

Rapport Seine-Aval 4



NEREIS

Nutrient Export Role on Eutrophication.
Indicators and model scenarios.



Garnier J., le Gendre R., Passy P., Paris F., Billen G., Callens J., Cugier P., Tronquart O., Romero E., Riou P.



Septembre 2012

Seine-Aval
GROUPEMENT D'INTÉRÊT PUBLIC



GIP Seine-Aval
Pôle Régional des Savoirs
115 Bd de l'Europe
76 100 - Rouen

tel : 02 35 08 37 64
<http://www.seine-aval.fr>

Nutrient Export Role on Eutrophisation. Indicators and model scenarios

NEREIS

(Nymphes marines, filles de Nérée et de Doris, nom emprunté pour les attribuer à des animaux marins)

Josette Garnier¹, Romain le Gendre², Paul Passy¹, François Paris¹⁻², Gilles Billen¹, Julie Callens¹,
Philippe Cugier³, Olivier Tronquart¹, Estela Romero¹, Philippe Riou²

*avec la participation de Benjamin Mercier, Anun Martinez, Florence Nédélec, Céline Amsaleg et
Annet Laverman*

¹ CNRS-Université Pierre et Marie Curie, UMR 7619 Sisyphe, 75005 Paris, France

² IFREMER, Laboratoire Environnement et Ressources de Normandie, F-14520 Port en Bessin, France

³ IFREMER, Département Dynamiques de l'Environnement Côtier, Laboratoire d'Écologie Benthique, F-29280
Plouzané, France

Sommaire

Résumé

1. Introduction

2. Les modèles et la chaîne de modélisation

2.1. La chaîne de modélisation

2.2. Le modèle Seneque/Riverstrahler

2.2.1. *Caractéristiques du Riverstrahler/SENEQUE*

2.2.2. *Les développements du modèle*

2.3. Le modèle ECO-MARS3D

2.3.1. *Caractéristiques des deux configurations du modèle marin*

2.3.2. *Caractéristiques des deux configurations du modèle marin*

3. Les mesures et les validations

3.1. Contexte Européen

3.2. Validation du modèle Seneque/Riverstrahler

3.2.1. *Les rivières normandes*

3.2.2. *La Seine*

3.3. Validation des emprises ECO-MARS3D

3.3.1. *Hydrodynamique*

3.3.2. *Dynamique sédimentaire et représentation du bouchon vaseux*

3.3.3. *Nutriments et production primaire*

3.3.4. *Validation qualitative et indirecte sur des événements toxiques*

3.4. Le phytoplancton en Baie de Seine : 10 ans de données en chlorophylle, *Pseudo-Nitzschia* et *Dinophysis*

4. Comment combattre l'eutrophisation ? Exploration de scénarios

4.1. Impact des scénarios en termes de flux de nutriments

4.2. Impact sur le milieu marin

4.2.1. *Effets sur les moyennes inter-annuelles en chlorophylle*

4.2.2. *Effets sur les principales classes de phytoplancton*

4.2.3. *Impact des scénarios sur l'extension spatio-temporelle des blooms (préliminaire ou perspective)*

5. Conclusions et perspectives ; questionnements nouveaux

6. Retombées opérationnelles

7. Références

8. Activités liées au projet

8.1. Participations à colloques

8.2. Articles soumis, en cours ou prévus

8.3. Réunions de travail

Résumé

L'eutrophisation des eaux de la Seine, de l'estuaire et de la Baie de Seine, mais aussi de la Manche est un sujet de préoccupation croissante. En effet, d'énormes apports d'éléments nutritifs provenant de la Seine, en azote surtout, en excès par rapport au phosphore et à la silice sont déversés à la zone côtière, de sorte que les concentrations en chlorophylle peuvent atteindre des valeurs anormalement élevées. En outre, des efflorescences de dinoflagellés et de diatomées toxiques sont observées épisodiquement.

Pour mieux comprendre les liens entre les processus écologiques et les activités humaines dans le continuum aquatique, deux modèles ont été couplés après avoir fait l'objet de développements. Le modèle (SENEQUE/RIVERSTRAHLER), qui permet de quantifier les transferts et transformations des nutriments (N, P, Si) et le développement du phytoplancton à l'échelle du bassin versant, en fonction des contraintes telles que l'hydrologie, les apports ponctuels (domestiques) et diffus (agriculture). Le modèle hydrodynamique et écologique (ECOMARS-3D), décliné sous deux emprises, Baie de Seine et Manche, décrit les variations spatio-temporelles de la stratification thermo-haline, du transport des nutriments et de la production primaire. Ces emprises marines couvrent pour la première l'intégralité de la Manche (avec une résolution de 2km) et constitue pour la seconde un zoom sur la Baie de Seine (résolution de 500m). Le modèle est affiné sur la Baie de Seine, plus finement l'estuaire de Seine à partir de Poses, où il est couplé aux fichiers de sorties du modèle SENEQUE/RIVERSTRAHLER. Afin de réaliser le couplage entre les bassins versants et les modèles marins, le modèle SENEQUE/RIVERSTRAHLER, initialement implémenté sur la Seine, a été étendu de façon à simuler l'ensemble des rivières de la côte Normande.

Cette chaîne de modélisation du continuum aquatique terre-mer a été validée sur une période de 7 ans, de 2000 à 2006. Les simulations des nutriments et des concentrations en chlorophylle, tant à Poses qu'à la zone côtière sont un bon accord avec les observations. De plus, les emprises marines semblent bien reproduire les tendances observées sur des années spécifiques où des événements toxiques se sont produits.

Par la suite, cette chaîne de modélisation réactualisée et validée a été utilisée pour explorer deux scénarios relatifs à l'activité humaine dans les bassins versants et leurs impacts à la zone côtière, en Baie de Seine et en Manche.

1. Un scénario réglementaire, prévu par la directive cadre européenne sur l'eau (Water Framework Directive, WFD), mettant en œuvre un traitement tertiaire dans toutes les stations d'épuration pour les villes de plus de 2000 habitants, qui réduit considérablement le phosphore, mais l'azote dans une moindre mesure puisque les apports en azote sont essentiellement d'origine diffuse agricole (SWT).
2. Un scénario irréaliste, qui, incluant le précédent, est destiné à examiner l'effet d'une réduction drastique des apports diffus en instaurant de l'agriculture biologique partout sur les bassins (SWT+ORGFARM).

A Poses, le scénario réglementaire des apports ponctuels (SWT) conduit à une diminution du phosphore de 20 à 50 kgP/km²/yr par rapport à l'année de référence 2006. Le scénario hypothétique (SWT+ORGFARM) permet une réduction des flux d'azote d'un facteur 2. En Baie de Seine, alors que la réduction des diatomées et des dinoflagellés est assez faible avec le scénario SWT (la chlorophylle *a* est encore de l'ordre de 20 to 30 µg.l⁻¹), le scénario SWT+ORGFARM conduit à une diminution importante des dinoflagellés. S'il est utopique pour des raisons d'acceptabilité sociale, politique et économique, ce dernier scénario permet d'évaluer le rôle de l'activité agricole des bassins versant sur l'eutrophisation côtière.

En élargissant l'examen des flux de nutriments en provenance des rivières de la façade atlantique, du sud de la Mer du Nord aux côtes portugaises, ainsi que sur la côte méditerranéenne, il apparaît que les flux de phosphore ont diminué quasiment partout, entre la période de 1991-1995 et celle de 2001-2005, contribuant à une diminution des concentrations en chlorophylle aux exutoires des rivières. En revanche, les flux d'azote quand ils n'ont pas augmenté, sont restés stables.

1 Introduction

L'eutrophisation est liée à un excès d'éléments nutritifs entraînant désormais des hypoxies graves, partout dans le monde (Diaz & Rosenberg, 2008). L'eutrophisation se manifeste le plus fréquemment d'amont en aval des continuums aquatiques par un développement excessif de macrophytes, par des proliférations d'algues planctoniques dans les grands cours d'eau, posant des problèmes de production d'eau potable, par une accumulation de matière organique consommatrice d'oxygène dans les estuaires et zones côtières, mais aussi par des développements d'algues indésirables à la zone côtière, et formant des blooms toxiques à la Baie de Seine (Belin et al. 1995,, 1998 ; Cugier et al., 2005). Si l'eutrophisation à la zone côtière est liée à un excès d'azote et de phosphore, ce phénomène est aussi dû aux déséquilibres de ces apports par rapport à la silice, c-à-d au besoin de la croissance diatomique; un indicateur du potentiel d'eutrophisation a été établi (ICEP : Billen & Garnier, 2007 ; Garnier et al., 2010), calculé sur la base des flux N, P, Si à l'exutoire des bassins versants.

Trois grands axes ont été explorés pour analyser l'évolution de l'estuaire de Seine dans le contexte de la directive cadre sur l'eau (DCE) et pour proposer des conditions qui conduirait à une restauration des équilibres des flux de nutriments qu'il déverse à la zone côtière.

(1) remettre à jour, et à actualiser par rapport aux modifications récentes des contraintes, une chaîne de modélisation des transferts de nutriments et du développement algal, couvrant d'amont en aval le continuum aquatique depuis le réseau hydrographique de la Seine, sa zone estuarienne et la Baie de Seine du Cotentin à la Baie de Somme.

(2) valider cette chaîne de modélisation sur des données récentes relatives aux concentrations observées en nutriments et aux développements algaux, ainsi que développer ou valider une série d'indicateurs d'eutrophisation.

(3) construire une série de scénarios futurs permettant de tester l'effet en termes d'eutrophisation de différentes mesures relatives aux rejets urbains (améliorations prévues ou envisagées du traitement des stations d'épuration dans le bassin) ou de modifications des activités agricoles (mesures agro-environnementales ou modifications plus radicales de l'agriculture).

Ce projet a fait intervenir outre l'équipe du PIREN-Seine, deux équipes clé de l'IFREMER (celle de Port-en-Bessin, qui n'avait jamais participé dans le cadre de Seine-Aval et celle de Brest) . Par ailleurs, un programme Européen AWARE axée sur la science participative et citoyenne pour lequel la Seine est un «Case Study», a constitué un bénéfice dans ce cadre.

2. Les modèles et la chaîne de modélisation

2.1. La chaîne de modélisation

Afin de mieux comprendre les liens entre ces processus écologiques et les activités humaines dans le bassin versant, deux modèles ont été développés et utilisés: i) l'un décrivant les processus de transfert des éléments nutritifs (N , P, Si) à l'échelle du bassin de la Seine (Seneque/ Riverstrahler, Thieu et al, 2009), ii) l'autre, un modèle hydrodynamique de la Manche (MARS-3D, Lazure & Dumas, 2008) couplé à un modèle écologique (Cugier et al. 2005) pour reproduire notamment les variations spatio-temporelles du transport

des nutriments et le développement phytoplanctonique dans le milieu marin; deux emprises marines ont été réalisées. La première couvre l'intégralité de la Manche (résolution horizontale de 2 km). La deuxième emprise, imbriquée dans cette configuration Manche, raffine la représentation de l'écosystème à l'échelle de la Baie de Seine et décrit également l'estuaire de la Seine jusqu'à Poses (Figure 1).

Afin de s'adapter aux deux versions du modèle côtier, de la Baie de Seine aux côtes Normandes, le modèle Seneque/Riverstrahler a été implémenté, de manière encore préliminaire, faute d'avoir pu rassembler toutes les données, sur toutes les rivières normandes.

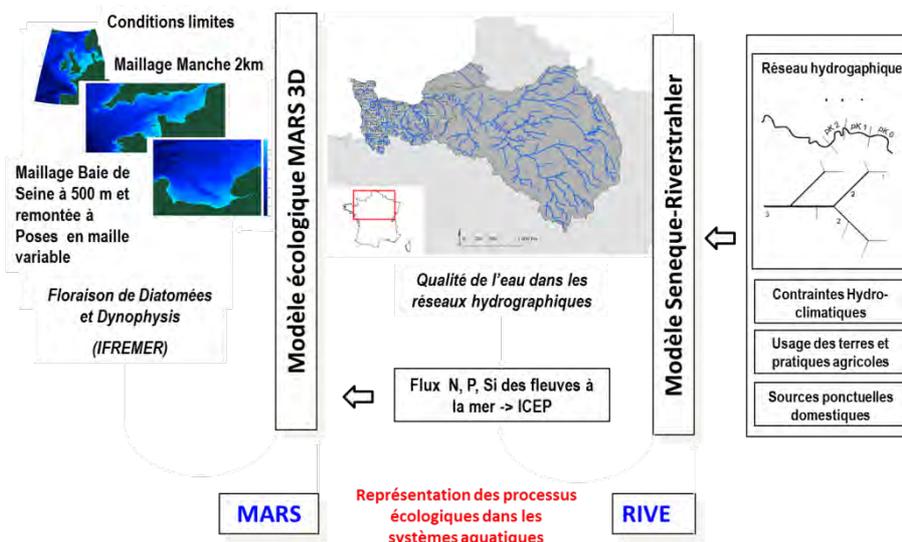


Figure 1. *Domaine de développement des modèles et d'application. L'estuaire de Seine, réceptacle des eaux du chevelu hydrographique amont et zone de transformation biogéochimique, avant de se déverser à la Baie de Seine. Les autres rivières prises en compte sont la Touques, la Dives, l'Orne, la Seulles, la Vire, la Douve, la Taute & Aure, et la Somme*

2.2. Le modèle Seneque/Riverstrahler

Le projet NEREIS initialement prévu pour traiter la Seine et la baie de Seine à rapidement évolué vers la prise en compte des bassins Normands (voir ci-dessous), ce qui permettait de travailler avec deux résolutions du modèle marin, bien que ce domaine géographique n'était initialement pas prévu dans le cadre du projet NEREIS.

2.2.1. *Caractéristiques du Riverstrahler/SENEQUE*

Le modèle Riverstrahler/SENEQUE (Billen et al., 1994 ; Garnier et al., 1995, 2002 ; Billen et Garnier, 1999, Ruelland et al., 2007 ; Billen et al., 2007 ; Thieu et al., 2009)) a été développé pour calculer la qualité de l'eau (O₂, MES, matière organique, phytoplancton) et le bilan des transferts de nutriments (N, P, Si) dans le réseau hydrographique des grands fleuves, à partir des contraintes climatiques (pluviométrie, évapotranspiration) et liées à l'activité humaine (usage du sol et pratiques agricoles, rejets d'eaux usées, régulation hydraulique) (Figure 2). Il permet donc le calcul, avec une résolution décennale, des variations géographiques et saisonnières du débit, de la qualité de l'eau et du fonctionnement écologique d'un réseau hydrographique en fonction de ces contraintes. Contrairement à beaucoup de modèles de tronçons de rivière, Riverstrahler/Seneque couvre l'ensemble d'un réseau hydrographique.

Le modèle est basé sur une description générique de la cinétique des processus biogéochimiques, postulée identique tout au long du continuum aquatique, et telle qu'elle résulte d'expérimentations en laboratoire. Le modèle s'appuie par ailleurs sur une description de la morphologie et de l'hydrologie du bassin et tient compte de la présence d'ouvrages de régulation.

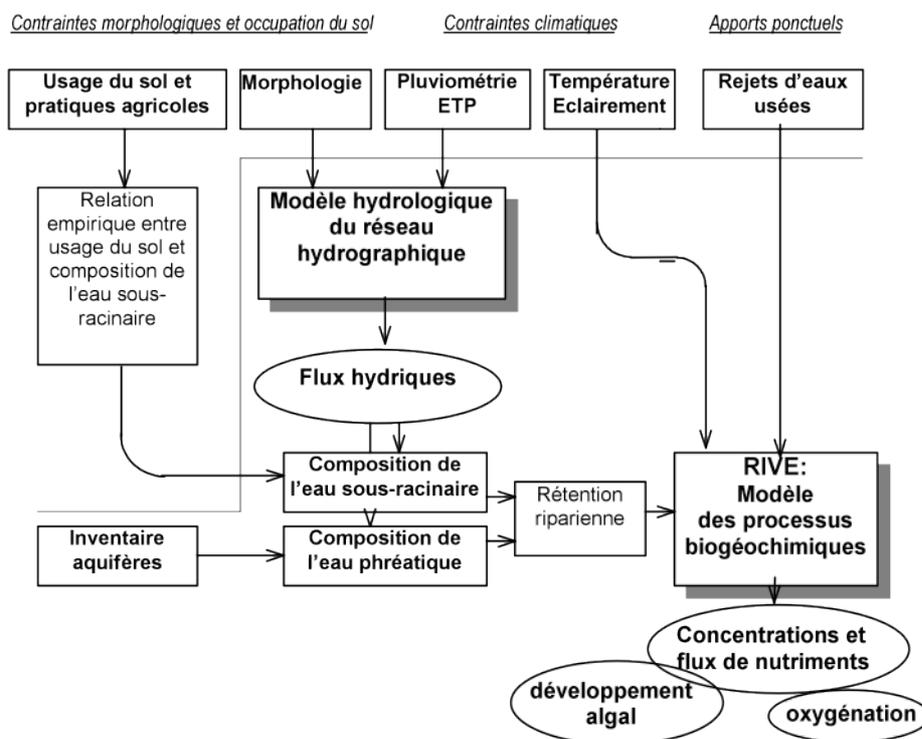


Figure 2. Représentation schématique du modèle Riverstrahler du réseau hydrographique des grands fleuves

Le modèle fournit des résultats à une résolution temporelle décadaire (périodes de 10j), bien adaptée à la prise en compte des effets saisonniers et interannuels dans les transferts de nutriments au sein du réseau hydrographique et vers le milieu marin. Le modèle a déjà été utilisé avec succès sur une grande diversité de bassins versants fluviaux en climat tempéré (Seine, Escaut, Somme : Billen, 2005 ; Thieu et al., 2009, 2010 ; Danube : Garnier et al, 2002), en climat nordique (Kalix et Lule : Sferratore et al., 2008) ou tropical (Red River : Le et al., 2010).

Spatialement, le réseau hydrographique est représenté par un ensemble de sous-bassins (dont la structure est alors idéalisée par un schéma de confluence régulier de tributaires considérés comme identiques par ordre de Strahler) et d'axes (représentés de manière géographiquement réalistes avec une résolution kilométrique). La résolution géographique dépend donc du découpage adopté en termes de sous-bassins et d'axes. L'interface sous SIG (SENEQUE), permet d'implémenter le modèle Riverstrahler sur n'importe quel découpage en axes et bassins (Ruelland et al., 2007) et ainsi d'adapter la résolution spatiale du modèle Riverstrahler au problème posé, la plus haute résolution consistant à individualiser chaque sous-bassin de premier ordre. Dans l'appli SENEQUE, toutes les données relatives aux apports ponctuels (rejets urbains et industriels) ou diffus (usage du sol et lithologie) doivent être rigoureusement spatialisées.

L'interface SENEQUE, tout comme le modèle Riverstrahler, sont parfaitement génériques et peuvent donc s'appliquer à n'importe quel bassin versant pour lequel l'ensemble des bases de données ont été renseignées sous le format requis.

Le modèle permet de détailler le bilan des sources et des puits de nutriments tout au long du continuum aquatique, et ainsi d'identifier les leviers les plus efficaces d'une politique de réduction des contaminations en nutriments eutrophisants. Dans le cadre du projet NEREIS, un des objectifs était de fournir des flux de variables (nutriments, chlorophylle, matière en suspension, etc.), qui seraient pris en charge par le modèle marin (ECO-MARS3D), après une prise en compte des processus dans l'estuaire.

2.2.2. Les développements du modèle

Les sources diffuses

Les sources diffuses qui entrent dans le réseau hydrographique sont prises en compte en associant les flux de surface et sous-racinaires à des concentrations moyennes annuelles d'azote (nitrate et ammonium), de phosphore inorganique total (PIT), des matières en suspension (MES), et de silice dissoute (DSi). Ces différentes concentrations sont basées sur une description aussi précise que possible sur la base de Corine Land Cover (CLC2000, 2006). Alors que pour les forêts, les sources diffuses sont considérées identiques quelques soient leur localisation dans les bassins, pour les terres arables et pour les prairies, des distinctions supplémentaires ont été réalisées pour prendre en compte la diversité des pratiques agricoles (Mignolet et al., 2007). 15 zones agricoles ont ainsi été définies (Figure 3).

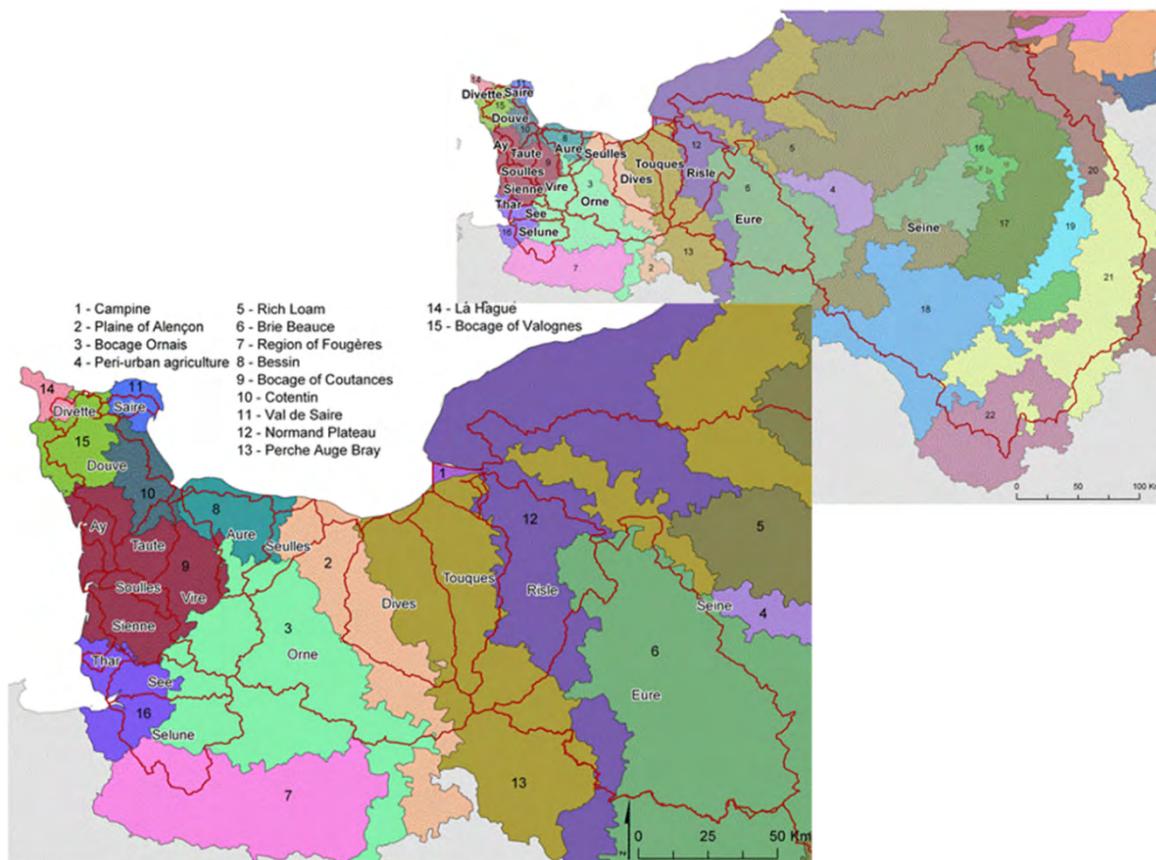


Figure 3. Les zones agricoles prises en compte dans le bassin de la Seine et les bassins normands

Ces zones ont été documentées des points de vue des concentrations en azote sous-racinaires et des eaux souterraines à partir de différentes sources (littérature, statistiques agricoles - Agreste, 2000-).

Les matières en suspensions avaient été précédemment déterminées à partir de travaux antérieurs (Némery et al., 2005, 2007 ; Garnier et al., 2005 ; Billen et al. 2007 ; Thieu et al., 2009).

