



N° attribué par la bibliothèque

□□□□□□□□□□

UNIVERSITE de CAEN/BASSE-NORMANDIE

U.F.R. : Sciences de la Terre

THESE

présentée par

Mr Philippe CUGIER

et soutenue

le 7 avril 1999

en vue de l'obtention du

DOCTORAT de l'UNIVERSITE de CAEN

**Spécialité : Terre Enveloppe Fluide
(Arrêté du 30 mars 1992)**

Titre :

**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.**

Directeur de thèse : Mr Hervé Texier

JURY

Mme Claude Estournel
Mr Gilles Billen
Mr Hervé Texier
Mr Alain Ménesguen
Mr Pierre Le Hir
Professeur Claude Larsonneur
Professeur Michel Belorgey
Professeur Paul Nival

Rapporteur
Rapporteur
Directeur de thèse
Responsable scientifique
Responsable scientifique
Examineur
Examineur
Examineur



N° attribué par la bibliothèque

□□□□□□□□□□

UNIVERSITE de CAEN/BASSE-NORMANDIE

U.F.R. : Sciences de la Terre

THESE

présentée par

Mr Philippe CUGIER

et soutenue

le 7 avril 1999

en vue de l'obtention du

DOCTORAT de l'UNIVERSITE de CAEN

**Spécialité : Terre Enveloppe Fluide
(Arrêté du 30 mars 1992)**

Titre :

**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.**

Directeur de thèse : Mr Hervé Texier

JURY

Mme Claude Estournel
Mr Gilles Billen
Mr Hervé Texier
Mr Alain Ménesguen
Mr Pierre Le Hir
Professeur Claude Larsonneur
Professeur Michel Belorgey
Professeur Paul Nival

Rapporteur
Rapporteur
Directeur de thèse
Responsable scientifique
Responsable scientifique
Examineur
Examineur
Examineur

REMERCIEMENTS

Au terme de ce travail, je souhaite adresser mes remerciements à tous ceux qui ont contribué à sa réalisation.

J'exprime tout d'abord mes plus vifs remerciements à Madame Claude ESTOURNEL, Messieurs Gilles BILLEEN, Hervé TEXIER, Claude LARSONNEUR, Michel BELORGEY, Paul NIVAL, Alain MENESGUEN et Pierre LE HIR pour l'intérêt qu'ils témoignent à ce travail en participant au jury de cette thèse.

Je suis reconnaissant à Monsieur Hervé TEXIER avec qui j'ai pu rester en contact régulier malgré l'éloignement entre Brest et Caen d'avoir bien voulu être Directeur de cette thèse.

Je tiens à remercier également l'Ifremer et l'Agence de l'Eau Seine-Normandie de la confiance qu'ils m'ont accordé en finançant ce travail.

Je remercie vivement l'EPSHOM de nous avoir fourni la bathymétrie de la Baie de Seine, et plus particulièrement Monsieur Bernard SIMON pour les principales composantes harmoniques de marée nécessaires à l'établissement des conditions limites du modèle hydrodynamique.

Ce travail a été réalisé au sein du laboratoire « Eutrophisation et Bioaccumulation » de la Direction de l'Environnement Littoral au centre Ifremer de Brest où j'ai pu bénéficier des compétences et des moyens nécessaires à sa complète réalisation.

Cette thèse a été encadré à l'IFREMER par Messieurs Alain MENESGUEN et Pierre LE HIR. Je remercie chaleureusement Alain MENESGUEN pour son aide et ses conseils précieux tout au long de ses trois années de thèse. Ses compétences en modélisation des écosystèmes et ses conseils permanents m'ont été d'une grande aide pour mener à bien ce travail. Le développement du modèle hydrosédimentaire SAM-3D qui a constitué la première phase de ce travail n'aurait sans doute pas pu être réalisé dans les délais impartis à la thèse sans l'expérience, la rigueur et les conseils efficaces de Pierre LE HIR. Je le remercie sincèrement pour son aide et sa disponibilité. Je souhaite également les remercier tous deux d'avoir relu et corrigé ce manuscrit. Leurs nombreux conseils en matière de rédaction m'ont permis sans aucun doute d'améliorer ma prose.

Je tiens à remercier Jean François GUILLAUD pour sa disponibilité et son aide lors du développement et l'amélioration du modèle écologique. Son travail en parallèle au mien sur la modélisation en boîtes de la baie de Seine a facilité la calibration du modèle 3D et permis de tester rapidement certaines formulations de processus, m'évitant maints égarements et calculs inutiles. Je le remercie également pour la relecture et la correction de ce manuscrit.

Alain AMINOT a accepté à plusieurs reprises de donner son avis sur différents résultats de simulations que j'ai pu lui présenter. Ses réflexions et suggestions dans la manière de les interpréter, de les présenter et de les mettre en valeur m'ont été d'une grande aide et je lui exprime ici toute ma reconnaissance.

Nicole COLLAS assure la maintenance et l'évolution du logiciel ELISE. Le passage à la version 3D a été une entreprise vaste, entraînant des modifications importantes et le développement de nouvelles interfaces spécifiques. Les dialogues afin d'assurer la compatibilité parfaite entre le modèle 3D et l'interface ELISE ont été nombreux et j'ai beaucoup apprécié cette collaboration.

Je souhaite remercier Olivier LE PAPE d'avoir bien voulu se charger d'obtenir et de mettre en forme les données récentes de débits et de concentrations mesurées dans les rivières, indispensables au fonctionnement du modèle. Son aide a été pour moi un gain de temps appréciable et précieux. Je voudrais de plus souligner le courage dont il a fait preuve en se jettant sans hésitation dans l'utilisation du modèle 3D.

J'ai grand plaisir à remercier ici toutes les personnes de la Direction de l'Environnement Littoral qui ont pu me fournir une aide lorsque celle-ci s'est avérée nécessaire. Pierre BODENES et Jean Pierre ANNEZO ont contribué à certaines figures de ce manuscrit. Marie Pierre LE BRIS a bien voulu me livrer certaines astuces d'utilisation de word facilitant la présentation et la mise en page.

Je souhaite également remercier tous ceux qui ont contribué par leur compagnie au cours des nombreuses pauses café, des repas à la cantine ou en dehors du cadre professionnel, à me laisser un très bon souvenir de ces trois années de thèse. Je pense particulièrement à Ricardo SILVA JACINTO, Philippe CANN, Sophie LOYER, Agnès JAOUEN, Véronique LOIZEAU, Michèle GOURMELON, Herlé GORAGUER, Annie CHAPELLE, Françoise ANDRIEUX, Jean Noël DRUON. Qu'ils trouvent ici le témoignage sincère de mon amitié.

Enfin, je souhaite terminer par mes proches, ma famille et surtout mes parents. Je pense aussi de manière toute particulière à Isolde qui a su être présente à chaque étape de ce travail. Je les remercie pour leurs encouragements et leur soutien permanent et leur dédie l'ensemble de cette thèse.

SOMMAIRE

Introduction	7
1. Les cycles biogéochimiques en milieu côtier et leur modélisation	11
1.1. Particularités des milieux côtiers.....	11
1.1.1. Caractéristiques des zones côtières	11
1.1.2. Les phénomènes d'eutrophisation et leurs conséquences	11
1.2. Le cycle des éléments nutritifs	12
1.2.1. Les processus dans la colonne d'eau.....	12
1.2.1.1. Consommation par le phytoplancton et production primaire.	12
a) Les facteurs physiques limitant la production primaire.....	13
b) Les facteurs biochimiques limitant la production primaire	15
c) Les différentes espèces phytoplanctoniques et leurs successions	16
1.2.1.2. Les phénomènes de régénération	18
1.2.1.3. Les processus d'adsorption/désorption	19
1.2.2. Les processus dans les sédiments.....	19
1.2.2.1. Le rôle de stockage des sédiments.....	19
1.2.2.2. Les processus d'échange à l'interface eau/sédiment.....	19
1.2.3. Schéma conceptuel du cycle des éléments nutritifs	20
1.3. La modélisation mathématique des écosystèmes marins.....	22
1.3.1. Intérêts de la modélisation.....	22
1.3.2. Les modèles d'écosystèmes.....	22
1.3.2.1 Caractéristiques des modèles d'écosystèmes.....	22
1.3.2.2. Description de quelques modèles	24
2. La baie de Seine, une zone côtière sous l'influence des apports d'un grand fleuve : la Seine.....	37
2.1. Description géographique	37

2.2. Caractéristiques hydrodynamiques et hydrologiques de la baie de Seine.....	37
2.2.1. La marée.....	37
2.2.2. La houle et le vent.....	37
2.2.3. La circulation instantanée.....	39
2.2.4. La circulation résiduelle.....	40
2.2.5. La salinité.....	41
2.2.6. La température.....	44
2.3. Caractéristiques sédimentaires de la baie de Seine	46
2.3.1. Répartition des sédiments en baie de Seine	46
2.3.2. Le matériel en suspension	48
2.4. Caractéristiques biochimiques de la baie de Seine	49
2.4.1. Une partie orientale sous l'influence des apports de la Seine	49
2.4.1.1. Les apports d'azote	49
2.4.1.2. Les apports de silice.....	50
2.4.1.3. Les apports de phosphore	50
2.4.2. Les apports secondaires en baie de Seine.....	51
2.4.3. La répartition géographique des sels nutritifs en baie de Seine.....	51
2.4.4. L'oxygène dissous en baie de Seine.....	53
2.4.5. Les populations phytoplanctoniques	53
2.4.5.1. Apparition et succession des espèces.....	53
2.4.5.2. <i>Dinophysis</i> en baie de Seine	54
2.4.6. Les évolutions saisonnières en baie de Seine.....	56
3. Modélisation de l'écosystème baie de Seine.....	63
3.1 La stratégie de modélisation choisie.....	63
3.2. Développement du modèle hydrodynamique SAM-3D	64
3.2.1. Les équations du modèle.....	64
3.2.1.1 Les équations de Navier-Stokes.....	64
3.2.1.2 Résolution du mode externe	65
3.2.1.3 L'équation de transport.....	67
3.2.1.4 Le modèle de turbulence.....	67
3.2.1.5 Le modèle thermique	69

3.2.2 le maillage horizontal et vertical	69
3.2.3 Les conditions limites du modèle.....	71
3.2.4 les variables forçantes	73
3.2.5 le couplage entre le calcul 2D et le calcul 3D	73
3.2.6 le schéma numérique de résolution	74
3.3 Implantation du modèle en baie de Seine	75
3.3.1 La bathymétrie.....	75
3.3.2. Le maillage.....	76
3.3.3 Les conditions limites du modèle hydrosédimentaire	78
3.4 Couplage avec un modèle sédimentaire	78
3.5. Couplage du modèle physique avec un modèle écologique	81
3.5.1. Couplage au sein du logiciel ELISE.....	81
3.5.2. Les différents compartiments modélisés	81
3.5.3. Les processus modélisés.....	83
3.5.3.1. La croissance phytoplanctonique	83
3.5.3.2 La mortalité du phytoplancton	85
3.5.3.3 La sédimentation du phytoplancton	86
3.5.3.4. La régénération de la matière détritique	86
3.5.3.5. L'adsorption-désorption des phosphates	87
3.5.3.6. La prédation par le zooplancton.....	88
3.5.3.7. La production et la consommation d'oxygène.....	88
3.5.4. Les équations du modèle écologique	90
3.5.4.1. Evolution dans l'eau	90
3.5.4.2. Evolution dans le sédiment.....	92
3.5.5 Les conditions limites et initiales du modèle écologique.....	93
4. Calibration et validation du modèle.....	97
4.1 Le modèle physique	97
4.1.1 La marée.....	98
4.1.2 Les courants.....	102
4.1.3 La salinité et les circulations induites	107
4.1.4 La température.....	117
4.1.5 Les matières en suspension	119
4.1.6 Les dépôts.....	125
4.2 Le modèle écologique.....	128

4.2.1 Les paramètres du modèle écologique	128
4.2.2 Résultats de la calibration du modèle écologique	130
4.2.3 Validation du modèle écologique.....	138
5. Exploitation du modèle.....	163
5.1 Répartition spatiale du phytoplancton	163
5.2 Etude de la limitation de la croissance phytoplanctonique.....	177
5.3 La production phytoplanctonique en Baie de Seine	181
5.4. Evolution des sels nutritifs, de la chlorophylle et de l'oxygène, simulés de 1976 à 1997, à l'embouchure.....	185
5.5 Les minimums d'oxygène simulés dans la baie	185
5.6 Réponse de la baie de Seine à une réduction des apports	191
5.7. Sensibilité du modèle biologique à certains paramètres	199
6. Conclusion générale et perspectives	203
6.1 La dynamique de la baie de Seine	203
6.2 La production phytoplanctonique en baie de Seine.....	203
6.3 Réponse de l'écosystème à une réduction des apports d'azote ou de phosphate	204
6.4. Améliorations envisageables du modèle.....	205
6.5 Perspectives d'utilisation du modèle	207
Références bibliographiques	211
Annexes.....	229

INTRODUCTION

INTRODUCTION

Influencées par les eaux marines du large, et par les eaux douces continentales, les zones côtières ont des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques intermédiaires. Selon l'importance des bassins versant, de la densité de la population, et de l'intensité des activités industrielles et agricoles, les eaux douces qui aboutissent en mer ont des qualités chimiques et biologiques différentes. Elles sont souvent très enrichies en sels nutritifs et confèrent ainsi aux zones côtières une forte capacité de production biologique. Ces zones sont alors le lieu de développement de fortes biomasses algales, pouvant conduire à un déséquilibre de l'écosystème ; dans certaines conditions, l'apparition d'anoxies plus ou moins graves des eaux de fond peut entraîner la mortalité des organismes benthiques. L'apparition dans ces systèmes eutrophisés, d'espèces phytoplanctoniques toxiques comme les dinoflagellés est également un problème majeur. En effet ces espèces, qui contaminent les coquillages et les rendent impropres à la consommation, représentent un risque important pour la santé publique, si leur présence n'est pas détectée suffisamment tôt.

La baie de Seine, du fait des apports importants par la Seine dans sa partie orientale, est un secteur qui présente toute les caractéristiques d'une zone eutrophisée. Le bassin versant de la Seine a une surface de 75000 km², et l'importance des superficies agricoles qu'il englobe, la présence d'activités industrielles et de grosses agglomérations le long du cours de la Seine font que les eaux débouchant dans la baie sont très enrichies en nutriments. Au cours des 20 dernières années, les apports d'azote ont d'ailleurs progressé de 2% par an, principalement en raison de l'augmentation du nitrate d'origine agricole. Sur la même période les apports de phosphore dissous ont quand à eux diminué de 4% par an du fait de la réduction des rejets industriels Rouennais. Cet enrichissement du milieu conduit au développement de fortes biomasses algales dans la partie orientale de la baie. Toutefois, malgré l'augmentation des apports d'azote en 20 ans, il ne semble pas y avoir eu d'augmentation notable des concentrations en chlorophylle a (Aminot *et al.*, 1997). De même malgré les fortes biomasses, aucune anoxie des eaux de fond n'a jamais été observée. Depuis 1983, l'apparition du dinoflagellé toxique *Dinophysis cf. acuminata* entraîne régulièrement des interdictions de ramassage des coquillages au cours de l'été, et une surveillance estivale de la composition des populations phytoplanctoniques est nécessaire.

L'objet de ce travail est d'étudier le cycle des principaux éléments nutritifs en baie de Seine (N, P, Si) afin de mieux comprendre comment ils contribuent au contrôle de la production phytoplanctonique. Il s'agit également de pouvoir expliquer les caractéristiques de cet écosystème et notamment son évolution au cours des 20 dernières années. Enfin ce travail doit contribuer à l'évaluation de différents scénarios de réduction des apports en nutriments dans la baie.

Les phénomènes intervenant dans la dynamique d'un écosystème sont à la fois physiques, chimiques et biologiques et interagissent fortement entre eux. Aussi, la seule possibilité pour les appréhender simultanément est de concevoir un modèle mathématique représentant au mieux l'environnement physique de la zone étudiée (courants, marée, panache), chacun des compartiments constituant l'écosystème, et leurs principales relations. Le choix d'une

modélisation tridimensionnelle de l'espace physique a par ailleurs été fait afin de représenter au mieux les structures verticales et horizontales complexes du panache de la Seine.

Cette étude se découpe en 5 grandes parties :

- une première revue bibliographique permet de décrire le cycle des éléments nutritifs en milieu côtier en faisant ressortir les principaux compartiments et processus afin de bâtir un schéma conceptuel simplifié de ce cycle,

- à la suite d'une seconde étude bibliographique, les principales caractéristiques physiques et biochimiques de la baie de Seine sont données,

- puis le développement du modèle tridimensionnel hydrosédimentaire SAM-3D est décrit ainsi que son implantation en baie de Seine. Ce dernier est ensuite couplé à un modèle biologique représentant les principaux compartiments et processus identifiés dans la première partie,

- une calibration et une validation du modèle hydrosédimentaire et biologique est ensuite réalisée par comparaison avec des mesures, pour un maximum de paramètres, et avec l'extension géographique la plus grande possible,

- enfin le modèle 3D de la baie de Seine résultant du couplage entre le modèle physique et le modèle écologique est utilisé pour étudier les différents facteurs intervenant dans le contrôle de la production phytoplanctonique et une succession de 22 années (1976-1997) est simulée afin de comprendre l'évolution de l'écosystème sur cette période.

1. Les cycles biogéochimiques en milieu côtier et leur modélisation

1. Les cycles biogéochimiques en milieu côtier et leur modélisation.

1.1. Particularités des milieux côtiers.

1.1.1. Caractéristiques des zones côtières.

Milieux de transition entre les océans et les continents, les zones côtières sont souvent soumises à un hydrodynamisme complexe. Le déplacement des masses d'eaux dû aux vents et aux courants y est modifié par le découpage plus ou moins important de la côte, ainsi que par les variations de bathymétrie. Elles sont à la fois sous l'influence des eaux du large et des eaux douces d'origine terrestre. Ces apports continentaux d'eaux douces se font non seulement par ruissellements directs mais surtout par les fleuves et rivières qui débouchent en mer et qui modifient localement les caractéristiques de l'écosystème côtier. Sur le plan physique, des différences importantes de densité (entre eau douce des fleuves et eau salée du large) apparaissent, modifiant la structure verticale et la circulation des masses d'eau côtières. La qualité chimique et biologique du milieu va également se trouver modifiée (apports de polluants, passage d'espèces d'eau douce à des espèces marines, ...). La quantité et la qualité des apports dépendent du régime du fleuve ainsi que de l'importance, sur le bassin versant, de l'urbanisation, de l'industrialisation et des activités agricoles. La zone côtière est aussi souvent le siège d'une intense activité économique tant sur le plan touristique, qu'halieutique (pêche, conchyliculture,...). Elle est donc soumise à une forte pression qui peut conduire dans certains cas à une altération et à un déséquilibre de l'écosystème.

1.1.2. Les phénomènes d'eutrophisation et leurs conséquences.

Un des phénomènes les plus connus et les plus souvent observés depuis de nombreuses années en milieu côtier, et particulièrement aux débouchés des grands fleuves, est le développement massif de phytoplancton. Ces poussées phytoplanctoniques sont liées à l'enrichissement du milieu côtier en éléments nutritifs apportés par les fleuves et les eaux de ruissellement, encore appelé eutrophisation. Plusieurs types de proliférations algales dues à l'eutrophisation du milieu peuvent être observées :

Une des plus connues en France car une des plus médiatisées est la prolifération de macro-algues vertes (*Ulva sp.*, *Enteromorpha sp.*) qui apparaissent chaque année de manière plus ou moins importante en période estivale sur les côtes de Bretagne (Ménèsguen et Salomon, 1988). Les incidences de ces marées vertes sont multiples. Elles peuvent être économiques de par les désagréments causés au tourisme, les plages se retrouvant couvertes d'un tapis d'algues qui, en se décomposant au soleil à marée basse, dégage une odeur nauséabonde. Le ramassage mécanique est la seule parade actuelle et le coût financier lié à cette activité est très important. Mais les conséquences de tels phénomènes peuvent dépasser le simple coût économique. L'écosystème lui-même peut être menacé. Ainsi, la décomposition des très fortes biomasses algales produites peut entraîner des anoxies des eaux de fond causant la mortalité massive des espèces vivantes benthiques et pélagiques. Le cas de la lagune de Venise (Sfriso et al., 1989) ou des lagunes méditerranéennes (Chapelle et al., 1994) sont des exemples connus.

Les proliférations de micro-algues phytoplanctoniques sont également une conséquence de l'eutrophisation. Les incidences sur la qualité du milieu et notamment sur la teneur en oxygène peuvent être les mêmes que pour les macro-algues. La baie de Vilaine en est un excellent exemple. A la fin du mois de juillet 1982, une mortalité massive de poissons

et d'invertébrés benthiques a été observée et attribuée à une asphyxie provoquée par un déficit prononcé en oxygène des eaux de fond, ce déficit en oxygène ayant fait suite à une forte prolifération phytoplanctonique (Merceron, 1988). La consommation d'oxygène se produit par respiration, lorsque le phytoplancton se trouvant dans les couches de fond ne dispose plus d'assez de lumière du fait de la biomasse chlorophyllienne importante en surface. Il existe également une consommation d'oxygène liée à la dégradation de la matière organique importante formée lors des blooms. Ce phénomène d'eutrophisation suivi d'épisodes anoxiques n'est pas une caractéristique de la baie de Vilaine, mais se retrouve à plusieurs endroits dans le monde depuis de nombreuses années. On peut citer de manière non exhaustive, la baie de Chesapeake au Etats-Unis (Malone al., 1988), l'Adriatique (Dippner, 1993), la mer Baltique (Elmgren, 1989).

Enfin, une autre conséquence importante liée à l'eutrophisation, peut être l'apparition d'espèces toxiques. Une étude sur différents sites dans le monde (Smayda, 1990) a montré une augmentation des apparitions d'espèces toxiques durant les vingt dernières années, notamment des dinoflagellés, en zones côtières préférentiellement soumises à l'enrichissement en sels nutritifs. Ces algues toxiques, si elles sont présentes en quantité suffisante, vont pouvoir contaminer les coquillages, les rendant impropres à la consommation (Le Grand, 1994).

1.2. Le cycle des éléments nutritifs.

L'eutrophisation du milieu marin côtier a donc comme conséquence principale l'apparition massive de phytoplancton pouvant avoir des répercussions économiques et/ou écologiques graves. Afin de bien comprendre ce phénomène, il convient d'identifier les principaux processus contrôlant le cycle des éléments nutritifs, depuis leur arrivée dans le milieu, en passant par leur consommation par le phytoplancton jusqu'à leur relargage ou leur régénération. Le principal objet de ce chapitre est ainsi de lister et décrire de manière rapide ces processus et d'établir en conclusion un schéma conceptuel global.

1.2.1. Les processus dans la colonne d'eau.

Comme tout végétal, le phytoplancton crée, par photosynthèse, de la matière organique à partir de l'énergie lumineuse et du CO₂ dissous dans le milieu. Cependant, d'autres éléments, qui interviennent dans l'élaboration des molécules organiques (telles que les protéines), sont nécessaires. Parmi eux on trouvera non seulement certains oligoéléments tels que les métaux (Zn, Fe,...) mais surtout des éléments comme l'azote, le phosphore et la silice pour certaines espèces à squelette siliceux (diatomées).

1.2.1.1. Consommation par le phytoplancton et production primaire.

L'absorption et l'assimilation des éléments nutritifs par le phytoplancton, permettent de faire passer ces derniers de l'état d'éléments minéraux à l'état de matière organique. C'est le premier « maillon » de la chaîne trophique. De manière générale, la masse de matière organique synthétisée par le phytoplancton en milieu marin par photosynthèse est appelée la production primaire.

L'azote minéral est présent sous trois formes principales en milieu marin : nitrate (NO₃), ammonium (NH₄), nitrite (NO₂), les 2 premières formes étant dominantes. Le phytoplancton peut absorber l'azote sous ces 3 formes mais la préférence va à l'ammonium puis au nitrate et en dernier lieu au nitrite.

Maclsaac et Dugdale (1969) ont montré que la consommation de l'azote augmente avec sa concentration dans le milieu pour atteindre finalement un plateau. Il est alors courant d'utiliser une formulation de Michaelis-Menten pour représenter mathématiquement l'absorption de l'azote par le phytoplancton :

$$V = V_{\max} \frac{C_N}{K_N + C_N}$$

avec V : vitesse d'absorption de l'azote

V_{\max} : vitesses maximale d'absorption

C_N : concentration en azote

K_N : constante de demi-saturation (égale à la concentration pour laquelle $V=V_{\max}/2$)

Le phosphore est présent essentiellement sous forme d'ions orthophosphates dans l'eau de mer, et c'est sous cette forme qu'il est absorbé par le phytoplancton. Cependant, des expériences ont pu montrer que des phosphates organiques (notamment des glycérophosphates) peuvent également être utilisés comme source de phosphore. Dans ce cas, des enzymes (phosphatases) sont produites par les cellules phytoplanctoniques, leur permettant de faire passer le phosphate organique sous forme minérale (Bougis, 1974).

La silice, qui se trouve sous la forme dissoute ($\text{Si}(\text{OH})_4$) et particulaire (opale ($\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$)) en milieu marin, est indispensable pour les algues à squelette siliceux (diatomées). Elle est absorbée sous forme dissoute et permet l'élaboration des enveloppes siliceuses de ces espèces.

a) Les facteurs physiques limitant la production primaire.

La lumière.

Comme tous les végétaux photoautotrophes, le phytoplancton a besoin de lumière pour son développement. Jenkin (1937) a établi, grâce à des bouteilles contenant des diatomées immergées à différentes profondeurs, et à partir de mesures de production d'oxygène, des courbes du taux de photosynthèse en fonction de l'énergie lumineuse disponible. Il en ressort que pour une faible énergie lumineuse, la production est proportionnelle à cette énergie. L'augmentation de l'énergie lumineuse entraîne une augmentation de la production jusqu'à un maximum appelé la saturation. Enfin, si l'énergie lumineuse est encore augmentée, on observe parfois une diminution de la production : c'est le phénomène d'inhibition. Cette forme de la courbe, production fonction de l'énergie lumineuse reçue (figure 1-1), est en général valable quelle que soit l'espèce. Par contre, le seuil de saturation peut varier d'une espèce à l'autre. Ainsi, pour certaines espèces de chlorophycées, la photosynthèse maximale est obtenue pour 20 Watt/m^2 alors que pour certains dinoflagellés, elle n'est atteinte que pour des valeurs supérieures ou égales à 110 Watt/m^2 (Bougis, 1974).

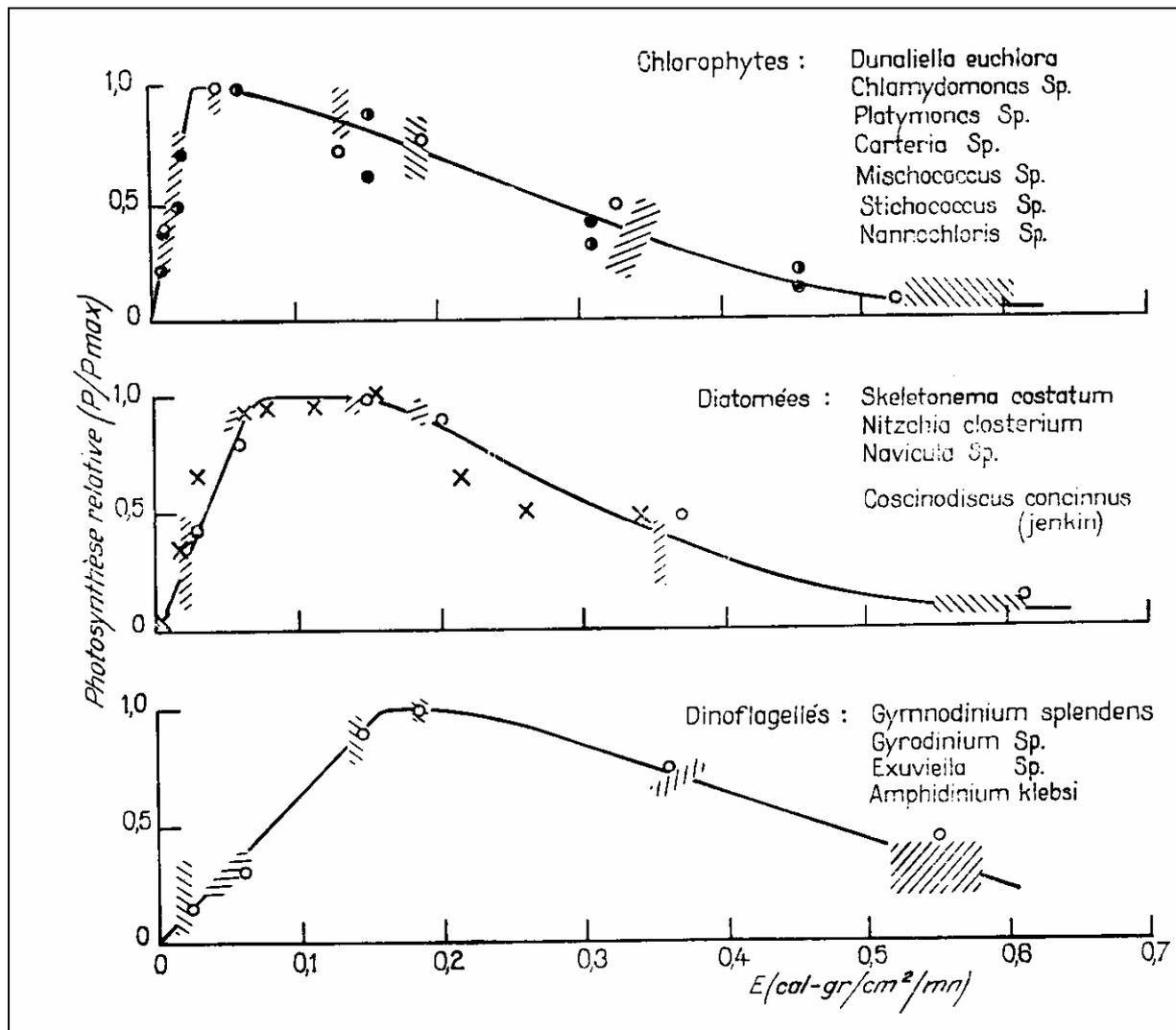


Figure 1-1 : Evolution de la production phytoplanctonique en fonction de l'intensité lumineuse reçue pour différentes espèces (in Bougis, 1974).

L'énergie lumineuse disponible pour la photosynthèse dépend de l'énergie incidente en surface et de son atténuation en profondeur. En effet la lumière est absorbée par l'eau de mer et également diffusée par les particules en suspension. Par conséquent, plus la charge en matière en suspension est forte, plus l'extinction lumineuse est importante et moins grande est l'énergie lumineuse disponible pour la photosynthèse. Trois groupes de substances sont généralement considérées comme responsables de la modification des propriétés absorbantes de l'eau de mer. Il s'agit du phytoplancton qui en forte concentration induit un phénomène d'auto-ombrage, des particules non chlorophylliennes d'origine biologique ou terrigène, et des matières organiques dissoutes (Prieur et Sathyendranath, 1981). Ainsi, en zone côtière généralement plus turbide, du fait des faibles profondeurs (remise en suspension par les courants et la houle) et des apports terrigènes (rivière, ruissellement), la lumière pourra être un facteur limitant de la production primaire.

La température.

La température joue également un rôle dans l'intensité de la photosynthèse et donc de la production primaire. En général, l'activité photosynthétique augmente avec la température

jusqu'à un optimum qui dépend de l'espèce phytoplanctonique considérée (Anderson et al., 1994).

La stratification de la colonne d'eau et le temps de résidence.

Dans les estuaires, les apports d'eaux douces induisent une stratification de la colonne d'eau qui sera plus ou moins forte selon l'hydrodynamique du milieu. Par exemple, dans l'estuaire de la Seine, les stratifications halines les plus marquées apparaissent généralement en période de morte-eau où les courants sont plus faibles et donc le mélange turbulent moins important (Avoine, 1981). Les eaux fluviales enrichies en sels nutritifs sont ainsi maintenues en surface et les échanges verticaux avec les eaux de fond sont très réduits. Associée à un éclaircissement maximum dans la tranche d'eau superficielle et à une température suffisante, cette situation conduit souvent à une production primaire importante en surface. Comme il a été vu au 1.1.2., les situations extrêmes d'eutrophisation peuvent aller jusqu'à l'anoxie des eaux de fond (Chapelle, 1991).

De manière générale, les zones où le temps de résidence des masses d'eau est long et où il existe un apport en sels nutritifs sont des zones propices au fort développement phytoplanctonique (Alpine et Cloern, 1992).

A contrario, des systèmes très mélangés, où les échanges avec l'océan sont intenses, ne présentent que très rarement de fortes concentrations phytoplanctoniques (Le Pape, 1996).

b) Les facteurs biochimiques limitant la production primaire.

La limitation par les sels nutritifs.

Les éléments nutritifs (N et P) sont susceptibles de limiter la production primaire en fonction de leur plus ou moins grande concentration. Le déficit du milieu en un de ces éléments peut empêcher le développement algal. Cependant, l'effet limitant par les sels nutritifs se trouve être différent selon le milieu. Ainsi, il apparaît qu'en eaux douces, c'est le phosphore qui est limitant la plupart du temps alors qu'en milieu marin l'effet limitant de l'azote est dominant (Andersen et Nival, 1988, Ménesguen, 1992). En zones côtières fortement influencées par des apports d'eau douce comme les estuaires, il peut exister un effet limitant de l'azote ou du phosphore (Harrison et al., 1990).

Dans le cas de fortes croissances d'algues siliceuses (diatomées), l'absorption massive de silicium entraînent son appauvrissement dans le milieu : il peut alors devenir l'élément limitant pour ces algues.

La prédation.

Un autre facteur qui limite l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique est sa consommation par le réseau trophique supérieur. Il peut s'agir d'organismes filtreurs benthiques ou d'organismes brouteurs pélagiques (zooplancton). Cloern (1982) a mis en évidence dans la baie de San Francisco que le développement d'une nouvelle espèce de coquillage filtreur, inconnue jusqu'alors en ce lieu, a entraîné une diminution importante des biomasses de micro-algues.

c) Les différentes espèces phytoplanctoniques et leurs successions.

En règle générale, le phytoplancton est constitué par des algues microscopiques en cellules isolées ou cellules réunies en chaîne, mesurant de quelques microns à quelques centaines de microns.

Parmi les espèces les plus nombreuses et les plus abondantes, on trouve les diatomées. Ce sont des algues unicellulaires souvent regroupées en chaînes et dont la paroi cellulaire dure, appelée frustule, est formée de silice et de substances pectiniques. Leur mobilité est due aux mouvements des masses d'eau. Leur trop forte abondance en période de bloom peut conduire, lors de leur dégradation, à une chute importante de l'oxygène dans le milieu, entraînant une mortalité possible des autres espèces marines. C'est le cas de la baie de Vilaine où en 1982 on a vu s'échouer plusieurs dizaines de tonnes de poissons morts par anoxie des eaux de fond (Chapelle, 1991).

Une autre classe du phytoplancton est constituée par les dinoflagellés. Ce sont des espèces possédant deux flagelles à disposition presque toujours orthogonale, l'un longitudinal, l'autre perpendiculaire au premier, disposés dans deux sillons perpendiculaires plus ou moins développés. Ils peuvent être trouvés sous forme libre (*Dinophysis*) ou en chaîne (*Alexandrium*). On trouve chez les dinoflagellés des espèces autotrophes capables de réaliser la photosynthèse, mais également des espèces hétérotrophes et parfois même prédatrices capables de phagocyter des proies. Grâce à leurs flagelles, les dinoflagellés peuvent migrer verticalement dans la colonne d'eau pour occuper une position leur permettant un développement optimum. Les maximums de concentrations en dinoflagellés sont d'ailleurs souvent observés en sub-surface (Lassus et al., 1991). De nombreuses expériences en milieu marin (Lassus et al., 1991 ; Labib et Halim, 1995) ou en laboratoire (Cullen et Horrigan, 1981 ; Heaney et Eppley, 1981 ; Kamykowski, 1981) ont été menées afin d'étudier ce phénomène. Les facteurs influençant la vitesse et l'intensité de la migration des flagellés sont aussi variés que la température, l'intensité lumineuse ou les concentrations en nutriments.

Certaines espèces de Dinoflagellés produisent des substances toxiques. Les coquillages qui se nourrissent de ces algues concentrent alors ces toxines dans leur hépatopancréas et deviennent impropres à la consommation. Les conséquences pour le consommateur en cas d'ingestion peuvent aller des vomissements, coliques et diarrhées (toxine D.S.P. (*Diarrhetic Shellfish Poison*) produite par *Dinophysis*) à la paralysie (toxine P.S.P. (*Paralytic Shellfish Poison*) produite par *Alexandrium minutum*). Devant la gravité de ces conséquences, de nombreux pays se sont dotés de réseaux de surveillance du phytoplancton. En France, l'IFREMER a mis en place depuis 1984 le REPHY (REseau PHYtoplanctonique) dont un des principaux objectifs est la détection et le suivi des espèces toxiques. Cette surveillance entraîne des mesures d'interdiction de ramassage de coquillages notamment sur les côtes bretonnes et normandes régulièrement touchées par ce phénomène.

Une autre classe d'algues phytoplanctoniques est constituée par les cyanophycées. Elles possèdent une pigmentation bleu vert qui fait qu'elles sont souvent connues sous le nom d'algues bleues. Elles sont très importantes en eaux douces et ne se rencontrent abondamment en milieu marin que dans les mers chaudes ou très dessalées (Golfe de Bothnie en Baltique).

Les différentes espèces phytoplanctoniques ont un cycle saisonnier particulier. En 1924, Johnstone, Scott et Chadwick (in Bougis, 1974) ont étudié le cycle de *Chaetoceros* appartenant à la classe des diatomées en baie de Port Erin dans l'île de Man (figure 1-2).

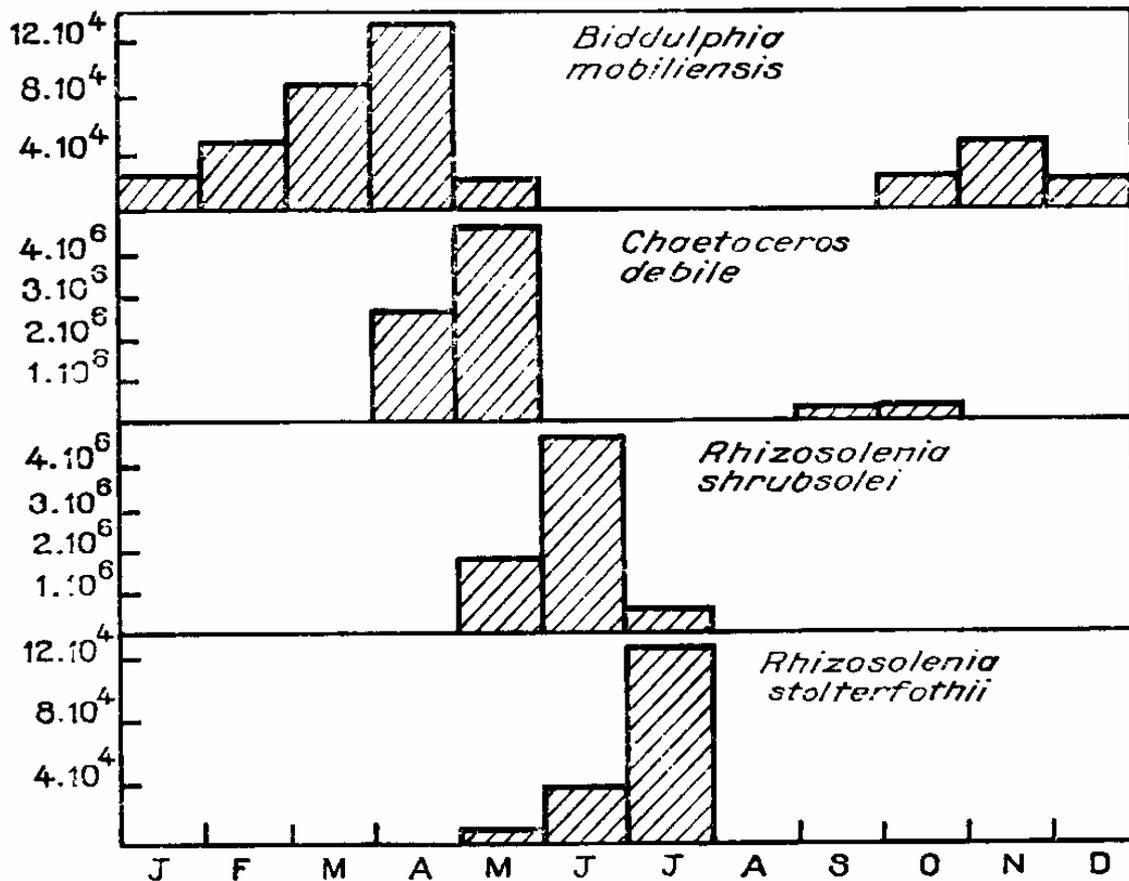


Figure 1-2 : Répartition saisonnière de quatre diatomées à Port-Erin (in Bougis, 1974).

Ils ont décrit deux poussées successives au cours de l'année, la principale au printemps et l'autre moins importante à l'automne. C'est le cycle commun le plus souvent observé. L'hiver, le faible éclaircissement et les faibles températures maintiennent les concentrations phytoplanctoniques à un niveau très bas et les nutriments, non consommés, à un niveau élevé. Au printemps, l'augmentation de l'ensoleillement et des températures conjuguée à une présence abondante en éléments nutritifs, conduit à de fortes poussées phytoplanctoniques (bloom printanier phytoplanctonique). On observe alors une chute importante en éléments nutritifs et notamment en silice, ce qui peut alors limiter le développement des diatomées. A l'automne, si les conditions météorologiques sont favorables et les éléments nutritifs en quantités suffisantes, un deuxième bloom, souvent beaucoup moins important, est observé. La période estivale est souvent plus propice aux dinoflagellés qui apparaissent en général après le bloom printanier de diatomées.

Il existe donc une succession des espèces phytoplanctoniques au cours de l'année. Grall et Jacques (1964) ont pu donner la succession détaillée des espèces successives de diatomées à Roscoff (figure 1-3). Dans un secteur donné, le phytoplancton se trouve en général constitué d'une série d'espèces dont la dominance se succède au cours de l'année dans un ordre quasi-constant d'une année sur l'autre.

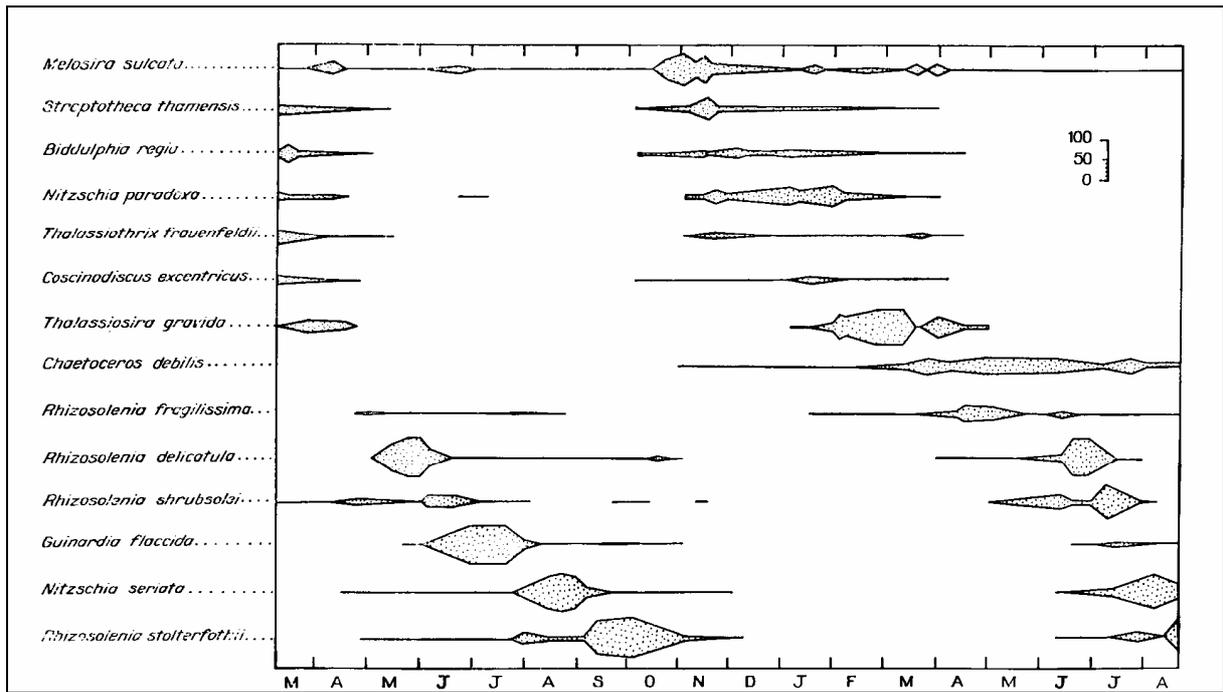


Figure 1-3 : Succession détaillée des espèces de diatomées au large de Roscoff déterminée par Grall et Jacques (1964).

On peut citer un certain nombre de facteurs influençant cette succession (Bougis, 1974) :

- La température de l'eau peut jouer un rôle, car toutes les espèces n'ont pas le même optimum thermique.
- L'éclairement est important car l'intensité lumineuse optimale pour la photosynthèse varie dans une large gamme selon les espèces (de quelques watt/m² à plusieurs dizaines de watt/m²).
- La concentration en éléments nutritifs intervient également car certains dinoflagellés peuvent se satisfaire de concentrations très basses en azote.
- Certaines espèces présentes dans l'eau peuvent induire ou inhiber certaines autres espèces par excrétion de substances telles que des vitamines ou des antibiotiques.
- La vitesse de multiplication est également citée comme facteur influençant la succession des espèces.

1.2.1.2. Les phénomènes de régénération.

La régénération est le processus qui fait passer les éléments nutritifs de la forme organique dissoute ou particulaire, à la forme minérale. La matière organique dissoute provient essentiellement de l'excrétion par le zooplancton ou les poissons (urée, acides aminés) mais aussi du phytoplancton (Bougis, 1974). La matière organique particulaire quant à elle a pour origine principale les organismes morts mais aussi les pelotes fécales.

On distingue la régénération directe et la régénération bactérienne. La régénération directe provient essentiellement de l'excrétion animale. Une partie de l'azote et du phosphore qui est ingéré par le zooplancton ou les invertébrés benthiques sous forme phytoplanctonique retourne dans le milieu sous forme minérale. Dans le cas de l'azote, l'excrétion se fait sous forme d'ammonium.

La régénération bactérienne fait intervenir des bactéries qui ont une action à la fois sur la matière organique dissoute et particulaire. Le résultat final est un retour à la matière minérale sous forme de phosphore minéral dissous et d'ammonium. Cependant, la forme

ammonium, si elle n'est pas utilisée rapidement par le phytoplancton, est oxydée en nitrite puis en nitrate par l'intermédiaire de bactéries. C'est le phénomène de nitrification (Bougis, 1974).

1.2.1.3. Les processus d'adsorption/désorption.

Pour certains éléments, des processus d'adsorption et de désorption règlent les échanges entre l'eau et le matériel particulaire. Ces processus contribuent à réguler les concentrations des substances dissoutes dans la phase liquide, et parmi les éléments nutritifs, le phosphate subit ces phénomènes de manière importante. Les processus qui font s'adsorber le phosphore dissous à la surface des particules sont soit physiques (physi-sorption), soit chimiques (chimi-sorption). Le premier est principalement lié à des processus électrostatiques classiques, qui sont fonction du caractère ionique de l'espèce adsorbée et du solvant, alors que le second implique des interactions électromagnétiques entre les sites spécifiques présents sur les surfaces adsorbantes et les molécules en solution (Andrieux, 1997).

Si les conditions physico-chimiques du milieu favorisent sa désorption, le phosphate adsorbé sur les particules en suspension peut constituer une source potentielle de nutriment pour la colonne d'eau.

1.2.2. Les processus dans les sédiments.

1.2.2.1. Le rôle de stockage des sédiments.

Le sédiment peut avoir un rôle de stockage important pour l'azote sous forme organique et pour le phosphore sous forme organique et adsorbée. Il peut ainsi être une source d'éléments nutritifs contribuant à la production primaire (Chapelle et al., 1994). Nürnberg et Peters (1984) ont mis en évidence que les sédiments de certains lacs pouvaient être une source non négligeable de phosphore pour l'eau, contribuant parfois à leur eutrophisation.

Les principaux processus dans les sédiments sont des phénomènes de régénération pour l'azote et le phosphore et d'adsorption/désorption pour le phosphore. La régénération ainsi que la désorption permettent le retour des sels nutritifs au stade minéral dissous dans le sédiment. Ils pourront ensuite alimenter la colonne d'eau et la production primaire (Fisher et al., 1982 ; Andrieux, 1997).

La matière organique présente dans le sédiment peut également retourner dans la colonne d'eau sous l'effet des remises en suspension (Demers et Therriault, 1987), et contribuer ainsi à sa « fertilisation ».

1.2.2.2. Les processus d'échange à l'interface eau/sédiment.

La diffusion

Le premier processus d'échange à l'interface eau/sédiment est la diffusion qui est fonction du gradient de concentrations qui existe entre l'eau interstitielle et l'eau de fond.

La diffusion d'un soluté dépend de la porosité du sédiment et de sa résistivité électrique, ainsi que de celle du fluide interstitiel (Ullman et Aller, 1982). L'hydrodynamique entre également en ligne de compte. Jorgensen et Revsbech (1985) ont montré que dans le cas de l'oxygène, la diffusion est favorisée par la turbulence dans la colonne d'eau et en particulier elle dépend de l'épaisseur de la couche limite visqueuse ; plus cette couche est fine

plus la diffusion est forte. La circulation de l'eau à l'interface accroît ainsi la diffusion en diminuant l'épaisseur de cette couche limite.

La remise en suspension et la sédimentation

Sous l'action des courants ou de la houle, le sédiment est remis en suspension dans la colonne d'eau. Ce phénomène est d'autant plus important que l'on se situe en milieu côtier peu profond. La matière organique du sédiment, ainsi que les éléments minéraux présents dans l'eau interstitielle, passent alors eux aussi dans la colonne d'eau (Demers et Therriault, 1987). Les particules remises en suspension libèrent leur phosphate adsorbé si l'eau est pauvre en phosphate ; dans le cas contraire où la concentration en phosphate dans l'eau est supérieure à la concentration d'équilibre, il y aura adsorption (Andrieux, 1997). Les particules qui se sont ainsi « chargées » peuvent, une fois que les conditions hydrodynamiques le permettent, retourner au sédiment par dépôt.

La sédimentation des particules contribue donc également aux échanges à l'interface eau/sédiment. En dehors du matériel particulaire minéral, les particules proviennent essentiellement des organismes phytoplanctoniques ou zooplanctoniques morts ou sénescents et des pelotes fécales, et alimentent le sédiment en matière organique.

La bioturbation et l'excrétion des organismes benthiques.

La bioturbation est le brassage des sédiments superficiels par les organismes benthiques (annélides, bivalves,...) qui favorisent les échanges à l'interface. Le passage des sels nutritifs présents dans l'eau interstitielle vers l'eau surnageante va ainsi être augmenté. L'excrétion des organismes benthiques est aussi un facteur important de l'augmentation du flux d'éléments dissous du sédiment vers l'eau. Yamada et Kayama (1987) ont montré que l'azote était libéré du sédiment essentiellement sous forme d'ammonium et d'azote organique dissous et que la présence de bivalves (*Theora lata*) augmentait cette libération. Les flux des autres sels nutritifs sont également augmentés par la présence d'organismes benthiques. Ainsi, Marinelli (1994) a montré que le flux de silice était augmenté par la présence de vers (*Eupolyornia*) dans le sédiment. De même pour Holdren et Armstrong (1980), l'effet de la bioturbation est plus important que celui de la température ou du pH sur la libération du phosphore sédimentaire.

1.2.3. Schéma conceptuel du cycle des éléments nutritifs.

La figure 1-4 permet de résumer de manière synthétique le cycle des éléments nutritifs en milieu marin. Les principaux processus décrits précédemment et reliant les différents compartiments de l'écosystème entre eux (eau, sédiment, phytoplancton, ...) sont matérialisées par des flèches. Ainsi, dans la colonne d'eau les principaux compartiments sont :

- les trois sels nutritifs (N, P, Si) sous forme dissous et détritique, plus une forme adsorbée pour le phosphate.
- le phytoplancton différencié en diatomées et flagellés.
- le zooplancton

Dans le sédiment, on retrouve :

- les sels nutritifs sous les mêmes formes que dans la colonne d'eau
- les diatomées sédimentées.

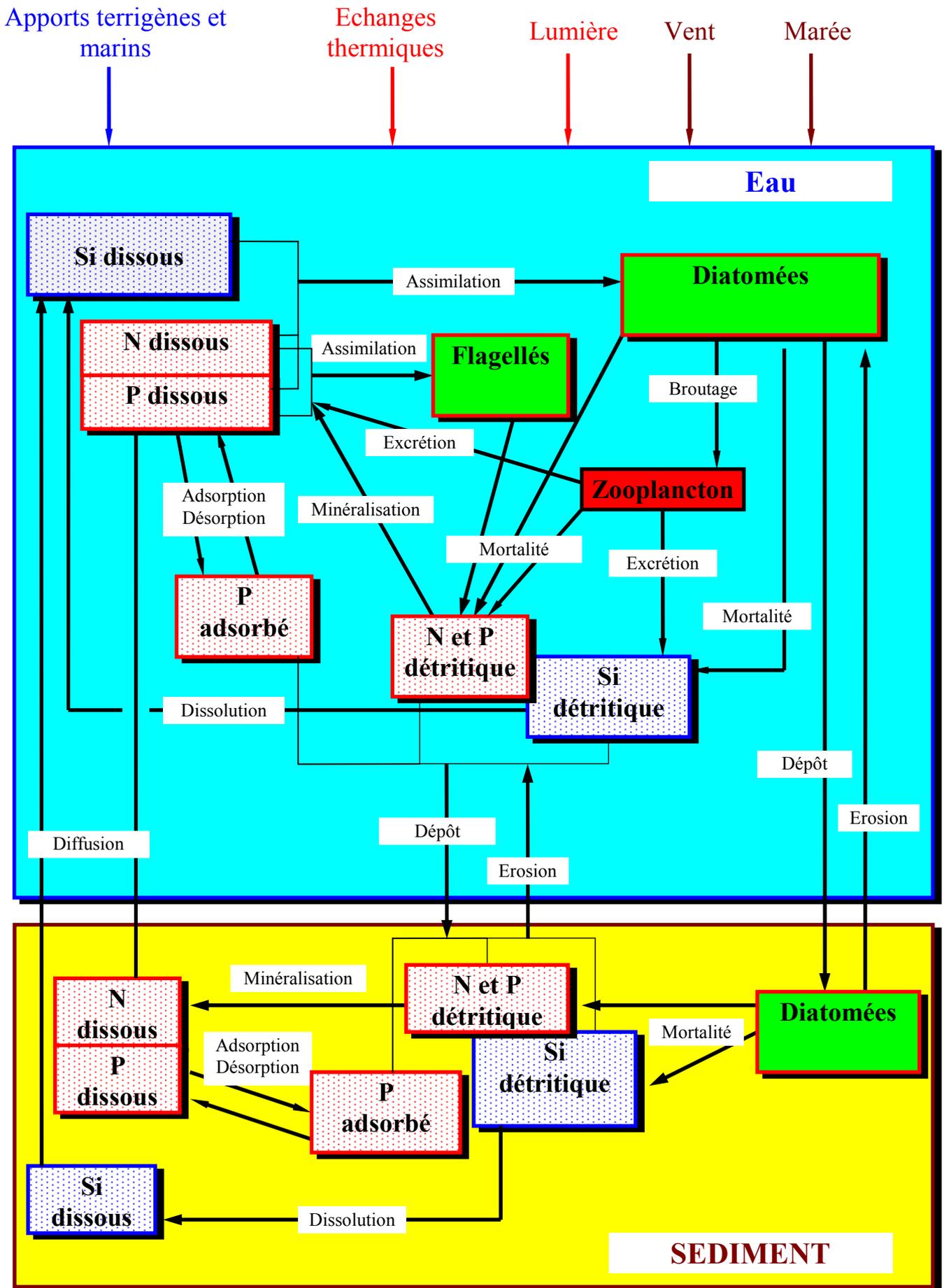


Figure 1-4 : Schéma conceptuel du cycle des éléments nutritifs en milieu marin

L'identification des principaux compartiments représentatifs d'un écosystème ainsi que des principaux processus, et l'élaboration d'un schéma tel que celui de la figure 1-4, sont les premières étapes du développement de tout modèle mathématique d'écosystème. Dans le cadre de cette étude, c'est ce schéma conceptuel qui sera utilisé pour l'élaboration du modèle écologique de la baie de Seine.

1.3. La modélisation mathématique des écosystèmes marins.

1.3.1. Intérêts de la modélisation

La modélisation mathématique des écosystèmes vise à représenter (puis simuler) des processus complexes de nature physique, chimique ou biologique à l'aide de fonctions et d'équations mathématiques. En océanographie physique, les équations de la dynamique des fluides appelées équations de Navier-Stokes sont bien connues et leurs résolutions ont été facilitées par l'amélioration des techniques numériques et des moyens de calculs informatiques. La modélisation des processus biologiques est souvent plus empirique du fait de la complexité des phénomènes concernés. Certains modèles pourtant se focalisent plus finement sur les processus biologiques mais leur complexité s'en trouve augmentée et leur ajustement plus difficile. De plus, ils deviennent plus difficilement généralisables. En fait, la définition du modèle va dépendre de l'utilisation qui va en être faite ainsi que des échelles de temps et d'espace des phénomènes que l'on cherche à reproduire.

Il y a deux intérêts majeurs à la modélisation des écosystèmes. Tout d'abord, un modèle, même simple, peut aider à mieux comprendre le fonctionnement d'un écosystème. Il peut notamment mettre en évidence les processus majeurs de sa dynamique et éventuellement les hiérarchiser. Il permet d'appréhender l'écosystème spatialement et temporellement de manière fine. Ainsi, il peut venir étayer ou confirmer des hypothèses faites sur son fonctionnement à partir des mesures toujours plus ou moins ponctuelles dans l'espace et le temps. En cas de mauvaise adéquation avec les observations, il pourra faire ressortir un processus mal pris en compte ou négligé a priori lors de l'établissement du modèle, contribuant là encore à une meilleure connaissance de l'écosystème.

Le deuxième intérêt des modèles d'écosystèmes est que lorsqu'ils ont été calibrés et validés, ils peuvent servir d'outils prédictifs de l'évolution de ces écosystèmes sous l'influence de modifications théoriques de facteurs environnementaux physiques, chimiques ou biologiques. Ils deviennent par exemple des outils d'aide à la décision lors d'aménagements particuliers (construction ou agrandissement de digues, positionnement de rejets de stations d'épuration, ...) en aidant à choisir la ou les solutions qui seront les moins néfastes pour l'environnement. De même, ils peuvent servir à tester des scénarii de diminution des apports en éléments nutritifs à un écosystème eutrophisé et ainsi aider à fixer des niveaux maximums à atteindre permettant une amélioration globale de la « santé » de cet écosystème.

1.3.2. Les modèles d'écosystèmes

1.3.2.1 Caractéristiques des modèles d'écosystèmes

Deux éléments principaux sont à prendre en compte dans l'élaboration des modèles d'écosystèmes. Il s'agit d'une part des caractéristiques spatiales des zones géographiques modélisées et d'autre part du degré de complexité que l'on cherche à reproduire.

Les structures spatiales de la zone étudiée conditionnent le choix du nombre de dimensions du modèle. A la limite, si l'hypothèse d'une homogénéité spatiale peut être faite le choix d'un modèle adimensionnel s'avère pertinent (Taylor et al., 1993 ; Billen et Lancelot, 1988, Andersen et al., 1987). L'homogénéité spatiale est en général caractérisée par l'absence de gradients verticaux et horizontaux de densité. Ce type de modèle permet de se focaliser uniquement sur les processus chimiques et biologiques qui sont alors souvent définis de manière fine. Les modèles adimensionnels permettent en général des simulations rapides sur des périodes relativement longues, ce qui facilite leur calibration. Cependant, l'homogénéité spatiale n'est que rarement observée, notamment en milieu côtier. Il convient alors de prendre en compte les structures spatiales qui influencent souvent de manière forte la dynamique de l'écosystème.

Si une des trois directions de l'espace physique est largement dominante (peu ou pas de gradients dans les 2 autres directions), l'utilisation d'un modèle unidimensionnel (1D) est possible. Des modèles unidimensionnels verticaux (1DV) sont développés et utilisés pour rendre compte des gradients de densité (d'origine thermique) ou de variables biologiques dans l'eau et dans le sédiment. Ils permettent de prendre en compte l'influence de ces structures verticales sur l'évolution des variables biologiques ainsi que les échanges verticaux qui peuvent avoir lieu au sein de la colonne d'eau, des sédiments ou à l'interface eau/sédiment (érosion, dépôt, diffusion). La résolution de la dimension verticale peut aller de la simple division de la colonne d'eau en deux couches, pour simuler par exemple une thermocline (Tett, 1990), à la discrétisation en plusieurs couches permettant la prise en compte de structures plus fines (Radach et Moll, 1993 ; Varella et al., 1992, Chapelle, 1994, Lacroix 1998). Le sédiment peut lui aussi avoir une discrétisation plus ou moins grande. Il existe également des modèles unidimensionnels horizontaux utilisés souvent pour représenter de manière simple une rivière quand les gradients verticaux et transversaux sont inexistantes ou négligeables (Thouvenin et al., 1996).

Lorsque les phénomènes d'advection horizontale prédominent sur les échanges verticaux, la modélisation bidimensionnelle horizontale apparaît bien adaptée. Il peut s'agir de zones peu profondes ou bien mélangées où les gradients verticaux sont peu marqués. De la même manière que pour les modèles 1D, la discrétisation spatiale peut être plus ou moins fine. Ainsi, l'espace horizontal peut être découpé en compartiments ou « boîtes » délimitant des zones plus ou moins homogènes entre lesquelles se font les échanges (Fransz et Verhagen, 1985 ; Baretta et Ruardij, 1988). Les échanges entre boîtes sont déterminés en général au moyen de champ de courants résiduels provenant de modèles à résolution spatiale plus fine. La discrétisation horizontale peut se faire également au moyen d'un maillage horizontal fin (Betty et al. 1996 ; Vested et al., 1996). Dans ce cas, la modélisation de l'hydrodynamique se fait par la résolution des équations de Navier-Stokes intégrées sur la verticale appelées équations de Saint Venant.

Enfin lorsque les structures verticales sont fortes sans pour autant pouvoir négliger les phénomènes d'advection horizontale, la modélisation tridimensionnelle (3D) de l'espace est indispensable ; elle est cependant restée longtemps difficile, principalement à cause des coûts de calcul trop importants. De plus le couplage avec des modèles écologiques signifie souvent des simulations sur des périodes relativement longues de plusieurs mois à plusieurs années. Des solutions intermédiaires ont parfois été employées. Agoumi (1982) a ainsi couplé un modèle d'advection 2D horizontal avec un modèle vertical à deux couches permettant de simuler une thermocline. Cette simplification lui a permis de simuler le régime thermique de la Manche et plus tard sa dynamique planctonique (Agoumi, 1985). Ménesguen et Hoch (1997) ont étudié le cycle des éléments limitant la production biologique en Manche au moyen d'un modèle en boîtes horizontales, chacune des boîtes étant divisée en deux couches sur la

verticale permettant de représenter une thermocline. Avec l'amélioration croissante, au cours de ces dix dernières années, des moyens informatiques, les modèles 3D permettant une discrétisation fine dans les 3 directions de l'espace se sont développés et généralisés, notamment pour des applications écologiques (Cerco, 1995 ; Moll, 1998 ; Tusseau, 1996). Ces modèles fournissent une représentation fine de la dynamique physique de l'écosystème (courants instantanés, stratifications, circulations résiduelles, ...) et permettent de bien simuler son impact sur la dynamique biologique.

Le choix du nombre de dimensions et du type de discrétisation spatiale apparaît donc comme dépendant des caractéristiques de la zone à étudier.

La complexité de la partie biologique des modèles d'écosystèmes dépend, elle aussi, largement du phénomène que l'on cherche à reproduire ainsi que du degré de complexité avec lequel on souhaite représenter les processus intervenant dans ce phénomène. La production primaire et la dynamique phytoplanctonique sont globalement régies par les processus décrits au chapitre 1. Ainsi tout modèle d'écosystème se doit de les prendre en compte de manière plus ou moins détaillée s'il veut être réaliste. Le schéma conceptuel décrit au paragraphe 1.2.3 (figure 1-4) résume les principaux compartiments permettant de représenter un écosystème marin ainsi que les principaux processus reliant ces compartiments entre eux.

Souvent, les modèles se focalisent sur l'un de ces processus. Ainsi, Tusseau (1996) a, dans son modèle du Golfe du Lion, représenté de manière détaillée le métabolisme phytoplanctonique, séparant la photosynthèse de l'assimilation des sels nutritifs. La régénération peut aussi parfois être modélisée en détaillant la boucle microbienne (Tusseau, 1996 ; Andersen et Rassoulzadegan, 1991). Le compartiment zooplanctonique souvent pris en compte pour contrôler le stock phytoplanctonique a, dans certains modèles, été raffiné afin de tenir compte des différents stades du développement (du stade larvaire au stade adulte) (Hofmann et Ambler, 1988).

La distinction entre variables d'état et variables forçantes est également importante. Les variables d'état sont celles qui sont calculées par le modèle alors que les variables forçantes ne sont pas calculées mais sont imposées par exemple à partir de mesures.

Cependant, il est important de se rappeler que plus un modèle est détaillé et complexe dans la définition des processus qu'il cherche à reproduire, plus il est difficile à utiliser. L'augmentation du niveau de complexité entraîne souvent un accroissement du nombre des variables et des paramètres pouvant rendre le modèle d'ensemble difficilement contrôlable et généralisable. Ainsi, il apparaît souvent qu'un équilibre doit être trouvé entre le réalisme avec lequel la dynamique de l'écosystème est reproduite et la complexité dans l'élaboration et la mise en oeuvre du modèle.

Certaines variables pour lesquelles les processus sont trop complexes à modéliser ou mal déterminés peuvent être simplement imposées dans le modèle, souvent au moyen de données mesurées. Elles ne sont donc pas calculées par le modèle et on parle alors de variables forçantes.

1.3.2.2. Description de quelques modèles

Le but de ce chapitre n'est pas de faire une étude exhaustive des modèles d'écosystèmes mais plutôt, d'illustrer au travers de quelques exemples choisis, les propos du chapitre précédent tant sur la complexité de la représentation spatiale que sur celle des processus biologiques modélisés. Ainsi, quatre modèles d'écosystème illustrant les quatre types de représentations spatiales (0D, 1D, 2D, 3D) sont présentés, chacun d'entre eux ayant une complexité différente sur le plan des processus modélisés.

modèle adimensionnel

Les modèles adimensionnels trouvent leur intérêt lorsque l'hypothèse d'une homogénéité spatiale peut s'appliquer, comme par exemple dans le cas d'une masse d'eau naturellement ou artificiellement confinée. Andersen et al. (1987) ont utilisé ce type de modèle pour tenter de reproduire des expériences de suivi d'une masse d'eau isolée durant l'été 1978 à l'embouchure du Saanich en Colombie Britannique (côte pacifique du Canada). Ces expériences étaient réalisées dans le cadre du projet CEPEX (Controlled Ecosystem Population Experiment) et consistaient à isoler in situ grâce à une structure artificielle une masse d'eau de 1355 m³. Le but de ces expériences était de tester l'hypothèse selon laquelle la composition de la communauté phytoplanctonique contrôle l'efficacité du transfert de la production primaire aux niveaux trophiques supérieurs. La modélisation tente de reproduire les résultats obtenus au cours de cette expérience. Deux versions du modèle ont été réalisées.

La première se veut la plus simple possible et comporte cinq variables d'états qui sont :

- le phytoplancton
- les copépodes
- les carnivores
- l'azote inorganique dissous
- la matière organique particulaire.

Un certain nombre d'hypothèses sont posées. On suppose que diatomées et flagellés évoluent de la même manière et une seule variable phytoplanctonique est utilisée. Aucune différenciation n'est faite entre les différents groupes d'herbivores et de carnivores. La matière organique particulaire s'accumule au fond et il n'y a pas de remise en suspension.

Le système est forcé par l'éclairement et l'apport en sels nutritifs. La simulation porte sur 40 jours d'expérience et la température est considérée comme constante durant cette période. La croissance du phytoplancton est limitée par l'éclairement et la concentration en nitrate. Le taux de mortalité du phytoplancton est constant. Le phytoplancton a une vitesse de chute constante de 0.98 m/j au cours des 9 premiers jours puis nulle entre le dixième jour et le quarantième jour, ceci pour tenir compte du passage entre une population dominée par les diatomées en début d'expérience à une population dominée par les flagellés ensuite. L'ingestion par les compartiments herbivores et carnivores suit une loi classique développée par Ivlev (1955). Le taux de mortalité du zooplancton est dépendant de la quantité de nourriture. Au cours de l'expérience, trois apports de nitrate au système ont été effectués (4^{ème}, 21^{ème} et 40^{ème} jour) et figurés dans la modélisation par les conditions aux limites.

Ce premier modèle a permis de bien reproduire le premier bloom phytoplanctonique mais les résultats s'écartent notablement des mesures après le dixième jour. Le modèle simule notamment un pic de phytoplancton plus important qu'en réalité, après l'ajout de nitrate au 21^{ème} jour. La biomasse maximum d'herbivores est simulée de manière réaliste mais le pic est trop précoce (12^{ème} jour au lieu du 16^{ème} jour) et un deuxième pic non observé, résultant du second pic de phytoplancton, apparaît. La biomasse de carnivores simulée est elle aussi réaliste mais également en avance d'environ trois jours. Enfin, le modèle ne permet pas de reproduire les concentrations en nitrate qui restent élevées entre chaque apport.

Ce modèle simple ne simule donc pas correctement la dynamique de l'écosystème confiné. Une deuxième version du modèle a été réalisée. Une des premières modifications a été de séparer le phytoplancton en diatomées et flagellés, ces deux espèces de phytoplancton ayant des caractéristiques physiologiques très différentes. Du fait de la distinction des flagellés, les

herbivores sont séparés en copépodes et appendiculaires, les seconds étant plus efficaces dans la capture des flagellés. Enfin le silicium est pris en compte comme deuxième sel nutritif pour contrôler la croissance des diatomées. Afin de tenir compte de la diversité des espèces de flagellés qui existent dans le milieu, leur taux de croissance varie au cours du temps grâce à une fonction forçante. La croissance du phytoplancton est limitée par les sels nutritifs (azote et silicium pour les diatomées et azote seul pour les flagellés), l'éclairement, la température, et une fonction forçante pour les flagellés. Un optimum lumineux de croissance et un optimum thermique, différents selon les types de phytoplancton, sont considérés. La mortalité du phytoplancton est dépendante de la disponibilité en nutriments du milieu. Les diatomées ont une vitesse de chute constante alors que les flagellés ne chutent pas. Chaque groupe de zooplancton se nourrit des deux types de proies (diatomées et flagellés) selon une formulation d'Ivlev, avec une efficacité plus grande de prédation des appendiculaires sur les flagellés. Les carnivores se nourrissent à la fois des copépodes et des appendiculaires avec une préférence pour les premiers. L'ensemble herbivores-carnivores a une mortalité fonction de la concentration en nourriture. Enfin, le taux d'excrétion en azote du zooplancton augmente exponentiellement avec la température.

Le résultat de la simulation apparaît bien meilleur qu'avec la première version. Tout d'abord, la concentration en nitrate simulée est conforme aux mesures et les niveaux élevés entre les trois ajouts sont bien reproduits du fait de la distinction entre diatomées et flagellés. La comparaison mesures-modèles pour ces deux variables montre un bon accord et la succession entre les deux groupes est bien reproduite. Les concentrations en diatomées chutent rapidement après le bloom, suite à l'épuisement quasi total en silice, et l'utilisation du nitrate est donc moins importante. Les copépodes et les appendiculaires sont eux aussi bien simulés. Par contre la biomasse des carnivores reste beaucoup trop élevée.

Cet exemple de modélisation illustre le fait que pour bien reproduire la dynamique biologique d'un écosystème, il est important de prendre en compte les principaux compartiments qui le composent ainsi que les principaux processus reliant ces compartiments.

Modèle unidimensionnel vertical

La modélisation unidimensionnelle verticale intéresse les régions où tous les gradients horizontaux sont nuls ou négligeables (vitesses, concentrations, densités) alors que les processus verticaux sont primordiaux. Ce type d'hypothèse est typiquement employé en mer ouverte, où ces caractéristiques peuvent être observées. Varela et al. (1992) ont utilisé un modèle unidimensionnel vertical pour simuler les maximums chlorophylliens de sub-surface dans deux régions oligotrophes : le sud-ouest de la mer des Sargasses et le nord-ouest de la Méditerranée.

Leur modèle physique résout les équations de la quantité de mouvement simplifiées par l'hypothèse d'homogénéité horizontale ainsi qu'une équation de conservation de la masse pour chaque variable :

La fermeture turbulente est assurée par un modèle de turbulence (K,l) , K étant l'énergie cinétique turbulente et l la longueur de mélange.

Les conditions initiales de vitesses u et v sont nulles et les profils de salinité et de température proviennent de mesures à la sonde CTD. Les conditions limites en surface considèrent le frottement dû au vent ainsi que les échanges de chaleur à l'interface. Le modèle simule uniquement les 300 premiers mètres de la colonne d'eau (la profondeur totale des zones étudiées étant supérieure à 1000 mètres). Par conséquent les frottements au fond sont négligés. De plus, l'hypothèse est faite que le flux de sel et de chaleur au fond sont nuls.

Le maillage est formé par 150 couches de 2 mètres chacune. La méthode de résolution utilise un schéma semi-implicite aux différences finies décentré aval dans le temps et centré dans l'espace.

Un modèle biologique est couplé au modèle physique. Il comprend 5 variables d'état :

- les hétérotrophes
- le petit phytoplancton
- le gros phytoplancton
- l'ammonium
- le nitrate

Le zooplancton n'est pas une variable d'état du modèle mais est estimé en fonction de la biomasse des hétérotrophes et du gros phytoplancton. De la même manière, la matière organique particulaire est elle estimée à partir du zooplancton disponible. Un apport de nitrate par le fond (300 mètres) est reproduit en supposant la zone inférieure non modélisée comme un volume infini de concentration constante. Un flux de nitrate en surface est également considéré. L'ammonium a pour origine l'excrétion du zooplancton et des hétérotrophes. Le système est supposé à l'état stationnaire pour l'azote, c'est à dire que les pertes par sédimentation du matériel particulaire sont compensées par les apports.

Le modèle résout une équation d'évolution (advection-dispersion + processus biologiques) pour chaque variable.

L'effet limitant de la lumière et de l'azote sur la croissance phytoplanctonique est pris en compte. Il est supposé qu'un seul des deux paramètres est limitant à la fois et c'est l'effet maximum des deux qui est retenu (loi de Liebig). La limitation par l'azote est représentée par une fonction classique de Michaelis-Menten avec des constantes de demi-saturation différentes pour le nitrate et l'ammonium. L'intensité lumineuse, fonction de la profondeur (I_z), est calculée suivant la formule de Beer-Lambert :

$$I_z = I_0 \times e^{-Kz}$$

ou I_0 : intensité lumineuse en surface

z : profondeur

K : coefficient d'extinction prenant en compte les matières minérales, organiques et la chlorophylle.

La prédation par le zooplancton et les hétérotrophes est représentée elle aussi par une fonction michaelienne. Enfin, l'excrétion de ces 2 derniers compartiments est supposée proportionnelle à la biomasse.

Ce modèle a permis de reproduire la distribution verticale de la chlorophylle et notamment les maximums profonds. Il a montré que la distribution verticale de la chlorophylle dans les zones oligotrophes tempérées est fortement dépendante de l'extinction lumineuse mais aussi de la diffusion turbulente verticale. Elle résulte donc majoritairement d'une conjonction entre le flux lumineux venant de la surface et le flux de nutriments venant du fond. Ainsi, le modèle physique se doit impérativement de bien reproduire ces deux paramètres pour espérer simuler correctement la distribution chlorophyllienne. Des processus tels que la chute ou la prédation s'avèrent avoir une action négligeable ou secondaire sur la position du maximum. La prédation a par contre une action sur son intensité.

Il apparait donc au travers de cet exemple que la dynamique physique du système peut jouer un rôle primordial dans la dynamique de l'écosystème complet. Ainsi, dans certains cas

particuliers, une modélisation physique fine aura plus d'importance qu'une modélisation biologique très détaillée pour reproduire l'écosystème. L'estimation *a priori* des principaux processus tant physiques que biologiques est donc importante au moment de l'élaboration de tout modèle d'écosystème.

Modèle bidimensionnel horizontal et modèle en boîtes horizontales

Baretta et al. (1994) ont modélisé l'écosystème de la Mer du Nord par deux approches différentes, la première consistant en un modèle physique grossier associé à un modèle d'eutrophisation complexe, la deuxième couplant un modèle physique de détail avec un modèle d'eutrophisation plus simple. Le but est de comparer les deux approches et de voir quelle représentation de l'écosystème elles fournissent.

Le premier modèle est le modèle ERSEM (European Regional Seas Ecosystem Model). L'environnement physique de la Mer du Nord est représenté par 10 boîtes horizontales (figure 1-5).

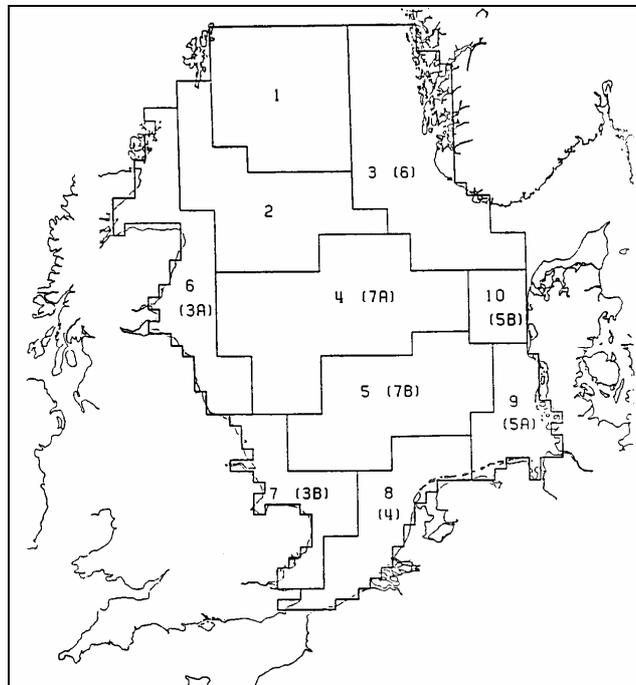


Figure 1-5 : Découpage de la Mer du Nord en boîte vu par le modèle ERSEM (Baretta *et al.*, 1994)

Les boîtes du large (1 à 5) sont divisées sur la verticale en une boîte de surface allant de 0 à 30 m et une boîte de fond allant de 30 m au fond. Les boîtes côtières sont numérotées de 6 à 10 et ne forment qu'une couche. Les flux advectifs et diffusifs journaliers entre boîtes proviennent d'un modèle 3D de circulation générale de la Mer du Nord (Backhaus, 1985). Les échanges à l'interface eau-sédiment se font par diffusion et par sédimentation du matériel particulaire détritique. Le modèle d'écosystème simule le cycle annuel du carbone organique, de l'oxygène, de l'azote, du phosphore et du silicium dans l'eau et le sédiment. Le modèle est forcé par la lumière et la température. L'ensemble forme un système de 70 équations différentielles résolues par une méthode d'intégration de Runge-Kutta d'ordre 5. L'ensemble des compartiments modélisés ainsi que leurs interrelations sont synthétisés dans le schéma de la figure 1-6.

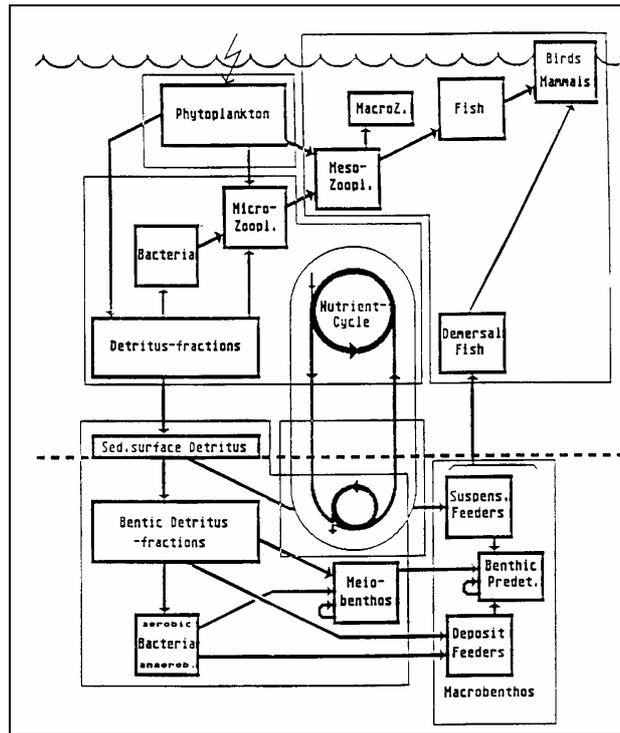


Figure 1-6 : Schéma conceptuel du modèle écologique ERSEM (Baretta *et al.*, 1994)

Le second modèle (MIKE21 EU) est un modèle hydrodynamique bidimensionnel horizontal couplé à un module d'advection-dispersion qui fournit les courants et les variations de niveau de la surface libre dus à la marée et aux forçages météorologiques ainsi que les champs de concentrations pour chaque variable d'état. La résolution se fait sur une grille régulière orthogonale de 18.5 km × 18.5 km. Ce modèle physique est couplé avec un modèle écologique simulant l'oxygène, le cycle du carbone et des nutriments (figure 1-7).

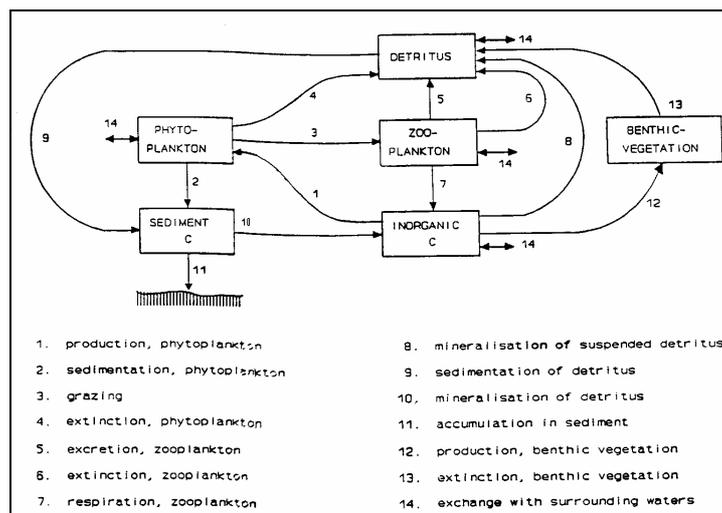


Figure 1-7 : Schéma conceptuel du modèle écologique MIKE21 EU (Baretta *et al.*, 1994).

Les processus de croissance, de mortalité et d'interactions entre les différents compartiments sont fonction de la concentration en nutriments, de la lumière, de la température et de la

biomasse. L'ensemble forme un système de 12 équations différentielles. L'advection-dispersion est résolue à une échelle de temps de quelques minutes alors que les processus biologiques sont résolus à une échelle de temps plus importante de l'ordre de la journée. Ainsi, le transport et les processus biochimiques sont découplés. Les changements de concentrations dus à l'advection-dispersion sont accumulés sur une durée égale au pas de temps des réactions biochimiques. La résolution du transport se fait grâce à un schéma aux différences finies utilisant la méthode QUICKEST-EULER (Leonard, 1988). Les équations différentielles représentant les processus biochimiques sont résolues par une méthode de Runge-Kutta d'ordre 4.

L'année 1985 a été simulée grâce aux deux modèles. La simulation utilisant le modèle ERSEM a montré de nettes différences entre les boîtes. Le cycle saisonnier du carbone et des nutriments a été reproduit de manière réaliste à l'exception des boîtes proches de la côte où le nitrate et le phosphate restent trop élevés. Ceci est attribué à une surestimation des matières en suspension dans ces boîtes qui entraîne une production moindre et donc une consommation des nutriments plus faible. Dans les boîtes du large où la turbidité est plus faible, la production est plus importante et confinée essentiellement dans la couche de surface (0-30 m) du fait de la stratification (figure 1-8).

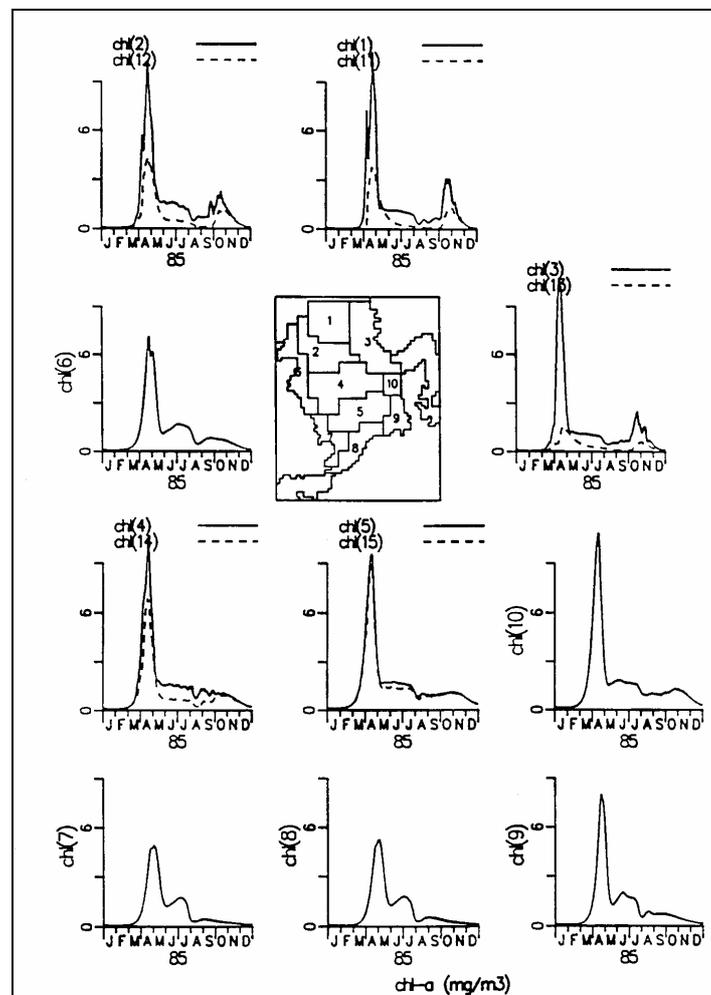


Figure 1-8 : Résultat de simulation du modèle ERSEM pour l'année 1985 (Baretta *et al.*, 1994).

Le modèle MIKE21 EU permet quant à lui, du fait de la finesse de sa résolution spatiale, de bien reproduire les zones côtières du sud fortement eutrophisées (figure 1-9). Par

**2. La baie de Seine,
une zone côtière sous l'influence
des apports d'un grand fleuve :
la Seine**

2. La baie de Seine, une zone côtière sous l'influence des apports d'un grand fleuve : la Seine.

2.1. Description géographique.

D'une superficie d'environ 5000 km², la baie de Seine est largement ouverte au nord sur la Manche. Elle est délimitée à l'ouest par la presqu'île du Cotentin, au sud par la côte du Calvados et à l'est par le Pays de Caux (figure 2-1). C'est une zone côtière peu profonde, la profondeur maximum ne dépassant pas 40 m.

La baie de Seine est le siège d'une forte activité économique. En effet, c'est une zone regroupant à la fois des activités touristiques, de pêche et de conchyliculture, et également une forte activité industriel portuaire avec la présence du Havre. Elle reçoit dans sa partie orientale, les eaux de la Seine, qui draine un bassin versant de 75000 km² regroupant 40 % des activités économiques de la France et 30 % de sa population. Le débit moyen de la Seine est de 450 m³/s et peut varier de moins de 150 m³/s en étiage à plus de 2000 m³/s en crue. La Seine peut donc non seulement provoquer de fortes dessalures dans la partie orientale de la baie, mais aussi amener un certain nombre de polluants métalliques ou organiques et entraîner un enrichissement de la zone en éléments nutritifs (N, P, Si).

2.2. Caractéristiques hydrodynamiques et hydrologiques de la baie de Seine.

2.2.1. La marée

A l'embouchure de la Seine le marnage est important puisqu'il atteint 7 mètres en période de vive eau moyenne. L'onde de marée, en provenance de l'Atlantique subit des déformations non linéaires lors de sa propagation sur le plateau continental, ce qui entraîne une modification du signal et une amplification des composantes quart-diurne et sixième-diurne ; la tenue du plein de l'ordre de 2 h à 2 h 30 au niveau du Havre en est une des principales conséquences.

Lorsque l'onde de marée se propage dans l'estuaire et dans la rivière, elle se déforme et une augmentation de l'assymétrie est observée; avec un jusant qui devient plus long que le flot. Par ailleurs, le marnage diminue avec la propagation de l'onde vers l'amont du fait de l'augmentation des frottements sur le fond et les berges. Au niveau de l'écluse de Poses, 150 km en amont de l'estuaire, le marnage n'est plus que de l'ordre de 1 m.

2.2.2. La houle et le vent

Les conditions météorologiques de tempête les plus probables en baie de Seine sont de secteur ouest. Pour des vents forts, supérieurs à 5 beaufort, les directions les plus fréquentes se répartissent entre le secteur sud et le secteur nord-ouest, avec une direction nettement sud-ouest à partir de force 8 (Silva Jacinto, 1997). Ainsi les agitations les plus importantes et les plus probables en baie de Seine sont de secteur ouest et sont générées localement à l'échelle de la baie. En effet les vents les plus violents, capables de générer une houle importante viennent de la terre et le fetch demeure alors limité à la baie.

L'action du vent et des houles se fait ressentir plutôt par petits fonds, entraînant des remises en suspension des sédiments. En baie de Seine, c'est la partie orientale et notamment l'estuaire qui subit l'influence des houles d'ouest et il existe à l'embouchure de la Seine des bancs peu profonds et des vasières qui sont susceptibles d'être remaniés. Sous l'effet des houles, les sédiments cohésifs peuvent subir des modifications rhéologiques importantes

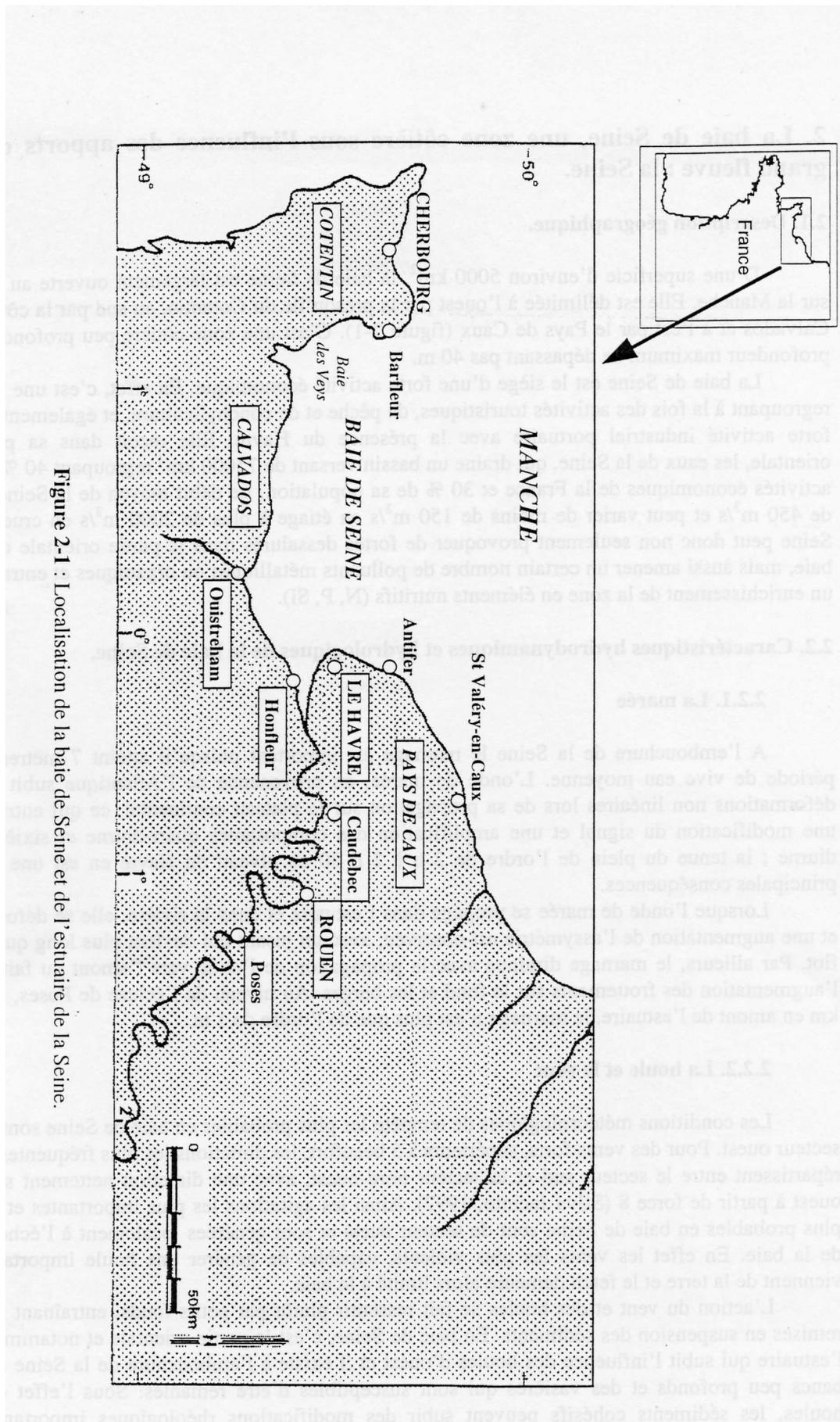


Figure 2-1 : Localisation de la baie de Seine et de l'estuaire de la Seine.

(liquéfaction) qui facilitent leur érosion et leur remobilisation par les courants. Depuis septembre 1996, l'évolution de la vase nord de l'estuaire de la Seine sous l'effet des houles est étudiée grâce au suivi de plusieurs profils topographiques (Silva Jacinto et al., 1998). Les résultats sur l'année 1997 montrent que les épisodes de tempête causent sur toutes les stations de fortes érosions qui peuvent parfois atteindre la dizaine de cm par épisode. Les événements de tempête jouent donc un rôle primordial dans la dynamique sédimentaire de l'estuaire ainsi que dans son évolution morphologique.

2.2.3. La circulation instantanée.

Comme il a été vu dans le chapitre 2.2.1., la marée est un phénomène majeur et est la cause principale des courants en baie de Seine. Afin de mieux déterminer cette circulation et en particulier la circulation résiduelle (moyenne) générée par la marée, plusieurs campagnes de mesures de courants ont été réalisées entre 1979 et 1982. Ces campagnes partagées entre le CNEXO, le SHOM, et l'Université de Bretagne Occidentale ont permis des mesures de courants (vitesse et direction) en différents points de la baie et à différentes profondeurs (surface, sub-surface, fond) (Le Hir et L'Yavanc, 1986).

La figure 2-2 représente les hodographes de vitesse obtenus en différents points de la baie pour une situation de vive-eau et une situation de morte-eau.

