son augmentation au cours de la journée et de localiser également des « lentilles » d'eau chaude.

Les CV calculés à partir de ces cartes montrent que la variation intra-journalière (Figure III-38a) décroît de l'embouchure vers large avec des CV compris entre 15 et 82% pour la turbidité, 6 et 40% pour la Chl a, 0,5 et 15% pour la salinité et 2,2 et 3,7% pour la température. La variabilité spatiale (Figure III-38b) atteint son maximum au moment de la basse mer (12:26, UT) et est minimum en début et fin de journée. Les CV varient dans ce cas dans le même ordre de grandeur que précédemment avec un maximum de 105% pour la turbidité.

Les études effectuées à partir des transects B et B' (Figure III-35 et cartographies spatio-temporelles en Annexe 4) montrent une dichotomie Est/Ouest. Dans la partie Est, les eaux sont moins salées et des pics de turbidité et de Chl a sont enregistrés au-dessus de la vasière et du banc central.

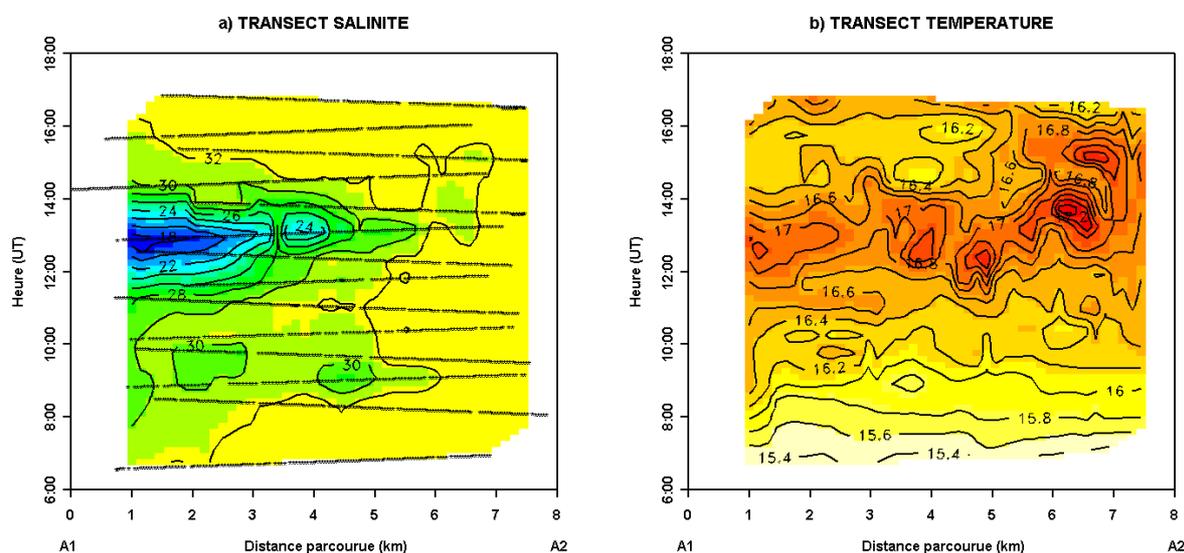


Figure III-37 : Cartographie spatio-temporelle des paramètres enregistrés en continu pour le transect A1 → A2 du 30 mai 2002. a) Salinité et parcours du bateau (*). b) Température. c) Turbidité (données relatives). d) Chlorophylle a (données relatives). La BM est à 12:26 (UT) et le coefficient de marée est de 76.

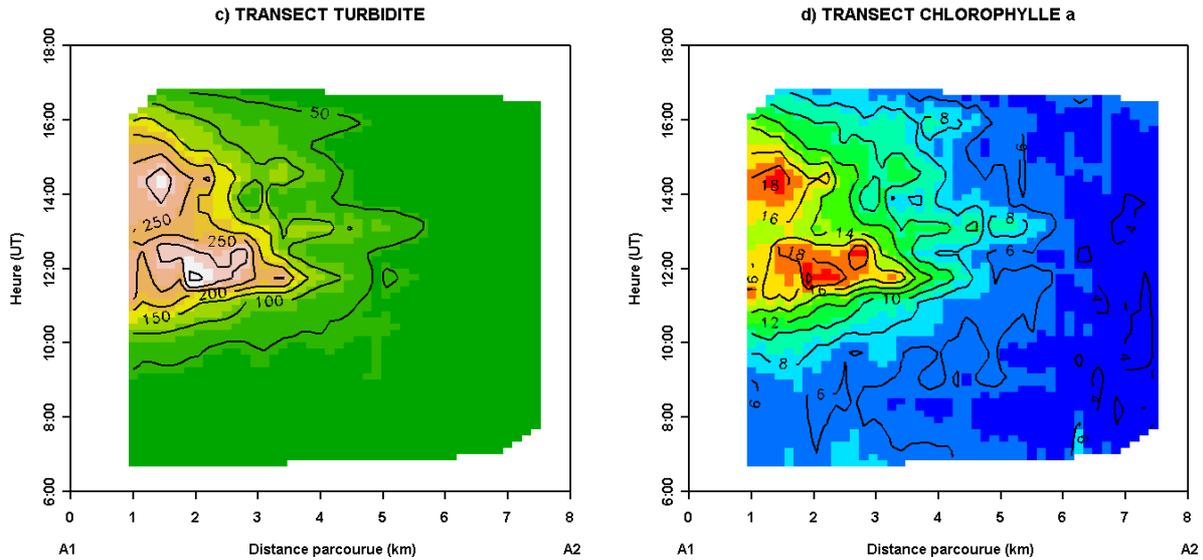


Figure III-37 : Cartographie spatio-temporelle des paramètres enregistrés en continu pour le transect A1 → A2 du 30 mai 2002. a) Salinité et parcours du bateau (*). b) Température. c) Turbidité (données relatives). d) Chlorophylle a (données relatives). La BM est à 12:26 (UT) et le coefficient de marée est de 76. (suite)

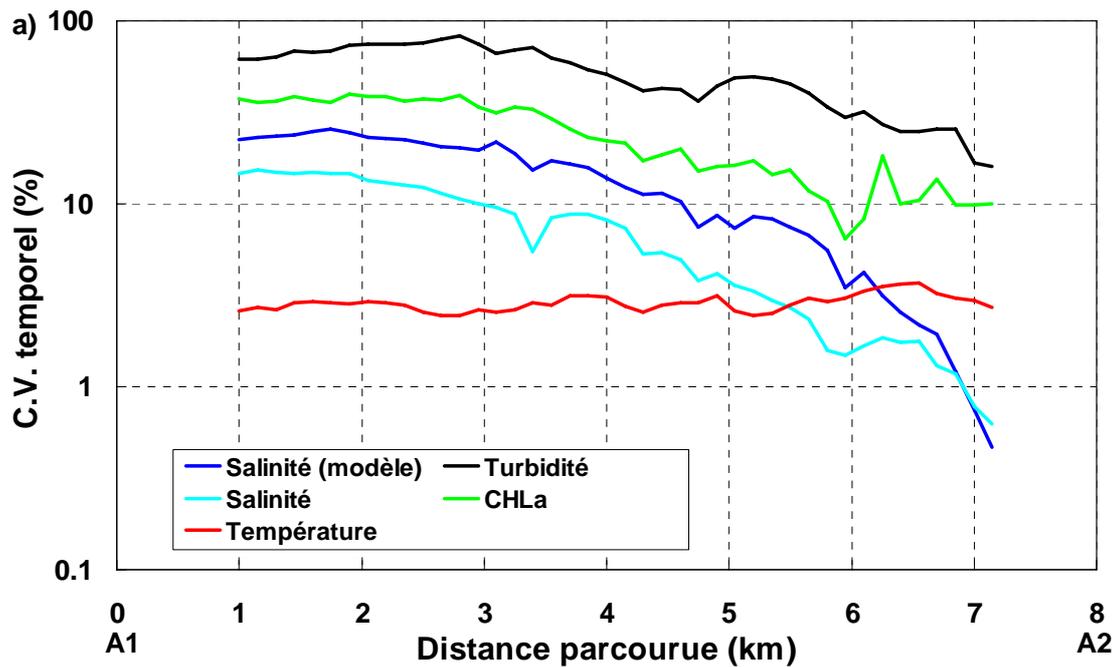


Figure III-38 : Évolution des coefficients de variation (CV, %) pour la salinité (mesurée et simulée par le modèle), la température, la turbidité et la chlorophylle a (Chl a) pour le transect A1 → A2 du 30 mai 2002. a) Évolution du CV temporel en fonction de la distance parcourue depuis le point A1. b) Évolution du CV spatial au cours de la journée.

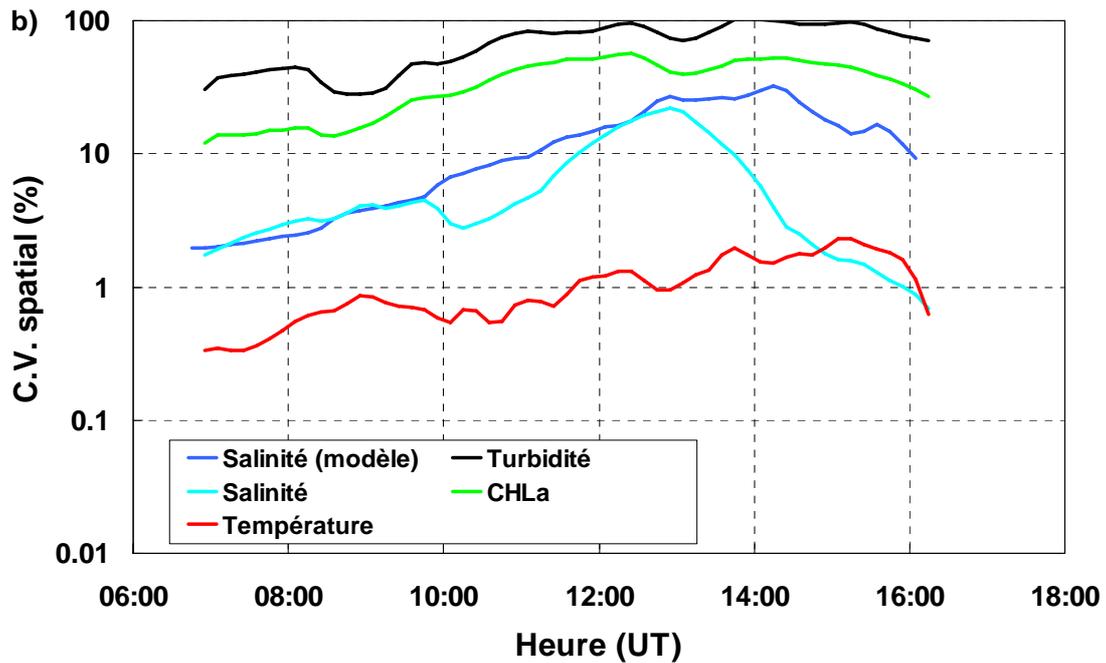


Figure III-38 : Évolution des coefficients de variation (CV, %) pour la salinité (mesurée et simulée par le modèle), la température, la turbidité et la chlorophylle *a* (Chl *a*) pour le transect A1 → A2 du 30 mai 2002. a) Évolution du CV temporel en fonction de la distance parcourue depuis le point A1. b) Évolution du CV spatial au cours de la journée. (suite)

De part la position centrale du transect C, la température, la turbidité et la Chl *a* (Figure III-39b, c et d) enregistrées sont homogènes dans le temps et dans l'espace. Seule la salinité (Figure III-39a) présente un gradient régulier selon la prédominance des eaux venant du N ou du S de la baie.

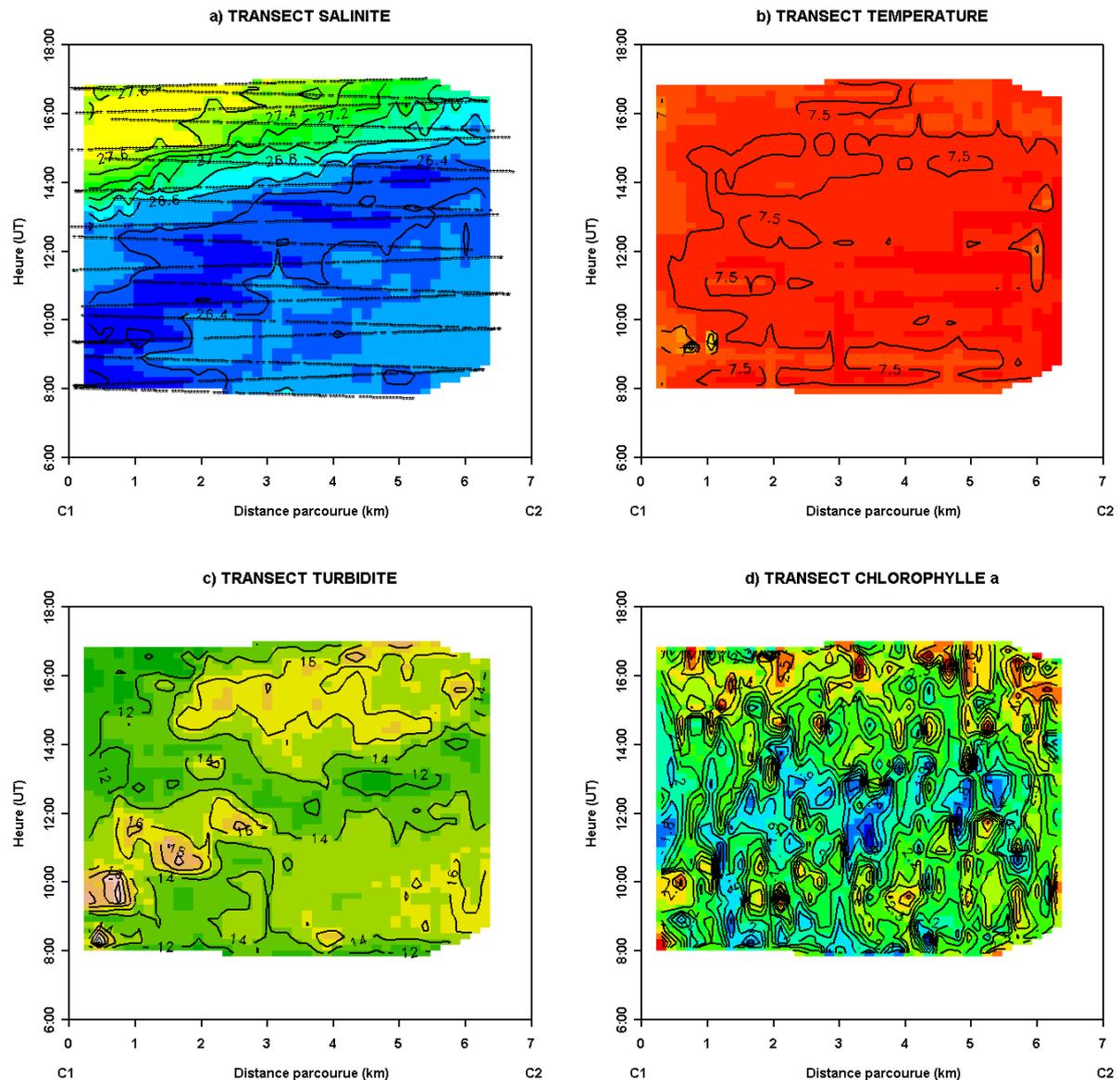


Figure III-39 : Cartographie spatio-temporelle des paramètres enregistrés en continu pour le transect C1→C2 du 13 février 2003. a) Salinité et parcours du bateau (*). b) Température. c) Turbidité (données relatives). d) Chlorophylle *a* (données relatives). La PM est à 13:41 (UT) et le coefficient de marée est de 40.

Au sud de la baie, le transect D1 – D2 montre des différences selon la date échantillonnée (Figure III-40 pour mai 2002 et pour février 2003). Selon les cas, la dessalure s'accompagne (en février 2003) ou non (en mai 2002) d'une turbidité plus forte. De la même manière, les pics de Chl *a* peuvent être associés (en mai 2002) ou non (en février 2003) à ceux de turbidité.

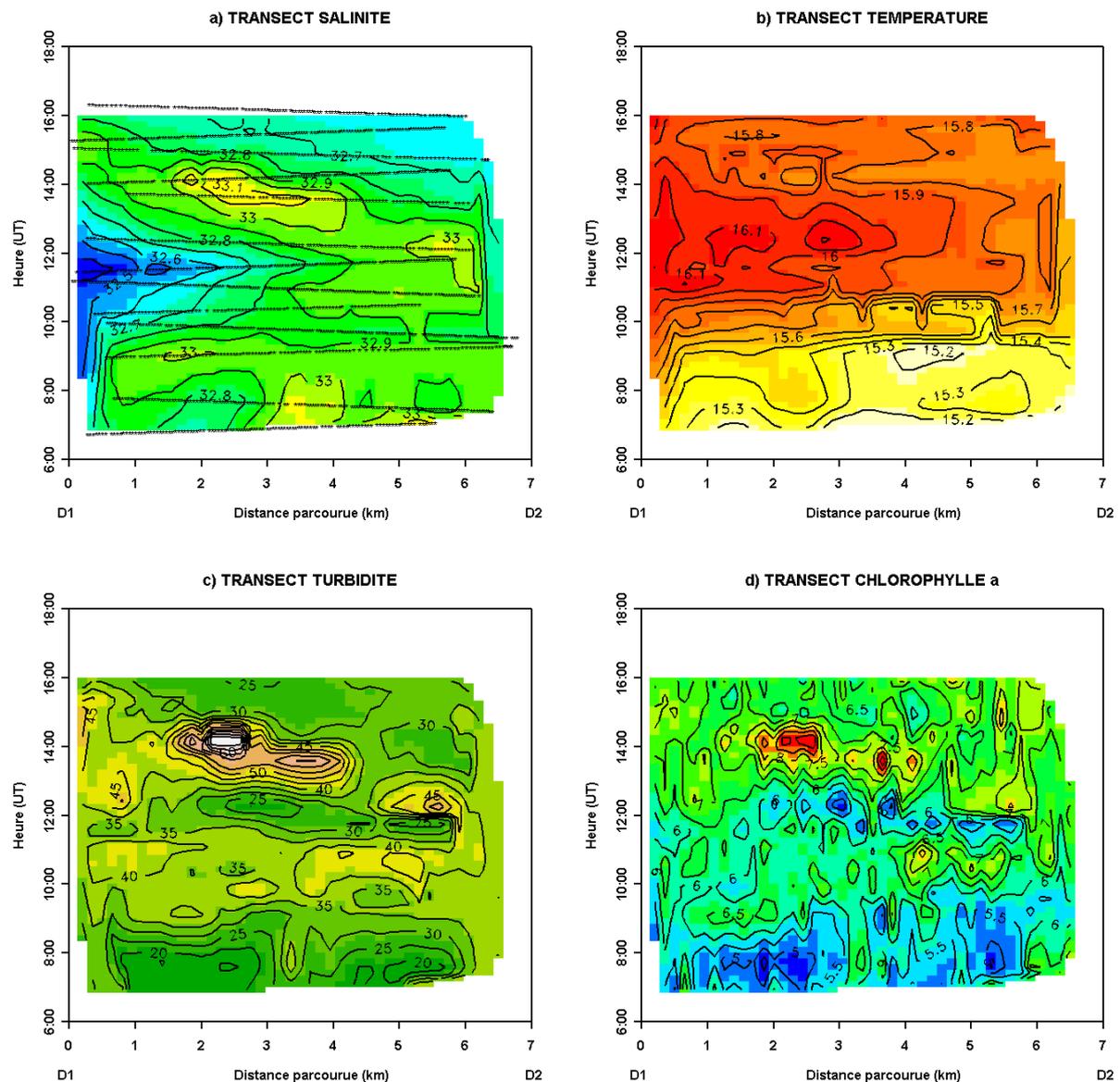


Figure III-40 : Cartographie spatio-temporelle des paramètres enregistrés en continu pour le transect D1→D2 du 29 mai 2002. a) Salinité et parcours du bateau (*). b) Température. c) Turbidité (données relatives). d) Chlorophylle *a* (données relatives). La BM est à 11:41 (UT) et le coefficient de marée est de 87.

Pour confirmer cette information visuelle, les coefficients de corrélation sont calculés sur les séries brutes. Les 4 paramètres mesurés (température, salinité, turbidité et Chl *a*) sont corrélés significativement ($p < 0,005$) pour l'ensemble des transects réalisés en mai 2002. Pour les parcours A et B, turbidité et Chl *a* sont corrélés positivement ($R^2 > 0,9$) et inversement corrélés à la salinité. Pour le parcours D, ces 3 paramètres sont corrélés positivement. En février 2003 (Tableau III-14), les 4 paramètres sont corrélés significativement ($p < 0,005$) pour le parcours B'. Pour le parcours C, les corrélations les plus fortes sont entre salinité, turbidité et

Chl a. Pour le parcours D, salinité et turbidité sont fortement corrélées.

Pour ces transects, les CV sont inférieurs à 1% pour la salinité (en spatial et temporel), pour la température de l'ordre de 1-2% en temporel et <1% en spatial, pour la Chl a de l'ordre de 20-25% et pour la turbidité de 25-30% (en spatial comme en temporel).

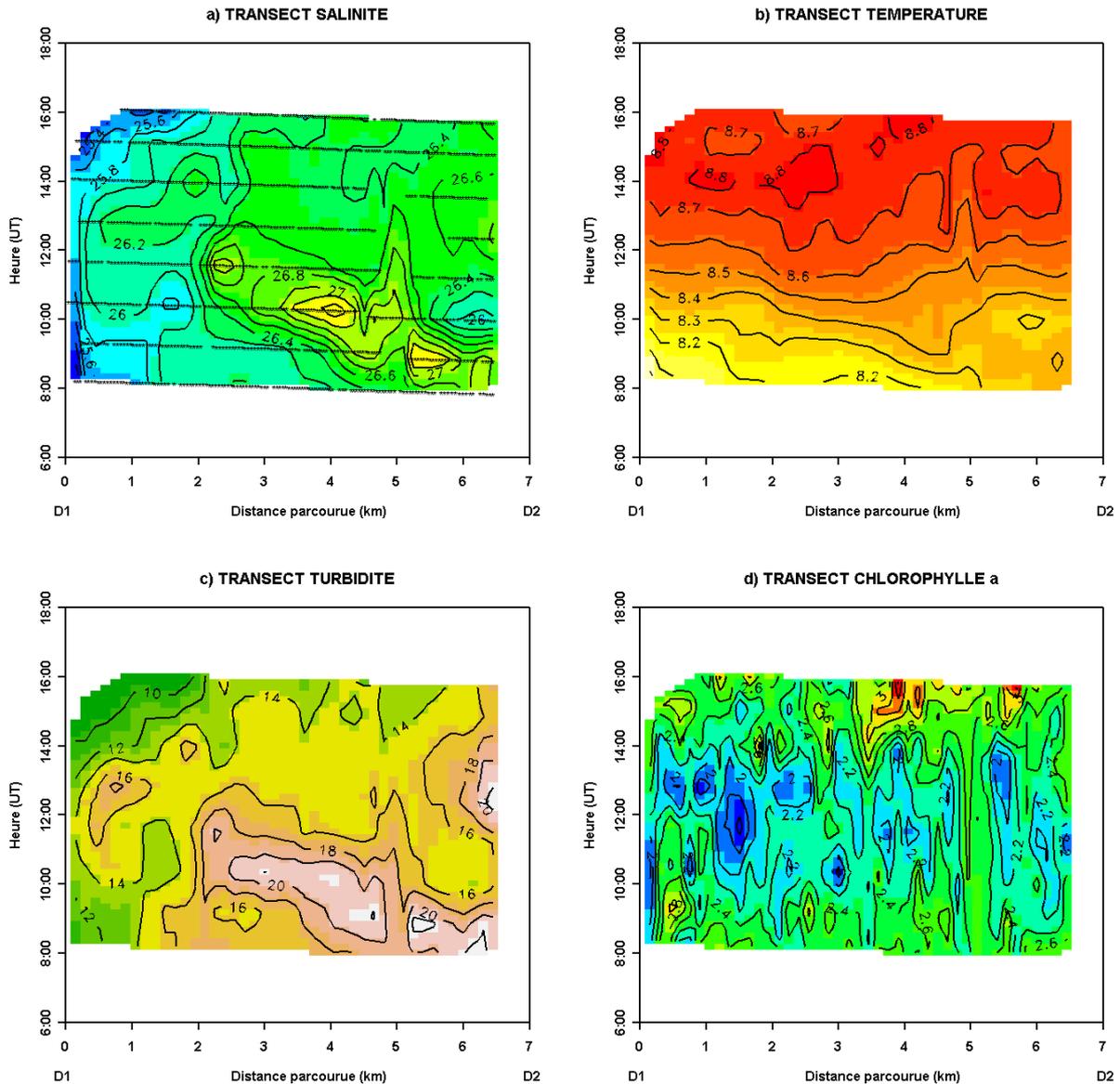


Figure III-41 : Cartographie spatio-temporelle des paramètres enregistrés en continu pour le transect D1→D2 du 12 février 2003. a) Salinité et parcours du bateau (*). b) Température. c) Turbidité (données relatives). d) Chlorophylle a (données relatives). La PM est à 12:48 (UT) et le coefficient de marée est de 31.

Tableau III-14 : Matrices de corrélation calculées sur les données mesurées en continu lors de la campagne de février 2003. Les valeurs en gras indiquent que la corrélation est significative à $p < 0,005$.
 a) Campagne du 11/02/2003 – parcours B'. b) Campagne du 12/02/03 – parcours D. c) Campagne du 13/02/03 – parcours C.

a)	Température	Salinité	Turbidité	Chlorophylle a
Température	1	0,44	0,19	-0,17
Salinité	0,44	1	0,08	-0,09
Turbidité	0,19	0,08	1	0,58
Chlorophylle a	-0,17	-0,09	0,58	1

b)	Température	Salinité	Turbidité	Chlorophylle a
Température	1	0,28	-0,03	0,05
Salinité	0,28	1	0,84	-0,03
Turbidité	-0,03	0,84	1	-0,06
Chlorophylle a	0,05	- 0,03	-0,06	1

c)	Température	Salinité	Turbidité	Chlorophylle a
Température	1	0,12	0,01	0,18
Salinité	0,12	1	-0,16	0,30
Turbidité	0,01	-0,16	1	0,23
Chlorophylle a	0,18	0,30	0,23	1

Variabilité simulée par le modèle

Le modèle tend à surestimer la zone d'extension du panache de la Charente. Autour des points A1 et B1, le modèle sous-estime la salinité et surestime les CV (Figure III-38a). Ainsi, pour le parcours B', la variabilité spatiale moyenne des données simulées est d'environ 6% alors qu'elle est de 0,6% sur les mesures. Pour les parcours A et B, les CV spatiaux sur les mesures sont deux fois moindres que sur les données simulées. Cette trop forte influence de la Charente se ressent jusqu'au milieu de la baie, puisque la variabilité spatiale estimée sur la parcours C est de 1%, alors qu'elle n'est en réalité que de 0,2%. Pour le parcours D, la variabilité spatiale est correctement représentée.

Pour l'ensemble des transects, la variabilité temporelle est correctement représentée par le modèle, sauf pour le parcours D du 12 février 2003 où la variabilité temporelle moyenne mesurée est dix fois plus forte que la variabilité estimée.

Variabilité temporelle intra-journalière au point fixe

L'ensemble des CV calculés au point fixe (Figure III-42 à Figure III-44) peuvent varier entre 3 et 165% sur tous les paramètres mesurés, avec une variation moyenne de 30%. Les variations de Chl *a* et de Phéo suivent en général celles des MES. Pour les MES, les MOP et les MIP, les plus fortes variations sont enregistrées à la station 5, en embouchure de Charente, lors des forts coefficients de marées. De fortes variations en sels nutritifs sont également enregistrées de part l'influence des apports de la Charente, mais cela n'engendre pas de fortes variations dans les rapports DIN/PO₄/Si (DIN = NH₄ + NO₂ + NO₃). Dans cette zone Nord, seule la station 6 présente des CV importants pour l'azote et le rapport DIN/PO₄. Le Nord de la baie est caractérisé par de fortes variabilités en MES, Chl *a* et Phéo. Au centre de la baie (stations 9, 10 et 11 ; Figure III-43), tous les paramètres hydrobiologiques ont des CV similaires. Le sud de la baie se caractérise par des grandes amplitudes de CV dans les sels nutritifs engendrant de fortes variations dans les rapports DIN/PO₄/Si.

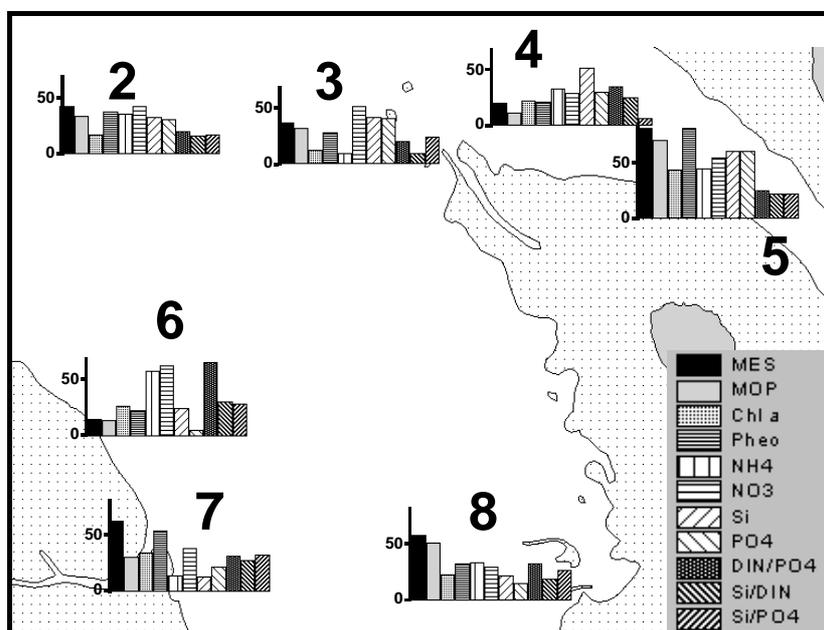


Figure III-42 : CV (%) intra-journalier moyen pour les points 2 à 8.

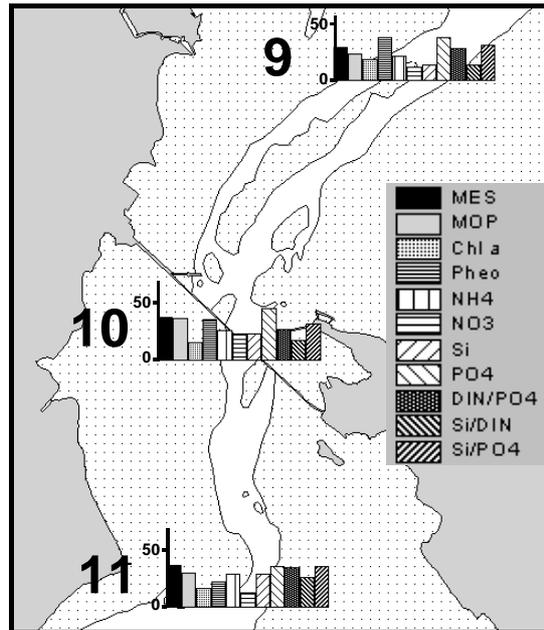


Figure III-43 : CV (%) intra-journalier moyen pour les points 9 à 11.

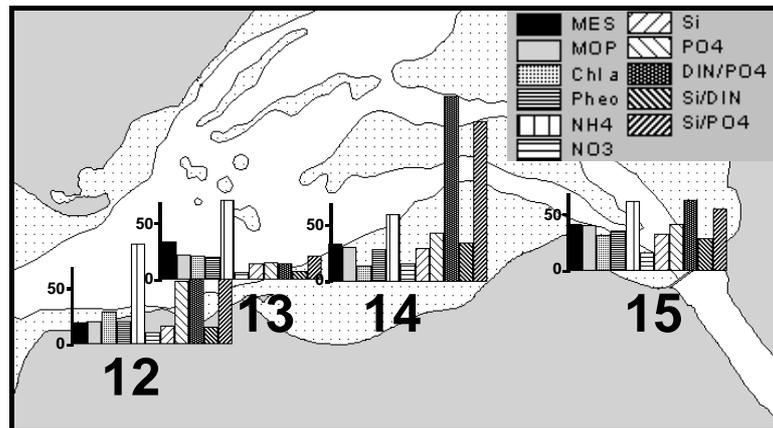


Figure III-44 : CV (%) intra-journalier moyen pour les points 12 à 15.

Variabilité spatiale et temporelle à l'échelle de la baie, des saisons et des années (base de données RAZLEC)

Une première ACP est calculée sur les données moyennées en S/F, VE/ME en gardant l'information mois, année et station. Les paramètres NO_3 , Si, MES, MOP, Phéo et Salinité forment l'axe 1 et expliquent 45% des données (Figure III-45). Pour l'ensemble des stations, l'évolution temporelle de l'axe 1 présente une forte variabilité saisonnière (Figure III-46). Alors que les stations Nord, Sud, Centre et Seudre présentent des valeurs similaires sur l'axe 1 (coefficients significatifs de corrélation de Pearson compris entre 0,82 et 0,92 ; $p = 0,05$), la station Charente est moins corrélée à ces 4 autres stations (coeff. significatifs de corrélation de Pearson compris entre 0,42 et 0,51 ; $p = 0,05$) et présente des valeurs systématiquement plus

fortes, avec des pics importants pour les hivers 1987-88, 1988-89, 1993-94, 1998-99, 2000-01 et 2002-03 qui correspondent dans tous les cas à des valeurs de MES supérieures à 3 g.L^{-1} dans les données d'origine. La température expliquant en grande partie l'axe 2 (17%), sa saisonnalité est forte et les différences entre stations sont faibles.

Les coordonnées des individus projetées sur l'axe 1 sont moyennées pour chaque année et le CV est calculé (Figure III-47). Ce CV représente la variabilité saisonnière propre à la station. Il varie entre 62 et 203% avec une moyenne de 128% pour la station Charente, et entre 30 et 109% avec une moyenne de 57% pour les 4 autres stations. Ces dernières ont des CV avec des évolutions similaires, alors que la station Charente évolue différemment : les fortes variations saisonnières (CV > 150%) de 1987, 1989, 1992, 1994 et 2000 ne sont pas observées pour les autres stations. Au contraire, les forts CV de 1988 pour les stations Centre, Sud et Seudre correspondent au minimal de la station Charente.

Les mêmes calculs réalisés avec l'axe 2 (données non représentées) montre une évolution similaire des 5 stations entre 1985 et 1993, un pic atteignant 120% pour la station Charente en 1994 alors que les autres stations avoisinent les 55%, puis à partir de 1997, la station Charente se détache des autres stations avec des CV supérieurs de 15-20%.

L'évolution temporelle des CV annuels, calculés à partir de l'axe 4 (9% de variance expliquée), se distingue en 3 périodes : des CV compris entre 40 et 80% entre 1985 et 1987, des variations importantes comprises entre 60 et 160% pour l'ensemble des stations entre 1988 et 1994, puis une relative stabilisation après 1995 avec des CV compris entre 40 et 100%. Cet axe est principalement expliqué par les PO_4 .

En moyennant sur l'ensemble des années, mois par mois, la variabilité inter-annuelle est obtenue (Figure III-48). Pour l'axe 1, la variabilité inter-annuelle moyenne est du même ordre de grandeur que la variabilité saisonnière moyenne décrite précédemment, soit de 106% pour la station Charente (min/max : 67% / 91%) et de 55% pour les 4 autres stations (min/max : 26% / 98%). Les variabilités inter-annuelles sont minimales en août et maximales en hiver.

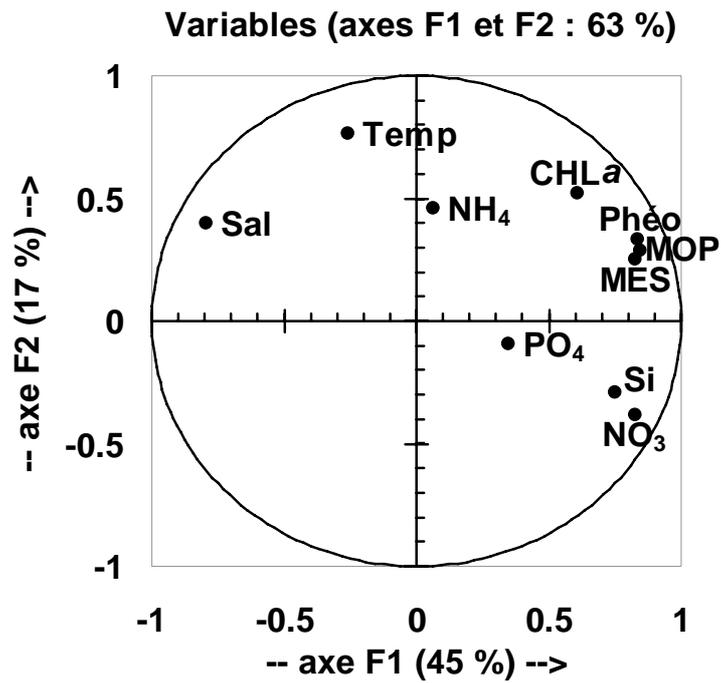


Figure III-45 : Résultat de l'ACP réalisée sur les moyennes par mois, années et station. Projection des variables sur l'axe F1×F2.

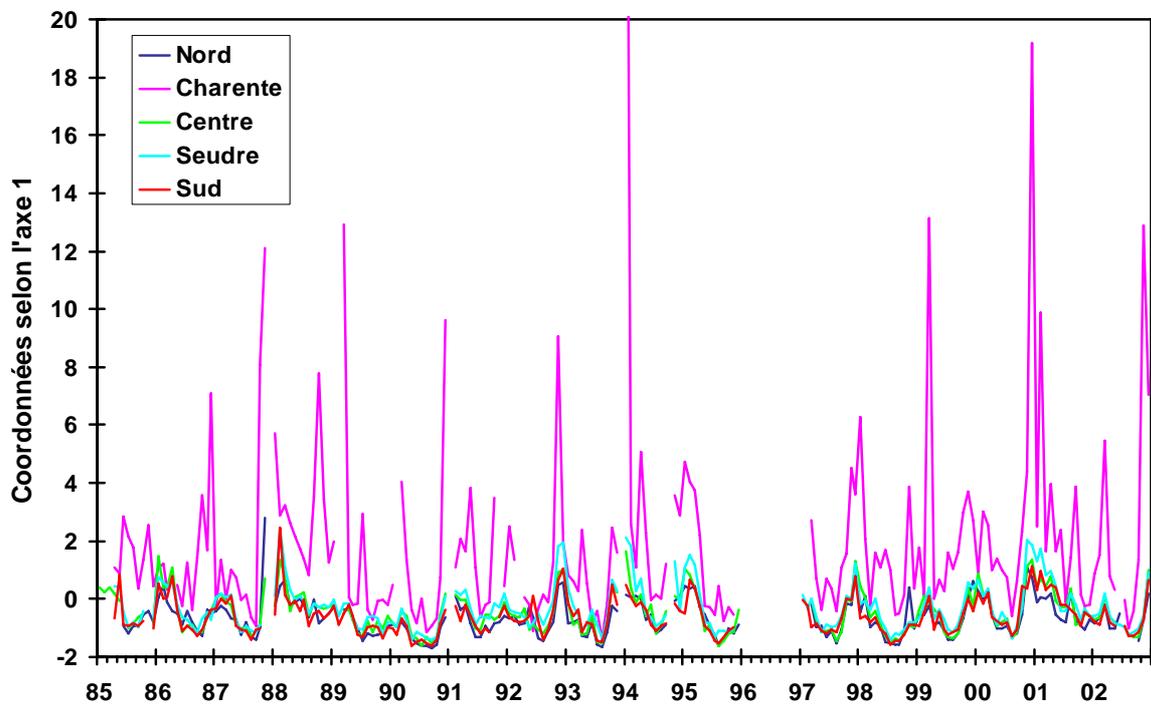


Figure III-46 : Évolution temporelle des coordonnées des individus selon l'axe 1 pour les 5 stations.

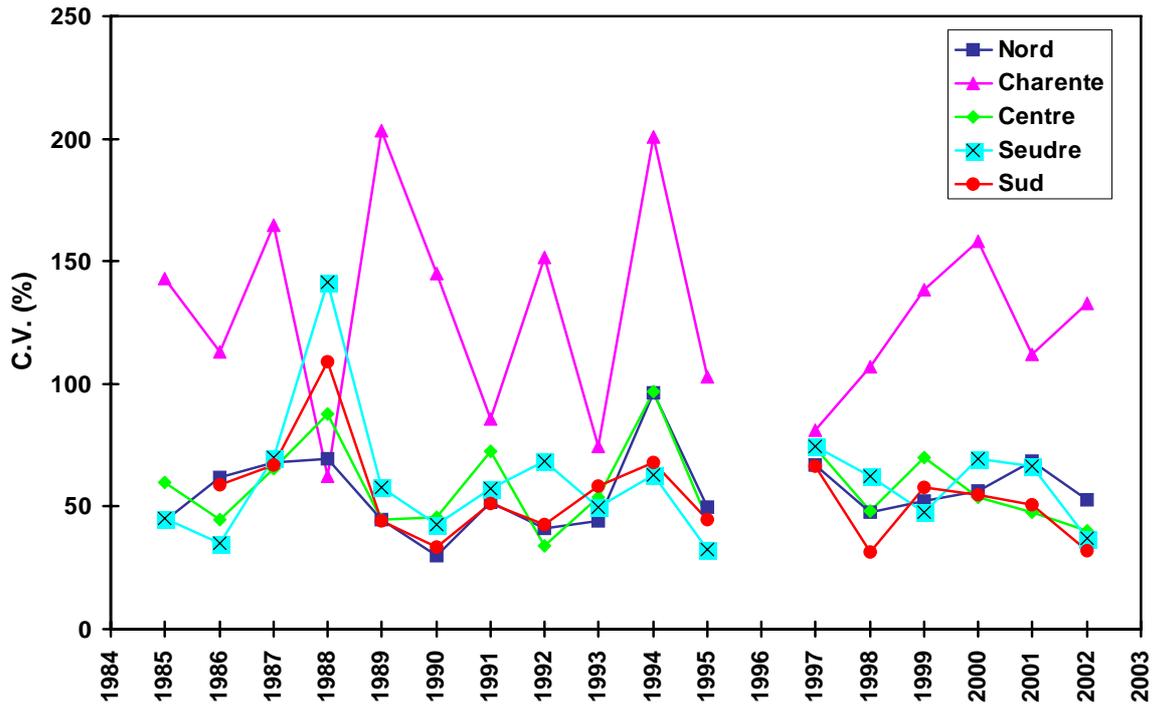


Figure III-47 : Évolution des CV saisonniers entre 1985 et 2002 pour les 5 stations.

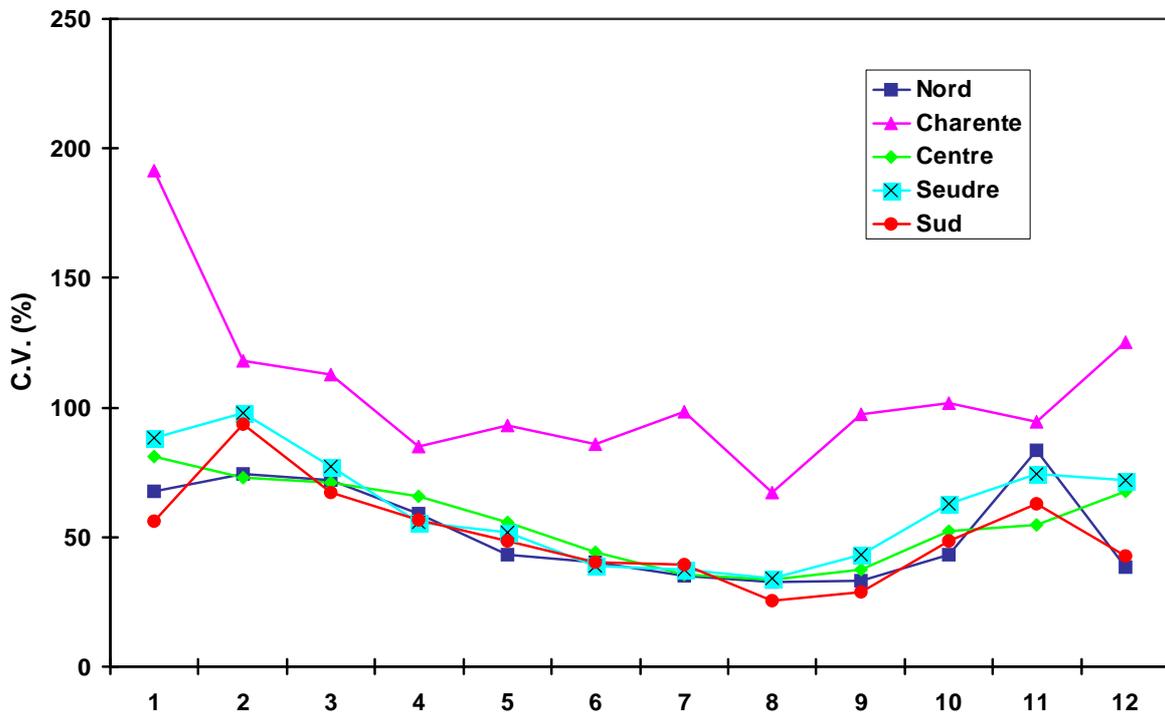


Figure III-48 : Évolution des CV inter-annuels selon les mois pour les 5 stations.

Variabilité selon la profondeur et les coefficients de marées

Les données sont moyennées sur l'ensemble des années en distinguant les

facteurs « stations », « mois », « S/F » et « VE/ME ». Une ACP est calculée sur ces moyennes. Les axes 1 et 2 expliquent 74% de la variabilité des données (données non représentées). Comme précédemment, l'axe 1 (53%) est formé par NO_3 , Si, MES, MOP, Phéo et PO_4 , et corrélé négativement à la salinité. L'axe 2 (21%) est en partie expliqué par la température et la Chl *a*. Les trajectoires individuelles par station mettent en évidence la cyclicité saisonnière ainsi que les écarts plus ou moins marqués entre S et F et/ou VE et ME (cas de la station Charente, Figure III-49). En hiver, les eaux sont plus froides, dessalées de part les apports fluviaux et pauvres en Chl *a*. En été, les eaux sont chaudes, plus salées, riches en Chl *a* et appauvries en sels nutritifs.

Pour estimer la variabilité liée à la profondeur et à la marée, les distances entre ME et VE pour les individus d'un même mois et d'une même station sont calculées. Sur ces 12 distances, le CV est calculé pour chaque station. La variabilité liée à l'état de la marée (VE ou ME) est comprise entre 26 et 54%. Les prélèvements de surface sont plus sensibles que ceux du fond au coefficient de marée avec des CV supérieurs de 2 (pour « Nord ») à 12% (pour « Charente »).

Le même calcul est réalisé sur les distances entre S et F. La variabilité liée à la profondeur est du même ordre de grandeur que pour le coefficient de marée et est comprise entre 24% pour « Nord » et 52% pour « Charente », avec des CV plus importants en ME qu'en VE.

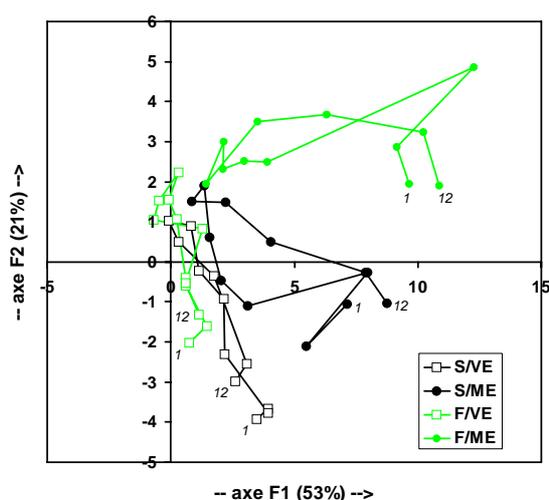


Figure III-49 : Variabilité saisonnière à la station Charente selon la profondeur et le coefficient de marée sur les axes 1 et 2 de l'ACP. Les chiffres 1 et 12 indiquent respectivement les mois de janvier et décembre.

Variabilité spatio-temporelle des paramètres hydrobiologiques

Les CV calculés à partir de l'ANOVA sur les facteurs « station », « mois », « année », « VE/ME » et « S/F » (Figure III-50) permettent de distinguer la variabilité pour chaque paramètre, et non plus de considérer la variabilité d'un ensemble de paramètres représentatifs du milieu comme précédemment. Pour l'ensemble des variables décrivant l'axe 1 des ACP précédentes, la variabilité spatiale inter-station est importante et est liée essentiellement à la différence entre la station Charente et les autres stations. Par rapport aux CV calculés à partir des ACP, la variabilité liée au coefficient de marée est beaucoup plus importante ici et est même supérieure aux variabilités inter-annuelles et saisonnières pour les MES, MOP et Phéo. De la même manière, la variabilité associée à la profondeur est ici du même ordre de grandeur que les variabilités inter-annuelles et/ou saisonnières pour les MES, MOP, Phéo et NO_3 . L'échelle saisonnière est importante pour les MES, NO_3 et les rapports DIN/PO_4 et Si/DIN , alors que l'échelle inter-annuelle est importante pour la Chl a les Phéo et les PO_4 , ainsi que les rapports associés au PO_4 : 108% pour DIN/PO_4 et 120% pour Si/PO_4 .

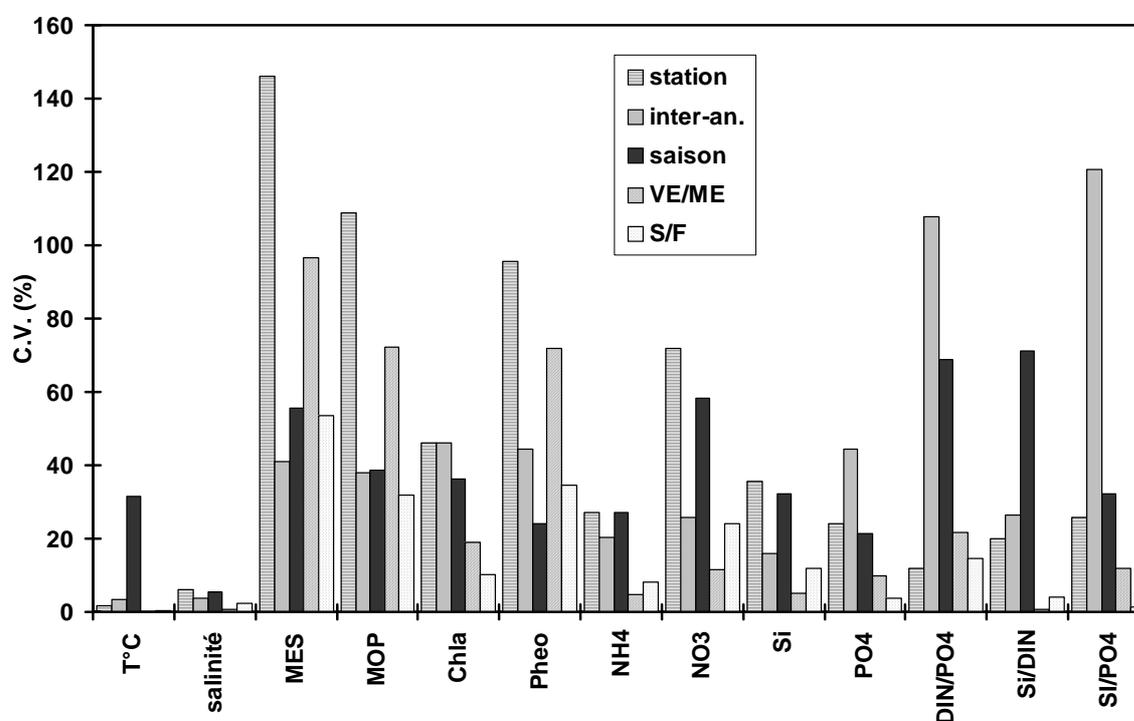


Figure III-50 : Variabilité spatiale et temporelle pour chaque paramètre hydrobiologique.

III.4. Discussion

Échelles de variabilité des paramètres physico-chimiques et hydrobiologiques

La connaissance des échelles de variabilité des processus est importante dans les écosystèmes macrotidaux estuariens. Elle est nécessaire à la stratégie de suivi de la qualité des eaux et à l'interprétation des données recueillies. Dans la baie de Marennes-Oléron, la variabilité en particules et nutriments est reliée à la variabilité des apports en eaux douces dans la baie via la Charente ou la Gironde (échelles inter-annuelle et saisonnière) et/ou reliée à la variabilité des flux d'échanges entre les sédiments et la colonne d'eau (flux de particules organiques et inorganiques, flux de sels nutritifs) qui se joue aux échelles de la marée et de la saison.

Selon le paramètre considéré, les échelles de variabilité diffèrent (Figure III-51), impliquant des processus différents.

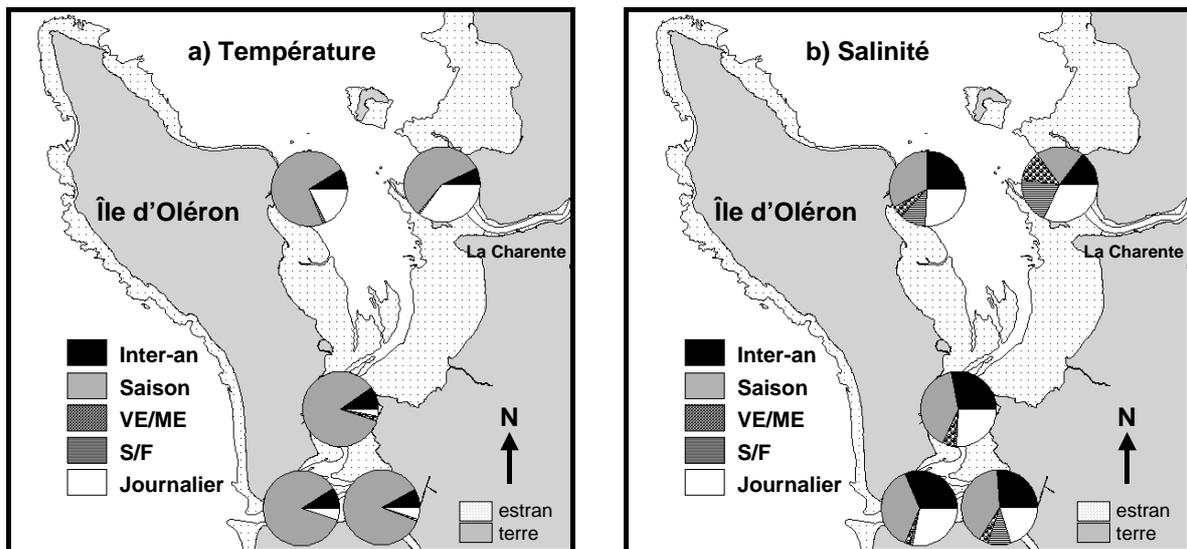


Figure III-51 : Contribution de chaque échelle temporelle à la variabilité totale du paramètre considéré pour les 5 stations RAZLEC. a) Température b) Salinité c) MES d)Chl a e) Phéo f) NH₄ g) NO₃ h) h) PO₄ i) Si

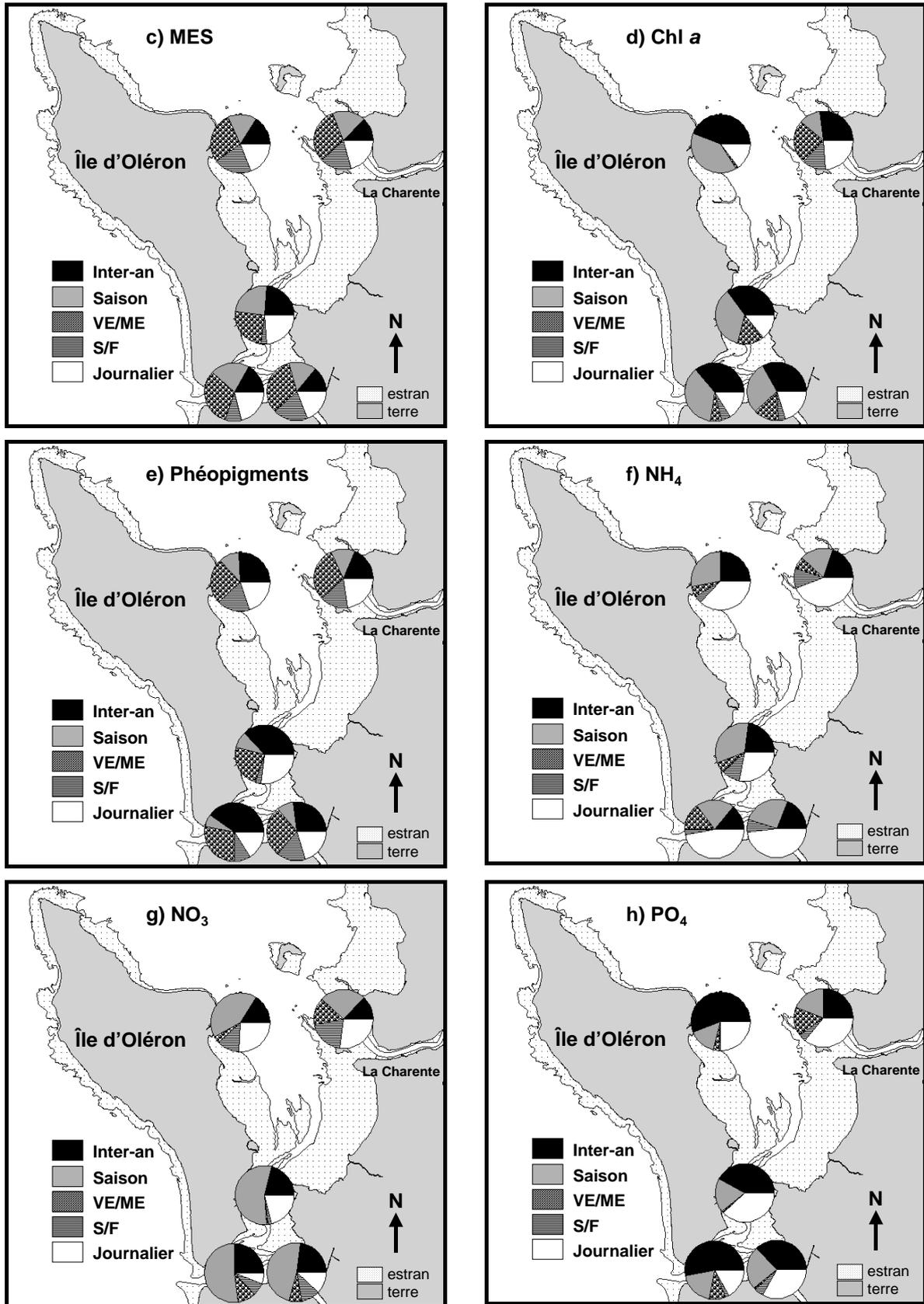


Figure III-51 (suite) : Contribution de chaque échelle temporelle à la variabilité totale du paramètre considéré pour les 5 stations RAZLEC. a) Température b) Salinité c) MES d) Chl a e) Phéo f) NH₄ g) NO₃ h) PO₄ i) Si

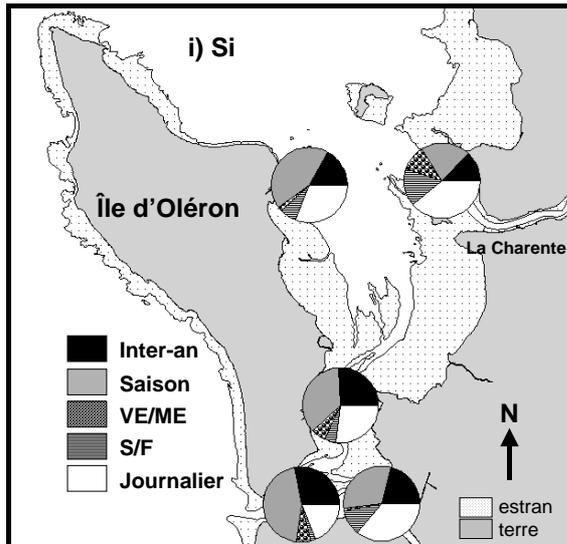


Figure III-51 (suite) : Contribution de chaque échelle temporelle à la variabilité totale du paramètre considéré pour les 5 stations RAZLEC. a) Température b) Salinité c) MES d) Chl *a* e) Phéo f) NH₄ g) NO₃ h) PO₄ i) Si

La variabilité de la température s'explique sur l'ensemble de la baie à l'échelle saisonnière (CV \approx 30%), avec localement au niveau de la Charente une variation intra-journalière qui peut atteindre 20% liée à une température différente des eaux douces, et un CV intra-journalier de 10% au niveau de Nord lié à des entrées d'eaux océaniques. Ces différences de température dans la baie avec déjà été montré par une analyse thermographique (Dechambenoy *et al.*, 1977).

Bien que la baie de Marennes-Oléron soit souvent considérée comme un vaste estuaire (Héral *et al.*, 1983), les variations de salinité ne sont pas très importantes à l'échelle de la baie (CV \approx 3%) et seule la zone de dessalure peut présenter des variabilités intra-journalière (liée au flux et au reflux de la marée) et intra-annuelle (liée aux débits) de l'ordre de 10%. Ces variations de salinité dans la baie sont principalement liées aux apports en eaux douces de la Charente. Grâce au modèle, les zones de plus fortes variabilités sont visualisées. Ainsi, en ME par faible débit, les CV sont de l'ordre de 10% dans la zone de panache uniquement, alors qu'en conditions de VE associé à un fort débit, les CV sont de l'ordre de 70% en sortie d'estuaire et l'ensemble de la baie est affectée (Figure III-52).

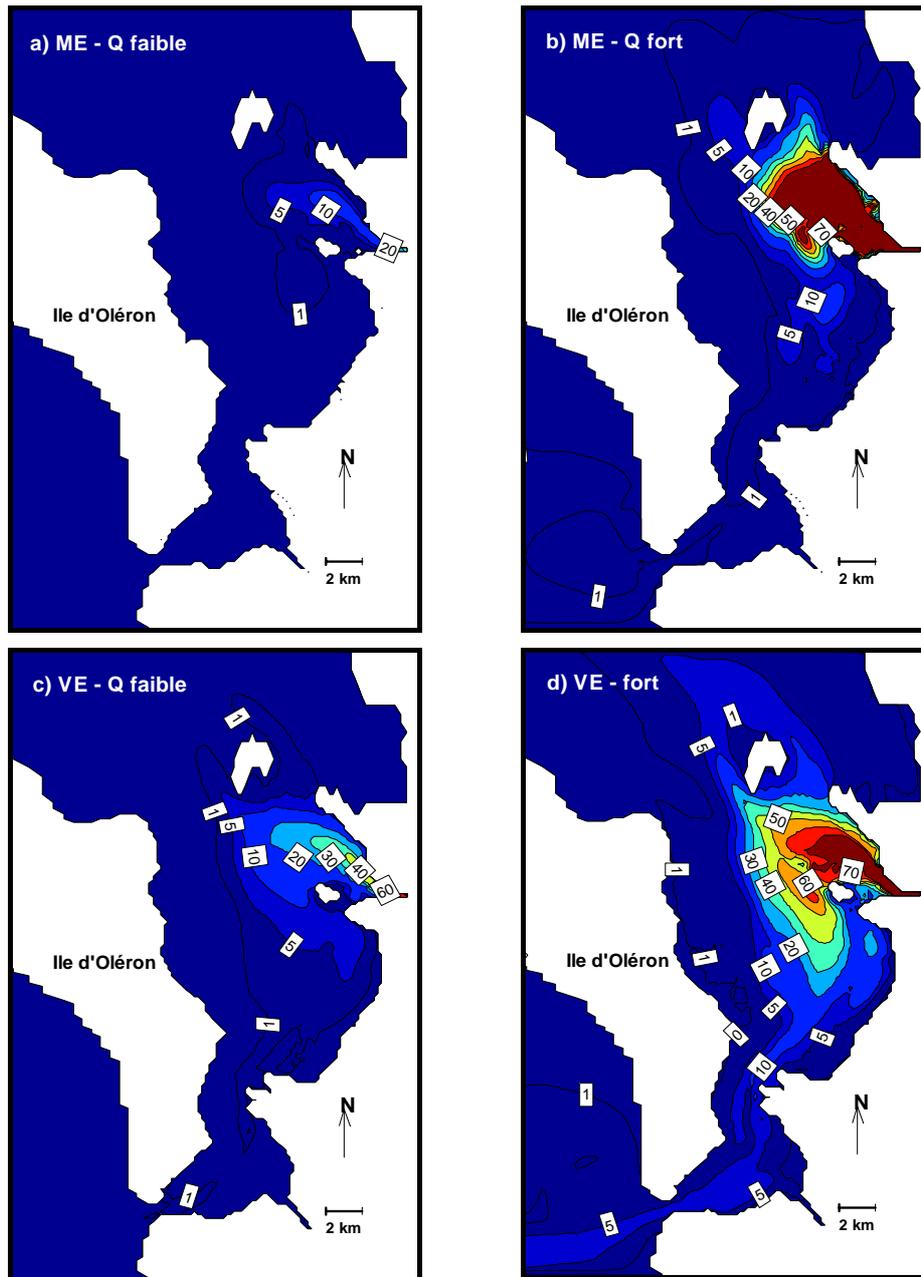


Figure III-52 : Cartographie des coefficients de variation intra-journalière (CV, %) calculés à partir de la salinité simulée par le modèle a) cas de ME / débit de Charente faible, b) cas de ME / débit de Charente fort, c) cas de VE / débit de Charente faible, et d) cas de VE / débit de Charente fort.