Le PIT est calculé à partir des matières en suspensions (MES) et du contenu en phosphore échangeable des sols (cPIP) qui varie selon l'occupation du sol (0.1 pour les forêts à 1.7 gP/kg pour les zones de pâture les plus intensives, les valeurs intermédiaires étant utilisées (0.7–1.4 gP/kg) pour le centre du bassin parisien (Némery et al., 2005). En outre, le phosphore inorganique dissous (PO₄) est calculé en utilisant l'équation de l'équilibre d'adsorption–désorption déjà utilisée dans Billen et al. (2007).

$$cPIP = PAC \times PO_4 / (PO_4 + KPads)$$

d'où $PO_4 = cPIP \times KPads / (Pac - cPIP)$

Avec Pac = 0.0055 gP/kg (niveau de saturation en P) et KPads = 0.7 mgP/l (constante de demi-saturation de l'adsorption).

Pour ce qui concerne la silice dissoute, qui était prise en compte initialement sur la base de la lithologie, sur la base des travaux de Meybeck (1986) et Garnier et al. (2005), cette variable a été nouvellement définie pour chaque type de roches, mais aussi de sols, en croisant les unités agronomiques. La forme particulière (biogénique de la silice BSi, provenant de l'érosion des phytolithes) a été calculée sur la base des MES, dont le contenu est de 4.9 mgSi g⁻¹ (sols et sédiments) obtenu sur des bases expérimentales (Sferratore et al., 2006).

Ces améliorations des apports diffus sont importants pour explorer l'effet de scénarios liés à l'agriculture (Thieu et al., 2011).

Les sources ponctuelles

Les points de rejets des stations ont été géoréférencés de manière exhaustive (1698 à 1902 pour la Seine dont 91 à 95 avec une capacité égale ou plus de 20000 eq. habitants entre 2000 et 2007 et 433 pour l'ensemble des petits bassins Normands, dont 27 ≥ 20000 eq. habitants pour l'année 2007). Les données ont été fournies par l'Agence de l'Eau Seine-Normandie (AESN).

Les flux journaliers émis dans les rivières ont été calculés sur la base de la pollution spécifique par habitant (Garnier et al., 2006; Servais et al., 1999) et en fonction de la performance du traitement pour chacune des stations et de leur capacité effective (AESN). En raison de la distribution de la population contrastée au sein du bassin de la Seine, les petits ordres de rivières qui drainent plus de 50 % du bassin ne reçoivent que 8.5 % des rejets domestiques alors que les ordres les plus grands (6 et 7) en reçoivent 40% (Thieu et al. 2009).

Les évolutions des traitements entre 2000 et 2007 permettent de tracer les changements des effluents rejetés aux eaux de surface (Figure 4). En 2007, Les traitements de dénitrification de l'azote qui s'ajoute à ceux de la nitrification en stations d'épuration conduisent à une diminution importante des flux azotés, alors que la diminution du phosphore débutée dans les années 1990, est amplifiée en 2003, puis se poursuit régulièrement jusqu'en 2007 (Figure 4).

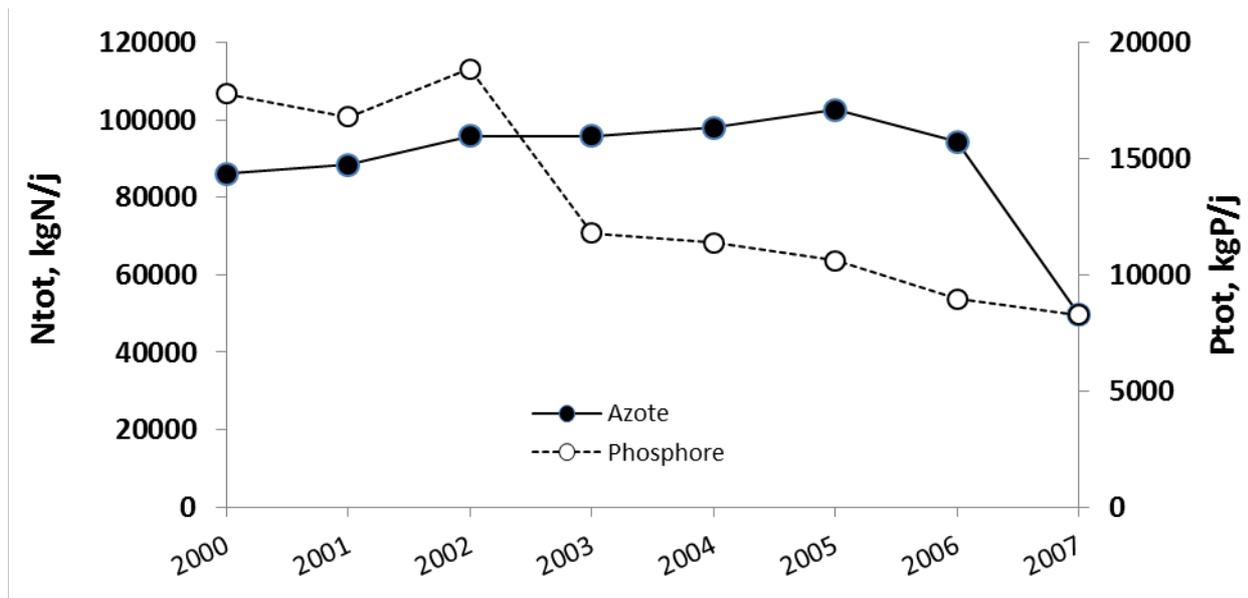


Figure 4 : Evolution des effluents des stations d'épuration de la Seine entre 2000 et 2007, en termes d'azote et de phosphore

Changements observés en Basse et en estuaire avant et après la mise au norme du traitement de l'azote

La comparaison des profils d'oxygène et des composants azotés de la période 1997-2003 (en excluant l'année 2001 très humide) et des deux années (2010-2011) est effectuée entre ces deux périodes pour mettre en évidence l'effet de la mise aux normes du traitement de l'azote dans la station d'épuration d'Achères notamment, qui traite environ les 2/3 des 10 millions d'habitants de l'agglomération parisienne (Figure 5).

D'une manière générale, une nette amélioration de l'oxygénation est observée, y compris à l'amont de la Station d'Achères, puisque toutes les stations du SIAAP (Syndicat interdépartemental de l'assainissement de l'agglomération parisienne) ont été mises aux normes, celles de l'amont de Paris y compris, mais aussi celle des autres territoires. C'est dans l'estuaire que cette amélioration est la plus marquée. En effet l'ammonium initialement nitrifié de Poses à Caudebec en consommant de l'oxygène (Garnier et al., 2001 ; 2007), est désormais nitrifié en STEP, de sorte qu'une différence très nette est observée en termes de concentrations en ammonium à l'aval d'Achères (Figure 5).

Les concentrations en nitrate augmentent d'autant, la dénitrification en stations d'épuration en moins, de sorte que les valeurs à l'exutoire restent peu modifiées. Le comportement des concentrations en nitrite est également modifié ; produit dans la basse Seine avant les mises aux normes, le nitrite est désormais produit dans la station et rejeté dans la Seine avec les effluents traités (Figure 5). Le même comportement est observé pour le N_2O (Figure 5). Ces deux derniers produits intermédiaires de la nitrification et dénitrification, montrent que les processus en station d'épuration, ne sont pas réglés de manière optimale. Ces deux processus microbiens sont en effet très sensibles à l'oxygénation, la dénitrification étant en plus, sensible à la teneur en carbone organique.

Le rejet de ces deux composés (nitrite et N_2O) montre que des améliorations sont encore à apporter en STEPs, d'autant que la proportion de dénitrification a, depuis l'automne 2011, été amplifiée. En revanche, dans l'estuaire, une amélioration est visible en termes d'oxygénation, d'ammonium et de N_2O .

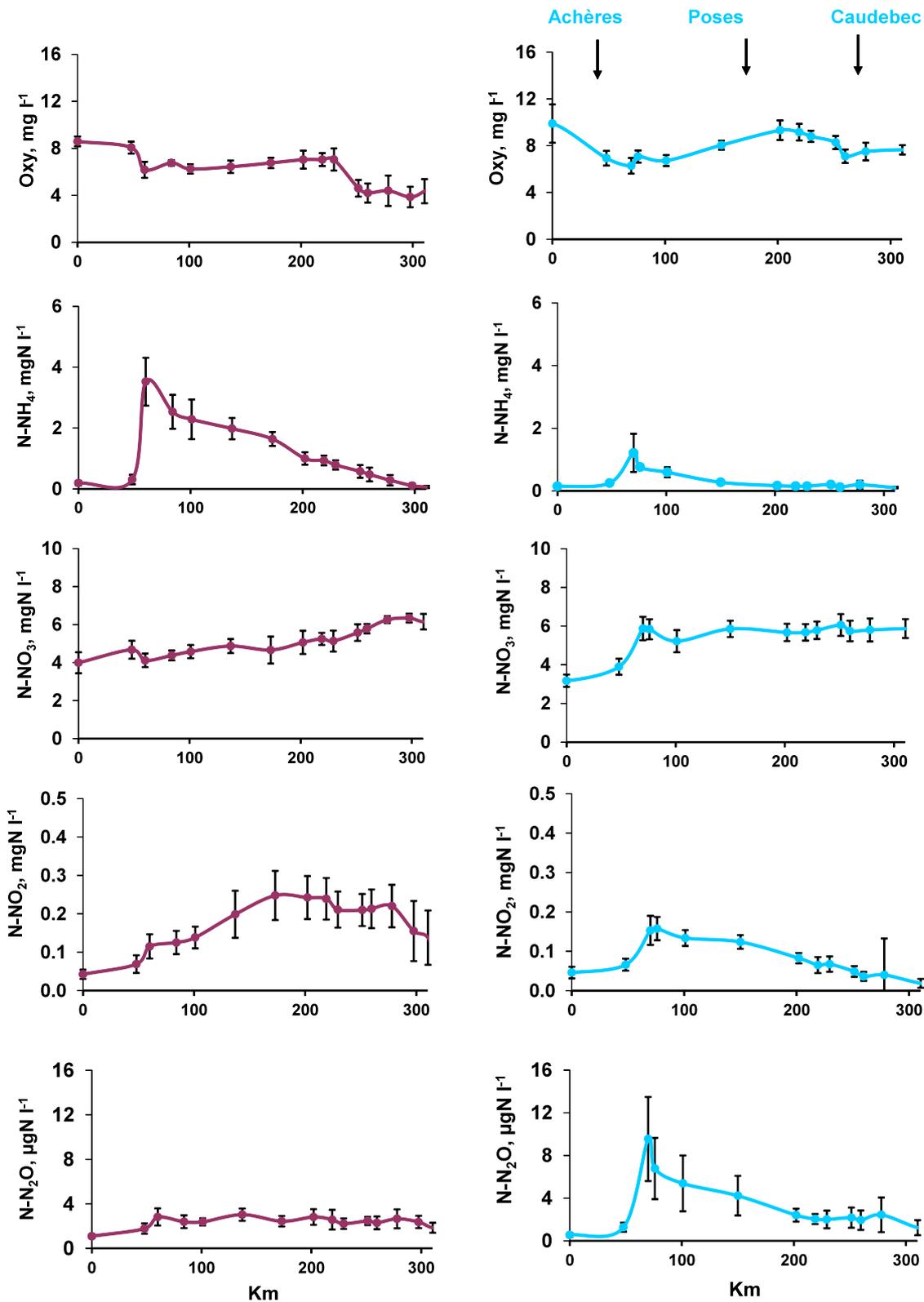


Figure 5. De haut en bas: variations longitudinales, de Paris à l'estuaire de Seine, à Tancarville (km +350), des concentrations en oxygène, en ammonium (NH₄), nitrate (NO₃), nitrites (NO₂) et en oxyde nitreux (N₂O). Moyennes de différentes campagnes estivales pour les périodes de 1997-2003 (sauf 2001) à gauche et de 2010-2011 à droite.

2.3. Le modèle ECO-MARS3D

2.3.1. Présentation du modèle ECO-MARS3D

Le modèle ECO-MARS3D est composé d'un modèle hydrodynamique en trois dimensions MARS3D (3D hydrodynamical Model for Application at Regional Scale) décrit par [Lazure & Dumas \(2008\)](#) auquel a été couplé un modèle biogéochimique (Figure 6). Une description complète du cœur hydrodynamique de ce modèle ainsi que des différents modules (e.g dynamique sédimentaire, biogéochimie) peut être consulté sur le site suivant : <http://wwz.ifremer.fr/mars3d/Le-modele/Descriptif/>.

Parmi les éléments majeurs indispensables à la fabrication de la matière vivante, l'azote, le silicium et le phosphore sont considérés, à la fois sous leur forme minérale, leur forme incluse dans la matière vivante et leur forme détritique. Le modèle biogéochimique est donc un modèle de type NPZD (NUTRIMENT > PHYTOPLANCTON > ZOOPLANCTON > DETRITIQUE). Dans l'azote minéral dissous, on distinguera le nitrate (NO₃) de l'ammonium (NH₄), la forme nitrite (NO₂) étant négligée. Le phosphore minéral est représenté sous forme PO₄ dissoute et sous forme adsorbée sur les particules argileuses en suspension dans la colonne d'eau. Le compartiment phytoplanctonique est représenté par trois variables : les diatomées, majoritaires dans le milieu au printemps, les dinoflagellés, surtout visibles en été et automne, et les nanoflagellés, d'apparitions plus fugaces ([Belin & Raffin, 1998](#)). Ces trois types de microalgues sont exprimés dans le modèle sous la forme de leur contenu en azote. Afin de prendre en compte une régulation par broutage du stock phytoplanctonique, le zooplancton est également simulé par deux classes de taille : le microzooplancton, qui ne se nourrit que de nanoflagellés et de matière organique détritique, et le mésozooplancton, qui ne se nourrit que de diatomées, de dinoflagellés et de microzooplancton.

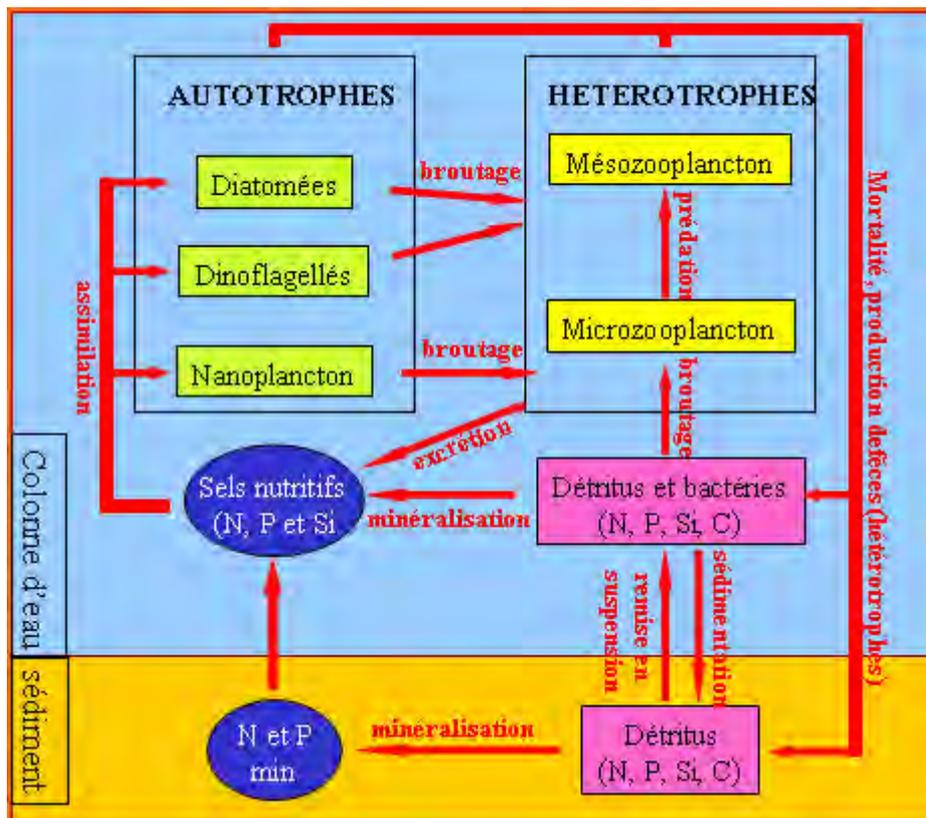


Figure 6. Schéma conceptuel du modèle biogéochimique type NPZD

A ces variables d'état du modèle écologique, s'ajoutent les variables d'état permettant de représenter les caractéristiques physiques du milieu : la salinité, la température, et les matières en suspension minérales, qui conditionnent la turbidité du milieu et la pénétration de la lumière.

2.3.2. *Caractéristiques des deux configurations du modèle marin*

Deux emprises de modélisation ont été développées pour le domaine côtier : 1/ un modèle couvrant l'ensemble de la Manche avec une résolution spatiale de 2 km, 2/ un modèle uniquement centré sur la baie de Seine avec une résolution spatiale de 500 m permettant notamment une représentation plus détaillée de l'estuaire et de son bouchon vaseux (Figure 7). Le premier permet d'estimer l'effet des scénarios mis en place sur le bassin versant de la Seine, non seulement en baie de Seine mais aussi dans toute la Manche Est et particulièrement le long des côtes normandes et picardes en remontant vers le nord. Il fournit également les conditions aux limites des principales variables environnementales au modèle de plus petite emprise, celui de la Baie de Seine. Le second permet d'étudier plus finement le champ proche et les efflorescences importantes se développant le long de la côte du Calvados entre Honfleur et Ouistreham.

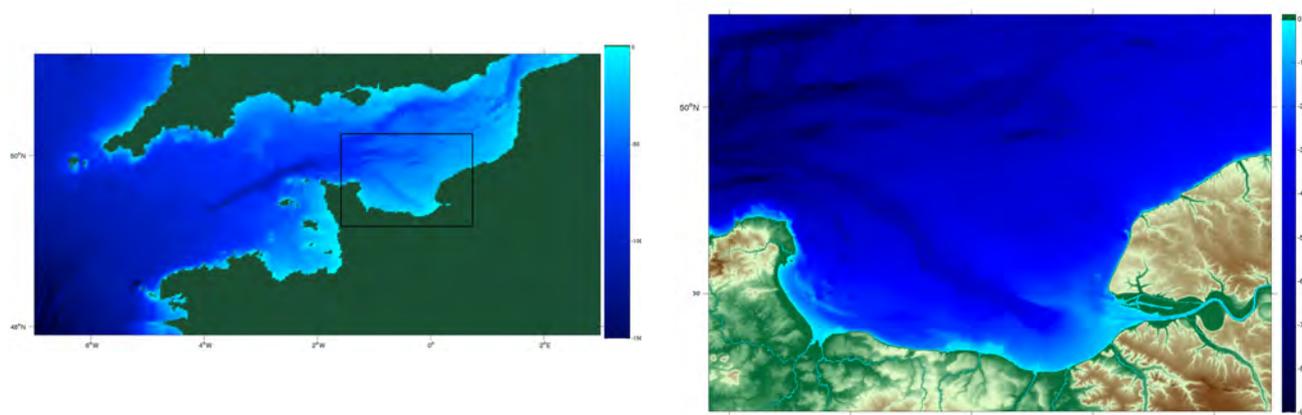


Figure 7. *Emprises des configurations Manche et Baie de Seine*

L'emprise Manche :

A l'échelle de la Manche, la nature sédimentaire des fonds étant très diversifiée (vases, sables fins, sables grossiers, cailloutis, graviers) et les processus contrôlant le transport sédimentaire multi-classe complexes, il est difficile de simuler explicitement la matière en suspension minérale, pourtant cruciale pour la pénétration lumineuse et donc la production primaire. Afin d'en tenir compte dans le modèle, des moyennes par quinzaine de la concentration en matière en suspension minérale provenant des images satellites MODIS sont utilisées et interpolées dans l'espace (sur la grille du modèle) et dans le temps sur toute la Manche. Elles servent donc à forcer de manière réaliste le modèle biologique.

L'emprise Baie de Seine :

Une bonne représentation de la bathymétrie du domaine est essentielle pour la précision et la fiabilité des calculs hydrodynamiques. L'interpolation de la grille a été réalisée à l'aide d'un algorithme permettant de générer des maillages en utilisant plusieurs jeux de sondes différents auxquels sont affectés des indices de qualité respectifs (Bailly du Bois, 2011). Le trait de côte utilisé pour la génération de cette grille est le dernier produit Histolitt (http://www.shom.fr/fr_page/fr_act_Litto3D/DC_DL_Histolitt_1.pdf), fruit d'un partenariat SHOM-IGN.

La résolution plus fine de l'emprise Baie de Seine permet une prise en compte plus réaliste de l'estuaire et des processus physiques qui s'y produisent. L'estuaire amont de la Seine jusqu'à Poses est représenté par un canal linéaire d'une longueur de 136.5 km (soit 273 mailles). Une géométrie variable a été appliquée aux mailles de l'estuaire afin d'obtenir des sections d'écoulements proches de la réalité. D'autre part, un travail de calibration d'une longueur de rugosité variable le long de l'estuaire a été réalisé pour permettre au modèle de bien simuler les principales caractéristiques hydrodynamiques de cette zone cruciale.

Le module de dynamique sédimentaire du modèle MARS a été introduit au sein de l'estuaire afin de bien représenter la dynamique du bouchon vaseux (position, concentration). Deux classes de particules de type vase ont été utilisées pour prendre en compte ces phénomènes sédimentaires. La première représente des particules très légères qui sont advectées et dispersées plus vite qu'elles ne se déposent. Elles proviennent du barrage de Poses. La 2^e classe est constituée de particules plus lourdes (vitesse de chute plus élevée) permettant de reproduire le bouchon vaseux. En condition initiale du modèle, un stock de 430.000 tonnes de vase est positionné entre Honfleur et Tancarville (Avoine, 1981). Ce stock commence à s'éroder dès les premiers cycles de marée et forme ainsi un bouchon vaseux qui oscille dans l'estuaire. L'introduction de ces deux classes de vase dans la Seine permet ainsi d'obtenir une bonne représentation de la turbidité dans l'estuaire et à l'embouchure, facteur limitant la pénétration de la lumière et donc la production primaire. Plus au large, comme pour l'emprise Manche, la turbidité provient d'un forçage par les images satellites.

Le modèle météorologique ARPEGE de Météo-France fournit les champs nécessaires au forçage du modèle d'écosystème (vent, pression atmosphérique, température de l'air, couverture nuageuse, humidité relative). Ces champs sont disponibles toutes les 6 heures avec une résolution spatiale de 0.5°. Enfin, les rivières normandes (simulées par Seneque/Riverstrahler) sont connectées au modèle marin au niveau de leurs exutoires (sauf le cas de la Seine qui est connectée à Poses). Tous les principaux apports se jetant en Baie de Seine sont donc pris en compte dans l'emprise Baie de Seine. Cela concerne les 11 rivières et fleuves suivants : Seine, Eure, Risle, Touques, Dives, Orne, Seulles, Vire, Douve, Taute et Aure.

3. Les mesures et les validations

3.1. Contexte Européen

Afin de situer l'évolution des flux de nutriments de la Seine dans un contexte plus large des côtes de la façade Atlantiques de la Manche au Portugal, et d'établir une comparaison avec la côte de la Méditerranée, un inventaire des données de débits et des concentrations en nutriments pour toutes les rivières documentées a été réalisé. Pour la plupart de ces rivières, des valeurs journalières de débits au cours de 15 années récentes (1990-2005), incluant des années sèches et des années humides ont été rassemblées (Tableau 1).