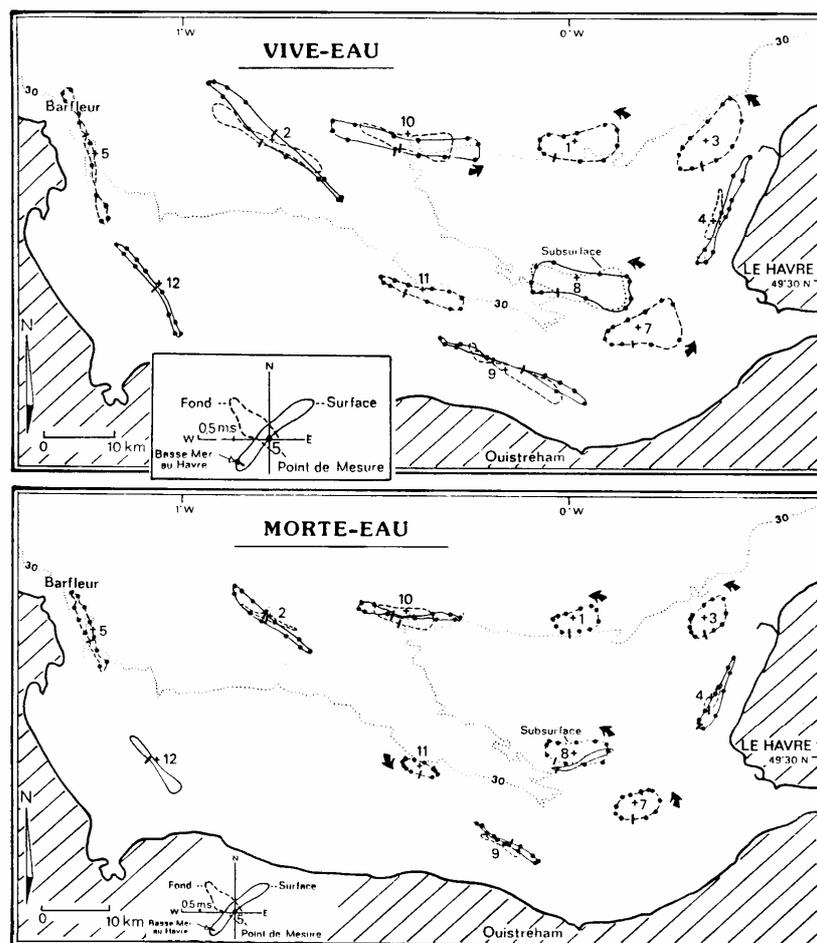


Figure 2-2 :Hodographes des vitesses en baie de Seine (un point pour chaque valeur horaire), (Le Hir et L'Yavanc, 1986).

Dans la plus grande partie ouest de la baie, les hodographes ont une forme très allongée d'est en ouest caractéristique d'un courant fortement alternatif et qui peut atteindre, voire dépasser, 1,4 m/s en vive-eau. En se rapprochant de l'estuaire, la forme des hodographes change pour devenir plus circulaire. Durant la première partie du flot, les courants convergent vers l'estuaire ce qui provoque un remplissage de celui-ci, puis dans un deuxième temps le courant de flot est dévié vers le nord-est le long de la côte au nord du Havre pour former le courant de Verhaule. On observe également une dissymétrie entre flot et jusant au voisinage de l'estuaire avec une durée du flot plus importante.

2.2.4. La circulation résiduelle.

On distingue les courants résiduels eulériens qui représentent la moyenne des vitesses en un point fixe (ce qui n'a pas de réalité physique) et les courants résiduels lagrangiens (moyennes des vitesses en suivant les particules) qui représentent les vitesses moyennes de déplacement des masses d'eau à long terme.

On peut distinguer trois phénomènes responsables de la circulation résiduelle :

- les courants de marée qui, comme on l'a vu précédemment, du fait des variations bathymétriques et des frottements ne sont pas symétriques en flot et en jusant.

- les courants induits par les gradients de densité. L'arrivée d'eaux douces fluviales entraîne de forts gradients verticaux et horizontaux. La salinité supérieure en aval génère un gradient de pression aval-amont maximum au fond. Le courant au fond est alors dirigé vers l'amont c'est-à-dire des eaux les plus denses vers les eaux les moins denses. En surface le courant est dirigé vers l'aval. La circulation est donc inversée entre la surface et le fond. C'est un schéma de circulation classique en estuaire.

- les effets météorologiques et principalement le vent qui peut modifier en l'espace de quelques heures ou quelques jours le schéma de circulation résiduelle.

Un schéma de circulation résiduelle en baie de Seine, basé sur des mesures et des études par modélisation, a été proposé par Le Hir et al. (1986). Les principales caractéristiques de cette circulation sont reproduites sur la figure 2-3.

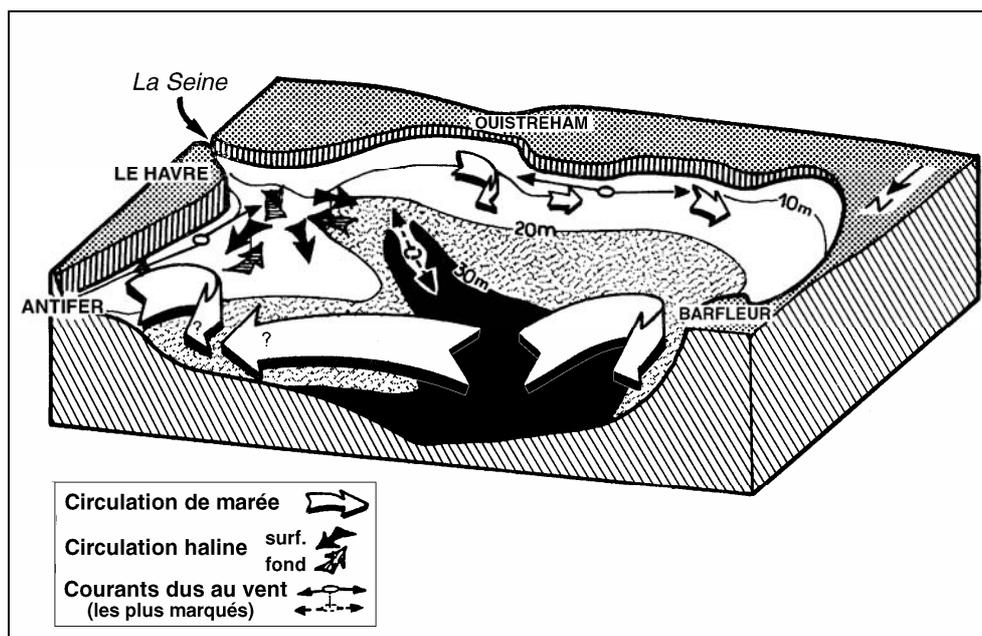


Figure 2-3 : Schéma de circulation résiduelle en baie de Seine d'après Le Hir et al. (1986).

On observe dans toute la partie nord de la baie une circulation d'ouest en est qui correspond à la circulation générale en Manche.

Près de la côte existe un certain nombre de tourbillons anticycloniques, le plus important étant situé à la pointe de Barfleur. D'autres tourbillons plus petits sont situés le long de la côte du Calvados ou au niveau d'Antifer. Le tourbillon de Barfleur est induit par la pointe du Cotentin. En effet, un cap va provoquer une accélération locale des vitesses avec une intensité décroissante de la côte vers le large. Ainsi le courant à la côte, plus rapide qu'un peu plus au large est aussi plus fortement ralenti par frottement. Ceci va avoir pour conséquence de générer une vorticité positive si le courant circule en laissant la côte sur sa gauche et une vorticité négative sinon. La circulation d'ouest en est près du cotentin crée une vorticité négative qui est transportée dans le sens du courant, ce qui génère une circulation résiduelle anticyclonique au niveau de Barfleur (Robinson, 1983). Les tourbillons secondaires sont dûs à la diminution des fonds à la côte. A vitesse égale, les frottements sur le fond gardent la même intensité mais leurs distributions sur toute la colonne d'eau leurs donnent plus d'importance en zone peu profonde (Robinson, 1983). Dans la baie cela induit donc une vorticité positive en jusant et négative en flot. Le flot étant plus long que le jusant, les tourbillons sont donc anticycloniques.

Le schéma de circulation indique un courant côtier orienté d'est en ouest le long de la côte du Calvados.

Près de l'estuaire, la circulation résiduelle est fortement induite par les gradients de densité dus aux eaux douces de la Seine. Une circulation inversée entre la surface et le fond est observée avec une convergence des eaux marines vers l'estuaire au fond, et une sortie des eaux douces en surface essentiellement vers le nord-ouest.

2.2.5. La salinité.

La salinité en baie de Seine est largement influencée par l'arrivée des eaux de la Seine et l'on observe un gradient d'ouest en est, des eaux salées de la Manche vers les eaux douces apportées par le fleuve. D'autres apports d'eaux douces moins importants se font par la Vire et la Douve en baie des Veys, et par l'Orne sur la côte du Calvados.

Dans la plus grande partie de la baie, on note une grande homogénéité de la salinité sur la verticale avec une différence surface-fond inférieure à 0.3 PSU (figure 2-4).

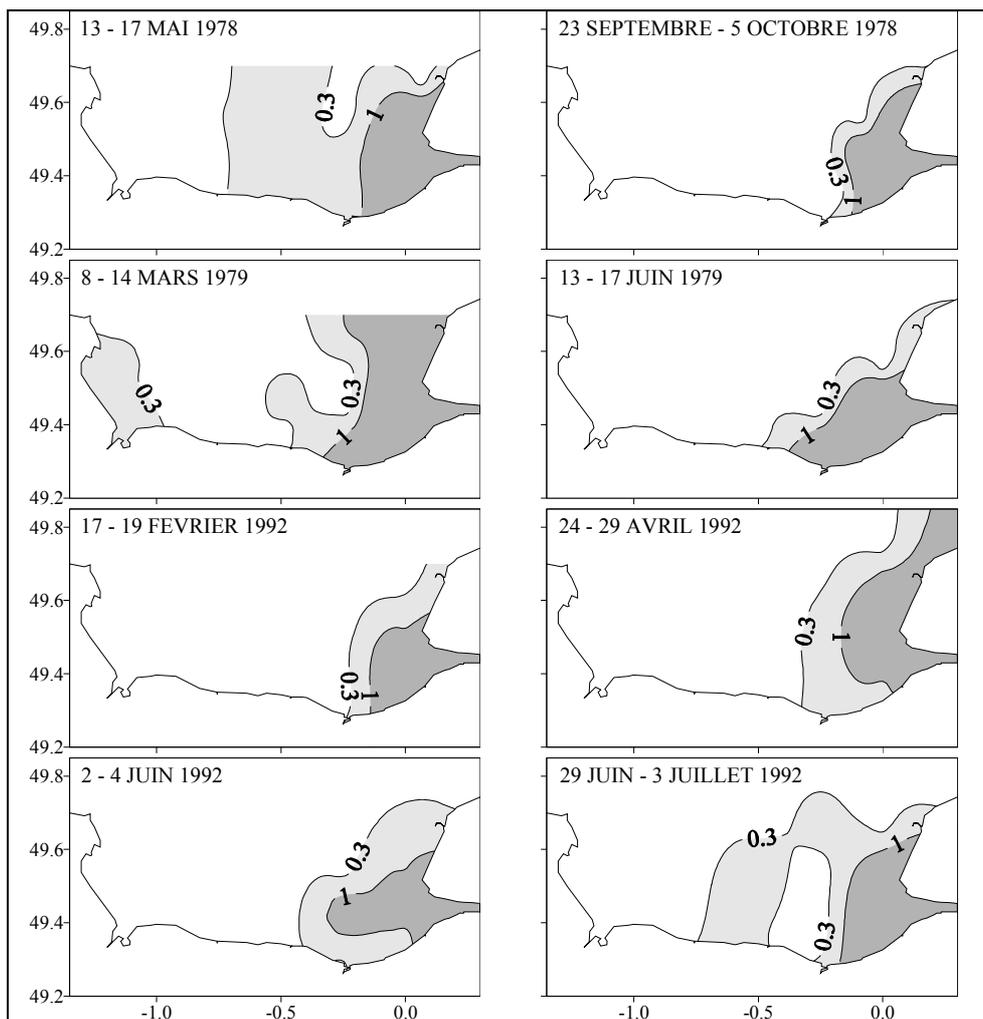


Figure 2-4 : Différence de salinité (PSS) entre le fond et la surface en situation de basse mer mesurée lors de diverses campagnes (Aminot *et al.*, 1997)

Des stratifications plus marquées apparaissent dans la partie orientale de la baie, près de l'embouchure de la Seine. L'importance de la stratification dépend du débit, mais également du coefficient de marée, car en période de vive-eau, les courants plus forts favorisent le mélange vertical. Dans l'estuaire, la différence de salinité entre la surface et le fond peut dépasser 10 PSU en période de morte-eau. Les campagnes du S.A.U.M. (Schéma d'Aptitude et d'Utilisation de la Mer) ont permis de réaliser des profils bidimensionnels (axe longitudinal + axe vertical) instantanés de salinité dans l'estuaire et ont mis en évidence l'influence des débits sur la position des isohalines, et l'influence du coefficient de marée sur la stratification (Avoine, 1981). La figure 2-5 représente des coupes verticales de salinité allant de l'amont de Tancarville jusqu'au large du Havre pour des situations de basse mer et de pleine mer, en vive-eau et en morte-eau, et en période de crue et d'étiage. En vive-eau, la colonne d'eau est bien mélangée et les stratifications sont très faibles voir nulles, à basse mer comme à pleine mer. En morte-eau, le mélange est moins important et des stratifications fortes apparaissent notamment à basse mer. Un coin salé bien marqué peut être observé. Le déplacement longitudinal de la limite de l'intrusion saline (0,5 PSU) varie en vive-eau de 23 kms (étiage) à 26-30 kms (crue) et en morte-eau de 12-14 kms (étiage) à 12 kms (crue) (Avoine, 1981).

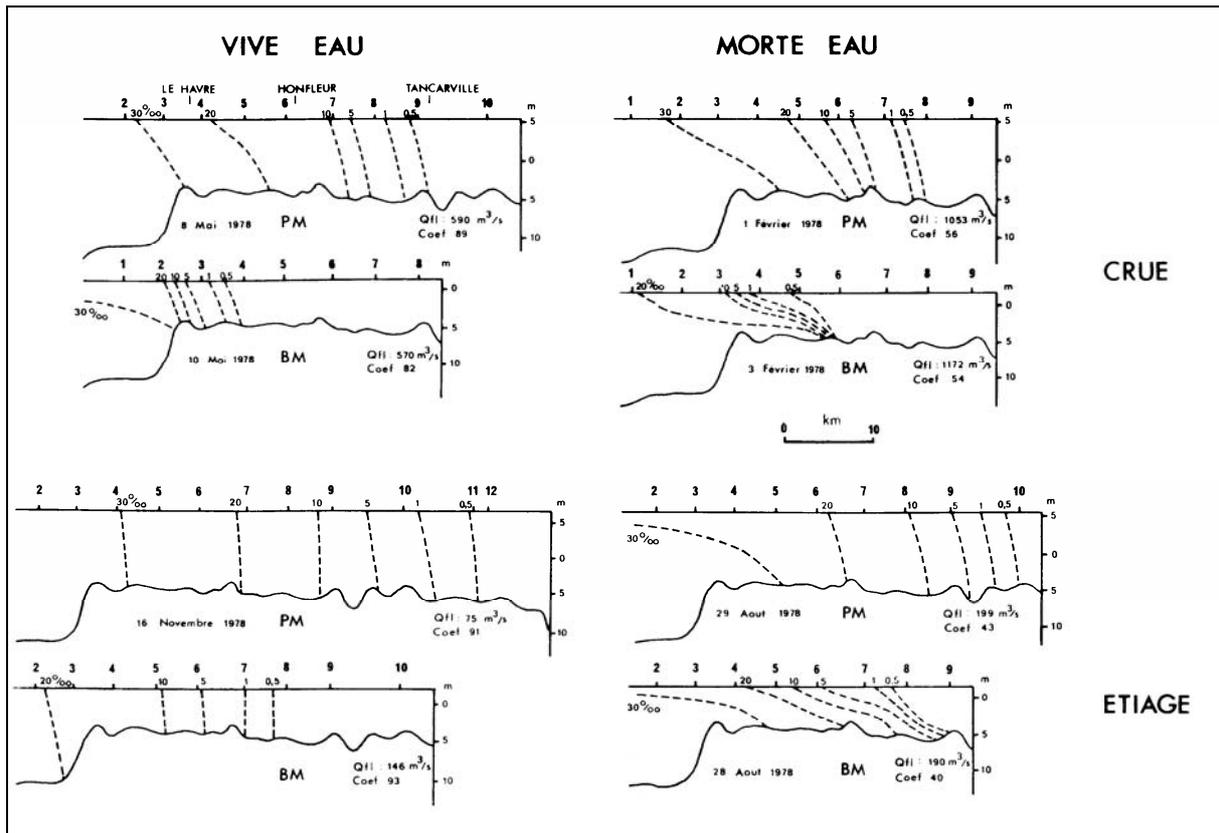


Figure 2-5 : Coupes verticales de salinité dans l'estuaire de la Seine pour différentes conditions de débits et de marées (Avoine, 1981).

L'extension du panache d'eau douce dépend du débit de la Seine et la figure 2-6 montre les variations de la position de l'isohaline de surface 33 PSU pour différentes conditions de débit (Aminot et al., 1997).

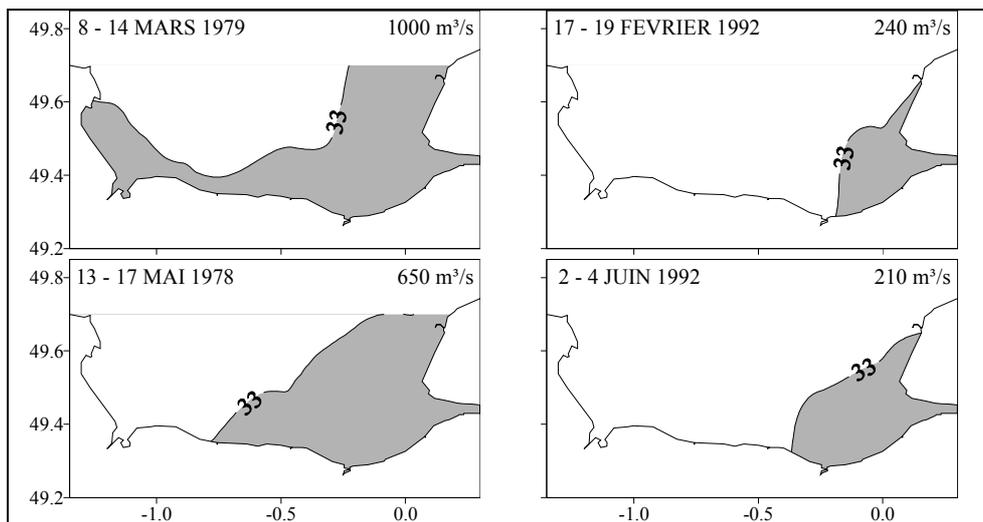


Figure 2-6 : Position mesurée de l'isohaline 33 PSS en surface à basse mer pour 4 situations de débits (Aminot et al., 1997).

Le débit indiqué est le débit moyen du mois précédent. Plus le débit est important, plus le panache est étendu vers l'ouest. Pour un débit de 1000 m³/s, dessalures se prolongent le long de la côte de Calvados et rejoignent celles de la baie des Veys. La figure 2-7 représente la

situation du panache à basse mer, en surface et au fond en mars 1979 (période de crue, coefficient de marée compris entre 36 et 89).

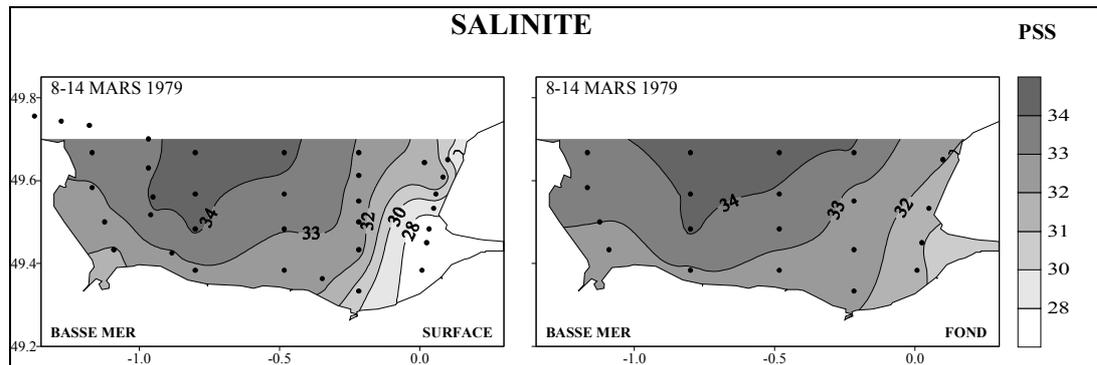


Figure 2-7 : Panache de salinité mesuré en surface et au fond entre le 8 et le 14 mars 1979 (Aminot *et al.*, 1997).

Lors de sa sortie de l'estuaire, l'eau douce de surface se répartit selon une direction principale nord nord-ouest, et une direction secondaire sud-ouest le long de la côte du Calvados. Au fond le panache est nettement moins étendu. La circulation résiduelle de l'aval vers l'amont au fond résultant des gradients de densité est forte et tend à confiner les eaux de la Seine au fond de la baie en limitant leur dispersion vers le large. La forme du panache de surface varie au cours de la marée, passant d'une direction ouest/nord-ouest à basse mer, à une direction plutôt nord (contre le cap de la Hève) en fin de flot, dû au courant de Verhaule. Les isohalines plus au large (supérieures à 33 PSU) sont quant à elles moins soumises aux fluctuations de la marée (Aminot *et al.*, 1997).

2.2.6. La température.

La température des eaux de la baie varie, selon les années, de 6 à 8 °C en hiver et de 15 à 18 °C pendant la période estivale. Les eaux de la Seine sont plus froides en hiver que celles de la baie alors que la situation est inverse l'été. La figure 2-8 représente la moyenne mensuelle de la température de surface obtenue par satellite entre le mois d'avril et le mois de juillet 1998. On observe bien le réchauffement général en baie de Seine avec des températures de l'ordre de 10 °C en avril et qui atteignent 17-18 °C en juillet. De plus, sur l'image d'avril on distingue le panache de la Seine caractérisé par des eaux légèrement plus froides (couleur bleutée) alors qu'au mois de mai la situation s'est inversée, les eaux du panache étant cette fois plus chaudes (couleur orangée). Durant la période hivernale la différence de température entre la surface et le fond ne dépasse que très rarement 0,5 °C et peut atteindre le reste de l'année 1 à 3 °C, le maximum s'observant toujours dans la partie sud-est de la baie (Aminot *et al.*, 1997).

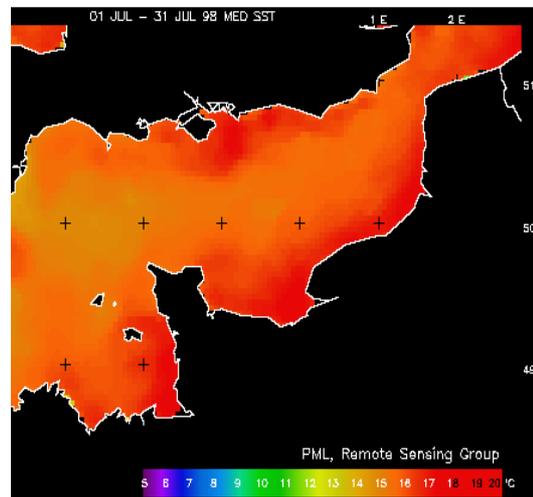
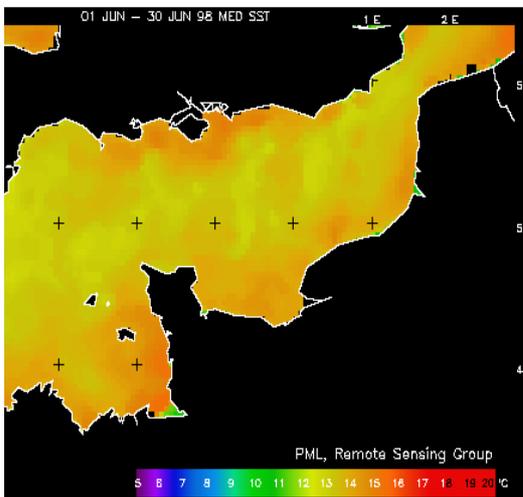
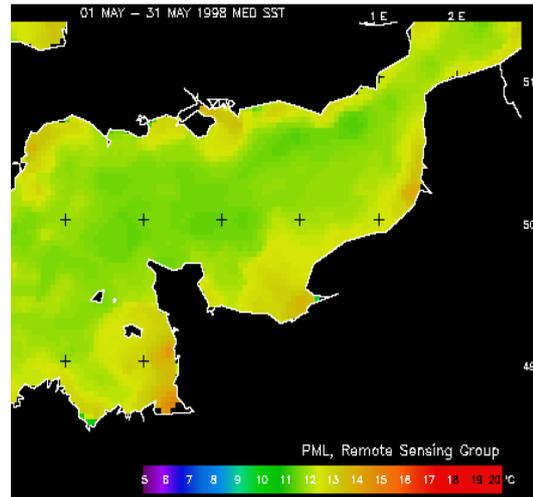
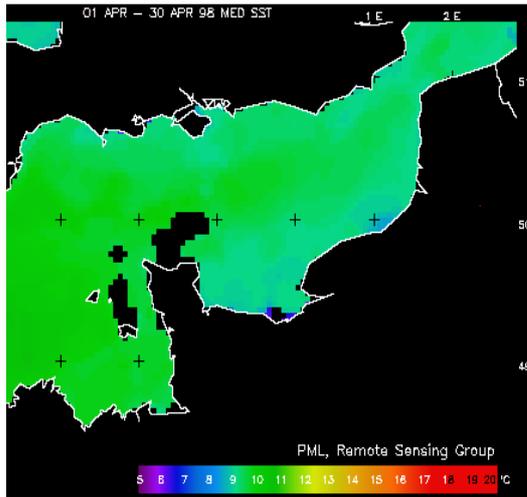


Figure 2-8 : Evolution de la moyenne mensuelle de la température de surface en Manche entre avril et juillet 1998 (d'après le Remote Sensing Data Analysis Service (RSDAS), Plymouth).

2.3. Caractéristiques sédimentaires de la baie de Seine.

2.3.1. Répartition des sédiments en baie de Seine.

La distribution et la nature des sédiments superficiels ont été largement étudiées sur l'ensemble de la baie de Seine (Larsonneur, 1971; Avoine, 1981,1986). La carte de la figure 2-9 met en évidence trois zones. La partie nord-ouest de la baie près de la pointe de Barfleury est constituée essentiellement par des graviers. Puis rapidement en se déplaçant vers le sud-est, ils cèdent la place à des sables plus ou moins grossiers qui occupent la plus grande partie de la baie. Enfin près de l'estuaire on trouve des sédiments plus vaseux. Un gradient est-ouest d'appauvrissement en carbonate (figure 2-10 a) est observé en même temps qu'un gradient d'affinement (figure 2-10 b) (Avoine, 1981).

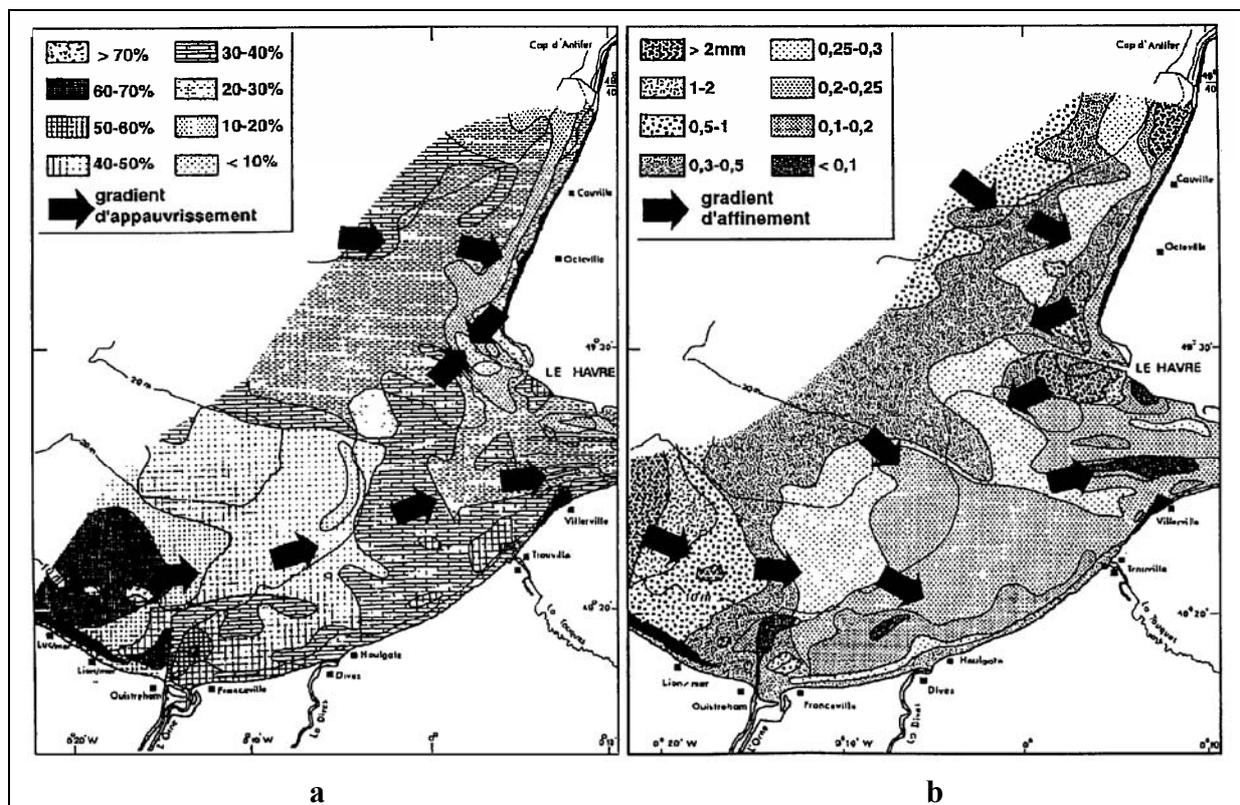
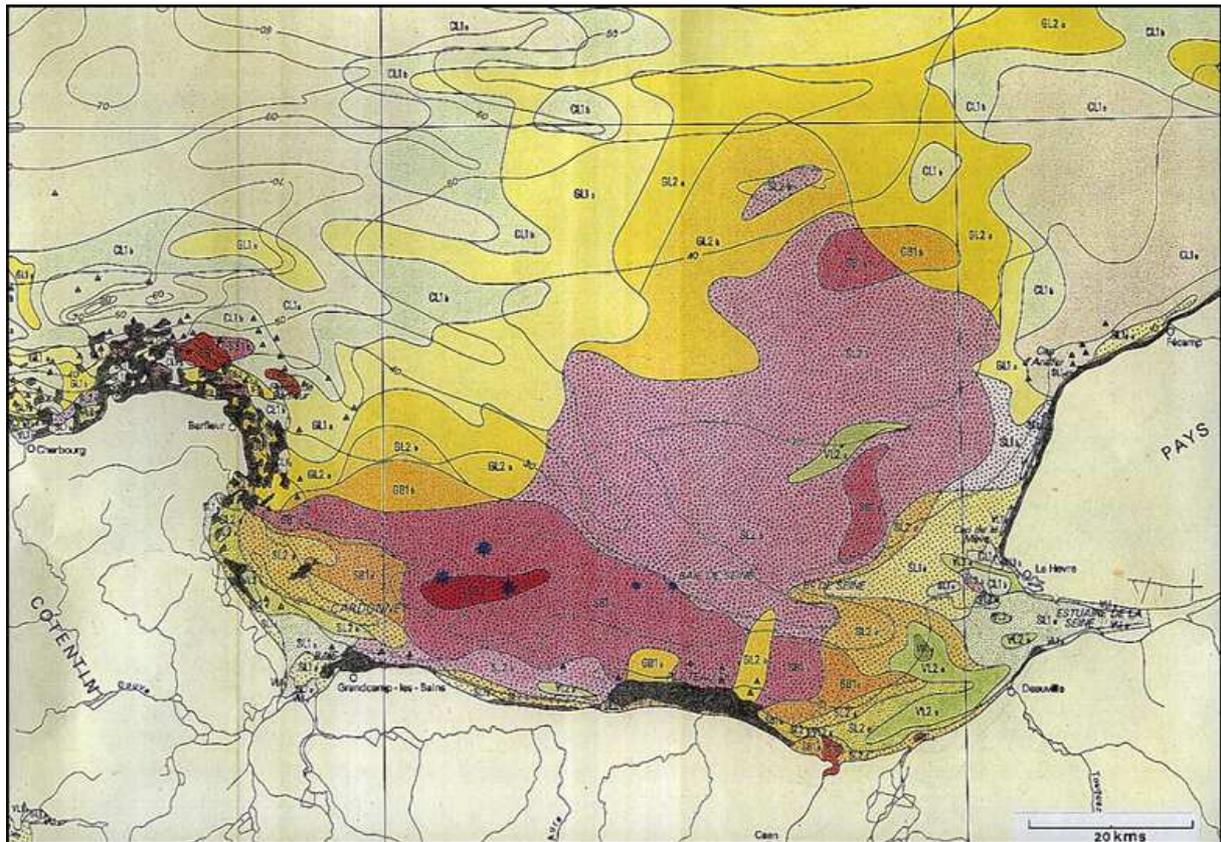


Figure 2-10 : Teneur en calcaire des sédiments (a) et répartition granulométrique (b) en baie de Seine orientale (Avoine, 1981).

En allant du large vers l'estuaire on se déplace d'un matériel grossier comportant de nombreux débris coquilliers vers un matériel fin siliceux. Ce matériel plus fin correspond à l'apport de particules fines d'origine continentale et cet apport est également observé en baie des Veys (Andrieux-Loyer, 1997). Avoine et al. (1986) ont montré l'impact des apports particuliers fluviaux sur la proportion de fraction fine du sédiment à l'embouchure de la Seine.

L'estuaire de la Seine présente également un certain nombre de vasières dont la plus importante est celle située en rive Nord du « chenal Nord » de l'estuaire.



SUBDIVISIONS PRINCIPALES	CAILLOUTS OU COQUILLES L < 5% - GAL + COQ > 50%	GRAVIERS L < 5% - GAL + COQ < 50% M > 2 mm	SABLES L < 5% - S + L > 50% - M < 2 mm				SÉDIMENTS VASEUX L > 5%		
SÉDIMENTS LITHOCLASTIQUES calcaire < 30%	CAILLOUTS LITHOCLASTIQUES GAL + COQ > 70% CL1a CL1b CL1c Gr. sables argileux (sable grossier)	GRAVIERS LITHOCLASTIQUES GAL + COQ > 50% GL1a GL1b Gr. sables	SABLES LITHOCLASTIQUES 15% < S sup. < 2 mm < 50% 2 mm < S sup. < 50% S sup. < 2 mm < 50% FRACTION DOMINANTE S1a S1b S1c S1d S1e S1f S1g S1h S1i S1j S1k S1l S1m S1n S1o S1p S1q S1r S1s S1t S1u S1v S1w S1x S1y S1z				SÉDIMENTS VASEUX L < 25% 25% < L < 75% L > 75% V1a V1b V1c V1d V1e V1f V1g V1h V1i V1j V1k V1l V1m V1n V1o V1p V1q V1r V1s V1t V1u V1v V1w V1x V1y V1z		
SÉDIMENTS LITHO-BIOCLASTIQUES 30% < calcaire < 50%	CAILLOUTS LITHO-BIOCLASTIQUES GAL + COQ > 70% CL2a CL2b CL2c Gr. sables argileux (sable grossier)	GRAVIERS LITHO-BIOCLASTIQUES GAL + COQ > 50% GL2a GL2b Gr. sables argileux (sable grossier)	SABLES LITHO-BIOCLASTIQUES 15% < S sup. < 2 mm < 50% 2 mm < S sup. < 50% S sup. < 2 mm < 50% FRACTION DOMINANTE S2a S2b S2c S2d S2e S2f S2g S2h S2i S2j S2k S2l S2m S2n S2o S2p S2q S2r S2s S2t S2u S2v S2w S2x S2y S2z				SÉDIMENTS VASEUX CALCAIRES L < 25% 25% < L < 75% L > 75% V2a V2b V2c V2d V2e V2f V2g V2h V2i V2j V2k V2l V2m V2n V2o V2p V2q V2r V2s V2t V2u V2v V2w V2x V2y V2z		
SÉDIMENTS BIO-LITHOCLASTIQUES 50% < calcaire < 70%	COQUILLES LITHOCLASTIQUES COQ + GAL > 70% CB1a CB1b Gr. sables	GRAVIERS BIO-LITHOCLASTIQUES COQ + GAL > 50% GB1a GB1b Gr. sables argileux (sable grossier)	SABLES BIO-LITHOCLASTIQUES 15% < S sup. < 2 mm < 50% 2 mm < S sup. < 50% S sup. < 2 mm < 50% FRACTION DOMINANTE S3a S3b S3c S3d S3e S3f S3g S3h S3i S3j S3k S3l S3m S3n S3o S3p S3q S3r S3s S3t S3u S3v S3w S3x S3y S3z				SÉDIMENTS CARBONATES VASEUX L < 25% 25% < L < 75% L > 75% V3a V3b V3c V3d V3e V3f V3g V3h V3i V3j V3k V3l V3m V3n V3o V3p V3q V3r V3s V3t V3u V3v V3w V3x V3y V3z		
SÉDIMENTS BIOCLASTIQUES calcaire > 70%	COQUILLES COQ + GAL > 70% CB2a CB2b Coquilles	GRAVIERS BIOCLASTIQUES COQ + GAL > 50% GB2a GB2b Gr. sables argileux (sable grossier)	SABLES BIOCLASTIQUES 15% < S sup. < 2 mm < 50% 2 mm < S sup. < 50% S sup. < 2 mm < 50% FRACTION DOMINANTE S4a S4b S4c S4d S4e S4f S4g S4h S4i S4j S4k S4l S4m S4n S4o S4p S4q S4r S4s S4t S4u S4v S4w S4x S4y S4z				SÉDIMENTS CALCAIRES VASEUX L < 25% 25% < L < 75% L > 75% V4a V4b V4c V4d V4e V4f V4g V4h V4i V4j V4k V4l V4m V4n V4o V4p V4q V4r V4s V4t V4u V4v V4w V4x V4y V4z		

GAL = Galats, COQ > 20mm = Coquilles, GR = Gravier, S = Sables, L = Lutites.
 * Sédiments silto-argileux, argilo-silteux ou argileux.
 Surfaces rocheuses Pointements rocheux * Matériel abondant * Présence de matériel

Figure 2-9 : Carte des sédiments superficiels en baie de Seine (extrait de la carte sédimentaire de la Manche ; Larssonneur, 1979)

2.3.2. Le matériel en suspension.

L'étude des matières en suspension de la baie de Seine orientale a montré l'influence des apports de la Seine (Avoine, 1981 ; Avoine, 1986). La nature du matériel en suspension peut être séparée en 2 catégories : des silts fins issus de l'estuaire et le matériel marin constitué de gros éléments planctoniques (Lafitte et al., 1986).

Au niveau de l'estuaire, les silts fins sont prédominants et constituent un maximum de turbidité appelé « bouchon vaseux ». La concentration du bouchon vaseux peut varier de quelques dizaines de milligrammes par litre à quelques grammes par litre. C'est à la fois l'assymétrie de la marée dans l'estuaire et la circulation résiduelle de densité qui sont à l'origine de la formation de ce bouchon vaseux (Glangeaud, 1938). L'assymétrie de la marée favorise l'érosion des sédiments en flot et leur transport vers l'amont. De plus l'étale de pleine mer, plus longue que celle de basse mer, favorise leur dépôt en amont. La circulation résiduelle de densité en surface favorise quant à elle le transport des matières en suspension vers l'aval mais, au cours de leur transport, les particules vont chuter et être reprises par la circulation résiduelle de fond qui les entraîne vers l'amont jusqu'au point où la circulation résiduelle fluviale l'emporte. L'ensemble de ces mécanismes contribue à la formation du bouchon vaseux. La concentration ainsi que la position de ce bouchon vaseux dépend du débit fluvial, du coefficient et de l'heure de la marée. La masse de sédiment en suspension varie fortement au cours de la marée, surtout en vive-eau. En situation d'étiage, elle varie de 30000 tonnes à 430000 tonnes (Avoine, 1981). Le bouchon vaseux est alimenté principalement par les apports fluviaux mais l'érosion des vasières, découvrantes ou non, sous l'action des houles de tempête semble également être une source ponctuelle non négligeable capable d'alimenter le stock de matière en suspension (Silva Jacinto et al., 1998). La charge solide apportée par le fleuve a été estimée à 0,5 million de tonnes par an en moyenne (Avoine, 1981), ce qui contribuerait pour moitié à l'apport total en vase à l'estuaire.

Les particules très fines se retrouvent dans le panache turbide de l'embouchure et leur répartition suit assez bien celle des courbes isohalines (Avoine et Crevel, 1986). L'exportation vers le domaine marin de sédiments en suspension d'origine fluviale ne concerne que les éléments les plus fins qui ont une vitesse de chute faible. La fraction plus grossière, ayant une vitesse de chute plus importante, reste cantonnée dans l'estuaire.

Plus au large, la matière organique (vivante ou inerte) est dominante dans le matériel particulaire (Dupont et Lafite, 1986).

Les minimums de turbidité sont observés dans la zone centrale au nord de la baie (< 2 mg/l de MES). Le panache turbide influencé par l'estuaire peut être schématiquement limité par l'isoplèthe 5 NTU (Aminot et al., 1997). La figure 2-11 représente la position de cette isoplèthe à différentes périodes et reflète l'importance du débit fluvial sur l'extension du panache turbide.

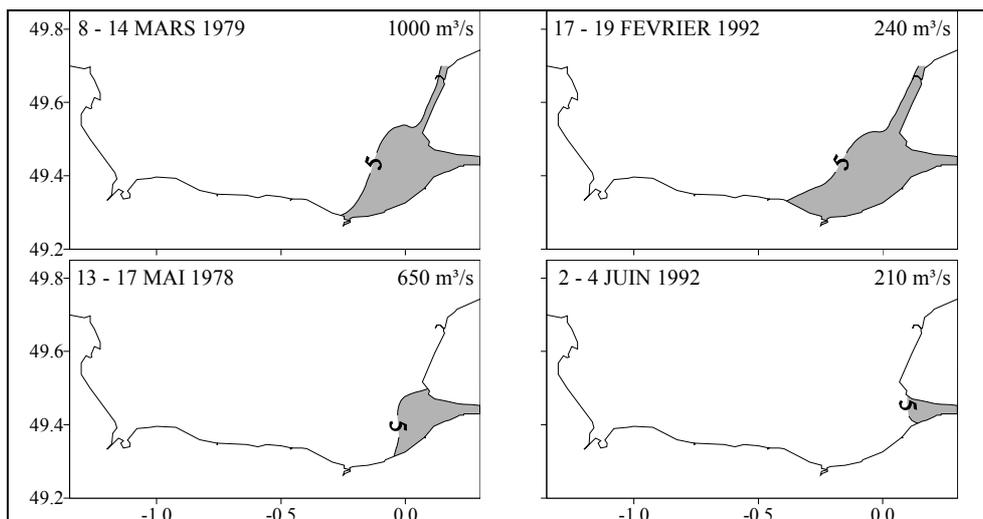


Figure 2-11 : Position de l'isoplèthe 5 NTU pour différentes conditions de débits de la Seine (Aminot *et al.*, 1997).

2.4. Caractéristiques biochimiques de la baie de Seine.

2.4.1. Une partie orientale sous l'influence des apports de la Seine.

La Seine, influence de façon notable la qualité des eaux de la baie. Son bassin versant est à l'origine d'apports terrigènes importants en sels nutritifs (N, P, Si) ainsi qu'en polluants (PCB, Cd,...). En se basant sur des mesures réalisées à Caudebec entre 1984 et 1991, Guillaud (1993) a estimé les flux et les concentrations des différentes formes des principaux éléments nutritifs (N, P, Si).

2.4.1.1. Les apports d'azote.

En considérant un débit moyen interannuel égal à $413 \text{ m}^3/\text{s}$, l'apport annuel d'azote total est estimé à 90700 tonnes. Les apports d'azote minéral dissous total ($\text{N-NO}_2 + \text{N-NO}_3 + \text{N-NH}_4$) sont de l'ordre de 80500 t/an. Les concentrations mesurées à Caudebec varient de 314 à $614 \mu\text{mol/l}$ avec une valeur moyenne de $457 \mu\text{mol/l}$. Une régression multi-linéaire sur les mesures à Caudebec montre que l'azote minéral dissous a progressé de 2 % par an, soit de 14 % entre 1984 et 1991. Des données plus anciennes (1968-1973) ont permis d'estimer que l'apport annuel moyen d'azote minéral dissous était à l'époque de l'ordre de 44000 t/an. Ces apports ont donc doublé en l'espace d'une vingtaine d'années. L'augmentation des apports a surtout été observée à partir de 1978 (Aminot *et al.*, 1986) et est liée essentiellement à l'augmentation du nitrate d'origine agricole (Ménèsquen *et al.*, 1995). Toutefois pendant la même période, une diminution des apports d'ammonium a été observée, sans doute liée à une meilleure épuration des eaux usées. Pour ce qui est des apports en azote organique total, les flux moyens annuels ont été estimés à environ 10000 t/an et semblent montrer une relative stabilité depuis 1979. On peut distinguer l'azote organique dissous dont la concentration varie à Caudebec de $7,8 \mu\text{mol/l}$ à $82 \mu\text{mol/l}$ avec une valeur moyenne de $36 \mu\text{mol/l}$ et l'azote organique particulaire dont les concentrations sont comprises entre $7,1 \mu\text{mol/l}$ et $76 \mu\text{mol/l}$ pour une concentration moyenne de $25 \mu\text{mol/l}$.

2.4.1.2. Les apports de silice.

Les apports de silice sont quasiment indépendants des activités humaines et sont liés essentiellement au lessivage des sols (Guillaud, 1993). Les concentrations en silice dissoute mesurées à Caudebec ne montrent pas d'évolution sur la période 1977-1994 (Aminot et al., 1997). Elles varient de 11 $\mu\text{mol/l}$ à 214 $\mu\text{mol/l}$ avec une valeur moyenne de 118 $\mu\text{mol/l}$. Le flux annuel moyen de silicium, estimé sur la période 1984-1990 pour un débit interannuel moyen de 413 m^3/s , est de 46300 t/an.

2.4.1.3. Les apports de phosphore.

Sur la période 1977-1994, les flux de phosphore dissous (P- PO_4) au niveau de Poses sont restés quasiment constants. Par contre, en aval de Rouen, ils ont diminué de 4 % par an du fait de la réduction des rejets industriels rouennais (tableau 2-1).

	Apports à Poses	Apports à Rouen
1975-1977	6900 t/an	5200 t/an
1984-1985	6750 t/an	2750 t/an
1988-1990	6750 t/an	1650 t/an

Tableau 2-1 : Evolution des flux de phosphate sur 20 ans à Poses et à Rouen.

Cependant, la Seine, avec un flux en phosphore dissous de l'ordre de 8000 t/an, correspondant à environ 100 kg par km^2 de bassin versant (Aminot *et al.*, 1993) est parmi les plus riches des fleuves français. Les concentrations en phosphore dissous sont une fonction inverse du débit et reflètent l'influence prépondérante des rejets ponctuels constants sur les teneurs en phosphore (Guillaud, 1993).

Le phosphore particulaire comprend le phosphore organique particulaire, le phosphore apatitique et les orthophosphates liés physiquement ou chimiquement aux particules. Sa concentration varie à Caudebec de 0,33 $\mu\text{mol/l}$ à 22 $\mu\text{mol/l}$ avec une valeur moyenne de l'ordre de 8 $\mu\text{mol/l}$. Les apports de phosphore particulaire évalués à Caudebec en 1989-1990 sont de l'ordre de 2850 t/an.

Il existe une bonne corrélation entre le phosphore particulaire et à la fois les matières en suspension (M.E.S.) et le débit qui sont 2 variables indépendantes à Caudebec (Guillaud, 1993). La relation est :

$$P_{\text{part}} = 3,8 \cdot 10^{-4} Q + 1,2 \cdot 10^{-3} \text{MES} \quad n=61 ; r^2=0,76$$

P_{part} en mg/l, Q en m^3/s et MES en mg/l.

Pour des teneurs en MES de l'ordre de 100 mg/l, la concentration en phosphore particulaire a été calculée et est égale en moyenne à 60 μmol de P par g de MES. Elle correspond en gros à la teneur en phosphore des éléments en suspension apportés lors des crues par ruissellement sur les bassins versants. Pour des charges en MES inférieures à 50 mg/l, la concentration en phosphore particulaire augmente et vaut en moyenne 260 μmol de P par g de MES. Cette augmentation peut s'expliquer par une nature différente du matériel en suspension. Les faibles concentrations en MES sont en général associées à du matériel plus fin et plus riche en matière organique, elle-même plus riche en phosphore que le matériel minéral.

2.4.2. Les apports secondaires en baie de Seine.

Un certain nombre de rivières secondaires se jettent dans la baie et contribuent ainsi aux apports en baie de Seine (Risle, Touques, Orne, Dives, Vire et Douve). Bessineton (1978 (a) et 1978 (b)) a estimé qu'elles représentent de l'ordre de 15 % des apports de la Seine pour l'azote minéral dissous, et 4 % pour le phosphore.

Situés à proximité de l'embouchure de la Seine, les apports de la Risle, la Touques et l'Orne ont tendance à être masqués par ceux de la Seine. L'Orne est la plus importante de ces 3 rivières avec un débit variant de 3 m³/s en étiage à 150 m³/s en crue. Les flux d'azote et de phosphore ont été estimés respectivement à 4100 t/an et 85 t/an (Guillaud, com. pers.). Ceci correspond à 5 % des apports de la Seine pour l'azote et environ 1 % des apports de la Seine pour le phosphore. A l'opposé, la Vire et la Douve se jetant en baie des Veys, se distinguent plus nettement des apports de la Seine. Le débit cumulé pour ces 2 rivières varie de 5 m³/s en étiage à 350 m³/s en crue. Des études récentes (Godefroy *et al.*, 1997) ont estimé les flux moyens d'azote arrivant en baie des Veys pour la période allant de novembre 1994 à octobre 1995. Sur cette période, le flux moyen d'azote minéral dissous (N-NO₃+N-NO₂+N-NH₄) pour l'ensemble Vire plus Douve est de 3900 t/an, ce qui représente 4,8 % des apports de la Seine. Les apports de phosphate dissous par la Vire, quant à eux, ont été estimés à 90 t/an sur la période 1976-1995, soit 1 % des apports de la Seine. Ces chiffres illustrent bien la nette prédominance des apports de la Seine sur l'ensemble des autres rivières.

2.4.3. La répartition géographique des sels nutritifs en baie de Seine.

Les différents apports en baie (eaux douces, sels nutritifs, MES,...) sont largement dominés par la Seine et cela se retrouve sur les distributions spatiales. Ainsi, pour les trois principaux sels nutritifs (N, P, Si), on observe en général des concentrations décroissantes du sud-est vers le nord-ouest (figure 2-12).

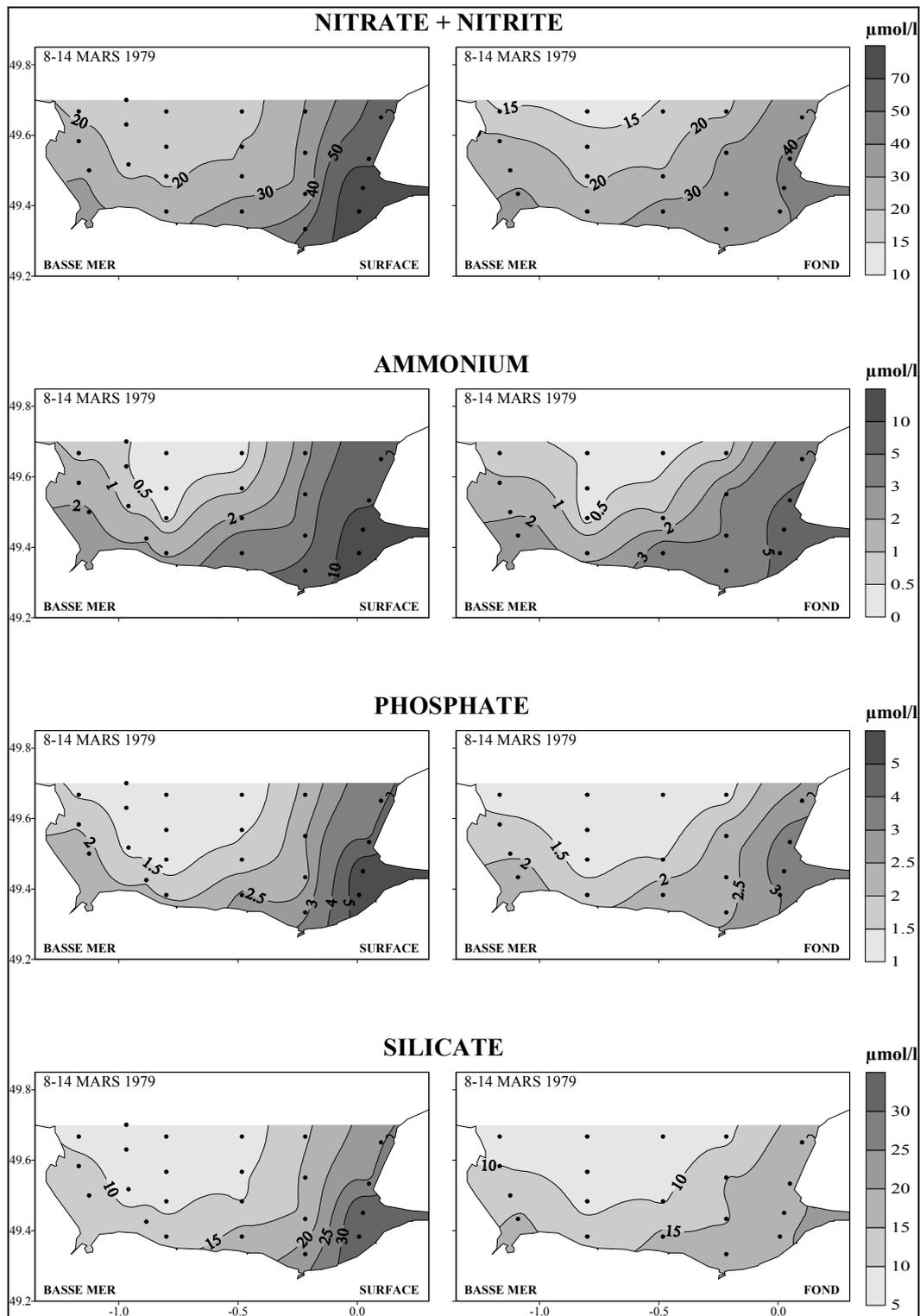


Figure 2-12 : Répartition mesurée des sels nutritifs en baie de Seine entre le 8 et le 14 mars 1979 (Aminot *et al.*, 1997)

On peut également noter l'influence des apports de la Vire en baie des Veys. Globalement, les sels nutritifs ont une distribution semblable en hiver, qui se superpose à celle des dessalures. Ceci traduit un comportement quasi conservatif des nutriments du fait de la faible activité biologique. Durant la période printanière et estivale, des structures plus complexes apparaissent du fait des phénomènes d'assimilation et de régénération, mais le maintien de structures proches de celle de la salinité exprime une prédominance des apports continentaux

et des phénomènes d'advection sur l'activité biologique (Aminot et al., 1997). Aminot et al. (1986), en se basant sur des mesures effectuées en baie et dans l'estuaire de la Seine, ont observé que la relation salinité-éléments nutritifs était linéaire sur toute la gamme des salinités rencontrées (25 à 35 PSU) en automne et hiver, et uniquement pour les salinités inférieures à 31 PSU au printemps. Les salinités inférieures à 31 PSU correspondent à la zone de l'estuaire beaucoup plus turbide (bouchon vaseux) où la consommation est réduite même en période printanière.

2.4.4. L'oxygène dissous en baie de Seine.

La consommation d'oxygène dans l'eau est principalement due à l'activité bactérienne de dégradation de la matière organique, alors que sa production est liée à la photosynthèse. L'oxygène peut donc être un indicateur de l'activité biologique du milieu. Dans les zones fortement eutrophisées où des proliférations algales massives se produisent, il peut apparaître localement des anoxies des eaux de fond catastrophiques pour la faune benthique (voir Chapitre 1.). Malgré les fortes productions phytoplanctoniques existant en baie de Seine, il est important de noter qu'aucune hypoxie importante des eaux de fond n'a jamais été mise en évidence, même à l'embouchure de la Seine (Aminot et al., 1997). La marée est un phénomène majeur en baie de Seine et les courants importants favorisant un mélange au sein de la colonne d'eau contribuent à prévenir les anoxies.

Les campagnes menées en 1978 et 1979 (Aminot et al., 1997) ont montré qu'au printemps des fortes sursaturations atteignant 160 % peuvent apparaître dans les zones où la production est forte (principalement au sud-est). Les sous-saturations apparaissent plutôt à la fin de la période productive mais la mesure n'a pas montré de pourcentage de saturation inférieur à 80 %.

2.4.5. Les populations phytoplanctoniques.

2.4.5.1. Apparition et succession des espèces.

Le Grand (1994) a établi un bilan du réseau de surveillance phytoplanctonique (REPHY) en Normandie de 1989 à 1992. De manière générale, la population phytoplanctonique est très pauvre en période hivernale et automnale et constituée en quasi exclusivité de diatomées. Les concentrations phytoplanctoniques augmentent de manière importante au printemps (bloom printanier) et se maintiennent à un niveau assez élevé en été. Les observations réalisées au cours de différentes campagnes entre 1978 et 1995 ont montré 2 situations typiques de répartition du phytoplancton en baie de Seine (Aminot et al., 1997). La première a été observée exclusivement en période printanière et est formée par un maximum de chlorophylle dans la partie centrale de la baie au-delà du panache (figure 2-13 b). La production ne se fait pas, comme on pourrait s'y attendre, dans la zone proximale du panache, la plus riche en éléments nutritifs. L'explication la plus probable de cette situation est qu'au début du printemps, les débits de la Seine peuvent encore être élevés, ce qui provoque une expulsion importante de matières en suspension estuariennes qui rendent les eaux turbides. La production se trouve ainsi réduite dans le panache et est par contre plus importante sur sa bordure. La deuxième situation classiquement observée est un gradient décroissant du sud-est vers le nord-ouest que l'on retrouve plutôt en été et en automne (figure 2-13 a). On observe également des concentrations plus élevées en baie des Veys sans doute dues aux apports d'éléments nutritifs de la Vire et de la Douve. Les concentrations en chlorophylle a varient de

0,5 à 1 µg/l en période hivernale jusqu'à plusieurs dizaines de µg/l pendant les périodes productives. Les concentrations maximales observées ont atteint 40 à 70 µg/l (Aminot et al., 1997).

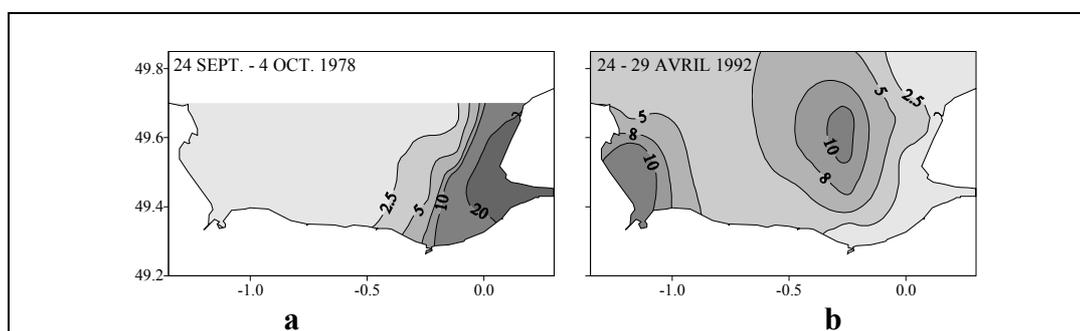


Figure 2-13 : Distributions géographiques typiques de la chlorophylle a en baie de Seine (Aminot et al., 1997).

Les espèces phytoplanctoniques sont très diverses en baie de Seine mais un certain nombre de diatomées sont dominantes (Le Grand, 1994). Il s'agit de *Navicula*, *Paralia sulcata*, *Rhizosolenia (delicatula, styliformis et stolterfothii)*, *Skeletonema costatum* et *Nitzschia*.

Les différentes espèces phytoplanctoniques se succèdent au cours de l'année. Ainsi, *Paralia sulcata* et *Skeletonema costatum* se trouvent préférentiellement en période froide en baie de Seine. Les 3 espèces de *Rhizosolenia* se succèdent, *Rhizosolenia delicatula* apparaissant au début du printemps dès que l'ensoleillement est suffisant, *Rhizosolenia styliformis* se développant à la fin du bloom printanier et *Rhizosolenia stolterfothii* succédant aux 2 autres espèces pendant l'été.

C'est pendant la période estivale qu'apparaissent les dinoflagellés en baie de Seine. Il disparaissent en automne et on ne les observe que très rarement au printemps (Le Grand, 1994).

2.4.5.2. *Dinophysis* en baie de Seine.

Les observations faites depuis 1983 montrent que, *Dinophysis cf. acuminata* se développe régulièrement en baie de Seine en concentration plus ou moins importante et notamment au niveau du terminal pétrolier d'Antifer situé au nord du Havre. C'est à cet endroit que les concentrations les plus fortes sont observées. Elles ont atteint $1.2 \cdot 10^6$ cellules/l en 1983 et $6 \cdot 10^5$ cellules/l en 1984 alors qu'elles étaient respectivement de $1.7 \cdot 10^4$ cellules/l et 9000 cellules/l sur les côtes du Calvados. En 1983, 125 cas d'intoxication alimentaire dus à la présence de *Dinophysis* ont été recensés en Normandie. Depuis 1984, les concentrations en *Dinophysis* ont fluctué selon les années mais ont quasiment toujours été supérieures à 10^4 cellules/l au niveau d'Antifer alors qu'elles restent en général inférieures à ce seuil ailleurs. Ces situations entraînent régulièrement des périodes de fermeture pour le ramassage des coquillages sur les côtes est de la baie de Seine et notamment entre le Cap de la Hève et St Valéry en Caux. La partie Ouest de la baie de Seine n'est que très rarement touchée par ce phénomène. Cependant *Dinophysis* est apparu au niveau de Barfleur en 1983, 1984 et 1988. Les fortes concentrations en *Dinophysis* au niveau d'Antifer ont fait l'objet d'études particulières afin de tenter de les expliquer (Lassus et al., 1993, Pigeon et Veret, 1988). Il faut tout d'abord noter la situation particulière du port pétrolier d'Antifer situé à une vingtaine de kilomètres au nord de l'estuaire de la Seine. Le port est constitué par une digue de plus de 3 km de long formant un demi arc de cercle orienté vers le sud (figure 2-14). Il peut ainsi constituer une zone particulière d'accumulation.

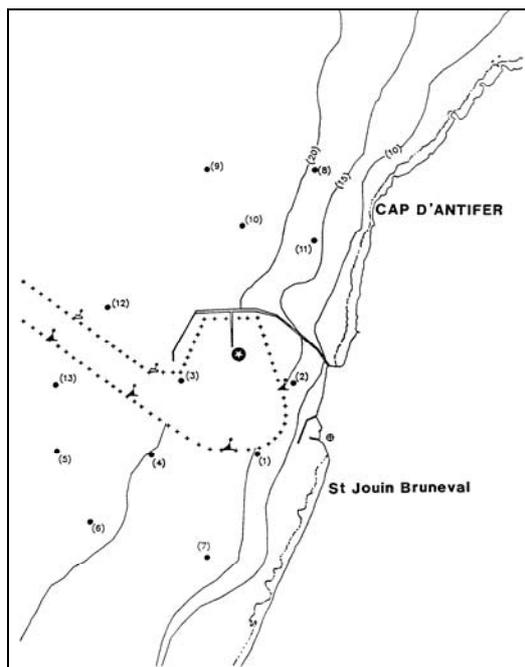


Figure 2-14 : Position du port pétrolier d'Antifer

Des observations réalisées en 1987 tendent à prouver qu'il y a effectivement des densités cellulaires plus élevées à Antifer qu'au nord et au sud de cette zone (figure 2-15). De plus, Lassus et al. (1993) ont montré qu'il existe une corrélation positive entre les fortes densités de *Dinophysis* à Antifer et des vents de secteur sud, sud-ouest qui poussent les masses d'eaux superficielles vers la côte. Dans le même temps, on trouve à Antifer des eaux plus dessalées et plus riches en nitrate et en phosphate qui ne peuvent avoir comme origine que les eaux du panache de la Seine. Tous ces paramètres pourraient ainsi expliquer les fortes densités observées spécifiquement dans cette zone.

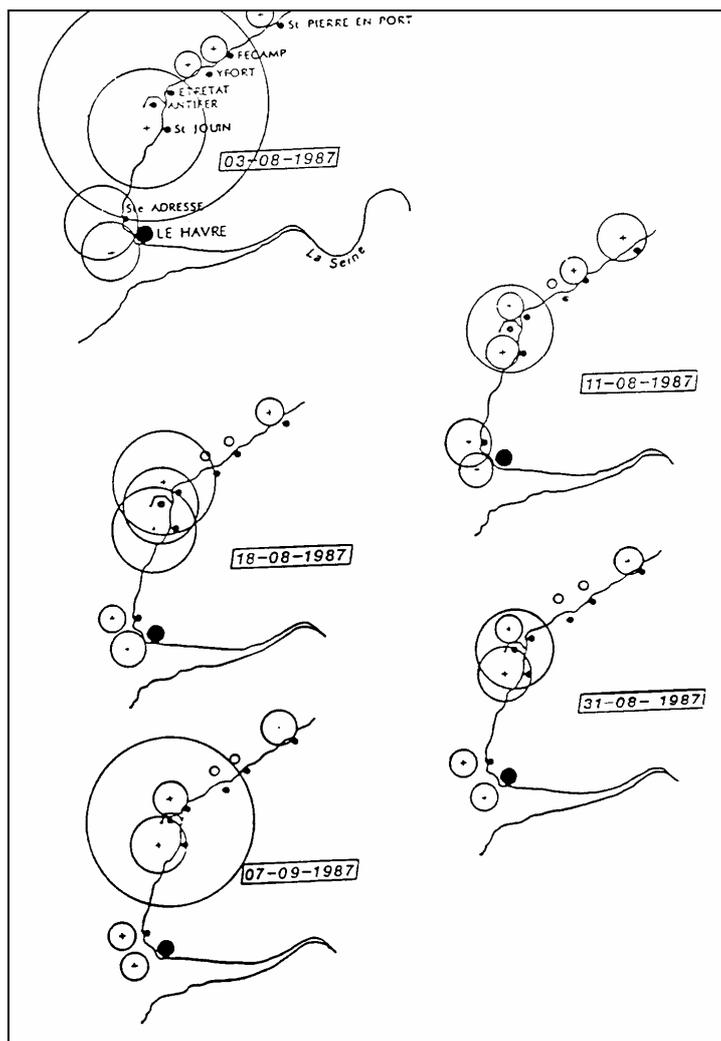


Figure 2-15 : Répartition des densités cellulaires de dinophysis entre le cap de la Hève et Antifer en 1987 (Lassus *et al.* 1993)

2.4.6. Les évolutions saisonnières en baie de Seine.

Les différents éléments nutritifs connaissent une évolution au cours de l'année qui dépend non seulement des conditions hydrologiques (débit des fleuves) mais surtout de la production biologique. Les évolutions les plus fortes seront donc observées dans la partie orientale de la baie où l'activité biologique est importante et où l'influence de la Seine est majeure. La figure 2-16 représente l'évolution des principaux sels nutritifs (N, P, Si) et de la chlorophylle a pour l'année 1983 en 2 points appartenant au Réseau National d'Observation (R.N.O.). Les stations 2 et 4 du RNO utilisées ici sont situées devant l'embouchure dans l'axe du chenal, la station 4 étant la plus à l'ouest (figure 2-16).

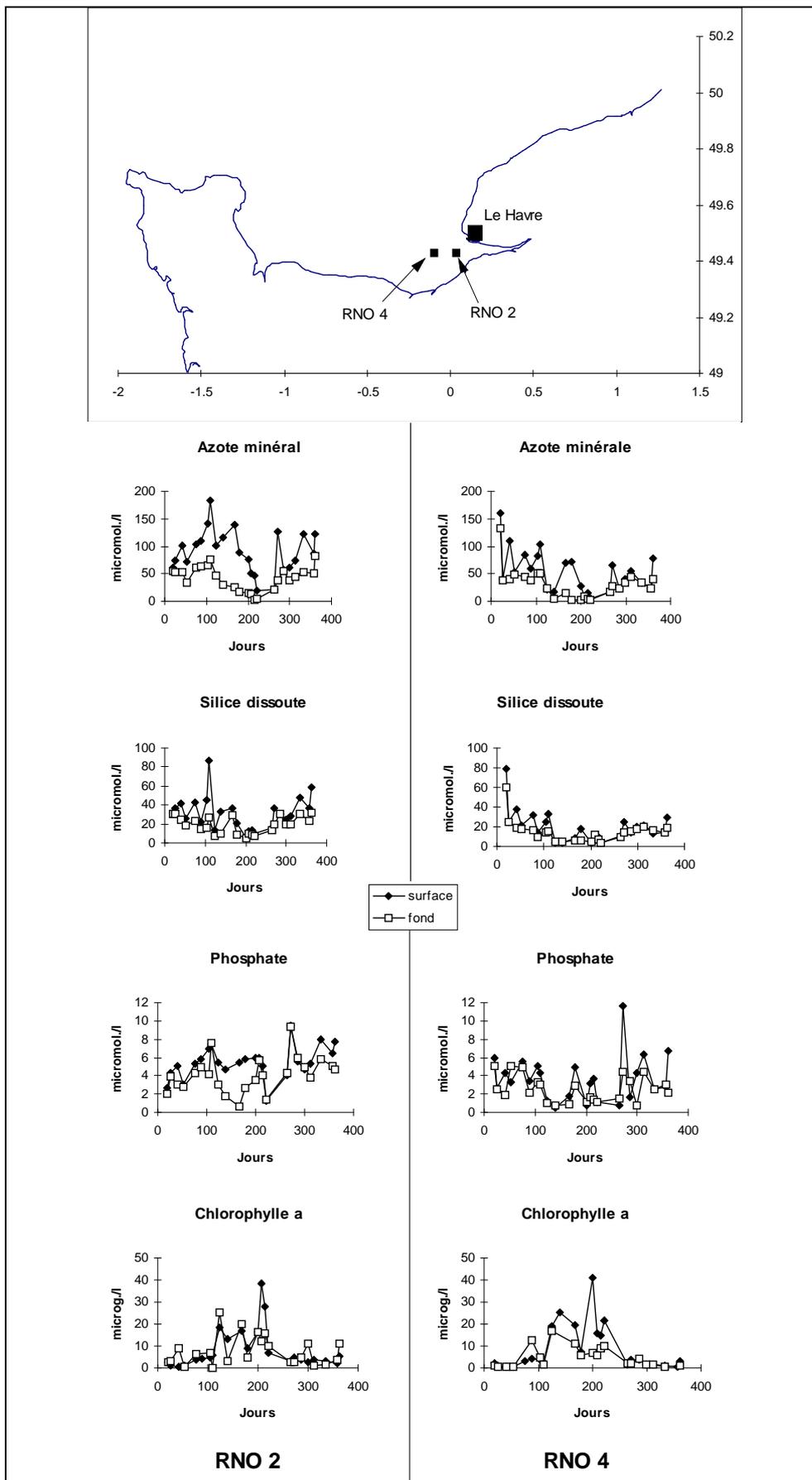


Figure 2-16 : Evolution des sels nutritifs et de la chlorophylle a aux points 2 et 4 du RNO.

On observe tout d'abord qu'il existe au point RNO 2 un gradient positif fond-surface en sels nutritifs plus ou moins important surtout dans la première partie de l'année. Cela traduit l'influence des apports des eaux moins denses et plus riches de la Seine en surface en ce point. Cette différence fond-surface est nettement moins marquée au point 4 plus éloigné. Il existe un premier bloom phytoplanctonique au printemps marqué par des concentrations en chlorophylle a qui atteignent 25 $\mu\text{g/l}$ autant en surface qu'au fond. Un deuxième bloom apparaît durant l'été, celui-là beaucoup plus important, avec des concentrations en chlorophylle a qui atteignent 40 $\mu\text{g/l}$ en surface mais qui restent inférieures à 20 $\mu\text{g/l}$ au fond. La même évolution est observée au point 2 et au point 4. Lors du bloom printanier on observe une chute des 3 sels nutritifs au point 4, qui sont consommés par le phytoplancton. La chute de la silice traduit la présence importante de diatomées. Au point 2, la chute de la concentration en sels nutritifs s'observe uniquement au fond. En surface, malgré les fortes concentrations en chlorophylle, les sels nutritifs ne montrent pas une réelle déplétion car la consommation par le phytoplancton au point 2 est en fait compensée par les apports de la Seine en surface. Les débits de la Seine (figure 2-17) sont forts au moment du bloom (1600 m^3/s) et la dessalure en surface est très marquée avec une différence de salinité surface-fond d'environ 10 PSU.

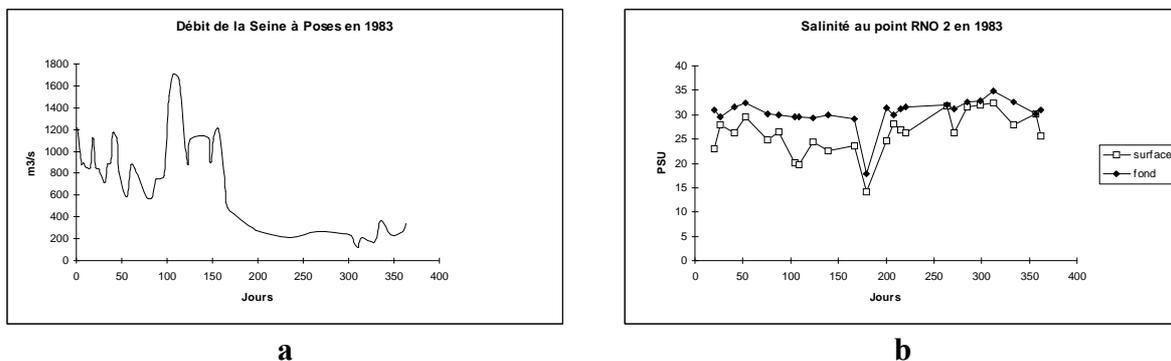


Figure 2-17 : Débit de la Seine mesuré à Poses (a) et salinité mesurée au point RNO2 (b) au cours de l'année 1983.

Lors du deuxième bloom, pendant la période estivale, il se produit cette fois une chute des concentrations en sels nutritifs au point 2. La Seine est en situation d'étiage avec un débit de l'ordre de 200 m^3/s et son influence se fait donc beaucoup moins ressentir ; la différence de salinité surface-fond n'excède pas 1 à 2 PSU. Les apports de la Seine ne peuvent donc pas compenser la consommation des sels nutritifs par le phytoplancton qui, de plus, est en concentration beaucoup plus importante que lors du bloom printanier. La période productive se termine fin septembre, début octobre avec la chute des concentrations en chlorophylle qui retombent à des valeurs de l'ordre de 1 ou 2 $\mu\text{g/l}$; dans le même temps une remontée des concentrations en sels nutritifs apparaît autant au point 2 qu'au point 4.

L'évolution des teneurs en oxygène suit la production phytoplanctonique. En hiver, en l'absence d'activité biologique, la concentration en oxygène tend vers la saturation de l'eau. A partir du printemps, en même temps que l'augmentation des concentrations en chlorophylle, on observe une augmentation des teneurs en oxygène et de fortes sursaturations dues à la forte activité photosynthétique. Enfin, à l'automne, lorsque les concentrations en chlorophylle chutent, des sous-saturations modestes apparaissent, liées à la reminéralisation de la matière organique d'origine phytoplanctonique.

La compréhension de la dynamique particulière de l'écosystème « baie de Seine » et de son évolution, nécessite la prise en compte de nombreux processus tant physiques, que chimiques ou biologiques interagissant de manière souvent complexe. De plus, ces processus concernent généralement des échelles spatiales et/ou temporelles différentes. Il est donc difficile, voir même impossible, de les considérer dans leur ensemble de manière intégrée en se basant uniquement sur un ensemble d'observations ou de mesures.

Ainsi, afin d'essayer de mieux comprendre et de hiérarchiser les mécanismes contrôlant le fonctionnement et l'évolution de l'écosystème de la baie de Seine, un modèle couplant une physique relativement fine (modèle hydrodynamique tridimensionnel) et des processus biochimiques (modèle écologique considérant le cycle des éléments nutritifs et intégrant le phytoplancton) a été développé. L'étude de l'évolution de l'écosystème en réponse à une modification hypothétique des forçages (apports terrigènes, conditions climatiques, mélange, ...) pourra également être réalisée.

3. Modélisation de l'écosystème baie de Seine

3. Modélisation de l'écosystème baie de Seine.

3.1 La stratégie de modélisation choisie

Le chapitre 2 a mis en évidence que la baie de Seine est un milieu à l'hydrodynamique complexe fortement influencée par la marée. Les forts gradients verticaux de densité existant en baie de Seine orientale, confèrent une structure tridimensionnelle à la masse d'eau qui influencent fortement la circulation (panache de surface, circulation résiduelle). Il paraît donc essentiel, afin de modéliser correctement l'écosystème, de recourir à une modélisation tridimensionnelle (3D).

Lors de l'élaboration d'un modèle, différentes possibilités sont envisageables tant dans le choix du type de maillage, que dans la technique numérique de résolution. Les choix qui ont été réalisés dans le cadre du développement de ce modèle 3D ont été principalement guidés par la contrainte « temps calcul », celle-ci devant être minimisée au maximum. En effet, l'échelle de temps de simulation qui nous intéresse est de l'ordre de l'année ; l'optimisation des durées de calcul doit permettre une utilisation plus aisée du modèle et rendre possible l'étude à la fois d'un grand nombre d'années représentatives et de différents cas particuliers ou théoriques.

Le modèle SAM-3D (Simulation d'Advection Multivariable 3D ; Cugier et Le Hir, 1998) résout les équations de Navier-Stokes en introduisant l'approximation de Boussinesq, et en appliquant l'hypothèse d'hydrostaticité sur la verticale. Il est basé sur la séparation des modes barotropes et baroclines par le couplage entre un calcul bidimensionnel horizontal permettant de résoudre la propagation des ondes de surface (marée), et un calcul tridimensionnel fournissant le champ de vitesses 3D. A ce système, est ajoutée une équation 3D d'advection/dispersion permettant de calculer le champ de concentration de tout élément dissous ou particulaire. La fermeture turbulente qui utilise le concept de viscosité et de diffusivité turbulente repose sur la théorie de la longueur de mélange. Un terme d'amortissement empirique, paramétré par le nombre de Richardson permet de prendre en compte l'effet des gradients de densité d'origine haline, thermique ou induits par les fortes charges en MES.

Le modèle permet la résolution des équations sur un maillage horizontal rectiligne orthogonal à mailles inégales qui donne la possibilité d'un raffinement plus important dans certaines zones du domaine d'étude (zones à forts gradients horizontaux comme les estuaires par exemple). Sur la verticale, il utilise un système de coordonnées réelles, permettant le découpage en couches fixes d'épaisseurs quelconques, avec positionnement exact du fond et de la surface libre. Le modèle gère l'apparition et la disparition de couches en surface générées par les variations du niveau (marée, vent). Le maillage horizontal irrégulier permet une prise en compte originale des fleuves ou rivières respectant la bathymétrie et les sections d'écoulement sans une augmentation trop importante du nombre de mailles.

Enfin, le modèle 3D prend en compte le fond sédimentaire avec une ou plusieurs couches de sédiments. Il gère les phénomènes d'érosion/dépôt ainsi que les processus de tassement, et cela pour plusieurs classes de particules si nécessaire.

Le modèle hydrosédimentaire SAM-3D est couplé à un modèle écologique représentant les principaux compartiments et processus permettant de modéliser l'écosystème de la baie de Seine (sels nutritifs, phytoplancton, zooplancton,...).

3.2. Développement du modèle hydrodynamique SAM-3D.

3.2.1. Les équations du modèle.

3.2.1.1 Les équations de Navier-Stokes.

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 par l'hypothèse d'hydrostaticité qui néglige les accélérations verticales devant l'accélération de la pesanteur et par l'approximation de Boussinesq qui néglige les variations de la masse volumique à l'exception de celles intervenant dans les termes de pression. En négligeant de plus la sphéricité de la terre et en assumant le concept de viscosité turbulente pour modéliser les tensions de Reynolds, on aboutit au système suivant :

Conservation de la quantité de mouvement :

(1)

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \cdot \frac{\partial u}{\partial x} + v \cdot \frac{\partial u}{\partial y} + w \cdot \frac{\partial u}{\partial z} = f \cdot v - \frac{1}{\rho_0} \cdot \frac{\partial P}{\partial x} + \frac{1}{\rho_0} \cdot \left[\frac{\partial}{\partial z} \left(v_z \cdot \frac{\partial u}{\partial z} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(v_{xx} \cdot \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(v_{xy} \cdot \frac{\partial u}{\partial y} \right) \right]$$

(2)

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \cdot \frac{\partial v}{\partial x} + v \cdot \frac{\partial v}{\partial y} + w \cdot \frac{\partial v}{\partial z} = -f \cdot u - \frac{1}{\rho_0} \cdot \frac{\partial P}{\partial y} + \frac{1}{\rho_0} \cdot \left[\frac{\partial}{\partial z} \left(v_z \cdot \frac{\partial v}{\partial z} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(v_{yx} \cdot \frac{\partial v}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(v_{yy} \cdot \frac{\partial v}{\partial y} \right) \right]$$

(3)

$$\frac{\partial P}{\partial z} = -\rho \cdot g$$

Equation de continuité :

(4)

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

avec u, v, w : composantes de vitesse dans les trois directions de l'espace

x, y, z : coordonnées cartésiennes orthogonales

P : pression

g : accélération de la gravité

f : paramètre de Coriolis

ρ_0 : masse volumique de l'eau

ρ : densité du fluide

$v_{(xx,yy,xy,yx)}$: viscosité turbulente horizontale

v_z : viscosité turbulente verticale

La densité de l'eau de mer dépend de la salinité, de la température et de la concentration en matières en suspension. Elle est reliée à ces 3 paramètres grâce à une équation d'état (Fofonoff, 1962) :

(5)

$$\rho = \rho_0 \cdot (1 + a \cdot S + b \cdot T + c \cdot \text{MES})$$

avec S : salinité

T : température

MES : concentration en matières en suspension. La variable MES du modèle intervenant ici ne prend en compte que le matériel minéral.

a, b, c : coefficients de la relation (a=0.0008, b=-0.00016, c dépend de la densité des particules)

L'intégration de l'équation (3) de la profondeur z jusqu'à la surface libre ζ donne :

(6)

$$P(z) = P_a + \int_z^{\zeta} \rho \cdot g \cdot dz$$

avec P_a : Pression atmosphérique

Les termes $\frac{1}{\rho_0} \cdot \frac{\partial P}{\partial x}$ et $\frac{1}{\rho_0} \cdot \frac{\partial P}{\partial y}$ des équations 1 et 2 peuvent alors être remplacés

respectivement par $\frac{1}{\rho_0} \cdot \frac{\partial P_a}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \int_z^{\zeta} \frac{\rho}{\rho_0} g dz$ et $\frac{1}{\rho_0} \cdot \frac{\partial P_a}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial y} \int_z^{\zeta} \frac{\rho}{\rho_0} g dz$, faisant ainsi apparaître la surélévation de la surface libre ζ dans ces équations.

La résolution de ce système d'équations fournit le champ de vitesse 3D (mode interne) sur toute la zone de calcul. Cependant, il nécessite la connaissance de la surélévation de la surface libre (ζ) (mode externe) ainsi que la détermination des termes de viscosité et diffusivité turbulente au moyen d'un modèle de turbulence.

3.2.1.2 Résolution du mode externe

Le mode externe fournissant la surface libre ζ , est obtenu par intégration sur la verticale des équations de Navier-Stokes. Ce système d'équations intégré, connu sous le nom de « système d'équations de St Venant », s'écrit sous la forme :

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial H \cdot U}{\partial x} + \frac{\partial H \cdot V}{\partial y} = 0 \quad (7)$$

$$\frac{\partial U}{\partial t} + U \cdot \frac{\partial U}{\partial x} + V \cdot \frac{\partial U}{\partial y} - f \cdot V = -g \frac{\partial \zeta}{\partial x} - \frac{1}{\rho_0} \cdot \frac{\partial P_a}{\partial x} - \frac{g}{H} \cdot \int_{-d}^{\zeta} \frac{\partial}{\partial x} \left(\int_z^{\zeta} \left(\frac{\rho - \rho_0}{\rho_0} \right) \cdot dz \right) dz + \frac{\tau_{sx} - \tau_{fx}}{\rho_0 \cdot H} + \nu \cdot \left(\frac{\partial^2 U}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 U}{\partial y^2} \right) \quad (8)$$

$$\frac{\partial V}{\partial t} + U \cdot \frac{\partial V}{\partial x} + V \cdot \frac{\partial V}{\partial y} + f \cdot U = -g \frac{\partial \zeta}{\partial y} - \frac{1}{\rho_0} \cdot \frac{\partial P_a}{\partial y} - \frac{g}{H} \cdot \int_{-d}^{\zeta} \frac{\partial}{\partial y} \left(\int_z^{\zeta} \left(\frac{\rho - \rho_0}{\rho_0} \right) \cdot dz \right) dz + \frac{\tau_{sy} - \tau_{fy}}{\rho_0 \cdot H} + \nu \cdot \left(\frac{\partial^2 V}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 V}{\partial y^2} \right) \quad (9)$$

où U et V sont les composantes de la vitesse intégrées sur la verticale exprimées par :

$$U = \frac{1}{H} \cdot \int_{-d}^{\zeta} u \cdot dz$$

$$V = \frac{1}{H} \cdot \int_{-d}^{\zeta} v \cdot dz$$

ζ : élévation de la surface libre

$\tau_{s(x,y)}$: frottement en surface selon la direction x et la direction y

$\tau_{f(x,y)}$: frottement au fond selon la direction x et la direction y

d : profondeur

H : hauteur d'eau = $\zeta + d$

ν : viscosité turbulente horizontale

Les équations (8) et (9) sont complétées respectivement par ajout des termes de dispersion verticale $-\frac{1}{H} \frac{\partial}{\partial x} \int_{-d}^{\zeta} (u(z) - U)^2 dz - \frac{1}{H} \frac{\partial}{\partial y} \int_{-d}^{\zeta} (u(z) - U)(v(z) - V) dz$ et $-\frac{1}{H} \frac{\partial}{\partial y} \int_{-d}^{\zeta} (v(z) - V)^2 dz - \frac{1}{H} \frac{\partial}{\partial x} \int_{-d}^{\zeta} (u(z) - U)(v(z) - V) dz$ déterminés grâce au calcul 3D.

La résolution de ce système d'équations fournit au calcul 3D la surface libre (ζ) ainsi que les vitesses moyennes intégrées sur la verticale (U et V).

Un des principaux avantages de la séparation des deux modes, est de s'affranchir en partie du faible pas de temps nécessaire au calcul du mode externe. En effet, pour un calcul explicite, le critère de stabilité de Courant Friedlich-Levy, exprimé par le rapport $\Delta x / \Delta t$, est relié à la célérité de l'onde de marée dans le cas du calcul 2D (égale à \sqrt{gh} en zone peu profonde) et à la vitesse du courant dans le cas du calcul 3D. Si on considère une profondeur moyenne de 10 m, la célérité de l'onde de marée est d'à peu près 10 m/s alors que les courants dépassent rarement 2 m/s en baie de Seine. Il peut donc exister un facteur cinq pour ce critère entre les deux modes. Ainsi, grâce à la séparation des modes, le calcul 2D est fait souvent avec le petit pas de temps qui lui est nécessaire alors que le calcul 3D, beaucoup plus couteux est fait moins souvent, le résultat étant un gain en terme de coût calcul. Cependant, cette

séparation des deux modes et en particulier le couplage entre les deux calculs qui en résulte n'est pas trivial et doit être réalisé avec précaution afin d'éviter tout problème d'ordre numérique. Cette question est abordée dans le paragraphe 3.2.3.

3.2.1.3 L'équation de transport

Afin de pouvoir modéliser le transport dans la masse d'eau de tout élément dissout ou particulaire, le système d'équations précédent est complété par une équation d'advection-dispersion de cet élément :

$$(10) \quad \frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial uC}{\partial x} + \frac{\partial vC}{\partial y} + \frac{\partial (w + w_c)C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(k_z \cdot \frac{\partial C}{\partial z} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(k_x \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(k_y \cdot \frac{\partial C}{\partial y} \right) + S - P$$

où C : concentration de l'élément dissout ou particulaire
 k_z : diffusion verticale turbulente
 k_x, k_y : diffusion turbulente horizontale selon la direction x et la direction y
 w_c : vitesse de chute pour un élément particulaire
S, P : termes sources et puits régissant l'évolution d'un élément non conservatif

3.2.1.4 Le modèle de turbulence

La fermeture turbulente est basée sur la théorie de la longueur de mélange élaborée par Prandtl (1925) (in Rodi, 1993). On fait l'hypothèse que la viscosité turbulente ν_t est reliée au gradient de vitesse verticale et à une échelle de longueur l_m caractéristique de l'écoulement et appelée longueur de mélange. On peut se représenter cette longueur comme étant représentative de la taille des tourbillons de la turbulence.

$$\nu_t = l_m^2 \times \left| \frac{\partial u}{\partial z} \right|$$

La longueur de mélange en un point de l'écoulement est souvent reliée à la distance de ce point par rapport au fond ou à la surface (in, Rodi, 1993). Ceci exprime le fait que plus on s'éloigne d'une paroi (surface ou fond), plus la taille des tourbillons peut être grande. On a ainsi :

$$l_m = \kappa \times \min(z_d, z_{\max})$$

avec κ : constante de Von Karman (=0.4)
 z_d : distance de la paroi
 z_{\max} : distance maximum à partir de laquelle l_m ne varie plus

Dans le modèle, z_{\max} est pris égal à 20 % de la hauteur d'eau.

Des forts gradients verticaux de densité ont pour conséquence d'atténuer considérablement la viscosité et la diffusivité turbulente réduisant au minimum les échanges entre les couches de densités différentes. Les estuaires et les zones de panache sont

généralement caractérisés par ce type de phénomènes et il convient donc d'en tenir compte dans la représentation du mélange vertical. Il est courant d'utiliser pour cela le nombre de Richardson de gradient, exprimant le rapport entre la stabilité induite par la stratification verticale et le processus de mélange induit par le gradient vertical de vitesse. Il s'exprime sous la forme :

$$Ri = -\frac{g}{\rho} \times \frac{\frac{\partial \rho}{\partial z}}{\left(\frac{\partial u}{\partial z}\right)^2 + \left(\frac{\partial v}{\partial z}\right)^2} \quad (11)$$

La prise en compte de l'atténuation de la turbulence par la stratification dans le terme de diffusivité verticale et de viscosité verticale se fait de manière empirique (in Rodi, 1993) :

$$v_z = l_m^2 \cdot \frac{\partial u}{\partial z} \cdot (1 + \alpha_1 \cdot Ri)^{\beta_1} + v_{z0} \quad (12)$$

$$k_z = l_m^2 \cdot \frac{\partial u}{\partial z} \cdot (1 + \alpha_2 \cdot Ri)^{\beta_2} + k_{z0} \quad (13)$$

ou v_{z0} et k_{z0} : coefficients de mélange minimum

Les coefficients α_1 , α_2 , β_1 , β_2 sont empiriques et plusieurs jeux de coefficients ont été proposés par différents auteurs, la référence restant la formulation de Munk et Anderson (1948) dont les coefficients sont :

$$\alpha_1 = -0.5 \quad \alpha_2 = -1.5 \quad \beta_1 = 10 \quad \beta_2 = 3.33$$

Une étude récente de Nunes Vaz et Simpson (1994) compare plusieurs schémas permettant de modéliser le mélange vertical. Certains schémas utilisent une formulation équivalente ou proche de celle présentée ci-dessus (Munk et Anderson, 1948 ; Pacanowski et Philander, 1981 ; Lehfeld et Bloss, 1988), d'autres sont plus compliqués (Mellor et Yamada, 1974, 1982) et font intervenir une ou des équations différentielles pour la turbulence (énergie cinétique turbulente k et longueur de mélange) ; enfin, certains sont plus simples et considèrent des constantes pour les termes de mélange (Thompson, 1980 ; Nunes Vaz et Simpson, 1994). Cette comparaison a été réalisée au moyen d'un modèle unidimensionnel vertical simulant les stratifications verticales dans le golfe Spencer (Australie du Sud) ; les résultats obtenus sont comparés à une série d'observations. Cette étude a montré de nettes différences dans les stratifications simulées selon que l'une ou l'autre des paramétrisations étaient employées. Ainsi, une des premières applications du modèle 3D a été de comparer les trois paramétrisations proches de la formulation (12) et (13) afin de déterminer la plus appropriée pour reproduire les stratifications halines de la baie de Seine orientale. Les résultats les plus satisfaisants ont été obtenus grâce aux paramètres proposés par Lehfeld et Bloss (1988) :

$$\alpha_1 = 3 \quad \alpha_2 = 3 \quad \beta_1 = -1 \quad \beta_2 = -3$$

Les paramétrisations qui s'étaient avérées les plus pertinentes dans l'étude de Nunes Vaz et Simpson étaient celle de Mellor et Yamada (1982) et Pacanowski et Philander (1981). Il

apparaît donc que, chaque zone étant différente dans sa morphologie et sa dynamique, il est prudent de tester différents jeux de coefficients afin de déterminer le mieux adapté.

Il existe des modèles de turbulence plus complexes qui prennent en compte le transport des quantités turbulentes que sont l'énergie cinétique turbulente (k), l'échelle de longueur de la turbulence (L) qui représente la taille des tourbillons, et le taux de dissipation de la turbulence (ϵ). La viscosité turbulente pouvant être reliée à k et L ou à k et ϵ , certains modèles résolvent 2 équations de transport pour k et L (Huynh-Thanh, 1990), ou pour k et ϵ (Nihoul *et al.*, 1989 ; Justesen, 1988) ; d'autres plus simples ne considèrent qu'une équation pour k et calculent L de manière analytique (Johns, 1977). Ces modèles sont plus compliqués qu'un modèle de longueur de mélange, mais représentent plus finement le phénomène physique. Dans le cas de notre étude, le choix s'est porté sur l'option la plus simple à mettre en oeuvre, et les résultats ayant montré une représentation correcte des structures (voir chapitre 4), la longueur de mélange a été conservée.

3.2.1.5 Le modèle thermique

La température est une variable essentielle de tout modèle d'écosystème. Elle a en effet un double rôle :

- d'une part elle intervient dans la cinétique des processus biochimiques,
- d'autre part elle a une incidence sur la structure de la masse d'eau et sur les échanges verticaux lors de la formation d'une thermocline.

Dans le modèle, la température est considérée comme une variable d'état advectée et dispersée au même titre que toutes les autres variables. Cependant, elle est fortement non conservative, principalement du fait des échanges thermiques qui se produisent à l'interface air-mer. Ces échanges thermiques sont pris en compte dans l'équation d'évolution de la température au travers des termes S (sources) et P (puits) de l'équation (10). Le calcul des flux de chaleur à l'interface a été repris du modèle intégral unidimensionnel de Niiler et Kraus (1977). Ils sont régis par des mécanismes de rayonnement (solaire, atmosphérique, de l'eau) ainsi que par des pertes par évaporation et convection. Ce calcul nécessite de disposer d'un certain nombre de données météorologiques :

- vitesse du vent,
- température de l'air,
- humidité relative de l'air,
- pression atmosphérique,
- nébulosité,
- durée d'insolation.

3.2.2 le maillage horizontal et vertical

L'existence de forts gradients horizontaux dans les zones de panache nécessite une résolution horizontale relativement fine, ceci afin d'éviter de complètement lisser les structures et, à terme, de mal les représenter. Par contre, dans les régions plus au large, les gradients s'atténuent et le raffinement n'apparaît plus primordial, des mailles plus grandes peuvent alors être employées sans risque important pour la qualité des résultats. Ainsi, un maillage horizontal considérant une taille irrégulière des mailles se révèle être une solution intéressante car il permet de diminuer considérablement leur nombre et préserve les performances du modèle en terme de « temps calcul ». Il existe différentes techniques de modélisation à mailles irrégulières. On peut citer la méthode des éléments finis qui permet de

définir des mailles de petite taille uniquement dans les zones d'intérêts (Frenette *et al.*, 1992 ; Robert et Quellet, 1987 ; Manoha *et al.*, 1992). Elle est très adaptée aux zones à géométrie complexe mais est très coûteuse en terme de temps calcul. La méthode des différences finies utilisant une grille curvilinéaire est également une technique permettant de définir des grilles de calcul à mailles irrégulières dans des zones à géométrie complexe (Sheng, 1990 ; Van der Kuur *et al.*, 1989 ; Johnson *et al.*, 1993 ; Blumberg et Herring, 1987). Le principal inconvénient de cette technique est qu'elle nécessite pour la résolution des équations un changement de coordonnées souvent difficile à réaliser qui va introduire des termes supplémentaires dans les équations du modèle ; cela a pour conséquence de complexifier leur résolution ainsi que la définition des conditions limites. La technique la plus classique et la plus facile à mettre en oeuvre est la méthode des différences finies utilisant une grille rectiligne orthogonale. Cependant, elle considère souvent une taille de maille régulière (Lazure et Salomon, 1991 ; Betty *et al.*, 1996) qui peut entraîner un nombre de mailles important si on veut représenter finement les structures. Afin de conserver la facilité de mise en oeuvre des grilles rectilignes orthogonales et une définition fine des structures, tout en limitant le nombre de mailles, le maillage utilisée dans le cadre de la baie de Seine est rectiligne orthogonal avec une largeur de mailles qui varie progressivement afin de permettre certains raffinements, principalement dans les zones de forts gradients horizontaux.