Les transects réalisés dans le Sud de la baie montrent que l'impact local de la Seudre n'est pas à négliger.

La Charente est la principale source en éléments nutritifs pour la baie (Ravail *et al.*, 1988) et leurs variabilités devraient alors suivre la forte variabilité saisonnière et inter-annuelle des débits (respectivement de 62% et 34%).

Cet a-priori est vrai pour les nitrates, dont les variations sont du même ordre de grandeur que celles des débits avec une prédominance de la variabilité

saisonnaire ($\approx 65\%$) puis inter-annuelle ($\approx 30\%$). Les variations intra-journalières peuvent également être importantes au Nord et en embouchure Charente ($\approx 50\%$). La variabilité résiduelle est cependant la plus importante ($\approx 80\%$).

Les variations de l'azote ammoniacal sont influencées par l'échelle intra-journalière ($\approx 35\%$ au Nord et $\approx 65\%$ au Sud), par l'échelle saisonnière ($\approx 30\%$) et inter-annuelle ($\approx 22\%$). La variabilité résiduelle est là aussi importante ($\approx 60\%$). La station Sud est également sensible à la variation VE/ME (23%). Les différences dans les variabilités intra-journalières entre le Nord et le Sud de la baie laissent à penser que des processus différents sont en cause : soit une influence d'eaux douces et de rejets de stations d'épuration, soit des processus biogéochimiques à l'interface eau/sédiment sont en jeu. En effet, l'influence de la marée sur les flux de NH_4 entre le sédiment et la colonne d'eau est classiquement observée sur des vasières intertidales (Yin & Harrison, 2000). Les flux sont différents selon le coefficient de la marée et entre le début et la fin de la marée (Cabrita *et al.*, 1999). Les travaux de Vouvé (2000) ont également montré que les vasières intertidales de Marennes-Oléron sont des sources de NH_4 . Au Sud, l'augmentation des NH_4 au cours des dernières années (Soletchnik *et al.*, 1998) peut laisser penser à un problème de rejet de station d'épuration. Cependant, la très forte concentration en cheptels dans cette partie du bassin peut également contribuer à l'ammonification de la colonne d'eau. Vincendeau (1987) a montré que, dans le cas particulier d'une claire ostréicole à forte densité en huîtres *Crassostrea gigas*, les eaux étaient enrichies en composés azotés et phosphorés via l'excrétion des mollusques. Selon la température, les NH_4 pouvaient être la forme dominante et cette augmentation de la fertilité des eaux engendrait une production planctonique régénérée. Dans une baie plus ouverte, Songsangjinda *et al.* (2000) ont également montré le rôle significatif des huîtres sur le cycle de l'azote.

Les silicates sont apportés par les eaux douces (lessivage du bassin versant) et par les sédiments. Leurs CV sont de 34%, 30% et 24% respectivement pour l'intra-annuel, l'intra-journalier et le saisonnier. La variabilité résiduelle est de 60%.

Les variabilités des phosphates s'expliquent à l'échelle saisonnière (34%) et inter-annuel (20%). Les échelles VE/ME, S/F et intra-journalière sont plus importantes au niveau de l'embouchure de la Charente (respectivement 17%, 24% et 60%) que pour le reste de la baie (respectivement 3%, 5% et 14%). La variabilité

résiduelle est de 50%. Comme pour les flux de NH_4 , les flux de PO_4 entre le sédiment et la colonne d'eau varient à l'échelle de la marée (Yin & Harrison, 2000), mais également selon la qualité du sédiment. Les flux sont plus importants pour des sédiments vaseux que sableux (Lillebø *et al.*, 2004). Les phosphate sont également apportés par les eaux douces des fleuves après lessivages des sols (origine agricole). En eau de mer, leur dynamique est complexe puisque les processus d'adsorption/désorption sur les MES dépendent de la température et de la salinité (Liu *et al.*, 2002).

Mise à part à l'embouchure de la Charente, la variabilité des MES s'explique principalement à l'échelle VE/ME (60%), intra-journalière (40%), saisonnière (35%) et inter-annuelle (30%). La variabilité résiduelle est forte (90%). Les CV sont deux fois plus importants en embouchure de Charente, avec une variabilité importante entre surface et fond. Parra *et al.* (1998) ont montré que les vasières de la baie étaient formées en majorité de particules fines originaires de la Gironde. A grande échelle, la variabilité en MES serait donc à expliquer par les débits de la Gironde ainsi que par la direction et l'intensité du vent permettant ou non une remontée des eaux le long de l'île d'Oléron et une entrée des particules dans la baie. D'autres composés peuvent suivre le même trajet, tel le cadmium (Boutier *et al.*, 2000). A l'échelle journalière de la marée, des études menées ont montré qu'il existait une variabilité dans le signal des MES remises en suspension au niveau de la vasière (Bassoullet *et al.*, 2000 ; Goulet *et al.*, 2000 ; Le Hir *et al.*, 2000). Ce signal est dissymétrique entre le flot et le jusant. Ils ont également montré la différence de fonctionnement entre les vasières et les chenaux proches : cette hétérogénéité spatiale est retrouvée lors des campagnes transect.

Dans le cadre d'une étude sur la qualité des eaux dans la baie de San Francisco, Schoellhamer (2002) analyse une longue série temporelle de MES avec un pas d'enregistrement faible (15 mn). Il utilise l'analyse spectrale sur cette série pour quantifier la contribution respective des différents processus physiques sur la variabilité globale de la série. Il conclut que l'échelle de la marée explique 24% de la variation totale et que les échelles supérieures (alternance VE/ME, pics de débits et coups de vent) en explique 65%. Cependant, cette étude et ces résultats sont spécifiques à la baie de San Francisco. La variabilité peut être très différente d'un estuaire à un autre selon sa morphologie et l'association débit, vent, coefficient de marée favorise ou non l'augmentation de MES (Grabemann & Krause, 2001 ;

Schoellhamer, 2002). Une étude de l'hydrodynamisme en baie de Seine utilisant aussi l'analyse spectrale conclut à une importance égale des échelles mensuelles des VE/ME et journalières des BM/PM (Guezennec *et al.*, 1999). A l'échelle journalière, Cloern *et al.* (1989) conclut que l'amplitude et les mécanismes de la variabilité à l'échelle de la marée en baie de San Francisco diffèrent selon la bathymétrie, les régimes de courants et les paramètres étudiés. Dans la baie de Marennes-Oléron, les échelles de variabilité diffèrent également selon le paramètre étudié et selon le lieu. L'influence de l'état de la marée (jusant ou flot en VE ou ME) peut accentuer ou non un phénomène saisonnier ou un événement climatique ponctuel. L'importance du cycle VE /ME sur la quantité de MES dans la colonne d'eau liée à la remise en suspension du sédiment a également été montré dans d'autres études (Uncles *et al.*, 1994 ; Fettweis *et al.*, 1998).

Pour le chlorophylle *a*, les variabilités inter-annuelle et saisonnière sont du même ordre de grandeur (50%). L'influence VE/ME varie entre 1% et 40% selon la station considérée. Pour les phéopigments, les échelles de variabilité inter-annuelle, VE/ME et intra-journalière sont proches (respectivement 50%, 45% et 35%, avec des CV VE/ME et intra-journalier de l'ordre de 90% en embouchure Charente). Pour ces deux paramètres, la variabilité résiduelle est de l'ordre de 80%.

Li & Smayda (2001) ont montré qu'il existait un effet important de la phase de la marée sur la mesure et qu'un échantillonnage à date fixe, sans tenir compte de la sensibilité du lieu aux échelles de la marée (BM/PM et VE/ME), pouvait conduire à une sur-estimation ou une sous-estimation des tendances de la Chl *a* à long terme. Yin & Harrison (2000) ont également montré l'influence de la BM/PM sur les flux de Chl *a* sur des vasières intertidales.

Quelle stratégie pour la baie de Marennes-Oléron ?

Les objectifs initiaux de la stratégie d'échantillonnage de la baie de Marennes-Oléron mise en œuvre depuis 1977 (réseau RAZLEC) étaient de suivre la qualité des eaux pour la production conchylicole locale. A cette priorité locale s'ajoute aujourd'hui un cadre réglementaire européen (Directive Cadre sur l'Eau, DCE décembre 2000). La DCE s'appliquant également aux eaux douces, il est nécessaire de concilier les stratégies d'échantillonnage mises en place en mer avec celles mises en place sur les rivières.

Ainsi, l'instrumentation de la Charente permet de connaître les débits de ce fleuve. Grâce à cette connaissance des débits en eau douce, les modèles hydrodynamiques simulant la salinité sont paramétrés pour la baie de Marennes-Oléron. Les apports de la Gironde sont pris en compte grâce à la présence d'une sonde qui enregistre en continu ce paramètre à la pointe Nord de l'île d'Oléron. Pour valider localement le modèle à l'intérieur même de la baie, la mise en place de ce type de sonde sur des périodes plus ou moins longues en des points sensibles pourrait être envisagé (cas des apports en eau douce de la Seudre pouvant influencer la zone Sud, rejets plus locaux d'eaux sur-salées provenant des marais au niveau des estrans et pouvant avoir un impact sur les huîtres).

A part au niveau de l'embouchure de la Charente, la température de l'eau suit les variations saisonnières de la température de l'air et présente peut d'intérêt à être suivie à l'échelle de la baie. Cependant, au niveau des vasières, les fluctuations de température du sédiment peuvent être considérables. Ce réchauffement important des vasières peut avoir un impact sur la physiologie des mollusques mis en élevage sur l'estran. La stratégie de mesure doit ici être ponctuelle et localisée.

Une abondance de nitrates est indicatrice d'une pollution agricole puisque ce nutriment est apporté par les fleuves. Cependant, un apport minimum est nécessaire pour ne pas limiter la production planctonique. En parallèle du suivi des débits, des mesures de ce paramètre en amont et en aval de la Charente permettraient d'estimer les flux entrants dans la baie. Ces flux sont à ce jour mal connus. Dans le Sud, l'origine de l'ammonium est à déterminer par un suivi au niveau de l'embouchure de la Seudre et au niveau des parcs à huîtres. Si l'origine est anthropique (rejet de station d'épuration), des pollutions organiques ou chimiques sont également à craindre. Si la source est à relier aux zones d'élevage ostréicole, l'influence des rapports N/P/Si sur la production planctonique serait intéressante à suivre. Les phosphates sont liés à la fois aux débits et à des processus d'adsorption-désorption sur les MES. Comme pour les nitrates, des mesures en amont et en aval du fleuve sont donc nécessaires pour estimer les flux entrants de phosphore dissous et particulaire. A l'échelle journalière, la variabilité peut être importante mais les flux à l'interface eau/sédiment et dans la colonne d'eau sont mal connus dans la baie de Marennes-Oléron et difficilement mesurable dans tout milieu marin.

En ce qui concerne les MES, la stratégie actuelle de RAZLEC ne permet pas de comprendre totalement le fonctionnement de l'écosystème et permet seulement

de constater que le centre de la baie est très turbide et que l'échelle VE/ME est importante. Ces MES provenant essentiellement de la remise en suspension des sédiments, l'enjeu majeur est de pouvoir modéliser ce paramètre à l'échelle de la baie. Des campagnes d'échantillonnage ont déjà eu lieu et ont permis de paramétrer un modèle hydrosédimentaire validé pour la vasière Est (Le Hir *et al.*, 2000). Cependant, une meilleure compréhension de l'influence conjugué du vent et du coefficient de marée sur la remise en suspension des MES est nécessaire et passe donc par de nouvelles campagnes d'échantillonnage à haute fréquence. Les MES est le facteur limitant de la production planctonique dans la colonne d'eau (Struski & Bacher, soumis). De plus, ces MES sont une gêne à la filtration des bivalves (Barillé *et al.*, 1997). Une meilleure représentation de la variabilité spatio-temporelle des MES est donc essentielle pour la mise en place future de modèles opérationnels et gestionnels de la production conchylicole.

Le suivi de la Chl *a* reste nécessaire comme indicateur de la ressource trophique pour les huîtres. Nous avons vu que la variabilité à l'échelle de la marée pouvait être importante selon le lieu considéré. L'importance de la hauteur d'eau sur le signal de Chl *a* est donc peut-être à définir dans ces zones. Par ailleurs, les vastes estrans de la baie de Marennes-Oléron sont des zones de forte production microphytobenthique. Par sa remise en suspension, ce microphytobenthos est une source de nourriture pour les huîtres (de Jonge & van Beusekom, 1992 ; Riera & Richard, 1996). Cette remise en suspension de Chl *a* benthique est induite par les courants de marées et/ou par le vent (de Jonge & van Beusekom, 1995) et accentuée par la bioturbation (Orvain, 2002), mais elle n'est pas nécessairement associée à une remise en suspension du sédiment selon les conditions climatiques antérieures (Grangère, 2003). Une meilleure compréhension du devenir des différentes sources de nourriture est donc nécessaire.

III.5. Conclusion

Bien que l'échelle intra-journalière puisse parfois être importante, elle n'est pas l'échelle prédominante dans le fonctionnement global de la baie de Marennes-Oléron. Cependant, la stratégie d'échantillonnage bi-mensuelle systématique en 5 stations et en surface/fond utilisée depuis 1977 ne semble pas représenter au mieux la variabilité spatio-temporelle de cet écosystème sous forte influence anthropique

(apport des fleuves et culture ostréicole). Les objectifs de surveillance pour cette baie sont donc à redéfinir (surveillance de pollutions, connaissance des sources de nourriture pour les huîtres, modélisation ?) afin de redéfinir la stratégie d'échantillonnage. Dans tous les cas, la couverture spatiale sur 5 stations n'est pas nécessaire. Par contre, l'association d'un échantillonnage haute-fréquence automatisé associé à des échantillonnages ponctuels pourrait être une bonne alternative.

PARTIE IV. MODÉLISATION DE LA PRODUCTION PRIMAIRE ET IMPACT DES HUÎTRES



Figure IV-1 : Campagne de mesure de la production primaire.

Photo du haut : réalisation d'un profil de lumière dans la colonne d'eau

Photo du bas : Photosynthetron, appareil de mesure de la productivité primaire au ^{14}C

I. ESTIMATION DE LA PRODUCTION PRIMAIRE PÉLAGIQUE²⁰

I.1. Introduction

Bien que la baie de Marennes-Oléron soit depuis longtemps étudiée, les facteurs y contrôlant la production primaire ne sont pas très bien connus, comme c'est le cas dans de nombreux estuaires. Nous avons vu que la variabilité des paramètres physico-chimiques de la baie pouvait être importante, avec des échelles spatio-temporelles différentes. Ces questions de variabilité se posent également pour les producteurs primaires. En effet, le phytoplancton dans les eaux de la baie est à la fois d'origine pélagique et benthique. Les eaux océaniques transportent du plancton pélagique dans la baie, et le microphytobenthos peut être resuspendu des vasières intertidales (Riera & Richard, 1996). Les forçages physiques, les échanges et les mélanges entre les masses d'eau peuvent créer une variabilité dans les paramètres photosynthétiques à l'échelle temporelle de l'heure (Lucas *et al.*, 1999 ; MacIntyre *et al.*, 2000), de la journée (variation circadienne ou à l'échelle de la marée, Sournia, 1974 ; Demers & Legendre, 1979 ; Fréchette & Legendre, 1982 ; Brunet & Lizon, 2003) et/ou de la saison (Harrison & Platt, 1980). Les hétérogénéités spatiales et temporelles peuvent également contribuer à la variabilité des paramètres estimés (Platt, 1975 ; MacCaull & Platt, 1977 ; Forbes *et al.*, 1986). Des études antérieures dans la baie de Marennes-Oléron ont mesuré la variabilité des paramètres photosynthétiques pour le microphytobenthos des vasières (Blanchard & Cariou-Le Gall, 1994) et pour le phytoplancton dans l'embouchure de la Charente (Ravail, 1993), mais pas sur l'ensemble de la baie. C'est pourquoi, les modèles estimant la production primaire pour la baie de Marennes-Oléron utilisent des paramètres de calibration issus de la littérature (Raillard & Ménesguen, 1994 ; Bacher *et al.*, 1998).

Les objectifs de cette présente étude sont : (1) de calibrer un modèle de production primaire dans la colonne d'eau en mesurant les paramètres

²⁰ d'après un article paru dans *Estuarine, Coastal and Shelf Science* sous le titre : Preliminary estimate of primary production by phytoplankton in Marennes-Oléron Bay, France – Auteurs: C.STRUSKI & C. BACHER – cf. article original en Annexe 5.

photosynthétiques selon un transect Nord-Sud dans la baie en automne, hiver et été, (2) de déterminer quel(s) facteur(s) limitent la production primaire, (3a) de comparer la production primaire de la colonne d'eau à la production primaire microphytobenthic dans la baie de Marennes-Oléron et (3b) aussi à d'autres écosystèmes intertidaux.

I.2. Matériel et méthode

Description du site

Cette étude est basée sur les stations de la base de données RAZLEC décrite précédemment. Les stations 1, 2, 5 et 6 sont ici utilisées, avec 2 stations supplémentaires dans le chenal central (stations 3 et 4) à la place de la station 3' (Figure IV-2). En Octobre 2001 et en Mars et Juin 2002, soit en automne, hiver et été, l'eau a été échantillonnée sur l'ensemble des 6 stations qui forment approximativement un transect nord-sud dans la baie de Marennes-Oléron. Les 6 stations sont échantillonnées pendant les heures du jour, environ toutes les 2 heures, pour des mesures de production et des paramètres environnementaux. Tous les prélèvements sont faits en coefficient de VE. Pour chaque station, deux types de prélèvements avec une bouteille Niskin sont effectués : (1) un en sub-surface, à moins d'un mètre de profondeur, et (2) un proche du fond, à au moins un mètre au-dessus du fond. Tous les échantillons d'eau sont filtrés à bord sur des filtres Whatman GF/F ou C en fibres de verre. Dans les 15 jours suivant ces mesures, d'autres campagnes sont menées pour réaliser des profils d'atténuation de la lumière aux mêmes stations.

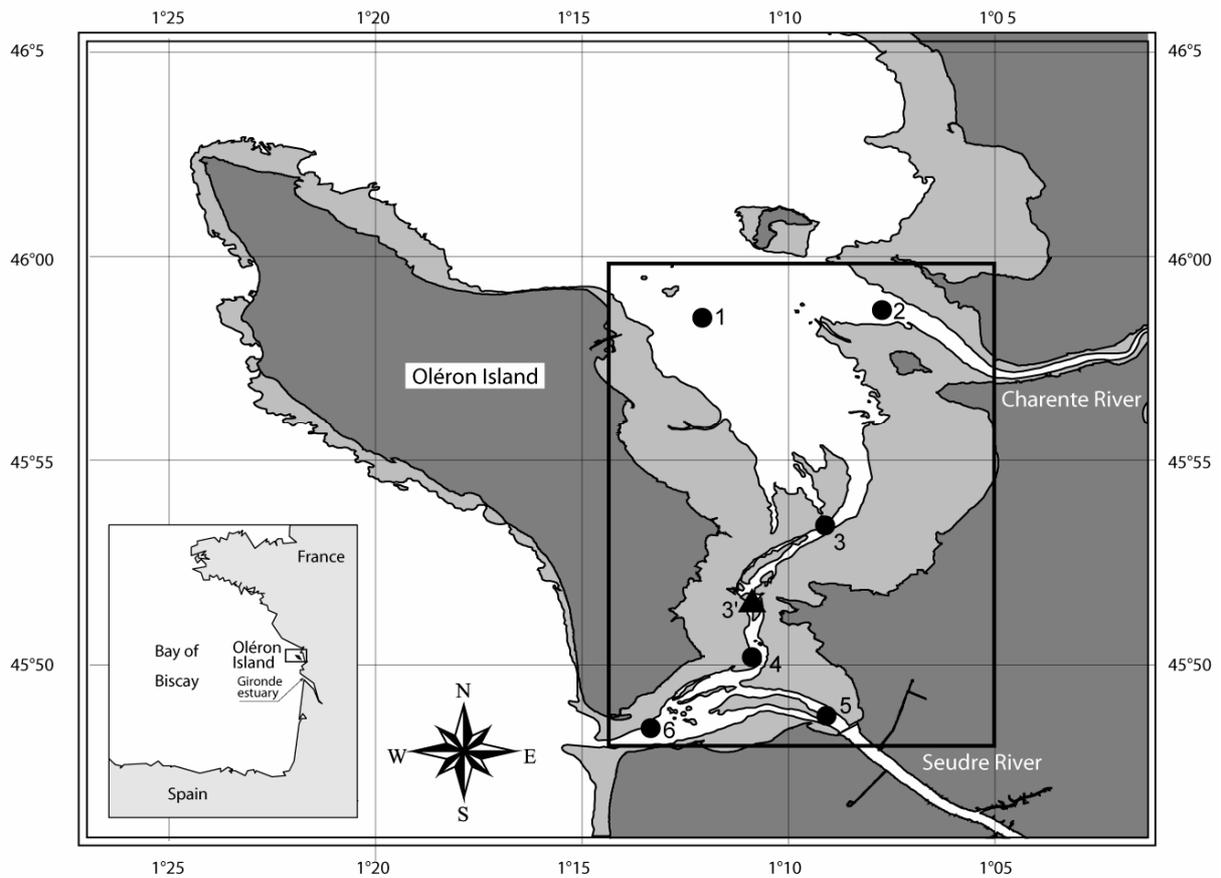


Figure IV-2 : Localisation des stations échantillonnées dans la baie de Marennes-Oléron, France. Les sites 1, 2, 3', 4 et 6 (●) sont échantillonnés en 2001 et 2002 pour cette étude. Les sites 1, 2, 5, 6 (●) et 3' (▲) sont échantillonnés bi-mensuellement pour la base de données RAZLEC. Les vasières intertidales sont en gris clair. Le rectangle noir indique la zone de calcul de la production primaire.

Paramètres mesurés

Les radiations photosynthétiquement actives (PAR) sont mesurées simultanément dans l'eau et sur le pont du bateau en utilisant un profileur PNF-300A (Biospherical Instruments, USA) pour déterminer l'atténuation de la lumière (Figure IV-1). Un modèle exponentiel est ajusté sur le profil de quantité relative de lumière enregistrée dans la colonne d'eau (rapport PAR dans l'eau sur PAR en surface, en %). Parallèlement, des échantillons d'eau sont collectés pour mesurer la matière en suspension (MES, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Une relation puissance est ajustée entre le coefficient d'atténuation k (m^{-1}) et la MES.

La salinité et la température sont mesurées avec un conductimètre LF196 (WTW, USA).

Analyses au laboratoire

Les protocoles de mesure de la chlorophylle *a* (Chl *a*, $\mu\text{g.L}^{-1}$), des phéopigments (Pheo, $\mu\text{g.L}^{-1}$), des nutriments (urée, nitrites, nitrates, ammonium, silicates et phosphates, en μM) et des matières en suspension totales, organiques et inorganiques (MES, MOP et MOP, mg.L^{-1}) sont les mêmes que ceux décrits précédemment (cf. page 144).

Pour chaque échantillon, la productivité primaire planctonique en fonction de l'irradiance incidente est déterminée par une méthode d'incubation de courte durée au sodium ^{14}C -bicarbonate sur des petits volumes placés dans un photosynthétron (Lewis & Smith, 1983). Le photosynthétron expose chaque prélèvement à une gamme de radiations photosynthétiquement utilisables de 0 à $1300 \mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ grâce à un système de 24 puits contenant chacun une fiole à scintillation (Figure IV-1). Chaque fiole reçoit un éclairage individuel assuré par une lampe halogène basse tension à réflecteur dotée d'un filtre en nickel. Une plaque anti-calorifique recouverte d'un filtre absorbe les radiations infrarouges et limite les échauffement par radiation thermique. L'irradiance scalaire dans chaque puits est vérifiée avec un quantamètre sphérique 4π QSL 100 (Biospherical Instrument, USA). Pendant l'incubation, une circulation d'eau autour des fioles les maintient à une température constante identique à celle mesurée *in situ* à chaque station (entre 8 et 20°C selon les prélèvements).

Au préalable, la solution de sodium ^{14}C -bicarbonate du commerce (activité spécifique $30\text{-}60 \text{ mCi.mmol}^{-1}$ – ICN) est diluée avec de l'eau de mer filtrée sur GF/F afin d'obtenir une solution pour l'incubation d'activité spécifique de $20 \mu\text{Ci.mL}^{-1}$. Chacune des 24 fioles à scintillation dans l'incubateur et 2 fioles placées à l'obscurité reçoivent 5 mL de l'échantillon d'eau de mer puis 100 μL de solution radioactive, ainsi que 2 autres fioles de contrôle qui reçoivent aussitôt 250 μL de formol. A la fin des 20 minutes d'incubation, 250 μL de formol sont ajoutés pour stopper toutes les réactions biologiques. L'activité totale introduite est également mesurée en ajoutant 100 μL de solution radioactive à 10 mL d'Insta-Gel Plus (cocktail à scintillation de Packard Bioscience, France) contenant 250 μL de phényl-éthylamine. La quantité totale en carbone inorganique est mesurée ultérieurement par une méthode pH-métrique (Parsons *et al.*, 1984). Au laboratoire, sous hotte, l'excès de ^{14}C -bicarbonate est éliminé par ajout de 1 mL d'acide chlorhydrique 6N dans chaque fiole

et en agitant pendant 2 heures. Dix millilitres d'Insta-Gel Plus sont ensuite ajoutés à chaque fiole. La radioactivité est déterminée dans un compteur à scintillation Packard Tri-carb 2100. La productivité primaire est calculée à partir des données de radioactivité exprimées en nombre de désintégrations par minute (dpm) selon la formule suivante :

$$\text{Équation IV-1 : } P^B = \frac{R_{\text{éch}} - R_N}{R_{\text{tot}}} \times \frac{C_{\text{tot}}}{T \times B}$$

où P^B (en $\text{mgC.mgChl a}^{-1}.\text{h}^{-1}$) est la productivité primaire ou l'activité photosynthétique normalisée à la Chl a, $(R_{\text{éch}} - R_N) / R_{\text{tot}}$ est le rapport d'assimilation, $R_{\text{éch}}$ est l'activité (en dpm) de la fiole incubée, R_N est la moyenne des activités des fioles placées à l'obscurité, R_{tot} est l'activité totale introduite, C_{tot} (en mgC.L^{-1}) est la quantité totale de carbone inorganique présente dans l'eau d'incubation, T (en heures) est le temps d'incubation et B (en mgChl a.L^{-1}) est la quantité de biomasse phytoplanctonique exprimée en concentration de Chl a.

Les données expérimentales sont ajustées suivant la fonction tangente hyperbolique de Jassby et Plattt (1976) :

$$\text{Équation IV-2 : } P^B = P_m^B \cdot \tanh\left(\frac{\alpha^B \cdot E}{P_m^B}\right)$$

où P^B (en $\text{mgC.mgChl a}^{-1}.\text{h}^{-1}$) est le taux photosynthétique normalisé à la Chl a à l'irradiance scalaire E (en $\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$), P_m^B (en $\text{mgC.mgChl a}^{-1}.\text{h}^{-1}$) est la capacité photosynthétique maximale à irradiance saturante et α^B (en $\text{mgC.mgChl a}^{-1}.\text{h}^{-1}.\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1})^{-1}$) est la pente initiale de la courbe P-E dans sa partie linéaire à des irradiances non-saturantes. L'irradiance optimale $E_k = P_m^B / \alpha^B$ (en $\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) est un index de photoacclimatation et est donc également calculée. L'exposant ^B indique des paramètres normalisés à la Chl a.

L'ajustement des courbes est réalisé avec un algorithme de minimisation sous MatLab® et les paramètres photosynthétiques ainsi que l'écart-type sont estimés.

L'irradiance moyenne dans la colonne d'eau E_m est calculée par :

$$\text{Équation IV-3 : } E_m = \frac{E_0}{k \cdot z_m} \cdot (1 - e^{-k \cdot z_m})$$

où E_0 est l'irradiance incidente, k est le coefficient d'atténuation (m^{-1}) et z_m est la profondeur totale de la colonne d'eau. Les données horaires de E_0 sont obtenues auprès de la station Météo France du Bout Blanc située à La Rochelle et sont considérées représentatives des conditions météorologiques de la baie.

Pour les paramètres photosynthétiques, des ANOVAs sont menées pour comparer les sites entre eux, et pour comparer les prélèvements de surface et de fond pour chaque campagne.

Les modèles de production primaire dans la colonne d'eau développés pour la baie de Marennes-Oléron sont basés sur des limitations par les sels nutritifs (Raillard & Ménesguen, 1994). Les définitions de limitation potentielle par les nutriments de Dortch & Whitedge (1992) sont appliquées (DIN-limitation : $DIN < 1 \mu M$ et $DIN/PO_4^{3-} < 10$; P-limitation : $PO_4^{3-} < 0,2 \mu M$ et $DIN/PO_4^{3-} > 30$; Si-limitation : $Si < 2 \mu M$, $Si/DIN < 1$ et $Si/PO_4^{3-} < 3$). Dans les zones estuariennes turbides, le seuil de Fisher *et al.* (1988) peut également être appliqué pour l'assimilation des nutriments par le phytoplancton. Ces auteurs considèrent qu'une limitation potentielle par un nutriment peut exister quand les concentrations *in situ* de ce nutriment sont inférieurs à la constante de demi-saturation (DIN : $2 \mu M$; PO_4^{3-} : $0,5 \mu M$; S : $5 \mu M$). Les sels nutritifs limitent la production primaire en absence de limitation par la lumière, définie selon le rapport E_m/E_k ratio (Sakshaug *et al.*, 1997; Tillmann *et al.*, 2000).

Estimation de la production primaire

Pour chacun des prélèvements, la productivité locale dans la colonne d'eau est calculée en intégrant les taux photosynthétiques sur la profondeur. La productivité à la profondeur z - $P(z,t)$ ($mgC \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$) - est calculée en utilisant la moyenne surface/fond des paramètres photosynthétiques, de la concentration en Chl a et du coefficient d'atténuation k :

$$\text{Équation IV-4 : } P(z,t) = Chla(t) \cdot P_m^B(t) \cdot \tanh\left(\frac{\alpha^B(t) \cdot E(z,t)}{P_m^B(t)}\right)$$

où l'irradiance à la profondeur z est :

$$\text{Équation IV-5 : } E(z,t) = E_0(t) \cdot e^{-k(t) \cdot z}$$

Le profil de productivité $P(z,t)$ est ensuite intégré sur l'ensemble de la colonne d'eau pour donner la productivité surfacique locale, $P(t)$ ($mgC \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$) :

$$\text{Équation IV-6 : } P(t) = \sum_{z=0}^{z=z_m} P(z,t) \cdot \Delta z$$

avec un pas d'intégration $\Delta z = 0,05$ m.

En utilisant la base de données RAZLEC, les moyennes mensuelles de MES

et de Chl *a* sont calculées pour les sites 1, 2, 5 et 6 en 2001 et 2002. Les sites échantillonnés 3 et 4 ne font pas partie de la base de données RAZLEC, aussi une station intermédiaire leur est substituée, la station 3' (Figure IV-2). En utilisant les valeurs moyennes de P_{\max}^B et de α^B , les données horaires de E_0 pour les années 2001 et 2002, et les hauteurs d'eau calculées à partir des équations de marées du SHOM (Anonyme, 1996), les estimations de la production primaire journalière, mensuelle et annuelle sont faites pour ces 5 sites en 2001 et 2002.

L'estimation de la production primaire pour l'ensemble de la baie est ensuite calculée en utilisant une bathymétrie maillée de 200 m x 200 m. L'Équation IV-4 est spatialisée (devenant $P(x,y,z,t)$) et est intégrée sur la profondeur pour estimer la productivité de la baie par unité de surface, $P(x,y,t)$. Des estimations journalière et annuelle de la production totale sont calculées par intégration successive des valeurs de productivité horaire par unité de surface.

Une analyse de sensibilité de la production annuelle est réalisée en utilisant les valeurs minimale et maximale des paramètres photosynthétiques mesurés.

En utilisant les données de la base RAZLEC pour le site 3', les minimums et les maximums mensuels de MES et de Chl *a* sont utilisés pour construire une série hypothétique de conditions extrêmes. De nouvelles estimations de la production primaire sont calculées à partir de ces scénarii.

I.3. Résultats

Paramètres environnementaux

Les températures de l'eau sont plus fortes en automne et en été, de 17° C à 20°C, comparées aux 8°C des échantillons d'hiver. Les débits d'eau douce de la Charente varient de 25 m³.s⁻¹ en Octobre 2001, jusqu'à 40 m³.s⁻¹ début Février 2001, atteignent un pic de 100 m³.s⁻¹ début Mars, puis décroissent jusqu'à 50 m³.s⁻¹ mi-Juin et continuent à diminuer jusqu'à 15 m³.s⁻¹ début Juillet. La salinité est d'environ 33 pour tous les sites, excepté au site 2 où elle varie entre 9 et 33.

Au site 2, la Chl *a* varie entre 2 et 6 µg.L⁻¹ en automne, et entre 2 et 14 µg.L⁻¹ en hiver et été. A cette station, les concentrations en Pheo varient entre 5 et 30 µg.L⁻¹ (maximum de 100 µg.L⁻¹ en BM vers 11:00 UT pendant l'échantillonnage d'automne). Pour les autres sites, les gammes de concentrations en Chl *a* sont plus

basses, entre 1 et 3 $\mu\text{g.L}^{-1}$, en hiver et automne, augmentant entre 3 et 6 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en été (Figure IV-3A). Les concentrations en Pheo s'étendent entre 1 et 8 $\mu\text{g.L}^{-1}$ sur l'ensemble de la période d'étude. Les phéopigments sont relativement stables par rapport à la Chl a (données non représentées) et ainsi, le rapport Chl a/(Pheo+Chl a) ne dépend que des variations en Chl a.

Les valeurs de MES au site 2 varient entre 50 et 1500 mg.L^{-1} , avec un maximum de 3500 mg.L^{-1} en BM à l'automne (données non représentées). Pour les autres sites, les valeurs de MES varient entre 20 et 110 mg.L^{-1} en automne, entre 25 et 225 mg.L^{-1} en hiver, et entre 10 et 80 mg.L^{-1} en été. Il existe des différences importantes entre les échantillons de surface et de fond pour quelques sites (sites 2 et 5, par exemple). Les variations en MIP sont similaires à celles des MES. Le rapport MIP/MES varie entre 85 et 95% en automne, entre 90 et 95% en hiver, et entre 70 et 95% en été. Les différences entre les sites sont plus importantes en hiver.

En automne, excepté aux sites 2 et 4, l'azote inorganique dissous (DIN) varie entre 8 et 17 μM ; les gammes de valeurs pour les sites 2 et 4 sont comprises entre 10 et 110 μM et il existe des différences significatives entre les échantillons d'eau de surface et de fond (données non représentées). En hiver, encore avec une exception au site 2, les DIN augmentent entre 17 et 40 μM , avec un maximum de 90 μM au site 3. En hiver au site 2, les DIN varient entre 35 et 120 μM . En été, les DIN varient entre 5 et 25 μM et les valeurs les plus faibles sont mesurées au site 1. La valeur maximale de 78 μM est mesurée à BM au site 2 en été.

Les concentrations en silicates (Si(OH)_4) varient entre 8 et 95 μM . La plupart des rapports $\text{Si(OH)}_4/\text{DIN}$ sont proches de 1 en automne et en hiver, et autour de 0,6 en été pour tous les sites (données non représentées).

Les concentrations en phosphates (PO_4^{3-}) varient entre 0,2 et 0,8 μM en automne avec un maximum de 1,6 μM enregistré au site 2 à BM. En hiver, les PO_4^{3-} augmentent entre 10 et 25 μM , excepté pour le site 2 qui atteint 100 μM en BM. En été, les PO_4^{3-} diminuent entre 0,01 et 0,5 μM , avec une valeur maximale de 2 μM mesurée au site 2 à BM (Figure IV-3B).

Des corrélations positives et significatives (test de Spearman, $p < 0,05$) sont trouvées entre Pheo, MES et MOP, et entre PO_4^{3-} et Si(OH)_4 . Des corrélations négatives et significatives ($p < 0,05$) existent entre Chl a et PO_4^{3-} , et entre Chl a et

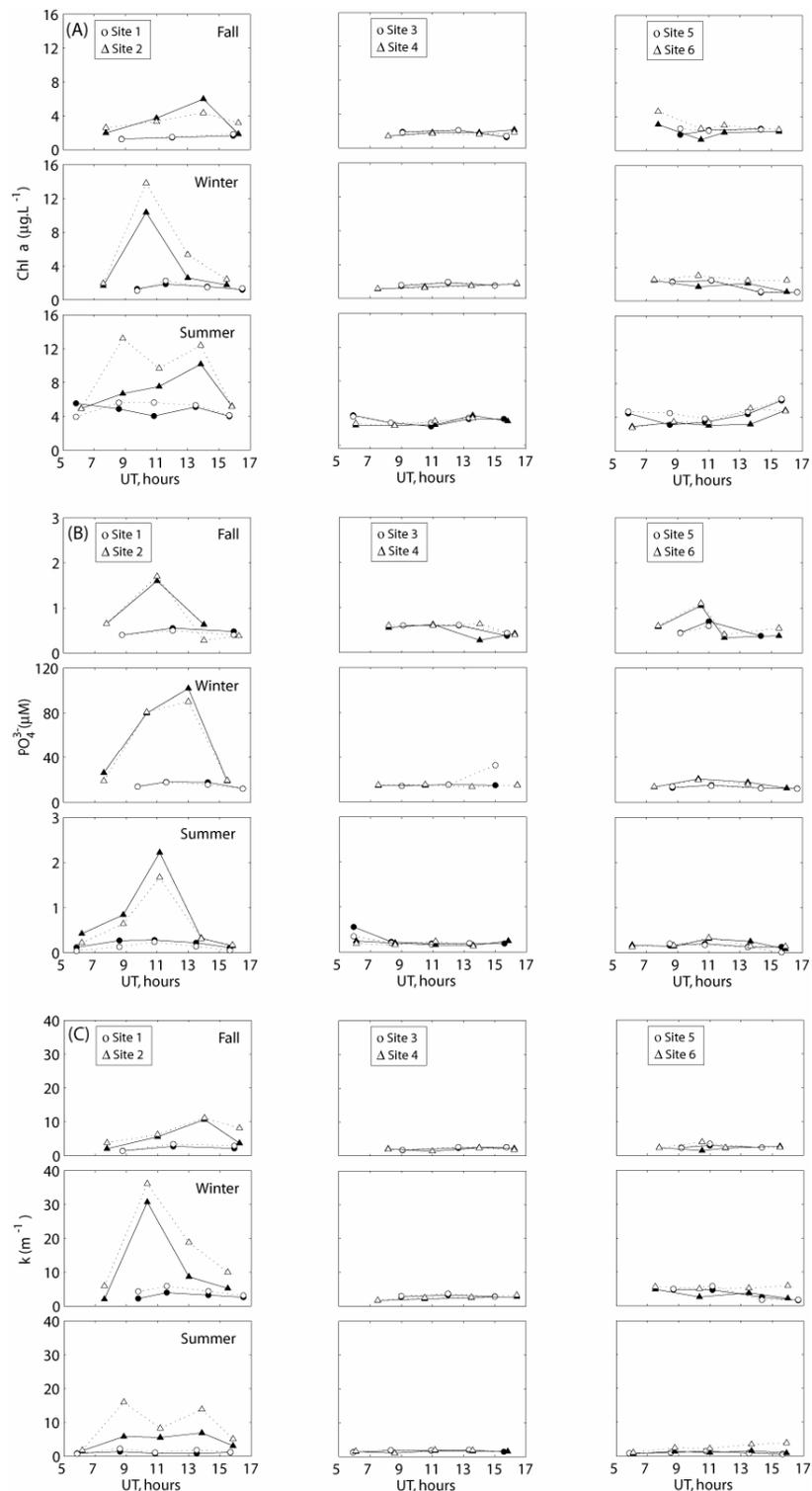
Si(OH)₄.

Figure IV-3 : Évolution de la Chl *a* (A), des concentrations en phosphates (B) (notez le changement d'échelle pour les données hivernales) et les coefficients d'atténuation de la lumière k (C), pour les eaux de surface (lignes pleines) et de fond (pointillés) pour chaque campagne (fall = automne, winter = hiver et summer = été).

Paramètres photosynthétiques

Seuls les bons ajustements de l'Équation IV-2 (Figure IV-4) sur les données expérimentales sont conservés (F-test, $p < 0,005$, $n=123$). Les comparaisons des modèles non-linéaires montrent des différences dans les paramètres photosynthétiques entre les eaux de surface et de fond pour quelques prélèvements (par exemple au site 6, Figure IV-5A et B).

La capacité photosynthétique maximale, P_{\max}^B (Figure IV-5A), varie entre 5,12 et 13,53 $\text{mgC.mgChla}^{-1}.\text{h}^{-1}$ (moyenne : $9,07 \pm 1,58 \text{ mgC.mgChla}^{-1}.\text{h}^{-1}$). La valeur de α^B (Figure IV-5) varie entre 0,011 et 0,066 $\text{mgC.mgChla}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{(\mu E.m}^{-2}.\text{s}^{-1})^{-1}$ (moyenne : $0,025 \pm 0,008 \text{ mgC.mgChla}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{(\mu E.m}^{-2}.\text{s}^{-1})^{-1}$). P_{\max}^B et α^B sont significativement corrélés ($p < 0,05$). L'index de photoacclimatation, E_k , varie entre 181,7 et 772,7 $\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ (moyenne : $390,4 \pm 106,1 \mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$).

Alors qu'à une date donnée, des différences significatives (one-way ANOVA, $p < 0,05$) existent entre les profondeurs pour quelques sites, il n'y a pas de différence significative qui fait ressortir un site ou un échantillon particulier en prenant en compte l'ensemble des conditions (facteurs : profondeur x site x saison).

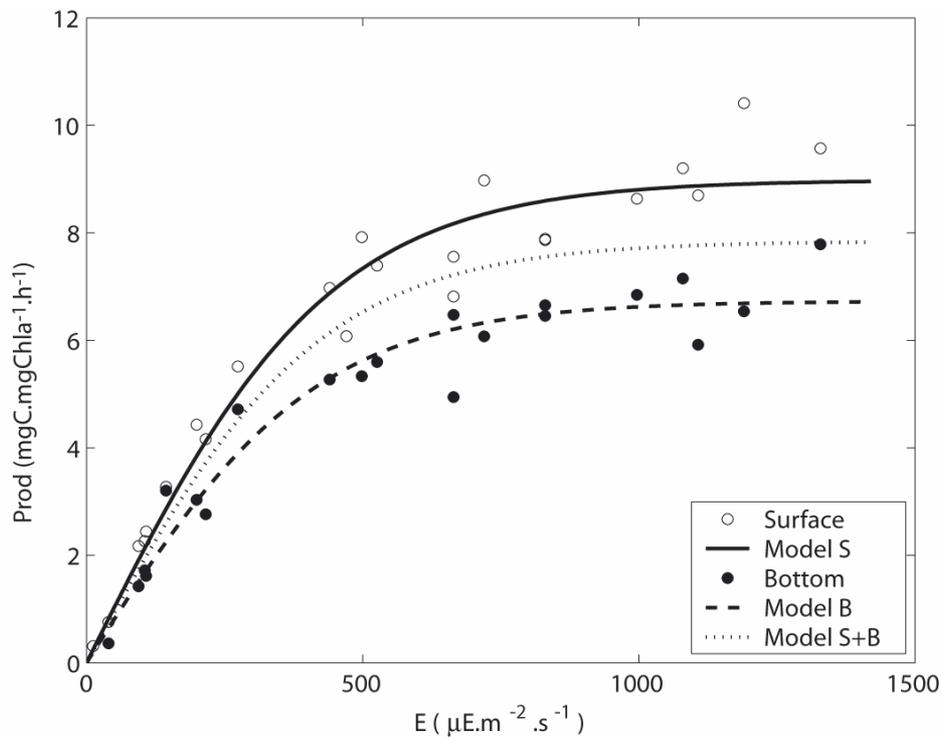


Figure IV-4 : Exemple de courbe $P. \text{ vs. } E$. Le modèle de Jassby & Platt (1976) est ajusté sur les données de surface (modèle S) et de fond (modèle B), et sur l'ensemble des données (modèle S + F).

Relation entre k et MES

L'équation de la régression est la suivante ($R^2 = 0,73$, $n=114$) :

$$\text{Équation IV-7 : } k = 0,154 \cdot \text{TPM}^{0,66}$$

En utilisant l'Équation IV-7 avec les valeurs de MES enregistrées pendant les campagnes, le k varie entre 0,6 et 36,1 m^{-1} . La valeur maximale de k correspond à une profondeur photique de 0,12 m (1% de la lumière incidente). Les valeurs de k sont plus fortes au site 2 et pour les échantillons du fond. Les plus faibles valeurs de k sont mesurées dans les eaux de surface aux sites 1 et 6 (Figure IV-3C). La relation entre k et MES est proche de celle établie par Ménesguen (1995) pour l'estuaire de la Seine, mais plus faible que celle reportée par Cloern (1987) pour la baie de San Francisco.

Limitation de la production primaire dans la baie

En appliquant les définitions de Dortch et Whitley (1992), ni les DIN ni les Si ne sont potentiellement limitants pour la production primaire durant les périodes d'échantillonnage. Cependant, en été, le phosphore est potentiellement limitant. En utilisant les seuils de Fisher *et al.* (1988), il n'y a pas de limitation par les DIN, mais les phosphates sont potentiellement limitants en été pour l'ensemble des sites, et occasionnellement en automne. La silice est potentiellement limitante en été et seulement au site 1.

A part en été 2002 aux sites 3, 4 et 5, le rapport E_m/E_k est toujours inférieur à 1 (Figure IV-5C). Si la capacité photosynthétique maximale, P_{\max}^B , n'est jamais atteinte alors l'Équation IV-2 est réduite à une relation linéaire. L'Équation IV-4 devient alors :

$$\text{Équation IV-8 : } P(z,t) \approx \text{Chla}(t) \cdot \alpha^B(t) \cdot E_0(t) \cdot \int_{z=0}^{z=z_{\max}} e^{-k \cdot z} \cdot dz$$

$$\text{Équation IV-9 : } P(z,t) \approx \text{Chla}(t) \cdot \alpha^B(t) \cdot E_0(t) \cdot \left[-\frac{e^{-k \cdot z}}{k} \right]_0^{z_{\max}}$$

$$\text{Équation IV-10 : } P(z,t) \approx \text{Chla}(t) \cdot \alpha^B(t) \cdot E_0(t) \cdot \frac{1}{k} \cdot \left(-e^{-k \cdot z_{\max}} + 1 \right)$$

L'expression $e^{-k \cdot z_{\max}}$ est équivalente à $e^{-\frac{4,61}{Z_p} \cdot z_{\max}}$, où Z_p est la profondeur photique (m). Puisque z_{\max} est plus grand que Z_p dans la plupart des cas, l'exponentielle est très petite devant 1. L'Équation IV-10 devient :

$$\text{Équation IV-11 : } P(t) \approx \text{Chla}(t) \cdot \alpha^B(t) \cdot E_0(t) \cdot \frac{1}{k} = \text{Chla}(t) \cdot \alpha^B(t) \cdot E_0(t) \cdot \frac{Z_p}{4,61}$$

Une corrélation significative ($R^2 = 0,92$; $p < 0,001$) est trouvée pour le jeu de données :

$$\text{Équation IV-12 : } \text{Prod} = 0,005 \cdot B \cdot E_0 \cdot Z_p$$

où Prod est en $\text{mgC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ et la biomasse algale, B, est en $\text{mg Chl a} \cdot \text{m}^{-3}$.

La valeur de α^B calculée à partir de cette pente (Équation IV-12) est de $0,023 \text{ mgC} \cdot \text{mgChla}^{-1} \cdot \text{h}^{-1} \cdot (\mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1})^{-1}$ et est donc proche de la valeur moyenne de α^B précédemment estimée ($0,025 \pm 0,008 \text{ mgC} \cdot \text{mgChla}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$).

Tableau IV-1 : Coefficient de variation (%) des estimations de productivité pour chaque date échantillonnée et variation spatiale, saisonnière et totale.

	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4	Site 5	Site 6	Spatial
Automne	24	119	44	31	59	40	38
Hiver	57	64	34	62	57	34	36
Été	40	11	39	50	62	69	62
Saisonnier	54	52	64	81	81	126	total:140

Productivité primaire mesurée et estimation de la production annuelle

La productivité horaire par unité de surface (Figure IV-6) est inférieure à $10 \text{ mgC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ en automne et hiver pour tous les sites. En été, la productivité augmente dans une gamme de 10 à $50 \text{ mgC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Un maximum de $120 \text{ mgC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ est estimé pour le site 6. Mis à part cette valeur, le comportement de la productivité est sinusoïdal et le maximum est atteint autour de midi. Le CV journalier de la productivité horaire varient entre 11% et 119%. Le CV spatial varie entre 38% et 62%. Le CV saisonnier varie entre 52% et 126%, et le CV global est de 140% (Tableau IV-1).

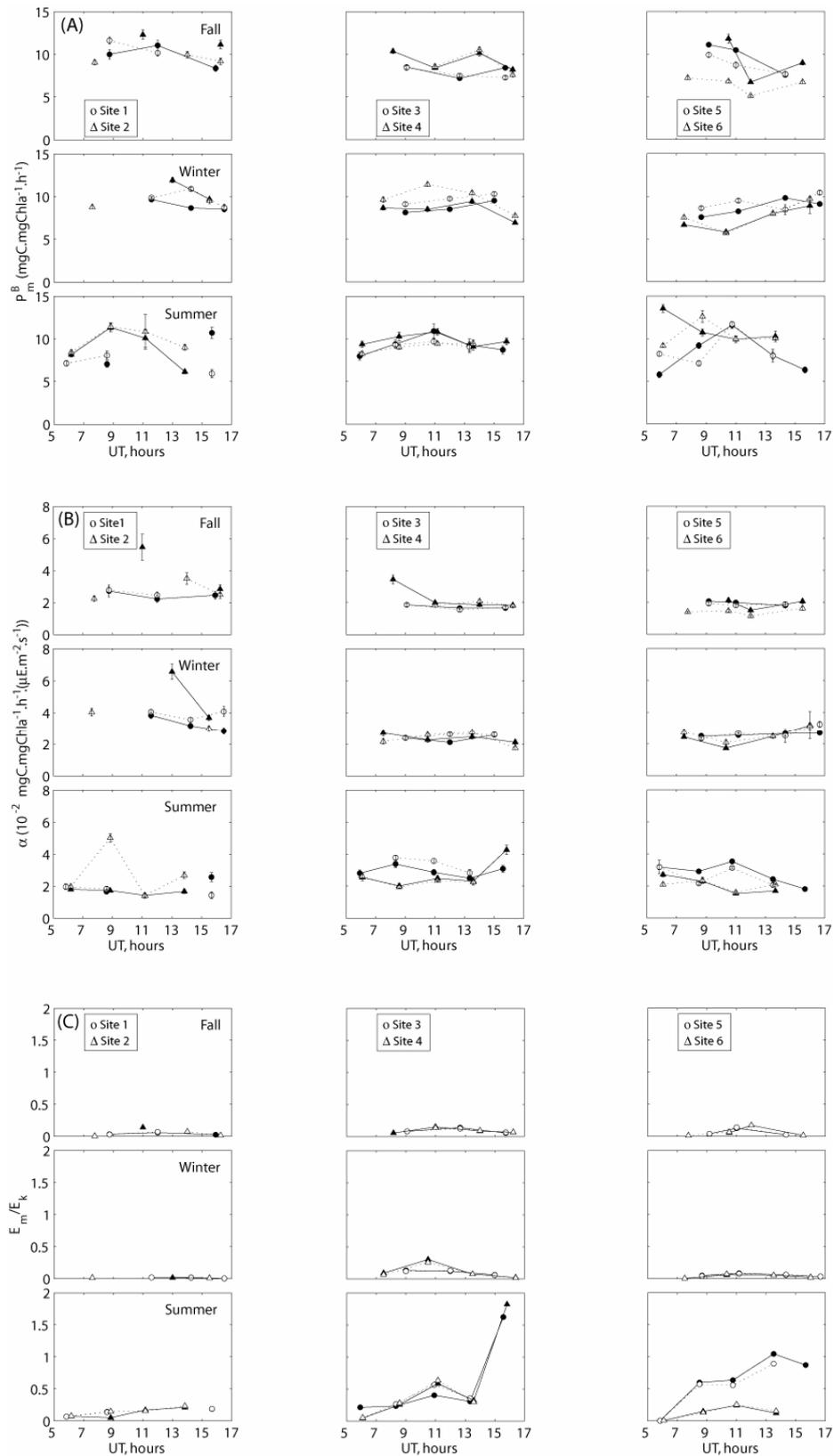


Figure IV-5 : Évolution des paramètres photosynthétiques P_m^B (A), α^B (B) et du rapport E_m/E_k (C) dans les eaux de surface (lignes pleines) et de fond (pointillés) pour chaque campagne. Les barres d'erreur en (A) et (B) se rapportent aux estimations du modèle.

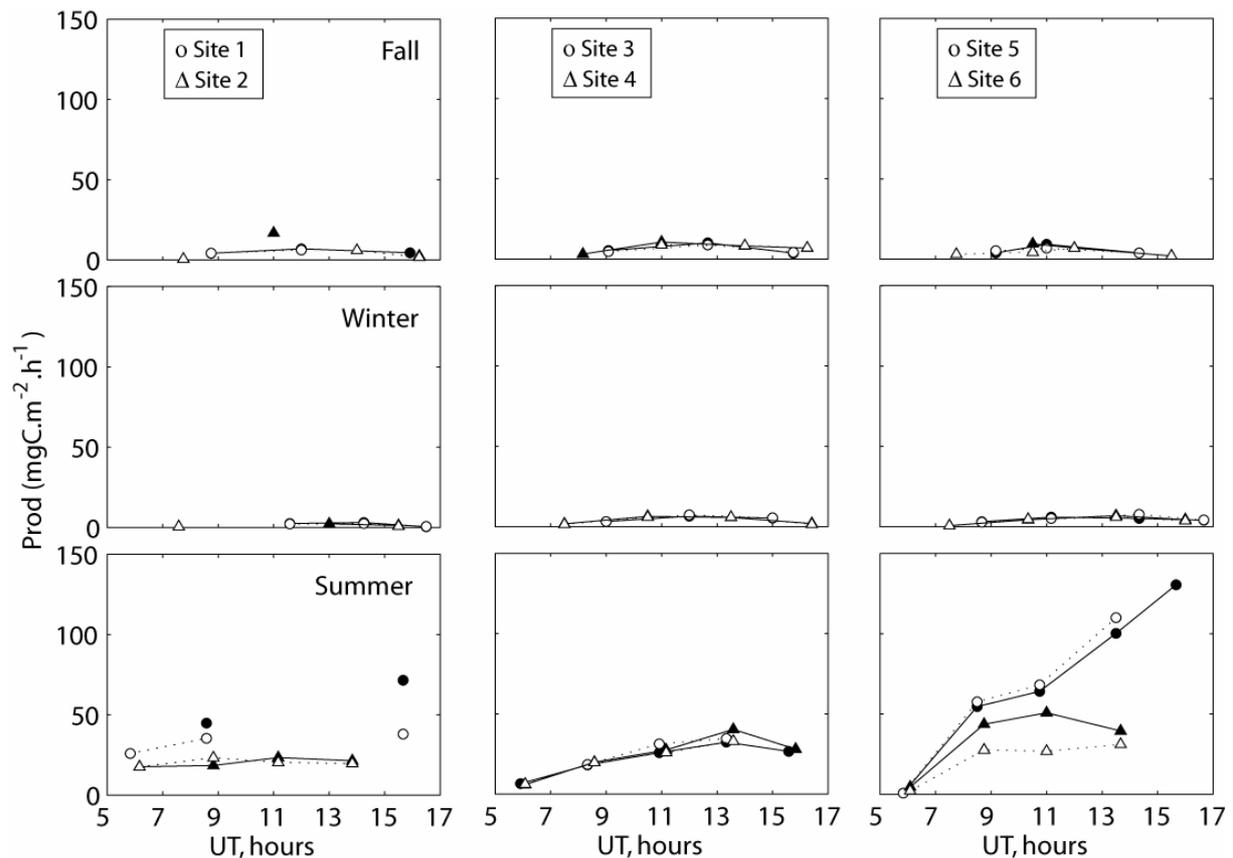


Figure IV-6 : Évolution de la productivité primaire estimée, par unité de surface, pour les échantillons d'eau de surface (lignes pleines) et de fond (pointillés) pour chaque campagne.

Les différentes concentrations en MES et Chl *a* pour chaque site, aussi bien que les variations de l'irradiance en 2001 et 2002, engendrent une variabilité spatiale et temporelle dans l'estimation de la production (Figure IV-7A). L'estimation de la production journalière varie entre $0,006 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{jour}^{-1}$ (site 2) et $3,6 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{jour}^{-1}$ (site 6). La production mensuelle estimée (Figure IV-7B) est maximale entre Mai et Août, et peut atteindre $62 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{mois}^{-1}$ (site 1, été 2002). Au site 2, la production est toujours la plus faible avec un maximum de $18 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{mois}^{-1}$ en été. En hiver, tous les sites ont des productions plus faibles, entre $0,5$ et $0,8 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{mois}^{-1}$. La production annuelle varie entre 64 (site 2, 2001) et $301 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$ (site 1, 2002).

La production annuelle dans la baie de Marennes-Oléron est estimée à $185 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$. En utilisant les valeurs minimale et maximale de $P_{\text{max}}^{\text{B}}$ et α^{B} , la production annuelle varie entre $11,5$ et $55,6 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$. En utilisant la moyenne de α^{B} , une variation de 50% autour de la moyenne de $P_{\text{max}}^{\text{B}}$ engendre une variation de 21,4% de la production. En utilisant la valeur moyenne de $P_{\text{max}}^{\text{B}}$, une variation de 50% autour de la moyenne de α^{B} engendre une variation de 29,5%. En supposant

que les paramètres photosynthétiques sont les mêmes au site 3', les scénarii de conditions minimales et maximales (minimum de Chl *a* et maximum de MES, et l'inverse) donnent une estimation de la production entre 65 et 330 gC.m⁻².an⁻¹ pour ce site.

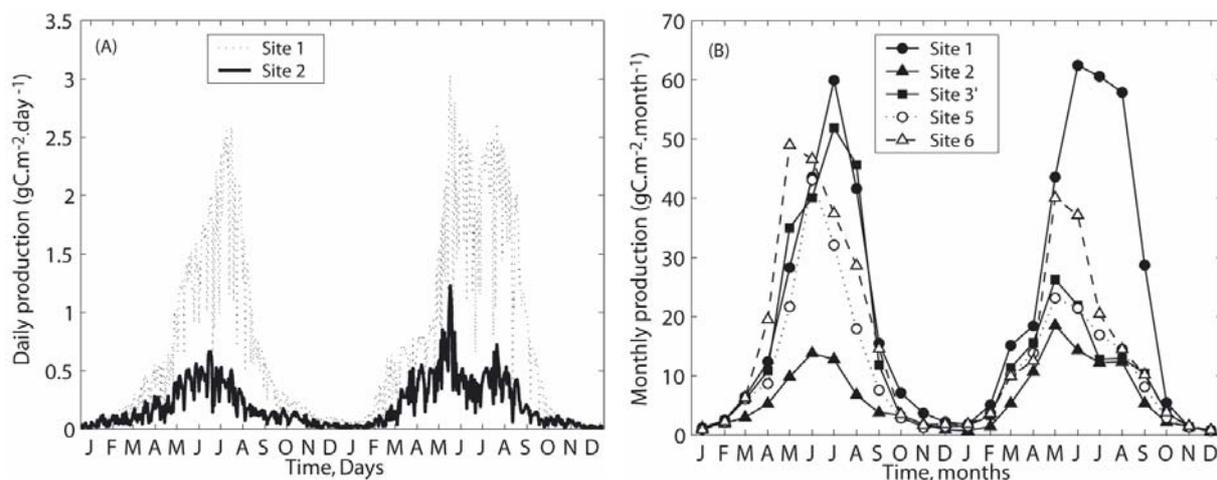


Figure IV-7 : Production primaire estimée journalière (A, aux sites 1 et 2) et mensuelle (B, aux sites 1, 2, 3', 5 et 6), par unité de surface, en 2001 et 2002.

I.4. Discussion

Comparaisons des sites

La baie de Marennes-Oléron est directement influencée par les débits d'eaux douces de la Charente. Ainsi, le site 2, qui est situé à l'embouchure de la Charente, voit les effets directs des débits de rivière sur les nutriments dissous, comme les orthophosphates. Sauf pour les très fortes valeurs de phosphates mesurées (>10 μM) en hiver au site 2, les valeurs mesurées de pigments, de MES et de nutriments sont dans la gamme de celles typiquement enregistrées dans la baie de Marennes-Oléron (base de données RAZLEC, Soletchnik *et al.*, 1988). Des changements dans les apports en eau douce, des mélanges liés au vent et des coefficients de marées différents (110, 110 et 85, pour les campagnes d'automne, hiver et été respectivement) peuvent expliquer une part de la variabilité observée. Les faibles rapports Chl *a*/(Pheo+Chl *a*) (< 1) calculés en automne et hiver suggèrent qu'une large part des pigments micro-algaux est détritrique pendant ces périodes.

Il existe des différences dans les estimations de la production entre 2001 et 2002. Pour le site le plus océanique (site 1), l'eau est moins turbide et plus riche en

Chl *a* et les productions estimées sont plus fortes. A l'embouchure de la Charente, malgré la source de nutriments, la limitation par la lumière est plus importante et la production estimée est donc relativement plus faible qu'aux autres stations. La variabilité spatio-temporelle, entre 30 et 130%, de la productivité primaire en différents lieux de la baie de Marennes-Oléron montre son hétérogénéité, suggérant que les sites pour l'aquaculture pourraient être ré-évalués selon leur proximité aux zones de forte productivité dans la baie.

Paramètres photosynthétiques

Les paramètres photosynthétiques sont corrélés avec la température, la lumière ou les nutriments (Geider *et al.*, 1997), et parfois avec la taille des cellules et la composition spécifique de la population planctonique (Harrison et Platt, 1980). La variabilité est circadienne, avec un minima au lever et au coucher du soleil et un maxima à midi (Sournia, 1974). De plus, les marées peuvent interférer avec les rythmes circadiens (Demers & Legendre, 1979). Les valeurs déterminées ici pour les paramètres photosynthétiques, P_{\max}^B et α^B sont dans la gamme des valeurs rencontrées pour d'autres systèmes estuariens ou littoraux pour le phytoplancton (Côté & Platt, 1983 ; Pennock & Sharp, 1986 ; Ravail-Legrand, 1993 ; Kromkamp & Peene, 1995 ; Cabeçadas, 1999 ; Tillmann *et al.*, 2000 ; Shaw & Purdie, 2001).

E_k est un bon indicateur de l'état de photoacclimatation du phytoplancton (Sakshaug *et al.*, 1997), et les fortes valeurs de E_k trouvées dans la baie de Marennes-Oléron suggèrent une acclimatation de la communauté phytoplanctonique à de fortes intensités lumineuses, en dépit des faibles niveaux d'irradiance prévalant dans une colonne d'eau turbide. Les fortes valeurs de E_k sont à associer à du phytoplancton adapté à des conditions de surface ou proches de la surface (Gallegos & Platt, 1985 ; Mallin & Pearl, 1992) et peuvent être dues, dans ces prélèvements, à la présence de microphytobenthos récemment resuspendu et pas encore adapté aux faibles conditions lumineuses de la colonne d'eau. Les valeurs de E_k pour le microphytobenthos varient typiquement entre 150 et 900 $\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (Blanchard & Montagna, 1992 ; Barranguet *et al.*, 1998 ; Hartig *et al.*, 1998 ; Wolfstein *et al.*, 2000) et des valeurs entre 370 et 650 $\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ont été reportées pour le microphytobenthos des vasières intertidales de la baie de Marennes-Oléron (Blanchard & Cariou-Le Gall, 1994). Les fortes E_k indiquent que le microphytobenthos

des vasières intertidales émergées sont adaptés à des conditions de fortes luminosité. Les adaptations à l'obscurité ont lieu seulement après que les conditions de faible luminosité soient devenues stables.

Quand $E_k \gg E_m$, la capacité photosynthétique des algues à utiliser la lumière est plus grande que celle disponible dans la colonne d'eau et le rapport $E_m/E_k < 1$ indique une limitation à la lumière. Comme il a été observé à plusieurs occasions dans cette étude, le rapport E_m/E_k (Figure IV-5C) est souvent inférieur à 1. Des conditions saturantes de lumière ($E_m/E_k \geq 1$) sont occasionnellement enregistrées en été au centre (sites 3 et 4) et au Sud de la baie (site 6).

