



RAPPORT FINAL PROJET LITEAU II

**Modélisation intégrée des transferts de nutriments
depuis les bassins versants de la Seine, la Somme et
l'Escaut jusqu'en Manche-Mer du Nord**

Coordination :
Alain Lefebvre
Ifremer
Centre Manche Mer du Nord
Laboratoire Environnement
Ressources
150 quai Gambetta - BP 699
62321 Boulogne-sur-Mer Cédex

Date : Version 3 - 05/2008

N° de contrat : Convention de Recherche N°19-G/2003
(référence Accord N°CV 04000018)

Date du contrat : 04/1215210/MF

SYNTHESE

RAPPORT FINAL PROJET LITEAU II

Modélisation intégrée des transferts de nutriments depuis les bassins versants de la Seine, la Somme et l'Escaut jusqu'en Manche-Mer du Nord

Coordination

A. Lefebvre (Centre Ifremer Manche Mer du Nord)

Partenaires

Ifremer - Centre Manche Mer du Nord, Laboratoire Environnement et Ressources - 150, quai Gambetta, BP 699 - 62321 Boulogne-sur-Mer Cédex

Ifremer - Centre de Brest, Département DYNamique de l'Environnement COtier BP70 - 29280 Plouzané

ESA-ULB : Écologie des Systèmes Aquatiques, Université Libre de Bruxelles Campus de la Plaine, CP221, Boulevard du Triomphe - 1050 Bruxelles (Belgique)

UMR 7619 Sisyphe, CNRS-Université Pierre & Marie Curie, 4 place Jussieu -75005 Paris



UNIVERSITÉ LIBRE DE BRUXELLES, UNIVERSITÉ D'EUROPE



Unité Mixte de Recherche 7619



Structure et fonctionnement
des systèmes hydriques continentaux

CONTEXTE GENERAL

Quelle situation, quels enjeux motivent ce projet ?

Une gestion rationnelle et durable du littoral doit reconnaître ce milieu comme le dernier maillon d'une chaîne d'écosystèmes aquatiques qui se succèdent à travers tout le réseau de drainage de son bassin versant, depuis les ruisseaux de tête de bassin jusqu'aux zones estuariennes et côtières. Le milieu littoral est ainsi le réceptacle des flux de matière qui résultent de l'ouverture des cycles dans les systèmes terrestres du bassin aménagé par l'homme. Les flux qui parviennent au milieu marin dépendent en outre du fonctionnement des écosystèmes dulçaquicoles et estuariens, et des processus de transformation, de rétention et d'élimination qui s'y produisent. C'est donc une vision d'ensemble du fonctionnement de ce continuum d'écosystèmes qui doit être développée pour fonder l'aménagement durable du milieu littoral.

Des outils opérationnels couvrant l'ensemble de ce continuum manquent encore dans bien des cas, car le développement de la recherche en cette matière a trop souvent été entravé par les clivages qui ont longtemps existé entre la communauté scientifique des océanographes et celle des limnologues. Le continuum *Seine, Estuaire de Seine, Baie de Seine*, a été à cet égard un site pilote, très anthropisé, sur lequel a été testée, dans le cadre du programme LITEAU I, une approche novatrice et intégrée de la gestion des bassins versants, des milieux dulçaquicoles et des milieux littoraux.

En effet, en ce qui concerne les bassins versants, le *programme PIREN-Seine* du CNRS s'est attaché à développer une vision d'ensemble, formalisée sous forme de modèles mathématiques, des transferts et des transformations d'éléments biogènes et anthropogènes dans le réseau hydrographique d'un grand fleuve, la Seine, ses zones stagnantes annexes et ses aquifères, en cherchant à comprendre la manière dont le fonctionnement du système est modifié par l'activité humaine qu'il supporte. Les transferts de nutriments, tout particulièrement de l'azote, y ont été étudiés dans le but d'établir un modèle intégré de leur cycle depuis les sols du bassin versant jusqu'aux eaux souterraines et de surface. En raison de la très grande inertie de certains des réservoirs impliqués, cette étude prend nécessairement en compte les tendances évolutives du dernier demi-siècle. L'outil mathématique (Ruelland *et al.*, 2008) est maintenant bien au point, et peut être appliqué à d'autres bassins versants, pourvu que l'on dispose sur ceux-ci des données nécessaires.

En ce qui concerne le milieu marin côtier, le *chantier PNEC Baie de Seine*, terminé en 2002, a été l'occasion de quantifier et de modéliser l'effet des apports de nutriments terrigènes sur le fonctionnement des systèmes pélagique et benthique de la zone côtière réceptrice, la Baie de Seine. Cette dernière est régulièrement le siège d'eaux colorées causées par la prolifération de diatomées et de dinoflagellés, ainsi que de proliférations d'espèces phytoplanctoniques toxiques comme *Dinophysis*. La modélisation 3D de la Baie de Seine (ELISE/SiAM, Cugier, 1999, Cugier et Le Hir, 2002) a permis de reproduire les grands traits de la répartition spatio-temporelle des diatomées et des dinoflagellés et de relier l'abondance de ces derniers aux plus faibles rapports Si/N et Si/P dans les apports de la Seine au cours des années sèches.

Dans le cadre de LITEAU I, ces modèles du bassin versant et de la zone marine réceptacle ont été utilisés en parallèle pour explorer un certain nombre de scénarios d'apports de nutriments par la Seine. Les premiers, rétrospectifs, s'inscrivent dans la problématique de la recherche de conditions de référence de l'état de la Baie de Seine. Les seconds, prospectifs, visent à évaluer

ce que l'on peut attendre en termes de contrôle de l'eutrophisation côtière de la mise en œuvre des programmes de gestion des rejets d'eaux usées techniquement réalisables à moyen terme. Les résultats (Cugier *et al.*, 2003) montrent qu'au cours des périodes historiques, l'azote semble avoir été l'élément limitant principal de la croissance des algues au moment de leur maximum de biomasse, les apports de silice étant alors excédentaires par rapport à ceux des deux autres nutriments. Actuellement, l'accroissement des apports d'azote et de phosphore a fait de la silice l'élément limitant principal de la production de diatomées, ce qui favorise la croissance estivale des algues non siliceuses. La baisse tendancielle récente des apports ponctuels de phosphore, et la relative facilité technique des traitements de déphosphatation des effluents, font qu'une situation d'excédent de silice pourrait être rapidement restaurée en Baie de Seine, avec une limitation générale par le phosphore. Une telle situation serait caractérisée par des floraisons d'algues non siliceuses nettement moins importantes qu'actuellement, et probablement tout à fait supportables. On serait loin cependant de retrouver l'état 'historique' ou 'pristine' du système écologique de la Baie de Seine.

Il est souhaitable d'étendre aujourd'hui cette approche à l'ensemble de la bande côtière française de la Manche-est, puis belgo-néerlandaise de la Mer du Nord, zones largement influencées dans leur fonctionnement écologique par les apports de la Seine, de la Somme et de l'Escaut. Les bassins versants correspondants, de superficies respectives de l'ordre de 70 000, 7 000 et 20 000 km², concentrent en effet 30% de la population de la France, 40% de son activité industrielle et 40% de sa production agricole d'une part, 60% de la population de la Belgique, 65% de son activité industrielle et 50% de sa production agricole d'autre part. En Mer du Nord, l'eutrophisation de la bande côtière a stimulé la prolifération spécifique de colonies de *Phaeocystis*, responsable d'accumulations de mousse sur les côtes. La Belgique, très touchée par le phénomène, a développé depuis une vingtaine d'années plusieurs programmes d'étude et de modélisation de ce cas particulier d'eutrophisation, dont le dernier, *AMORE II*, a démarré en 2002. Des pourparlers ont eu lieu pour définir les modalités de collaboration du projet *AMORE* et du chantier *PNEC Manche-est* qui, dans le contexte biologique de la prolifération de *Phaeocystis* et afin de répondre aux attentes des instances nationales françaises et internationales, se propose de répondre à deux objectifs principaux : (i) Quels sont les causes naturelles et les synergies anthropogènes responsables de l'apparition des blooms de *Phaeocystis* en Manche orientale et en Mer du Nord ? et (ii) Quelles sont les conséquences des blooms de *Phaeocystis* sur l'écosystème marin et pour ses usagers, en Manche orientale et en Mer du Nord ?

De même que sur les bassins versants, l'outil mathématique permettant la simulation 3D des cycles de la matière et des nutriments en mer côtière (cf. figure 1) est aujourd'hui à un stade de maturité qui permet d'en envisager l'application systématique à de vastes zones marines et sous un forçage climatique et anthropique quelconque.

Sur la zone Manche-est/Mer du Nord méridionale, le couplage des connaissances acquises sur les milieux terrestre et marin permettrait aujourd'hui d'évaluer quantitativement

* la part respective de chaque fleuve dans l'eutrophisation d'une zone marine cumulant les apports de plusieurs sources ;

* le lien entre l'eutrophisation de la bande côtière et les orientations de l'agriculture, de l'aménagement des zones humides, la politique de traitement des eaux usées dans le bassin, ou tout simplement certains phénomènes sur lesquels l'homme est moins directement influent comme les variations interannuelles de pluviométrie ;

* l'impact sur le milieu marin des aménagements successifs qui ont modifié profondément le cadre et le fonctionnement des estuaires ;

* les temps de réponse du système global aux modifications de ses contraintes, compte tenu, notamment, des stocks accumulés dans les sédiments et les aquifères.

C'est ce que se propose de traiter le présent projet de recherche.

OBJECTIFS GENERAUX DU PROJET

L'objectif du projet consiste essentiellement à fournir des éléments d'appréciation quantitative des conséquences passées et futures des apports de nutriments par les fleuves du littoral franco-belge (Seine, Somme, Escaut) sur l'état d'eutrophisation de la Manche-Mer du Nord. Ce projet vient donc directement en appui à la mise en œuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (directive 2000/60/CE), dans le cadre de l'axe 2.1 (Définition des états écologiques) de l'APR LITEAU 2. Il reprend et généralise à toute la Manche-est et le sud de la Mer du Nord les résultats d'un premier projet réalisé dans le cadre du Programme LITEAU 1 qui a permis de mettre au point la démarche sur le cas du bassin versant de la Seine et de son réceptacle marin immédiat : la Baie de Seine.

La méthode consistera à réaliser les simulations des cycles biogéochimiques de l'azote, du phosphore et du silicium sur les bassins versants de la Somme et de l'Escaut, ainsi qu'il a été déjà fait pour le réseau hydrographique de la Seine et à les valider sur les séries de mesures disponibles, notamment quant à la simulation réaliste de l'évolution passée des flux de nutriments à l'exutoire. Il s'agira également de fournir ces chroniques de flux simulées en entrée des modèles 3D de la Manche-Mer du Nord méridionale actuellement en cours de mise au point à l'Ifremer et à l'UGMM et à valider sur les années récentes les répartitions observées des nutriments et des blooms phytoplanctoniques marins. Finalement, l'ensemble des modèles des 3 bassins versants et de la Manche-Mer du Nord sera mis en œuvre pour tester divers scénarios d'évolution future et à fournir ainsi une aide à la décision en matière de gestion du milieu littoral et du bassin versant qui l'influence.

Les résultats attendus concernent essentiellement l'évaluation d'une situation dite « pristine » de la production phytoplanctonique en Manche-Mer du Nord, conformément à l'esprit de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau par rapport à laquelle il sera plus aisé de placer à la fois la situation eutrophisée actuelle et les effets attendus de politiques plausibles de réduction des apports de nutriments par les 3 fleuves étudiés. Les simulations permettront, en outre, de quantifier la part respective des 3 fleuves dans les flux inorganiques et organiques transmis à la partie nord de la Mer du Nord, contribuant à clarifier le rôle des apports franco-belges à l'eutrophisation de la Mer du Nord.

QUELQUES ELEMENTS DE METHODOLOGIE

Les outils mis en œuvre

La méthode consiste à réaliser les simulations des cycles biogéochimiques de l'azote, du phosphore et de la silice sur les bassins versants de la Somme et de l'Escaut, ainsi qu'il a été déjà fait pour le réseau hydrographique de la Seine et à les valider sur les séries de mesures disponibles, notamment quant à la simulation réaliste de l'évolution passée des flux de nutriments à l'exutoire. Il s'agit également de fournir ces chroniques de flux simulées en entrée du modèle 3D de la Manche-Mer du Nord méridionale actuellement en cours de mise au point, et à valider sur les années récentes les répartitions observées des nutriments et des

blooms phytoplanctoniques marins. Finalement, l'ensemble des modèles des 3 bassins versants et de la Manche-Mer du Nord est mis en œuvre pour tester divers scénarios d'évolution future et à fournir ainsi une aide à la décision en matière de gestion du milieu littoral et du bassin versant qui l'influence.

La zone d'étude est constituée par la Manche et la partie sud de la Mer du Nord (Figure 1). Le rapport final présente les principales caractéristiques de cet écosystème et les baies de Seine, de Somme et de l'Escaut font l'objet d'une description plus détaillée.

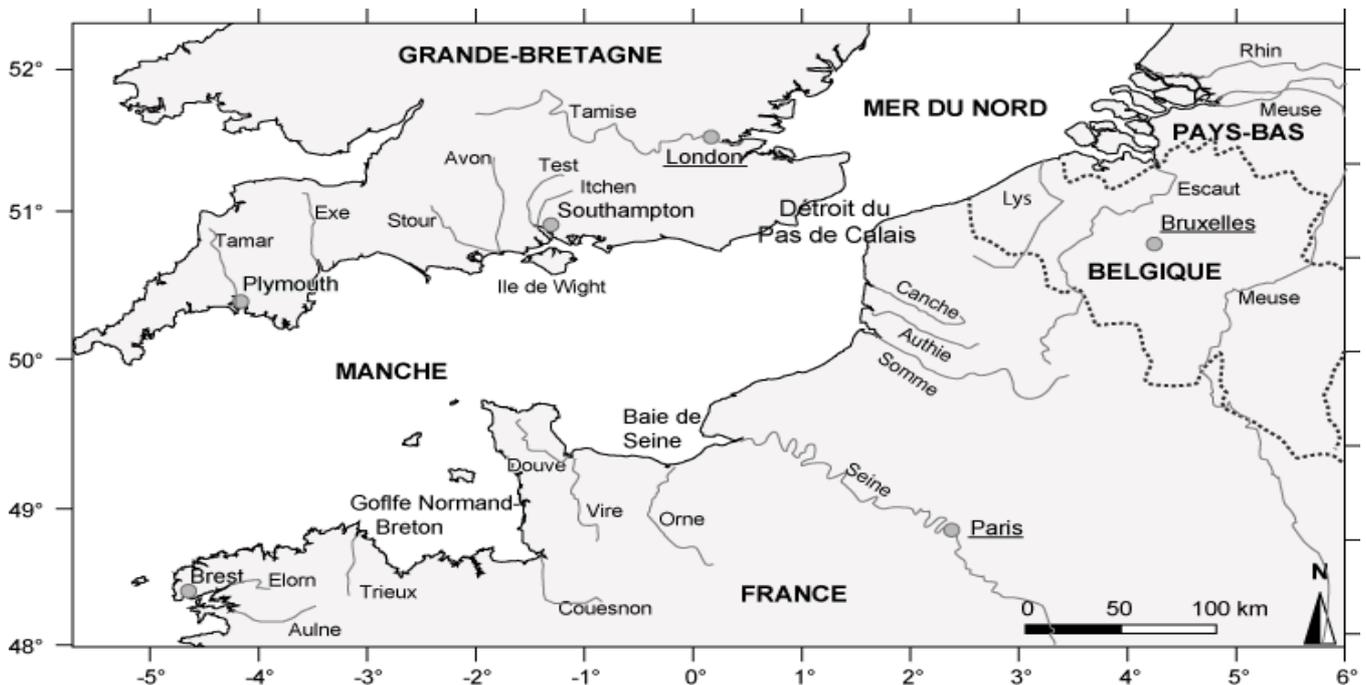


Figure 1. Emprise de la zone d'étude

Plusieurs outils de modélisation ont été mis en œuvre afin d'obtenir un maximum d'informations lié à la différence de leur structure et de leurs capacités de réponse. Une des difficultés majeures a été la constitution d'une base de données commune (apports des rivières notamment) avec des informations issues de différentes sources plus ou moins facilement accessibles (difficultés plus importantes pour la partie belge dont les données sont gérées par différentes entités).