Le maillage horizontal irrégulier permet une prise en compte assez réaliste des rivières. En effet celles-ci peuvent être représentées simplement par un alignement de mailles de calcul (figure 3-1). Le nombre et la dimension des mailles schématisant la rivière varient indépendamment du reste du maillage. La largeur des mailles varie également le long de cet axe afin de représenter au mieux la largeur du fleuve. Associée à une bathymétrie réaliste cette approche permet de respecter les sections d'écoulement moyennes.

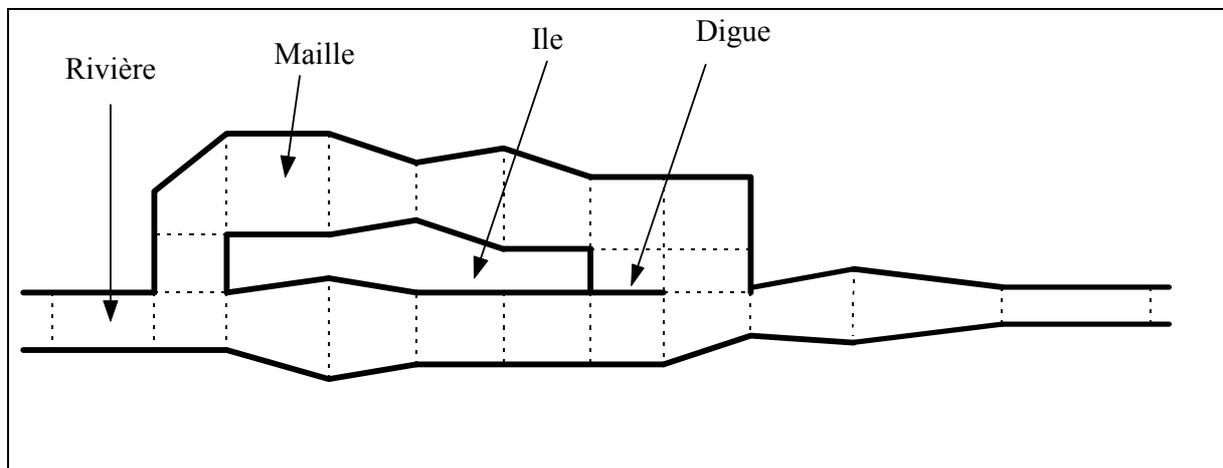


Figure 3-1 : Représentation schématique d'une rivière dans le modèle en considérant les largeurs moyennes réelles.

Le maillage vertical est formé de couches fixes d'épaisseurs inégales. Ces couches sont référencées par rapport au niveau zéro des cartes marines (niveau des plus basses mers) et sont numérotées de manière croissante du fond vers la surface (voir figure 3-4 dans le paragraphe 3.3). Le fond se positionne dans l'une quelconque des couches. De même, le niveau de la surface libre, qui varie en fonction de la marée, se positionne entre les couches fixes de surface. Le nombre total de couches pris en compte en un point du maillage horizontal dépend à la fois de la position du fond et de celle de la surface ; ce nombre de couches varie ainsi au cours du temps du fait de la variation de la surface libre.

3.2.3 Les conditions limites du modèle

De manière générale, on peut distinguer les limites « latérales » du domaine, c'est à dire les limites marines et terrestres, et les limites « horizontales » formées par la surface et le fond.

Conditions limites en surface :

- Une formulation classique exprimant la tension de frottement en surface due au vent est utilisée tant dans le calcul 2D que dans le calcul 3D :

$$(\tau_{sx}, \tau_{sy}) = \rho_a \cdot C_{da} \cdot \sqrt{W_x^2 + W_y^2} \cdot (W_x, W_y) \quad (14)$$

ou ρ_a : densité de l'air

W_x, W_y : composantes de vitesse du vent selon les directions x et y (m/s) à 10 m au dessus de la surface

C_{da} : coefficient de frottement déterminé selon la formule de Garratt (in Weiyan, 1992)

$$C_{da} = (0.75 + 0.067 \times W) \times 10^{-3} \quad W : \text{vitesse du vent (m/s)}$$

- Pour le calcul 3D, la vitesse verticale en surface est donnée par :

$$w_s = \frac{\partial \zeta}{\partial t} \quad \text{ou } \zeta : \text{élévation de la surface libre}$$

A la surface, les termes d'échange air-mer intervenant dans l'équation d'évolution de la température, sont calculés (paragraphe 3.2.1.5) et imposés dans l'équation d'advection-dispersion. Mis à part les échanges thermiques, aucun autre échange n'est pris en compte à l'interface (précipitation, évaporation, apports d'éléments dissous ou particuliers).

Conditions limites au fond :

- Le frottement au fond est imposé. Cependant, deux approches différentes sont considérées selon qu'il s'agit du calcul 2D ou du calcul 3D.

Pour le calcul 3D, la tension de frottement est calculée en se basant sur l'hypothèse de profil logarithmique de vitesse entre le fond et le centre de la maille de fond :

$$\tau_{f(x,y)} = \rho \cdot \kappa^2 \cdot \frac{\sqrt{u_f^2 + v_f^2} \cdot (u_f, v_f)}{\ln^2\left(\frac{z}{z_0}\right)} \quad (15)$$

ou u_f, v_f : composantes de vitesse à la cote z

z : hauteur au dessus du fond (1/2 épaisseur de la maille de fond)

z_0 : coefficient de rugosité

κ : constante de Karman

Pour le calcul 2D, la tension de frottement est exprimée selon une formulation de Strickler :

$$\tau_{2D(x,y)} = \rho \cdot \frac{g \cdot \sqrt{U^2 + V^2} \cdot (U, V)}{k^2 \cdot H^{1/3}} \quad (16)$$

ou U, V : composantes de la vitesse intégrée sur la verticale
k : coefficient de Strickler
H : hauteur d'eau totale.

Cependant cette différence dans la manière de considérer le frottement au fond entre le calcul 2D et le calcul 3D disparaît au moment du couplage entre les deux modèles. En effet, si le modèle 2D fournit les surélévations ζ au modèle 3D, les frottements de fond calculés par le modèle 3D se substituent au frottements du calcul 2D. Cette opération est détaillée dans le paragraphe 3.2.3.

- La vitesse verticale au fond dans le modèle 3D est nulle : $W_f=0$

Conditions limites marines :

Le niveau de la surface libre est calculé grâce à la formule de composition harmonique proposée par le Service Hydrographique et Océanographique de la Marine (S.H.O.M., 1998) et imposé le long de la limite marine. Cette formule permet de calculer la hauteur d'eau à n'importe quel instant en tout point où les composantes harmoniques principales de la marée (amplitudes et phases) sont connues. La seule donnée d'entrée est la date (jour, mois, année et heure) :

$$\zeta(t) = Z_0 + \sum_i \sum_j A_{ij} \cdot \cos(q_{ij}t + v_{0ij} - G_{ij}) \quad (17)$$

ou ζ : niveau de la surface libre
t : temps
i : indice relatif au type de l'onde
j : indice relatif à la période de l'onde
 Z_0 : niveau moyen de la surface libre
 A_{ij} : amplitude des ondes élémentaires
 G_{ij} : phase des ondes élémentaires
 q_{ij} : vitesse angulaire des ondes élémentaires
 v_{0ij} : valeur de l'argument astronomique pour $t=0$.

Il suffit que les composantes harmoniques principales de la marée soient disponibles en un certain nombre de points de la limite du modèle pour que le niveau de la surface libre à n'importe quel instant puisse être calculé en ces points. Les autres points de la limite sont simplement interpolés de manière linéaire. On dispose ainsi d'une condition en hauteur d'eau pour toutes les mailles limites marines.

Les concentrations de chaque variable sont imposées aux limites marines. Lorsque le flux sur la limite est entrant, la concentration imposée est utilisée ; par contre lorsque le flux est sortant, les concentrations calculées dans les mailles limites sont advectées en dehors de la grille de calcul.

Conditions limites terrestres :

A leur limite amont, le débit des fleuves est imposé. Ils peut être imposé constant ou variable à partir de fichiers de mesures. Les valeurs des différentes variables modélisées sont également imposées aux limites fluviales.

Aux limites terrestres, les composantes normales de vitesse, la viscosité et la diffusivité sont nulles.

Dans les rivières, un frottement latéral est déterminé et ajouté au frottement 3D de fond. Le frottement latéral est calculé grâce à une formulation quadratique de la forme :

$$\tau_{\text{lat}_z} = K_{\text{lat}_z} \times \sqrt{u_z^2 + v_z^2} \times (u_z, v_z) \quad (18)$$

ou τ_{lat_z} : frottement latéral à la côte z

K_{lat_z} : coefficient de frottement laréral à la cote z

u_z, v_z : composantes de la vitesse à la cote z, selon la direction x et y.

De manière générale, les rivières étant représentées par une ligne de mailles (cf 2.3.2), une seule des composantes de vitesse est utilisée. Le coefficient de frottement latéral K_{lat_z} est déterminé de telle sorte que la somme du frottement latéral total et du frottement de fond 3D soit égale au frottement du calcul 2D, c'est-à-dire :

$$\tau_{2D(x,y)} = \tau_{f(x,y)} + \sum_z \tau_{\text{lat}_z}$$

Ce calcul est fait en considérant une hauteur d'eau moyenne sur toute la longueur de la Seine.

3.2.4 les variables forçantes

Les variables forçantes du modèle sont constituées par les variables déjà citées et utilisées pour calculer les flux de chaleur du modèle thermique. On doit y ajouter la direction du vent et le débit des fleuves.

3.2.5 le couplage entre le calcul 2D et le calcul 3D

Le calcul 2D fournit les niveaux de la surface libre en chaque maille permettant au module 3D de calculer les champs de vitesse u, v, w ainsi que le frottement au fond selon l'équation (15). Afin d'avoir un vrai modèle 3D, le frottement au fond provenant du calcul 3D (τ_{f3D}) et le frottement latéral (τ_{lat}) se substituent de manière explicite au frottement 2D (τ_{2D}) des équations de St Venant (Lazure et Salomon, 1991). Les termes de dispersion verticale ainsi que les termes de gradients de densité provenant du calcul 3D sont également intégrés dans le calcul 2D.

Le frottement est normalement calculé de manière semi-implicite dans la résolution des équations de St Venant. Afin de conserver la fraction implicite du terme de frottement 2D qui stabilise la résolution du module 2D, le frottement est calculé de la façon suivante :

$$\tau_{\text{coupl}} = (0.5 \times ((\tau_{2D_impl})_{t=t1} + (\tau_{2D_expl})_{t=t1}) - (\tau_{2D_expl})_{t=t1}) + (\tau_{f3D} + \tau_{\text{lat}})_{t=t0} \quad (19)$$

ou $t1$: temps au moment du calcul 2D

$t0$: temps au moment du dernier calcul 3D

τ_{coupl} : formulation explicite du frottement dans le 2D résultant du couplage
 τ_{2D_impl} : formulation implicite du frottement calculée par le 2D
 τ_{2D_expl} : formulation explicite du frottement calculée par le 2D
 τ_{3D} : formulation explicite du frottement de fond calculée par le 3D
 τ_{lat} : formulation explicite du frottement latéral calculée par le 3D.

Grâce au couplage, c'est essentiellement le frottement 3D qui intervient dans toutes les équations autant 2D que 3D. Dans le cas où aucun couplage n'est réalisé, le modèle n'est pas réellement 3D. On parle alors de modèle quasi-3D.

Il est possible d'avoir un couplage intermédiaire en pondérant les différents termes du frottement dans le mode externe. Ainsi, dans le secteur représentant la Seine, il y a seulement un semi-couplage, les frottements 2D et 3D intervenant chacun pour moitié dans le frottement de total. Il a été vérifié que cela n'avait aucune incidence sur les résultats et permettait d'augmenter les pas de temps de calcul. Dans la Seine, le frottement est largement plus important que dans tout le reste du domaine et l'influence sur la stabilité du calcul est donc plus importante. Le frottement latéral dans cette zone joue également un rôle bien plus important que partout ailleurs. Il est déterminé à partir du frottement 2D et du frottement 3D de fond pour une hauteur d'eau moyenne. Ainsi, un écart dans la détermination du frottement total pour les 2 types de calcul (2D et 3D) est possible au cours de la marée et selon la position dans la Seine. La prise en compte d'un semi-couplage s'est avérée performante pour augmenter la stabilité du modèle dans cette zone et préserver le pas de temps. Dans tout le reste de la zone modélisée, le couplage est toujours total.

En début de simulation, le couplage n'est réalisé qu'au bout de quelques heures afin de s'éloigner des conditions initiales (vitesses nulles, élévation constante sur toute la zone, ...), et laisser le calcul 2D et le calcul 3D se stabiliser numériquement.

Concrètement, pour le modèle baie de Seine, compte tenu du maillage utilisé et des contraintes numériques, le pas de temps du calcul 2D est de 40 secondes alors que celui du calcul 3D (hydrodynamique et advection-dispersion) est de 200 secondes. Ainsi le calcul 3D, coûteux en temps, est réalisé cinq fois moins souvent que le calcul 2D.

3.2.6 le schéma numérique de résolution

La résolution de l'ensemble des équations différentielles utilise la technique des différences finies.

Pour le calcul 2D hydrodynamique, le schéma numérique de résolution est de type A.D.I. (Implicite en directions alternées, Leenderste et Gritton, 1971). Cette technique entraîne une scission du pas de temps, utilisant pour la cote de la surface libre et les composantes de la vitesse des expressions, soit explicites, soit implicites qui augmentent la stabilité du schéma et conduisent à la résolution de matrices tridiagonales classiques. Pour le calcul hydrodynamique 3D, un schéma implicite sur la verticale est utilisé.

La résolution des équations d'advection-dispersion 3D se déroule en deux étapes. Tout d'abord des flux horizontaux dans les directions x et y sont calculés pour chaque maille, à chaque pas de temps et à chaque couche de la colonne d'eau. Pour cela, une méthode explicite utilisant l'algorithme de Bott (1989) est utilisée. C'est un schéma d'advection conservatif et défini positif : la technique utilise la méthode d'ajustement polynomiale définie par Crowley (1968) qui consiste à normaliser et à limiter le flux advectif par des valeurs limites supérieures et inférieures. Pour la résolution des équations de ce modèle, un schéma d'ordre 2 est considéré. Le calcul des flux horizontaux dans les mailles de surface est réalisé en intégrant la possibilité que deux mailles de surface voisine peuvent appartenir à deux niveaux différents

du fait de la variation de la surface libre. Enfin, une fois que les flux horizontaux sont calculés, la résolution complète des équations d'advection-dispersion est faite en utilisant un schéma implicite sur la verticale conduisant à la résolution d'une matrice tridiagonale.

La grille de calcul horizontale est de type « Arakawa C » (Arakawa et Lamb, 1977) caractérisée par un décalage des points de calcul de la surface libre ζ et des composantes de vitesse u et v (figure 3-2). Chaque maille est caractérisée par deux profondeurs (h_x et h_y) qui représentent des seuils pour l'écoulement dans les directions x et y respectivement. Selon Cheng et al. (1993), cette technique permet une résolution supérieure de 30 % à celle obtenue lorsque les profondeurs sont définies au centre des mailles. Les composantes horizontales de vitesse 2D (U et V) ainsi que les profils verticaux de vitesse (u_z et v_z) sont calculés respectivement aux points h_x et h_y . Ceci est particulièrement intéressant pour la représentation des zones découvrantes. En effet, si dans une maille, une des deux profondeurs h_x ou h_y devient nulle, les vitesses et donc les flux dans cette direction sont nuls également. Le niveau de la surface libre est calculé au centre de chaque maille dans le calcul 2D. Dans l'espace 3D, les concentrations sont également calculées au centre de chaque maille. Par contre, les vitesses verticales sont positionnées au centre des « plafonds » des mailles. Enfin, les profils de viscosité N_z se trouvent aux points h_x et h_y alors que les profils de diffusivité K_z sont situés au centre des mailles.

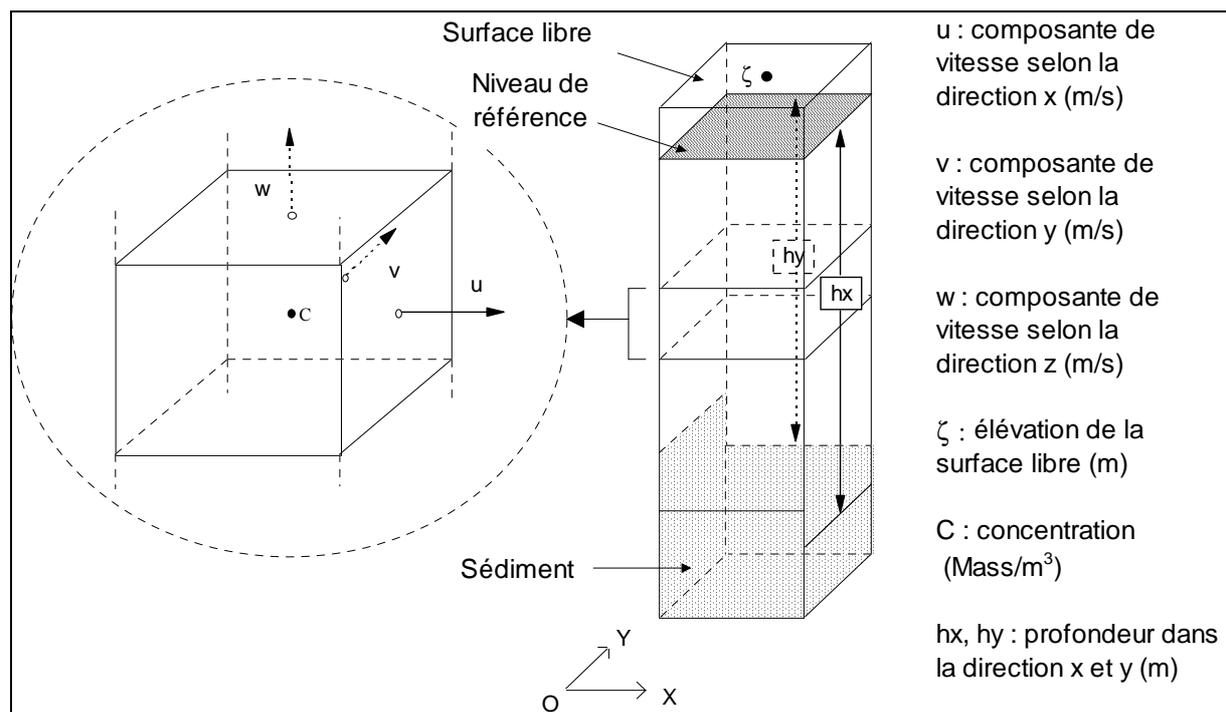


Figure 3-2 : Représentation schématique de la dimension verticale dans le maillage et position des différents points de calcul.

3.3 Implantation du modèle en baie de Seine.

3.3.1 La bathymétrie

La bathymétrie de la baie de Seine a été fournie en grande partie par l'E.P.S.H.O.M. (Etablissement Principal du Service Hydrographique et Océanographique de la Marine) sous forme de fichiers informatiques comportant les sondes et leurs coordonnées. Cependant, la

zone entre le rivage et l'isobathe 20 mètres était peu ou pas représentée (Baie des Veys, côte du Calvados) et à été digitalisée à partir des cartes marines du S.H.O.M.

Cette bathymétrie a été traitée grâce au logiciel TRISMUS de l'IFREMER. Ce logiciel permet de générer des Modèles Numériques de Terrain (MNT) à partir de données de sondeurs multifaisceaux. La bathymétrie brute de la baie a été fournie en entrée du programme, et le logiciel a généré une grille régulière interpolée d'espacement 250 m sur toute la baie. La grille variable présentée au chapitre suivant (figure 3-3) a ensuite été obtenue en s'appuyant sur cette grille fine régulière.

Les données concernant l'estuaire de la Seine (bathymétrie et largeurs) ont, quant à elles, été obtenues auprès du Port Autonome de Rouen (P.A.R.).

3.3.2. Le maillage

Le maillage est représenté sur la figure 3-3. La zone modélisée s'étend de Cherbourg à l'ouest, jusque St Valéry-en-Caux à l'est, et remonte au nord jusqu'au milieu de la Manche, englobant ainsi largement la baie de Seine.

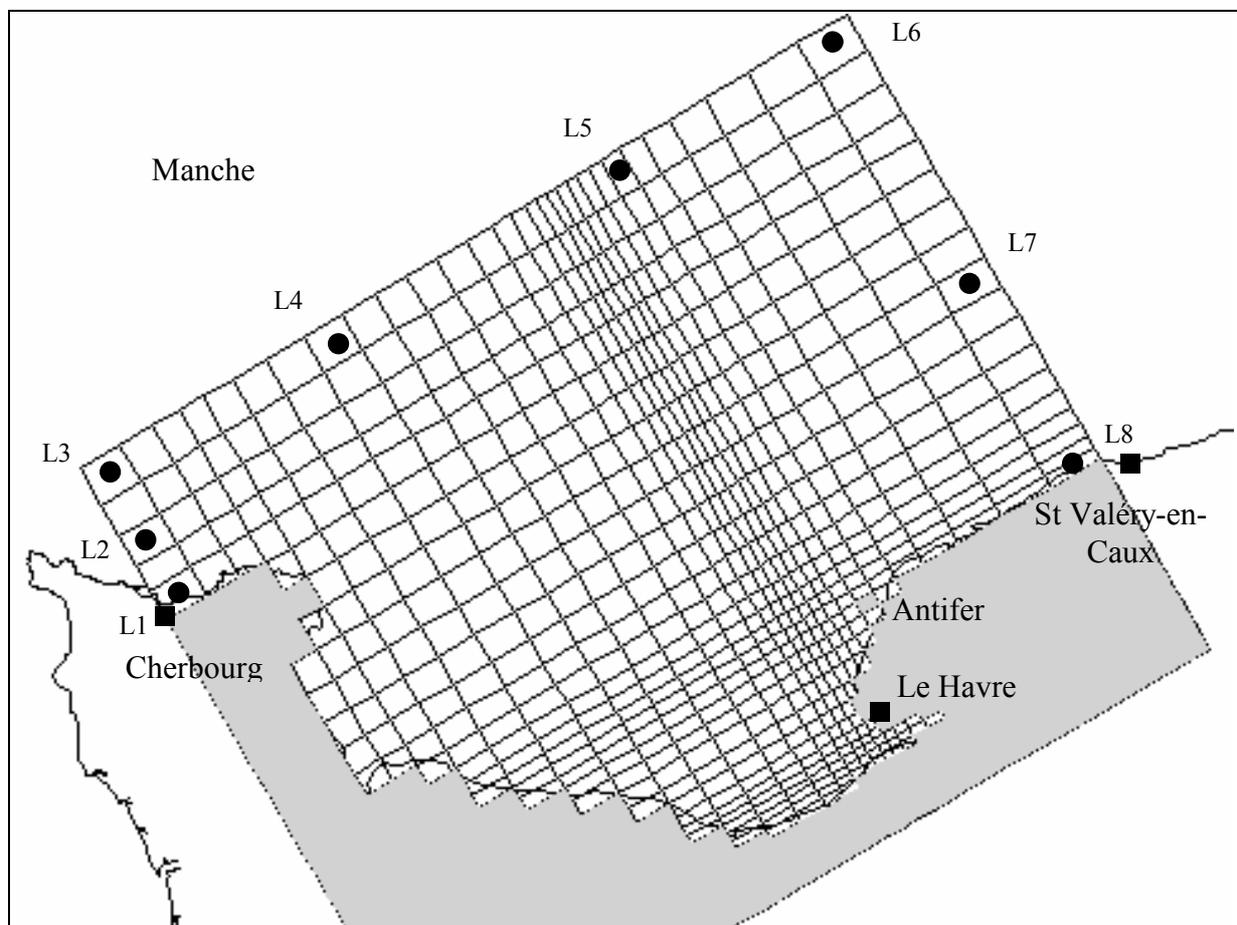


Figure 3-3 : Maillage horizontal irrégulier de la baie de Seine et position des points (L1 à L8) servant au calcul des hauteurs d'eau à la limite marine du modèle.

Les limites du modèle ont volontairement été repoussées bien au delà de la baie, loin des principaux gradients, afin de faciliter l'établissement des conditions limites notamment les concentrations entrant dans le domaine. De la même manière, l'extension vers le nord s'explique par la volonté d'englober le tourbillon de Barfleur dans la modélisation. L'origine des mailles est placé en bas à gauche et leur numérotation se fait selon un axe y vers le nord-

ouest et un axe x vers le nord-est. Le maillage n'est pas orienté selon l'axe est-ouest mais incliné de 30° (figure 3-3). Cette inclinaison du maillage a été motivée par deux raisons :

- d'une part, cela permet à la limite est du maillage d'être perpendiculaire à la côte du Pays de Caux, et donc à la direction principale des échanges dans cette zone. La détermination des conditions aux limites en est ainsi largement facilitée.

- d'autre part cette orientation permet un raffinement du maillage au niveau du panache en limitant le nombre de petites mailles selon la direction x, la plupart d'entre elles se retrouvant « à terre » (voir figure 3-3).

Le raffinement le plus important concerne le panache où la taille des mailles est de l'ordre du kilomètre. Cette taille augmente progressivement en s'éloignant de cette zone pour atteindre au maximum 7.5 km dans la partie nord. Selon la direction x, la largeur des mailles a toutefois été augmentée avec modération à hauteur de la baie des Veys et de Barfleur afin de ne pas trop lisser les structures existantes (tourbillon résiduel, panache de la baie des Veys).

La Seine est représentée par un alignement de mailles de calcul permettant une représentation de la Seine jusqu'à la limite amont de propagation de la marée située au barrage de Poses. La largeur variable des mailles pour représenter au mieux la largeur du fleuve et la bathymétrie réaliste de la Seine a permis de reproduire correctement la propagation de l'onde de marée de l'embouchure jusqu'à Poses (voir chapitre suivant sur la validation du modèle).

Pour ce qui est du maillage vertical (figure 3-4), les couches situées en surface sont plus fines (deux mètres) afin de représenter au mieux les gradients de densité (thermiques mais surtout halins) qui peuvent apparaître dans la baie. L'épaisseur des couches augmente progressivement de la surface vers le fond pour atteindre au maximum une quinzaine de mètres. Les couches de fond les plus épaisses ne concernent que les zones du large où la profondeur dépasse 45 mètres.

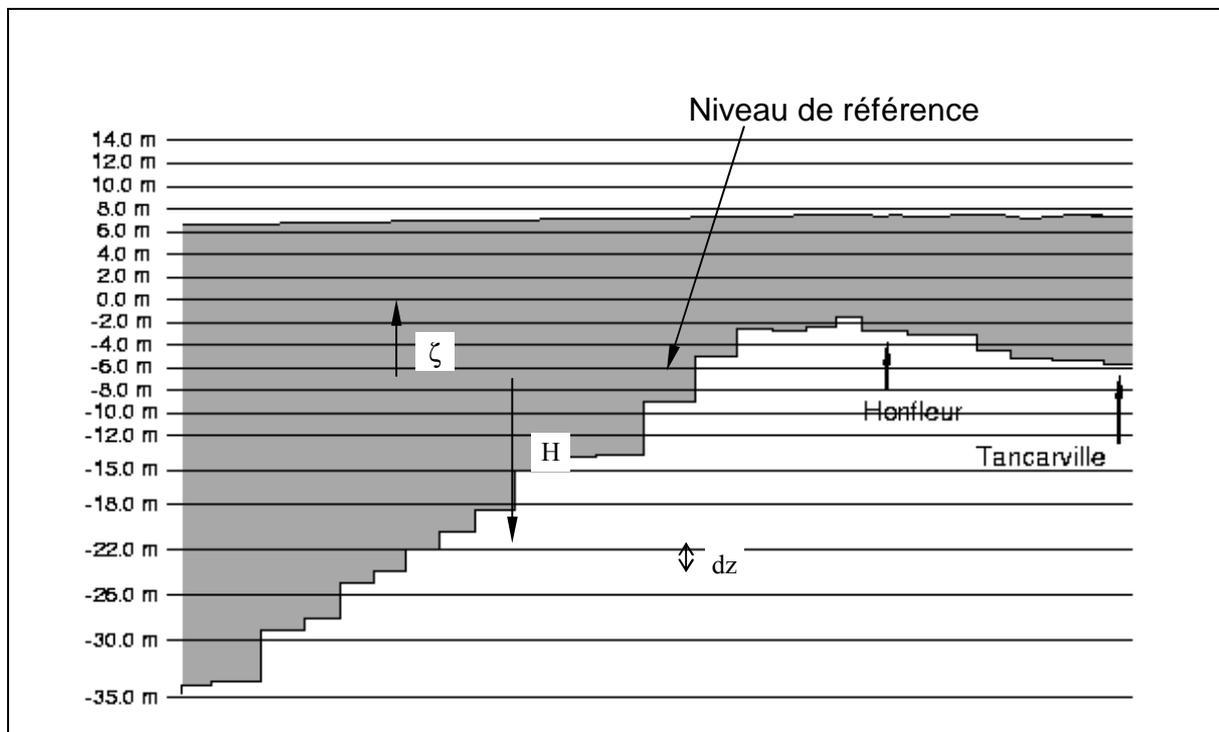


Figure 3-4 : Coupe verticale depuis Tancarville jusqu'au milieu de la baie permettant de visualiser le découpage en couches. H : profondeur par rapport au niveau de référence ; ζ : niveau de la surface libre par rapport au niveau de référence ; dz : épaisseur des mailles selon la direction verticale.

3.3.3 Les conditions limites du modèle hydrosédimentaire

Aux limites marines, les composantes harmoniques principales permettant de calculer la marée sont disponibles en huit points de la limite (L1 à L8 sur la figure 3-3). Pour chacun de ces points, 25 composantes sont utilisées. Elles ont été ou mesurées, ou calculées grâce au modèle de la plaque tournante de Grenoble (Chabert et Le Provost, 1979). Une évolution annuelle moyenne de la température et de la salinité est également imposé à cette limite marine alors que la concentration en matière en suspension est fixée constante égale à 0.5 mg/l.

Aux limites terrestres, la Seine est représentée dans le maillage jusque Poses. Les débits ainsi que la température et les matières en suspension mesurés à Poses sont imposés dans la dernière maille de la Seine représentant ce point. Ces données ont été obtenues auprès de la Cellule Antipollution de la Seine. De la même manière, les débits ainsi que la température et la concentration en matière en suspension mesurés pour l'Orne, la Vire et la Douve sont imposés dans les mailles côtières où se jettent ces rivières. Ces mesures proviennent de la Direction Régionale de l'Environnement et de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie.

Les données météorologiques nécessaires au modèles ont été obtenues auprès de la station Météo-France du Cap de la Hève à proximité du Havre. Elles sont appliquées uniformément sur toute la zone.

3.4 Couplage avec un modèle sédimentaire

La prise en compte du sédiment dans la modélisation écologique s'avère souvent essentielle. En effet, il peut jouer un rôle important de stockage d'éléments sous formes minérales, détritiques ou adsorbées pouvant représenter une source potentielle d'éléments nutritifs pour la colonne d'eau. De plus, les sédiments contribuent à la turbidité générale de la colonne d'eau lors des remises en suspension, et influencent ainsi la production phytoplanctonique. Ceci est particulièrement vrai dans les zones côtières où les profondeurs sont faibles, ainsi que dans les zones de fortes accumulations que sont les bouchons vaseux en estuaire.

La formulation multi-variable de l'équation d'advection-dispersion permet de prendre en compte le transport de plusieurs variables particulières et donc plusieurs classes de particules. Il est ainsi possible de considérer des particules ayant des densités et donc des vitesses de chute différentes. Le modèle sédimentaire utilisé est repris de celui développé par Brenon (1997), qui a permis de modéliser la dynamique des sédiments fins dans l'estuaire de la Seine. Le détail de ce modèle n'est pas donné ici et seules les principales caractéristiques sont rappelées.

Le matériel particulaire sédimentaire est advecté et dispersé dans la colonne d'eau (équation (10)). Il peut se déposer au fond et créer ainsi des couches sédimentaires. Si les conditions hydrodynamiques le permettent, il pourra être érodé et retourner à la colonne d'eau.

La loi d'érosion est décrite par la formule de Partheniades et exprime le flux d'érosion E ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) de la façon suivante :

$$E = k \times \left(\frac{\tau}{\tau_{ce}} - 1 \right) \quad \text{si } \tau \geq \tau_{ce} \quad (20)$$

$$E = 0 \quad \text{sinon}$$

où τ : frottement au fond
 τ_{ce} : tension critique d'érosion
 k : taux d'érosion ($\text{kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$)

k et surtout τ_{ce} sont dépendant de l'état de consolidation du fond sédimentaire.

Le flux de dépôt D ($\text{kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) est exprimé selon la formulation de Krone :

$$D = W_s \times C \times \left(1 - \frac{\tau}{\tau_{cd}} \right) \quad \text{si } \tau_{cd} \geq \tau \quad (21)$$

$$D = 0 \quad \text{sinon}$$

où τ : frottement au fond
 τ_{cd} : tension critique de dépôt
 W_s : vitesse de chute du matériel particulaire (m.s^{-1})
 C : concentration du matériel particulaire dans l'eau

Ces deux termes interviennent respectivement comme source et puit dans l'équation d'advection-dispersion (10). Les processus de floculation ne sont pas considérés dans le modèle, si ce n'est à travers une vitesse de chute élevée.

Les couches sédimentaires formées par dépôt sont gérées au travers d'un modèle multi-couches unidimensionnel vertical de consolidation. Seuls les mouvements verticaux dans le sédiment sont pris en compte et s'expriment sous forme de sédimentation lente des particules, compensée par un mouvement ascendant de la phase liquide (expulsion d'eau interstitielle).

La discrétisation verticale du sédiment est formé de couches d'épaisseurs maximales fixées, éventuellement inégales. Le modèle résout une équation de conservation de la masse dans le sédiment pour chaque variable particulaire à chaque maille de la grille 3D :

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial V_s \cdot C}{\partial z} = 0 \quad (22)$$

où V_s : vitesse de sédimentation
 C : concentration dans le sédiment

Un calcul de vitesse d'échange d'eau interstitielle est réalisé avant un calcul d'advection-dispersion des variables dissoutes.

La tension critique d'érosion τ_{ce} est une fonction empirique de la concentration du sédiment en surface.

$$\tau_{ce} = a \times C^b \quad (23)$$

où a et b sont des coefficients empiriques

Le nombre de couches et l'épaisseur de la couche de surface va varier en fonction des processus d'érosion, dépôts et consolidation.

Les calculs de consolidation, nécessaires à la gestion du sédiment sont performants dans le cadre d'un modèle unidimensionnel vertical mais peuvent rapidement devenir pénalisants pour le modèle général lorsqu'ils sont répétés en chaque maille du maillage horizontal. Ainsi, afin de préserver les performances du modèle 3D, le choix a été fait de ne pas réaliser le calcul de tassement du sédiment. Le matériel particulaire, en se déposant, forme une ou plusieurs couches de sédiment dont la concentration reste constante. Le seul mouvement vertical considéré dans le sédiment est lié à la diffusion de la phase liquide sous l'effet des gradients de concentrations. L'épaisseur maximale des couches de sédiment a été fixée dans le modèle à 2 mm, et la concentration constante du sédiment déposé a été choisie égale à 500 g/l.

Deux classes de particules sont modélisées. La première représente des particules très légères ayant une vitesse de chute faible. Ces particules amenées par les fleuves (principalement la Seine) sont donc advectées et dispersées plus vite qu'elles ne se déposent. Elles contribuent à représenter la turbidité générale de la baie. La seconde classe est formée de particules plus lourdes ayant une vitesse de chute plus forte, ce qui limite leur advection. Ces dernières particules sont utilisées dans le modèle pour représenter le bouchon vaseux de l'estuaire de la Seine. Elle sont introduites dans le modèle en condition initiale sous la forme d'un stock déposé dans le chenal entre Honfleur et Tancarville, donc rapidement érodé par les courants de marée. La masse de ce stock est de 400 000 tonnes, ce qui représente la masse du bouchon vaseux estimée par Avoine (1981) en étiage. Sous l'effet de l'asymétrie de la marée et des courants résiduels de densité, ainsi que grâce à leur forte vitesse de chute qui limite leur advection horizontale, ces particules en suspension forment rapidement un bouchon vaseux et oscillent dans l'estuaire et y restent en grande partie confinées.

Le tassement n'étant pas pris en compte, la concentration du sédiment déposé reste constante et égale 500 g/l, ce qui en fait un sédiment relativement facile à éroder. Si toute la baie est tapissée par une ou plusieurs couches de ce sédiment en condition initiale, la remise en suspension liée aux conditions hydrodynamiques risque d'être grandement surestimée, rendant la turbidité du milieu trop forte. Ainsi, dans toute la baie, la condition initiale considère un fond rigide sans couche de sédiments. Les couches dans la baie se forment, au cours de la simulation, par dépôt du matériel en suspension. Elles sont donc localisées directement dans les zones préférentielles de dépôt.

3.5. Couplage du modèle physique avec un modèle écologique.

3.5.1. Couplage au sein du logiciel ELISE.

ELISE est un Environnement Logiciel Interactif pour la Simulation d'Ecosystèmes développé à l'IFREMER par Alain Ménesguen (Mènesguen, 1991) et porté sous environnement UNIX/Xwindow/MOTIF par la société CAP GÉMINI de Brest. Le but principal d'ELISE est de fournir un outil convivial et interactif permettant la modélisation d'écosystème aquatique. Un canevas prédéfini formé de fenêtres avec menus déroulants permet de guider l'utilisateur dans la saisie des conditions initiales et des conditions limites (rejets, forçage météorologique), ainsi que dans l'élaboration et l'écriture de la partie biologique des équations différentielles. La dynamique physique de l'écosystème modélisé (advection-dispersion, stratification thermique ou haline) reste transparente à l'utilisateur et est gérée automatiquement par le logiciel. Jusqu'à présent, la modélisation physique était réalisée à partir d'un découpage compartimental des zones géographiques étudiées. Ce découpage en boîtes est fait interactivement à l'écran par l'utilisateur. Les flux d'eau entre les boîtes sont déterminés à partir de champs de courants résiduels calculés à l'aide d'un modèle 2D à mailles fines et la conservativité des flux est assurée par le logiciel. L'utilisateur peut également choisir de simuler une cline d'origine thermique et/ou haline qui engendrera un découpage automatique des boîtes sur la verticale en deux couches (Hoch, 1995). Le logiciel permet enfin la visualisation spatiale 2D ou la visualisation temporelle des résultats.

ELISE sous sa version compartimentale a permis l'étude de nombreux écosystèmes dans des zones géographiques variées : rade de Brest (Le Pape, 1995), Manche (Hoch, 1995), baie de Seine (Mènesguen *et al.*, 1995, Guillaud et Ménesguen, 1998), baie de Lannion (Mènesguen, 1992), bassin de Marennes Oléron (Raillard et Ménesguen, 1994), lagunes méditerranéennes (Chapelle *et al.*, 1994).

Le découpage compartimental d'une zone géographique reste cependant assez schématique et ne permet pas de représenter finement certains processus physiques (stratifications, courants de densité,...) qui jouent souvent un rôle important dans la dynamique des écosystèmes côtiers. C'est pourquoi, le modèle SAM-3D, détaillé en début de chapitre, a été développé. Pour assurer son couplage avec le modèle écologique et afin de conserver sa convivialité d'utilisation, le modèle SAM-3D a été adapté et intégré à l'environnement du logiciel ELISE, le faisant ainsi passer à la version ELISE-3D. Cette version garde la même philosophie que la version compartimentale, la saisie des éléments nécessaires à la modélisation (conditions limites, conditions initiales, ...) se faisant de manière interactive. L'utilisateur n'a accès qu'au code de calcul concernant le modèle biologique. La définition d'un système de boîtes est remplacée par le choix d'un maillage régulier ou non sur l'horizontale et la verticale. Le calcul hydrodynamique et le transport 3D sont transparents pour l'utilisateur. Les résultats de simulation sont ensuite visualisés spatialement sous forme de cartes 2D pour les concentrations ou les courants, sous forme de profils verticaux aux points fixes, ou sous forme d'évolutions temporelles en un point.

3.5.2. Les différents compartiments modélisés.

La modélisation de l'écosystème baie de Seine couvre la colonne d'eau et le sédiment. Le modèle écologique prend en compte les différents compartiments de l'écosystème (sels nutritifs, phytoplancton, M.E.S., ...) et chaque compartiment est représenté par une ou plusieurs variables appelées « variables d'état ». Les principaux processus chimiques et biologiques reliant ces variables d'état sont représentés et détaillés plus loin. Ce modèle a déjà

en partie été utilisé dans le cadre d'une modélisation compartimentale de la baie de Seine (Guillaud et Ménesguen, 1998). Il a été complété dans ce qui suit par un certain nombre de variables (phosphore, oxygène, zooplancton, ...) et de processus (adsorption-désorption, prédation, ...).

Les éléments nutritifs modélisés sont l'azote, la silice et le phosphore. Ces trois éléments sont représentés à la fois sous leur forme minérale et leur forme détritique. L'azote minéral dissous est séparé en nitrate (NO_3) et ammonium (NH_4), la forme nitrite (NO_2) étant négligée. Le phosphore adsorbé sur les particules du sédiment, ou en suspension dans la colonne d'eau, est également représenté par une variable d'état.

Afin de pouvoir suivre son évolution dans la colonne d'eau pendant la période productive, l'oxygène est introduit comme une variable d'état.

Le compartiment phytoplanctonique est représenté par deux variables, une pour les diatomées, majoritaires dans le milieu, et une pour les flagellés (dinoflagellés). Ces deux microalgues sont exprimées dans le modèle sous la forme de leur contenu en azote. C'est donc l'azote des diatomées et l'azote des flagellés qui est simulé. Ce contenu en azote peut être variable selon l'espèce phytoplanctonique considérée mais également selon l'état physiologique des cellules. L'étude du rapport azote sur chlorophylle a pour différentes espèces et dans différentes conditions environnementales (conditions nutritives limitantes ou non) donne des valeurs variant de 0.5 à plus de 2 $\mu\text{mol}/(\mu\text{g chlo a})$ (Jorgensen, 1979)

Le zooplancton est également simulé afin de prendre en compte une régulation par brouillage du stock phytoplanctonique.

A ces variables d'état du modèle écologique, on doit ajouter des variables permettant de représenter les caractéristiques physiques du milieu : la salinité qui varie de manière importante en baie de Seine du fait des apports d'eaux douces, la température, essentielle dans les processus biologiques, et les matières en suspension, importantes pour la turbidité du milieu et la pénétration de la lumière. Les matières en suspension minérales sont d'ailleurs représentées par deux variables d'état ayant des vitesses de chute différentes afin de prendre en compte deux catégories de particules (voir 3-4) et bien simuler à la fois le bouchon vaseux et le panache turbide de la Seine.

Toutes ces variables d'états sont résumées dans le tableau 3-1 où apparaît également l'unité avec laquelle elles sont simulées dans le modèle. Elles sont représentées mathématiquement par la lettre X labellée de 1 à 16 afin de les distinguer. Les variables X_{15} et X_{16} correspondent aux matières en suspension minérales vu précédemment, X_{15} ayant la vitesse de chute la plus importante (voir tableau 4-1). La dynamique de ces 2 variables est gouvernée par l'équation d'advection-dispersion (p. 66) où les termes sources et puits sont les termes d'érosion-dépôt définis au chapitre 3-4.

Tableau 3-1 : définition et unité des variables d'états du modèle

Variable	Définition	unité
X₁	Ammonium	$\mu\text{mol.l}^{-1}$
X₂	Nitrate	$\mu\text{mol.l}^{-1}$
X₃	Silice dissoute	$\mu\text{mol.l}^{-1}$
X₄	Phosphate	$\mu\text{mol.l}^{-1}$
X₅	Phosphate adsorbé	$\mu\text{mol.l}^{-1}$
X₆	Azote des diatomées	$\mu\text{mol.l}^{-1}$
X₇	Azote des dinoflagellés	$\mu\text{mol.l}^{-1}$
X₈	Azote détritique	$\mu\text{mol.l}^{-1}$
X₉	Silice détritique	$\mu\text{mol.l}^{-1}$
X₁₀	Phosphore détritique	$\mu\text{mol.l}^{-1}$
X₁₁	Oxygène dissous	mg.l^{-1}
X₁₂	Zooplancton	$\mu\text{g Poids Sec.l}^{-1}$
X₁₃	Température	degré C
X₁₄	Salinité	P.S.U.
X₁₅	M.E.S. 1	g.l^{-1}
X₁₆	M.E.S. 2	g.l^{-1}

3.5.3. Les processus modélisés.

3.5.3.1. La croissance phytoplanctonique.

Les principaux facteurs influençant la croissance phytoplanctonique sont la température, la lumière et la richesse en sels nutritifs du milieu. Le taux de croissance du phytoplancton μ (j^{-1}) va donc être représenté par un taux de croissance constant à 0 °C modulé par des fonctions prenant en compte l'effet de la température, de la lumière et de la concentration en sels nutritifs. Les deux derniers sont pris en compte sous la forme de leur effet limitant, le minimum des deux étant retenu. On obtient ainsi :

$$\mu = \mu_0 \times \text{EffetTemp} \times \min(\text{EffetLum}, \text{EffetSelNut})$$

μ_0 : Taux de croissance du phytoplancton à 0 °C.

EffetTemp : effet de la température

EffetLum : Effet limitant de la lumière

EffetSelNut : Effet limitant des sels nutritifs.

Une synthèse effectuée par Eppley (1972) sur la croissance des algues a montré que l'effet de la température est exponentiel et suit une loi de type $Q_{10}=2$ dans une plage comprise entre 0 et 25 °C. Cela revient à dire que le taux de croissance est multiplié par 2 tous les 10 °C.

L'effet inhibiteur des fortes températures est négligé, celles-ci ne se trouvant pas en baie de Seine. L'effet de la température peut donc être représenté par la fonction :

$$\text{EffetTemp} = \exp(0.07 \times T)$$

T : température en °C

Cette fonction unique est utilisée dans la formulation de tous les processus dépendant de la température (biologiques ou physico-chimiques).

L'effet limitant moyen de la lumière sur une tranche d'eau d'épaisseur H située à la profondeur z est exprimé selon la formule de Steele (1962) :

$$\text{EffetLum} = \frac{1}{H} \times \int_{z-H/2}^{z+H/2} \frac{I_z}{2 I_{\text{opt}}} \times e^{\left(1 - \frac{I_z}{I_{\text{opt}}}\right)} dz$$

I_{opt} : intensité lumineuse optimale pour la croissance des algues (W.m^{-2}).

I_z : intensité lumineuse (W.m^{-2}) à la profondeur z. On considère que le flux lumineux dans le visible, donc utilisable par la photosynthèse, est environ égal à la moitié du flux solaire total I_z (Brock, 1981).

I_z décroît exponentiellement avec la profondeur z en fonction d'un coefficient d'extinction K_z (m^{-1})

$$I_z = I_{\text{surf}} \times \exp(-K_z \times z) \text{ ou } I_{\text{surf}} \text{ est l'intensité lumineuse en surface } (\text{W.m}^{-2}).$$

Le coefficient d'extinction s'exprime en fonction de la concentration de matière en suspension (MES en g.l^{-1}) de la façon suivante :

$$K_z = 0.247 \times \text{MES}^{0.655} \quad (\text{Ménésquen } et \text{ al.}, 1995)$$

Sont incluses dans cette formule les matières en suspension d'origine minérale (variables X_{15} et X_{16}) ainsi que celles formées par le phytoplancton (X_6 et X_7).

La limitation par les sels nutritifs suit une loi de Michaelis-Menten. Elle s'exprime sous la forme :

$$\text{EffetSelNut} = \frac{SN}{SN + K_{\text{SN}}}$$

SN : concentration en sels nutritifs ($\mu\text{mol.l}^{-1}$)

K_{SN} : constante de demi-saturation du sel nutritif considéré ($\mu\text{mol.l}^{-1}$)

Pour les diatomées, la limitation par les sels nutritifs porte sur l'azote minéral total, la silice dissoute et le phosphore dissous. On prend alors en compte l'effet minimum des trois.

$$\text{EffetAzoteDiat} = \frac{(X_1 + X_2)}{(X_1 + X_2) + K_{\text{NDIAT}}}$$

$$\text{EffetSiliceDiat} = \frac{X_3}{X_3 + K_{\text{SIDIAT}}}$$

$$\text{EffetPhosphoreDiat} = \frac{X_4}{X_4 + K_{\text{PDIAT}}}$$

et donc : $\text{EffetSelNutDiat} = \min(\text{EffetAzoteDiat}, \text{EffetSiliceDiat}, \text{EffetPhosphoreDiat})$

Pour les dinoflagellés, la limitation est due à l'effet limitant minimum de l'azote minéral total et du phosphore dissous.

$$\text{EffetAzoteDino} = \frac{(X_1 + X_2)}{(X_1 + X_2) + K_{\text{NDINO}}}$$

$$\text{EffetPhosphoreDino} = \frac{X_4}{X_4 + K_{\text{PDINO}}}$$

Il vient donc : $\text{EffetSelNutDino} = \min(\text{EffetAzoteDino}, \text{EffetPhosphoreDino})$

L'ammonium et le nitrate sont consommés proportionnellement à leur concentration respective par les diatomées et les dinoflagellés. La fraction de chacun des deux sels nutritifs est définie par :

$$\text{FractionNH4} = \frac{X_1}{X_1 + X_2} \quad \text{FractionNO3} = \frac{X_2}{X_1 + X_2}$$

3.5.3.2 La mortalité du phytoplancton.

Chacune des deux espèces phytoplanctoniques modélisées est représentée par un taux de mortalité (j^{-1}) constant à 0 °C (MortDiat_0 , MortDino_0) et modulé par l'effet de la température.

$$\text{MortDiat} = \text{MortDiat}_0 \times \text{EffetTemp}$$

$$\text{MortDino} = \text{MortDino}_0 \times \text{EffetTemp}$$

3.5.3.3 La sédimentation du phytoplancton.

Dans le modèle, seules les diatomées présentent une vitesse de chute, qui dépend de leur état physiologique. Des diatomées qui subissent une forte limitation par les sels nutritifs, ont un état physiologique déficient et chutent plus rapidement (Videau, 1996). La vitesse de chute des diatomées (W_{Diat}) est exprimée par la relation empirique suivante :

$$W_{\text{Diat}} = W_{\text{DiatMin}} \times \text{EffetChuteDiat} + W_{\text{DiatMax}} \times (1 - \text{EffetChuteDiat})$$

$$\text{EffetChuteDiat} = \text{EffetSelNutDiat}^{0.2}$$

W_{DiatMin} : vitesse de chute minimale des diatomées

W_{DiatMax} : vitesse de chute maximale des diatomées

Dans le milieu marin, les dinoflagellés présentent une capacité à se mouvoir sur la verticale grâce à leurs flagelles (voir Chapitre 1.). Ce sont les conditions environnementales (lumière, sels nutritifs, température) qui déterminent leurs déplacements et leur position dans la colonne d'eau. Il n'est pas aisé de déterminer des fonctions mathématiques simples permettant de modéliser ces migrations. Les maximums de dinoflagellés se rencontrant généralement en surface ou sub-surface, le choix a été fait de ne pas leur donner de vitesse de chute pas plus que de vitesse d'ascension. Ils se développent ainsi en surface (du fait de la lumière et de la nourriture) et n'étant pas exportés vers le fond, ils y restent. Ceci permet de reproduire de manière simple les maximums dans les couches de surfaces mais pas ceux se rencontrant parfois en sub-surface.

3.5.3.4. La régénération de la matière détritique.

La reminéralisation dans l'eau des formes détritiques de l'azote (ReminNdetEau en j^{-1}), du phosphore (ReminPdetEau en j^{-1}) et la redissolution de la silice biogénique (RedisSidetEau en j^{-1}) sont représentées de manière simple par des fonctions dépendantes de la température :

$$\text{Re min N det Eau} = \text{Re min N det Eau}_0 \times \text{EffetTemp}$$

$$\text{Re min P det Eau} = \text{Re min P det Eau}_0 \times \text{EffetTemp}$$

$$\text{Re disSi det Eau} = \text{Re disSi det Eau}_0 \times \text{EffetTemp}$$

avec ReminNdetEau_0 : reminéralisation de l'azote dans l'eau à 0 °C (j^{-1})

ReminPdetEau_0 : reminéralisation du phosphore dans l'eau à 0 °C (j^{-1})

RedisSidetEau_0 : redissolution de la silice biogénique dans l'eau à 0 °C (j^{-1})

La redissolution de la silice dans le sédiment est modélisée de la même manière mais avec un taux à 0 °C plus faible. Le taux de reminéralisation à 0 °C de l'azote et du phosphore est également plus faible dans le sédiment et la reminéralisation y est contrôlée par la concentration en oxygène grâce à une fonction de Michaelis-Menten (Chapelle, 1995) :

$$\text{Re min N det Sed} = \text{Re min N det Sed}_0 \times \text{EffetTemp} \times \frac{X_{11}}{X_{11} + K_{\text{regenO2}}}$$

$$\text{Re min P det Sed} = \text{Re min P det Sed}_0 \times \text{EffetTemp} \times \frac{X_{11}}{X_{11} + K_{\text{regenO2}}}$$

$$\text{Re disSi det Sed} = \text{Re disSi det Sed}_0 \times \text{EffetTemp}$$

avec ReminNdetSed_0 : reminéralisation de l'azote dans le sédiment à 0 °C (j^{-1})

ReminPdetSed₀ : reminéralisation du phosphore dans le sédiment à 0 °C (j⁻¹)
 RedisSidetSed₀ : redissolution de la silice biogénique dans le sédiment à 0 °C (j⁻¹)
 K_{regenO2} : demi-saturation en oxygène pour les processus de régénération (mg.l⁻¹)

La reminéralisation de l'azote se fait sous forme de NH₄, qui est ensuite transformé en NO₃ par nitrification. Ce processus (NitriEau en j⁻¹ et NitriSed en j⁻¹) est lui aussi dépendant de la fonction température. Dans le sédiment, il est également contrôlé, comme la reminéralisation, par la concentration en oxygène grâce à une fonction de Michaelis-Menten.

$$\text{NitriEau} = \text{NitriEau}_0 \times \text{EffetTemp}$$

$$\text{NitriSed} = \text{NitriSed}_0 \times \text{EffetTemp} \times \frac{X_{11}}{X_{11} + K_{\text{nitriO2}}}$$

avec NitriEau₀ : nitrification dans l'eau à 0 °C (j⁻¹)
 NitriSed₀ : nitrification dans le sédiment à 0 °C (j⁻¹)
 K_{nitriO2} : demi-saturation en oxygène pour la nitrification (mg.l⁻¹)

3.5.3.5. L'adsorption-désorption des phosphates.

L'adsorption du phosphore sur les particules minérales (AdsorpP en j⁻¹) dépend de la quantité de phosphate déjà adsorbé sur les particules (variable X₅), de la capacité maximale d'adsorption de ces dernières (AdsorpMax en μmol P.g⁻¹) et d'un coefficient d'adsorption constant (C_{adsorp} en l. μmol P⁻¹ j⁻¹) :

$$\text{AdsorpP} = C_{\text{adsorp}} \times \max(0., \text{AdsorpMax} \times (X_{15} + X_{16}) - X_5)$$

La désorption (DésorpP en j⁻¹) est représentée par un coefficient de désorption constant (C_{désorp} en j⁻¹), modulé par une fonction qui ralentit la désorption lorsque la quantité de phosphate adsorbé diminue (FctDésorp) :

$$\text{DesorpP} = C_{\text{desorp}} \times \text{FctDesorp}$$

$$\text{FctDesorp} = \min\left(1, \frac{X_5}{\text{AdsorpMax} \times (X_{15} + X_{16})}\right)$$

L'adsorption-désorption se fait de la même manière dans l'eau ou le sédiment.

3.5.3.6. La prédation par le zooplancton.

Afin de ne pas omettre la régulation du stock phytoplanctonique par le broutage, un compartiment zooplanctonique est modélisé de manière simple.

La croissance du zooplancton :

La croissance du zooplancton (μ_{zoo} en j^{-1}) se fait par consommation du phytoplancton et, plus précisément, des diatomées. Elle est modulée par la température, par un seuil de prédation et par la concentration en diatomées du milieu selon la formule d'Ivlev :

$$\mu_{zoo} = \mu_{zoo_0} \times \text{EffetTemp} \times (1 - \exp(-\gamma_{zoo} \times \max(0, \frac{X_6}{\text{NsrChl}} - \text{spzoo})) \times \tau_{\text{assimil}}$$

μ_{zoo_0} : Taux de croissance du zooplancton à 0 °C (j^{-1})

γ_{zoo} : constante affectant la pente de la courbe aux faibles concentrations de nourriture

NsrChl : rapport azote sur Chlorophylle ($\mu\text{mol. N } (\mu\text{g. chlro})^{-1}$)

spzoo : seuil de concentration en diatomées en dessous duquel la consommation de diatomées par le zooplancton est nulle ($\mu\text{g.l}^{-1}$ de chlorophylle)

τ_{assimil} : taux effectif d'assimilation (compris entre 0 et 1) de la quantité de nourriture prélevée, le reste étant rejeté directement dans le milieu.

La mortalité du zooplancton :

La mortalité du zooplancton (MortZoo en j^{-1}) dépend de la température et aussi de la biomasse (Steele et Henderson, 1992) :

$$\text{MortZoo} = \text{EffetTemp} \times \max(\text{MortZoo}_0, \text{MortZooBiom}_0 \times X_{12})$$

avec : MortZoo₀ : mortalité minimale du zooplancton à 0 °C (j^{-1})

MortZooBiom₀ : mortalité proportionnelle à la biomasse à 0 °C ($j \cdot \mu\text{g.l}^{-1}$)⁻¹

L'excrétion du zooplancton :

L'excrétion du zooplancton (ExcretionZoo en j^{-1}) se fait sous forme d'ammonium et dépend de la température :

$$\text{ExcretionZoo} = \text{ExcrZoo}_0 \times \text{EffetTemp}$$

avec ExcrZoo₀ : perte physiologique à 0 °C (j^{-1})

3.5.3.7. La production et la consommation d'oxygène

Afin d'établir le bilan d'oxygène, il est nécessaire de déterminer la valeur d'oxygène à saturation (O₂sat en mg.l^{-1}) qui dépend de la salinité et de la température grâce à l'équation de Weiss (Aminot *et al.*, 1983) :

$$O_2 \text{ sat} = 1.429 \times e^{g(S,T)}$$

$$g(S,T) = -173.4292 + 249.6329 \times \frac{100}{T} + 143.3483 \times \text{Log}\left(\frac{T}{100}\right) - 21.8492 \times \frac{T}{100} + S \times \left(-0.033096 + 0.014259 \times \frac{T}{100} - 0.0017 \times \left(\frac{T}{100}\right)^2 \right)$$

avec T : température de l'eau en Kelvin
S : salinité (PSU)

La réaération (O_{air} en $mg.l^{-1}$) est la diffusion de l'oxygène à l'interface air-eau. Elle est facilitée par l'agitation de surface et notamment celle due au vent. Le coefficient d'échange tient compte de l'intensité du vent en surface (Riley et Stefan, 1988) :

$$O_{air} = K_{O_2} \times (O_2 \text{ sat} - X_{11})$$

$$K_{O_2} = \frac{0.64 + 0.0256 \times \left(\frac{V_{itVent}}{0.447}\right)^2}{D_{O_2}}$$

avec V_{itVent} : vitesse du vent en surface ($m.s^{-1}$)
 D_{O_2} : épaisseur d'eau pris en compte pour l'échange air-eau (m)

La production d'oxygène par photosynthèse (O_{photos} en $mg.l^{-1}.j^{-1}$) est fonction de la croissance phytoplanctonique et d'un quotient photosynthétique représentant le rapport entre l'oxygène dégagé et le dioxyde de carbone consommé (Chapelle, 1991) :

$$O_{photos} = O2srN \times qps \times (\mu_{DIAT} \times X_6 + \mu_{DINO} \times X_7)$$

avec $O2srN$: rapport oxygène sur azote pour la photosynthèse ($mg.(\mu mol)^{-1}$)
qps : quotient photosynthétique (s.u.)

La consommation d'oxygène dans la colonne d'eau se fait par minéralisation de la matière détritique ($O_{reminEau}$ en $mg.l^{-1}.j^{-1}$), nitrification ($O_{nitrifEau}$ en $mg.l^{-1}.j^{-1}$), respiration du phytoplancton ($O_{respPhyto}$ en $mg.l^{-1}.j^{-1}$) et du zooplancton ($O_{respZoo}$ en $mg.l^{-1}.j^{-1}$) :

$$O_{reminEau} = Re_{minNdetEau} \times O2srN \times X_8$$

$$O_{nitrifEau} = NitrifEau \times O2srN_{nit} \times X_1$$

Seul la reminéralisation de l'azote organique est pris en compte comme processus consommateur d'oxygène car le phosphore étant principalement sous forme PO_4 et la silice sous forme de SiO_2 dans la matière organique, ils sont à un degré d'oxydation maximum.

La respiration du phytoplancton ($O_{respPhyto}$ en $mg.l^{-1}.j^{-1}$) est représentée par une relation traduisant l'augmentation de la respiration quand la lumière diminue :

$$\text{OrespPhyto} = (0.01 + (1 - \text{EffetLumDiat}) \times 0.1) \times X_6 \times \text{O2srN} + \\ (0.01 + (1 - \text{EffetLumDino}) \times 0.1) \times X_7 \times \text{O2srN}$$

La respiration du zooplancton (OrespZoo en $\text{mg.l}^{-1}.\text{j}^{-1}$) est, quant à elle, fonction de la biomasse :

$$\text{OrespZoo} = \text{respzoo} \times X_{12} \times \frac{\text{CsrPdsZoo}}{12 \times \text{CsrNZoo}}$$

avec respzoo : respiration fonction de la biomasse ($\text{mgO}_2.(\mu\text{molN.j})^{-1}$)
 CsrPdsZoo : rapport massique carbone sur poids sec pour le zooplancton
 CsrNZoo : rapport molaire carbone sur azote pour le zooplancton

Le modèle ne prenant pas en compte le microphytobenthos (qui ne peut être abondant sous le panache turbide de la Seine, il n'y a donc pas de production d'oxygène par photosynthèse dans le sédiment. La seule source d'oxygène pour le sédiment est la diffusion à l'interface eau-sédiment. La consommation d'oxygène se fait par minéralisation (OreminSed en $\text{mg.l}^{-1}.\text{j}^{-1}$) et nitrification (OnitrifSed en $\text{mg.l}^{-1}.\text{j}^{-1}$)

$$\text{Ore min Sed} = \text{Re min N det Sed} \times \text{O2srN} \times X_8$$

$$\text{OnitrifSed} = \text{NitrifSed} \times \text{O2srNnit} \times X_1$$

3.5.4. Les équations du modèle écologique

L'évolution temporelle de chaque variable du modèle est décrite par une équation différentielle qui est la somme des processus impliqués dans l'évolution de cette variable. Il existe un système d'équations concernant la colonne d'eau et un système d'équations concernant le sédiment.

3.5.4.1. Evolution dans l'eau

Evolution de l'ammonium :

$$\frac{dX_1}{dt} = \text{Re min N det Eau} \times X_8 - \text{FractionNH4} \times (\mu_{\text{DIAT}} \times X_6 + \mu_{\text{DINO}} \times X_7) \\ - \text{NitrifEau} \times X_1 + \text{ExcretionZoo} \times \frac{X_{12}}{12} \times \frac{\text{CsrPdsZoo}}{\text{CsrNZoo}}$$

Evolution du nitrate

$$\frac{dX_2}{dt} = \text{NitrifEau} \times X_1 - \text{FractionNO3} \times (\mu_{\text{DIAT}} \times X_6 + \mu_{\text{DINO}} \times X_7)$$

Evolution de la silice dissoute :

$$\frac{dX_3}{dt} = \text{Re disSi det Eau} \times X_9 - \text{SisrNphyto} \times \mu_{\text{DIAT}} \times X_6$$

Evolution du phosphate :

$$\begin{aligned} \frac{dX_4}{dt} = & -\text{AdsorpP} \times X_4 + \text{DesorpP} \times X_5 + \text{Re min P det Eau} \times X_{10} - \text{PsrNphyto} \times (\mu_{\text{DIAT}} \times X_6 + \\ & \mu_{\text{DINO}} \times X_7) + \text{ExcretionZoo} \times \frac{X_{12}}{12} \times \frac{\text{CsrPdsZoo} \times \text{PsrNZoo}}{\text{CsrNZoo}} \end{aligned}$$

Evolution du phosphate adsorbé :

$$\frac{dX_5}{dt} = \text{AdsorpP} \times X_4 - \text{DesorpP} \times X_5$$

Evolution de l'azote des diatomées :

$$\frac{dX_6}{dt} = (\mu_{\text{DIAT}} - \text{MortDiat}) \times X_6 - \mu_{\text{ZOO}} \times \frac{X_{12}}{12} \times \frac{\text{CsrPdsZoo}}{\text{CsrNZoo}}$$

Evolution de l'azote des dinoflagellés :

$$\frac{dX_7}{dt} = (\mu_{\text{DINO}} - \text{MortDino}) \times X_7$$

Evolution de l'azote détritique :

$$\begin{aligned} \frac{dX_8}{dt} = & \text{MortDiat} \times X_6 + \text{MortDino} \times X_7 - \text{Re min N det Eau} \times X_8 + \\ & (\text{MortZoo} + (1 - \tau_{\text{assimil}}) \times \mu_{\text{ZOO}}) \times \frac{X_{12}}{12} \times \frac{\text{CsrPdsZoo}}{\text{CsrNZoo}} \end{aligned}$$

Evolution de la silice détritique :

$$\begin{aligned} \frac{dX_9}{dt} = & \text{MortDiat} \times X_6 \times \text{SisrNphyto} - \text{Re disSi det Eau} \times X_9 \\ & + \mu_{\text{ZOO}} \times \frac{X_{12}}{12} \times \frac{\text{CsrPdsZoo}}{\text{CsrNZoo}} \times \text{SisrNZoo} \end{aligned}$$

Evolution du phosphore détritique :

$$\frac{dX_{10}}{dt} = -\text{Re min P det Eau} \times X_{10} + \text{PsrNphyto} \times (\text{MortDiat} \times X_6 + \text{MortDino} \times X_7) \\ + (\text{MortZoo} + (1 - \tau_{\text{assimil}}) \times \mu_{\text{ZOO}}) \times \frac{X_{12}}{12} \times \frac{\text{CsrPdsZoo}}{\text{CsrNZoo}} \times \text{PsrNZoo}$$

Evolution de l'oxygène dissous :

$$\frac{dX_{11}}{dt} = \text{Ophotos} + \text{Oair} - \text{OrespPhyto} - \text{OrespZoo} - \text{Ore min Eau} - \text{OnitrifEau}$$

Evolution du zooplancton :

$$\frac{dX_{12}}{dt} = (\mu_{\text{ZOO}} \times \tau_{\text{assimil}} - \text{ExcretionZoo} - \text{MortZoo}) \times X_{12}$$

3.5.4.2. Evolution dans le sédiment

Dans le sédiment, les variables dissoutes sont exprimées par volume d'eau interstitielle (l_{EI}), alors que les variables particulières sont exprimées par volume de matière sèche (l_{S}). Le passage d'une unité à l'autre se fait grâce à la porosité. La porosité du sédiment (poro) exprime le rapport du volume d'eau (V_{e}) sur le volume total (V_{t}), ce dernier étant la somme du volume d'eau et du volume de matière sèche (V_{s}). On a ainsi :

$$\frac{\text{masse ou quantité}}{l_{\text{EI}}} = \frac{\text{masse ou quantité}}{l_{\text{S}}} \times \frac{1 - \text{poro}}{\text{poro}}$$

avec $\text{poro} = \frac{V_{\text{e}}}{V_{\text{t}}}$
 $V_{\text{t}} = V_{\text{e}} + V_{\text{s}}$

Evolution de l'ammonium :

$$\frac{dX_1}{dt} = \text{Re min N det Sed} \times X_8 \times \frac{1 - \text{poro}}{\text{poro}} - \text{NitrifSed} \times X_1$$

Evolution du nitrate :

$$\frac{dX_2}{dt} = \text{NitrifSed} \times X_1$$

Evolution de la silice dissoute :

$$\frac{dX_3}{dt} = \text{Re disSi det Sed} \times X_9 \times \frac{1 - \text{poro}}{\text{poro}}$$

Evolution du phosphore dissous :

$$\frac{dX_4}{dt} = -\text{AdsorpP} \times X_4 + (\text{DesorpP} \times X_5 + \text{Re min P det Eau} \times X_{10}) \times \frac{1 - \text{poro}}{\text{poro}}$$

Evolution du phosphore adsorbé :

$$\frac{dX_5}{dt} = \text{AdsorpP} \times X_4 \times \frac{\text{poro}}{1 - \text{poro}} - \text{DesorpP} \times X_5$$

Evolution de l'azote des diatomées :

$$\frac{dX_6}{dt} = -\text{MortDiatSed} \times X_6$$

Evolution de l'azote détritique :

$$\frac{dX_8}{dt} = \text{MortDiatSed} \times X_6 - \text{Re min N det Sed} \times X_8$$

Evolution de la silice détritique :

$$\frac{dX_9}{dt} = \text{MortDiatSed} \times X_6 \times \text{SisrNphyto} - \text{Re disSi det Sed} \times X_9$$

Evolution du phosphore détritique :

$$\frac{dX_{10}}{dt} = -\text{Re min P det Sed} \times X_{10} + \text{PsrNphyto} \times \text{MortDiatSed} \times X_6$$

Evolution de l'oxygène dissous :

$$\frac{dX_{11}}{dt} = -\text{Ore min Sed} \times \frac{1 - \text{poro}}{\text{poro}} - \text{OnitrifSed}$$

3.5.5 Les conditions limites et initiales du modèle écologique

Dans les mailles de rejet des fleuves, les flux mesurés pour chaque variable et pour chaque année simulée sont imposées. Les mesures dans la Seine ont été obtenues auprès de la Cellule Antipollution de la Seine. Elles concernent les débits, les températures, les concentrations en nitrate, ammonium, azote organique, silicate, phosphate et matières en

suspension. La concentration en silice détritique a été estimée à partir des mesures de la biomasse pigmentaire du phytoplancton fluvial et d'un rapport Si/pigments de $0,5 \mu\text{mol}/\mu\text{g}$ (Aminot *et al.*, 1997). Les concentrations en phosphore adsorbé échangeable et en phosphore organique détritique ont été estimées à partir des concentrations en matières en suspension. Les mesures pour la Seine sont en général nombreuses et disponibles pour toutes les années modélisées. En ce qui concerne les rejets « secondaires » (Orne, Vire, Douve), les données pour les mêmes paramètres ont été obtenues auprès de la Direction Régionale de l'Environnement et par l'Agence de l'Eau Seine-Normandie. En général, ces mesures sont plus rares, inégales d'une année sur l'autre tant par les paramètres mesurés que par la fréquence de mesure. Il a parfois été nécessaire de réaliser une évolution annuelle moyenne de certains paramètres, basée sur des années de mesures disponibles, pour combler l'absence de mesures certaines autres années. Dans tous les cas, les concentrations en azote phytoplanctonique (diatomées et flagellés marins) sont considérées comme nulles dans les rivières.

Aux limites marines, une évolution annuelle moyenne de chaque paramètre est imposée ; elle est donc identique pour toutes les années modélisées. Elle est estimée à partir d'observations en Manche faites par Bentley et Maillard-Quisthoudt (1990), Le Fèvre-Lehoërff *et al.* (1993), Tappin (1988), le C.N.E.X.O. (1980) et l'I.O.S. (1987).

Toutes les simulations débutent au 1^{er} janvier de chaque année. Afin d'avoir une condition initiale réaliste pour les différentes variables, un panache d'eau douce représentant une situation de débit moyen de la Seine est imposé. Les concentrations des différentes variables dissoutes sont alors calculées en fonction de la salinité selon un schéma de dilution déterminé à partir de mesures hivernales en baie de Seine (Aminot *et al.*, 1997). La concentration initiale des variables particulières minérales et détritiques est imposée constante sur tout le domaine. Enfin les concentrations initiales en diatomées et dinoflagellés sont imposées à des valeurs hivernales, identiques sur tout le domaine (hormis les fleuves, où elles sont nulles), respectivement $1 \mu\text{mol}/\text{l}$ d'azote des diatomées et $0,01 \mu\text{mol}/\text{l}$ d'azote des dinoflagellés.

4. Calibration et validation du modèle

4. Calibration et validation du modèle de la baie de Seine.

La calibration du modèle consiste à déterminer les jeux de paramètres permettant de reproduire au mieux les caractéristiques réelles de l'écosystème. Cette calibration concerne à la fois le modèle physique et le modèle écologique. Les paramètres sont ajustés jusqu'à l'obtention d'une bonne adéquation entre le modèle et des séries de mesures pour les principales variables.

Chaque paramétrisation est ensuite validée sur des séries de données différentes, lorsque celles-ci sont disponibles.

La figure 4-1 localise tous les points de mesures situés dans la baie et qui ont été utilisés pour la calibration et la validation du modèle 3D.

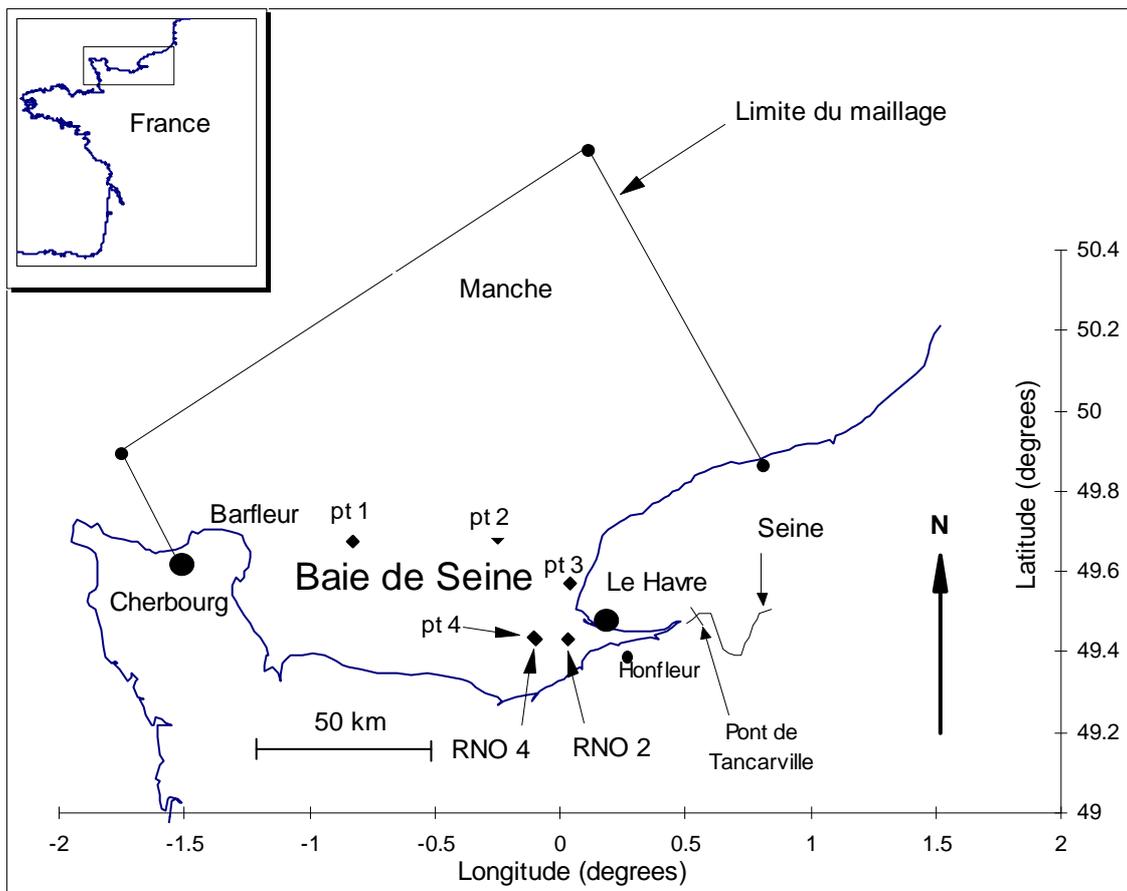


Figure 4-1 : Localisation de l'ensemble des points de mesures ayant été utilisés pour la calibration et la validation du modèle.

4.1. Le modèle physique

Le modèle physique a été calibré de telle sorte qu'il puisse reproduire correctement les hauteurs d'eau, les courants et les stratifications verticales d'origine haline. A chaque fois, les résultats obtenus par le modèle ont été comparés à des séries de mesures en différents points et sur différentes périodes.

4.1.1 La marée

Les hauteurs d'eau aux limites marines du modèle sont calculées grâce aux composantes harmoniques de la marée et imposées à chaque pas de temps du calcul 2D (voir chapitre 3). La propagation de l'onde de marée dans tout le domaine est ensuite calculée par le modèle grâce à la résolution des équations de St Venant. La calibration de la marée se fait à l'aide du frottement sur le fond. Grâce au couplage entre le calcul 2D et le calcul 3D, c'est le frottement 3D (équation 15) qui est pris en compte dans la résolution des équations de St Venant (voir chapitre 3) et c'est lui qui est ajusté à partir du coefficient de rugosité Z_0 . Ce coefficient est fonction de la nature du fond sédimentaire. Plus le fond est rugueux (rides, cailloutis, rochers, ...), plus le Z_0 est grand et plus le frottement est fort. Inversement, un fond lisse est représenté par un Z_0 faible et un frottement moins important. Ainsi, une valeur constante de Z_0 de $1.25 \cdot 10^{-3}$ mètres a été fixée par calibration sur l'ensemble de la baie alors qu'une valeur de $2 \cdot 10^{-5}$ mètres est imposée à l'embouchure de la Seine. La rugosité plus forte dans la baie obtenue par calibration peut s'expliquer par le fait que le sédiment de la baie est constitué de matériel plus grossier que celui de l'embouchure.

La stratégie de calibration de l'hydrodynamique est légèrement différente pour la Seine elle-même. En effet, la Seine est représentée de manière rectiligne jusque Poses et seul un demi-couplage est effectué dans l'ensemble du fleuve (voir chapitre 3). Le frottement qui intervient dans la résolution des équations de St Venant est donc calculé pour moitié par un frottement de type Strickler (équation 16) et pour moitié par le frottement 3D de fond (équation 15) associé à un frottement latéral empirique (équation 18). De plus, le frottement latéral est calculé de telle sorte que le frottement total (sur le fond et sur les bords) soit équivalent au frottement de type Strickler. Ainsi, dans toute la partie fluviale, c'est le frottement de type Strickler qui est ajusté grâce au coefficient de Strickler. Ce coefficient est déterminé par essais successifs en chaque maille du fleuve afin de représenter au mieux la marée. La détermination de l'ensemble des valeurs du coefficient de frottement est fastidieuse et longue car la valeur en chaque maille influence la marée en aval et en amont en facilitant ou non sa propagation.

Cette paramétrisation du frottement permet de reproduire correctement la marée sur tout le domaine. La figure 4-2 représente la marée simulée et mesurée en deux points de la baie, le premier étant situé à l'ouest ($49^\circ 40.54' \text{ N} - 0^\circ 49.51' \text{ W}$: point 1) et le deuxième à l'est ($49^\circ 41.2' \text{ N} - 0^\circ 15.11' \text{ W}$: point 2). La période couverte par la comparaison s'étend du 20 juin au 18 juillet 1979 et englobe deux vives eaux séparées par une morte eau.

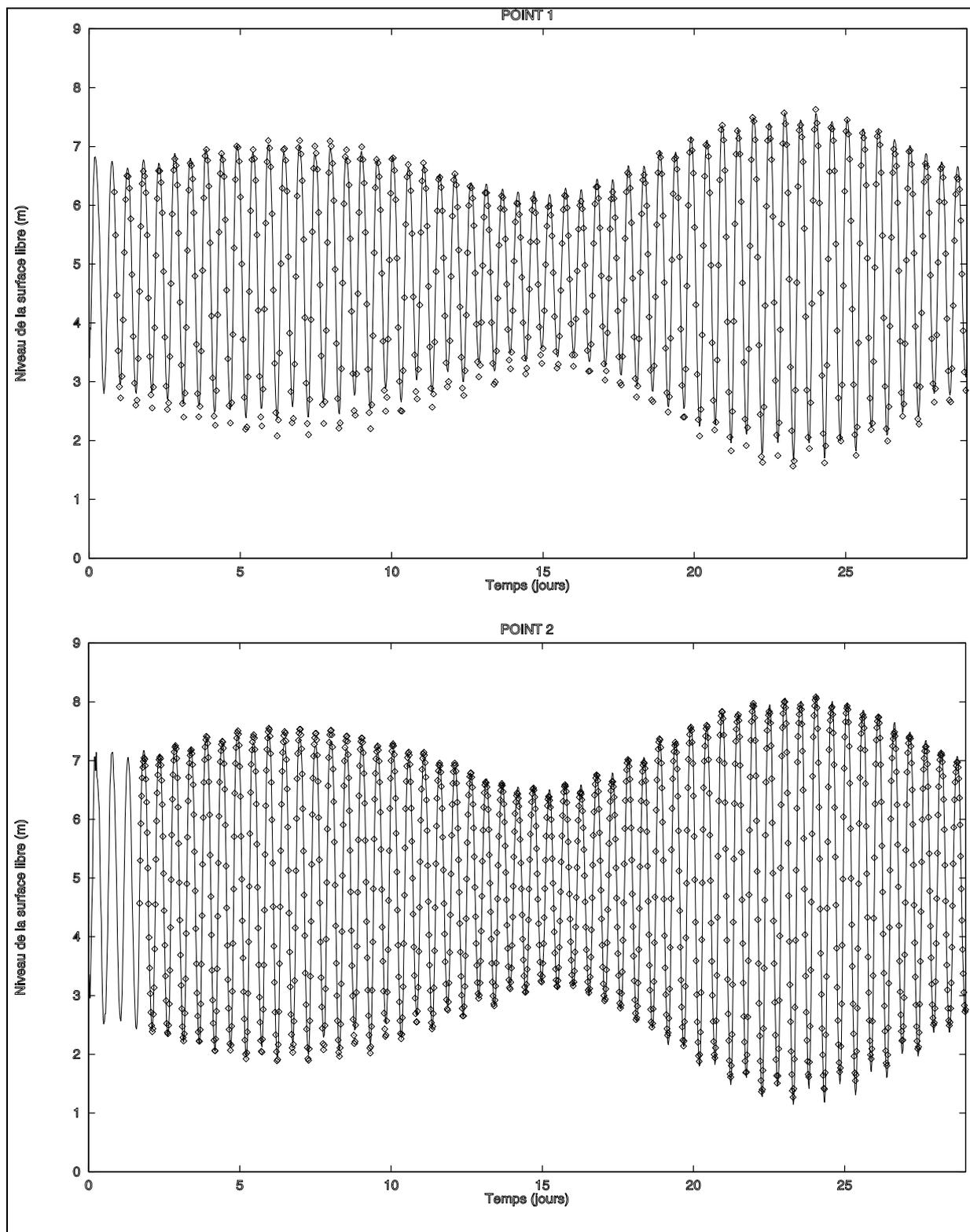


Figure 4-2 : Comparaison entre marée simulée (trait) et marée mesurée (points) en 2 points de la baie de Seine

Les différences entre modèle et mesures les plus importantes sont observées au point 1 lors de la première vive eau de coefficient 82. Les niveaux de basse mer sont en général sous estimés par le modèle mais l'écart à la mesure ne dépasse pas 10 %. Cet écart se réduit en morte eau et devient très faible lors de la vive eau suivante correspondant à un coefficient de 101. Au point 2, la comparaison entre la marée simulée et mesurée est bonne et l'écart à la mesure est inférieur à 5 % sur toute la période. Il apparaît donc que la marée est d'autant

mieux reproduite que l'on s'éloigne des limites marines du modèle. La moins bonne reproduction au point 1 peut s'expliquer par le fait que la marée calculée à la limite du modèle à partir des composantes harmoniques disponibles n'est sans doute pas parfaite. Cependant, grâce à la prise en compte d'une géographie, d'une bathymétrie ainsi que d'un frottement réaliste, les modifications affectant l'onde de marée lors de sa propagation dans la baie (par amplification de certaines ondes et/ou par génération d'ondes secondaires à l'intérieur même de la zone) sont correctement reproduites par le modèle et conduisent à une simulation d'autant meilleure que l'on se situe après une longue propagation dans la zone. Afin de conforter cette hypothèse, une comparaison entre marée simulée, marée mesurée et marée calculée à partir de la formule de composition harmonique (marée reconstituée) a été faite au point 2, point où les principales composantes harmoniques étaient disponibles et déterminés à l'aide d'enregistrements d'environ 2 mois. La comparaison est présentée sur la figure 4-3 et montre effectivement une différence entre la marée mesurée et la marée reconstituée au même point, notamment sur l'amplitude de celle-ci, alors que la marée simulée montre quant à elle une bonne adéquation avec les mesures.

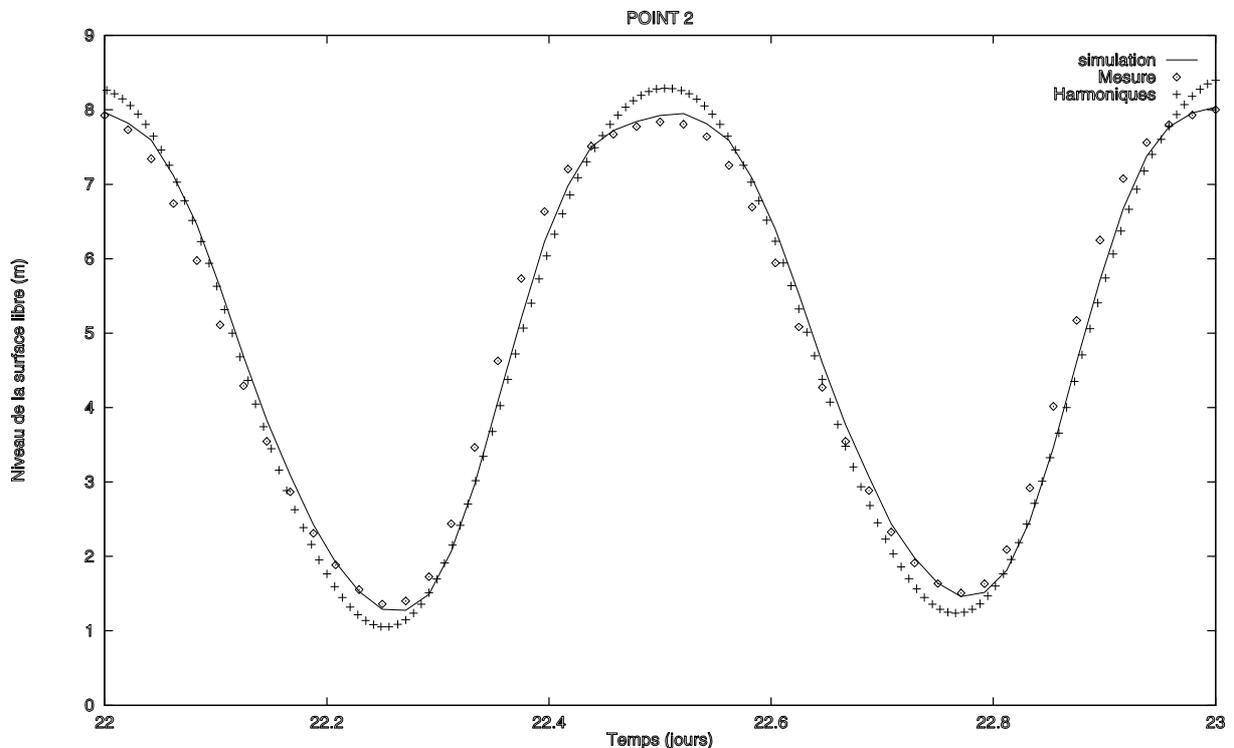


Figure 4-3 : Comparaison entre marée simulée (trait), marée mesurée (points) et marée reconstituée (croix) au point 2

Il apparaît donc ainsi que malgré l'imperfection de la marée imposée aux limites, la marée reproduite dans la zone est correcte et ceci d'autant plus que l'on est éloigné de la limite marine du modèle. Ceci est conforté par la comparaison de la marée simulée et mesurée à Honfleur et décrite ci-après.

Ce résultat conforte la précaution prise d'éloigner le plus possible les limites du modèle de la zone principale d'intérêt de l'étude, afin de s'affranchir au mieux des erreurs introduites lors de l'élaboration des conditions limites.

Afin de reproduire correctement la marée sur tout le domaine, la calibration du frottement sur le fond, de la partie aval de l'estuaire jusqu'à la limite amont du modèle, est réalisée par comparaison de la marée simulée à des séries de mesures en plusieurs points du fleuve. Trois points de comparaison ont été choisis : Honfleur au débouché de l'estuaire,

Elbeuf en amont et Caudebec situé à mi-chemin des deux points précédents. La période de comparaison s'étend du 26 février au 13 mars 1991 (figure 4-4). Le débit moyen de la Seine est alors d'environ 500 m³/s.

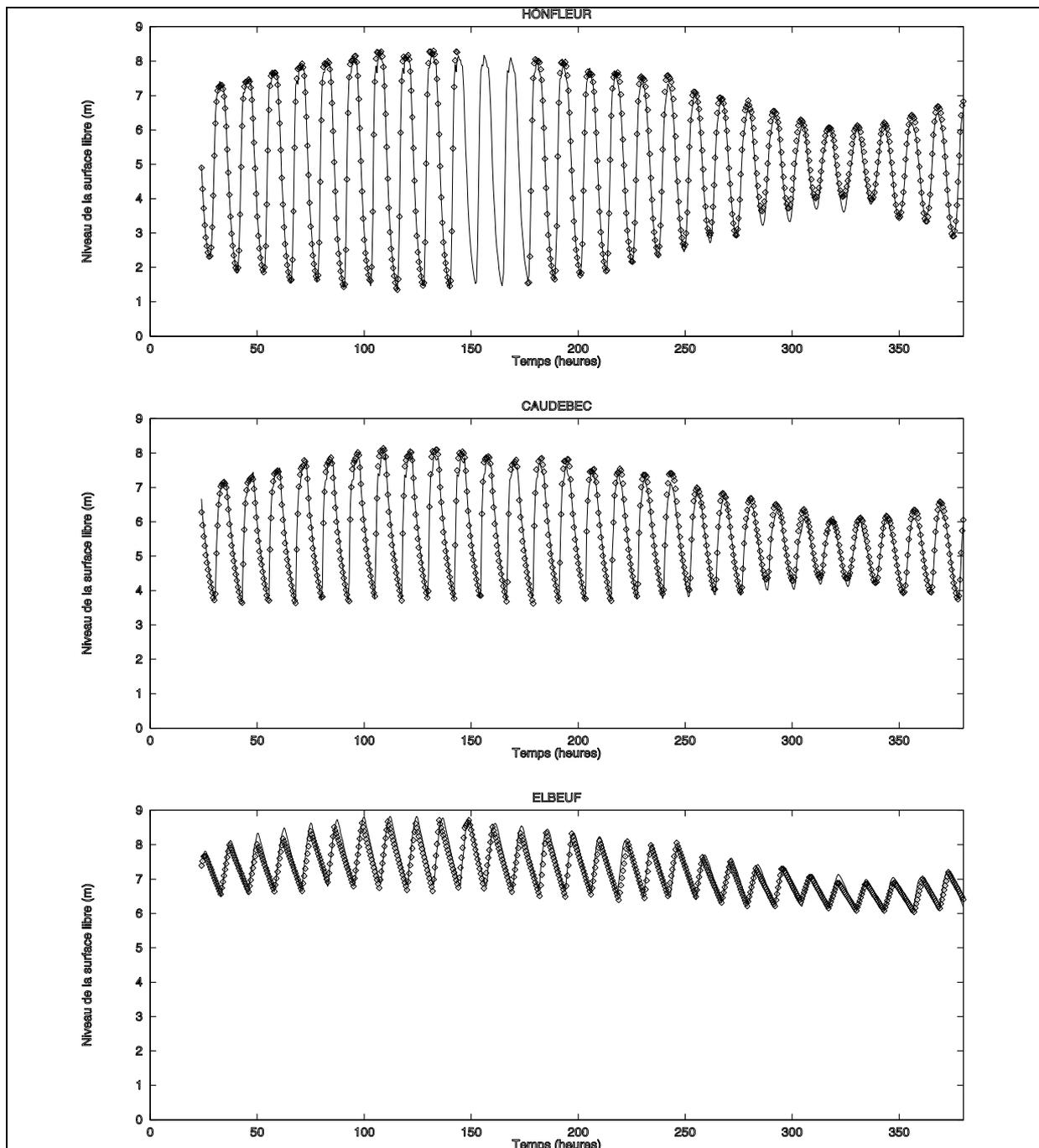


Figure 4-4 : Comparaison entre marée simulée (trait) et marée mesurée (points) en 3 points de la Seine

A Honfleur et à Caudebec, l'écart entre le modèle et la mesure est très faible et ne dépasse pas 5 %. La marée est bien reproduite autant en phase qu'en amplitude. A Elbeuf, une erreur plus grande apparaît notamment dans la phase de l'onde. Cependant cette erreur reste largement acceptable au regard de la taille des mailles représentant la Seine dans cette zone (10 kilomètres), et de l'éloignement de celle-ci de la partie aval de l'estuaire. La déformation de l'onde de marée lors de sa propagation dans la Seine est également correctement reproduite. La figure 4-5 focalise les résultats sur une marée (2 mars 1991, période de vives

eaux) afin de mieux observer les détails et d'établir une comparaison plus fine du modèle avec les mesures.

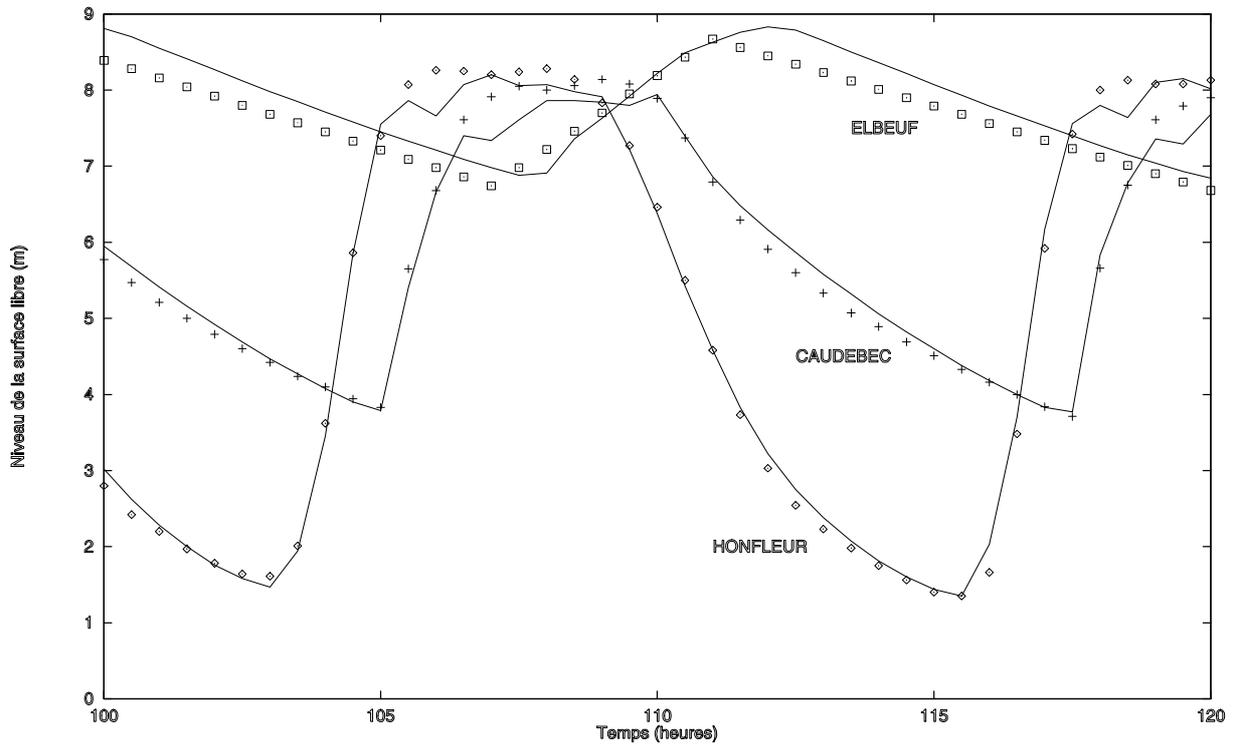


Figure 4-5 : Superposition des courbes de marée simulée (trait) et mesurée (points) en 3 points de l'estuaire de la Seine au cours d'un cycle de marée et en période de vive eau.