Limitation par la lumière et modèle $BZ_p E_0$

Le coefficient d'atténuation dans la baie de Marennes-Oléron est très variable, ce qui est typique des eaux estuariennes. Avec une profondeur photique comprise entre 0,12 et 7,6 m, la baie de Marennes-Oléron fait partie des 26 estuaires les plus turbides (Cloern, 1987).

Depuis que Cole & Cloern (1984, 1987) ont publié leur régression, les modèles de production comme une fonction de la biomasse phytoplanctonique et de la lumière disponible ont été appliqués aux estuaires riches en nutriments. L'Équation IV-12 convertit dans les unités ($\text{mgC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jour}^{-1}$) utilisées dans la compilation de données de Brush *et al.* (2002) donne : $P_d = 0,08 \cdot \text{Chl } a \cdot Z_p \cdot E_0 + 23,3$ ($R^2 = 0.90$). Comme la valeur de l'ordonnée à l'origine suggère qu'il peut y avoir une production nette en absence de Chl *a* et/ou de lumière, la régression est forcée à l'origine (Brush *et al.*, 2002), donnant : $P_d = 0,10 \cdot B \cdot Z_p \cdot E_0$ ($R^2 = 0.72$). La pente ainsi déterminée est dans la gamme inférieure des autres modèles, comme la baie du Delaware (pente de 0,07 en période non-estivale et de 0,23 en été) et l'estuaire de la Westerschelde (pente de 0,22), qui sont tous les deux des systèmes très turbides. La plus forte pente est reportée pour la baie de San Francisco (pente de 0,82).

Tableau IV-2 : Estimation de la production primaire annuelle ($\text{gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$) pour divers estuaires et baies à travers le monde (d'après Tillmann *et al.*, 2000 et Heip *et al.*, 1995)

Type	Lieu	Production annuelle	Référence
phytoplancton	Europe		
	Baie de Marennes-Oléron, France	185	Cette étude
	Partie estuarienne de la mer Northfrisian Wadden, Allemagne	127 - 177	Tillmann <i>et al.</i> , 2000
	Estuaire du Tagus, Portugal	26	Cabeçadas, 1999
	Bristol Channel, GB	7 -165	Joint & Pomroy, 1981
	Westerschelde, Pays-Bas	100 - 300	Kromkamp & Peene, 1995
	Estuaire du Colne, GB	8.9	Kocum <i>et al.</i> , 2002
	USA		
	Estuaire du Delaware	307	Pennock & Sharp, 1986
	Baie de Narragansett	323	Oviatt <i>et al.</i> , 2002
	Baie de San Francisco	6 - 418	Cole & Cloern, 1984
	Rivière Hudson	70 - 240	Cole <i>et al.</i> , 1992
	Baie de Chesapeake	324 - 569	Malone <i>et al.</i> , 1988
	Baie de Chesapeake	570	Harding <i>et al.</i> , 2000
microphytobenthos	Baie de Marennes-Oléron, France ^a	372	Leguerrier <i>et al.</i> , 2003
	Baie de Marennes-Oléron, France ^a	178	Guarini, comm. pers.
	Baie de Somme, France ^b	147	Migné <i>et al.</i> , 2004
	Estuaires européens	60 - 314	Heip <i>et al.</i> , 1995
	Vasières intertidales de la Westerschelde, Pays-Bas ^b	7 - 53	Barranguet <i>et al.</i> , 1998
	Estuaire du Colne, GB	25 – 1 199	Thornton <i>et al.</i> , 2002
	Estuaires nord américains	29 - 226	Heip <i>et al.</i> , 1995
	Vasières estuariennes de la mer intérieure de Seto, Japon ^c	434	Montani <i>et al.</i> , 2003

^a: vasière de Brouage – ^b: substrat sableux et vaso-sableux– ^c: substrat sableux

Estimation de la production primaire

La production primaire dans la colonne d'eau de la baie de Marennes-Oléron

de $185 \text{ gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ est proche de la moyenne des autres estimations de production primaire pour des estuaires Européens (Tableau IV-2). Ces estimations pour des estuaires Européens ou de zones côtières (voir la compilation dans Tillmann *et al.* 2000 et Tableau IV-2), varient entre $7 \text{ gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ (Inner Bristol Channel) et $550 \text{ gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ (Oosterschelde), avec une moyenne de $190 \text{ gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ calculée sur 45 systèmes estuariens à travers le monde (Boynton *et al.*, 1982). De faibles estimations de la production primaire dans des estuaires eutrophiques sont courantes. Kocum *et al.* (2002) estime la production primaire de la colonne d'eau de l'estuaire du Colne à $8.9 \text{ gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$, mais cette faible production primaire de la colonne d'eau n'affecte pas la production secondaire de l'écosystème grâce à la production primaire microphytobenthique qui contribue entre 25 et $1\,200 \text{ gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ (Thornton *et al.*, 2002). Par exemple, via la resuspension, le microphytobenthos de l'estuaire de l'Ems représente 22% à 60% du phytoplancton total dans la colonne d'eau et 50% de la nourriture disponible pour les animaux filtreurs vivant sur les vasières intertidales (De Jonge & van Beusekom, 1992, 1995). La contribution moyenne des microalgues benthiques est d'environ 20% dans la baie de Marennes-Oléron (Guarini *et al.*, 2004). La production microphytobenthique annuelle de la baie de Marennes-Oléron est estimée entre 178 (Guarini, comm. pers.) et $372 \text{ gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ (Leguerrier *et al.*, 2003) et peut être disponible pour les huîtres en culture dans la baie (Riera & Richard, 1996).

1.5. Conclusion

Cette étude a permis de calibrer un modèle 'BZE₀' de production primaire et de montrer que la production primaire dans la baie de Marennes-Oléron est limitée par la lumière. En utilisant des moyennes mensuelles de MES et de Chl *a*, la variabilité journalière de la production estimée est due à la variabilité dans l'irradiance, alors que la variabilité saisonnière de la production est attribuée à des variations saisonnières en irradiance, MES et Chl *a*. Les différences de MES entre les sites affectent les estimations de production primaire. A l'échelle horaire de la marée, il est également probable que les variations en MES peuvent affecter la production. La production primaire de la colonne d'eau dans la baie de Marennes-Oléron est estimée à $185 \text{ gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ en utilisant une valeur moyenne de MES pour l'ensemble de la baie. Cette estimation est dans la gamme inférieure de la production

microphytobenthique et proche de la moyenne d'autres estimations de production primaire. Cependant, des changements importants de MES (eg au-dessus des vasières intertidales pendant la BM et la PM) et donc des changements associés en turbidité et ainsi de conditions lumineuses dans la colonne d'eau, interagissent pour créer une hétérogénéité spatiale et temporelle dans les estimations de la production pour différentes zones de la baie de Marennes-Oléron. Les eaux au Nord et au Sud de la baie sont plus productives et pourraient devenir des zones de filières.

I.6. Bilan statique

Matériel et méthode

A partir d'une compilation de données existantes sur la baie de Marennes-Oléron, et en utilisant un modèle statique simplifié (i.e. bathymétrie maillée et hauteur d'eau, sans transport) tel que celui utilisé dans l'estimation de la production primaire, un premier bilan des flux de Chl *a*, N, P et Si peut être fait.

En limite océanique Nord, les flux utilisés ici sont ceux estimés par Delmas (comm. pers.) à partir des flux d'eau entrant par le pertuis d'Antioche et de mesures de concentrations en nitrates, phosphates et silicates. Ces mesures de nutriments proviennent de plusieurs campagnes océanographiques dans le pertuis d'Antioche (campagnes PNEAT 1991, BIOMET 1998 et PLAGIA 1999) qui ont permis de reconstituer un signal annuel. En ce qui concerne la Chl *a*, les données de la campagne PLAGIA 1998 et 1999 sont disponibles dans les travaux de Labry (2001).

En limite Charente, les flux sont calculés à partir des débits de Charente décrits précédemment et de mesures de sels nutritifs réalisés entre avril 2002 et avril 2003 (Auguet *et al.*, in press). En ce qui concerne la Chl *a*, nous considérons que sa concentration est nulle dans les eaux douces au niveau du barrage de St Savinien.

En limite océanique Sud, les flux sont calculés à partir des débits d'eau sortants précédemment estimés (cf. Partie II) et des concentrations en sels nutritifs et Chl *a* mesurées à la station Auger (données issues de la base RAZLEC).

La valeur de la production primaire pélagique est celle que nous venons d'estimer précédemment. Les valeurs de production primaire microphytobenthique sont celles estimées par Guarini (comm. pers.) et Leguerrier *et al.* (2003) (Tableau IV-2) pour la vasière de Brouage (~ 40 km², Gouleau *et al.*, 2000). Cependant, nous

appliquons ces valeurs pour l'ensemble des estrans de la baie de Marennes-Oléron (~ 90 km²).

Dans la baie les termes de pertes proviennent de la mortalité naturelle du phytoplancton et de la consommation par les huîtres. Pour la mortalité, nous utilisons une valeur uniforme de 1% par jour. En ce qui concerne l'impact des huîtres, nous utilisons le modèle de filtration-consommation-ingestion développé par Barillé *et al.* (1997) qui sera décrit en détail plus loin. L'impact des huîtres est considéré uniforme sur l'ensemble de la baie, i.e. que nous ne spatialisons pas le stock (81 000 tonnes). Deux calculs sont réalisés. Le 1^{er} en considérant que tout ce que filtre l'huître est ingéré et disparaît donc du système (terme puits). Le 2nd en considérant qu'il y a production de pseudo-fécès : une partie de ce qui est filtré n'est pas ingéré et retourne donc dans le système sous forme de Chl a uniquement (terme source).

La superficie totale de la baie est de 180 km², celle des estrans est de 90 km².

Les coefficients de conversion sont les suivants :

- rapport C/Chl a : 50 gC.gChl a⁻¹,
- rapport P/N : 1/16 mol P.mol N⁻¹ (Redfield *et al.*, 1963),
- rapport N/Chl a : 0,7 mol N.gChl a⁻¹,
- rapport Si/N : 0,4 mol Si.mol N⁻¹ (Aminot *et al.*, 1997).

Résultats

Bilan en Chl a (Figure IV-8)

Selon l'estimation considérée, la production primaire pélagique (3,7 mgChl a.m⁻².an⁻¹) est équivalente à la production primaire microphytobenthique ou en vaut le double. Les apports océaniques sont très faibles devant ces deux types de production primaire. L'effet des huîtres n'est pas très important devant la production primaire pélagique et représente au maximum (i.e. sans relargage de Chl a sous forme de pseudo-fécès) 1/6^{ème} de cette production, soit 0,6 mgChl a.m⁻².an⁻¹. Les 2/3 de la Chl a consommée par les huîtres sont effectivement ingérés (0,38 mgChl a.m⁻².an⁻¹), alors que 1/3 de cette Chl a retourne dans le système sous forme de pseudo-fécès (0,22 mgChl a.m⁻².an⁻¹). La quantité de Chl a exportée hors de la baie est équivalente à la quantité de Chl a consommée par les huîtres, ce qui est très faible par rapport à la production primaire totale dans la baie. Les pertes par mortalité naturelle sont négligeables.

Bilan en phosphore (Figure IV-9)

Ce bilan est très déséquilibré puisque le phosphore disponible dans le bassin (i.e. la somme des apports océaniques et terrestres, moins l'export, soit $24 \text{ mmol P.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$) ne soutient que $1/7^{\text{ème}}$ de la production primaire pélagique seule ($161 \text{ mmol P.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$).

Bilan en azote et en silice (Figure IV-10 et Figure IV-11)

Pour ces deux sels nutritifs, les bilans sont équilibrés en considérant que la production microphytobenthique se suffit à elle-même via une utilisation d'azote et de silice directement disponibles au niveau des vasières. Ainsi, la somme des apports en azote et en silice par la Charente et par l'océan ($\sim 6,8 \text{ mol N.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ et $\sim 3,2 \text{ mol Si.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$) vaut bien la somme de ce qui est utilisé par la production primaire pélagique ($\sim 2,6 \text{ mol N.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ et $\sim 1,0 \text{ mol Si.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$) et de ce qui est exporté hors de la baie.

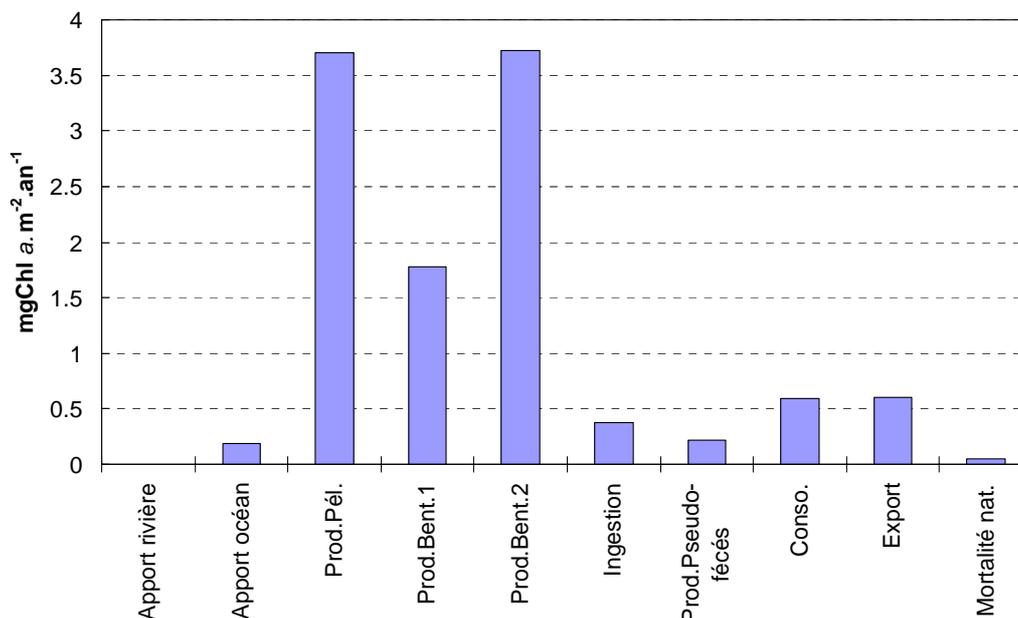


Figure IV-8 : Bilan annuel en Chl *a* rapporté à la superficie totale de la baie de Marennes-Oléron, en $\text{mgChl a.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$. Deux estimations sont données pour la production benthique : Prod.Bent.1 d'après l'estimation de Guarini (comm. pers.) et Prod.Bent.2 d'après la valeur donnée dans Leguerrier *et al.* (2003).

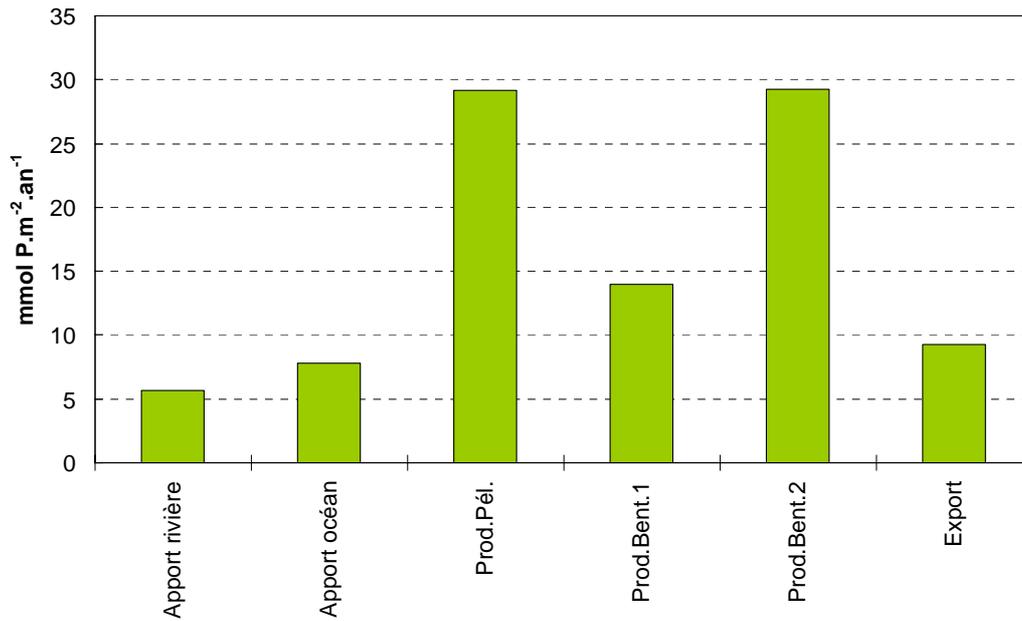


Figure IV-9 : Bilan annuel en phosphore dans la baie de Marennes-Oléron, en mmol P.m⁻².an⁻¹. Deux estimations sont données pour la production benthique : Prod.Bent.1 d'après l'estimation de Guarini (comm. pers.) et Prod.Bent.2 d'après la valeur donnée dans Leguerrier *et al.* (2003)

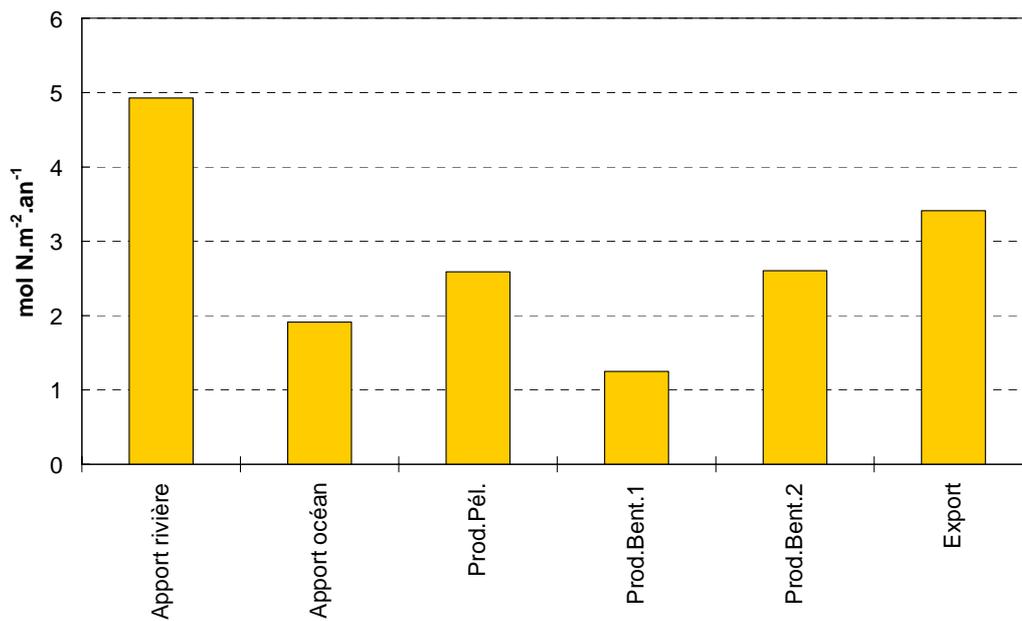


Figure IV-10 : Bilan annuel en azote dans la baie de Marennes-Oléron, en mmol N.m⁻².an⁻¹. Deux estimations sont données pour la production benthique : Prod.Bent.1 d'après l'estimation de Guarini (comm. pers.) et Prod.Bent.2 d'après la valeur donnée dans Leguerrier *et al.* (2003)

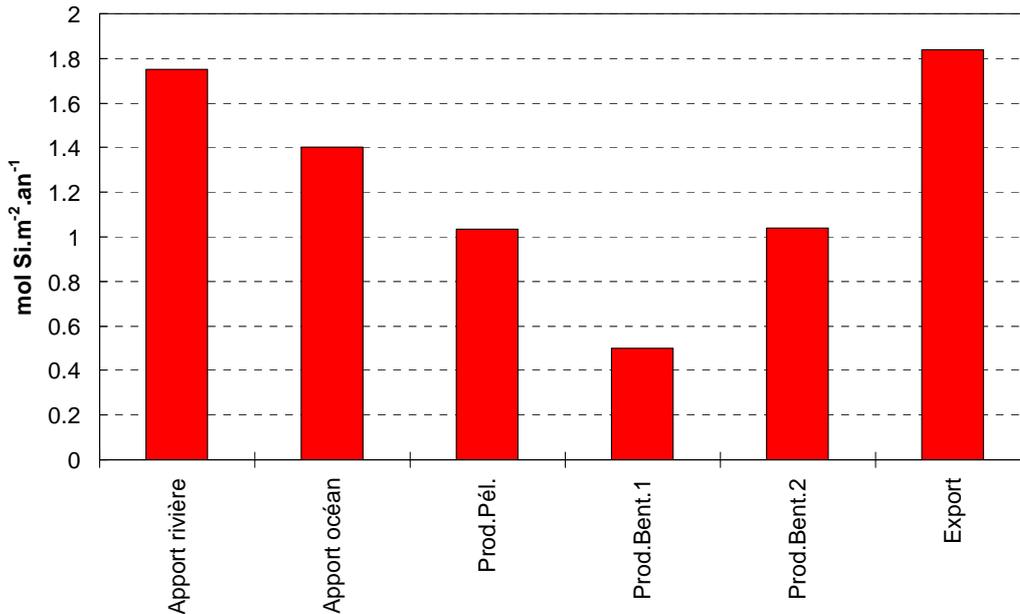


Figure IV-11 : Bilan annuel en silice dans la baie de Marennes-Oléron, en mmol Si.m⁻².an⁻¹. Deux estimations sont données pour la production benthique : Prod.Bent.1 d'après l'estimation de Guarini (comm. pers.) et Prod.Bent.2 d'après la valeur donnée dans Leguerrier *et al.* (2003)

Discussion/Conclusion

En terme de Chl *a*, le bilan est déséquilibré entre ce qui est produit dans la baie et ce qui y est consommé ou ce qui en est exporté. La Chl *a* est excédentaire. Leguerrier *et al.* (2003, 2004) ont analysé le réseau trophique de la vasière de Brouage via une méthode par analyse inverse. Dans le modèle paru en 2003, ils estiment que la production primaire est de 466 gC.m⁻².an⁻¹, dont 84% liés au microphytobenthos et 16% au phytoplancton pélagique. Dans la version de 2004, la production primaire totale est revue à la baisse avec une valeur de 248 gC.m⁻².an⁻¹, avec des contributions respectives du microphytobenthos et du plancton pélagique de 77% et 23%. Dans les deux cas, ces valeurs sont supérieures à notre estimation de la production primaire qui est de 185 gC.m⁻².an⁻¹ sur l'ensemble de la baie. En ce qui concerne les flux de la production primaire vers les huîtres, leurs estimations sont de 15 et 31 gC.m⁻².an⁻¹, pour les versions de 2003 et de 2004 respectivement. Notre estimation pour l'ensemble de la baie est de 30 gC.m⁻².an⁻¹, valeur proche de leur seconde estimation. Dans leurs bilans, les flux de consommation de la Chl *a* par la microfaune et la méiofaune benthiques, et par la macrofaune pélagique prédominant devant le flux de consommation dû aux huîtres cultivées. Dans notre bilan, cette consommation par l'ensemble de la faune de la baie de Marennes-Oléron n'est pas

prise en compte et explique en partie l'excédent de Chl *a*.

En ce qui concerne le phosphore, le bilan est ici réalisé sur le phosphore dissous uniquement (orthophosphates, PO_4^{3-}) et apparaît très déséquilibré, suggérant une limitation de la production primaire par ce sel nutritif. Ainsi, lors des crues hivernales de la Charente, le rapport N/P (en dissous) est supérieur à 100 : les apports en substances dissoutes par la Charente sont déficitaires en P par rapport à N. En été, ce rapport est compris entre 16 et 100 (Bechemin *et al.*, comm. pers.). Or, en milieu estuarien, la majeure partie du P est lié aux particules (Jordan *et al.*, 1986, 1991). Après une crue, ces particules sont piégées dans les sédiments. Par le jeu des oxydo-réductions et de l'augmentation de la température, le P est généralement relargué en période estivale et des flux importants à l'interface eau/sédiment peuvent être observés (Jordan *et al.*, 1991). Dans le cas de la baie de Marennes-Oléron, la surface du sédiment est perpétuellement remanié par le jeu des courants et il est difficile d'imaginer qu'un gradient rédox se mette en place. Les processus se joueraient alors essentiellement non pas au niveau de l'interface eau/sédiment, mais directement dans la colonne d'eau, au niveau des particules en suspension rendant des mesures de flux et une compréhension globale des processus difficiles. Par ailleurs, la matière détritique n'est pas prise en compte ici. Or, une part importante de P détritique peut être non-biodisponible pour la production primaire si les taux de sédimentation et d'enfouissement de ce matériel détritique sont plus importants que les flux benthiques de P (Liu *et al.*, 2004), rendant le P encore plus limitant.

II. MODÉLISATION DE LA PRODUCTION PRIMAIRE PÉLAGIQUE : COUPLAGE AVEC SiAM2D

II.1. Introduction

Classiquement, dans les modèles de production phytoplanctonique, le terme de production est décrit comme une fonction de la production maximale P_{max} , de la température $f(T)$, des sels nutritifs $f(\text{SN})$ et de la lumière $f(E)$. Nous ne détaillerons

pas ici les formulations mathématiques existantes pour $f(T)$, $f(SN)$ et $f(E)$. Une synthèse de ces différentes formulations a été faite par Behrenfeld & Falkowski (1997).

Quelle formulation choisir pour la production primaire en baie de Marennes-Oléron ?

Les mesures de production primaire pélagique réalisées dans la baie de Marennes-Oléron ont montré qu'à priori, cette production n'était limitée que par la lumière. Le modèle de production utilisé pourrait donc être simplement celui défini précédemment (Équation IV-12). Cependant, les MES n'étant pas simulées et étant imposées uniformes sur l'ensemble du domaine, la quantité de lumière disponible dans la colonne d'eau est sur-estimée dans certaines zones qui sont, dans la réalité, beaucoup plus turbides (zones d'estrans et panache de la Charente par exemple), engendrant une sur-estimation de la production et donc de la Chl *a*. Il apparaît donc nécessaire d'ajouter un terme de limitation par les sels nutritifs pour contrôler cette production et prévenir tout risque d'explosion des concentrations en Chl *a*.

Le bilan statique des flux de phosphore dissous a montré qu'une forte limitation existait à l'échelle de l'année (déséquilibre important entre les apports et les besoins pour la production primaire). Nous pourrions donc intégrer un effet limitant par les phosphates, $f(PO_4^{3-})$. Cependant, la dynamique du phosphore est complexe en milieu marin estuarien turbide (Jordan *et al.*, 1986, 1991) et la prise en compte du phosphate dissous seul ne peut convenir. En ne prenant pas en compte le phosphore relargué par les sédiments et par les particules, cela engendre une trop forte limitation de la production. Mais, les apports en phosphore total, et sa dynamique dans la baie de Marennes-Oléron ne sont pas suffisamment connus pour pouvoir les modélisés. Par contre, le bilan en azote paraît équilibrer à l'échelle de l'année et sa dynamique est simple puisqu'il est toujours sous la forme dissoute. Un terme de limitation par les nitrates, $f(NO_3)$, est donc intégré pour réguler la production primaire.

Plusieurs scénarii de simulation du modèle de production primaire sont testés pour évaluer la sensibilité du modèle aux forçages et faire des bilans de flux en fonction de la variabilité interannuelle.

II.2. Formulation mathématique et hypothèses de simulation

Formulation mathématique

Dans SiAM2D, le phytoplancton est décrit par la concentration en Chl *a* (en $\mu\text{gChl } a \cdot \text{L}^{-1}$). La variation de la quantité de phytoplancton dans l'eau au cours du temps est formulée de la manière suivante :

$$\text{Équation IV-13 : } \frac{d\text{Phyto}}{dt} = \text{Phyto} \times (\text{production} \times \text{effet}_{\text{NO}_3} - \text{perte})$$

Le terme de production est calculé à partir de l'intégration de la formulation en tangente de Jassby & Platt (1976) (cf. Équation IV-2) sur l'ensemble de la colonne d'eau. Ce terme inclut l'effet limitant de la lumière. Le calcul est le même que celui décrit précédemment (cf. explications et Équation IV-4 à Équation IV-6 en page 180).

La limitation par les NO_3 ($\text{effet}_{\text{NO}_3}$) suit une loi de Michaelis-Menten :

$$\text{Équation IV-14 : } \text{effet}_{\text{NO}_3} = \frac{\text{NO}_3}{\text{NO}_3 + k_{\text{NO}_3}}$$

La variation des nitrates dans l'eau au cours du temps est formulée de la manière suivante :

$$\text{Équation IV-15 : } \frac{d\text{NO}_3}{dt} = -\text{Phyto} \times \text{production} \times \text{effet}_{\text{NO}_3} \times r_{\text{N/Chl } a}$$

Avec :

- k_{NO_3} : constante de demi-saturation des NO_3 , avec $k_{\text{NO}_3} = 2 \mu\text{M}$ (Fisher *et al.*, 1988),
- $r_{\text{N/Chl } a}$: rapport N/Chl *a*, avec $r_{\text{N/Chl } a} = 0,7 \text{ mol} \cdot \text{g}^{-1}$.

Le terme de perte est la somme entre la perte par mortalité naturelle du phytoplancton et les pertes par consommation (par le zooplancton, par les bivalves filtreurs, etc ...). Dans un premier temps, le terme de perte correspond uniquement au taux de mortalité naturelle et au broutage par le zooplancton. Nous décrirons plus loin les pertes liées à la consommation par les huîtres.

$$\text{Équation IV-16 : } \text{perte} = 0,01 \text{ jour}^{-1}$$

Hypothèses de simulation

Dans le modèle, nous avons 3 variables d'état dissoutes :

- le phytoplancton (Chl a en $\mu\text{gChl a.L}^{-1}$),
- les nitrates (NO_3 en μMN),
- et la matière détritique (Mdet en μMN).

Les variables forçantes sont :

- les données météorologiques (intensité lumineuse),
- les matières en suspension,
- les concentrations en Chl a et nitrates aux limites,
- les débits de Charente.

La production primaire est calculée uniquement dans la baie même, entre l'île d'Aix et le pertuis de Maumusson (limites identiques à celles du calcul de débits, cf. Figure II-43 en page 62). Nous faisons l'hypothèse qu'il n'y pas de production pélagique dans la Charente à cause des fortes turbidités qui y règnent. Par ailleurs, nous supposons également que la concentration en Chl a à la limite amont de ce fleuve est nulle : même si des concentrations non-nulles de Chl a sont mesurées à St Savinien, nous supposons que cette Chl a provient d'algues d'eau douce qui ne survivront pas dans les eaux saumâtres de la Charente, et qui ne pourront donc pas produire non plus.

La variable « Mdet » est alimentée uniquement par le phytoplancton qui meurt. Ses conditions aux limites sont nulles.

Les données d'intensité lumineuse utilisée sont les données horaires fournies par MétéoFrance (cf. PARTIE II), pour les années 2001 et 2002.

Les MES sont imposées en tant que variable forçante, de manière uniforme sur l'ensemble de la baie. La moyenne mensuelle en MES est calculée à partir des données de la base RAZLEC sur l'ensemble des stations, en excluant la station Charente.

Les données en limites océanique et fluviale pour la Chl a et les nitrates sont celles utilisées pour le bilan statique (cf. page 194). La sensibilité aux apports de nitrates par la Charente est testée en faisant des simulations avec les concentrations en limites normalement observées à St Savinien et des apports divisés par 2.

Les débits de Charente imposés sont les débits réels mesurés en 2001 et 2002 par la DIREN (cf. PARTIE II).

En supposant la lumière toujours limitante, le plateau de la courbe P.vs.E n'est jamais atteint. Une analyse de sensibilité au paramètre P_{\max}^B n'est donc pas utile. Par contre, le modèle est sensible à la valeur de la pente, α^B . Nous allons tester la sensibilité du modèle pour deux valeurs de α^B : 0,01 et 0,02 $\text{mgC.mgChla}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{(\mu E.m}^{-2}.\text{s}^{-1})^{-1}$, qui sont respectivement les valeurs minimale et moyenne mesurées dans la baie lors de nos campagnes.

Un récapitulatif des différents cas de simulation est donné dans le Tableau IV-3.

Tableau IV-3 : Récapitulatif des paramètres testés et abréviations des simulation et code couleur utilisé pour les figures.

	Apport NO_3 normal	Apport $\text{NO}_3 / 2$
$\alpha = 0,02$	S1	S3
$\alpha = 0,01$	S2	S4

Les données simulées sont comparées aux données RAZLEC pour les années 2001 et 2002.

Pour chaque maille et à chaque pas de temps, la production est enregistrée, ainsi que l'effet limitant de la lumière et des nitrates.

Sur l'ensemble de la baie, la quantité totale de Chl a produite et perdue par mortalité est calculée et enregistrée. Les flux en limite Nord et Sud pour la Chl a, les NO_3 et la Mdet sont également enregistrés. Ces calculs de flux se font de la même manière que les estimations de débit entrant et sortant du domaine, soit :

- en limite Nord : le flux est calculé à partir de la vitesse v uniquement, en supposant la composante Est/Ouest nulle,

$$\text{Équation IV-17 : FluxNord} = dx \times \text{htot} \times v \times \text{conc}$$

- en limite Sud : le flux est calculé à partir de la vitesse u uniquement, en supposant la composante Nord/Sud nulle,

$$\text{Équation IV-18 : FluxSud} = dy \times \text{htot} \times u \times \text{conc}$$

Avec :

- dx et dy : longueur et largeur des mailles (revoir définitions du modèle SiAM dans la PARTIE I, en page 15 et suivantes),
- htot : hauteur totale en eau,
- u et v : composante Est/Ouest et Nord/Sud de la vitesse,
- conc : concentration de la variable dissoute.

Un bilan des flux est réalisé à partir de l'ensemble de ces données.

II.3. Résultats

Comparaison entre données mesurées et simulées

Chlorophylle a

Les résultats de simulation pour les années 2001 et 2002 sont présentés en Figure IV-12. Les simulations S1 et S3 produisent des résultats similaires ($\alpha = 0,02$), avec des pics de Chl a moins importants en S3. Dans les deux cas, un bloom important a lieu mi-avril, dès que la lumière est suffisante, ce qui ne correspond pas aux mesures. En utilisant une valeur de α égale à 0,01 (simulations S2 et S4), ce bloom est décalé fin mai et est d'amplitude moindre, mais reste supérieur aux concentrations de Chl a observées dans la baie à cette période. Ces blooms simulés sont plus importants au printemps 2001 qu'au printemps 2002. D'août à mars de l'année suivante, les niveaux de Chl a simulée sont proches de ceux observés.

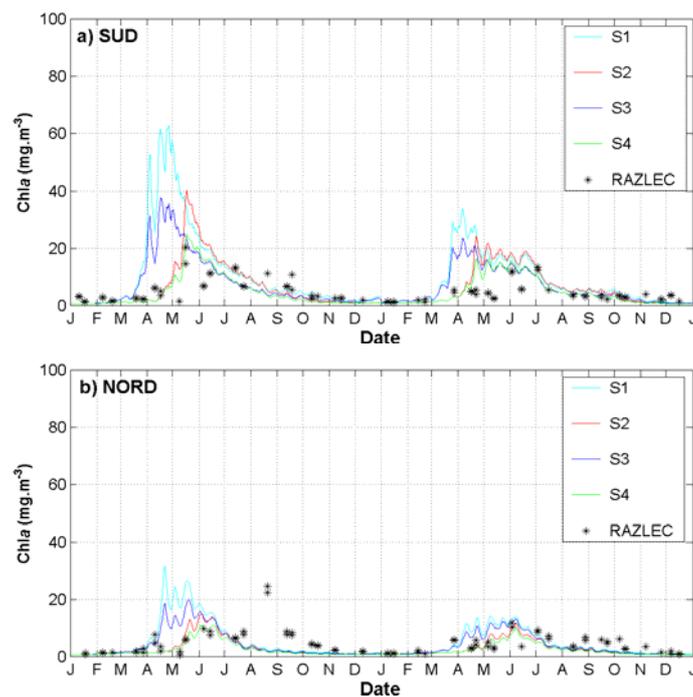


Figure IV-12 : Comparaison entre données mesurées (*) et simulées de Chl a pour les 5 stations RAZLEC en 2001 et 2002. Les paramètres des simulations sont donnés dans le Tableau IV-3.

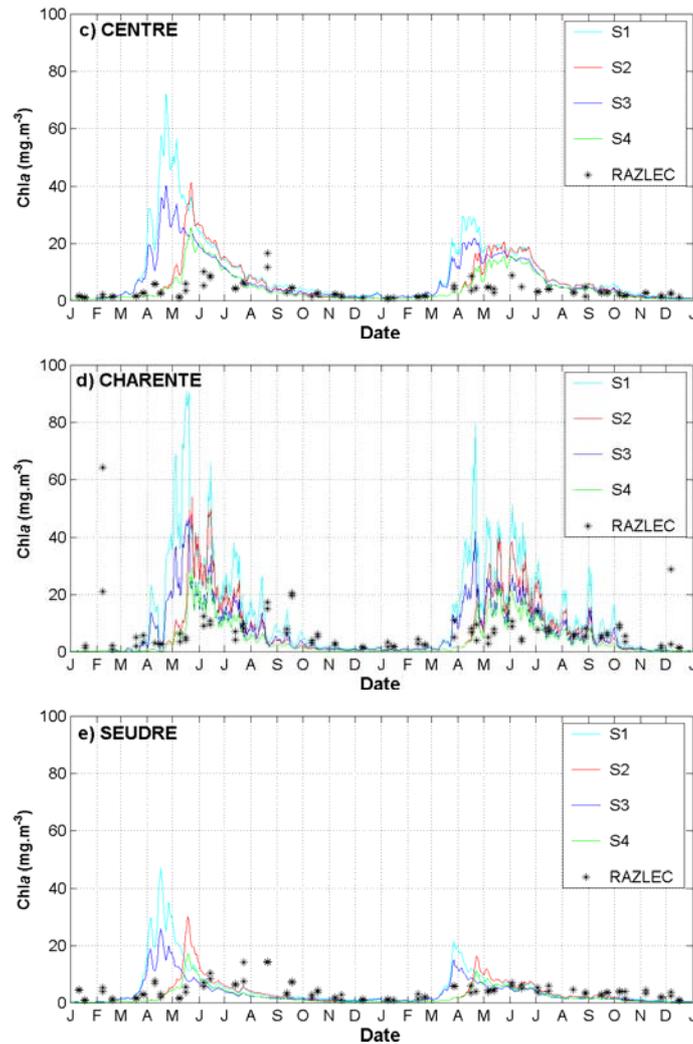


Figure IV-12 : Comparaison entre données mesurées (*) et simulées de Chl *a* pour les 5 stations RAZLEC en 2001 et 2002. Les paramètres des simulations sont donnés dans le Tableau IV-3. (suite)

Nitrates

Les résultats de simulation pour les années 2001 et 2002 sont présentés en Figure IV-13. Les niveaux simulés de NO₃ représentent bien la réalité. Les débits de Charente étant plus importants pour l'hiver 2001 que pour 2002, les concentrations simulées de NO₃ hivernales et printanières de 2001 sont importantes, mais restent dans la gamme des valeurs observées. Ces apports hivernaux de la Charente engendrent ensuite les blooms printaniers de Chl *a*, dès que la lumière est suffisante. Les blooms de Chl *a* observés précédemment engendrent une chute brutale des concentrations simulées en avril-mai, alors que cette diminution est beaucoup plus lente dans la réalité. Dans les simulations, les nitrates atteignent donc des niveaux assez bas qui limitent le bloom.

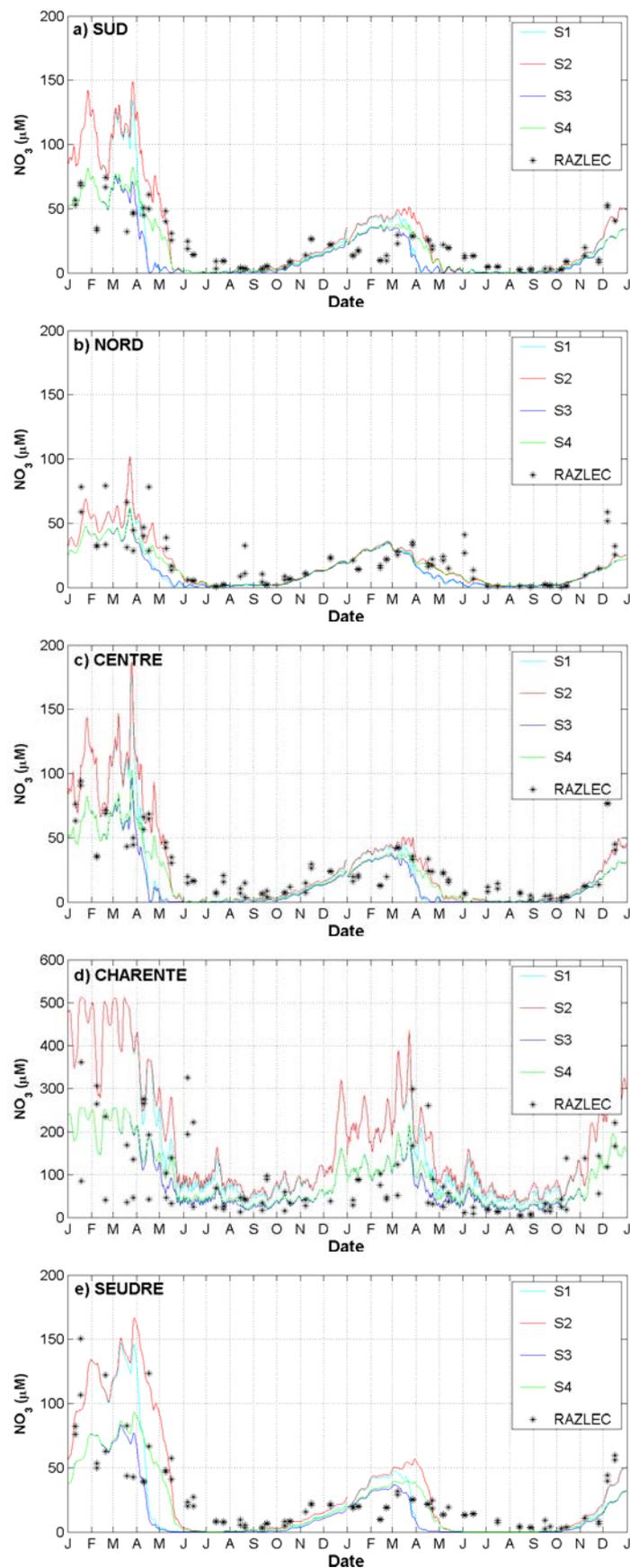


Figure IV-13 (suite) : Comparaison entre données mesurées (*) et simulées de NO_3 pour les 5 stations RAZLEC en 2001 et 2002. Les paramètres des simulations sont donnés dans le Tableau IV-3. Attention : échelle différente pour la station Charente (figure d)

Matériel détritique

Les niveaux de matière détritique simulée sont très inférieurs aux concentrations de MOP rencontrées dans la baie de Marennes-Oléron (données non représentées). La mortalité naturelle du phytoplancton ne suffit pas à soutenir les niveaux de MOP observés.

Effet limitant des nitrates et de la lumière

Des cartes des effets limitants des NO_3 par trimestre pour l'année 2001 sont présentées en Figure IV-14 pour la simulation « S2 ». Cette limitation présente une forte variabilité saisonnière et spatiale. Au 1^{er} (janvier à mars) et 4^{ème} (octobre à décembre) trimestre, les apports en NO_3 sont suffisants pour l'ensemble de la baie et le coefficient de limitation est compris entre 0,75 et 1. Au 2^{ème} trimestre (avril à juin), la limitation commence à se faire sentir dans les zones où la Chl *a* s'accumule et utilise les nitrates, c'est-à-dire sur les zones d'estrans, ce qui se répercute également dans le Sud de la baie (coefficient limitant de 0,5 – 0,6). Au Nord de la baie et dans le panache de la Charente, les apports sont suffisants et il n'y a pas ou peu de limitation. Au 3^{ème} trimestre (juillet à septembre), le phénomène s'accroît : seul la zone du panache de la Charente n'est pas limitée en NO_3 . Les apports océaniques ne suffisent pas à soutenir la production et un effet limitant important existe (coefficient de l'ordre de 0,5). Les zones critiques sont les zones de vase où le coefficient de limitation est compris entre 0 et 0,35, avec une limitation plus importante pour la vase Est.

L'évolution de l'effet limitant simulé des nitrates pour l'année 2001 est présentée en Figure IV-15, pour 6 points de la baie : dans le panache de la Charente, au Nord (passage de l'ouest), au centre et au Sud de la baie, ainsi que sur les vasières Est et Ouest (pour des bathymétries sensiblement égales). Au cours de l'année, les NO_3 sont peu limitants dans le panache de la Charente : les apports soutiennent la production, même en période d'étiage. La plus forte limitation a lieu début Juin. Au Nord de la baie, la limitation est plus importante de Juillet à Octobre et suit le signal saisonnier des nitrates apportés par l'océan. La dichotomie entre les vasières Est et Ouest se retrouve une fois de plus ici : les effets limitants sont plus importants sur la vase Est que sur la vase Ouest. La production pélagique ayant lieu au-dessus de la vase Est est limitée très fortement à partir de mi-Mai, jusqu'à

octobre. Pendant toute cette période, le signal de la limitation présente de fortes variations d'amplitudes au cours d'un même mois (de 0 à 0,6 en juillet par exemple) et est directement lié à la hauteur en eau et au signal VE/ME. Sur la vasière Est, la limitation est importante en Juin-Juillet (de l'ordre de 0,2) et le signal ne présente pas des amplitudes aussi importantes qu'à l'Ouest. Au centre et au sud de la baie, le signal est intermédiaire entre les cas de la vasière Est et de la vasière Ouest.

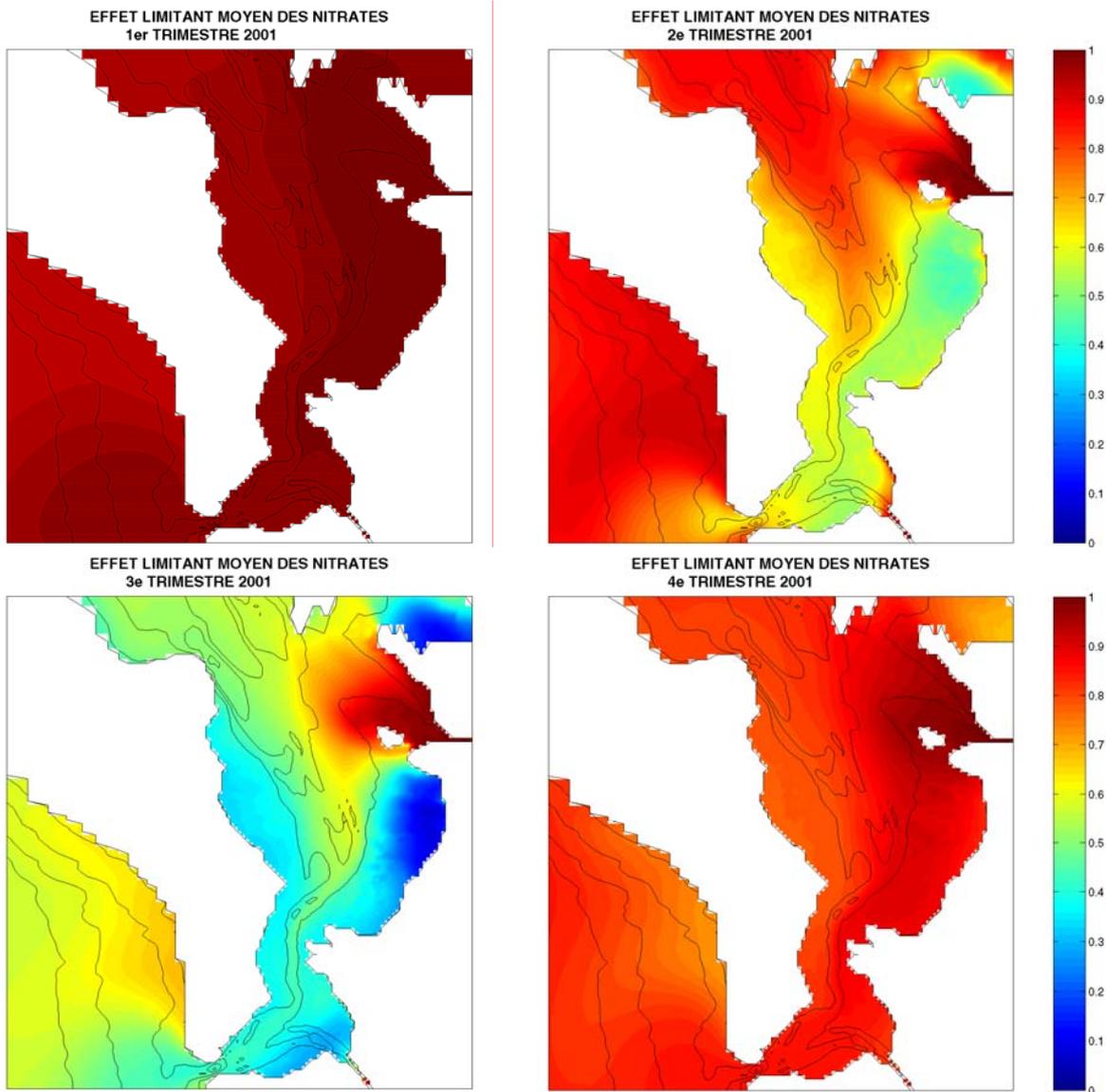


Figure IV-14 : Cartographie des effets limitants simulés des nitrates (moyenne trimestrielle) pour l'année 2001.

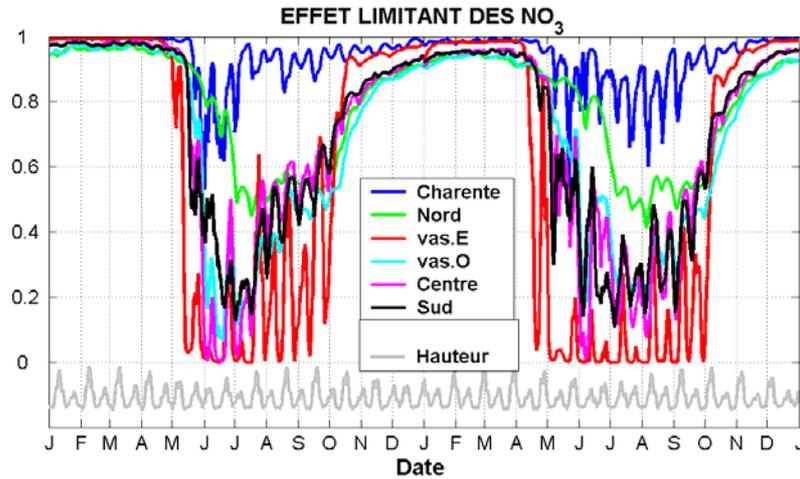


Figure IV-15 : Moyenne journalière des effets limitants des nitrates pour 2001-2002, en 6 points de la baie de Marennes-Oléron. En gris : hauteur en eau (échelle relative).

Pour comparaison, l'effet limitant de la lumière ne présente pas une variabilité spatiale aussi marquée, puisque les MES sont considérées uniformes sur l'ensemble du domaine à un instant donné (données non représentées). Les différences s'observent uniquement entre les zones de faibles profondeurs et les zones plus profondes. La limitation est identique pour les zones où la hauteur d'eau est supérieure à la profondeur photique (Z_{pho}) : au-delà de cette profondeur, il n'y a plus assez de lumière et le terme de production est nul. Le calcul de l'intégrale de l'effet lumière se fait donc entre 0 et Z_{pho} . Lorsque la hauteur totale en eau (h_{tot}) est inférieure à Z_{pho} , alors l'intégration est réalisée entre 0 et h_{tot} (cas des zones d'estran). La variabilité est ici liée à l'effet saisonnier de la lumière et des moyennes mensuelles de MES imposées.

Productivité pélagique

A partir de la simulation « S2 », des cartes de la production primaire maximale sont réalisées (Figure IV-16), ainsi que des extractions en plusieurs points (Figure IV-17). La production primaire pélagique présente une forte saisonnalité, ainsi que des différences spatiales marquées. Les zones de production maximales sont situées dans la zone d'influence de la Charente et dans la partie Nord de la vasière Ouest. Ces zones de production influencent ensuite la partie centrale et Sud de la baie. La production débute à partir de mi-avril, pour atteindre un maximum en Juin puis décroît régulièrement jusqu'octobre. La dichotomie de la baie s'observe une fois de plus : le Nord de la baie et la vasière Ouest présentent les mêmes productivités

qui sont plus faibles que pour le reste de la baie. Au maximum, la productivité instantanée peut atteindre $42 \text{ mgChl a.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ au niveau de l'île d'Aix.

Nous comparerons plus loin ces valeurs de productivité pélagique à celles de la productivité microphytobenthique.

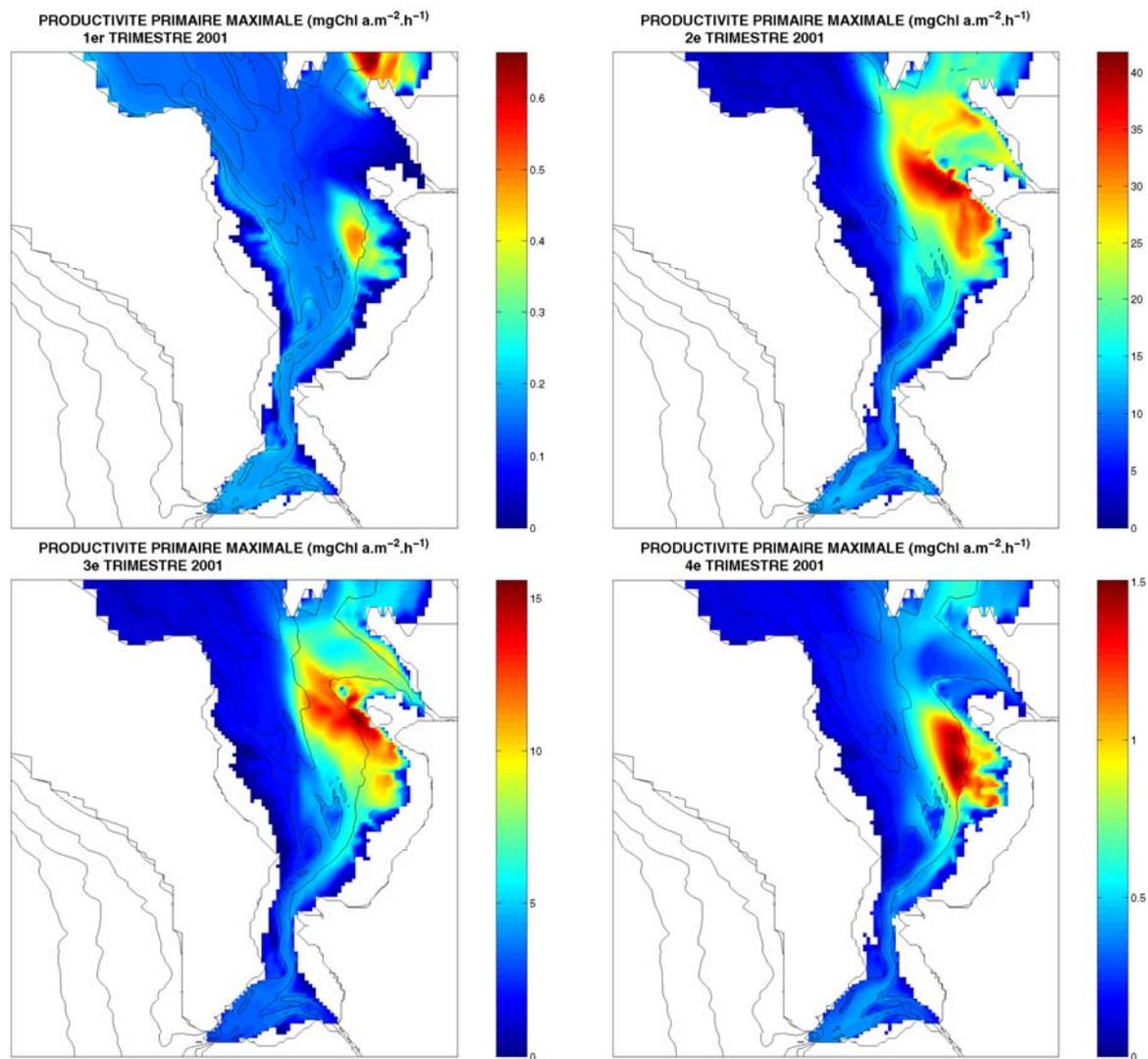


Figure IV-16 : Cartographie de la productivité maximale par trimestre pour l'année 2001. Attention : les échelles sont différentes pour chaque trimestre.

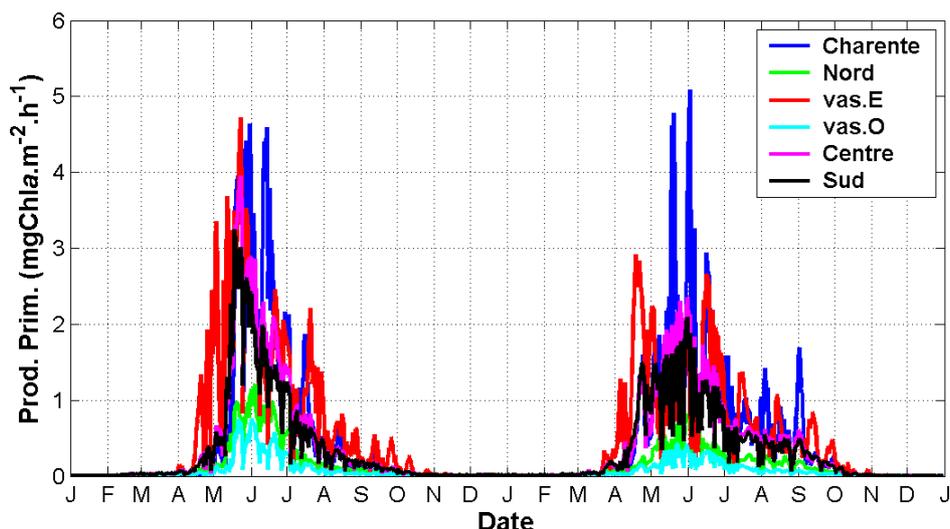


Figure IV-17 : Moyenne journalière de la productivité primaire pour 2001-2002.

Bilans

Bilan en Chl a

Pour les différents cas de simulation, les flux annuels en Chl a sont synthétisés dans le Tableau IV-4. Les bilans sont légèrement déséquilibrés, puisque la somme des flux positifs (FN + PP) est supérieure à la somme des flux négatifs (M + FS). La différence rapportée aux flux positifs (ou négatifs) est de l'ordre de 20% pour l'ensemble des simulations.

Tableau IV-4 : Bilan annuel de la Chl a simulée pour la baie de Marennes-Oléron, pour les années 2001 et 2002. Les bilans sont calculés pour les différents cas de simulation. PP = production pélagique. M = mortalité. FN = flux net entrant par le Nord de la baie. FS = flux net sortant par le Sud de la baie. Unité : tChl a.an⁻¹.

		Apport NO ₃ normal		Apport NO ₃ / 2	
		2001	2002	2001	2002
$\alpha = 0,02$	FN :	108	88	95	87
	PP :	795	556	511	410
	M :	43	31	28	23
	FS :	704	485	468	373
$\alpha = 0,01$	FN :	87	78	79	77
	PP :	403	362	268	263
	M :	23	21	16	16
	FS :	373	347	265	263

Bilan en NO₃

Pour les différents cas de simulation, les flux annuels en NO₃ sont synthétisés dans le Tableau IV-5. Les bilans sont équilibrés, puisque la somme des flux positifs

(FC + FN) est quasi égale à la somme des flux négatifs (PP + FS). La différence rapportée aux flux positifs (ou négatifs) est comprise entre 1% et 30% selon les simulations.

Tableau IV-5 : Bilan annuel des NO₃ simulés pour la baie de Marennes-Oléron, pour les années 2001 et 2002. Les bilans sont calculés pour les différents cas de simulation. PP = consommation par la production pélagique. FN = flux net entrant par le Nord de la baie. FS = flux net sortant par le Sud de la baie. Unité : 10⁶ molN.an⁻¹.

		Apport NO ₃ normal		Apport NO ₃ / 2	
		2001	2002	2001	2002
	FC :	1 370	510	685	255
α = 0,02	FN :	862	896	857	902
	PP :	557	389	357	287
	FS :	1 845	749	1 106	560
α = 0,01	FN :	934	922	902	925
	PP :	282	253	188	184
	FS :	2 297	959	1 378	715

II.4. Discussion

Matériel détritique

La mortalité du phytoplancton pélagique ne soutient pas les niveaux de MOP rencontrés dans la baie de Marennes-Oléron : les sources de MOP sont donc ailleurs. Les apports des rivières, de la vase et des parcs à huîtres (fécès) sont autant de sources possibles qui ne sont pas prises en compte dans le modèle.

Par ailleurs, il existe une incertitude sur le coefficient de mortalité/grazing par rapport à la valeur de α . En effet, il existe une relation directe entre la croissance phytoplanctonique et le taux du broutage par le microzooplancton. Le contrôle est à la fois « top-down » et « bottom-up » (Juhl & Murrell, 2005). Or, dans nos simulations le taux de mortalité du phytoplancton est imposé constant. De plus, la loi de production primaire est également sensible au coefficient d'extinction de la lumière k qui n'a pas été testé ici. Or, des imprécisions existent sur ce paramètre (variabilité spatiale).

Simulation de la Chl *a* et des nitrates

Le modèle est très sensible à la valeur du paramètre α , et malgré les mesures

réalisées dans la baie, une valeur de 0,01 permet de bien simuler les niveaux de Chl *a* et de NO₃ rencontrés dans la baie. Les mesures discrètes de production primaire réalisées en 2001-2002 n'ayant pas été faites pour l'ensemble des saisons, il est possible qu'une plus forte disparité de ce coefficient existe dans la réalité.

L'hydrodynamique du modèle conditionnant le transport de la Chl *a*, il n'est pas étonnant de rencontrer une fois de plus une dichotomie de fonctionnement entre les parties Est et Ouest de la baie. La production simulée est plus importante dans la zone proche de l'île Madame (au nord-ouest de la vasière Est) sous influence directe des apports de la Charente : la courantologie particulière de la vasière (temps de résidence longs) y engendre une accumulation du plancton qui consomme directement les nitrates apportés par la Charente. Cette accumulation de Chl *a* engendre des blooms qui sont vite limités par les NO₃. Par ailleurs, le cycle VE/ME contrôle cette dynamique bloom/limitation en évacuant régulièrement la Chl *a* accumulée dans le reste de la baie. Il est cependant possible qu'en imposant des concentrations en MES moyennes homogènes sur l'ensemble de la baie, cela induise des zones de forte production pélagique et/ou d'accumulation de la Chl *a* qui n'existe pas dans la réalité. Nous n'avons cependant pas assez de mesures de Chl *a* dans cette zone aux échelles de BM/PM et VE/ME pour pouvoir confronter le modèle à la réalité.

Comparaison avec le bilan statique

Dans le bilan statique, la production pélagique était estimée à 666 tChl *a*.an⁻¹. Pour la simulation « S1 » (α et apports de NO₃ mesurés), la moyenne pour 2001-2002 est du même ordre de grandeur (675 tChl *a*.an⁻¹). Pour la simulation extrême « S4 » (α et apports de NO₃ divisés par 2), la production pélagique moyenne pour 2001-2002 n'est plus que de 265 tChl *a*.an⁻¹. La perte par mortalité estimée est plus faible pour le bilan statique (~ 10 tChl *a*.an⁻¹) que pour le bilan dynamique (16 à 37 tChl *a*.an⁻¹). Les entrées océaniques sont difficilement comparables, puisque dans le bilan statique, les flux d'entrée étaient estimés au niveau du Pertuis d'Antioche. Dans le bilan dynamique, les flux d'entrée sont calculés au niveau de la limite Nord de la baie de Marennes-Oléron, c'est-à-dire au niveau de l'île d'Aix : or, cette zone est largement influencée, via le jeu des marées, par la Chl *a* produite dans la baie. Quand elle sort, cette Chl *a* ne produit plus (hypothèse de simulation), puis re-entre

dans la baie où elle est de nouveau productive, etc ... ce qui explique en partie le déséquilibre apparent du bilan pour la Chl *a*. Cependant, même si ces apports océaniques en Chl *a* sont sur-estimés, ils restent très inférieurs à la production dans la baie de Marennes-Oléron. Le déséquilibre dans le bilan s'explique également par la mauvaise gestion des mailles d'estrans et de Charente dans le modèle. Pour les estrans, les concentrations sont imposées à zéro lorsque la hauteur en eau est inférieure à 10 cm. Dans la Charente, les concentrations sont également imposées à zéro. Ce forçage des concentrations génère une perte de Chl *a* non négligeable. En sortie de baie, le bilan statique estimait un flux de 109 tChl *a*.an⁻¹. Dans les simulations, l'export de Chl *a* est compris entre 263 et 704 tChl *a*.an⁻¹. L'impact de la consommation par les huîtres n'est pas pris en compte dans ces simulations. Nous verrons plus loin quel est cet impact et s'il explique la différence.