Le modèle multi-boîtes 0D-MIRO

Le modèle biogéochimique MIRO décrit les efflorescences de diatomées et de *Phaeocystis* et les cycles associés de carbone, d'azote, de phosphore et de silice dans la Manche orientale et la Baie Sud de la mer du Nord limitée à la frontière Nord de la Zone Économique Exclusive belge (Figure 2). La structure du modèle, la paramétrisation et sa validation selon un forçage climatologique et d'apports de rivières correspondants aux années 1989-1999 sont décrits dans Lancelot *et al.* (2005).

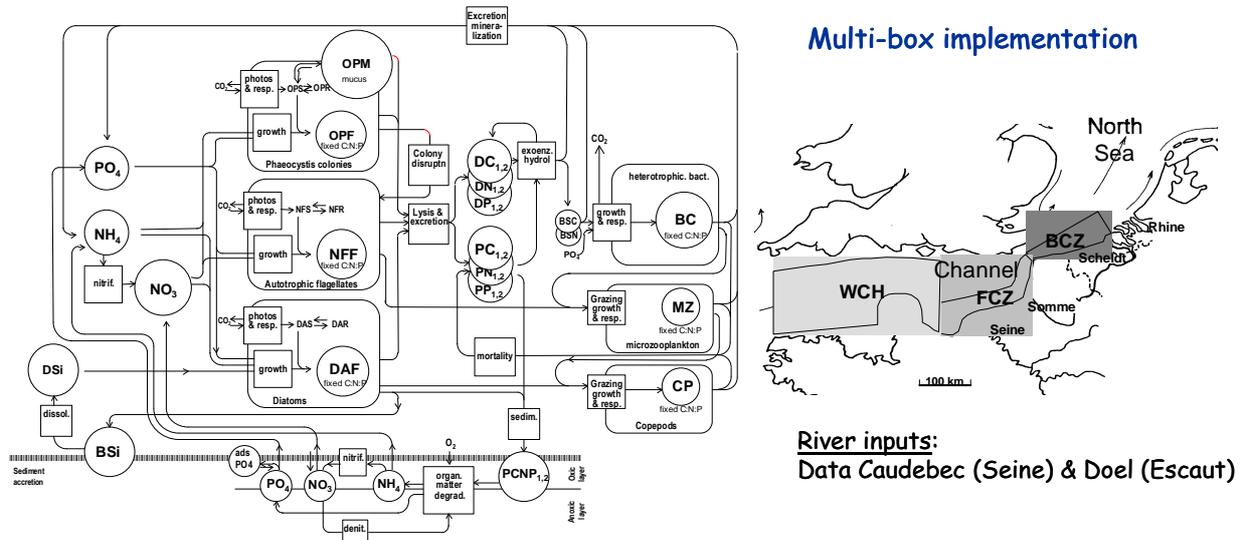


Figure 2. Structure du modèle MIRO : Nutriments : Ammonium (NH_4), nitrate (NO_3), phosphate (PO_4), silice dissoute (DSi) et silice biogénique (BSi) ; Diatomées (DA) et composés cellulaires de réserve (DAR), fonctionnels (DAF) et monomériques (DAS) ; nanophytoflagellés (NF) et composés cellulaires de réserve (NFR), fonctionnels (NFF) et monomériques (NFS) ; cellules coloniales de *Phaeocystis* (OPC) et composés cellulaires de réserve (OPR), fonctionnels (OPF) et monomériques (OPS) ; Matrice coloniale de *Phaeocystis* (OPM) ; bactéries (BC) ; microzooplancton (MC), copépodes (CP) ; substrats bactériens carbonés (BSC) et azotés (BSN) ; matière organique particulaire de biodégradabilité 1 (rapide) et 2 (lente) carbonée (PC1,2), azotée (PN1,2) et phosphorée (PP1,2) ; matière organique dissoute de biodégradabilité 1 (rapide) et 2 (lente) carbonée (DC1,2), azotée (DN1,2) et phosphorée (DP1,2) et son implémentation multi-boîtes : conditions limites océaniques (WCH) ; zones côtières française (FCZ) et belge (BCZ)

Le modèle ECO-MARS3D

Le modèle tridimensionnel de l'écosystème ECO-MARS3D « Manche et Mer du Nord méridionale » (Tableau 1) résulte du couplage entre un modèle hydrodynamique 3D (MARS3D de l'Ifremer) et un modèle biogéochimique ; les équations d'échanges de flux de matières entre le sédiment et la colonne d'eau sont décrites dans le modèle hydrosédimentaire SiAM3D de l'Ifremer. Il prédit les champs de courant, de salinité et de température dans tout le domaine. Le maillage est régulier et les mailles sont carrées. Pour l'étude de la Manche, la résolution horizontale a été fixée à 4 km afin de représenter les différents processus physiques à mésoéchelle. Pour ce qui est du maillage vertical, le nombre de couches est constant sur l'ensemble du domaine. Les couches de surface sont plus fines afin de représenter au mieux les gradients de densité halins et thermiques. Les couches de fond sont également assez fines afin de résoudre correctement les échanges de matière à l'interface eau-sédiment.

Le modèle biogéochimique décrit les cycles des éléments qui limitent la croissance phytoplanctonique : l'azote (N), le phosphore (P) et le silicium (Si). Le schéma conceptuel des transferts de matière entre les différentes variables d'état est représenté sur la figure 3.

Le phytoplancton est représenté par plusieurs groupes fonctionnels et par deux sous-modèles d'espèces. Tout d'abord le phytoplancton est réparti entre organismes siliceux devant assimiler le silicate d'une part (ce sont les diatomées : *Diat*) et organismes non-siliceux

d'autre part. Parmi les organismes non-siliceux, les dinoflagellés (*Dino*) et le nanophytoplancton (*Nano*) se distinguent par la taille des cellules et leurs cinétiques de croissance et de mortalité. Deux modèles d'espèces ont été rajoutés à ce modèle général car elles peuvent dominer transitoirement la communauté phytoplanctonique : l'espèce ichthyotoxique *Karenia mikimotoi* et l'espèce nuisible *Phaeocystis globosa*.

La biomasse de phytoplancton est contrôlée par la disponibilité en nutriments, en lumière, ainsi que par la température. Le processus de mortalité ne suffit pas à contraindre la population phytoplanctonique ; ainsi deux classes de zooplancton de tailles différentes (mésozooplancton : *Mésoz* et microzooplancton : *Microz*) consomment le phytoplancton et les matières détritiques.

Les compartiments détritiques (*Ndet*, *Sidet*. et *Pdet*.) sont alimentés par les organismes morts et les pelotes fécales du zooplancton. Ces matières détritiques, ainsi que les diatomées sédimentent dans la colonne d'eau et rejoignent le sédiment. Elles sont reminéralisées directement en nutriments par les bactéries. La boucle bactérienne n'est pas explicitement décrite dans ce modèle ; seule son action est paramétrisée.

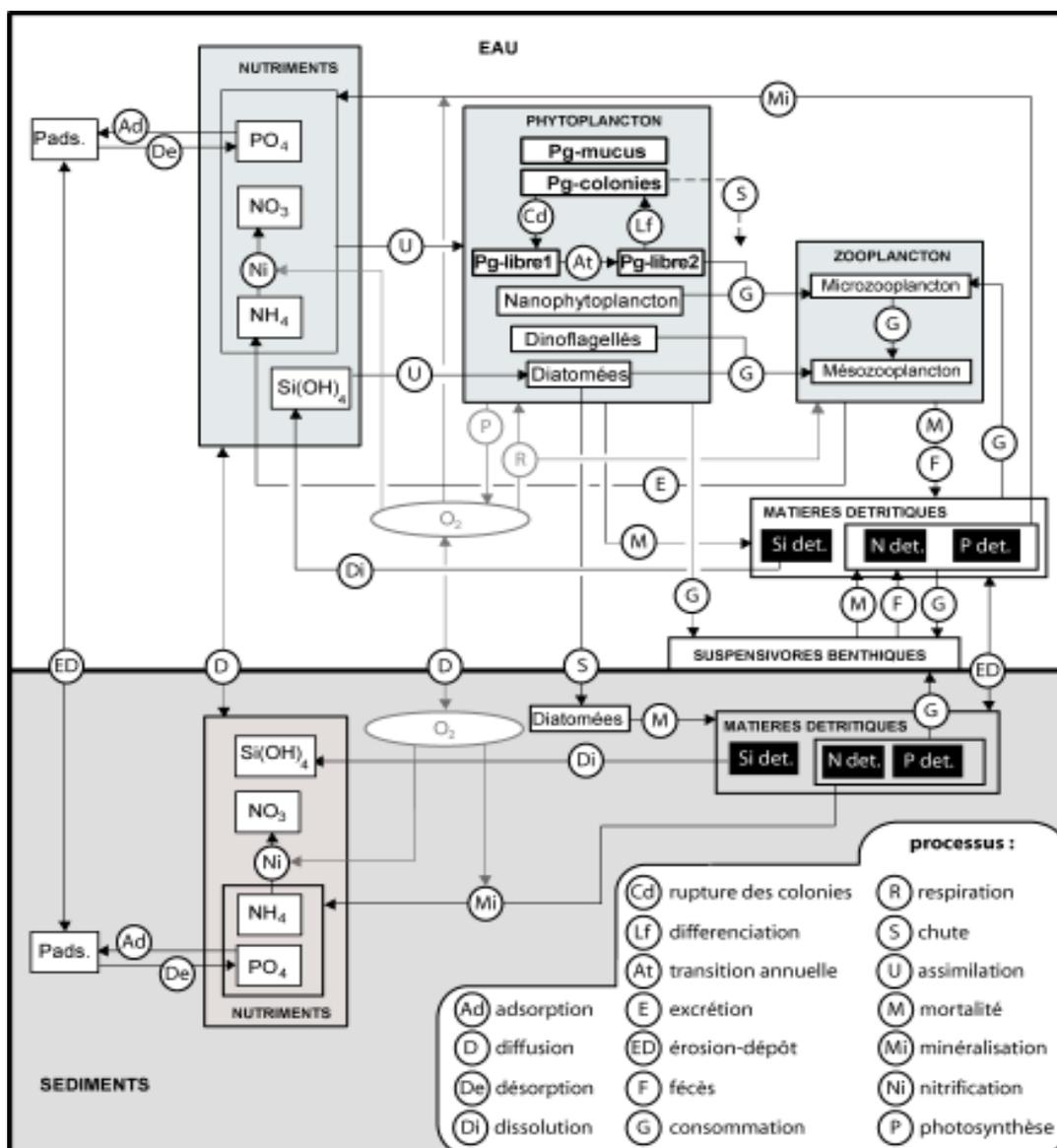


Figure 3. Schéma conceptuel des processus biogéochimiques du modèle ECO-MARS3D

Le modèle MIRO&CO-3D

Le modèle hydrodynamique 3D décrit dans Lacroix *et al.* (2004) et basé sur le modèle COHERENS (Luyten *et al.*, 1999) a été couplé avec le modèle biogéochimique MIRO (Lancelot *et al.*, 2005) afin de simuler la dynamique de l'écosystème des eaux belges et adjacentes.

Le modèle hydrodynamique 3D a été appliqué à la Manche et à la baie sud de la Mer du Nord entre 48.5°N et 52.5°N en utilisant une grille de 5' (longitude) par 2.5' (latitude). Outre les courants, la température et la salinité décrits par le modèle, des traceurs sont utilisés pour caractériser la signature des masses d'eau en termes d'apports d'eau atlantique et des différentes rivières. Toutes les fonctions forçantes, les conditions aux frontières et initiales sont définies dans Lacroix *et al.* (2004).

Le modèle MIRO (Figure 2 – Tableau 1) décrit l'évolution dans le temps de 32 variables d'état incluant 3 types de phytoplancton (chacun avec 3 compartiments: fonctionnel, substrat et réserves) : les diatomées, les flagellés autotrophes et les colonies de *Phaeocystis*, 2 espèces de zooplancton : le microzooplancton et les copépodes, les bactéries hétérotrophes, les formes dissoutes et particulaires du carbone, de l'azote, du phosphore et de la silice ainsi que 4 nutriments : le nitrate, l'ammonium, le phosphate et le silicate. Les équations gouvernant leur évolution et les interactions sont définies en détail dans Lancelot *et al.* (2005).

Tableau 1. Synthèse des caractéristiques principales des modèles ECO-MARS3D et MIRO&CO-3D

	modèle ECO-MARS3D	modèle MIRO&CO-3D
EMPRISE et MAILLAGE		
nombre de couches sur la verticale	12	5
taille des mailles dans le plan horizontal	Maille carré : côté 4 km	En longitude : 5,6 km En latitude : 4,6 km
BIOGEOCHIMIE		
classes phytoplanctoniques	diatomées dinoflagellés nanoflagellés Karenia mikimotoi cellules libres de Phaeocystis colonies de Phaeocystis	diatomées cellules libres de Phaeocystis colonies de Phaeocystis
classes zooplanctoniques	microzooplancton mésozooplancton	microzooplancton mésozooplancton
nombre de compartiments par classe algale	1	3 : monomères substances de réserves métabolites structurels et fonctionnels
éléments décrits	N, P, Si	N, P, Si, C

BIOGEOCHIMIE (Suite)		
modélisation du compartiment bactérien	son action est paramétrisée	modélisation explicite
FORCAGES		
météorologie : vent	modèle ARPEGE (METEO-FRANCE)	modèle UKMO maillage variable
température de l'eau en surface	modèle thermique de MARS 3D	imposée à partir de données de SST hebdomadaires (BSH) maillage 20 km*20km
limite océanique ouest	valeurs imposées distinction surface/fond	gradient nul pour le plancton valeurs imposées pour les sels nutritifs
limite océanique nord	valeurs imposées 4 zones (CIEM)	valeurs imposées 3 zones (CIEM)
irradiance à l'interface air-mer	données METEOSAT/SAF fréquence : 1 par heure	PAR estimé à partir de la GSR mesurée à Ostende (données ULB)
coefficient d'extinction	Partie non chlorophyllienne : côte : SiAM3D (couplage) large : composites mensuels de la MES minérale SeaWIFS (algorithme F. Gohin)	Soit fonction de la concentration en chlorophylle modélisée soit fonction de la concentration en MES estimée à partir des images SeaWIFS : 1/saison (climatologie 1997-2002)

Le modèle SENEQUE/RIVERSTRAHLER

Le modèle RIVERSTRAHLER (Billen *et al.*, 1994 ; Garnier *et al.*, 1995, Garnier *et al.*, 2002) permet de 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 d'un grand fleuve, 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 4).