Tableau 1. Moyennes annuelles des débits des rivières considérées pour les différentes zones géographique (Manche –Eng. Channel- ; Atlantique –FR et PT- pour France et Portugal, Méditerranée –W pour l'Espagne et la France, et la Mer Nord Adriatique, pour laquelle nous n'avons obtenu que quelques données, sur le Pô et l'Adige).

		annual		annual		annual
ENG.	Scheldt	4399 ± 1309	ATLANTIC	Leguer	196 ± 56	W MEDIT.
CHANNEL	Somme	1119 ± 423	(FR)	Aulne	774 ± 200	Segura
	Bresle	230 ± 63		Odet	150 ± 43	Jucar
	Seine	17560 ± 6175		Laïta	472 ± 134	Ebro
	Touques	161 ± 40		Scorff	162 ± 45	Agly
	Dives	257 ± 114		Blavet	851 ± 262	Aude
	Orne	887 ± 350		Vilaine	2349 ± 1114	Orb
	Seulles	80 ± 31		Loire	26633 ± 8246	Herault
	Aure	199 ± 66		Falleron	37 ± 17	Lez
	Vire	496 ± 176		Lay	427 ± 91	Vidourle
	Taute	109 ± 33		Sevre Niort.	404 ± 100	Vistre
	Douve	508 ± 152		Seudre	40 ± 8	Rhone
	Sienna	266 ± 107		Livenne	79 ± 20	Touloubre
	See	196 ± 73		Dordogne	8218 ± 1927	Huveaunne
	Selune	285 ± 118		Garonne	16367 ± 4504	Gapeau
	Couesnon	230 ± 115		Leyre	489 ± 154	Argens
	Rance	82 ± 42		Ste. Eulalie	147 ± 63	Arno
	Arguenon	25 ± 10		Adour	9589 ± 1815	Tiber
	Gouessant	45 ± 19	ATLANTIC	Douro	15602 ± 8128	Po
	Trioux	168 ± 50	(PT)	Tagus	8835 ± 3405	Adige
						N ADRIATIC

Afin de déterminer au mieux les flux de nutriments, les stations de mesures des variables de qualité de l'eau au plus près de celles des débits, et au plus près de l'exutoire vers la zone côtière ont été sélectionnées. Les variables de la qualité de l'eau sont disponibles au mieux à la fréquence mensuelle, mais toutefois assez hétérogènes selon les rivières. Afin de constituer un jeu de données aussi complet que possible pour évaluer l'évolution des flux de nutriments et de la réponse en termes de développement algal, voire d'eutrophisation, nous avons sélectionné les éléments nutritifs (i.e. phosphate, nitrate, nitrite, ammonium et silicate), le phosphore total (TP), l'azote total (TN) et les valeurs de chlorophylle.

Pour les données parfois manquantes du phosphore total par rapport au PO_4 , nous les avons évaluées à partir d'une relation établie pour les rivières sélectionnées (Cf. Romero et al., soumis) qui s'est révélée être la même que celle utilisée à l'échelle globale (Garnier et al. 2010). Pour l'azote total, nous avons utilisé une relation établie à l'échelle globale (Garnier et al., 2010) et nous avons calculé que les concentrations de TN obtenues avec cette équation représentait environ 90% des concentrations mesurées pour la côte et de ~75-85% pour le littoral Méditerranéen (Romero et al., soumis). Pour ce qui est des valeurs de silice manquantes, soit nous avons interpolé les valeurs quand la fréquence des mesures était plus faible que les autres nutriments, soit nous avons utilisé une moyenne de $3.9 \text{ mg Si-SiO}_2 \text{ L}^{-1}$ comme proposé par Ludwig et al. (2009).

Les flux ont ensuite été calculés par la relation décrite par Verhoff et al. (1980) et recommandée by Walling & Webb (1985). $N \text{ flux} = Q_m \cdot (K \cdot \Sigma(C_i \cdot Q_i) / \Sigma Q_i)$

avec K = le facteur de conversion prenant en compte la période d'étude (365 jours), C_i = concentration instantanées, Q_i = débits instantanés correspondants, Q_m = débit moyen de la période considérée.

Afin de déterminer les évolutions des flux de nutriments depuis la mise en place des directives nationales et européennes, nous avons comparé les flux moyens pour les périodes 1990-1995 et 2000-2005 (Figure 8), les débits moyens pour ces deux périodes étant proches. D'une manière générale, il apparaît clairement que les Directives environnementales prises pour le traitement des eaux résiduelles urbaines (DERU) ont eu un effet positif sur les flux de phosphore qui diminuent entre les deux périodes considérées (Figure 8), notamment sur la façade atlantique où leur proportion était importante. La taille des cercles proportionnelle aux flux montre que les contributeurs principaux en flux à la zone côtière sont 1/ la Seine, la Loire et la Garonne pour l'Atlantique (avec une augmentation relative du Douro et du Tage entre les deux périodes, et une réduction de la contribution de la Garonne), 2/ le Rhône pour la Méditerranée. Il est important de noter que la proportion du flux de nitrate est la plus élevée pour la Seine et pour les fleuves bretons (Figure 8).

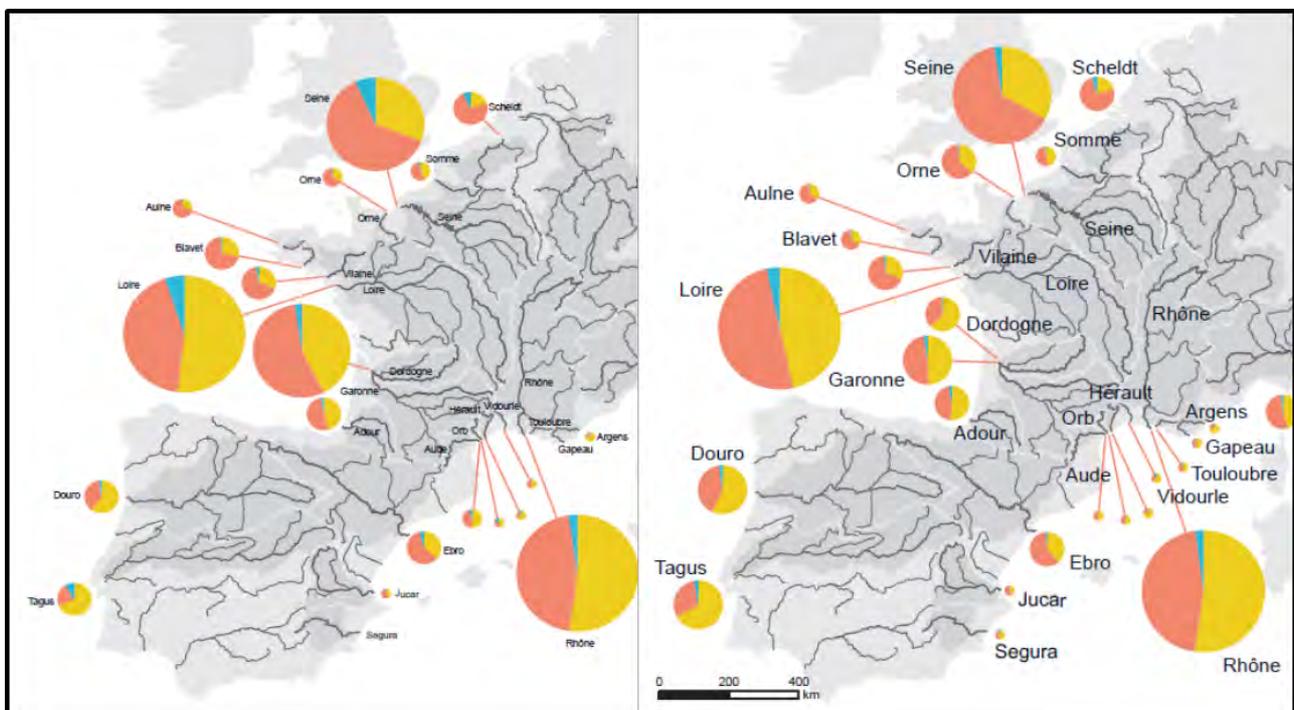


Figure 8. Evolution des flux de nutriments pour les deux périodes considérées (1990-1995 et 2000-2005). Azote total en rouge, phosphore total en bleu, silice dissoute en jaune.

La diminution du phosphore assez généralisée du phosphore conduit à une réduction moyenne notable de la biomasse algale à l'exutoire des rivières, exprimée en concentrations moyennes de chlorophylle (Figure 9). A noter toutefois que si cette réduction de phosphore conduit à une réduction de l'eutrophisation des rivières, elle conduit aussi à une réduction du développement algal à la zone côtière, mais ne semble pas y modifier les événements toxiques (cf. ci-dessous).

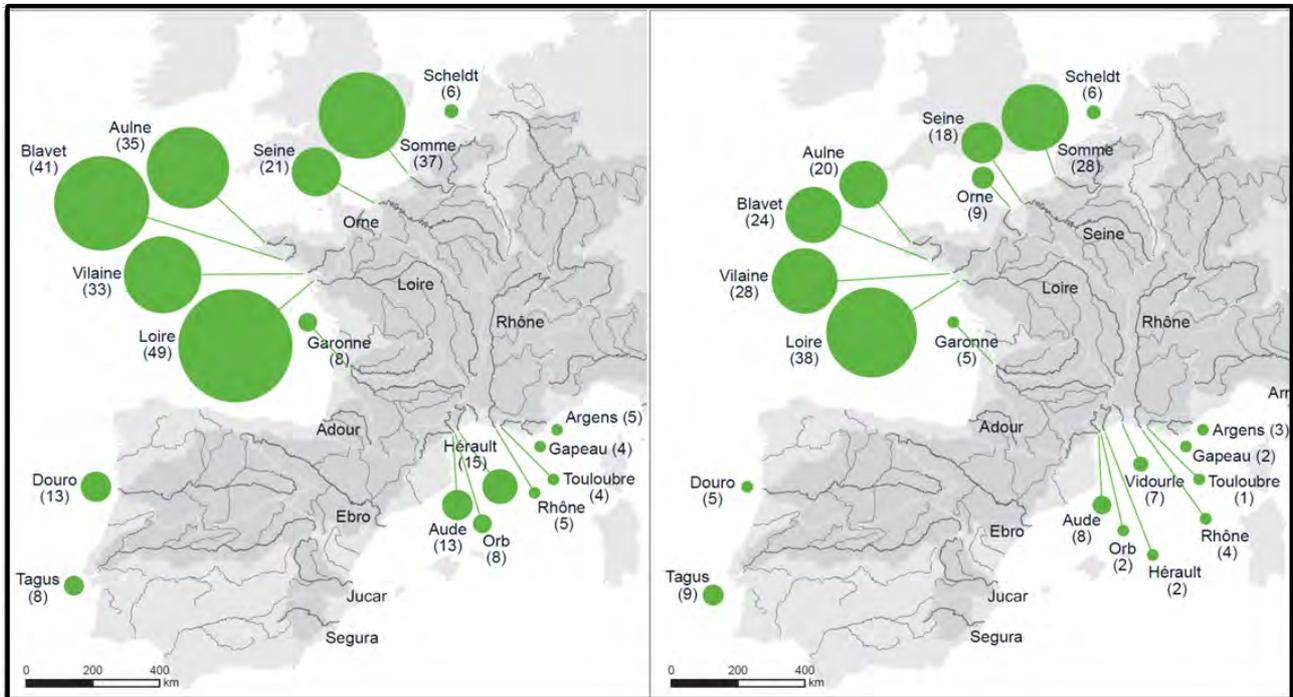


Figure 9. Evolution des concentrations moyennes de chlorophylle ($\mu\text{g Chl a /l}$) pour les deux périodes considérées (1990-1995 et 2000-2005)

3.2. Validation du modèle Seneque/Riverstrahler

3.2.1. Les rivières normandes

Rappelons qu'au-delà de ce qui était initialement prévu dans le cadre du projet NEREIS, nous avons élargi notre zone d'étude des bassins versant de la Seine et de sa baie à tous les bassins normands afin de comparer les deux emprises du modèle marin et ainsi mieux comprendre le rôle de la Seine dans l'eutrophisation côtière de la Manche (§ 1.2, Figure 10).

Seules les simulations de l'Orne et la Vire, parmi les plus grands bassins versants du littoral Normand, sont représentées à la figure 11. Les simulations sont en assez bon accord avec les observations, ce qui tend à montrer que les contraintes (apports diffus ou ponctuels) sont bien documentées, à ce stade encore préliminaire de la modélisation des rivières normandes.

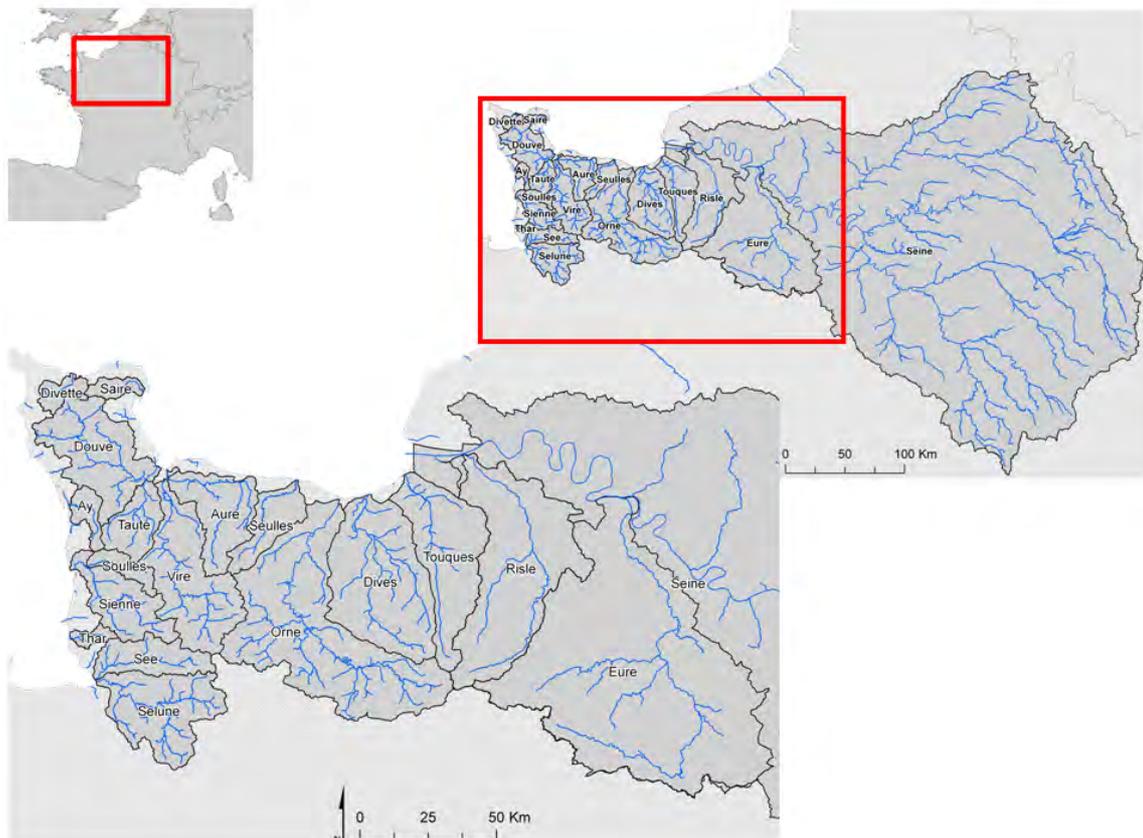


Figure 10. Carte des rivières prises en compte par le modèle Seneque/Riverstrahler. En haut le réseau hydrographique de la Seine. En bas les rivières normandes

Pour d'autres rivières, il existe parfois une translation entre les simulations et les observations, surtout pour les apports diffus, ce qui nous conduira 1/ pour les concentrations en nitrate à raffiner l'occupation des sols et à mieux déterminer les flux sous-racinaires, et 2/ pour la silice à mieux définir la répartition des formations géologiques.

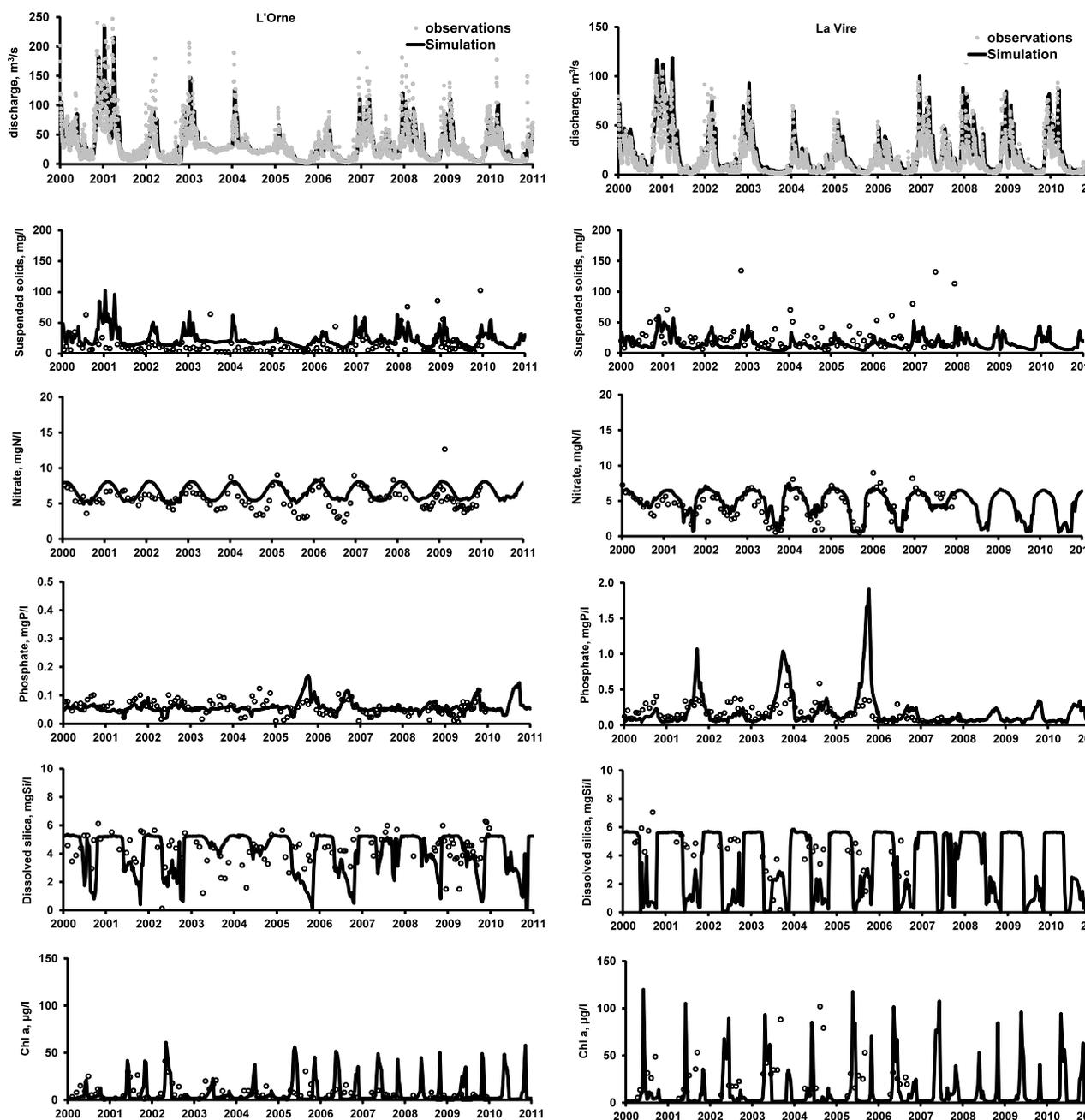


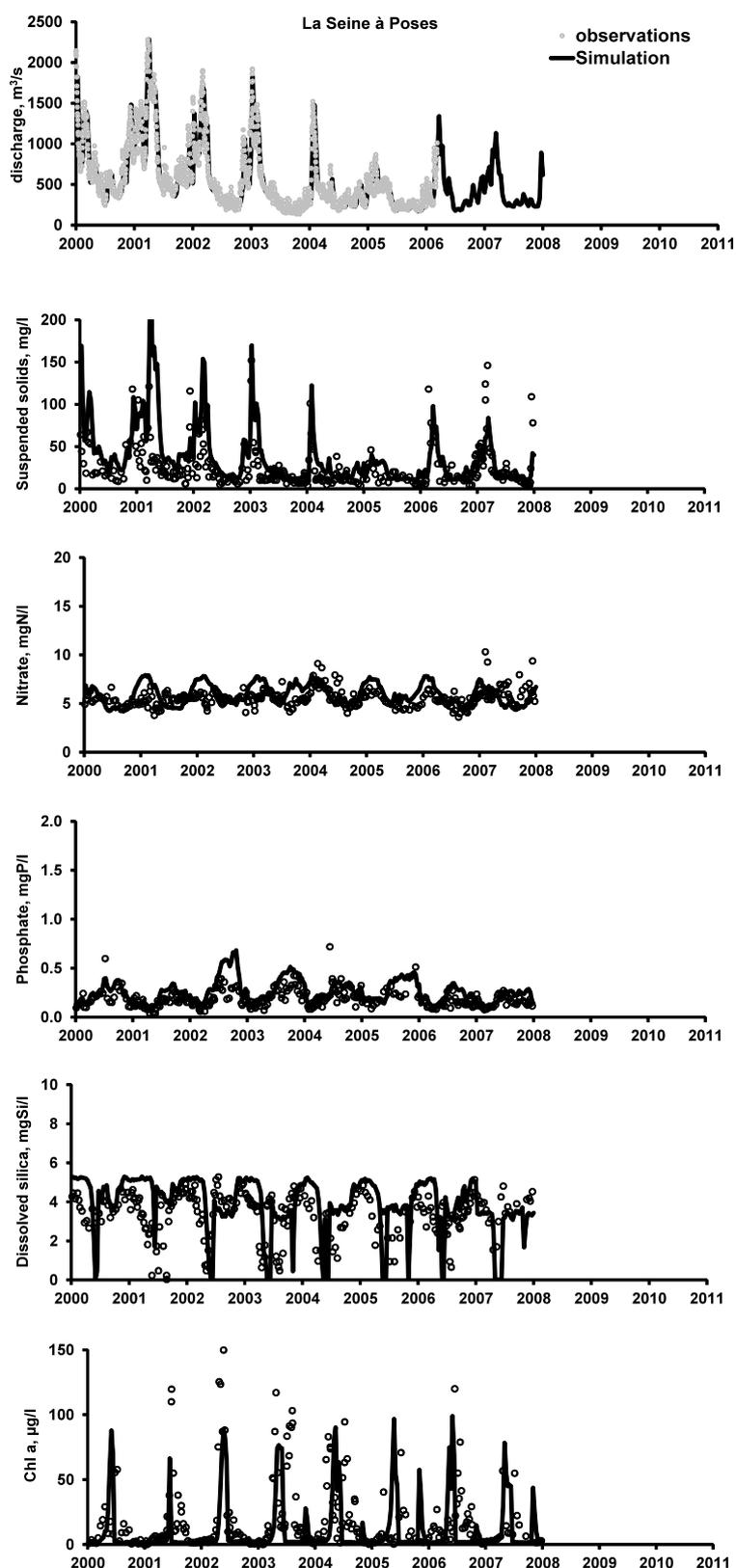
Figure 11. Validation aux exutoires de l'Orne et de la Vire des concentrations en matières en suspension et en nitrate, phosphates et silice dissoute, ainsi qu'en chlorophylle entre 2000 et 2010

A ce stade, comme les simulations surestiment autant qu'elles sous-estiment les observations, et que ces différences existent surtout pour les petits bassins dont la proportion des flux est faible par rapport aux plus grands bassins, nous avons considéré que les flux aux exutoires de l'ensemble des rivières normandes étaient acceptables.

3.2.2. La Seine

La Seine représente évidemment la plus grande fraction des flux apportés à la zone côtière (80-85%). A Poses, les concentrations en nitrate, phosphate et silice, calculés par Seneque/Riverstrahler de 2000 à 2007 montrent un bon accord avec les observations (Figure 12).

Figure 12. Validation à l'exutoire de la Seine, à de Poses, des concentrations en matières en suspension et en nitrate, phosphates et silice dissoute, ainsi qu'en chlorophylle entre 2000 et 2007. Les débits reconstitués à partir des observations sont également montrés (en



3.3. Validation des emprises ECO-MARS3D

L'objectif de la configuration « baie de Seine », outre le gain en résolution par rapport à l'emprise Manche, était de représenter fidèlement la circulation et le panache turbide dans la zone proche de l'embouchure de Seine (c'est à dire entre Ouistreham et Antifer). C'est pourquoi, les 2 premières parties de cette section validation du modèle présentent des résultats de validation hydrodynamique et de dynamique sédimentaire issus du modèle « Baie de Seine ». Par la suite, les résultats relatifs au modèle d'écosystème (nutriments, chlorophylle *a*...) sont présentés en regardant conjointement les deux emprises.