Les courbes de marée montrent une déformation de plus en plus prononcée à mesure que l'on remonte vers l'amont. L'amplitude de la marée diminue et le flot devient plus court que le jusant. Ce phénomène est dû essentiellement à la remontée des fonds. En effet, par petits fonds, la célérité de l'onde de surface est proportionnelle à la profondeur ($\approx \sqrt{gH}$) : la pleine mer se propage plus vite que la basse mer. En amont la marée est très atténuée avec un marnage inférieur à deux mètres.

4.1.2 Les courants

Une fois la marée correctement reproduite sur tout le domaine, il convient de s'intéresser aux courants fournis par le modèle afin de les comparer, lorsque cela est possible, à des observations. Le modèle donne accès aux courants instantanés et aux courants résiduels. Les courants instantanés permettent de comprendre l'évolution de la circulation au cours d'un cycle de marée alors que les courants résiduels permettent d'accéder à la circulation à long terme (échelle de temps supérieure à la marée).

La figure 4-6 représente des champs simulés de courants instantanés de surface, au flot (a) et au jusant (b) en période de vives eaux.

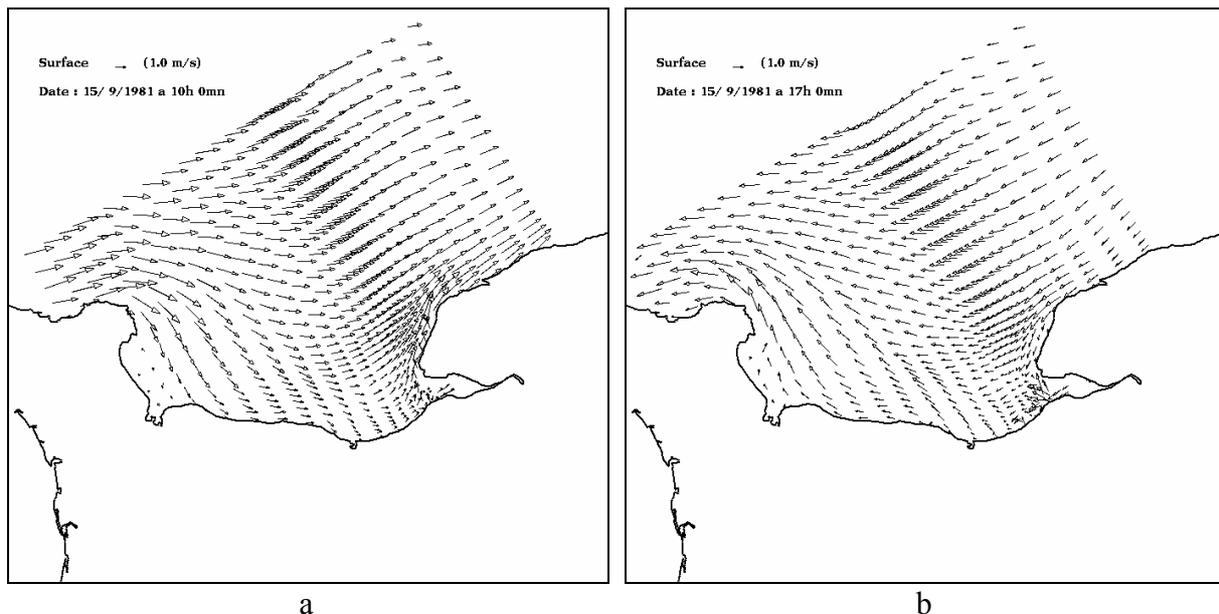


Figure 4-6 : Champs de courants instantanés de surface simulés, au flot (a) et au jusant (b)

Les caractéristiques générales de la circulation instantanée décrites dans le chapitre 2 sont reproduites. On observe en particulier durant le flot, la séparation du courant en deux branches devant l'embouchure de la Seine, une orientée vers l'estuaire et permettant le remplissage de ce dernier, et une orientée nord-est correspondant au courant de Verhaule. Au flot, la circulation générale est ouest-est alors qu'au jusant elle est est-ouest avec une vidange de l'estuaire.

Une validation plus fine consiste à comparer les courants simulés à des séries d'observations. Pour cela, des mesures effectuées en deux points de la baie ont été utilisées. Le premier point de comparaison est situé au nord du Havre ($49^{\circ} 34.27' N$; $0^{\circ} 2.54' E$, point 3 sur la figure 4-1) et le second point est devant l'embouchure, dans l'axe du chenal ($49^{\circ} 26.11' N$; $0^{\circ} 6.47' W$, point 4 sur la figure 4-1). Au point 3, les courants ont été mesurés en surface et à 1,2 m du fond toutes les dix minutes pendant une période allant du 18 juillet au 9 septembre 1981. Au point 4, une mesure du courant de surface toutes les dix minutes a été réalisée du 18 juillet au 1^{er} août 1981. Ces données ont été obtenues auprès du SISMER (Systèmes d'Informations Scientifiques pour la Mer) de l'IFREMER.

Afin d'augmenter la lisibilité des figures pour la comparaison, seules des périodes de cinq jours sont considérées. Le courant simulé est calculé par interpolation des quatre points du maillage les plus proches de la position de la mesure. Le courant simulé au fond est recalculé à une hauteur de 1.2 mètres afin d'être exactement comparable à la mesure. Pour cela, l'hypothèse de profil logarithmique de vitesse près du fond est utilisée pour chacun des quatre points les plus proches avant interpolation :

$$u_{1.2} = u_{z_f} \cdot \frac{\log\left(\frac{1.2}{z_0}\right)}{\log\left(\frac{z_f}{z_0}\right)}$$

- où
- u_{z_f} : vitesse calculée dans la maille de fond
 - $u_{1.2}$: vitesse recalculée à 1.2 mètres au dessus du fond
 - z_f : distance par rapport au fond où est calculée u_{z_f}
 - z_0 : longueur de rugosité

La figure 4-7 représente la comparaison entre le courant simulé et le courant mesuré au point 3 en surface (a) et au fond (b) entre le 2 et le 6 août 1981.

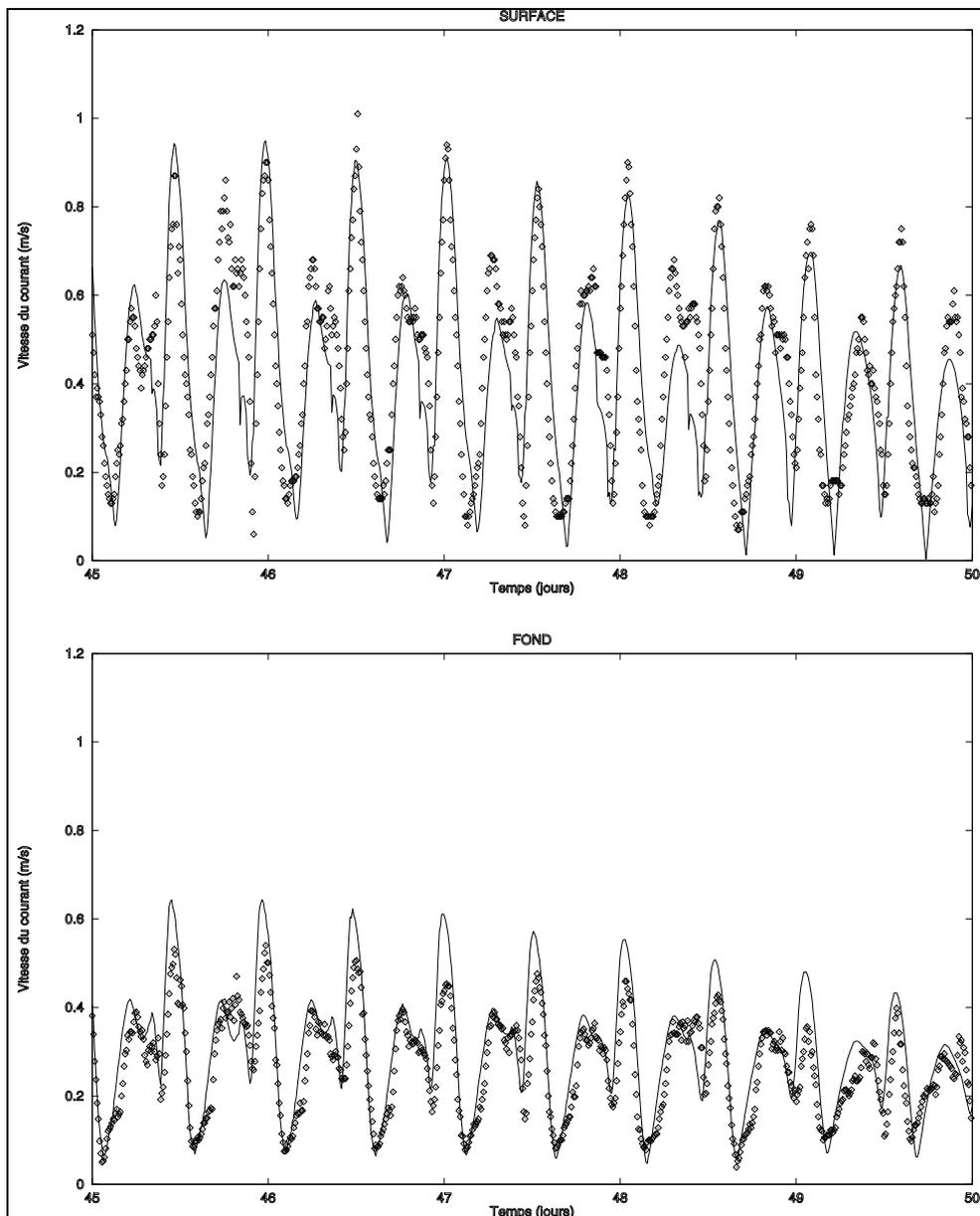


Figure 4-7 : Comparaison entre courant simulé (trait) et courant mesuré (points) en surface (a) et au fond (b) au point 3

Une bonne adéquation générale est observée en surface et au fond, autant en ce qui concerne la phase que l'intensité du courant. Le modèle reproduit très correctement le courant de flot plus important que le courant de jusant. Cependant, il tend à surestimer légèrement le courant de flot près du fond.

La comparaison au point 4 est réalisée en surface pour la période du 23 au 27 juillet 1981 (figure 4-8). En ce point, la distinction entre flot et jusant est beaucoup moins évidente. Le modèle reproduit globalement le courant de surface avec parfois une tendance à le sous-estimer.

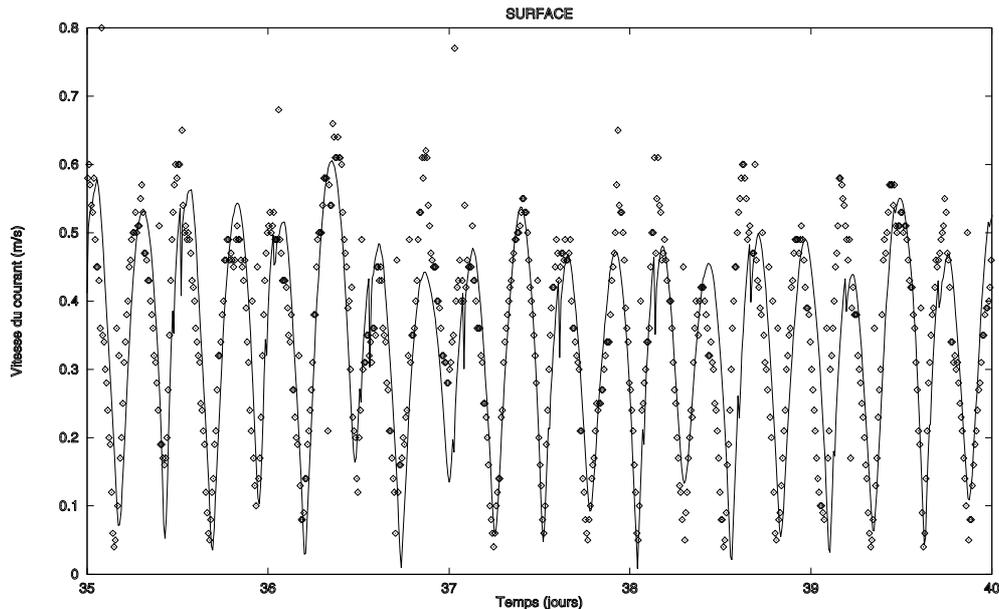


Figure 4-8 : comparaison entre courant de surface simulé (trait) et mesuré (points) au point 4

Les différences entre le modèle et les mesures observées aux deux points de comparaison (surestimation des courants de fond et sous-estimation des courants de surface) peuvent sans doute s'expliquer par une sous-estimation du frottement au fond. En effet, dans la baie, le coefficient de rugosité est constant, égal à $1.25 \cdot 10^{-3} \text{ m}$ et vaut $2 \cdot 10^{-5} \text{ m}$ à l'embouchure. Ce paramétrage simple permet de simuler correctement la marée sur toute la baie, mais s'avère sans doute insuffisant pour le courant. Une détermination plus fine du Z_0 sur la zone permettrait d'affiner les résultats pour les courants mais représente un travail laborieux et long au regard de l'amélioration qu'il pourrait apporter aux résultats actuels. De plus, il convient de rappeler que la comparaison est faite entre une mesure ponctuelle et un courant simulé moyen obtenu sur une grille de calcul de l'ordre de 1.5 km qui entraîne forcément un biais dans cette comparaison.

Le deuxième type de résultat courantologique facilement fourni par le modèle est la circulation résiduelle. Il faut s'assurer que cette circulation est bien reproduite car elle correspond au déplacement à long terme des masses d'eaux, et de ce qu'elles contiennent. C'est donc un élément essentiel de la dynamique d'un écosystème. La circulation résiduelle en baie de Seine est relativement bien connue et a été déterminée soit grâce à des mesures (Le Hir & L'Yavanc, 1986), soit grâce à des études par modélisation mathématique (Salomon et Breton, 1991 ; Le Hir *et al.*, 1986). Un schéma de circulation résiduelle a même été proposé par Le Hir *et al.* (1986) sur la base de toutes les connaissances recensées à l'époque (voir chapitre 2).

La représentation des vitesses résiduelles lagrangiennes calculées par le modèle n'est pas aisée. En effet, le déplacement d'une particule « fictive » au cours d'un cycle de marée, dépend de la phase de la marée au moment du départ de cette particule ; la vitesse résiduelle dépend donc également de l'instant de départ. Afin de s'affranchir de ce phénomène dans la représentation des vitesses résiduelles calculées par le modèle, la technique des coordonnées barycentriques est utilisée (Orbi & Salomon, 1988). Cette technique s'appuie sur le fait que des particules partant à des instants différents de la marée explorent des zones différentes et sont donc soumises à des champs de courants différents. Dans l'approche par les coordonnées barycentriques, le déplacement résiduel calculé pour une particule donnée est assigné au

barycentre de la trajectoire que cette particule a effectuée. Ainsi, chaque vecteur vitesse résultant de chaque trajectoire est représenté dans sa zone d'influence.

La figure 4-9a représente le champ des vitesses résiduelles lagrangiennes moyennes sur la verticale obtenu grâce au modèle 3D. Le modèle 3D a été utilisé ici, en ne considérant qu'une seule couche sur la verticale sur toute la zone ; il s'agit donc d'un calcul 2D. La figure 4-9b est un zoom sur la baie de Seine des trajectoires lagrangiennes obtenues par Salomon et Breton (1991) grâce à un modèle 2D de la Manche.

La comparaison entre d'une part les vitesses résiduelles obtenues grâce au modèle 3D et d'autre part les trajectoires de la figure 4-9b et le schéma de circulation proposé au chapitre 2, montre que les principales caractéristiques sont reproduites. On retrouve ainsi la circulation générale d'ouest en est au nord de la baie, le tourbillon de Barfleur et les tourbillons secondaires près de la côte, la circulation d'est en ouest le long de la côte du Calvados, entre Ouistreham et la baie des Veys.

Il est important de préciser qu'il ne s'agit ici que de la circulation résiduelle lagrangienne de marée sans tenir compte de l'effet du vent ni de celui des gradients de densité près de l'embouchure qui peuvent modifier ce schéma (par exemple, circulation résiduelle inversée entre surface et fond à l'embouchure). Ces deux autres sources de mouvement seront abordées dans le chapitre suivant (4.1.1.3).

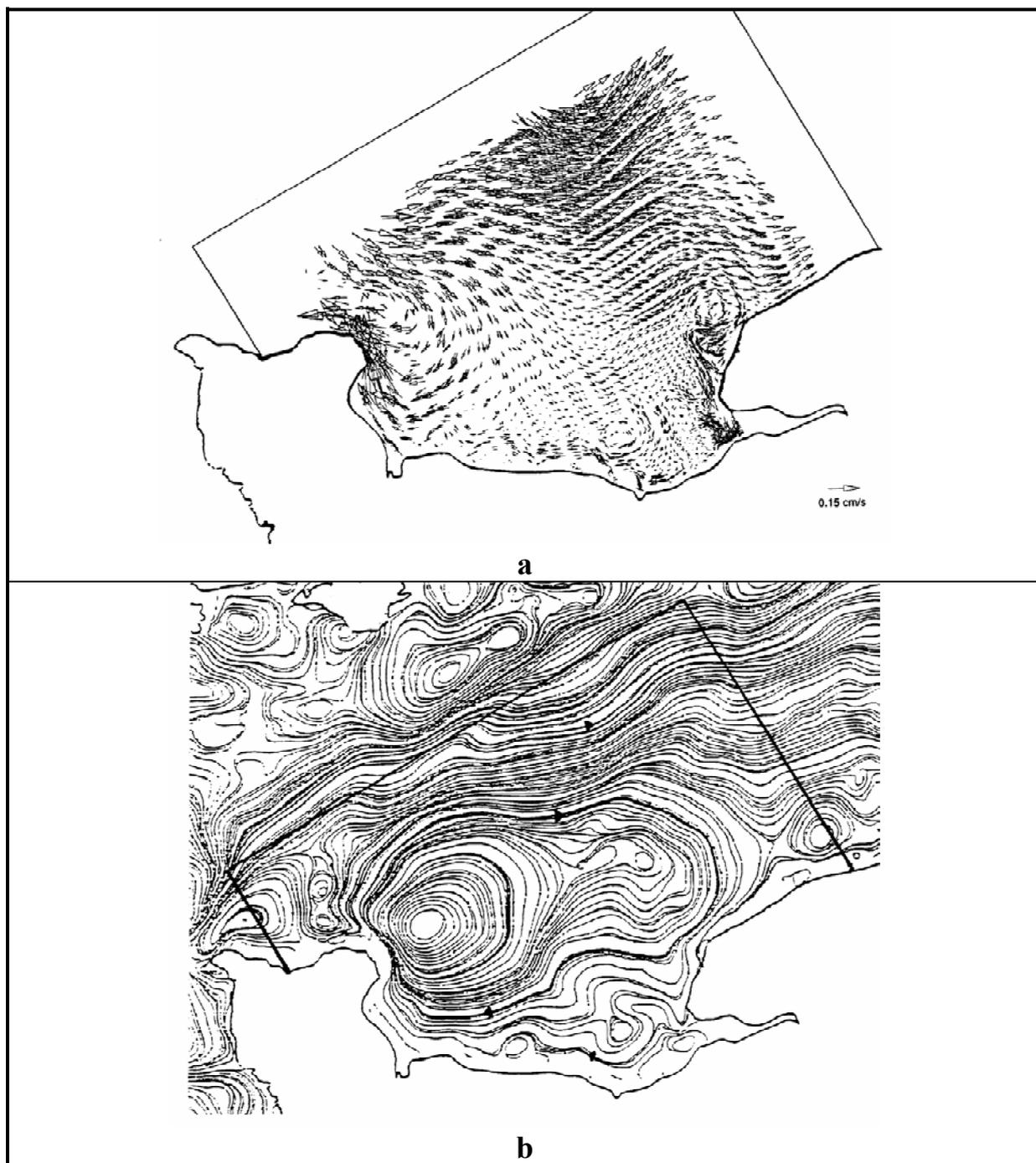


Figure 4-9 : Champ de vitesse résiduelle lagrangienne moyen sur la verticale obtenu avec le modèle 3D (a) et zoom sur les trajectoires résiduelle obtenues en baie de Seine par Salomom et Breton (1991) à partir d'un modèle 2D de la Manche (b).

4.1.3. La salinité et les circulations induites

La salinité étant une variable purement conservative, la bonne reproduction des champs de salinité est un critère essentiel de validité du modèle d'advection-dispersion. Au niveau du panache, les forts gradients verticaux et horizontaux de salinité, et donc de densité, vont fortement influencer la dynamique du système. Il convient donc de simuler correctement ces gradients et une bonne calibration des structures est nécessaire. Celle-ci porte sur le mélange vertical, c'est à dire sur la viscosité (relation 12) et la diffusivité (relation 13)

turbulente verticale déterminées grâce à la théorie de longueur de mélange. L'atténuation de la turbulence par les gradients de densité est assurée par une fonction empirique du nombre de Richardson de gradient (voir chapitre 3).

Les stratifications verticales (Mesures du S.A.U.M., 1979) :

La calibration a conduit à rechercher la formulation du mélange vertical qui permet de reproduire au mieux les structures verticales de salinité à l'embouchure de la Seine. Des mesures faites dans le cadre du S.A.U.M. (Schéma d'Aptitude et d'Utilisation de la Mer) ont permis de réaliser des coupes verticales quasi-instantanées de salinité dans l'estuaire. Ces coupes ont été utilisées ici pour calibrer le mélange vertical.

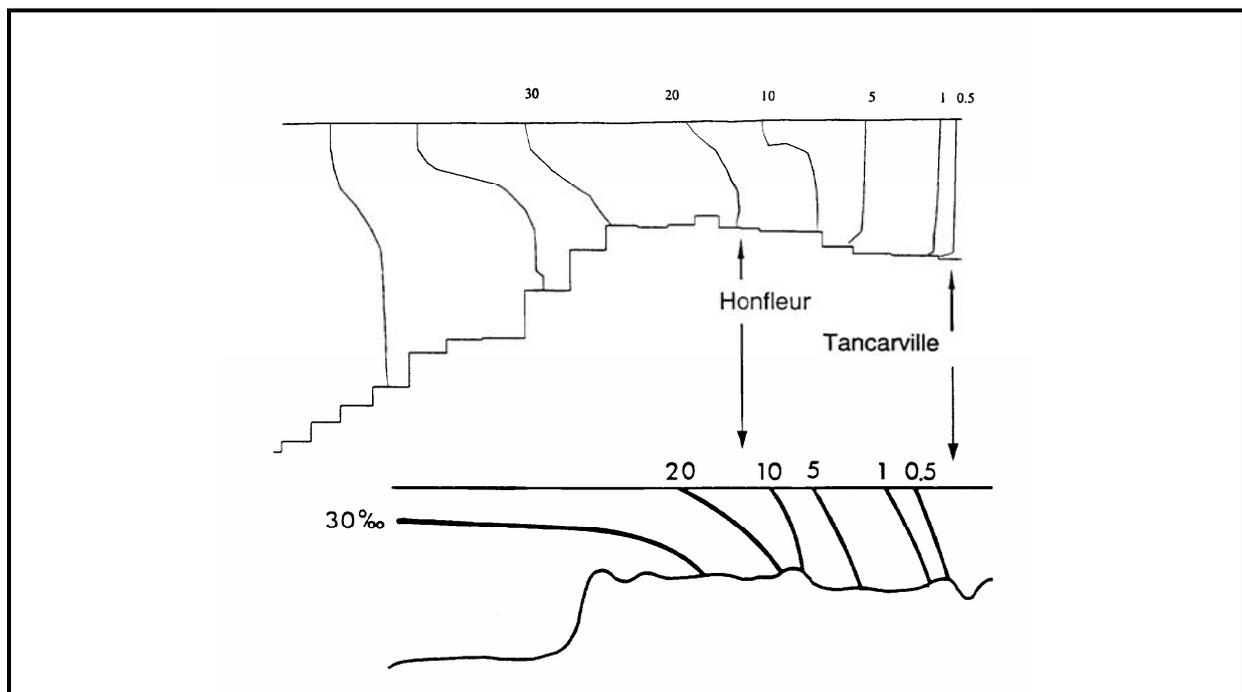
Des paramétrisations différentes pour le calcul de la viscosité et la diffusivité turbulente verticale sont proposées selon les auteurs (voir chapitre 3). C'est la paramétrisation proposée par Lehfeld et Bloss (1988) qui a donné les structures de panache les plus proches de celles observées en Seine. Elle conduit aux équations suivantes :

$$v_z = l_m^2 \cdot \frac{\partial u}{\partial z} \cdot (1 + 3 \cdot Ri)^{-1} + v_{z0}$$

$$k_z = l_m^2 \cdot \frac{\partial u}{\partial z} \cdot (1 + 3 \cdot Ri)^{-3} + k_{z0}$$

Par ailleurs, la calibration a permis de fixer les coefficients de mélange minimum (v_{z0} et k_{z0}) à la valeur de $10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$.

La figure 4-10 présente une comparaison entre des coupes verticales simulées et mesurées dans l'estuaire. Les mesures qui ont permis d'obtenir ces coupes verticales ont été faites entre le 8 et le 10 mars 1978, en période de vives eaux et de crue de la Seine. La simulation a été réalisée sur cette même période et les situations extrêmes de pleine mer (figure 4-10a) et basse mer (figure 4-10b) sont comparées aux coupes mesurées.



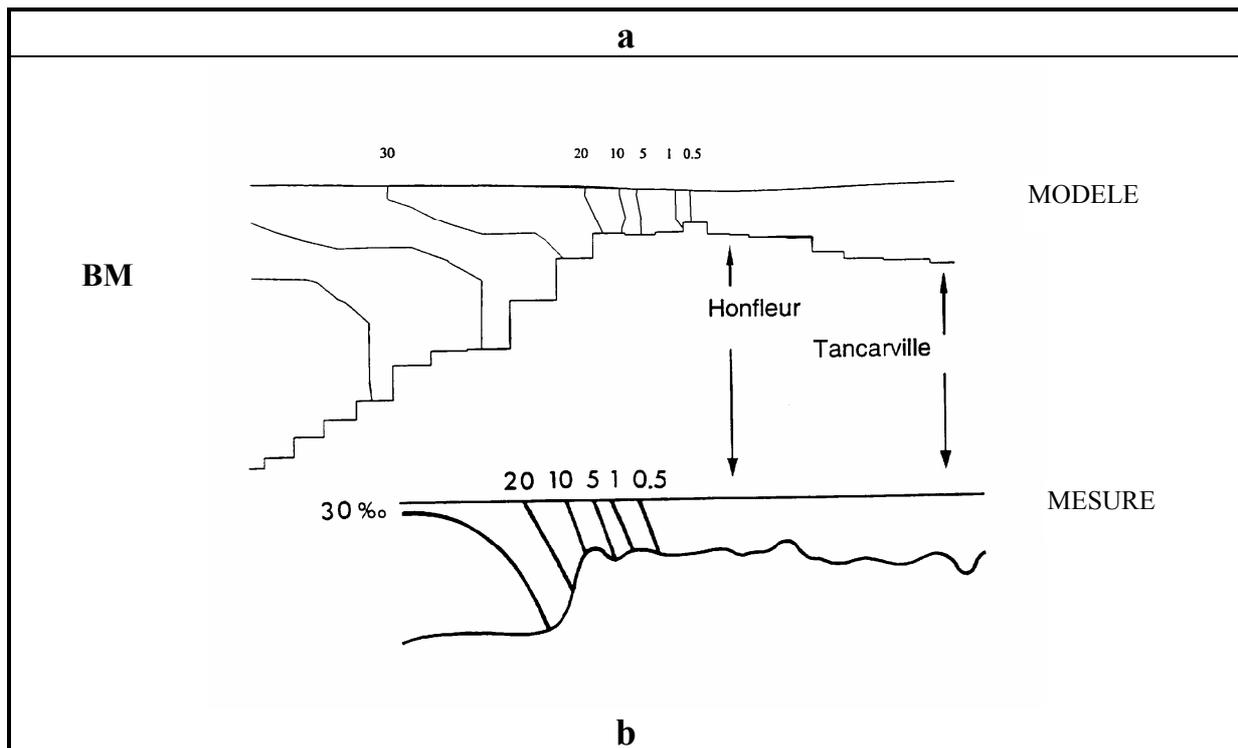


Figure 4-10 : Coupes verticales de salinité simulées et mesurées à l'embouchure à pleine mer (a) et à basse mer (b).

A pleine mer (figure 4-10a), la mesure situe la limite de salinité 0.5 PSU au niveau du pont de Tancarville. De la salinité 0.5 PSU à 5 PSU, il y a peu de stratification verticale. Celle-ci commence à apparaître à partir de l'isohaline 10 PSU. A Honfleur, la salinité de surface est entre 10 et 20 PSU alors qu'elle est légèrement supérieure à 20 PSU au fond. Cependant, les stratifications verticales restent peu marquées. Ceci peut être relié à la période de vive eau, où l'intensité des courants est plus forte et le mélange vertical plus important. Le profil vertical simulé correspond à une situation de pleine mer instantanée au cours de la période considérée. La structure calculée est globalement similaire à la mesure. La limite de salinité 0,5 PSU est positionnée à hauteur de Tancarville et la colonne d'eau est bien mélangée entre 0,5 et 5 PSU. Les stratifications apparaissent à partir de 10 PSU. Au niveau de Honfleur, la salinité de surface est correctement reproduite avec une valeur comprise entre 10 et 20 PSU. Au fond la valeur simulée est de 20 PSU alors que celle mesurée est sensiblement supérieure.

A basse mer (figure 4-10b), la situation mesurée et simulée montre une position de la limite de salinité 0,5 PSU largement en aval de Honfleur avec cependant une position un peu plus amont dans la simulation. Par contre dans les deux cas, la colonne d'eau est bien mélangée sur une large gamme de salinité, les stratifications n'apparaissant que pour des valeurs supérieures à 20 PSU. L'excursion de marée, déterminée par la différence de position de l'isohaline 0,5 PSU entre basse mer et pleine mer est également correctement reproduite par le modèle.

En fait, les profils mesurés à un instant donné de la marée ne sont pas réellement instantanés. En effet, ils résultent d'une compilation de l'ensemble des mesures réalisées sur les 2 ou 3 jours de la campagne. Ainsi, la comparaison avec un profil instantané simulé peut présenter certaines différences tant sur l'intensité des stratifications que sur la position exacte des isohalines. De plus, dans le modèle, les gradients importants (ici de densité) sont souvent générateur d'instabilités numériques qui nécessitent un petit pas de temps pour être évitées.

Ainsi, au moment de la calibration, le choix a été fait d'une paramétrisation robuste qui permet de représenter au mieux les gradients de densité tout en préservant un pas de temps relativement important et en évitant au plus ces instabilités numériques. Pour cela, les coefficients de mélange sont sans doute un peu surestimés (termes d'amortissement sous estimés). Néanmoins, ces mesures permettent de s'assurer que le modèle donne des structures verticales valides.

Les structures horizontales (Campagne CRYOS, 1981) :

Les structures halines verticales à l'embouchure ayant été calibrées, il est nécessaire de s'assurer de la bonne reproduction des structures horizontales du panache de salinité dans la partie orientale de la baie de Seine. Il est difficile d'obtenir par les mesures une structure instantanée du panache du fait de l'extension importante de celui-ci et du nombre de mesures nécessaires à une représentation fine. Les cartes de salinité mesurées sont donc en général obtenues en plusieurs jours autour d'un même instant de la marée. La campagne CRYOS (Crevel, 1983), réalisée en baie de Seine orientale du 13 au 16 septembre 1981, a ainsi fourni des cartes quasi-instantanées de salinité en surface et au fond grâce à un échantillonnage d'une soixantaine de points. Cette campagne a été réalisée en période de vive eau (coefficients compris entre 84 et 107) et en situation d'étiage de la Seine ($300 \text{ m}^3/\text{s}$). Cette période a été simulée et le résultat d'une situation instantanée est comparé aux cartes du panache mesuré en surface et au fond (figure 4-11). La situation à basse mer est choisie pour la comparaison car elle représente l'extension maximum du panache vers le large.

L'extension du panache en surface comme au fond est bien reproduite. On retrouve notamment l'extension plus faible du panache au fond, lié principalement à la circulation résiduelle de densité orientée vers l'estuaire (voir chapitre 2). Cette circulation résiduelle de densité, caractéristique des zones estuariennes, est simulée par le modèle. La figure 4-12 montre le champ de courants résiduels eulériens calculés en surface et au fond au cours de la période simulée.

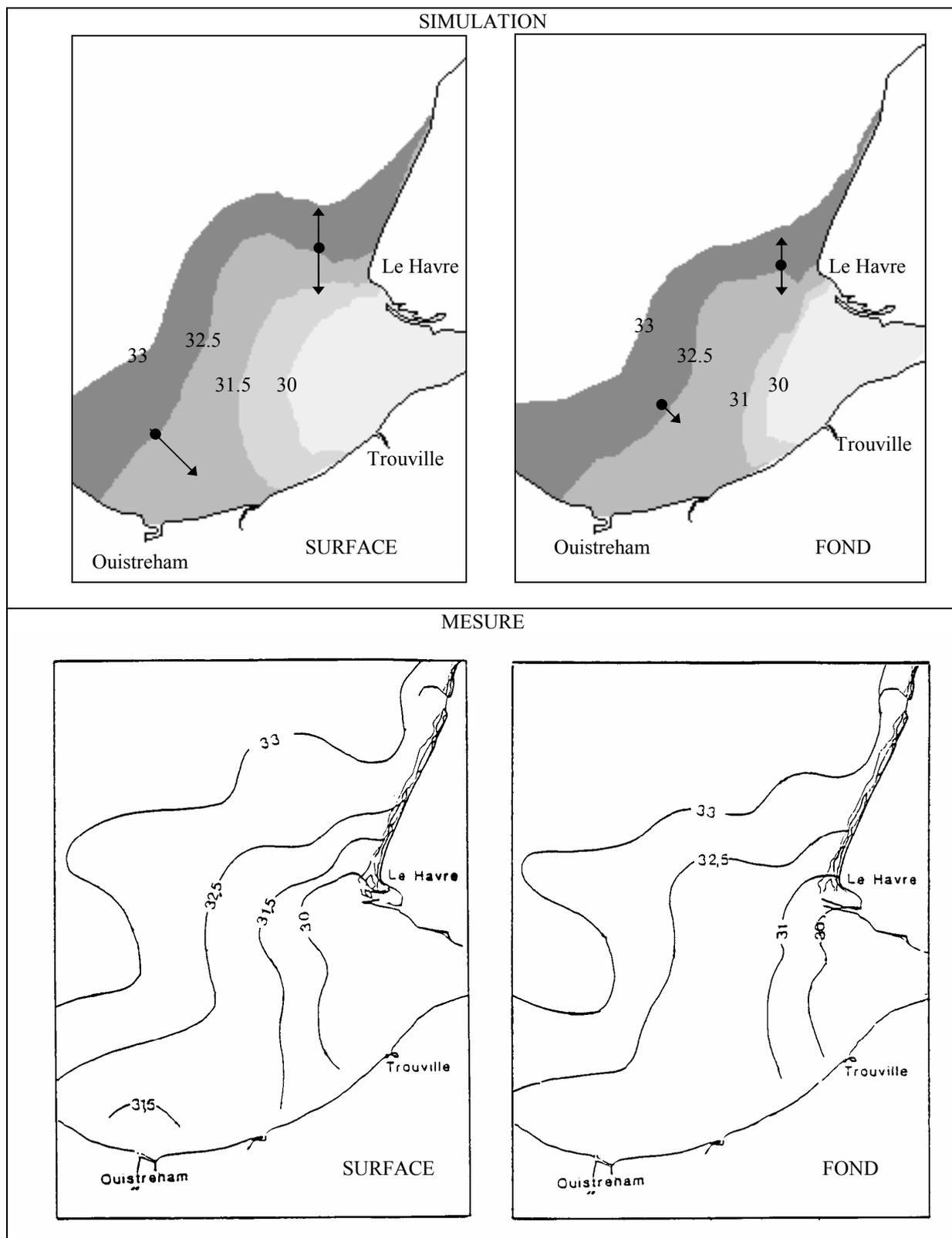


Figure 4-11 : Comparaison entre panache de salinité surface-fond simulé et mesuré. Situation de basse mer.

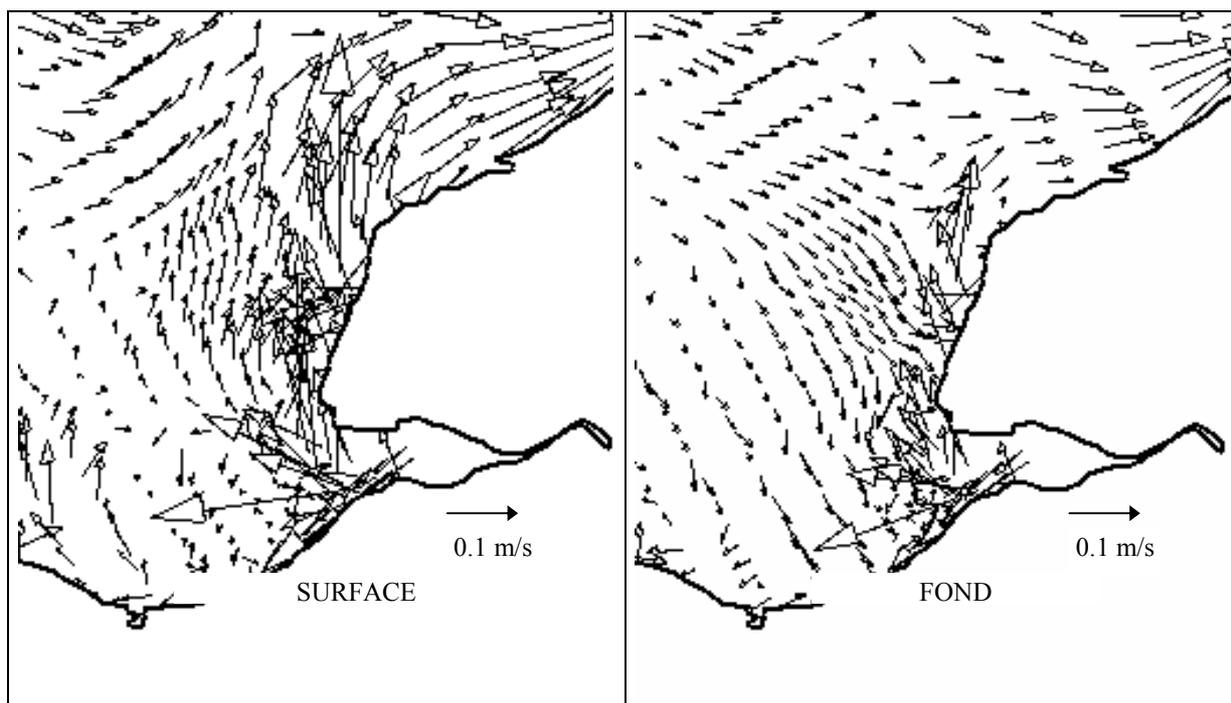


Figure 4-12 : Courants résiduels eulériens surface et fond simulé à l'embouchure.

Dans la partie nord du panache, où les profondeurs sont plus importantes et où les gradients de densité sont forts, la circulation résiduelle inversée entre surface et fond est bien reproduite. La résiduelle de fond orientée vers l'estuaire, confine le panache et réduit son extension au fond.

Les gradients horizontaux de densité apparaissent convenablement simulés autant en surface qu'au fond. Le panache mesuré montre une structure de l'isohaline 33 PSU assez compliquée, formée de plusieurs indentations. Cette forme particulière est fortement atténuée dans la simulation. Il faut cependant se rappeler que plus on s'éloigne de l'estuaire, plus la taille des mailles augmente. Celle-ci devient sans doute trop importante pour reproduire correctement ces structures et le résultat apparaît lissé. De même, plus on s'éloigne de l'estuaire, plus la non-simultanéité des mesures est vraie. Néanmoins, la position moyenne de l'isohaline 33 PSU est convenablement simulée. Les flèches qui apparaissent sur l'isohaline 32 PSU de la simulation représentent la variation de la position de cette isohaline entre basse mer plus 2 heures et basse mer moins 2 heures, afin d'estimer l'incertitude qui est faite lors de l'établissement des cartes de salinité « instantanée », les mesures ne pouvant pas être toutes réalisées exactement à l'instant de la basse mer.

Le vent joue un rôle non négligeable sur la forme et la position du panache de surface. Pour l'illustration, une tempête a été simulée. La figure 4-13 représente le panache de surface à la même date que celui de la figure 4-11 mais un vent d'ouest soufflant à 20 m/s a été imposé artificiellement au cours des 48 heures qui ont précédé. Le frottement du vent en surface modifie la circulation et donc la forme et l'extension du panache. Sous l'effet d'un vent d'ouest, celui-ci s'étend moins loin dans la baie et se retrouve plaqué contre la côte entre Le Havre et Antifer. Le transport des éléments dissous ou particuliers dépend donc en partie du forçage par le vent et il est donc essentiel de le prendre en compte dans la modélisation.

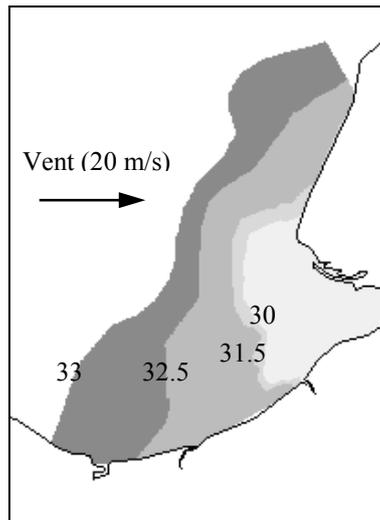


Figure 4-13 : effet du vent sur la forme du panache de salinité de surface.

La salinité au point fixe (mesures R.N.O., station MAREL Honfleur) :

Afin de compléter la validation du modèle en ce qui concerne la salinité, des comparaisons entre salinité simulée et salinité mesurée en un point fixe sont réalisées. Deux sources de données ont été utilisées ; la première série de données provient des mesures effectuées dans le cadre du R.N.O. (Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin, 1976-1984) et la deuxième du réseau MAREL.

En baie de Seine, le R.N.O. surveille une dizaine de points, tous situés dans la partie est de la baie. La fréquence des mesures au cours de l'année est variable d'un point à l'autre. Le point RNO2, situé à la sortie de l'estuaire dans l'axe du chenal de la Seine (49° 26.2' N, 0° 02' E, point 5 sur la figure 4-1) a été choisi pour la comparaison car la fréquence des mesures en ce point est la plus grande (une à deux mesures par mois). L'année 1983 a été simulée et les salinités calculées obtenue au point RNO2 grâce au modèle sont comparées aux mesures en surface et au fond (figure 4-14).

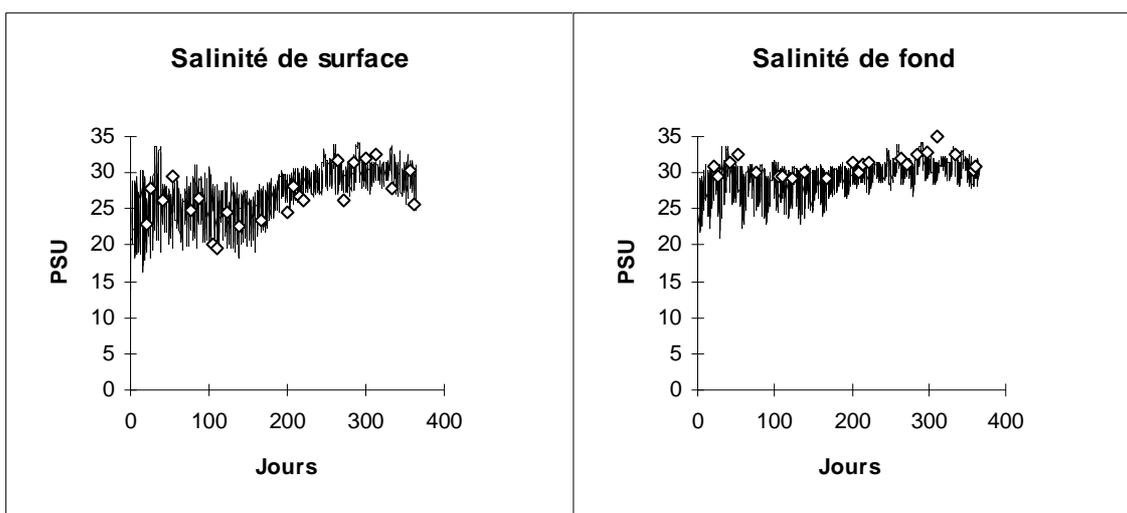


Figure 4-14 : Comparaison entre salinité simulée (trait) et salinité mesurée (points) au point RNO2 en surface et au fond pour l'année 1983

La simulation reproduit bien les salinités mesurées en surface comme au fond et montre une grande variabilité (supérieur à 10 PSU) à l'échelle de la marée, liée à la proximité de l'embouchure de la Seine. La faible fréquence de mesure en ce point (une à deux valeurs par mois) ne permet pas de valider ces variations. Cependant, les mesures sont pratiquement toujours situées entre les valeurs minimums et maximums de salinité simulées. De plus, la mesure permet de vérifier que le modèle reproduit correctement l'augmentation de la salinité moyenne vers le jour 180, liée à une modification du régime de la Seine. On passe en effet d'un régime de crue, compris entre 800 et 1400 m³/s, à un régime d'étiage compris entre 200 et 300 m³/s.

Depuis décembre 1996, l'IFREMER, en partenariat avec l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, la région Haute-Normandie, le conseil régional de Basse-Normandie, la préfecture de la région Haute-Normandie et le conseil régional d'Ile-de-France, a mis en service au niveau de Honfleur une station de mesure automatisée (station MAREL) permettant l'observation en continu des paramètres conductivité, température, turbidité et oxygène avec une fréquence d'acquisition de 10 mn (Bulletin Marel-Seine N° 1, Décembre 96 - Décembre 97, 1998) ; cette haute fréquence de mesure de la station MAREL est un élément intéressant pour la validation du modèle. L'année 1997 a été simulée et le résultat en salinité au niveau de Honfleur est comparé à la salinité mesurée par la station (figure 4-15 et 4-16). En période de vive-eau, la salinité simulée est en bon accord avec la salinité mesurée par la station MAREL. Les différences modèle-mesures les plus importantes sont observées en période de morte-eau, la salinité simulée en surface étant trop faible. Toutefois il faut noter que dans le modèle, la position Honfleur est représentée par une maille de 1500 m de long sur 900 m de large plutôt représentative du chenal, alors que la mesure est réalisée près du bord au niveau de Honfleur. Une campagne de mesure réalisée le 6 octobre 1998 en période de forte vive eau (111-114) par le laboratoire « Transport Particulaire » de l'IFREMER (DEL/EC-TP) a montré que la mesure des paramètres salinité et M.E.S. au point MAREL est très proche de la mesure des mêmes paramètres au milieu du chenal. Toutefois, une différence entre le chenal et le point MAREL a pu être observée pour la salinité pendant une à deux heures au jusant. Au cours de ce laps de temps, une stratification verticale atteignant 3 à 5 PSU est apparue en surface dans le chenal, alors qu'elle n'a pas été observée au point MAREL, entraînant un écart équivalent dans la mesure de surface entre ces 2 points. Pourtant, le mélange important du fait du fort coefficient de marée (111-114) devrait réduire considérablement ces phénomènes de stratification ; on peut donc supposer qu'en période de morte eau ces différences entre chenal et berge seront plus fortes et de plus longue durée. Ainsi, les différences observées en morte eau entre modèle et mesures sont sans doute liées à ces différences de stratifications. Ces observations devraient être confirmées par une nouvelle série de mesures simultanées dans le chenal et au point MAREL en morte eau.

SALINITE Honfleur - 1997

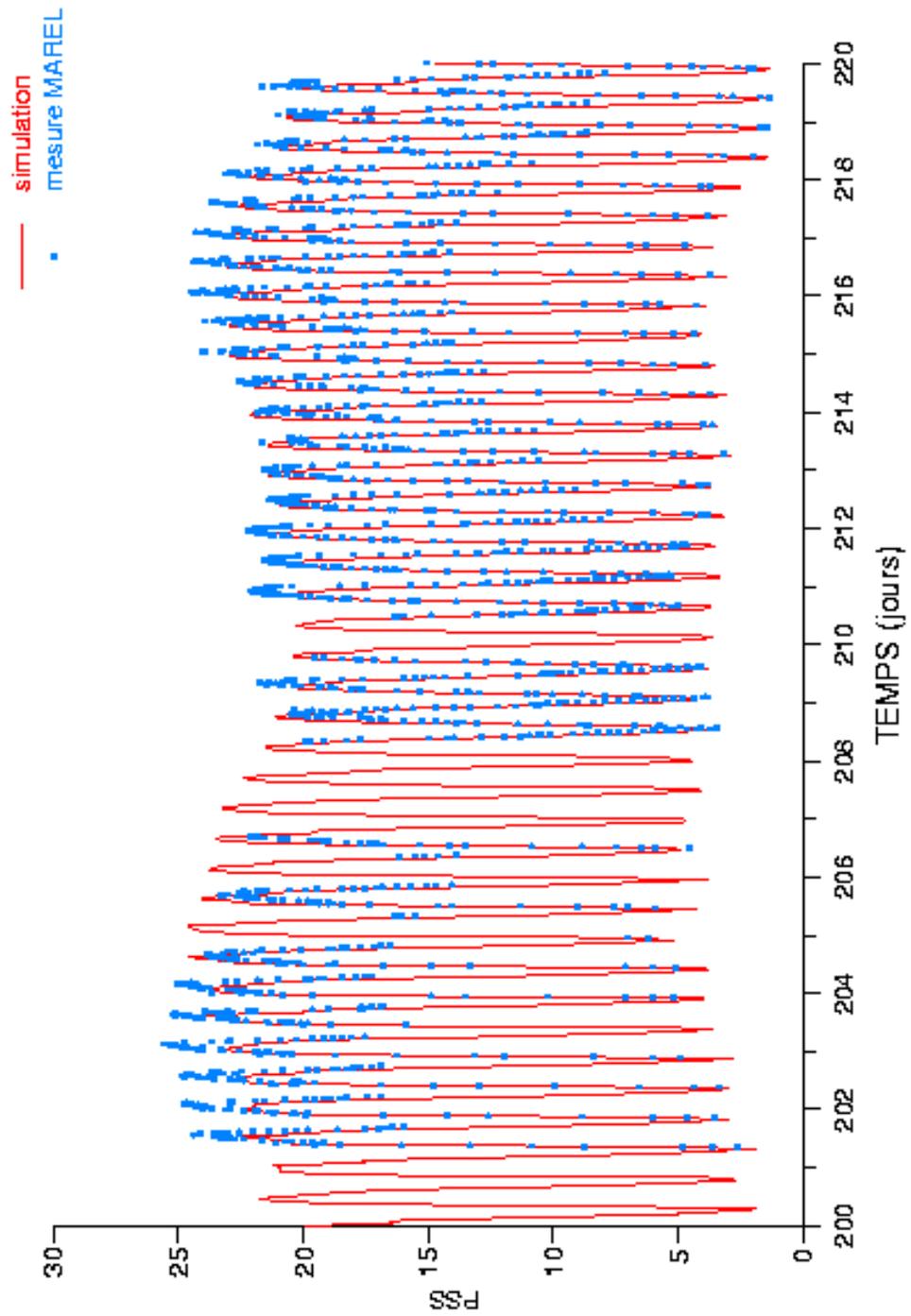


Figure 4-15 : Comparaison entre la salinité simulée (trait) et la salinité mesurée par la station MAREL au niveau de Honfleur entre le 19/07/97 et le 08/08/97.

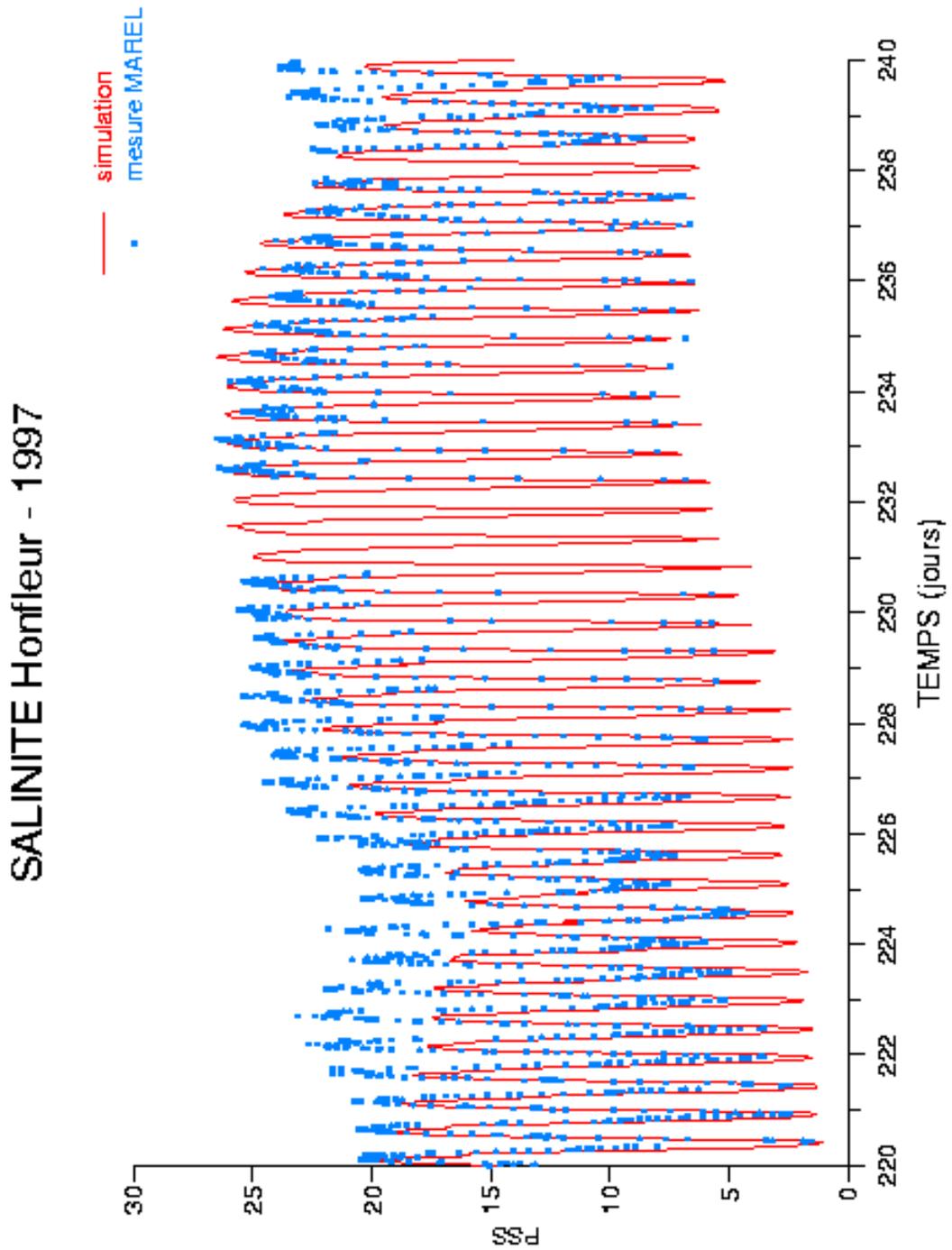


Figure 4-16 : Comparaison entre la salinité simulée (trait) et la salinité mesurée par la station MAREL au niveau de Honfleur entre le 09/08/97 et le 28/08/97.

4.1.4 La température

Le calcul des flux de chaleur à l'interface air-mer a été repris du modèle intégral unidimensionnel de Niiler et Kraus (1977) (voir chapitre 3). La température calculée en baie de Seine grâce à ce modèle thermique est validée, comme pour la salinité, par comparaison avec les mesures du RNO pour l'année 1983 (figure 4-17) et la mesure de la station MAREL pour l'année 1997 (figure 4-18).

Pour le point RNO2, on observe une très bonne reproduction du cycle annuel de température en surface et au fond. De plus, on remarque qu'en ce point il n'existe pratiquement pas de gradient vertical de température. Ceci est lié principalement à la profondeur relativement faible (inférieure à 10 m) et surtout à l'hydrodynamique importante liée à la marée qui facilite le mélange.

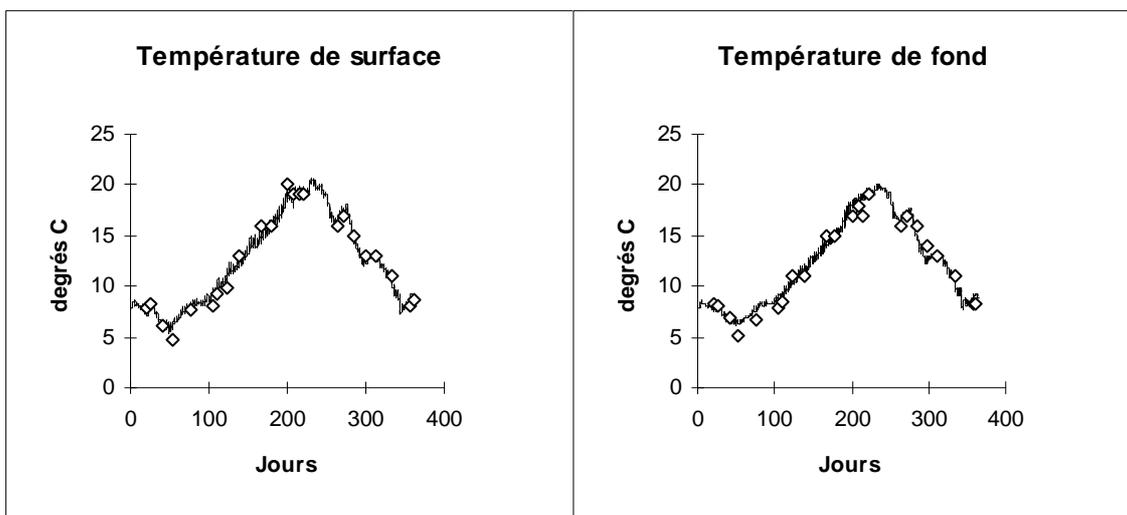


Figure 4-17 : Comparaison entre température simulée (trait) et température mesurée (points) au point RNO2 pour l'année 1983

De la même manière, la comparaison entre la température simulée au niveau de Honfleur et la température mesurée à la bouée MAREL, montre une excellente reproduction de ce paramètre sur toute l'année.

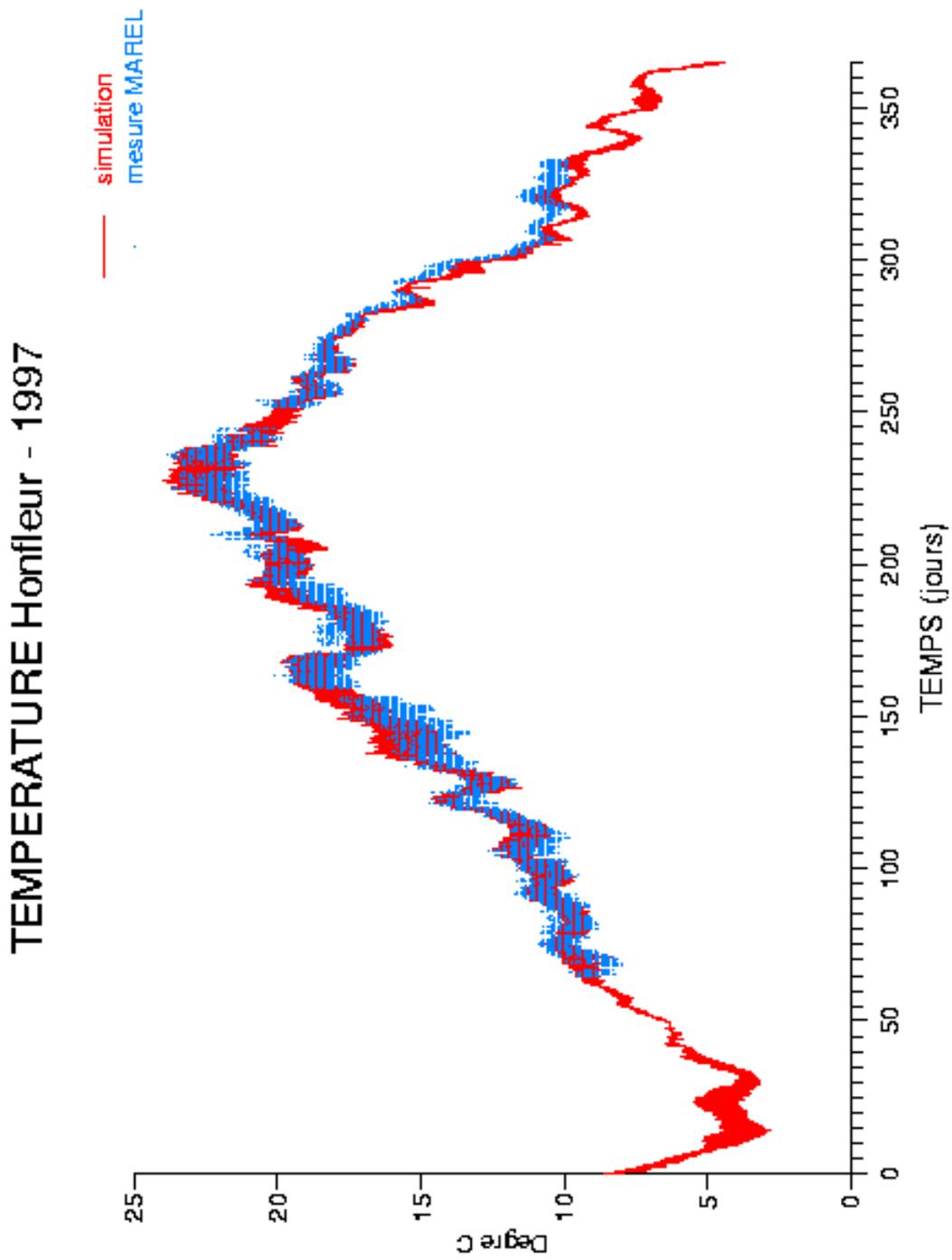


Figure 4-18 : Comparaison entre la température simulée (trait) et la température mesurée par la station MAREL au niveau de Honfleur pour l'année 1997.

Afin de valider le modèle thermique, à l'échelle de toute la baie, le recours à l'imagerie satellitale est une solution intéressante. En effet, ces images de température de surface de la mer fournissent une vision instantanée d'une zone, facilement comparable à un résultat de modèle. Néanmoins, la mesure de température de surface de la mer concerne une épaisseur d'eau très fine de l'ordre du millimètre. Ainsi, lors d'une comparaison avec une température de surface simulée correspondant souvent à une couche d'eau plus épaisse (de quelques centimètres à quelques mètres), des différences peuvent apparaître.

Des images de température de surface en Manche ont été obtenues auprès du Remote Sensing Data Analysis Service de Plymouth pour l'année 1998. Une situation mesurée au mois de mai 1998 est comparée à la situation simulée à la même époque (figure 4-19).

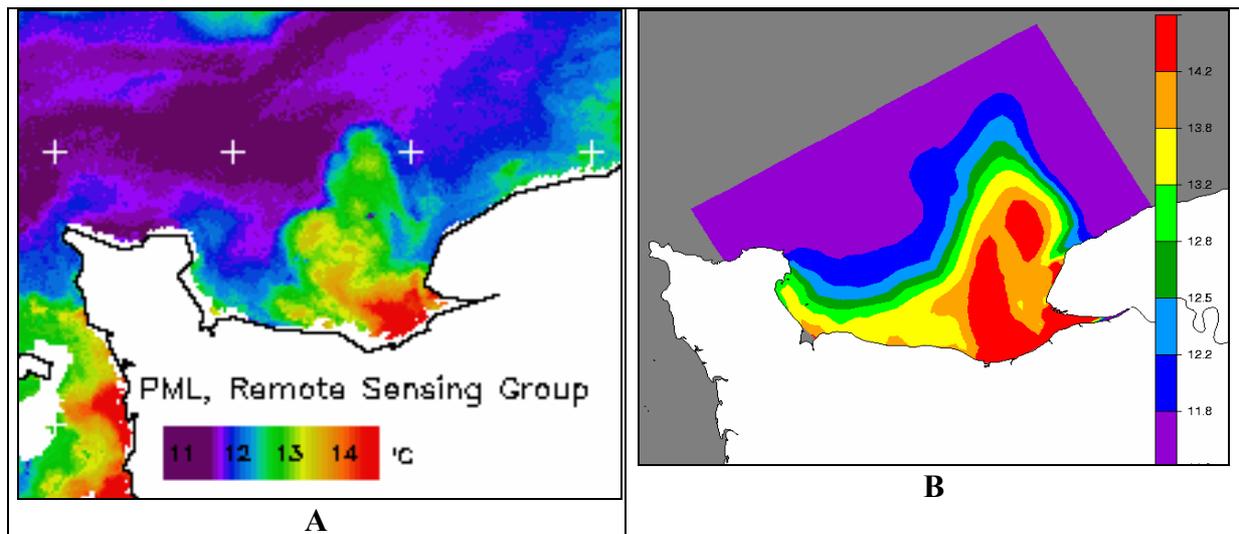


Figure 4-19 : Comparaison entre température de surface mesurée par satellite (A) et température de surface simulée (B) le 19 mai 1998

Sur l'image satellitale, les eaux de la Seine plus chaudes que les eaux du large se détachent nettement, permettant de bien visualiser l'extension du panache. Les semaines qui ont précédé la date de la mesure correspondent à une période de crue de la Seine (débits supérieurs à $1000 \text{ m}^3/\text{s}$), ce qui explique l'extension importante du panache dans la baie. Le modèle permet de simuler une structure thermique similaire. L'extension, ainsi que la forme du panache de température est assez convenablement reproduite. De même, les températures simulées et mesurées à cette date sont équivalentes. Le modèle thermique permet donc de reproduire correctement la température sur toute la baie.

4.1.5 Les matières en suspension

La calibration des matières en suspension (MES) est un élément essentiel pour le modèle écologique. En effet, la production primaire est dépendante de l'intensité lumineuse disponible et donc de la turbidité du milieu. Ainsi une mauvaise reproduction des concentrations en MES, et donc des turbidités, peut conduire à une mauvaise simulation la production phytoplanctonique.

En baie de Seine, les turbidités les plus fortes se rencontrent dans la partie orientale, du fait des apports par la Seine et de la proximité du bouchon vaseux (voir chapitre 2). Deux structures principales existent dans cette zone : d'une part le panache turbide de la Seine et

d'autre part le maximum de turbidité dans l'estuaire que forme le bouchon vaseux. Rappelons que dans notre modélisation (voir chapitre 3), deux classes de particules minérales sont considérées. La première, formée de particules « lourdes » et ayant une vitesse de chute importante, est initialement positionnée dans l'estuaire et permet de reproduire le bouchon vaseux. La seconde catégorie est formée de particules plus fines et plus légères (ayant une vitesse de chute plus faible), advectées plus facilement en dehors de l'estuaire pour former le panache turbide.

Lors de la calibration, le souci est d'obtenir sur toute la zone (principalement la baie de Seine orientale) des concentrations en MES correctes. Plusieurs campagnes ont été réalisées en baie de Seine par l'IFREMER au cours desquelles les principaux paramètres hydrologiques dont les matières en suspension ont été mesurés. Les mesures ont été effectuées en plusieurs points sur quelques jours et ne fournissent donc pas une situation réellement instantanée. Leur utilisation directe pour la calibration du modèle n'est donc pas aisée. Néanmoins, afin d'avoir une vision synthétique de ces mesures, les diagrammes MES-salinité ont été tracés. Les mesures de la campagne THALIA 3 réalisée du 8 au 14 mars 1979 ont été en particulier utilisées pour la calibration (figure 4-20). Le coefficient de marée durant cette période a varié de 36 à 89 et le débit de la Seine de 590 à 1070 m³/s. L'idée est de reproduire au mieux par la modélisation le diagramme MES-salinité obtenu par la mesure, ce qui constitue une manière originale d'intégrer la dimension spatiale par le biais d'un gradient de salinité. La période a donc été simulée, puis les valeurs de salinité et de concentration en MES simulées aux points de mesures, à la date et à l'heure des mesures, ont été récupérées afin de tracer le diagramme. Les paramètres des équations servant à la calibration des MES, et affectant les concentrations, sont d'une part les vitesses de chute, et d'autre part, les paramètres contrôlant les phénomènes d'érosion-dépôt (tension critique d'érosion, taux d'érosion et tension critique de dépôt). La valeurs de ces paramètres, qui ont été ajustés jusqu'à obtention d'un diagramme MES-salinité simulé comparable à celui établi à l'aide des mesures, sont les suivantes :

	Particules « lourdes »	Particules « légères »
Vitesse de chute maximum	1.5 10 ⁻³ m/s	10 ⁻⁵ m/s
Vitesse de chute minimum	5 10 ⁻⁴ m/s	5 10 ⁻⁶ m/s
Taux d'érosion du sédiment	0.05 kg/m ² .s	0.05 kg/m ² .s
Tension critique de dépôt	1 N/m ²	1 N/m ²
Tension critique d'érosion	0.89 N/m ²	0.89 N/m ²

Tableau 4-1 : Paramètres relatifs au compartiment sédimentaire.

Le diagramme MES-salinité comparant les mesures et le résultat du modèle est reproduit sur la figure 4-20.

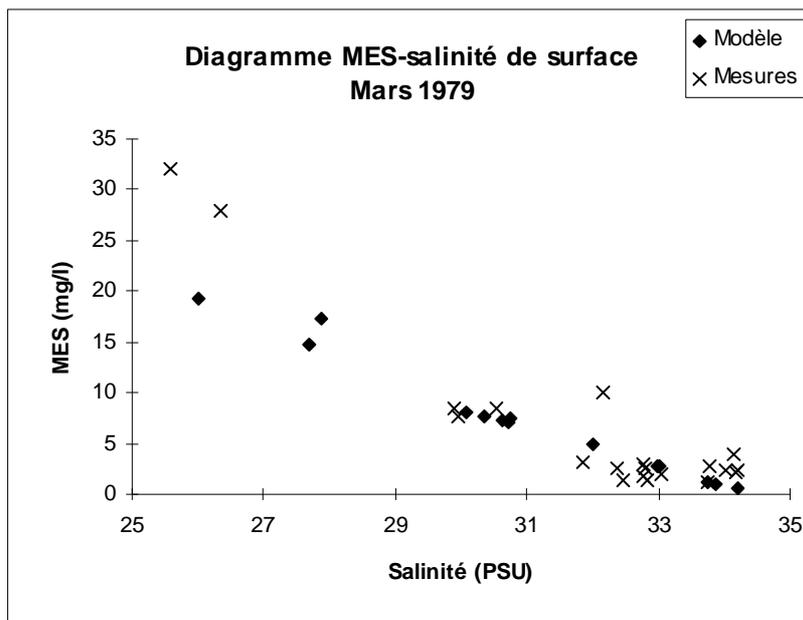


Figure 4-20 : Comparaison entre le diagramme MES-salinité de surface calculé (losanges) et mesuré (croix) en mars 1979.

On remarque une forme quasi-linéaire du diagramme traduisant une forte influence du phénomène advectif. Il faut cependant noter que les mesures sont faites, dans leur majorité, relativement loin de l'embouchure et du bouchon vaseux (salinité supérieure à 25 PSU). On est alors en présence principalement de particules fines facilement advectées qui, du fait de leur faible vitesse de chute, ont un comportement proche de celui des éléments dissous.

Afin de valider, cette paramétrisation, une nouvelle comparaison, utilisant une autre série de mesures, a été réalisée. Il s'agit de la campagne NUTRISEINE 1, effectuée du 25 au 28 avril 1994, avec un coefficient de marée allant de 102 à 113, et un débit de la Seine compris entre 680 et 805 m³/s. Le diagramme MES-salinité obtenu par le modèle, est comparé à celui établi à l'aide des mesures (figure 4-21).

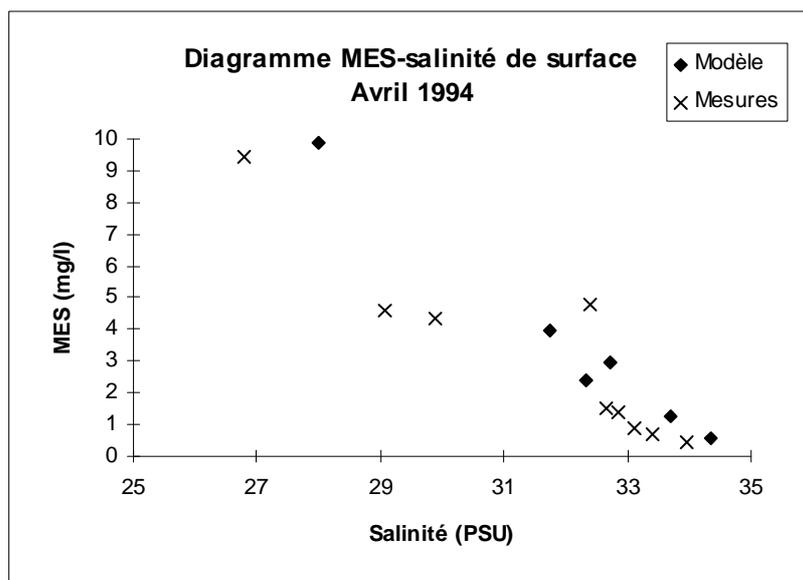


Figure 4-21 : Comparaison entre le diagramme MES-salinité de surface calculé (losanges) et mesuré (croix) en avril 1994.

Les deux diagrammes sont à nouveau similaires. Le diagramme mesuré est encore quasi-linéaire, mais la pente est différente de celle obtenue avec les mesures de 1979. Les concentrations mesurées au cours de la campagne d'avril 1994 sont légèrement plus faibles que celles mesurées en 1979. Ceci est sans doute lié au débit plus faible de la Seine durant la campagne de 1994.

Le modèle est donc capable de reproduire correctement les résultats des deux campagnes (THALIA 3 et NUTRISEINE 1) et l'utilisation des diagrammes MES-salinité se révèle intéressante pour calibrer spatialement le modèle.

Comme pour la salinité et la température, une validation des MES sur une échelle de temps annuelle est également importante. Pour cela, les mesures effectuées au point RNO2 et à la station MAREL Honfleur sont utilisées. Au point RNO2, les comparaisons sont faites à partir des mesures et de la simulation de l'année 1978. Pour la station MAREL, c'est l'année 1997 qui sert à la comparaison.

La figure 4-22 représente la comparaison en surface et au fond entre MES simulées et mesurées au point RNO2.

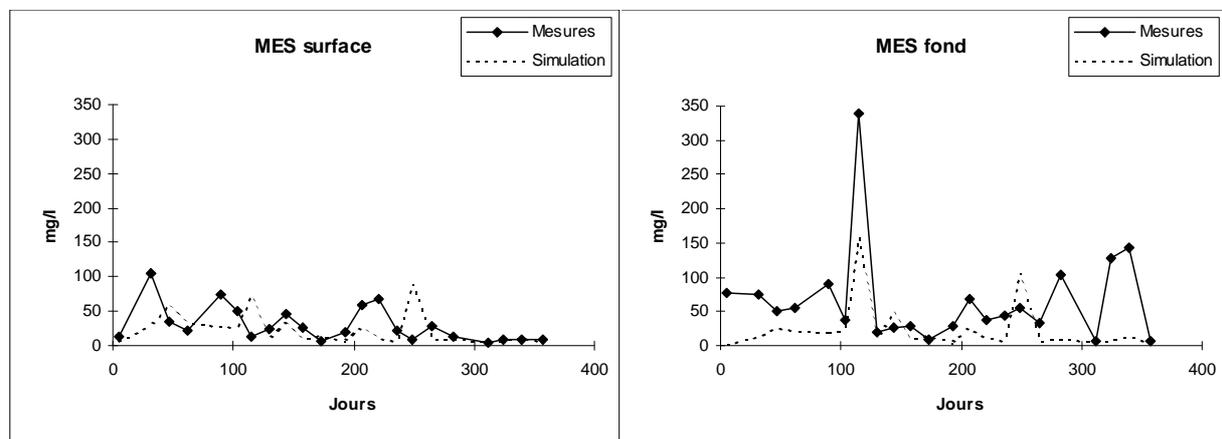


Figure 4-22 : Comparaison MES simulée et MES mesurée au point RNO2 pour l'année 1978

Les gammes de concentrations simulées sont équivalentes à celles mesurées, notamment en surface. Au fond, les concentrations en MES simulées sont inférieures à celle mesurées. Ceci peut être attribué à une sous-estimation des phénomènes de remise en suspension qui affectent les concentrations au fond. Ces phénomènes peuvent être très ponctuels et locaux. De plus le gradient de concentration en MES au fond est souvent très important et peut varier considérablement en quelques dizaines de centimètres. La discrétisation verticale du modèle est donc sans doute insuffisante pour reproduire les gradients de fond de concentrations en MES. Le modèle fournit donc une valeur moyenne au fond souvent inférieure à la concentration mesurée. Il peut être noté qu'il reproduit en partie le pic de MES mesuré au fond après le jour 100.

Au niveau de la station MAREL, la comparaison sur toute l'année 1997 montre une reproduction satisfaisante des concentrations en MES mesurées (figure 4-23). En ce point les concentrations sont nettement plus élevées que dans la baie du fait de la présence du bouchon vaseux. Les pics de MES correspondant aux périodes vive-eau sont correctement simulés ; il semble que les valeurs des pics simulés soient supérieures à la mesure, mais il faut rappeler que lors des marées de vive-eau, la station MAREL est découverte durant quelques heures autour de la basse mer et aucune mesure n'est réalisée, alors que c'est souvent au moment de la basse mer que les concentrations en MES sont les plus fortes. En effet, le bouchon vaseux

M.E.S. Honfleur - 1997

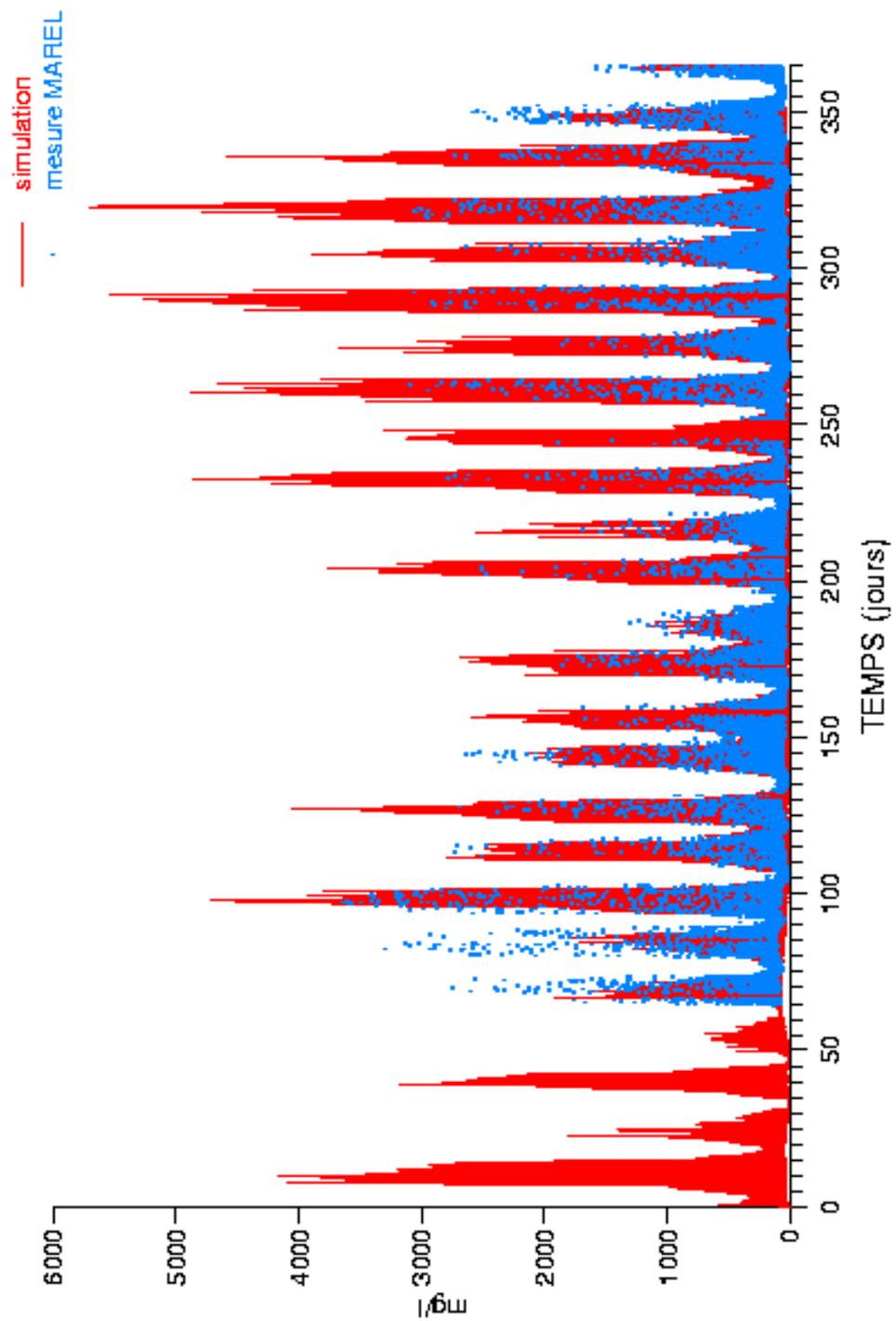


Figure 4-23 : Comparaison entre les matières en suspension simulées (trait) et les matières en suspension mesurées par la station MAREL au niveau de Honfleur pour l'année 1997.

M.E.S. Honfleur - 1997

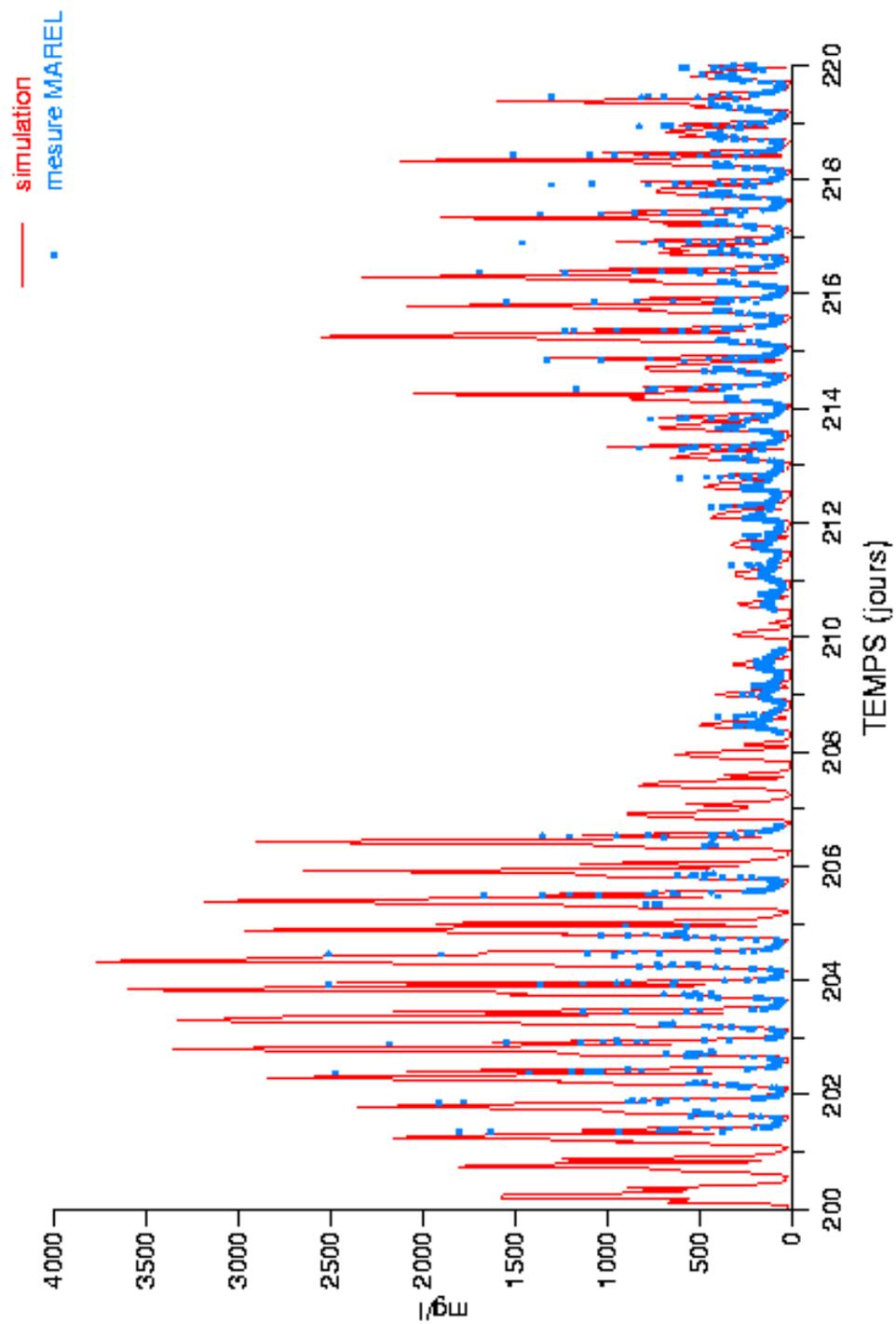


Figure 4-24 : Comparaison entre les matières en suspension simulées (trait) et les matières en suspension mesurées par la station MAREL au niveau de Honfleur entre le 19/07/97 et le 08/08/97.

redescend en moyenne jusqu'à Honfleur dans sa position la plus aval (Brenon, 1997). Afin de mieux observer ce phénomène, une période de 20 jours, comprise entre le 19 juillet et le 8 août 1997 est détaillée sur la figure 4-24. A cette échelle, l'absence de mesure durant quelques heures peut être observée. La phase des pics de MES est bien simulée ainsi que les niveaux bas de concentrations correspondant aux situations de pleine-mer. Après le jour 208, on est en période de morte eau et la mesure est continue car la station n'est alors jamais découverte. Les maximums de concentration mesurés à basse mer permettent de valider les concentrations en MES simulées grâce au modèle.

4.1.6 Les dépôts

Mis à part le stock sédimentaire placé dans l'estuaire pour créer le bouchon vaseux, la condition initiale considère un fond rigide dans toute la baie sans couche de sédiments (voir chapitre 3). Ainsi, les sédiments apportés par la Seine, vont se déposer progressivement dans la baie, dans les zones où les conditions hydrodynamiques le permettent. La figure 4-25 représente les dépôts obtenus à l'issue d'une année de simulation. En dehors de l'estuaire, trois zones de dépôts sont identifiées. Tout d'abord la côte sud, entre Trouville et Ouistreham, puis une zone à l'embouchure entre Le Havre et Trouville, et enfin une zone entre le cap de La Hève et le cap d'Antifer. Dans le cadre du programme Seine-aval, une carte récente du faciès sédimentaire de l'estuaire aval (figure 4-26) a été établie (Avoine *et al.*, 1996). Cette cartographie identifie une zone fortement vaseuse à l'embouchure entre Le Havre et Trouville, qui valide la zone de dépôt obtenue au même endroit grâce au modèle. Le long de la côte entre Trouville et Ouistreham, et entre le cap de La Hève et le cap d'Antifer, la cartographie montre une moins grande quantité de vases mais indique tout de même une large présence de sables ou de graviers envasés. Du matériel sédimentaire fin vient donc se déposer dans ces zones. Toutefois, l'origine de ces vases n'est pas facile à identifier. Avoine *et al.* (1996) attribuent une grande partie des vases présentes au nord du Havre au dépôt de dragage du Port Autonome du Havre (PAH) sur le site d'Octeville. De même, Avoine (1987) identifie les faciès vaseux au large de la côte du Calvados comme provenant en grande partie de l'érosion locale de vases fossiles. Cependant, d'après le modèle qui n'intègre ni le rejet de dragage, ni de stocks de vases fossiles, il semble possible, que les apports de la Seine puissent également alimenter ces zones de dépôt.

Le modèle montre également que du matériel particulaire provenant de la Seine peut se retrouver le long de la côte du Pays de Caux entre Antifer et St Valéry-en-Caux. Les dépôts simulés y sont cependant nettement plus faibles que dans les zones précédentes.

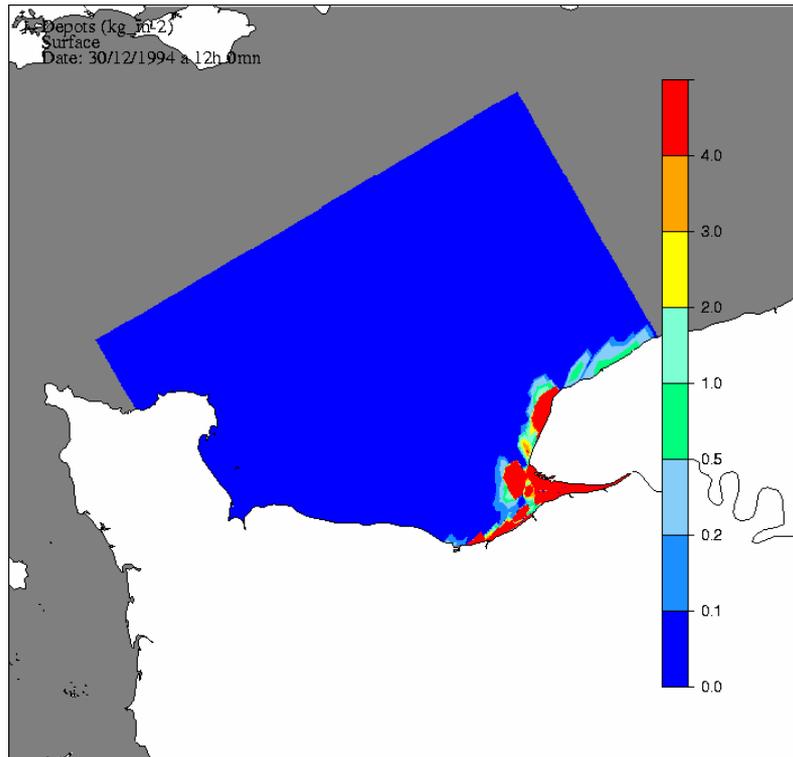


Figure 4-25 : Dépôts simulés (kg/m²) au 30/12/1994 à l'issue d'une année de simulation.

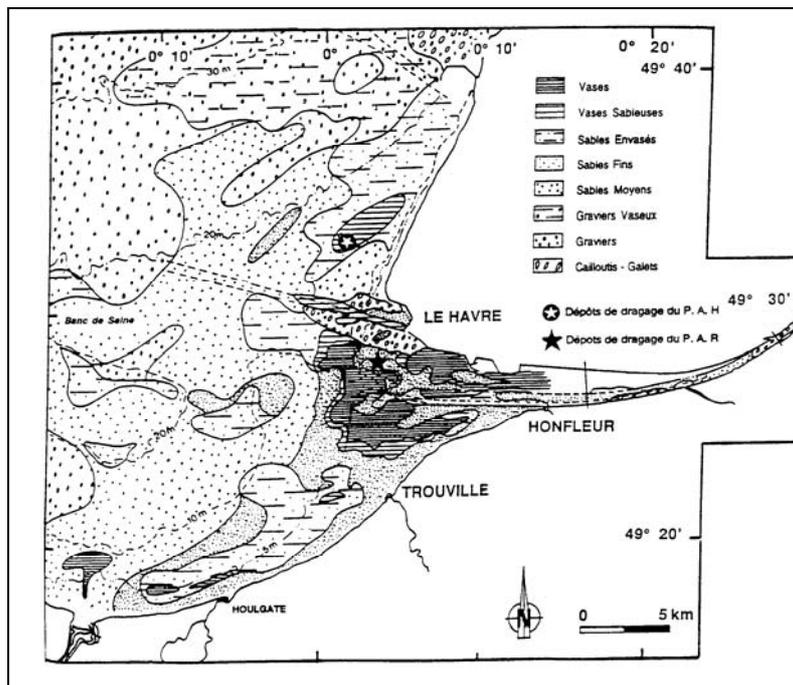


Figure 4-26 : Carte des dépôts mesurés en baie de Seine orientale (Avoine *et al.*, 1996).

L'étude de la circulation résiduelle (voir paragraphe 4.1.1.2) peut aider à comprendre la localisation des zones de dépôt. Le long de la côte du Calvados, la circulation résiduelle d'est en ouest va favoriser le transport du matériel en suspension dans cette direction. A l'embouchure, la circulation résiduelle inversée entre surface et fond, et surtout la suprématie du flot sur le jusant, contribuent au piégeage du matériel particulaire dans cette zone. En effet,

les matières en suspension sont tout d'abord transportées vers le large en surface, puis en chutant, sont reprises par la circulation résiduelle de fond qui tend à les ramener vers l'amont. Au niveau du cap d'Antifer, il existe un tourbillon résiduel (voir figure 4-9) qui peut expliquer un piégeage du matériel particulaire en amont de ce point. Les zones de dépôt sont en général caractérisées par une hydrodynamique plus faible favorisant la sédimentation. La figure 4-27, qui représente la tension maximale de frottement sur le fond, calculée au cours d'une marée de vive-eau de coefficient 90, en est une illustration. Cette figure montre en effet que les zones de dépôt sont aussi celles où les tensions de frottement sont les plus faibles. On peut observer l'influence importante de la digue du port pétrolier d'Antifer qui réduit l'hydrodynamique dans cette région et contribue également à renforcer le dépôt. Il est à noter que l'effet des vagues n'est pas pris en compte dans le modèle et qu'il peut jouer un rôle important dans les secteurs exposés aux houles et de faibles profondeurs.

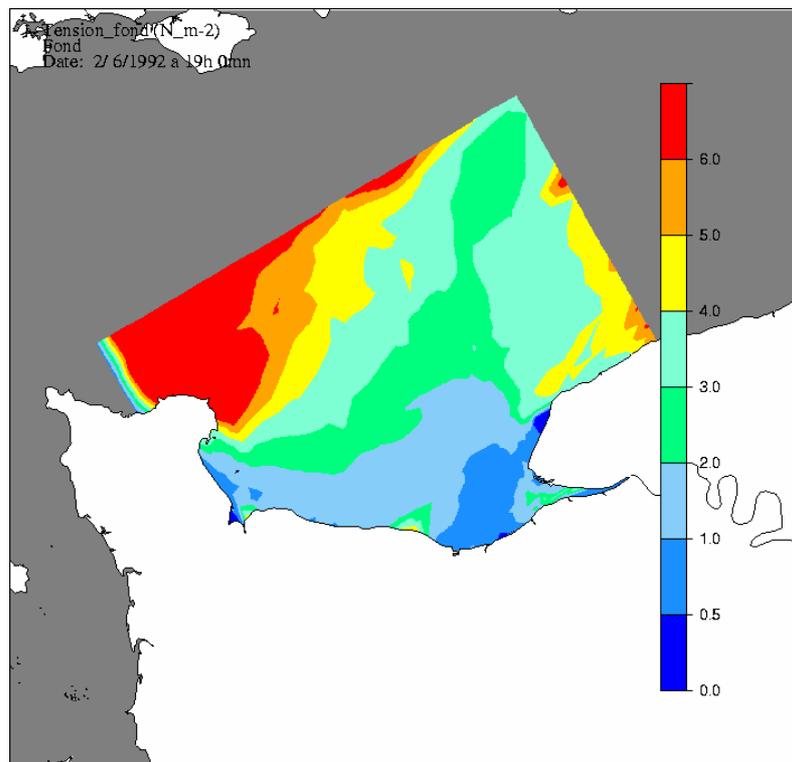


Figure 4-27 : Tension de frottement maximale (N/m²) en vive-eau (coefficient 90).

4.2 Le modèle écologique

Le modèle écologique a été essentiellement calibré à partir des mesures disponibles aux points 2 et 4 du RNO pour l'année 1983. Les paramètres ont été ajustés de façon à reproduire au mieux le cycle annuel des principaux éléments nutritifs (N, P, Si) et de la chlorophylle. L'année 1983 a été choisie pour la calibration car c'est la première année pour laquelle des dénombrements de dinoflagellés sont disponibles.

Il est à noter que la calibration du modèle écologique 3D a bénéficié de celle réalisée grâce à un modèle en boîtes de la baie de Seine (Guillaud et Ménesguen, 1998) pour lequel les temps de calcul sont nettement moins importants. Ainsi un nombre important de paramètres a été optimisé de manière efficace par le modèle en boîtes et leur valeur conservée pour le modèle 3D.