Le modèle résulte du couplage de 2 modules :

Hydrostrahler calcule les débits spécifiques à partir des données climatiques. Dans les bassins amont, ces débits sont répartis dans les tributaires de chaque ordre hydrologique selon un schéma idéalisé de confluence de tributaires d'ordre croissant aux caractéristiques morphologiques moyennes. Dans les axes fluviaux, une description plus précise, au pas kilométrique est adoptée. La présence d'ouvrages de régulation (barrages-réservoirs) est prise en compte.

Le module *Rive* décrit la cinétique des processus biogéochimiques, postulée identique tout au long du continuum aquatique, et telle qu'elle résulte d'expérimentations de laboratoire.

SENEQUE (Ruelland *et al.*, 2007) est le logiciel résultant de l'incorporation de Riverstrahler dans une interface SIG conviviale, permettant une meilleure résolution et une plus grande souplesse dans la représentation du réseau hydrographique.

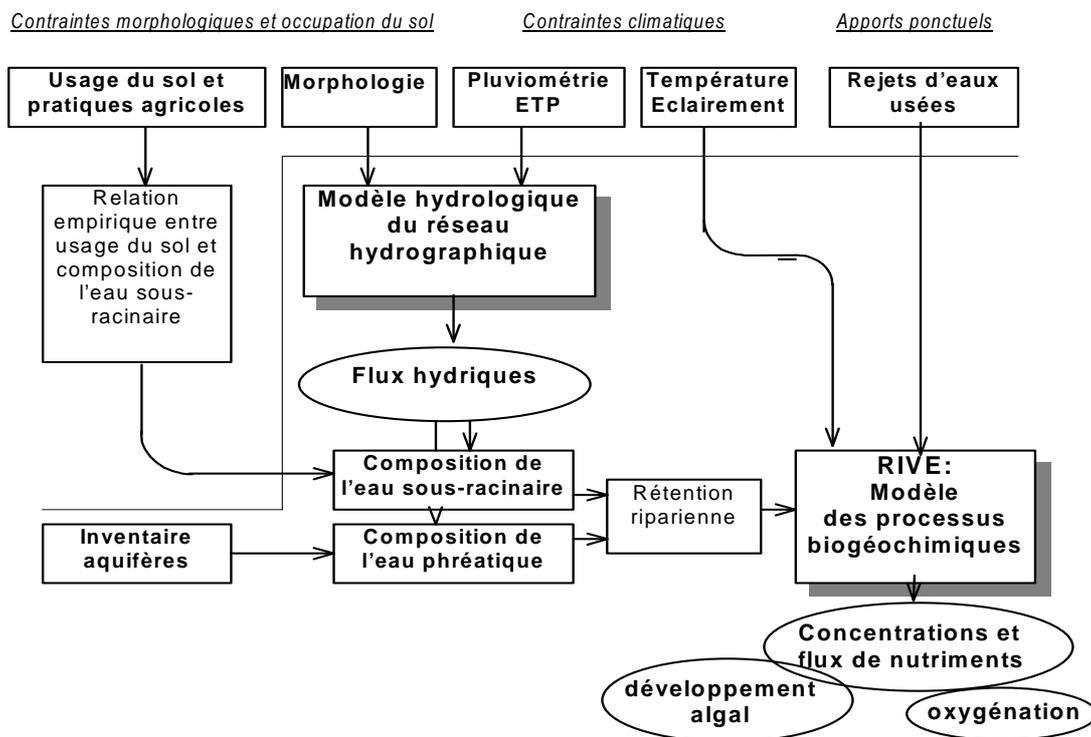


Figure 4. Représentation schématique du modèle Riverstrahler du réseau hydrographique des grands fleuves

RESULTATS OBTENUS

Les résultats concernent essentiellement l'évaluation d'une situation dite « pristine » de la production phytoplanctonique en Manche-Mer du Nord, conformément à l'esprit de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau, par rapport à laquelle il sera plus aisé de placer à la fois la situation eutrophisée actuelle et les effets attendus de politiques plausibles de réduction des apports de nutriments par les 3 fleuves étudiés. Les simulations permettent en outre de quantifier la part respective des 3 fleuves dans les flux inorganiques et organiques transmis à la partie nord de la Mer du Nord, contribuant à clarifier le rôle des apports franco-belges à l'eutrophisation de la Mer du Nord.

La modélisation des bassins versants est basée sur la reconstitution de périodes clés pour le fonctionnement de ces écosystèmes (Figure 5) :

- une situation « pristine » (hors impact anthropique) caractérisée par une couverture végétale climacique et l'absence d'activités et d'aménagements humains,
- un état rural traditionnel (en gros jusqu'au milieu du XX^{ième} siècle),
- une période contemporaine avec une démographie importante, une urbanisation, un essor industriel et l'avènement de l'agriculture moderne,
- une projection à l'horizon 2015 avec réduction des apports de 90 % des matières organiques, de 90 % pour le phosphore et de 70 % pour l'azote.

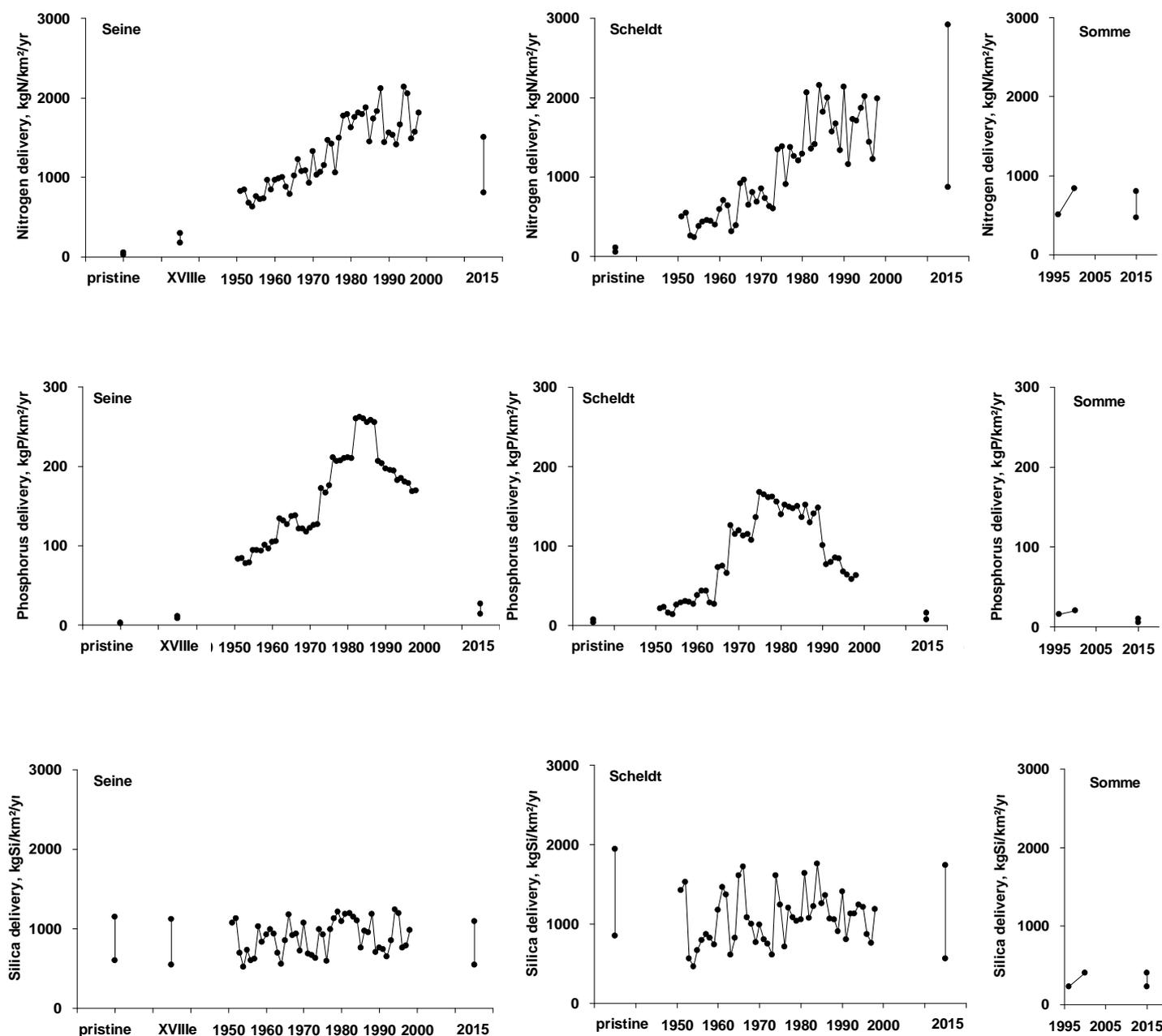


Figure 5. Flux annuels d'azote, de phosphore et de silice apportés par la Seine, l'Escaut et la Somme (simulations en conditions hydrologiques réelles)

La reconstitution des flux apportés au cours des cinquante dernières années révèle, pour la Seine et l'Escaut, que les rapports molaires N : P de ces flux ont diminué au cours de la seconde moitié du XX^{ème} siècle, conduisant à une limitation de la croissance algale par l'azote, alors que ces rapports augmentent dans les années 1980, provoquant une limitation par le phosphore. Pour la Somme, il ne semble pas y avoir eu de carence relative en azote par rapport au phosphore. Un déficit en silice par rapport à l'azote et au phosphore est observé en 1950 pour l'Escaut et un peu avant pour la Seine. Récemment, la diminution rapide du flux de phosphore a pour conséquence une augmentation du rapport Si : P.

En ce qui concerne les apports diffus, les temps de réaction des hydrosystèmes (en particulier les grands aquifères) sont trop longs pour que des mesures, si énergiques soient-elles, puissent aboutir à l'échéance de 10 ans à une diminution significative du niveau de contamination nitriques des eaux des sources souterraines. Nous pensons donc que l'hypothèse de la constance de ces concentrations à l'horizon 2015 est une hypothèse optimiste.

La reconstitution des tendances anthropiques à hydrologie constante révèle, qu'aux processus de rétention près, les apports de nutriments à la mer montrent une évolution semblable à celle des apports diffus et ponctuels des bassins versants. Dans la Seine, le rapport N : P diminue régulièrement jusqu'en 1990 : le début du XX^{ième} siècle correspond à une phase de transition avec passage d'une limitation de la croissance algale par le phosphore à une limitation par l'azote. Depuis 1990, la situation s'inverse, la silice excédentaire jusqu'à la fin du XIX^{ième} siècle, devient déficitaire ensuite. La situation amorce une inversion dans les années récentes.

L'analyse des simulations 0D portant sur les rivières ou l'écosystème marin et ciblée sur la zone belge permet de mettre en évidence trois grandes périodes :

- de l'état pristine à 1965 : période précédant la forte augmentation des apports de phosphore et d'azote par les rivières avec limitation potentielle de la croissance phytoplanctonique par le phosphore et l'azote par rapport à la silice
- de 1970 à 1995 : période d'enrichissement en phosphore et qualité des apports de nutriments proche des besoins du phytoplancton et profitant principalement aux diatomées et aux colonies de *Phaeocystis*,
- de 1990 à 2015 : période de moindre enrichissement en phosphore avec des apports potentiellement limitants en phosphore pour la croissance phytoplanctonique profitant principalement aux diatomées d'été et avec un effet moindre sur *Phaeocystis*,
- 2015 : sera caractérisé par une réduction plus importante du phosphore par rapport à l'azote, pénalisant davantage les efflorescences de diatomées que celles de *Phaeocystis*. Alors que le maximum de diatomées retournerait à un niveau comparable à celui des conditions naturelles, celui des *Phaeocystis* serait multiplié par 5.

Par rapport à l'état pristine, la concentration hivernale de nutriments en zone côtière belge à été multipliée par 2 en 1950, par 4 en 1985 et sera multipliée par 6 en 2015. Par ailleurs, alors que la concentration en phosphate a considérablement augmenté pour atteindre son maximum en 1985 (x 3,5 par rapport à l'état pristine), elle a été divisée par 2 depuis et en 15 ans. Plus généralement, l'étude de l'évolution des rapports stœchiométriques N : Si : P de l'enrichissement en nutriments suggère d'importantes modifications de la qualité de l'environnement nutritif disponible pour le phytoplancton côtier d'ici à 2015, l'excès d'azote sera exacerbé tandis que le phosphore et la silice sont proches des besoins des diatomées.

L'utilisation des modèles 3D permet de conclure qu'une réduction des apports de nutriments par la Manche ouest a un impact significatif sur les nutriments de surface et principalement à l'embouchure des rivières. Une réduction des apports par la Seine aurait l'impact le plus important sur la plus grande partie de la zone, à l'exception des zones côtières belges et hollandaises. Pour les eaux belges, il est à noter que dans la zone côtière, la plus sujette aux problèmes d'eutrophisation, c'est l'Escaut qui a l'influence la plus importante.

Le modèle MIRO&CO-3D montre qu'une réduction de 50 % de l'azote total entraîne une diminution significative de la concentration de *Phaeocystis* et une augmentation de celle des diatomées (printemps, été) en raison d'une disponibilité plus grande en phosphate qui résulte de la diminution de la floraison de *Phaeocystis*.

Une réduction de 50 % des apports en phosphore total ne génère qu'une très faible augmentation de la concentration de *Phaeocystis* en raison de la plus grande disponibilité en

azote inorganique dissous dû à la diminution des diatomées. Cette augmentation est cependant limitée par le phosphore. Une réduction conjointe de 50 % des apports d'azote et de phosphore provoque une diminution générale des nutriments ainsi que du phytoplancton à l'exception des diatomées de printemps au large et des diatomées d'été à la côte. En général, l'impact d'une réduction de nutriments par les rivières est plus prononcé à la côte qu'au large excepté pour *Phaeocystis*.

Le modèle ECO-MARS3D estime à 38 % le flux d'azote issu des fleuves français et transitant par le détroit du Pas-de-Calais. La part d'origine atlantique est donc largement majoritaire dans le flux d'azote entrant en mer du Nord par la limite sud. Dans la zone côtière où la concentration maximale simulée en *Phaeocystis* est supérieure à 10^6 cellules par litre, l'influence des apports des fleuves français est inférieure à 20 % (Figure 6).