Pour les NO₃, les apports par le Nord sont estimés entre 186 et 473.10⁶ molN.an⁻¹, contre 340.10⁶ molN.an⁻¹ pour le bilan statique. Là encore, les données sont difficilement comparables, puisque la limite considérée n'est pas la même. Au Sud, les flux sont estimés entre 715 et 2 297.10⁶ molN.an⁻¹, contre 610.10⁶ molN.an⁻¹ pour le bilan statique.

En sortie de baie, les débits utilisés étant les mêmes pour le bilan statique et dynamique, les écarts s'expliquent par rapport aux concentrations utilisées. Dans le bilan statique, un biais est généré par la stratégie d'échantillonnage de RAZLEC. En effet, les prélèvements effectués au flot ne sont pas représentatifs de ce qui sort de la baie. Dans le bilan dynamique, le signal est pris dans son intégralité et est donc réellement représentatif des flux. Cependant, l'écart reflète également l'écart entre concentrations simulées et observées.

III. MODÉLISATION DE LA PRODUCTION PRIMAIRE MICROPHYTOBENTHIQUE : COUPLAGE AVEC SIAM2D

La production des algues microphytobenthiques qui recouvrent les vasières intertidales est contrôlée par deux processus (Guarini *et al.*, 1997) :

- pendant la période d'émersion, les algues microphytobenthiques mobiles migrent à la surface du sédiment et photosynthétisent en conditions lumineuses saturantes (c'est-à-dire P_{\max}^B),
- dans la couche très fine de sédiment qui est photique, les microalgues forment un film dans lequel P_{\max}^B dépend de la température de surface de la vase.

Dans les régions tempérées, cette température de surface de la vase varie énormément selon les cycles saisonniers combinés aux cycles des marées. La baie de Marennes-Oléron a en plus la particularité d'avoir des basses mers de vives-eaux centrées sur le midi solaire : le maximum de surfaces émergées et le maximum de rayonnement incident coïncident.

Pour représenter la production microphytobenthique dans SiAM2D, il est donc nécessaire d'y coupler :

- un modèle de température de la vase (Guarini *et al.*, 1997),
- un modèle de la production microphytobenthique (Guarini *et al.*, 2000).

Si la température de la vase conditionne la production microphytobenthique, elle peut également être un facteur de stress pour les huîtres. Donc, indépendamment de la production microphytobenthique, le couplage d'un modèle de température de la vase avec le modèle SiAM2D donne ainsi des informations sur la variabilité spatio-temporelle de ce paramètre.

L'étude de scénarii permet de comparer la production primaire microphytobenthique à la production primaire pélagique décrite précédemment, et de comparer les flux.

III.1. Modèle de température de la vase

Présentation du modèle

Le modèle de température de la vase utilisé ici est un modèle thermodynamique développé par Guarini (Guarini *et al.*, 1997 ; Guarini, 1998) pour la baie de Marennes-Oléron et validé sur la vasière de Brouage : la température de surface de la vase résulte du flux d'énergie de chaleur qui traverse le système. L'alternance émersion/immersion conditionne un bilan de flux thermiques soit à l'interface sédiment et eau, soit à l'interface sédiment et air (conditions aux limites). La propagation verticale de la chaleur dans le sédiment est également considérée.

Les différents flux d'échanges de chaleur sont représentés en Figure IV-18.

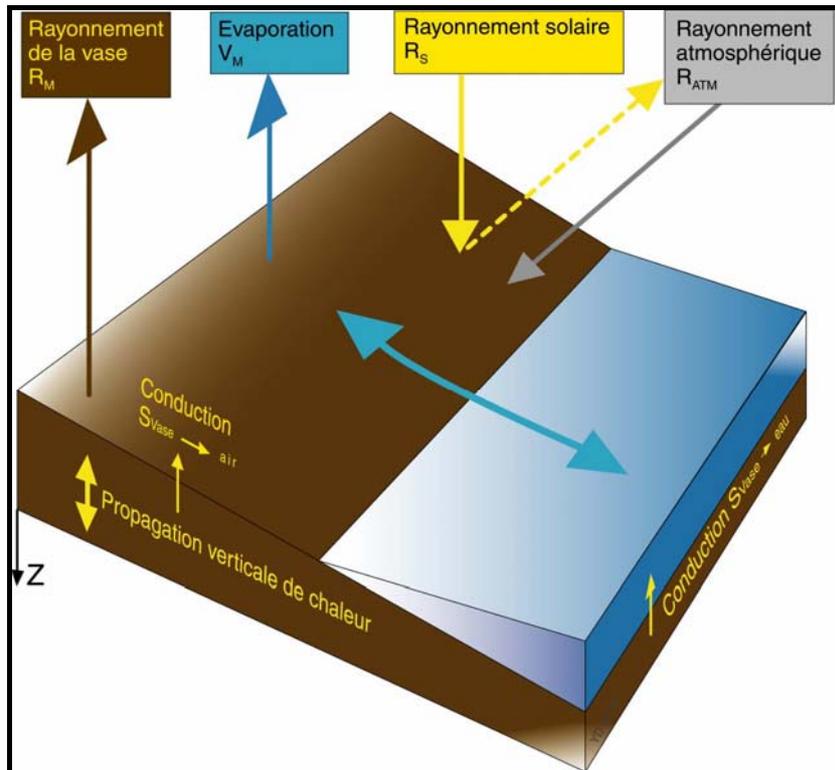


Figure IV-18 : Représentation des flux d'échange de chaleur à la surface de la vase sur la zone intertidale (d'après Guarini, 1998)

Localement, la température de la vase est considérée comme horizontalement homogène. L'équation représentant la dynamique de la température se réduit donc à la propagation verticale de la chaleur dans le sédiment. Sous l'hypothèse d'une diffusion homogène de la chaleur, l'équation de cette diffusion est la suivante :

$$\text{Équation IV-19 : } \rho_v C_{P_v} \frac{\partial T_v(z,t)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\eta_v \frac{\partial T_v(z,t)}{\partial z} \right)$$

Avec :

- ρ_v est la masse volumique de la vase (kg.m^{-3}),
- C_{P_v} est la capacité calorifique de la vase à pression constante ($\text{J.kg}^{-1}.\text{K}^{-1}$),
- $T_v(z,t)$ est la température de la vase à la profondeur z (m) et au temps t (s),
- η_v est la conductivité de la vase ($\text{W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$).

La masse volumique de la vase ρ_v correspond à la somme de la fraction du sédiment sec de masse volumique ρ_s et de la fraction d'eau de masse volumique ρ_w , soit :

$$\text{Équation IV-20 : } \rho_v = \rho_w \xi + \rho_s (1 - \xi)$$

où :

- ξ est la porosité de la vase (paramètre sans dimension compris entre 0 et 1),
- ρ_w est la masse volumique de l'eau (kg.m^{-3}),
- ρ_s est la masse volumique du sédiment sec (kg.m^{-3}).

A la surface de la vase, les conditions aux limites dépendent de la situation de la marée.

Pendant l'émersion, le bilan des flux thermiques (exprimés en W.m^{-2}) est le suivant :

$$\text{Équation IV-21 : } f(T_v(z_0, t)) = R_S + R_{\text{Atm}} - R_v - S_{\text{vase} \rightarrow \text{air}} - V_v$$

où :

- R_S est le rayonnement solaire,
- R_{Atm} est le rayonnement infra-rouge de l'atmosphère,
- R_v est le rayonnement ré-émis de la vase,
- $S_{\text{vase} \rightarrow \text{air}}$ est le flux de conduction entre la vase et l'air,
- V_v est le flux d'évaporation de l'eau contenue dans la vase.

Le rayonnement solaire R_S est une valeur forçante du modèle : c'est une valeur mesurée (données météorologiques). Le rayonnement atmosphérique R_{Atm} est calculé d'après la loi de Stephen-Boltzman et dépend d'un coefficient d'atténuation k lié à la couche nuageuse. Ce coefficient d'atténuation k est le rapport entre la valeur du rayonnement solaire mesuré R_S et celle du rayonnement solaire théorique R_{Sth} .

Le rayonnement de la vase R_v est calculé d'après la loi de Stephen-Boltzman pour un corps noir, adaptée à la vase.

Le flux d'évaporation de l'eau contenue dans la vase V_v est relié à la porosité ξ de la vase et au flux d'évaporation de l'eau V_w .

Les formulations de chacun de ces flux sont données dans le Tableau IV-6.

Pendant l'immersion, le bilan des flux thermiques se limite au terme de conduction entre la vase et l'eau :

$$\text{Équation IV-22 : } f(T_v(z_0, t)) = -S_{\text{vase} \rightarrow \text{air}}$$

Tableau IV-6 : Équations des processus, valeurs et unités des paramètres du modèle

Paramètres et processus	Unités ²¹	Valeur du paramètre
Équation générale de diffusion verticale de la chaleur		
C_{Pv} : capacité calorifique de la vase	$J.kg^{-1}.K^{-1}$	612
η_v : conductivité de la vase	$W.m^{-1}.K^{-1}$	0,80
ρ_s : masse volumique du sédiment sec	$kg.m^{-3}$	2660
ρ_w : masse volumique de l'eau	$kg.m^{-3}$	1000
ξ : porosité de la vase	-	0,73
Rayonnement atmosphérique R_{Atm}		
$R_{Atm} = \varepsilon_A \cdot \sigma \cdot T_A^4 \cdot (\zeta - k)$	$W.m^{-2}$	
$\varepsilon_A = 0,937 \cdot 10^{-5} \cdot T_A^2$	-	
$k = \frac{R_S}{R_{Sth}}$	-	imposé à 0,61 si le rapport est \leq 0 ou >1
ε_A : émissivité de l'air	-	
σ : constante de Stephen-Boltzman	$W.m^{-2}.K^{-4}$	$5,67 \cdot 10^{-8}$
T_A : température de l'air (données météo)	$^{\circ}K$	
ζ : constante ajustée	-	1 – 2
k : coefficient d'atténuation	-	
R_S : rayonnement solaire réel (données météo)	$W.m^{-2}$	
R_{Sth} : rayonnement solaire théorique	$W.m^{-2}$	
Rayonnement solaire théorique R_{Sth}		
$R_{Sth} = R_0 \cdot \sin(h) \cdot (1 - A)$	$W.m^{-2}$	
$\sin(h) = \sin(\delta) \cdot \sin(lat) + \cos(\delta) \cdot \cos(lat) \cdot \cos(AH)$	-	
$\delta = 23,45 \times \sin\left(2\pi \times \frac{284 + jjul}{365,25}\right) \times \frac{2\pi}{360}$	radians	
$AH = \left((he + 12 - eqt) \times \frac{360}{24} - long \right) \times \frac{2\pi}{360}$	radians	
$eqt = 0,128 \times \sin\left(\frac{2\pi}{365,25} \times (jjul - 2)\right) + 0,164 \times \sin\left(2 \times \frac{2\pi}{365,25} \times (jjul + 10)\right)$	heures	
R_0 : constante solaire	$W.m^{-2}$	1353
h : hauteur du soleil	-	
A : albedo	-	0,04
δ : déclinaison du soleil	Radians	
$jjul$: jour julien	Jour	
he : heure du jour (heure UT)	Heures	
lat : latitude	Degrés	45,92
$long$: longitude	décimaux	1,0867
AH : angle horaire vrai	Radians	
eqt : équation du temps	Heures	

²¹ Le tiret (-) indique un paramètre sans dimension

de température sont compris entre 10% et 90%.

Une simulation est réalisée sur cette période, en utilisant en forçage des données météorologiques fournies par MétéoFrance. Les données de température de l'eau sont issues des moyennes mensuelles de RAZLEC. Les données simulées représentent bien les données mesurées (Figure IV-19).

Guarini ayant paramétré son modèle de température à ce même jeu de données, il est normal de retrouver ce bon ajustement entre modèle et mesure. Cependant, la vérification était nécessaire et montre que le modèle 1D de température et le modèle SiAM2D ont été correctement couplés.

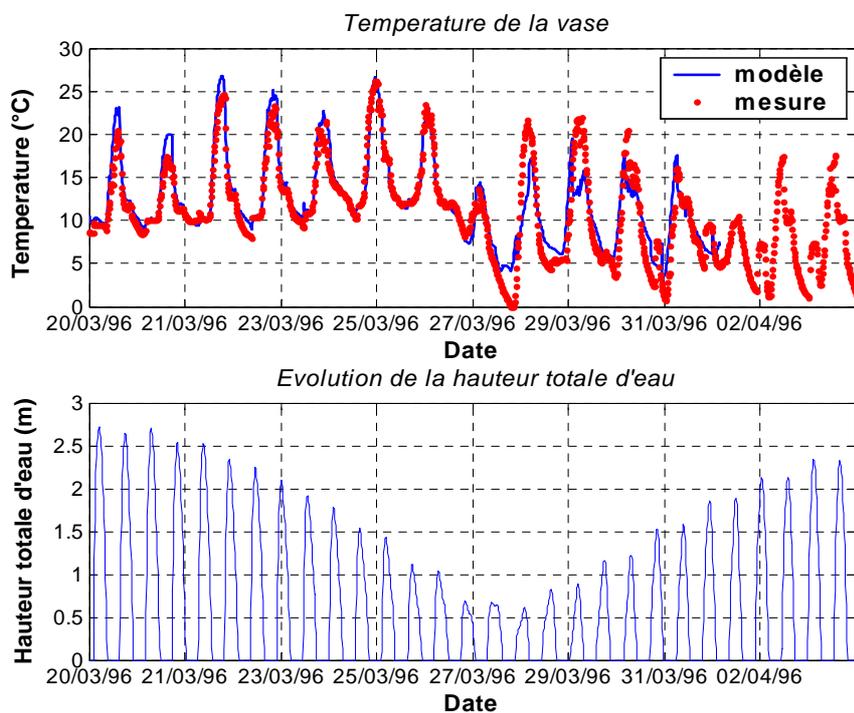


Figure IV-19 : Données simulées (en bleu) de la température de la vase et de la hauteur d'eau pour une maille située en partie supérieure de la vasière de Brouage, et données mesurées (en rouge) de température de la vase.

Résultats de simulation

La température de la vase est simulée pour l'année 2002. Les forçages météorologiques sont les données fournies par MétéoFrance. Le pas d'enregistrement est de 1h. Les résultats sont extraits pour 3 mailles situées sur la vasière de Brouage (Figure IV-20).

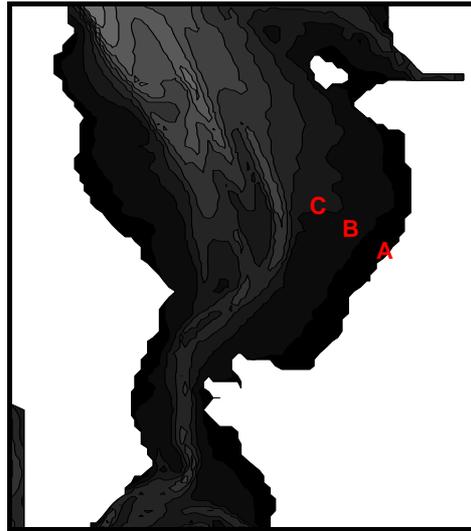


Figure IV-20 : Localisation des 3 mailles où la température de la vase est simulée

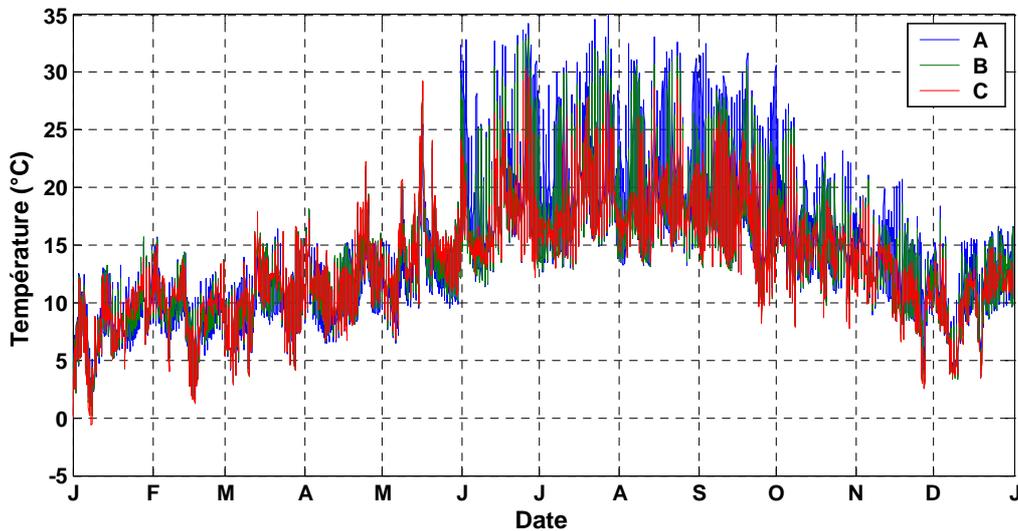


Figure IV-21 : Évolution horaire de la température simulée en 3 points de la vasière pour l'année 2002 (point A = haut d'estran, point B = milieu d'estran, point C = bas d'estran)

Les températures simulées (Figure IV-21) varient entre $-0,6$ et $34,9^{\circ}\text{C}$. Les amplitudes thermiques journalières varient entre $0,8$ et 20°C avec des variations plus importantes en haut d'estran qu'en bas d'estran. La variabilité moyenne annuelle est comprise entre 34 et 41% avec des variations mensuelles plus importantes l'hiver que l'été (Figure IV-22).

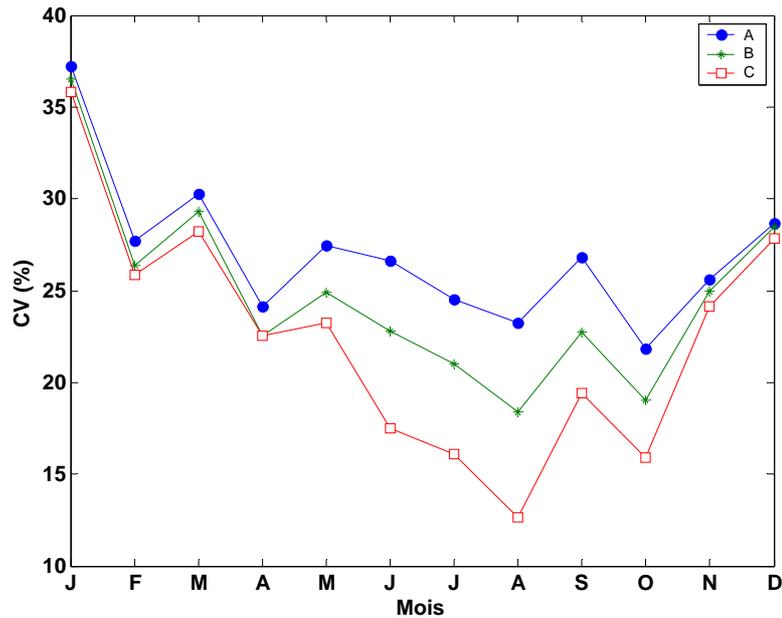


Figure IV-22 : Coefficient de Variation mensuelle (CV, %) calculées sur la température simulée en 3 points de la vasière (point A = haut d'estran, point B = milieu d'estran, point C = bas d'estran)

III.2. Modèle de production microphytobenthique

Dynamique de la production microphytobenthique (d'après Haubois, 2003)

Sur les vasières intertidales les conditions environnementales sont telles que la photosynthèse des microalgues benthiques n'est possible que lors des exondations de jour et uniquement en surface du sédiment, la zone photique étant limitée à quelques centaines de micromètres. En dehors de cette fenêtre temporelle, l'activité photosynthétique est empêchée par l'obscurité liée aux périodes nocturnes ou à la turbidité des eaux pendant la submersion. Les diatomées, mobiles dans le sédiment, montrent ainsi un rythme de migration verticale en se positionnant en surface du sédiment lors de l'exondation diurne pour effectuer leur photosynthèse et en s'enfouissant dans le sédiment lors des périodes d'exondation nocturne et de submersion. Lorsque les diatomées ont migré à la surface du sédiment, l'ensemble des cellules constitue un biofilm. Ce dernier est une structure temporaire qui représente une entité fonctionnelle, siège de la production primaire microphytobenthique (Blanchard et Cariou-Le Gall, 1994 ; Serôdio et Catarino, 2000).

La migration des diatomées vers la surface du sédiment s'observe dès le début de l'exondation diurne. La surface du sédiment peut alors être rapidement saturée (Gouleau, 1975) et la densité de cellules dans la couche photique apparaît ensuite relativement stable pendant la durée de l'émersion (Paterson et Crawford, 1986 ; Serôdio *et al.*, 1997). Dans la couche aphotique, en revanche, la densité de diatomées est faible. Le retour des algues vers les couches plus profondes du sédiment s'observe généralement lorsque la luminosité devient insuffisante ou juste avant le retour du flot (Figure IV-23).

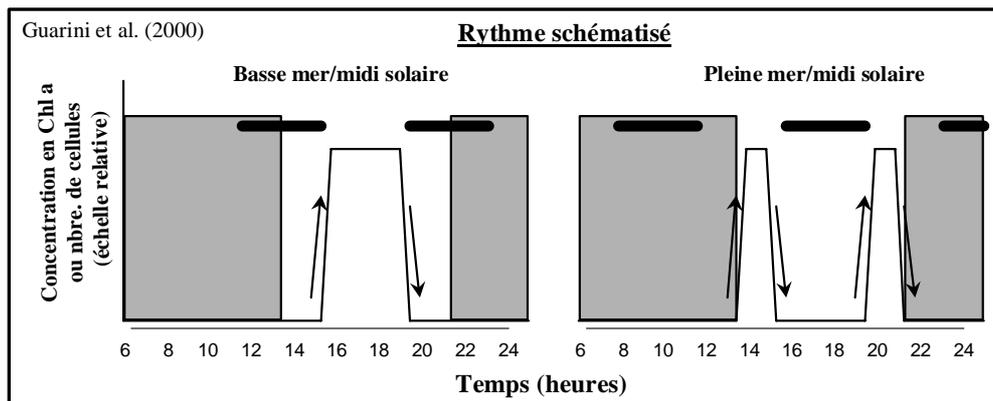


Figure IV-23 : Comportement migratoire schématisé (Guarini *et al.*, 2000) et observé (Serôdio *et al.*, 1997) des diatomées épipéliques en surface du sédiment. Les zones grisées représentent la nuit et les barres horizontales représentent les périodes d'immersion. Les flèches indiquent le sens de la migration et le niveau de biomasse à la surface du sédiment est donné par l'ordonnée. Dans le premier cas, la période d'exondation diurne coïncide avec le midi solaire. Dans le second cas c'est la pleine mer qui coïncide avec le midi solaire et il y a alors deux périodes d'exondation diurne, en début et en fin de journée.

Tout comme pour la production primaire pélagique, la relation de Jassby et Platt (1976) $P_{vs.E}$ est applicable à la production primaire microphytobenthique (Équation IV-23).

$$\text{Équation IV-23 : } p^B = P_{\max}^B \cdot \tanh\left(\frac{E(z_0, t)}{E_k}\right)$$

La signification, les valeurs et les unités de ce modèle sont regroupés dans le Tableau IV-7.

Cependant, une fois le biofilm constitué à l'interface sédiment-air pendant les exondation diurnes, les microalgues sont exposées à de fortes fluctuations des facteurs environnementaux (intensité de la lumière incidente, température, pH, salinité) qui agissent directement sur leur activité photosynthétique. Il a été montré qu'à l'échelle de l'exondation (Blanchard et Cariou-Le Gall, 1994 ; Blanchard *et al.*, 1996), la température impose sa propre dynamique temporelle à la production

potentielle des algues en agissant sur le complexe enzymatique de fixation du carbone inorganique. La capacité photosynthétique P_{\max}^B des algues dépend alors de la température de surface de la vase (Équation IV-24, Guarini, 1998).

$$\text{Équation IV-24 : } P_{\max}^B(T_v) = P_{\max}^B \cdot \left(\frac{T_{\max} - T_v}{T_{\max} - T_{\text{opt}}} \right)^\beta \cdot \exp \left(-\beta \cdot \left(\frac{T_{\max} - T_v}{T_{\max} - T_{\text{opt}}} - 1 \right) \right)$$

La signification, les valeurs et les unités de ce modèle sont regroupés dans le Tableau IV-7.

L'étude des potentialités de production des diatomées benthiques a permis d'identifier avec plus de précision les processus qui interviennent dans la dynamique locale de la biomasse microalgale. Le système de production microphytobenthique est fortement influencé par les processus physiques qui déterminent les fenêtres temporelles pendant lesquelles la photosynthèse peut s'effectuer (cycle de la marée et nyctéméral) et qui en contrôlent l'intensité en fonction de la lumière et de la température. Afin de représenter le fonctionnement du système et de caractériser ses propriétés, un modèle mathématique de la dynamique de la biomasse microphytobenthique a été formulé (Guarini, 1998 ; Guarini *et al.*, 1999, 2000).

La conception du modèle repose sur deux hypothèses :

- les algues potentiellement actives pour la photosynthèse sont contenues dans le premier centimètre de sédiment.
- en raison de la très faible pénétration de la lumière dans le sédiment, seules les algues qui constituent le film de surface reçoivent suffisamment de lumière pour réaliser la photosynthèse.

Le système est représenté par deux compartiments : un compartiment S en surface pouvant contenir une monocouche de cellules algales photosynthétiquement actives et un compartiment F contenant la biomasse potentiellement active pour la photosynthèse (*i.e.* cellules photosynthétiquement compétentes). Le transfert d'un compartiment à l'autre est régi par le schéma de migration des algues suivant :

- en période d'émersion de jour les algues migrent vers la surface du sédiment et forment rapidement une couche dense de cellules correspondant au compartiment S. La saturation de la couche S est atteinte lorsque toutes les places disponibles sont occupées par des cellules (dans ce cas $S=S_{\max}$). Seule la biomasse S photosynthétise, la production varie en fonction de la lumière et de la température et

contribue à l'augmentation de la biomasse dans le compartiment F par transfert de l'excédent de saturation.

- en début d'émergence nocturne et en début d'immersion, les algues s'enfouissent et la couche de surface S disparaît.

Ce schéma conceptuel de fonctionnement est formalisé mathématiquement par deux systèmes d'équations différentielles qui décrivent l'évolution simultanée des compartiments S et F, en période d'émergence de jour d'une part et en période d'émergence de nuit et d'immersion d'autre part.

Tableau IV-7 : Paramètres du modèle de capacité photosynthétique

Paramètres et processus	Unités	Valeur du paramètre
T_{opt} : température optimale	°C	25
T_{max} : température létale	°C	38
P_{MAX}^B : valeur de P_{max}^B à T_{opt}	mgC.mgChl $a^{-1}.h^{-1}$	4-12
β	-	2-3
P_B : taux de production	h^{-1}	
E_k : index de photoacclimatation	$W.m^{-2}$	100

Formulation simplifiée utilisée dans SiAM2D, hypothèses et conditions de simulation

Pour le couplage avec SiAM2D, seule la production de la couche de surface nous intéresse et pas nécessairement l'évolution de la biomasse des compartiments S et F sur le long terme. Nous utilisons donc une version simplifiée du modèle en ne considérant plus qu'un seul compartiment de surface S. Ce compartiment S est photosynthétiquement actif en émergence de jour. Nous ne prenons donc plus en considération les migrations des microalgues entre les compartiments de surface et de fond. Nous négligeons également les termes de perte par prédation et par mortalité naturelle.

En immersion et en émergence de nuit, il n'y a pas de calcul puisqu'il n'y a pas de production.

Au début de l'émergence diurne, le compartiment S est instantanément également à S_{max} ($S_{max} = 25 \text{ mgChl } a.m^{-2}$). Cette approximation est justifiée, puisque dans le modèle à deux compartiments la couche S arrive très rapidement à la saturation maximum. La production ($\text{mgChl } a.m^{-2}.h^{-1}$) est alors égale au taux de production p_B multiplié par S_{max} :

$$\text{Équation IV-25 : production} = p^B \cdot S_{\max}$$

Sur toute la période d'émersion diurne, la quantité totale de biomasse produite est calculée. A la fin de l'émersion diurne, tout ou une partie de cette biomasse produite est remise en suspension et alimente le compartiment de Chl *a*-pélagique. La valeur donnée à ce coefficient de remise en suspension fera l'objet de simulations.

Une série de simulations est réalisée sur les années 2001-2002. Nous testons plusieurs coefficients de remise en suspension : 10%, 25% et 50%. Une simulation est également réalisée sans remise en suspension de microphytobenthos pour avoir uniquement le signal de Chl *a* océanique transportée dans la baie. Les simulations sont réalisées sans calcul de la production primaire pélagique. Les pertes dans l'eau sont uniquement liées à la mortalité naturelle. Nous voulons ainsi voir si la production microphytobenthique seule suffit à soutenir les niveaux de Chl *a* observés dans la baie.

Une seconde série de simulation est réalisée sur les années 2001-2002 avec production primaire pélagique (simulation « S2 » décrite précédemment).

Pour chaque maille, la valeur de la productivité microphytobenthique horaire surfacique est enregistrée afin d'être comparée à la productivité pélagique.

III.3. Résultats

Comparaison données mesurées et simulées

Chlorophylle *a* : simulation sans production dans la colonne d'eau

Les concentrations en Chl *a* simulées sans et avec resuspension sont comparées avec les concentrations mesurées dans l'eau (Figure IV-24). Le signal de Chl *a* est saisonnier, de forme sinusoïdale et centré sur l'été : il ne dépend que de la lumière reçue sur l'estran pour produire du microphytobenthos.

Sans remise en suspension, le simple transport du plancton océanique dans la baie de Marennes-Oléron ne simule pas les niveaux de Chl *a* observés. Les concentrations simulées ne dépassent pas 2 mgChl *a*.m⁻³.

En stations Sud et Centre (Figure IV-24a et c), un coefficient de remise en suspension compris entre 10% et 25% suffit à décrire l'évolution de la Chl *a* dans

l'eau. En station Charente (Figure IV-24d), ce coefficient doit être compris entre 25% et 50%. En station Nord (Figure IV-24b), la résiduelle Nord/Sud des eaux n'autorise pas au microphytobenthos d'influencer cette zone même avec un fort coefficient de remise en suspension : les hauts niveaux de Chl *a* estivaux observés sont à relier à la production pélagique. En station Seudre (Figure IV-24e), un coefficient de remise en suspension de 5% serait suffisant.

Chlorophylle *a* : simulation avec production dans la colonne d'eau

Lorsque le microphytobenthos resuspendu est assujéti aux lois de production primaire pélagique, et donc de limitation par les nitrates, le signal de Chl *a* simulé est proche de celui observé pour la simulation « S2 » (Figure IV-25). Les niveaux de Chl *a* sont simplement légèrement augmentés, mais restent proches de la réalité. Bien que toujours saisonnier, le signal n'est plus sinusoïdal et centré sur l'été : les maximums sont simulés en Mai-Juin.

Nitrates : simulation avec production dans la colonne d'eau

Le signal simulé avec remise en suspension est quasi-identique à celui observé pour la simulation « S2 » sans remise en suspension (données non-représentées).

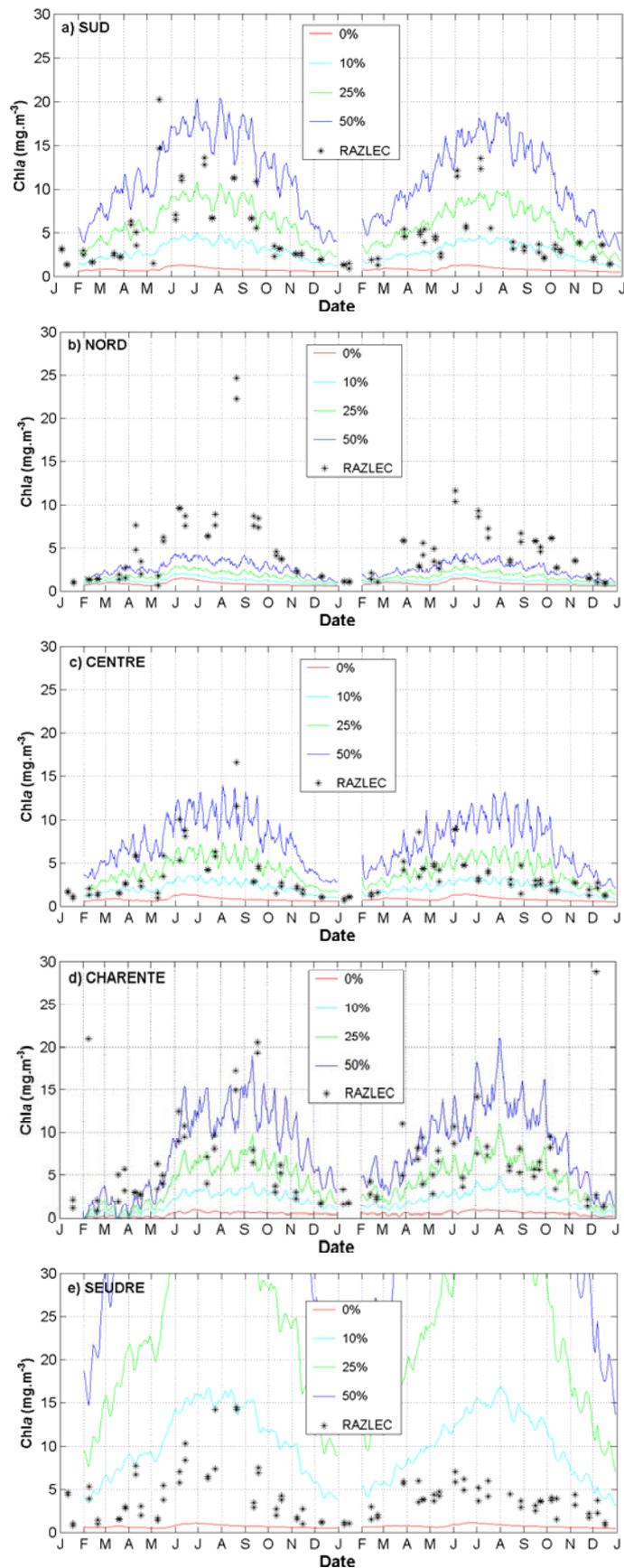


Figure IV-24 : Comparaison de la Chl a (en mg.m⁻³) simulée par le modèle et mesurée dans la baie pour les 5 stations RAZLEC. En rouge, cyan, vert et bleu : simulations avec remise en suspension du microphytobenthos (respectivement, coefficient de 0%, 10%, 25% et 50%). * : données RAZLEC.

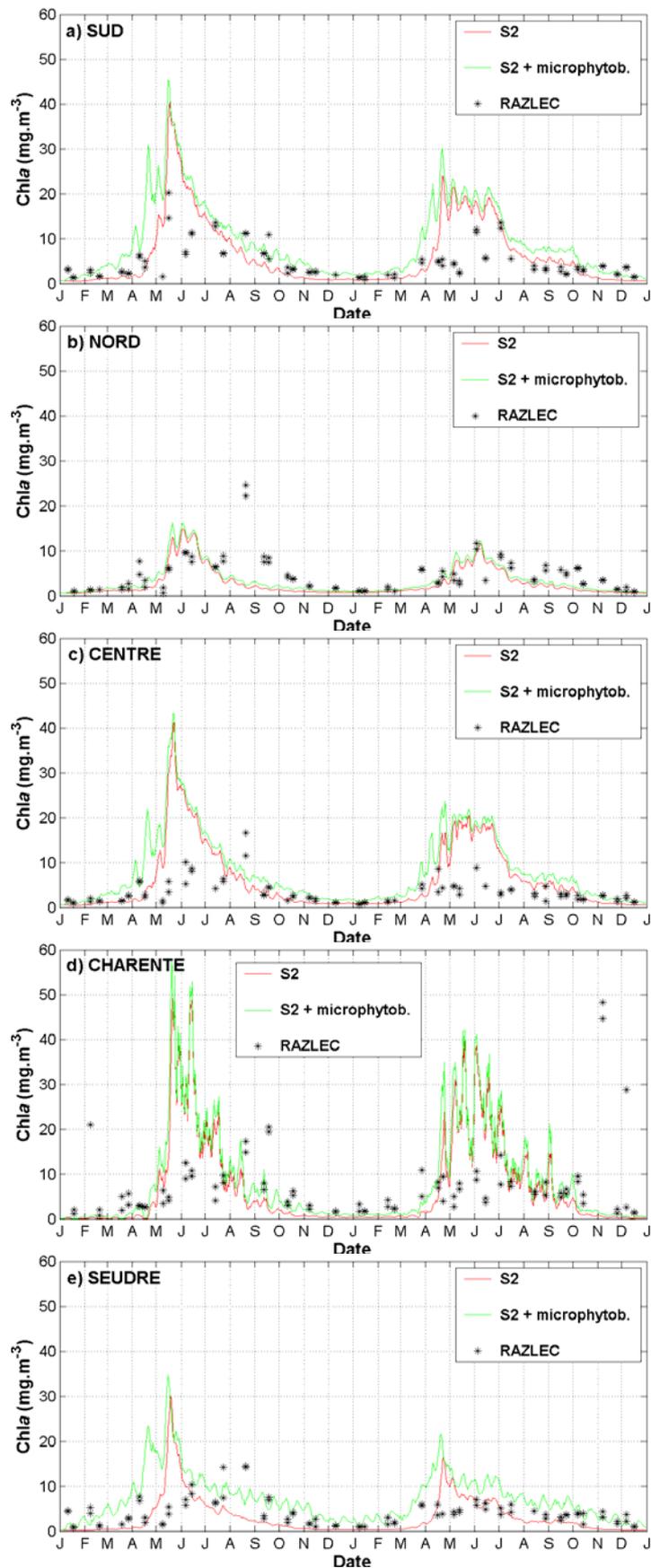


Figure IV-25 : Comparaison de la Chl *a* (en mg.m⁻³) simulée par le modèle et mesurée dans la baie de Marennes-Oléron. En rouge : production pélagique uniquement. En vert : production pélagique soutenue par des apports de microphytobenthos. * : données RAZLEC.

Productivité microphytobenthique

Les cartographies de la productivité microphytobenthique maximale par trimestre pour l'année 2001 sont présentées en Figure IV-27. Les moyennes journalières de productivité simulées sont extraites pour 3 points situés sur l'estran (localisation des points : Figure IV-20, résultats : Figure IV-26).

Contrairement à la productivité pélagique, la productivité microphytobenthique présente peu de différences spatiales : les zones de plus fortes productivité se rencontrent en haut d'estran et les plus faibles en bas d'estran, et sont à relier aux temps d'émersion. Par ailleurs, nous avons supposé un substrat identique pour l'ensemble des estrans, donc de même capacité calorifique, générant des coefficients de production identiques que ce soit sur la vasière Est que sur la vasière Ouest. A l'échelle de l'année, la variabilité saisonnière est conditionnée par la température et par la lumière : le signal est donc sinusoïdal et centré sur l'été. Les différences interannuelles s'expliquent également par ces deux facteurs. La productivité maximale instantanée est de $8 \text{ mgChl a.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$.

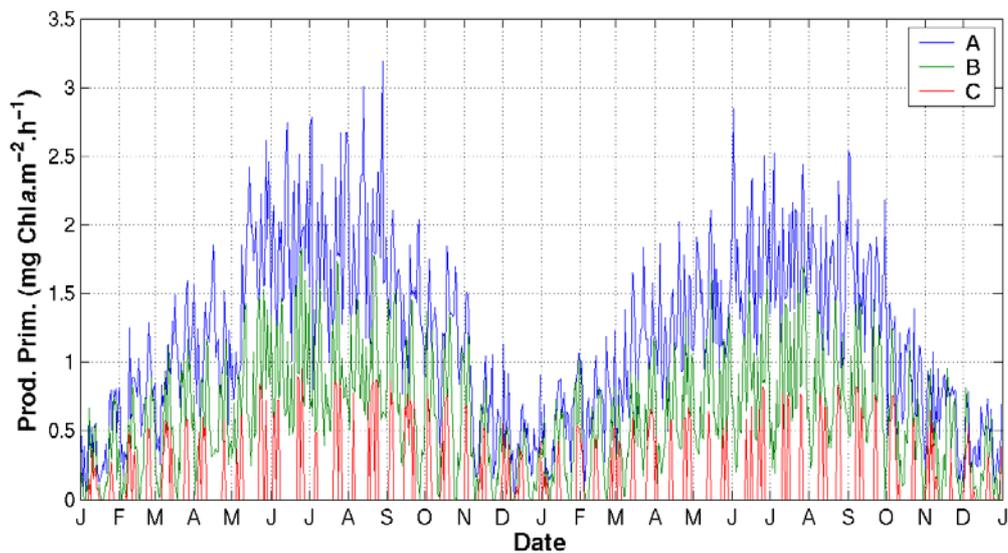


Figure IV-26 : Moyenne journalière de la productivité primaire microphytobenthique pour 2001-2002.

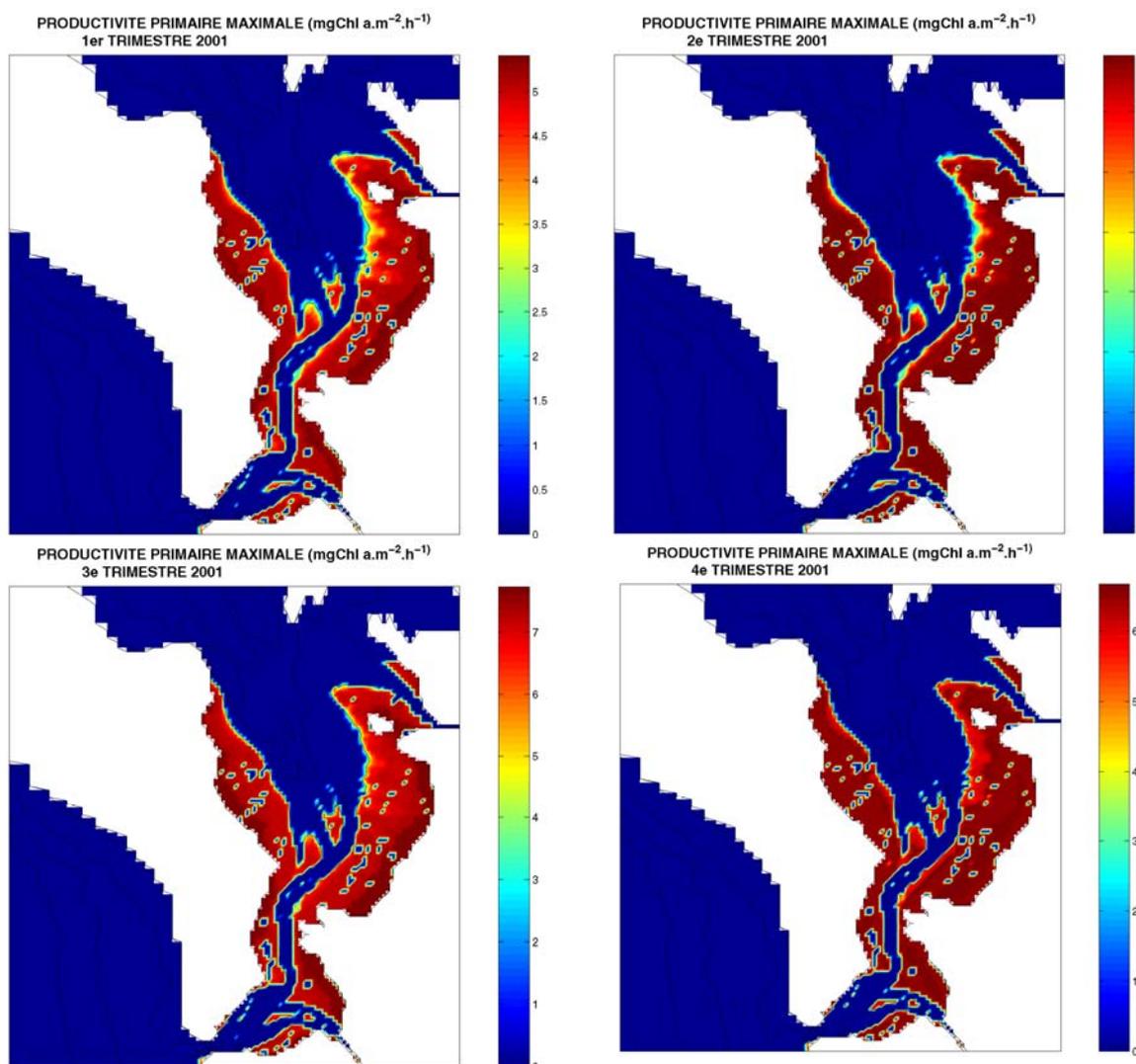


Figure IV-27 : Cartographie de la productivité microphytobenthique maximale par trimestre pour l'année 2001. Attention : les échelles sont différentes pour chaque trimestre.

Bilan

Bilan en Chl a

Les productions pélagique et benthique sont du même ordre de grandeur. A l'échelle de la baie, la colonne d'eau produit en moyenne 534 tChl a (Tableau IV-8). Les estrans produisent annuellement 586 tChl a, dont 25% seront remis en suspension selon nos hypothèses de simulation. Par rapport au bilan réalisé avec la production pélagique seule (simulation « S2 », cf. Tableau IV-4), les quantités de Chl a produites et exportées ont augmenté d'un facteur 1,5.

Tableau IV-8 : Bilan annuel de la Chl *a* simulée pour la baie de Marennes-Oléron, pour les années 2001 et 2002. PP = production pélagique. PM : production microphytobenthique. M = mortalité. FN = flux net entrant par le Nord de la baie. FS = flux net sortant par le Sud de la baie. Unité : tChl *a*.an⁻¹.

	2001	2002
FN :	89	79
PP :	586	483
PM :	595	577
M :	26	23
FS :	573	508

Bilan en NO₃

L'augmentation de production pélagique engendre une consommation moyenne annuelle en NO₃ plus importante que précédemment (374.10⁶ molN.an⁻¹ contre 267,5.10⁶ molN.an⁻¹, respectivement Tableau IV-9 et Tableau IV-5). Dans nos simulations, la production de microphytobenthos n'est un terme puit pour les NO₃. Cependant, cette production correspondrait à une consommation annuelle en NO₃ de 410.10⁶ molN.an⁻¹.

Tableau IV-9 : Bilan annuel des NO₃ simulés pour la baie de Marennes-Oléron, pour les années 2001 et 2002. PP = consommation par la production pélagique. PM : production microphytobenthique. FN = flux net entrant par le Nord de la baie. FS = flux net sortant par le Sud de la baie. Unité : 10⁶ molN.an⁻¹.

	2001	2002
FC :	1 370	510
FN :	928	920
PP :	410	338
PM :	416	404
FS :	2 174	881

III.4. Discussion

L'application d'un coefficient uniforme pour la remise en suspension sur l'ensemble de la zone intertidale de production est une hypothèse forte à ces simulations pour décrire l'évolution de la Chl *a* dans la baie. En effet, la zone intertidale à l'Est de la baie est constituée de sédiments vaseux, alors que la partie Ouest est constituée de vases sableuses et de sables fins envasés (cf. carte des sédiments en Figure II-68). Or, la température du sédiment et par conséquent la production microphytobenthique dépend du type du substrat. Les processus de remise en suspension sont également différents entre un sédiment vaseux ou sableux.

L'hétérogénéité spatiale des zones intertidales n'est pas du tout pris en compte dans le modèle. Ainsi, la vasière de Brouage se subdivise en plusieurs unités géomorphologiques :

- la haute slikke, (environ 500 mètres de large) est plane et montre de fortes variations de faciès sédimentaires. En effet, selon les conditions météorologiques cette partie de la vasière est soit recouverte d'un dépôt de vase fluide appelé "mollin" soit caractérisée par un faciès d'érosion en "criss-cross",
- la moyenne slikke, (3000 mètres de large) est caractérisée par la présence d'un réseau de structures parallèles comprenant des canaux ou seillons (37% de la surface total) qui alternent avec des banquettes de vase consolidée. Dans sa partie basse la convergence des seillons conduit à la formation de canaux d'une dizaine de mètres de largeur appelés ruissons,
- la basse slikke, située en bordure du chenal, est occupée par des bouchots et d'anciennes structures ostréicoles.

Les canaux, seillons et chenaux sont des zones où le développement d'un biofilm est impossible et où la circulation de l'eau est préférentielle, alors qu'il y a production sur les banquettes et les bancs de vase.

Les vents dominants dans la baie étant orientés Nord-Ouest/Sud-Est, le clapot généré sur la vasière Est est plus important que sur la vasière Ouest qui est protégée par l'île d'Oléron. La remise en suspension générée par ce clapot doit donc être plus importante à l'Est qu'à l'Ouest, mais n'est pas prise en compte ici.

Nous avons vu que les masses d'eau faisaient des aller-retour sur certaines zones de la vasière avant de rejoindre le chenal central et d'être évacuées hors de la baie. Ces aller-retour à chaque marée remettent en suspension une partie du sédiment et du microphytobenthos, les transportent dans la colonne d'eau, puis, tout ou une partie de ce matériel peut re-sédimer plus ou moins loin de son lieu d'origine et ré-alimenter ainsi la vasière en algues. Or, ces processus d'érosion/sédimentation ne sont pas du tout pris en compte ici.

En plus de ces hétérogénéités physiques, il existe sur ces zones intertidales une macrofaune benthique importante (Sauriau *et al.*, 1989) se nourrissant également d'algues microphytobenthiques (exemple : *Crepidula fornicata*, *Hydrobia ulvae*, *Macoma baltica*). Ces populations ne se distribuent pas de manière homogène dans l'espace et dans le temps. Dans nos simulations, nous n'avons pas appliqué de terme de perte lié au broutage du microphytobenthos sur la vasière.

Dans sa formulation, Guarini (1998) applique un coefficient de perte uniforme, mais qui n'est pas non plus satisfaisant.

Ces hétérogénéités physiques et biologiques génèrent des différences entre la biomasse microphytobenthique simulée et observée (cf. Figures III.17 & 18 dans Guarini, 1998).

En prenant des coefficients uniformes, nous sur-estimons ou sous-estimons, selon les zones, la biomasse d'algues microphytobenthiques effectivement remise en suspension et disponible ensuite pour les huîtres.

IV. EFFET DES HUÎTRES SUR LES FLUX

L'objectif ici du couplage d'un modèle d'écophysiologie de l'huître au modèle de transport et d'hydrodynamisme SiAM2D n'est pas de simuler la croissance des huîtres, mais d'estimer l'impact de la consommation des huîtres cultivées sur la concentration en Chl *a* dans la baie de Marennes-Oléron. Le modèle utilisé est donc simplifié par rapport aux modèles écophysiologiques précédemment utilisés dans la baie de Marennes-Oléron pour l'huître *Crassostrea gigas*.

IV.1. Présentation du modèle

Le modèle simplifié utilisé ici est basé sur un modèle d'écophysiologie de l'huître *Crassostrea gigas* développé par Barillé (Barillé *et al.*, 1997) pour un environnement estuarien. Le modèle de Barillé simule la croissance des compartiments somatiques et gonadiques de l'huître *Crassostrea gigas* via des bilans d'énergie sur ce qui est filtré, consommé et absorbé par l'huître, puis alloué aux différents compartiments (coquille, soma, réserve/gonade). Dans le modèle simplifié, seule la première partie du modèle de Barillé est utilisée, c'est-à-dire la filtration, la consommation et l'ingestion des particules par les huîtres (Figure IV-28).

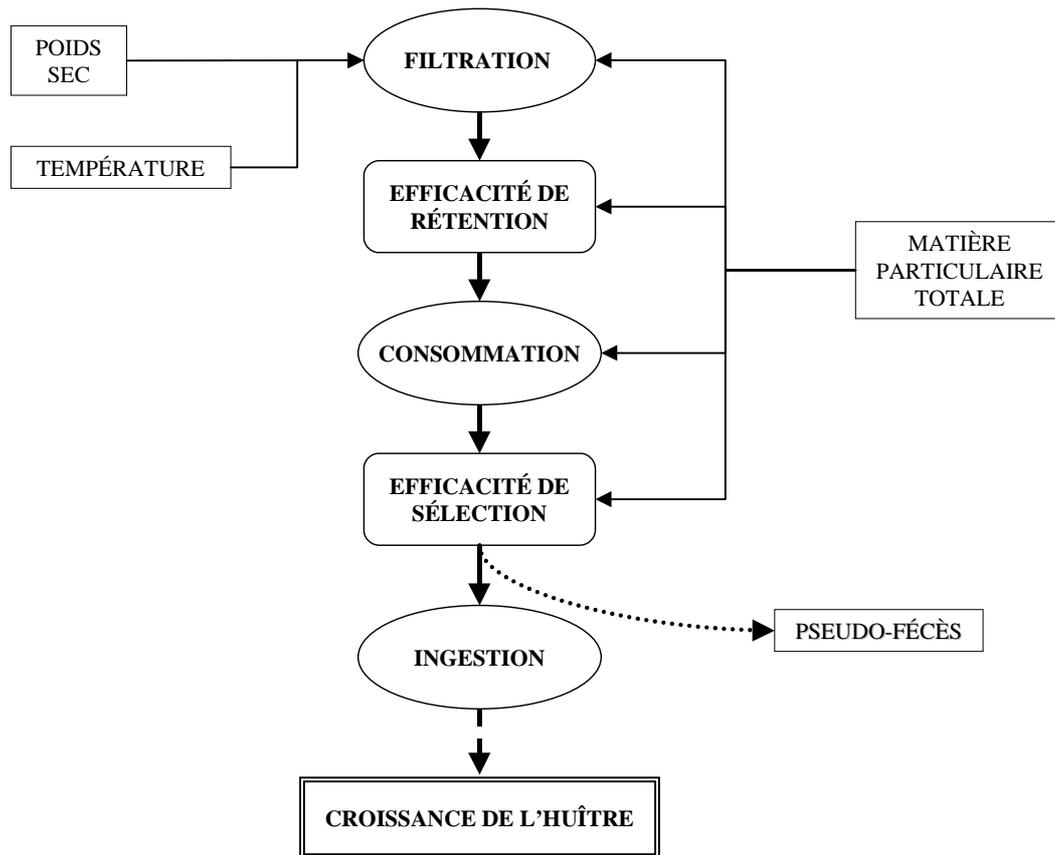


Figure IV-28 : Modèle écophysiological simplifié de l'huître : influence des variables forçantes sur les processus physiologiques de *Crassostrea gigas* (d'après le modèle de Barillé *et al.*, 1997)

IV.2. Formulation mathématique du modèle

Filtration

L'huître se nourrit en filtrant les particules en suspension dans l'eau de mer avec une intensité qui est fonction du poids sec de l'animal, de la température et de la quantité de MES. L'effet de la température se traduit par une relation parabolique et une valeur optimale pour 19°C (Bougrier *et al.*, 1995). La filtration n'est pas affectée par les MES dans la gamme de concentration 0-60mg.L⁻¹. A partir de 60 mg.L⁻¹, un effet négatif est incorporé au modèle. Au-delà de 192 mg.L⁻¹, il existe un colmatage branchial. Le niveau standard de filtration, ainsi que l'exposant allométrique traduisant l'effet du poids de l'animal sont issus des travaux de Bougrier *et al.* (1995). Dans le cas simplifié présenté ici, le poids de l'animal est constant. La filtration individuelle (en L.h⁻¹.ind⁻¹) se calcule de la manière suivante :

$$\text{Équation IV-26 : Filtration} = (\text{FiltMES} - \text{EffetTemp}) \times \text{PDS}^{\text{bf}} \times e^{\text{kf} \cdot \text{COLMAT}}$$

Avec :

- FiltMES : filtration standard (en $L \cdot h^{-1} \cdot ind^{-1}$),
- EffetTemp : effet de la température sur la filtration
- PDS : poids sec d'une huître (g) (PDS = 100g),
- b_f : exposant allométrique de la loi de filtration (avec $b_f = 0,439$),
- k_f : paramètre de la loi de colmatage (avec $k_f = 0,07$),
- COLMAT : charge sestonique effective de colmatage ($mg \cdot L^{-1}$).

La filtration standard se calcule de la manière suivante :

$$\text{Équation IV-27 : FiltMES} = \begin{cases} fo_2 \cdot \text{MES} + fo_1 & \text{si MES} > \text{fil}_{\text{seuil}} \\ \text{fil}_1 & \text{si MES} \leq \text{fil}_{\text{seuil}} \end{cases}$$

Avec :

- fo_1 : ordonnées de la loi d'influence négative du seston sur la filtration ($fo_1 = 5,4 L \cdot h^{-1} \cdot g^{-1}$),
- fo_2 : pente de la loi d'influence négative du seston sur la filtration ($fo_2 = -0,0102$),
- fil_1 : filtration standardisée pour 1g de poids sec ($fil_1 = 4,825 L \cdot h^{-1} \cdot g^{-1}$),
- fil_{seuil} : seuil d'influence du seston total sur la filtration ($60 mg \cdot L^{-1}$).

L'effet de la température sur la filtration suit la loi suivante :

$$\text{Équation IV-28 : EffetTemp} = \text{fil}_2 \cdot (\text{Temp} - \text{fil}_3)^2$$

Avec :

- fil_2 : paramètre de centrage de la filtration ($fil_2 = 0,013 \text{ } ^\circ C^{-2}$),
- fil_3 : température optimale de la filtration ($fil_3 = 18,954 \text{ } ^\circ C$)
- Temp : Température de l'eau (en $^\circ C$).

La charge sestonique COLMAT vaut :

$$\text{Équation IV-29 : COLMAT} = \min(0, (t_s - \text{MES}))$$

Avec :

- t_s : seuil de colmatage ($192 mg \cdot L^{-1}$),
- MES : matière en suspension ($mg \cdot L^{-1}$).

Consommation

Classiquement, la consommation des différents éléments qui composent la nourriture particulière est égale à la concentration de ces éléments dans l'eau multipliée par la filtration. Dans le cas simplifié utilisé ici, la nourriture est représentée par la concentration en chlorophylle *a* présente dans le milieu et simulée par les

modèles de production primaire. Barillé et Prou (1993) ont également montré que l'efficacité de la rétention chez *C. gigas* est sous l'influence de la quantité de MES.

La consommation individuelle de la Chl *a* (en $\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{ind}^{-1}$) s'exprime de la manière suivante :

$$\text{Équation IV-30 : Consommation} = \text{Chl}(i, j, t) \times \text{Filtration} \times \text{Retention}$$

L'efficacité de rétention suit la loi suivante :

Équation IV-31 :

$$\text{Retention} = \begin{cases} a_{\text{ret}} \cdot \text{MES} + b_{\text{ret}} & \text{si MES} \leq \text{ret}_{\text{seuil}} \\ \text{ret}_{\text{min}} & \text{si MES} > \text{ret}_{\text{seuil}} \end{cases}$$

Avec :

- a_{ret} et b_{ret} : pente et ordonnées de la loi de rétention ($a_{\text{ret}} = -4,3 \cdot 10^{-3}$ et $b_{\text{ret}} = 1$),
- ret_{min} : rétention minimale ($\text{ret}_{\text{min}} = 70\%$),
- $\text{ret}_{\text{seuil}}$: seuil de rétention minimale ($\text{ret}_{\text{seuil}} = 70 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

Effacité de sélection

Les particules effectivement retenues sur le filtre branchial peuvent être rejetées avant l'ingestion sous forme de pseudo-fécès.

L'efficacité de sélection suit la loi suivante pour le phytoplancton :

Équation IV-32 :

$$\text{EffSelec} = \text{pfx}_{\text{ch}} \cdot \left[1 - e^{(k_{\text{pch}} \cdot \min(0, \text{seuil} - \text{MES}))} \right] + (\text{pfx}_i - \text{pfx}_{\text{ch}}) \cdot \left[1 - e^{(k_{\text{p2}} \cdot \min(0, k_{\text{p3}} - \text{MES}))} \right]$$

Avec :

- pfx_{ch} , pfx_i : palier de production de pseudo-fécès de phytoplancton et inorganique ($\text{pfx}_{\text{ch}} = 0,53$ et $\text{pfx}_i = 0,74$),
- k_{pch} : exposant de la loi de production de pseudo-fécès ($k_{\text{pch}} = 0,05$),
- k_{p2} , k_{p3} : paramètres de la loi de production sur le phytoplancton ($k_{\text{p2}} = 0,2$ et $k_{\text{p3}} = 150 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$),
- seuil : seuil de production de pseudo-fécès ($\text{seuil} = 4,6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

Ingestion et production de pseudo-fécès

L'ingestion individuelle (en $\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{ind}^{-1}$) s'exprime à partir de la consommation et de l'efficacité de sélection :

Équation IV-33 : $\text{Ingestion} = (1 - \text{EffSelec}) \cdot \text{Consommation}$

La production de pseudo-fécès correspond à la différence entre ce qui est consommé et ingéré :

Équation IV-34 : $\text{PseudoFécès} = \text{Consommation} - \text{Ingestion}$

Les termes de consommation et d'ingestion individuelle sont multipliés par le nombre d'huîtres présentes dans la maille. Pour connaître quelles mailles de SiAM2D contiennent des huîtres, nous recoupons sous SIG l'information du cadastre conchylicole avec celle du maillage du modèle. Le nombre d'huîtres dans la maille est calculée à partir de la densité en huître dans la maille (i,j) multipliée par la surface de la maille. Pour l'ensemble des mailles, la densité en huîtres est supposée constante. Cette densité est estimée à partir du nombre totale d'huîtres présentes dans la baie de Marennes-Oléron, divisée par la superficie totale des mailles contenant des huîtres.

Couplage avec SiAM2D et hypothèses de simulation

Plusieurs types de simulation sont réalisés pour estimer l'impact de la filtration des huîtres sur une variable dissoute. Le modèle est d'abord appliqué à un traceur inerte, puis sur le phytoplancton (particule non-inerte puisqu'il y a de la production) et l'évolution de la concentration en Chl *a* dans la baie est suivie.

Simulation avec un traceur inerte

Comme pour le calcul du temps de chasse (cf. page 65), un traceur est introduit uniformément en début de simulation sur l'ensemble de la baie de Marennes-Oléron. Ce traceur est consommé par les huîtres en suivant les mêmes lois de consommation que la Chl *a*. Tout comme le traceur inerte utilisé pour le calcul du temps de chasse, ce traceur est dispersé et transporté à travers la baie. L'évolution de la quantité totale de traceur dans la baie est suivie. La différence entre les courbes d'évolution du traceur inerte et consommé est uniquement liée à la consommation par les huîtres. L'impact des huîtres peut donc être calculé par la relation suivante :

Équation IV-35 :

$$\text{Effet_Huitre} = \frac{\text{Masse_traceur}_{\text{inerte}} - \text{Masse_traceur}_{\text{consommé}}}{\text{Masse_traceur}_{\text{inerte}}} \times 100$$

Plusieurs simulations sont réalisées pour différentes conditions hydrologiques : départ en VE avec un débit de Charente faible (octobre 2002, température de l'eau : ~17°C), départ en VE avec un débit fort (mars 2002, temp. eau : ~12°C), départ en ME avec un débit faible (septembre 2002, temp. eau : ~17°C) et départ en ME avec un débit fort (janvier 2002, temp. eau : ~9°C). Les simulations sont sauvegardées avec un pas de temps d'une heure, sur une période de 2 mois.

Simulation avec la Chl a modélisée

Les hypothèses de simulation sont les mêmes que celles émises pour la simulation avec productions pélagique et microphytobenthique (cf. page 225).

Pour les mailles contenant des huîtres, au terme de perte par mortalité naturelle s'ajoute le terme de perte par consommation ou par ingestion par les huîtres. En effet, nous testons deux hypothèses de simulation :

- dans le 1^{er} cas, toute la Chl a consommée disparaît du système (simulation « Consommation »),
- dans le 2nd cas, toute la Chl a ingérée disparaît du système et les pseudo-fécès produits retournent dans le pool de Chl a (simulation « Ingestion »).

IV.3. Résultats de simulation

Impact sur un traceur inerte

L'effet de déplétion des huîtres, calculé à partir des simulations débutant en ME et en VE, est compris entre 50% et 59%. Les différences sont liées aux conditions hydrologiques (coefficient de marée et débit de Charente), mais également à la température de l'eau qui influence la filtration.

Comparaison entre données mesurées et simulées de Chl a

La comparaison entre les concentrations en Chl a mesurées dans la baie et simulées par le modèle sont données en Figure IV-29 pour la période 2001-2002.

Dans la simulation « Consommation », l'impact des huîtres est bien visible aux stations Sud, Centre et Seudre, mais beaucoup moins marqué voire inexistant en stations Charente et Nord. Dans la simulation « Ingestion », l'impact des huîtres est nul : la Chl a simulée est identique à celle simulée précédemment. Le retour de Chl a via les pseudo-fécès suffit à retrouver les anciens niveaux de Chl a. Les deux cas correspondent à deux situations extrêmes. En considérant les stations Sud et Centre, les niveaux de Chl a sont mieux simulés par le modèle lorsqu'il n'y a pas de production de pseudo-fécès : l'amplitude des blooms de mai-juin est atténuée.