4.2.1 Les paramètres du modèle écologique

L'ensemble des paramètres du modèle écologique est répertorié dans les tableaux 4-2. Ces paramètres sont soit issus de la littérature, soit obtenus par calibration.

Tableau 4-2 : Paramètres relatifs aux compartiments phytoplanctoniques

Diatomées				
SYMBOLE	DEFINITION	UNITE	VALEUR	REFERENCE
μ_{DIAT0}	Taux de croissance maximum à 0 °C	j^{-1}	0.5	calibration
$I_{optDiat}$	Intensité lumineuse optimale	$W m^{-2}$	50	calibration
K_{NDIAT}	Constante de demi-saturation pour N	$\mu mol l^{-1}$	2	Eppley <i>et al.</i> , 1969
K_{SIDIAT}	Constante de demi-saturation pour Si	$\mu mol l^{-1}$	1	Paasche, 1973
K_{PDIAT}	Constante de demi-saturation pour P	$\mu mol l^{-1}$	0.15	Aksnes <i>et al.</i> , 1995
$W_{DiatMax}$	Vitesse de chute maximum	$m j^{-1}$	2.1	Videau, 1996
$W_{DiatMin}$	Vitesse de chute minimum	$m j^{-1}$	0.7	Videau, 1996
m_{DIAT0}	Taux minimum de mortalité à 0 °C	J-1	0.03	calibration
$r_{Si/Nphyto}$	Rapport Si/N	$mol mol^{-1}$	0.4	Aminot <i>et al.</i> , 1997
$r_{P/Nphyto}$	Rapport P/N	$mol mol^{-1}$	0.0625	Redfield <i>et al.</i> , 1963
$r_{N/Chl}$	Rapport N/Chlorophylle a	$mol g^{-1}$	1	Aminot <i>et al.</i> , 1997
Flagellés				
μ_{DINO0}	Taux de croissance maximum à 0 °C	j^{-1}	0.35	calibration
$I_{optDino}$	Intensité lumineuse optimale	$W m^{-2}$	170	calibration
K_{NDINO}	Constante de demi-saturation pour N	$\mu mol l^{-1}$	3	Le Pape, 1996
K_{PDINO}	Constante de demi-saturation pour P	$\mu mol l^{-1}$	0.1	Aksnes <i>et al.</i> , 1995
m_{DINO0}	Taux minimum de mortalité à 0 °C	j^{-1}	0.02	calibration

Tableau 4-3 : Paramètres relatifs au compartiment zooplanctonique

Zooplancton				
SYMBOLE	DEFINITION	UNITE	VALEUR	REFERENCES
μ_{ZOO0}	Taux de croissance maximum à 0 °C	j^{-1}	0.3	Le Pape, 1996
$\tau_{assimil}$	Taux effectif d'assimilation de nourriture	su	0.6	Azam <i>et al.</i> , 1983
γ_{ZOO}	Pente de la fonction d'Ivlev	$l \mu g^{-1}$	0.24	Hoch, 1995
SP_{zoo}	Seuil de prédation	$\mu g l^{-1}$	2	calibration
E_{zoo0}	Pertes physiologiques à 0 °C	j^{-1}	0.01	Le Pape, 1996
m_{zoo0}	Taux minimum de mortalité à 0 °C	j^{-1}	0.06	Le Pape, 1996
$m_{zooBiom0}$	Taux de mortalité dépendant de la biomasse à 0 °C	$j^{-1} \mu g^{-1} l$	0.0006	calibration
$r_{C/PdsZoo}$	Rapport massique C/poids sec	$g (g \text{ poids sec})^{-1}$	0.25	Le Fèvre Lehoërff <i>et al.</i> , 1993
$r_{C/NZoo}$	rapport molaire C/N	$mole \text{ mole}^{-1}$	6.62	Redfield <i>et al.</i> , 1963

Tableau 4-4 : Paramètres relatifs au compartiment adsorbé

Phosphore adsorbé				
SYMBOLE	DEFINITION	UNITE	VALEUR	REFERENCES
C_{desorp}	Coefficient de désorption	j^{-1}	2.4	Andrieux-Loyer, 1997
C_{adsorp}	Coefficient d'adsorption	$j^{-1} l \mu mol^{-1}$	0.12	Andrieux-Loyer, 1997
k_{adsmax}	Capacité maximum d'adsorption sur le sédiment	$\mu mol g^{-1}$	7	Andrieux-Loyer, 1997

Tableau 4-5 : Paramètres relatifs au compartiment détritique particulaire dans l'eau et le sédiment

Matière organique détritique				
SYMBOLE	DEFINITION	UNITE	VALEUR	REFERENCES
EAU				
$r_{minNeau0}$	Taux de reminéralisation de N à 0 °C	j^{-1}	0.05	calibration
$r_{niteau0}$	Taux de nitrification à 0 °C	j^{-1}	0.2	Chapelle, 1995
$r_{minPeau0}$	Taux de reminéralisation de P à 0 °C	j^{-1}	0.1	Hoch, 1995
$r_{disSieau}$	Taux de redissolution de Si à 0 °C	j^{-1}	0.07	calibration
W_{MOD}	Vitesse de chute du détritique particulaire	$m j^{-1}$	0.4	calibration
τ_{cdMOD}	Tension critique de dépôt du détritique	$N m^{-2}$	1	calibration
SEDIMENT				
$r_{minNsed0}$	Taux de reminéralisation de N à 0 °C	j^{-1}	0.005	calibration
$r_{nitsed0}$	Taux de nitrification à 0 °C	j^{-1}	0.2	calibration
$r_{minPsed0}$	Taux de reminéralisation de P à 0 °C	j^{-1}	0.05	calibration
$r_{disSised0}$	Taux de redissolution de Si à 0 °C	j^{-1}	0.035	calibration

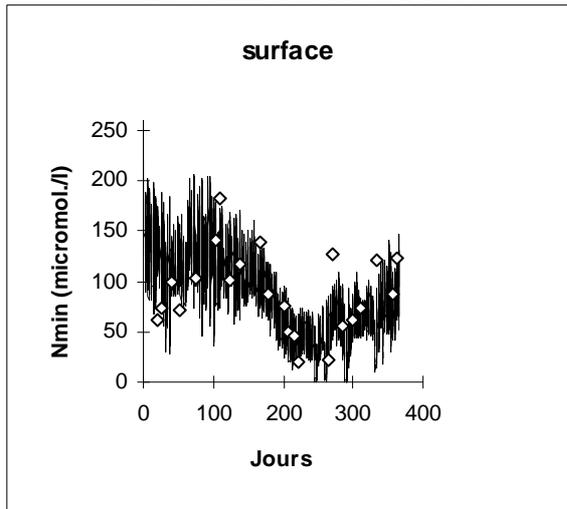
Tableau 4-6 : Paramètres relatifs à la production et la consommation d'oxygène

Oxygène				
SYMBOLE	DEFINITION	UNITE	VALEUR	REFERENCES
qps	Quotient photosynthétique	su	2	Chapelle, 1991
$r_{O_2/N}$	Rapport O ₂ /N pour la photosynthèse	mg μmol^{-1}	0.212	Chapelle, 1991
$r_{O_2/N_{nit}}$	Rapport O ₂ /N pour la nitrification	mg μmol^{-1}	0.064	Chapelle, 1991
respzoo	Taux de respiration du zooplancton	mg $\mu\text{mol}^{-1} \text{ j}^{-1}$	0.084	Chapelle, 1991
D _{O₂}	Epaisseur d'eau pour l'échange air/mer	m	7	calibration

4.2.2 Résultats de la calibration du modèle écologique

L'ajustement, par essais successifs, des paramètres du modèle, à permis une reproduction satisfaisante de l'évolution des principales variables écologiques par comparaison aux mesures disponibles aux points 2 et 4 du RNO. Les figures 4-28 à 4-32 représentent les comparaisons modèle-mesures en surface et au fond, au point 2 et 4 du RNO, pour les variables azote minéral total (Nmin), silice dissoute (Si), phosphate dissous (Pdis), chlorophylle a (Chloro a) et oxygène dissous(O₂).

Azote minéral RNO2 1983



Azote minéral RNO4 1983

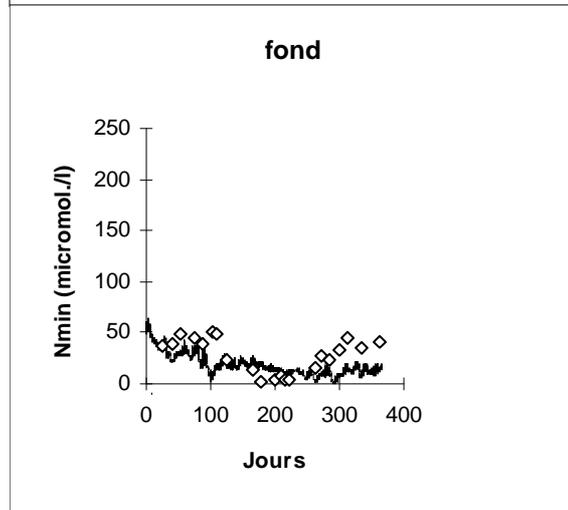
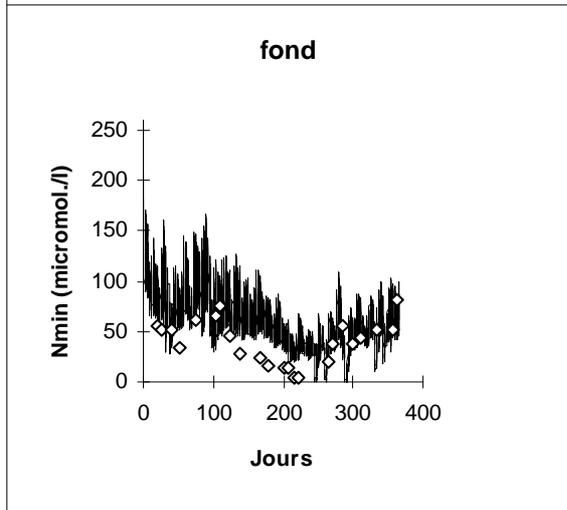
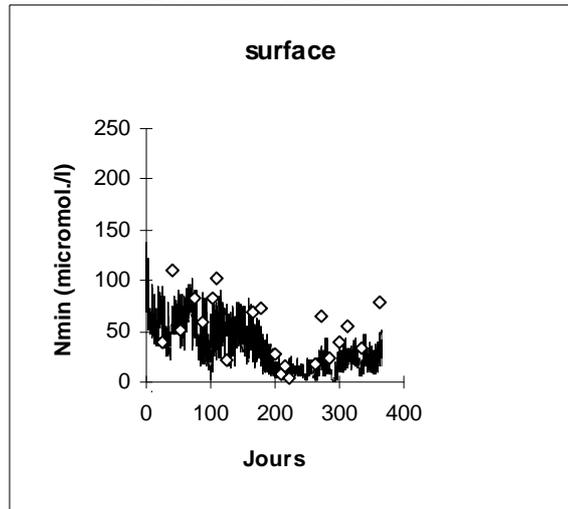


Figure 4-28 : Evolution simulée (trait) et mesurée (points) de l'azote minéral en surface et au fond aux points 2 et 4 du RNO pour l'année 1983

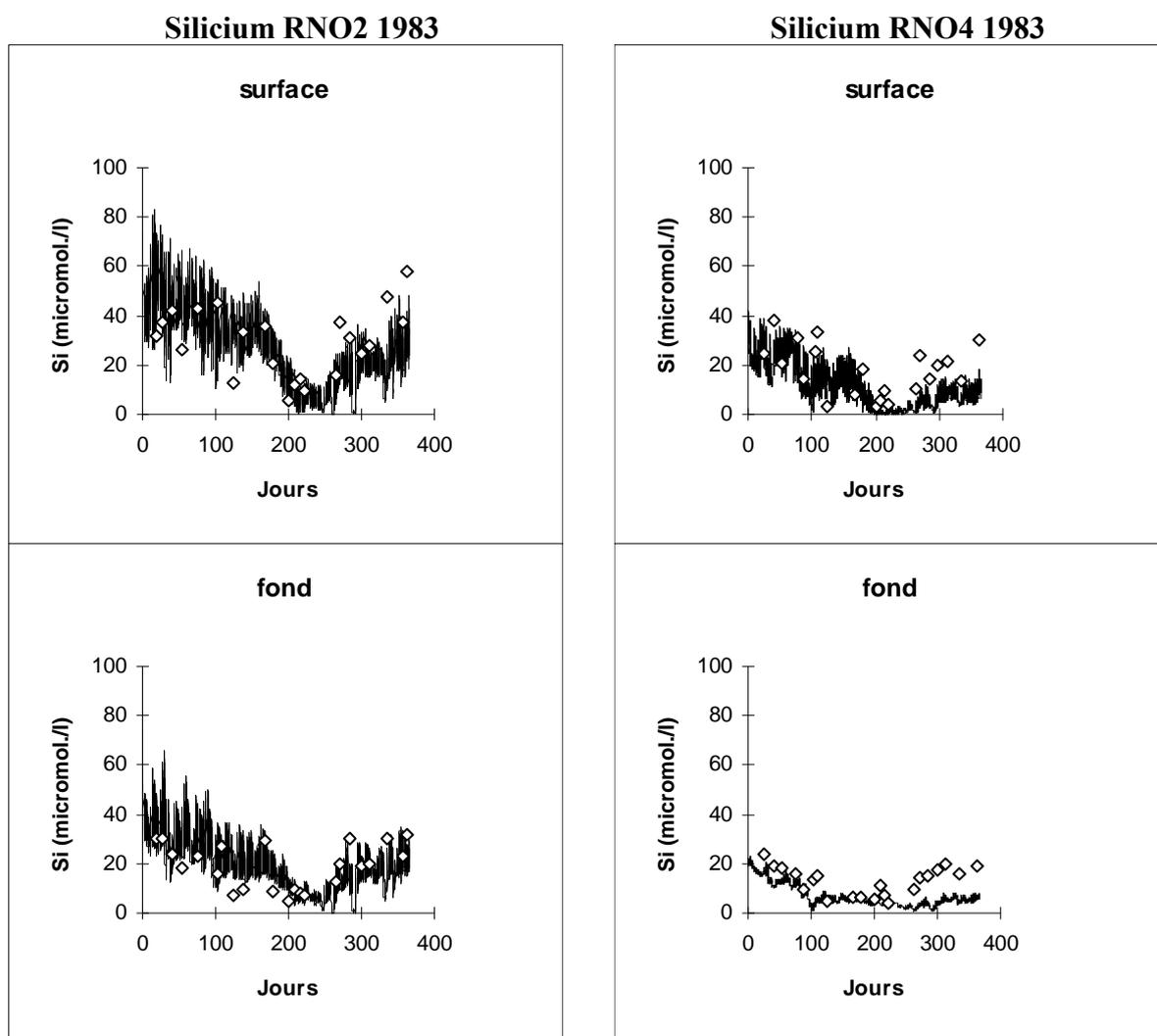


Figure 4-29 : Evolution simulée (trait) et mesurée (points) du silicium en surface et au fond aux points 2 et 4 du RNO pour l'année 1983

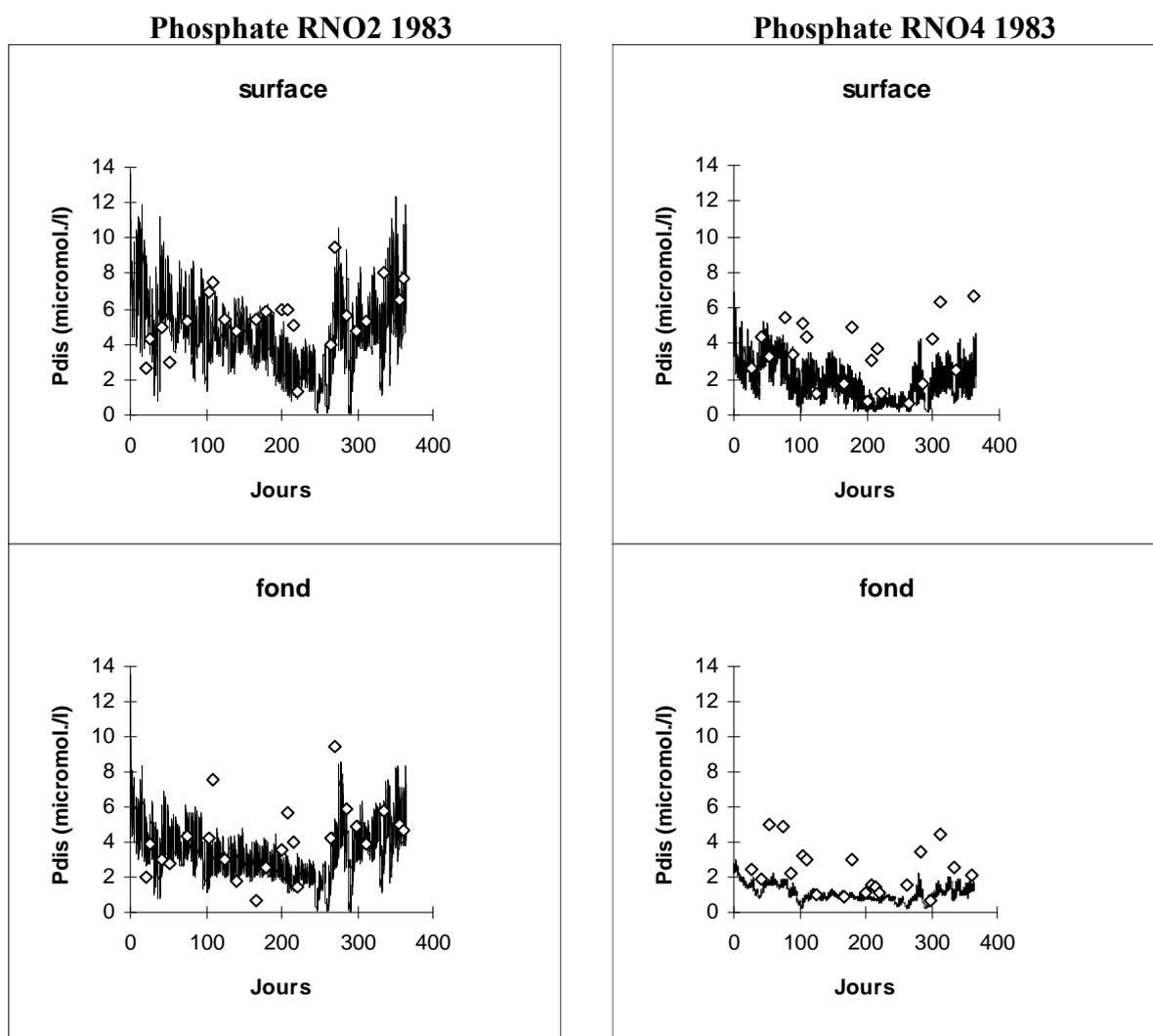
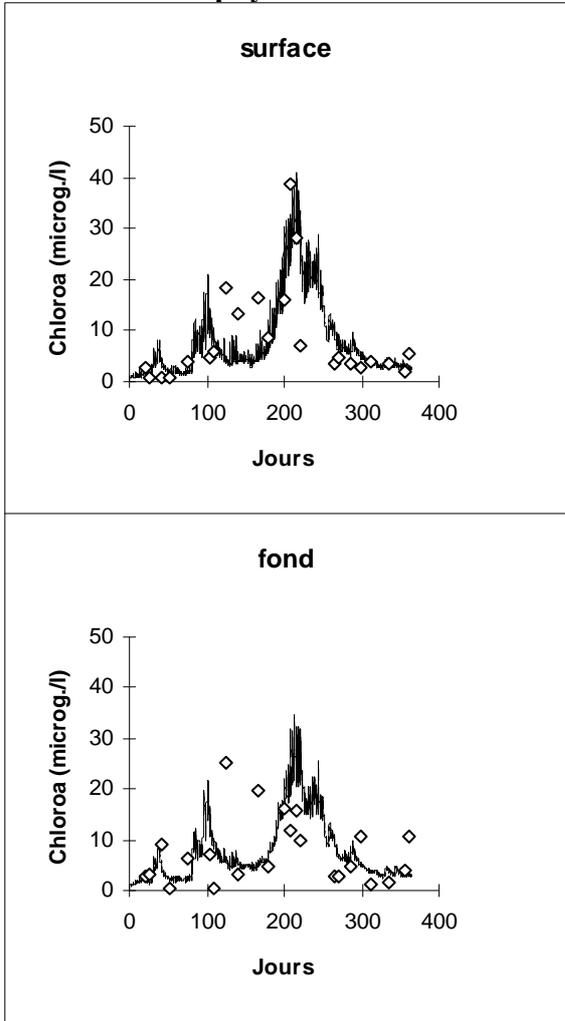


Figure 4-30 : Evolution simulée (trait) et mesurée (points) du phosphate en surface et au fond aux points 2 et 4 du RNO pour l'année 1983

Chlorophylle a RNO2 1983



Chlorophylle a RNO4 1983

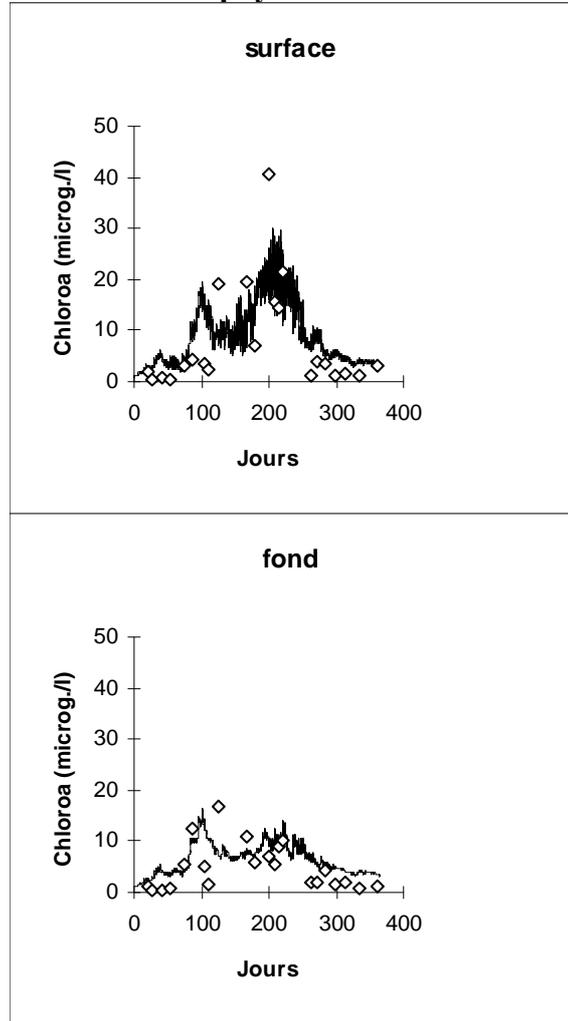


Figure 4-31 : Evolution simulée (trait) et mesurée (points) de la chlorophylle a en surface et au fond aux points 2 et 4 du RNO pour l'année 1983

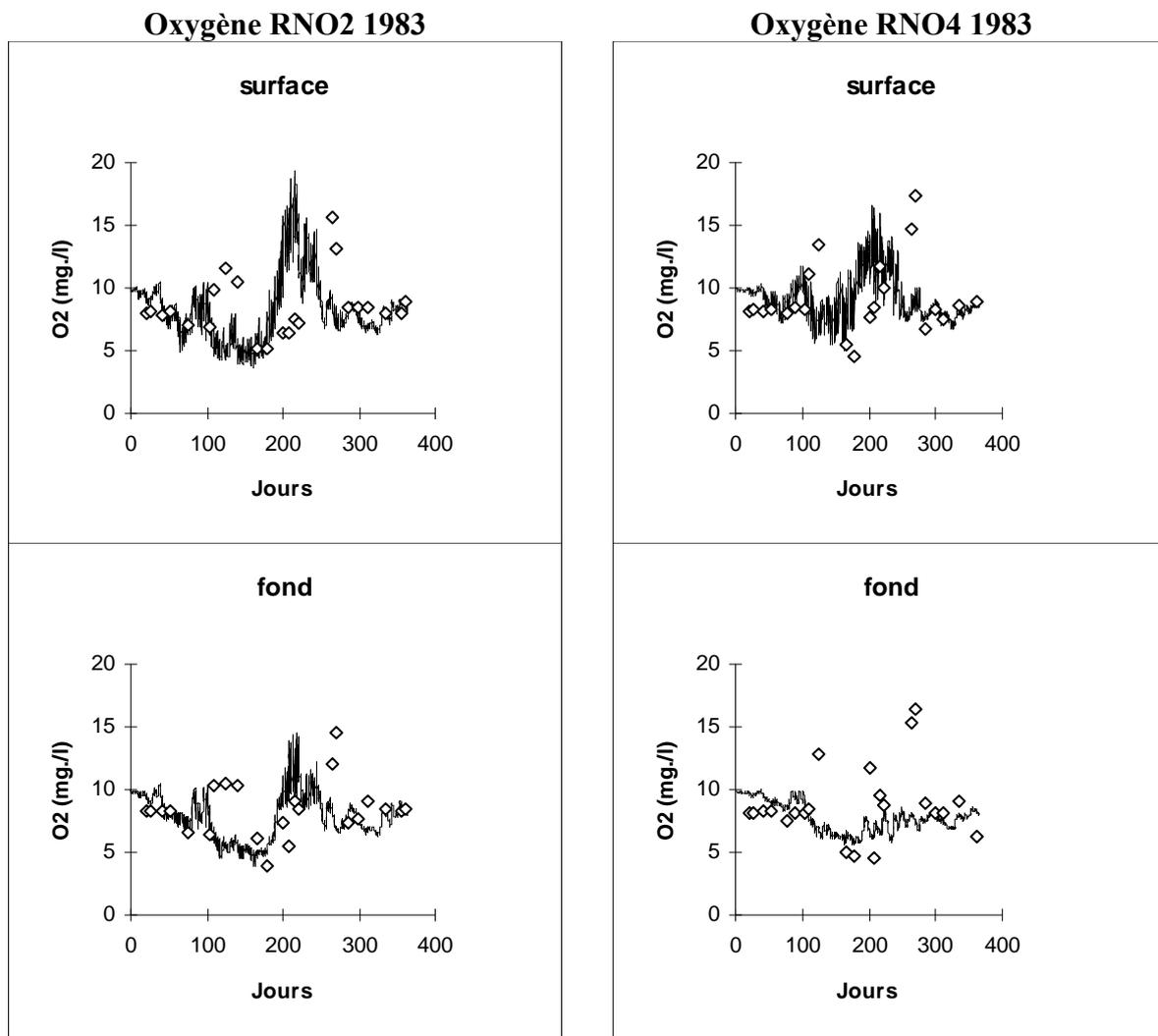


Figure 4-32 : Evolution simulée (trait) et mesurée (points) de l'oxygène en surface et au fond aux points 2 et 4 du RNO pour l'année 1983

Le cycle des différents sels nutritifs est globalement bien reproduit avec notamment la chute estivale des concentrations liée au bloom phytoplanctonique. Les concentrations simulées en sels nutritifs et en chlorophylle sont en bon accord avec les mesures. Cependant au point 4 du RNO situé plus au large, le modèle sous-estime les concentrations de fond. Pour l'azote minéral total et la silice dissoute, cette sous-estimation s'observe surtout en fin d'année, traduisant certainement une régénération plus lente dans le modèle qu'en réalité. A l'échelle de la marée, la simulation montre une forte variabilité des concentrations qui peuvent évoluer d'un facteur deux entre la basse mer et la pleine mer. Les points 2 et 4 du RNO étant proches de l'embouchure, ils sont, à basse mer, sous l'influence directe des eaux douces de la Seine très riches en sels nutritifs, alors qu'à pleine mer, ce sont les eaux marines, plus pauvres, qui dominent. Cette forte variabilité tidale se retrouve d'ailleurs sur la salinité (voir 4.1.3). Les quelques mesures disponibles sur l'année, ne peuvent en aucun cas refléter cette évolution au cours de la marée. Par contre, elles permettent de suivre l'évolution des concentrations à l'échelle annuelle.

Le cycle du phytoplancton simulé est plutôt en bon accord avec les mesures. La période d'apparition du pic de chlorophylle simulé ainsi que sa valeur s'avère correcte tant au point 2 qu'au point 4 du RNO. On peut remarquer que les teneurs en chlorophylle les plus fortes pour l'année 1983 apparaissent en période estivale au point RNO2, le plus proche de l'embouchure, conformément à ce qui est généralement observé (voir chapitre 2). La simulation montre également une variabilité des concentrations en chlorophylle au cours de la marée, mais dans des proportions beaucoup moins importantes. Cela traduit, dans le modèle, une répartition plus homogène de la chlorophylle qui, contrairement aux sels nutritifs, n'est pas amenée par la Seine mais produite sur place.

La comparaison entre l'oxygène simulé et mesuré montre des résultats beaucoup plus contrastés. En hiver et à la fin de l'automne, une légère sous-saturation est observée et est relativement bien reproduite par le modèle. En période estivale, la forte production chlorophyllienne se traduit dans le modèle par une augmentation importante des teneurs en oxygène qui atteignent 15 mg/l en surface. Au point RNO2, en surface, la mesure ne montre pas d'augmentation de la teneur en oxygène au cours du bloom. Par contre, au point RNO4, l'augmentation de la concentration chlorophyllienne estivale coïncide avec une augmentation des teneurs en oxygène et le modèle reproduit correctement cette situation. Au fond la situation semble inverse car le modèle reproduit à peu près correctement les concentrations en oxygène au point RNO2, alors qu'il semble les sous-estimer au point RNO4.

La figure 4-33 superpose l'évolution de la chlorophylle et de la population zooplanctonique aux points 2 et 4 du RNO. Le zooplancton apparaît, de manière classique, en léger décalage par rapport à l'évolution du phytoplancton ; en fin de période productive, la consommation du phytoplancton par le zooplancton contribue fortement à la décroissance du premier. Aucune mesure de la population zooplanctonique n'est disponible pour l'année 1983. Cependant, différentes campagnes plus récemment réalisées en baie de Seine ont permis d'observer des biomasses estivales zooplanctoniques de l'ordre de 300 µg/l de poids sec (Le Fèvre-Lehoërff, com. pers.) en accord avec les biomasses simulées par le modèle. Ces concentrations, plus fortes que celles rencontrées ailleurs sur les côtes de la Manche qui ne dépassent pas 200 µg/l de poids sec (Le Fèvre-Lehoërf *et al.*, 1993), reflètent la forte production primaire dans la zone du panache.

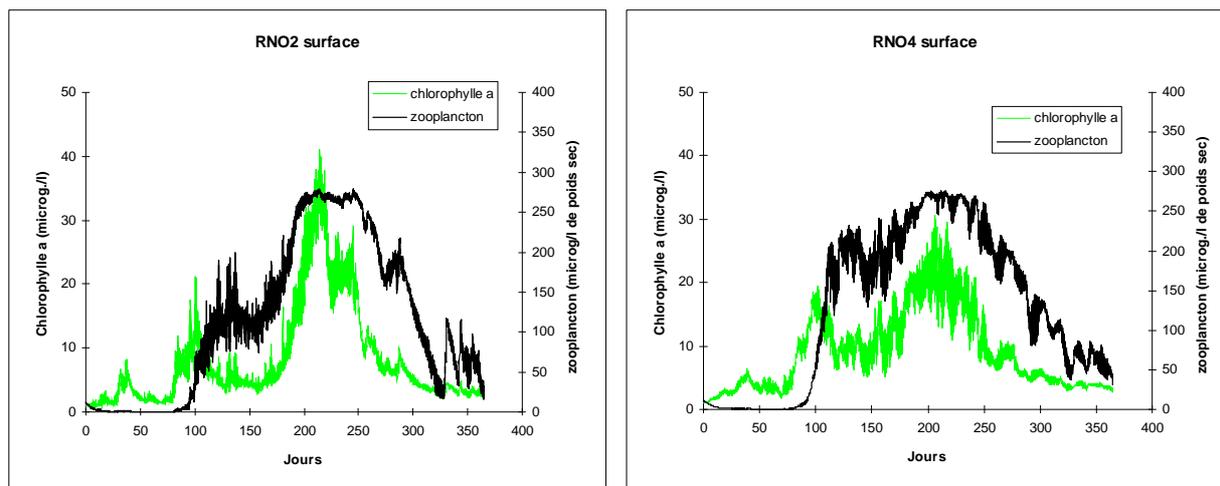


Figure 4-33 : Evolution de la chlorophylle a et du zooplancton en surface aux points 2 et 4 du RNO pour l'année 1983.

L'année 1983 a été marquée par des apparitions importantes de *Dinophysis* en baie de Seine et notamment au niveau du port pétrolier d'Antifer (voir chapitre 2). La figure 4-34

représente le maximum absolu de flagellés simulé dans la baie ainsi que la date de ce maximum pour l'année 1983. On observe un maximum en limite nord du panache et au niveau de la maille schématisant le port pétrolier d'Antifer. Néanmoins, bien que le modèle reproduise un maximum à Antifer, sa valeur est de beaucoup inférieure aux concentrations qui y ont été mesurées. En effet, le maximum mesuré a atteint cette année-là, $1,2 \cdot 10^6$ cellules/l de *Dinophysis* alors que le maximum de flagellés simulé ne dépasse pas $6,5 \cdot 10^4$ cellules/l pour l'ensemble des flagellés (et non pas une espèce particulière).

Par contre, le maximum simulé pour 1983 le long de la côte du Calvados est de $3,5 \cdot 10^4$ cellules/l alors que le maximum mesuré en *Dinophysis* dans cette zone a atteint $1,7 \cdot 10^4$ cellules/l. Cette fois, le modèle donne un ordre de grandeur comparable avec une quantité de flagellés simulée supérieure à la quantité de la seule espèce mesurée, *Dinophysis*.

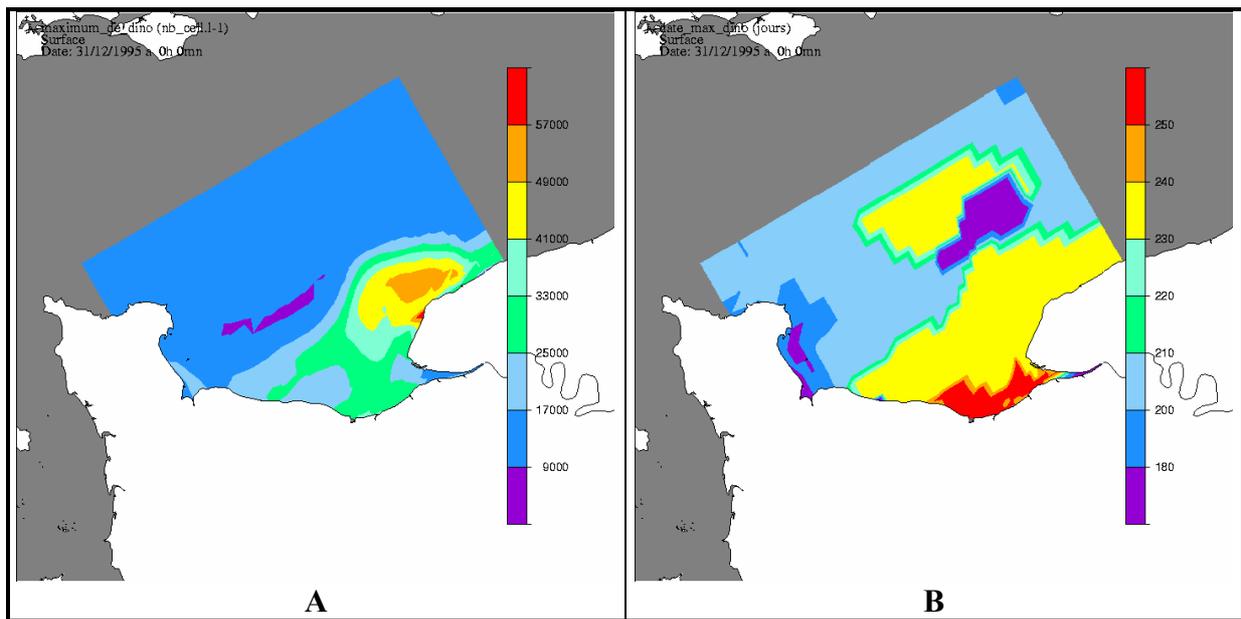


Figure 4-34 : Maximum de flagellés simulé (A) et date du maximum de flagellés (B) pour l'année 1983.

La figure 4-34 (B) montre que les maximums simulés sont atteints principalement entre le jour 230 et 240 c'est-à-dire entre le 18 et le 28 août. Le long de la côte du Calvados, le maximum est légèrement plus tardif et apparaît début septembre.

Lors de la calibration du modèle pour les flagellés, les paramètres ont tout d'abord été ajustés de telle sorte que les concentrations simulées à Antifer soient du même ordre de grandeur que celles mesurées. Seulement, dans ces conditions, les concentrations simulées dans la baie se sont avérées largement trop fortes, particulièrement le long de la côte du Calvados. Ainsi, il est apparu plus réaliste de calibrer les flagellés en se basant sur les mesures disponibles dans la baie. Le port pétrolier d'Antifer représente en effet un milieu particulier très propice au confinement et au développement des flagellés, mais qui peut ne pas refléter les concentrations généralement observées en baie.

Le modèle apparaît donc capable de reproduire l'ordre de grandeur des maximums de concentrations en flagellés mesurés dans la baie. Il identifie également Antifer comme étant une zone propice au développement des flagellés, sans toutefois pouvoir reproduire l'intensité de ces maximums. La discrétisation spatiale du modèle au nord du Havre ne permet pas de reproduire le port d'Antifer avec plus d'une maille. Ainsi, l'effet réel de confinement est sans doute largement sous-estimé ce qui doit expliquer en partie la difficulté du modèle à reproduire l'intensité des maximums à cet endroit.

4.2.3 Validation du modèle écologique

Afin de valider le modèle, ses résultats sont comparés à différentes séries de mesures disponibles en baie de Seine. Cette validation n'est pas toujours aisée car, si pour certaines variables des mesures en différents points et sur différentes périodes ne manquent pas (sels nutritifs et chlorophylle a dans l'eau), pour d'autres elles sont plus rares car plus difficiles à obtenir (phosphate échangeable en suspension ou dans le sédiment, azote ou phosphore organique,...).

Les éléments dissous (N, P, Si, O₂) et la chlorophylle a :

Comme lors de la calibration, les mesures disponibles aux points 2 et 4 du RNO sont utilisées pour la validation. L'ensemble des mesures disponibles, qui s'étendent de 1976 à 1984, a été considéré pour la comparaison avec les résultats du modèle. Sur les figures 4-35 à 4-39, les résultats des simulations des 9 années sont superposés aux mesures de surface et de fond pour chaque variable au point 2 du RNO. Les figures équivalentes obtenues au point 4 du RNO sont placées en annexe. A l'embouchure, les gradients horizontaux de concentrations étant très forts, celles-ci varient de manière très importante au cours du cycle de marée. Aussi, afin d'alléger la représentation graphique des 9 années, seuls les maximums et les minimums journaliers de concentrations simulées ont été représentés et superposés aux mesures.

L'azote et la silice montrent de fortes variations au cours de l'année, liées d'une part à la consommation par le phytoplancton, et d'autre part aux variations saisonnières des apports par la Seine. Les phosphates ont quant à eux un cycle saisonnier moins marqué du fait de la relative constance des apports pendant l'année, et seule la consommation par le phytoplancton conduit à une légère diminution des concentrations durant la période productive. L'azote, et surtout la silice, atteignent certaines années des niveaux très bas en période estivale. La silice, consommée par les diatomées, devient alors en général limitante pour la croissance de ces dernières. La comparaison avec les mesures montre une bonne capacité du modèle à reproduire les variations saisonnières et les niveaux de concentration des éléments nutritifs sur l'ensemble des 9 années. On peut cependant noter certaines années, principalement pour l'azote et le phosphate, une légère surestimation par le modèle des concentrations de fond, les mesures se trouvant dans la partie basse de la courbe simulée.

Les variations saisonnières de la chlorophylle a sont globalement bien reproduites par le modèle tant en surface qu'au fond. Les valeurs maximales mesurées lors des blooms sont en général atteintes par la simulation à l'exception des années 1981 et 1982 où le modèle les sous-estime. En ce qui concerne l'oxygène dissous, le résultat est plus contrasté, comme lors de la calibration. Le modèle reproduit tout de même le niveau général d'oxygène au cours des différentes années, mais il tend parfois, selon les cas, à surestimer ou à sous-estimer les concentrations en période de bloom.

Dans leur ensemble les résultats des comparaisons effectuées au point RNO2 restent également vrais pour le point RNO4 dont les figures se trouvent en annexe.

Depuis 1989, le Port Autonome du Havre (PAH) effectue un suivi régulier de la qualité des eaux dans les différents bassins du port. Les mesures sont effectuées en surface et concernent les paramètres salinité, nitrate, phosphate, ammonium, oxygène dissous, chlorophylle a et matières en suspension. Un des points de mesures se situe dans l'avant port qui est ouvert sur l'extérieur et est donc largement sous l'influence des eaux marines. Une comparaison de ces mesures est effectuée avec les résultats du modèle obtenus en surface au

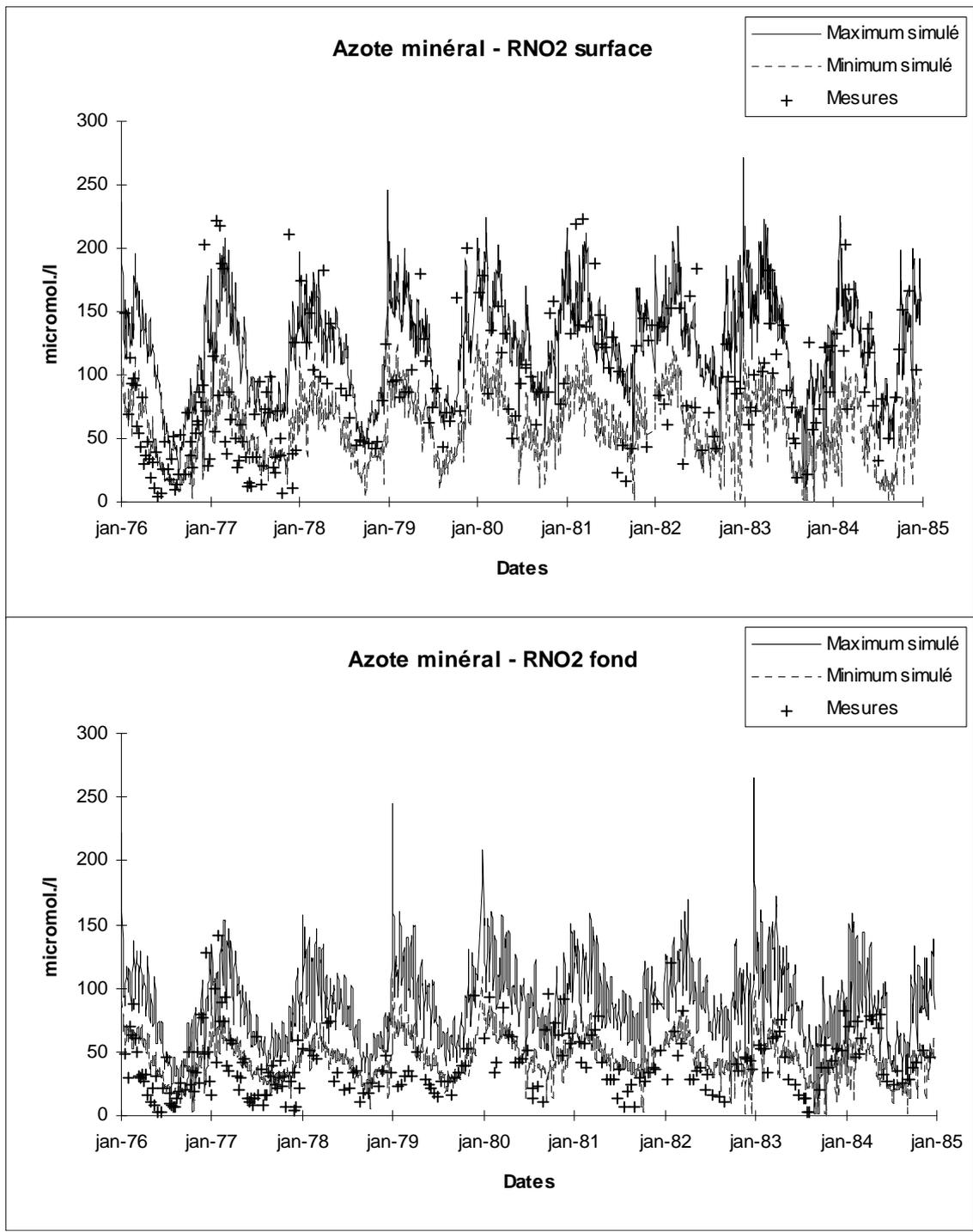


Figure 4-35 : Comparaison entre azote minéral dissous simulée et mesurée au point RNO2 de 1976 à 1984.

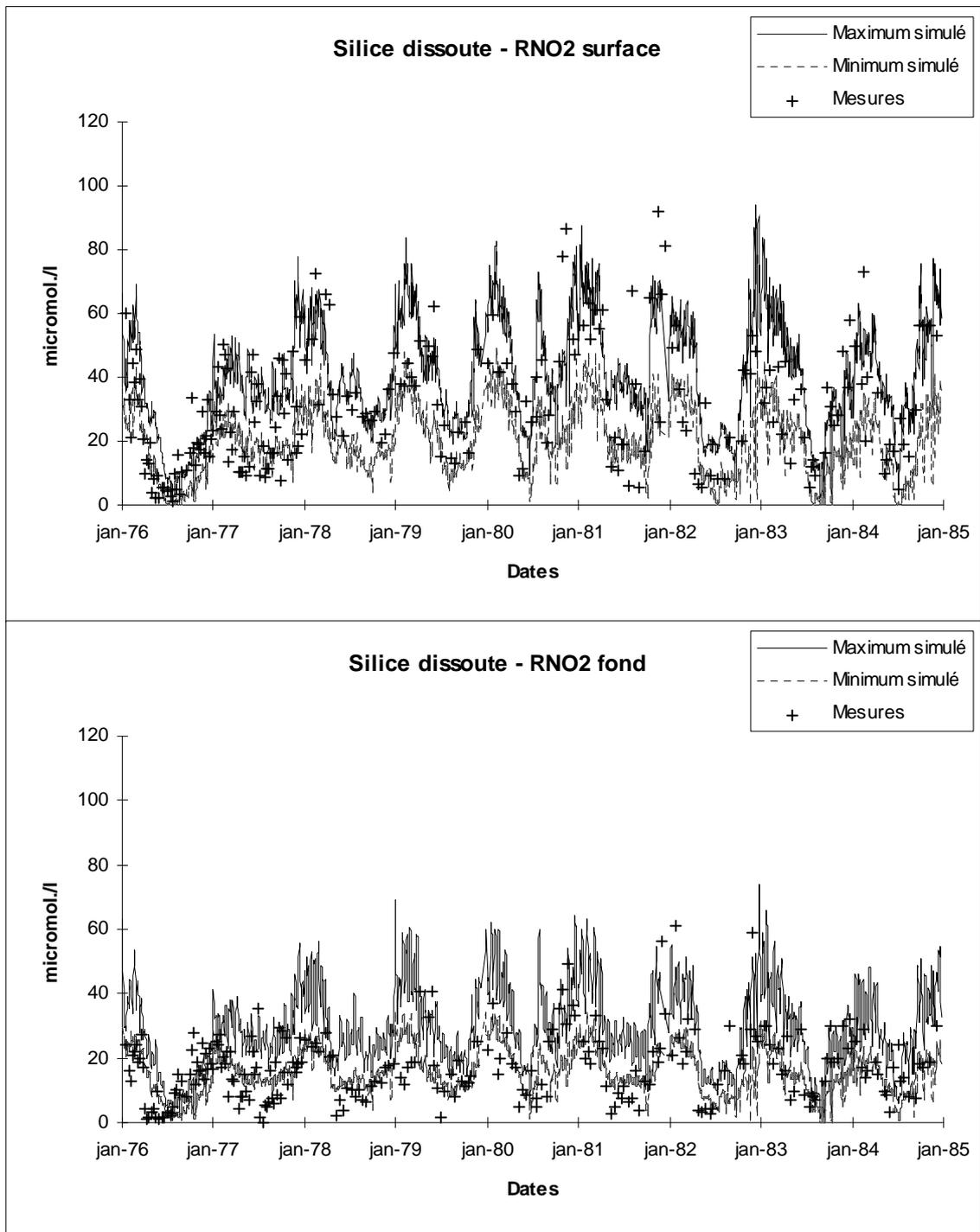


Figure 4-36 : Comparaison entre la silice dissoute simulée et mesurée au point RNO2 de 1976 à 1984.

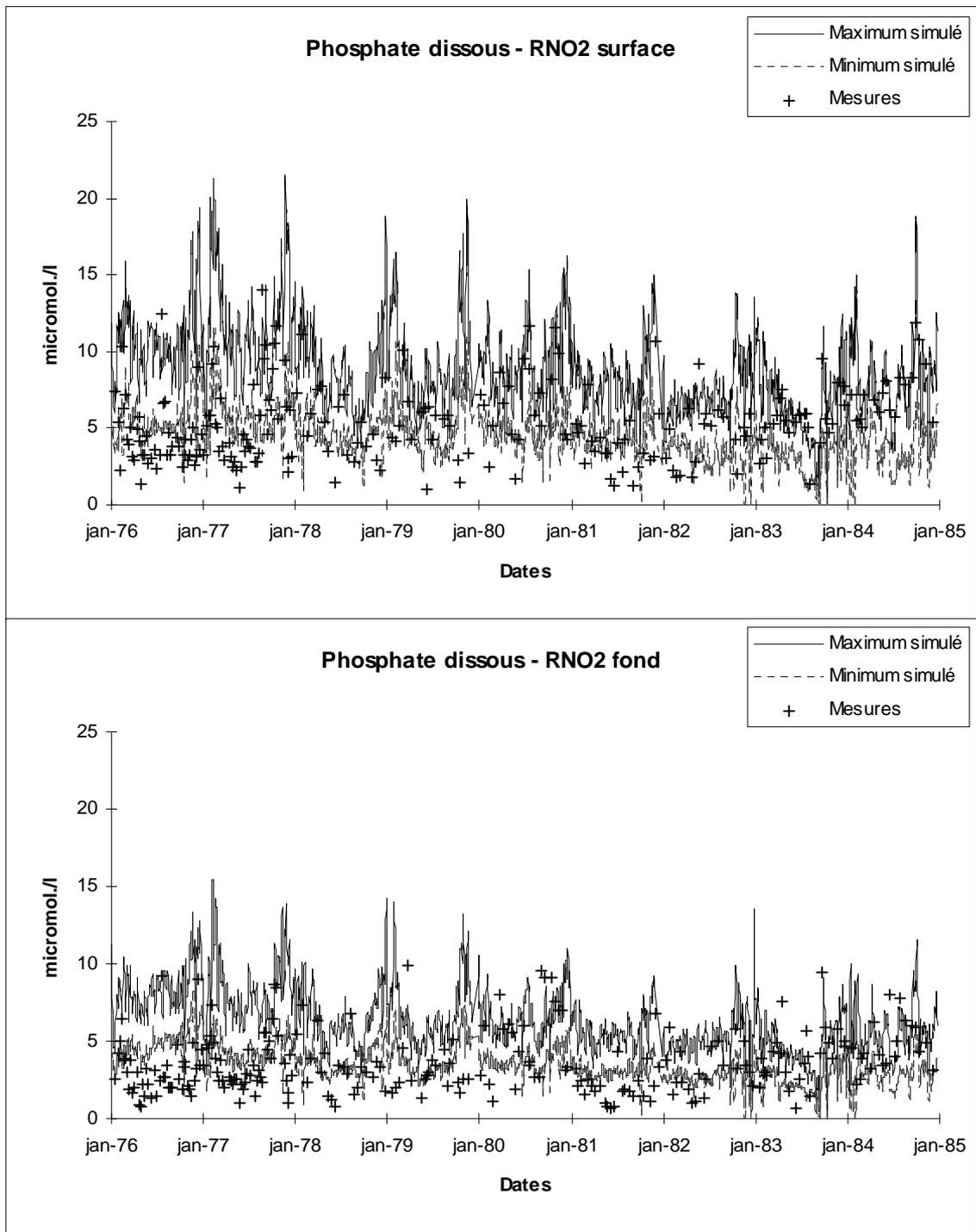


Figure 4-37 : Comparaison entre le phosphate dissous simulée et mesurée au point RNO2 de 1976 à 1984.

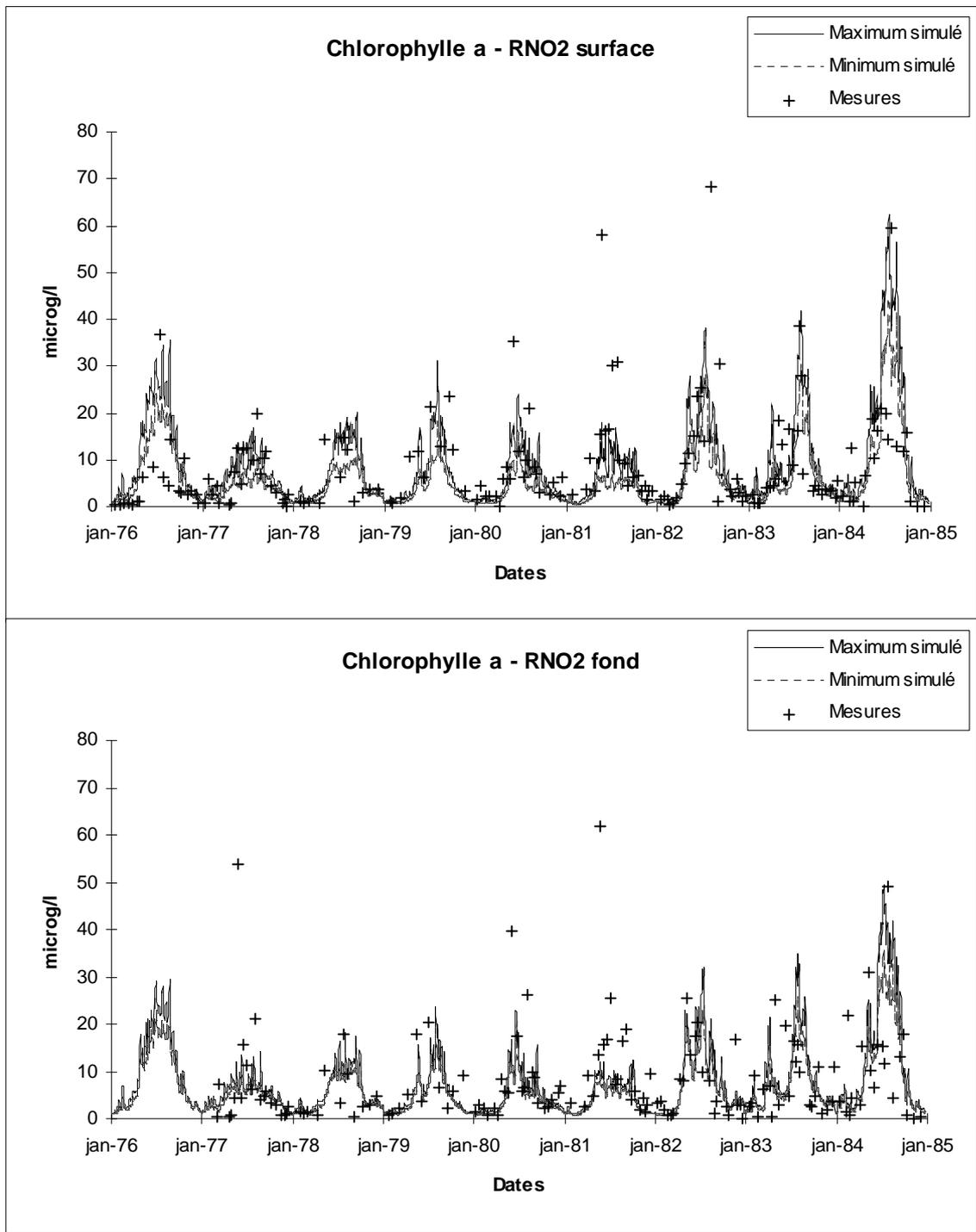


Figure 4-38 : Comparaison entre chlorophylle a simulée et mesurée au point RNO2 de 1976 à 1984.

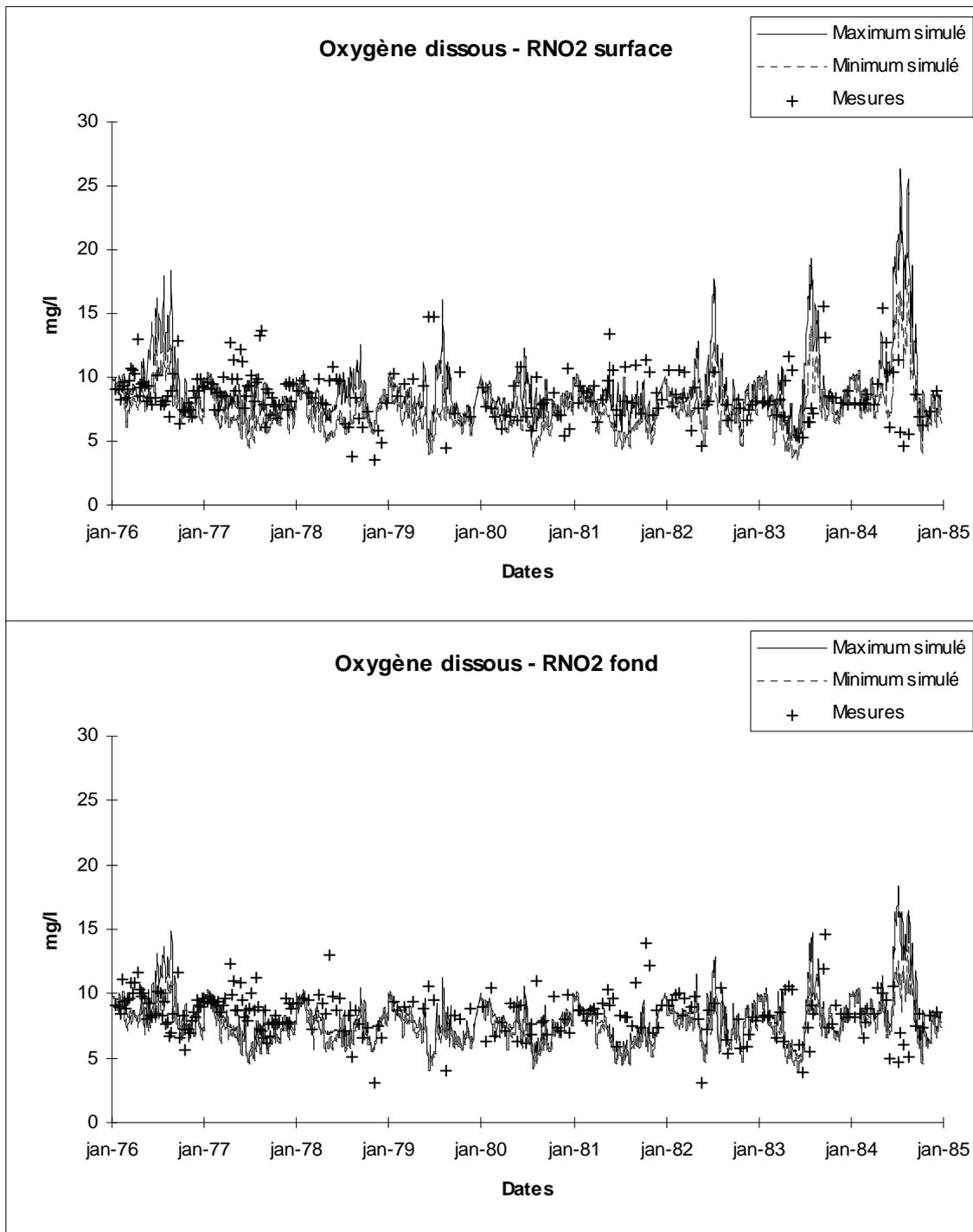


Figure 4-39 : Comparaison entre oxygène dissous simulée et mesurée au point RNO2 de 1976 à 1984.

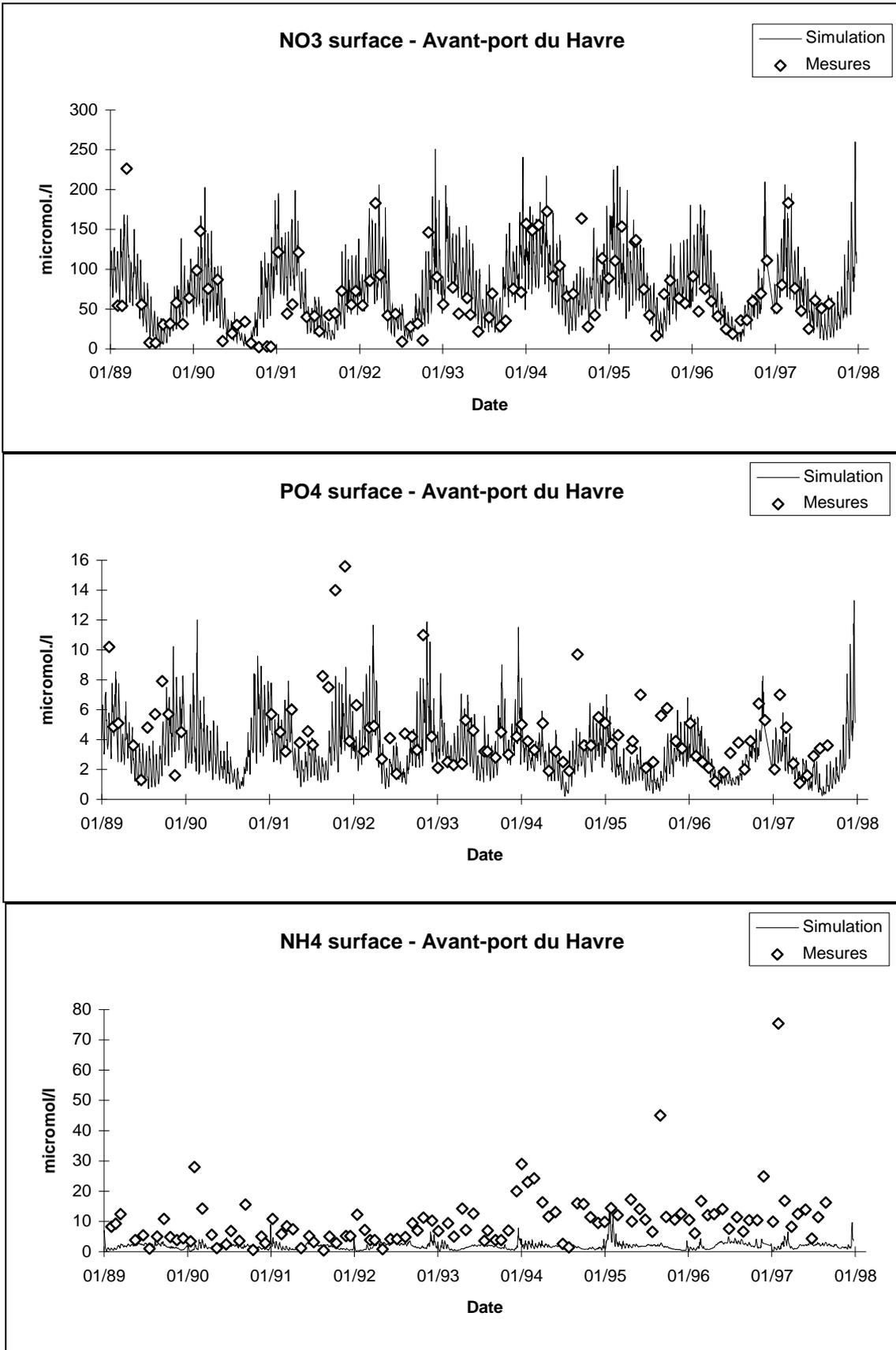


Figure 4-40 : Evolution simulée (trait) et mesurée (points) du nitrate, de l'ammonium et du phosphate en surface dans l'avant-port du Havre.

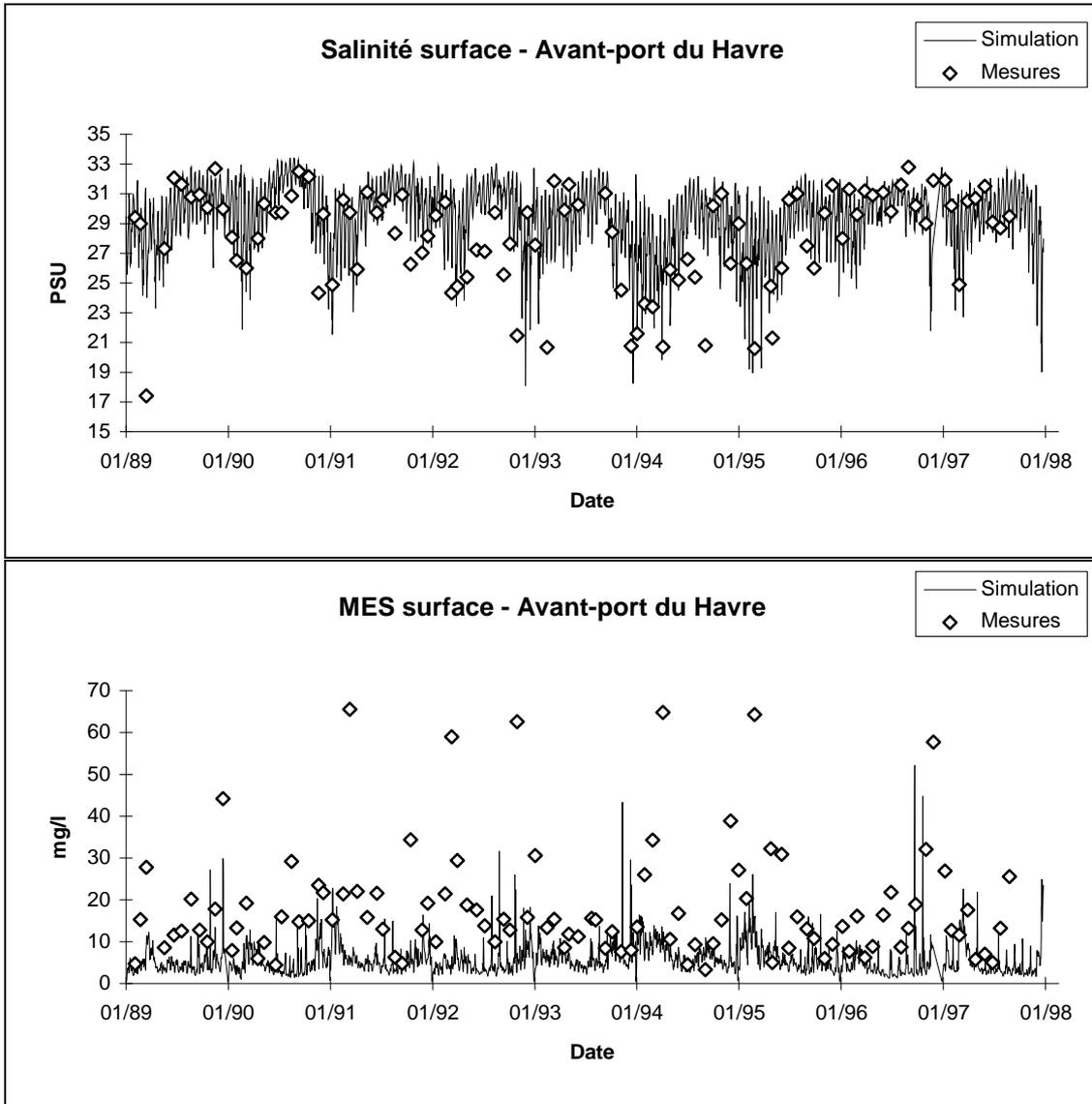


Figure 4-41 : Evolution simulée (trait) et mesurée (points) de la salinité et des matières en suspension en surface dans l'avant-port du Havre.

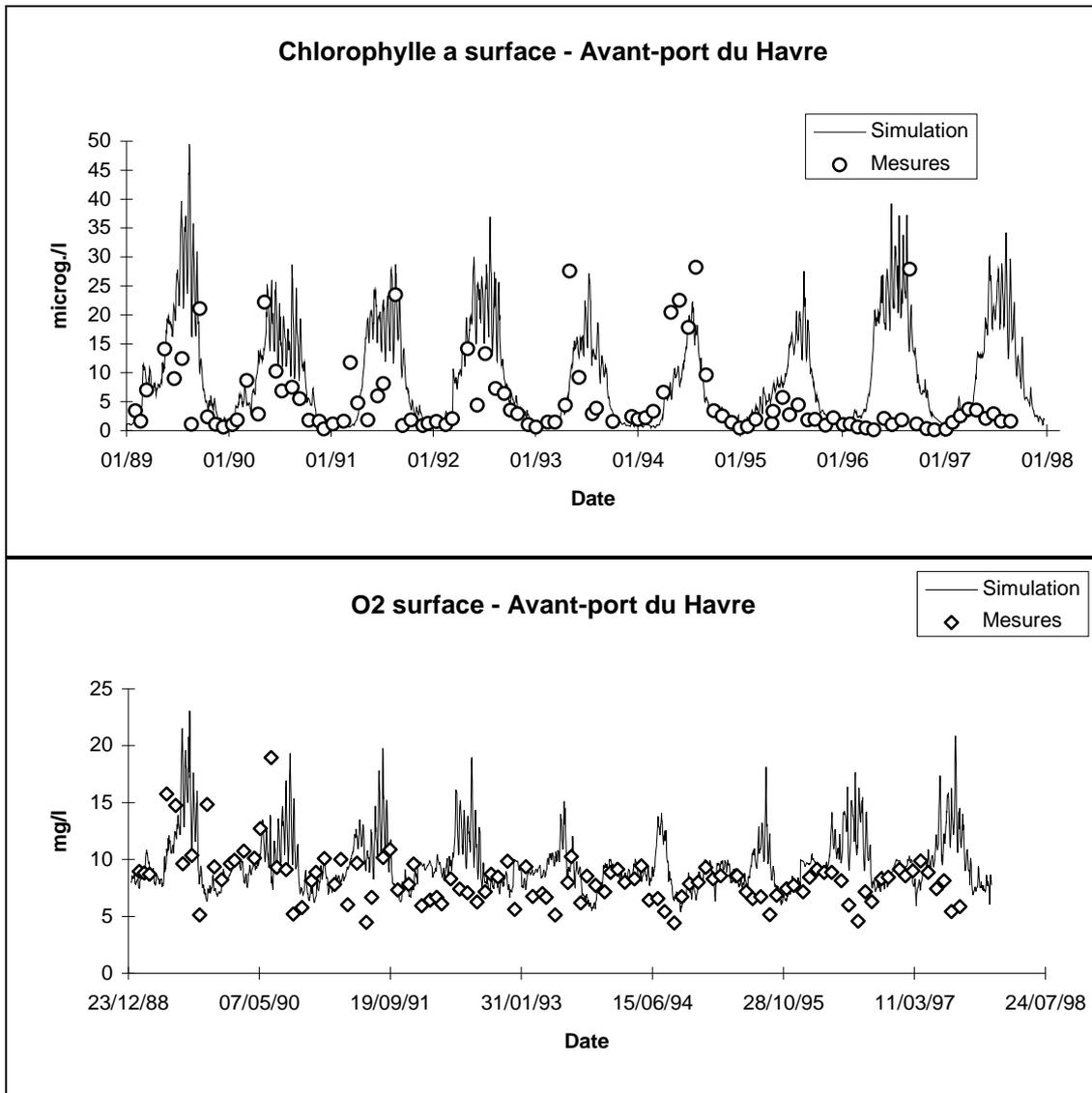


Figure 4-42 : Evolution simulée (trait) et mesurée (points) de la chlorophylle a et de l'oxygène dissous en surface dans l'avant-port du Havre.

niveau de la maille située devant l'entrée du port pour la période 1989-1997 (figure 4-40 à 4-42). La salinité simulée est en bon accord avec les mesures sur les 9 années. Les fortes dessalures observées en 1994 et 1995 consécutives à des crues importantes de la Seine sont très bien reproduites. Une bonne adéquation modèle-mesures est également obtenue pour le nitrate et le phosphate sur toute la période considérée. Le modèle qui ne prend pas en compte les différents rejets qui existent dans l'avant port, montre que l'évolution de ces 3 paramètres est fortement liée aux eaux marines. La situation est différente pour l'ammonium dont les concentrations simulées sont inférieures aux valeurs mesurées ce qui peut provenir de l'absence de la prise en compte des rejets dans cette zone, notamment celui de la station d'épuration du Havre. Les MES simulées montrent également des valeurs inférieures aux mesures, ce qui peut être dû à la non représentation de l'avant port dans le modèle et donc des processus d'érosion-dépôt spécifiques à cette zone, mais également à l'absence des rejets de la ville du Havre. Les concentrations en chlorophylle a simulées montrent globalement un bon accord entre 1989 et 1994 avec les mesures et sont cohérentes avec les concentrations relevées en baie de Seine orientale. Les 3 dernières années de mesures montrent par contre des concentrations en chlorophylle a étonnamment basses alors que le modèle continue à donner des concentrations fortes devant le Havre. Enfin, les concentrations simulées en oxygène dissous sont dans la gamme des concentrations mesurées. Les valeurs hivernales d'oxygène sont à peu près bien reproduites. Par contre, au cours de l'été, le modèle donne des concentrations fortes d'oxygène liées aux pics de production phytoplanctonique, alors que les mesures mettent en évidence une baisse des concentrations. Il y a sans doute une sous-estimation dans le modèle de la matière organique provenant des apports par les rejets urbains, et qui se dégrade en consommant de l'oxygène.

Ainsi, la comparaison des résultats du modèle avec les mesures dans l'avant port du Havre montre un bon accord général et met en évidence l'influence forte des eaux marines sur l'évolution de paramètres comme la salinité, le nitrate, le phosphate et la chlorophylle ; par contre l'évolution de l'ammonium, des MES et de l'oxygène dissous semble plus fortement liée aux apports par les rejets dans cette zone.

La zone principale d'intérêt dans le cadre de cette étude est la baie de Seine et l'estuaire externe. Toutefois, le modèle englobe l'estuaire amont jusqu'au barrage de Poses où sont introduits les apports par la Seine. Toute cette partie de l'estuaire est le siège d'une zone d'anoxie essentiellement due à la nitrification (Garnier et al., 1998). La représentation assez grossière de la Seine dans cette zone avec des mailles pouvant atteindre 10 km ainsi qu'une formulation simple du processus de nitrification ne prétend pas reproduire dans le détail les structures observées. Toutefois, une coupe longitudinale dans l'estuaire entre Poses (Pk 202) et Honfleur (Pk 355) représentant la concentration simulée de l'ammonium, du nitrate et de l'oxygène en septembre 1993, montre une situation tout à fait cohérente (figure 4-43). Du fait de la nitrification importante dans l'estuaire amont, une chute régulière et rapide de la concentration en ammonium de l'amont vers l'aval est observée en même temps qu'une augmentation de la concentration en nitrate. Ceci entraîne une zone importante d'anoxie située entre le Pk 240 et le Pk 300. Entre les Pk 300 et 355 la concentration en oxygène augmente du fait du mélange avec les eaux oxygénées de la baie.

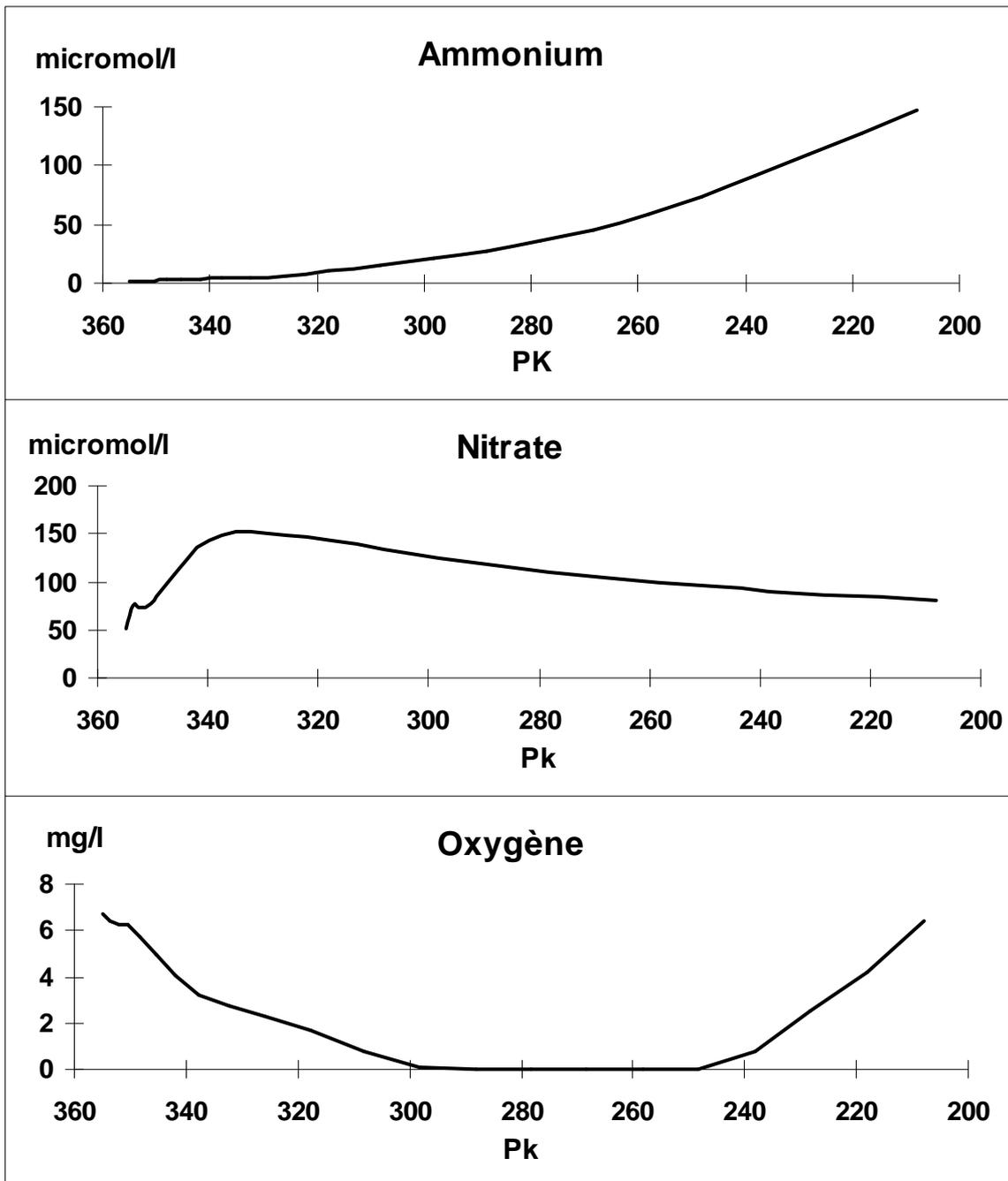


Figure 4-43 : Concentrations simulées le long du cours de la Seine entre Poses (Pk 202) et Honfleur (Pk 355) de l'ammonium, du nitrate et de l'oxygène en septembre 1993.

Afin de valider spatialement les résultats du modèle, les mesures réalisées lors de la campagne SEDISEINE 2 du PNOC Eutrophisation (2 au 4 juin 1992) ont été utilisées. Les prélèvements effectués autour des heures de basse mer durant cette période sur l'ensemble de la baie de Seine, ont permis d'établir des cartes de surface et de fond de répartition des différents sels nutritifs, de la chlorophylle a et de la salinité (Aminot et al., 1997). La situation de basse mer du 3 juin 1992 simulée grâce au modèle, est comparée à l'ensemble de ces cartes sur les figures 4-44 à 4-48. Durant cette période, les coefficients de marée ont varié de 86 à 90 et le débit de la Seine de 140 à 300 m³/s.

Le panache de nitrate simulé en surface est comparable au panache mesuré lors de la campagne. La forme, ainsi que la position des isocontours est relativement bien reproduite. Au fond, le modèle donne une extension plus forte du panache, notamment des isocontours 5 et 10 µmol l⁻¹. Pour expliquer ceci, on peut remarquer que, bien que la comparaison entre les panaches de salinité, simulés et mesurés en surface et au fond montre un assez bon accord, il semble que les stratifications simulées sont un peu moins fortes ; ceci peut provenir du fait que la comparaison est faite entre une situation simulée instantanée et une situation mesurée sur 3 jours autour de plusieurs basses mers. Cette moins forte stratification peut en partie expliquer les différences observées entre mesures et calcul sur le panache de nitrate. En effet, une légère sous-estimation du gradient de salinité, aura beaucoup de poids en terme de concentration en nitrate ; dans cette zone de fort gradient, un écart de 0,5 PSU en salinité correspond à un écart de 5 µmol/l pour le nitrate, ce qui est de l'ordre de grandeur des concentrations rencontrées dans le panache. Une condition limite en nitrate incorrecte peut également être invoquée car la simulation montre des concentrations au large toujours supérieures à 1 µmol/l alors que la mesure indique des concentrations plus faibles (<1 µmol/l). Les faibles concentrations observées au fond peuvent également s'expliquer par une forte consommation phytoplanctonique que le modèle sous-estimerait. Les observations et les conclusions sont à peu près les mêmes pour la simulation des concentrations en phosphate. En limite du panache, les faibles concentrations en phosphate (0,5 et 1 µmol/l) ne sont pas correctement reproduites par le modèle et la position des isovaleurs simulées ne devient correcte qu'à partir de 1,5 µmol/l. Pour la silice, les cartes mesurées montrent un épuisement de la silice en surface lié à la consommation par les diatomées. Les concentrations au fond sont plus élevées car d'une part, les diatomées sédimentées sur le fond sont sénescentes, et donc consomment nettement moins de silice, et d'autre part, les phénomènes de régénération sont plus importants du fait de la présence de silice biogénique sédimentée. La simulation montre une situation identique pour la silice avec un épuisement en surface et des concentrations plus élevées au fond. En ce qui concerne la chlorophylle a, les cartes simulées en surface et au fond sont comparables à celles mesurées, notamment en ce qui concerne la localisation du maximum de concentration le long de la côte du Calvados, entre Trouville et Ouistreham. Néanmoins, les concentrations simulées apparaissent légèrement supérieures à celles mesurées à cette date.

Le modèle permet donc de reproduire de manière satisfaisante, la répartition spatiale du nitrate, du phosphate, de la silice et de la chlorophylle a sur l'ensemble de la baie de Seine, avec cependant une surestimation des faibles concentrations en nitrate au fond et des concentrations en chlorophylle a.

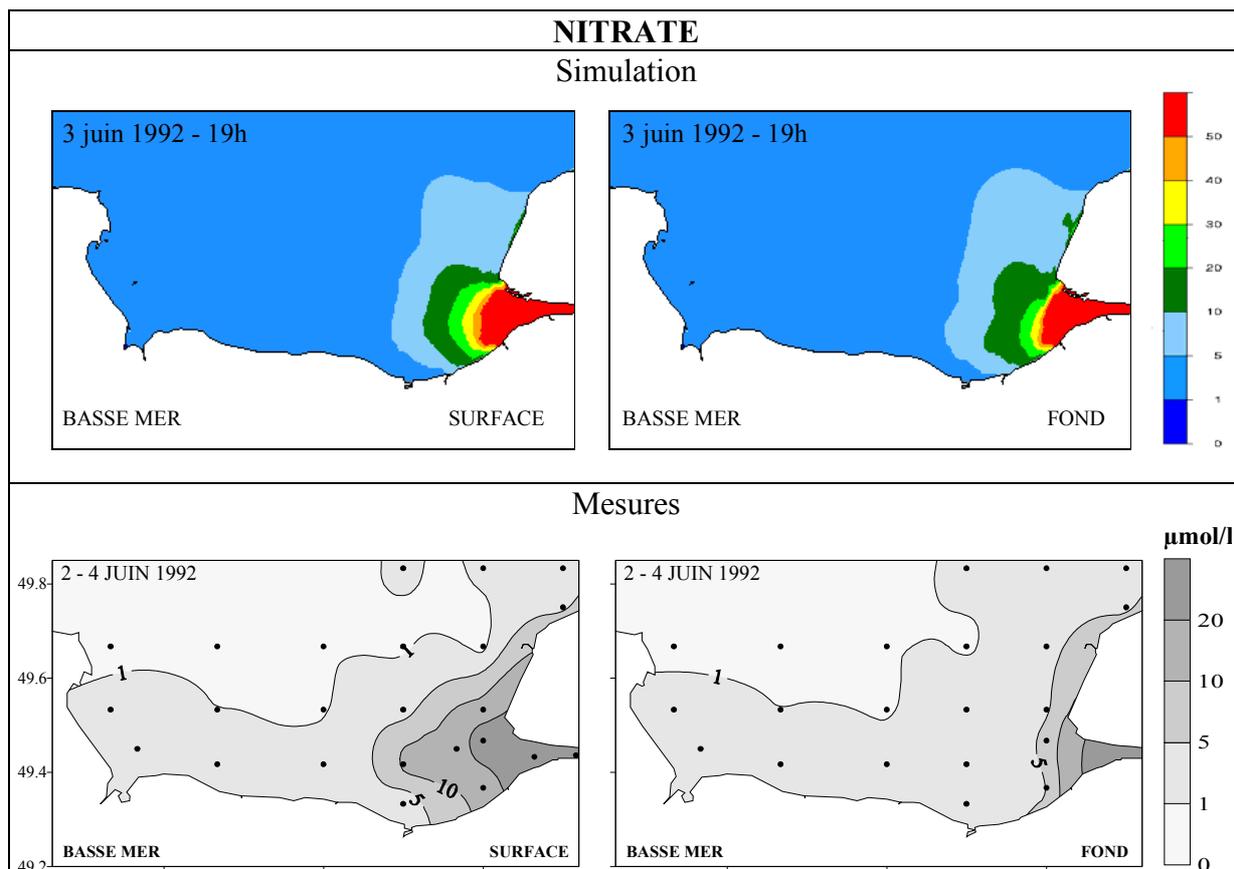


Figure 4-43 : Comparaison des cartes de nitrate simulé et mesuré en baie de Seine.

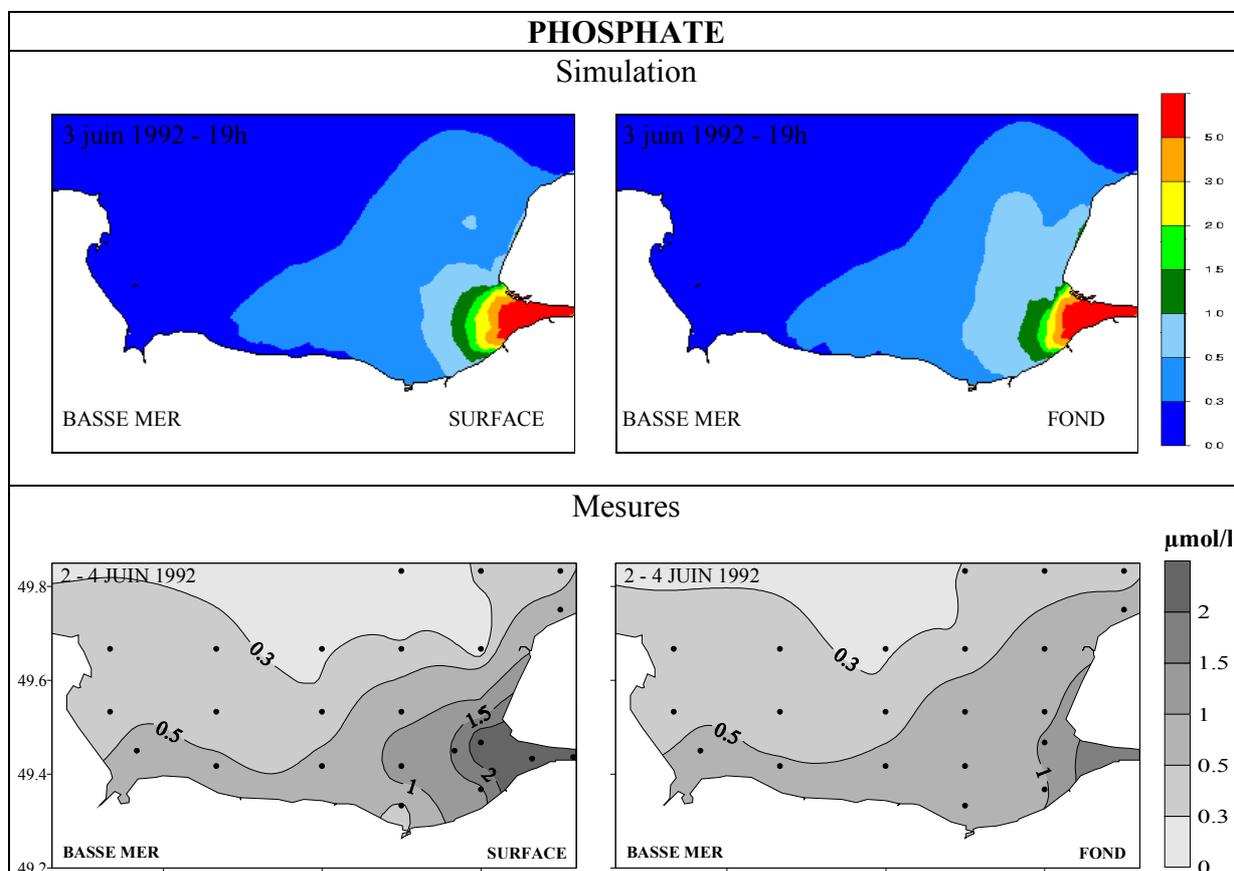


Figure 4-44 : Comparaison des cartes de phosphate simulé et mesuré en baie de Seine.

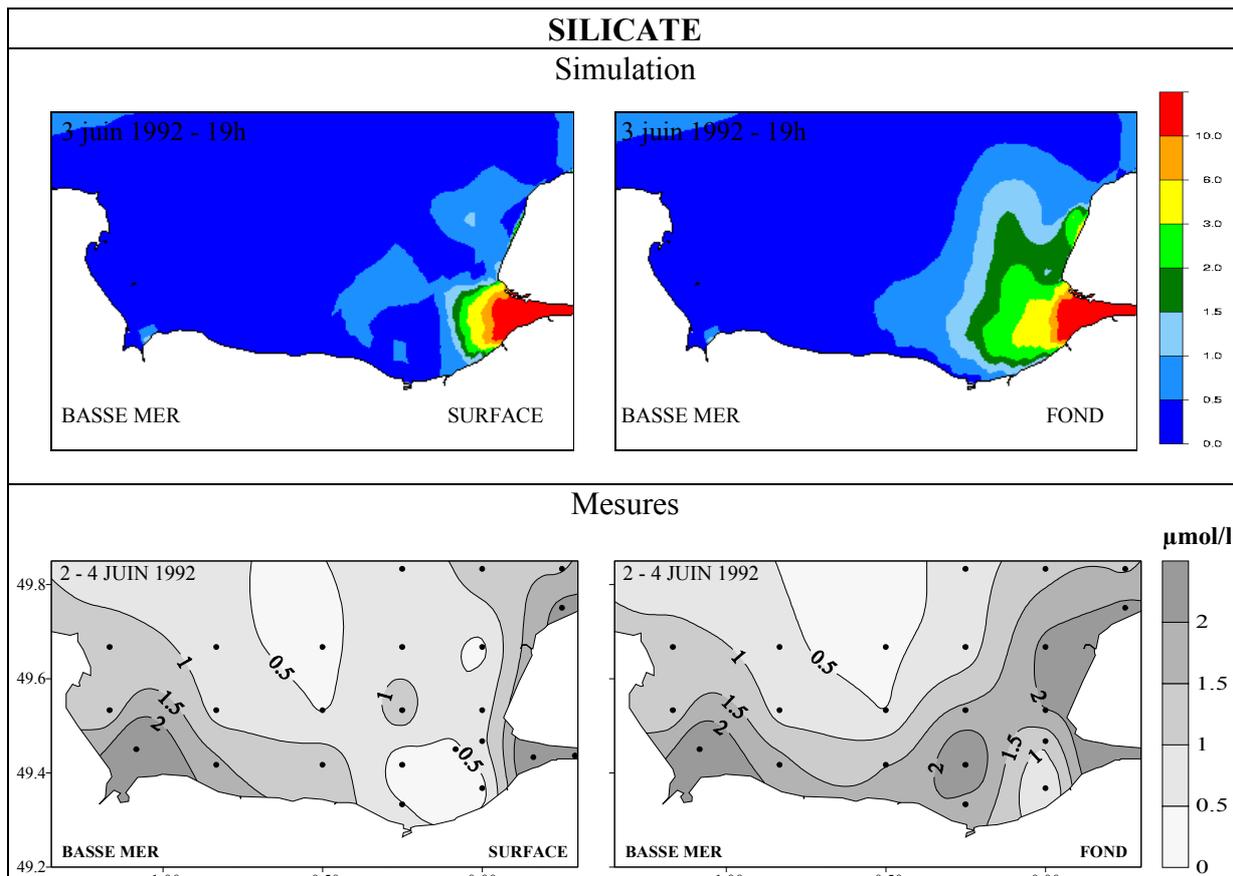


Figure 4-45 : Comparaison des cartes de silicium simulé et mesuré en baie de Seine.

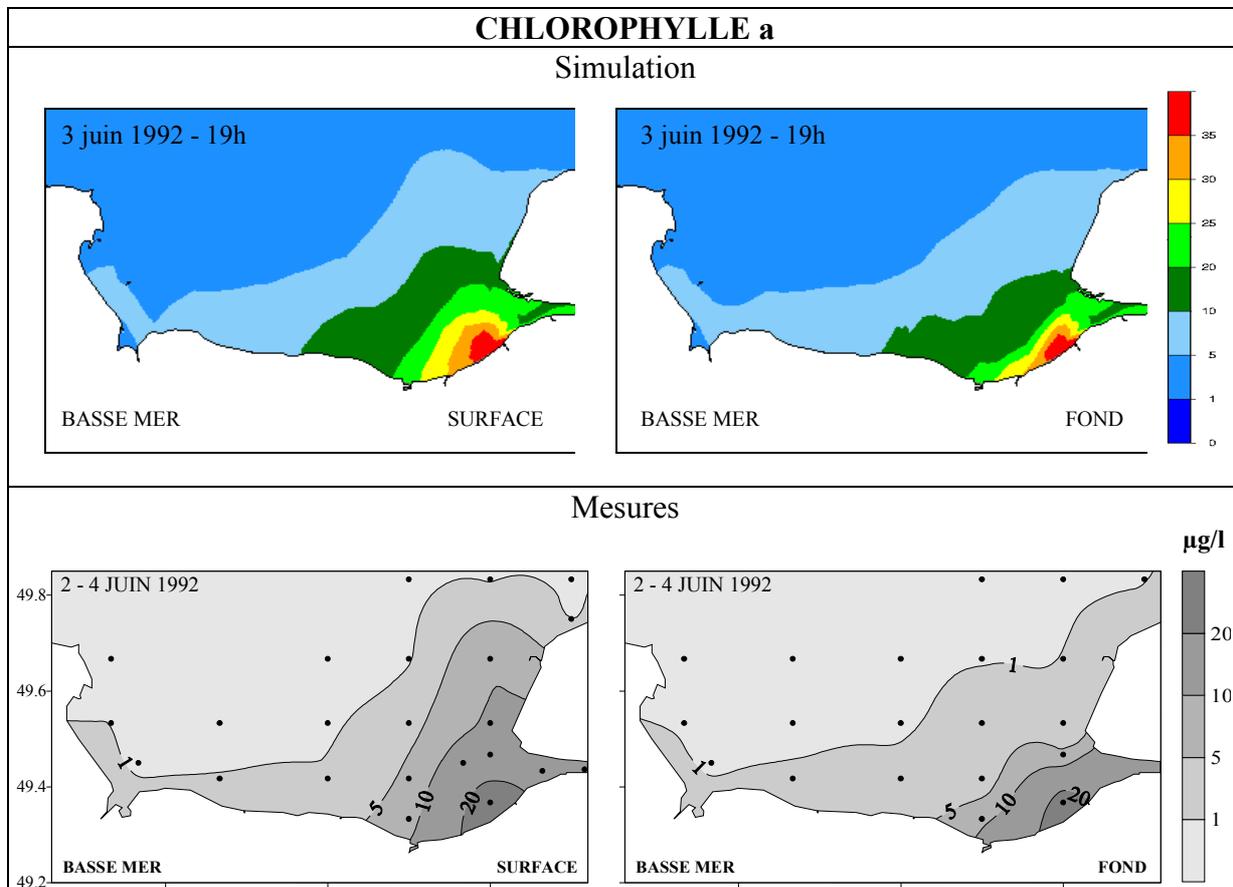


Figure 4-46 : Comparaison des cartes de chlorophylle a simulée et mesurée en baie de Seine.