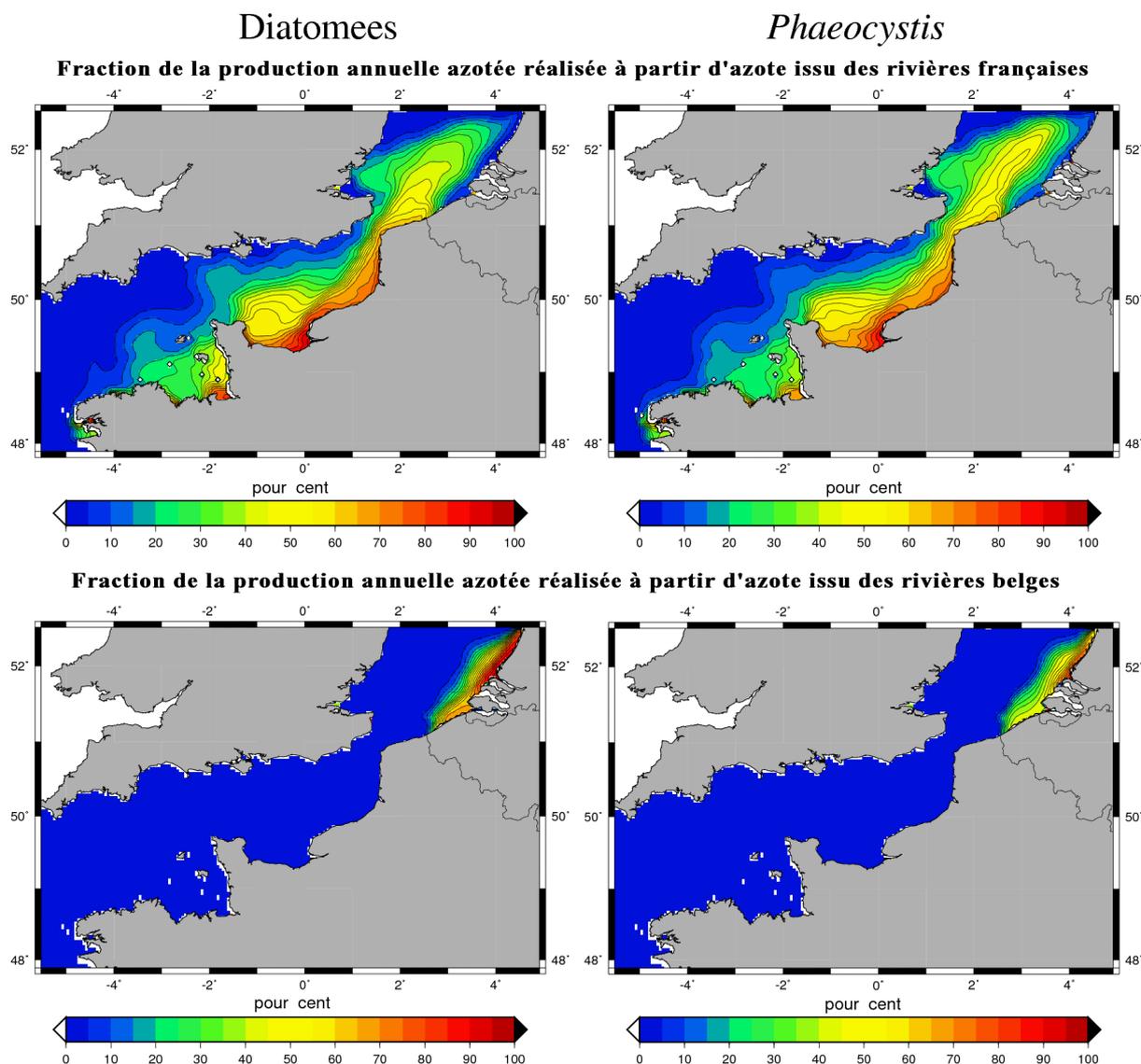


Figure 6. Proportions d'azote issu des rivières françaises (respectivement : issu des rivières belges) incorporé dans la biomasse produite annuellement par les diatomées ou par *Phaeocystis*.

Le nitrate est en moyenne à 22 % d'origine française dans la « boîte » du modèle représentant la zone de compétence belge. En moyenne sur l'année, l'influence des fleuves français est

supérieure à celle des fleuves belgo-néerlandais dans cette boîte. Cependant, la production de colonies de *Phaeocystis* dans la zone côtière belge est majoritairement liée à l'influence des apports de la Lys, de l'Escaut, de la Meuse et du Rhin, contrairement à ce que les résultats pour le nitrate laissent penser. Ceci s'explique par le fait qu'au moment du bloom de *Phaeocystis*, les panaches des fleuves belgo-néerlandais ont leur extension maximale et influent donc de manière prépondérante sur la production phytoplanctonique printanière locale.

La modélisation écologique a également permis de formuler et/ou de tester des indicateurs de qualité des masses d'eau comme ils peuvent être définis dans la Directive Cadre sur l'Eau et la convention OSPAR.

Le principe d'une classification de la qualité des masses d'eau repose sur l'évaluation d'un niveau de qualité grâce à des indicateurs et par référence à une situation initiale la plus proche possible de l'état naturel du système. Ceci permet de définir des objectifs de qualité qui seront intégrés dans des plans de gestion. L'utilisation de la modélisation permet de recréer des situations passées et permet donc de définir les états naturels ou permet d'envisager la situation actuelle comme le résultat des derniers plans de gestion mis en oeuvre. Elle rend possible la création de scénarios prospectifs afin de tester les politiques de gestion et d'aménagement des écosystèmes à l'horizon d'années définies par les directives, les conventions,...

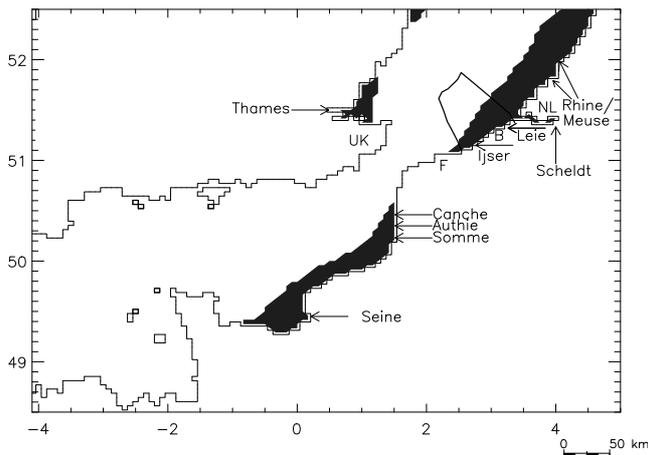
L'approche de modélisation du fonctionnement des bassins versants a permis le développement d'un indice de risque d'eutrophisation en zone côtière (ICEP : Indicator of Coastal Eutrophication Potential ; Billen & Garnier, 2007) basé sur les valeurs de flux de nutriments (N, P, Si) d'origine fluviale pour évaluer le risque de proliférations estivales d'algues non siliceuses (valeur < 0 : absence de risque).

Les résultats mettent en évidence pour la Seine un potentiel nul jusqu'à la moitié du XVIII^{ième} siècle qui devient modéré puis sévère dans les années 50 et qui diminue récemment, si bien qu'il sera plutôt modéré à l'horizon 2015. Le potentiel est significatif pour l'Escaut à partir des années 60 mais les valeurs devraient être inférieures à zéro à l'horizon 2015. Le potentiel de la Somme est très modéré en 2000 et diminue avec le scénario prospectif 2015.

Les modèles d'écosystème marin ont permis de vérifier le statut des masses d'eau au regard de l'eutrophisation tels que défini par la convention OSPAR dans sa stratégie de lutte contre l'eutrophisation (Procédure Commune notamment). Le modèle MIRO&CO-3D permet de confirmer le statut de zone à problème au regard de l'eutrophisation de la zone côtière belge. L'application des scénarios de réduction, définis lors de la seconde conférence internationale de la mer du Nord en 1987, révèle qu'une réduction de 50 % de N et de P ne semble pas suffire à faire disparaître les problèmes d'eutrophisation. Une réduction de 90 % des apports en N et en P des rivières serait nécessaire (Figure 7). Les résultats du modèle ECO-MARS3D sont cohérents avec les observations d'efflorescences phytoplanctoniques importantes en baie de Seine et en baie de Somme. Cependant, seuls les résultats pour le panache de la Seine coïncident avec la classification OSPAR en zone à problème, alors que les côtes du nord de la France et de la Belgique, classées en zone à problème, apparaissent comme zones sans problème selon le modèle. Pour le panache de la Seine, une réduction de 90 % de l'apport d'N serait nécessaire pour obtenir une valeur inférieure au seuil d'évaluation OSPAR, alors que les paramètres reflètent de l'effet direct de l'eutrophisation répondent déjà pour une réduction de 50 %.

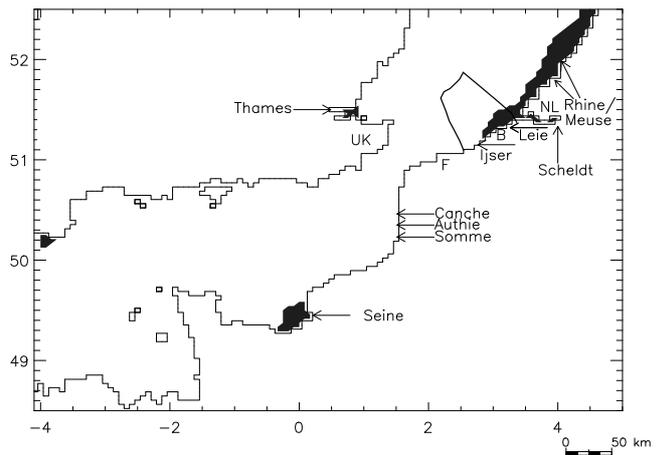
Globalement, les deux modèles montrent que l'isoline 1 % d'eau venant de la Seine atteint bien la partie offshore de la zone maritime belge, mais non la bande côtière belge dominée par les panaches de l'Escaut, du Rhin et de la Meuse. En Manche, les deux modèles pointent la baie de Seine en ce qui concerne le dépassement du seuil de concentration en chlorophylle *a*.

A



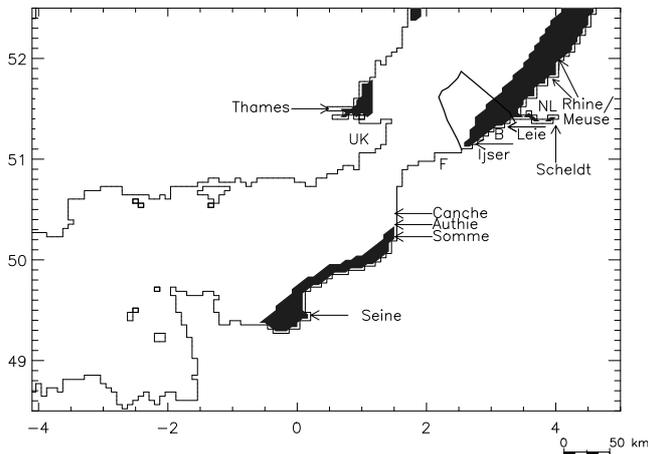
Black: winter DIN > 15 mmolN/m³

D



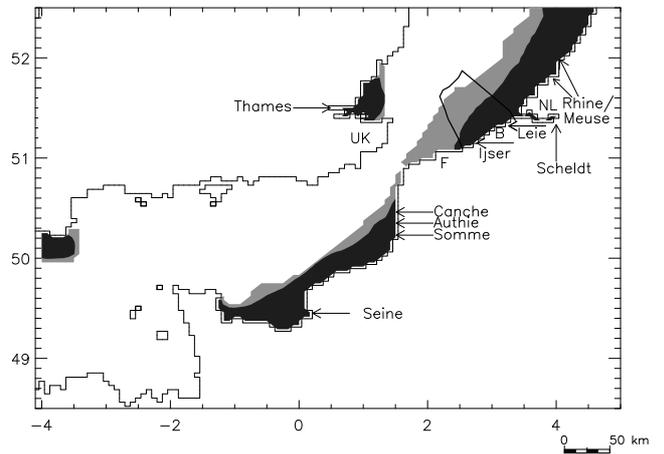
Black: Chlorophyll Max > 15 mgChl/m³

B



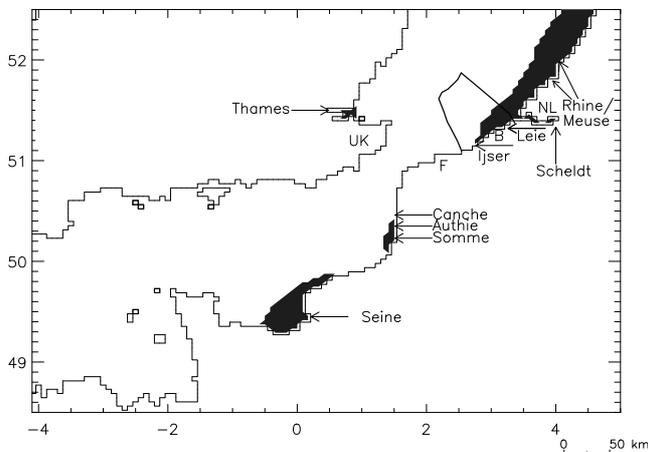
Black: winter DIP > 0.8 mmolP/m³

E



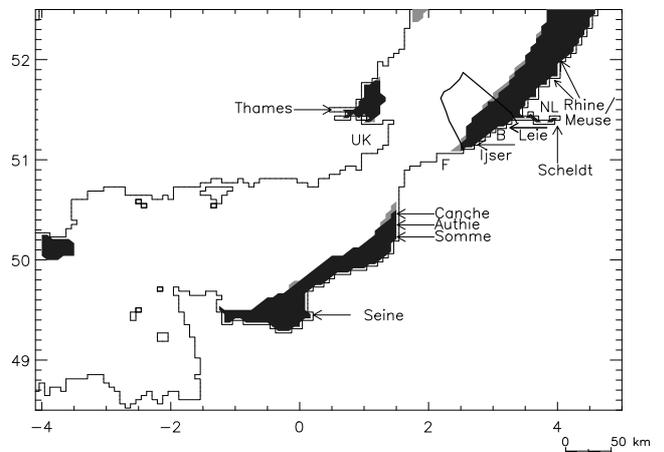
Black: number of days (Phaeocystis > 150 mgC/m³) > 30 days

C



Black: winter N:P ratio > 25 mmolN/mmolP

F



Black: problem area, Grey: potential problem area, White: non-problem area

Figure 7. Critères d'eutrophisation de catégorie I (degré d'enrichissement en nutriments) et II (effets directs de l'enrichissement en nutriments) et état d'eutrophisation des eaux côtières

belges calculés par le modèle MIRO&CO-3D (moyenne 1994-2003) d'après les paramètres du "OSPAR eutrophisation assessment" (2002). A) concentration hivernale en DIN, B) concentration hivernale en DIP, C) rapport N:P, D) maximum de chlorophylle, E) biomasse de *Phaeocystis* et F) état d'eutrophisation (NPA: "Non-Problem Area", PPA: "Potential Problem Area", PA: "Problem Area"), Blanc : régions pour lesquelles les valeurs sont inférieures aux seuils belges. Noir : régions pour lesquelles les valeurs sont supérieures aux seuils belges (niveaux élevés).

IMPLICATIONS PRATIQUES, RECOMMANDATIONS, REALISATIONS PRATIQUES, VALORISATION

- Implications pratiques :

Évaluation du rôle des apports de nutriments (i) marins, y compris transfrontaliers et (ii) depuis les bassins versants de la Somme, la Seine et l'Escaut jusqu'en Manche et baie sud de la Mer du Nord sur l'eutrophisation des zones côtières.

Outils adaptables à d'autres zones.

- Recommandations et limites éventuelles :

Les conclusions émises dans ce projet sont le résultat de calculs numériques issus de modèles calibrés et validés. Cependant, il est bien entendu que ces résultats ne peuvent être considérés comme le parfait reflet de la réalité eu égard à la complexité des processus mis en jeu. La précision est toutefois adaptée pour définir des lignes de conduite en terme de gestion.

- Réalisations pratiques et valorisation :

Voir section consacrée à la valorisation issue du projet

PARTENARIATS MIS EN PLACE, PROJETS, ENVISAGES

Le présent projet a permis de renforcer et/ou de consolider les relations entre les organismes suivants :

Ifremer - Centre Manche Mer du Nord, Laboratoire Environnement et Ressources - 150, quai Gambetta, BP 699 - 62321 Boulogne-sur-Mer Cédex

Ifremer - Centre de Brest, Département DYNAMique de l'Environnement COTier BP70 - 29280 Plouzané

ESA-ULB : Écologie des Systèmes Aquatiques, Université Libre de Bruxelles Campus de la Plaine, CP221, Boulevard du Triomphe - 1050 Bruxelles (Belgique)

UMR 7619 Sisyphe, CNRS-Université Pierre & Marie Curie, 4 place Jussieu - 75005 Paris.