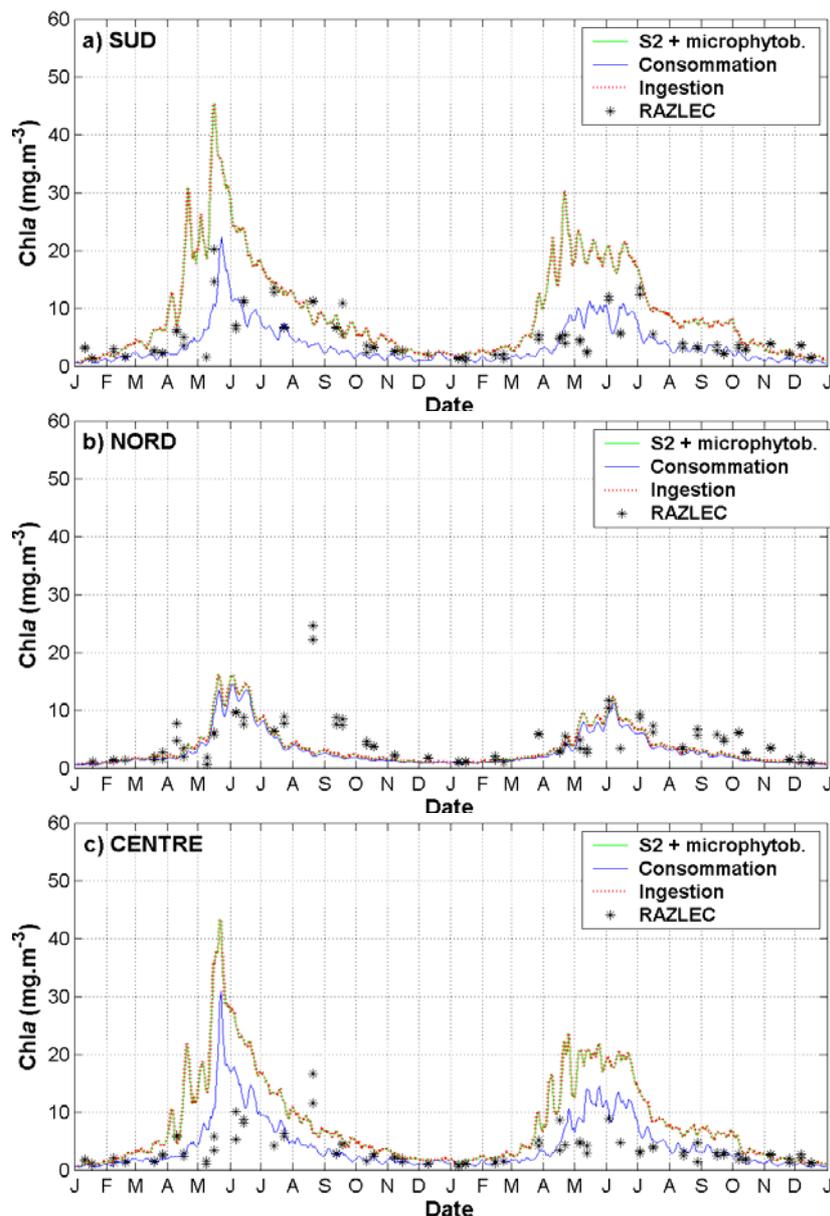


Figure IV-29 : Comparaison de la Chl a (en mg.m⁻³) simulée par le modèle et mesurée dans la baie de Marennes-Oléron. En vert : production pélagique soutenue par des apports de microphytobenthos. En bleu : simulation « Consommation ». En rouge pointillé : simulation « Ingestion ». * : données RAZLEC.

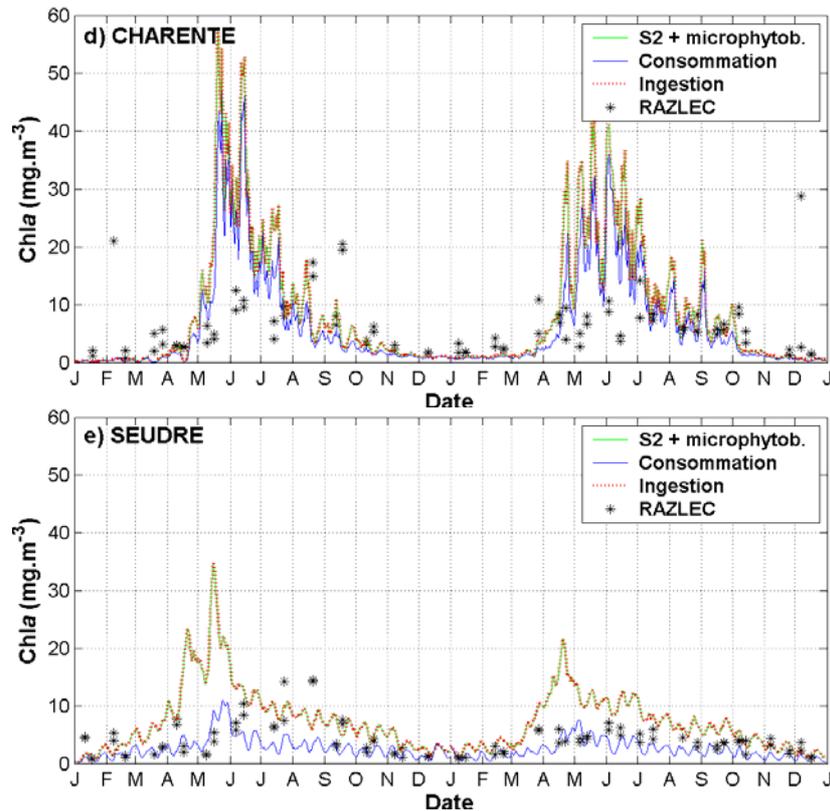


Figure IV-29 : Comparaison de la Chl a (en mg.m⁻³) simulée par le modèle et mesurée dans la baie de Marennes-Oléron. En vert : production pélagique soutenue par des apports de microphytobenthos. En bleu : simulation « Consommation ». En rouge pointillé : simulation « Ingestion ». * : données RAZLEC. (suite)

Évolution spatio-temporelle de la Chl a simulée

Pour la simulation « Consommation », les cartes des moyennes mensuelles de concentrations en Chl a simulées pour l'année 2001 sont représentées (Figure III-31). Entre janvier et mars, les niveaux de Chl a sont faibles sur l'ensemble de la baie et les maximums se situent au-dessus des estrans (la Chl a est concentrée sur de faibles hauteur d'eau). A partir d'avril, les apports de Charente en nutriments et des intensités lumineuses suffisantes permettent à la Chl a accumulée sur la vasière Est d'engendrer un bloom important jusqu'en Juin. Les concentrations simulées peuvent alors être très importantes (maximums de 60 µg.L⁻¹). Ce bloom de phytoplancton se disperse sur quasi-ment l'ensemble de la baie. L'extension du bloom est limitée par les entrées d'eau océanique qui créent une barrière physique. La dichotomie Est/Ouest est une nouvelle fois observée. Malgré la consommation par les huîtres (zones en orange au niveau de la vasière Est et en bleu au niveau de la vasière Ouest), il existe une exportation de Chl a en dehors de la baie. A partir de septembre, les concentrations redeviennent faibles sur l'ensemble de la baie : la production primaire étant de nouveau limitée par la lumière.

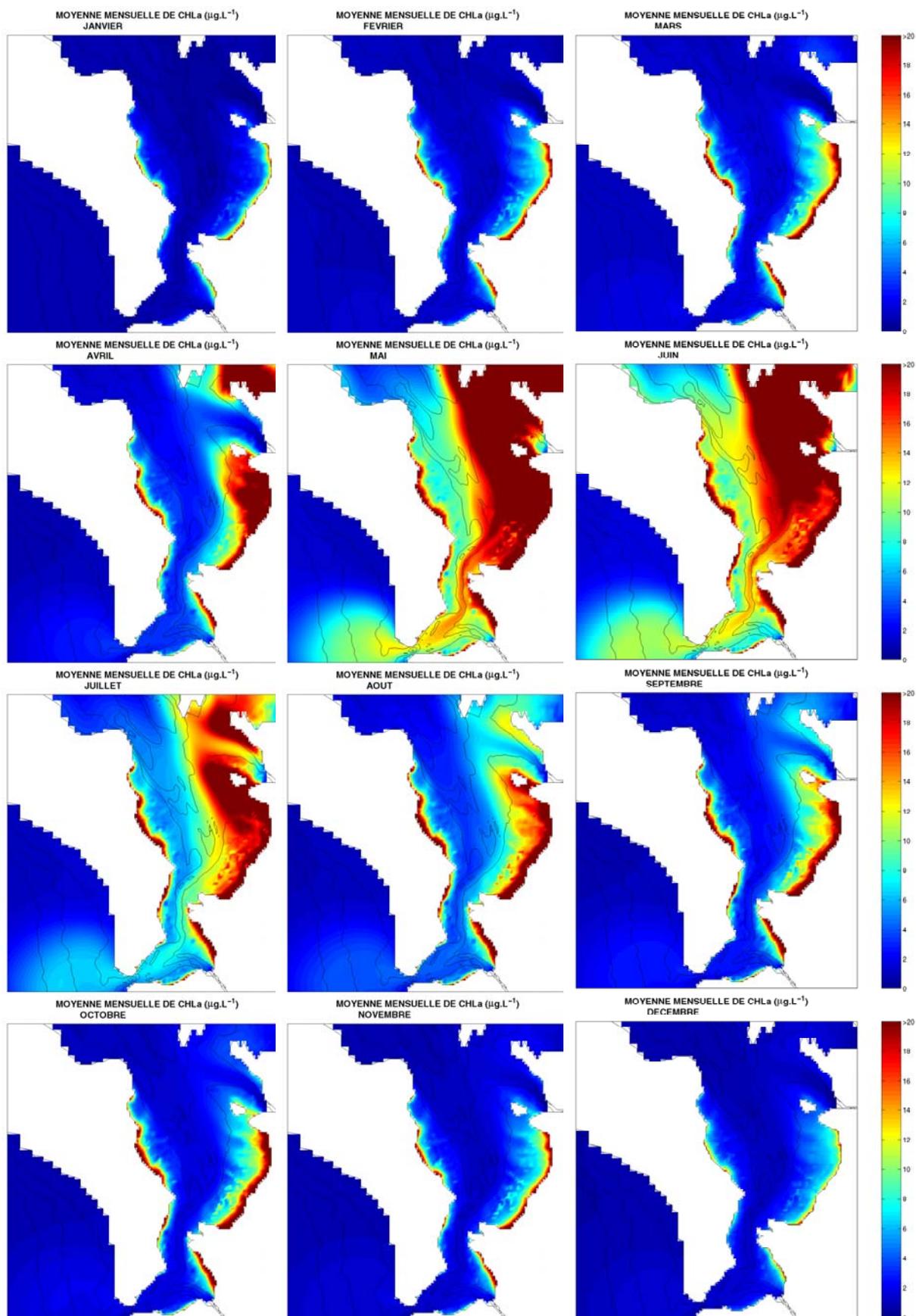


Figure IV-30 : Évolution de la concentration en Chl a dans la baie de Marennes-Oléron au cours de l'année 2001 (moyennes mensuelles). Simulation « Consommation ».

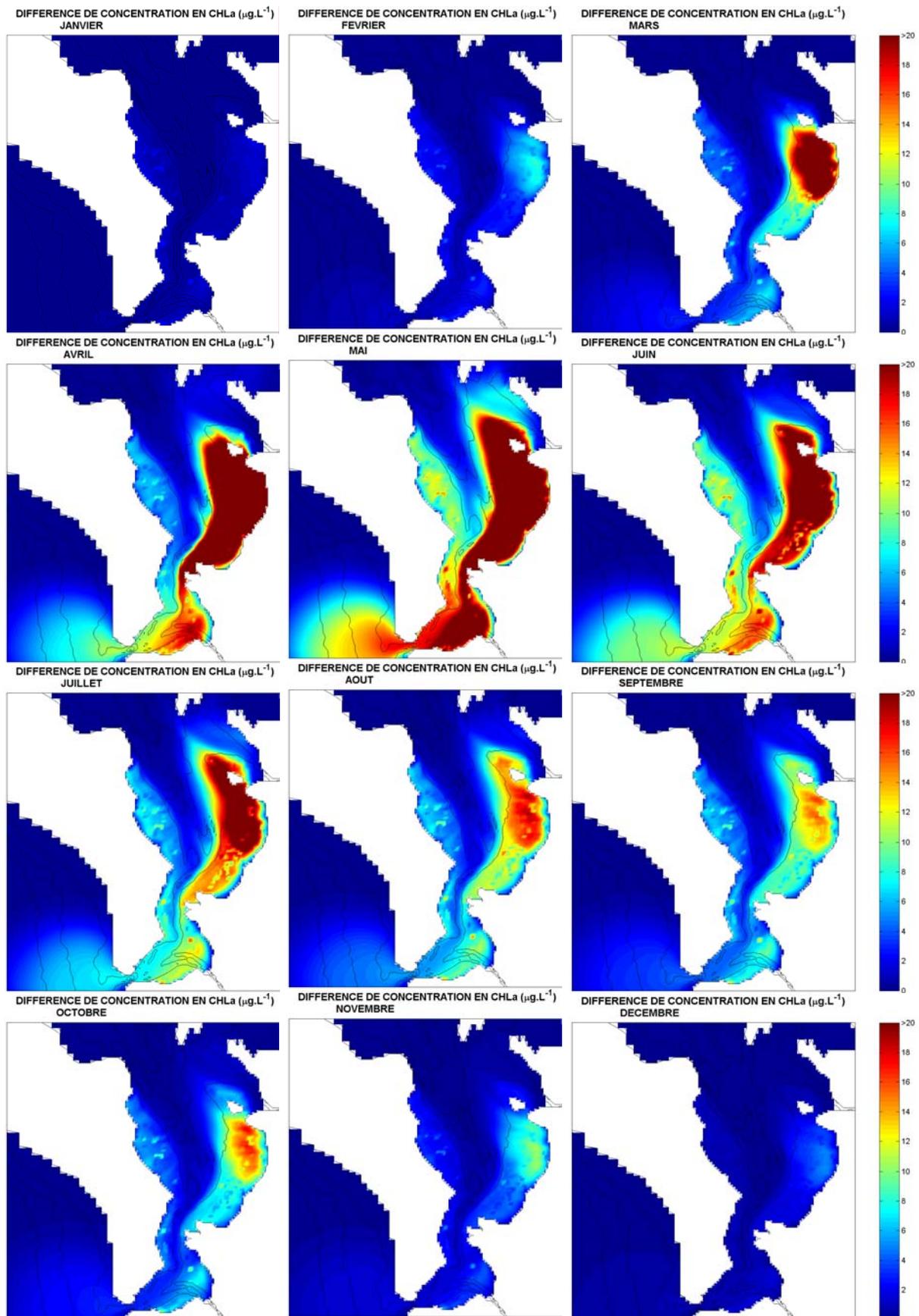


Figure IV-31 : Différences mensuelles de concentration en Chl *a* entre les simulations « Ingestion » et « Consommation ».

Pour comparaison, les cartes des différences en Chl a entre les simulations « Ingestion » et « Consommation » sont représentées en Figure IV-31). L'évolution temporelle de la Chl a est quasi-identique que précédemment. Les différences entre les deux simulations sont situées essentiellement dans la partie Est de la baie avec des écarts de concentrations pouvant atteindre $60 \mu\text{gChl a.L}^{-1}$.

Filtration des huîtres

Nous extrayons les valeurs de consommation simulée pour 4 mailles contenant des huîtres, avec des bathymétries similaires (Figure IV-32). Dans le cas de la simulation « Consommation », la consommation maximale simulée est de $8 \text{ mgChl a.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ pour le point E1. Dans le cas de la simulation « Ingestion », ce maximum est de $18 \text{ mgChl a.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ pour le point E1 également (Figure IV-33). Sur la vasière Ouest, les consommations sont similaires au Nord et au Sud de la vasière. Par contre, pour la vasière Est, la consommation est plus importante au Nord qu'au Sud de la baie (consommation en $E1 > E2$). Les densités étant identiques pour les 4 mailles, les différences de consommation sont directement liées à la disponibilité en nourriture.

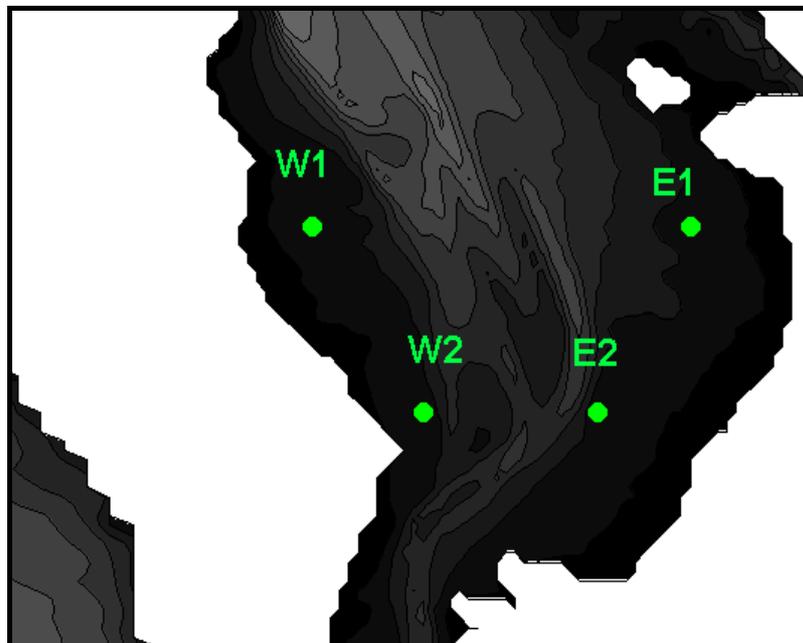


Figure IV-32 : Position des mailles contenant des huîtres.

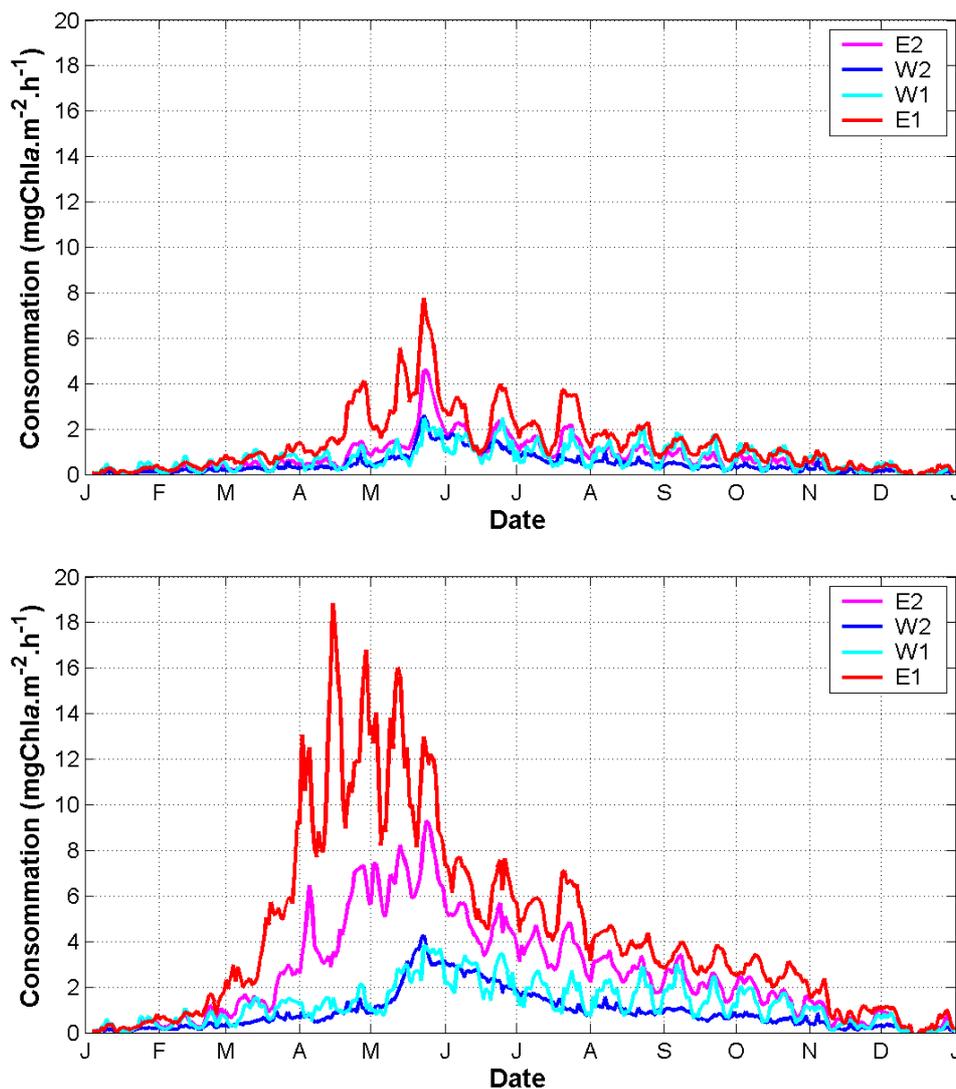


Figure IV-33 : Consommation (en mgChl *a*.m⁻².h⁻¹) pour l'année 2001 en 4 points de la baie. En haut : simulation « Consommation ». En bas : simulation « Ingestion ».

Bilan

Dans le cas des simulations « Consommation » (Tableau IV-10), la production primaire est réduite de 20% à 25% par rapport aux simulations « Ingestion » (production primaire non limitée). Les quantités de Chl *a* exportées sont diminuées de plus de 50% entre les deux types de simulation, ce qui correspond à l'effet de déplétion calculé pour le traceur inerte.

Pour comparaison, dans le bilan statique, la consommation était égale à 16% de la production. Pour la simulation « Consommation », la consommation est égale à 25% de la production pélagique. Pour la simulation « Ingestion », la consommation est égale à 64% de la production pélagique.

Tableau IV-10 : Bilan annuel de la Chl *a* simulée pour la baie de Marennes-Oléron, pour les années 2001 et 2002. Les bilans sont calculés pour les différents cas de simulation. PP = production pélagique. PM = production microphytobenthique. M = mortalité. C = consommation par les huîtres. I = Ingestion par les huîtres. PF = pseudo-fécès. FN = flux net entrant par le Nord de la baie. FS = flux net sortant par le Sud de la baie. Unité : tChl *a*.an⁻¹.

	Simulation « Consommation »		Simulation « Ingestion »	
	2001	2002	2001	2002
FN :	88	79	89	79
PP :	450	393	586	483
PM :	595	577	595	577
M :	19	16	26	23
C :	148	140	379	341
I :	-	-	230	223
PF :	-	-	149	118
FS :	250	226	573	508

IV.4. Discussion

Dans les deux cas de simulation, la vasière Est est un élément déterminant dans le déclenchement du bloom phytoplanctonique : des quantités importantes de Chl *a* sont générées à ce niveau avant de profiter des apports en nutriments de la Charente et de s'étendre ensuite à l'ensemble de la baie.

Selon les hypothèses de simulation, l'impact des huîtres est ou non négligeable sur la Chl *a*, la différence provenant de la prise en compte ou non des pseudo-fécès. Si les pseudo-fécès retournent dans la colonne d'eau et réalimentent le compartiment chlorophyllien, alors l'impact des huîtres ne limite pas la production primaire. S'ils ne retournent pas dans la colonne d'eau, alors la production primaire pélagique est réduite d'environ 25% (pour l'année 2001). Ces deux cas correspondent à des conditions extrêmes de simulation, la réalité devant se situer entre les deux. En effet, les pseudo-fécès forment des agrégats qui décantent sous les parcs à huîtres et selon les conditions hydrodynamiques, ils sont ou non remis en suspension dans la colonne d'eau. S'ils ne sont pas remis en suspension, cette matière organique est utilisable par le réseau benthique.

Par deux méthodes de modélisation différentes, Leguerrier (2003) et Dowd (2005) ont montré que les biodépôts des filtreurs cultivés détournent la production du réseau pélagique vers le réseau benthique. Ces résultats montrent une fois de

plus l'importance de la matière organique dans le système et la nécessité de la prendre en compte. Pour aller plus loin dans l'étude des processus et du fonctionnement de l'écosystème (réseau benthique, boucle microbienne), il faudrait ajouter la production de fécès au modèle.

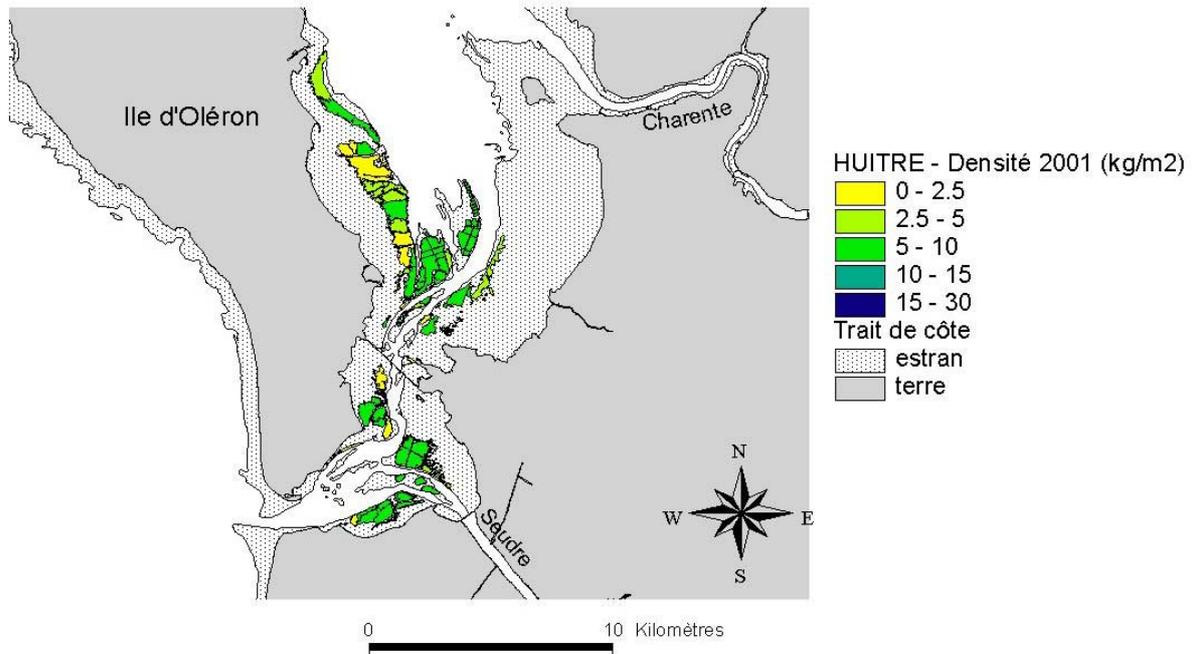


Figure IV-34 : Densité en huîtres dans la baie de Marennes-Oléron pour l'année 2001 (données O. Le Moine, IFREMER-LERPC).

Les compartiments « pseudo-fécès » et « fécès » constituent une part du pool de la matière organique détritique que l'huître filtre. Or, la qualité énergétique de ces sources de nourritures diffèrent de celle du plancton « frais ». De la même manière, dans le modèle utilisé ici, la variable « Chl a » correspond à la somme du plancton d'origine pélagique et microphytobenthique, qui sont également deux qualités de nourriture différentes pour l'huître. Dans l'optique d'un modèle de croissance (modèle énergétique) des huîtres, il faudrait prendre en compte ces différentes sources de nourriture. Dans le modèle écophysiological développé par Barillé (Barillé *et al.*, 1997), les concentrations en Chl a, phéopigments, glucides, lipides et protéines de l'eau de mer sont ainsi prises en compte.

Il existe des différences spatiales de consommation par les huîtres directement liées à la disponibilité de nourriture. Ces différences ont des conséquences sur la croissance des filtreurs. Cependant, ces différences peuvent être plus ou moins accentuées en considérant également la variabilité de la densité

d'élevage dans la baie (Figure IV-34). Par rapport au cadastre conchylicole utilisé dans le modèle (Figure III-1), un profond remaniement des zones d'élevage a eu lieu : les zones proches de l'estuaire de la Charente et au Sud de l'île Madame sont maintenant abandonnées ... alors qu'il s'agit des zones où la consommation simulée est la plus forte. Cependant, les problèmes potentiels de pollution par le fleuve ont conduit les ostréiculteurs à abandonner ces zones. Le type d'élevage pourrait également être pris en compte dans le modèle : élevage à plat ou surélevé (tables à 50 cm du sol).

PARTIE V. CONCLUSION GÉNÉRALE & PERSPECTIVES



Image satellite de la baie de Marennes-Oléron (Copyright: Spot Image)

I. CONCLUSION GÉNÉRALE

Bien qu'ayant encore des lacunes, ce modèle couplant physique et biologique est le 1^{er} modèle 2D à mailles fines développé pour la baie de Marennes-Oléron, puisqu'à présent seuls des modèles en boîtes existaient (Raillard *et al.*, 1993 ; Raillard et Ménesguen, 1994 ; Bacher *et al.*, 1998). Ce type de modèle 2D ou 3D couplant physique et biologie/biochimie est rarement développé pour les milieux estuariens de part la complexité de ces écosystèmes et les interactions qui y existent, alors qu'il est plus courant en océan ouvert.

Grâce à ce modèle, nous avons estimé et étudié un certain nombre de caractéristiques de l'écosystème

- flux de matières et bilan,
- variabilité du système,
- rapport entre production primaire pélagique et microphytobenthique.

I.1. Bilan des flux et impact des huîtres

A partir des simulations sur les années 2001-2002, le bilan annuel moyen des flux à l'échelle de l'année est calculé pour la Chl *a* et pour l'azote (Figure V-1).

Pour la Chl *a*, les productions primaires pélagiques et microphytobenthiques sont du même ordre de grandeur, et sont très supérieures aux entrées océaniques. Les huîtres consomment 1/3 de la production primaire pélagique.

Pour les nitrates, les entrées océaniques sont en moyenne du même ordre de grandeur que les flux apportés par la Charente, mais ces derniers présentent une forte variabilité inter-annuelle. Ces apports suffisent à soutenir la production planctonique à l'échelle de l'année.

La baie de Marennes-Oléron produit et exporte de la matière.

Comparée à d'autres écosystèmes estuariens, la production primaire pélagique de la baie de Marennes-Oléron se situe dans la moyenne (cf. Tableau IV-2).

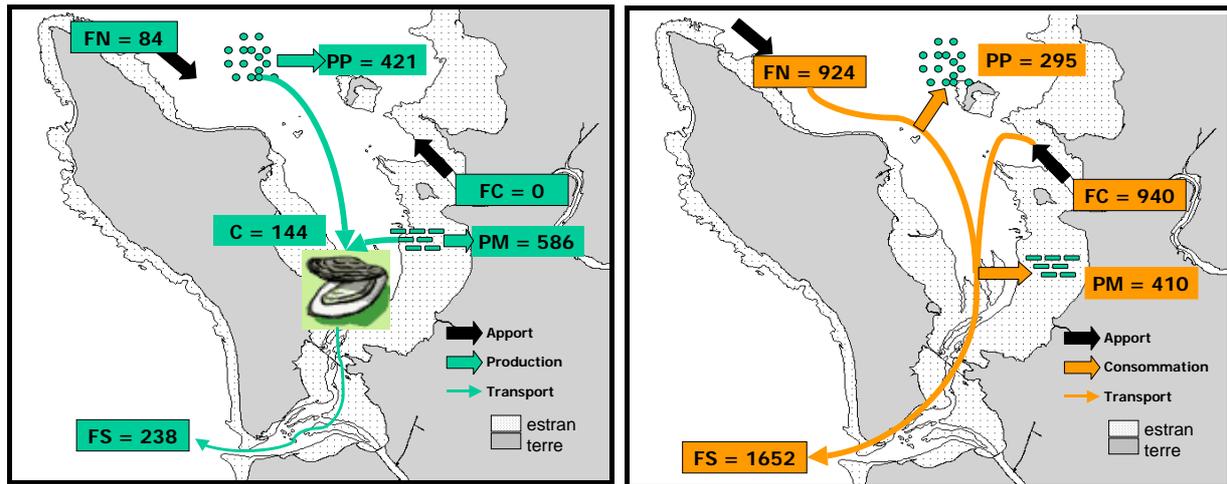


Figure V-1 : Flux annuels en Chl *a* (tChl *a*.an⁻¹) et en azote (10⁶ molN.an⁻¹). Calcul réalisé sur les simulations 2001-2002 en ne considérant que la consommation par les huîtres. PP = production pélagique. PM = production microphytobenthique. C = consommation par les huîtres. FN = flux net entrant par le Nord de la baie. FS = flux net sortant par le Sud de la baie.

Pour estimer l'impact des huîtres, deux hypothèses de simulation ont été considérées :

- dans le 1^{er} cas, toute la Chl *a* consommée disparaît du système,
- dans le 2nd cas, toute la Chl *a* ingérée disparaît du système.

Les simulations montrent que l'effet de l'ingestion est négligeable sur la Chl *a*, alors que la consommation réduit de 50% les flux exportés hors de la baie.

I.2. Physique de la baie de Marennes-Oléron et impact de la Charente

A l'aide du modèle à mailles fines SiAM2D, nous avons pu caractériser la baie de Marennes-Oléron d'un point de vue hydrodynamique. Le volume d'eau moyen de la baie est de 658.10⁶ m³ et oscille au maximum entre 267.10⁶ m³ et 1 150.10⁶ m³. Le débit moyen transitant par la baie est de 750 m³.s⁻¹. Selon la méthode de calcul utilisé, le temps de chasse est estimé entre 4 et 10 jours. La circulation résiduelle joue un rôle important dans le transport. Le calcul de trajectoires et de temps de résidence locaux ont montré que la bathymétrie de la baie influençait fortement le transport, que les temps de résidence étaient faibles et hétérogènes spatialement (d'une demi-journée à 15 jours selon le lieu considéré), et que la baie montrait une dichotomie importante entre ses parties Est et Ouest. La comparaison des courants simulés par le modèle avec certaines mesures réalisées sur le terrain (mesures ADCP) a également montré que dans certaines zones, le modèle ne représentait pas

correctement l'intensité et/ou les directions des courants à l'échelle de la marée. Cependant, une ré-évaluation du modèle est possible grâce à de nouvelles mesures acquises récemment au point fixe et constituant de longues séries temporelles.

Les simulations et les mesures de la salinité ont montré également une zonation Est/Ouest. La structuration spatiale de la baie est liée au panache de la Charente et à la circulation résiduelle. Les cartographies de salinité ont montré l'impact de la Seudre dans la partie Sud de la baie qui n'est pas pris en compte à ce jour dans le modèle.

I.3. Caractéristiques hydrobiologiques et variabilité

L'analyse des débits de Charente a montré une forte variabilité intra- et inter-annuelle des apports en eau douce dans la baie. Cependant, les simulations de salinité ont montré que la Charente n'était pas seule responsable de ces variations et qu'il était nécessaire de prendre en compte l'influence des eaux de la Gironde en limite du modèle.

L'analyse de la base de données RAZLEC, complétée par des campagnes de mesures à l'échelle journalière, a mis en évidence des tendances à long terme, ainsi que des échelles différentes de variabilité (inter-annuelle, saisonnière, journalière) selon les paramètres et les lieux considérés. Les données issues de RAZLEC ont été largement utilisées dans les modèles développés ici : pour constituer des jeux de données de variables forçantes (cas des MES par exemple) et pour comparer avec les données simulées. Cependant, en terme de réseau de suivi de la qualité des eaux, la stratégie de surveillance de la baie n'est peut-être pas adaptée et nécessiterait d'être repensée. Par ailleurs, la forte dichotomie entre les vasières Est et Ouest de la baie que simule le modèle, n'est pas du tout représentée dans les données RAZLEC puisque ces deux zones ne sont pas échantillonnées.

I.4. Production primaire

Pour la première fois, des mesures de productivité pélagique au ^{14}C ont été faites à l'échelle de la baie. Ces mesures ont montré que les paramètres photosynthétiques ne présentaient pas une forte variabilité spatio-temporelle et que la production primaire pélagique de la baie semblait contrôlée par la lumière

disponible dans la colonne d'eau (relation de type $P=B.Z.E_0$, Cole & Cloern, 1984, 1987), plutôt que par les sels nutritifs. Cependant, il n'y a pas eu de mesure en période d'étiage, période pendant laquelle les apports en sels nutritifs sont réduits et où ils peuvent être potentiellement limitants. Alors que la limitation par la lumière a été validée par les mesures, ces dernières ne nous donnent pas d'information sur la limitation de la production primaire par les sels nutritifs. Il est nécessaire d'ajouter dans le modèle une limitation par les sels nutritifs qui est donc basée sur la littérature. L'analyse des données hydrobiologiques montrent qu'une limitation potentielle par les phosphates existent dans la baie. Cependant, les méthodes de mesure conduisent à une incertitude sur cette limitation ou non par le phosphore. En effet, les données disponibles concernent le P dissous, alors qu'il serait nécessaire de connaître le P total, ainsi que les stocks et les flux. Des mesures de phosphates alcalines lèveraient le doute, puisque cette technique est fiable pour affirmer s'il y a ou non une limitation par ce sel nutritif (Labry, 2001).

L'utilisation d'une limitation par les nitrates dans le modèle donne de résultats satisfaisants. Un ajustement du paramètre photosynthétique α est cependant nécessaire pour que les concentrations de Chl *a* simulées par le modèle correspondent aux niveaux de Chl *a* observés dans la réalité. Le modèle apparaît très sensible à ce paramètre et l'utilisation dans le modèle d'une valeur inférieure ($\alpha = 0,01 \text{ mgC.mgChl a}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{(\mu E.m}^{-2}.\text{s}^{-1})^{-1}$) à celle mesurée en moyenne ($\alpha = 0,02$) dans la baie compense l'ignorance que nous avons sur :

- la mortalité naturelle du phytoplancton,
- la consommation par le zooplancton,
- la variabilité spatio-temporelle des MES (Bassoulet et al., 2000 ; Le Hir et al., 2000) et de la valeur du coefficient d'extinction k .

L'ajustement de α correspond en fait à ajuster globalement d'autres paramètres.

L'estimation de la production primaire est fiable et les variations de Chl *a* sur 2 années sont correctement reproduites. Les simulations réalisées ont montré la forte variabilité spatio-temporelle de cette production dans la baie, avec une différence marquée entre ses parties Est et Ouest.

En ce qui concerne le microphytobenthos, le modèle utilisé est simplifié par rapport aux modèles de processus développés précédemment (Guarini, 1998) et ne

prend en compte que la production potentielle de la couche de surface. Sans production pélagique, une remise en suspension globale de 25% à 50% de la biomasse produite suffit pour bien représenter les niveaux de Chl *a* observés. Contrairement à la production pélagique, la variabilité spatiale de la production microphytobenthique simulée est faible et uniquement liée à la bathymétrie et donc aux durées d'émersion. Cette faible variabilité s'explique par l'application de coefficients uniformes (coefficients de perte, capacité calorifique du substrat) pour l'ensemble des estrans. La variabilité temporelle est quant à elle saisonnière et liée aux forçages météorologiques. A l'échelle annuelle, les deux productions sont du même ordre de grandeur (~ 450 à 600 tChl *a*.an⁻¹ selon les années).

Dans les simulations avec production pélagique, un coefficient global de remise en suspension de 25% suffit pour décrire l'évolution de la Chl *a*. Il reste cependant une incertitude sur la remise en suspension du microphytobenthos et la part respective du microphytobenthos sur la production primaire. Guarini *et al.* (2004) estiment que la contribution des algues microphytobenthiques au pool d'algues pélagiques peut varier entre 1% et plus de 50%, avec une contribution moyenne de 20%. Dans la baie de l'Aiguillon, une analyse sur les années 1992-1999 (Ryckaert, com. pers.) a montré que les concentrations moyennes mensuelles de diatomées benthiques étaient relativement constantes au cours de l'année, alors que les concentrations en diatomées pélagiques *stricto sensu* présentaient une variabilité saisonnière « classique » (bloom en mai, fortes concentrations en été et faibles concentrations en hiver).

1.5. Variabilité spatiale de la Chl *a* et de la productivité

D'après les simulations, il existerait une zone fortement productive au Sud de l'île Madame au-dessus de la vasière Est, or nous n'avons pas réalisé de mesure de production primaire dans cette zone, et elle n'est pas échantillonnée dans le réseau RAZLEC. Nous ne savons donc pas si le modèle induit virtuellement une zone de forte accumulation de plancton et une forte production insuffisamment limitée par les MES, ou bien si ce phénomène existe réellement. Ce résultat est en contradiction avec les données de productivité ostréicole, puisque les concessions de cette zone ont été peu à peu abandonnées. Mais, ce résultat concorde avec une cartographie de la Chl *a* de la colonne d'eau réalisé par Guarini et Grangeré (Grangeré, 2003) qui

ont observé des concentrations en Chl a plus importantes dans cette zone que dans le reste de la baie. Ils expliquent ce gradient de concentrations par la remise en suspension du microphytobenthos. Cette zone étant peu protégée du vent en subit les effets directs : la remise en suspension des sédiments rend le milieu turbide et devrait donc limiter la production primaire pélagique et gêner la filtration des huîtres. Des simulations avec le modèle hydrosédimentaire répondront rapidement à cette question.

II. PERSPECTIVES

II.1. Étude de la variabilité sur le long terme

Dans ce travail, les simulations n'ont été réalisées que sur 2 années (2001 et 2002) et pour tant la variabilité inter-annuelle dans les apports et les forçages météorologiques suffit à produire une variabilité de la production primaire.

Les données météorologiques et de débits de Charente étant disponibles depuis plus de 20 ans, il est possible de simuler la variabilité des flux, de la consommation ou encore de la productivité primaire sur le long terme. La comparaison avec les données RAZLEC est possible pour la Chl a, la salinité et les nitrates sur la même période.

Différents scénarii peuvent être testés , notamment l'influence des stocks (évolution des quantités et des densités).

II.2. Courantologie et dynamique sédimentaire

La comparaison modèle/mesure pour les courants n'étant pas toujours très satisfaisante dans certaines zones, l'implantation d'une nouvelle bathymétrie dans le modèle est nécessaire (cf. évolution des bancs de sable au Pertuis de Maumusson, Figure II-24). Les nouvelles mesures acquises récemment au point fixe et constituant de longues séries temporelles sont à comparer au modèle.

Des tests de sensibilité du modèle au coefficient de Strickler sont également à faire car ce paramètre peut avoir une influence sur les courants (effet d'avance ou de retard du signal de marée, Grangeré, 2004).

Le module sédimentaire implanté dans le modèle SiAM2D n'a pas été exploité dans cette thèse, alors que nous avons vu l'importance des MES sur le fonctionnement global de l'écosystème Marennes-Oléron : les MES limitent la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau et limitent donc la production planctonique. La filtration des huîtres est gênée. Les MES peuvent également jouer un rôle important dans la régulation du phosphore dans la baie. Il apparaît donc nécessaire de valider ce modèle hydrosédimentaire à l'échelle de la baie, via une série de simulations pour différentes conditions hydrologiques (fort et faible débits de Charente, coefficients de VE et ME) à confronter à une série de mesures (échantillonnage en continu avec une sonde YSI pour couvrir une large zone, par exemple).

Pour l'ensemble des simulations et calculs présentés ici, l'influence du vent n'a pas été prise en compte. Or, l'ensemble des processus de remise en suspension au niveau des vasières (sédiments et microalgues) dépend étroitement du vent, ainsi que du clapot et de la houle générés par celui-ci. Plusieurs jours consécutifs de stabilité météorologique sont nécessaires au bon développement du biofilm microphytobenthique (Grangeré, 2003).

II.3. Conditions aux limites

A plus grande échelle, nous avons vu que l'influence de la Gironde devait être prise en compte pour représenter au mieux la salinité dans la baie. Plutôt que des conditions aux limites océaniques fixes, le couplage du modèle Marennes-Oléron au modèle Golfe de Gascogne donnerait des limites plus réalistes : les entrées en eaux douces, mais également en phytoplancton ou nutriments doivent être prises en compte. Des mesures régulières au large pourraient également constituer des séries temporelles à mettre en entrée du modèle.

Au niveau des apports par la Charente, si les débits sont maintenant correctement mesurés, des mesures régulières de concentrations en nutriments seraient également nécessaires afin d'avoir les bons flux en entrée du modèle. En effet, les données de nutriments utilisées ici correspondent à des mesures bi-mensuelles pour 2001-2002 au niveau du barrage de St Savinien, or les apports par le bassin versant peuvent varier d'une année à l'autre, selon les pratiques agricoles, et la pluviométrie (lessivage des sols après des épandages d'engrais par exemple).

II.4. Mesure de la production primaire et des caractéristiques photosynthétiques du plancton

En ce qui concerne les mesures de production primaire, l'approche utilisée via des mesures au ^{14}C convient peut-être pour estimer la production globale de la baie, mais ne suffit pas pour comprendre les processus physiologiques sous-jacents. En effet, il existe une photoadaptation du phytoplancton en réponse au mélange vertical. En théorie, il y a une adaptation des cellules aux gradients verticaux de lumière quand l'échelle des processus physiologiques est inférieure à celle des mélanges verticaux. Une hétérogénéité des paramètres photosynthétiques existe alors sur la colonne d'eau. A l'inverse, si les mélanges verticaux se mettent en place à des échelles plus courtes que celles des processus physiologiques, alors les propriétés photosynthétiques du plancton seront uniformes sur la colonne d'eau. Lizon *et al.* (1995, 1998) observent ainsi en milieu côtier des profils différents de P_m^B selon la profondeur en conditions de ME (hétérogénéité des profils avec une adaptation à l'obscurité en profondeur et une photoinhibition en surface) et de VE (homogénéité des profils). Ces différences peuvent générer un biais de 40% dans l'estimation de la productivité journalière de la colonne d'eau. Dans notre cas, les mesures ont toujours été réalisées en coefficient de VE. Dans les zones plus profondes de la baie (> 5 ou 10 m), il est possible que des gradients se mettent en place lors des ME, lorsque l'hydrodynamisme est plus faible. Par ailleurs, c'est également lors des ME que les processus de remise en suspension du microphytobenthos des vasières sont découplés de ceux du sédiment. Des mesures in situ avec un cytomètre de flux caractériseraient individuellement les cellules phytoplanctoniques présentes dans la colonne d'eau et leur « historique » d'exposition à la lumière. Dans les zones moins profondes où les mélanges sont plus importants, les algues sont entraînées dans un mouvement constant les faisant passer rapidement de la surface ou fond. La question est alors de savoir si les laps de temps passés en surface sont suffisants pour qu'elles profitent de la lumière, disponible et non-limitante, pour produire. Dans ce cas, la production primaire pélagique pourrait être beaucoup plus importante que celle moyenne mesurée. En effet, les processus associés à la production primaire ne doivent pas être considérés comme la moyenne d'un phénomène, car ils correspondent à une juxtaposition de réponse photosynthétique individuelle. Ce type de mesure pourrait servir à mieux quantifier le plancton d'origine benthique présent

dans la colonne d'eau, et récemment resuspendu.

II.5. Modèle de production primaire et modèle biogéochimique

Dans le cas d'un contrôle de la production primaire par les PO_4 , le modèle à mettre en œuvre devient alors très complexe. En effet, en milieu estuarien et dans des baies macrotidales comme celle de Marennes-Oléron, le milieu peut être source ou puits de phosphates (Pratska *et al.*, 1998). Les processus de rétention/relargage peuvent être saisonniers et les PO_4 d'origine sédimentaire maintiennent alors la production planctonique (cas de la baie du Delaware : Lebo & Sharp, 1992) . Les flux à l'interface eau-sédiment peuvent être 30 fois supérieurs à l'export net annuel (Coelho *et al.*, 2004) et contrôler les concentrations des nutriments dans les eaux (cas de la lagune de Venise : Degobbis *et al.*, 1986). La présence des huîtres complexifie les processus puisque Sornin *et al.* (1986) ont montré que les biodépôts piègeaient une partie du phosphore, puis ces biodépôts sont plus ou moins rapidement reminéralisés grâce aux bactéries. Une modélisation du cycle du phosphore dans la baie de Marennes-Oléron nécessiterait également de prendre en compte les processus d'adsorption-désorption des PO_4 sur les MES en suspension (cas d'un modèle utilisé en baie de Seine par Cugier, 1999). Chapelle (1995) a développé pour l'étang de Thau un modèle sédimentaire multi-couche où les flux de phosphates dépendent de la reminéralisation de la matière organique, processus lui-même gouverné par la température et l'oxygène. De Wang *et al.* (2003a et b) proposent un modèle basé sur les flux de matière organique dissoute (MOD), mais qui est difficilement applicable à la baie de Marennes-Oléron où ces flux de MOD sont mal connus. La remise à disposition du phosphore dépend du pH et du potentiel réduction du sédiment, mais aussi des caractéristiques même des sédiments (taille des particules, présence d'oxydes de fer, d'aluminium ou de calcium ; Aminot & Andrieux, 1996). Les concentrations en sulfates dans les sédiments côtiers peuvent également jouer un rôle dans la rétention du phosphore (Correll, 1998). L'activité des animaux benthiques peut contribuer à augmenter les flux de nutriments à l'interface eau/sédiment (Hopkinson, 1987). Le microphytobenthos joue aussi un rôle dans le turn-over des nutriments (Sundback & Miles, 2002 ; Sundback *et al.*, 2004).

II.6. Sources de nourriture et importance de la matière organique détritique

Galois *et al.* (1996) ont montré que dans la baie de Marennes-Oléron, au niveau de Boyard, l'assemblage planctonique était dominé par les diatomées en avril/mai, puis par les flagellés en août/septembre. Un modèle à deux compartiments planctoniques pourrait s'avérer nécessaire pour mieux représenter la population pélagique quantitativement, mais également qualitativement. L'aspect qualitatif de la nourriture n'est pas négligeable pour les filtreurs. Dans l'objectif d'une modélisation centrée sur l'écophysiologie de l'huître (croissance, reproduction), les différentes sources de nourriture de l'huître devraient alors être prises en compte, car le phytoplancton comme nourriture principale de l'huître ne suffit pas pour rendre compte de la totalité des apports organiques dans le bilan énergétique de l'animal. La richesse des eaux côtières en matière organique dissoute favorise la production de bactéries et d'autres organismes hétéro/mixotrophes. Bactéries, picoplancton et protistes de taille comprise entre 5 et 100 μm sont autant de sources de nourriture utilisables par les huîtres (Dupuy, 1999).

Nous avons vu l'importance des pseudo-fécès dans le cas d'un retour de ceux-ci au pool de Chl *a*. Cependant, l'impact de l'aquaculture se traduit en général par un enrichissement du benthos. Les apports en pseudo-fécès et fécès développe le réseau benthique au détriment du réseau pélagique (Leguerrier *et al.*, 2003 ; Dowd *et al.*, 2005).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Allen, J. 1997.** A modelling study of ecosystem dynamics and nutrient cycling in the Humber plume, UK. *Journal of Sea Research* **38**, 333-359.
- Aminot, A. & Andrieux, F. 1996.** Concept and determination of exchangeable phosphate in aquatic sediments. *Water Research* **30**, 2805-2811.
- Aminot, A. & Chaussepied, M. 1983.** *Manuel des analyses chimiques en milieu marin*. CNEXO, pp. 395.
- Anonymous, 1996.** *Annuaire des marées - tome 1 - Ports de France*. Service Hydrographique et Océanographique de la Marine (S.H.O.M.), S.H.O.M. Paris, 190 p.
- Auguet J.-C., Montanié H., Delmas D., Hartmann H.J., Huet V., 2005.** Dynamic of virioplankton abundance and its environmental control in the Charente estuary (France). *Microbial Ecology*. In Press.
- Bacher, C. 1989.** Étude de la capacité trophique du bassin de Marennes-Oléron : utilisation d'un modèle couplé de transport particulaire et de croissance de l'huître *Crassostrea gigas*. Thèse de Doctorat. Université de Bretagne Occidentale. 146 p.
- Bacher, C., 1989.** Capacité trophique du bassin de Marennes-Oléron: couplage d'un modèle de transport particulaire et d'un modèle de croissance de l'huître *Crassostrea gigas* / Trophic capacity of the Bay of Marennes-Oléron: coupling of particulate matter transport with a model of *Crassostrea gigas* growth. *Aquatic Living Resources* **2**, 199-214.
- Bacher, C., Duarte, P., Ferreira, J.G., Héral, M. & Raillard, O. 1998.** Assesment and comparaison of the Marennes-Oléron Bay (France) and Carlington Lough (Ireland) carrying capcity with ecosystem models. *Aquatic Ecology* **31**, 379-394.
- Bacher, C., Sochard, S., Freissinet, C. & Sauvaget, P. 2000.** Vers une modélisation opérationnelle pour l'aménagement des zones côtières : l'exemple du bassin de Marennes-Oléron (France). *La houille blanche* **7/8**, 66-73.
- Barillé, L & Prou J. 1993.** Modelling Japanese oyster physiological processes under natural tidal variation in suspended particulate mater. *ICES, Shellfish Comm.* C.M. 1993/F,22.
- Barillé, L., Héral, M. & Barillé-Boyer, A.-L. 1997.** Modélisation de l'écophysiologie de l'huître *Crassostrea gigas* dans un environnement estuarien / Ecophysiological deterministic model for *Crassostrea gigas* in an estuarine environment. *Aquatic Living Resources* **10**, 31-48.
- Barranguet, C., Kromkamp, J., Peene, J., 1998.** Factors controlling primary production and photosynthetic characteristics of intertidal microphytobenthos. *Marine Ecology Progress Series* **173**, 117-126.
- Bassoullet, Ph., Le Hir, P., Gouleau, D. & Robert, S. 2000.** Sediment transport over an intertidal mudflat: field investigations and estimation of fluxes within the "Baie de Marennes-Oléron" (France). *Continental Shelf Research* **20**, 1635-1653.
- Beaugrand, G., Ibanez, F. & Reid, P. 2000.** Spatial, seasonal and long-term fluctuations of planktoon in relation to hydrovlimatic fatures in the English Channel, Celtic Sea and Bay of Biscay. *Marine Ecology Progress Series* **200**, 93-102.
- Behrenfeld, M. & Falkowski, P. 1997.** A consumer's guide to phytoplankton primary productivity models. *Limnology and Oceanography* **42**, 1479-1491.
- Blanchard, G. F., Cariou-Le Gall, V., 1994.** Photosynthetic characteristics of microphytobenthos in Marennes-Oleron Bay, France: preliminary results. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **182**, 1-14.

- Blanchard, G.F., Montagna, P.A., 1992.** Photosynthetic response of natural assemblages of marine benthic microalgae to short- and long-term variations of incident irradiance in Baffin Bay, Texas. *Journal of Phycology* **28**, 7-14.
- Blanchard, G. F., Guarini, J.-M., Richard, P., Gros, Ph. & Mornet, F. 1996.** Quantifying the short-term temperature effect on light-saturated photosynthesis of intertidal microphytobenthos. *Marine Ecology Progress Series* **134**, 309-313.
- Blanchard, G. F., Guarini, J.-M., Bacher, C. & Huet, V. 1998.** Contrôle de la dynamique a court terme du microphytobenthos intertidal par le cycle exondation-submersion / Control of the short-term dynamics of intertidal microphytobenthos by the exondation-submersion cycle. *Comptes rendus de l'Academie des Sciences de Paris, Sciences de la vie* **321**, 501-508.
- Bougrier, S., Geairon, P., Deslou-Paoli, J.M., Bacher, C. & Jonquière, G. 1995.** Allometric relationships and effects of temperature on clearance and oxygen consumption rates of *Crassostrea gigas* (Thunberg). *Aquaculture* **134**, 143-154.
- Boutier, B., Chiffolleau, J.-F., Gonzalez, J.-L., Lazure, P., Auger, D. & Truquet, I. 2000.** Influences of the Gironde estuary outputs on cadmium concentrations in the coastal waters : consequences on the Marennes-Oléron bay (France). *Oceanologica Acta* **23**, 745-757.
- Boynton, W., Kemp, W., Keefe, C., 1982.** A comparative analysis of nutrients and other factors influencing estuarine phytoplankton production. In *Estuarine comparisons* (Kennedy, V., ed.). Academic Press, New-York, pp. 69-90.
- Brenon, I. & Le Hir, P. 1999.** Modelling the turbidity maximum in the Seine Estuary (France): identification of formation processes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **49**, 525-544.
- Brunet, C., Lizon, F., 2003.** Tidal and diel periodicities of size-fractionated phytoplankton pigment signatures at an offshore station in the southeastern English Channel. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **56**, 833-843.
- Brush, M.J., Brawley, J.W., Nixon, S.W., Kremer, J.N., 2002.** Modeling phytoplankton production: problems with the Eplley curve and an empirical alternative. *Marine Ecology Progress Series* **238**, 31-45.
- Cabeçadas, L., 1999.** Phytoplankton production in the Tagus Estuary (Portugal). *Oceanologica Acta* **22**, 205-214.
- Cabrira, M., Catarino, F. & Vale, C. 1999.** The effect of tidal range on the flushing of ammonium from intertidal sediments of the Tagus estuary, Portugal. *Oceanologica Acta* **22**, 291-302.
- Canuel, E. 2001.** Relations between river flow, primary production and fatty acid composition of particulate organic matter in San Francisco and Chesapeake Bays: a multivariate approach. *Organic Geochemistry* **32**, 563-583.
- Carstensen, J., Conley, D. & Müller-Karulis, B. 2003.** Spatial and temporal resolution of carbon fluxes in a shallow coastal ecosystem, the Kattegat. *Marine Ecology Progress Series* **252**, 35-50.
- Carvalho, F. 1997.** Distribution, cycling and mean residence time of ²²⁶Ra, ²¹⁰Pb and ²¹⁰Po in the Tagus estuary. *The Science of the Total Environment* **196**, 151-161.
- Cerco, C.F. 2000.** Phytoplankton kinetics in the Chesapeake Bay eutrophication model. *Water Quality and Ecosystem Modeling* **1**, 5-49.
- Chapelle, A. 1995.** A preliminary model of nutrient cycling in sediments of a Mediterranean lagoon. *Ecological Modelling* **80**, 131-147.
- Cloern, J. E., 1987.** Turbidity as a control on phytoplankton biomass and productivity in estuaries. *Continental Shelf Research* **7**, 1367-1381.

- Cloern, J.E. 2001.** Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* **210**, 223-253.
- Cloern, J.E., Powell, T.M. & Huzzey, L.M. 1989.** Spatial and temporal variability in South San Francisco Bay (USA). II. Temporal changes in salinity, suspended sediments, and phytoplankton biomass and productivity over tidal time scales. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **28**, 599-613.
- Coelho, J., Flindt, M., Jensen, H., Lillebo, A. & Pardal, M. 2004.** Phosphorus speciation and availability in intertidal sediments of a temperate estuary: relation to eutrophication and annual P-fluxes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **61**, 583-590.
- Cole, B. E., Cloern, J. E., 1984.** Significance of biomass and light availability to phytoplankton productivity in San Francisco Bay. *Marine Ecology Progress Series* **17**, 15-24.
- Cole, B.E., Cloern, J.E., 1987.** An empirical model for estimating phytoplankton productivity in estuaries. *Marine Ecology Progress Series* **36**, 299-305.
- Correl, D. 1998.** The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters : a review. *Journal of Environmental Quality* **27**, 261-266.
- Côté, B., Platt, T., 1983.** Day-to-day variations in the spring-summer photosynthetic parameters of coastal marine phytoplankton. *Limnology and Oceanography* **28**, 320-344.
- Crottereau, C. 1999.** Dynamique des populations bactériennes dans un marais maritime Atlantique : contributions des activités ectoprotéolytique et d'uptake des acides aminés à la production bactérienne. Thèse de doctorat, spécialité : Océanologie, Université Aix-Marseille II. 216 p.
- Cugier, P. 1999.** Modélisation du devenir à moyen terme dans l'eau et le sédiment des éléments majeurs (N, P, Si) rejetés par la Seine en Baie de Seine. Thèse de doctorat, spécialité : Terre Enveloppe Fluide. Université de Caen. 249 p.
- Dechambenoy, C., Pontier, L., Sirou, F. & Vouvé, J. 1977.** Apport de la thermographie infrarouge aéroportée à la connaissance de la dynamique superficielle des estuaires (système Charente - Seudre - Anse de l'Aiguillon). *Comptes rendus de l'Académie des Sciences de Paris, Sciences de la Terre et des Planètes* **284**, 1269-1272.
- Degobbi, D., Homme-Maslowska, E., Orio, A., Donazzolo, R. & Pavoni, B. 1986.** The role of alkaline phosphatase in the sediments of Venice Lagoon on nutrient regeneration. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **22**, 425-437.
- de Goeij, P. & Honkoop, P. 2002.** The effect of immersion time on burying depth bivalve *Macoma balthica* (Tellinidae). *Journal of Sea Research* **47**, 109-119.
- de Jonge, V. & van Beusekom, J. 1992.** Contribution of resuspended microphytobenthos to total phytoplankton in the Ems estuary and its possible role for grazers. *Netherlands Journal of Sea Research* **30**, 91-105.
- de Jonge, V.N. & van Beusekom, J.E.E. 1995.** Wind- and tide-induced resuspension of sediment and microphytobenthos from tidal flats in the Ems estuary. *Limnology and Oceanography* **40**, 766-778.
- de Jonge, V.N. 2000.** Importance of temporal and spatial scales in applying biological and physical process knowledge in coastal management, an example for the Ems estuary. *Continental Shelf Research* **20**, 1655-1686.
- Demers, S., Legendre, L., 1979.** Effets des marées sur la variation circadienne de la capacité photosynthétique du phytoplancton du Saint-Laurent. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **39**, 97-99.
- Dettmann, E. 2001.** Effect of water residence time on annual export and

- denitrification of nitrogen in estuaris: a model analysis. *Estuaries* **24**, 481-490.
- de Vries, I., Duin, R., Peeters, J., Los, F., Bokhorst, M. & Laane, R. 1998.** Patterns and trends in nutrients and phytoplankton in Dutch coastal waters: comparison of time-series analysis, model simulation, and mesocosm experiments. *ICES Journal of Marine Science* **55**, 620-634.
- Dowd, M. 2005.** A bio-physical coastal ecosystem model for assessing environmental effects of marine bivalve aquaculture. *Ecological Modelling* **183**, 323-346.
- Dortch, Q., Whitley, T., 1992.** Does nitrogen or silicon limit phytoplankton production in the Mississippi River plume and nearby regions? *Continental Shelf Research* **12**, 1293-1309.
- Druehl, L. & Green, J. 1982.** Vertical distribution of intertidal seaweeds as related to patterns of submersion and emersion. *Marine Ecology Progress Series* **9**, 163-170.
- Dupuy C, 1999.** Rôle fonctionnel des protistes hétéro/mixotrophes dans le réseau trophique d'un écosystème conchylicole : le marais atlantique. Thèse de doctorat, spécialité Océanologie Biologique et Environnement Marin. Université de La Rochelle. 83 p.
- Ellien, C., Thiebaut, E., Barnay, A.-S., Dauvin, J.-C., Gentil, F. & Salomon, J.-C. 2000.** The influence of variability in larval dispersal on the dynamics of a marine metapopulation in the eastern Channel. *Oceanologica Acta* **23**, 423-442.
- Elliott, M. & de Jonge, V. 2002.** The management of nutrients and potential eutrophication in estuaries and other restricted water bodies. *Hydrobiologia* **475/476**, 513-524.
- Faury, N., Razet, D., Soletchnik, P., Gouletquer, P., Ratiskol, J. & Garnier, J. 1999.** Hydrologie du bassin de Marennes-Oléron. *Analyse de la base de données "RAZLEC" 1977-1995*. IFREMER, DRV/RA/LCPC/RST/99-12, pp. 52.
- Fettweis, M., Sas, M. & Monbaliu, J. 1998.** Seasonal, Neap-spring and tidal variation of cohesive sediment concentration in the Scheldt Estuary, Belgium. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **47**, 21-36.
- Feuillet-Girard, M., Goulet, D., Blanchard, G. & Joassard, L. 1997.** Nutrient fluxes on an intertidal mudflat in Marennes-Oléron Bay, and influence of the emersion period. *Aquatic Living Resources* **10**, 49-58.
- Fisher, T., Harding, L., Stanley, D., Ward, L., 1988.** Phytoplankton, nutrients, and turbidity in the Chesapeake, Delaware, and Hudson estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **27**, 61-93.
- Forbes, J.R., Denman, K.L., Mackas, D.L., 1986.** Determinations of photosynthetic capacity in coastal marine phytoplankton: effects of assay irradiance and variability of photosynthetic parameters. *Marine Ecology Progress Series* **32**, 181-191.
- Fréchette, M., Legendre, L., 1982.** Phytoplankton photosynthetic response to light in an internal tide dominated environment. *Estuaries* **5**, 287-293.
- Freissinet, C., Sauvaget, P. & Bacher, C. 2001.** Modélisation opérationnelle pour la gestion intégrée des zones côtières : application à la baie de Marennes-Oléron. *Journal de Recherche Océanographique* **26**, 105.
- Galois R., Richard P., Fricourt B., 1996.** Seasonal variations in suspended particulate matter in the Marennes-Oléron Bay, France, using lipids as biomarkers. *Estuarine, coastal and Shelf Science* **43**, 335-357.
- Gallegos, C., Platt, T., 1985.** Vertical advection of phytoplankton and productivity estimates: A dimensional analysis. *Marine Ecology Progress Series* **26**, 125-134.