3.3.1 Hydrodynamique

Fonctionnement de l'estuaire

A l'échelle de l'estuaire, la propagation de la marée simulée a été confrontée à des mesures de niveaux issus de marégraphes. De nombreux tests de sensibilité ont été réalisés pour ajuster le frottement (via la longueur de rugosité) et ont abouti à un découpage « par tronçon » de celui-ci dans l'estuaire. Cette étape a consisté à affiner la paramétrisation du modèle dont l'objectif était de reproduire correctement les principales caractéristiques du fonctionnement hydrodynamique de l'estuaire (déformation de l'onde de marée, asymétrie flot-jusant et temps de transit). La figure 13 ci-dessous montre une bonne superposition des niveaux modélisés et mesurés en 3 points de l'estuaire (de l'aval vers l'amont : Balise A/PK 365, St Léonard/PK 330 et Caudebec/PK 310).

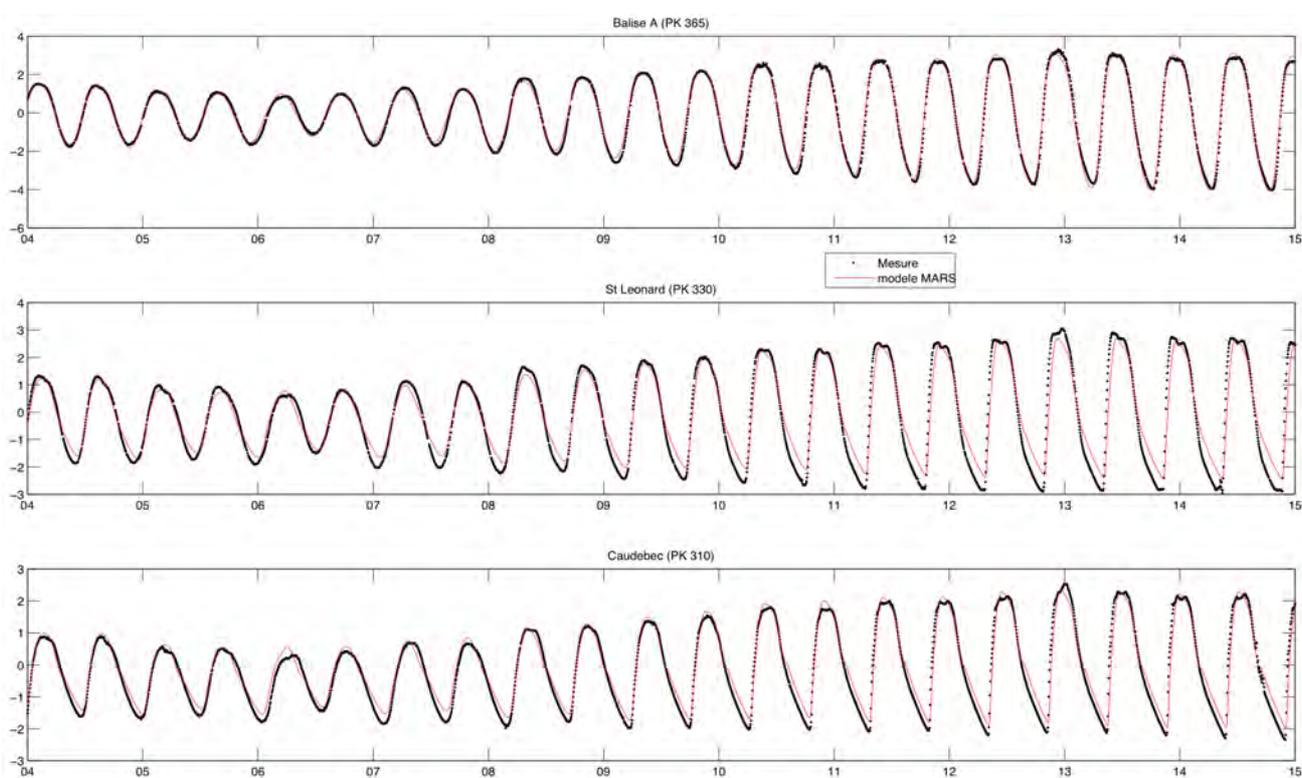


Figure 13. Élévation de la surface libre modèle (rouge) et marégraphes (noir) du 04 au 15 novembre 2004 (débit moyen à Poses de 500 m³/s)

Le modèle reproduit donc fidèlement la déformation de l'onde de marée à l'intérieur de l'estuaire (retard de la marée et atténuation du marnage en amont), (Figure 13). Sur la figure 14 ci-dessous, on peut observer en différents points de l'estuaire l'évolution temporelle des niveaux et des courants de marée associés générés par le modèle. Le phénomène de « tenue du plein » caractéristique de la marée au Havre et l'asymétrie des courants estuariens entre le flot et le jusant (Le Hir, 2001) sont également correctement simulés.

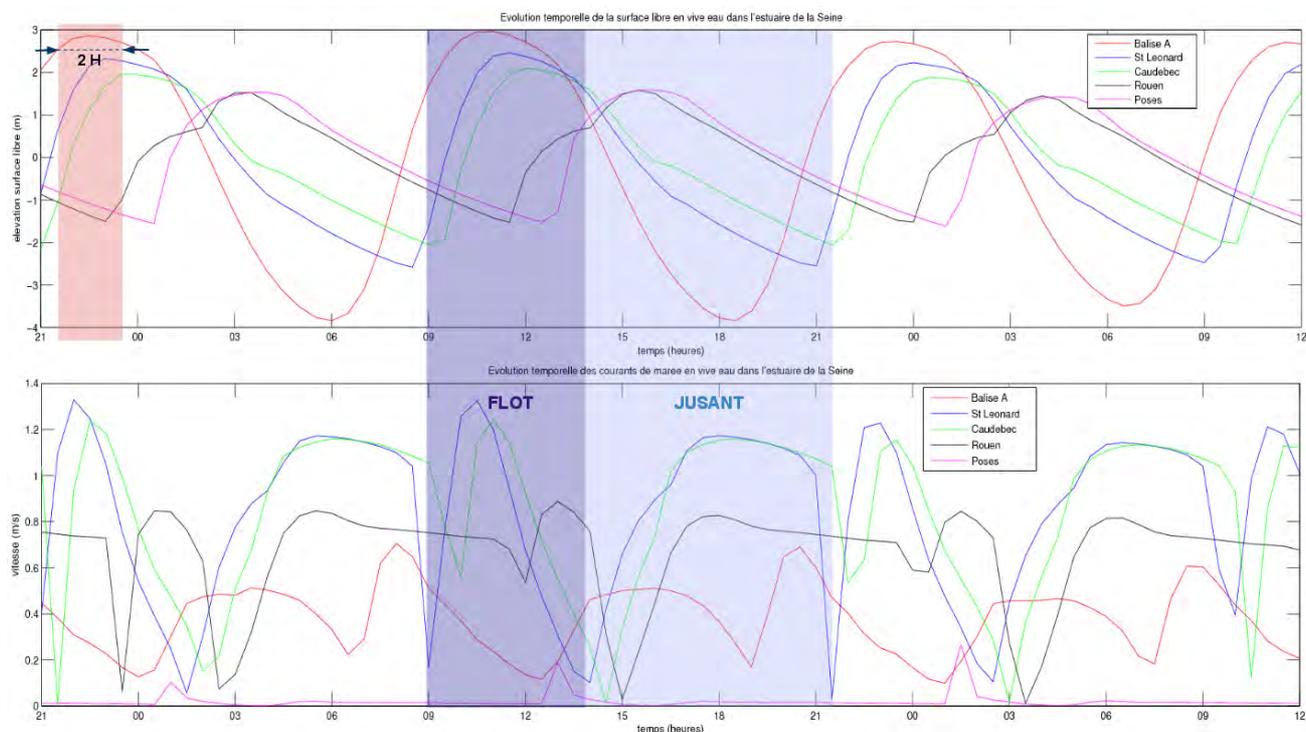


Figure 14. Evolution temporelle de l'élévation de la surface libre en vives-eaux (a) et des courants de marée (b) en vives-eaux en différents points de l'estuaire

Par ailleurs, nous nous sommes intéressés aux durées moyennes d'écoulement depuis Poses. Pour cela, plusieurs simulations à débits constants ont été réalisées, et comparées aux valeurs issues de l'abaque des Ponts et Chaussées (1965). Ces résultats ne sont pas présentés dans ce rapport mais le modèle simule des durées d'écoulement cohérentes avec les valeurs de l'abaque communément admises (de l'ordre de 4 jours par un écoulement de Poses à Tancarville avec un débit moyen de $1000 \text{ m}^3/\text{s}$ jusqu'à plus de 30 jours pour un débit de $100 \text{ m}^3/\text{s}$).

- **Validation à l'échelle de la baie de Seine**

Une validation sur les élévations de surface libre (marée) a également été conduite à l'échelle de la baie de Seine pour s'assurer que la propagation de la marée y est correctement reproduite par le modèle. En chaque point du maillage de l'emprise baie de Seine, une comparaison entre les hauteurs d'eau modélisées et les hauteurs d'eau recalculées à partir des composantes harmoniques du SHOM a été réalisée. Les différences d'amplitude entre pleine mer et basse mer, ainsi que le déphasage entre les niveaux du modèle MARS (simulations en « marée pure » c-à-d sans forçage de vent pris en compte) et celle prédites par composition harmonique sont calculées (voir Figure 15 ci-dessous).

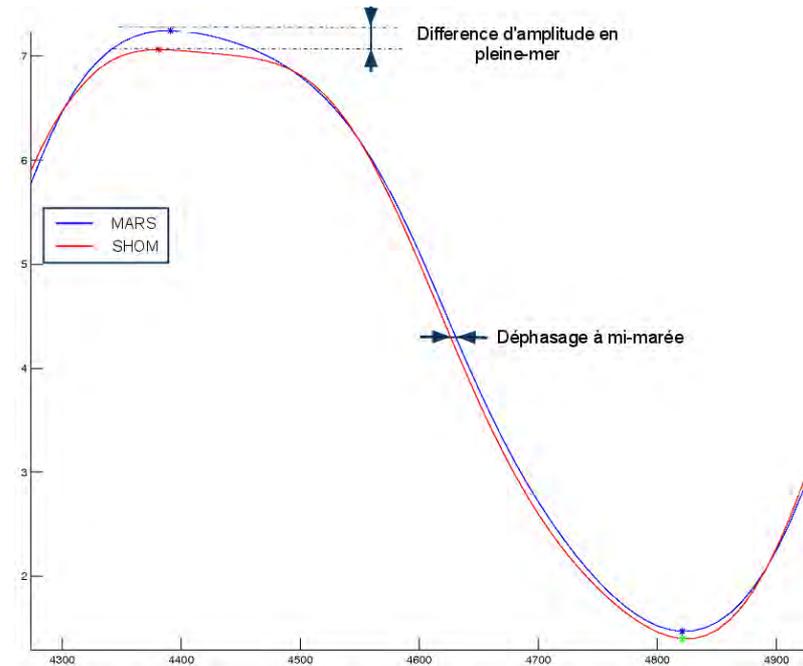


Figure 15. Comparaison des niveaux sur l'ensemble de la grille baie de Seine

Grâce à cette méthode, des cartes de différences maximales d'amplitude et de déphasage sur un cycle mortes-eaux vives-eaux entre le modèle et la marée prédite ont été produites (Figure 16.a et 16.b ci-dessous) ainsi que des cartes diagnostiquant l'erreur maximale du modèle en terme d'amplitude de marée et de marnage ont également été créées (non présentées).

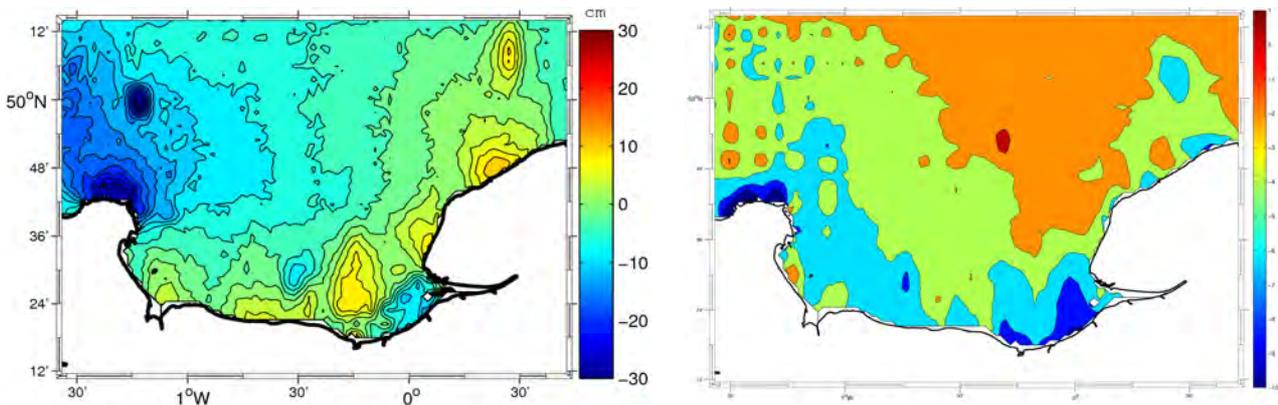


Figure 16a. Différence d'amplitude max sur un cycle de marée (ME-VE) (en cm) ; **Figure 16b.** Déphasage maxi sur un cycle ME-VE (en minutes, échelle de -10 à +10)

Les différences d'amplitude sont inférieures à 10 cm en entrée d'estuaire de Seine (Figure 16 a). L'erreur maximale sur le marnage sur l'ensemble de la baie de Seine est inférieure à 5%. Il est inférieur à 2% à l'embouchure de la Seine. Le plus gros déphasage observé n'excède pas 10 min (Figure 16b). Le modèle reproduit donc fidèlement la propagation de la marée à l'échelle de la Baie de Seine.

Pour s'assurer de la pertinence de la circulation globale simulée à l'échelle de la baie, les courants barotropes issus du modèle sont comparés sur une marée de vives-eaux (coefficient 95) avec les cartouches de courant (mesures SHOM) présentes sur les cartes marines (Figure 17).

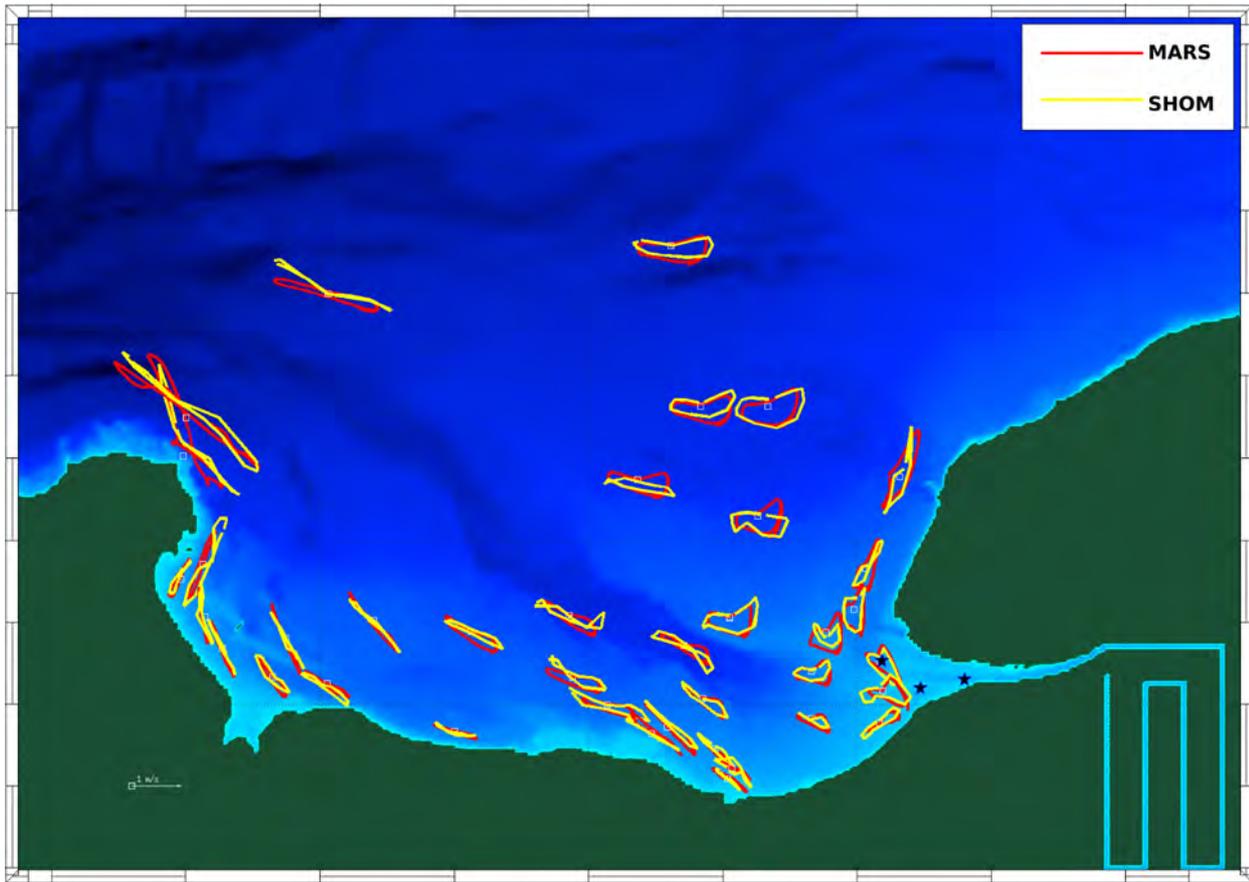


Figure 17. Ellipses de courant simulées (rouge) et ellipses de courant issues des tables du SHOM pour une marée de coefficient 95

La bonne concordance entre les ellipses de courants de marée barotropes, aussi bien en termes d'intensité que de direction du courant, met en évidence la bonne capacité du modèle à reproduire la circulation en Baie de Seine. Les étoiles noires correspondent à des points où des ADCP (courantomètres à effet Doppler) ont été mouillés. Une campagne de mesures courantométriques (mandatée par le Port autonome de Rouen) avait été réalisée dans la partie aval de l'estuaire de Seine par la société IXSURVEY à la fin 2004. Des simulations réalistes (marée, vent, débits) ont été effectuées sur cette période, permettant ainsi de comparer les courants 3D générés par le modèle avec les mesures *in situ*. Cette étape est particulièrement importante pour cette partie aval de l'estuaire qui est la zone « moteur » pour la dispersion des substances nutritives dans la baie. Les figures ci-dessous (Figures 18 et 19) présentent une comparaison modèle-mesures le 15 novembre 2004 (marée de vives-eaux). Il faut noter que pour des raisons inhérentes à la mesure par profileur acoustique, les courants (cellules) proches de la surface, ne sont pas forcément fiables donc n'apparaissent pas dans ces graphiques.

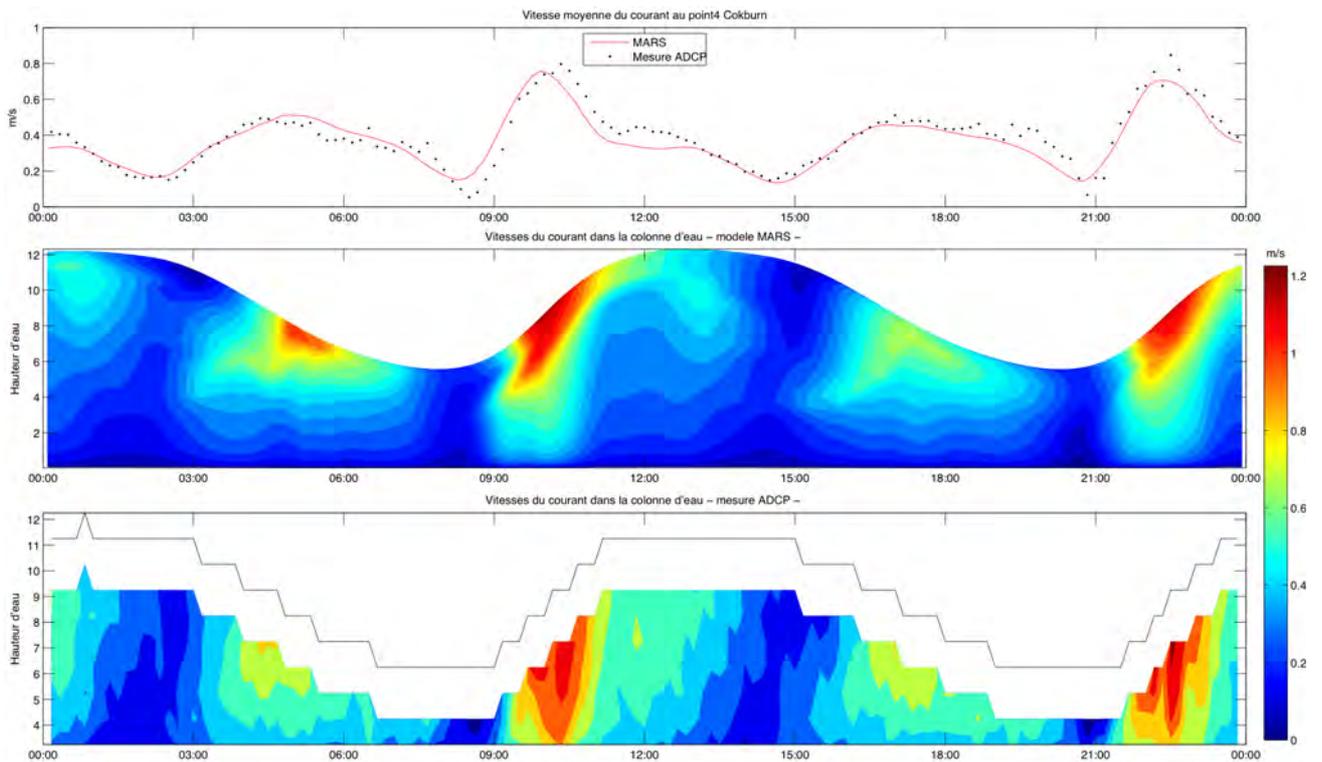


Figure 18. Comparaison modèle mesures au point Cokburn le 15/11/04. De haut en bas : intensité du courant moyen sur la colonne, intensité du courant modélisé, intensité du courant mesuré