POUR EN SAVOIR PLUS

Consultation du site web dédié au projet: <http://www.ifremer.fr/presentation/liteau/liteau-htm>

Références :

Billen G., Garnier J. and Hanset P. (1994). Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: The RIVERSTRAHLER model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia*, 289 : 119-137.

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., 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 Sciences*, 54 : 285-308.

Lancelot C., Spitz Y., Gypens N., Ruddick K., Becquevort S., Rousseau V., Lacroix G. & Billen G. (2005). Modelling diatom and *Phaeocystis* blooms and nutrient cycles in the Southern Bight of the North Sea: the MIRO model. *Mar. Ecology Prog. Ser.*, 289 : 63–78.

OSPAR, 2002. Common assessment Criteria, their assessment levels and Area classification within the comprehensive procedure of the common procedure. OSPAR Commission. Ref. No. 2002-20.

LISTE DES OPERATIONS DE VALORISATION ISSUES DU CONTRAT (ARTICLES DE VALORISATION, PARTICIPATIONS A DES COLLOQUES, ENSEIGNEMENT ET FORMATION, COMMUNICATION, EXPERTISES...)

(Page suivante)

PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES

Publications scientifiques parues :

- Billen G., Garnier J. and 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., Nemery J., Sebilo M., Sferratore A., Barles S., Benoit M., (2007). A long term view of nutrient transfers through the Seine river continuum. *The Science of the Total Environment*, 275, 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. *Marine Chemistry*, 106, 148-160.
- Even S., Billen G., Bacq N., Théry S., Ruelland D., Garnier J., Cugier P., Poulin M., Blanc S., Lamy F., Paffoni C., (2007). New tools for modelling water quality of hydro-systems : an application in the Seine River basin in the frame of the Water Framework Directive. *The Science of the Total Environment*, 37, 274-291.
- Lancelot C., Gypens N., Billen G., Garnier J., and Roubeix V., 2006. Testing an integrated river–ocean mathematical tool for linking marine eutrophication to land use: The *Phaeocystis*-dominated Belgian coastal zone (Southern North Sea) over the past 50 years. *Journal of Marine System*, 64, 216-228.
- Ménesguen A., Cugier P., Loyer S., Vanhoutte-Brunier A., Hoch T., Guillaud J.-F., Gohin F., 2007. Two- or three-layered box-models versus fine 3D-models for coastal ecological modelling ? A comparative study in the English Channel (Western Europe). *J. Mar. Sys.*, 64, 47-65.
- Ruelland D., Billen G., Brunstein D. & Garnier J., (2007). SENEQUE : a multi-scaled GIS interface to the RIVERSTRAHLER model of the biogeochemical functioning of river systems. *The Science of the Total Environment*, 375, 257–273.
- 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.
- Vanhoutte-Brunier A., Fernand L., Ménesguen A., Lyons S., Gohin F., Cugier P., 2008. Modelling the *Karenia mikimotoi* bloom that occurred in the western English Channel during summer 2003. *Ecol. Mod.*, 210, 351-376.

Publications scientifiques à paraître :

- Gypens N., Lacroix G., Lancelot C.. Causes of variability in diatom and *Phaeocystis* blooms in Belgian coastal waters between 1989 and 2003 : A model study. *Journal of Sea Research*, sous presse.
- Lacroix G., Ruddick K., and Lancelot C. Does reducing river nutrient discharge reduce coastal eutrophication in Belgian waters ? Special Issue of *Hydrobiologia* – Proceedings of “Research and Management of Eutrophication in Coastal Ecosystems”, 20-23 June 2006 Nyborg, Denmark, en soumission.
- Lacroix G., Ruddick K., Gypens N. and Lancelot C.. Modelling the relative impact of Rivers (Scheldt/Rhine/Seine) and Western Channel waters on the nutrient and diatoms/*Phaeocystis* distributions in Belgian waters (Southern North Sea). *Continental Shelf Research*, en soumission.
- Vanhoutte-Brunier A., Ménesguen A., Lefebvre A., Cugier P., 2008. Using a nitrogen-tracking technique in a 3D model of the primary production to assess the fueling sources of *Phaeocystis globosa* blooms in the eastern English Channel and the southern North Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, en révision

COLLOQUES	
Participations passées à des colloques :	
Lefebvre A., Vanhoutte-Brunier A., Ménesguen A., Cugier P., Lancelot C., Lacroix G., Billen G., Garnier J., 2004. Modélisation intégrée des transferts de nutriments depuis les bassins versants de la Seine, la Somme et l'Escaut jusqu'en Manche – Mer du Nord. Journée LITEAU du 18/11/04, MEDD, Paris.	
THESES	
Thèses passées	2 (en lien avec le projet – financements autres)
Thèses en cours	
ARTICLES DE VALORISATION-VULGARISATION	
Articles de valorisation parus	9 (<i>cf. supra</i>)
Articles de valorisation à paraître	4 (<i>cf. supra</i>)
Articles de valorisation prévus	
AUTRES ACTIONS VERS LES MEDIAS	
Actions vers les médias (interviews...) effectuées	
Actions vers les médias prévues	
ENSEIGNEMENT - FORMATION	
Enseignements/formations dispensés	Non quantifiable (<i>intégré dans des présentations</i>)
Enseignements/formations prévus	Non quantifiable (<i>générales sur l'eutrophisation</i>)
EXPERTISES	
Expertises menées	OSPAR – groupe ICG-EMO ¹ – 1 ^{er} colloque (2005)
Expertises en cours	OSPAR – groupe ICG-EMO – 2 ^{ième} colloque (2007)
Expertises prévues	OSPAR – Rapportage français pour le QSR ² 2010
METHODOLOGIES (GUIDES...)	
méthodologies produites	Outils de modélisation (Écosystèmes Marins et bassins versants) Indicateur de potentiel d'eutrophisation des apports fluviaux (ICEP)
méthodologies en cours d'élaboration	
méthodologies prévues	

(1) ICG – EMO : Intersessional Correspondance Group – Eutrophication Modelling

(2) QSR 2010 : Quality Status Report 2010

AUTRES

Posters :

Lefebvre A., Vanhoutte-Brunier A., Ménesguen A., Cugier P., Lancelot C., Lacroix G., Billen G., Garnier J., 2004. Modélisation intégrée des transferts de nutriments depuis les bassins versants de la Seine, la Somme et l'Escaut jusqu'en Manche – Mer du Nord. Journée Liteau, MEDD, Paris, 18 novembre 2004.

Lefebvre A., Billen G., Cugier P., Garnier J., Gypens N., Lacroix G., Lancelot C., Ménesguen A., Vanhoutte-Brunier A., LITEAU II « Modélisation intégrée des transferts de nutriments depuis les bassins versants de la Seine, la Somme et l'Escaut jusqu'en Manche et Baie Sud de la Mer du Nord ». Colloque PNEC – LITEAU « Développements récents de la recherche en environnement côtier », Nantes, 26-28 juin 2006.

Rapports :

Barbet F., 2006. Implantation du modèle d'écosystème ECOMARS3D au laboratoire Environnement & Ressources du centre Ifremer Manche Mer du Nord en lien avec le projet LITEAU II. Ifremer/TMR.LER.BL/06.07, 64 p.

Barbet F., Lefebvre A., Cugier P., Vanhoutte-Brunier A., Ménesguen A., Dumas F., 2006. Le modèle ECOMARS 3D Notice d'utilisation. Ifremer/RST.LER.BL/06.08, 113 pages + Annexes.

RESUMES

RESUME

L'objectif du projet consistait essentiellement à fournir des éléments d'appréciation quantitative des conséquences passées et futures des apports de nutriments par les fleuves du littoral franco-belge (Seine, Somme, Escaut) sur l'état d'eutrophisation de la Manche-Mer du Nord. Ce projet vient donc directement en appui à la mise en œuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (directive 2000/60/CE), dans le cadre de l'axe 2.1 (Définition des états écologiques) de l'APR LITEAU 2. Il reprend et généralise à toute la Manche-est et le sud de la Mer du Nord les résultats d'un premier projet réalisé dans le cadre du Programme LITEAU 1, qui a permis de mettre au point la démarche sur le cas du bassin versant de la Seine et de son réceptacle marin immédiat, la Baie de Seine.

La méthode consiste à :

- (i) réaliser les simulations des cycles biogéochimiques de l'azote, du phosphore et de la silice sur les bassins versants de la Somme et de l'Escaut, ainsi qu'il a été déjà fait pour le réseau hydrographique de la Seine et à les valider sur les séries de mesures disponibles, notamment quant à la simulation réaliste de l'évolution passée des flux de nutriments à l'exutoire.
- (ii) fournir ces chroniques de flux simulées en entrée du modèle 3D de la Manche-Mer du Nord méridionale actuellement en cours de mise au point à l'IFREMER et à l'UGMM, et à valider sur les années récentes les répartitions observées des nutriments et des blooms phytoplanctoniques marins.
- (iii) appliquer l'ensemble des modèles des 3 bassins versants et de la Manche-Mer du Nord pour tester divers scénarios d'évolution future et à fournir ainsi une aide à la décision en matière de gestion du milieu littoral et du bassin versant qui l'influence.

Les résultats concernent l'évaluation d'une situation dite « pristine » de la production phytoplanctonique en Manche-Mer du Nord, conformément à l'esprit de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau, par rapport à laquelle il sera plus aisé de placer à la fois la situation eutrophisée actuelle et les effets attendus de politiques plausibles de réduction des apports de nutriments par les 3 fleuves étudiés.

Les simulations permettent en outre de quantifier la part respective des 3 fleuves dans les flux inorganiques et organiques transmis à la partie nord de la Mer du Nord, contribuant à clarifier le rôle des apports franco-belges à l'eutrophisation de la Mer du Nord.

Les séries de données historiques ainsi que la modélisation ont été utilisées afin (i) de définir des indicateurs (exemple de l'ICEP – Indicateur du Potentiel d'Eutrophisation Côtière) et (ii) de contribuer à la livraison du produit JAMP EA-5 de la convention OSPAR relatif à la nécessité d'évaluer le statut de la zone maritime OSPAR au regard de l'eutrophisation (en intégrant les transports transfrontaliers) après mise en œuvre des mesures convenues.

MOTS CLES

Manche, baie sud de la Mer du Nord, eutrophisation, modélisation, continuum bassin versant – zone côtière, DCE, OSPAR

ABSTRACT

The main aim of the project was to produce quantitative assessment elements on past and future consequences of nutrient inputs from French and Belgian coastal rivers (Seine, Somme, Escaut) with regards to eutrophication status in the English Channel – North Sea. This project will reinforce implementation of the Water Framework Directive (2000/60/CE), in the context of the 2.1. axis (Definition of ecological status) from APR LITEAU II. This project implements and generalizes to the whole eastern English Channel and the southern bight of the North Sea the results from LITEAU I Programme which allowed the development of this application on the Seine watershed and the Baie de Seine estuary.

The method consists in :

- (i) the simulating the Nitrogen, the Phosphorus and the Silicate biogeochemical cycles on the Somme' and the Escaut' watersheds (as it was done for the Seine), with validation on available *in situ* data, particularly for the realistic simulation of past changes in nutrient fluxes from the outlet.
- (ii) forcing the 3D numerical models of the English Channel and the North Sea with this chronicle of simulated fluxes, with validation on recent years of nutrient and phytoplanktonic blooms field distribution.
- (iii) applying the models of the three watersheds and from the English Channel and the North Sea to test different scenarios of future change and also to provide a tool for management of the coastal areas and the watersheds connected to the estuary.

Results provided an assessment of the pristine situation for the phytoplanktonic production in the English Channel and the North Sea, in concordance with the Water Framework Directive objectives of the definition of actual status with regard to eutrophication and evaluation of the expected situation of the eutrophication status following the reduction target for nutrient inputs from these three main rivers.

Simulations allow the quantification of the respective part of the three rivers inputs in inorganic and organic fluxes transported from the English Channel to the North Sea in order to clarify the role of the inputs from French and Belgium areas in the eutrophication process of the North Sea.

Historical data sets and modelisation were also used (i) to define water quality indicators (ICEP – Indicator of Coastal Eutrophication Potential) and (ii) to answer the JAMP product EA-5 of the OSPAR convention about the requirement of an assessment of the expected eutrophication status (including transboundary nutrient fluxes) of the OSPAR maritime area following the implementation of agreed measures.

KEY WORDS

English Channel, southern bight of the North Sea, eutrophication, modelisation, watershed – coastal zone continuum, WFD, OSPAR

RAPPORT SCIENTIFIQUE

Rapport final – Version 2 de février 2008

Projet LITEAU II

Modélisation intégrée des transferts de nutriments depuis les bassins versants de la Seine, la Somme et l'Escaut jusqu'en Manche-Mer du Nord

Convention de Recherche N°19-G/2003

(référence Accord N°CV 04000018)

Référence Ifremer : 04/1215210/MF

Coordination

A. Lefebvre (Centre Ifremer Manche Mer du Nord)

Partenaires

Ifremer - Centre Manche Mer du Nord, Laboratoire Environnement et Ressources - 150, quai Gambetta, BP 699 - 62321 Boulogne-sur-Mer Cédex

Ifremer - Centre de Brest, Département DYNAmique de l'Environnement côtier BP70 - 29280 Plouzané

ESA-ULB : Écologie des Systèmes Aquatiques, Université Libre de Bruxelles Campus de la Plaine, CP221, Boulevard du Triomphe - 1050 Bruxelles (Belgique)

UMR 7619 Sisyphe, CNRS-Université Pierre & Marie Curie, 4 place Jussieu - 75005 Paris



1. Résumé de la proposition	27
2. Coordination - Animation - Valorisations	28
3. Description des zones d'études	28
3.1. La Manche	28
3.2. La baie de Seine	30
3.3. La baie de Somme	32
3.4. Le détroit du Pas-de-Calais	33
3.5. L'Escaut	34
4. Les outils de modélisation	
4.1. Le modèle multi-boîtes 0D MIRO	36
4.2. Les modèles tri-dimensionnels	36
4.2.1. Constitution d'une base de données commune des apports fluviaux et de données de validation	37
4.2.2. Modélisation de l'écosystème Manche-Mer du Nord méridionale par le modèle Ifremer	39
4.2.3. Modélisation de l'écosystème Manche-Mer du Nord méridionale par le modèle ESA-ULB / UGMM	44
4.3. Le modèle RIVERSTRAHLER	49
4.3.1. Présentation	49
4.3.2. Choix de la résolution spatiale	51
4.3.3. Constitution des bases de données relatives aux conditions récentes et validation du modèle	53
5. Principaux résultats	56
5.1. Modélisation des bassins versants	56
5.1.1. Conditions hydrologiques	56
5.1.2. Flux d'apports à la mer	62
5.1.3. Indicateur du potentiel d'eutrophisation côtière	67
5.2. Modélisation de l'écosystème marin	70
5.2.1. Modèle multi-boîtes OD MIRO	70
5.2.2. Modèle MIRO & CO-3D	75
5.2.3. Modèle MARS3D	78
5.3. La modélisation écologique comme outil de référence « d'état écologique » et de gestion	86
5.3.1. Modèle multi-boîtes MIRO couplé au modèle RIVERSTRAHLER	87
5.3.2. Modèle MIRO&CO-3D	92
5.3.3. Modèle ECO-MARS 3D	95
5.3.4. Comparaison des résultats	96
6. Bilan - Conclusions - Perspectives	97
7. Références	100
8. Annexes	109

1. Résumé de la proposition

L'objectif du projet consiste essentiellement à fournir des éléments d'appréciation quantitative des conséquences passées et futures des apports de nutriments par les fleuves du littoral franco-belge (Seine, Somme, Escaut) sur l'état d'eutrophisation de la Manche-Mer du Nord. Ce projet vient donc directement en appui à la mise en œuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (directive 2000/60/CE), dans le cadre de l'axe 2.1 (Définition des états écologiques) de l'APR LITEAU 2. Il reprend et généralise à toute la Manche-est et le sud de la Mer du Nord les résultats d'un premier projet réalisé dans le cadre du Programme LITEAU 1 qui a permis de mettre au point la démarche sur le cas du bassin versant de la Seine et de son réceptacle marin immédiat : la Baie de Seine.