- Geider, R., MacIntyre, H., Kana, T., 1997.** Dynamic model of phytoplankton growth and acclimation: responses of the balanced growth rate and the chlorophyll a:carbon ratio to light, nutrient-limitation and temperature. *Marine Ecology Progress Series* **148**, 187-200.
- Giret, A. 2002.** L'hydrologie de la Charente entre nature et anthropisation (1960-1994). *Science et changements planétaires / Sécheresse* **13**,105-112.
- Gohin, F., Lampert, L., Guillaud, J.-F., Herbland, A. & Nézan, E. 2003.** Satellite and in situ observations of a late winter phytoplankton bloom, in the northern Bay of Biscay. *Continental Shelf Research* **23**, 1117-1141.
- Gouleau, D. 1975.** Les premiers stades de la sédimentation sur les vasières littorales atlantiques. Rôle de l'émersion. Thèse 3^{ème} cycle, Nantes, 241 p.
- Gouleau, D., Jouanneau, J., Weber, O. & Sauriau, P.-G. 2000.** Short- and long-term sedimentation on Montportail-Brouage intertidal mudflat, Marennes-Oléron Bay (France). *Continental Shelf Research* **20**, 1513-1530.
- Gouletquer, P. & Le Moine, O. 2002.** Shellfish farming and Coastal Zone Management (CZM) development in the Marennes-Oléron Bay and Charentais Sounds (Charente Maritime, France): A review of recent developments. *Aquaculture International* **10**, 507-525.
- Grangeré, K. 2003.** Mise en évidence de la remise en suspension du microphytobenthos à partir de la structuration spatiale de la biomasse microalgale du bassin de Marennes-Oléron. *Mémoire de DEA*. Université de La Rochelle, 36 p.
- Grangeré, K. 2004.** Simulation de l'influence des apports des bassins versants sur les concessions ostréicoles de la Baie des Veys (Baie de Seine occidentale). *Mémoire DEA Européen, spécialité : modélisation de l'environnement marin*. Université de Liège, 45 p.
- Guezennec, L., Lafite, R., Dupont, J.-P., Meyer, R. & Boust, D. 1999.** Hydrodynamics of suspended particulate matter in the tidal freshwater zone of macrotidal estuary (the Seine river, France). *Estuaries* **22**, 717-727.
- Guarini, J.-M. 1998.** Modélisation de la dynamique du microphytobenthos des vasières intertidales du bassin de Marennes-Oléron. Effets des synchroniseurs physiques sur la régulation de la production. Thèse de Doctorat, spécialité : Océanologie Biologique. Université Paris VI. 177 p.
- Guarini J.-M., Blanchard G. F., Gros Ph., Harrison S. J., 1997.** Modelling the mud surface temperature on intertidal flats to investigate the spatio-temporal dynamics of the benthic microalgal photosynthetic capacity. *Marine Ecology Progress Series* **153**, 5-36.
- Guarini, J.-M., Gros, Ph., Blanchard, G. F. & Bacher, C. 1999.** La dynamique a court terme de la biomasse du microphytobenthos intertidal. Formalisation mathématique / Short-term dynamics of intertidal microphytobenthic biomass. Mathematical modelling. *Comptes rendus de l'Academie des Sciences de Paris, Sciences de la vie* **322**, 363-373.
- Guarini, J.-M., Blanchard, G. F., Gros, Ph., Gouleau, D. & Bacher, C. 2000.** Dynamic model of the short-term variability of microphytobenthic biomass on temperate intertidal mudflats. *Marine Ecology Progress Series* **195**, 291-303.
- Guarini, J.-M., Blanchard, G. & Gros, Ph. 2000.** Quantification of the microphytobenthic primary production in European intertidal mudflats - a modelling approach. *Continental Shelf Research* **20**, 1771-1788.
- Guarini, J.-M., Cloern, J.E., Edmunds, J., Gros, P. 2002.** Microphytobenthic potential productivity estimated in three tidal embayments of the San Francisco

- Bay: a comparative study. *Estuaries* **25**, 409-417.
- Guarini, J.-M., Gros, P., Blanchard, G., Richard, P., Fillon, A., 2004.** Benthic contribution to pelagic communities in two semi-enclosed, European-type littoral ecosystems (Marennes-Oléron Bay and Aiguillon Bay, France). *Journal of Sea Research* **52**, 241-258.
- Harding Jr, L.W. 1994.** Long-term trends in the distributions of phytoplankton in Chesapeake bay : roles of lighth, nutrients and streamflow. *Marine Ecology Progress Series* **104**, 267-291.
- Harding, L. Jr., Mallonee, M., Perry, E., 2002.** Toward a predictive understanding of primary productivity in a temperate, partially stratified estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **55**, 437-463.
- Harrison, W., Platt, T., 1980.** Variations in assimilation number of coastal marine phytoplankton: effects of environmental co-variables. *Journal of Plankton Research* **2**, 249-260.
- Hartig, P., Wolfstein, K., Lippemeier, S., Colijn, F., 1998.** Photosynthetic activity of natural microphytobenthos populations measured by fluorescence (PAM) and ¹⁴C-tracer methods: a comparison. *Marine Ecology Progress Series* **166**, 53-62.
- Haubois, A.-G. 2003.** Dynamique des transferts trophiques entre le microphytobenthos et le gastéropode dépositore *Hydrobia ulvae* (Pennant) sur une vasière intertidale de la baie de Marennes-Oléron. Thèse de Doctorat, spécialité : Océanographie Biologique et Environnement Marin. Université de La Rochelle. 176 p.
- Haure, J., Penisson, C., Bougrier, S. & Baud, J.-P. 1998.** Influence of temperature on clearance and oxygen consumption rates of the flat oyster *Ostrea edulis* : determination of allometric coefficients. *Aquaculture* **169**, 211-224.
- Heip, C. H. R., Goosen, N. K., Herman, P. M. J., Kromkamp, J., Middelburg, J. J., Soetaert, K., 1995.** Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. *Oceanography and Marine Biology* **33**, 1-149.
- Héral, M., Berthomé, J.-P., Razet, D. & Garnier, J. 1978.** Etude hydrobiologique du bassin de Marennes-Oléron. Un exemple : la sécheresse de l'été 1976. *Revue de travaux de l'institut des pêches maritimes* **42**, 269-290.
- Héral, M., Razet, D., Deslou-Paoli, J.-M., Berthomé, J.-P. & Garnier, J. 1983.** Caractéristiques saisonnières de l'hydrobiologie du complexe estuarien de Marennes-Oléron (France). *Revue de travaux de l'institut des pêches maritimes* **46**, 97-119.
- Héral, M., Razet, D., Deslou-Paoli, J.-M., Manaud, F., Truquet, I. & Garnier, J. 1984.** Hydrobiologie du bassin de Marennes -Oléron. Résultats du réseau national d'observation : 1977 à 1981. *Annales de la société de sciences naturelles de Charente -Maritime* **7**, 259-277.
- Hily, C. 1976.** Ecologie benthique des pertuis Charentais. Thèse de 3ème cycle, spécialité : Océanographie biologique. Université de Brest. 236 p.
- Honkoop, P. & van der Meer, J. 1998.** Experimentally induced effects of water temperature and immersion time on reproductive output of bivalves in the Wadden Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **220**, 227-246.
- Hopkinson, C. 1987.** Nutrient regeneration in shallow-water sediments of the estuarine plume region of the nearshore Georgia Bight, USA. *Marine biology* **94**, 127-142.
- Jassby, A.D. & Platt, T. 1976.** Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton. *Limnology and Oceanography* **21**,

- 540-547.
- Jassby, A.D., Cole, B.E. & Cloern, J.E. 1997.** The design of sampling transects for characterizing water quality in estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **45**, 285-302.
- Joint, I., Pomroy, A., 1993.** Phytoplankton biomass and production in the southern North Sea. *Marine Ecology Progress Series* **99**, 169-182.
- Jordan, T., Correll, D., Miklas, J. & Weller, D. 1991.** Nutrients and chlorophyll at the interface of a watershed and an estuary. *Limnology and Oceanography* **36**, 251-267.
- Jordan, T., Pierce, J. & Correll, D. 1986.** Flux of particulate matter in the tidal marshes and subtidal shallows of the Rhode River estuary. *Estuaries* **9**, 310-319.
- Josefson, A. & Rasmussen, B. 2000.** Nutrient retention by benthic macrofaunal biomass of Danish estuaries: importance of nutrient load and residence time. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **50**, 205-216.
- Juhl, A. & Murrell, M. 2005.** Interactions between nutrients, phytoplankton growth, and microzooplankton grazing in Gulf of Mexico estuary. *Aquatic Microbial Ecology* **38**, 147-156.
- Klingebiel A., de Resseguier A., Tesson M., 1971.** Contribution à l'étude de la circulation des masses d'eau dans la baie de Marennes-Oléron. Compte-rendu de l'Académie des Sciences de Paris, série D, 273(20) : 1783-1786
- Kocum, E., Underwood, G.J.C., Nedwell, D.B., 2002.** Simultaneous measurement of phytoplanktonic primary production, nutrient and light availability along a turbid, eutrophic UK east coast estuary (the Colne Estuary). *Marine Ecology Progress Series* **231**, 1-12.
- Kromkamp, J., Peene, J., 1995.** Possibility of net phytoplankton primary production in the turbid Chelde Estuary (SW Netherlands). *Marine Ecology Progress Series* **121**, 249-259.
- Labry, C. 2001.** Dynamique du phosphore et rôle comme facteur limitant de la production planctonique dans le panache de la Gironde sur le plateau continental Sud Gascogne. Thèse de doctorat, spécialité : Sciences de l'Environnement Marin, Université de la Méditerranée. 163 p.
- Laima, M., Brossard, D., Sauriau, P.-G., Girard, M., Richard, P., Gouleau, D. & Joassard, L. 2002.** The influence of long emersion biota, ammonium fluxes and nitrification in intertidal sediments of Marennes-Oléron Bay, France. *Marine Environmental Research* **53**, 381-402.
- Lazure, P. & Jegou, A.-M. 1998.** 3D modelling of seasonal evolution of Loire and Gironde plumes on Biscay Bay continental shelf. *Oceanologica Acta* **21**, 165-177.
- Lebo, M. & Sharp, J. 1992.** Modeling phosphorus cycling in a well-mixed coastal plain estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **35**, 235-252.
- Leguerrier, D., Niquil, N., Boileau, N., Rzeznik, J., Sauriau, P.-G., Le Moine O., Bacher, C., 2003.** Numerical analysis of the food web of an intertidal mudflat ecosystem on the Atlantic coast of France. *Marine Ecology Progress Series* **246**, 17-37.
- Le Hir, P., Roberts, W., Cazaillet, O., Christie, M., Bassoullet, P. & Bacher, C. 2000.** Characterization of intertidal flat hydrodynamics. *Continental Shelf Research* **20**, 1433-1459.
- Leuschner, C., Landwehr, S. & Mehlig, U. 1998.** Limitation of carbon assimilation of intertidal *Zostera noltii* and *Z. marina* by desiccation at low tide. *Aquatic Botany* **62**, 171-176.

- Lewis, M.L., Smith, J.C., 1983.** A small volume, short-incubation time method for measurement of photosynthesis as a function of incident irradiance. *Marine Ecology Progress Series* **13**, 99-102.
- Lillebo, A., Neto, J., Flindt, M., Marques, J. & Pardal, M. 2004.** Phosphorous dynamics in a temperate intertidal estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **61**, 101-109.
- Li, Y. & Smayda, T.J. 2001.** A chlorophyll time series for Narragansett Bay: assesment of the potential effect of tidal phase on measurement. *Estuaries* **24**, 328-336.
- Lizon, F., Lagadeuc, Y., Brunet, C., Aelbrecht, D. & Bentley, D. 1995.** Primary production and photoadaptation of phytoplankton in relation with tidal mixing in coastal water. *Journal of Plankton Research* **17**, 1039-1055.
- Lizon, F., Seuront, L. & Lagadeuc, Y. 1998.** Photoadaptation and primary production study in tidally mixed coastal waters using a Lagrangian model. *Marine Ecology Progress Series* **169**, 43-54.
- Lucas, L. V., Koseff, J. R., Monismith, S. G., Cloern, J. E., Thompson, J. K., 1999.** Processes governing phytoplankton blooms in estuaries. II: The role of horizontal transport. *Marine Ecology Progress Series* **187**, 17-30.
- Lucas, L. & Cloern, J. 2002.** Effects of tidal shallowing and deepening on phytoplankton production dynamics: a modelling study. *Estuaries* **25**, 497-507.
- MacCaull, W., Platt, T., 1977.** Diel variations in the photosynthetic parameters of coastal marine plankton. *Limnology and Oceanography* **22**, 723-731.
- MacIntyre, H., Kana, T., Geider, R., 2000.** The effect of water motion on short-term rates of photosynthesis by marine phytoplankton. *Trends in Plant Science* **5**, 12-17.
- Malone, T., Crocker, L., Pike, S., Wendler, B., 1988.** Influences of river flow on the dynamics of phytoplankton production in a partially stratified estuary. *Marine Ecology Progress Series* **48**, 235-249.
- Mallin, M., Paerl, H., 1992.** Effects of variable irradiance on phytoplankton productivity in shallow estuaries. *Limnology and Oceanography* **37**, 54-62.
- Maurin, J.-C., Renaud, K. & Robert, S. 2003.** Analyse de la géomorphologie d'une vasière macrotidale (Marennes-Oléron) par vues aériennes. In *9ème Congrès Français de Sédimentologie, Bordeaux (France), 14-16 Oct. 2003*. Association des Sédimentologues Français, Paris (France), 346 p.
- Ménesguen, A., Guillaud, J.-F., Aminot, A. & Hoch, T. 1995.** Modelling the eutrophication process in a river plume : the Seine case study (France). *Ophelia* **42**, 205-225.
- Migné, A., Spilmont, N., Davoult D., 2004.** In situ measurements of benthic primary production during emersion: seasonal variations and annual production in the Bay of Somme (eastern English Channel, France). *Continental Shelf Research* **24**, 1437-1449.
- Monsen, N., Cloern, J. & Lucas, L. 2002.** A comment on the use of flushing time, residence time, and age as transport time scales. *Limnology and Oceanography* **47**, 1545-1553.
- Montani, S., Magni, P., Abe, N., 2003.** Seasonal and interannual patterns of intertidal microphytobenthos in combination with laboratory and areal production estimates. *Marine Ecology Progress Series* **249**, 79-91.
- Orvain, F. 2002.** Modélisation de la bioturbation et de ses conséquences sur les flux de remise en suspension des sédiments cohéifs en baie de Marennes-Oléron. Thèse de doctorat, spécialité : Océanologie Biologique et Environnement Marin.

- Université de La Rochelle. 310 p.
- Orvain, F., Le Hir, P. & Sauriau, P.-G. 2003.** A model of fluff layer erosion and subsequent bed erosion in the presence of the bioturbator, *Hydrobia ulvae*. *Journal of Marine Research* **61**, 823-851.
- Orvain, F., Sauriau, P.-G., Sygut, A., Joassard, L. & Le Hir, P. 2004.** Interacting effects of *Hydrobia ulvae* bioturbation and microphytobenthos on the erodibility of mudflat sediments. *Marine Ecology Progress Series* **278**, 205-223.
- Oviatt, C., Keller, A., Reed, L., 2002.** Annual primary production in Narragansett Bay with no bay-wide winter-spring phytoplankton bloom. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **54**, 1013-1026.
- Pallas, E. 2001.** Simulation des trajectoires de matière organique dans le Pertuis Breton. Couplage de l'hydrodynamisme et d'un modèle écophysiological de *Mytilus edulis*. *Mémoire DEA Européen, spécialité : modélisation de l'environnement marin*. Université de Liège, 63 p.
- Parra, M., Trouky, H., Jouanneau, J.-M., Grousset, F., Latouche, C. & Castaing, P. 1998.** Etude isotopique (Sr-Nd) de l'origine des dépôts fins holocènes du littoral atlantique (S-O France). *Oceanologica Acta* **21**, 631-644.
- Parsons, T.R., Maita, Y., Lalli, C.M., 1984.** *A manual of chemical and biological methods for seawater analysis*. Pergamon Press, Oxford, pp. 173.
- Paterson, D.M. & Crawford R.M. 1986.** The structure of benthic diatom assemblages: a preliminary account of the use and evaluation of low-temperature scanning electron microscopy. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 279-289.
- Pennock, J.R., Sharp, J.H., 1986.** Phytoplankton production in the Delaware Estuary: temporal and spatial variability. *Marine Ecology Progress Series* **34**, 143-155.
- Pereira-Filho, J., Schettini, C., Rorig, L. & Siegle, E. 2001.** Intratidal variation and net transport of dissolved inorganic nutrients, POC and chlorophyll a in the Camboriu river estuary, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **53**, 249-257.
- Platt, T., 1975.** Analysis of the importance of spatial and temporal heterogeneity in the estimation of annual production by phytoplankton in a small enriched, marine basin. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **18**, 99-109.
- Prastka, K., Sanders, R. & Jickells, T. 1998.** Has the role of estuaries as sources or sinks of dissolved inorganic phosphorus changed over time ? Results of a Kd study. *Marine Pollution Bulletin* **36**, 718-728.
- Raillard, O. 1991.** Etudes des interactions entre les processus physiques et biologiques intervenant dans la production de l'huître *Crassostrea gigas* (Thunberg) du bassin de Marennes-Oléron: essai de modélisation. Thèse de Doctorat en Biologie, spécialité Océanographie. Université Paris VI. 215 p.
- Raillard, O., Deslous-Paoli, J.-M., Héral, M. & Razet, D. 1993.** Modelling growth and feeding of the Japanese oyster *Crassostrea gigas* in Marennes-Oléron Bay (France). *Oceanologica Acta* **16**, 73-82.
- Raillard, O. & Ménesguen, A. 1994.** An ecosystem box model for estimating the carrying capacity of a macrotidal shellfish system. *Marine Ecology Progress Series* **115**, 117-130.
- Ravail, B. 1993.** Incidences du débit de la Charente sur la capacité biotique du bassin ostréicole de Marennes-Oléron. Thèse de Doctorat, spécialité : Biologie Marine et Ecologie. Université de Nantes. 215 p.
- Ravail, B., Héral, M., Maestrini, S., Robert, J. M., 1988.** Incidence du débit de la

- Charente sur la capacité biotique du bassin ostréicole de Marennes-Oléron / Effect of the flow from the Charente River on the biotic capacity of the oyster beds in the Marennes-Oléron Bay. *Journal de Recherche Océanographique* **13**, 48-52.
- Riera, P. 1995.** Origine et devenir de la matière organique dans un écosystème à vocation conchylicole. Utilisation du traçage isotopique naturel. Thèse de Doctorat, spécialité : Océanographie. Université de Bordeaux. 214 p.
- Riera, R. & Richard, P. 1996.** Isotopic determination of food sources of *Crassostrea gigas* along a trophic gradient in the estuarine bay of Marennes-Oleron. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **42**, 347-360.
- Sakshaug, E., Bricaud, A., Dandonneau, Y., Falkowski, P., Kiefer, D., Legendre, L., Morel, A., Parslow, J., Takahashi, M., 1997.** Parameters of photosynthesis: definitions, theory and interpretation of results. *Journal of Plankton Research* **19**, 1637-1670.
- Sauriau, P.-G. 1987.** Les mollusques non cultivés du bassin de Marennes-Oléron : quantification et répartition géographique des stocks. *Haliotis* **16**, 527-541.
- Sauriau, P.-G., Mouret, V. & Rincé, J.-P. 1989.** Organisation trophique de la malacofaune benthique non cultivée du bassin ostréicole de Marennes-Oléron. *Oceanologica Acta* **12**, 193-204.
- Schoellhamer, D.H. 2002.** Variability of suspended-sediment concentration at tidal to annual time scales in San Francisco Bay, USA. *Continental Shelf Research* **22**, 1857-1866.
- Serôdio, J., da Silva, J. M. & Catarino F. 1997.** Nondestructive tracing of migratory rhythms of intertidal benthic microalgae using in vivo chlorophyll a fluorescence. *Journal of Phycology* **33**, 542-553.
- Serôdio, J. & Catarino, F. 2000.** Modelling the primary productivity of intertidal microphytobenthos : time scales of variability and effects of migratory rythms. *Marine Ecology Progress Series* **192**, 13-30.
- Shaw, P.J., Purdie, D.A., 2001.** Phytoplankton photosynthesis-irradiance parameters in the near-shore UK coastal waters of the North Sea: temporal variation and environmental control. *Marine Ecology Progress Series* **216**, 83-94.
- Sherwin, T. 2000.** The signifiacnce of residual currents in the interpretation of the EU urban wastewater treatment directive in coastal locations. *Marine Pollution Bulletin* **40**, 17-21.
- Soletchnik, P., Gouletquer, P., Héral, M., Razet, D. & Geairon, P. 1996.** Evaluation du bilan énergétique de l'huitre creuse, *Crassostrea gigas*, en baie de Marennes-Oléron (France) / Evaluation of the energetic budget of the Japanese oyster, *Crassostrea gigas*, in Marennes-Oléron bay (France). *Aquatic Living Resources* **9**, 65-73.
- Soletchnik, P., Faury, N., Razet, D. & Gouletquer, P. 1998.** Hydrobiology of the Marennes-Oléron bay. Seasonal indices and analysis of trends from 1978 to 1995. *Hydrobiologia* **386**, 131-146.
- Songsangjinda, P., Matsuda, O., Yamamoto, T., Rajendran, N. & Maeda, H. 2000.** The role of suspended oyster culture on nitrogen cycle in Hiroshima Bay. *Journal of Oceanography* **56**, 223-231.
- Sornin, J.-M. 1981.** Processus sédimentaires et biodéposition liés à différents modes de conchyliculture. Baie de Cancale, Anse d'Aiguillon et Bassin de Marennes-Oléron. Thèse de 3ème cycle, spécialité : Sédimentologie. Université de Nantes. 188 p.
- Sornin J.-M., Feuillet M., Heral M., Fardeau J.C. 1986.** Influence des cultures

- d'huîtres *Crassostrea gigas* sur le cycle du phosphore en zone intertidale : rôle de la biodéposition. *Oceanologica Acta* **9**, 313-322.
- Sournia, A., 1974.** Circadian periodicities in natural populations of marine phytoplankton. *Advances in Marine Biology* **12**, 325-389.
- Strickland, J.D.H., Parsons T.R., 1972.** *A practical hand book of seawater analysis, Fisheries Research Board of Canada. Bulletin 167 (Second Edition)*. Ottawa.
- Sunback, K. & Miles, A. 2002.** Role of microphytobenthos and denitrification for nutrient turnover in embayments with floating macroalgal mats : a spring situation. *Aquatic Microbial Ecology* **30**, 91-101.
- Sundback, K., Linares, F., Larson, F., Wulff, A. & Engelsen, A. 2004.** Benthic nitrogen fluxes along a depth gradient in a microtidal fjord : the role of denitrification and microphytobenthos. *Limnology and Oceanography* **49**, 1095-1107.
- Tesson M., 1973.** Aspects dynamiques de la sédimentation dans la baie de Marennes-Oléron (France). Thèse de doctorat en sciences de la terre, mention géologie de l'environnement. Université de Bordeaux I. 128 p.
- Thornton, D., Dong, L., Underwood, G., Nedwell, D., 2002.** Factors affecting microphytobenthic biomass, species composition and production in the Colne Estuary (UK). *Aquatic Microbial Ecology* **27**, 285-300.
- Tillmann, U., Heesse, K., Colijn, F., 2000.** Planktonic primary production in the German Wadden Sea. *Journal of Plankton Research* **22**, 1253-1276.
- Ulanowicz, R. & Tuttle, J. 1992.** The trophic consequences of oyster stock rehabilitation in Chesapeake Bay. *Estuaries* **15**, 298-306.
- Uncles, R., Barton, M. & Stephens, J. 1994.** Seasonal variability of fine-sediment concentrations in the turbidity maximum region of the Tamar estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **38**, 19-39.
- van Beusekom, J. & de Jonge, V. 2002.** Long-term changes in Wadden Sea nutrient cycles: importance of organic matter import from the North Sea. *Hydrobiologia* **475/476**, 185-194.
- Vincendeau, M.-L. 1987.** Etude expérimentale de la fertilité des eaux des milieux conchylicoles : influence de l'excrétion des huîtres et des palourdes sur la production des diatomées dominantes. Thèse de doctorat, spécialité : algologie., Université Paris VI. 172 p.
- Vouvé, F. 2000.** Régénération benthique dans les vasières intertidales de Marennes-Oléron : nature de la matière organique, son impact sur la production et l'incorporation de l'ammonium. Thèse de doctorat, spécialité : Océanologie, Université de Perpignan. 263 p.
- Wang, H., Appan, A. & Gulliver, J. 2003.** Modeling of phosphorus dynamics in aquatic sediments: I-model development. *Water Research* **37**, 3928-3938.
- Wang, H., Appan, A. & Gulliver, J. 2003.** Modeling of phosphorus dynamics in aquatic sediments: II-examination of model performance. *Water Research* **37**, 3939-3953.
- Wolfstein, K., Colijn, F., Doerffer, R., 2000.** Seasonal dynamics of microphytobenthos biomass and photosynthetic characteristics in the Northern German Wadden Sea, obtained by the photosynthetic light dispensation system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **51**, 651-662.
- Yin, K. & Harrison, P. 2000.** Influences of flood and ebb tides on nutrient fluxes and chlorophyll on an intertidal flat. *Marine Ecology Progress Series* **196**, 75-85.
- Younes, W., Bensoussan, N., Romano, J.-C., Arlhac, D. & Lafont, M.-G. 2003.** Seasonal and interannual variations (1996-200) of the coastal waters east of the

Rhone river mouths as indicated by the SORCOM series. *Oceanologica Acta* **26**, 311-321.

LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Liste des figures

Figure I-1 : Cartographie et dénomination des principaux bancs de sable, rochers et villages de la baie de Marennes-Oléron	
Figure I-2 : Situation géographique de la baie de Marennes-Oléron : bathymétrie et conchyliculture	4
Figure I-3 : Évolution de la production ostréicole française (d'après Héral <i>et al.</i> , 1989)	5
Figure I-4 : Schéma conceptuel : facteurs influençant une huître dans son milieu	8
Figure I-5: Application de la loi de conservation de la masse à une maille du domaine d'étude. Inventaire des entrées et sorties	13
Figure I-6: Maillage de la baie de Marennes-Oléron utilisé dans le modèle SiAM2D	16
Figure I-7 : Grilles de calcul et bathymétrie utilisées dans SiAM	17
Figure II-1 : Résultat de simulation : trajectoire de particule et dispersion	19
Figure II-2 : Comparaison entre hauteur d'eau simulée par SiAM2D (trait bleu) et par les équations du SHOM (trait rouge) au Chapus	23
Figure II-3 : Comparaison entre marée au Chapus et à La Pallice, simulée par SiAM2D (en bleu) et calculée par les équations du SHOM (en rouge)	24
Figure II-4 : Durées d'une émergence (en heures) pour un coeff. de 28	27
Figure II-5 : Durées d'une émergence (en heures) pour un coeff. de 46	27
Figure II-6 : Durées d'une émergence (en heures) pour un coeff. de 70	27
Figure II-7 : Durées d'une émergence (en heures) pour un coeff. de 95	27
Figure II-8 : Durées d'une émergence (en heures) pour un coeff. de 108	27
Figure II-9 : Idem Figure II-6 avec bathymétrie moins 20 cm	27
Figure II-10 : Idem Figure II-6 avec bathymétrie plus 20 cm	27
Figure II-11 : Durées d'une émergence (en heures) / superficies (en km ²) pour un coefficient de 46	30
Figure II-12 : Durées d'une émergence (en heures) / superficies (en km ²) pour un coefficient de 46	30
Figure II-13 : Durées d'une émergence (en heures) / superficies (en km ²) pour un coefficient de 70	30
Figure II-14 : Durées d'une émergence (en heures) / superficies (en km ²) pour un coefficient de 95	30
Figure II-15 : Durées d'une émergence (en heures) / superficies (en km ²) pour un coefficient de 108	30
Figure II-16 : Cartographie schématique des courants de marée et écoulements résiduels (d'après Dechambenoy <i>et al.</i> , 1977)	31
Figure II-17 : Localisation des points de mesures SHOM	32
Figure II-18 : Courants U et V mesurés SHOM et simulés SiAM2D pour des coeff. de 45 et 95 – Points L et M	34
Figure II-19 : Courants U et V mesurés SHOM et simulés SiAM2D pour des coeff. de 45 et 95 – Points O et P	34
Figure II-20 : Courants U et V mesurés SHOM et simulés SiAM2D pour des coeff. de 45 et 95 – Points Q et S (pour différentes mailles pour le point S)	35
Figure II-21 : Hauteur d'eau, composantes U et V, et vitesse du courant mesuré et simulé	36
Figure II-22 : Localisation des bouées DDE dans la baie de Marennes-Oléron et des bouées « AugerEst » et « Martin »	38
Figure II-23 : Composantes U,V, vitesse et rose du courant mesuré et simulé (série 1)	39
Figure II-24 : Évolution de la bathymétrie du pertuis de Maumusson entre 1978 et 2000	40
Figure II-25 : Composantes U,V, vitesse et rose du courant mesuré et simulé (série 3)	41
Figure II-26 : Dates et parcours du bateau pour la courantométrie avec ADCP dans la baie de Marennes-Oléron réalisée	

durant l'été 2002	42
Figure II-27 : ADCP <i>in situ</i>	44
Figure II-28 : Gréement de l'ADCP et du GPS sur le bateau	44
Figure II-29 : Visualisation des directions de courants enregistrées par l'ADCP	44
Figure II-30 : Courantomètre ADCP	45
Figure II-31 : Évolution des vitesses moyennes.....	46
Figure II-32 : Évolution des profils de vitesses – 17 juillet 2002.....	47
Figure II-33 : Campagne du 28 juin 2002 au Nord de la baie.	49
Figure II-34 : Campagne du 17 juillet 2002 au Nord de la baie.	49
Figure II-35 : Campagne du 26 juillet 2002 au centre de la baie.....	50
Figure II-36 : Campagne du 12 juillet 2002 au Sud de la baie.	50
Figure II-37 : Trajectoire, excursion de marée, distances lagrangienne et eulérienne.....	51
Figure II-38 : Interpolation spatiale pour chaque dtt.....	53
Figure II-39 : Faisceaux de trajectoires (traits bleus) et de résiduelles lagrangiennes (traits rouges)	54
Figure II-40 : Courants résiduels eulériens	56
Figure II-41 : Carte des courants maximums (en m.s ⁻¹) simulés pendant 3 mois d'hiver (période de crue)	56
Figure II-42 : Courants résiduels eulériens calculés	57
Figure II-43 : Limites Nord et Sud de la baie utilisées dans les calculs	62
Figure II-44 : Évolution du volume instantané et volume moyen d'eau dans la baie de Marennes-Oléron (en millions de m ³).....	63
Figure II-45 : Évolution des débits instantanés à la limite Nord et à la limite Sud de la baie de Marennes-Oléron (en milliers de m ³ .s ⁻¹).....	63
Figure II-46 : Évolution temporelle de la quantité relative de traceur en VE et en ME.....	65
Figure II-47 : Variation du temps de chasse en fonction du coefficient de retour en VE et en ME	65
Figure II-48 : Exemple de trajectoires inverses – En bleu de J0 à J-2 ; en rose de J-2 à J-5 ; en vert de J-5 à J-10 jours	66
Figure II-49 : Parcs ostréicoles situés côté Ouest de la baie. Zone d'influence des masses d'eau selon leur âge – En bleu de J0 à J-2 ; en rose de J-2 à J-5 ; en vert de J-5 à J-10 jours.	67
Figure II-50 : Parcs ostréicoles situés dans le chenal central-Ouest.	68
Figure II-51 : Parcs ostréicoles situés sur le banc de Lamouroux.....	68
Figure II-52 : Parcs ostréicoles situés dans le chenal central-Ouest.	68
Figure II-53 : Parcs ostréicoles situés autour de l'île Madame. Zone d'influence des masses d'eau selon leur âge – En bleu de J0 à J-2 ; en rose de J-2 à J-5 ; en vert de J-5 à J-10 jours.	68
Figure II-54 : Parcs ostréicoles de la vasière. Zone d'influence des masses d'eau selon leur âge – En bleu de J0 à J-2 ; en rose de J-2 à J-5 ; en vert de J-5 à J-10 jours.	69
Figure II-55 : Temps de résidence moyens (en jours) estimés pour les points 1 à 16 (numérotés de gauche à droite et de haut en bas), dans différentes conditions hydrologiques (en bleu : ME/débit de Charente faible ; en rouge : VE/débit de Charente fort).....	71
Figure II-56 : Évolution de la quantité relative de traceur M(t)/M ₀ en ME et en VE	72
Figure II-57 : La Charente et ses principaux affluents : bassins versants et localisation des stations de mesure de la DIREN	74
Figure II-58 : Débits journaliers de la Charente de 2001 à 2003.....	78
Figure II-59 : Histogramme des effectifs et % cumulé.....	79

Figure II-60 : Débits journaliers de la Charente, de la Loire et de la Gironde entre 1978 et 1997	80
Figure II-61 : Débits journaliers de la Charente entre 1977 et 1996, moyennes mensuelles et annuelles et coefficients de variation (CV)	80
Figure II-62 : Comparaison entre les salinités mesurée et simulée pour 2001-2002 aux 5 stations RAZLEC.....	83
Figure II-63 : Température de l'air mesurée sous abri (en °C).....	86
Figure II-64 : Précipitations (en mm)	87
Figure II-65 : Rayonnement (J.cm ⁻²) et insolation (h).....	88
Figure II-66 : Vent (en m.s ⁻¹)	89
Figure II-67 : Hodogramme des vents entre 1980 et 2003.....	89
Figure II-68 : Carte sédimentaire de la baie de Marennes-Oléron	91
Figure III-1 : Localisation des 5 stations d'échantillonnage de la base de données RAZLEC – En gris : estrans – En rouge : zones conchylicoles.....	93
Figure III-2 : Évolution temporelle de la température de l'eau pour les cinq stations en surface (trait plein noir) et au fond (trait pointillé vert) de 1977 à 2002. Les échantillons sont collectés en VE (□) ou en ME (●).....	100
Figure III-3 : Température : a) Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée. b) Représentation en box-plot des données (trait rouge = médiane).....	101
Figure III-4 : Moyenne mensuelle de la température pour chaque station et représentation en box-plot des valeurs mensuelles (toutes stations confondues)	102
Figure III-5 : Évolution temporelle de la salinité pour les cinq stations en surface (trait plein noir) et au fond (trait pointillé vert) de 1977 à 2002. Les échantillons sont collectés en VE (□) ou en ME (●).....	104
Figure III-6 : Histogramme des coefficients de marées échantillonnés entre 1977 et 2002.....	105
Figure III-7 : Salinité mesurée à la station Charente (prélèvement de S/VE en période estivale) en fonction de l'écart à l'heure de BM.....	106
Figure III-8 : Relation entre le débit et la salinité mesurée aux différentes stations en surface (en noir) et au fond (en vert), en VE (□) ou en ME (●)	107
Figure III-9 : Salinité : a) Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée. b) Représentation en box-plot des données (trait rouge = médiane)	108
Figure III-10 : Moyenne mensuelle de la salinité pour chaque station et représentation en box-plot des valeurs mensuelles (toutes stations confondues).....	109
Figure III-11 : Évolution temporelle des concentrations en MES pour les cinq stations en surface (trait plein noir) et au fond (trait pointillé vert) de 1977 à 2002. Les échantillons sont collectés en VE (□) ou en ME (●). Attention : échelle logarithmique différente pour la station Charente.....	111
Figure III-12 : MES : a) Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée. b) Représentation en box-plot des données (trait rouge = médiane)	113
Figure III-13 : Moyenne mensuelle des MES pour chaque station et représentation en box-plot des valeurs mensuelles (toutes stations confondues).....	114
Figure III-14 : MOP/MES : Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée.....	115
Figure III-15 : Moyenne mensuelle du rapport MOP/MES pour chaque station.....	116
Figure III-16 : Évolution temporelle des concentrations en Chl <i>a</i> pour les cinq stations en surface (trait plein noir) et au fond (trait pointillé vert) de 1977 à 2002. Les échantillons sont collectés en VE (□) ou en ME (●).....	118

Figure III-17 : Chl <i>a</i> : a) Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée. b) Représentation en box-plot des données (trait rouge = médiane)	120
Figure III-18 : Moyenne mensuelle de la Chl <i>a</i> pour chaque station et représentation en box-plot des valeurs mensuelles (toutes stations confondues).....	122
Figure III-19 : Chl <i>a</i> / (Chl <i>a</i> + Phéo) : Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée	123
Figure III-20 : Moyenne mensuelle du rapport Chl <i>a</i> / (Chl <i>a</i> + Phéo) pour chaque station	123
Figure III-21 : Évolution temporelle des concentrations en DIN pour les cinq stations en surface (trait plein noir) et au fond (trait pointillé vert) de 1977 à 2002. Les échantillons sont collectés en VE (□) ou en ME (●). Attention : échelle différente pour la station Charente	126
Figure III-22 : NH ₄ : a) Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée. b) Représentation en box-plot des données (trait rouge = médiane)	127
Figure III-23 : NO ₂ : a) Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée. b) Représentation en box-plot des données (trait rouge = médiane)	128
Figure III-24 : NO ₃ : a) Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée. b) Représentation en box-plot des données (trait rouge = médiane)	129
Figure III-25 : Moyenne mensuelle des NH ₄ pour chaque station et représentation en box-plot des valeurs mensuelles (toutes stations confondues).....	131
Figure III-26 : Moyenne mensuelle des NO ₂ pour chaque station et représentation en box-plot des valeurs mensuelles (toutes stations confondues).....	131
Figure III-27 : Moyenne mensuelle des NO ₃ pour chaque station et représentation en box-plot des valeurs mensuelles (toutes stations confondues).....	132
Figure III-28 : Évolution temporelle des concentrations en PO ₄ pour les cinq stations en surface (trait plein noir) et au fond (trait pointillé vert) de 1977 à 2002. Les échantillons sont collectés en VE (□) ou en ME (●).....	133
Figure III-29 : PO ₄ : a) Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée. b) Représentation en box-plot des données (trait rouge = médiane)	135
Figure III-30 : Moyenne mensuelle des PO ₄ pour chaque station et représentation en box-plot des valeurs mensuelles (toutes stations confondues).....	137
Figure III-31 : Moyenne mensuelle des PO ₄ pour chaque station calculées sur la période 1992-2002.....	137
Figure III-32 : Évolution temporelle des concentrations en Si pour les cinq stations en surface (trait plein noir) et au fond (trait pointillé vert) de 1977 à 2002. Les échantillons sont collectés en VE (□) ou en ME (●).Attention : échelle différente pour la station Charente.	139
Figure III-33 : Si : a) Moyenne annuelle calculée à partir de tous les échantillons collectés à chaque station et erreur-type associée. b) Représentation en box-plot des données (trait rouge = médiane)	140
Figure III-34 : Moyenne mensuelle des Si pour chaque station et représentation en box-plot des valeurs mensuelles (toutes stations confondues).....	142
Figure III-35 : Baie de Marennes-Oléron : trajets réalisés lors des campagnes d'acquisition en continu avec la sonde YSI. 145	
Figure III-36 : Baie de Marennes-Oléron : échantillonnage au point fixe (★ points RAZLEC : 1 = « Nord », 5 = « Fontenelles », 10 = « Centre », 13 = « Sud » et 15 = « Seudre »).....	146
Figure III-37 : Cartographie spatio-temporelle des paramètres enregistrés en continu pour le transect A1→ A2 du 30 mai	

2002. a) Salinité et parcours du bateau (*). b) Température. c) Turbidité (données relatives). d) Chlorophylle <i>a</i> (données relatives). La BM est à 12:26 (UT) et le coefficient de marée est de 76.	148
Figure III-38 : Évolution des coefficients de variation (CV, %) pour la salinité (mesurée et simulée par le modèle), la température, la turbidité et la chlorophylle <i>a</i> (Chl <i>a</i>) pour le transect A1 → A2 du 30 mai 2002. a) Évolution du CV temporel en fonction de la distance parcourue depuis le point A1. b) Évolution du CV spatial au cours de la journée.	149
Figure III-39 : Cartographie spatio-temporelle des paramètres enregistrés en continu pour le transect C1→ C2 du 13 février 2003. a) Salinité et parcours du bateau (*). b) Température. c) Turbidité (données relatives). d) Chlorophylle <i>a</i> (données relatives). La PM est à 13:41 (UT) et le coefficient de marée est de 40.	151
Figure III-40 : Cartographie spatio-temporelle des paramètres enregistrés en continu pour le transect D1→ D2 du 29 mai 2002. a) Salinité et parcours du bateau (*). b) Température. c) Turbidité (données relatives). d) Chlorophylle <i>a</i> (données relatives). La BM est à 11:41 (UT) et le coefficient de marée est de 87.	152
Figure III-41 : Cartographie spatio-temporelle des paramètres enregistrés en continu pour le transect D1→ D2 du 12 février 2003. a) Salinité et parcours du bateau (*). b) Température. c) Turbidité (données relatives). d) Chlorophylle <i>a</i> (données relatives). La PM est à 12:48 (UT) et le coefficient de marée est de 31.	153
Figure III-42 : CV (%) intra-journalier moyen pour les points 2 à 8.	155
Figure III-43 : CV (%) intra-journalier moyen pour les points 9 à 11.	156
Figure III-44 : CV (%) intra-journalier moyen pour les points 12 à 15.	156
Figure III-45 : Résultat de l'ACP réalisée sur les moyennes par mois, années et station. Projection des variables sur l'axe F1×F2.	158
Figure III-46 : Évolution temporelle des coordonnées des individus selon l'axe 1 pour les 5 stations.	158
Figure III-47 : Évolution des CV saisonniers entre 1985 et 2002 pour les 5 stations.	159
Figure III-48 : Évolution des CV inter-annuels selon les mois pour les 5 stations.	159
Figure III-49 : Variabilité saisonnière à la station Charente selon la profondeur et le coefficient de marée sur les axes 1 et 2 de l'ACP. Les chiffres 7 et 12 indiquent respectivement les mois de janvier et décembre.	160
Figure III-50 : Variabilité spatiale et temporelle pour chaque paramètre hydrobiologique.	161
Figure III-51 : Contribution de chaque échelle temporelle à la variabilité totale du paramètre considéré pour les 5 stations RAZLEC. a) Température b) Salinité c) MES d)Chl <i>a</i> e) Phéo f) NH ₄ g) NO ₃ h) h) PO ₄ i) Si	162
Figure III-52 : Cartographie des coefficients de variation intra-journalière (CV, %) calculés à partir de la salinité simulée par le modèle a) cas de ME / débit de Charente faible, b) cas de ME / débit de Charente fort, c) cas de VE / débit de Charente faible, et d) cas de VE / débit de Charente fort.	165
Figure IV-1 : Campagne de mesure de la production primaire.	173
Figure IV-2 : Localisation des stations échantillonnées dans la baie de Marennes-Oléron, France. Les sites 1, 2, 3', 4 et 6 (●) sont échantillonnés en 2001 et 2002 pour cette étude. Les sites 1, 2, 5, 6 (●) et 3' (▲) sont échantillonnés bi-mensuellement pour la base de données RAZLEC. Les vasières intertidales sont en gris clair. Le rectangle noir indique la zone de calcul de la production primaire.	177
Figure IV-3 : Évolution de la Chl <i>a</i> (A), des concentrations en phosphates (B) (notez le changement d'échelle pour les données hivernales) et les coefficients d'atténuation de la lumière <i>k</i> (C), pour les eaux de surface (lignes pleines) et de fond (pointillés) pour chaque campagne (fall = automne, winter = hiver et summer = été).	183
Figure IV-4 : Exemple de courbe P. vs.E. Le modèle de Jassby & Platt (1976) est ajusté sur les données de surface (modèle	

S) et de fond (modèle B), et sur l'ensemble des données (modèle S + F)	184
Figure IV-5 : Évolution des paramètres photosynthétiques P^{B_m} (A), α^B (B) et du rapport E_m/E_k (C) dans les eaux de surface (lignes pleines) et de fond (pointillés) pour chaque campagne. Les barres d'erreur en (A) et (B) se rapportent aux estimations du modèle.	187
Figure IV-6 : Évolution de la productivité primaire estimée, par unité de surface, pour les échantillons d'eau de surface (lignes pleines) et de fond (pointillés) pour chaque campagne.....	188
Figure IV-7 : Production primaire estimée journalière (A, aux sites 1 et 2) et mensuelle (B, aux sites 1, 2, 3', 5 et 6), par unité de surface, en 2001 et 2002.	189
Figure IV-8 : Bilan annuel en Chl <i>a</i> rapporté à la superficie totale de la baie de Marennes-Oléron, en mgChl <i>a</i> .m ⁻² .an ⁻¹ . Deux estimations sont données pour la production benthique : Prod.Bent.1 d'après l'estimation de Guarini (comm. pers.) et Prod.Bent.2 d'après la valeur donnée dans Leguerrier <i>et al.</i> (2003).	196
Figure IV-9 : Bilan annuel en phosphore dans la baie de Marennes-Oléron, en mmol P.m ⁻² .an ⁻¹ . Deux estimations sont données pour la production benthique : Prod.Bent.1 d'après l'estimation de Guarini (comm. pers.) et Prod.Bent.2 d'après la valeur donnée dans Leguerrier <i>et al.</i> (2003)	197
Figure IV-10 : Bilan annuel en azote dans la baie de Marennes-Oléron, en mmol N.m ⁻² .an ⁻¹ . Deux estimations sont données pour la production benthique : Prod.Bent.1 d'après l'estimation de Guarini (comm. pers.) et Prod.Bent.2 d'après la valeur donnée dans Leguerrier <i>et al.</i> (2003).....	197
Figure IV-11 : Bilan annuel en silice dans la baie de Marennes-Oléron, en mmol Si.m ⁻² .an ⁻¹ . Deux estimations sont données pour la production benthique : Prod.Bent.1 d'après l'estimation de Guarini (comm. pers.) et Prod.Bent.2 d'après la valeur donnée dans Leguerrier <i>et al.</i> (2003).....	198
Figure IV-12 : Comparaison entre données mesurées (*) et simulées de Chl <i>a</i> pour les 5 stations RAZLEC en 2001 et 2002. Les paramètres des simulations sont donnés dans le Tableau IV-3.	204
Figure IV-13 (suite) : Comparaison entre données mesurées (*) et simulées de NO ₃ pour les 5 stations RAZLEC en 2001 et 2002. Les paramètres des simulations sont donnés dans le Tableau IV-3. Attention : échelle différentes pour la station Charente (figure d).....	206
Figure IV-14 : Cartographie des effets limitants simulés des nitrates (moyenne trimestrielle) pour l'année 2001.....	208
Figure IV-15 : Moyenne journalière des effets limitants des nitrates pour 2001-2002, en 6 points de la baie de Marennes-Oléron. En gris : hauteur en eau (échelle relative).	209
Figure IV-16 : Cartographie de la productivité maximale par trimestre pour l'année 2001. Attention : les échelles sont différentes pour chaque trimestre.	210
Figure IV-17 : Moyenne journalière de la productivité primaire pour 2001-2002.	211
Figure IV-18 : Représentation des flux d'échange de chaleur à la surface de la vase sur la zone intertidale (d'après Guarini, 1998).....	216
Figure IV-19 : Données simulées (en bleu) de la température de la vase et de la hauteur d'eau pour une maille située en partie supérieure de la vase de Brouage, et données mesurées (en rouge) de température de la vase.	220
Figure IV-20 : Localisation des 3 mailles où la température de la vase est simulée.....	221
Figure IV-21 : Évolution horaire de la température simulée en 3 points de la vase pour l'année 2002 (point A = haut d'estran, point B = milieu d'estran, point C = bas d'estran)	221
Figure IV-22 : Coefficient de Variation mensuelle (CV, %) calculées sur la température simulée en 3 points de la vase (point A = haut d'estran, point B = milieu d'estran, point C = bas d'estran).....	222

Figure IV-23 : Comportement migratoire schématisé (Guarini *et al.*, 2000) et observé (Seródio *et al.*, 1997) des diatomées épipéliques en surface du sédiment. Les zones grisées représentent la nuit et les barres horizontales représentent les périodes d'immersion. Les flèches indiquent le sens de la migration et le niveau de biomasse à la surface du sédiment est donné par l'ordonnée. Dans le premier cas, la période d'exondation diurne coïncide avec le midi solaire. Dans le second cas c'est la pleine mer qui coïncide avec le midi solaire et il y a alors deux périodes d'exondation diurne, en début et en fin de journée. 223

Figure IV-24 : Comparaison de la Chl *a* (en mg.m⁻³) simulée par le modèle et mesurée dans la baie pour les 5 stations RAZLEC. En rouge, cyan, vert et bleu : simulations avec remise en suspension du microphytobenthos (respectivement, coefficient de 0%, 10%, 25% et 50%). * : données RAZLEC. 228

Figure IV-25 : Comparaison de la Chl *a* (en mg.m⁻³) simulée par le modèle et mesurée dans la baie de Marennes-Oléron. En rouge : production pélagique uniquement. En vert : production pélagique soutenue par des apports de microphytobenthos. * : données RAZLEC. 229

Figure IV-26 : Moyenne journalière de la productivité primaire microphytobenthique pour 2001-2002. 230

Figure IV-27 : Cartographie de la productivité microphytobenthique maximale par trimestre pour l'année 2001. Attention : les échelles sont différentes pour chaque trimestre. 231

Figure IV-28 : Modèle écophysiological simplifié de l'huître : influence des variables forçantes sur les processus physiologiques de *Crassostrea gigas* (d'après le modèle de Barillé *et al.*, 1997) 235

Figure IV-29 : Comparaison de la Chl *a* (en mg.m⁻³) simulée par le modèle et mesurée dans la baie de Marennes-Oléron. En vert : production pélagique soutenue par des apports de microphytobenthos. En bleu : simulation « Consommation ». En rouge pointillé : simulation « Ingestion ». * : données RAZLEC. 240

Figure IV-30 : Évolution de la concentration en Chl *a* dans la baie de Marennes-Oléron au cours de l'année 2001 (moyennes mensuelles). Simulation « Consommation » 242

Figure IV-31 : Différences mensuelles de concentration en Chl *a* entre les simulations « Ingestion » et « Consommation ». 243

Figure IV-32 : Position des mailles contenant des huîtres. 244

Figure IV-33 : Consommation (en mgChl *a*.m⁻².h⁻¹) pour l'année 2001 en 4 points de la baie. En haut : simulation « Consommation ». En bas : simulation « Ingestion ». 245

Figure IV-34 : Densité en huîtres dans la baie de Marennes-Oléron pour l'année 2001 (données O. Le Moine, IFREMER-LERPC) 247

Figure V-1 : Flux annuels en Chl *a* (tChl *a*.an⁻¹) et en azote (10⁶ molN.an⁻¹). Calcul réalisé sur les simulations 2001-2002 en ne considérant que la consommation par les huîtres. PP = production pélagique. PM = production microphytobenthique. C = consommation par les huîtres. FN = flux net entrant par le Nord de la baie. FS = flux net sortant par le Sud de la baie. 252

Liste des tableaux

Tableau II-1 : Tableau des constantes harmoniques au Chapus et à l'île d'Aix 23

Tableau II-2 : Surface totale émergée (en km²) pour différentes classes de durées d'émersion et différents coefficients. En bleu : idem avec une bathymétrie sur-estimée de 20 cm. En rouge : idem avec une bathymétrie sous-estimée de 20

LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

cm	28
Tableau II-3 : Coefficients et horaires (UT+2) des marées pour les journées de courantométrie ADCP (source SHOM)	43
Tableau II-4 : Valeurs minimales et maximales de l'excursion de marée et de la résiduelle lagrangienne en 20 points de la baie de Marennes-Oléron	53
Tableau II-5 : Temps de chasse minimum et maximum estimés pour différentes conditions hydrologiques (en jours)	64
Tableau II-6 : Stations de mesure des débits sur la Charente et ses affluents : code RNDE et dates de mise en service	76
Tableau II-7 : Statistiques descriptives de débits	79
Tableau II-8 : Caractéristiques des séries temporelles des données météorologiques fournies par MétéoFrance	84
Tableau II-9 : Matrice de corrélation de Pearson. En gras, valeurs significatives (hors diagonale) au seuil $\alpha=0,05$ (test bilatéral)	90
Tableau III-1 : Moyenne de la température, écart-type, coefficient de variation, minima et maxima pour chaque station entre 1977 et 2002	99
Tableau III-2 : Moyenne de la salinité, écart-type, coefficient de variation, minima et maxima pour chaque station entre 1977 et 2002	104
Tableau III-3 : Coefficient de corrélation entre salinité et débit de la Charente selon le type de prélèvement (corrélation significative à $p < 0,05$)	106
Tableau III-4 : Moyenne des MES (en mg.L^{-1}), écart-type, coefficient de variation, minima et maxima pour chaque station entre 1977 et 2002	110
Tableau III-5 : Moyenne du rapport MOP/MES (en %), écart-type, coefficient de variation, minima et maxima pour chaque station entre 1977 et 2002	114
Tableau III-6 : Moyenne de la Chl <i>a</i> (en $\mu\text{g.L}^{-1}$), écart-type, coefficient de variation, minima et maxima pour chaque station entre 1977 et 2002	117
Tableau III-7 : Moyenne des Phéo (en $\mu\text{g.L}^{-1}$), écart-type, coefficient de variation, minima et maxima pour chaque station entre 1977 et 2002	117
Tableau III-8 : Moyenne du rapport Chl <i>a</i> / (Chl <i>a</i> + Phéo) (en %), écart-type, coefficient de variation, minima et maxima pour chaque station entre 1977 et 2002	122
Tableau III-9 : Moyenne des NH_4 (en μM), écart-type, coefficient de variation, minima et maxima pour chaque station entre 1977 et 2002	124
Tableau III-10 : Moyenne des NO_2 (en μM), écart-type, coefficient de variation, minima et maxima pour chaque station entre 1977 et 2002	124
Tableau III-11 : Moyenne des NO_3 (en μM), écart-type, coefficient de variation, minima et maxima pour chaque station entre 1977 et 2002	124
Tableau III-12 : Moyenne des PO_4 (en μM), écart-type, coefficient de variation, minima et maxima pour chaque station entre 1977 et 2002	133
Tableau III-13 : Moyenne des Si (en μM), écart-type, coefficient de variation, minima et maxima pour chaque station entre 1977 et 2002	138
Tableau III-14 : Matrices de corrélation calculées sur les données mesurées en continu lors de la campagne de février 2003. Les valeurs en gras indiquent que la corrélation est significative à $p < 0,005$. a) Campagne du 11/02/2003 – parcours B'. b) Campagne du 12/02/03 – parcours D. c) Campagne du 13/02/03 – parcours C.	154
Tableau IV-1 : Coefficient de variation (%) des estimations de productivité pour chaque date échantillonnée et variation	

spatiale, saisonnière et totale.	186
Tableau IV-2 : Estimation de la production primaire annuelle (gC.m ² .an ⁻¹) pour divers estuaires et baies à travers le monde (d'après Tillmann <i>et al.</i> , 2000 et Heip <i>et al.</i> , 1995)	192
Tableau IV-3 : Récapitulatif des paramètres testés et abréviations des simulation et code couleur utilisé pour les figures..	203
Tableau IV-4 : Bilan annuel de la Chl <i>a</i> simulée pour la baie de Marennes-Oléron, pour les années 2001 et 2002. Les bilans sont calculs pour les différents cas de simulation. PP = production pélagique. M = mortalité. FN = flux net entrant par le Nord de la baie. FS = flux net sortant par le Sud de la baie. Unité : tChl <i>a</i> .an ⁻¹	211
Tableau IV-5 : Bilan annuel des NO ₃ simulés pour la baie de Marennes-Oléron, pour les années 2001 et 2002. Les bilans sont calculs pour les différents cas de simulation. PP = consommation par la production pélagique. FN = flux net entrant par le Nord de la baie. FS = flux net sortant par le Sud de la baie. Unité : 10 ⁶ molN.an ⁻¹	212
Tableau IV-6 : Équations des processus, valeurs et unités des paramètres du modèle.....	218
Tableau IV-7 : Paramètres du modèle de capacité photosynthétique.....	225
Tableau IV-8 : Bilan annuel de la Chl <i>a</i> simulée pour la baie de Marennes-Oléron, pour les années 2001 et 2002. PP = production pélagique. PM : production microphytobenthique. M = mortalité. FN = flux net entrant par le Nord de la baie. FS = flux net sortant par le Sud de la baie. Unité : tChl <i>a</i> .an ⁻¹	232
Tableau IV-9 : Bilan annuel des NO ₃ simulés pour la baie de Marennes-Oléron, pour les années 2001 et 2002. PP = consommation par la production pélagique. PM : production microphytobenthique. FN = flux net entrant par le Nord de la baie. FS = flux net sortant par le Sud de la baie. Unité : 10 ⁶ molN.an ⁻¹	232
Tableau IV-10 : Bilan annuel de la Chl <i>a</i> simulée pour la baie de Marennes-Oléron, pour les années 2001 et 2002. Les bilans sont calculs pour les différents cas de simulation. PP = production pélagique. PM = production microphytobenthique. M = mortalité. C = consommation par les huîtres. I = Ingestion par les huîtres. PF = pseudo-fécès. FN = flux net entrant par le Nord de la baie. FS = flux net sortant par le Sud de la baie. Unité : tChl <i>a</i> .an ⁻¹	246

ANNEXES

ANNEXE 1 : Profils de courant – Campagnes ADCP

Campagne du 27 juin 2002 :

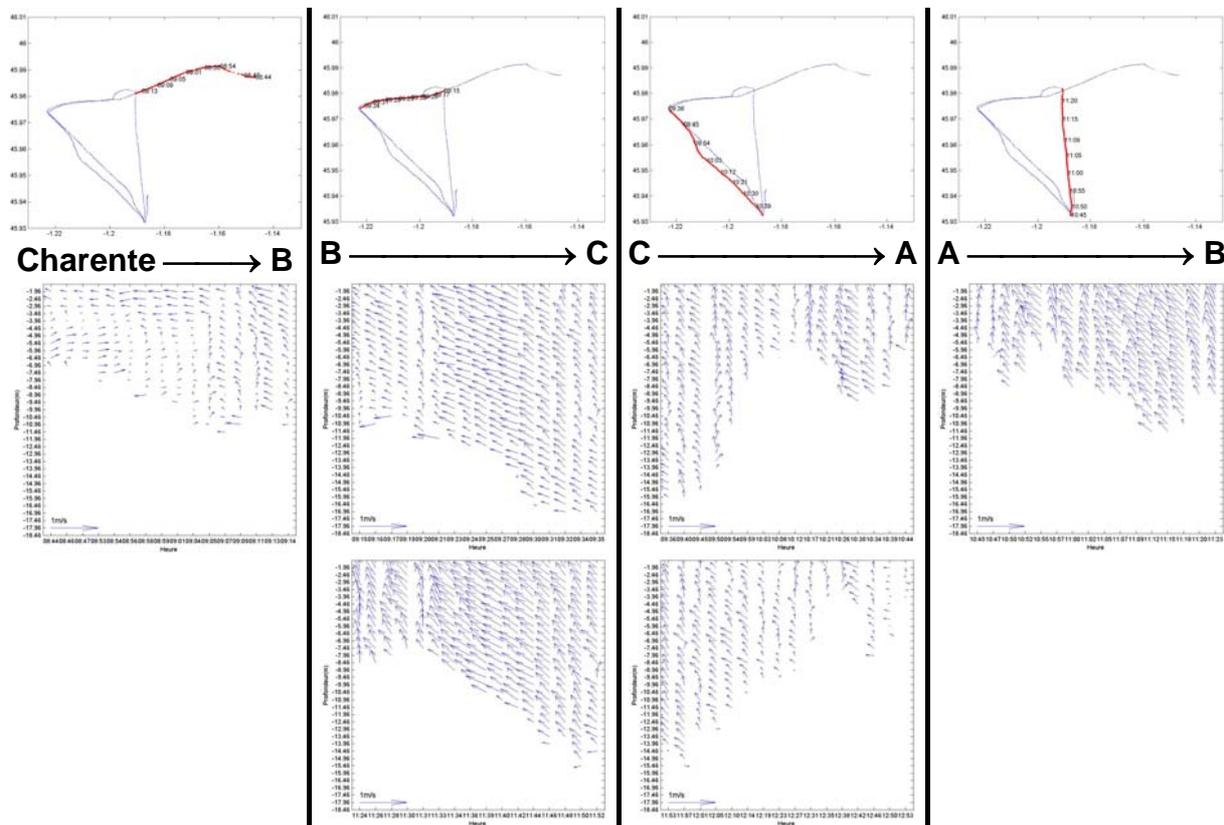


Figure A- 1 : Évolution des profils de vitesses – 27 juin 2002

Campagne du 28 juin 2002 :

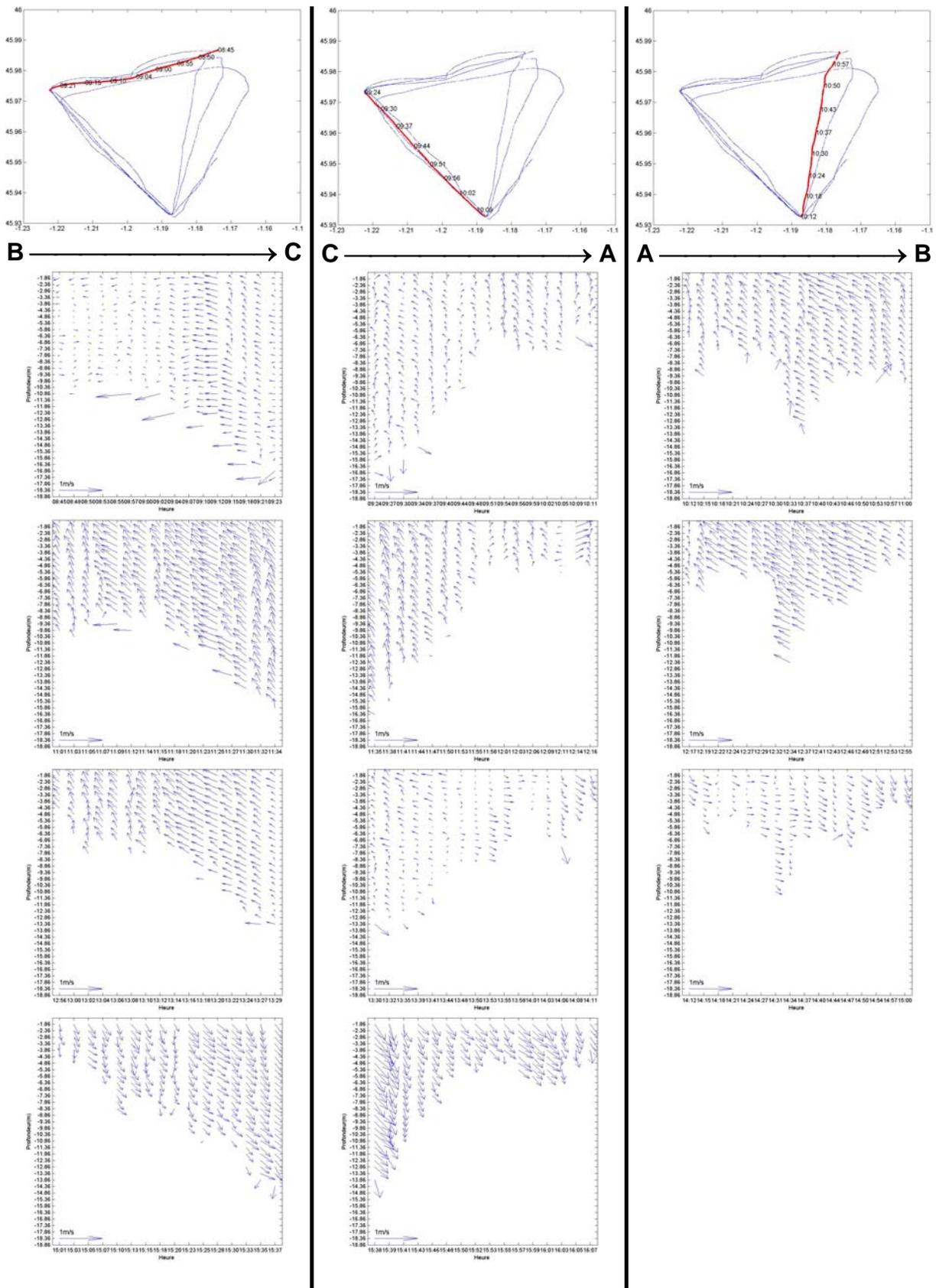


Figure A- 2 : Évolution des profils de vitesses – 28 juin 2002

Campagne du 12 juillet 2002 :