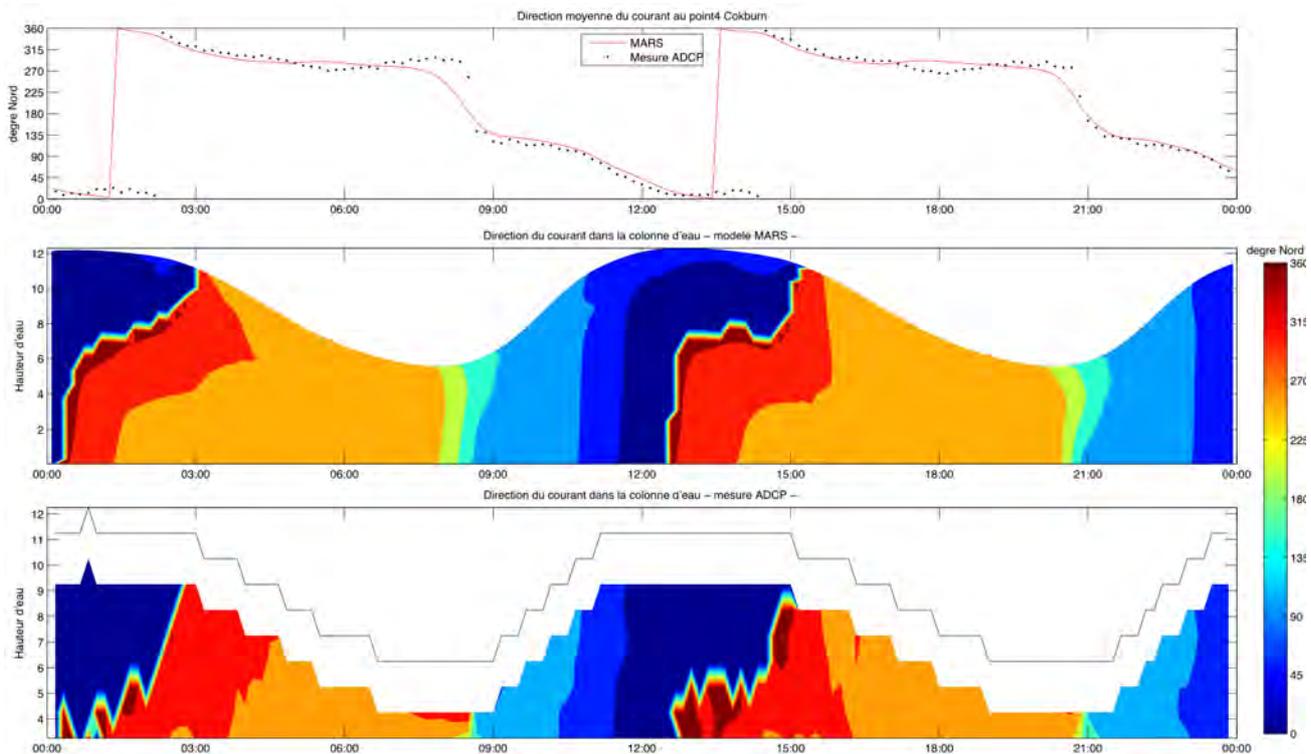


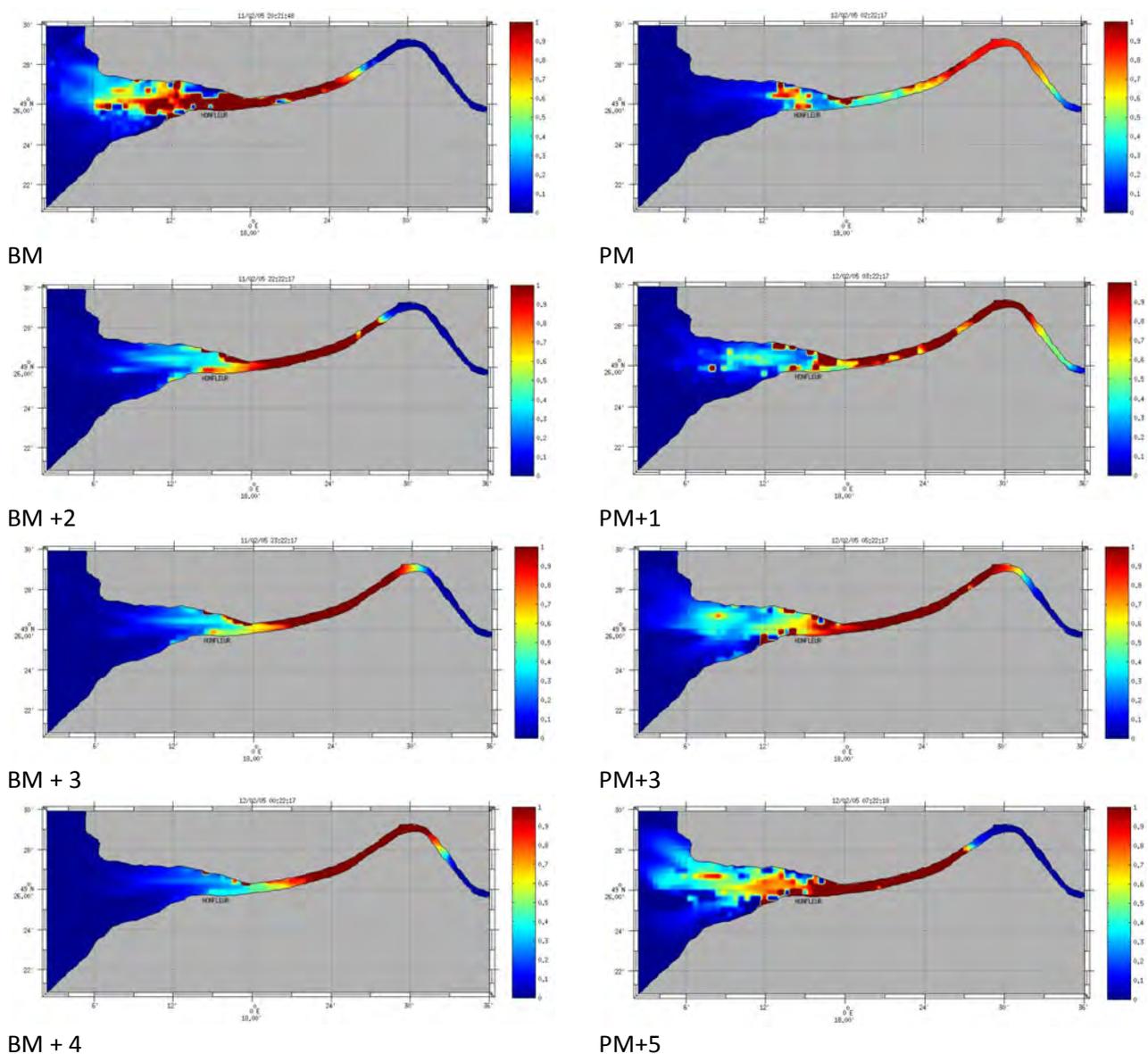
Figure 19. Comparaison modèle mesure au point Cokburn le 15/11/04. De haut en bas : Direction du courant moyen sur la colonne, Direction du courant modélisé, Direction du courant mesuré

Le modèle représente fidèlement l'intensité et la direction des courants au point Cokburn, à la fois en terme de courant moyen, mais également sur l'ensemble de la colonne. Les courants de flot sont supérieurs aux courants de jusant (Figure 18).

3.3.2 Dynamique sédimentaire et représentation du bouchon vaseux

Le rôle des sédiments dans le modèle biogéochimique est essentiel. En effet, les sédiments présents dans la colonne d'eau contribuent à la turbidité générale et influencent la pénétration de la lumière et ainsi la production primaire et de fait, la dynamique des éléments nutritifs. Ces remises en suspension des sédiments sont particulièrement importantes dans les zones côtières de faibles profondeurs, ainsi que dans les zones de fortes accumulations que sont les bouchons vaseux estuariens.

Une grande attention a été portée pour représenter le plus fidèlement possible la dynamique du bouchon vaseux. En effet, le maximum de turbidité dans l'estuaire évolue aussi bien en concentration qu'en localisation au cours d'un cycle tidal (basse-mer, pleine-mer). Le comportement du bouchon vaseux sur une simulation d'un cycle tidal d'une marée de vives-eaux (coeff 105) avec un débit moyen de 500 m³/s est décrite ci-dessous (Figure 20).



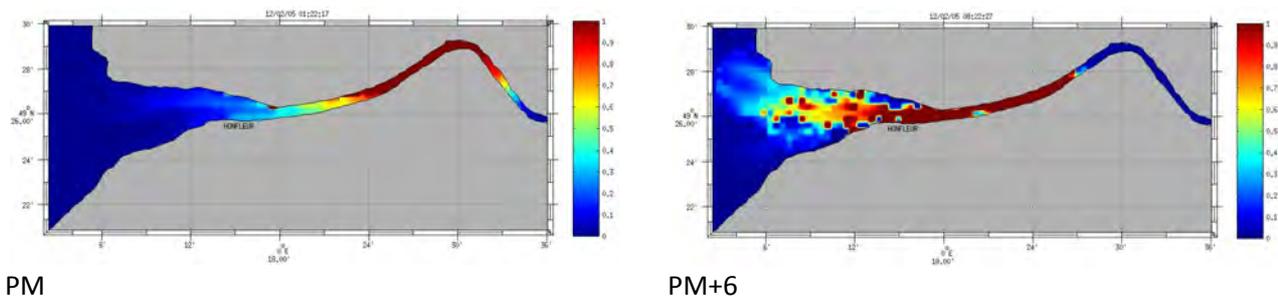


Figure 20. Dynamique du bouchon vaseux de la basse mer, du 11/02/2005 à 20h21 au 12/02/2005 à 20h21 à 8h22. Du bleu au rouge : du moins concentré au plus concentré.

A BM et BM+1, le bouchon vaseux est situé dans sa position la plus aval. Le panache de MES sort de l'estuaire. Les concentrations du maximum de turbidité sont supérieures à 2g/l à ce moment du cycle tidal. En effet, les hauteurs d'eau sont faibles, et les particules sont distribuées sur une petite épaisseur. A BM+2, le bouchon vaseux se déplace légèrement vers l'amont. A BM+3 et BM+4, au maximum de flot, l'érosion est importante. Cela se traduit par une augmentation de la quantité de matières en suspension. Le bouchon vaseux va migrer vers l'amont (Figure 20). A PM et PM+1, le bouchon vaseux est situé dans sa position la plus amont. Il se situe au niveau du Pont de Tancarville pour un débit moyen de 500m³/s. A PM+2 et PM+3, le bouchon vaseux se décante. Le courant de jusant est encore faible. De PM+4 à PM+6, le bouchon vaseux migre vers l'aval. Le jusant est bien établi et les particules sont remises en suspension. Le panache en embouchure de Seine se ré-établit (Figure 20). Si nous considérons que les limites du bouchon vaseux sont données pour une concentration de 0.1 g/l, alors le bouchon vaseux doit avoir pour une simulation en débit moyen et en vives-eaux, une longueur d'environ 25 km. Nous nous sommes attachés à ce que les principales caractéristiques du bouchon vaseux (Dupont et al., Brenon & Le Hir 1999) soient respectées :

- A basse mer, il est centré 2 à 3 km en amont de Honfleur (pk 352), avec une extension du panache en sortie d'estuaire (pk 377) et une limite amont autour du pk 340.
- A la pleine mer, il est centré aux environs du pk 340, avec la limite aval près de Honfleur (pk 354) et la limite amont au-delà du pont de Tancarville (pk 335).

Des mesures en continu (fréquence d'acquisition de 10 minutes) réalisées sur la station MAREL de Honfleur (Mesures Automatisés pour l' Environnement Littoral) ont permis de valider le modèle en MES (Matière En Suspension) en terme d'intensité de fluctuations de MES dans l'estuaire.

Une validation des MES sur une échelle de temps annuelle ou sur une période de vives-eaux mortes-eaux est importante. Pour cela, les mesures de la station MAREL Honfleur sont comparées aux résultats de la simulation. La figure 21 ci-dessous est réalisée à partir des mesures et de la simulation de l'année 2006 (avril - novembre). La station MAREL fournit des données de turbidité alors que le modèle fournit lui des concentrations en MES (en g/l). La relation utilisée pour convertir les données turbidité MAREL en concentration de matière en suspension est la suivante (Le Hir et Waeles, comm pers.) : MES (g/l)=0.00128* turbidité (NTU). Cette comparaison montre une reproduction satisfaisante des concentrations en MES. Les pics de MES correspondent aux périodes de vives-eaux. La concentration de MES peut atteindre les 2 g/l lors des différentes vives-eaux.

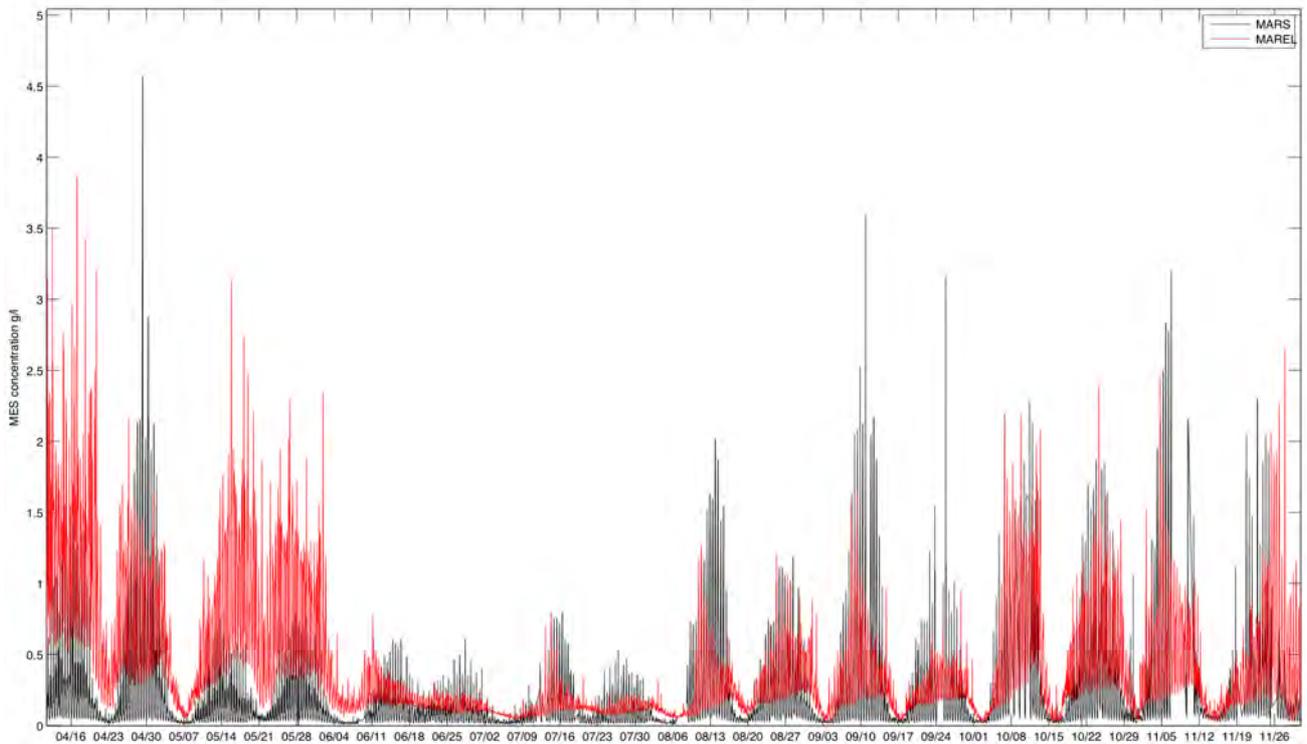


Figure 21. Comparaison Marel Honfleur (Rouge) versus modèle (Noir) pour la période avril-novembre 2006

Cette comparaison montre une reproduction satisfaisante en phasage et en ordre de grandeur des concentrations en MES sur un cycle annuel. Les pics correspondent aux périodes de vives-eaux. La figure 22 compare également les mesures MAREL et les résultats du modèle, cette fois sur une période plus courte de 30 jours en février-mars 2005 afin de s'assurer que le modèle est correctement « phasé » sur les cycles érosion-dépôt de sédiments dans l'estuaire. Les ordres de grandeur de MES sont également cohérents.

Le modèle Baie de Seine atteint donc les objectifs fixés en ce qui concerne la partie hydrodynamique et dynamique sédimentaire. L'hydrodynamique simulée est cohérente aussi bien à l'échelle de la Baie qu'à l'intérieur de l'estuaire. Le bouchon vaseux est correctement représenté par le modèle et contribuera ainsi à limiter la production primaire dans l'estuaire et le champ proche de l'embouchure de Seine.

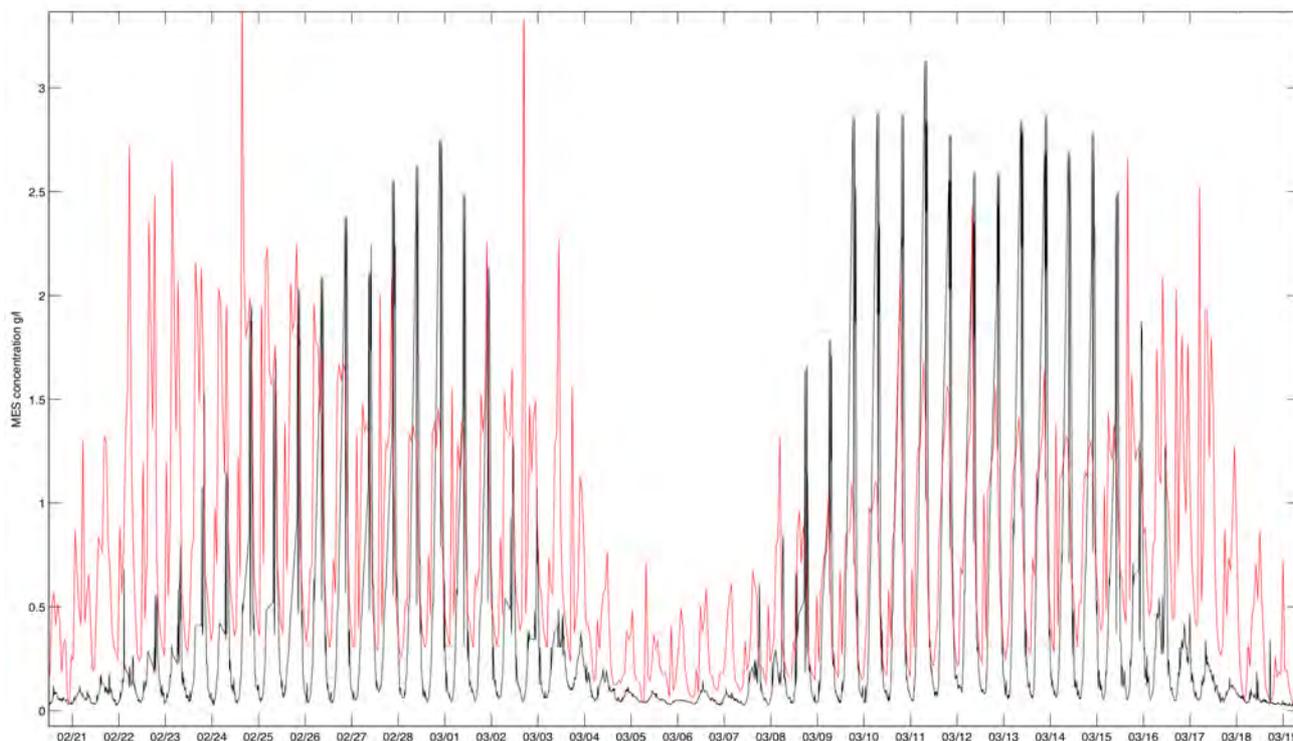


Figure 22. Comparaison des mesures Marel à Honfleur (Noir) versus résultats du modèle (Noir) pour une période de 30 jours (fév-mars 2005)

3.3.3 Nutriments et production primaire

Les résultats de validation suivants présenteront conjointement les diagnostics et performances des deux emprises utilisées dans le cadre du projet NEREIS, à savoir l'emprise Manche et l'emprise Baie de Seine. Le modèle d'écosystème a été validé sur ses deux emprises avec les données du RHLN (Réseau Hydrologique du Littoral Normand) aux points Ouistreham, Cabourg et Antifer pour les variables salinité, température chlorophylle a , nitrate, silicates et phosphates (Figure 23). L'évolution des sels nutritifs en Baie de Seine est assez bien reproduite, tant pour la décroissance estivale liée à la consommation par le phytoplancton que la remontée automnale liée en partie à la régénération et à l'augmentation des débits de la Seine. Bien que certains pics estivaux de chlorophylle ne soient pas simulés correctement par le modèle (notamment à Cabourg), celui-ci reproduit globalement bien le cycle annuel de chlorophylle et les niveaux moyens aux différents points de mesures.

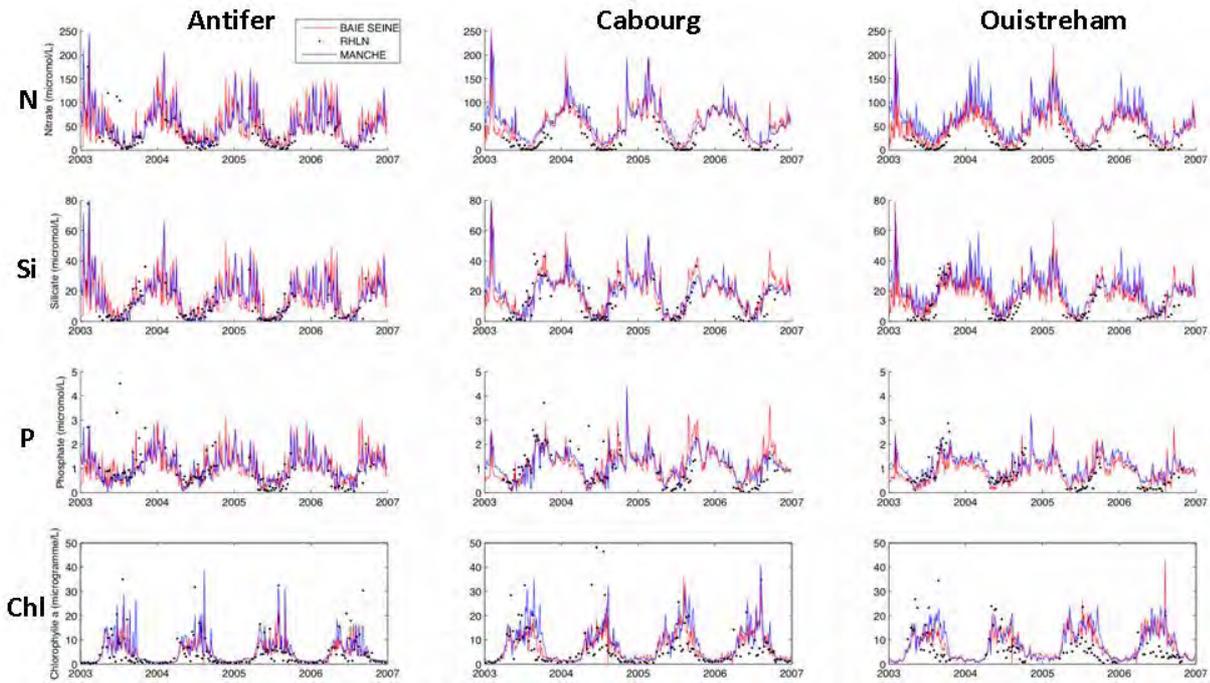


Figure 23. Comparaison des résultats des deux emprises du modèle (trait rouge : Baie de Seine ; trait bleu : Manche) et mesures (points) pour, de haut en bas, l'azote, la silice, les phosphates et la chlorophylle a aux trois stations Antifer, Cabourg, Ouistreham.

Le serveur Nausicaa de l'Ifremer (<http://wwz.ifremer.fr/dyneco/Realisations/Serveur-d-images-satellitaires-Nausicaa>) permet d'avoir accès aux images satellites journalières de la chlorophylle *a* de surface à partir du capteur MODIS. Elles permettent de sélectionner une image instantanée de l'emprise, de la forme et du niveau des efflorescences. Les figures 24 à 26 comparent quelques-unes de ces images entre juillet et août 2005 aux sorties des 2 emprises du modèle aux mêmes instants.