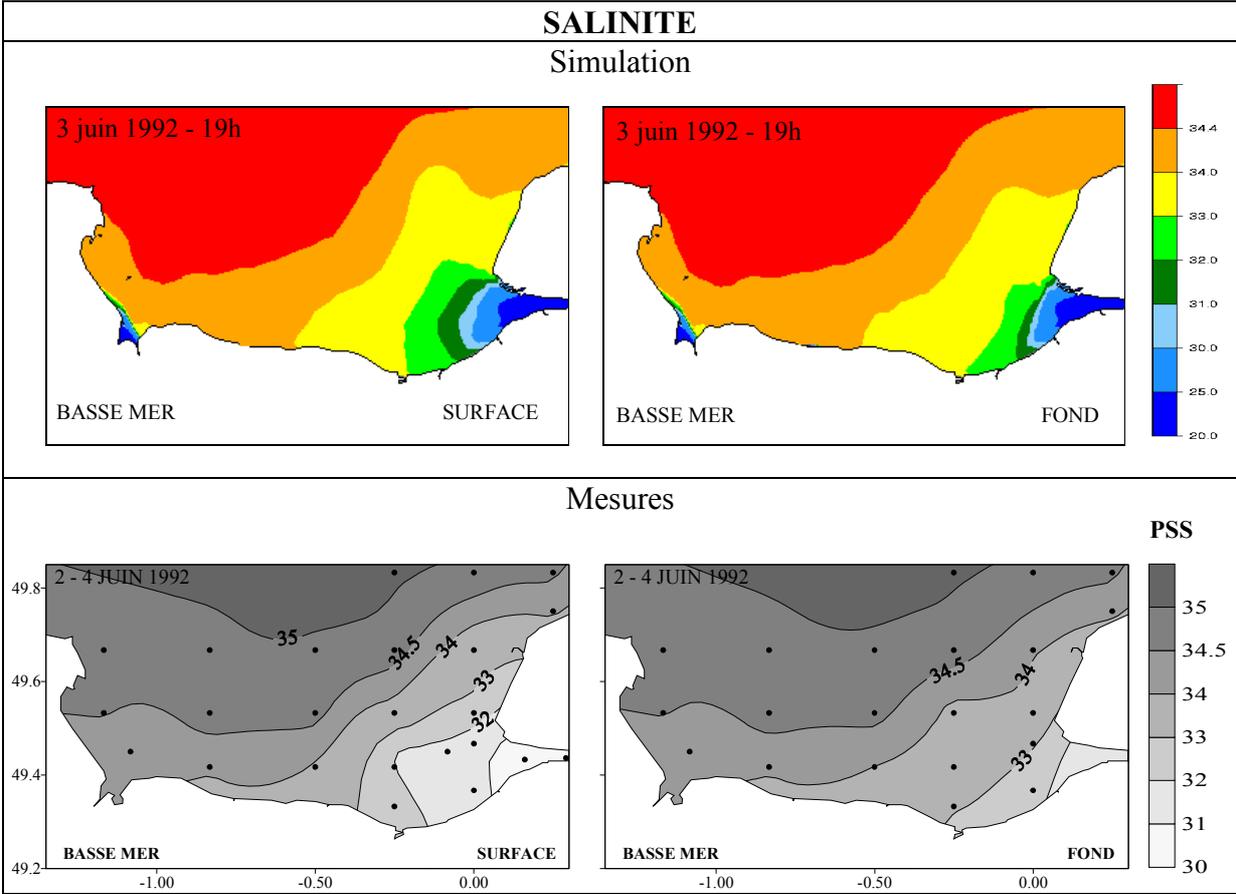


Figure 4-47 : Comparaison des cartes de salinité simulée et mesurée en baie de Seine.

Le phosphore organique détritique dans l'eau et le sédiment :

La matière organique détritique dans l'eau et dans le sédiment provient non seulement des apports mais est surtout générée par la mortalité du phytoplancton et du zooplancton ce qui fait que l'on observe en général une augmentation des concentrations pendant la période productive. Des mesures de phosphore organique détritique dans l'eau sont disponibles à l'embouchure de la Seine pour l'année 1992 (Andrieux-Loyer, 1997). Il s'agit de prélèvements réalisés à 5 époques de l'année (février, avril, juin, juillet, novembre) dans le panache à des salinités comprises entre 31 et 34 PSU. Ceci correspond à la localisation approximative de la zone la plus productive. La figure 4-49 montre la superposition de ces mesures à l'évolution simulée en un point du panache où les salinités restent comprises dans la gamme précédente. Les mesures et le modèle montrent une évolution comparable au cours de l'année avec des concentrations hivernales faibles, comprises entre 10 et 20 $\mu\text{mol/g}$; durant la période estivale, les concentrations mesurées atteignent 200 $\mu\text{mol/g}$, et les valeurs simulées oscillent entre 150 et plus de 300 $\mu\text{mol/g}$.

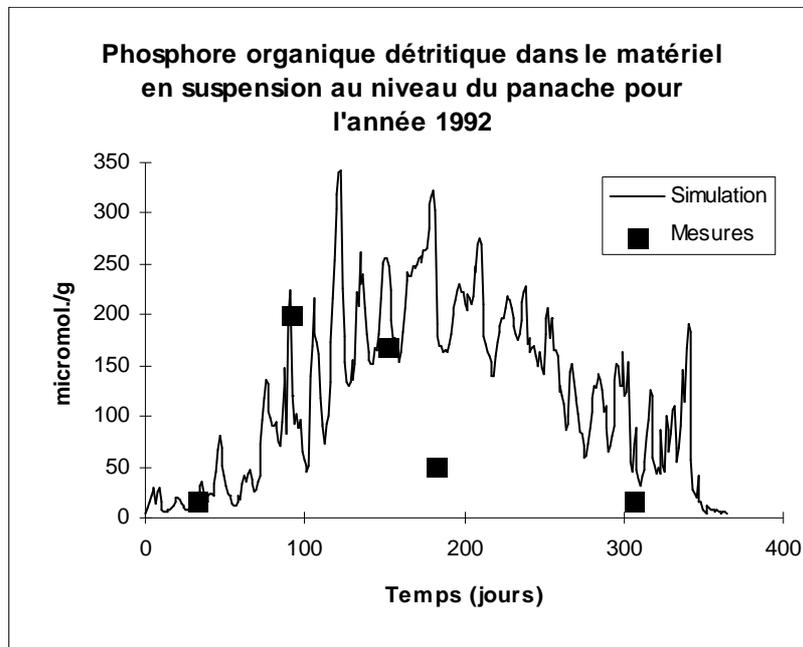


Figure 4-49 : Phosphore organique détritique en suspension dans le panache au cours de l'année 1992

Les pics qui apparaissent lors des simulations coïncident avec les périodes de vives-eaux où le mélange plus fort, maintient le matériel particulaire plus facilement en suspension. La valeur mesurée de juillet est très faible mais le nombre peu important de mesures ne permet pas d'aller plus avant dans la comparaison.

Des mesures de phosphore organique détritique existent également dans le sédiment à plusieurs stations (Andrieux-Loyer, 1997). Dans le modèle, les sédiments ne couvrent pas toute la baie mais sont localisés dans les zones de dépôts (voir paragraphe 4.1.6). Ainsi, afin de valider les concentrations simulées de phosphore organique détritique dans les dépôts, celles-ci sont comparées à des mesures réalisées le long de la côte du Calvados à proximité de ces zones de dépôt. Ces mesures ont été réalisées au cours de l'année 1992 à 4 périodes de l'année (février, avril, juin, juillet). La figure 4-50 montre la superposition entre le phosphore organique détritique simulé dans les dépôts de sédiment et la mesure au cours de l'année.

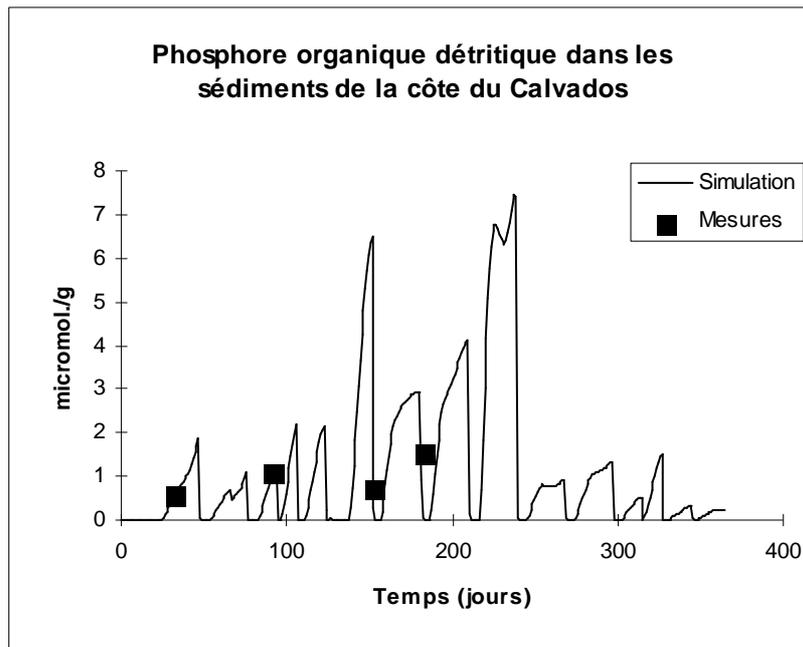


Figure 4-50 : Phosphore organique détritique simulé (trait) et mesuré (points) dans les sédiments de la côte du Calvados au cours de l'année 1992

L'évolution des mesures montre une tendance à l'augmentation des concentrations durant l'été, correspondant au dépôt de phosphore organique. Ces quelques valeurs observées sont retrouvées par le modèle, mais les résultats de celui-ci sont beaucoup plus variables du fait des cycles d'érosion-dépôt des sédiments. Ceci pose la question d'une meilleure gestion des sédiments dans le modèle.

Le phosphate adsorbé (ou phosphate échangeable) dans l'eau et le sédiment :

Comme pour le phosphore organique, des mesures de phosphate échangeable, adsorbé sur les matières en suspension, ont été réalisées durant l'année 1992. La figure 4-51 compare les mesures dans le panache à 5 périodes de l'année avec l'évolution simulée en une maille située, en moyenne, dans la gamme de salinité où les mesures ont été effectuées.

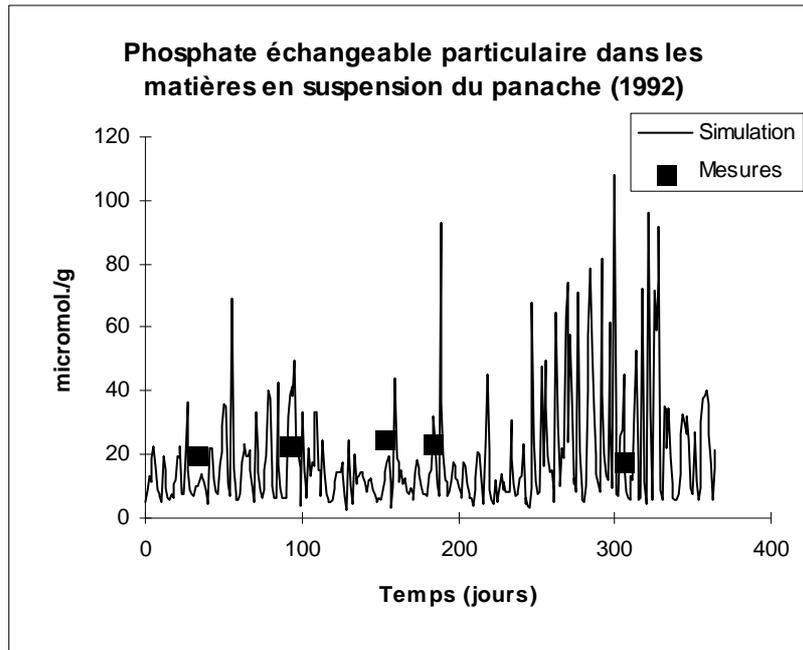


Figure 4-51 : Phosphate échangeable en suspension dans le panache au cours de l'année 1992

Pour les 2 séries, une relative stabilité est observée tout au long de l'année. Les concentrations mesurées restent autour de 20 $\mu\text{mol/g}$ alors que le modèle montre une valeur moyenne légèrement inférieure, comprise entre 10 et 20 $\mu\text{mol/g}$.

Dans le sédiment, les quelques mesures de phosphate échangeable disponibles sur l'année 1992 montrent une relative stabilité (figure 4-52). Dans la simulation, des pics importants apparaissent correspondant à des phases de dépôts où le phosphate échangeable fraîchement déposé ne s'est pas encore équilibré avec le phosphate dissous dans l'eau interstitielle. Cependant la simulation ne montre pas d'évolution notable à l'échelle de l'année, et le niveau d'équilibre des concentrations simulées est légèrement inférieur aux mesures.

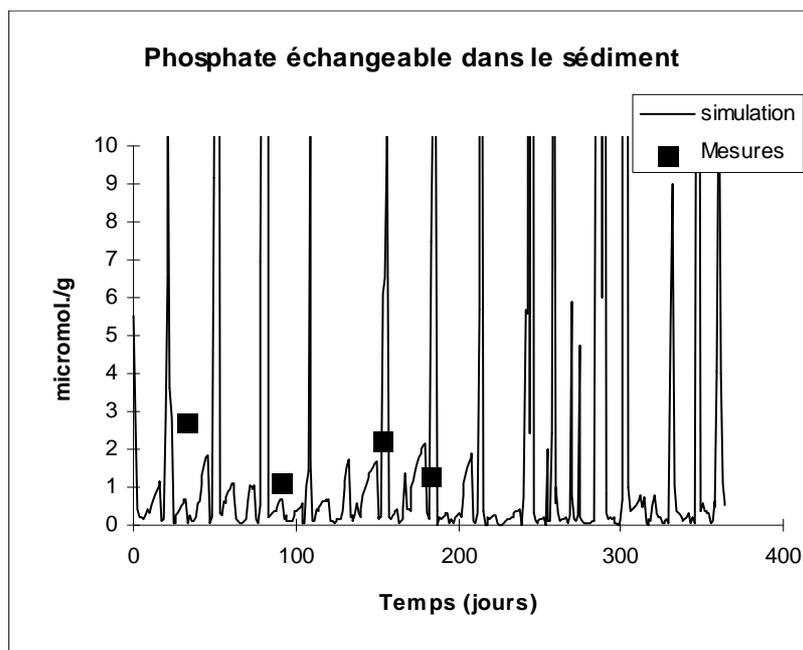


Figure 4-52 : Phosphate échangeable dans les sédiments à l'embouchure au cours de l'année 1992

Le faible nombre de mesures disponibles au cours de l'année pour le phosphore particulaire détritique ou adsorbé dans les matières en suspension et le sédiment, ne permet pas une complète validation du modèle. Néanmoins, ces mesures permettent de s'assurer que le modèle reproduit l'ordre de grandeur, mais aussi l'évolution annuelle, de ces variables.

L'azote organique détritique dans l'eau et le sédiment :

L'absence de données pour l'azote organique détritique ne permet pas de validation des résultats du modèle.

Les flagellés :

Le REPHY (RÉseau PHYtoplanctonique) mis en place par l'IFREMER, suit chaque année l'évolution des populations de flagellés le long des côtes de la baie de Seine afin de détecter l'apparition éventuelle d'espèces toxiques. Les stations le long de la côte du Calvados sont réparties depuis l'estuaire de la Seine (Villerville) jusqu'à la baie des Veys (Grandcamp) (figure 4-53).

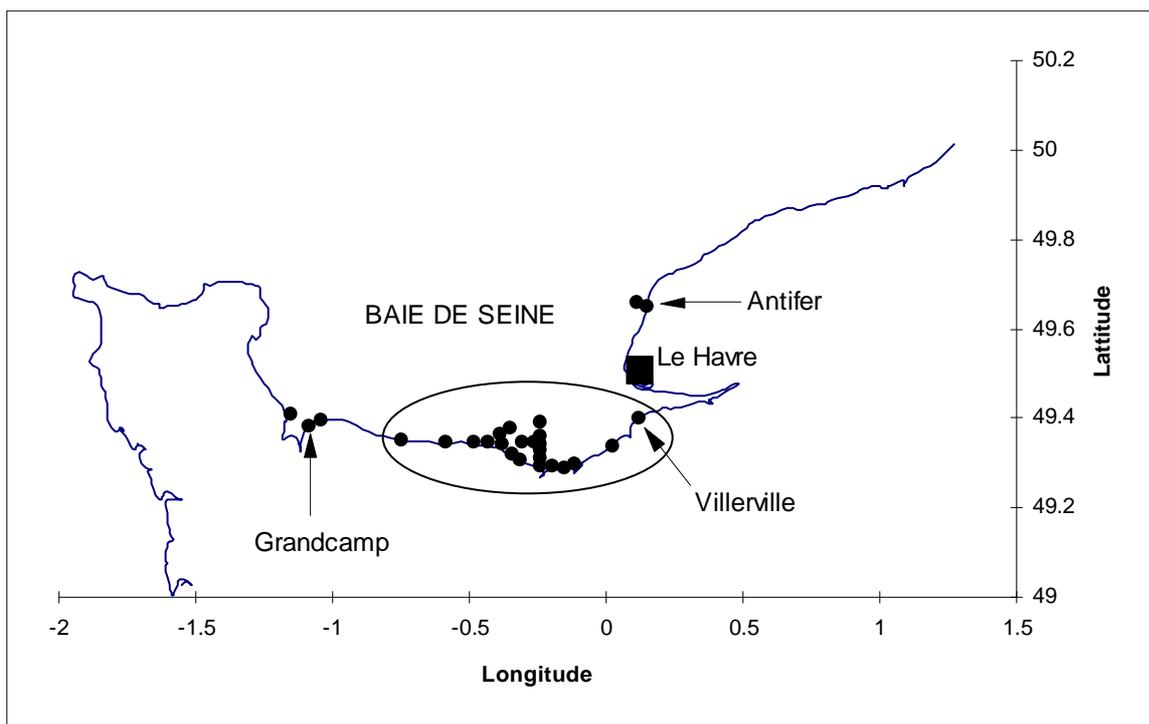


Figure 4-53 : Position des point du REPHY en Baie de Seine. Les points entourés sont ceux retenus pour la comparaison avec les résultats du modèle.

Les mesures fournissent la flore totale et/ou les différents taxons au cours de la période 1987-1998 en chaque point. Les suivis de chaque année se font à partir du mois de mai avec une fréquence souvent plus élevée pendant l'été.

Les résultats obtenus grâce au modèle le long de la côte du Calvados entre 1987 et 1997 sont confrontés aux mesures. Les points de mesures utilisés pour la comparaison sont entourés sur la figure 4-53 et toutes les mailles le long de la côte comprises dans cette zone sont sélectionnées. Les mesures disponibles au niveau d'Antifer ne sont pas utilisées pour la

comparaison car la représentation grossière du port pétrolier dans le modèle (1 maille) ne permet sans doute pas de reproduire correctement la circulation et sous estime l'effet de confinement qui existe dans cette zone et qui est propice au développement des flagellés. La figure 4-54 représente l'évolution de la flore totale des flagellés sur l'ensemble des points de mesure sélectionnés, superposée à l'évolution simulée des flagellés sur la même zone au cours des 10 dernières années (1987-1997). Afin d'alléger la représentation graphique, seules sont représentées les valeurs maximum et minimum données par le modèle sur la zone tous les 6 jours.

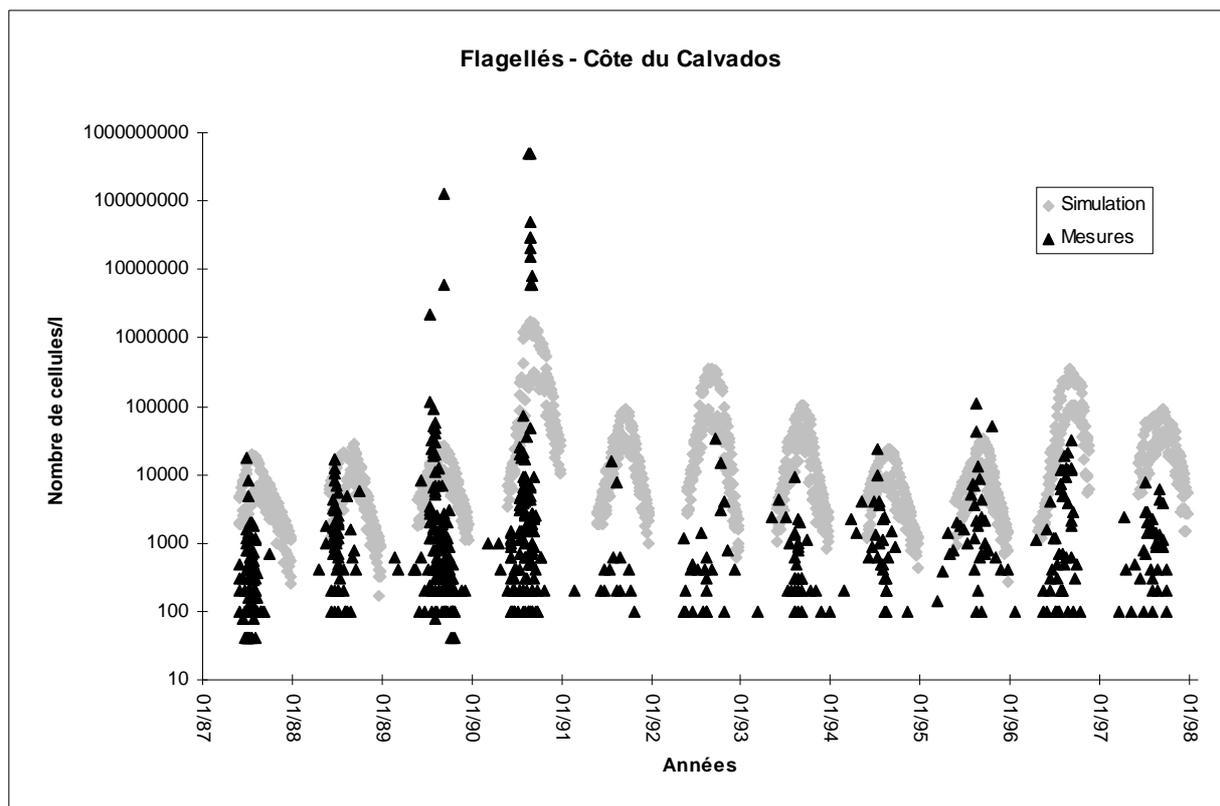


Figure 4-54 : Evolution simulée et mesurée des flagellés le long de la cote du Calvados de 1987 à 1997.

Le résultat de la comparaison modèle-mesure est variable selon l'année. Les concentrations en flagellés tendent certaines années à être surestimées par le modèle. Il s'agit principalement de l'année 1991 et dans une moindre mesure 1992 et 1993. Par contre, les années 1989 et 1990 sont largement sous-estimées dans les simulations. En 1990, un bloom important de *Gymnodinium sp.* s'étalant du 23 août au 3 septembre a été observé en plusieurs points de la côte. Les concentrations ont alors atteint des valeurs de $500 \cdot 10^6$ cellules/l. Le modèle s'avère incapable de reproduire de telles concentrations mais il identifie toutefois cette année comme étant, en terme de flagellés, la plus riche des 10 années simulées. Les valeurs fortes observées au cours de l'année 1989 correspondent également à une poussée de *Gymnodinium sp.* mais ces valeurs élevées restent cependant localisées en 2 points proches, uniquement les 12 et 13 septembre, et n'ont donc pas le caractère généralisé du bloom de l'année 1990. Pour toutes les autres années simulées, le modèle reproduit à peu près correctement les niveaux de flagellés observés.

La variable flagellés du modèle se veut représentative de l'ensemble des flagellés et non pas d'un genre particulier. Les différents genres de flagellés, et au sein de chaque genre, les différentes espèces, ont des caractéristiques très différentes, tant sur leur mode de vie que sur leur adaptation au milieu. Ainsi, certains flagellés apparaissent préférentiellement une

année donnée et sont complètement absents d'autres années. De même, selon les conditions environnementales (apports en sels nutritifs, météo), les flagellés se développent plus ou moins tôt au cours de la période estivale. Le tableau 4-7 donne, pour les dix dernières années, le flagellé qui est apparu en plus forte concentration sur la côte du Calvados, avec sa concentration maximale et la date d'apparition.

Années	Flagellés	Concentration maximum (nb cellules/l)	Date d'apparition du maximum
1987	Dinophysis acuminata	4600	3/9
1988	Prorocentrum micans	291400	25/8
1989	Gymnodinium sp.	130000000	13/9
1990	Gymnodinium sp.	500000000	23/8
1991	Prorocentrum sp.	15600	30/7
1992	Prorocentrum sp.	71000	6/8
1993	Protopéridinien sp.	422800	5/8
1994	Dinoflagellés sp.	120000	6/7
1995	Dinophysis acuminata	111000	22/8
1996	Prorocentrum micans	31600	11/9
1997	Prorocentrum micans	4700	10/7

Tableau 4-7 : Flagellés apparût en plus forte concentration sur la côte du Calvados entre 1987 et 1997 (Données REPHY).

L'utilisation d'une seule variable intégrant l'ensemble de la population des flagellés ne peut donc pas représenter la diversité des genres ou des espèces et le modèle fournit en fait une réponse moyenne. Ainsi, la date d'apparition du maximum de flagellés dans la simulation est souvent assez tardive et moins variable qu'en réalité (figure 4-55).

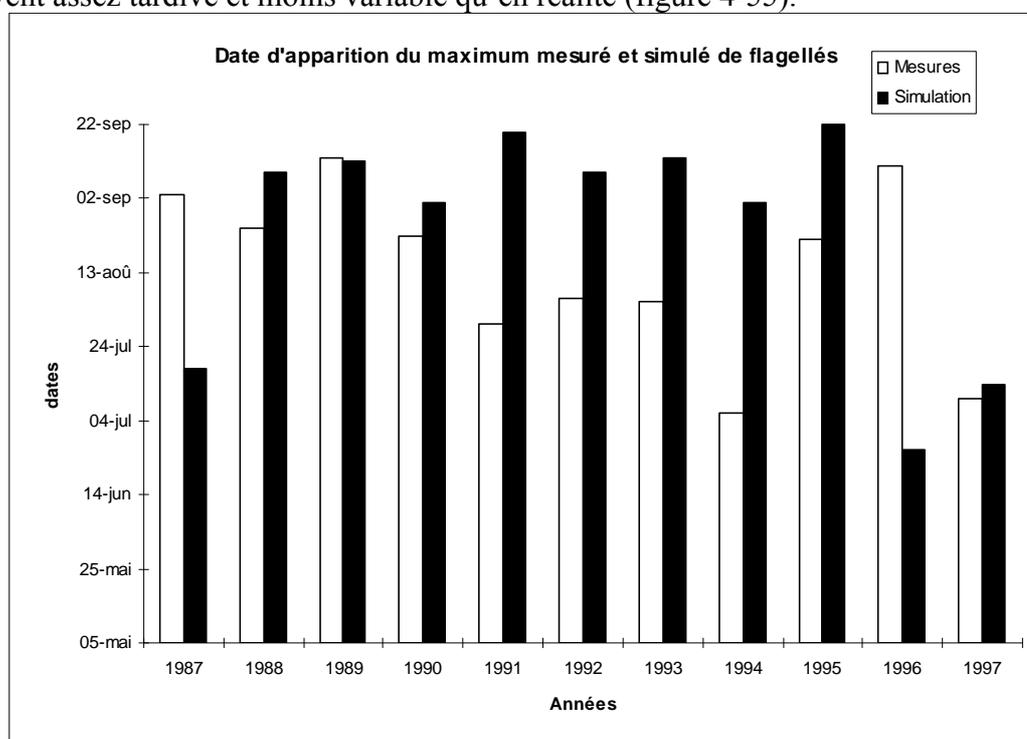


Figure 4-55 : Comparaison entre la date d'apparition du maximum de flagellés mesurée et simulée entre 1987 et 1997 le long de la côte du Calvados.

Le modèle semble toutefois capable de restituer les grandes tendances d'une année à l'autre à l'exception des années 1989 et 1991. L'année 1989 est toutefois un peu particulière car les 3 valeurs fortes mesurées sont apparus de manière fugace et non généralisées sur la zone de mesure.

Des éléments permettant d'expliquer les variabilités inter-annuelles seront étudiés plus loin.

5. Exploitation du modèle

5. Exploitation du modèle

Les simulations effectuées grâce au modèle, ont couvert un total de 22 années, de 1976 à 1997. Les résultats présentés dans ce chapitre tentent de faire ressortir les principales caractéristiques observées au cours de ces 22 années, notamment en terme d'évolution à long terme ou d'apparition d'évènements particuliers.

Les 22 années ont été simulées en utilisant les mêmes conditions initiales à chaque fois. Le résultat en fin d'année n'a pas été utilisé comme condition initiale de l'année suivante pour 2 raisons :

- Le modèle ne prenant pas en compte le tassement, les M.E.S. amenées par les rivières se déposent dans la baie et sont susceptibles d'être remises en suspension. A terme, le risque est de surestimer la quantité de matériel remobilisable et d'occasionner des turbidités trop importantes dans la baie, alors que les années simulées à partir des mêmes conditions initiales montrent une bonne reproduction des concentrations en M.E.S. dans la baie.

- Simuler les années de manière indépendante permet de réaliser plusieurs calculs en même temps sur différentes machines, ce qui est nécessaire étant donné que la simulation d'une année prend entre 2 et 4 jours de calcul selon la machine. Ainsi, l'enchaînement des 22 années, plus les divers scénarios, aurait nécessité un temps total de calcul de 2 à 4 mois sur une seule machine, ce qui aurait lourdement pénalisé le déroulement de l'étude. Ce choix a donc également été fait par souci d'optimisation de l'utilisation des calculateurs et en fonction de leur disponibilité.

Les applications du modèle sont nombreuses et il n'a pas été possible dans le cadre de cette étude de les couvrir toutes. Nous nous focaliserons donc ici sur celles permettant de comprendre les grandes caractéristiques de l'écosystème et leur évolution.

Il s'agit donc :

- d'étudier et expliquer la répartition spatiale des diatomées et des flagellés en relation avec les facteurs du milieu (apports, météo,...),
- de déterminer et de hiérarchiser les principaux facteurs contrôlant la production phytoplanctonique (limitation nutritive, limitation lumineuse),
- d'étudier l'évolution de l'écosystème sur 22 ans (1976-1997) en terme de concentration en sels nutritifs, chlorophylle a, oxygène dissous et production phytoplanctonique,
- d'étudier la réponse de l'écosystème à des réductions plus ou moins importantes des apports d'azote et de phosphate par la Seine.

5.1 Répartition spatiale du phytoplancton

Les diatomées :

La figure 5-1 représente les maximums absolus simulés de diatomées pour différentes années. Ces maximums sont toujours situés dans la partie est de la baie à l'embouchure de la Seine avec un gradient décroissant sud-est/nord-ouest. Leur intensité peut varier d'une année à l'autre et dépassent souvent 50 µg/l de chlorophylle a.

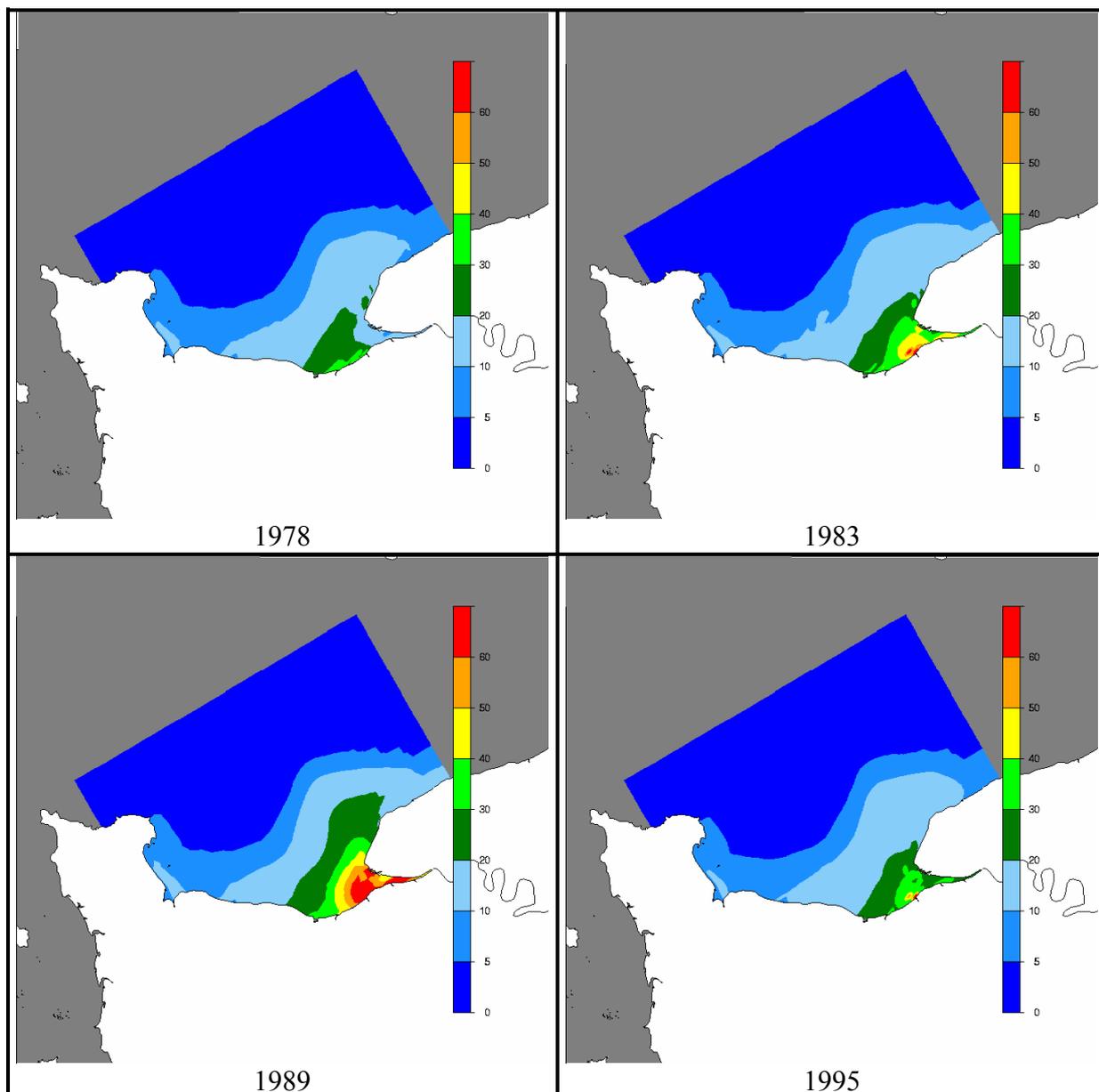


Figure 5-1 : Maximum absolu simulé de diatomées ($\mu\text{g/l}$ de chlorophylle a) pour 4 années différentes.

Les cartes des dates d'apparition des maximums de diatomées (figure 5-2) montrent les mêmes gradients décroissants sud-est/nord-ouest que les maximums absolus.

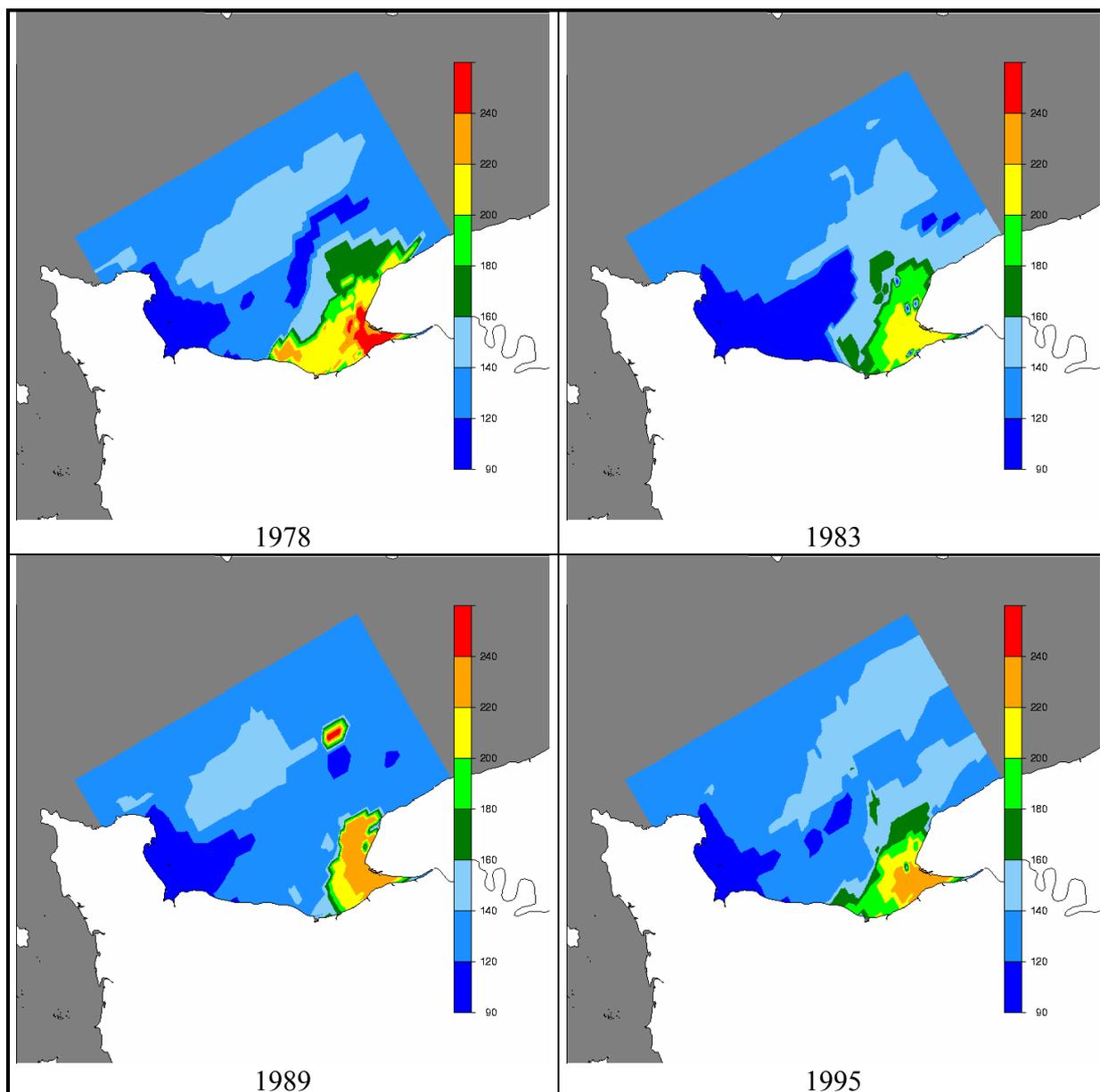


Figure 5-2 : Date d'apparition (jours Julien) des maximums simulés de diatomées pour 4 années.

Ainsi, le maximum plus au large est atteint dès le printemps (jours 120 à 160), alors que les concentrations fortes le long de la cote du Calvados sont atteintes en période estivale (jours 220 à 260). Cependant, la représentation des maximums absolus ne permettent pas de mettre clairement en évidence l'évolution de la distribution spatiale des diatomées au cours de l'année. Pour ce faire, on a représenté sur la figure 5-3 les concentrations en diatomées aux quatre saisons de l'année 1978..

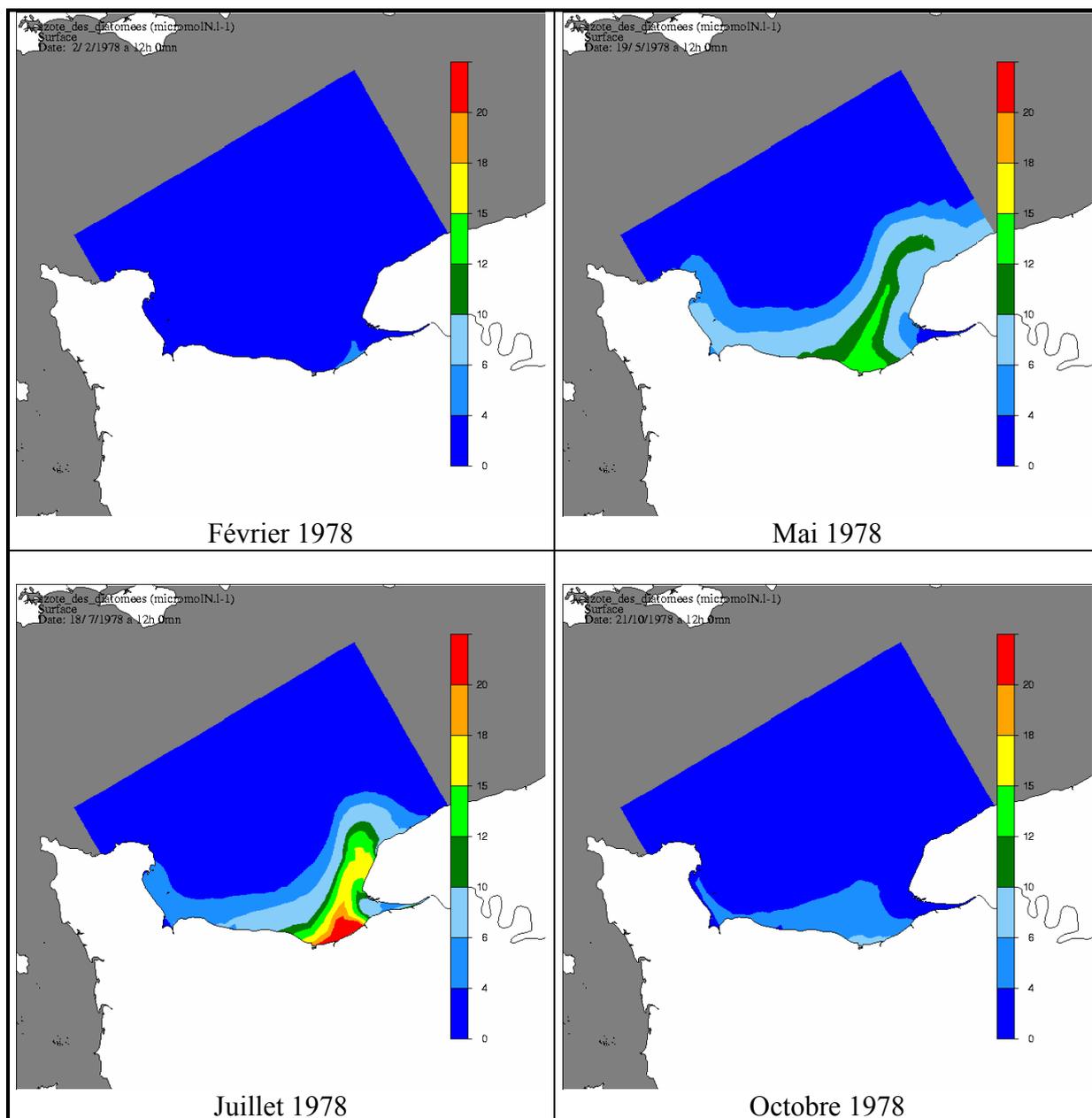


Figure 5-3 : Evolution des diatomées simulées au cours de l'année 1978.

En hiver, les concentrations en diatomées sont homogènes et restent faibles sur l'ensemble de la baie. A partir du printemps (mois de mai), un bloom de diatomées apparaît, légèrement au large, à hauteur de Ouistreham, avec des concentrations comprises entre 12 et 15 $\mu\text{g/l}$ de chlorophylle a. Ce genre de situation a été observé lors de plusieurs campagnes en baie de Seine et notamment au cours de la campagne ECOMANCHE 1 du 19 au 23 mai 1978 (Aminot *et al.*, 1997). Les turbidités plus fortes à l'embouchure après les crues printanières, expliquent que la production soit repoussée en bordure de panache. Au cours de l'été, les concentrations augmentent tout en se rapprochant de l'estuaire car l'extension du panache turbide à cette époque est moindre (figure 5-4). La répartition des concentrations en diatomées calculées en juillet 1978, avec un maximum entre Trouville et Ouistreham, est alors assez proche de la représentation des maximums absolus sur différentes années (voir figure 5-1). A l'automne, les concentrations chutent nettement pour revenir à des niveaux proches de la situation hivernale.

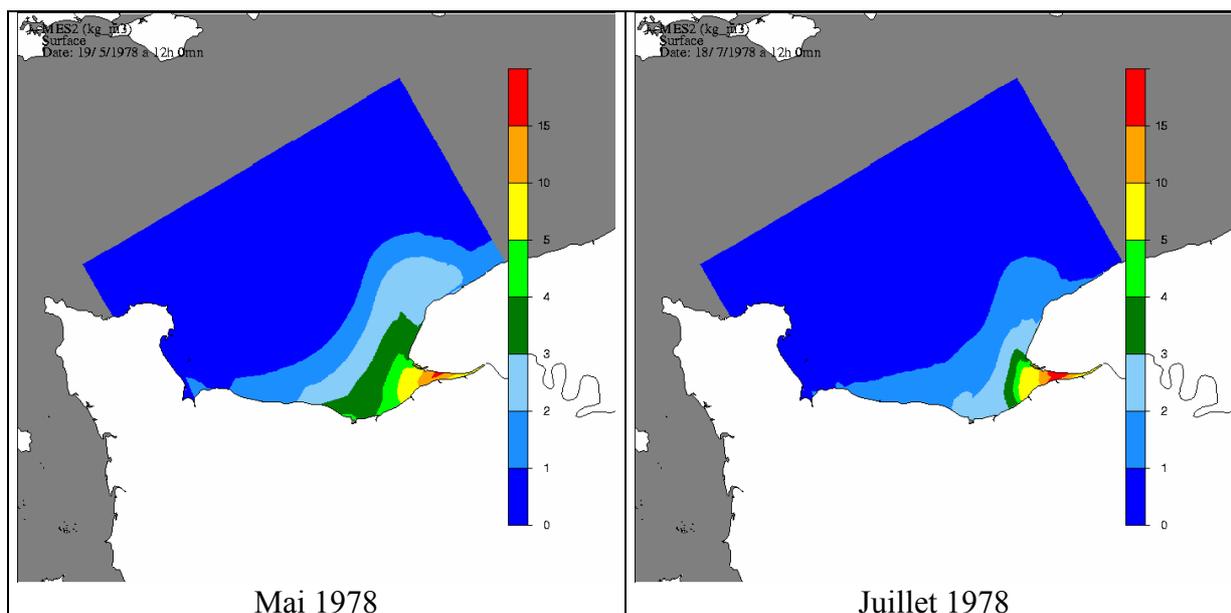


Figure 5-4 : Panache de M.E.S. de surface simulé au printemps et à l'été 1978.

Sur la verticale, les maximums de concentration en diatomées sont obtenus en surface où l'atténuation lumineuse est plus faible et où les éléments nutritifs sont en concentration plus importante (figure 5-5). Cependant, la chute des diatomées tend à limiter le gradient vertical de concentration par transfert d'une partie de la biomasse vers le fond.

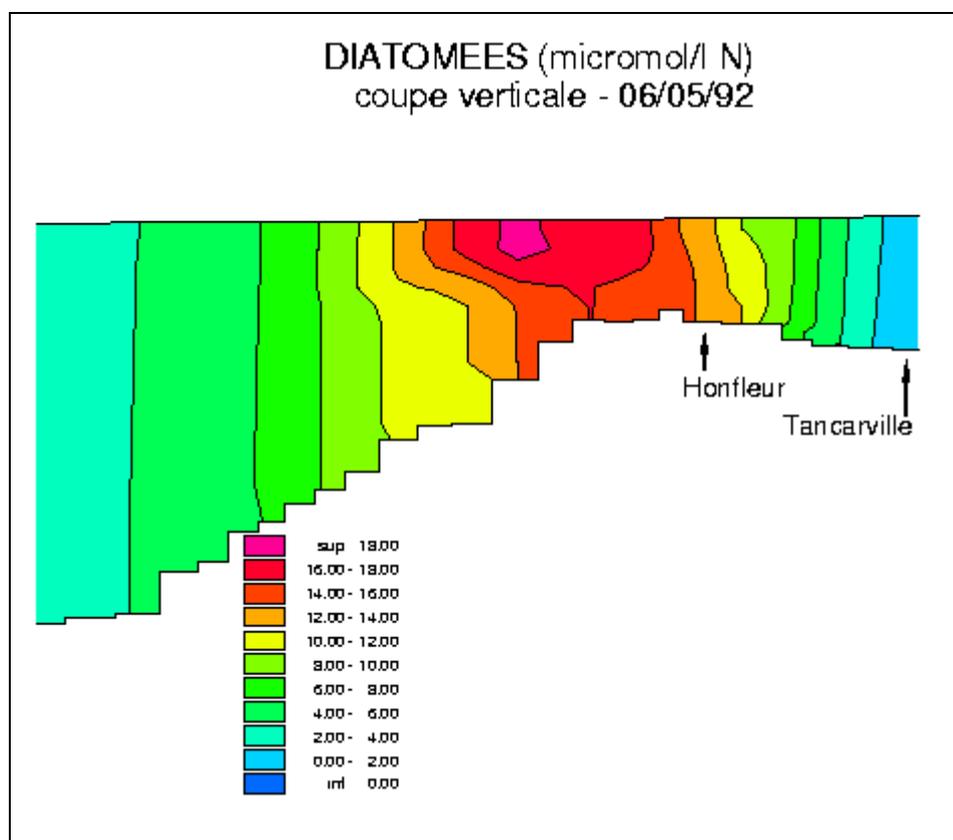


Figure 5-5 : Coupe verticale dans le panache de la Seine : Concentration simulée en diatomées le 06/05/92.

Le positionnement du maximum de diatomées semble donc assez similaire d'une année sur l'autre avec un maximum absolu assez près de l'embouchure en période estivale. Selon les années et les conditions environnementales, ce maximum sera plus ou moins important.

Les Flagellés :

La représentation spatiale du maximum absolu des flagellés pour différentes années montre qu'il existe 2 situations très distinctes (figure 5-6) : la première (1989 et 1995) situe le maximum absolu de flagellés au nord-est de la baie en bordure du panache, alors que la seconde (1986 et 1993) le positionne au sud-est le long de la côte du Calvados. L'intensité des maximums est variable d'une année sur l'autre, mais les valeurs les plus élevées se trouvent toujours le long de la côte du Calvados. De plus, lorsque le maximum absolu se situe au nord du panache (1989, 1995), sa valeur reste équivalente à celle obtenue dans la même zone, lors des années où le maximum absolu est au sud (1986, 1993). Ainsi, la différence entre les deux situations résulte en fait d'un développement ou non des flagellés le long de la côte du Calvados.

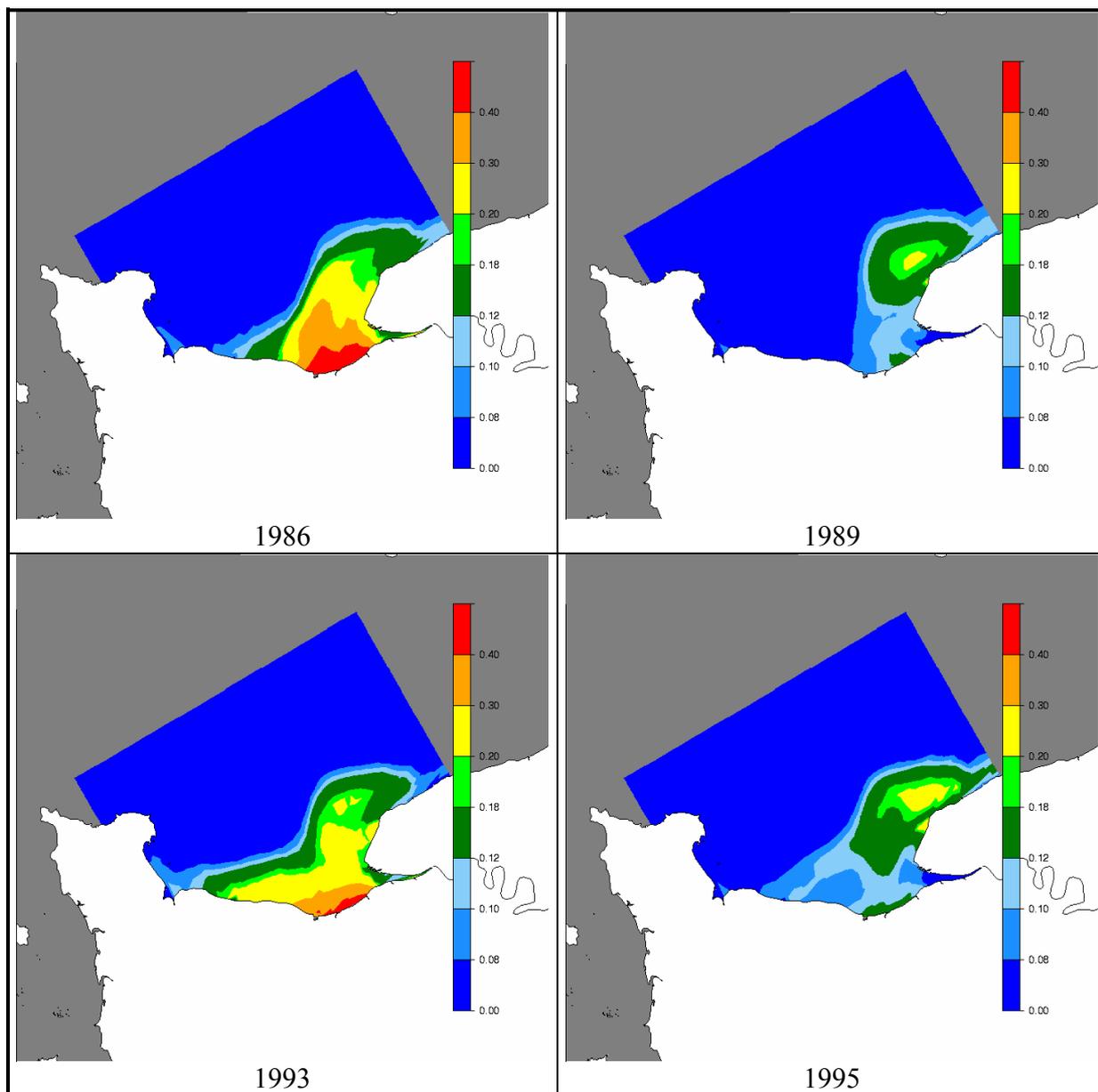


Figure 5-6 : Maximum absolu de flagellés ($\mu\text{mol/l}$ d'azote phytoplanktonique) simulé pour 4 années différentes.

Les cartes représentant les dates d'apparition des maximums absolus (figure 5-7) montrent que ceux-ci sont atteints tardivement dans la saison, en général après le 18 août (jour 230). Cependant, l'année 1989 se distingue des 3 autres années par le fait que le maximum absolu sur la zone est plus précoce et est obtenu vers mi-juillet (jours 180 à 200).

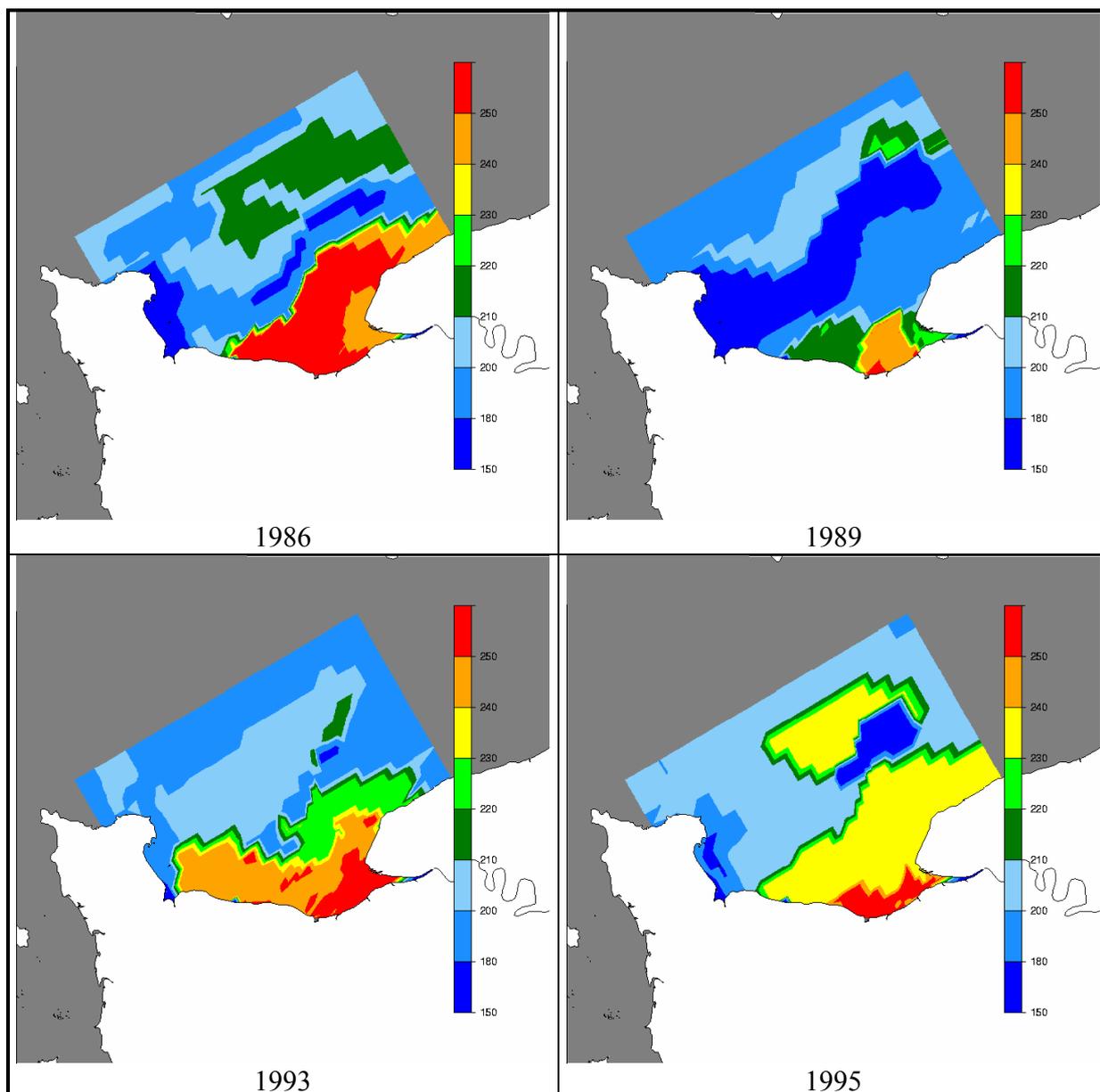


Figure 5-7 : Date d'apparition (jours Julien) des maximums absolus pour 4 années.

La répartition verticale des flagellés montre une forte accumulation en surface avec un gradient vertical nettement plus fort que pour les diatomées (figure 5-8 a). Ceci s'explique par le fait que dans le modèle, les flagellés n'ont pas de vitesse de chute et le transfert de la biomasse vers le fond ne peut se faire que par mélange vertical, qui est souvent atténué par les gradients verticaux de densité (figure 5-8 b). Par ailleurs les flagellés ont une intensité lumineuse optimale supérieure à celle des diatomées, ce qui restreint leur développement aux eaux de surface.

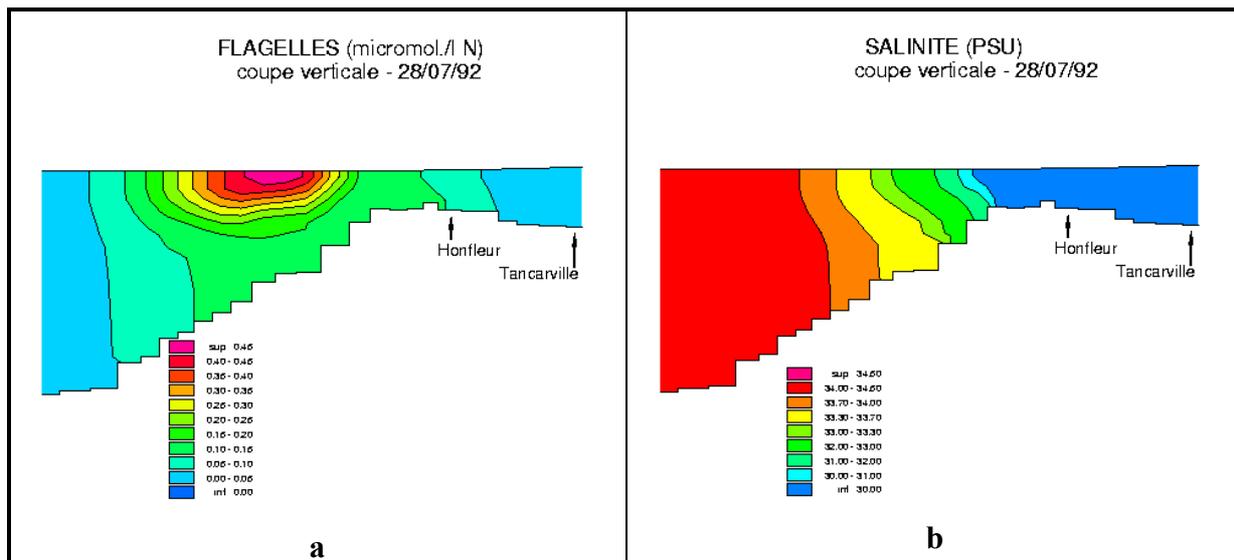


Figure 5-8 : Coupe verticale dans le panache : concentration de flagellés (a) et salinité (b) simulée fin juillet 1992.

Cette accumulation des flagellés en surface au dessus d'une cline d'origine thermique ou haline est bien connue et a été maintes fois observées (Lassus *et al.*, 1991 ; Labib et Halim, 1995). La figure 5-9 montre une coupe verticale de densité et de concentration en Dinophysis dans le panache de la Seine, mesurées au cours de la campagne DINOSEINE 1 en juillet 1994 (Gentien, com. pers.). On observe nettement un maximum de subsurface de Dinophysis juste au dessus de la cline. La simulation de la même période (figure 5-10), ne montre pas une situation aussi marquée. Plusieurs raisons peuvent expliquer cette différence. Tout d'abord, les flagellés dans le modèle, qui n'ont pas de vitesse de chute, n'ont pas non plus de comportement migratoire lié aux conditions environnementales (lumière, température, concentrations en sels nutritifs), et qui semblent contrôler les concentrations de subsurface (Lassus et al., 1991 ; Labib et Halim, 1995, Cullen et Horrigan, 1981 ; Heaney et Eppley, 1981 ; Kamykowski, 1981). Ainsi, le maximum simulé est toujours réparti sur toute la couche de surface. De plus le maximum observé se trouvant entre 5 et 6 mètres, la discrétisation verticale du maillage qui considère des couches de 2 mètres en surface n'est certainement pas assez fine. Par ailleurs, il semble que la stratification simulée au large soit moins forte que celle mesurée, ce qui pourrait expliquer une accumulation moins forte de flagellés au niveau de la cline. Enfin, la situation mesurée résulte d'une compilation d'observations réalisées sur plusieurs jours, alors que la simulation est une situation instantanée, ce qui peut entraîner un certain biais dans la comparaison.

Les forçages agissant sur la croissance des flagellés sont d'une part la météo, et en particulier l'insolation, et d'autre part les apports en sels nutritifs par la Seine. Afin d'essayer de déterminer si l'un de ces facteurs est déterminant dans le développement ou non de flagellés le long de la côte du Calvados, l'insolation moyenne ainsi que les flux moyens de sels nutritifs issus de la Seine ont été calculés sur la période estivale pour les 4 années (figure 5-11). Les barres noires représentent les années ou les flagellés se sont développés au sud.

DINOSEINE 1 - Juillet 1994

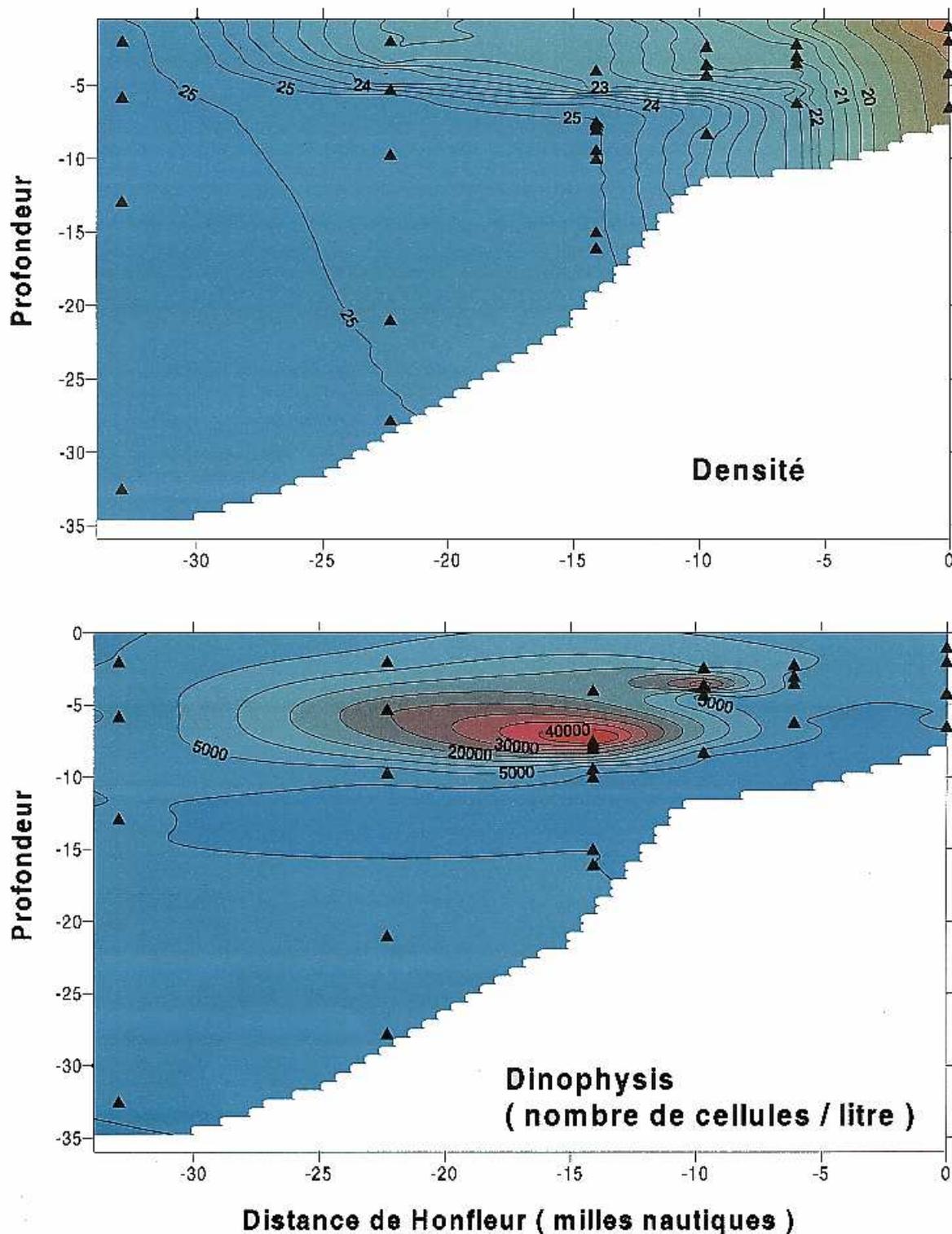


Figure 5-9 : coupe verticale de densité et de concentration en Dinophysis dans le panache de la Seine, mesurées au cours de la campagne DINOSEINE 1 de juillet 1994 (Gentien, com. pers.).

DINOSEINE 1 - juillet 94

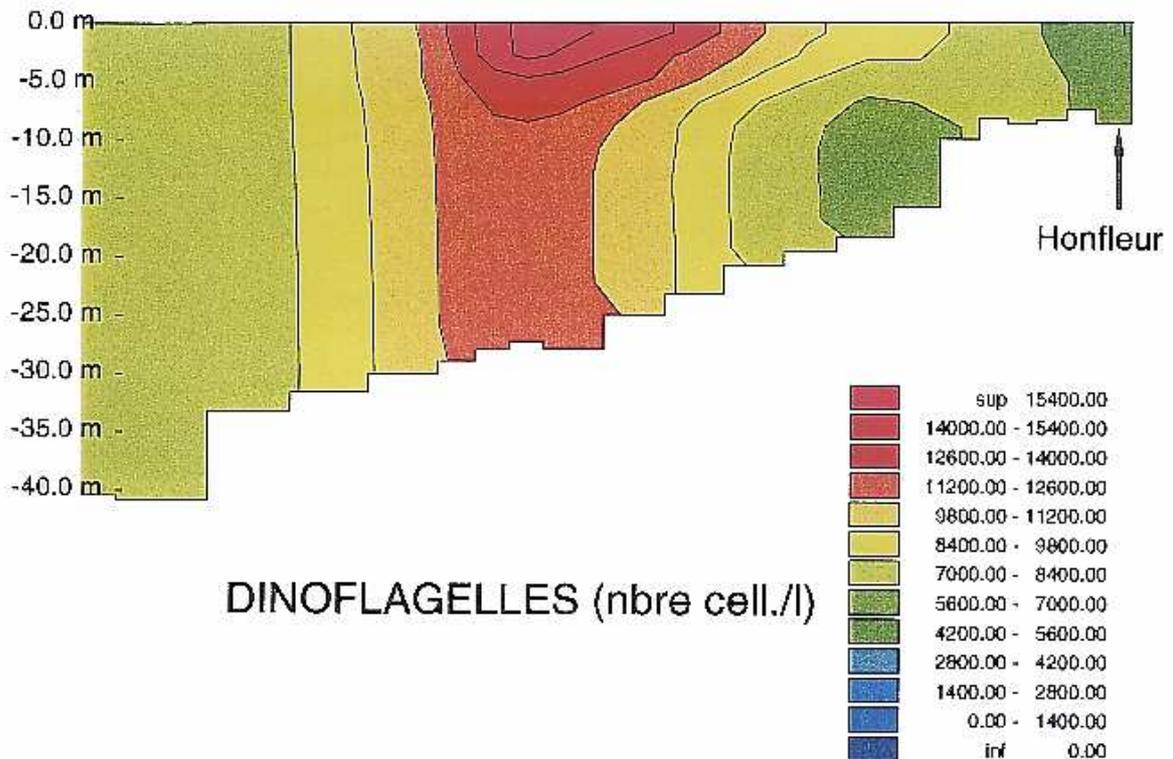
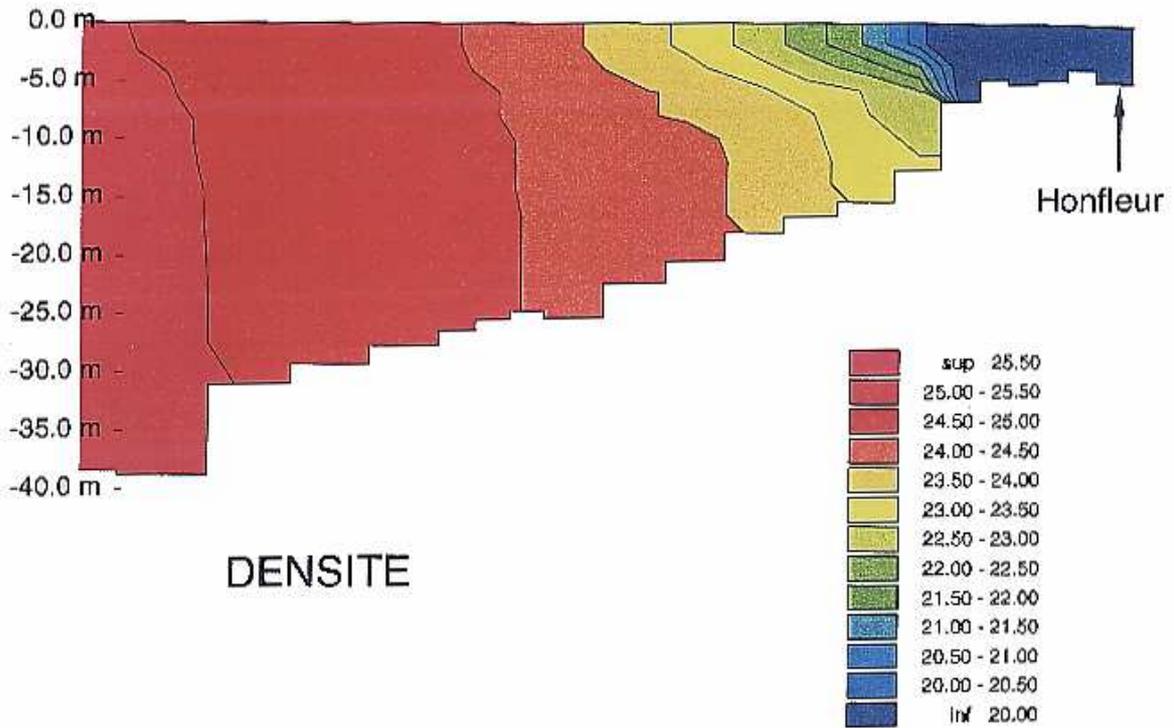


Figure 5-10 : coupe verticale de densité et de concentration en flagellés dans le panache de la Seine, simulée grâce au modèle 3D : période correspondant à la campagne DINOSEINE 1 de juillet 1994.

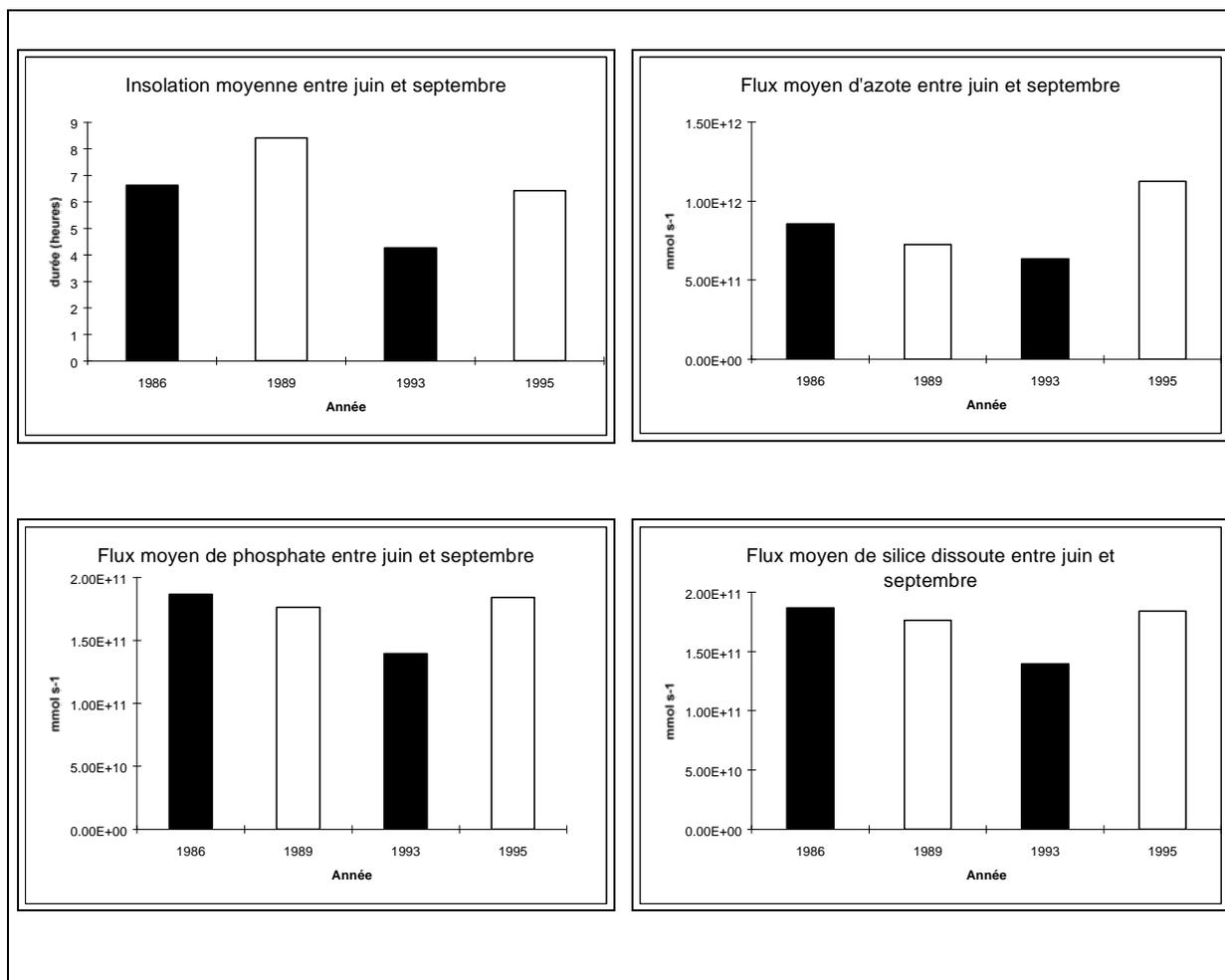


Figure 5-11 : Insolation moyenne et flux moyens d'azote, phosphate et silice dissoute entre juin et septembre pour les années 1986, 1989, 1993 et 1995. Les barres noires identifient les années de développement de flagellés au sud.

Aucune réelle tendance ne permet de distinguer les années 1986 et 1993 des années 1989 et 1995. Les insolation et les flux ne présentent pas visiblement de corrélation avec les années de maximum absolu au nord ou au sud. Toutefois, l'année 1989 montre une forte insolation durant la période estivale, ce qui expliquerait le fait que le maximum absolu cette année là soit apparu plus tôt (jours 180-200).

Par contre, les rapports Si/N et Si/P dans les apports moyens estivaux, sont différents lors des 2 situations possibles de répartition des flagellés (figure 5-12). Les années où le développement des flagellés au sud est important coïncident avec des rapports Si/N et Si/P plus faibles dans les apports. Ainsi, ces années présentent un déficit accru de silice et une plus grande disponibilité de l'azote et du phosphate pour les flagellés.

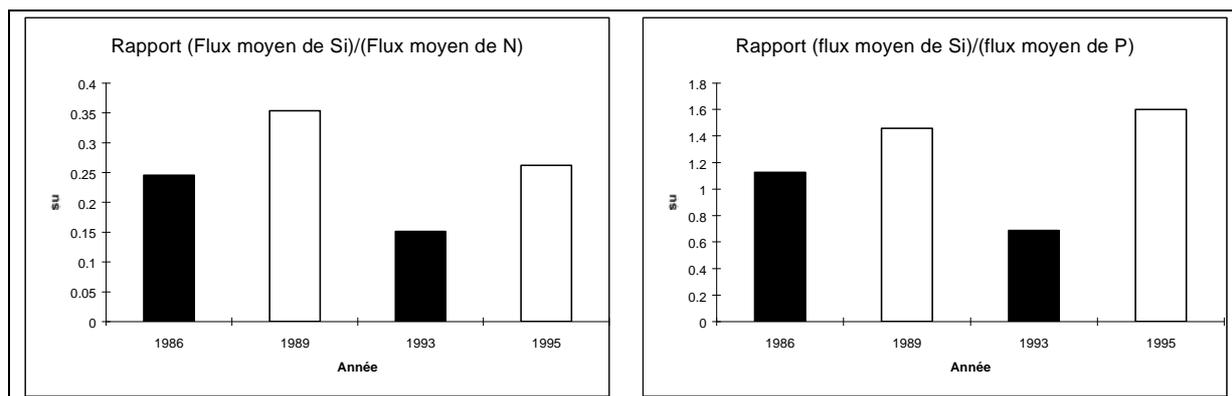


Figure 5-12 : Rapport Si/N et Si/P des apports moyens estivaux de la Seine pour les années 1986, 1989, 1993, 1995. Les barres noires identifient les années de développement de flagellés au sud.

Afin d'essayer de valider les observations faites concernant l'impact des rapports Si/N et Si/P sur la croissance des flagellés pour les 4 années choisies, le même type de calcul a été effectué pour l'ensemble des années simulées (1976-1997) et les résultats sont représentés sur la figure 5-13. Les années indiquées par des barres noires sont celles où le modèle simule des flagellés en grande quantité au sud du panache.

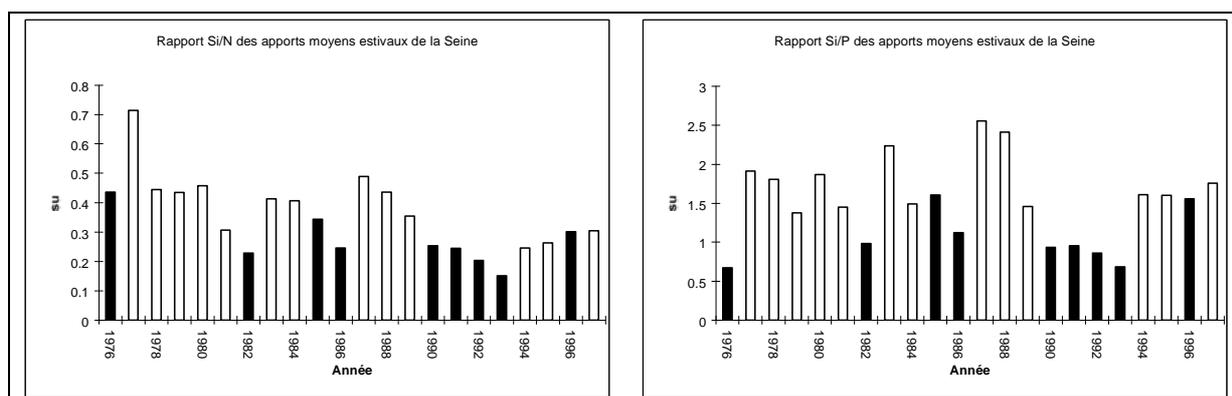


Figure 5-13 : Rapport Si/N et Si/P dans les apports estivaux de la Seine entre 1976 et 1997. Les barres noires identifient les années où le modèle simule de fortes concentrations en flagellés le long de la côte du Calvados.

Hormis les années 1985 et 1996, le rapport Si/P est systématiquement plus faible les années où des fortes concentrations en flagellés sont simulées sur la côte du Calvados. Cette constatation se retrouve également pour le rapport Si/N. Ainsi, la qualité des apports semble être un élément déterminant pour le développement des flagellés au sud du panache. Les années où des étiages sévères sont observés correspondent également à des années où les rapports Si/N et Si/P sont plus faibles, le modèle les identifiant donc comme des années où les flagellés se développeront plus fortement au sud. Le cas extrême des 22 années simulées correspond à l'année 1990 où les débits estivaux de la Seine ont été les plus faibles avec des minimums inférieurs à 100 m³/s. Les concentrations simulées en flagellés sur la côte sud, cette année-là, ont été de loin les plus fortes des 22 années étudiées. Les données du REPHY entre 1987 et 1997 montrent également que les concentrations les plus fortes ont été observées en 1990 avec des maximums qui ont atteint 500.10⁶ cellules/l sur la côte du Calvados.

Un exercice intéressant, facilement réalisable avec le modèle, a été de simuler l'année 1986, visiblement propice au développement des flagellés sur la côte sud, avec les apports de l'année 1989 où le développement à cet endroit a été moindre.

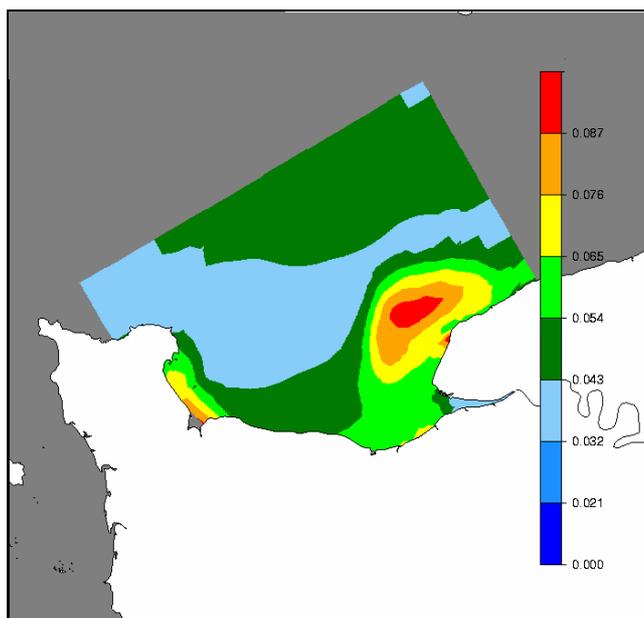


Figure 5-14 : Maximum absolu des flagellés obtenu en simulant l'année 1986 avec les apports de l'année 1989.

Le résultat montre nettement que les flagellés se sont développés de manière moins importante sur toute la zone et notamment le long de la côte du Calvados (figure 5-14). La qualité des apports est donc déterminante dans l'intensité du développement des flagellés.

L'influence du rapport Si/N sur l'accroissement des populations de flagellés a déjà été évoqué par différents auteurs. Ainsi, Radach (1992) a observé que la diminution du rapport Si/N dans les eaux côtières en mer du Nord a entraîné un accroissement des flagellés par rapport aux diatomées entre 1962 et 1984. De la même manière, des expériences réalisées en mésocosmes par Scholhorn et Granéli (1993), Escaravage *et al.* (1995) et Sommer (1995) ont permis de mettre en évidence que la diminution du rapport Si/N dans le milieu tend à faire augmenter le ratio flagellés/diatomées.

5.2 Etude de la limitation de la croissance phytoplanctonique

Les principaux éléments intervenant dans la croissance phytoplanctonique sont les sels nutritifs (azote, phosphate, et silice pour les diatomées ; azote et phosphate pour les flagellés) et l'intensité lumineuse disponible. Le déficit ou l'absence d'un ou plusieurs de ces éléments a pour conséquence de limiter voire d'arrêter la croissance phytoplanctonique.

Les effets limitants sont pris en compte dans le modèle par des fonctions qui modulent le taux de croissance du phytoplancton, en variant de 0 (limitation totale) à 1 (pas de limitation).

$$\text{Limitation par les sels nutritifs} = \frac{SN}{SN + K_{SN}}$$

SN : concentration en sels nutritifs ($\mu\text{mol.l}^{-1}$)

K_{SN} : constante de demi-saturation du sel nutritif considéré ($\mu\text{mol.l}^{-1}$)

$$\text{Limitation par la lumière} = \frac{1}{H} \times \int_{z-H/2}^{z+H/2} \frac{I_z/2}{I_{opt}} \times e^{\left(1 - \frac{I_z/2}{I_{opt}}\right)} dz$$

I_{opt} : intensité lumineuse optimale pour la croissance des algues (W.m^{-2}).

I_z : intensité lumineuse (W.m^{-2}) à la profondeur z .

H : épaisseur d'eau considérée.

Les évolutions au cours d'une année de ces facteurs limitants ont été représentées, pour les diatomées et les flagellés, dans la zone du panache soumise aux apports de la Seine (figure 5-15), et au large (figure 5-16) pour l'année 1995.

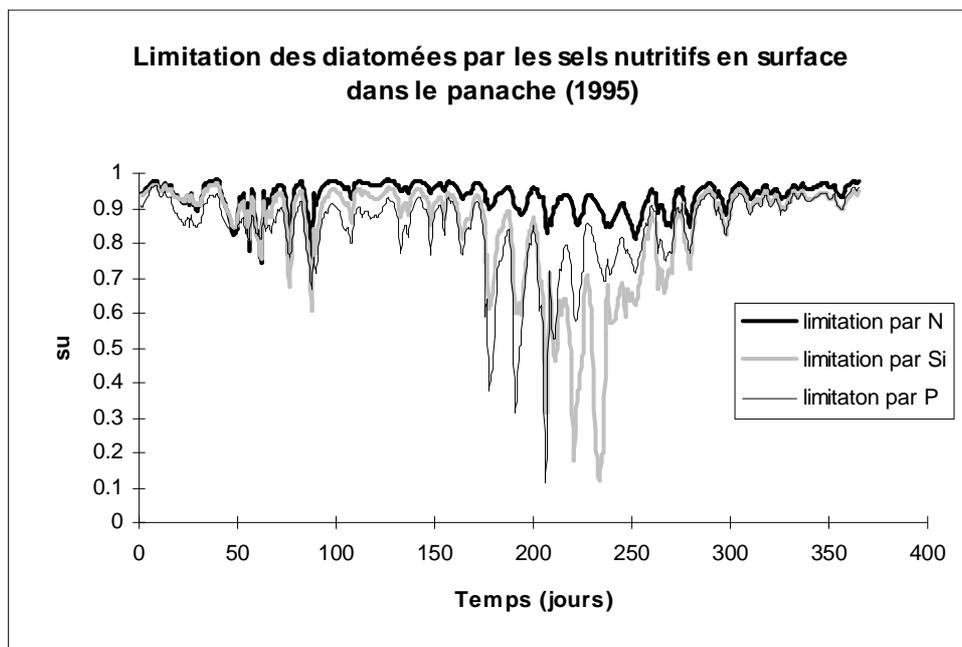


Figure 5-15 : Limitation de la croissance des diatomées dans le panache par les 3 sels nutritifs.

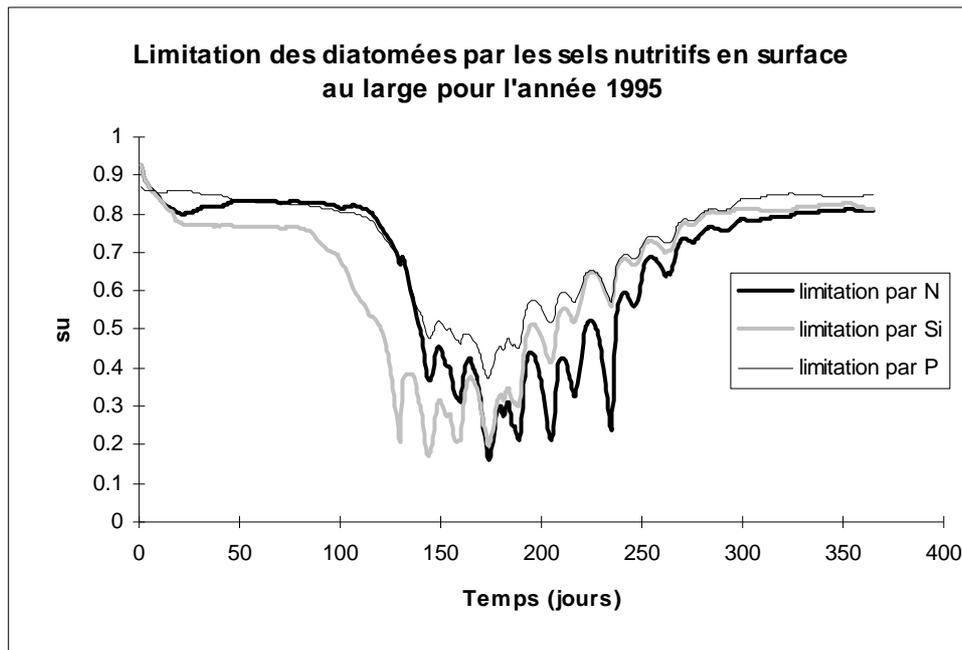


Figure 5-16 : Limitation de la croissance des diatomées au large par les 3 sels nutritifs.

Pour les diatomées, la limitation par les sels nutritifs dans le panache, se fait d'abord par le phosphate, en début de période productive, et ensuite par la silice ; l'azote, quant à lui, n'apparaît jamais être l'élément le plus limitant. L'importance des apports en azote par la Seine explique qu'il soit toujours en quantité suffisante pour les diatomées. Plus au large, la situation est différente car la limitation par l'azote devient plus importante. On observe au début de la période productive une limitation par la silice, et ensuite une limitation par l'azote.

Ainsi, dans le panache, c'est le phosphate et la silice qui jouent un rôle majeur dans la limitation de la croissance des diatomées alors qu'au large, cette limitation est due à l'azote et la silice. Videau (1995) a étudié la limitation de la production primaire par les différents sels nutritifs à partir de bioessais réalisés sur des prélèvements dans le panache de la Seine (campagnes BIOSEINE et NUTRISEINE 1993-1994). Elle a ainsi montré que le silicium mais aussi le phosphore sont les 2 éléments potentiellement limitant dans le panache alors que la limitation par l'azote augmente vers le large. Hoch (1995) a obtenu des résultats similaires en Manche à l'aide d'un modèle en boîte de la production primaire ; il montre que l'azote est le principal élément limitant au centre de la Manche, alors que dans les régions côtières la silice, mais aussi le phosphore, interviennent dans la limitation. Différentes observations confirment ces résultats ; elles montrent en effet que de la limitation de la croissance des diatomées par la silice et le phosphate en zone côtière, et un rôle plus important de l'azote au large (Bauerfeind *et al.*, 1990 ; Pennock et Sharp, 1994 ; Dortch et Whitley, 1992). La limitation par le phosphate étant dominante dans les eaux douces (Andersen et Nival, 1988 ; Ménesguen, 1992), il n'est pas surprenant que dans les panaches fluviaux, zones de transition entre les eaux douces et les eaux marines, cet effet puisse subsister.

Dans le panache, la croissance des flagellés est limitée à la fois par l'azote et le phosphate (figure 5-17), au moment de leur période productive (jours 200-260). Au large, on observe une nette dominance de la limitation par l'azote (figure 5-18).

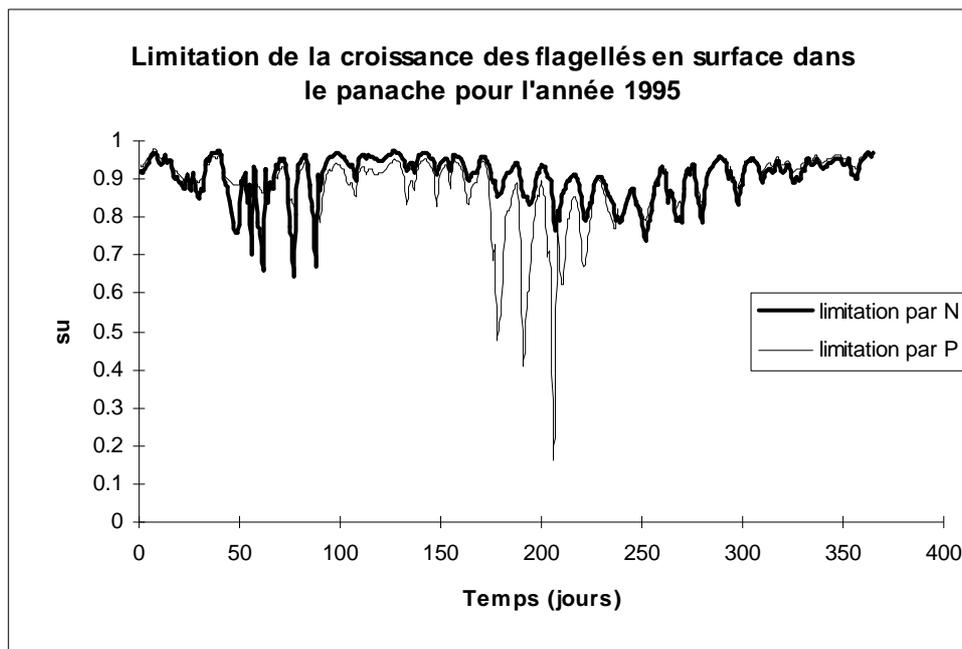


Figure 5-17 : Limitation de la croissance des flagellés par les sels nutritifs dans le panache pour l'année 1995.

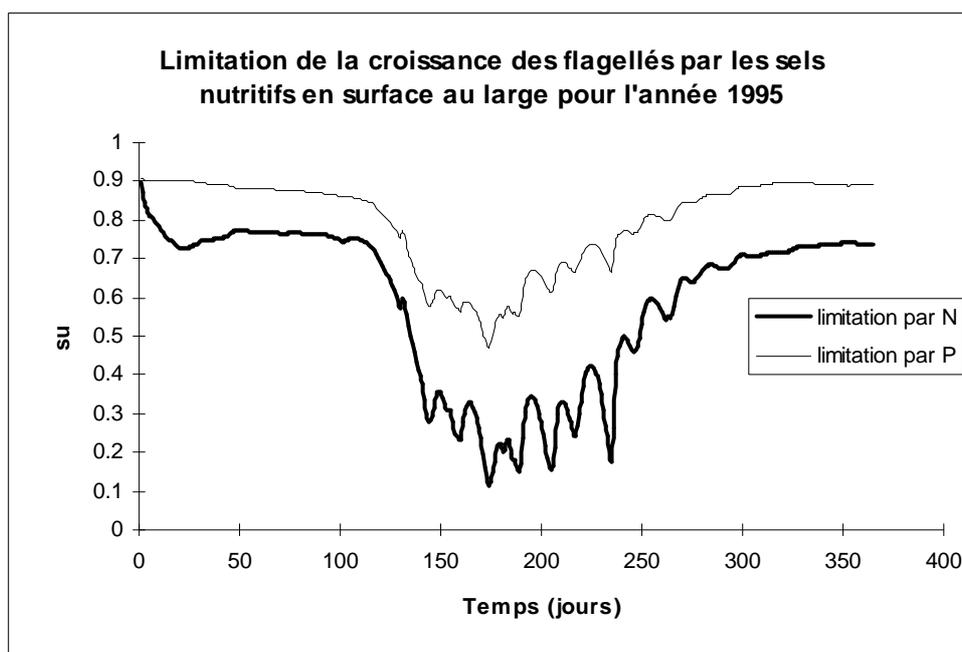


Figure 5-18 : Limitation de la croissance des flagellés par les sels nutritifs au large pour l'année 1995.