La méthode consistera à réaliser les simulations des cycles biogéochimiques de l'azote, du phosphore et du silicium sur les bassins versants de la Somme et de l'Escaut, ainsi qu'il a été déjà fait pour le réseau hydrographique de la Seine et à les valider sur les séries de mesures disponibles, notamment quant à la simulation réaliste de l'évolution passée des flux de nutriments à l'exutoire. Il s'agira également de fournir ces chroniques de flux simulées en entrée des modèles 3D de la Manche-Mer du Nord méridionale actuellement en cours de mise au point à l'Ifremer et à l'UGMM et à valider sur les années récentes les répartitions observées des nutriments et des blooms phytoplanctoniques marins. Finalement, l'ensemble des modèles des 3 bassins versants et de la Manche-Mer du Nord sera mis en œuvre pour tester divers scénarios d'évolution future et à fournir ainsi une aide à la décision en matière de gestion du milieu littoral et du bassin versant qui l'influence.

Les résultats attendus concernent essentiellement l'évaluation d'une situation dite « pristine » de la production phytoplanctonique en Manche-Mer du Nord, conformément à l'esprit de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau par rapport à laquelle il sera plus aisé de placer à la fois la situation eutrophisée actuelle et les effets attendus de politiques plausibles de réduction des apports de nutriments par les 3 fleuves étudiés. Les simulations permettront, en outre, de quantifier la part respective des 3 fleuves dans les flux inorganiques et organiques transmis à la partie nord de la Mer du Nord, contribuant à clarifier le rôle des apports franco-belges à l'eutrophisation de la Mer du Nord.

2. Coordination - Animation - Valorisations

Les partenaires du programme de recherche LITEAU II financé par le MEDD, intitulé « Modélisation intégrée des transferts de nutriments depuis les bassins versants de la Seine, la Somme et l'Escaut jusqu'en Manche – Mer du Nord » se sont réunis au centre Ifremer Manche – Mer du Nord de Boulogne-sur-Mer en novembre 2004 et en avril 2005. Ces journées ont été l'occasion de faire le bilan des activités 2004 et 2005 avec présentation des activités récentes de modélisation (écosystèmes marins et bassins versants) des équipes de l'Université P & M Curie (CNRS, UMR Sysiphe), de l'Université Libre de Bruxelles, de l'Unité de Gestion des Modèles Mathématiques de la Mer du Nord (UGMM, IRScNB) et de l'Ifremer.

Ces réunions ont permis de souligner l'efficacité de l'UGMM qui, bien que n'étant pas administrativement parlant un partenaire à part entière, s'avère être un collaborateur essentiel au bon déroulement du projet.

Une page internet hébergée par l'Ifremer a été spécialement conçue afin d'assurer la diffusion des principaux faits marquants et résultats au cours de ce projet Liteau II. La page est accessible à l'adresse suivante : <http://www.Ifremer.fr/delbl/presentation/Liteau/liteau.htm>. Le présent rapport sera mis en ligne après validation par le MEDD. Les publications issues de ce travail seront également disponibles au format pdf.

Dans le cadre du groupe de travail E.T.G. 2004 (Eutrophication Task Group) d'OSPAR (Convention d'Oslo et de Paris, 1992), une présentation de ce projet Liteau II a été faite lors du point 4 de l'ordre du jour relatif aux futurs travaux sur l'évaluation de l'état d'eutrophisation attendu après mise en œuvre des mesures convenues (document de travail ETG 04/1/1-Rev.1-E(L) – Annexe I). Le président de l'ETG a félicité ce genre d'approche trans-frontalière dans l'étude des processus d'eutrophisation. La démarche entreprise dans ce projet est reprise en exemple dans le document de travail ETG 05/4/Info.3-E relatif à l'expérience acquise en terme de modélisation prédictive de l'eutrophisation :

Extrait du paragraphe 6 : « Based on an overview of the state of the art of the use of models in exploring nutrient reductions presented by the ICG-EMO and on experiences reported by France on the eutrophication modelling project LITEAU II initiated in co-operation with Belgium, ETG 2004 noted that the availability and suitability of models had improved since the review by ASMO in 1996 ».

Extrait du paragraphe 7 : « Where possible, Contracting Parties should encouraged to develop such predictions through bilateral or multilateral approaches following the examples of the LITEAU II project ».

3. Description des zones d'études

3.1. La Manche

La Manche est une mer épicontinentale du nord-ouest de l'Europe qui constitue une zone de transit entre les masses d'eau atlantiques et celles de la Mer du Nord. La zone d'étude s'étend de la pointe Bretagne (Ouessant) pour le côté français et Land's End pour le côté anglais jusqu'à l'embouchure de l'Escaut (Figure 1).

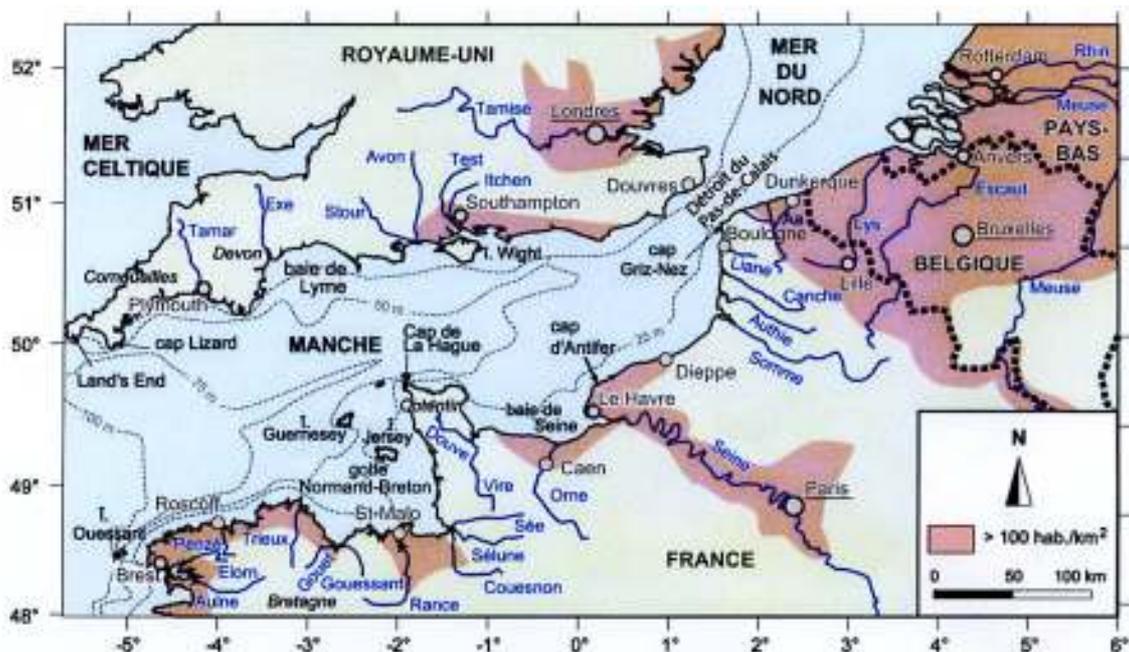


Figure 1. Zone d'emprise du modèle numérique et localisation des différents fleuves

La bathymétrie décroît d'ouest en est, avec des fonds de l'ordre de 100 m à l'embouchure occidentale et remontant jusqu'à 40 m au milieu du détroit du Pas-de-Calais. Une fosse de 180 m de profondeur est présente au centre de la Manche occidentale (Guitton *et al.*, 2003). Le régime hydrodynamique est intense du fait des forts courants de marée (régime marégraphique mégatidal ; Anonyme, 1988). La circulation générale de la Manche est présentée en figure 2.

Le climat est du type océanique tempéré, influencé par les courants atmosphériques humides de la Mer du Nord et de l'Atlantique. Les vents dominants sont de secteur ouest à sud-ouest (lié au régime océanique). Les vents continentaux sont de secteur nord-est. Les précipitations annuelles sont de l'ordre de 800 à 1000 mm d'eau (Schapira, 2005). Les températures de surface des eaux océaniques varient à l'ouest entre 10 et 15°C au cours de l'année tandis qu'à l'est, les valeurs s'échelonnent de 7 à 17°C. La colonne d'eau en Manche occidentale est stratifiée en été au large par la présence d'une thermocline et les variations de salinité sont généralement faibles sauf à proximité des estuaires. En Manche orientale, la température est homogène sur toute la colonne d'eau du fait de la turbulence sur le fond et de la bathymétrie faible.

La nature des fonds est variable en fonction de la zone : vaste zone caillouteuse entre le Cotentin et l'île de Wight, sédiments riches en calcaire dans le bassin occidental et sable mêlé de graviers en Manche orientale (Guitton *et al.*, 2003).

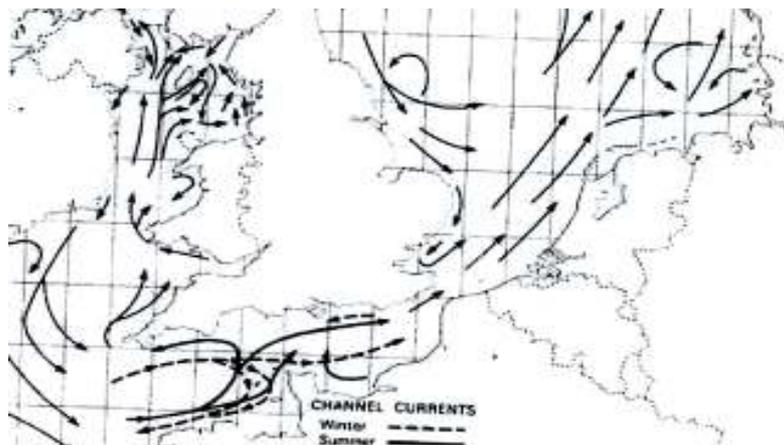


Figure 2. Schéma de la circulation générale en Manche et Mer du Nord (Smith *et al.*, 1996)

Deux voies de circulation ont été mises en évidence le long des côtes de Manche orientale (Guégueniat *et al.*, 1993) : une voie centrale rapide et une voie côtière plus lente appelée "fleuve côtier" (Brylinski *et al.*, 1991) et intégrant les apports fluviaux de la baie de Seine jusqu'au détroit du Pas-de-Calais (Figure 3).

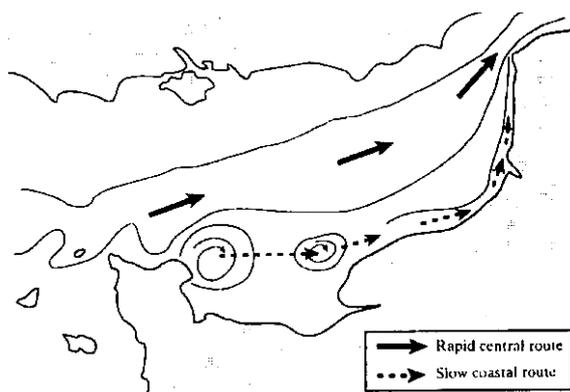


Figure 3. Schéma représentant les deux voies de circulation dans la Manche orientale (Guégueniat *et al.*, 1993)

3.2. La baie de Seine

Elle s'étend sur 5000 km², elle est délimitée à l'ouest par la presqu'île du Cotentin, au sud par la côte du Calvados et à l'est par le pays de Caux. La profondeur maximale ne dépasse pas les 40 mètres dans cette région. La baie de Seine est soumise aux activités anthropiques industrielles, agricoles et touristiques, aux activités de conchyliculture et de pêche, aux activités portuaires. Le bassin versant s'étend sur 75000 km², il est couvert à 75 % de terrains perméables (craies et calcaires) dans lesquels les coefficients d'infiltration sont élevés. La population est importante et se concentre surtout le long des cours d'eau. L'agriculture est intensive dans le bassin parisien (104000 exploitations occupent 62 % de la surface du bassin) et les industries sont au nombre de 14000 (AESN, 2004). Le bassin versant regroupe au total 40 % des activités économiques de la France et 30 % de sa population. L'apport fluvial le plus important est celui de la Seine qui a un débit variant entre 150 m³.s⁻¹ en étiage et jusque 2000 m³.s⁻¹ en période de crue. Les apports à la mer d'eau douce, de sels nutritifs et de polluants sont donc considérables. Les autres apports se font par la Vire et la Douve en Baie des Veys, et par l'Orne sur la côte du Calvados (Tableau 1).

Tableau 1. Débits des fleuves se jetant dans la Baie de Seine (moyenne des données de 1998 à 2003) et superficie des bassins versants associés (Vanhoutte-Brunier, 2008a)

	Superficie bassin versant (km ²)	Débit (m ³ .s ⁻¹)
Douve	1466	15,0
Vire	2063	32,5
Orne	2962	39,4
Seine	75000	619,0

La figure 4 représente la circulation résiduelle en baie de Seine. Au nord de la baie, la circulation se produit d'ouest en est comme la circulation générale de la Manche. Près de la côte, des tourbillons anticycloniques sont observables et sont le résultat de la présence de pointe (comme à Barfleur et à Antifer) ou d'une diminution des fonds à la côte. Le long de la côte du Calvados, on trouve un courant côtier orienté d'est en ouest et en sortie d'estuaire, on a une différenciation des eaux douces qui s'écoulent vers le nord ouest en surface et des eaux marines qui pénètrent dans l'estuaire par le fond (Cugier, 1999).