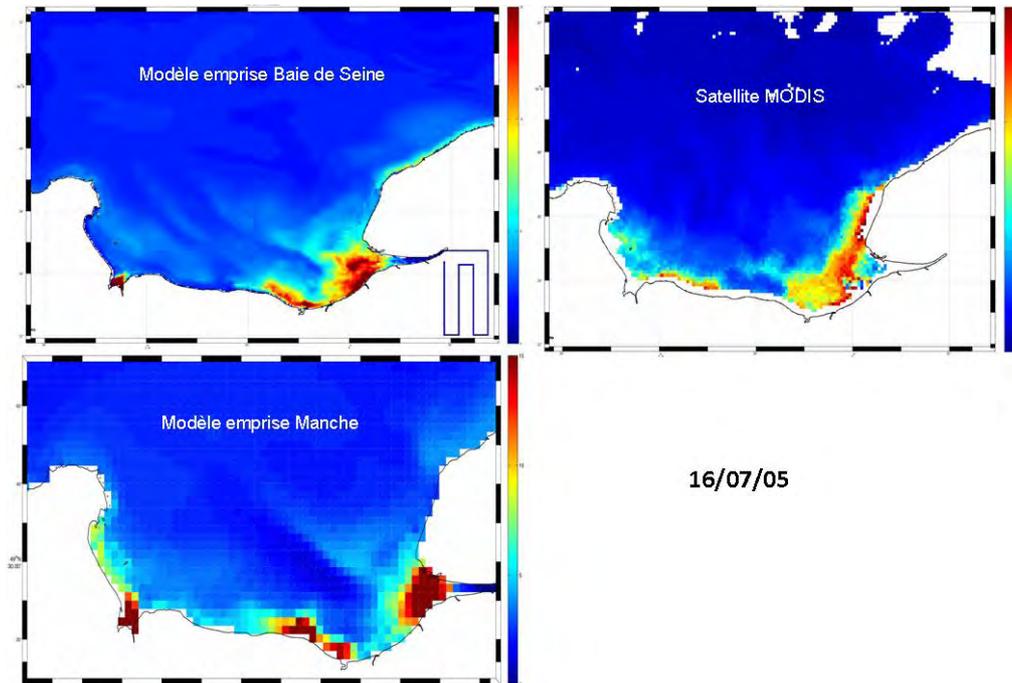


Figure 24. Chlorophylle *a* simulée par le modèle baie de Seine (en haut à gauche), le modèle Manche (en bas à gauche) et mesurée par le capteur MODIS le 17 juillet 2005 (échelle : 0 à 15 $\mu\text{g.L}^{-1}$)

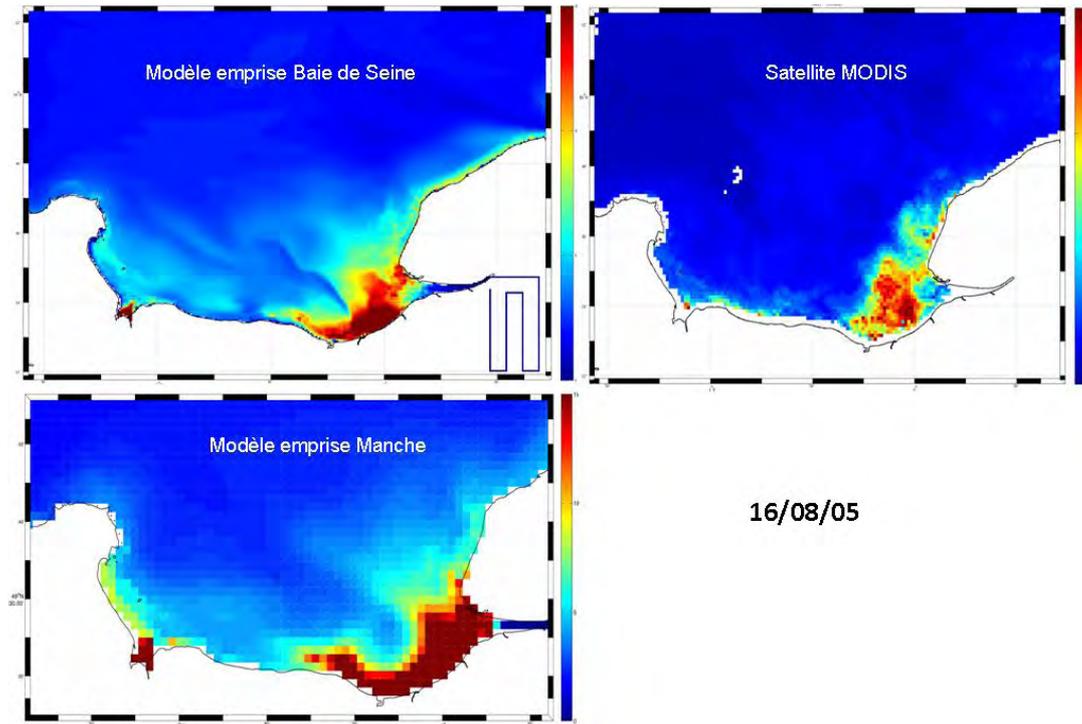


Figure 25. Chlorophylle *a* simulée par le modèle baie de Seine (en haut à gauche), le modèle Manche (en bas à gauche) et mesurée par le capteur MODIS le 16 août 2005 (échelle : 0 à 15 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)

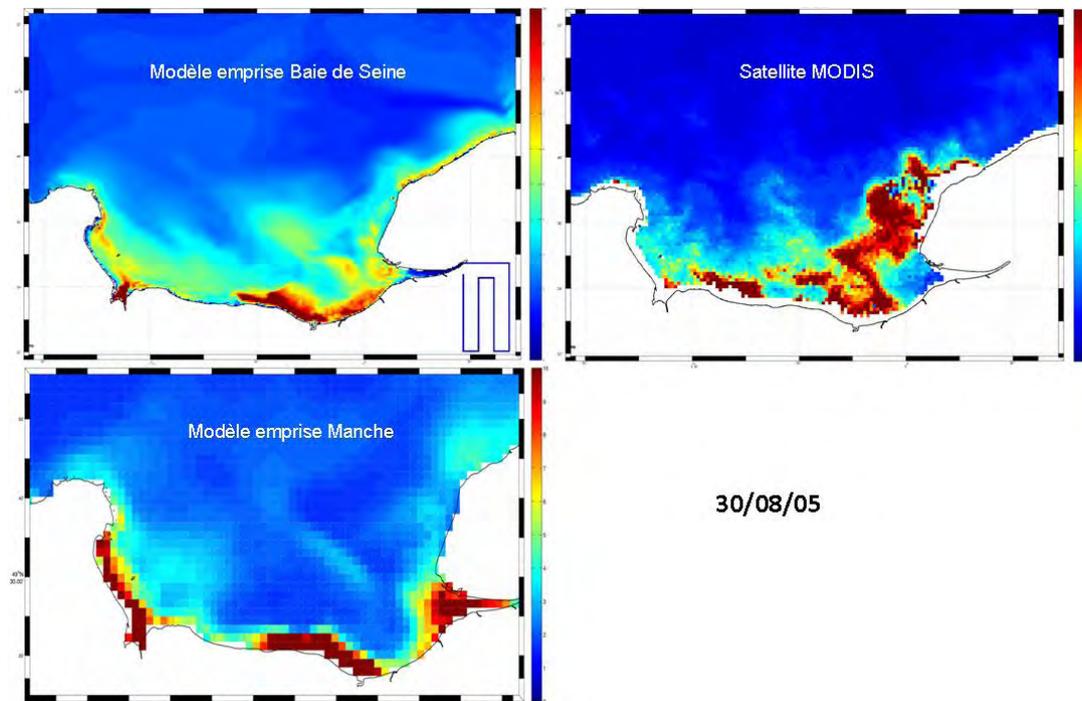


Figure 26. Chlorophylle *a* simulée par le modèle baie de Seine (en haut à gauche), le modèle Manche (en bas à gauche) et mesurée par le capteur MODIS le 30 août 2005 (échelle : 0 à 10 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)

La comparaison entre modèles et satellite montre que globalement le modèle reproduit relativement bien la localisation et la structure spatiale des efflorescences. Le modèle Baie de Seine, plus fin, reproduit nettement mieux la position des blooms et leur intensité que le modèle Manche. Ceci est le résultat de la simulation explicite dans ce modèle du bouchon vaseux et donc d'une simulation réaliste de la turbidité dans l'estuaire et à l'embouchure. Le modèle Baie de Seine et l'image satellite montrent la zone moins productive de l'embouchure liée à une limitation de la production primaire par les fortes turbidités du secteur. Le modèle Manche, qui lui ne simule pas explicitement le bouchon vaseux, a ainsi tendance à surestimer la concentration en chlorophylle *a* dans la zone du panache et surtout à l'embouchure. Toutefois, les résultats de ce modèle restent tout à fait acceptables et les comparaisons avec les images satellites ne remettent pas en cause sa validité.

3.3.4. Validation qualitative et indirecte sur des évènements toxiques

C'est en raison d'évènements de développements d'algues toxiques en Baie de Seine, entraînant régulièrement des interdictions de pêche, que des réseaux de données se sont mis en place dans ce secteur et plus largement le long des côtes normandes à l'initiative de l'IFREMER (REPHY, Le Réseau de Surveillance phytoplanctonique créé en 1984 ; RHLN, réseau hydrologique du Littoral normand créé en 2000, puis étendu en 2002 en partenariat avec l'Agence de l'Eau Seine Normandie).

Une façon indirecte de valider le modèle est de regarder sa réponse sur des évènements de toxicité importante survenus dans la zone. Les 2 "espèces" les plus problématiques en Baie de Seine sont la diatomée du genre *Pseudo-Nitzschia sp.* et le dinoflagellé du genre *Dinophysis sp.* Le développement de ces deux groupes phytoplanctoniques en Baie de Seine est à l'origine de la fermeture ponctuelle des pêcheries de coquilles Saint Jacques et de moules sur la zone, et peut donc avoir de lourdes conséquences sur l'activité économique des exploitants en Baie de Seine. Historiquement, deux crises majeures ASP (Amnesic Shellfish Poisoning, toxicité due à *Pseudo-Nitzschia sp.*) se sont produites en 2004 et 2011 et ont entraîné la fermeture totale et partielle de la pêche de coquilles Saint Jacques (CSJ) en Baie de Seine. En 2005, une toxine produite par *Dynophysis sp.* (DSP - Diarrheic Shellfish Poisoning) a également engendré des interdictions de pêche dans cette zone.

- **Crise ASP de 2004 à *Pseudo-Nitzschia***

En 2004, la pêche à la Coquille Saint-Jacques a été fermée sur des zones couvrant une grande étendue de la zone côtière de la Baie de Seine. Cette crise peut être qualifiée de « sans précédent », la particularité de celle-ci étant la grande étendue de la contamination (très au large) (Figure 27).

Au mois de septembre 2004, le modèle reproduit une efflorescence importante de diatomées qui dure une quinzaine de jours. Celle-ci débute le long des côtes du Calvados dans le secteur de Cabourg, puis le bloom monte en intensité et se développe plus au large dans l'axe de la paléo-vallée de la Seine. Il s'étend progressivement en superficie jusqu'à occuper toute la moitié Est de la Baie de Seine puis va « s'éteindre » progressivement le long des côtes de Seine-Maritime. Cet épisode est intéressant puisque que le modèle montre un bloom important de diatomées à l'automne 2004, qui de plus occupe une grande partie de la Baie de Seine (ce qui est beaucoup moins fréquent) et une crise ASP généralisée, liée à *Pseudo-Nitzschia*, a été observée à cette période.

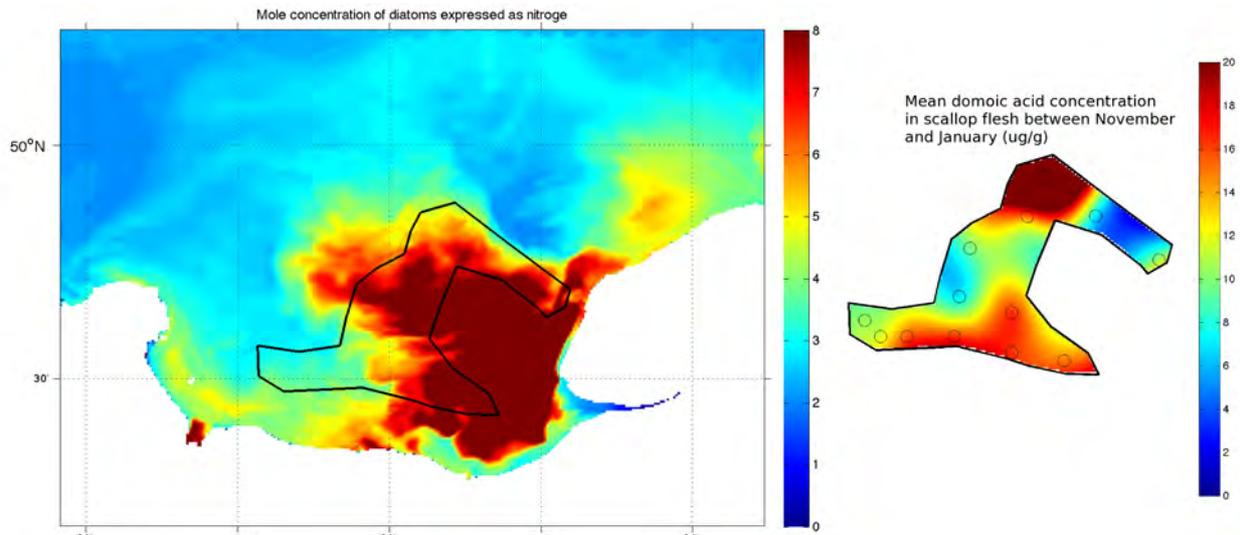


Figure 27. à gauche, image instantanée de la concentration du modèle en diatomées en septembre 2004. à droite, concentration moyenne d'acide domoïque mesuré dans les chairs de coquilles Saint Jacques (CSJ) entre novembre 2004 et janvier 2005.

- **Crise DSP de 2005 à Dinophysis et validation par le modèle**

La variable « dinoflagellés » simulée aussi par le modèle, présente l'intérêt de représenter une classe phytoplanctonique au sein de laquelle existent des espèces potentiellement toxiques. Dans cette catégorie, on trouve *Dinophysis* (toxine diarrhéique) qui apparaît de manière récurrente en Baie de Seine entraînant des interdictions de consommation de coquillages. Il est difficile de comparer les sorties du modèle pour cette variable exprimée globalement par un contenu en azote ($\mu\text{mol.l}^{-1}$) aux observations faites par le REPHY (réseau de surveillance phytoplanctonique de l'Ifremer) exprimées en nombre de cellules par litre. De plus ces comptages présentent une grande diversité dans la succession des genres des organismes au cours de l'année. Toutefois, une validation indirecte a pu être obtenue en mettant en parallèle la valeur du maximum annuel simulé en Baie de Seine pour les deux emprises du modèle et le nombre d'évènements toxiques dû à *Dinophysis* comptabilisé chaque année en Baie de Seine (Figure 28).

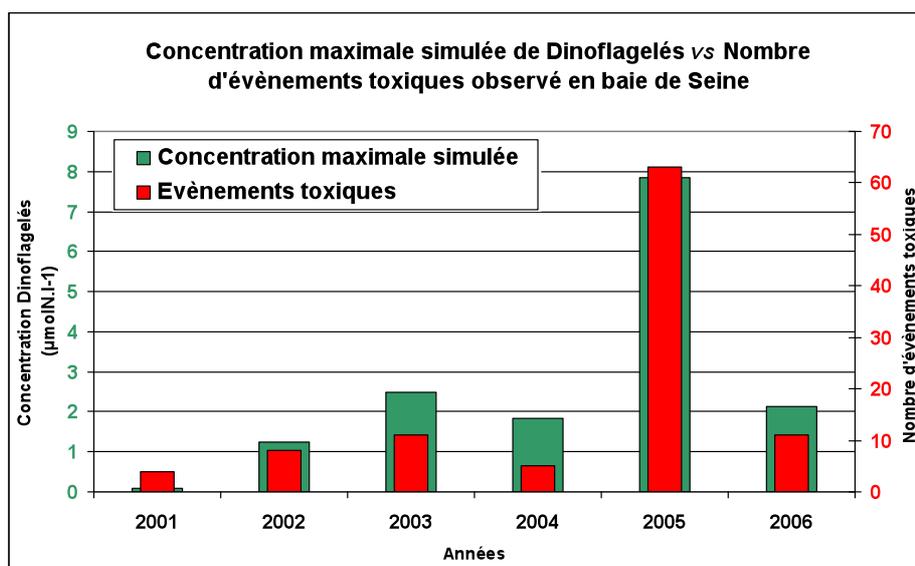


Figure 28. Concentrations maximales annuelles simulées comparées aux nombres d'évènements toxiques liés à *Dinophysis* observés chaque année en Baie de Seine.

Une très bonne corrélation est observée entre la simulation et les observations. L'année 2005, connue en Baie de Seine comme une année à crise sévère à la toxine DSP due à l'algue *Dinophysis sp.*, est également l'année que le modèle identifie comme l'année où la concentration en dinoflagellés est la plus forte. Par ailleurs, les fluctuations interannuelles simulées du maximum montrent globalement les mêmes évolutions que les observations de toxicité. Même si cette comparaison est indirecte et reste qualitative, elle illustre la capacité du modèle à simuler globalement les tendances interannuelles pour les dinoflagellés et d'identifier les années plus ou moins favorables. Néanmoins, il convient de prendre cette comparaison avec précaution dans la mesure où une forte biomasse de Dinophytes n'est pas obligatoirement corrélée à une forte concentration en toxine DSP.

3.4. Le phytoplancton en Baie de Seine : 10 ans de données en chlorophylle, *Pseudo-Nitzschia* et *Dinophysis*

Les données de chlorophylle sont donc disponibles par le biais de ces réseaux sur 17 stations côtières de la Baie de Seine échantillonnées régulièrement pour la période 2000-2010. D'autre part, ce pool de données est complété par des stations plus au large, échantillonnées dans le cadre de missions spécifiques. Etant donné la multiplicité des contraintes à chaque site, une première étape a consisté à calculer une moyenne de la concentration en chlorophylle annuelle pour toute la Baie, ce qui permet d'obtenir une valeur intégrée qui a été reliée aux flux entrants. Le test statistique "Seasonal Kendall" destiné à mettre en évidence des tendances saisonnières fait apparaître une diminution significative des valeurs annuelle et estivales de la chlorophylle au cours de 10 dernières années, ($p < 0.01$ pour les deux cas) en cohérence avec les diminutions en phosphore observées (Figure 29).

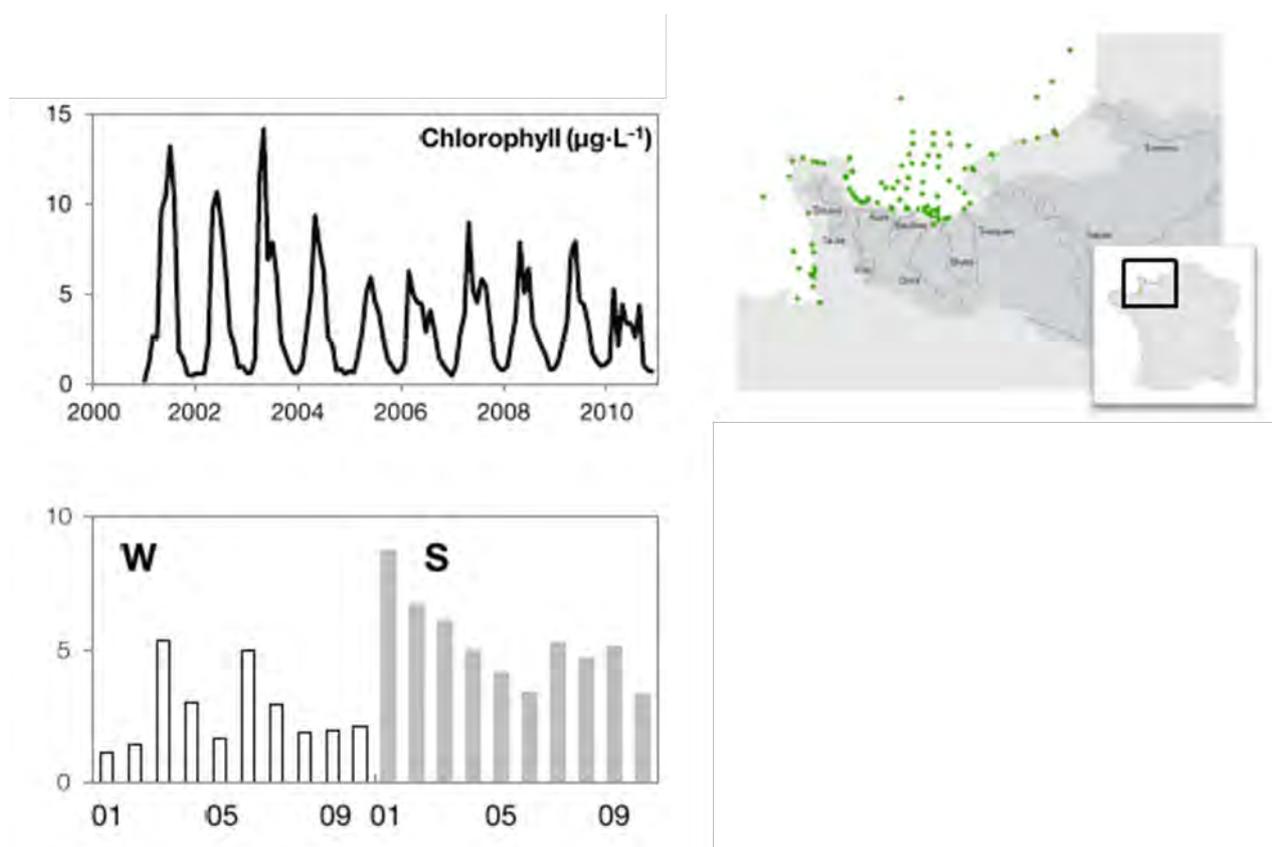


Figure 29. Evolution de la concentration moyenne en chlorophylle au cours de la période de 2000 à 2010 (en haut, à gauche) pour les 17 stations du RHLN (cf carte en haut à droite). En bas, évolution des moyennes hivernale (W) et estivale (S).

Avec les données du REPHY, nous avons cherché à comprendre les changements de concentrations en chlorophylle en fonction des deux groupes fonctionnels dominants à l'origine des crises de toxicité en Baie de Seine, les diatomées et les dinoflagellés présentés ci-dessus (Belin et al. 1995, Videau et al. 1998). De même que pour les valeurs de chlorophylle, nous avons moyenné les valeurs de plusieurs stations que nous considérons représentatives de l'ensemble de la Baie. Pour les dinoflagellés, nous observons une diminution générale des concentrations moyennes mensuelles, des diatomées et des dinoflagellés, alors que les diminutions des maximums par mois sont moins évidents (Figure 30).

En examinant les espèces des deux groupes connus pour présenter des épisodes de toxicité, *Pseudo-Nitzschia spp.* pour les diatomées et *Dinophysis spp.* pour les dinoflagellés, il existe des années avec des maximum d'abondances relativement faibles, mais des épisodes toxiques nombreux. C'est exactement le cas en 2004 pour *Pseudo-Nitzschia spp.* et en 2005 pour *Dinophysis spp.*, ce qui montre que si le phosphore semble contrôler en partie l'intensité des blooms, il ne contrôle pas nécessairement les épisodes toxiques (Figure 30). Il faut de plus noter que toutes les espèces du genre *Pseudo-Nitzschia* ne sont pas toxiques.