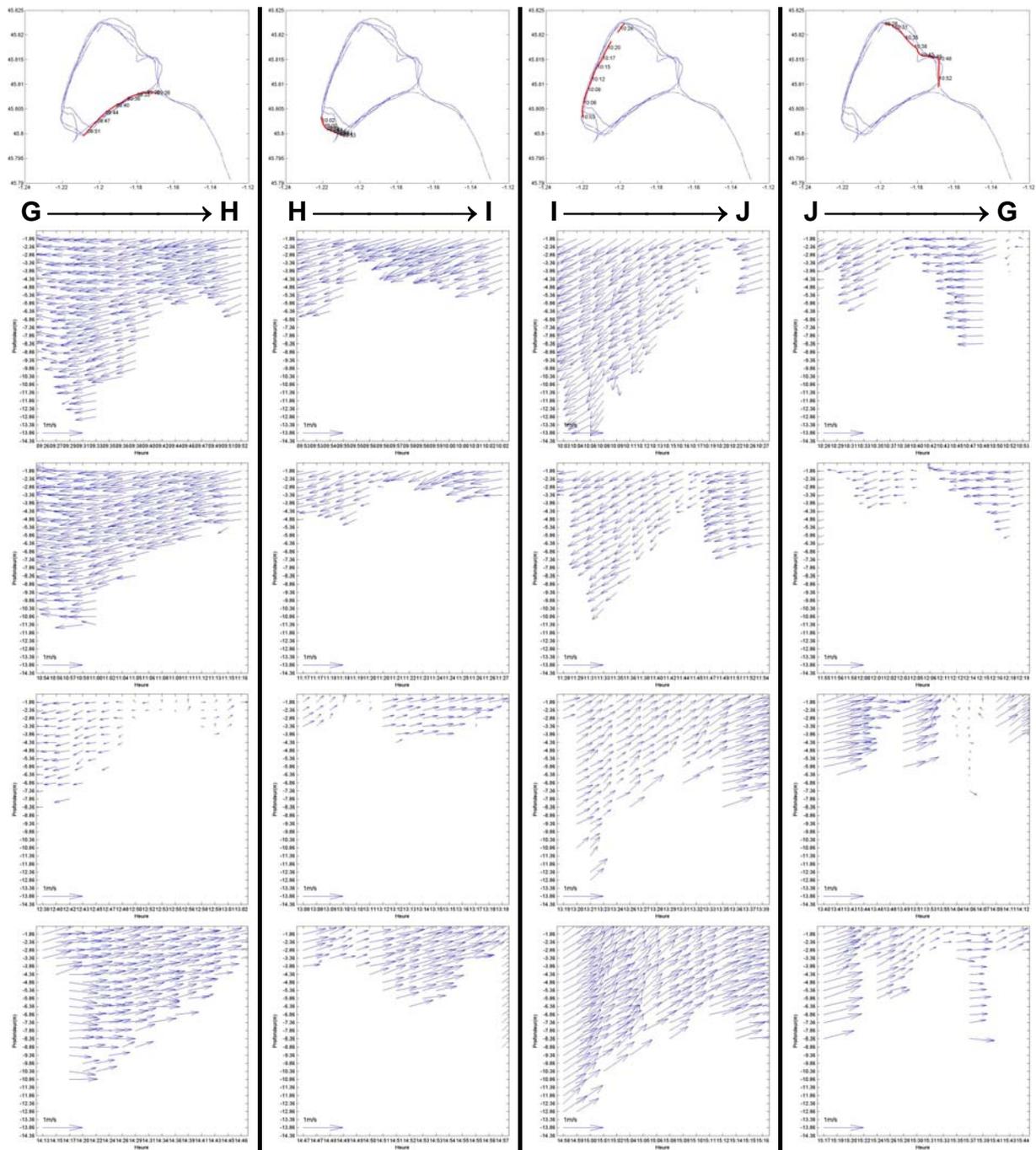


Figure A- 3 : Évolution des profils de vitesses – 12 juillet 2002

Campagne du 26 juillet 2002 :

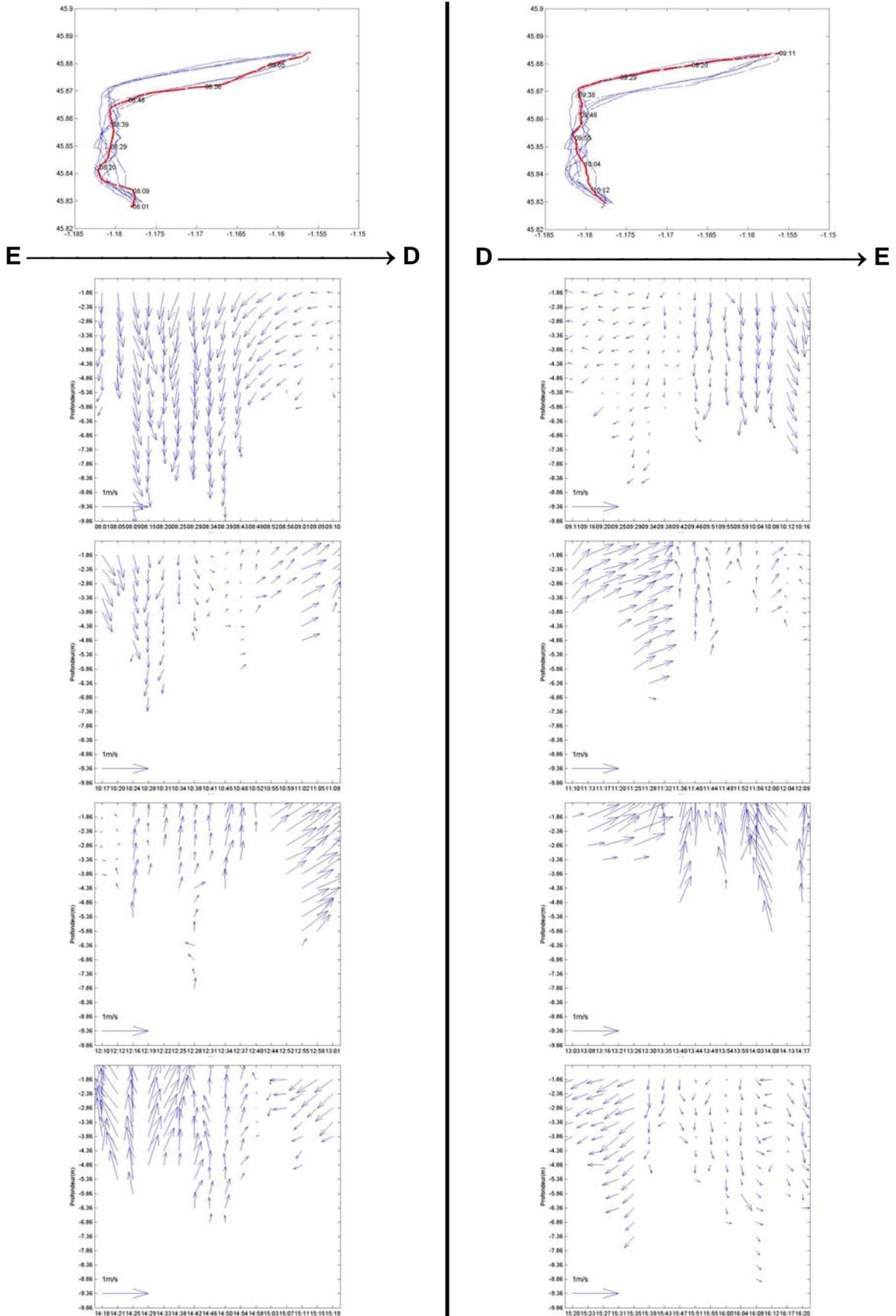
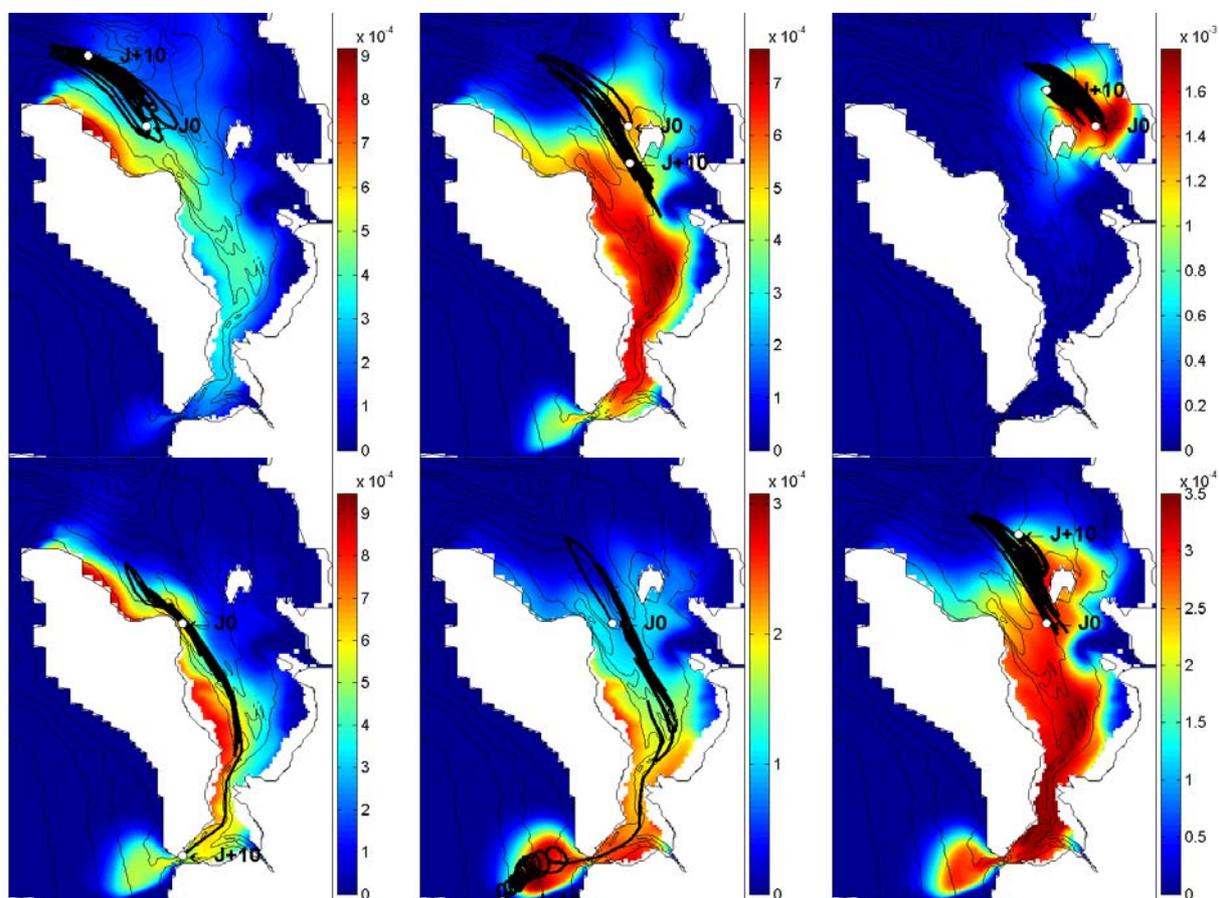


Figure A- 4 : Évolution des profils de vitesses – 26 juillet 2002

ANNEXE 2 : Trajectoires de particules et dispersion de traceur

Chaque carte représente la concentration en d'un traceur au bout de 10 jours. Au début de la simulation, ce traceur est initialisé à 1 à la maille « J0 ». La trajectoire d'une particule partant du point « J0 » et arrivant au point « J+10 » au bout de 10 jours est également représentée. Attention : les échelles de concentrations varient d'une carte à une autre.

CAS 1 : Départ en VE et débit de Charente fort :



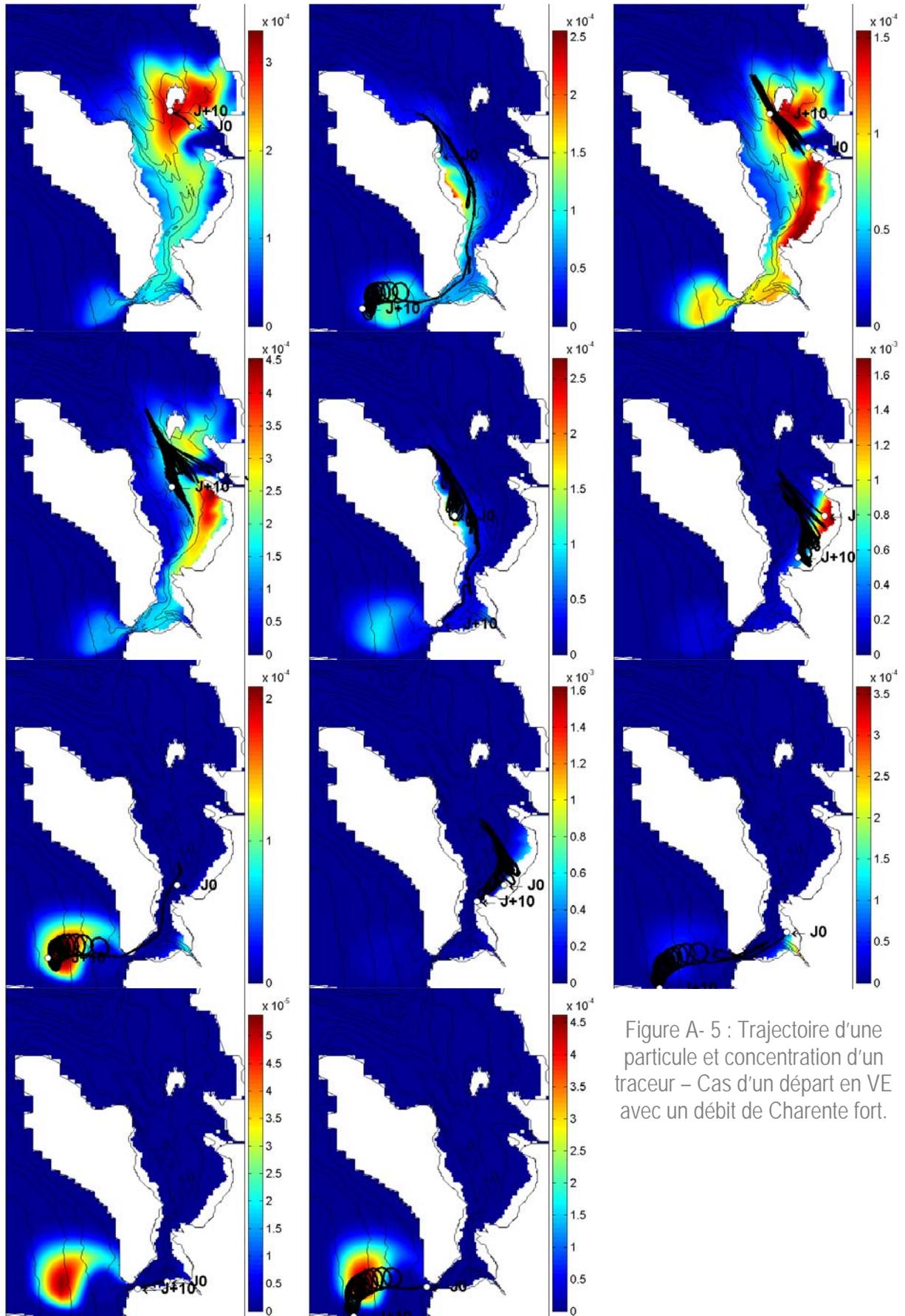
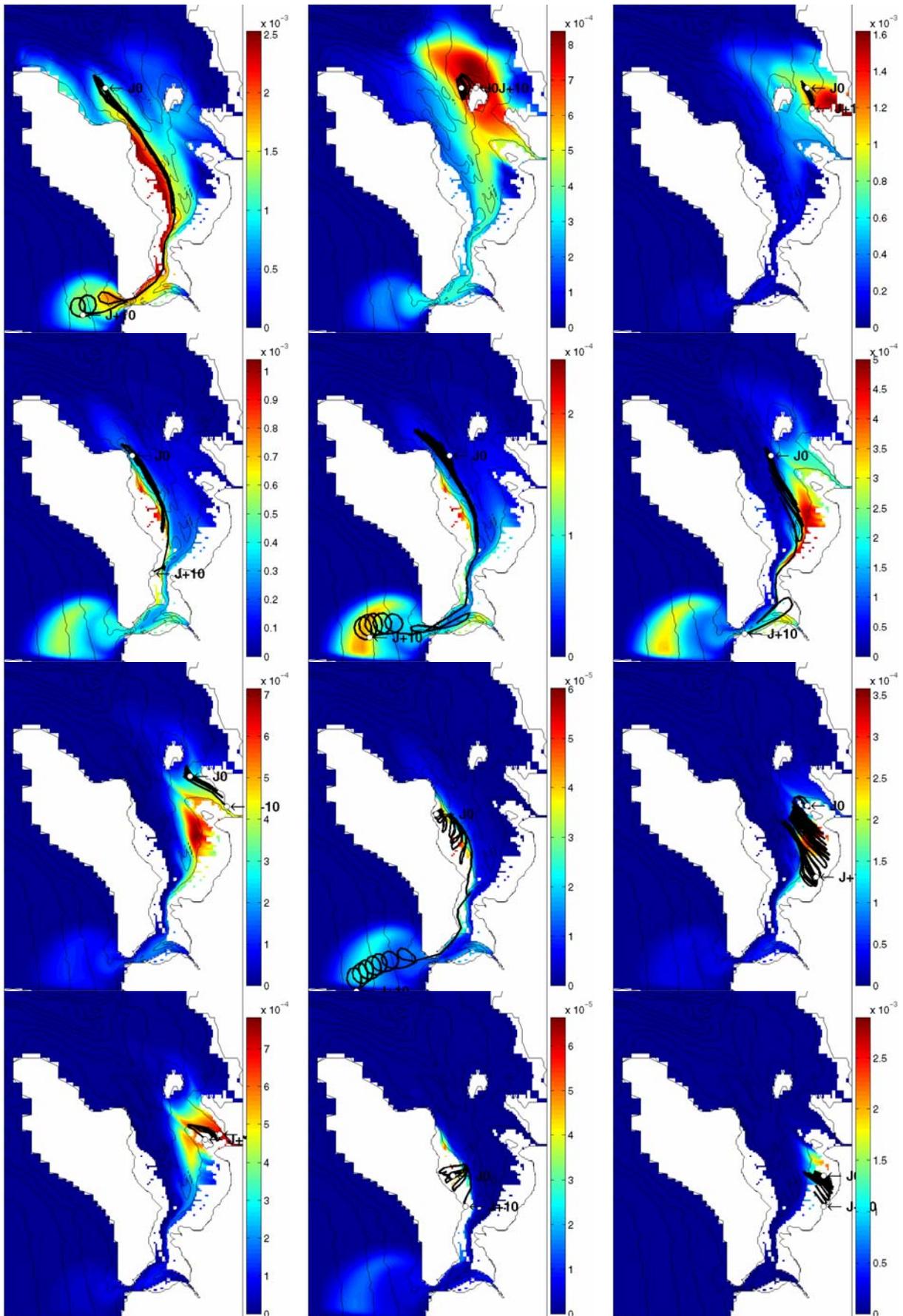
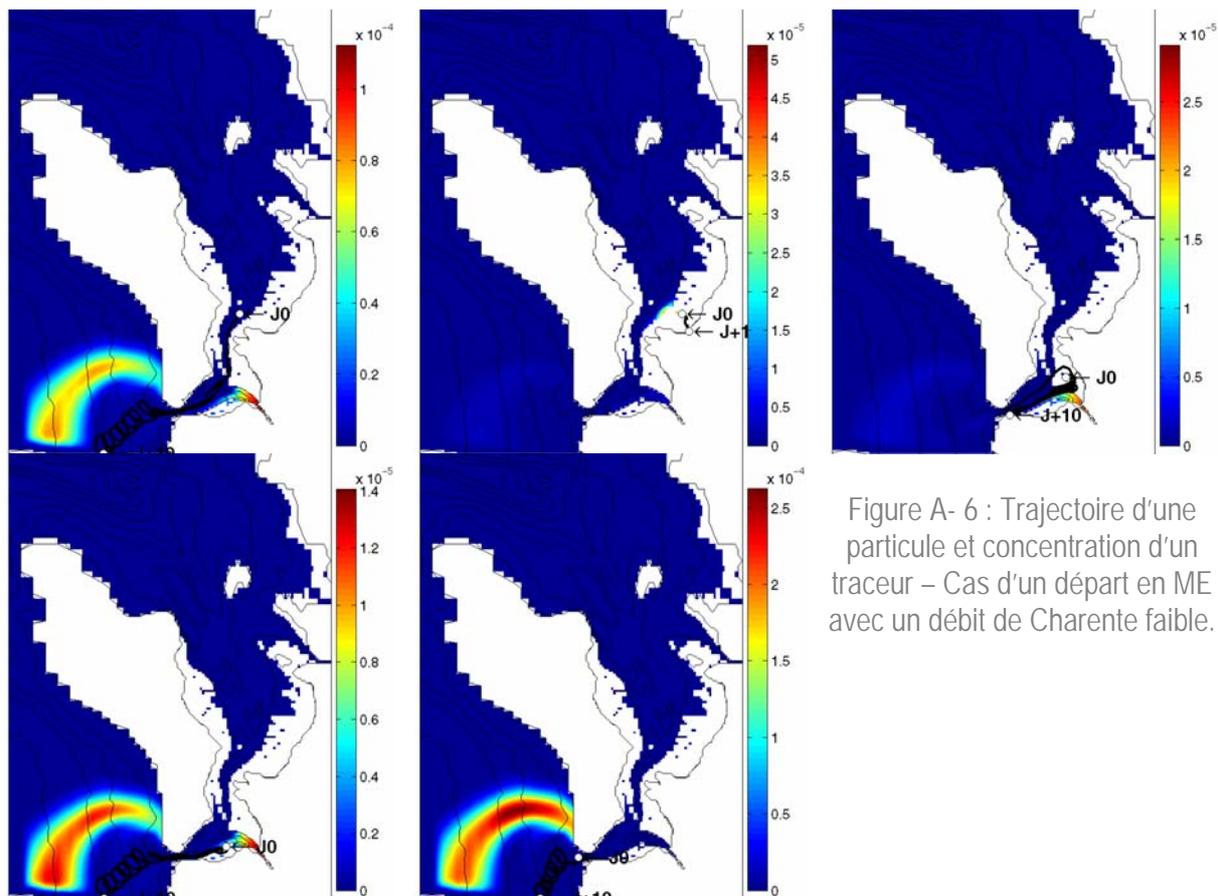


Figure A- 5 : Trajectoire d'une particule et concentration d'un traceur – Cas d'un départ en VE avec un débit de Charente fort.

CAS 2 : Départ en ME et débit de Charente faible :





Dans certains cas, la trajectoire ne peut être calculée et la particule reste bloquée (problème d'interpolation sur les zones découvertes).

ANNEXE 3 : Salinité mesurée à Chassiron (pointe Nord-Ouest de l'île d'Oléron)

La sonde multiparamètre utilisée est une YSI 6920 avec centrale d'acquisition intégrée. Elle enregistre en continue (pas de temps de 30 min) la température, la pression et la salinité. Elle est fixée sur la grille d'une passe à poisson à 50 cm du fond. La sonde est émergée pendant les B.M. de V.E. Environ tous les 3 mois, la sonde est retirée pour être nettoyée et ré-étalonnée si nécessaire.

Sur la période 2000-2003, 5 séries temporelles sont disponibles :

- Du 21 février 2000 au 17 mai 2000,
- Du 19 août 2000 au 15 août 2001,
- Du 15 janvier 2002 au 3 septembre 2002,
- Du 10 octobre 2002 au 4 janvier 2003,
- Du 5 mars 2003 au 28 septembre 2003.

En émergence, les données de salinité sont erronées, il est donc nécessaire de trier les données brutes. Ce tri est réalisé à partir des données de pression (pression nulle = sonde émergée). La variabilité intrajournalière étant faible ($CV_{\text{moyen}} = 0,6\%$), les données sont moyennées sur la journée. Ce sont ces moyennes journalières qui seront utilisées comme condition à la limite océanique du modèle.

Les salinités mesurées varient entre 27 et 35 et présentent une forte variabilité saisonnière et inter-annuelle. Cette variabilité est corrélée avec les débits de la Gironde (coefficient de Pearson de $-0,62$; $p < 0,05$).

Une sonde identique est située dans le Sud de la baie, à Galon d'Or. Les données sont disponibles sur la période septembre 2000 / mars 2001. Les variations de salinité au Sud suivent celles de Chassiron avec une différence comprise entre 0,5 à 1,5 qui reflète l'influence des apports en eaux douces de la Charente et/ou l'influence des eaux de la Gironde.

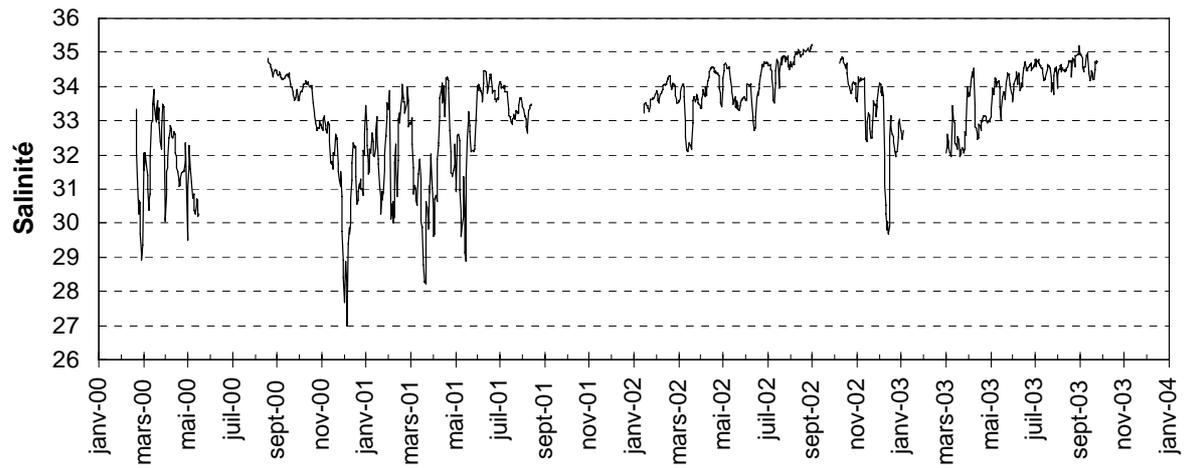


Figure A- 7 : Évolution de la salinité (moyenne journalière) à Chassiron

ANNEXE 4 : Cartographie spatio-temporelle des paramètres hydro-biologiques – Campagnes « transects »

Pour chaque transect, les données suivantes sont représentées : (a) salinité et parcours du bateau (*), (b) température, (c) turbidité (données relatives) et (d) Chlorophylle a (données relatives). Les horaires de PM ou BM sont UT.

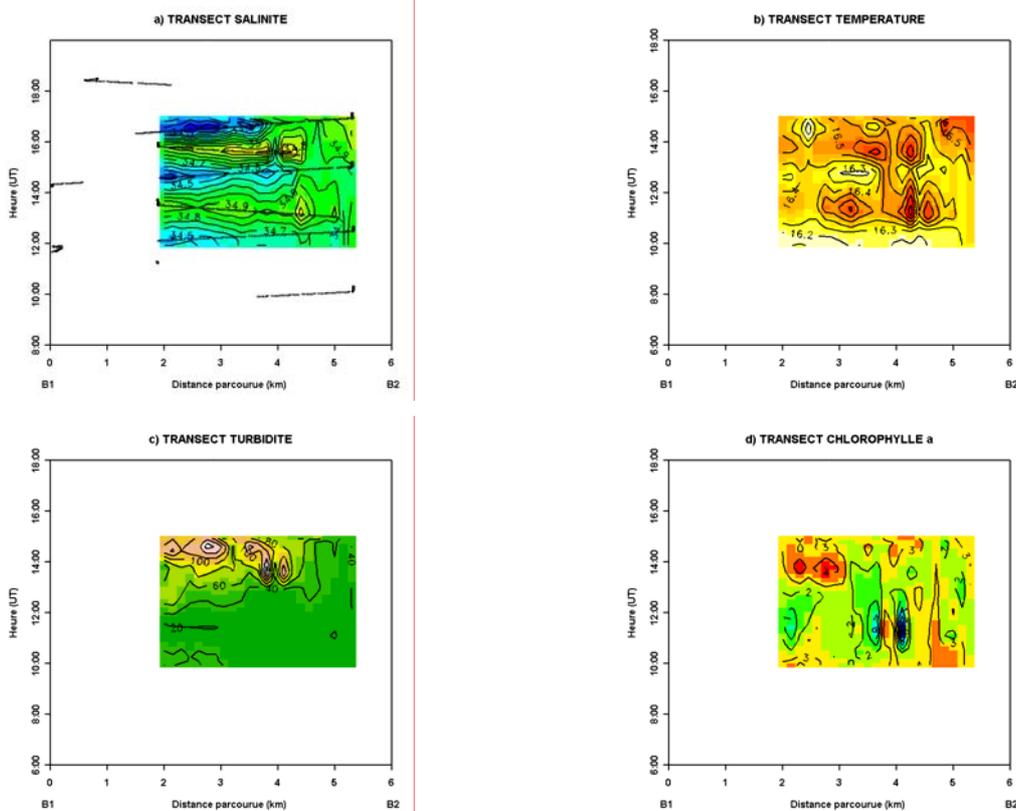


Figure A- 8 : Transect B1→ B2 du 24/09/2002. BM à 11:20. Coeff. de marée : 82.

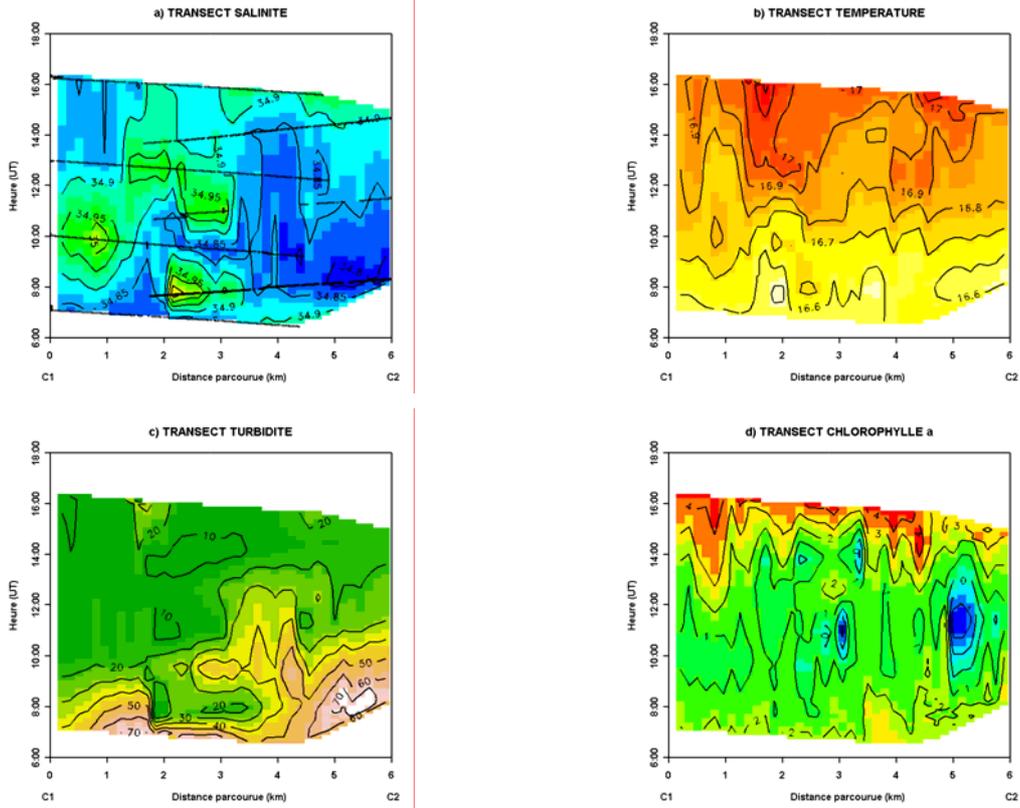


Figure A- 9 : Transect C1→ C2 du 26/09/2002. BM à 12:21. Coeff. de marée : 84.

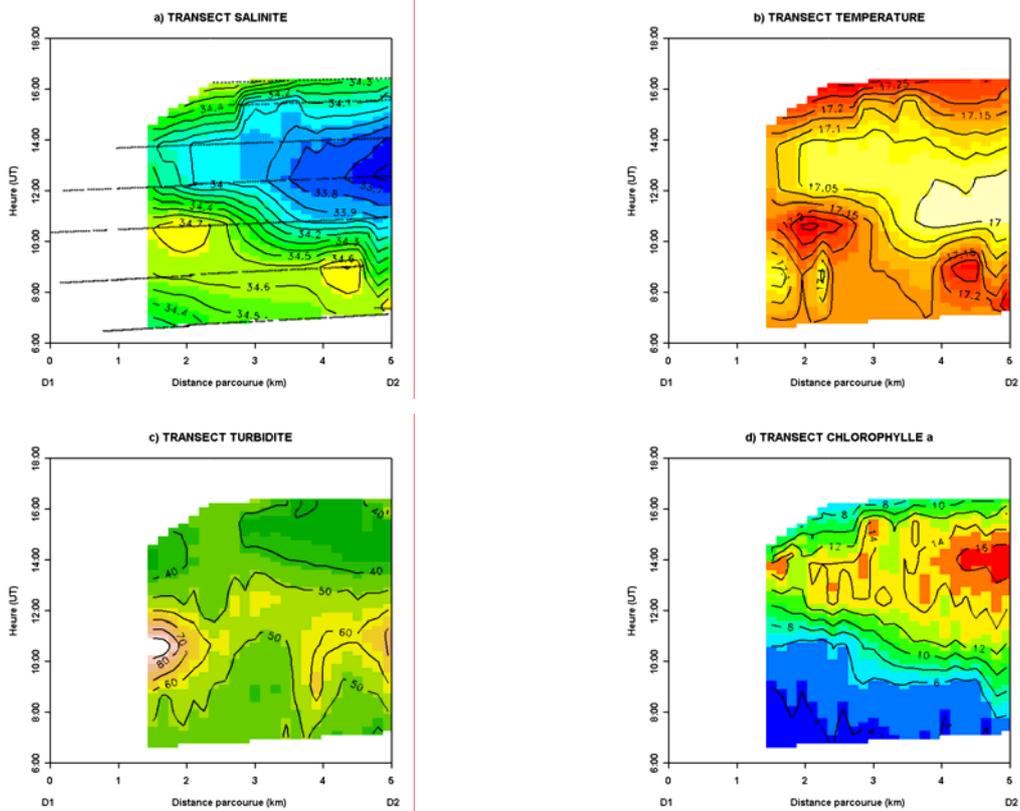


Figure A- 10 : Transect D1→ D2 du 28/09/2002. BM à 13:34. Coeff. de marée : 46.

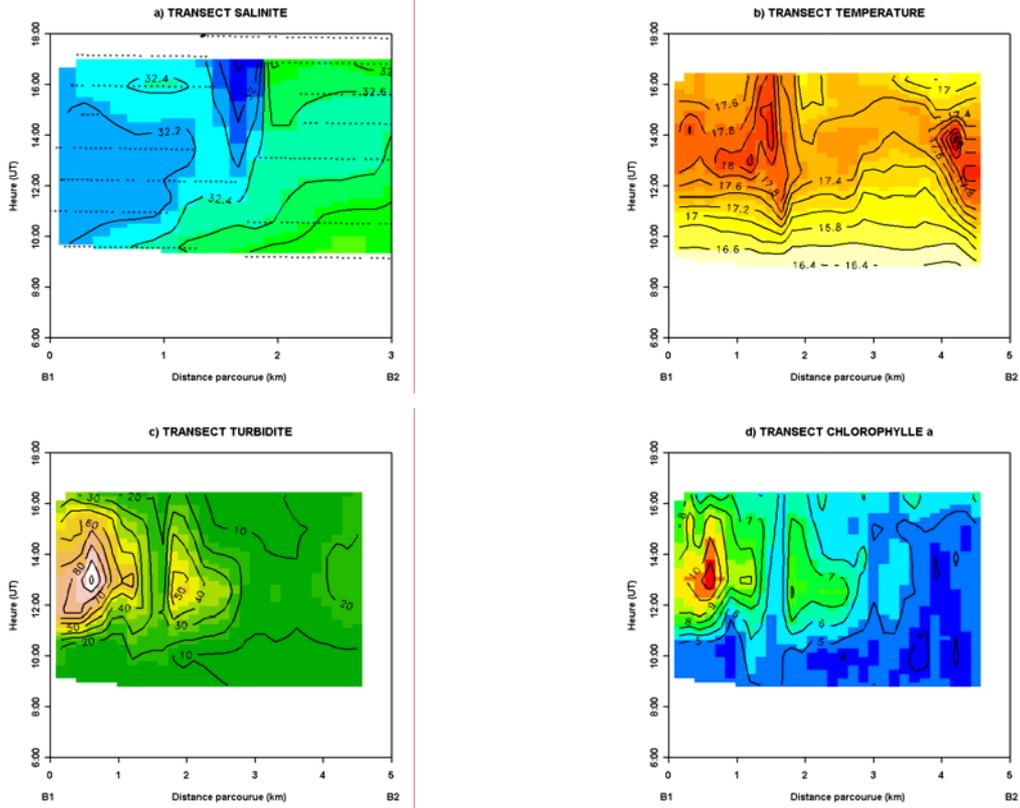


Figure A- 11 : Transect B1→ B2 du 31/05/2002. BM à 13:12. Coeff. de marée : 59.

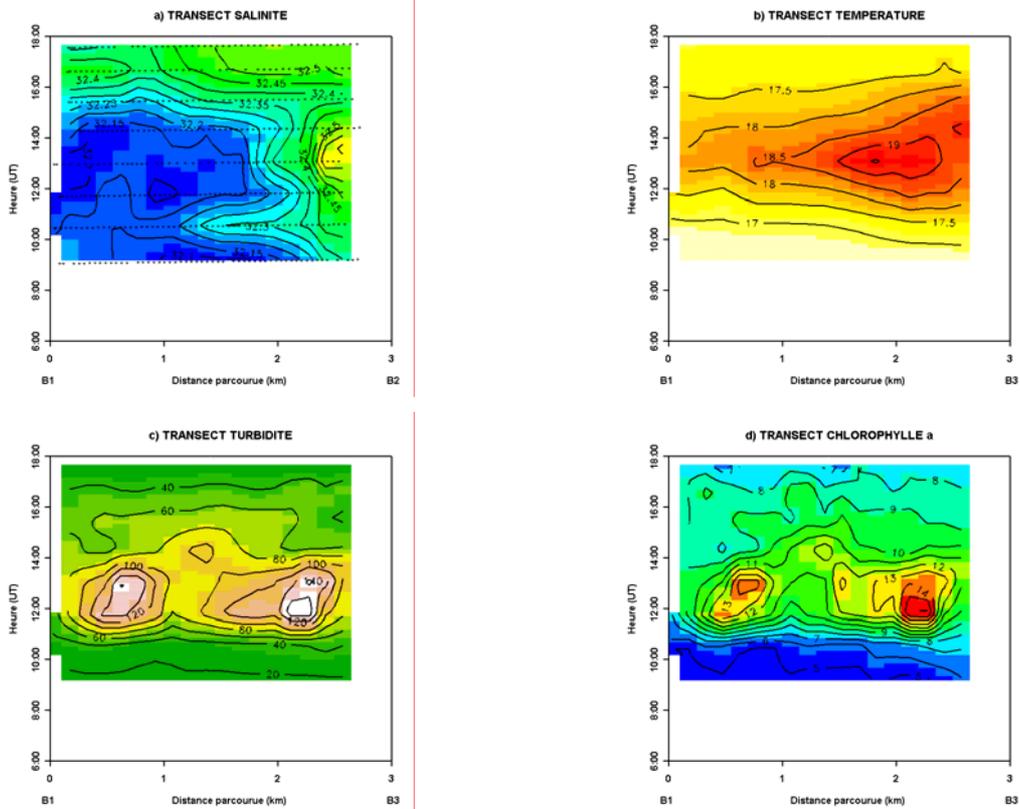


Figure A- 12 : Transect B1→ B3 du 31/05/2002. BM à 13:12. Coeff. de marée : 59.

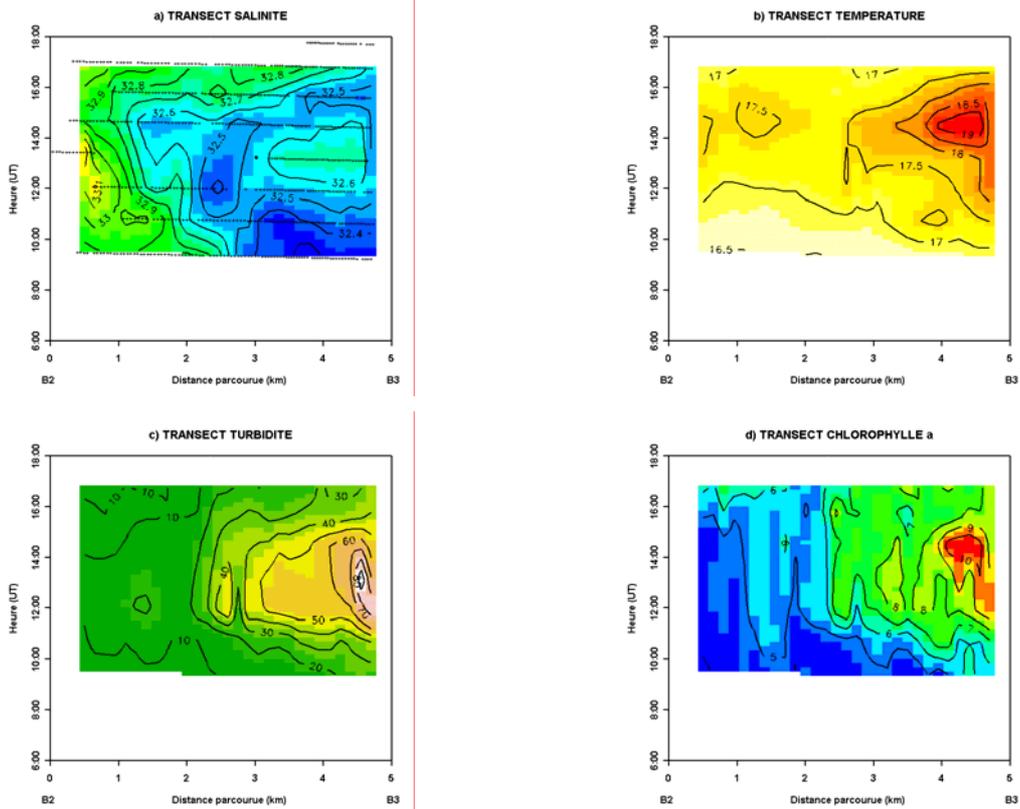


Figure A- 13 : Transect B2→ B3 du 31/05/2002. BM à 13:12. Coeff. de marée : 59.

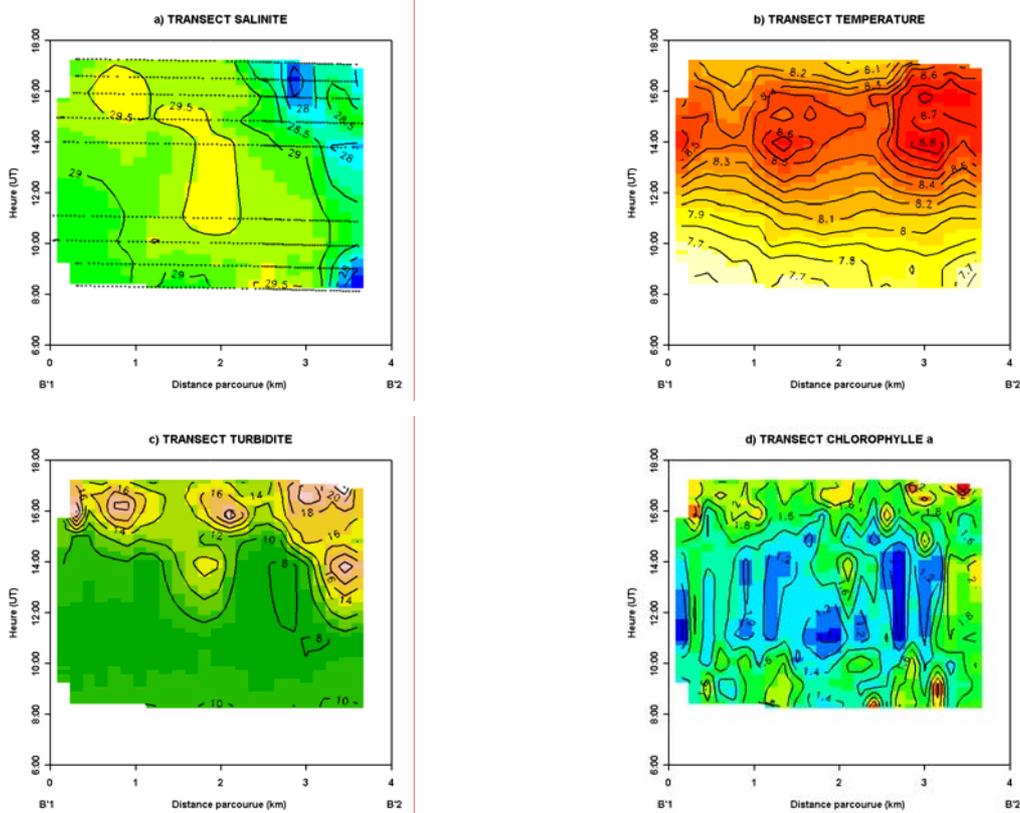


Figure A- 14 : Transect B'1→ B'2 du 11/02/2003. PM à 11:40. Coeff. de marée : 30.

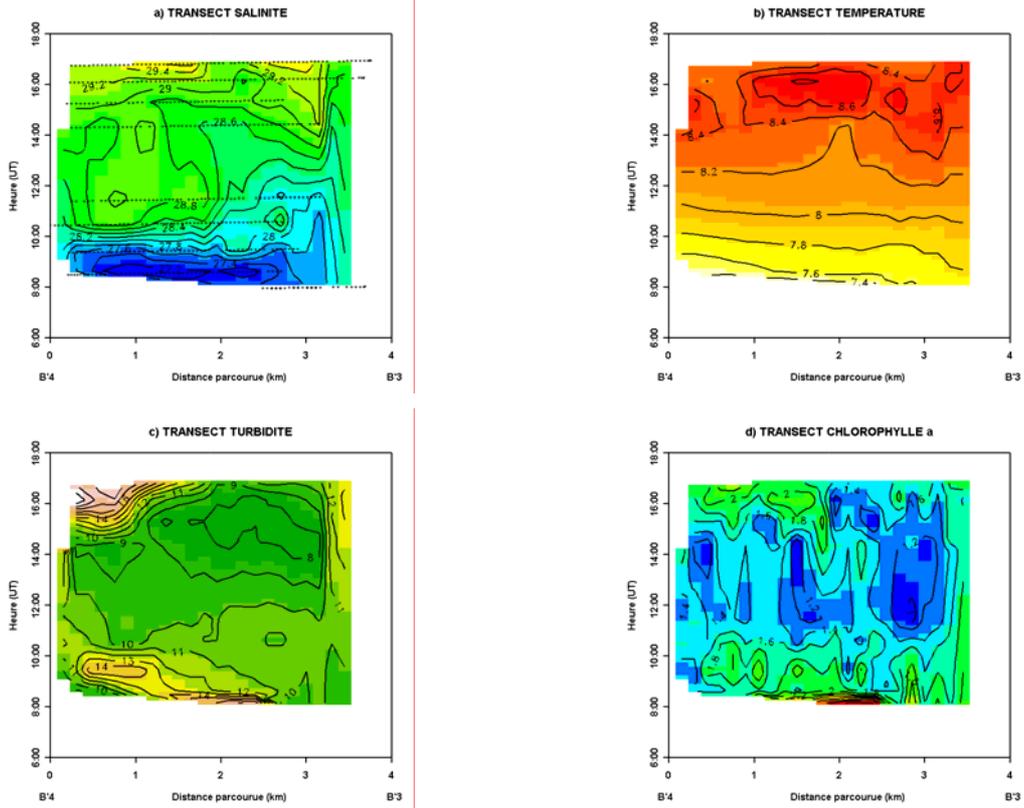


Figure A- 15 : Transect B'4→ B'3 du 11/02/2003. PM à 11:40. Coeff. de marée : 30.

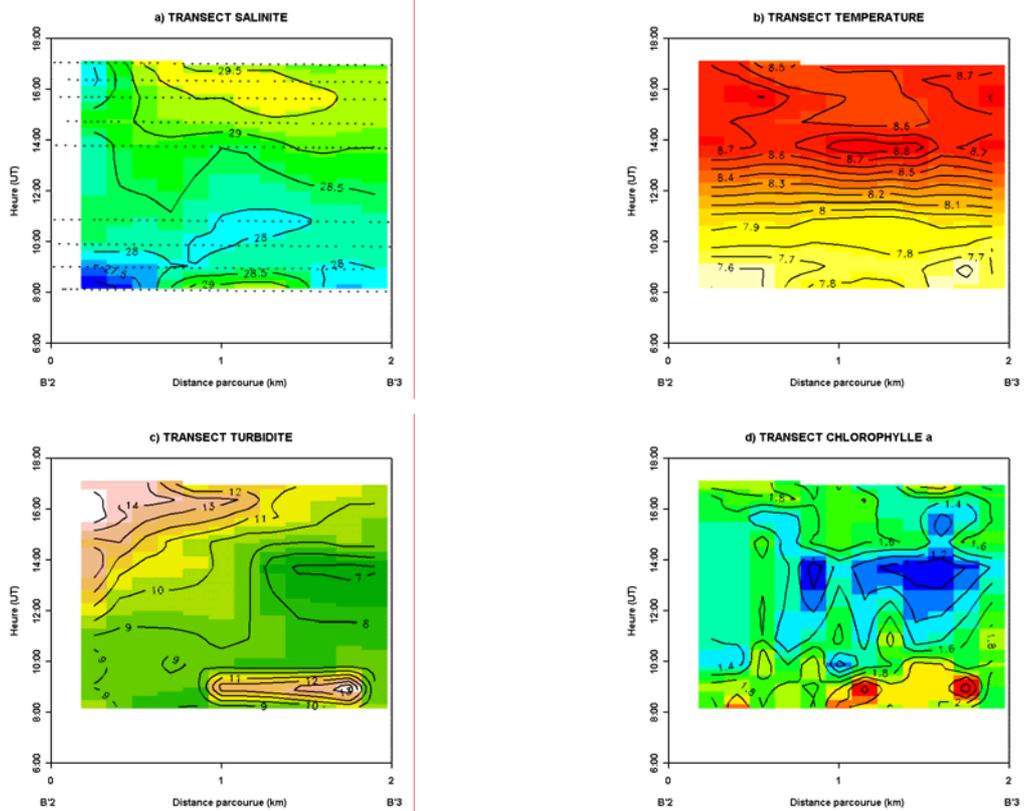


Figure A- 16 : Transect B'2→ B'3 du 11/02/2003. PM à 11:40. Coeff. de marée : 30.

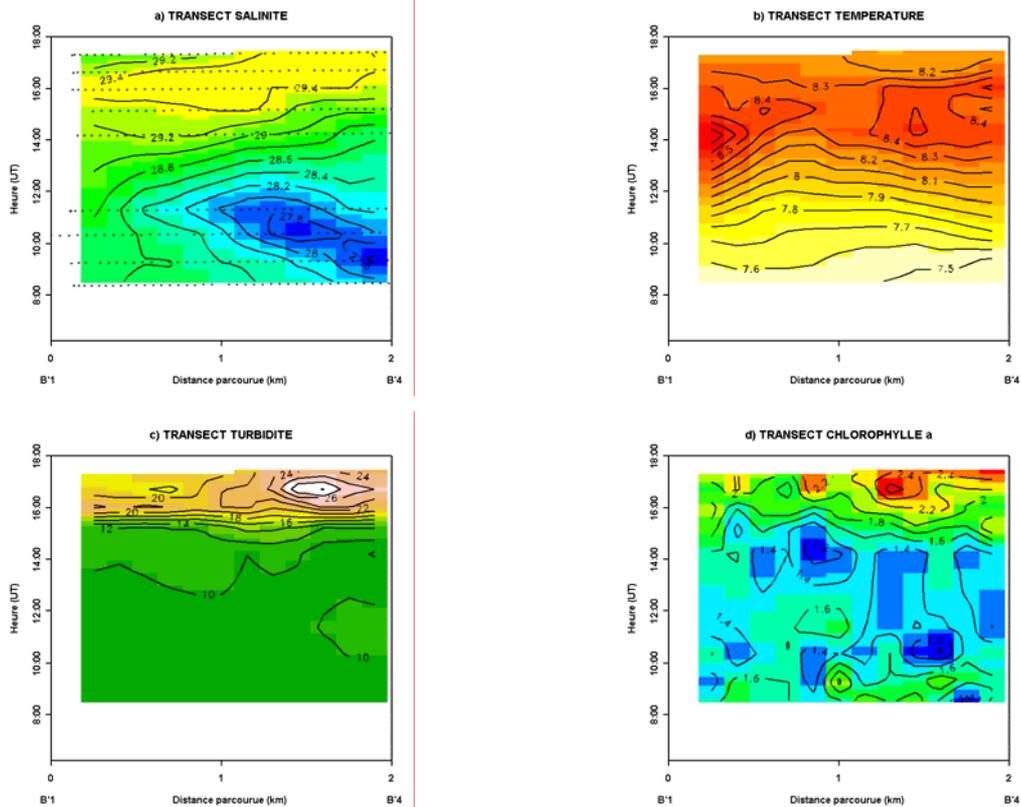


Figure A- 17 : Transect B'1→ B'4 du 11/02/2003. PM à 11:40. Coeff. de marée : 30.

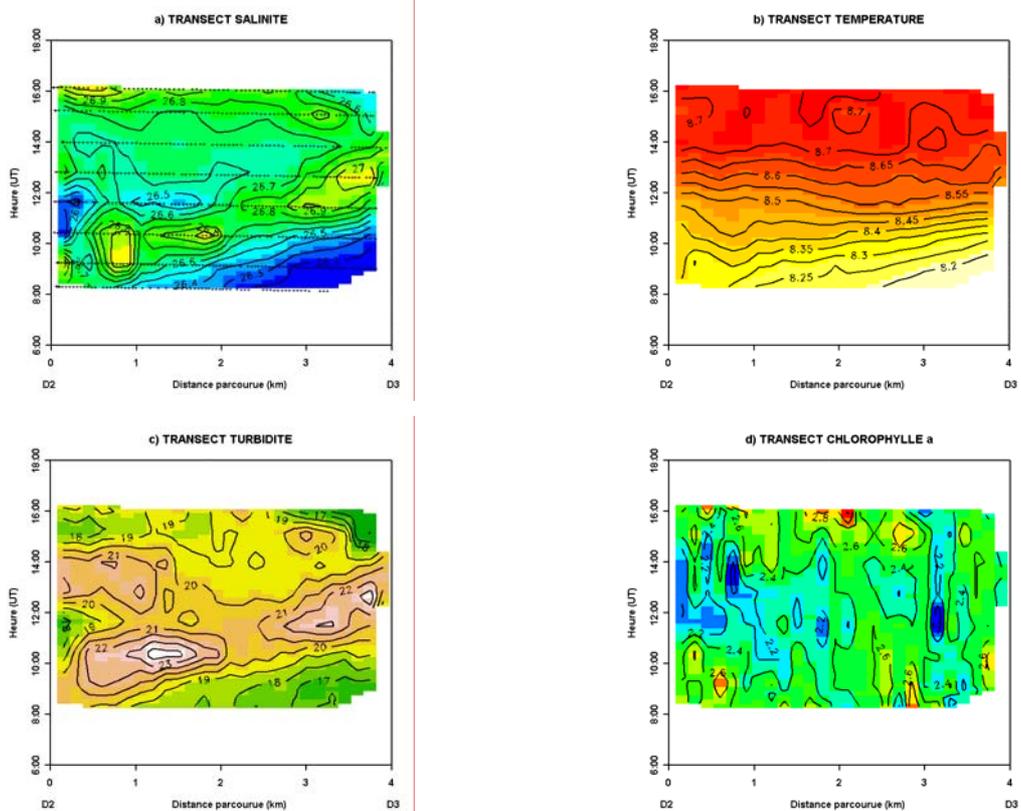


Figure A- 18 : Transect D2→ D3 du 12/02/2003. PM à 12:48. Coeff. de marée : 31.

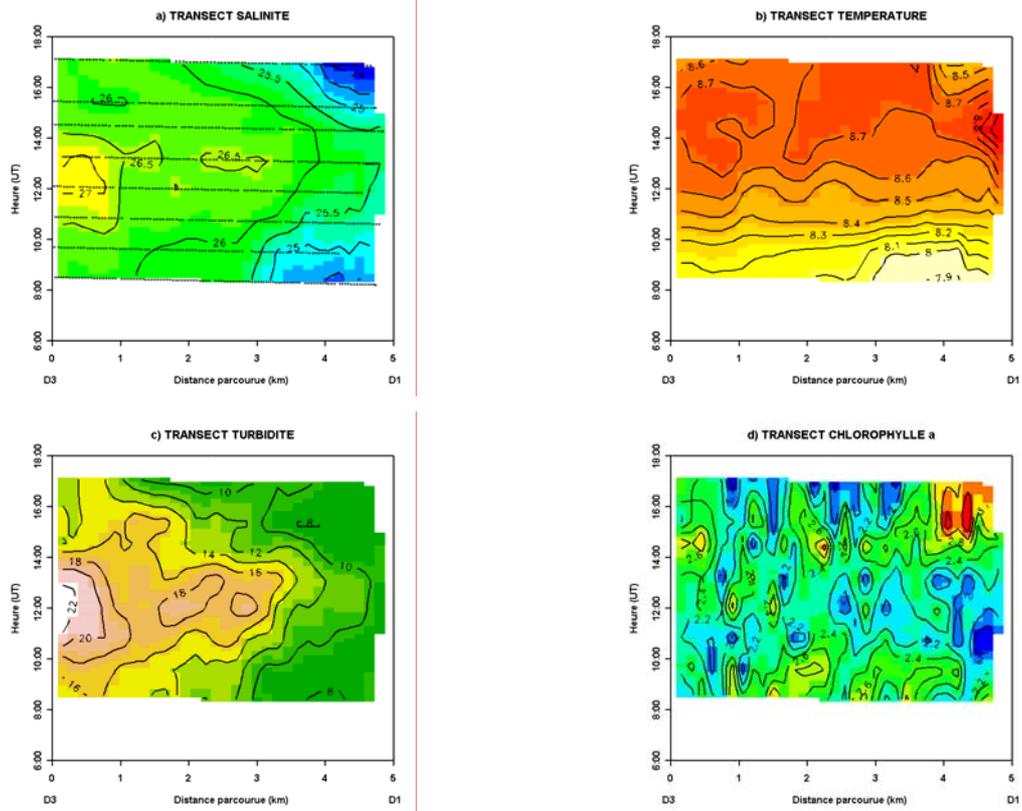


Figure A- 19 : Transect D3→ D1 du 12/02/2003. PM à 12:48. Coeff. de marée : 31.

ANNEXE 5 : Article paru dans Estuarine, Coastal and Shelf Science

Preliminary estimate of primary production by phytoplankton in Marennes-Oléron Bay, France

Caroline Struski^{a,*} and Cédric Bacher^b

^a Centre de Recherche sur les Ecosystèmes Marins et Aquacoles (CREMA/UMR 10 CNRS-IFREMER), B.P. 5, F-17137 L' Houmeau, France

^b IFREMER, Z.I. Pointe du Diable, B.P. 70, F-29280 Plouzané, France

*: Corresponding author : <mailto:cstruski@ifremer.fr>

Abstract:

The macrotidal bay of Marennes-Oléron is the most important French site for shellfish production (oysters and mussels); yet the primary productivity of the phytoplankton compartment in this system is not well known. In this study, photosynthetic parameters were determined using ¹⁴C incubations of bottom and surface water samples, during fall, winter and summer (2001–2002), along a north–south transect in the bay. Estimates of primary productivity showed that water column primary production is light-limited in the bay and that a BZpI0 type model can be applied. Spatial differences existed in the bay, with a more productive northern zone and less productive river area. With a water column primary production of 185 g C m⁻² yr⁻¹, Marennes-Oléron Bay lies in the mean range for phytoplankton primary production capacity among European and North American estuaries.

Keywords: photosynthesis parameters; phytoplankton; turbidity; light limitation; tidal bay; $BZ_p I_0$ model

1. Introduction

The macrotidal bay of Marennes-Oléron on the French Atlantic coast (Figure 1) is the most important site for commercial shellfish production in France, with a stock of 81,000 tons of oysters and mussels and an annual production of 40,000 tons. The large scale of shellfish culture in the bay has led to studies on the carrying capacity of the ecosystem (Bacher, 1989; Bacher et al., 2000). However, as is the case for many intertidal estuaries, the factors controlling primary production in the bay are not well known. The Charente River represents the major source of nutrients entering the system (Ravail et al., 1988) but Marennes-Oléron Bay is also influenced by the Gironde plume (Boutier et al., 2000), which enters through the northern strait of the basin. The bay waters are often turbid because of sediment resuspension from extensive intertidal mudflats that make up half of the total surface area (180 km²).

Phytoplankton in the bay waters are both of pelagic and benthic origin. Oceanic waters transport pelagic phytoplankton to the bay, and microphytobenthos can become resuspended from the intertidal mudflats (Riera and Richard, 1996). Physical forcing, exchanges and mixing between water masses could create variability in photosynthetic parameters on a time scale of hours (Lucas et al., 1999; MacIntyre et al., 2000), days (due either to circadian or tidal variation) (Sournia, 1974, Demers and Legendre, 1979; Fréchette and Legendre, 1982; Brunet and Lizon, 2003), and/or seasons (Harrison and Platt, 1980). Spatial and temporal heterogeneities could also contribute to variability in parameter estimates (Platt, 1975; MacCaull and Platt, 1977; Forbes et al., 1986). Previous studies in Marennes-Oléron Bay have measured the variability of photosynthetic parameters for the microphytobenthos on the mudflats (Blanchard and Cariou-Le Gall, 1994) and for phytoplankton in the mouth of the Charente River (Ravail, 1993), but not throughout the bay. As a consequence, model estimates of primary production for Marennes-Oléron Bay have relied on literature values for calibration (Raillard and Ménesguen, 1994; Bacher et al., 1998).

The objectives of the present study were: (1) to calibrate a model of primary production in the water column by measuring photosynthetic parameters along a north-south transect in the bay during fall, winter and summer, (2) to determine which factor(s) limit primary production, and (3a) to compare the water column primary production with microphytobenthic primary production in Marennes-Oléron Bay and (3b) with other intertidal ecosystems.

2. Materials and methods

2.1. Site description and water sampling

Roughly triangular in form, the broad northern end of Marennes-Oléron Bay, which is open to the French Atlantic Ocean, tapers down to a narrow channel in the south. There is a residual current between the northern and southern portions of the bay (Dechambenoy et al., 1977). Two rivers discharge into the bay, the Charente River in the north (mean annual input: 100 m³ s⁻¹), and the Seudre River in the south (mean annual input: 10 m³ s⁻¹, (data from Direction Départementale de l'Environnement, <http://www.equipement.gouv.fr>)).

A water quality monitoring network was established in 1977 for the bay (the RAZLEC database, Soletchnik et al., 1998). Five points in this network, sites 1, 2, 3', 5 and 6 (Figure 1), were selected for this study as being representative of different hydrological conditions (Héral et al., 1983, 1984). Site 1 is located in the north of the bay and is influenced by oceanic water. Sites 2 and 5 are located in the mouths of the Charente and Seudre rivers, respectively. Site 3' is located in the centre of the bay where waters from the northern and southern portions of the bay mix. Site 6, in the south of the bay, can be influenced by oceanic waters depending on the tidal regime. This study was based on the sites 1, 2, 5 and 6, with two additional sites in the central channel, 3 and 4, replacing site 3'.

In October 2001 and in March and June 2002, fall, winter and summer respectively, water samples were collected during spring tides from the six sites, providing an approximately

north-south transect of Marennes-Oléron Bay (Figure 1). The six sites were sampled at 2 hours intervals during daylight hours, for diel production experiments and for environmental parameter measurements. For primary production estimates, two types of water samples were collected at each site using Niskin bottles: (1) near-surface, at less than 1 meter deep, and (2) near-bottom, at less than one meter above the bottom. All water samples were filtered onboard with Whatman GF/F glass-fibre filters. Other survey cruises were conducted to measure light attenuation profiles at the sites, within 15 days of the water sampling cruises.

2.2. Field Measurements

Salinity and temperature were measured with a LF196 conductivity meter (WTW, USA), while photosynthetically available radiation (PAR) was measured simultaneously in the water column and onboard the boat, using a PNF-300A profiler (Biospherical Instruments, USA) to determine light attenuation. An exponential model was adjusted based on the relative available light recorded in the water column ($\text{PAR}_{\text{water}}/\text{PAR}_{\text{surface}}$, %). Water samples were collected to measure total particulate matter (TPM, mg L^{-1}) and the power relationship between the attenuation coefficient (k , m^{-1}) and TPM was corrected accordingly. A power function was used to fit relation between the coefficient of light attenuation (k , m^{-1}) and TPM.