Au cours des 20 dernières années, les apports en sels nutritifs par la Seine ont considérablement changé. En effet, les apports d'azote ont augmenté de manière régulière (2 % par an) alors que les apports de phosphate ont diminués (4 % par an), les apports de silice n'ayant pas évolué. Ceci explique que l'effet limitant de l'azote dans le panache, calculé pour l'année 1978 (figure 5-19), soit plus important que celui déterminé pour l'année 1995. L'évolution de la qualité des apports a donc eu une incidence sur le rôle respectif des sels nutritifs vis-à-vis de la croissance phytoplanctonique, en inversant notamment les rôles limitants joués par l'azote et le phosphate.

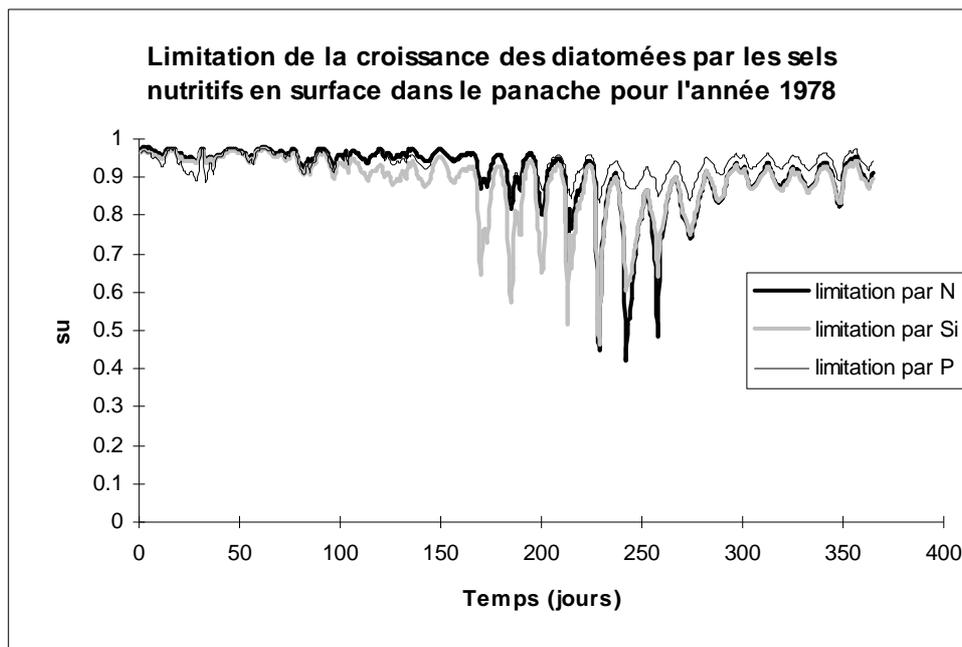


Figure 5-19 : Limitation de la croissance des diatomées dans le panache pour l'année 1978.

La limitation de la croissance phytoplanctonique par la lumière (figure 5-20) joue également un rôle important, notamment à l'embouchure de la Seine où la turbidité du milieu est plus forte.

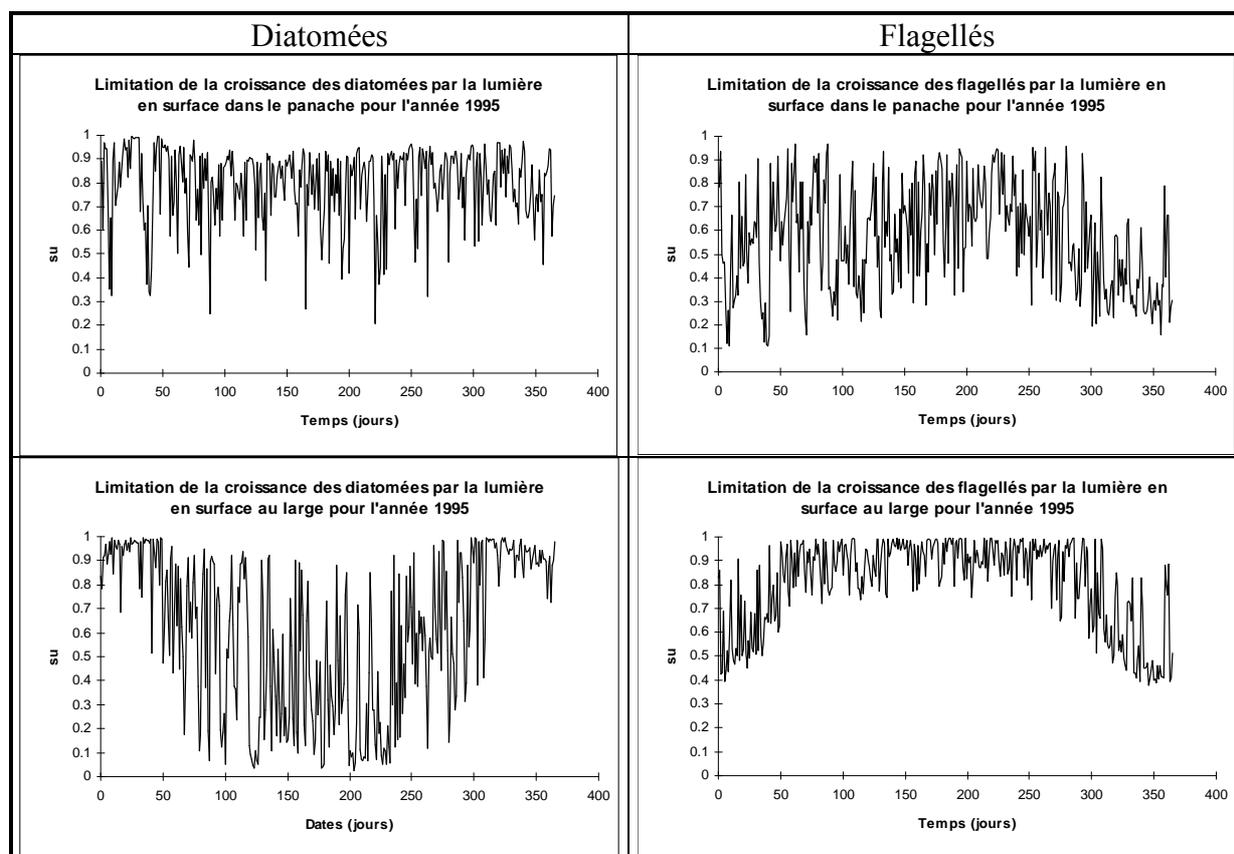


Figure 5-20 : Limitation de la croissance des diatomées et des flagellés par la lumière dans le panache et au large.

La turbidité, décroissante vers le large, donne une plus grande importance à la limitation par les sels nutritifs, par rapport à celle de la lumière. L'augmentation de la limitation par les sels

nutritifs depuis l'estuaire vers le large, associée à une diminution simultanée de la limitation par la lumière, crée un optimum pour la croissance phytoplanctonique au milieu du panache. Au large, la limitation de la croissance des diatomées par la lumière redevient à nouveau importante en surface surtout en période estivale, par inhibition liée aux fortes luminosités dues aux faibles turbidités ; le faible optimum lumineux de croissance pour les diatomées explique en effet qu'elles se trouvent inhibées en surface dès que l'éclairement devient trop important. Ce phénomène d'inhibition au large ne se produit pas pour les flagellés, leur optimum lumineux de croissance étant nettement plus élevé. Cette interrelation entre les différents effets limitants explique la croissance plus au large des diatomées au printemps (voir 5.1). En effet, le début de la période productive printanière fait suite, en général, aux crues hivernales de la Seine qui ont eu pour conséquence d'augmenter l'extension du panache turbide dans la baie. Les turbidités étant trop fortes près de l'embouchure, la production phytoplanctonique se fait plus au large. Au cours de l'été, la diminution des débits de la Seine entraîne une réduction du panache turbide et permet à la production phytoplanctonique de se développer plus près de l'embouchure, le long de la côte du Calvados. Les maximums de concentration en chlorophylle a sont d'ailleurs souvent observés dans cette zone, en période estivale.

5.3 La production phytoplanctonique en Baie de Seine.

Du fait des apports importants en éléments nutritifs par la Seine, la partie orientale de la baie de Seine est une zone de forte production phytoplanctonique. Le modèle permet de calculer la production phytoplanctonique annuelle intégrée sur la verticale et la figure 5-21 représente cette production pour l'année 1995, exprimée en g/m^2 de carbone, pour les diatomées (a) et les flagellés (b). On note immédiatement la nette différence entre les productions calculées pour les diatomées et les flagellés, celle des secondes étant nettement inférieure. La production totale est donc très voisine de celle des diatomées seules. La zone du panache se distingue nettement et on observe un gradient décroissant sud-est/nord-ouest similaire à celui des cartes des maximums annuels absolus de diatomées.

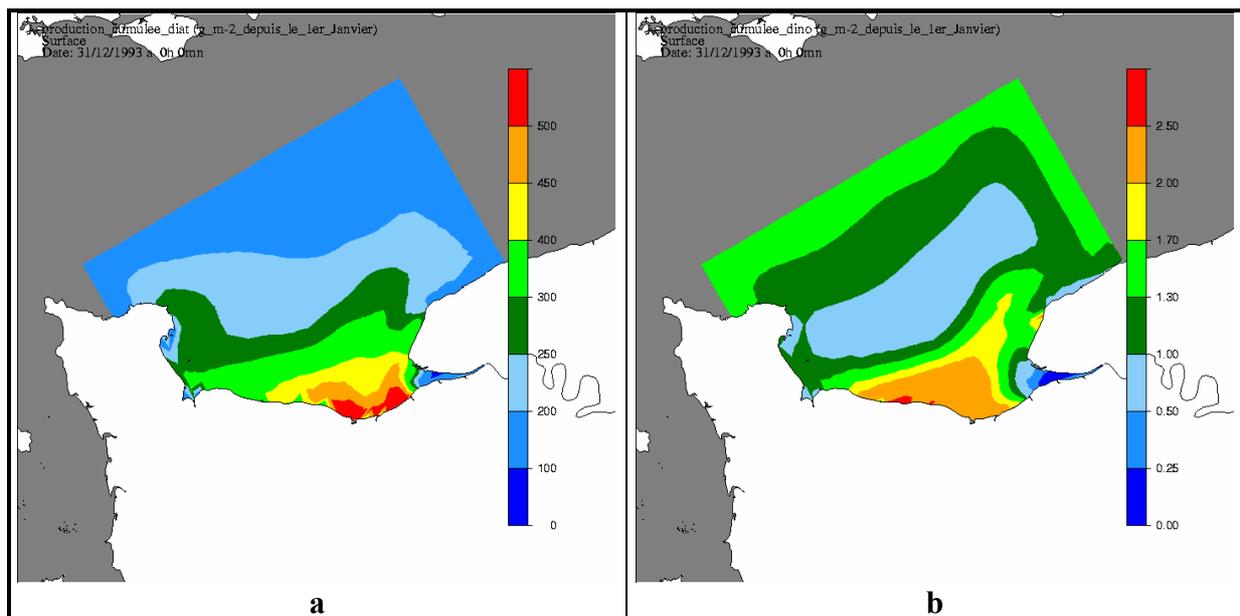


Figure 5-21 : Production totale sur l'année 1993 ($g m^{-2} an^{-1}$ de C) pour les diatomées (a) et les flagellés (b).

Les productions calculées près de l'embouchure sont supérieures à $450 \text{ g.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$, et sont représentatives des zones eutrophisées. Ces productions diminuent vers le large où elles sont de l'ordre de $200 \text{ g.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ de carbone. Ces résultats sont en accord avec ceux obtenus par Hoch (1997) grâce à un modèle en boîtes de la Manche, avec lequel des productions comprises entre 200 et $350 \text{ g.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ de carbone avaient été estimées en baie de Seine. Moll (1998) a étudié la production primaire en mer du Nord grâce à un modèle tridimensionnel et a calculé des maximums de production de $345 \text{ g.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ le long de la côte germanique, qui est elle aussi une zone eutrophisée, sous l'influence d'apports fluviaux importants.

Du fait de l'évolution des apports au cours des 20 dernières années, il est intéressant de voir si le modèle montre une évolution de la production phytoplanctonique sur cette période. Pour les 22 années simulées (1976-1997), la production annuelle a été calculée dans la partie orientale de la baie, qui est la zone d'extension habituelle du panache de la Seine (voir figure 5-22).

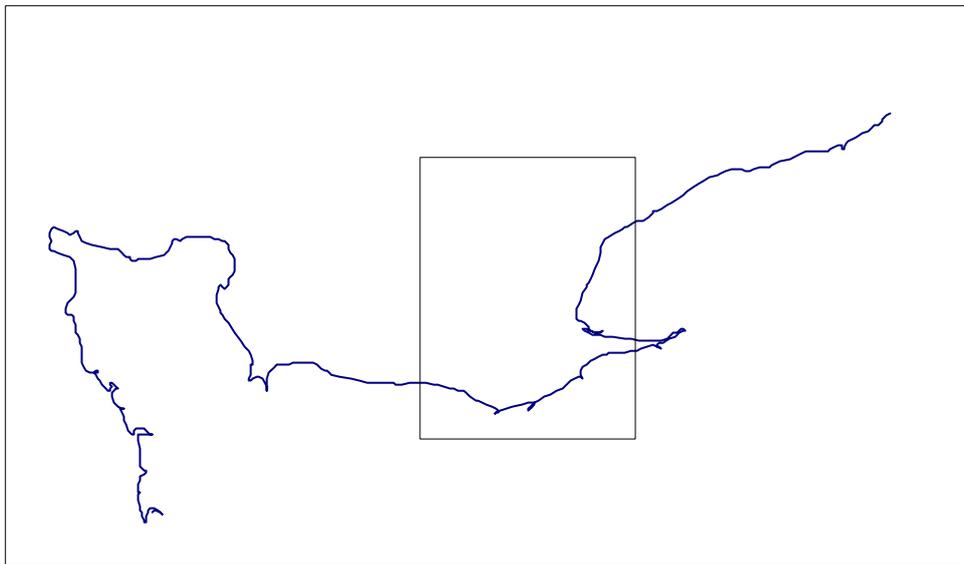


Figure 5-22 : Limites de la zone de calcul de la production phytoplanctonique dans le panache.

La production annuelle simulée entre 1976 et 1997 est comprise dans cette zone entre 300 et 450 g m^{-2} de carbone (figure 5-23 a). On observe certaines fluctuations interannuelles mais il ne semble pas y avoir d'évolution marquée de la production phytoplanctonique. De même, la figure 5-23 b, qui représente la moyenne sur cette même zone du maximum de la concentration en chlorophylle a, ne montre pas d'évolution particulière.

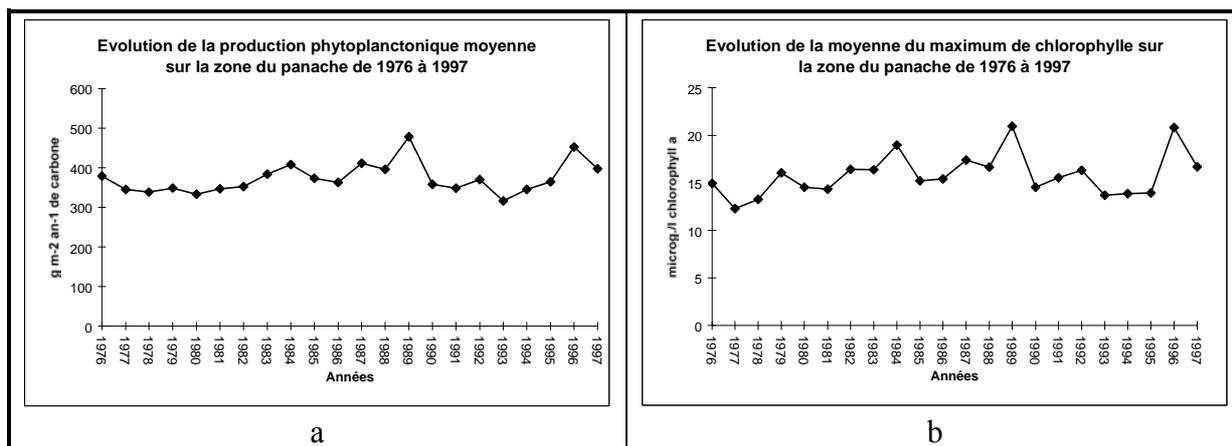


Figure 5-23 : Evolution de la production phytoplanctonique (a) et de la moyenne du maximum de chlorophylle (b) sur la zone du panache.

Afin d'affiner l'estimation de l'évolution des productions au cours des 22 ans, la baie de Seine a été découpée en 7 compartiments au niveau de chacun desquels ces productions ont été recalculées. Les différents compartiments sont représentés sur la figure 5-24 et distinguent :

- l'embouchure de la Seine (C1)
- la zone sud du panache devant Ouistreham (C2)
- la zone nord du panache (C3)
- la baie des Veys (C4)
- la zone côtière jusqu'à la baie des Veys (C5)
- la côte du Pays de Caux (C6)
- la zone du large (C7)

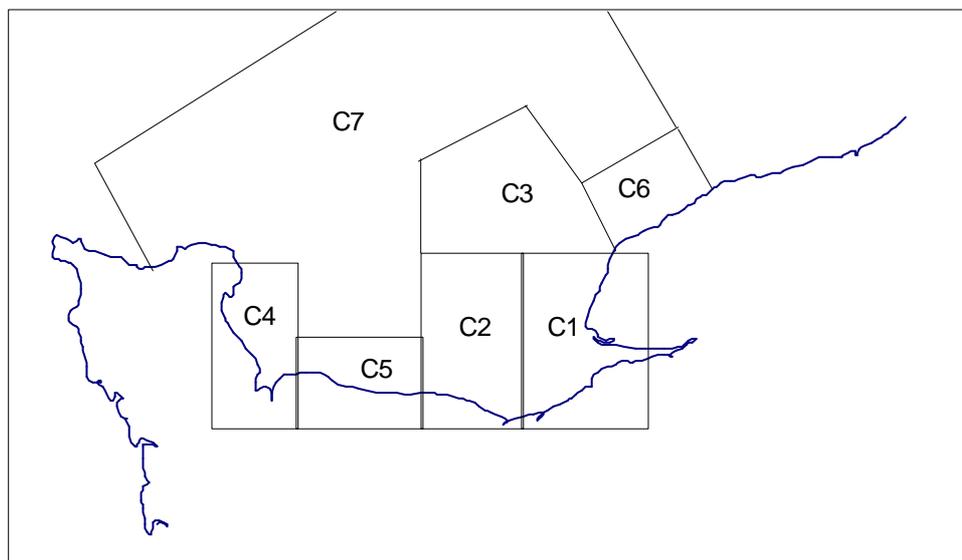


Figure 5-24 : Découpage de la baie de Seine en 7 compartiments pour le calcul des productions phytoplanctoniques.

Les compartiments représentant le panache et la zone côtière jusqu'à la baie des Veys (C1, C2, C5), avec des productions nettement supérieures à $300 \text{ g.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ (figure 5-25 a), se distinguent fortement des autres secteurs où les productions restent toujours comprises entre 200 et $300 \text{ g.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$. Le compartiment C1 à l'embouchure, directement soumis aux apports

de la Seine, est celui où les productions les plus fortes sont observées, le maximum atteignant jusqu'à $700 \text{ g.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$. Une légère tendance à l'augmentation de la production au cours des 22 ans est observée dans le compartiment C1 malgré de larges fluctuations interannuelles alors que dans les compartiments C2 à C7, il n'y a pas d'évolution de la production depuis 1976.

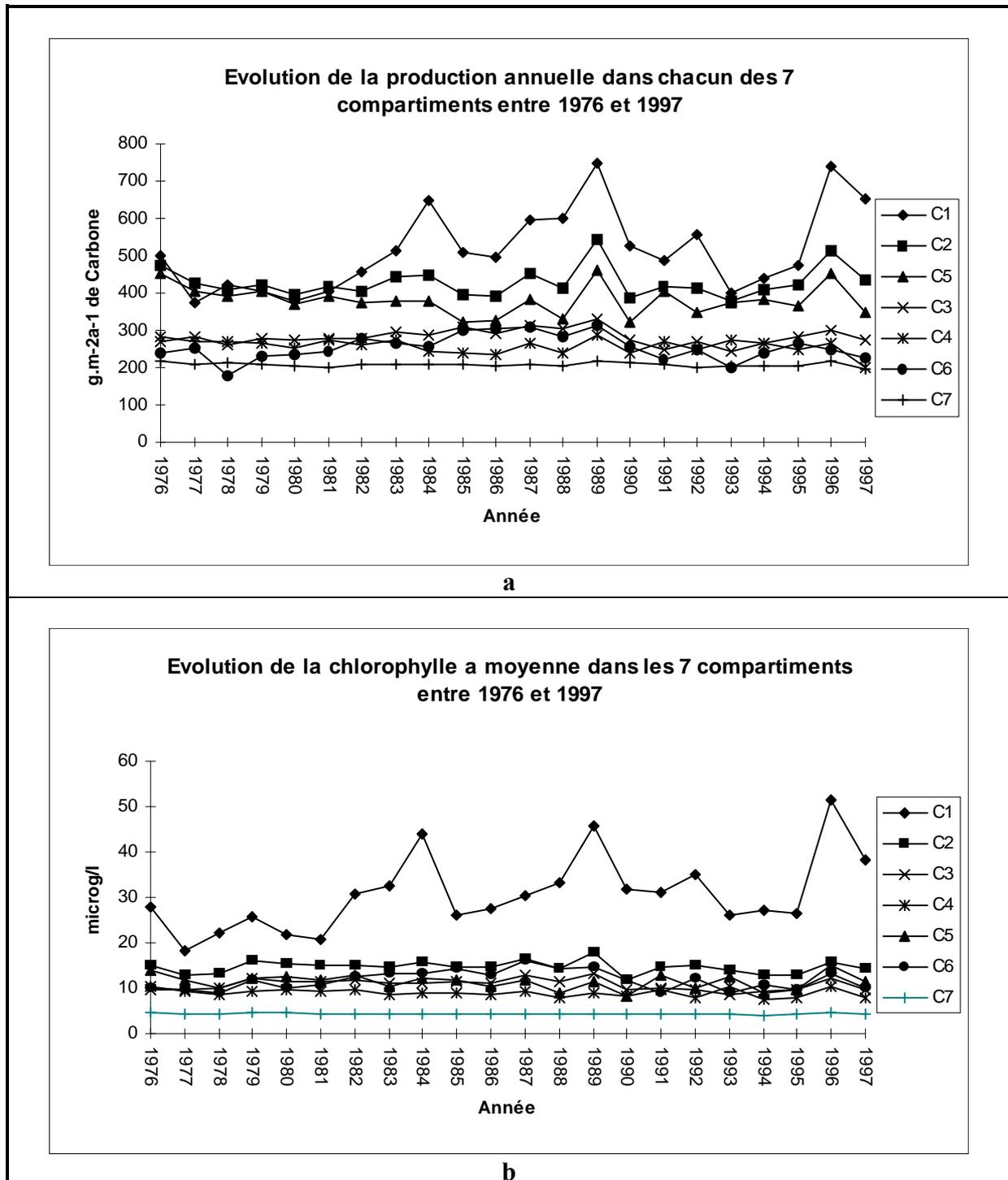


Figure 5-25 : Evolution de la production phytoplanktonique (a) et de la concentration maximale moyenne de chlorophylle (b) dans les 7 compartiments entre 1976 et 1997.

La représentation de la moyenne du maximum de chlorophylle a dans chaque compartiment (figure 5-25 b) montre également des valeurs nettement plus fortes en C1, comprises entre 20 et 50 $\mu\text{g/l}$, alors que les concentrations dans tous les autres compartiments restent inférieures à

15 µg/l. De même, une légère augmentation des concentrations en C1 est observée alors qu'il n'y a aucune évolution sur 22 ans dans les autres compartiments.

Il existe donc une légère tendance à l'augmentation des productions et des concentrations moyennes en chlorophylle a au cours des 22 années simulées dans la zone très restreinte de l'embouchure qui reçoit directement les apports de la Seine. Cependant, à l'échelle de toute la partie orientale de la baie, cette augmentation n'est plus perceptible.

La distinction de différentes zones permet également de comprendre certaines fluctuations interannuelles de la production. Ainsi, le pic de production de l'année 1989 se retrouve sur tous les compartiments, et reflète un effet lié à des conditions météorologiques favorables. En effet, le calcul de l'insolation moyenne estivale au chapitre 5.1 a montré que celle-ci a été particulièrement importante en 1989, ce qui a favorisé la croissance phytoplanctonique. Au contraire, le pic simulé en C1 pour l'année 1984, ne se retrouve pas sur les autres compartiments et reflète donc un impact lié exclusivement à la spécificité des apports de la Seine durant cette année.

5.4. Evolution des sels nutritifs, de la chlorophylle et de l'oxygène, simulés de 1976 à 1997, à l'embouchure.

L'évolution sur les 22 années des concentrations calculées en azote, phosphate, silice, chlorophylle et oxygène a été représentée au point 2 du RNO, en surface et au fond, afin d'observer d'éventuelles tendances (figures 5-26 à 5-30). Pour alléger les figures, seules les valeurs minimums et maximums simulées tous les 3 jours ont été représentées sur 22 ans.

Le point 2 du RNO, très proche de l'embouchure, est fortement soumis à l'influence des apports de la Seine. Ainsi, on observe très bien l'évolution à la hausse des concentrations d'azote en surface, qui est à relier à l'augmentation continue des apports par la Seine au cours des 20 dernières années. De la même manière, la diminution régulière des apports de phosphate par la Seine se retrouve dans l'évolution des concentrations en phosphate simulée en surface au point 2 du RNO. La silice ne montre pas quant à elle d'évolution sur les 22 années. Par contre, durant certaines années (1976, 1990, 1991 et 1992), un épuisement très fort de la silice en surface est observé en période estivale. Ces années sont caractérisées par des étiages sévères et par de faibles concentrations en silicate dans la Seine du fait d'une forte consommation en milieu fluvial ; l'extension du panache de silice dans la baie est alors réduite et l'épuisement dû à la consommation par les diatomées est plus fort.

La chlorophylle a montre parfois de fortes fluctuations interannuelles avec des maximums pouvant atteindre 60 µg/l, mais il n'y a pas de tendance réelle qui se dégage. Enfin la valeur d'oxygène simulée sur 22 ans est relativement constante, en surface comme au fond, avec parfois des pics plus forts en relation avec de fortes poussées phytoplanctoniques. De plus, aucune anoxie des eaux de fond n'est simulée, ce qu'effectivement aucune campagne n'avait révélé (Aminot *et al.*, 1997).

L'établissement des mêmes graphiques au point 4 du RNO (annexes 2) conduit aux mêmes observations, avec toutefois une influence moins importante de la variation des apports en sels nutritifs par la Seine du fait de la position plus éloignée de ce point.

5.5 Les minimums d'oxygène simulés dans la baie.

En utilisant le même découpage de la baie en 7 compartiments que dans le paragraphe 5.3, la moyenne du minimum annuel par zone sur chacune des 22 années simulées a été calculée et est représentée sur la figure 5-31.

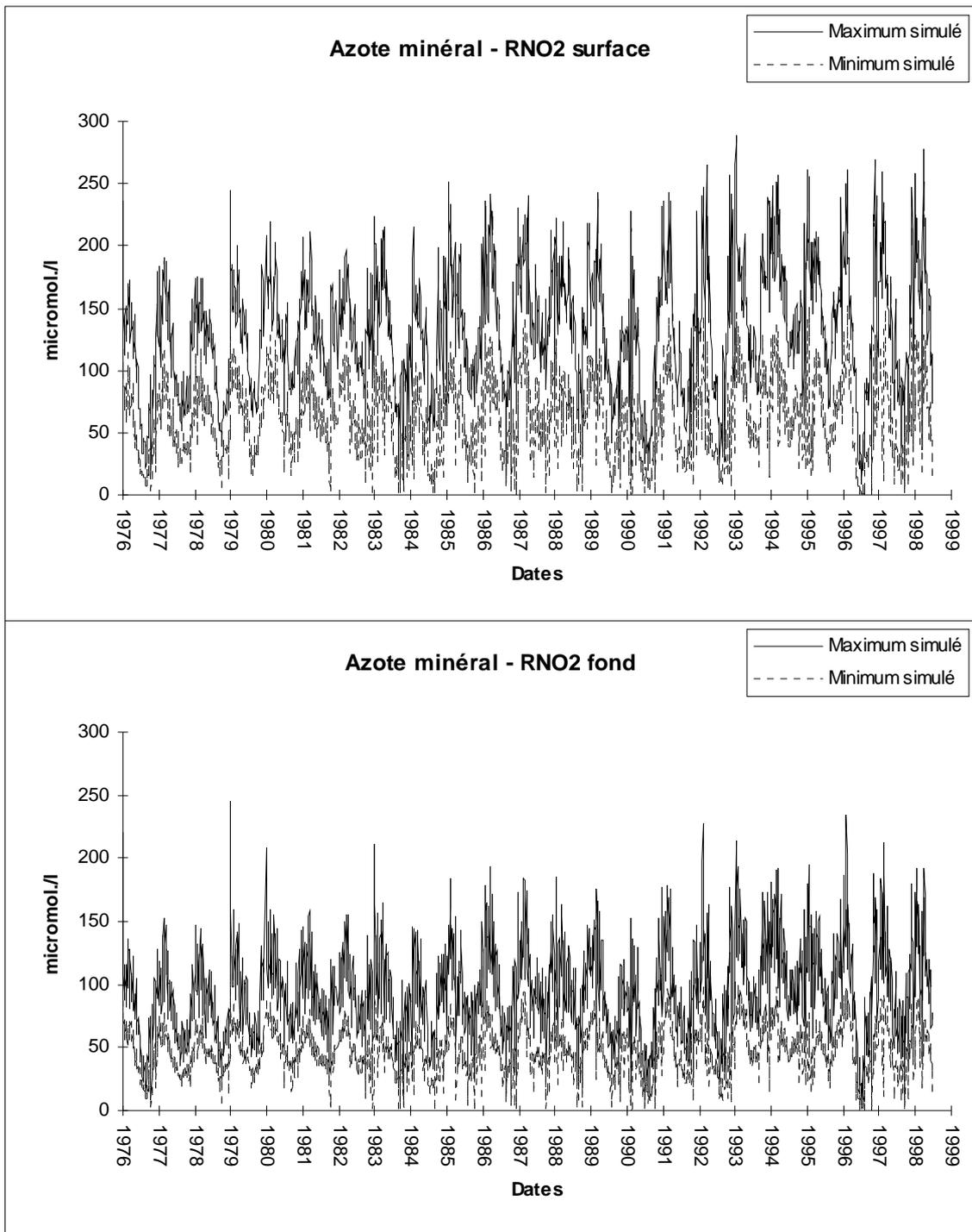


Figure 5-26 : Evolution simulée des concentrations en azote en surface et au fond au point 2 du RNO, de 1976 à 1997

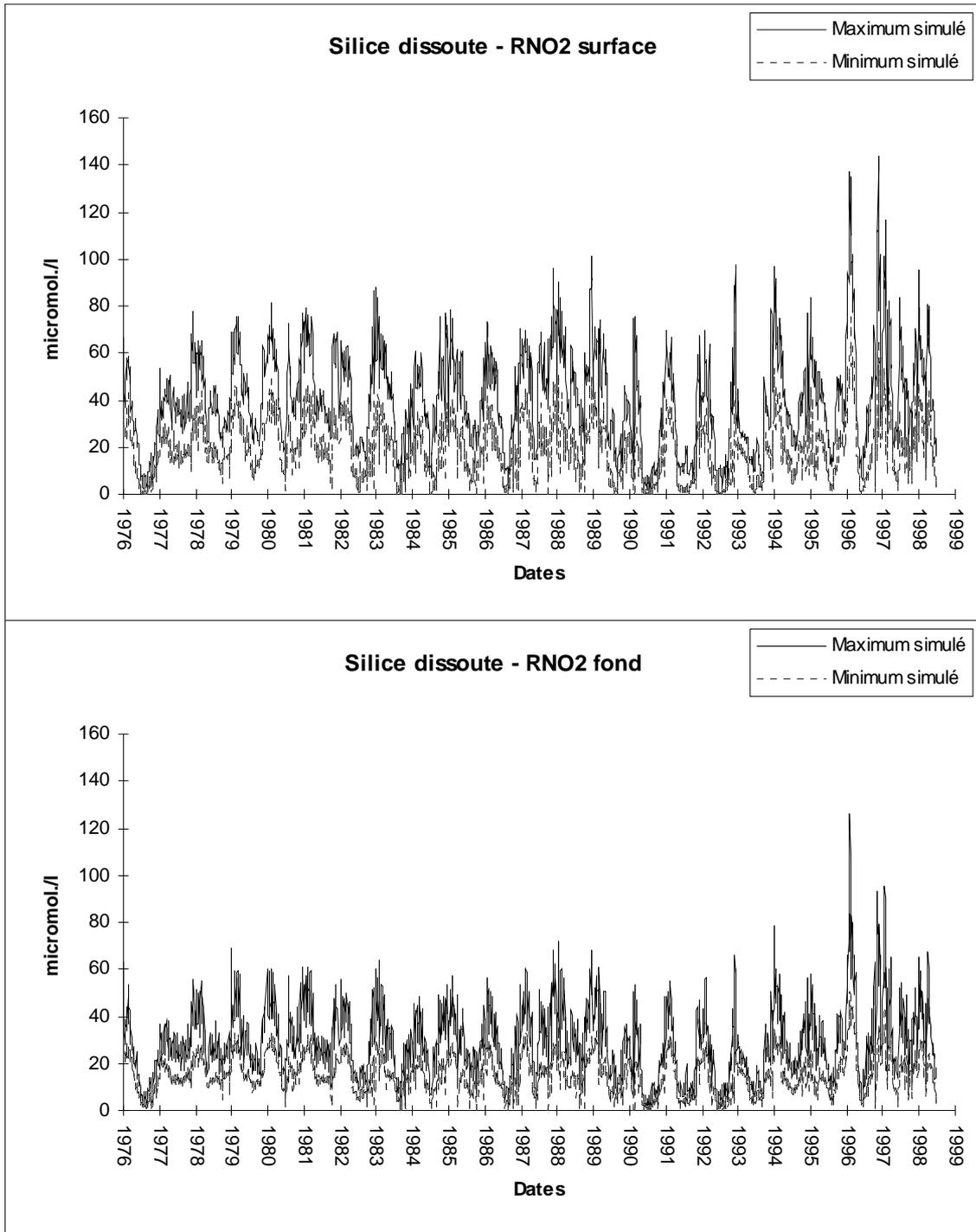


Figure 5-27 : Evolution simulée des concentrations en silicium en surface et au fond au point 2 du RNO, de 1976 à 1997

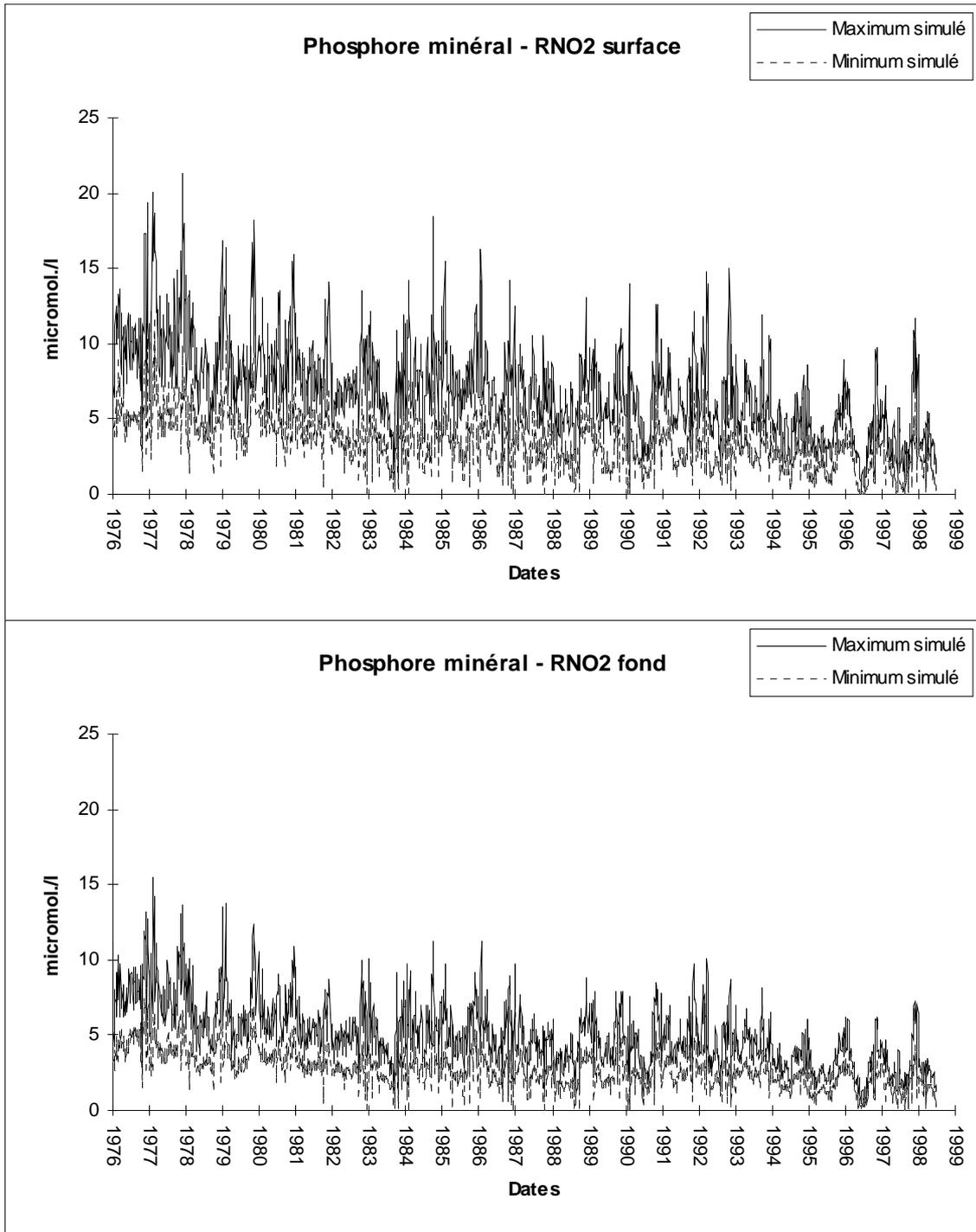


Figure 5-28 : Evolution simulée des concentrations en phosphate en surface et au fond au point 2 du RNO, de 1976 à 1997

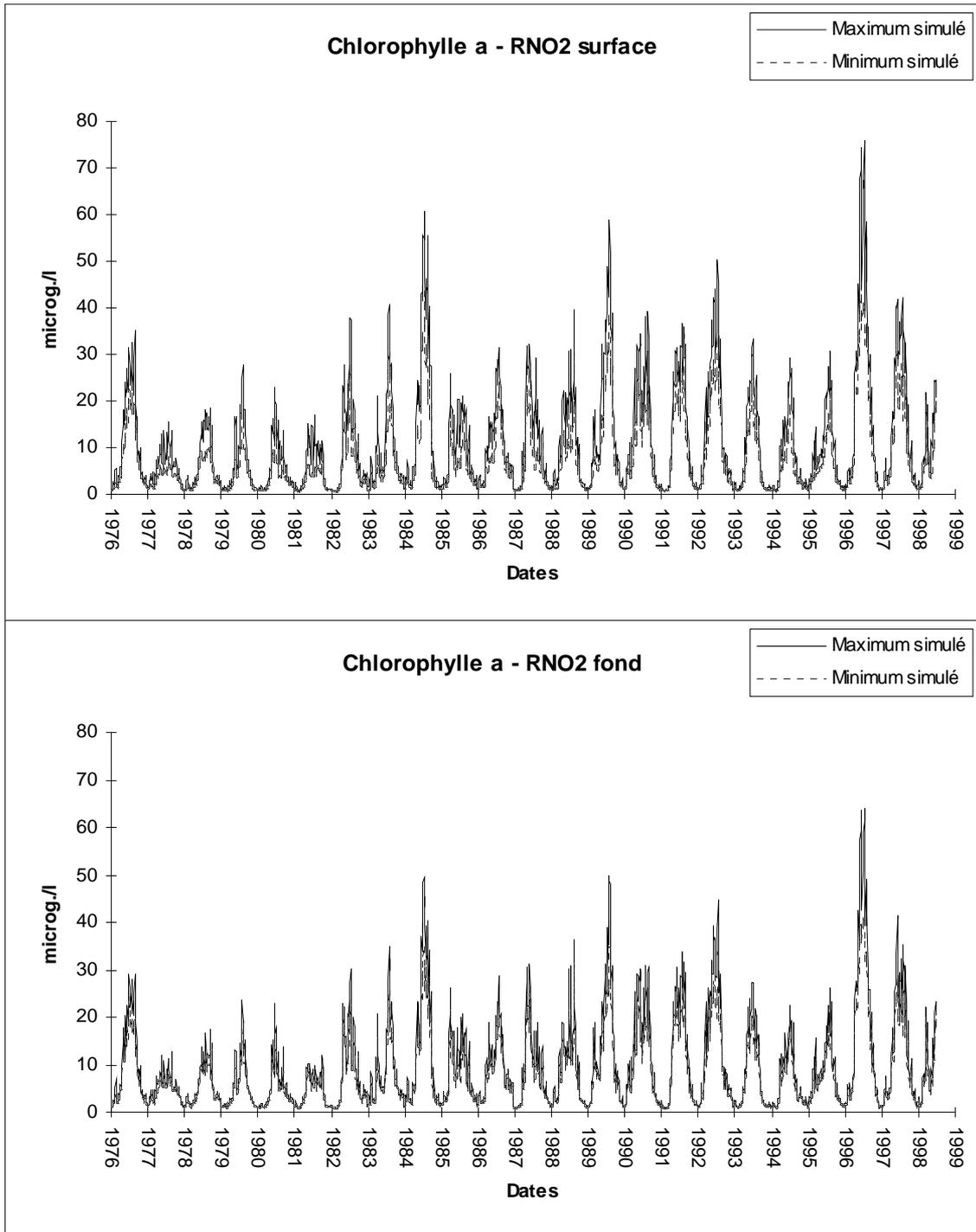


Figure 5-29 : Evolution simulée des concentrations en chlorophylle a en surface et au fond au point 2 du RNO, de 1976 à 1997

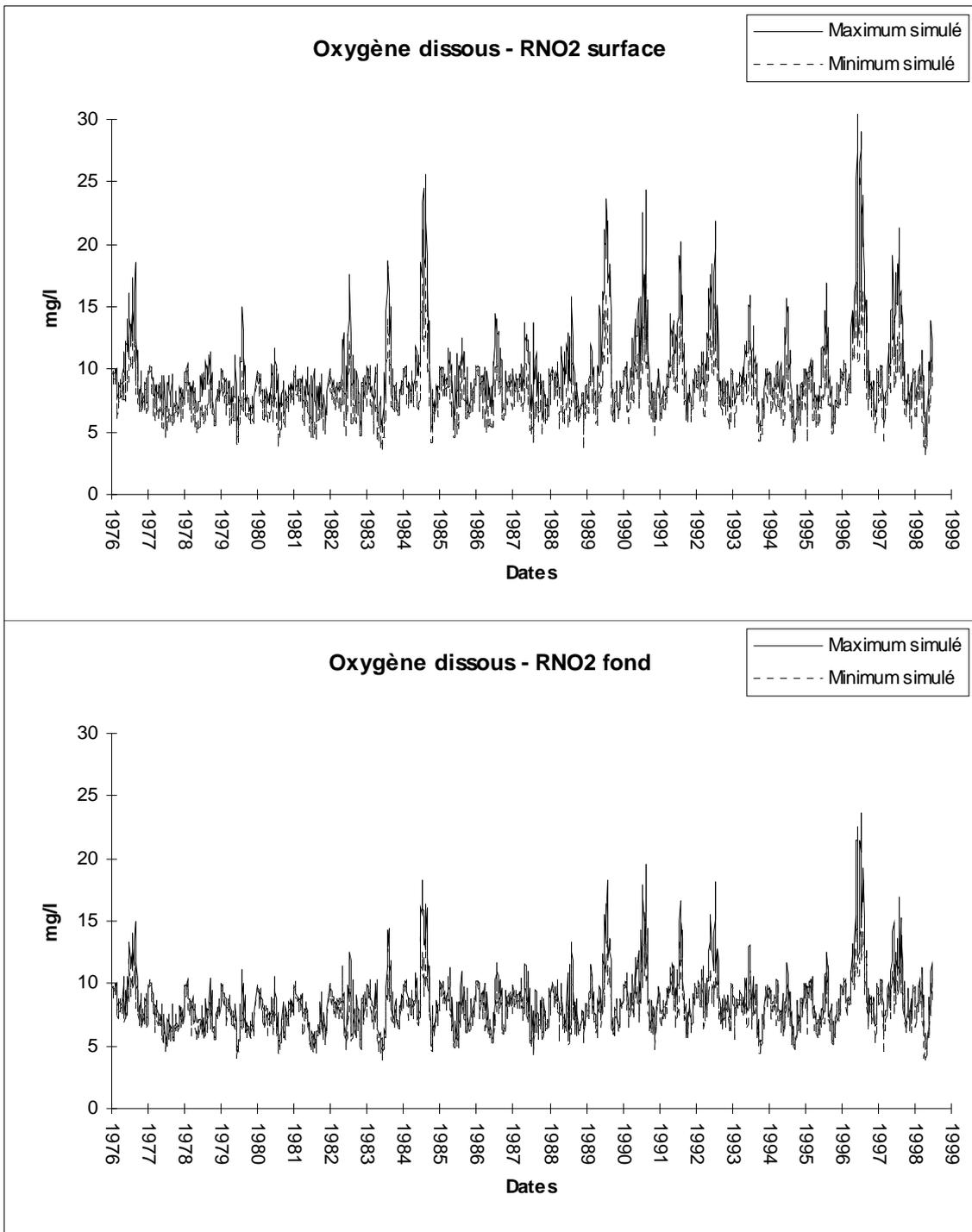


Figure 5-30 : Evolution simulée des concentrations en oxygène dissous en surface et au fond au point 2 du RNO, de 1976 à 1997

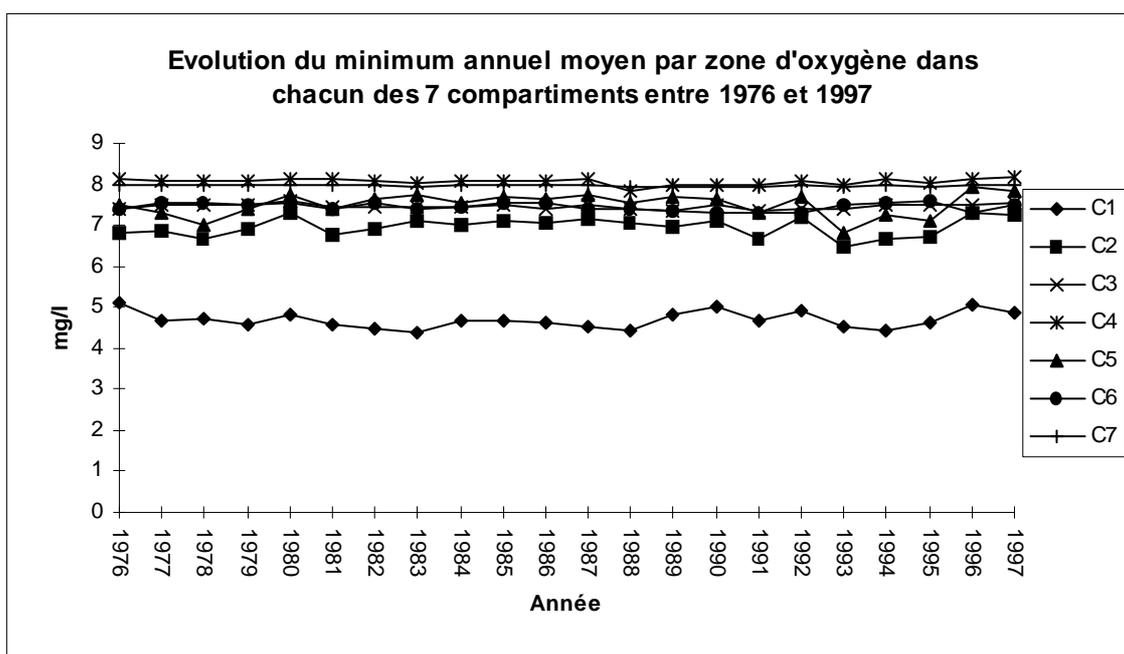


Figure 5-31 : Evolution du minimum annuel moyen d'oxygène par compartiment entre 1976 et 1997.

Les valeurs les plus faibles sur la baie se trouvent dans le compartiment 1 qui correspond à la position des maximums annuels de chlorophylle. Ainsi, les phénomènes de consommation d'oxygène dus à la reminéralisation de la matière organique issue du phytoplancton mort sont les plus marqués dans cette zone, et ils expliquent les plus faibles valeurs observées. Néanmoins, en accord avec ce qui a été vu pour l'oxygène au point 2 du RNO (paragraphe 5.4), ces minimums absolus ne sont jamais inférieurs à 4 mg/l, et il n'y a donc jamais d'anoxie du milieu. Dans l'ensemble des autres compartiments, les minimums d'oxygène sont toujours compris entre 7 et 9 mg/l.

L'absence d'anoxie s'explique par l'intensité relativement importante de la marée dans cette zone, associée à une profondeur inférieure à 20 mètres dans la plus grande partie orientale de la baie, ce qui permet un mélange vertical suffisant pour réoxygéner les eaux de fond.

5.6 Réponse de la baie de Seine à une réduction des apports.

Le modèle permet d'étudier la réponse de l'écosystème à des réductions plus ou moins fortes des apports d'azote et de phosphore. Des réductions de 10, 25, 50, 75 et 90 % des apports d'azote et de phosphate dissous par la Seine ont été simulées et l'impact en terme de variation de la production des diatomées et des flagellés dans le panache a été étudié. L'année de référence choisie est 1995, qui présente une situation moyenne en terme de concentrations phytoplanctoniques (diatomées et flagellés) et de conditions environnementales (apports, météo,...).

La figure 5-32 représente le pourcentage de diminution de la production des diatomées et des flagellés en fonction du pourcentage de réduction des apports d'azote (a) et de phosphore (b).

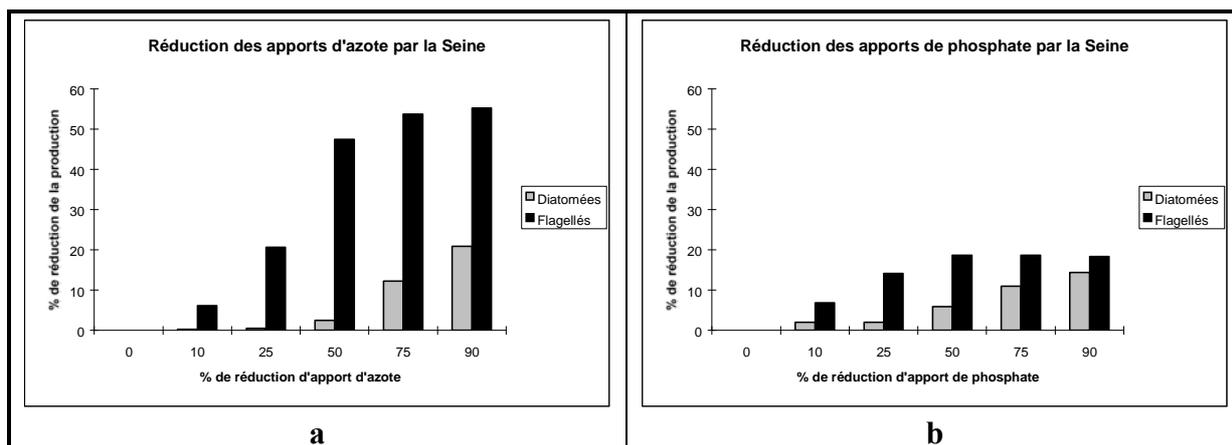


Figure 5-32 : Impact de la réduction des apports d'azote (a) et de phosphate (b) par la Seine en termes de réduction de la production phytoplanctonique.

Pour les flagellés, la réduction des apports d'azote par la Seine a un effet nettement plus important que la réduction des apports de phosphate. Dans les 2 cas, le profil de la courbe de réponse est à peu près sigmoïde avec un plateau atteint vers 75% de réduction des apports d'azote et 50% de réduction des apports de phosphate. La valeur maximale du pourcentage de réduction de la production des flagellés en cas de réduction de l'azote, est proche de 60%, alors qu'elle ne dépasse pas 20% dans le cas de réduction du phosphate. Jusqu'à 10% de réduction des apports, l'impact sur la production des flagellés est identique, que l'on considère l'azote ou le phosphate. Par contre pour des réductions plus importantes des apports, l'azote se montre nettement plus limitant.

Pour les diatomées, l'évolution de la réduction de la production, en fonction des réductions d'apports d'azote ou de phosphate, suit plutôt une tendance exponentielle. L'impact de la réduction des apports en terme de production est nettement moins important sur les diatomées que sur les flagellés. Jusqu'à des réductions de 25%, le phosphate a une action plus forte que l'azote sur les diatomées, ensuite la situation s'inverse et les plus fortes réductions des diatomées sont dues à la réduction des apports d'azote ; le maximum du pourcentage de réduction de la production ne dépasse cependant pas 20%.

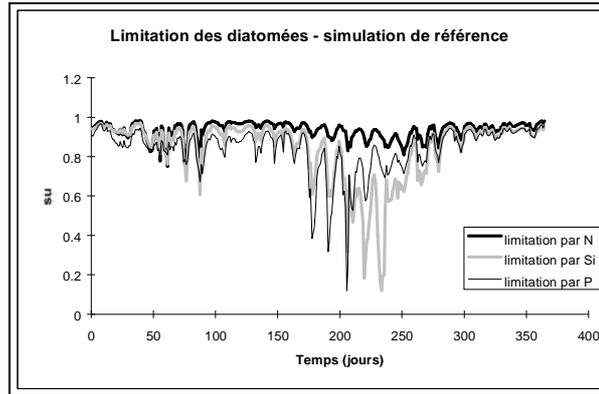
Afin de tenter de comprendre les différences observées entre l'impact des réductions d'azote et celui des réductions de phosphate, les limitations de la croissance des diatomées et des flagellés par les sels nutritifs dans le panache ont été représentées dans les différents cas (figures 5-33 et 5-34).

L'azote, dans la simulation de référence, n'est jamais limitant pour les diatomées du fait des apports importants de la Seine. Comme nous l'avons vu dans le paragraphe 5.2, c'est tout d'abord le phosphate puis la silice qui sont limitants pour les diatomées. Une réduction de 10 et 25% des apports d'azote par la Seine ne change pas la situation car l'effet limitant de l'azote reste globalement inférieur à celui du phosphate et de la silice. Ce n'est qu'à partir d'une réduction de 50% des apports d'azote que la limitation par cet élément devient supérieure à celle due au phosphate et à la silice. C'est donc pour cette raison que l'effet en terme de réduction de la production des diatomées ne commence à se faire sentir que pour cette valeur. Des taux de réduction des apports de 75 et 90% conduisent à une limitation plus forte par l'azote et donc à une diminution de la production. Par contre la limitation par la silice diminue lorsque les taux de réduction des apports d'azote et de phosphate augmentent, car la production des diatomées décroît et la silice est moins consommée.

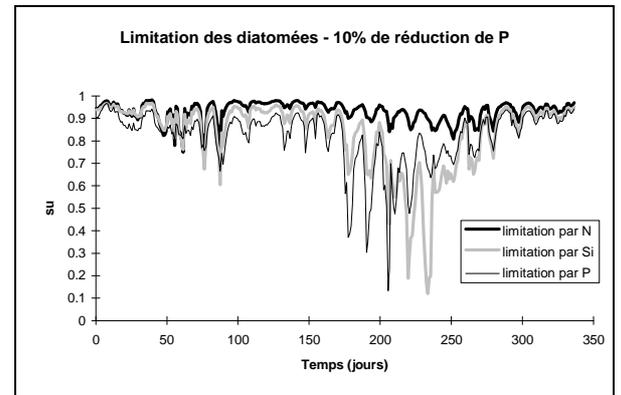
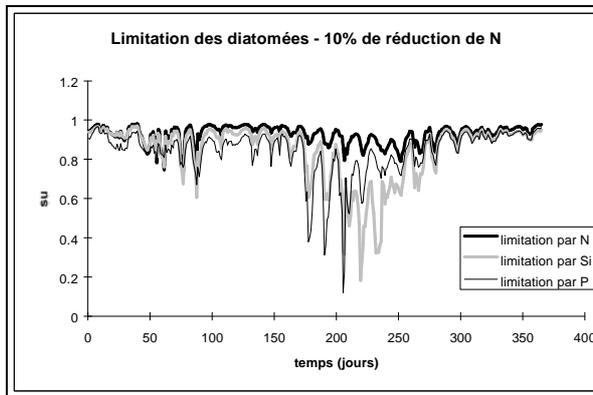
En ce qui concerne les flagellés, la simulation de référence montre une limitation identique par l'azote et par le phosphate pendant la période productive (après le jour 200). Ainsi, la

Diatomées

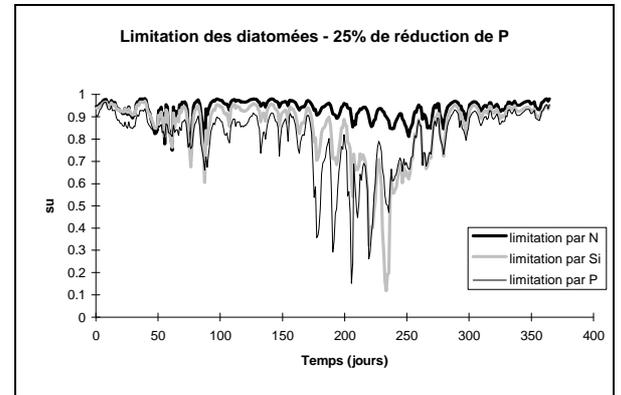
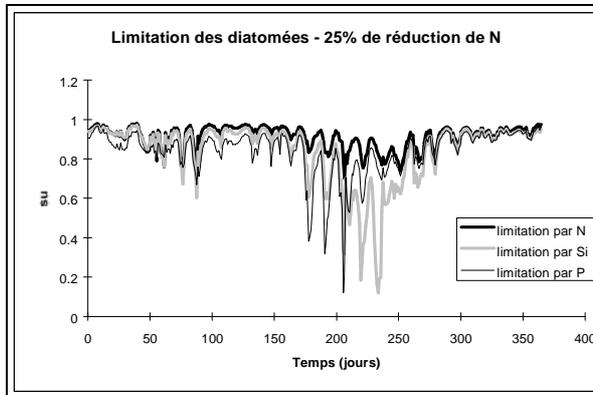
Ref.



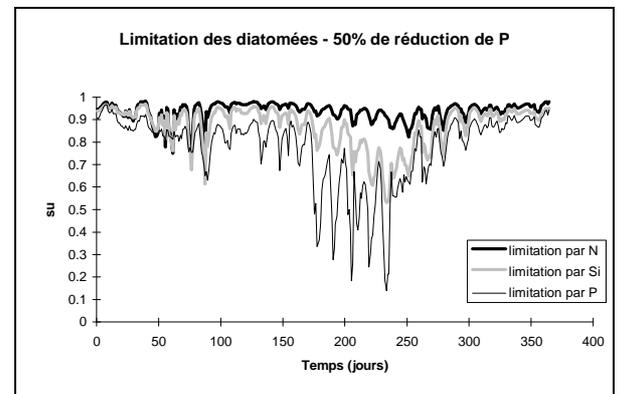
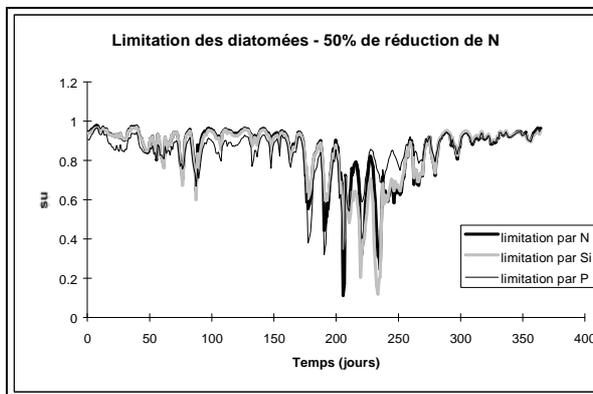
10%



25%

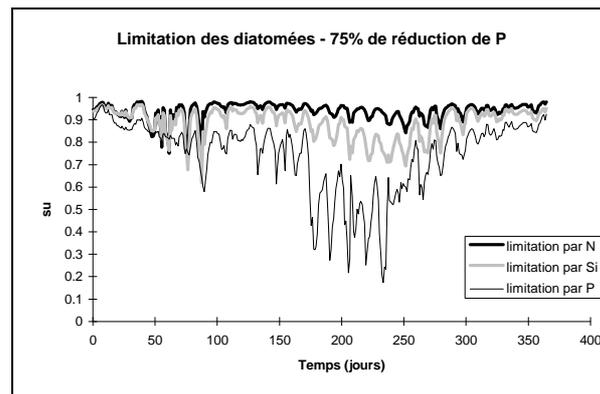
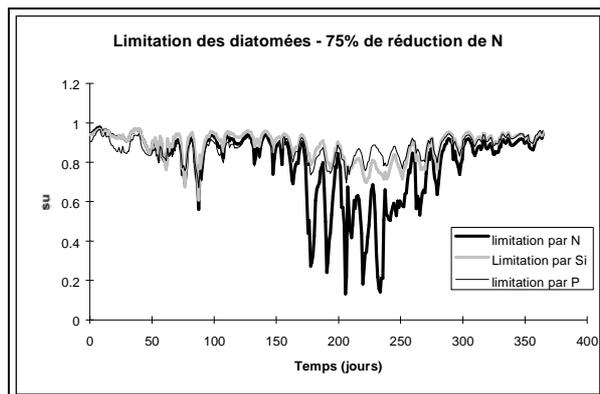


50%



Suite →

75%



90%

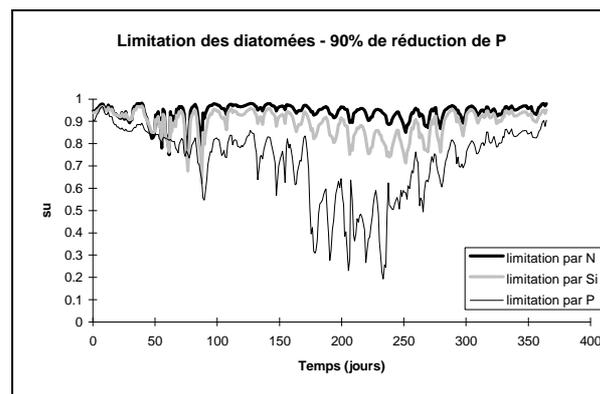
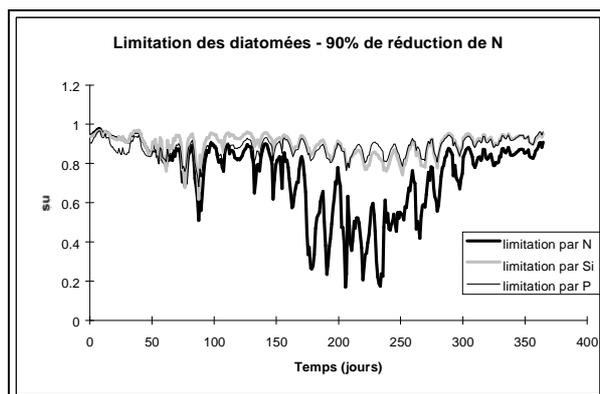
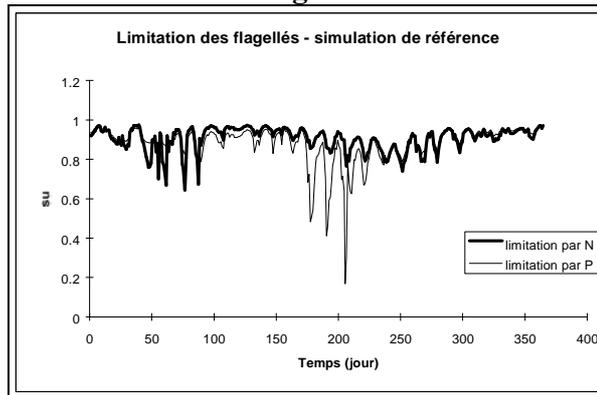


Figure 5-33 : Limitation de la croissance des diatomées par les sels nutritifs dans le panache pour les différents scénarios de réduction des apports d'azote et de phosphate par la Seine.

Flagellés

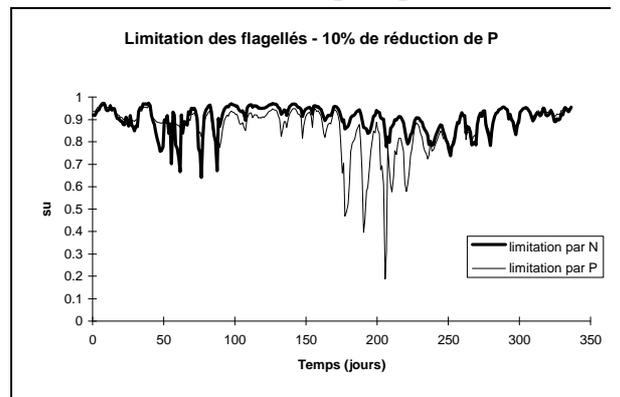
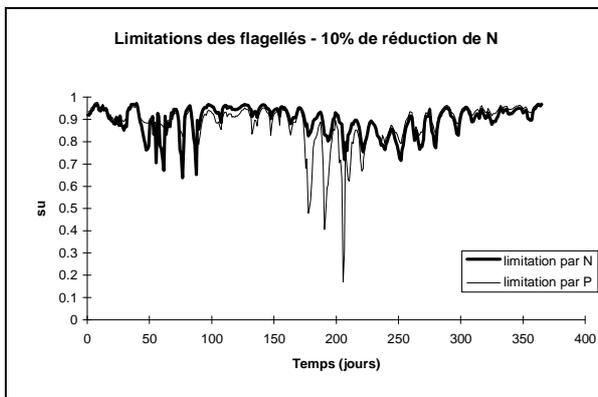
Ref.



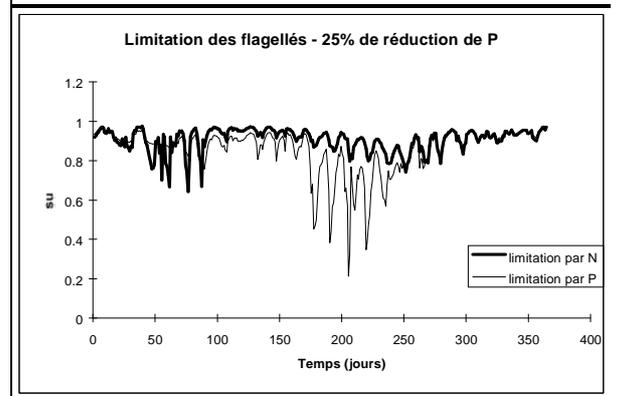
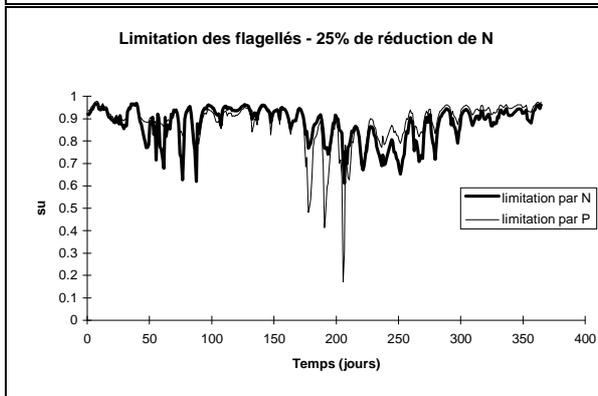
Réduction d'azote

Réduction de phosphate

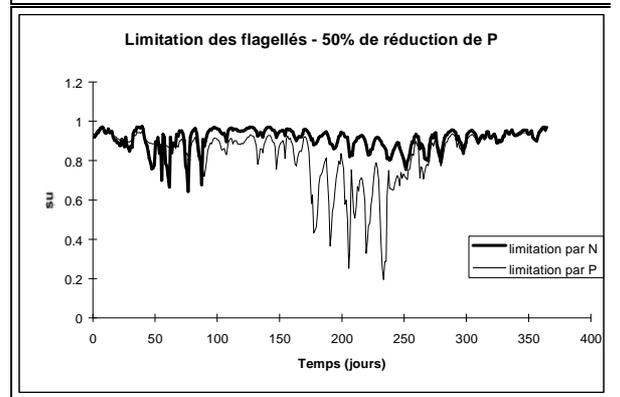
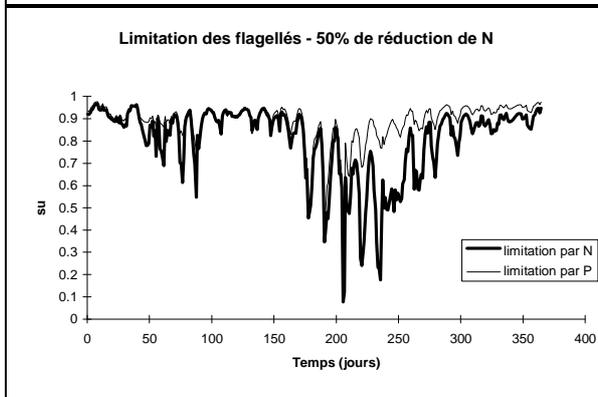
10%



25%

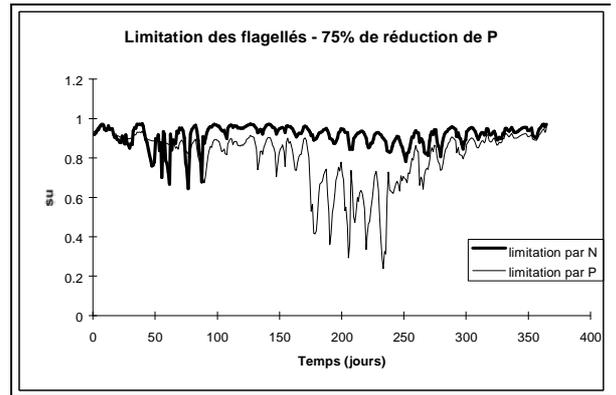
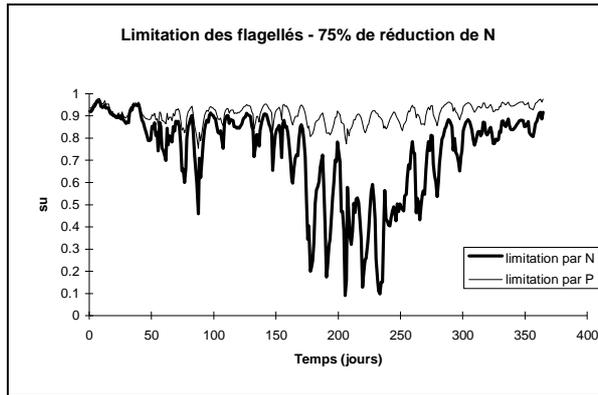


50%



Suite →

75%



90%

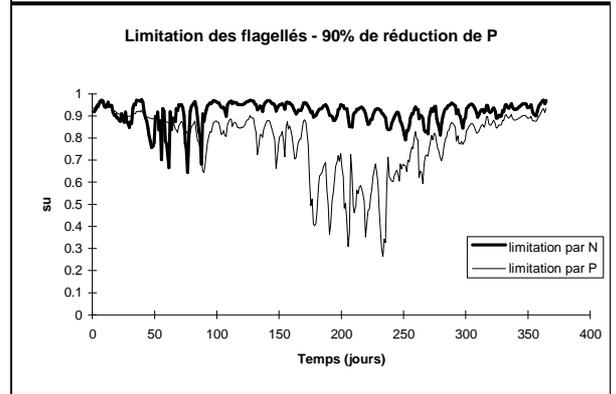
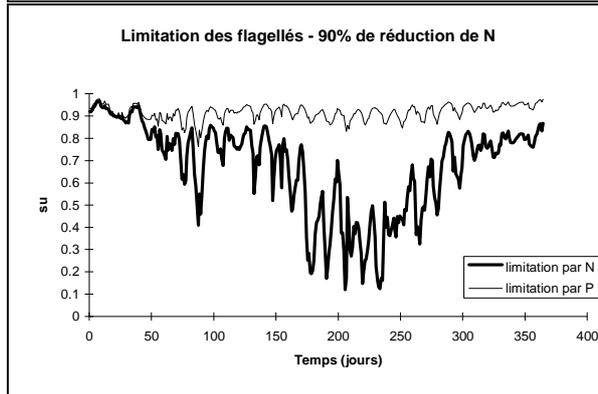


Figure 5-34 : Limitation de la croissance des flagellés par les sels nutritifs dans le panache pour les différents scénarios de réduction des apports d'azote et de phosphate par la Seine.

réduction d'apport d'azote se fait ressentir rapidement en terme d'effet limitant et conduit à une réduction rapide des flagellés. A partir de 75% de réduction d'azote, la production des flagellés ne semble plus évoluer.

L'impact plus fort de la réduction des apports de phosphate sur la production des diatomées s'explique par le fait que cet élément est déjà limitant dans la situation de référence. Ainsi, toute réduction de phosphate a une action immédiate en terme de limitation des diatomées.

La réduction du phosphate a une action identique sur la production des flagellés avec cependant un maximum atteint plus rapidement. On peut en effet observer que la limitation de la croissance des flagellés par le phosphate n'évolue quasiment plus à partir d'une réduction de 50% des apports.

La figure 5-35 représente la concentration simulée de chlorophylle a en surface en un point du panache, pour la situation de référence, et pour 50% et 90% de réduction des apports de N (a) ou P (b).

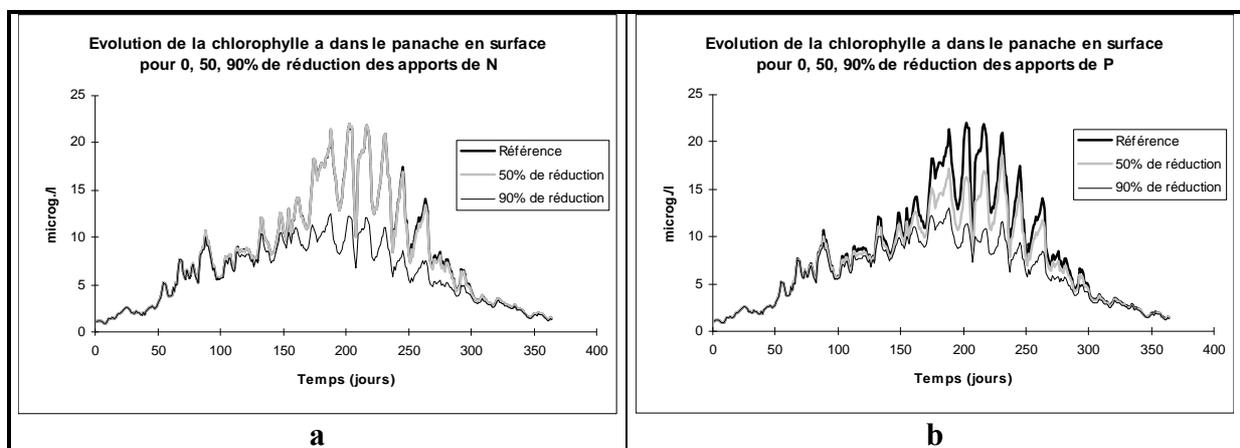


Figure 5-35 : Variation de la concentration en chlorophylle a dans le panache en fonction des réductions d'apports d'azote (a) et de phosphate (b).

En accord avec ce qui a été observé pour les productions, jusqu'à une réduction de 50% des apports, c'est le phosphate qui a le plus d'incidence sur la concentration en chlorophylle a. Une réduction de 90% des apports d'azote ou de phosphate diminue les pics maximums estivaux d'environ 50% alors que la production annuelle est diminuée au maximum de 20%.

Les réductions des apports d'azote et de phosphate conduisent donc à une réduction de la production phytoplanctonique, l'impact sur les flagellés étant plus important que celui sur les diatomées. Néanmoins, une réduction quasi-totale des apports d'azote et de phosphate (90%) est loin d'annuler complètement la production. En effet, il n'y a que les formes minérales d'azote et de phosphore qui sont concernées par ces réductions d'apports, l'azote et le phosphore organique, ainsi que le phosphore adsorbé, n'ayant quant à eux, pas été réduits. Ils constituent ainsi une source d'azote et de phosphore minéral par l'intermédiaire des processus de reminéralisation et de désorption. Des études menées en baie de Seine (Aminot *et al.*, 1993) ont montré qu'environ 50% du phosphore particulaire était potentiellement biodisponible et que les fortes charges particulières expulsées hors de l'estuaire de la Seine lors des crues de printemps peuvent contribuer de manière significative à l'enrichissement de la baie au moment des phases de développement du phytoplancton. L'effet plus important de la réduction des apports d'azote sur la diminution de la production peut également s'expliquer par le fait qu'il n'y a que l'azote organique qui peut jouer le rôle de « source secondaire »

alors que le phosphate peut provenir non seulement du phosphore organique, mais aussi du phosphate adsorbé sur les particules en suspension ou déposée. Par ailleurs les apports par les autres rivières non pas été réduits et les apports par le large constituent une source non négligeable, de part les flux importants qu'ils représentent, contribuant à alimenter le milieu en sels nutritifs.

Au cours des 22 années simulées, la baie de Seine n'a jamais montré de situation d'anoxie des eaux de fond (voir 5.5). Si l'on considère le découpage en compartiment de la baie fait précédemment, les niveaux les plus bas sont observés en C1 avec des concentrations comprises entre 4 et 5 mg/l. L'influence de la réduction des apports sur l'oxygène en C1 est représentée sur la figure 5-36 et exprimée en terme du pourcentage de variation par rapport à la situation de référence.

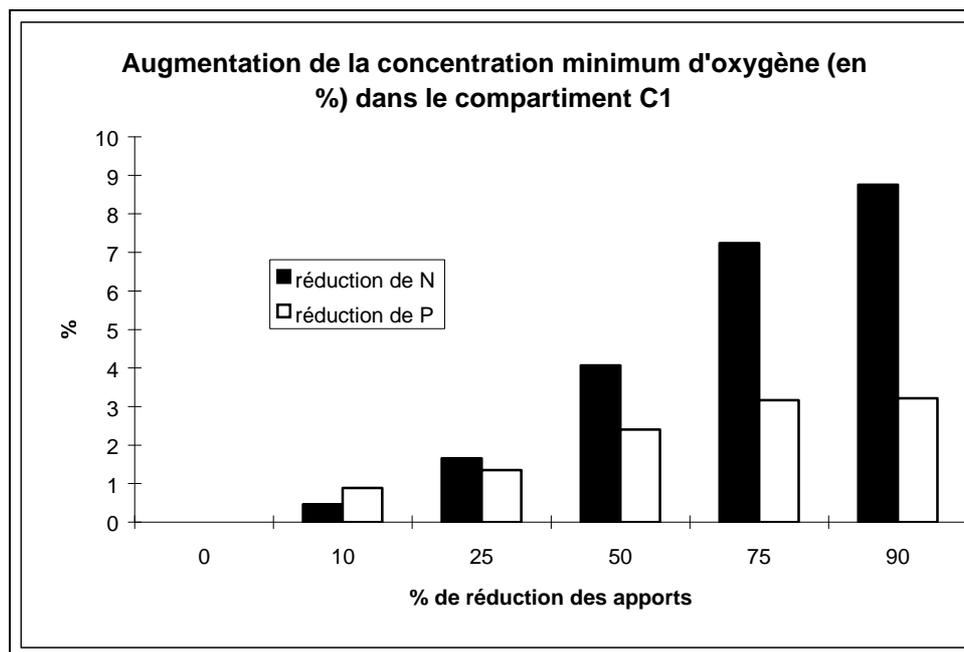


Figure 5-36 : variation de la concentration d'oxygène en fonction de la variation des apports en C1.

L'augmentation du minimum d'oxygène en C1, du fait de la réduction des apports d'azote et de phosphate, s'explique par une diminution des biomasses phytoplanctoniques et donc de la matière organique consommant de l'oxygène par reminéralisation. L'effet plus important des réductions d'apports d'azote sur l'oxygène est en accord avec l'effet observé sur la production des diatomées. L'augmentation maximale d'oxygène obtenue n'est que de 9% et reflète la diminution relativement faible des diatomées (20% en terme de production pour 90% de réduction d'apport d'azote). La réduction des apports d'azote et de phosphate conduit donc à une augmentation modeste des minimums d'oxygène.

L'étude réalisée sur la baie de Chesapeake par Cerco (1995) à l'aide d'un modèle 3D (voir chapitre 1.3.2.2) a montré des résultats assez similaires concernant des scénarios de réduction d'apports d'azote et de phosphore. Comme dans le cas de la baie de Seine, c'est le phosphate qui s'avère être limitant près de l'embouchure, alors que la limitation par l'azote est dominante plus au large dans les eaux marines. Des réductions d'apports de phosphate limitent la biomasse algale au printemps et en été dans la partie amont de la baie ; la réduction d'azote a cependant un effet plus important que celle du phosphore, en terme de limitation de la production algale, et de réduction des anoxies. La baie de Chesapeake est, contrairement à la baie de Seine, le siège d'importants épisodes anoxiques et le modèle a permis de mettre en

évidence l'influence majeure des rejets agricoles et industriels sur cette situation, grâce à des simulations ne prenant en compte que des apports d'origine naturelle. Une simulation considérant une réduction technologiquement réalisable des apports a entraîné une réduction des anoxies de 40% dans la baie. Cependant, les réductions prises en compte dans cette étude concernent autant les apports de matières minérales que ceux sous formes organiques ou adsorbées. Ainsi, l'incidence en terme de réduction des biomasses phytoplanctoniques, et en terme d'augmentation des concentrations en oxygène, est plus important que dans le cas de notre étude.

5.7. Sensibilité du modèle biologique à certains paramètres.

Il est courant de réaliser une étude de la sensibilité du modèle biologique aux valeurs des paramètres. Cependant, une telle étude nécessite un grand nombre de simulations afin d'étudier la réponse du modèle aux variations de chaque paramètre ou groupe de paramètres. Etant donné les temps de calcul importants dans le cas de notre modélisation tridimensionnelle (un an simulé demande 2 à 2,5 jours de temps calcul), cette étude de sensibilité nécessiterait plusieurs semaines d'occupation du calculateur et n'est donc pas envisageable.

Toutefois, les résultats précédents semblent montrer une grande sensibilité de la réponse du modèle en terme de croissance des flagellés selon la quantité et la qualité des apports par la Seine (rapports Si/N et Si/P et scénarios de réduction), l'effet des variations des constantes de demi-saturation de l'azote (K_{NDINO}) et du phosphate (K_{PDINO}) pour les flagellés a été étudié. Chacun des 2 paramètres a été modifiés de plus ou moins 50% par rapport à sa valeur initiale et le résultat de chaque simulation en terme de production intégrée des flagellés a été comparé à celui de la simulation de référence (tableau 5-1). L'année choisie pour cette étude est l'année 1992 où les flagellés se sont développés de manière importante le long de la côte du Calvados.

paramètres	augmentation de 50% de la valeur initiale des paramètres	diminution de 50% de la valeur initiale des paramètres
K_{NDINO}	-40.3%	+105%
K_{PDINO}	-1.39%	+0.34%

Tableau 5-1 : Pourcentage de variation de la production des flagellés pour une modification de plus ou moins 50% de la valeur de K_{NDINO} et K_{PDINO} par rapport à la valeur initiale.

Ces quatre simulations montrent une sensibilité des résultats nettement plus forte aux fluctuations du K_{NDINO} qu'à celles du K_{PDINO} et illustre l'importance de la prise en compte de l'azote dans le modèle écologique. Toutefois, les fluctuations opérées sont très importantes et entraînent une variation du K_{NDINO} dans une gamme allant de 1.5 à 4.5 $\mu\text{mol/l}$ ce qui correspond à l'ordre de grandeur des concentrations en azote dans une grande partie du panache. Le K_{PDINO} quand à lui varie de 0.05 à 0.15 $\mu\text{mol/l}$ et les concentrations dans le panache sont souvent supérieures à ces seuils. L'impact des fluctuations est donc moins important.

6. Conclusion générale et perspectives

6. Conclusion générale et perspectives.

6.1 La dynamique de la baie de Seine.

La baie de Seine est une zone où l'hydrodynamique est fortement influencée par la marée. La circulation résiduelle conditionne le transport des éléments dissous et partiellement celui des matières particulaires mais le modèle a permis de mettre en évidence que la marée n'était pas seule responsable de ce transport. Par exemple, l'effet du vent en surface peut modifier localement le schéma de circulation, ainsi que la structure et la répartition de la masse d'eau. De plus, les gradients importants de densité qui existent à l'embouchure induisent une circulation particulière (inversion de la circulation entre la surface et le fond dans la zone nord du panache) qui conditionne la répartition de l'eau douce de la Seine dans la baie. Ainsi, l'eau douce en surface s'étale préférentiellement selon une direction ouest, nord-ouest, alors qu'au fond, une direction sud-ouest le long de la côte du Calvados est privilégiée. Ces éléments viennent compléter et préciser à l'embouchure, le schéma de circulation résiduelle déterminé par Le Hir et al. (1986). La circulation résiduelle de marée obtenue grâce au modèle en baie de Seine est en bon accord avec celle du modèle de la Manche (Salomon et Breton, 1991) même si l'on se place assez proche des limites marines du maillage baie de Seine.

Le couplage avec un modèle sédimentaire a permis de représenter correctement l'ordre de grandeur des concentrations en matières en suspension, que ce soit pour les fortes turbidités de l'estuaire dues à la présence du bouchon vaseux, ou pour les plus faibles turbidités de la zone du panache. De plus, les zones préférentielles de dépôt ont pu être identifiées grâce au modèle. Elles sont au nombre de trois et correspondent à la zone immédiatement à la sortie de l'estuaire située entre le Havre et Trouville, à la zone côtière du Calvados située entre Ouistreham et Trouville, et à la zone côtière située entre le cap de La Hève et le cap d'Antifer. Ce résultat est en bon accord avec les données de couverture sédimentaire (Avoine *et al.*, 1996). Enfin, le modèle identifie également une zone de dépôt plus faible le long de la côte du pays de Caux entre le cap d'Antifer et St Valéry-en-Caux. Toutefois, il n'y a pas de prise en compte de l'effet de la houle dans le modèle, ce qui entraîne sans doute une surestimation des dépôts dans les zones peu profondes.

6.2 La production phytoplanctonique en baie de Seine.

La baie de Seine orientale apparaît comme une zone de très forte production phytoplanctonique ; les valeurs de production calculées dans le panache peuvent en effet dépasser $400 \text{ g m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ de carbone et reflètent l'état très eutrophisé du milieu. Les 22 années simulées par le modèle n'ont pas montré de nette augmentation de la production et des concentrations maximales en chlorophylle a, avec l'augmentation des apports d'azote par la Seine.

Le modèle a permis de mettre en évidence les principaux phénomènes qui gouvernent la production primaire en baie de Seine, et plusieurs facteurs interviennent pour limiter la production phytoplanctonique :

- La limitation par la lumière joue un rôle important à l'embouchure de la Seine à cause des fortes turbidités liées aux apports. Le panache turbide, plus étendu au printemps du fait des forts débits, repousse le bloom de diatomées plus au large, à hauteur de Ouistreham. Au cours de l'été, la chute des débits réduit l'extension du panache turbide, et la production se

fait alors plus près de l'embouchure, le long de la côte. Au large, où la turbidité est faible, la lumière est limitante en été pour les diatomées par effet d'inhibition dû aux trop fortes intensités lumineuses en surface. Les flagellés, qui ont un optimum lumineux beaucoup plus élevé que les diatomées, voient par contre leur croissance très peu limitée par la lumière au large.

- La limitation par les sels nutritifs est également un facteur de contrôle important. Pour les diatomées, les deux principaux éléments limitant la production dans le panache sont le phosphate au printemps, puis la silice à partir du début de l'été. L'azote est en quantité telle, du fait des très forts apports par la Seine, qu'il n'est jamais limitant dans le panache. Plus au large, la limitation se fait par la silice et l'azote. Dans le panache, les flagellés sont limités à la fois par l'azote et le phosphate au moment de leur période productive, alors qu'au large c'est l'azote qui est largement limitant.

L'augmentation des apports d'azote et la diminution des apports de phosphate par la Seine au cours des 20 dernières années semble avoir inversé les rôles limitants de l'azote et du phosphate sur la croissance des diatomées dans le panache. Ainsi, l'absence d'évolution flagrante de la production, malgré l'augmentation des apports d'azote sur 20 ans, s'explique par la diminution simultanée des apports de phosphate, qui est alors progressivement devenu l'élément limitant.

Les flagellés apparaissent de manière plus ou moins importante selon les années, et la qualité des apports semble être un facteur déterminant de leur développement. En effet, les années propices au développement des flagellés coïncident avec celles où le rapport Si/P et/ou le rapport Si/N dans les apports de la Seine sont les plus faibles. Différentes études ont déjà montré que la diminution du rapport Si/N en milieu côtier a tendance à augmenter le ratio flagellés/diatomées (Radach, 1992 ; Scholhorn et Granéli, 1993 ; Escaravage *et al.*, 1995 ; Sommer, 1995). Les résultats du modèle confirment cela, mais ils indiquent également une corrélation avec les variations du rapport Si/P.

Enfin, les conditions météorologiques et notamment la plus ou moins forte insolation estivale ont une influence non négligeable sur la production phytoplanctonique. C'est ainsi que l'insolation estivale forte de l'année 1989 a eu pour conséquence une augmentation sensible de la production phytoplanctonique totale sur l'ensemble de la baie de Seine, et une apparition plus précoce des flagellés.

6.3 Réponse de l'écosystème à une réduction des apports d'azote ou de phosphate.

La question de savoir comment évoluerait ce système eutrophisé en réponse à une réduction des apports en éléments nutritifs d'origine anthropique est importante, et souvent posée dans une perspective d'amélioration et de contrôle de la qualité du milieu marin côtier. Le modèle écologique est aujourd'hui le seul outil capable de fournir une tentative de réponse à cette question cruciale. La réalisation de scénarios de réduction d'apports, par la Seine, d'azote minéral et de phosphore minéral en baie de Seine a montré une réponse sensible en terme de production phytoplanctonique. La réduction des flagellés est nettement plus importante que celle des diatomées, surtout en cas de diminution des apports l'azote. Le taux maximal d'abattement de la production des flagellés est proche de 60% en cas de réduction de l'azote alors qu'il ne dépasse pas 20% en cas de limitation des apports de phosphate. Ceci peut être attribué au fait que d'autres sources contribuent à alimenter le milieu en éléments

nutritifs (apports du large, apports de l'Orne, reminéralisation de la matière organique). Les diatomées, qui représentent la majeure partie de la biomasse phytoplanctonique, ont une réaction nettement moins importante et la réduction maximale de leur production dépasse à peine 20% pour l'azote, et 15% pour le phosphate. Cependant, aux faibles pourcentages de réduction d'apports (<25%), la réponse des diatomées est plus forte pour le phosphate que pour l'azote. Ainsi, si une réduction des apports d'origine anthropique était envisagée, il semble que le choix entre l'un ou l'autre des éléments nutritifs (N ou P) dépende essentiellement :

- du résultat recherché, c'est-à-dire, soit une réduction de la biomasse phytoplanctonique totale (essentiellement les diatomées), soit une réduction uniquement des biomasses de flagellés afin de prévenir les éventuelles espèces toxiques.

- de la limite des possibilités techniques en terme de contrôle des apports d'azote et de phosphate.

Ainsi, jusqu'à 25% de réduction, le phosphate semble être plus efficace sur les diatomées alors que les flagellés réagissent mieux à l'azote. Pour des réductions supérieures, l'effet de l'azote est toujours plus fort à la fois sur les diatomées et les flagellés.

6.4. Améliorations envisageables du modèle.

Le modèle 3D de la baie de Seine permet de reproduire correctement les principales caractéristiques de l'écosystème. En comparaison avec le modèle compartimental de la baie de Seine (Guillaud et Ménesguen, 1998), la représentation des structures tridimensionnelles complexes de la zone du panache et de la répartition des éléments dissous (sels nutritifs, salinité, température) et particulaires (matières en suspension, phytoplancton) ont été grandement améliorées. De plus, le modèle 3D prend en compte la Seine jusqu'à Poses, permettant une représentation continue depuis la baie jusque la limite amont de propagation de la marée dans l'estuaire. Toutefois, au cours de son utilisation, des différences ont pu être notées, dans certaines conditions, entre les valeurs simulées des variables et leurs valeurs mesurées. Certaines de ces variables ont peu d'influence sur le fonctionnement de l'écosystème, et il est alors inutile de chercher à mieux les représenter. D'autres, par contre, ont une plus forte incidence et il peut être intéressant de chercher à mieux les simuler afin d'améliorer les performances globales du modèle.

Il est apparu que le modèle sous-estime parfois les stratifications halines verticales à l'embouchure. Comme nous avons pu le voir, ceci peut avoir une répercussion non négligeable sur la répartition en surface et au fond des sels nutritifs au niveau du panache. De même, les stratifications verticales jouent également un rôle sur la répartition du phytoplancton et notamment des flagellés. Ainsi, une des premières améliorations du modèle serait de chercher à mieux représenter ces stratifications. Dans un premier temps, une nouvelle paramétrisation de l'amortissement visant à renforcer la stratification doit être étudiée, peut être au prix d'une réduction du pas de temps de calcul pour des raisons de stabilité. Toutefois, si cette solution n'apparaît pas efficace, le recours à un modèle de la turbulence plus élaboré peut être envisagé (par exemple, modèle « en k », ou « k, L »).

Le choix de ne pas considérer le tassement dans le modèle a été fait dans le but principal de réduire les temps de calcul. Les couches de sédiment dans le modèle ont donc une densité constante qui correspond à celle des dépôts frais. Afin d'éviter une surestimation des phénomènes de remise en suspension du fait de l'absence de tassement, il n'a pas été possible de définir des couches de sédiment dans toute la baie. La condition initiale considère donc un fond rigide dans la baie (sauf l'estuaire où il existe un stock de sédiment pour alimenter le

bouchon vaseux) et les dépôts se créent au cours de la simulation, à partir des matières en suspension apportées par les rivières et uniquement dans les zones où les conditions hydrodynamiques le permettent. Comme le tassement n'est pas pris en compte, tout le matériel particulaire amené par la Seine, qui alimente les dépôts, garde constamment les caractéristiques érosives d'un sédiment en cours de consolidation. Ainsi, l'enchaînement de plusieurs années de simulation, utilisant en condition initiale la situation finale de l'année précédente, entraînerait à la longue une quantité de sédiment érodable trop importante, et par conséquent des turbidités trop fortes. Toutefois, à l'échelle de l'année, les résultats montrent une bonne cohérence entre la simulation et les mesures pour les MES malgré l'absence de tassement. Au regard de ce qui nous intéresse, c'est à dire, principalement une bonne reproduction des turbidités moyennes pour la production primaire, ce résultat est suffisant. Cependant, cela n'est sans doute plus vrai si l'on s'intéresse vraiment au transport et à la reproduction fine des structures sédimentaires dans la baie. Le tassement jouera alors un rôle plus important. La prise en compte du tassement devrait permettre l'enchaînement des simulations, et une représentation plus réaliste des fonds de la baie, avec des couches de sédiment de densité variable sur l'ensemble de la zone. De plus, la simulation du sédiment uniquement dans les zones de dépôts, ne permet sans doute pas de représenter correctement le rôle de stockage qu'il peut avoir vis-à-vis des éléments nutritifs, et du relargage éventuel permettant de compenser en partie les réductions d'apports en éléments nutritifs minéraux par la Seine. La meilleure prise en compte des sédiments par l'introduction du tassement permettrait d'éclairer cette question et de déterminer la part des stocks de matière organique sédimentaire et de sa reminéralisation sur la production phytoplanctonique.

L'effet des vagues sur la remise en suspension serait également une amélioration du modèle permettant notamment de préciser les zones de dépôt et l'intensité de ces dépôts en milieu côtier peu profond.