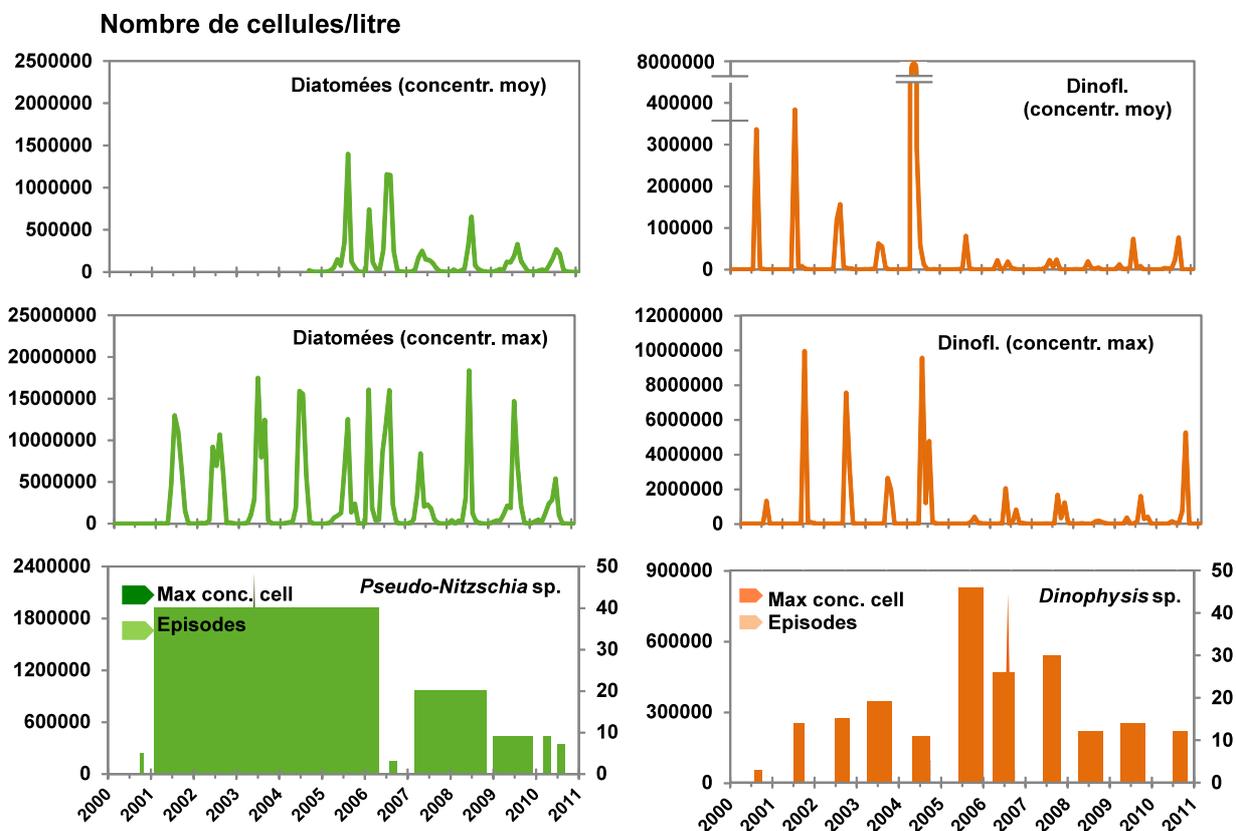


Figure 30. Evolution temporelle des diatomées et dinoflagellés (moyennes pour les différentes stations de la Baie de Seine, des nombres de cellules par mois, entre 2000 et 2010). En bas, évolution des maximums mensuels du nombre de cellules des deux genres *Pseudo-Nitzschia spp* et *Dinophysis spp* et du nombre d'épisodes de toxicité.

4. Comment combattre l'eutrophisation ? Exploration de scénarios

Cette chaîne de modélisation a été utilisée pour simuler deux scénarios: 1/ celui de la Directive Cadre sur les eaux résiduaires urbaines (DERU, nommé SWT), conduisant principalement à la réduction des apports de phosphore d'origine ponctuelle 2/ un scénario considérant une agriculture biologique (ORGFARM) sur tout le bassin, qui réduit donc en plus, les apports diffus d'azote (SWT + ORGFARM). Au final, les 3 scénarios (référence, SWT et ORGFARM) dont nous disposons, ont été explorés sur une période de 7 ans entre 2000 et 2006.

4.1 Impact des scénarios en termes de flux de nutriments

Avec le modèle de bassin versant Seneque/Riverstrahler, on peut voir que le scénario sur la mise aux normes des stations d'épuration produit un abattement significatif en termes de flux de phosphore à Poses (Figure 28). Par contre le scénario portant sur l'agriculture biologique n'a pas d'effet additionnel. Cela vient du fait que le Phosphore provient surtout de sources ponctuelles.

En ce qui concerne les apports azotés, si le SWT modifie assez peu les flux d'azote malgré les traitements en STEP, les mesures agricoles les diminuent d'un facteur supérieur 2. Ceci est dû au fait que les nitrates proviennent essentiellement des apports diffus par l'agriculture. Concernant la silice (non présentée ici), les scénarios n'aboutissent pas à des effets notoires.

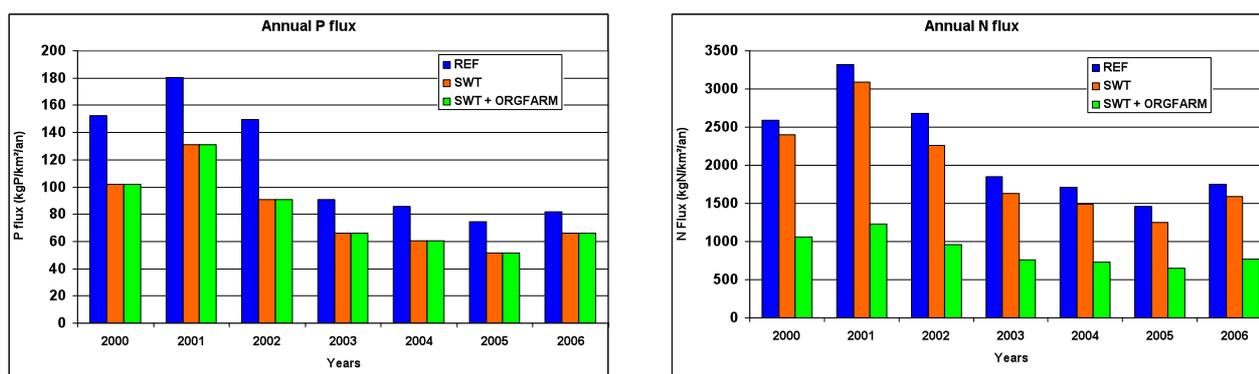


Figure 31. A gauche, flux annuel de phosphore à Poses et à droite flux annuel d'azote pour la situation de référence en 2006 et pour les deux scénarios testés (SWT : traitement des eaux résiduaires urbaines ; SWT+ORGFARM : avec en plus un scénario irréaliste d'agriculture biologique sur l'ensemble des bassins

4.2 Impact sur le milieu marin

4.2.1 Effets sur les moyennes inter-annuelles en chlorophylle

La figure 32 présente la réponse en milieu marin de l'effet des scénarios en terme de concentrations moyennes annuelles en chlorophylle sur les 7 années de simulation. Ce résultat est issu du modèle Baie de Seine et la zone présentée et le secteur de l'embouchure de Seine, zone connue pour ses problèmes récurrents d'eutrophisation. On peut voir un effet significatif des scénarios en terme de niveaux moyens d'eutrophisation. Cependant, si on regarde plus précisément pendant les périodes productives, les concentrations en chlorophylle restent tout de même élevées.

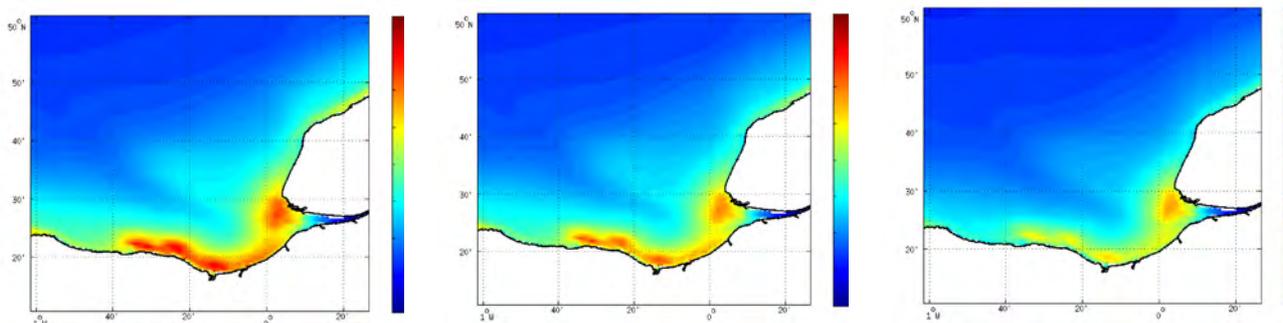


Figure 32. Moyenne interannuelle 2000-2006 des concentrations en chlorophylle a. De gauche à droite : situation de référence, scénarios SWT et ORGFARM.

4.2.2 Effets sur les principales classes de phytoplancton

Les conséquences des réductions des flux azotés et phosphorés sur l'écosystème ont été appréciées grâce au modèle en regardant notamment de combien les maximums annuels des concentrations des variables phytoplanctoniques diatomées et dinoflagellés étaient impactées (Figure 33). Ces effets ont été examinés en Baie de Seine à l'aide des deux emprises du modèle et plus généralement en Manche Est avec le modèle Manche.

- En Baie de Seine

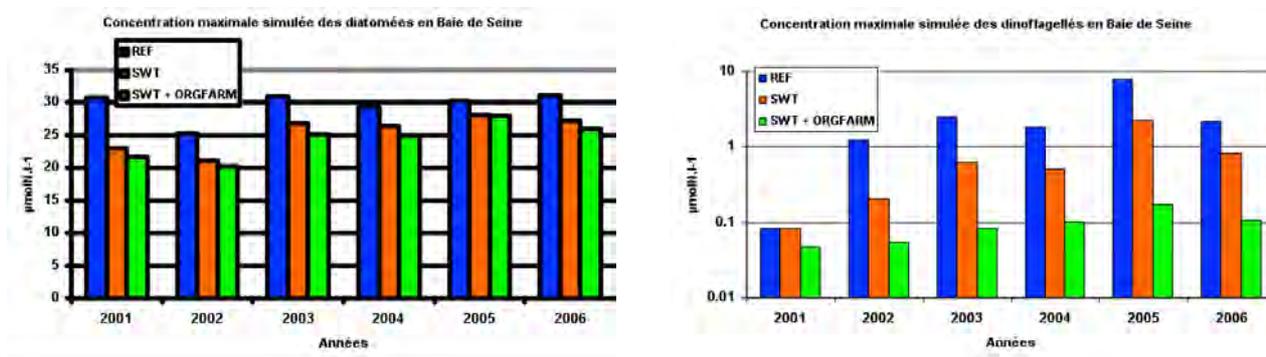


Figure 33. Impact des scénarios en Baie de Seine sur les maximums annuels simulés en diatomées (gauche) et dinoflagellés (droite). Référence en bleu, SWT en orange et SWT+ORGFARM en vert.

Pour les deux scénarios SWT et SWT+ORGFARM, le niveau maximum de diatomées diminue, mais reste à des valeurs fortes comprises entre 20 et 30 µmol/L. Les diatomées forment l'essentiel de la biomasse de microalgale en Baie de Seine. Ainsi, même en cas d'apports phosphorés et azotés réduits, la Baie de Seine reste une zone naturellement productive. Ceci est cohérent avec les résultats d'une précédente étude sur le même secteur (Cugier et al., 2005) où des réductions théoriques encore plus importantes dans des scénarios dits « pristine » (c-à-d. pas d'activité humaine sur le bassin versant, les sols n'étant occupés que par des forêts) et « agriculture du XVIII^{ème} siècle » ont montré un effet similaire.

Par contre, l'impact sur les dinoflagellés simulé ici est beaucoup plus drastique avec une réduction d'un facteur 3 à 5 du maximum annuel pour le scénario « SWT » et pouvant atteindre un facteur 20 à 40 pour le scénario ajoutant l'agriculture biologique (SWT+ORGFARM).

Le scénario, instaurant l'agriculture biologique sur tout le bassin versant bien que théorique car irréalisable pour des raisons politiques et socio-économiques, permet toutefois une évaluation de l'impact des pratiques agricoles sur l'état d'eutrophisation de la Baie de Seine. Si l'impact sur la productivité de la Baie de Seine reste modéré (cf. la biomasse des diatomées), il est par contre radical sur les dinoflagellés voire potentiellement aussi sur un genre toxique comme *Dinophysis*. Sans aller jusqu'à ce scénario extrême, le scénario de mise aux normes des stations d'épuration montre qu'un effet substantiel sur les dinoflagellés et donc sur *dinophysis* pourrait être attendu, ce qui montre que toute mesure en agriculture pourraient être bénéfique aux situations de crises. La figure 34 ci-dessous illustre également les effets attendus de ces scénarios sur la zone de Cabourg (diatomées à gauche et dinoflagellés à droite).

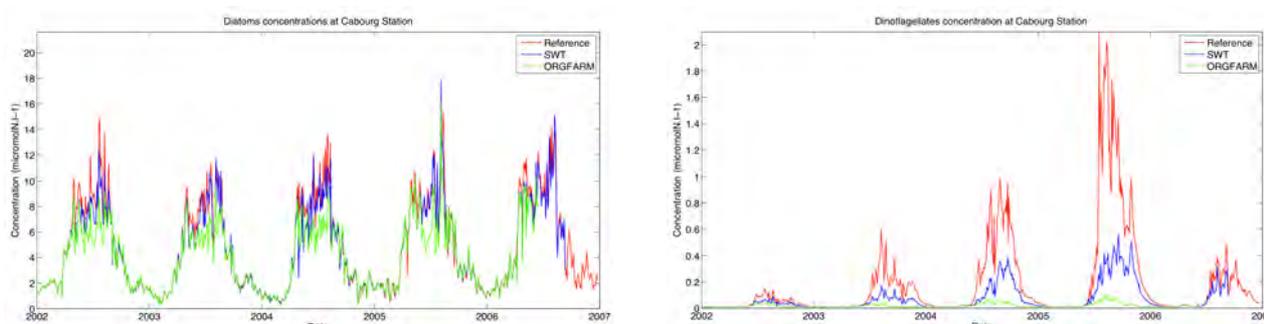


Figure 34. Impact des scénarios sur l'évolution temporelle des diatomées (gauche) et des dinoflagellés (droite) au point Cabourg. Référence en rouge, SWT en bleu, et SWT+ORGFARM en vert.

- **Sur la Manche Est**

Le paragraphe précédent s'est focalisé sur l'effet des scénarios en Baie de Seine mais, la Seine étant l'apport majeur en Manche- Est, il est également intéressant de s'interroger sur l'effet plus général à cette échelle. Le même type d'analyse (Figure 35) a donc été réalisé en « aval » du panache de la Seine, c-à-d sur toute la zone côtière française de la Manche à l'Est du Cap d'Antifer jusqu'au Pas-de-Calais.

Une diminution du maximum annuel est également observée en Manche-Est que ce soit pour les diatomées ou les dinoflagellés. L'impact sur les diatomées reste modéré comme en Baie de Seine (Figure 35). Les dinoflagellés sont, de la même manière, plus fortement impactés mais les écarts à la référence sont légèrement moins élevés (Figure 36). Ceci résulte sans doute de la contribution d'autres sources nutritives comme la Somme et/ou l'azote d'origine marine, au large.

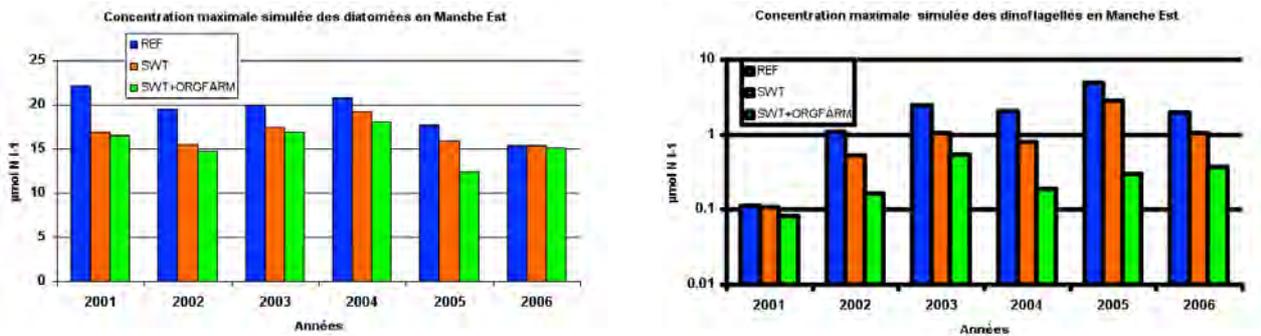


Figure 35. Impact des scénarios en Manche est sur les maximums annuels simulés en diatomées (gauche) et dinoflagellés (droite)

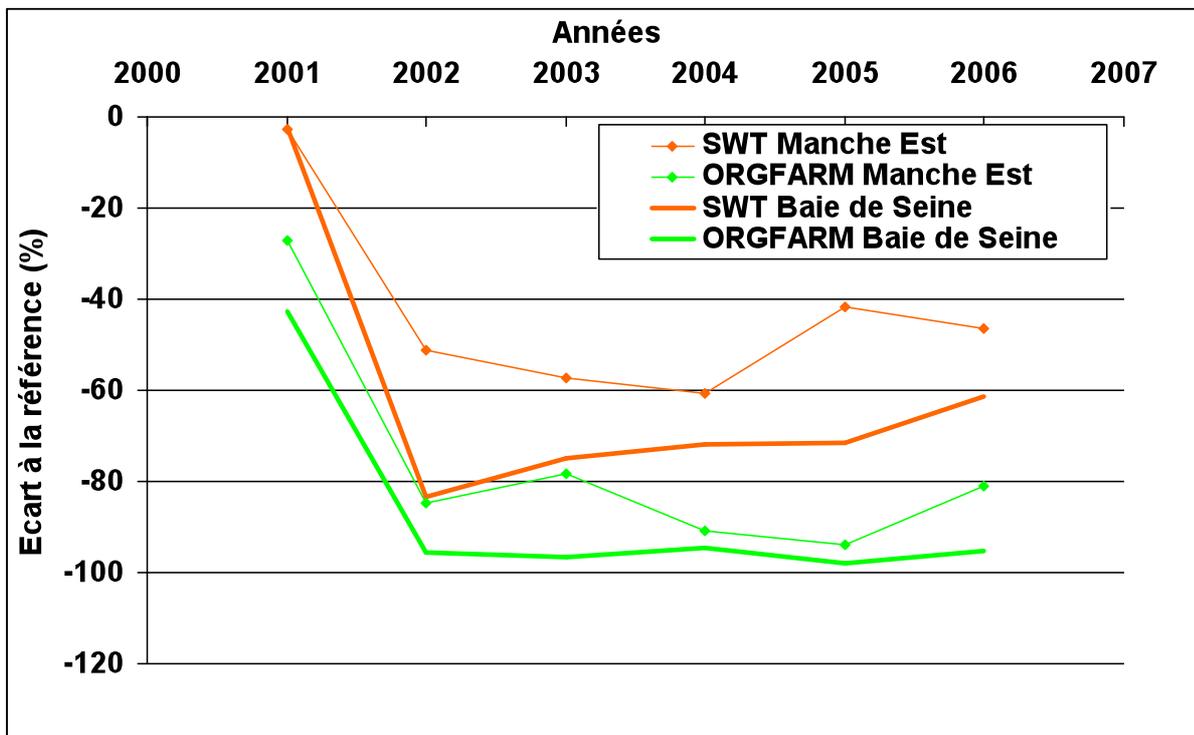


Figure 36. Ecart à la référence du maximum absolu de dinoflagellés pour chacun des scénarios en Baie de Seine et sur la zone côtière de Manche-Est.

La figure 37 montre les cartes du maximum des concentrations des diatomées et des dinoflagellés pour la référence et chacun des 2 scénarios pour l'année 2005. Ces cartes de maximums ne correspondent pas à une situation instantanée réelle mais à un maximum absolu sur l'année. Dans chacune des mailles du modèle, la valeur maximale rencontrée dans l'année est retenue et représentée. Ainsi les valeurs maximales représentées sur une carte peuvent être apparues à des instants différents. Cette représentation montre notamment une diminution proportionnellement moins forte des concentrations maximales de dinoflagellés sur la zone côtière de Manche Est qu'en Baie de Seine.

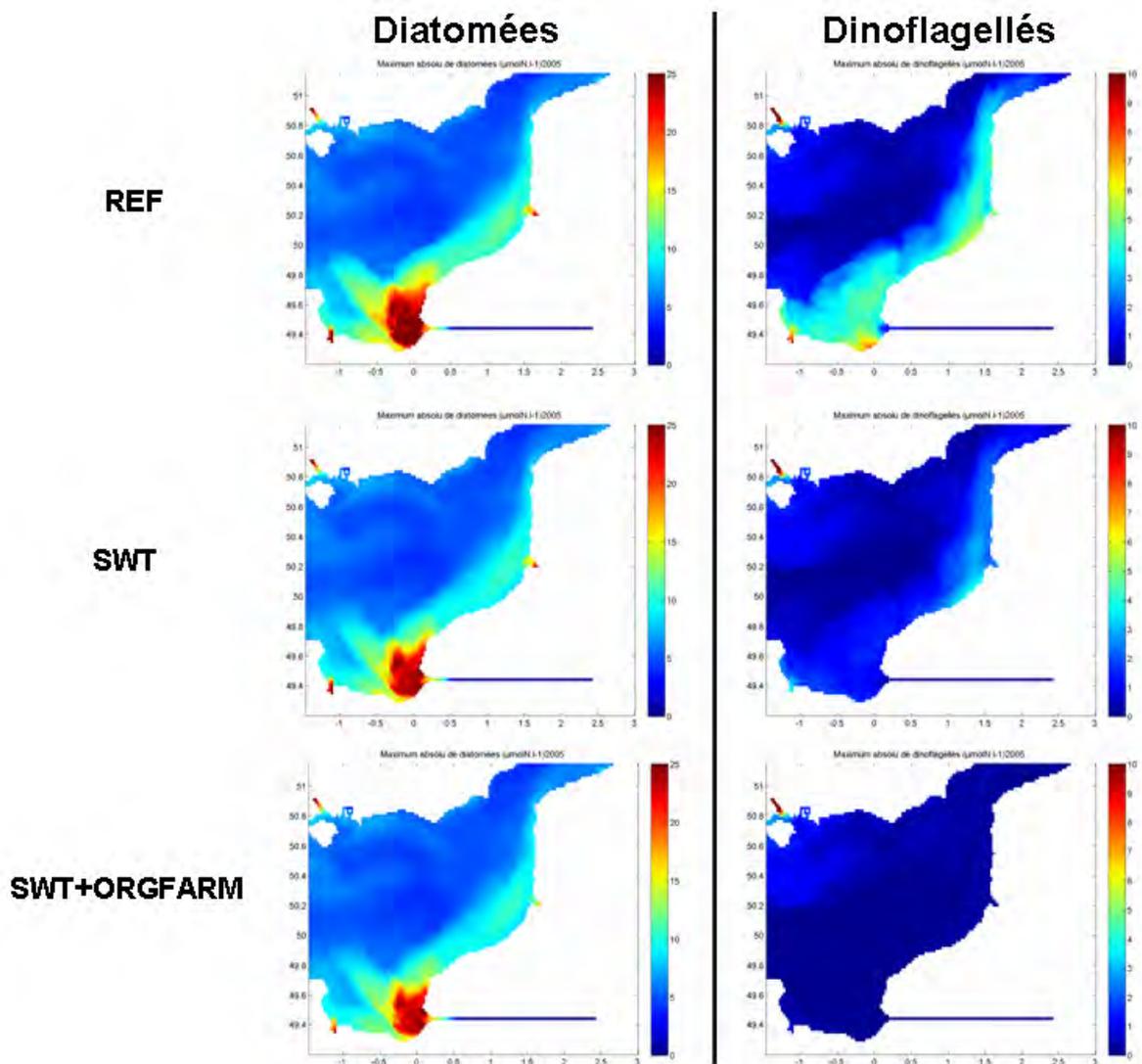


Figure 37. Carte des maximums annuels des diatomées et des dinoflagellés pour l'année 2005 pour la situation de référence et pour les 2 scénarios

4.2.3 Impact des scénarios sur l'extension spatio-temporelle des blooms

Une des perspectives dans l'analyse de scénarios pourrait être de regarder l'effet des ceux-ci sur l'extension spatio-temporelle des blooms. Pour cela, une méthode est d'utiliser des sorties haute fréquence du modèle, dans laquelle sont analysées les différences entre les trajectoires des centres de masse des blooms. La figure XXX compare les trajectoires des centres du bloom de diatomées de septembre 2004 pour chacun des scénarios. La trajectoire colorée en trait plein correspond à la simulation de référence, la couleur étant dépendante de la valeur du maximum du bloom (maximum du bloom au large en rouge). Les points bleus et verts non reliés pour plus de visibilité, correspondent aux positions des centres de masse des 2 scénarios SWT et SWT+ORGFARM. Il apparaît que pour les deux scénarios, les blooms semblent devenir plus côtiers (Figure 38). En effet, les apports nutritifs étant moins importants pour ces deux scénarios, on peut supposer que ceux-ci soient consommés plus rapidement dans le milieu limitant ainsi l'extension spatiale des blooms.