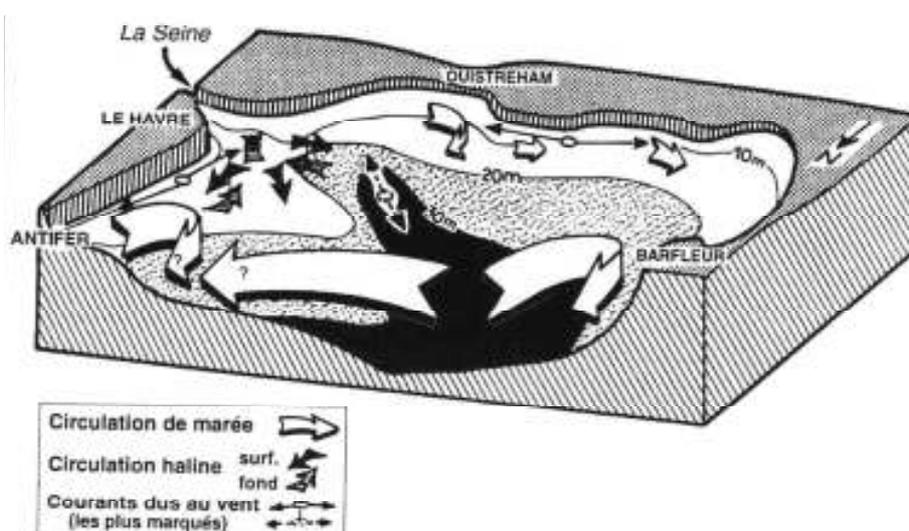


Figure 4. Schéma de circulation résiduelle en Baie de Seine (Le Hir *et al.*, 1986)

La salinité en baie de Seine est très influencée par l'arrivée d'eau douce issue de la Seine. On observe un gradient d'ouest en est qui caractérise le passage progressif des eaux salées de la Manche vers les eaux douces de la Seine. Les stratifications verticales les plus marquées sont observées à l'embouchure du fleuve ; dans le reste de la baie, on peut noter une quasi-absence de stratification.

La température des eaux de la baie varie entre 6-8 °C en hiver et 15-18 °C durant l'été. Les eaux de la Seine sont plus froides en hiver que celles de la baie et inversement en été.

Les sédiments superficiels de la baie sont de trois natures : graviers (partie nord ouest près de Barfleur), sables grossiers et fins (vers le sud est), sédiments vaseux (à l'embouchure de la Seine).

Le matériel en suspension est, d'une part, constitué de matériel fin (silts fins de l'estuaire) et, d'autre part, de gros éléments planctoniques marins (Lafitte *et al.*, 1986). L'apport de matériel

fin se fait par le fleuve, de façon continue, qui amène une charge solide estimée à 0,5 millions de tonnes par an en moyenne (Avoine, 1981) ou par l'érosion des vasières, de façon ponctuelle, au moment des tempêtes (Silva Jacinto *et al.*, 1998). Cet apport varie donc majoritairement en fonction du débit fluvial, ce qui a un impact sur la formation et le déplacement du bouchon vaseux présent à l'embouchure du fleuve.

Concernant les caractéristiques biochimiques de la baie de Seine, Guillaud (1993) et Aminot *et al.* (1993 et 1997) ont estimé pour un débit moyen interannuel de $413 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ les apports en azote total à 90700 t/an, les apports en silice à 46300 t/an, les apports en phosphore dissous à 8000 t/an et en phosphore particulaire à 2850 t/an. Quant à l'oxygène dissous, l'hypoxie n'est jamais atteinte dans l'estuaire en raison de la marée qui contribue au brassage de la colonne d'eau.

Le phytoplancton en baie de Seine est caractérisé par une présence quasi exclusive de diatomées en hiver et à l'automne ; celles-ci sont dominantes également au printemps mais, en été, l'apparition des dinoflagellés inverse les proportions (Le Grand, 1994).

3.3. La baie de Somme

Elle constitue une vaste zone intertidale de 72 km^2 (Duhamel, 1994) entre le Pays de Caux et le détroit du Pas-de-Calais. La Somme draine un bassin versant de 5560 km^2 et son débit moyen est de $33,5 \pm 11,7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (moyenne de 1963 à 1997). D'autres cours d'eau alimentent la baie mais leurs débits sont négligeables par rapport à celui de la Somme (Figure 5). Le bassin versant est occupé par des activités agricoles de culture (65 % du territoire est occupé par les céréales) et aussi par des activités industrielles (secteur agro-alimentaire).

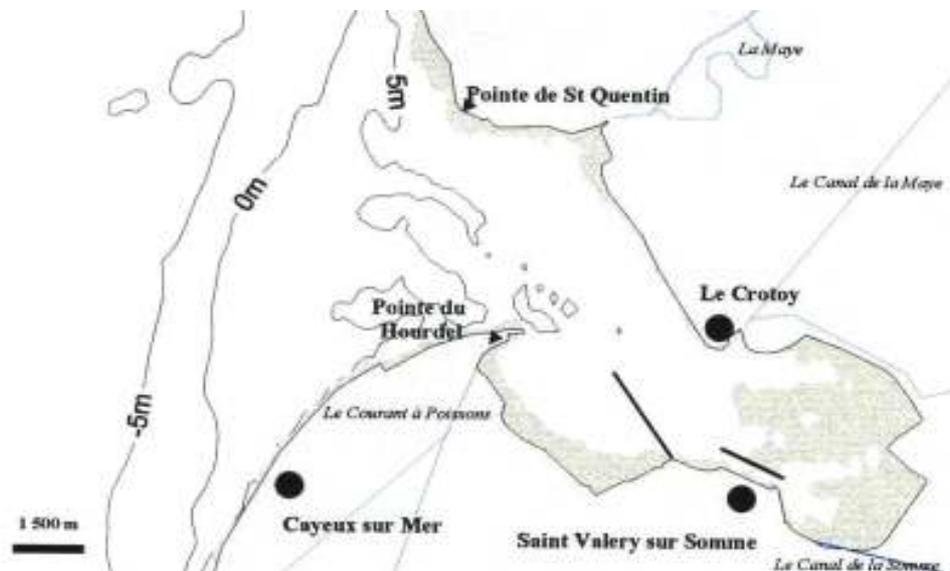


Figure 5. Carte de la baie de Somme (Loquet, 2001)

Les courants de marée affectant la zone d'estuaire sont légèrement giratoires avec des intensités maximales en surface orientées nord-est au flot et sud-ouest à l'ouest au jusant. L'orientation est la même sur toute la colonne d'eau mais l'intensité est plus faible au fond. En ce qui concerne la circulation des masses d'eau, on peut mettre en évidence un courant résiduel au jusant orienté vers l'ouest pour la surface et vers le nord-ouest au fond (Loquet, 2001). La salinité peut varier de 18 à 35 en fonction de la zone (Rybarczyk, 1993). Les sédiments sont du type sables fins et vases.

La pollution est d'origine domestique, agricole et industrielle. Les sources de pollutions sont diffuses en ce qui concerne les matières organiques, inhibitrices, azotées, phosphorées. Il faut noter aussi qu'un enrichissement du système en sels nutritifs se fait depuis le sud par l'intermédiaire du fleuve côtier (Ifremer, 2002a). Les flux d'azote, de silicium et de phosphore apportés en Baie de Somme par les différents cours d'eau sont respectivement de 8955 t/an, 5422 t/an et 378 t/an. Au total, la Somme participe à hauteur de 90 % à ces apports (moyennes données 1994-1995 ; Loquet, 2001).

Le phytoplancton est présent sous forme de diatomées toute l'année et de prymnésiofycée (*Phaeocystis sp.*) essentiellement au printemps. L'élément limitant dans l'estuaire est le phosphore.

3.4. Le détroit du Pas-de-Calais

Cette zone possède une dynamique particulière du fait qu'elle se situe au niveau du rétrécissement de la Manche et qu'elle est, par conséquent, soumise à des courants rapides. Une structure particulière de la masse d'eau présente est appelée le "fleuve côtier" (Brylinski *et al.*, 1991). Les apports de nutriments se font donc par l'intermédiaire de cette masse d'eau dérivant le long du littoral français, emportant avec elle des éléments issus des panaches de la Seine et de la Somme, mais aussi par l'intermédiaire des rivières du Pas-de-Calais (Authie, Canche, Liane, Wimereux, Slack). La figure 6 montre la localisation du fleuve côtier et le tableau 2 résume les débits estimés des fleuves du littoral Boulonnais.

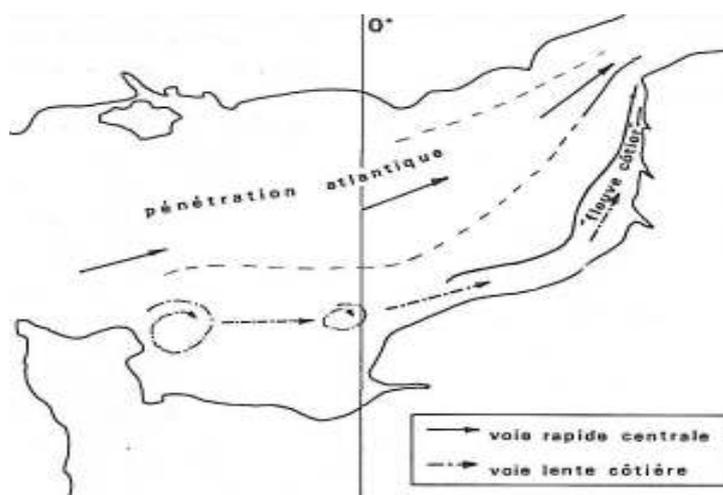


Figure 6. Localisation du fleuve côtier en Manche orientale (d'après Guégueniat, 1993)

Tableau 2. Débits mesurés dans les rivières du Boulonnais (moyenne pour la période 1998-2003, Vanhoutte-Brunier, 2008a ; pour le Wimereux, moyenne sur la période 1981-2006, DIREN ; pour la Slack, moyenne sur 2004, DIREN)

	Superficie bassin versant (km ²)	Débit (m ³ .s ⁻¹)
Authie	1066	17,1
Canche	1162	19,4
Liane	250	5,2
Wimereux	78	1,1
Slack	38,4	0,4

Au large du Cap Gris-Nez, la colonne d'eau est relativement homogène en raison des courants importants qui ne permettent pas l'établissement d'une thermocline.

Un gradient côte-large est bien marqué pour tous les paramètres mesurés. Plusieurs zones se distinguent (Brylinski *et al.*, 1984) :

- une zone très étroite à la côte et pauvre en matières biologiques,
- une zone côtière un peu plus éloignée définie comme une zone de transport de matières en suspension présentant des concentrations élevées de chlorophylle *a* et d'éléments nutritifs (en fonction des apports par le "fleuve côtier"),
- une zone intermédiaire correspondant à une zone de dilution et de diffusion des apports terrigènes vers le large,
- une zone au large présentant des concentrations en sels nutritifs et matières organiques et biologiques dites "de référence".

Le détroit est marqué par une turbidité importante (courants de marée violents et profondeurs faibles inférieures à 50 m), des teneurs en sels nutritifs variables en fonction de l'activité phytoplanctonique (élevée durant le printemps et l'été). La température de l'eau fluctue entre 5 °C l'hiver et 17 °C l'été en moyenne (Schapira, 2005).

Les apports d'azote et de phosphore par les fleuves côtiers en Manche orientale ont été évalués en 2002 par l'Ifremer (tableau 3).

Tableau 3. Estimation des flux d'azote totale et de phosphore total en Manche orientale

	Azote (tonnes/jour)	Phosphore (kg/jour)
Authie	4,1	70
Canche	7,3	180
Liane	2,6	300
Wimereux	0,4	8,0
Slack	1,0	20,0

Le détroit du Pas-de-Calais est soumis à des efflorescences abondantes et fréquentes de phytoplancton, en particulier le genre *Phaeocystis* sp.. La concentration en chlorophylle *a* lors de la période de productivité du phytoplancton varie de 30 à 60 µg.l⁻¹ (Schapira, 2005).

3.5. L'Escaut

L'Escaut traverse le Nord de la France, la Wallonie, la Flandre, les Pays-Bas et la Mer du Nord constitue son exutoire (Figure 7). L'Escaut a un débit moyen de 162 m³.s⁻¹ (Vanhoutte-Brunier, 2008a) et son bassin hydrographique s'étend sur 22116 km² (ISC CIE, 2005). Les sols sont de types différents en fonction de la région : argileux au nord, sablo-limoneux à limoneux au centre et crayeux au sud. Le climat régnant sur le District de l'Escaut est du type marin tempéré.



Figure 7. District de l'Escaut (SCALDIT, 2004)

L'occupation des sols du bassin versant varie entre urbanisation (13 %), agriculture (61 %) et industries (autour des grandes agglomérations, essentiellement agroalimentaire, métallurgie, textile et chimie). Ainsi, la qualité écologique de l'estuaire est principalement dégradée par des apports en azote et phosphore, polluants métalliques (comme Zn, Cd, Cu) et HAP, matières en suspension et phytoplancton (SCALDIT, 2004).

Les flux de nutriments sont présentés dans le tableau 4. La température moyenne de l'eau est de 12 °C, la salinité est très variable (26 à 36) en fonction de la position dans l'estuaire, celui-ci étant soumis fortement à la marée. La concentration moyenne en chlorophylle *a* est de 10,9 µg.l⁻¹ (données à la station Vlissingen – source : site web de l'Agence de l'Eau Artois Picardie).

Tableau 4. Flux de nutriments évalués pour l'Escaut (moyenne de 1998-2003, Vanhoutte-Brunier, 2008a)

	NID (10 ³ tN.an ⁻¹)	PID (10 ³ tP.an ⁻¹)	SD (10 ³ tSi.an ⁻¹)
Escaut	31,3	0,57	26,2

NID : azote inorganique dissous
 PID : phosphore inorganique dissous
 SD : silice dissoute

Les courants affectant la zone sont de l'ordre de 1 à 3 km/h et la profondeur moyenne des eaux belges est de 25 m (source : site web de la politique scientifique fédérale).

Concernant le phytoplancton, on peut noter que la zone sud-est de la Mer du Nord est soumise à des blooms récurrents de *Phaeocystis* et de *Coscinodiscus* (diatomée ichthyotoxique) (OSPAR, 2000).

4. Les outils de modélisation

4.1. Le modèle multi-boîtes 0D MIRO

Le modèle biogéochimique MIRO décrit les efflorescences de diatomées et de *Phaeocystis* et les cycles associés de carbone, d'azote, de phosphore et de silice dans la Manche orientale et la Baie Sud de la Mer du Nord limitée à la frontière Nord de la Zone Économique Exclusive belge (Figure 8). La structure du modèle, la paramétrisation et sa validation selon un forçage climatologique et d'apports de rivières correspondants aux années 1989-1999 sont décrits dans Lancelot et al. (2005).