2.3. Laboratory Analyses

Chlorophyll *a* (Chl *a*, $\mu\text{g L}^{-1}$) and pheophytin (Pheo, $\mu\text{g L}^{-1}$) were measured on triplicate water samples that had been filtered through Whatman GF/F glass-fibre filters and stored frozen until analysis. The samples were extracted in 90 % acetone for 24h, and then analysed fluorometrically (Model 10-AU fluorimeter, Turner Designs, USA) both before and after addition of 80 μL of 1N HCl (Aminot and Chaussepied, 1983).

Subsamples of the filtered seawater were also stored frozen and later used for nutrient analysis. Dissolved nutrients concentrations (urea, ammonium, nitrite, nitrate, phosphate and silicate, μM) were determined using an autoanalyser (Skalar, Netherlands) according to the protocols of Strickland and Parsons (1972).

Water samples for particulate matter analyses were filtered through pre-combusted (500 °C for 3 h) and pre-weighed Whatman GF/C glass-fibre filters and then rinsed with distilled water to remove the salts. The filters were dried for 24h at 60 °C and re-weighed for the determination of TPM. Particulate inorganic matter (PIM, mg L^{-1}) was calculated from the mass of ash remaining after combustion of the filter at 500 °C for 3 h. The particulate organic matter fraction (POM, mg L^{-1}) was estimated from the difference between TPM and PIM.

Primary production measurements were made using the incubation system described in Lewis and Smith (1983), with 24 individual incubators. Scalar irradiance in each incubator was measured with a QSL-100 irradiance sensor (Biospherical Instrument, USA) connected to a 4π quantum sensor. During the incubation, seawater samples were exposed to a range of PAR (wavelength range from about 400-700 nm) from 0 to about 1300 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Each incubator chamber contained one five-mL aliquot of the light-exposed seawater in a 20 mL scintillation vial which was inoculated with 100 μL of ^{14}C -bicarbonate solution (20 $\mu\text{Ci mL}^{-1}$ specific activity) and then incubated for 20 min. The incubation temperature was maintained using a circulating water bath at the ambient water temperature of each sample site and date (range: 8 to 20 °C).

After incubation was complete, all biological reactions were stopped by the addition of 250 μL of buffered formalin. Two dark and two time-zero formalin-killed controls were processed using the same procedures. The total added activity was measured by dispensing 100 μL of ^{14}C -bicarbonate solution into 10 mL of scintillation cocktail (Insta-Gel Plus, Packard Bioscience, France) containing 250 μL phenyl-ethylamine. The total dissolved CO_2 was estimated by measuring the carbonate alkalinity (Parsons et al., 1984). Excess ^{14}C -

bicarbonate was removed by adding 1 mL of 6 N HCl and shaking for 2 h, then adding 10 mL of scintillation cocktail to each vial. Radioactivity (in dpm) was measured using a Packard Tri-carb 2100 liquid scintillation counter with the quenching correction applied. All photosynthetic rates were normalized to Chl *a*.

The hyperbolic tangent function (Eq. 1) of Jassby and Platt (1976) was used to fit the experimental data:

$$P^B = P_{\max}^B \cdot \tanh\left(\frac{\alpha^B \cdot E}{P_m^B}\right) \quad (1)$$

where P^B (mgC mgChl a^{-1} h $^{-1}$) is the photosynthetic rate normalized to Chl *a* at the scalar irradiance E ($\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$), P_{\max}^B (mgC mgChl a^{-1} h $^{-1}$) is the maximum photosynthetic rate at saturating irradiance, and α^B (mgC mgChl a^{-1} h $^{-1}$ ($\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$) $^{-1}$) is the initial slope of the P-E curve at sub-saturating irradiance. Superscript B indicates photosynthetic rates that are normalized to Chl *a*. The photoacclimation index E_k (ratio P_{\max}^B/α^B , $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$) is then calculated. The mean irradiance in the water column E_m is calculated from:

$$E_m = \frac{E_0}{k \cdot z_m} \cdot (1 - e^{-k \cdot z_m}) \quad (2)$$

where E_0 is the incident irradiance, k is the attenuation coefficient (m^{-1}) and z_m is the depth of the water column. Hourly data for E_0 were obtained from a Météo France weather monitoring station (<http://www.meteofrance.com>), located north of the bay, which can be reasonably assumed to represent conditions in the Marennes-Oléron Bay.

For photosynthetic parameters, ANOVAs were performed to compare sites and compare surface and bottom water type samples for each survey.

Models of primary production in the water column developed for Marennes-Oléron Bay were based on nutrient limitations (Raillard and Ménesguen, 1994). The definitions of nutrient limitations of Dortch and Whitledge (1992) were applied (DIN-limitation: $\text{DIN} < 1 \mu\text{M}$ and $\text{DIN}/\text{PO}_4^{3-} < 10$; P-limitation: $\text{PO}_4^{3-} < 0.2 \mu\text{M}$ and $\text{DIN}/\text{PO}_4^{3-} > 30$; Si-limitation: $\text{Si} < 2 \mu\text{M}$, $\text{Si}/\text{DIN} < 1$ and $\text{Si}/\text{PO}_4^{3-} < 3$). For uptake by phytoplankton in the turbid estuarine zone, the threshold of Fisher et al. (1988) could be also be applied. These authors considered that limiting nutrient conditions may exist when the *in situ* concentration of a nutrient is less than half the saturation constant (DIN: $2 \mu\text{M}$; PO_4^{3-} : $0.5 \mu\text{M}$; Si: $5 \mu\text{M}$). Nutrients limit primary production in the absence of light limitation defined by the E_m/E_k ratio (Sakshaug et al., 1997; Tillmann et al., 2000).

2.4. Primary production estimates

For each sampling site and time, the local productivity in the water column was calculated by integrating photosynthetic rates over the water depth. The productivity at depth z , ($P(z,t)$; mgC $\text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$), was calculated from the mean of the measured bottom and surface water photosynthetic parameters, Chl *a* concentration and the attenuation coefficient (k):

$$P(z, t) = \text{Chl}a(t) \cdot P_m^B(t) \cdot \tanh\left(\frac{\alpha^B(t) \cdot E(z, t)}{P_m^B(t)}\right) \quad (3)$$

where the irradiance at depth z is:

$$E(z, t) = E_0(t) \cdot e^{-k(t) \cdot z} \quad (4)$$

The profile $P(z,t)$ was then integrated over depth to estimate the productivity per unit area, $P(t)$ (mgC $\text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$):

$$P(t) = \sum_{z=0}^{z=z_{\max}} P(z, t) \cdot \Delta z \quad (5)$$

with integration step of $\Delta z = 0.05$ m.

Using the RAZLEC database, the monthly means of TPM and Chl *a* were calculated for sites 1, 2, 5 and 6 in 2001 and 2002. Sampling sites 3 and 4 were not part of the RAZLEC database therefore an intermediate site was substituted, site 3' (Fig. 1). Using the mean P_{\max}^B and α^B values, hourly data for E_0 during 2001 and 2002, and calculated water depths based on the tide equation, estimates of daily, monthly and annual production were made for these 5 sites in 2001 and 2002.

Using the site estimates, primary production of the entire bay was computed based on a 200 m x 200 m bathymetric grid. Eq. (3) was spatialized (becoming $P(x,y,z,t)$) and was then integrated over depth to estimate the productivity of the bay per unit area, $P(x,y,t)$. Daily and annual estimates of total production were calculated by integrating successive values of hourly productivity per unit area.

A sensitivity analysis was done using the minimum and maximum values of the photosynthetic parameters.

Using data from the RAZLEC database for site 3', all the monthly minima and maxima for TPM and Chl *a* were used to construct a series of hypothetical extreme conditions. New estimates for primary production were then calculated based on these scenarios.

3. Results

3.1. Environmental parameters

Water temperatures were warmer in fall and summer, from 17 °C up to 20 °C, compared to 8 °C during the winter sampling. Freshwater inflow, from the Charente River to the northern portion of Marennes-Oléron Bay near site 2, varied (in approximate figures) from 25 m³ s⁻¹ during October 2001, to around 40 m³ s⁻¹ in early February 2001, peaking at 100 m³ s⁻¹ at the beginning of March, then decreasing to 50 m³ s⁻¹ in mid-June and continuing down to 15 m³ s⁻¹ at the beginning of July. The salinity was about 33 at all sites, except in site 2 where it ranged from 9 and 33.

At site 2, Chl *a* ranged between 2 and 6 µg L⁻¹ in fall, while in winter and summer varied from 2 to 14 µg L⁻¹. The concentration range for Pheo at this site was between 5 and 30 µg L⁻¹ (maximum of 100 µg L⁻¹ near low tide at 11:00 UT during the fall sampling). For the other sites, the concentration range of Chl *a* was lower, around 1 to 3 µg L⁻¹, in fall and winter, increasing to 3 to 6 µg L⁻¹ in summer (Fig. 2A). The concentration of Pheo ranged between 1 and 8 µg L⁻¹ over the whole studied period. Pheopigments are stable relative to Chl *a* (data not shown) and therefore the Chl *a*/(Pheo+Chl *a*) ratio depended on variations in Chl *a*.

TPM ranged between 50 and 1500 mg L⁻¹ at site 2, with an absolute maximum of 3500 mg L⁻¹ near low tide in fall (data not shown). For all other sites, TPM varied between 20 and 110 mg L⁻¹ in fall, between 25 and 225 mg L⁻¹ in winter and between 10 and 80 mg L⁻¹ in summer. There was a large difference between surface water samples and bottom water samples for some sites, such as sites 2 and 5. Variations in PIM were similar to those of TPM. PIM/TPM ratio ranged between 85 % and 95 % in fall, between 90 % and 95 % in winter and between 70 % and 95 % in summer. Differences between sites were larger in winter.

In fall, except for sites 2 and 4, the dissolved inorganic nitrogen (DIN) ranged between 8 and 17 µM; values for sites 2 and 4 ranged between 10 and 110 µM and there were significant differences between surface and bottom water samples (data not shown). In

winter, again with the exception of site 2, DIN increased to between 17 and 40 μM , with a maximum of 90 μM at site 3. In winter at site 2, DIN ranged between 35 and 120 μM . During summer, DIN ranged between 5 and 25 μM and lower values were measured at site 1. The maximum concentration of 78 μM was determined at low tide at site 2 in summer.

Silicate ($\text{Si}(\text{OH})_4$) concentrations ranged from 8 to 95 μM . Most $\text{Si}(\text{OH})_4/\text{DIN}$ ratios were close to 1 during fall and winter, and around 0.6 in summer at all the sites (data not shown).

Dissolved phosphate (PO_4^{3-}) concentrations ranged between 0.2 and 0.8 μM in fall with the maximum, 1.6 μM , recorded at site 2 at low tide. In winter, PO_4^{3-} increased between 10 and 25 μM , except for site 2 which reached 100 μM around low tide. In summer, PO_4^{3-} decreased to between 0.01 and 0.5 μM , again with the maximum value, 2 μM , being measured at site 2 during low tide (Fig. 2B).

Positive and significant correlations (Spearman's test $p < 0.05$) were found between Pheo/TPM/POM and $\text{PO}_4/\text{Si}(\text{OH})_4$. Negative and significant ($p < 0.05$) correlations existed between Chl *a*/ PO_4 and Chl *a*/ $\text{Si}(\text{OH})_4$.

3.2. Photosynthetic parameters

Only good fits of Eq. 1 (Fig. 3) on experimental data were kept (F-test, $p < 0.005$, $n=123$). Comparison of the non-linear curves showed differences between surface and bottom water photosynthetic parameters for some samples, for example, at site 6 (Fig. 4A and B).

The maximum photosynthetic rate, P_{\max}^B (Fig. 4A), ranged between 5.12 and 13.53 $\text{mgC mgChla}^{-1} \text{h}^{-1}$ (mean: $9.07 \pm 1.58 \text{ mgC mgChla}^{-1} \text{h}^{-1}$). The value for α^B (Fig. 4B) ranged between 0.011 and 0.066 $\text{mgC mgChla}^{-1} \text{h}^{-1} (\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1})^{-1}$ (mean: $0.025 \pm 0.008 \text{ mgC mgChla}^{-1} \text{h}^{-1} (\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1})^{-1}$). P_{\max}^B and α^B were significantly correlated ($p < 0.05$). The photoacclimation index, E_k , ranged between 181.68 and 772.66 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (mean: $390.38 \pm 106.12 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$).

While some significant differences (one-way ANOVA, $p < 0.05$) existed between surface-bottom pairs at each site, there were no sites or sample types that were characterised as significantly different under all conditions.

3.3. Relationship between k and TPM

The regression equation was ($R^2 = 0.73$, $n=114$), therefore

$$k = 0.154 \cdot \text{TPM}^{0.66} \quad (6)$$

Using Eq. 6 with TPM values recorded during the surveys, k ranged between 0.6 and 36.1 m^{-1} . The maximum value corresponded to a light level of 1 % at 0.12 m. Values of k were highest at site 2 and in bottom samples. Lowest values for k were estimated from surface water samples collected at sites 1 and 6 (Fig. 2C).

3.4. Limitation of primary production in the bay

Applying the definitions of Dortch and Whitledge (1992), neither DIN or Si were limiting factors for primary production during the sampling periods. However, in summer, phosphorus was limiting. While considering the thresholds defined by Fisher et al. (1988), there was also no limitation for DIN, but phosphate was limiting in summer at all the sites and occasionally in fall. Silica was only limiting in summer in site 1.

Apart from summer 2002 at sites 3, 4 and 5, the ratio E_m/E_k were always less than 1 (Fig 4C). If the maximum photosynthetic rate, P_{\max}^B , is never reached, then Equation (1) is reduced to a linear relationship. Equation (3) then becomes:

$$P(z, t) \approx \text{Chla}(t) \cdot \alpha^B(t) \cdot E_0(t) \cdot \int_{z=0}^{z=Z_{\max}} e^{-k \cdot z} \cdot dz \quad (7)$$

$$P(z, t) \approx \text{Chla}(t) \cdot \alpha^B(t) \cdot E_0(t) \cdot \left[-\frac{e^{-k}}{k} \right]_0^{Z_{\max}} \quad (8)$$

$$P(z, t) \approx \text{Chla}(t) \cdot \alpha^B(t) \cdot E_0(t) \cdot \frac{1}{k} \cdot \left(-e^{-k \cdot Z_{\max}} + 1 \right) \quad (9)$$

The expression $e^{-k \cdot Z_{\max}}$ is equivalent to $e^{-\frac{4.61}{Z_p} \cdot Z_{\max}}$, where Z_p is the photic depth (m). Since Z_{\max} was greater than Z_p in most cases, the exponential expression was very small with respect to 1. Expression (9) becomes:

$$P(t) \approx \text{Chla}(t) \cdot \alpha^B(t) \cdot E_0(t) \cdot \frac{1}{k} = \text{Chla}(t) \cdot \alpha^B(t) \cdot E_0(t) \cdot \frac{Z_p}{4.61} \quad (10)$$

A significant correlation ($R^2 = 0.92$, $p < 0.001$) was found for the dataset:

$$\text{Prod} = 0.005 \cdot \text{Chla} \cdot E_0 \cdot Z_p \quad (11)$$

where 'Prod' is in $\text{mgC m}^{-2} \text{h}^{-1}$ and the algal biomass, Chl *a*, is in $\text{mg Chl } a \text{ m}^{-3}$.

The value for α^B calculated from this slope (Eq. 11) was $0.023 \text{ mgC mgChla}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ($\mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)⁻¹, close to the previously estimated mean α^B ($0.025 \pm 0.008 \text{ mgC mgChla}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

3.5. Measured primary productivity and estimate of annual production

The hourly productivity per unit area (Fig. 5) was less than $10 \text{ mgC m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ in fall and winter at all sites. In summer, this productivity increased to a range between 10 and $50 \text{ mgC m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. A maximum of $120 \text{ mgC m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ was estimated for site 6. Excluding this value, the pattern of productivity was sinusoidal and the maximum was reached near midday. The daily coefficient of variation on hourly productivity estimates ranged between 11 % and 119 %. Site coefficient of variation (CV) ranged between 38 % and 62 %. The seasonal CV ranged between 52 % and 126 % and the overall CV was 140 % (Table 1).

The different TPM and Chl *a* concentrations for the sites, as well as the variation in irradiance during 2001 and 2002, resulted in spatial and temporal variability in production estimates (Fig. 6A). The daily production estimates varied between $0.006 \text{ gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (site 2) and $3.6 \text{ gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (site 6). The monthly production (Fig. 6B) estimates were maximal between May and August, and could be as high as $62 \text{ gC m}^{-2} \text{ month}^{-1}$ (site 1, summer 2002). In site 2, production was always the lowest with a maximum of $18 \text{ gC m}^{-2} \text{ month}^{-1}$ in summer. During winter, all sites had lower production, between 0.5 and $0.8 \text{ gC m}^{-2} \text{ month}^{-1}$. The annual production varied between 64 (site 2, 2001) and $301 \text{ gC m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (site 1, 2002).

The annual production in Marennes-Oléron Bay was estimated at $185 \text{ gC m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$. Using minimum and maximum values of P_{\max}^B and α^B , the annual production was calculated as ranging between 11.5 and $55.6 \text{ gC m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$. Using the mean α^B , 50 % of the variation in the

mean P_{\max}^B created a variance of 21.4 % in the mean production. Using the mean value for P_{\max}^B , 50 % of the variation in the mean α^B produced a variance of 29.5 %. Assuming that the photosynthetic parameters were the same for site 3', scenarios for maximum and minimum conditions (Chl *a* minimum and TPM maximum, and the inverse) were created and produced an estimate of between 65 and 330 gC m⁻² yr⁻¹ for this site

4. Discussion

4.1. Site comparisons

Marennes-Oléron Bay is directly influenced by Charente River freshwater discharge. Thus, site 2, which was situated at the mouth of Charente River, shows the effect of river discharges on dissolved nutrients, such as orthophosphates, in this part of the bay. Apart from the high phosphate values (>10 µM) measured in winter at site 1, the pigment, TPM and nutrient values were within the range of values typically recorded in Marennes-Oléron Bay (RAZLEC database, Soletchnik et al., 1988). Changes in freshwater inputs, wind-driven mixing, and different tidal coefficients (110, 110 and 85, in the fall, winter and summer surveys respectively) could explain some of the observed variability. Low ratios of Chl *a*/(Pheo+Chl *a*) (< 1) calculated in fall and winter suggested that a large part of the micro-algal pigments were detritus.

There were differences in the production estimates between 2001 and 2002. For the most oceanic site (site 1), the water was less turbid and richer in Chl *a* and production estimates were higher. In the mouth of the Charente River, despite the source of nutrients, light limitation was more important and the estimated production was low relative to other locations. The spatial-temporal variability of primary productivity of different parts of Marennes-Oléron Bay shows its heterogeneity, between 30 % and 130 %, suggesting that sites for shellfish culture could be re-evaluated in light of their proximity to areas of high primary production in the bay.

4.2. Photosynthetic parameters and relationship between *k* and TPM

Photosynthetic parameters are correlated with temperature, light or nutrients (Geider et al., 1997) and sometimes with cell size and species composition (Harrison and Platt, 1980). Variability is circadian, with minima at dawn and sunset and the maximum at noon (Sournia, 1974); moreover, tides can interfere with these circadian rhythms (Demers and Legendre, 1979). The values determined for phytoplanktonic photosynthetic parameters, P_{\max}^B and α^B are within the range of those reported for other estuarine and littoral systems (Côté and Platt, 1983; Pennock and Sharp, 1986; Ravail-Légrand, 1993; Kromkamp and Peene, 1995; Cabeçadas, 1999; Tillmann et al., 2000; Shaw and Purdie, 2001).

E_k is a convenient indicator of phytoplankton photoacclimation state (Sakshaug et al., 1997); thus, the high E_k values found for the Marennes-Oléron Bay phytoplankton community suggests its acclimation to high light intensities, in spite of the mean low irradiance levels prevailing in the turbid water column. High E_k values are associated with phytoplankton adapted to surface or near-surface conditions (Gallegos and Platt, 1985; Mallin and Pearl, 1992) and may be linked, in these samples, to the presence of recently resuspended microphytobenthos not yet adapted to the lower light conditions of the water column. E_k values for microphytobenthos typically ranges between 150 and 900 µE m⁻² s⁻¹ (Blanchard and Montagna, 1992; Barranguet et al., 1998; Hartig et al., 1998; Wolfstein et al., 2000) and values between 370 and 650 µE m⁻² s⁻¹ have been reported for microphytobenthos Marennes-Oléron Bay intertidal mudflats (Blanchard and Cariou-Le Gall, 1994). The high E_k indicates that the microphytobenthos on emerged intertidal mudflats are adapted to high light conditions. Shade adaptation occurs only after low light conditions become stable.

When $E_k \gg E_m$ the photosynthetic capacity of phytoplankton to use light is greater than the available light in the water column and the ratio $E_m/E_k < 1$ then there are light limiting conditions. As it was observed on many occasions during this study, the E_m/E_k (Fig. 4C) was usually less than 1. Light saturating conditions ($E_m/E_k \geq 1$) were occasionally recorded in summer in the center (sites 3 and 4) and in the south of the bay (site 6).

The relationship between k and TPM was close to that established by Ménesguen (1995) for the Seine Estuary, but lower than that reported by Cloern (1987) for San Francisco Bay.

4.3. Light limitation and the $BZ_p I_0$ model

The coefficient of attenuation in Marennes-Oléron Bay was highly variable, which is typical of estuarine waters. With a photic depth varying from 0.12 to 7.6 m, Marennes-Oléron Bay is among the 26 most turbid estuaries (Cloern, 1987).

Since Cole and Cloern (1984, 1987) published their regressions, models of production as a function of phytoplankton biomass and light availability have been applied to nutrient-rich estuaries. Converting regression Eq.11 to the units ($\text{mgC m}^{-2} \text{d}^{-1}$) used in the compilation dataset from Brush et al. (2002) yielded a $P_d = 0.08 \cdot BZ_p I_0 + 23.3$ ($R^2=0.90$). As this y-intercept value suggested that there may be net production in the absence of Chl *a* and/or light, the regression was forced through the origin (Brush et al., 2002), giving: $P_d = 0.10 \cdot BZ_p I_0$ ($R^2=0.72$). The determined slope is thus within the low range of their dataset which included small slopes for Delaware Bay (0.07 in non-summer and 0.23 in summer) and the Westerschelde Estuary (0.22), which are both very turbid systems. The steepest slope was reported for San Francisco Bay (0.82).

4.4. Estimate of primary production

The water column primary production in the Marennes-Oléron Bay of $185 \text{ gC m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ is close to the mean of other primary production capacity estimates for European estuaries (Table 2). Annual phytoplankton primary production estimates of European estuaries and coastal areas (*see* compilation in Tillmann et al. 2000 and Table 2), ranged between $7 \text{ gC m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ (Inner Bristol Channel) and $550 \text{ gC m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ (Oosterschelde) with a mean of $180 \text{ gC m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ (Tillmann et al., 2000). Low estimates of water column primary production in eutrophic estuaries are common. Kocum et al. (2002) estimated water column primary production in the Colne Estuary at $8.9 \text{ gC m}^{-2} \text{yr}^{-1}$, but this low water column primary production did not affect secondary production of the ecosystem because the microphytobenthos primary production contributed between 25 and $1,200 \text{ gC m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ (Thornton et al., 2002). For example, through resuspension, the microphytobenthos of the Ems Estuary which represented 22 % to 60 % of the total phytoplankton in the water column and 50 % of the food available to filter feeders living on the tidal flats (De Jonge and van Beusekom, 1992, 1995). Average relative contributions of benthic microalgae were around 20 % in Marennes-Oléron Bay (Guarini et al., 2004). The annual microphytobenthic production in Marennes-Oléron Bay has been estimated between 178 (Guarini, pers. comm.) and $372 \text{ gC m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ (Leguerrier et al., 2003) and could be available to suspension feeders in the bay (Riera and Richard, 1996).

5. Conclusion

The present study allowed a $BZ I_0$ model of primary production to be calibrated and showed that water column primary production is light limited in Marennes-Oléron Bay. Using monthly means for TPM and Chl *a*, the day-to-day variability in production estimates was caused by variability in irradiance, while seasonal variability in production was attributed to seasonal variations in irradiance, TPM and Chl *a*. Differences in the TPM between sites affected the estimates of primary production. On a tidal time scale of hours, variations in TPM could also be reasonably assumed to affect production. Water column

primary production in the Marennes-Oléron Bay was estimated at $185 \text{ gC m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ using the same mean TPM value applied over the entire bay. This value is in the low range of microphytobenthic production ($372 \text{ gC m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, Leguerrier *et al.*, 2003) and close to the mean of other primary production in intertidal ecosystems ($180 \text{ gC m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, Tillman *et al.*, 2000). However, important changes of TPM (eg over the intertidal mudflats during flood and ebb tides) and associated changes in turbidity and thus light conditions in the water column, interacted to create spatial and temporal heterogeneity in production estimates for different areas of the Marennes-Oléron Bay. Water in the north and south of the bay are more productive and could become areas for offshore shellfish production.

Acknowledgements

We thank Jennifer Guarini and Helen Boudry for having corrected our manuscript, and Jean-Marc Guarini, Pierre Richard, Françoise Mornet and James Grizon for sampling and analytical assistance. The authors are also grateful to the two anonymous reviewers for their useful comments and suggestions.

References

- Aminot, A., Chaussepied, M., 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. CNEXO, 395 pp.
- Bacher, C., 1989. Capacité trophique du bassin de Marennes-Oléron: couplage d'un modèle de transport particulaire et d'un modèle de croissance de l'huître *Crassostrea gigas* / Trophic capacity of the Bay of Marennes-Oléron: coupling of particulate matter transport with a model of *Crassostrea gigas* growth. Aquatic Living Resources 2, 199-214. doi:10.1016/S0990-7440(03)00003-2
- Bacher, C., Duarte, P., Ferreira, J.G., Héral, M., Raillard, O., 1998. Assessment and comparison of the Marennes-Oléron Bay (France) and Carlington Lough (Ireland) carrying capacity with ecosystem models. Aquatic Ecology 31, 379-394. doi:10.1023/A:1009925228308
- Bacher, C., Sochard, S., Freissinet, C., Sauvaget, P., 2000. Vers une modélisation opérationnelle pour l'aménagement des zones côtières: l'exemple du bassin de Marennes-Oléron (France). La Houille Blanche 7/8, 66-73.
- Barranguet, C., Kromkamp, J., Peene, J., 1998. Factors controlling primary production and photosynthetic characteristics of intertidal microphytobenthos. Marine Ecology Progress Series 173, 117-126.
- Blanchard, G. F., Cariou-Le Gall, V., 1994. Photosynthetic characteristics of microphytobenthos in Marennes-Oleron Bay, France: preliminary results. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 182, 1-14. doi:10.1016/0022-0981(94)90207-0
- Blanchard, G.F., Montagna, P.A., 1992. Photosynthetic response of natural assemblages of marine benthic microalgae to short- and long-term variations of incident irradiance in Baffin Bay, Texas. Journal of Phycology 28, 7-14.
- Boutier, B., Chiffolleau, J.-F., Gonzalez, J.-L., Lazure, P., Auger, D., Truquet, I., 2000. Influences of the Gironde Estuary outputs on cadmium concentrations in the coastal waters: consequences on the Marennes-Oléron Bay (France). Oceanologica Acta 23, 745-757. doi:10.1016/S0399-1784(00)01119-1
- Brunet, C., Lizon, F., 2003. Tidal and diel periodicities of size-fractionated phytoplankton pigment signatures at an offshore station in the southeastern English Channel. Estuarine, Coastal and Shelf Science 56, 833-843. doi:10.1016/S0272-7714(02)00323-2
- Brush, M.J., Brawley, J.W., Nixon, S.W., Kremer, J.N., 2002. Modeling phytoplankton production: problems with the Eplley curve and an empirical alternative. Marine Ecology Progress Series 238, 31-45.
- Cabeçadas, L., 1999. Phytoplankton production in the Tagus Estuary (Portugal). Oceanologica Acta 22, 205-214. doi:10.1016/S0399-1784(99)80046-2
- Cloern, J. E., 1987. Turbidity as a control on phytoplankton biomass and productivity in estuaries. Continental Shelf Research 7, 1367-1381. doi:10.1016/0278-4343(87)90042-2

Cole, B. E., Cloern, J. E., 1984. Significance of biomass and light availability to phytoplankton productivity in San Francisco Bay. *Marine Ecology Progress Series* 17, 15-24.

Cole, B.E., Cloern, J.E., 1987. An empirical model for estimating phytoplankton productivity in estuaries. *Marine Ecology Progress Series* 36, 299-305.

Côté, B., Platt, T., 1983. Day-to-day variations in the spring-summer photosynthetic parameters of coastal marine phytoplankton. *Limnology and Oceanography* 28, 320-344.

Dechambenoy C., Pontier L., Sirou F., Vouvé J., 1977. Apport de la thermographie infrarouge aéroportée à la connaissance d la dynamique superficielle des estuaires (système Charente-Seudre-anse de l'Aiguillon). *Comptes rendus de l'Académie des Sciences de Paris, série D* 284,1269-1272.

de Jonge, V., van Beusekom, J., 1992. Contribution of resuspended microphytobenthos to total phytoplankton in the Ems Estuary and its possible role for grazers. *Netherlands Journal of Sea Research* 30, 91-105.

de Jonge, V.N., van Beusekom, J.E.E., 1995. Wind- and tide-induced resuspension of sediment and microphytobenthos from tidal flats in the Ems Estuary. *Limnology and Oceanography* 40, 766-778.

Demers, S., Legendre, L., 1979. Effets des marées sur la variation circadienne de la capacité photosynthétique du phytoplancton du Saint-Laurent. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 39, 97-99. doi:10.1016/0022-0981(79)90007-8

Dortch, Q., Whitley, T., 1992. Does nitrogen or silicon limit phytoplankton production in the Mississippi River plume and nearby regions? *Continental Shelf Research* 12, 1293-1309. doi:10.1016/0278-4343(92)90065-R

Fisher, T., Harding, L., Stanley, D., Ward, L., 1988. Phytoplankton, nutrients, and turbidity in the Chesapeake, Delaware, and Hudson estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 27, 61-93. doi:10.1016/0272-7714(88)90032-7

Forbes, J.R., Denman, K.L., Mackas, D.L., 1986. Determinations of photosynthetic capacity in coastal marine phytoplankton: effects of assay irradiance and variability of photosynthetic parameters. *Marine Ecology Progress Series* 32, 181-191.

Fréchette, M., Legendre, L., 1982. Phytoplankton photosynthetic response to light in an internal tide dominated environment. *Estuaries* 5, 287-293.

Gallegos, C., Platt, T., 1985. Vertical advection of phytoplankton and productivity estimates: A dimensional analysis. *Marine Ecology Progress Series* 26, 125-134.

Geider, R., MacIntyre, H., Kana, T., 1997. Dynamic model of phytoplankton growth and acclimation: responses of the balanced growth rate and the chlorophyll a:carbon ratio to light, nutrient-limitation and temperature. *Marine Ecology Progress Series* 148, 187-200.

Guarini, J.-M., Gros, P., Blanchard, G., Richard, P., Fillon, A., 2004. Benthic contribution to pelagic communities in two semi-enclosed, European-type littoral ecosystems (Marennes-

Oléron Bay and Aiguillon Bay, France). *Journal of Sea Research* 52, 241-258. doi: 10.1016/j.seares.2004.04.003

Harding, L. Jr., Mallonee, M., Perry, E., 2002. Toward a predictive understanding of primary productivity in a temperate, partially stratified estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55, 437-463. doi:10.1006/ecss.2001.0917

Harrison, W., Platt, T., 1980. Variations in assimilation number of coastal marine phytoplankton: effects of environmental co-variates. *Journal of Plankton Research* 2, 249-260.

Hartig, P., Wolfstein, K., Lippemeier, S., Colijn, F., 1998. Photosynthetic activity of natural microphytobenthos populations measured by fluorescence (PAM) and ¹⁴C-tracer methods: a comparison. *Marine Ecology Progress Series* 166, 53-62.

Heip, C. H. R., Goosen, N. K., Herman, P. M. J., Kromkamp, J., Middelburg, J. J., Soetaert, K., 1995. Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. *Oceanography and Marine Biology* 33, 1-149.

Héral, M., Razet, D., Deslou-Paoli, J.-M., Berthomé, J.-P., Garnier, J., 1983. Caractéristiques saisonnières de l'hydrobiologie du complexe estuarien de Marennes-Oléron (France). *Revue de travaux de l'institut des pêches maritimes* 46, 97-119.

Héral, M., Razet, D., Deslou-Paoli, J.-M., Manaud, F., Truquet, I., Garnier, J., 1984. Hydrobiologie du bassin de Marennes -Oléron. Résultats du réseau national d'observation: 1977 à 1981. *Annales de la société de sciences naturelles de Charente -Maritime* 7, 259-277.

Jassby, A.D., Platt, T., 1976. Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton. *Limnology and Oceanography* 21, 540-547.

Joint, I., Pomroy, A., 1993. Phytoplankton biomass and production in the southern North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 99, 169-182.

Kocum, E., Underwood, G.J.C., Nedwell, D.B., 2002. Simultaneous measurement of phytoplanktonic primary production, nutrient and light availability along a turbid, eutrophic UK east coast estuary (the Colne Estuary). *Marine Ecology Progress Series* 231, 1-12.

Kromkamp, J., Peene, J., 1995. Possibility of net phytoplankton primary production in the turbid Chelde Estuary (SW Netherlands). *Marine Ecology Progress Series* 121, 249-259.

Leguerrier, D., Niquil, N., Boileau, N., Rzeznik, J., Sauriau, P.-G., Le Moine O., Bacher, C., 2003. Numerical analysis of the food web of an intertidal mudflat ecosystem on the Atlantic coast of France. *Marine Ecology Progress Series* 246, 17-37.

Lewis, M.L., Smith, J.C., 1983. A small volume, short-incubation time method for measurement of photosynthesis as a function of incident irradiance. *Marine Ecology Progress Series* 13, 99-102.

Lucas, L. V., Koseff, J. R., Monismith, S. G., Cloern, J. E., Thompson, J. K., 1999. Processes governing phytoplankton blooms in estuaries. II: The role of horizontal transport. *Marine Ecology Progress Series* 187, 17-30.

MacCaull, W., Platt, T., 1977. Diel variations in the photosynthetic parameters of coastal marine plankton. *Limnology and Oceanography* 22, 723-731.

MacIntyre, H., Kana, T., Geider, R., 2000. The effect of water motion on short-term rates of photosynthesis by marine phytoplankton. *Trends in Plant Science* 5, 12-17. doi:10.1016/S1360-1385(99)01504-6

Malone, T., Crocker, L., Pike, S., Wendler, B., 1988. Influences of river flow on the dynamics of phytoplankton production in a partially stratified estuary. *Marine Ecology Progress Series* 48, 235-249.

Mallin, M., Paerl, H., 1992. Effects of variable irradiance on phytoplankton productivity in shallow estuaries. *Limnology and Oceanography* 37, 54-62.

Ménesguen, A., Guillaud, J.-F., Aminot, A., Hoch, T., 1995. Modelling the eutrophication process in a river plume: the Seine case study (France). *Ophelia* 42, 205-225.

Migné, A., Spilmont, N., Davoult D., 2004. In situ measurements of benthic primary production during emersion: seasonal variations and annual production in the Bay of Somme (eastern English Channel, France). *Continental Shelf Research* 24, 1437-1449. doi:10.1016/j.csr.2004.06.002

Montani, S., Magni, P., Abe, N., 2003. Seasonal and interannual patterns of intertidal microphytobenthos in combination with laboratory and areal production estimates. *Marine Ecology Progress Series* 249, 79-91.

Oviatt, C., Keller, A., Reed, L., 2002. Annual primary production in Narragansett Bay with no bay-wide winter-spring phytoplankton bloom. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 54, 1013-1026. doi:10.1006/ecss.2001.0872

Parsons, T.R., Maita, Y., Lalli, C.M., 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press, Oxford, 173 pp.

Pennock, J.R., Sharp, J.H., 1986. Phytoplankton production in the Delaware Estuary: temporal and spatial variability. *Marine Ecology Progress Series* 34, 143-155.

Platt, T., 1975. Analysis of the importance of spatial and temporal heterogeneity in the estimation of annual production by phytoplankton in a small enriched, marine basin. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 18, 99-109. doi:10.1016/0022-0981(75)90067-2

Raillard, O., Ménesguen, A., 1994. An ecosystem box model for estimating the carrying capacity of a macrotidal shellfish system. *Marine Ecology Progress Series* 115, 117-130.

Ravail, B., 1993. Incidences du débit de la Charente sur la capacité biotique du bassin ostréicole de Marennes-Oléron. Thèse de doctorat: Université de Nantes. 254 pp.

Ravail, B., Héral, M., Maestrini, S., Robert, J. M., 1988. Incidence du débit de la Charente sur la capacité biotique du bassin ostréicole de Marennes-Oléron / Effect of the flow from the

Charente River on the biotic capacity of the oyster beds in the Marennes-Oléron Bay. *Journal de Recherche Océanographique* 13, 48-52.

Riera, R., Richard, P., 1996. Isotopic determination of Food Sources of *Crassostrea gigas* along a trophic gradient in the estuarine bay of Marennes-Oleron. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 42, 347-360. doi:10.1006/ecss.1996.0023

Sakshaug, E., Bricaud, A., Dandonneau, Y., Falkowski, P., Kiefer, D., Legendre, L., Morel, A., Parslow, J., Takahashi, M., 1997. Parameters of photosynthesis: definitions, theory and interpretation of results. *Journal of Plankton Research* 19, 1637-1670.

Shaw, P.J., Purdie, D.A., 2001. Phytoplankton photosynthesis-irradiance parameters in the near-shore UK coastal waters of the North Sea: temporal variation and environmental control. *Marine Ecology Progress Series* 216, 83-94.

Soletchnik, P., Faury, N., Razet, D., Gouletquer, P., 1998. Hydrobiology of the Marennes-Oléron Bay. Seasonal indices and analysis of trends from 1978 to 1995. *Hydrobiologia* 386, 131-146. doi:10.1023/A:1003511815728

Sournia, A., 1974. Circadian periodicities in natural populations of marine phytoplankton. *Advances in Marine Biology* 12, 325-389.

Strickland, J.D.H., Parsons T.R., 1972. A practical hand book of seawater analysis, Fisheries Research Board of Canada. Bulletin 167 (Second Edition). Ottawa.

Thornton, D., Dong, L., Underwood, G., Nedwell, D., 2002. Factors affecting microphytobenthic biomass, species composition and production in the Colne Estuary (UK). *Aquatic Microbial Ecology* 27, 285-300.

Tillmann, U., Heesse, K., Colijn, F., 2000. Planktonic primary production in the German Wadden Sea. *Journal of Plankton Research* 22, 1253-1276.

Wolfstein, K., Colijn, F., Doerffer, R., 2000. Seasonal dynamics of microphytobenthos biomass and photosynthetic characteristics in the Northern German Wadden Sea, obtained by the photosynthetic light dispensation system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 51, 651-662. doi:10.1006/ecss.2000.0702

Tables

Table 1. Coefficient of variation (%) for productivity estimates for each sampling date and the spatial, seasonal and total variation.

	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4	Site 5	Site 6	Spatial
Fall	24	119	44	31	59	40	38
Winter	57	64	34	62	57	34	36
Summer	40	11	39	50	62	69	62
Seasonal	54	52	64	81	81	126	total:140

Table 2. Estimates of annual primary production ($\text{gC m}^{-2} \text{yr}^{-1}$) for various estuaries and bays worldwide (adapted from Tillmann et al., 2000 and Heip et al., 1995)

Type	Region	Annual production	Reference
phytoplankton	<i>Europe</i>		
	Marennes-Oléron Bay, France	185	This study
	Estuarine part of Northfrisian Wadden Sea, Germany	127 - 177	Tillmann et al., 2000
	Tagus estuary, Portugal	26	Cabeçadas, 1999
	Bristol Channel, UK	7 -165	Joint and Pomroy, 1981
	Westerschelde, Netherlands	100 - 300	Kromkamp and Peene, 1995
	Colne Estuary, UK	8.9	Kocum et al., 2002
	<i>USA</i>		
	Delaware Estuary	307	Pennock and Sharp, 1986
	Narragansett Bay	323	Oviatt et al., 2002
	San Francisco Bay	6 - 418	Cole and Cloern, 1984
	Hudson River	70 - 240	Cole et al., 1992
	Chesapeake Bay	324 - 569	Malone et al., 1988
	Chesapeake Bay	570	Harding et al., 2000
microphytobenthos	Marennes-Oléron Bay, France ^a	372	Leguerrier et al., 2003
	Marennes-Oléron Bay, France ^a	178	Guarini, unpubl data
	Bay of Somme, France ^b	147	Migné et al., 2004
	European estuaries	60 - 314	Heip et al., 1995
	Intertidal flats of Westerschelde, Netherlands ^b	7 - 53	Barranguet et al., 1998
	Colne Estuary, UK	25 – 1 199	Thornton et al., 2002
	North American estuaries	29 - 226	Heip et al., 1995
	Estuarine flat of Seto Inland Sea, Japan ^c	434	Montani et al., 2003

^a: Brouage mudflat – ^b: sand and muddy-sand – ^c: sand

Figure legends

Figure 1. Sampling site locations in Marennes-Oléron Bay, France. Sites 1, 2, 3', 4 and 6 (●) were sampled during 2001 and 2002 for this study. Sites 1, 2, 5, 6 (●) and 3' (▲) were also sampled bi-monthly for the RAZLEC water quality database. Light gray areas indicate the intertidal mudflat areas. The black rectangle indicates the zone of primary production estimation.

Figure 2. Evolution of Chl *a* (A) and phosphate concentrations (B) (note scale change for winter data) and light attenuation coefficient *k* (C), in surface (solid lines) and bottom water (dashed lines) samples, during each survey.

Figure 3. Example of a P-E curve. Sample data are plotted with the adjusted model of Jassby and Platt (1976) for surface water (model S), bottom water (model B) and the adjusted model for all data (model S+B).

Figure 4. Change in the photosynthetic parameters P_m^B (A), α^B (B) and in the E_m/E_k ratio (C) in surface water (solid lines) and bottom water (dashed lines) samples, during each survey. Error bars for (A) and (B) are for model estimates.

Figure 5. Estimated change in primary production per unit area of surface water (solid lines) or bottom water (dashed lines) samples, during each survey.

Figure 6. The estimated daily (A, at sites 1 and 2) and monthly (B, at sites 1, 2, 3', 5 and 6) primary production per unit area in 2001 and 2002.

Figure 1. Sampling site locations in Marennes-Oléron Bay, France. Sites 1, 2, 3', 4 and 6 (●) were sampled during 2001 and 2002 for this study. Sites 1, 2, 5, 6 (●) and 3' (▲) were also sampled bi-monthly for the RAZLEC water quality database. Light gray areas indicate the intertidal mudflat areas. The black rectangle indicates the zone of primary production estimation.

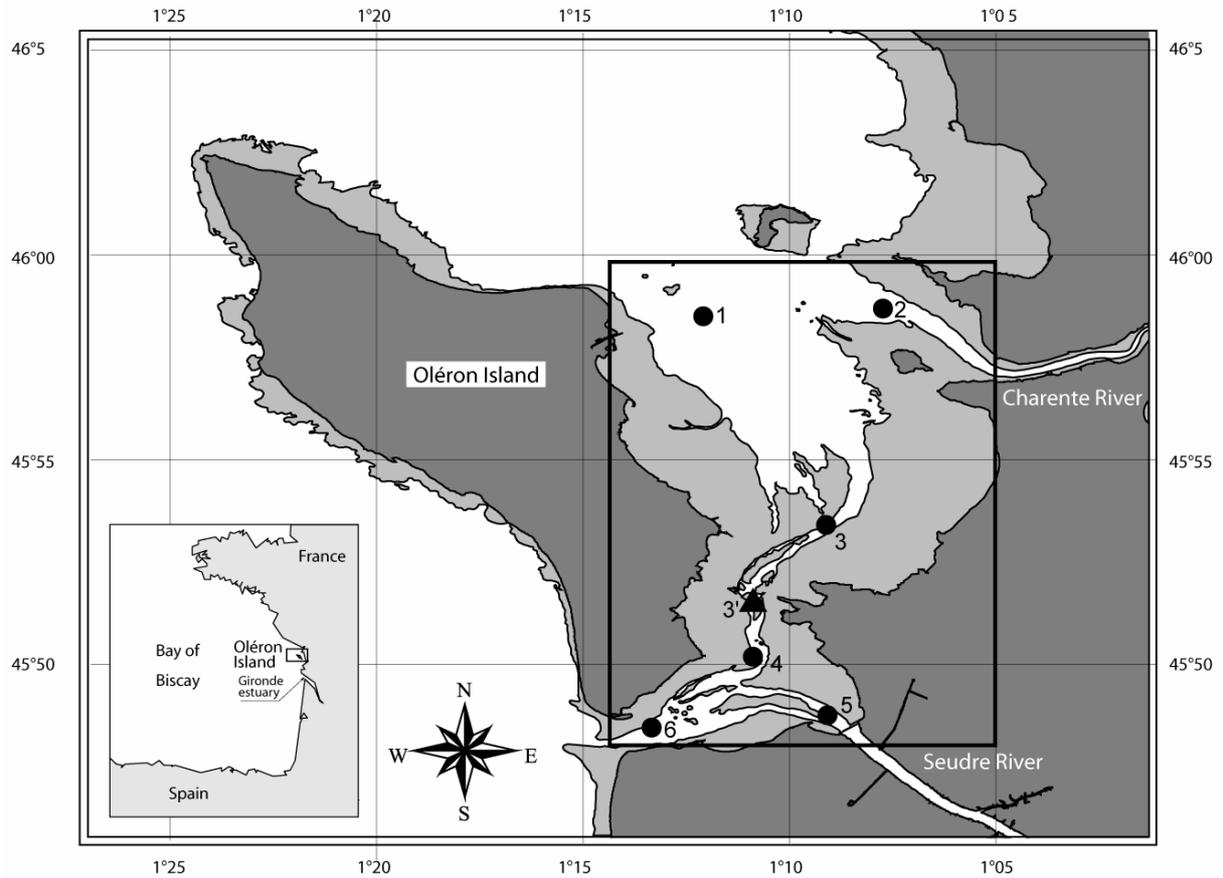


Figure 2. Evolution of Chl *a* (A) and phosphate concentrations (B) (note scale change for winter data) and light attenuation coefficient *k* (C), in surface (solid lines) and bottom water (dashed lines) samples, during each survey.

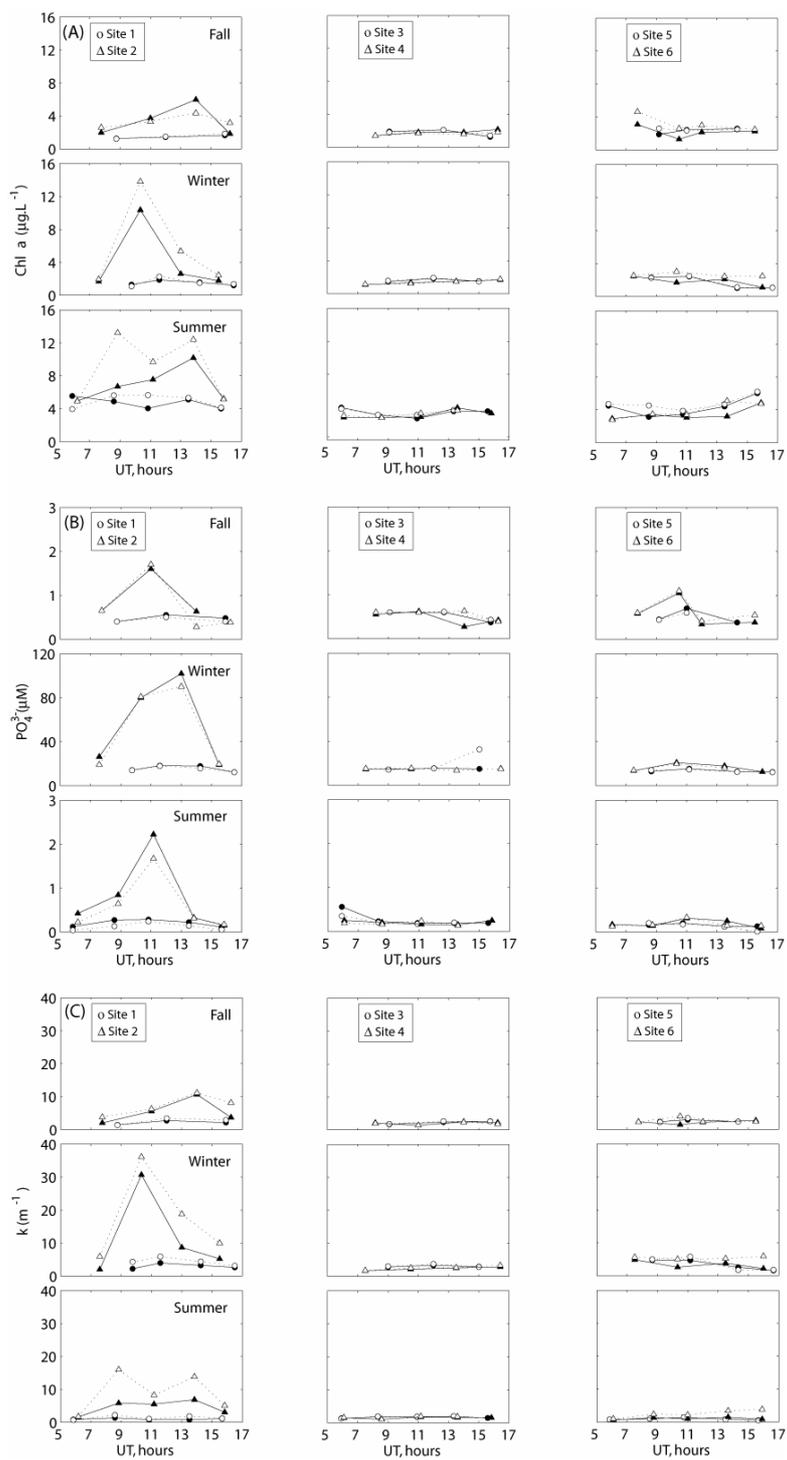


Figure 3. Example of a P-E curve. Sample data are plotted with the adjusted model of Jassby and Platt (1976) for surface water (model S), bottom water (model B) and the adjusted model for all data (model S+B).

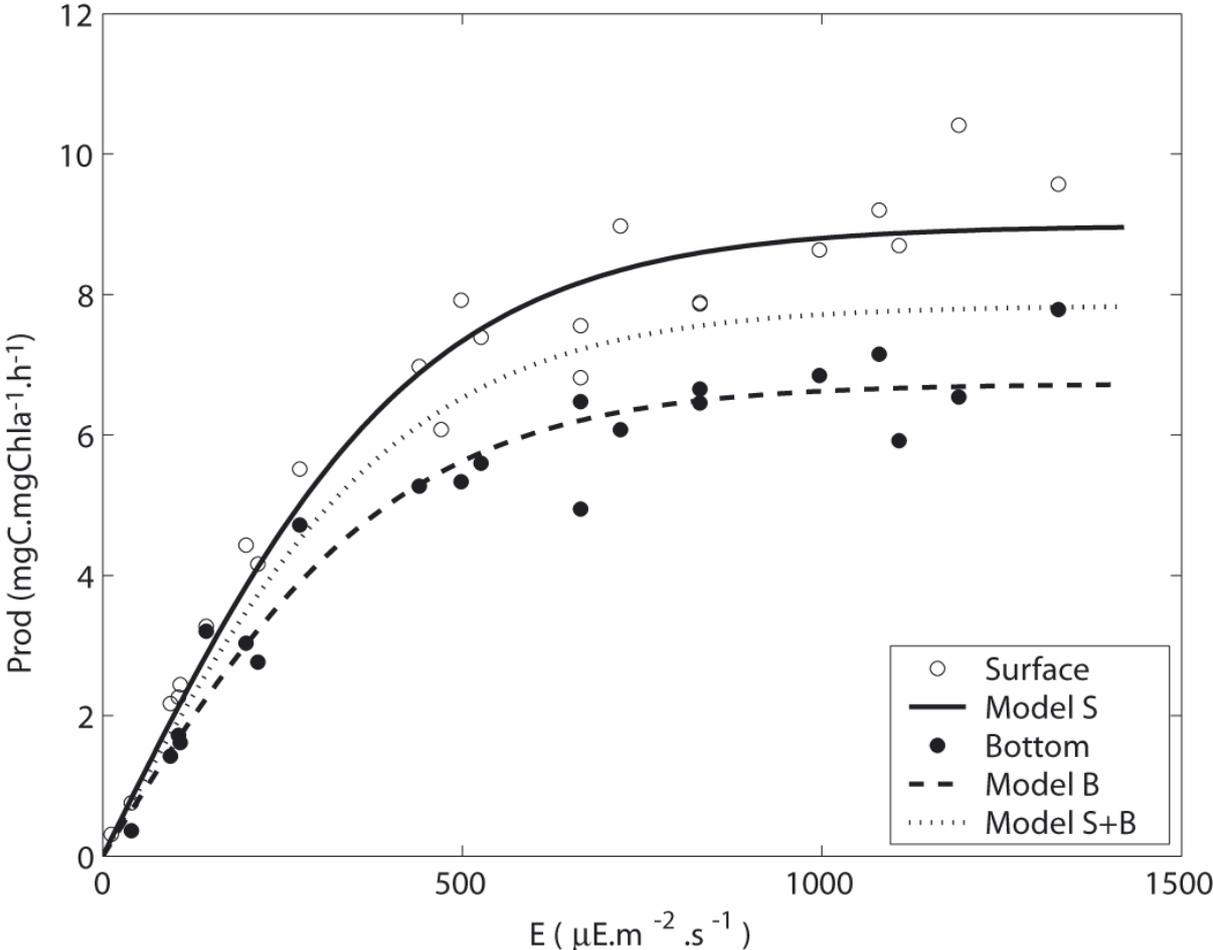


Figure 4. Change in the photosynthetic parameters P_m^B (A), α^B (B) and in the E_m/E_k ratio (C) in surface water (solid lines) and bottom water (dashed lines) samples, during each survey. Error bars for (A) and (B) are for model estimates.

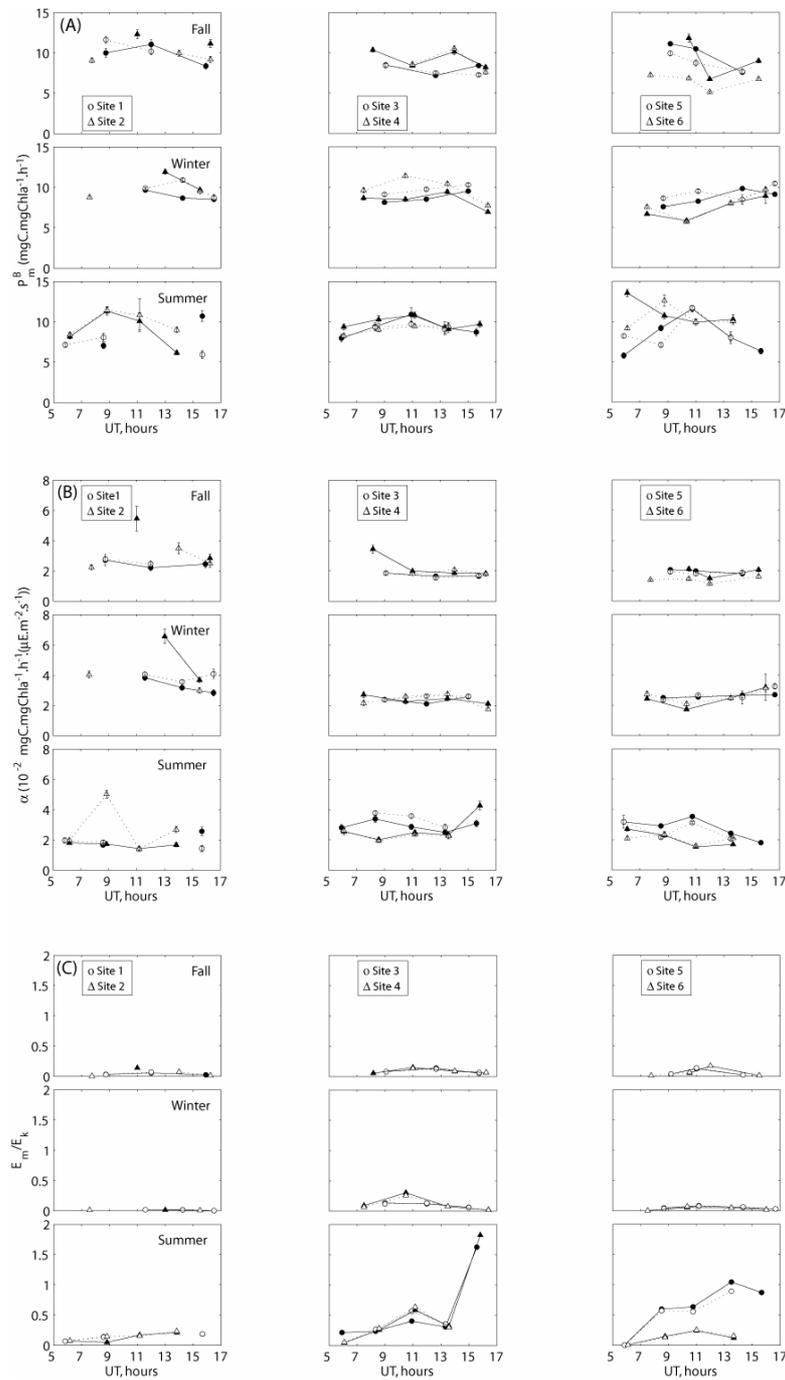


Figure 5. Estimated change in primary production per unit area of surface water (solid lines) or bottom water (dashed lines) samples, during each survey.

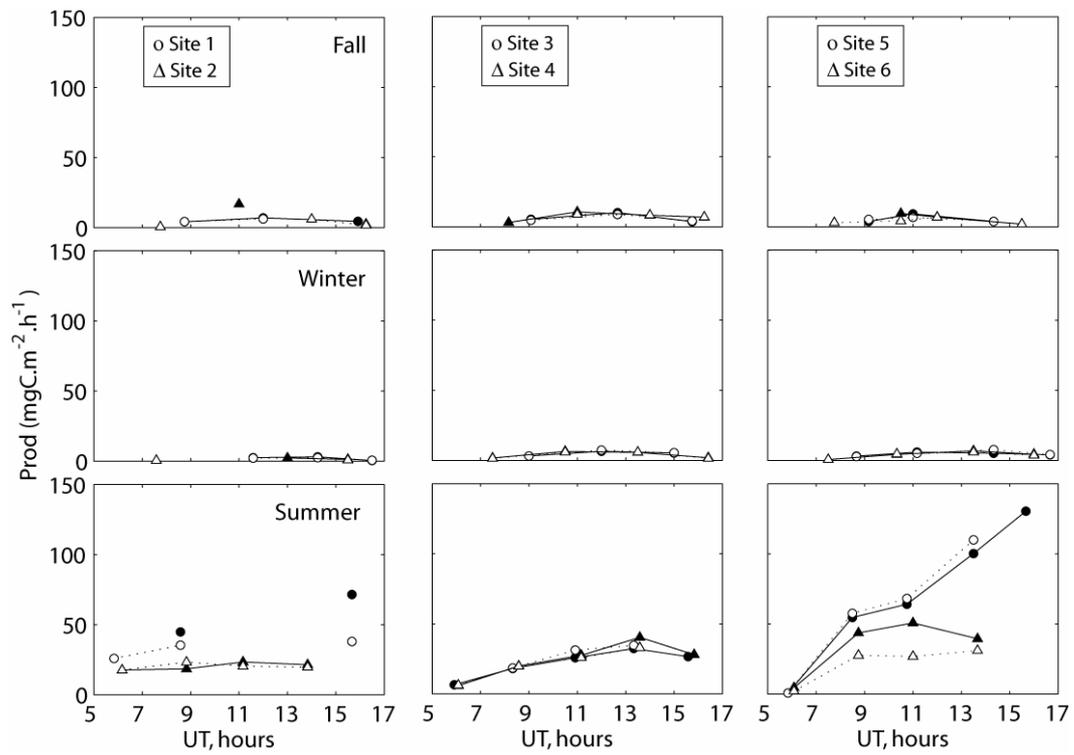
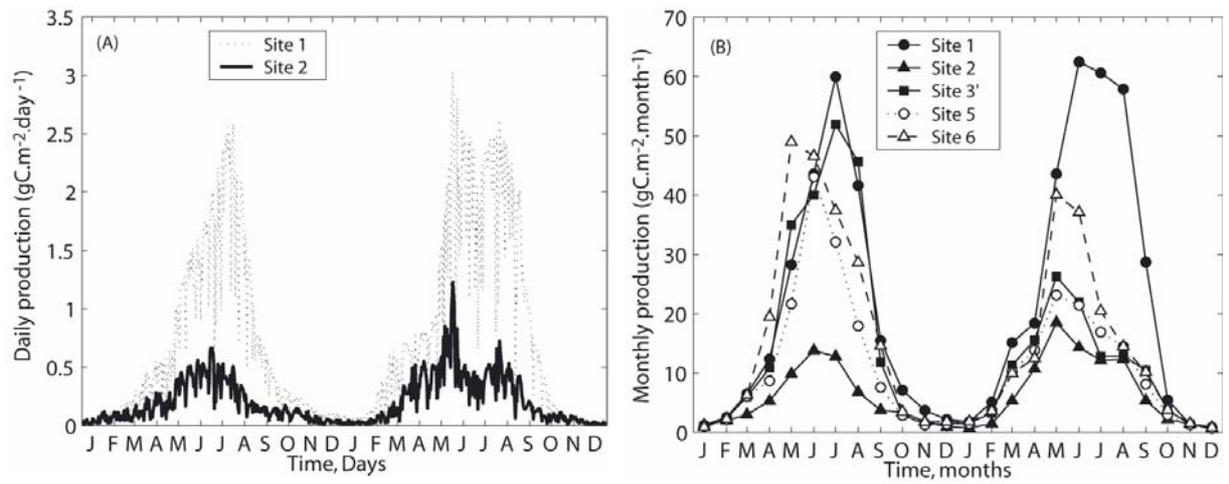


Figure 6. The estimated daily (A, at sites 1 and 2) and monthly (B, at sites 1, 2, 3', 5 and 6) primary production per unit area in 2001 and 2002.



Pour répondre aux questions de capacité trophique de la baie ostréicole de Marennes-Oléron, des modèles ont été mis en œuvre depuis les années 90. La dynamique du système est ici étudiée en utilisant un modèle 2D d'hydrodynamisme et de transport à mailles fines (SiAM2D). La modélisation et l'analyse de données existantes sont utilisées pour répondre aux questions suivantes : quels facteurs contrôlent la production primaire dans la baie, à quelles échelles de temps agissent ces facteurs, quel lien existe entre production pélagique et microphytobenthique, et quel est l'impact des huîtres sur le compartiment planctonique. SiAM2D sert d'outil pour coupler modèles de production primaire pélagique et microphytobenthique, et de filtration par les huîtres. Le modèle de production pélagique est calibré à partir de mesures de productivité réalisées pour la première fois à l'échelle de la baie. Ces mesures montrent que la production est dépendante uniquement de la lumière disponible dans la colonne d'eau. A l'échelle de l'année, le modèle est paramétré en utilisant une limitation par les nitrates. Les productions primaires pélagique et microphytobenthique sont du même ordre de grandeur à l'échelle de l'année. L'étude de scénarii de consommation et d'ingestion montrent que l'effet des huîtres sur la Chla est au maximum de 50%. Les différentes échelles spatio-temporelles des processus sont définies à partir des résultats de modélisation, de l'analyse de bases de données et de nouvelles campagnes de mesures. La marée joue ainsi un rôle important dans le transport. Cette baie se caractérise par un temps de chasse très court et par une dichotomie Est-Ouest de fonctionnement.

Mots-Clés : modèle biophysique ; échelles de variabilité ; production primaire ; impact des huîtres

To answer the questions of trophic capacity of the oyster bay of Marennes-Oléron, models were implemented since the 90s. The dynamics of the system is studied here by using a model 2D of hydrodynamism and transport with fine meshes (SiAM2D). The modelling and the analysis of existing data are used to answer the following questions: which factors control the primary production in the bay, in which scales of time act these factors, which link exists between pelagic and microphytobenthic productions , and which is the impact of oysters on the planctonic compartment SiAM2D serves as tool to couple models of pelagic and microphytobenthic primary production, and of filtration by oysters. The model of pelagic production is calibrated from measures of productivity realized for the first time on the scale of the bay. These measures show that the production is dependent only on the available light in the column of water. On the scale of year, the model is parametrized by using a limitation by nitrates. The pelagic and microphytobenthic primary productions are the same order on the scale of year. The study of scénarii of consumption and ingestion show that the effect of oysters on Chla is at most 50 %. The various spatiotemporal scales of the processes are defined from the results of modelling, the analysis of data bases and new campaigns of measures. The tide plays an important role in the transport. This bay is characterized by a very short flushing-time and by an East-west dichotomy of functioning.

Keywords : biophysical model ; scales of variability ; primary production ; oyster impact