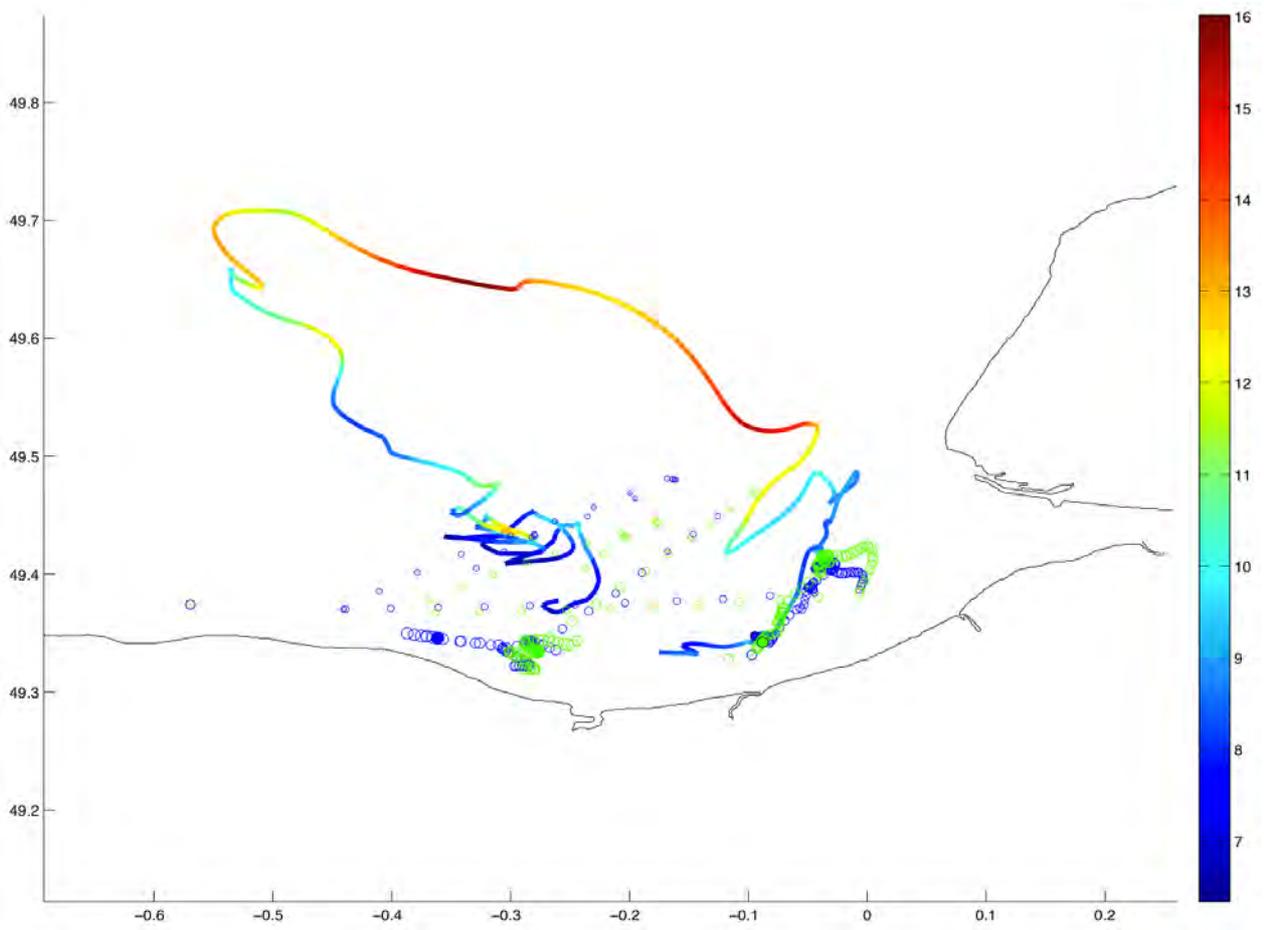


Figure 38. Trajectoire des centres de masses des blooms exprimés en μg chlorophylle a/l . (trait plein : référence ; ronds bleus : scénario SWT ; ronds verts scénario ORGFARM.)

5. Conclusions et perspectives ; questionnements nouveaux

Ce projet NEREIS nous a permis de réactiver une chaîne de modélisation, mise en place il y a presque 10 ans avec des versions réactualisées des modèles de réseau hydrographique et marin/zone côtières. Au cours de ces dernières années, le modèle Riverstrahler avait été encapsulé dans un applicatif géoréférencés Seneque (Ruelland et al., 2007) et le modèle marin, basé sur le code SiAM-3D est devenu le modèle Mars-3D (Lazure & Dumas, 2008). La chaîne de modélisation appliquée alors au continuum Seine-Estuaire-Baie de Seine (Cugier et al., 2005) a ici été étendue à des emprises élargies : 1/ le domaine d'application du modèle Seneque/Riverstrahler est non seulement celui de la Seine, mais aussi tout le territoire des bassins normands, et 2/ le modèle EcoMars-3D se présente sous deux versions, une emprise estuaire-Baie de Seine et une emprise Manche, ce qui permet de répondre à des questions variées selon le domaine géographique concerné.

Les modèles ont en outre été implémentés pour une période de 8 années, de 2000 à 2007, période écoulée depuis la sortie de la directive cadre européenne sur l'eau (EU-WFD, 2000). Nous n'avons pas obtenu assez tôt les débits 2008-2011, ce qui aurait presque permis de réaliser des simulations, presque en temps réel, et en particulier d'utiliser les données obtenues en profils longitudinaux dans la Basse Seine et dans l'estuaire ainsi que celles des cycles de marées pour valider le modèle.

Les développements les plus importants des modèles concernent :

1/ pour le modèle Seneque/Riverstrahler, dans la prise en compte des contraintes, celles rejets ponctuels par les stations d'épuration sur cette durée de 8 années, mais celles des apports diffus en raffinant les zones agricoles et les fuites sous-racinaires azotées associées, mais aussi en croisant ces zones agricole avec la lithologie pour mieux prendre en compte la silice, élément nutritif indispensable pour comprendre les phénomènes d'eutrophisation.

2/ pour le modèle ECOMars3D, dans sa construction quasi complète de l'estuaire de Seine et de sa Baie, l'emprise Manche étant alors plus avancée.

Pour ce qui est des processus, une avancée notable a été réalisée pour la prise en compte des échanges du phosphore dans le continuum de rivières, alors qu'en estuaire et en zone côtière, les travaux ont été focalisés sur la représentation du bouchon vaseux.

A leur stade de développement, après ces deux années de projet, les modèles ont été validés de manière tout à fait satisfaisante dans leur domaine respectif. Des scénarios ont donc pu être explorés avec confiance dans leurs réponses. Le scénario réglementaire de la poursuite de la mise aux normes des stations d'épuration montre une réduction des biomasses phytoplanctoniques mais cette réduction n'est réellement significative, et probablement de nature à réduire les blooms à Dinophysis, en appliquant un scénario utopique d'agriculture biologique non intensive (avec des intrants organiques qui ne compenseraient pas les intrants minéraux d'une agriculture conventionnelle).

Par ailleurs, en analysant les données des genres phytoplanctoniques, à l'origine d'une toxicité potentielle, il apparaît que la réduction du phosphore si elle tend à réduire la biomasse, elle ne réduit pas nécessairement les épisodes toxiques. L'analyse des données existantes du REPHY ne suffit donc pas à comprendre et représenter dans les modèles les phénomènes de toxicité. Il est donc nécessaire que la communauté scientifique puisse se focaliser sur les déterminismes de l'apparition des toxines. Alors que l'essentiel de la réduction attendue en phosphore est réalisée, les verrous concernent la réduction des apports azotés dans l'estuaire de Seine et à sa zone côtière. Si la conversion à l'agriculture biologique est irréaliste, en revanche des mesures qui favoriseraient la conversion en agriculture biologique sur les bassins

d'alimentation de captage, pourraient avoir un effet bénéfique, amplifié par la restauration des zones tampon dans les bassins versant amont et la partie estuarienne (restauration/création de zone humides).

Des mesures intermédiaires doivent être réfléchies, inventées entre les différents acteurs, pour développer des scénarios respectueux de l'environnement conciliant la qualité de l'eau dans le continuum aquatique (réseau hydrographique-estuaire-zone côtière) et l'agriculture. Les deux années du projet NEREIS ont été trop courtes pour exploiter tous les résultats et les possibilités de la chaîne de modélisation

Cette chaîne de modélisation qui prend en compte l'estuaire de manière raisonnable, ne peut se substituer à un modèle fin de l'estuaire. Toutefois il apparaît que cette chaîne de modélisation est désormais opérationnelle, en Baie de Seine et en Manche. Toutefois, si la chaîne de modélisation a été validée à l'exutoire des rivières et à la zone côtière, les données acquises pendant le projet dans l'estuaire n'ont pas assez été utilisées.

De nouvelles avancées en modélisation permettraient au terme d'une autre phase de 3 à 4 années de raffiner les contraintes liées à l'occupation des sols et aux pratiques agricoles pour simuler des scénarios agricoles crédibles. A moyen terme, il est prévu une refonte du code Seneque/Riverstrahler en vue d'un couplage avec le modèle SWAT, un modèle de surface qui sera plus adapté à l'adaptation de scénarios agricoles. Au-delà de l'eutrophisation, il s'agit également de rendre compte des événements toxiques de la Baie, une autre manifestation de l'eutrophisation par rapport à un excès de biomasse algale susceptibles d'asphyxier les milieux.

Par ailleurs, comme on l'a observé en 2011, le changement climatique entraînant de bas débits printaniers peut être à l'origine de blooms phytoplanctoniques importants. En mai, 2011 notamment, les concentrations en chlorophylle ont atteint 200 µg/l à l'amont de Paris mais aussi à l'entrée de l'estuaire, à Poses, biomasse susceptible de s'accumuler dans le bouchon vaseux et conduire à diminuer l'oxygénation. De tels blooms algaux n'avaient pas été observés depuis les années 1990 quand le phosphore était encore à son niveau le plus haut.

Malgré une diminution généralisée des apports fluviaux en phosphore sur les côtes Atlantiques et Méditerranéennes associée à une diminution de la biomasse aux exutoires de rivières, il semble que les écosystèmes du continuum aquatique restent fragiles, tant en raison des apports en azote largement en excès par rapport au phosphore et à la silice qu'en réponse aux changements climatiques et/ou cycles hydrologiques.

6. Retombées opérationnelles

Le projet NEREIS a permis de remettre à jour une chaîne de modélisation Bassin Versant-Estuaire-Mer. Le projet de deux années a été trop court pour l'explorer complètement. Toutefois cet outil même s'il peut être raffiné est utilisable pour tester des scénarios de réduction de l'eutrophisation du continuum.

Avec la mise en place de la directive sur les zones marines protégées, la chaîne de modélisation peut constituer un outil privilégié à mobiliser.

7. Références

- Avoine, J. (1981). L'estuaire de la Seine: sédiments et dynamique sédimentaire. Thèse de l'Université de Caen.
- Bailly du Bois P. (2011). Automatic calculation of bathymetry for coastal hydrodynamic models. *Computers and Geosciences* 37, issue 9, 1303-1310.
- Belin C., Beliaeff B., Raffin B., Rabia M. & Ibanez F. (1995). Phytoplankton time-series data of the French phytoplankton monitoring network: toxic and dominant species. In: Harmful marine algal blooms — Proliférations d'algues marines nuisibles (Eds.) P. Lassus, G. Arzul, E. Erard Le Denn, P. Gentien and C. Marcaillou Le Baut. Paris-France Lavoisier, pp. 771–776.
- Belin C. & Raffin B. (1998). Les espèces phytoplanctoniques toxiques et nuisibles sur le littoral français de 1984 à 1995, résultats du REPHY (réseau de surveillance du phytoplancton et des phycotoxines). Rapport Ifremer RST.DEL/MP-AO 98-16, 283 p.
- Billen G., Garnier J. & Hanset Ph. (1994). Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: the RIVERSTRAHLER model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia*, 289:119-137.
- Billen G. & Garnier J. (1999). Nitrogen transfers through the Seine drainage network: a budget based on the application of the Riverstrahler model. *Hydrobiologia*, 410: 139-150.
- Billen G., Garnier J. & Rousseau V. (2005). Nutrient fluxes and water quality in the drainage network of the Scheldt basin over the last 50 years. *Hydrobiologia*, 540: 47-67.
- Billen, G., Garnier, J., Némery, J., M. Sebilo, A. Sferratore S. Barles, P. Benoit & M. Benoit (2007) Nutrient transfers through the Seine river continuum: mechanisms and long term trends. *The Science of the Total Environment*, 375: 80–97
- Billen, G. & Garnier, J. (2007). River basin nutrient delivery to the coastal sea: assessing its potential to sustain new production of non siliceous algae. *Mar. Chem*, 106: 148-160. doi: 10.1016/j.marchem.2006.12.017
- Brenon I. & Le Hir P (1999). Simulation du bonchon vaseux dans l'estuaire de la Seine : capacité et limites d'un modèle bi-dimensionnel horizontal. Académie des Sciences. Géosciences de surface.
- Cugier Ph., Billen G., Guillaud, J.F., Garnier, J. & Ménesguen A. (2005). Modelling the eutrophication of the Seine Bight (France) under historical, present and future riverine nutrient loading. *J. Hydrol.* 304: 381-396.
- Diaz, R.J. & Rosenberg, R. (2008) Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science* 321, 926-929.
- Dupont J.P. et al. Matériaux fins : Le cheminement des particules en suspension. Fascicule Seine-Aval.
- EU-Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy, OJ L 327, 22/12/2000, pp. 1–73.
- EU-Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive), OJ L 164, 25/6/2008, pp. 19–40.
- Garnier J., Billen G. & Coste M. (1995). Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the river Seine: Observations and modelling. *Limnol. Oceanogr.* 40: 750-765.
- Garnier J., Servais P., Billen G., Akopian M. & Brion N. (2001b). The oxygen budget in the Seine estuary: balance between photosynthesis and degradation of organic matter. *Estuaries* 24(6) : 964-977.

- Garnier J., Billen G., Hannon E., Fonbonne S., Videnina Y. & Soulie M. (2002)-Modeling transfer and retention of nutrients in the drainage network of the Danube River. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 54: 285-308.
- Garnier J., Némery J., Billen G. & Théry S. (2005). Nutrient dynamics and control of eutrophication in the Marne River system: modelling the role of exchangeable phosphorus. *J. Hydrol.* 304: 397-412.
- Garnier J., Laroche L. & Pinault S. (2006). Determining the domestic specific loads of two wastewater plants of the Paris conurbation (France) with contrasted treatments: a step for exploring the effects of the application of the European Directive. *Water Res.* 40:3257 – 3266.
- Garnier, J., G. Billen, A. & Cébron (2007). Modelling nitrogen transformations in the lower Seine river and estuary (France): impact of wastewater release on oxygenation and N₂O emission. *Hydrobiologia*, 588: 291-302
- Garnier J., Beusen A., Thieu V., Billen G. & Bouwman L. (2010). N:P:Si nutrient export ratios and ecological consequences in coastal seas evaluated by the ICEP approach. Special issue “Past and Future Trends in Nutrient Export from Global Watersheds and Impacts on Water Quality and Eutrophication”, *Global Biogeochem. Cycles*, 24, GB0A05, doi:10.1029/2009GB003583.
- Lazure, P. & Dumas, F. (2008). An external-internal mode coupling for a 3D hydrodynamical model for applications at regional scale (MARS). *Advances in Water Resources* 31, 233-250
- Le T.P.Q., Billen G, Garnier J., Théry S., Ruelland D., Nguyem X.A. & Chau V.M. (2010) Modelling nutrient transfer in the sub-tropical Red River system (China and Vietnam): implementation of the Seneque/Riverstrahler model. *J. Asian Earth Sciences.* 37 : 259–274
- Le Hir P. (2001). Courants, vagues et marées : les mouvements de l’eau. Fascicule Seine Aval.
- Ludwig, W., Dumont, E., Meybeck, M. & Heussner, S. (2009) River discharges of water and nutrients to the Mediterranean and Black Sea: Major drivers for ecosystem changes during past and future decades? *Progress in Oceanography* 80, 199-217.
- Meybeck, M. (1986). Composition chimique des ruisseaux non pollués de France. *Sciences Géologiques Bulletin (Strasbourg)*. 39 :3-77.
- Mignolet C., Schott C. & Benoît M. (2007) Spatial dynamics of farming practices in the Seine basin: Methods for agronomic approaches on a regional scale. *Science of The Total Environment* 375:13-32. doi: 10.1016/j.scitotenv.2006.12.004
- Némery J. & Garnier, J. (2007). Dynamics of Particulate Phosphorus in the Seine estuary (France). *Hydrobiologia*, 588: 271-290.
- Némery J., Garnier J. & Morel C. (2005). Phosphorus budget in the Marne watershed (France): urban vs. diffuse sources, dissolved vs. particulate forms. *Biogeochemistry*, 72(1):35-66
- Romero E., Garnier J., Lassaletta L., Billen G., Le Gendre R., Riou P. & Cugier P. (Submitted) Large-scale patterns of river inputs in SW Europe: seasonal and interannual variations and potential eutrophication effects at the coastal zone (submitted *Biogeochemistry*).
- Ruelland, D., Billen, G., Brunstein, D. & Garnier, J. (2007). SENEQUE 3: a GIS interface to the RIVERSTRAHLER model of the biogeochemical functioning of river systems. *The Science of the Total Environment*, 375: 257-273
- Servais P., Garnier J., Demarteau N., Brion N. & Billen G. (1999d). Supply of organic matter and bacteria to aquatic ecosystems through wastewater effluents. *Water Research*, 33: 3521-3531.
- Sferratore A., Garnier J, Billen G., Conley D. & Pinault S. (2006). Silica diffuse and point sources in the Seine watershed. *Environmental Science & Technology.* 40: 6630-6635.
- Sferratore A., Billen G, Garnier J., Humborg C. & Rahm L. (2008). Modelling nutrient fluxes from sub-arctic basins: comparison of pristine vs. dammed rivers. *Journal of Marine Systems* 73: 236–249.

- Thieu V., Billen G. & Garnier J. (2009). Nutrient transfer in three contrasting NW European watersheds: the Seine, Somme, and Scheldt Rivers. A comparative application of the Seneque/Riverstrahler model, *Water Research*, 43(6):1740- 1754
- Thieu V., Garnier J. & G. Billen (2010a). Assessing impact of nutrients mitigation measure along rivers continuum to southern bight of the North Sea. *Science of the Total Environment*, 408:1245–1255.
- Thieu V., Billen G. & Garnier J., Benoit M. (2010b). Nitrogen cycling in a hypothetical scenario of generalised organic agriculture in the Seine, Somme and Scheldt watersheds. *Reg Environ ChangeDOI* 10.1007/s10113-010-0142-4
- Verhoff F. H., Melfi D. A. & Yaksich S. M., 1980. River nutrient and chemical transport estimation. *Journal of the Environmental Engineering Division* 106 (3): 591-608.
- Videau C., Ryckaert M. & L'Helguen S., 1998. Phytoplankton en baie de Seine. Influence du panache fluvial sur la production primaire. *Oceanologica Acta* 21: 907–921.
- Walling, D.E. & Webb, B.W. (1985) Estimating the discharge of contaminants to coastal waters by rivers: some cautionary comments. *Marine Pollution Bulletin* 16, 488-492.

8. Activités liées au projet

8.1. Participations à colloques

- **2010. 13-14 Septembre, Rouen. Seine-Aval**

Josette Garnier, Gilles Billen, Annet Laverman, Céline Amsaleg, Olivier Tronquart, Anun Martinez, Benjamin Mercier (Sisyphé), Philippe Riou¹, Philippe Cugier², Romain Le Gendre¹, Florence Nédélec¹ (IFREMER). Nutrient Export Role on Eutrophication. Indicators and model Scenarios (NEREIS). (Poster)

- **2011. 26-30 Juin. AMEMR, Plymouth, UK. .**

Cugier P., Passy P., Callens J., Garnier J., Riou P., Billen G., Le Gendre R., Paris F., Coupling a watershed model of the Seine river with a 3D ecological model of the Seine bight in order to study eutrophication problems (Poster).

- **2011. 7-9 septembre, Rouen. Seine-Aval**

Cugier P., Paris F., Passy P., Callens J., Romero E., Billen G., Le Gendre R., Nedelec F. , Riou P., Garnier J. Le continuum aquatique de la Seine à sa baie: couplage de modèles (Seneque/Riverst. & Mars 3D) pour étudier les problèmes d'eutrophication (communication orale).

- **2011. 18-21 Octobre. Vulnerability of coastal ecosystems to global change and extreme events, Biarritz, France**

Le Gendre R. , Paris F., Passy P., Callens J., Romero E., Garnier J., Billen G., Cugier Ph., Nedelec F. , Riou Ph. Ecological modeling: a powerful tool to investigate eutrophication in the Bay of Seine (Eastern English Channel) (communication orale)

Romero E., Garnier J., Billen G., Le Gendre R., Riou P. Large-scale patterns of river inputs and phytoplankton biomass in European coastal waters (communication orale)

- **2012. Juin. Venise, Italy. 50^e ECSA conference. Today's science for tomorrow's management.**

Le Gendre R. , Paris F., Passy P., Callens J., Romero E., Garnier J., Billen G., Cugier Ph., Nedelec F. , Riou Ph. Ecological modeling chain from watershed to marine areas : a powerful tool to test different management strategies and predict trends in eutrophication in the bay of Seine. (communication orale)

8.2. Articles soumis, en cours ou prévus

- Le Gendre R., Paris F., Romero E., Passy P., Callens J., Cugier P., Garnier J., Billen G., Riou P. (en prép.) . Future evolution of primary production in the Bay of Seine : Investigations based on scenarios with an ecological modeling chain from watershed to marine coastal area. Ecol. Modeling.
- Passy, P., Gypens, N., Billen.G., Garnier, J., Lancelot, C., Thieu, V., Rousseau V., Callens, J. (subm). A Model reconstruction of riverine nutrient fluxes and eutrophication in the Belgian Coastal Zone since 1984. J. Mar. System
- Romero E., Garnier J., Lassaletta L., Billen G., Le Gendre R., Riou P., Cugier P. (Subm) Large-scale patterns of river inputs in SW Europe: seasonal and interannual variations and potential eutrophication effects at the coastal. Biogeochemistry.

8.3. Réunions de travail

2010. 07/04/10. Paris. Etat des lieux de la modélisation en rivières et en zone côtière sur la Baie de Seine. Réunion des participants au projet.

2011 24 janvier. Port-en-Bessin. Présentations des premiers travaux (développement hydrodynamiques, modèles des Bassins versant) ; Présentation des bases de données (fleuves européens et réseau de mesures RHLN et REPHY). Réunion des participants au projet

2011. 6 juin Paris. Discussions des résultats des validations des modèles et couplages ainsi que des premiers scénarios. Préparation du poster pour AMEMR, Plymouth, UK (cf. ci-dessus). Réunion des participants au projet

2011. 7 septembre, Rouen. Discussions de la présentation au colloque Seine-Aval et du calendrier pour la fin des travaux du projet et de leur valorisation (Colloque Biarritz, 2 présentations décidées et effectuées (cf. ci-dessus)

2012. 24 Janvier. Conférence téléphonique. Discussions d'un agenda pour la rédaction du rapport NEREIS et perspectives.

Crédit photo couverture : GIP Seine-Aval, C. Lévêque
Pour tout renseignement, veuillez contacter la coordination scientifique : cdegremont@seine-aval.fr

Le GIP Seine-Aval ne saurait être tenu responsable d'évènements pouvant résulter de l'utilisation et de l'interprétation des informations mises à disposition.

Le GIP Seine-Aval est financé par :