Le raffinement du maillage horizontal dans la partie orientale de la baie et dans la Seine apparaît suffisant pour reproduire correctement les structures du panache. Il ne semble pas nécessaire de modifier ce maillage pour une étude globale de la baie de Seine. Par contre, pour des cas d'étude particuliers, certaines zones pourront nécessiter un raffinement ; on peut par exemple chercher à représenter plus finement la baie des Veys à l'ouest, ou la zone du port pétrolier d'Antifer. Sur la verticale, le raffinement choisi est de 2 m pour les couches de surface, l'épaisseur de ces couches augmentant ensuite en profondeur. Il est apparu que cette discrétisation peut s'avérer trop grossière si l'on souhaite reproduire les maximums de flagellés de sub-surface plusieurs fois observés dans le panache de la Seine au niveau de la pycnocline située vers 5 à 7 m. Ainsi, des couches plus fines (mais donc plus nombreuses) pourraient être envisagées, tout en sachant que cela aura un coût immédiat au niveau du temps de calcul.

Pour le modèle écologique, 2 compartiments phytoplanctoniques sont considérés (les diatomées et les flagellés). Les diatomées représentent la majeure partie de la biomasse phytoplanctonique et composent donc la quasi-totalité de la chlorophylle a. Des mesures réalisées en avril 1996 (Videau, 1996) ont montré une composition du phytoplancton constituée de diatomées pour 98.6%, le reste étant des flagellés. La comparaison entre la chlorophylle a simulée et mesurée, entre 1976 et 1984 au point 2 et 4 du RNO, a montré une bonne capacité du modèle à reproduire la majorité des pics et leurs fluctuations interannuelles. Cependant certains décalages entre les pics simulés et mesurés peuvent être observés ; de même certaines fluctuations importantes de la chlorophylle a mesurées ne sont pas reproduites par le modèle, celui-ci donnant une valeur plus lissée. Ceci peut s'expliquer par le fait que le modèle ne considère qu'une espèce de diatomée alors qu'en réalité plusieurs espèces peuvent être présentes en même temps ou se succéder (Videau, 1996). Ainsi les différents pics de

chlorophylle a correspondent souvent à des espèces différentes. Une évolution du modèle permettant de mieux représenter les différents pics mesurés consisterait à considérer plusieurs espèces de diatomées, chacune ayant ses caractéristiques propres (taux de croissance, optimums nutritionnels ou lumineux). Par ailleurs, le modèle reproduit globalement les grandes tendances pour les biomasses de flagellés en distinguant les années moyennes comme 1988 ou 1989, d'une année particulièrement forte comme 1990. Toutefois l'intensité, ainsi que la date d'apparition des maximums, ne sont pas toujours correctement reproduites. Comme dans le cas des diatomées, les flagellés sont constitués par différentes espèces en baie de Seine et, selon les années, ce ne sont pas les mêmes qui prédominent (voir 4.1.2.3). Ces différentes espèces ayant des caractéristiques physiologiques propres, elles pourront apparaître à des époques différentes. Le modèle qui ne considère qu'une seule espèce, fournit une réponse globale moyenne. La distinction entre différents compartiments pour les flagellés serait donc également une amélioration sensible du modèle. De plus, la mobilité des flagellés qui leur permet de se déplacer dans la colonne d'eau en fonction des conditions environnementales (concentration en sels nutritifs, température, lumière,...) est négligée dans le modèle (3.4.3.3). Ainsi, les maximums simulés sont toujours en surface mais jamais en subsurface, comme souvent observé. Une meilleure représentation de la dynamique des flagellés pourrait sans aucun doute permettre de mieux simuler ce compartiment.

6.5 Perspectives d'utilisation du modèle.

Le modèle 3D de la baie de Seine est un outil performant dont la richesse des résultats n'a pas pu être totalement exploitée au cours de ce travail. Les possibilités sont multiples et on peut citer par exemple :

- la multiplication des scénarios de réduction des apports en considérant toutes les formes d'azote et de phosphore (détritique, adsorbé), ou en distinguant les apports (Orne, baie des Veys) autres que la Seine, est une application directe qui permettrait de quantifier la part respective de ces différents facteurs,

- l'étude des temps de séjour et des temps de transit des masses d'eaux dans la baie est un point qui n'a pas été abordé ici, et qu'il conviendrait d'étudier afin de mieux cerner l'influence des différents types d'eaux sur l'écosystème ; des scénarios selon les différentes conditions de débit des rivières (crues, étiages, débit moyen) et/ou selon différentes conditions de vent permettrait d'établir des cartes de répartition des différentes masses d'eaux, de « l'âge » des eaux douces,...

- la modélisation des contaminants amenés par la Seine et leur devenir dans la baie notamment en relation avec la production phytoplanctonique est également une perspective d'étude importante ; le couplage avec un modèle de bioaccumulation pourrait également permettre d'améliorer l'étude du transfert et de la bioaccumulation de polluants comme les PCB dans la chaîne trophique (Loizeau, 1993),

- le couplage avec un modèle permettant de représenter le développement et la localisation des principales espèces benthiques en baie de Seine peut être envisagé, en relation avec une meilleure représentation du fond sédimentaire par l'introduction du tassement dans le modèle mais aussi les transports sableux et les échanges verticaux spécifiques aux sédiments mixtes.

Références bibliographiques

AGOUMI, A., 1982.

Modélisation du régime thermique en Manche.

Thèse de docteur ingénieur en génie civil de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 127 p.

AGOUMI, A., 1985.

Modélisation de l'écosystème pélagique en Manche. Etude de l'influence des phénomènes physiques sur le système planctonique.

Thèse de doctorat d'état ès Sciences Naturelles. Université Pierre et Marie Curie, 303 p.

AKSNES, D. L., ULVESTAD, K. B., BALINO, B. M., BERNSTEN, J., EGGE, J. K., SVENDSEN, E., 1995.

Ecological modelling in coastal waters : towards predictive physical-chemical-biological simulation models.

Ophelia, 41, 5-36.

ALPINE, A. E., CLOERN, J. E., 1992.

Trophic interactions and direct physical effects control on phytoplankton biomass and production in an estuary.

Limnol. Oceanogr., 37 (5), 946-955.

AMINOT, A., CHAUSSEPIED, M., 1983.

Manuel des méthodes d'analyses chimiques (RNO).

CNEXO, 395 p.

AMINOT, A., GUILLAUD, J. F., ANDRIEUX, F., 1993.

Spéciation du phosphore et apports en Baie de Seine orientale.

Oceanol. Acta, 16 (5-6), 617-623.

AMINOT, A., GUILLAUD, J.F., KÉROUEL, R., 1997.

La baie de Seine : hydrologie, nutriments et chlorophylle (1978-1994).

Repère Ocean, 14, Edition IFREMER.

AMINOT, A., KEROUEL, R., MAUVAIS, J. L., 1986.

Les éléments nutritifs en baie de Seine.

La Baie de Seine (GRECO-MANCHE)- Université de Caen, 24-26 avril 1985. IFREMER, Actes de colloques n°4, 1986, 289-296.

ANDERSEN, V., NIVAL, P., HARRIS, R.P., 1987.

Modelling of a planktonic ecosystem in an enclosed water column.

J. Mar. Biol. Ass. U.K., 67, 407-430.

ANDERSEN, V., NIVAL, P., 1988.

A pelagic ecosystem model simulating production and sedimentation of biogenic particles : role of salps and copepods.

Mar. Ecol Progr Ser, 44, 37-50.

ANDERSEN, V., RASSOULZADEGAN, F., 1991.

Modèle vertical de l'écosystème pélagique marin. Réseau microbien et sédimentation des particules biogéniques.

J. Res. Oceanogr, 16, 16-22.

ANDRIEUX-LOYER, F., 1997.

Les formes de phosphore particulaire et sédimentaire en environnement côtier. Méthodes d'analyse, biodisponibilité, échange.

Thèse de l'université de Bretagne Occidentale, Brest, 312 p.

ARAKAWA, A., LAMB, V. R., 1977.

Computational design of the basic dynamical process of the UCLA General Circulation Model.

Methods in Computational Physics, 17. Academic Press, pp. 173-265.

AVOINE, J., 1981.

L'estuaire de la Seine : Sédiments et dynamique sédimentaire.

Thèse de l'université de Caen, 264 p.

AVOINE, J., 1986.

Evaluation des apports fluviaux dans l'estuaire de la Seine.

La Baie de Seine (GRECO-MANCHE)- Université de Caen, 24-26 avril 1985. IFREMER, Actes de colloques n°4, 1986, 117-124.

AVOINE, J., LESUEUR, P., ROUAULT, T., 1996.

Evolution morphodynamique et couverture sédimentaire de l'estuaire de la Seine - Actualisation et fluctuations.

Programme scientifique Seine aval, rapport final par laboratoire, Thème : Hydrodynamique et transport sédimentaire, rapport 1995/FIN-1, avril 1996, 2-20.

AVOINE, J., CREVEL, L., 1986.

Influence des apports fluviaux en baie de Seine.

La Baie de Seine (GRECO-MANCHE)- Université de Caen, 24-26 avril 1985. IFREMER, Actes de colloques n°4, 1986, 125-134.

AZAM, F., FENCHEL, T., FIELD, J. G., GRAY, J. S., MEYER RAIL, L. A., THINGSTAD, F., 1983.

The ecological role of water column microbes in the sea.

Mar. Ecol. Progr. Ser., 10, 257-263.

BACKHAUS, J. O., 1985.

A three-dimensional model for the simulation of shelf sea dynamics.

Dtsch. Hydrogr. Z., 38, 165-187.

BARETTA, J., RUARDIJ, P., 1988.

Tidal flat estuaries. Simulation and analysis of the Ems estuary.

Ecological studies n°71. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 353 p.

- BAUERFEIND, E., HICKEL, W., NIERMANN, U., WESTERNHAGEN, H. V., 1990.**
Phytoplankton biomass and potential limitation of phytoplankton development in the southeastern North Sea in spring 1985 and 1986.
Netherl. J. Sea Res., 25 (1/2), 131-142.
- BENTLEY, D., MAILLARD-QUISTHOUDT, C., 1990.**
Caractéristiques physicochimiques de profils côte-large en Manche centrale.
J. Rech. Oceanog., 15, 135-141.
- BESSINETON, C., 1978 (a).**
Apports de sels nutritifs en baie de Seine par les rivières de Basse-Normandie.
Direction des Affaires Maritimes, Rapport de la commission chargée de contrôler l'évolution de la pollution dans l'estuaire et en baie de Seine, 6 p. + 15 fig.
- BESSINETON, C., 1978 (b).**
Les apports en phosphates de la Seine.
Direction des Affaires Maritimes, Rapport de la commission chargée de contrôler l'évolution de la pollution dans l'estuaire et en baie de Seine, 5 p. + 14 fig.
- BETTY, N. G., TURNER, A., FALCONER, R. A., MILLWARD, G. E., 1996.**
Modelling contaminant geochemistry in estuaries.
Wat. Res., vol. 30, n°1, 63-74.
- BILLEN, G., LANCELOT, C., 1988.**
Modelling benthic nitrogen cycling in coastal ecosystems.
In : T.H. Blackburn and J. Sorensen. Nitrogen cycling in coastal marine environments. Scope. Wiley & sons Ltd. 343-378.
- BLUMBERG, A. F., HERRING; H. J., 1987.**
Circulation modelling using orthogonal curvilinear coordinates.
International Colloquium on Ocean Hydrodynamics, Liege (Belgium). *Three dimensional models of marine and estuarine dynamics*. Elsevier Oceanogr. Ser., vol. 45, 55-88.
- BOTT, A., 1989.**
A positive definite advection scheme obtained by nonlinear renormalization of the advective fluxes.
Month. Weath. Rev., 117, 1006-1015.
- BOUGIS, P., 1974.**
Ecologie du plancton marin. I. Le phytoplancton.
Collection d'écologie 2, Masson et Cie eds, 196 p.
- BRENON, I., 1997.**
Modélisation de la dynamique des sédiments fins dans l'estuaire de la Seine.
Thèse de l'université de Bretagne Occidentale (France), 262 p.
- BROCK, T. D., 1981.**
Calculating solar radiation for ecological studies.
Ecol. Model., 14, 1-19.

BULLETIN MAREL-SEINE N°1, 1998.

Rapport d'activité 1997, Décembre 96-Décembre 97
IFREMER, Agence de l'Eau Seine-Normandie, 56 p.

CERCO, C. F., COLE, T., 1993.

Three-dimensional eutrophication model of Chesapeake Bay.
J. Envir. Engrg., vol. 119, n°6, 1006-1025.

CERCO, C. F., 1995.

Response of Chesapeake Bay to nutrient load reductions.
J. Envir. Engrg., vol. 121, n°8, 549-557.

CHABERT D'HIERES, G., LE PROVOST, C., 1979.

Atlas des composantes harmoniques de la marée dans la Manche.
Ann. Hydrogr., 6, 5-36.

CHAPELLE, A., 1991.

Modélisation d'un système marin côtier soumis à l'eutrophisation : La baie de Vilaine (sud Bretagne). Etude du phytoplancton et du bilan en oxygène.
Thèse de l'université de Paris VI, 201 p.

CHAPELLE, A., 1995.

A preliminary model of nutrient cycling in sediments of a Mediterranean lagoon.
Ecol. Model., 80, 131-147.

CHAPELLE, A., MESNAGE, V., MAZOUNI, N., DESLOUS-PAOLI, J. M., PICOT, B., 1994.

Modélisation des cycles de l'azote et du phosphore dans les sédiments d'une lagune soumise à une exploitation conchylicole.
Oceanol. Acta, vol. 17, n°6, 609-620.

CHENG, R. T., CASULLI, V., GARTNER, J. W., 1993.

Tidal, residual, intertidal mudflat (TRIM) model and its applications to San Francisco bay, California.
Estuar. Coast. Shelf Sci., 36, 235-280.

CLOERN, J. E., 1982.

Does the benthos control phytoplankton biomass in south San Francisco Bay ?
Mar. Ecol. Progr. Ser., 9, 191-202.

C.N.E.X.O. - Centre National pour l'Exploitation des Océans, 1980.

Campagnes Ecomanche I-II. Etat de référence écologique de la Manche.
Résultats des campagnes à la mer, n°21-1, CNEXO Eds, 60 p.

CREVEL, L., 1983.

Contribution à l'étude de la dynamique sédimentaire dans la partie nord-orientale de la Baie de Seine, apport du traitement informatique des données.

Thèse de l'Université de Paris-Sud, Centre d'Orsay, Laboratoire de géologie marine Caen, 1983, 186 p

CROWLEY, W.P., 1968.

Numerical advection experiments.

Month. Weath. Rev., 18, 248-283

CUGIER, P., LE HIR, P., 1998.

Development of a 3D hydrodynamical model for coastal ecosystem modelling. Application to the plume of the Seine River.

Estuar. Coast. Shelf Sc., (en révision).

CULLEN, J. J., HERRIGAN, S. G., 1981.

Effects of nitrate on the diurnal vertical migration, carbon to nitrogen ratio, and the photosynthetic capacity of the Dinoflagellate *Gymnodinium splendens*.

Mar. Biol., 62, 81-89.

DERMERS, S., THERRIAULT, J. C., 1987.

Resuspension in the shallow sublittoral zone of a microtidal estuarine environment : Wind influence.

Limnol. Oceanogr., 32 (2), 327-339.

DIPPNER, J. W., 1993.

A lagrangian model of phytoplankton growth dynamics for the Northern Adriatic Sea.

Cont. Shelf Res., 13 (2/3), 331-355.

DORTCH, Q., WHITLEDGE, T. E., 1992.

Does nitrogen or silicon limit phytoplankton production in the Mississippi River plume and nearby regions ?

Cont. Shelf Res., 12, 1293-1309.

DUPONT, J. P., LAFITTE, R., 1986.

Importance et rôle du matériel organique vivant et inerte dans les suspensions de la Baie de Seine.

La Baie de Seine (GRECO-MANCHE)- Université de Caen, 24-26 avril 1985. IFREMER, Actes de colloques n°4, 1986, 155-162.

ELMGREN, R., 1989.

Man's impact on the ecosystem of the Baltic sea : energy flows today and at the turn of the century.

Ambio, 18, 326-332.

EPPLEY, R. W., 1972.

Temperature and phytoplankton growth in the sea.

Fish. Bull., 70, 1063-1085.

EPPLEY, R. W., ROGERS, J. N., McCARTHY, J. J., 1969.

Half-saturation constants for uptake of nitrate and ammonium by marine phytoplankton.
Limnol. Oceanogr., 14, 912-920.

ESCARAVAGE, V., PRINS, T. C., NIJDAM, C., SMAAL, A. C., PEETERS, J. C. H., 1995.

The response of phytoplankton communities to N-input reduction results from mesocosm experiments.
ICES Annual Science Conference ; C. M. 1995/T:10. 16 p.

FISCHER, T. R., CARLSON, P. R., BARBER, R. T., 1982.

Sediment nutrient regeneration in three North Carolina estuaries.
Estuar. Coast. Shelf Sci., 14, 101-116.

FOFONOFF, N. P., 1962.

Physical properties of sea-water.

In : N.M. Hill, Ed., *The Sea*. Vol. 1, Interscience Publishers of John Wiley and Sons, New York, 3-30.

FRANSZ, H. G., VERHAGEN, J. H. G., 1985.

Modelling research on the production cycle of phytoplankton in the southern bight of the North Sea in relation to riverborne nutrient loads.
Neth. J. Sea Res., 19, 241-250.

FRENETTE, R., DHATT, G., TANGUY, J.M., 1992.

A three-dimensional finite element sediment transport model.

Sediment management. 5th International symposium on river sedimentation, Karlsruhe, 1992. Proceedings, vol. 1, 365-374.

GARNIER, J., BILLEN, G., BERTHE T., PHILIPPON, X., VALERY, C., 1998.

Etude du cycle de l'azote dans l'estuaire de la Seine : nitrification, dénitrification et production de N₂O.

Programme scientifique Seine-aval, Rapport final par laboratoire, Thème : Fonctionnement microbiologique et contrôle de l'oxygénation, Rapport 1997/FIN-2, juin 1998, 39-54.

GINOT, V., 1990.

Modélisation de l'évolution nyctémérale de l'oxygène dissous en étang.

Thèse de l'université Claude Bernard - LYON I, 235 p.

GLANGEAUD, L., 1938.

Transport et sédimentation dans l'estuaire et à l'embouchure de la Gironde (caractères pétrographiques des formations fluviales, saumâtres, littorales et rétriques).

Bull. Soc. Geol. Française, 5ème série, vol. 8, 149-157.

GODEFROY, D., ETOURNEAU, C., SCHNEPF, G., 1997.

Quantification des apports par les eaux douces en baie des Veys : azote, phosphore, matières en suspension, colimétrie.

IFREMER, Agence de l'Eau Seine-Normandie, rapport interne, 124 p.

GUILLAUD, J. F., 1993.

Les apports en sels nutritifs dans l'estuaire de la Seine.
IFREMER, Rapport interne DEL/93.04/BREST, 32 p.

GUILLAUD, J. F., MENESGUEN, A., 1998.

Modélisation sur vingt ans (1976-1995) de la production phytoplanctonique en baie de Seine (France).
Oceanol. Acta, 21 (6), (in press).

HARRISON, P. J., HU, M. H., YANG, Y. P., LU, X., 1990.

Phosphate limitation in estuarine and coastal waters of China.
J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 140, 79-87.

HEANEY, S. I., EPPLEY, R. W., 1981.

Light, temperature and nitrogen as interacting factors affecting diel vertical migrations of dinoflagellates in culture.
J. Plankt. Res., vol. 3, n°2, 331-344.

HOCH, T., 1995.

Modélisation du cycle biogéochimique des éléments limitant la production biologique en Manche (N, P, Si).
Thèse de l'université de Paris VII, 205 p.

HOCH, T., 1997.

Modelling pelagic food web and primary production in the English Channel.
Oceanol. Acta, 21 (6), à paraître.

HOFMANN, E. E., AMBLER, J. W., 1988.

Plankton dynamics on the outer southeastern U. S. continental shelf. Part II : A time-dependant biological model.
J. Mar. Res., 46, 883-917.

HOLDREN, G. C., ARMSTRONG, D. E., 1980.

Factors affecting phosphorus release from intact lake sediment cores.
Environ. Sci. Technol., 14, 79-87.

I.O.S. - Institute of Oceanographic Sciences, 1987.

Geochemical studies in the English Channel.
Cruise report n°192, Natural Environment Research Council Eds, 40 p.

IVLEV, V. S., 1955.

Experimental Ecology of the feeding of fishes.
New Haven : Yale University Press.

JENKIN, P. M., 1937.

Oxygen production by the diatom *Coscinodiscus excentricus* Ehr. in relation to submarine illumination in the English Channel.
J. Mar. Biol. Ass. U. K., 22, 301-343.

JOHNSON, B., KIM, K., HEATH, R., HSIEH, B., BUTLER, L., 1993.

Validation of a three-dimensional hydrodynamic model of Chesapeake Bay.
J. Hydr. Engrg, ASCE, 199 (1), 2-20.

JORGENSEN, S. E., 1979.

Handbook of environmental data and ecological parameters. Editor in chief S. E. Jorgensen, Vaerloese (Langkaer vaenge 9DK 3500 Danemark) : International Society for Ecological Modelling, XLVIII, 1162 p.

JORGENSEN, B. B., REVSBECH, N. P., 1985.

Diffusive boundary layers and the oxygen uptake of sediments and detritus.
Limnol. Oceanogr., 30 (1), 111-122.

KAMYKOWSKI, D., 1981

Laboratory experiments on the diurnal vertical migration of marine dinoflagellates through temperature gradients.
Mar. Biol., 62, 57-64.

LABIB, W., HALIM, Y., 1995.

Diel vertical migration and toxicity of *Alexandrium minutum* Halim red tide, in Alexandria, Egypt.
Mar. Life, vol. 5 (1), 11-17.

LACROIX, G., 1998.

Simulation de l'écosystème pélagique de la mer Ligure à l'aide d'un modèle unidimensionnel. Etude du bilan de matière et de la variabilité saisonnière, interannuelle et spatiale. Thèse de l'université Pierre et Marie Curie, Paris VI, Université de Liège, 256 p.

LAFITTE, R., DUPONT, J. P., LAMBOY, M., 1986.

Stratégie d'étude des suspensions mise en oeuvre en Baie de Seine.
La Baie de Seine (GRECO-MANCHE)- Université de Caen, 24-26 avril 1985. IFREMER, Actes de colloques n°4, 1986, 135-144.

LARSONNEUR, C., 1971.

Manche centrale et baie de Seine, géologie du substratum et des dépôts meubles.
Thèse de l'Université de Caen, 394 p.

LASSUS, P., MAGGI, P., PRONIEWSKI, F., TRUQUET, P., NIZARD, G., 1991.

Distribution verticale de *Dinophysis* spp au cours d'un cycle de 48 heures dans le port d'Antifer (Normandie).
IFREMER, Rapport interne, DRO-91-04-MR, 28 p.

LASSUS, P., PRONIEWSKI, F., MAGGI, P., TRUQUET, P., BARDOUIL, M., 1993.

Wind-induced toxic blooms of *Dinophysis cf. acuminata* in the Antifer area (France).
In *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea*. (Smayda T. J. and Shimizu Y. Eds). Elsevier Science Publishers B. V., 1993, 519-523.

LAZURE, P., SALOMON, J. C., 1991.

Coupled 2-D and 3-D modelling of coastal hydrodynamics.
Oceanol. Acta, 14, 2, 173-180.

LEENDERSTE, J. J., GRITTON, E. C., 1971.

A water quality simulation model for well mixed estuaries and coastal seas. II, Computational procedures.
The Rand Corporation, 53 p.

LE FEVRE-LEHOËRFF, G., ERARD-LE DENN, E., ARZUL, G., 1993.

Planktonic ecosystems in the channel. Trophic relations.
Oceanol. Acta, 16, 661-670.

LEHFELD, R., BLOSS, S., 1988.

Algebraic turbulence model for stratified tidal flows.
In *Physical Processes in Estuaries*, edited by J. Donkers and W. Van Leussen, 278-291,
Springer-Verlag, New York, 1988.

LE HIR, P., L'YAVANC, J., 1986.

Observations de courant en Baie de Seine.
La Baie de Seine (GRECO-MANCHE)- Université de Caen, 24-26 avril 1985. IFREMER,
Actes de colloques n°4, 1986, 25-34.

LE HIR, P., SALOMON, J. C., LE PROVOST, C., CHABERT D'HIERES G., MAUVAIS, J. L., 1986.

Approche de la circulation résiduelle en Baie de Seine.
La Baie de Seine (GRECO-MANCHE)- Université de Caen, 24-26 avril 1985. IFREMER,
Actes de colloques n°4, 1986, 63-72.

LE GRAND, J., 1994.

Bilan du réseau de surveillance phytoplanctonique en Normandie (1989-1992).
IFREMER, Rapport interne DEL / 94.09 / Port-en-Bessin, 72 p.

LEONARD, B. P., 1988.

Simple high-accuracy resolution program for convective modelling of discontinuities.
Int. J. Numer. Methods Fluids, 8, 1291-1318.

LE PAPE, O., 1996.

Modélisation des cycles biogéochimiques des éléments limitant la production phytoplanctonique en rade de Brest.
Thèse de l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes (France), 195 p.

LOIZEAU, V., 1993.

Modélisation de la bioaccumulation des PCB dans un réseau trophique simple en baie de Seine.
Thèse de l'université d'Aix-Marseille II (France), 214 p.

McISSAC, J. L., DUGDALE, R. C., 1969.

The kinetics of nitrate and ammonia uptake by natural populations of marine phytoplankton.
Deep-Sea Res., 16, 45-57.

MALONE, T. C., CROCKER, L. H., PIKE, S. E., WENDELLER, B. W., 1988.

Influence of river flow on the dynamics of plankton production in partially stratified estuary.
Mar. Ecol. Progr. Ser., 48, 235-249.

MANOHA, B., LEPEINTRE, F., PECHON, P., 1992.

Le modèle TELEMAC-3D pour les écoulements tridimensionnels : De nouvelles perspectives pour les études d'environnement.
Hydroécologie Appliquée, tome 4, vol. 1, 13-20.

MARINELLI, R. L., 1994.

Effects of burrow ventilation on activities of a terebelid polychaete and silicate removal from sediment pore water.
Limnol. Oceanogr., 39 (2), 303-317.

MELLOR, G. L., YAMADA, T., 1974.

A hierarchy of turbulence closure models for planetary boundary layers.
J. Atmos. Sci., 31, 1791-1806.

MELLOR, G. L., YAMADA, T., 1982.

Development of a turbulence closure model for geophysical fluid problems.
Rev. Geophys., 20, 851-875.

MENESGUEN, A., 1991.

« ELISE », an interactive software for modelling complex aquatic ecosystems.
Computer modelling in ocean engineering. Arcilla A.S., Pastor M., Zienkiewicz O.C. and Schrefler B.A., eds, Balkema, Rotterdam, 87-94.

MENESGUEN, A., 1992.

Modelling coastal eutrophication : The case of French Ulva mass blooms.
In *Marine Coastal Eutrophication*, Vollenweider R. A., Marchetti r., Viviani R. (eds.), symp. on Marine Coastal Eutrophication, Bologna (Italy), 21-24 March 1990, 979-992.

MENESGUEN, A., GUILLAUD, J. F., AMINOT, A., HOCH, T., 1995.

Modelling the eutrophication process in a river plume : The Seine case study (France).
Ophelia, 42, 205-255.

MENESGUEN, A., HOCH, T., 1997.

Modelling the biogeochemical cycles of elements limiting primary production in the English Channel. I. Role of thermohaline stratification.
Mar. Ecol. Prog. Ser., 146, 173-188.

MENESGUEN, A., SALOMON, J. C., 1988.

Eutrophication modelling as a tool for fighting against Ulva coastal mass blooms.
Computer modelling in ocean engineering, Schrefler & Zienkiewicz eds, Balkema, Rotterdam, 443-450.

MERCERON, M., 1988.

Baie de Vilaine : juillet 82, mortalité massive de poissons.
Equinoxe, 21, 4-9.

MOLL, A., 1998.

Regional distribution of primary production in the North Sea simulated by a three-dimensional model.
J. Mar. Systems, 16, 151-170.

MUNK, W. H., ANDERSON, E. R., 1948.

Notes on a theory of the thermocline.
J. Mar. Res., 7, 276-295.

NIILER, P. P., KRAUS, E. B., 1977.

One-dimensional models of the upper ocean.
In *Modelling and prediction of the upper layers of the ocean*. Kraus E. B. (ed.), Proceeding of a NATO advanced study institute, Pergamon Press, 145-172.

NUNES VAZ, R. A., SIMPSON, J. H., 1994.

Turbulence closure modeling of estuarine stratification.
J. Geoph. Res., 99, C8, 143-160.

NÜRNBERG, G., PETERS, R. H., 1984.

The importance of internal phosphorus load to the eutrophication of lakes with anoxic hypolimnia.
Verh. Int. Ver. Limnol., 22, 190-194.

ORBI, A., SALOMON, J. C., 1988.

Dynamique de marée dans le golfe normand-breton.
Oceanol. Acta, 11, 1, 55-64.

PAASCHE, E., 1973.

Silicon and the ecology of marine plankton diatoms. II Silicate-uptake kinetics in five diatom species.
Mar. Biol., 19, 262-269.

PACANOWSKI, R. C., PHILANDER, S. G. H., 1981.

Parametrization of vertical mixing in numerical models of tropical oceans.
J. Phys. Ocenogr., 11, 1443-1451.

PENNOCK, R. D., SHARP, J. H., 1994.

Temporal alternation between light and nutrient limitation of phytoplankton production in a coastal plain estuary.
Mar. Ecol. Prog. Ser., 111, 275-288.

PIGEON, C., VERET, L., 1988.

L'algue unicellulaire toxique *Dinophysis acuminata* sur le site d'Antifer.
Rapport MST, Laboratoire Municipal du Havre (France), 51 p.

PRIEUR, L., SATHYENDRANATH, S., 1981.

An optical classification of coastal and oceanic waters based on the specific spectral absorption curves of phytoplankton pigments, dissolved organic matter, and other particulate materials.

Limnol. Oceanogr., 26 (4), 671-689.

RADACH, G., 1992.

Ecosystem functioning in the German Bight under continental nutrient inputs by river.

Estuaries, 15, 477-496.

RADACH, G., MOLL, A., 1993.

Estimation of the variability of production by simulating annual cycles of phytoplankton in the central North Sea.

Prog. Oceanogr., 31, 339-419.

RAILLARD, O., MENESGUEN, A., 1994.

An ecosystem box model for estimating the carrying capacity of a microtidal shellfish system.

Mar. Ecol. Progr. Ser., 115, 117-130.

REDFIELD, A. C., KETCHUM, B. H., RICHARDS, F.A., 1963.

The influence of organisms on the composition of sea water.

In *The Sea*, V.2, M. N. Hill, ed. Interscience, 26-77.

RILEY, M. J., STEFAN, H. G., 1988.

Minlake : A dynamic lake water quality simulation model.

Ecol. Model., 43, 155-182.

R.N.O. - Réseau National d'Observation de la qualité du Milieu Marin, 1976 à 1984.

Receuil des observations - Campagnes 1976-1984.

Ministère de l'Environnement - CNEXO.

ROBINSON, I. S., 1983.

Tidally induced residual flows

In *Physical oceanography of coastal and shelf seas*, B. Johns (editor), Elsevier Oceanography Series, 35, 321-356.

RODI, W., 1993.

Turbulence models and their application in hydraulics. a state-of-the-art review.

IAHR Monograph. A. A. Balkema, Rotterdam, Brookfield, 1993.

SALOMON, J. C., BRETON, M., 1991.

Courants résiduels de marée dans la Manche.

Oceanol. Acta, Proceedings of the International Colloquium on the environment of epicontinental seas, Lille, 20-22 March, 1990, 11, 47-53.

SCHOLLHORN, E., GRANALI, E., 1993.

Is the increase of flagellates in coastal waters caused by changes in ratio of N, P and Si ?
In *Toxic phytoplankton Blooms in the Sea*. (Smayda T. J. and Shimizu Y. Eds), Elsevier Science Publishers B. V., 811-817.

SFRISO, A., PAVONI, B., MARCOMINI, A., 1989.

Macroalgae and phytoplankton standing crops in the central Venice lagoon : Primary production and nutrient balance.
Sci. Total Envir., 80, 139-159.

SHENG PETER, Y., 1990.

Evolution of a three-dimensional curvilinear-grid hydrodynamic model for estuaries, lakes and coastal waters : CH3D.
Estuarine and coastal modelling, ASCE, 1990.

S.H.O.M. - SERVICE HYDROGRAPHIQUE ET OCÉANOGRAPHIQUE DE LA MARINE, 1998.

Annuaire des marées.
Ports de France, tome 1, 192 p.

SILVA JACINTO, R., 1997.

Action des Vagues sur les estrans et vasières. Application à l'embouchure de la Seine.
Agence de l'Eau Seine-Normandie, 91 p.

SILVA JACINTO, R., BESSINETON, C., LEVOY, F., VEDIEU, C., LESOURD, S., ROUSSET, H., BENOÎT, L., JESTIN, H., MONFORT, O., 1998.

Dynamique des sédiments fins entre le chenal principal et les vasières dans l'estuaire aval.
Programme scientifique Seine aval, Thème : Hydrodynamique et transport sédimentaire, Rapport 1997/FIN-1, avril 1998, 98-111.

SMAYDA, T. J., 1990.

Novel and nuisance phytoplankton blooms in the Sea : evidence for a global epidemic.
Toxic Marine Phytoplankton, Granéli E. ed, Elsevier Science Publishing Co., New York, 29-40.

SOMMER, U., 1995.

Eutrophication related changes in phytoplankton species composition : is there a role of nutrient competition ?
ICES Annual Science Conference ; C. M. 1995/T : 7. 6 p.

STEELE, J. H., 1962.

Environmental control of photosynthesis in the sea.
Limnol. Oceanogr., 7 (2), 137-150.

STEELE, J. H., HENDERSON, E. W., 1992.

The role of predation in plankton model.
J. Plankt. Res., 14 (1), 157-172.

TAPPIN, A. D., 1988.

Studies of trace metals in the shelf waters of the British Isles.
Thesis, University of Southampton, 332 p.

TAYLOR, A. H., HARBOUR, D. S., HARRIS, R. P., BURKILL, P. H., EDWARDS, E. S., 1993.

Seasonal succession in the pelagic ecosystem of the North Atlantic and the utilization of nitrogen.
J. Plankt. Res., 15, 8, 875-891.

TETT, P., 1990.

A three layer vertical and microbiological process model for shelf seas.
Proudman Oceanographic Laboratory, Report n°14, 84 p.

THOMPSON, R. O. R. Y., 1980.

Efficiency of conversion of kinetic energy to potential energy by a breaking internal gravity wave.
J. Geophys. Res., 85, 6631-6635.

THOUVENIN, B., LE HIR, P., MAURICE, L., ROMANA, L. A., 1996.

Synthèse des études relatives à la modélisation de l'oxygène dissous dans l'estuaire de la Loire.
Estuaire de la Loire, Rapports de synthèse de l'APEEL, 1984-1994, II, Qualité des eaux, 61-104.

TUSSEAU, M. H., 1996.

Modélisation des variations saisonnières des cycles biogéochimiques du Golfe du Lion.
Thèse de l'université de Paris VI, 283 p.

ULLMAN, W. J., ALLER, R. C., 1982.

Diffusion coefficients in nearshore marine sediments.
Limnol. Oceanogr., 27 (3), 552-556.

VAN DER KUUR, P., ROELFZEMA, A., VERBOOM, G. K., 1989.

The three-dimensional programme Trisula with curvilinear orthogonal coordinates.
Advances in water modelling and measurement, BHRA, The fluid engineering centre, Cranfield, Bedford, MK43 0AJ, 135-147.

VARELLA, R. A., CRUZADO, A., TINTORE, J., LADONA, E. G., 1992.

Modelling the deep-chlorophyll maximum : A coupled physical-biological approach.
J. Mar. Res., 50, 441-463.

VESTED, H. J., BARETTA, J. B., EKEBJAERG, L. C., LABROSSE, A., 1996.

Coupling of hydrodynamical transport and ecological models for 2D horizontal flow.
J. Mar. Systems, 8, 255-267.

VIDEAU, C., 1995.

Facteurs nutritifs limitant laproduction primaire en baie de Seine. Synthèse des résultats des campagnes BIOSEINE et NUTRISEINE (1993-1994).

Contrat universitaire CR9 94 2 43 24 05 DEL/CMCN, Université de Bretagne Occidentale, 58 p.

VIDEAU, C., 1996.

Vitesse de sédimentation et quota cellulaire de populations naturelles de diatomées.

IFREMER, Université de Bretagne Occidentale, contrat universitaire CR9 96 2 43, 21 p.

WEIYAN, T., 1992.

Shallow water hydrodynamics.

Elsevier Oceanography Series, 55. Water & Power Press Beijing, China, Elsevier, Amsterdam.

YAMADA, H., KAYAMA, M., 1987.

Liberation of Nitrogenous compounds from bottom sediments and effect of bioturbation by small bivalve, *Theora lata* (Hinds).

Estuar. Coast. Shelf Sci., 24, 539-555.

Annexes

Annexe 1 : Comparaisons mesures-modèle entre 1976 et 1984 au point 4 du RNO

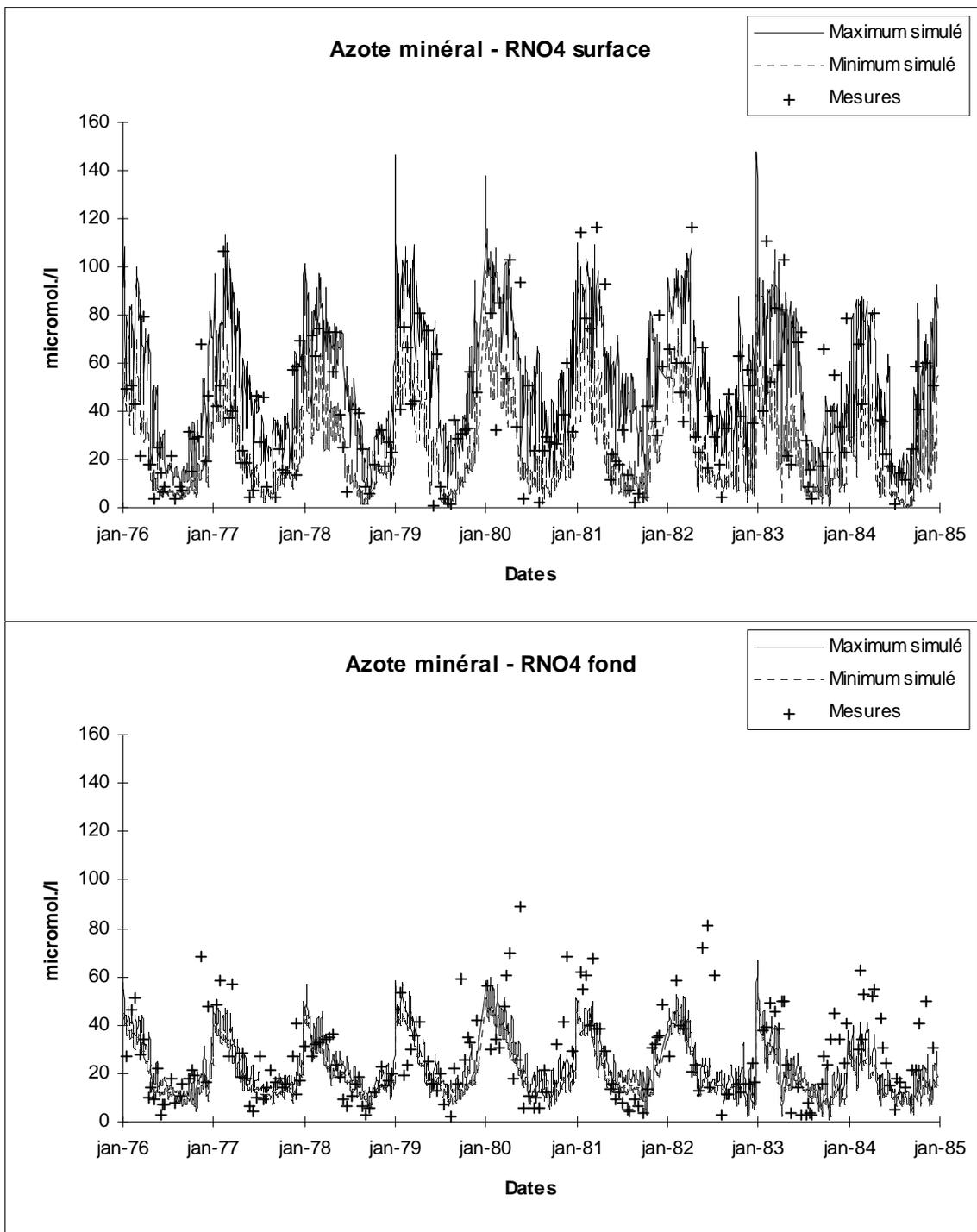


Figure A1-1 : Comparaison entre azote minéral dissous simulée et mesurée au point RNO2 de 1976 à 1984.

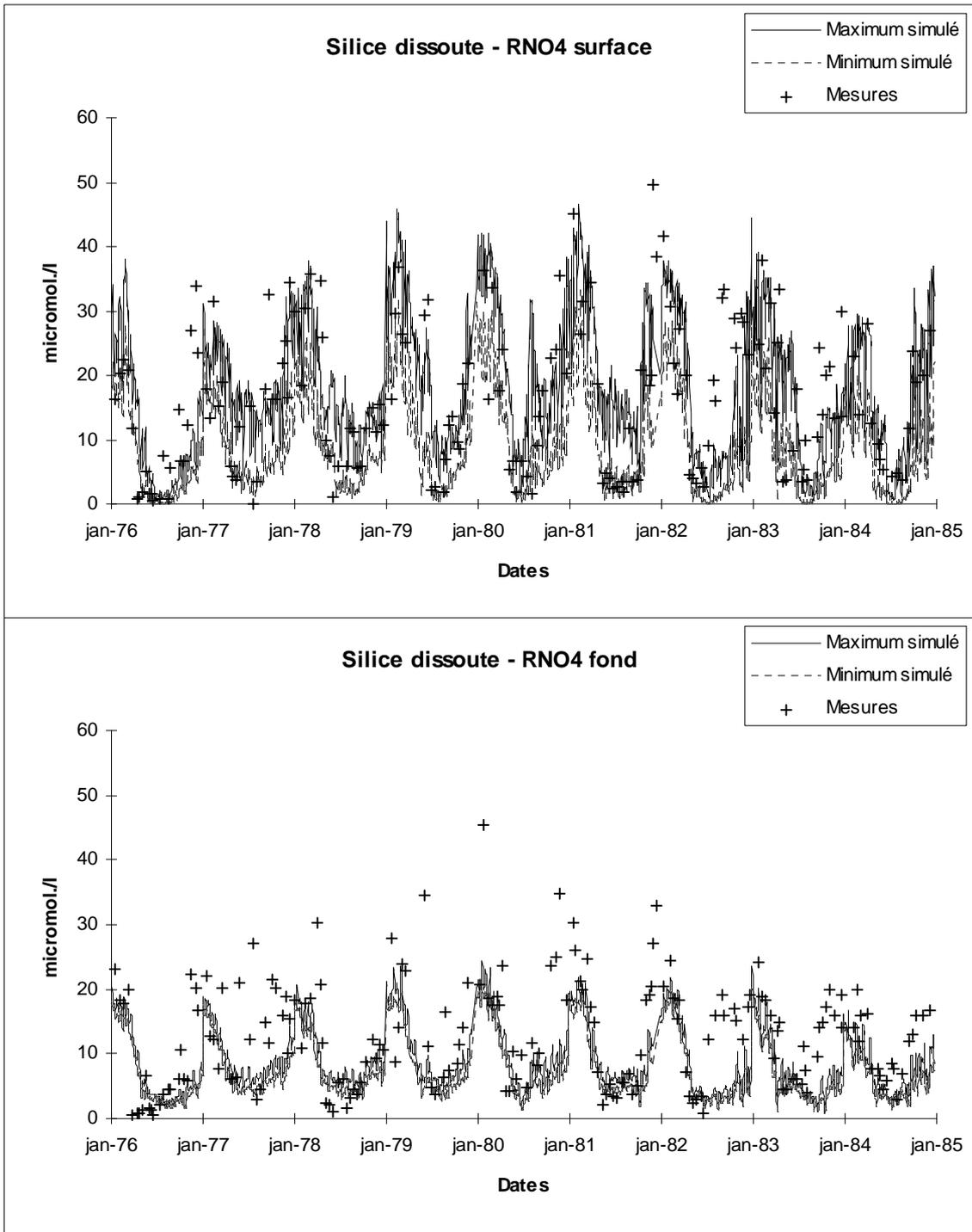


Figure A1-2 : Comparaison entre la silice dissoute simulée et mesurée au point RNO2 de 1976 à 1984.

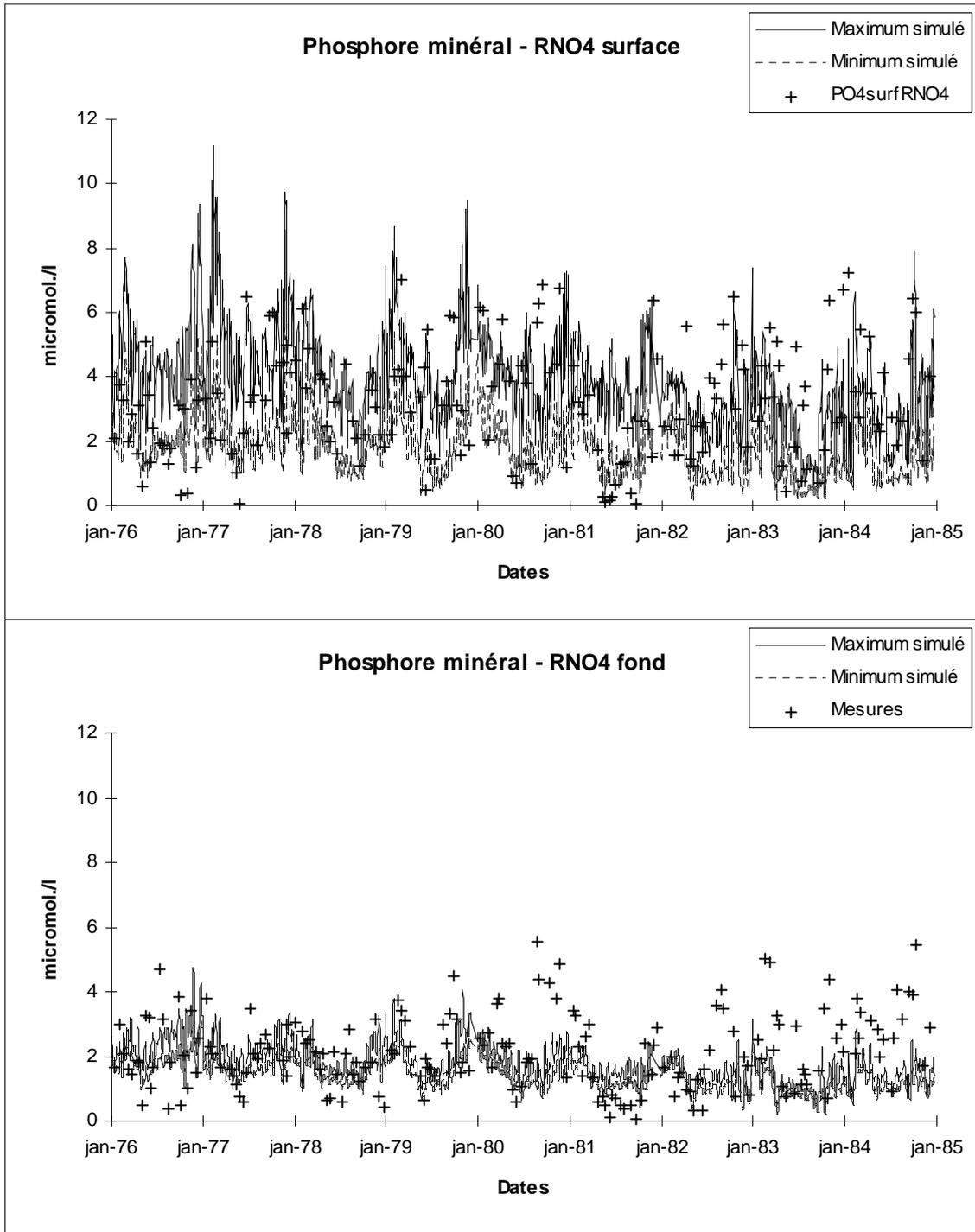


Figure A1-3 : Comparaison entre le phosphate dissous simulée et mesurée au point RNO2 de 1976 à 1984.

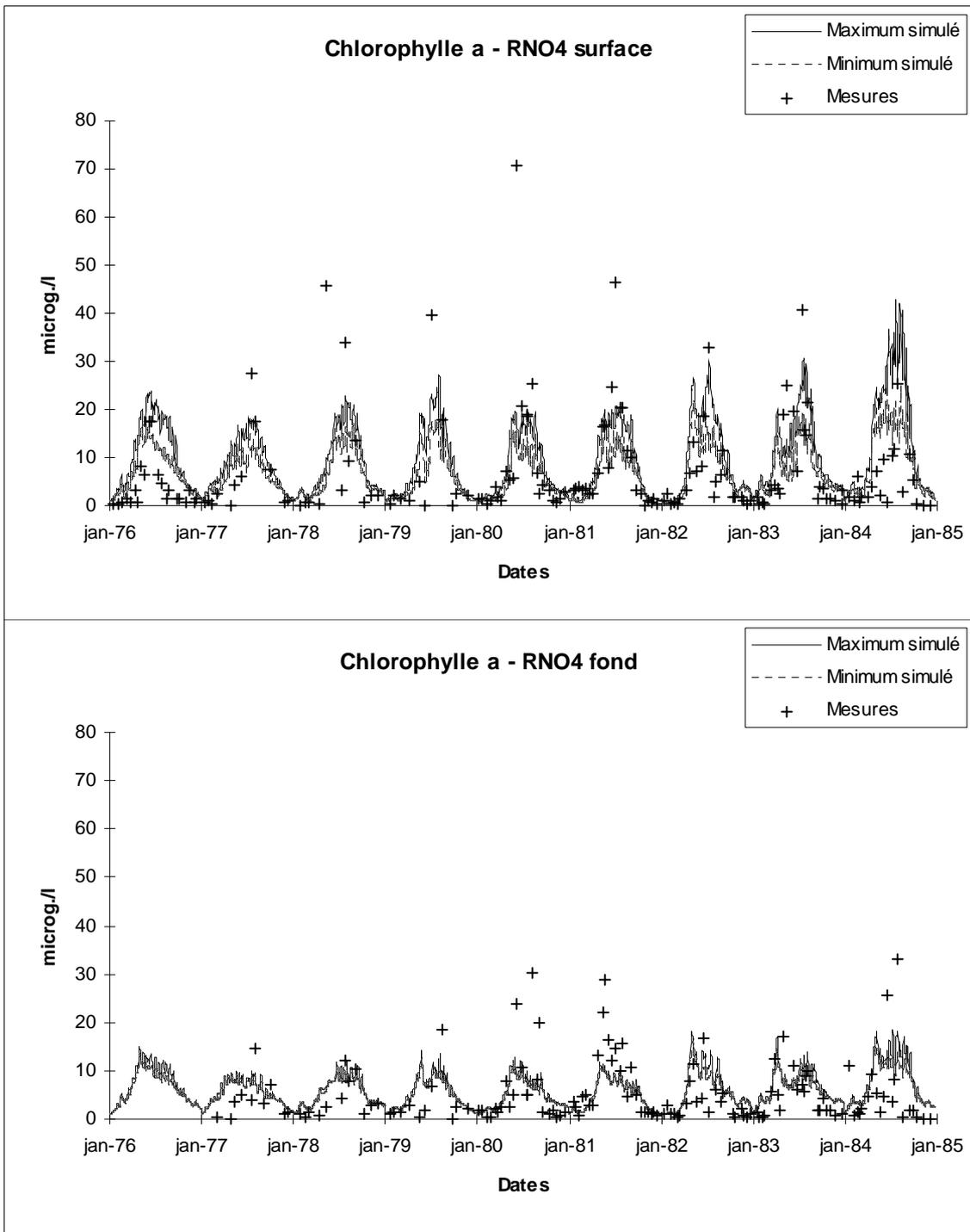


Figure A1-4 : Comparaison entre chlorophylle a simulée et mesurée au point RNO2 de 1976 à 1984.

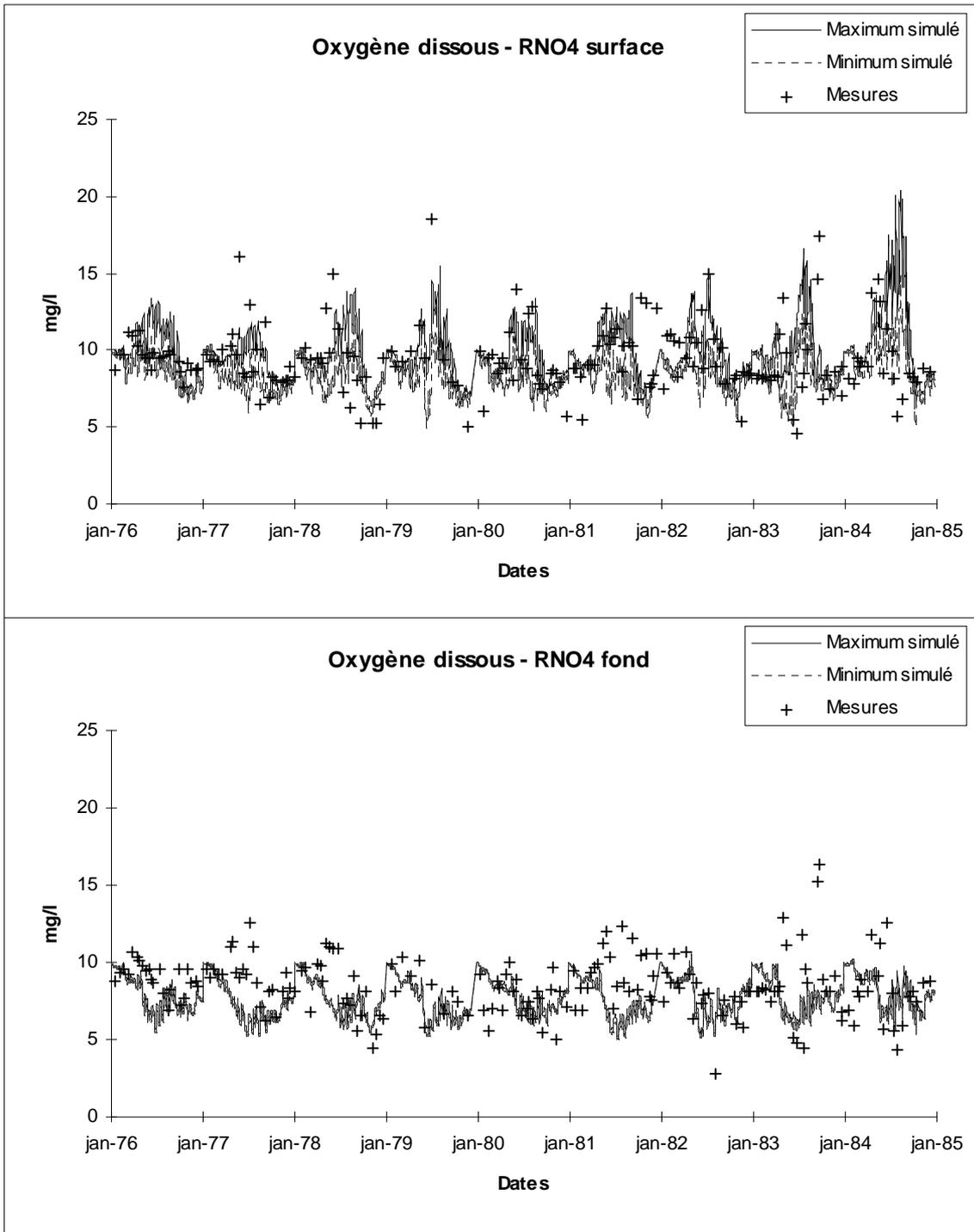


Figure A1-5 : Comparaison entre oxygène dissous simulée et mesurée au point RNO2 de 1976 à 1984.

Annexe 2 : Evolution simulée des sels nutritifs, de la chlorophylle et de l'oxygène dissous dans l'eau au point 4 du RNO.

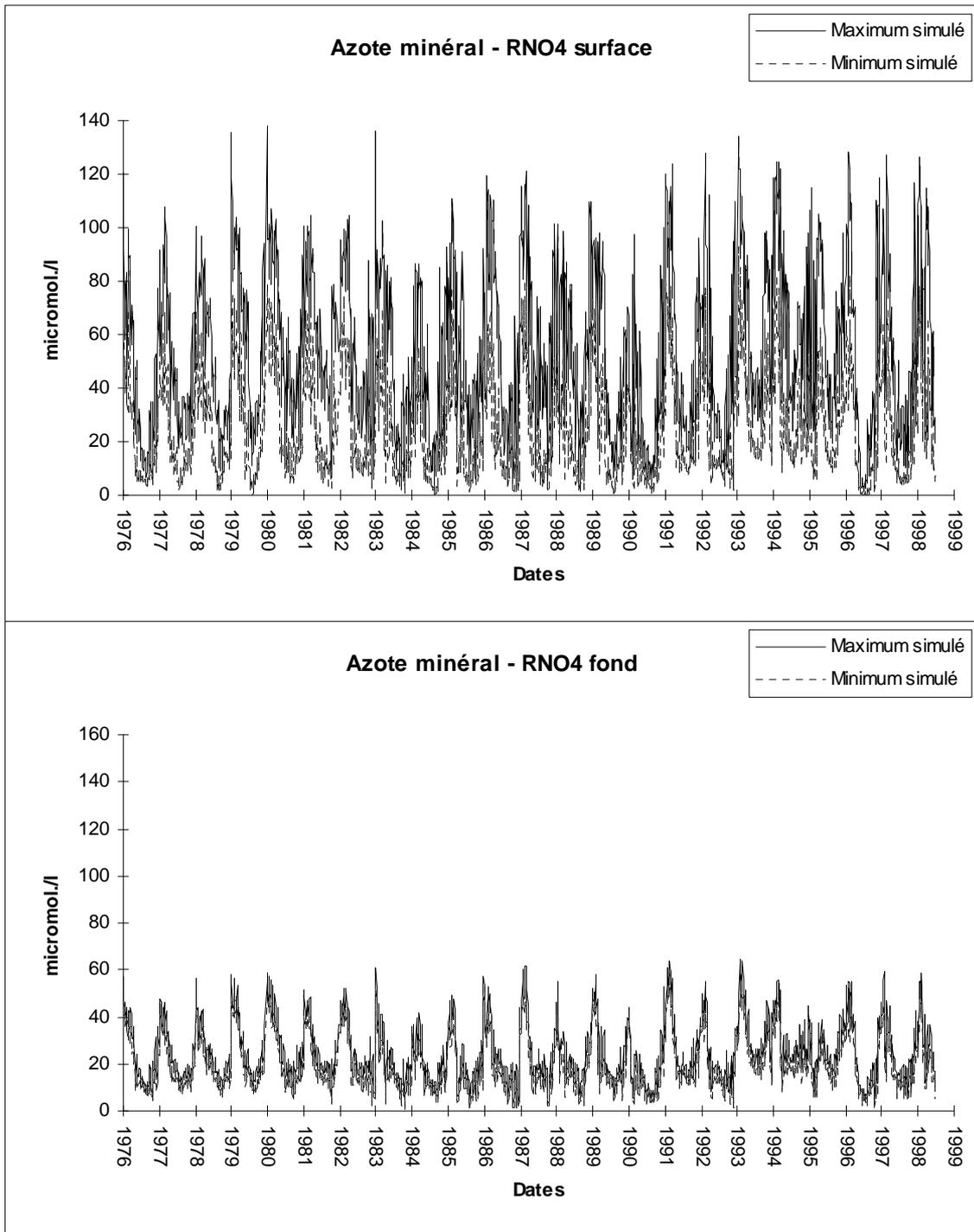


Figure A2-1 : Evolution simulée des concentrations en azote en surface et au fond au point 4 du RNO, de 1976 à 1997

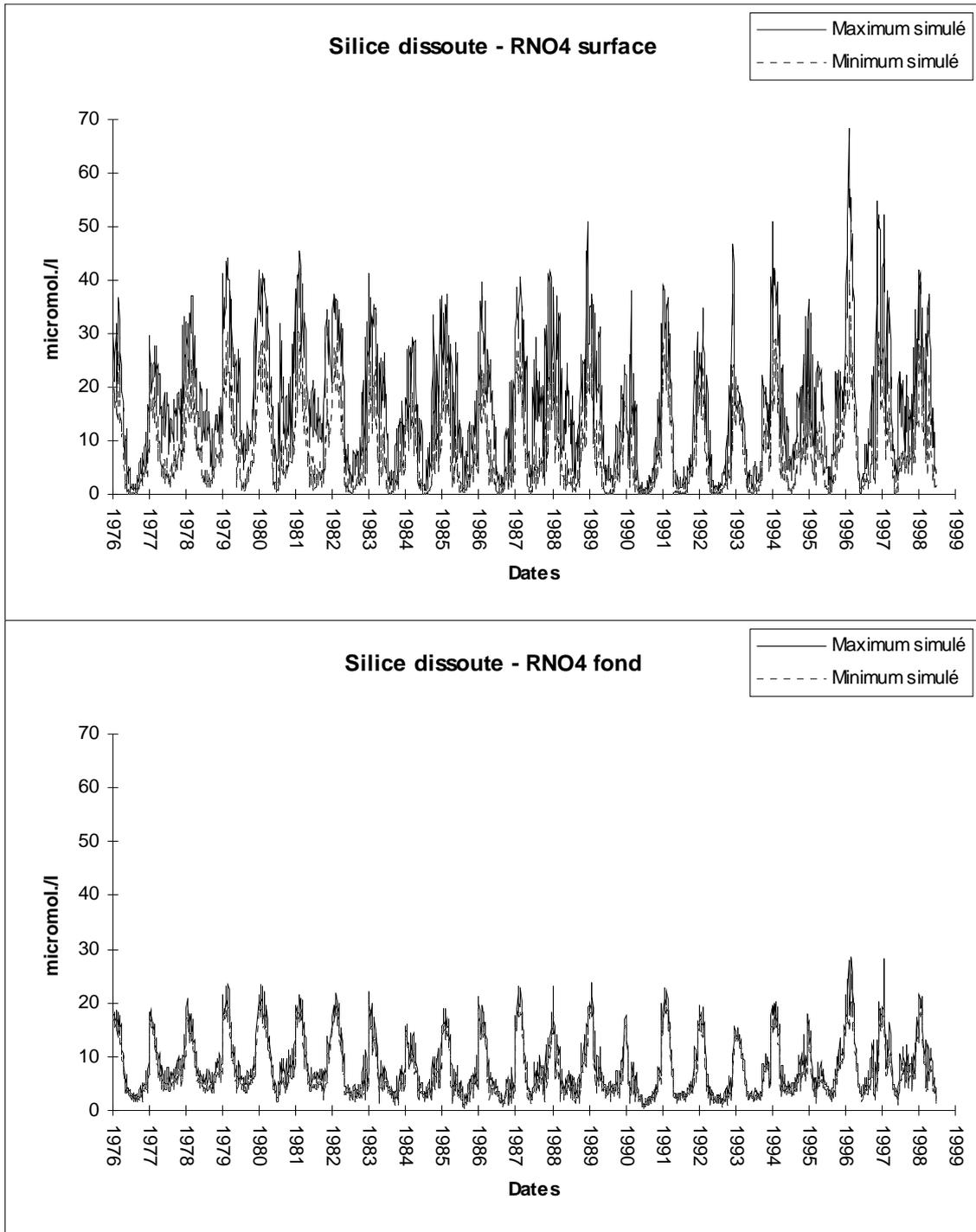


Figure A2-2 : Evolution simulée des concentrations en silicium en surface et au fond au point 4 du RNO, de 1976 à 1997

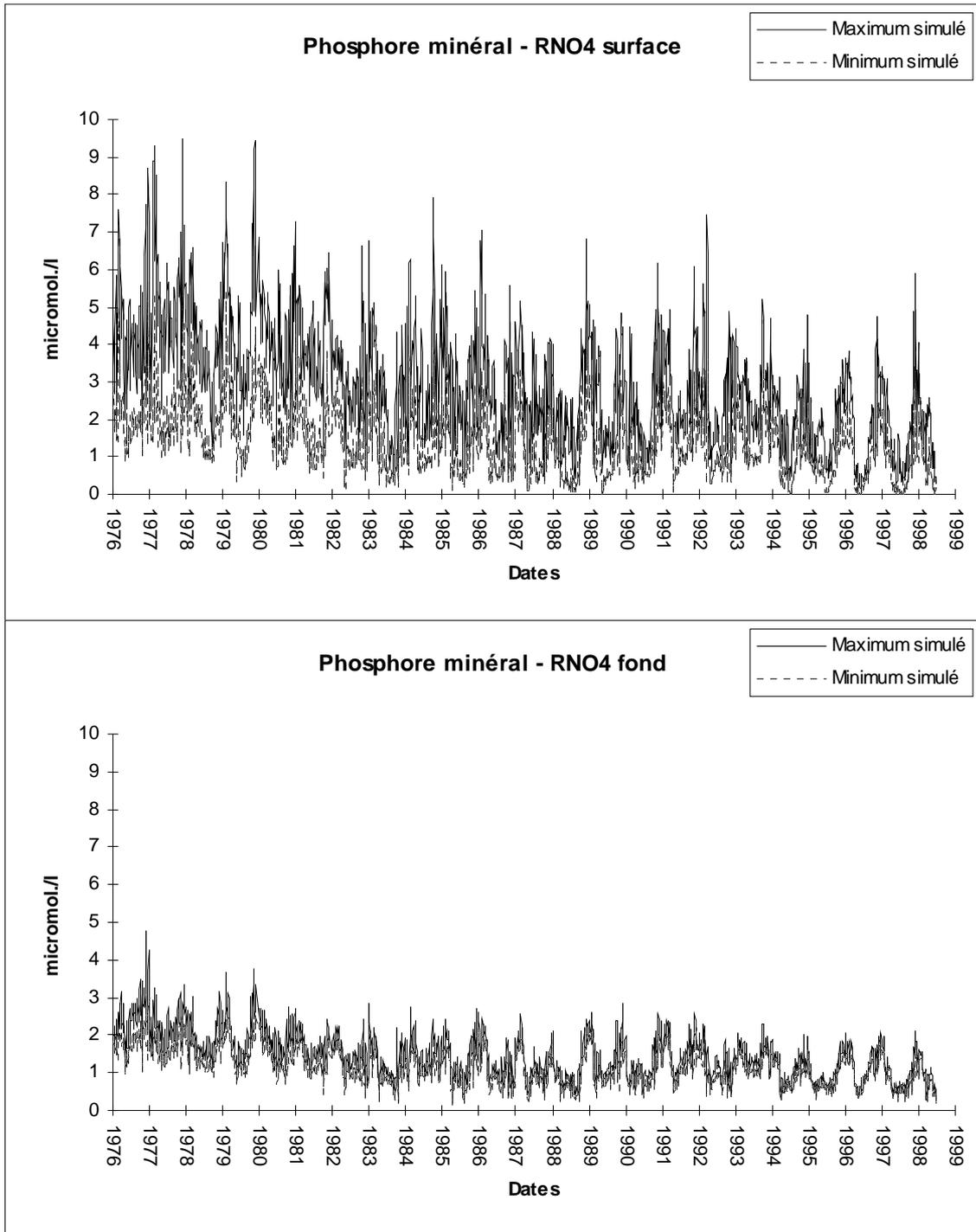


Figure A2-3 : Evolution simulée des concentrations en phosphate en surface et au fond au point 4 du RNO, de 1976 à 1997

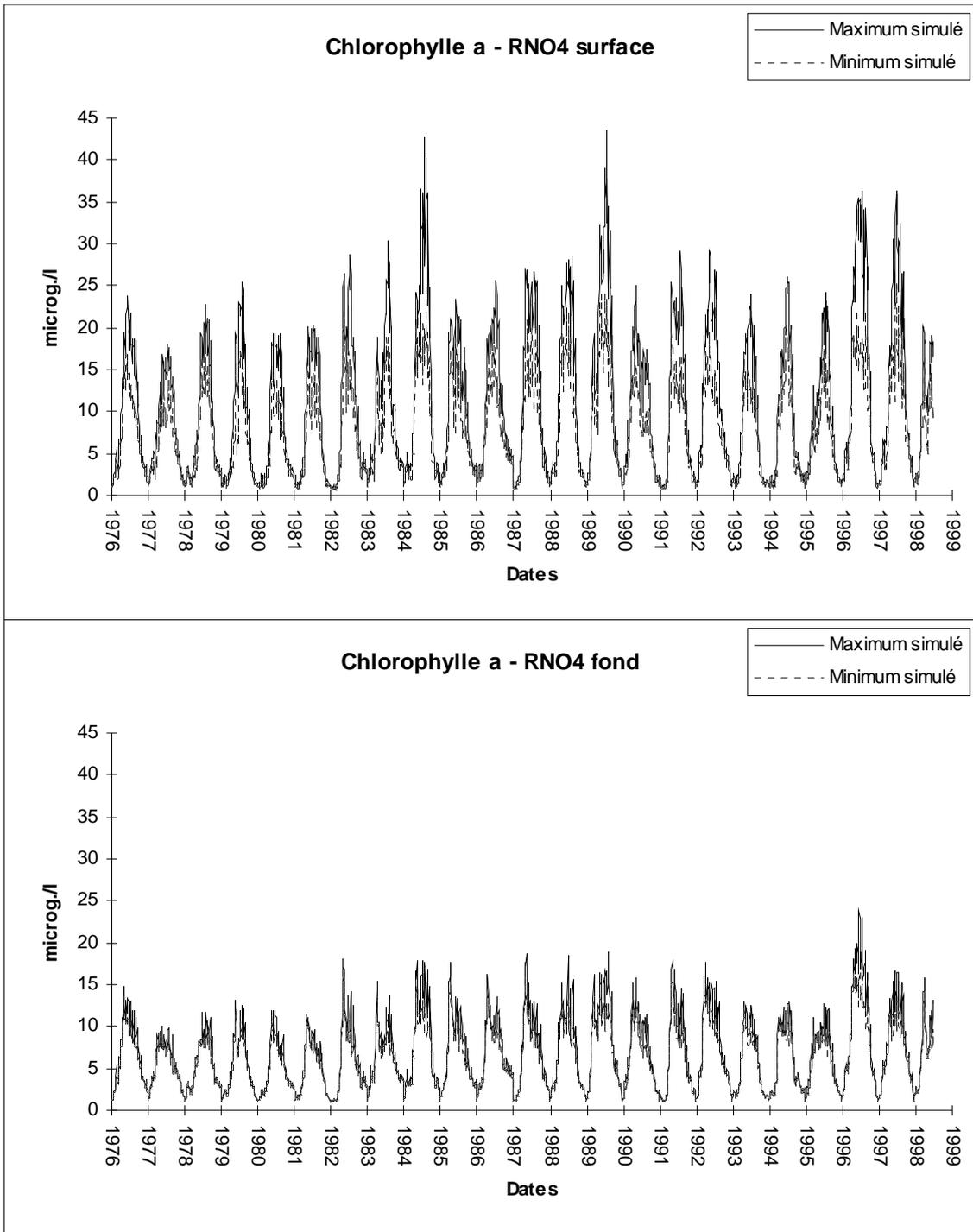


Figure A2-4 : Evolution simulée des concentrations en chlorophylle a en surface et au fond au point 4 du RNO, de 1976 à 1997

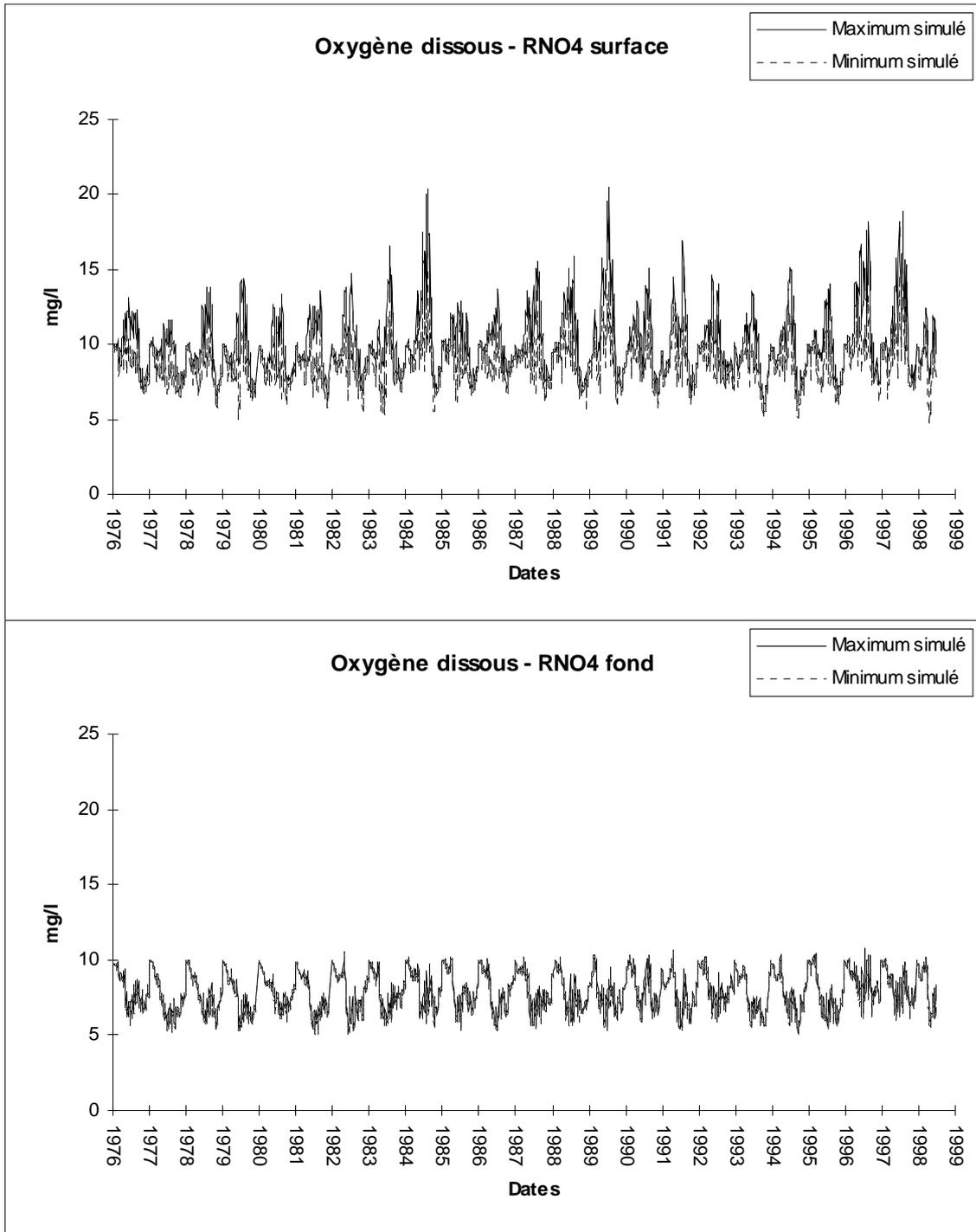


Figure A2-5 : Evolution simulée des concentrations en oxygène dissous en surface et au fond au point 4 du RNO, de 1976 à 1997

Annexe 3 : liste des figures

Chapitre 1

Figure 1-1 : Evolution de la production phytoplanctonique en fonction de l'intensité lumineuse reçue pour différentes espèces (in Bougis, 1974).

Figure 1-2 : Répartition saisonnière de quatre diatomées à Port-Erin (in Bougis, 1974).

Figure 1-3 : Succession détaillée des espèces de diatomées au large de Roscoff déterminée par Grall et Jacques (1964).

Figure 1-4 : Schéma conceptuel du cycle des éléments nutritifs en milieu marin

Figure 1-5 : Découpage de la Mer du Nord en boîte vu par le modèle ERSEM (Baretta *et al.*, 1994)

Figure 1-6 : Schéma conceptuel du modèle écologique ERSEM (Baretta *et al.*, 1994)

Figure 1-7 : Schéma conceptuel du modèle écologique MIKE21 EU (Baretta *et al.*, 1994).

Figure 1-8 : Résultat de simulation du modèle ERSEM pour l'année 1985 (Baretta *et al.*, 1994).

Figure 1-9 : Concentration en chlorophylle a calculée par le modèle MIKE 21 EU (Baretta *et al.*, 1994).

Figure 1-10 : Maillage curvilinéaire de la baie de Chesapeake : modèle CH3D-WES (Johnson *et al.*, 1993).

Figure 1-11 : Cycles du carbone (a), de l'azote (b), du phosphore (c) et de la silice (d) simulés grâce au modèle CE-QUAL-ICM (Cerco *et al.*, 1993).

Figure 1-12 : Processus sédimentaire pris en compte dans le modèle CE-QUAL-ICM (Cerco *et al.*, 1993).

Chapitre 2

Figure 2-1 : Localisation de la baie de Seine et de l'estuaire de la Seine.

Figure 2-2 : Hodographes des vitesses en baie de Seine (un point pour chaque valeur horaire) (Le Hir et L'Yavanc., 1986).

Figure 2-2 : Schéma de circulation résiduelle en baie de Seine d'après Le Hir et al. (1986).

Figure 2-4 : Différence de salinité (PSS) entre le fond et la surface en situation de basse mer mesurée lors de diverses campagnes (Aminot *et al.*, 1997)

Figure 2-5 : Coupes verticales de salinité dans l'estuaire de la Seine pour différentes conditions de débits et de marées (Avoine, 1981).

Figure 2-6 : Position mesurée de l'isohaline 33 PSS en surface à basse mer pour 4 situations de débits (Aminot *et al.*, 1997).

Figure 2-7 : Panache de salinité mesuré en surface et au fond entre le 8 et le 14 mars 1979 (Aminot *et al.*, 1997).

Figure 2-8 : Evolution de la moyenne mensuelle de la température de surface en Manche entre avril et juillet 1998 (d'après le Remote Sensing Data Analysis Service (RSDAS), Plymouth).

Figure 2-9 : Carte des sédiments superficiels en baie de Seine (extrait de la carte sédimentaire de la Manche ; Larsonneur, 1979)

Figure 2-10 : Teneur en calcaire des sédiments (a) et répartition granulométrique (b) en baie de Seine orientale (Avoine, 1981).

Figure 2-11 : Position de l'isoplèthe 5 NTU pour différentes conditions de débits de la Seine (Aminot *et al.*, 1997).

Figure 2-12 : Répartition mesurée des sels nutritifs en baie de Seine entre le 8 et le 14 mars 1979 (Aminot *et al.*, 1997)

Figure 2-13 : Distributions géographiques typiques de la chlorophylle a en baie de Seine (Aminot *et al.*, 1997).

Figure 2-14 : Position du port pétrolier d'Antifer (Lassus *et al.*, 1993).

Figure 2-15 : Répartition des densités cellulaires de dinophysis entre le cap de la Hève et Antifer en 1987 (Lassus *et al.* 1993)

Figure 2-16 : Evolution des sels nutritifs et de la chlorophylle a aux points 2 et 4 du RNO.

Figure 2-17 : Débit de la Seine mesuré à Poses (a) et salinité mesurée au point RNO2 (b) au cours de l'année 1983.

Chapitre 3

Figure 3-1 : Représentation schématique d'une rivière dans le modèle en considérant les largeurs moyennes réelles.

Figure 3-2 : Représentation schématique de la dimension verticale dans le maillage et position des différents points de calcul.

Figure 3-3 : Maillage horizontal irrégulier de la baie de Seine et position des points (L1 à L8) servant au calcul des hauteurs d'eau à la limite marine du modèle.

Figure 3-4 : Coupe verticale depuis Tancarville jusqu'au milieu de la baie permettant de visualiser le découpage en couches. H : profondeur par rapport au niveau de référence ; ζ : niveau de la surface libre par rapport au niveau de référence ; dz : épaisseur des mailles selon la direction verticale.

Chapitre 4

Figure 4-1 : Localisation de l'ensemble des points de mesures ayant été utilisés pour la calibration et la validation du modèle.

Figure 4-2 : Comparaison entre marée simulée (trait) et marée mesurée (points) en 2 points de la baie de Seine

Figure 4-3 : Comparaison entre marée simulée (trait), marée mesurée (points) et marée reconstituée (croix) au point 2

Figure 4-4 : Comparaison entre marée simulée (trait) et marée mesurée (points) en 3 points de la Seine

Figure 4-5 : Superposition des courbes de marée simulée (trait) et mesurée (points) en 3 points de l'estuaire de la Seine au cours d'un cycle de marée et en période de vive eau.

Figure 4-6 : Champs de courants instantanés de surface simulés, au flot (a) et au jusant (b)

Figure 4-7 : Comparaison entre courant simulé (trait) et courant mesuré (points) en surface (a) et au fond (b) au point 3

Figure 4-8 : comparaison entre courant de surface simulé (trait) et mesuré (points) au point 4

Figure 4-9 : Champ de vitesse résiduelle lagrangienne moyen sur la verticale obtenu avec le modèle 3D (a) et zoom sur les trajectoires résiduelle obtenues en baie de Seine par Salomon et Breton (1991) à partir d'un modèle 2D de la Manche (b).

Figure 4-10 : Coupes verticales de salinité simulées et mesurées à l'embouchure à pleine mer (a) et à basse mer (b).

Figure 4-11 : Comparaison entre panache de salinité surface-fond simulé et mesuré. Situation de basse mer.

Figure 4-12 : Courants résiduels eulériens surface et fond simulé à l'embouchure.

Figure 4-13 : effet du vent sur la forme du panache de salinité de surface.

Figure 4-14 : Comparaison entre salinité simulée (trait) et salinité mesurée (points) au point RNO2 en surface et au fond pour l'année 1983

Figure 4-15 : Comparaison entre la salinité simulée (trait) et la salinité mesurée par la station MAREL au niveau de Honfleur entre le 19/07/97 et le 08/08/97.

Figure 4-16 : Comparaison entre la salinité simulée (trait) et la salinité mesurée par la station MAREL au niveau de Honfleur entre le 09/08/97 et le 28/08/97.

Figure 4-17 : Comparaison entre température simulée (trait) et température mesurée (points) au point RNO2 pour l'année 1983

Figure 4-18 : Comparaison entre la température simulée (trait) et la température mesurée par la station MAREL au niveau de Honfleur pour l'année 1997.

Figure 4-19 : Comparaison entre température de surface mesurée par satellite (A) et température de surface simulée (B) le 19 mai 1998

Figure 4-20 : Comparaison entre le diagramme MES-salinité de surface calculé (losanges) et mesuré (croix) en mars 1979.

Figure 4-21 : Comparaison entre le diagramme MES-salinité de surface calculé (losanges) et mesuré (croix) en avril 1994.

Figure 4-22 : Comparaison MES simulée et MES mesurée au point RNO2 pour l'année 1978.

Figure 4-23 : Comparaison entre les matières en suspension simulées (trait) et les matières en suspension mesurées par la station MAREL au niveau de Honfleur pour l'année 1997.

Figure 4-24 : Comparaison entre les matières en suspension simulées (trait) et les matières en suspension mesurées par la station MAREL au niveau de Honfleur entre le 19/07/97 et le 08/08/97.

Figure 4-25 : Dépôts simulés (kg/m²) au 30/12/1994 à l'issue d'une année de simulation.

Figure 4-26 : Carte des dépôts mesurés en baie de Seine orientale (Avoine *et al.*, 1996).

Figure 4-27 : Tension de frottement maximale (N/m²) en vive-eau (coefficient 90).

Figure 4-28 : Evolution simulée (trait) et mesurée (points) de l'azote minéral en surface et au fond aux points 2 et 4 du RNO pour l'année 1983

Figure 4-29 : Evolution simulée (trait) et mesurée (points) du silicium en surface et au fond aux points 2 et 4 du RNO pour l'année 1983

Figure 4-30 : Evolution simulée (trait) et mesurée (points) du phosphate en surface et au fond aux points 2 et 4 du RNO pour l'année 1983

Figure 4-31 : Evolution simulée (trait) et mesurée (points) de la chlorophylle a en surface et au fond aux points 2 et 4 du RNO pour l'année 1983

Figure 4-32 : Evolution simulée (trait) et mesurée (points) de l'oxygène en surface et au fond aux points 2 et 4 du RNO pour l'année 1983

Figure 4-33 : Evolution de la chlorophylle a et du zooplancton en surface aux points 2 et 4 du RNO pour l'année 1983.

Figure 4-34 : Maximum de flagellés simulé (A) et date du maximum de flagellés (B) pour l'année 1983.

Figure 4-35 : Comparaison entre azote minéral dissous simulée et mesurée au point RNO2 de 1976 à 1984.

Figure 4-36 : Comparaison entre la silice dissoute simulée et mesurée au point RNO2 de 1976 à 1984.

Figure 4-37 : Comparaison entre le phosphate dissous simulée et mesurée au point RNO2 de 1976 à 1984.

Figure 4-38 : Comparaison entre chlorophylle a simulée et mesurée au point RNO2 de 1976 à 1984.

Figure 4-39 : Comparaison entre oxygène dissous simulée et mesurée au point RNO2 de 1976 à 1984.

Figure 4-40 : Evolution simulée (trait) et mesurée (points) du nitrate, de l'ammonium et du phosphate en surface dans l'avant-port du Havre.

Figure 4-41 : Evolution simulée (trait) et mesurée (points) de la salinité et des matières en suspension en surface dans l'avant-port du Havre.

Figure 4-42 : Evolution simulée (trait) et mesurée (points) de la chlorophylle a et de l'oxygène dissous en surface dans l'avant-port du Havre.

Figure 4-43 : Concentrations simulées le long du cours de la Seine entre Poses (Pk 202) et Honfleur (Pk 355) de l'ammonium, du nitrate et de l'oxygène en septembre 1993.

Figure 4-44 : Comparaison des cartes de nitrate simulé et mesuré en baie de Seine.

Figure 4-45 : Comparaison des cartes de phosphate simulé et mesuré en baie de Seine.

Figure 4-46 : Comparaison des cartes de silicium simulé et mesuré en baie de Seine.

Figure 4-47 : Comparaison des cartes de chlorophylle a simulée et mesurée en baie de Seine.

Figure 4-48 : Comparaison des cartes de salinité simulée et mesurée en baie de Seine.

Figure 4-49 : Phosphore organique détritique en suspension dans le panache au cours de l'année 1992

Figure 4-50 : Phosphore organique détritique simulé (trait) et mesuré (points) dans les sédiments de la côte du Calvados au cours de l'année 1992

Figure 4-51 : Phosphate échangeable en suspension dans le panache au cours de l'année 1992

Figure 4-52 : Phosphate échangeable dans les sédiments à l'embouchure au cours de l'année 1992

Figure 4-53 : Position des point du REPHY en Baie de Seine. Les points entourés sont ceux retenus pour la comparaison avec les résultats du modèle.

Figure 4-54 : Evolution simulée et mesurée des flagellés le long de la cote du Calvados de 1987 à 1997.

Figure 4-55 : Comparaison entre la date d'apparition du maximum de flagellés mesurée et simulée entre 1987 et 1997 le long de la côte du Calvados.

Chapitre 5

Figure 5-1 : Maximum absolu simulé de diatomées ($\mu\text{g/l}$ de chlorophylle a) pour 4 années différentes.

Figure 5-2 : Date d'apparition (jours Julien) des maximums simulés de diatomées pour 4 années.

Figure 5-3 : Evolution des diatomées simulées au cours de l'année 1978.

Figure 5-4 : Panache de M.E.S. de surface simulé au printemps et à l'été 1978.

Figure 5-5 : Coupe verticale dans le panache de la Seine : Concentration simulée en diatomées le 06/05/92.

Figure 5-6 : Maximum absolu de flagellés ($\mu\text{mol/l}$ d'azote phytoplanctonique) simulé pour 4 années différentes.

Figure 5-7 : Date d'apparition (jours Julien) des maximums absolus pour 4 années.

Figure 5-8 : Coupe verticale dans le panache : concentration de flagellés (a) et salinité (b) simulée fin juillet 1992.

Figure 5-9 : coupe verticale de densité et de concentration en Dinophysis dans le panache de la Seine, mesurées au cours de la campagne DINOSEINE 1 de juillet 1994 (Gentien, com. pers.).

Figure 5-10 : coupe verticale de densité et de concentration en Dinophysis dans le panache de la Seine, simulée grâce au modèle 3D : période correspondant à la campagne DINOSEINE 1 de juillet 1994.

Figure 5-11 : Insolation moyenne et flux moyens d'azote, phosphate et silice dissoute entre juin et septembre pour les années 1986, 1989, 1993 et 1995. Les barres noires identifient les années de développement de flagellés au sud.

Figure 5-12 : Rapport Si/N et Si/P des apports moyens estivaux de la Seine pour les années 1986, 1989, 1993, 1995. Les barres noires identifient les années de développement de flagellés au sud.

Figure 5-13 : Rapport Si/N et Si/P dans les apports estivaux de la Seine entre 1976 et 1997. Les barres noires identifient les années où le modèle simule de fortes concentrations en flagellés le long de la cote du Calvados.

Figure 5-14 : Maximum absolu des flagellés obtenu en simulant l'année 1986 avec les apports de l'année 1989.

Figure 5-15 : Limitation de la croissance des diatomées dans le panache par les 3 sels nutritifs.

Figure 5-16 : Limitation de la croissance des diatomées au large par les 3 sels nutritifs.

Figure 5-17 : Limitation de la croissance des flagellés par les sels nutritifs dans le panache pour l'année 1995.

Figure 5-18 : Limitation de la croissance des flagellés par les sels nutritifs au large pour l'année 1995.

Figure 5-19 : Limitation de la croissance des diatomées dans le panache pour l'année 1978.

Figure 5-20 : Limitation de la croissance des diatomées et des flagellés par la lumière dans le panache et au large.

Figure 5-21 : Production totale sur l'année 1993 (g m⁻² an⁻¹ de C) pour les diatomées (a) et les flagellés (b).

Figure 5-22 : Limites de la zone de calcul de la production phytoplanctonique dans le panache.

Figure 5-23 : Evolution de la production phytoplanctonique (a) et de la moyenne du maximum de chlorophylle (b) sur la zone du panache.

Figure 5-24 : Découpage de la baie de Seine en 7 compartiments pour le calcul des productions phytoplanctonique.

Figure 5-25 : Evolution de la production phytoplanctonique (a) et de la concentration maximale moyenne de chlorophylle (b) dans les 7 compartiments entre 1976 et 1997.

Figure 5-26 : Evolution simulée des concentrations en azote en surface et au fond au point 2 du RNO, de 1976 à 1997.

Figure 5-27 : Evolution simulée des concentrations en phosphate en surface et au fond au point 2 du RNO, de 1976 à 1997.

Figure 5-28 : Evolution simulée des concentrations en silicium en surface et au fond au point 2 du RNO, de 1976 à 1997.

Figure 5-29 : Evolution simulée des concentrations en chlorophylle a en surface et au fond au point 2 du RNO, de 1976 à 1997.

Figure 5-30 : Evolution simulée des concentrations en oxygène dissous en surface et au fond au point 2 du RNO, de 1976 à 1997.

Figure 5-31 : Evolution du minimum annuel moyen d'oxygène par compartiment entre 1976 et 1997.

Figure 5-32 : Impact de la réduction des apports d'azote (a) et de phosphate (b) par la Seine en termes de réduction de la production phytoplanctonique.

Figure 5-33 : Limitation de la croissance des diatomées par les sels nutritifs dans le panache pour les différents scénarios de réduction des apports d'azote et de phosphate par la Seine.

Figure 5-34 : Limitation de la croissance des flagellés par les sels nutritifs dans le panache pour les différents scénarios de réduction des apports d'azote et de phosphate par la Seine.

Figure 5-35 : Variation de la concentration en chlorophylle a dans le panache en fonction des réductions d'apports d'azote (a) et de phosphate (b).

Figure 5-36 : variation de la concentration d'oxygène en fonction de la variation des apports en C1.

Annexe 4 : liste des tableaux

Chapitre 2

Tableau 2-1 : Evolution des flux de phosphate sur 20 ans à Poses et à Rouen.

Chapitre 3

Tableau 3-1 : définition et unité des variables d'états du modèle.

Chapitre 4

Tableau 4-1 : Paramètres relatifs au compartiment sédimentaire.

Tableau 4-2 : Paramètres relatifs aux compartiments phytoplanctoniques

Tableau 4-3 : Paramètres relatifs au compartiment zooplanctonique

Tableau 4-4 : Paramètres relatifs au compartiment adsorbé

Tableau 4-5 : Paramètres relatifs au compartiment détritique particulaire dans l'eau et le sédiment

Tableau 4-6 : Paramètres relatifs à la production et la consommation d'oxygène

Tableau 4-7 : Flagellés apparût en plus forte concentration sur la côte du Calvados entre 1987 et 1997 (Données REPHY).

Chapitre 5

Tableau 5-1 : Pourcentage de variation de la production des flagellés pour une modification de plus ou moins 50% de la valeur de K_{NDINO} et K_{PDINO} par rapport à la valeur initiale.

Modelling the fate in water and sediment of the main elements (N, P, Si) brought by the Seine river into the bay of Seine.

The Bay of Seine is a coastal ecosystem submitted to a large river input (Seine river), which brings important quantities of nutrients. This nutrient enrichment leads to frequent eutrophication events and, from the beginning of the eighties, regular toxic phytoplanktonic (*Dynophysis*) blooms are observed.

In order to study the nutrient cycles (nitrogen, phosphorus, silica) and their contribution to phytoplanktonic stock regulation, a three dimensional model has been developed, based on the coupling between an hydrodynamic part taking into account sediment dynamics (SAM-3D) and an ecological part, which accounts for the main biological compartments and processes.

This model is able to reproduce the main physical and biological characteristics of the ecosystem. The study of the phytoplanktonic growth limiting factors has shown the influence of light limitation in the Seine plume due to high concentrations of suspended matter but also quantified the limitation by each of the three nutrients. In spite of nitrogen loading increase during the last twenty years, no phytoplanktonic stock increase has been observed. This may be explained by the phosphorus loading reduction during the same period : the model shows the reversing influence of nitrogen and phosphorus limitations. Furthermore, according to the model results, it seems that flagellate occurrence in the bay (which some species should be toxic) is highly correlated with low Si/N and Si/P ratio in the Seine river inputs.

Finally, thanks to the model, nitrogen and phosphorus loading reductions have been tested to estimate their impact on phytoplanktonic production.

RESUME :

La baie de Seine est une zone très enrichie en sels nutritifs apportés par la Seine. Cet enrichissement du milieu entraîne l'apparition de fortes biomasses phytoplanctoniques, caractéristiques des zones eutrophisées. En outre, depuis le début des années 80, la détection régulière de phytoplancton toxique (*Dinophysis*) oblige à une surveillance du milieu en période estivale.

Afin d'étudier le cycle des éléments nutritifs (azote, phosphore, silicium) et de comprendre comment ils contribuent au contrôle de la production phytoplanctonique en baie de Seine, un modèle tridimensionnel de l'écosystème a été développé. Le modèle est formé d'une partie hydrosédimentaire (modèle SAM-3D) et d'une partie écologique considérant les principaux compartiments formant l'écosystème (sels nutritifs, phytoplancton, zooplancton,...).

Le modèle écologique de la baie de Seine s'est avéré capable de reproduire convenablement les principales caractéristiques physiques et biologiques de l'écosystème. L'étude des facteurs limitant la croissance phytoplanctonique montre, d'une part, le rôle important de la lumière dans la zone du panache à proximité de l'estuaire où les turbidités sont fortes et, d'autre part, le rôle respectif des 3 sels nutritifs. Malgré l'augmentation des apports d'azote au cours des 20 dernières années, il n'y a pas eu d'augmentation notable des biomasses phytoplanctoniques. La diminution des apports de phosphate durant la même période explique ce phénomène et le modèle met en évidence une inversion de l'effet limitant de l'azote et du phosphate dans le panache au cours de cette période. De plus, il semble, d'après le modèle, que la présence importante de flagellés en baie de Seine soit fortement corrélée aux faibles rapports Si/N et Si/P dans les apports de la Seine.

Enfin, l'étude, grâce au modèle, de scénarios de réduction d'apports d'azote et de phosphate par la Seine, a permis d'estimer l'impact respectif des 2 types de réductions sur la production phytoplanctonique.

DISCIPLINE : Terre Enveloppe Fluide

MOTS-CLES :

Modèles mathématiques ; Hydrodynamique ; Sédiments (géologie) ; Eutrophisation ; Nutriments ; Diatomées ; Dinoflagellés ; Seine, Baie de (France).

INTITULE ET ADRESSE DE L'U.F.R. OU DU LABORATOIRE :

IFREMER, Centre de Brest, Laboratoire « Eutrophisation et Bioaccumulation », B.P. 70, 29280 Plouzané.

UFR Sciences de la Terre et de l'Aménagement Régional, Esplanade de la Paix, 14032 Caen Cedex.