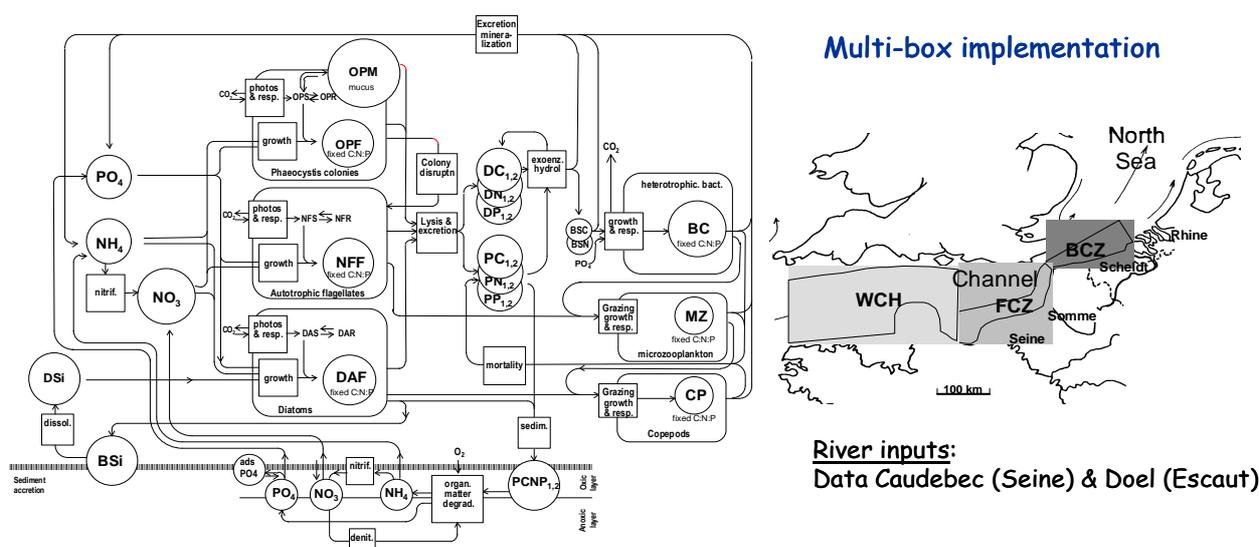


Figure 8 : Structure du modèle MIRO : Nutriments : Ammonium (NH_4), nitrate (NO_3), phosphate (PO_4), silice dissoute (DSi) et silice biogénique (BSi) ; Diatomées (DA) et composés cellulaires de réserve (DAR), fonctionnels (DAF) et monomériques (DAS) ; nanophytoflagellés (NF) et composés cellulaires de réserve (NFR), fonctionnels (NFF) et monomériques (NFS) ; cellules coloniales de *Phaeocystis* (OPC) et composés cellulaires de réserve (OPR), fonctionnels (OPF) et monomériques (OPS) ; Matrice coloniale de *Phaeocystis* (OPM) ; bactéries (BC) ; microzooplancton (MC), copépodes (CP) ; substrats bactériens carbonés (BSC) et azotés (BSN) ; matière organique particulaire de biodégradabilité 1 (rapide) et 2 (lente) carbonée (PC1,2), azotée (PN1,2) et phosphorée (PP1,2) ; matière organique dissoute de biodégradabilité 1 (rapide) et 2 (lente) carbonée (DC1,2), azotée (DN1,2) et phosphorée (DP1,2) et son implémentation multi-boîtes : conditions limites océaniques (WCH) ; zones côtières française (FCZ) et belge (BCZ)

4.2. Les modèles tri-dimensionnels

Les équipes de l'Ifremer, de l'ESA-ULB et de l'UGMM travaillent en collaboration afin de parvenir à une modélisation réaliste de la production primaire en Manche et Mer du Nord méridionale. Deux modèles tridimensionnels ayant sensiblement la même emprise spatiale (Figure 2) ont été développés par ces équipes avec des logiques sous-jacentes différentes. Ils se distinguent par leur modélisation biogéochimique (plus complexe dans le cas de MIRO), les forçages liés à la lumière et le raffinement spatial (plus finement pris en compte dans le

modèle de l'Ifremer). Le tableau 5 propose une comparaison synthétique des principales caractéristiques de ces modèles.

La collaboration a été exploitée au maximum au niveau de différents points de convergence des modèles. Notamment, la contribution de l'ESA-ULB à l'intégration de l'espèce dominante *Phaeocystis globosa* dans le modèle de l'Ifremer a été prépondérante.

Les actions menées indépendamment ou en collaboration sont décrites ci-après.

4.2.1. Constitution d'une base de données commune des apports fluviaux et de données de validation

Les données d'apports fluviaux nécessaires au forçage des modèles marins à leur limite terrestre ont été rassemblées efficacement par une collaboration Ifremer/UGMM. Cette base de données commune contient les données de débit et concentrations en éléments nutritifs de 22 fleuves dont certains ont une importance assez locale (Figure 9). La base est complète pour les années 1998 à 2003, mais les données sont disponibles sur la période 1990-2003 pour l'ensemble Seine+Somme+Escaut+Rhin.

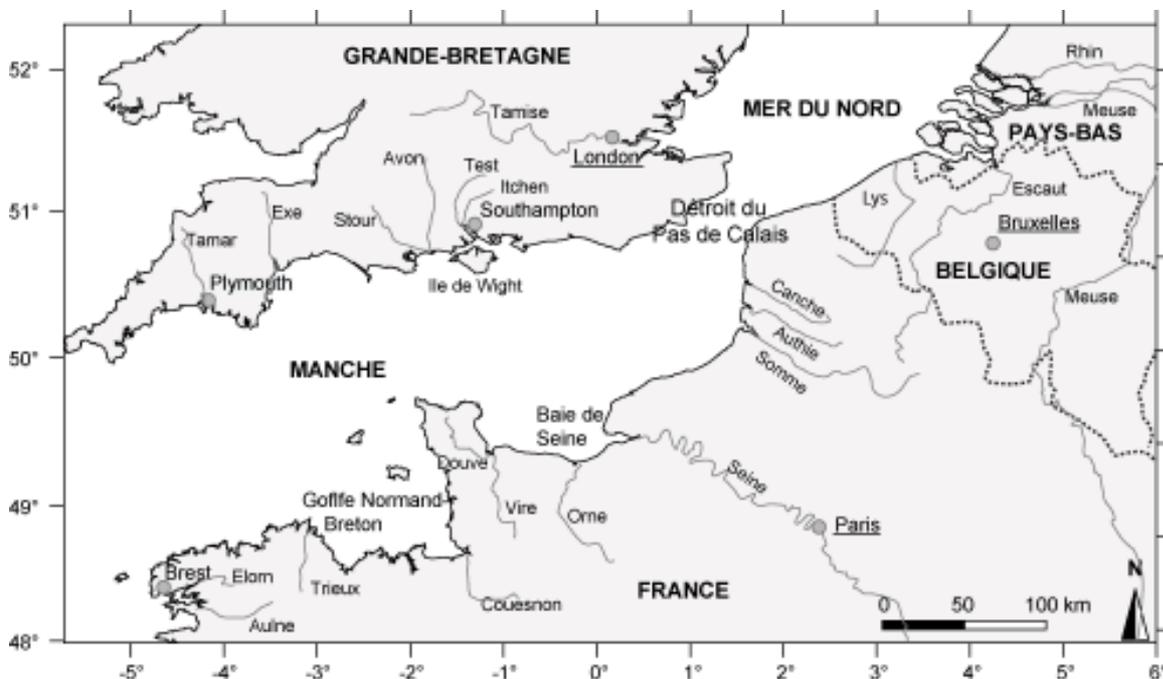


Figure 9. Carte de situation du domaine marin modélisé et des fleuves pour lesquels les données d'apports ont été collectées

La figure 10 rassemble les débits hivernaux moyens ainsi que les flux hivernaux en azote et phosphore de la Seine, la Somme et l'Escaut pour 2 années contrastées en termes de débit (1998 et 2001).

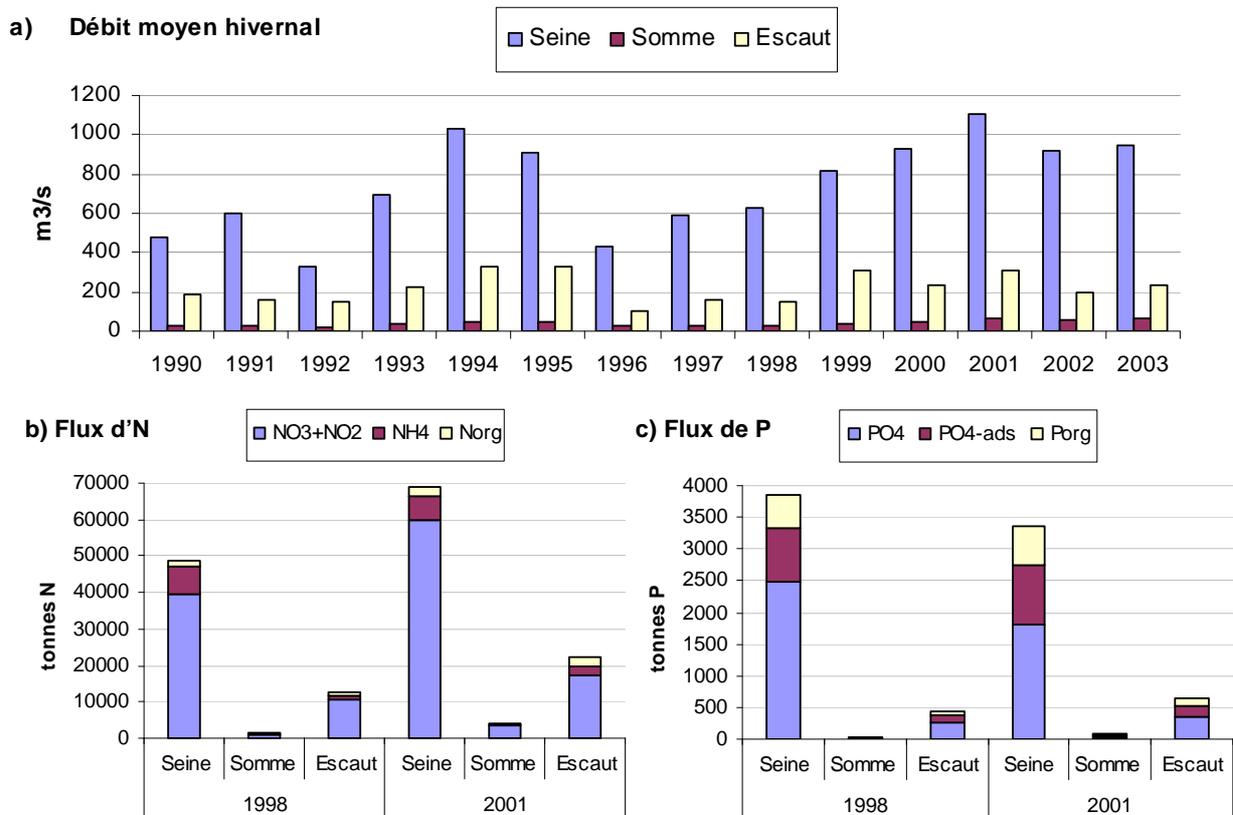


Figure 10. Débit moyen hivernal et flux d'azote et de phosphore hivernaux (novembre A-1 à février A) (Tonnes/4 mois) de 1998 et 2001, avec distinction des formes dissoutes et organiques

sources des données de débit et concentrations de NO₃, NO₂, NH₄, PO₄ et Ptotal, : DIREN Nord-Pas de Calais, Agence de l'Eau Artois-Picardie, Cellule Anti-Pollution de la Seine, RIKZ (www.waterbase.nl)

La Seine est le contributeur majoritaire de nutriments à la zone côtière étudiée. En hiver, ce sont les formes minérales qui prédominent. Contrairement aux autres types d'apports, le flux de phosphate dissous de la Seine est plus faible au cours de l'hiver 2001 qu'au cours de l'hiver 1998. Ceci met en avant le fait que pour le phosphate, le flux n'est pas proportionnel au débit. Ainsi, aux variations inter-annuelles de flux nutritifs à la côte s'ajoutent des modifications de rapports N:P et P:Si qui vont avoir un impact sur la production primaire dans les panaches.

Les données in situ permettant de valider les modèles ont été rassemblées et mises en commun. Elles sont dans la plupart des cas collectées dans le cadre de réseaux de surveillance nationaux. Les principales sources de données sont :

- le SRN : Suivi Régional des Nutriments sur le Littoral Nord – Pas-de-Calais / Picardie (Ifremer, Agence de l'Eau Artois-Picardie, MEDD)
- le REPHY : Réseau de surveillance du Phytoplancton et des Phycotoxines (Ifremer)
- les bouées MAREL-Baie de Seine (Ifremer, Conseil d'Aménagement du Bassin Parisien, Agence de l'eau Seine-Normandie)
- le RNO : Réseau National d'Observation (Ifremer)

- le RHLN : Réseau Hydrologique Littoral Normand (Ifremer), DIREN Basse-Normandie, Agence de l'Eau Seine –Normandie)
- le BMDC : Centre de Données Marines Belge (UGMM, IRScNB)
- l'ESA (ULB) : suivi de l'abondance de *Phaeocystis* et des diatomées à la station 330.

4.2.2. Modélisation de l'écosystème Manche-Mer du Nord méridionale par le modèle Ifremer

4.2.2.1. Présentation du couplage de modèles

Le Département DYNECO de l'Ifremer développe des modèles d'écosystèmes de l'échelle de la façade maritime (Manche, plateau du Golfe de Gascogne) à celui de la baie (Baie de Seine, rade de Brest) depuis une quinzaine d'années.

La production primaire de la Manche a déjà été modélisée par le biais de modèles en boîtes (Hoch, 1995 ; Ménesguen et Hoch, 1997 ; Hoch et Ménesguen, 1997) et par un modèle « pseudo-tridimensionnel » (Hoch et Garreau, 1998). Ces modèles représentent de manière simplifiée l'hydrodynamisme dans le domaine, mais la production primaire est modélisée de manière robuste. L'amélioration des moyens informatiques a néanmoins permis de développer des modèles tridimensionnels à maillage fin qui permettent notamment une meilleure représentation verticale des structures hydrodynamiques.

Le modèle tridimensionnel de l'écosystème ECO-MARS3D « Manche et Mer du Nord méridionale » résulte du couplage entre un modèle hydrodynamique 3D (MARS3D de l'Ifremer) et un modèle biogéochimique ; les équations d'échanges de flux de matières entre le sédiment et la colonne d'eau sont décrites dans le modèle hydrosédimentaire SiAM3D de l'Ifremer. Développé au début des années 1990, le modèle hydrodynamique MARS3D de l'Ifremer (Lazure et Jégou, 1998) a été appliqué à de nombreuses zones d'étude, couplé ou non à des modèles biogéochimiques. Il prédit les champs de courant, de salinité et de température dans tout le domaine. Le maillage est régulier et les mailles sont carrées. Pour l'étude de la Manche, la résolution horizontale a été fixée à 4 km afin de représenter les différents processus physiques à mésoéchelle. Pour ce qui est du maillage vertical, le nombre de couches est constant sur l'ensemble du domaine. Les couches de surface sont plus fines afin de représenter au mieux les gradients de densité halins et thermiques. Les couches de fond sont également assez fines afin de résoudre correctement les échanges de matière à l'interface eau-sédiment.

Le modèle biogéochimique décrit les cycles des éléments qui limitent la croissance phytoplanctonique : l'azote (N), le phosphore (P) et le silicium (Si). Le schéma conceptuel des transferts de matière entre les différentes variables d'état est représenté sur la figure 11.

Le phytoplancton est représenté par plusieurs groupes fonctionnels et par deux sous-modèles d'espèces. Tout d'abord le phytoplancton est réparti entre organismes siliceux devant assimiler le silicate d'une part (ce sont les diatomées : *Diat*) et organismes non-siliceux d'autre part. Parmi les organismes non-siliceux, les dinoflagellés (*Dino*) et le nanophytoplancton (*Nano*) se distinguent par la taille des cellules et leurs cinétiques de croissance et de mortalité.

La biomasse de phytoplancton est contrôlée par la disponibilité en nutriments, en lumière, ainsi que par la température. Le processus de mortalité ne suffit pas à contraindre la population phytoplanctonique ; ainsi deux classes de zooplancton de tailles différentes (mésozooplancton : *Mésoz* et microzooplancton : *Microz*) consomment le phytoplancton et les matières détritiques.

Les compartiments détritiques (*Ndet*, *Sidet*. et *Pdet*.) sont alimentés par les organismes morts et les pelotes fécales du zooplancton. Ces matières détritiques, ainsi que les diatomées sédimentent dans la colonne d'eau et rejoignent le sédiment. Elles sont reminéralisées directement en nutriments par les bactéries. La boucle bactérienne n'est pas explicitement décrite dans ce modèle ; seule son action est paramétrisée.

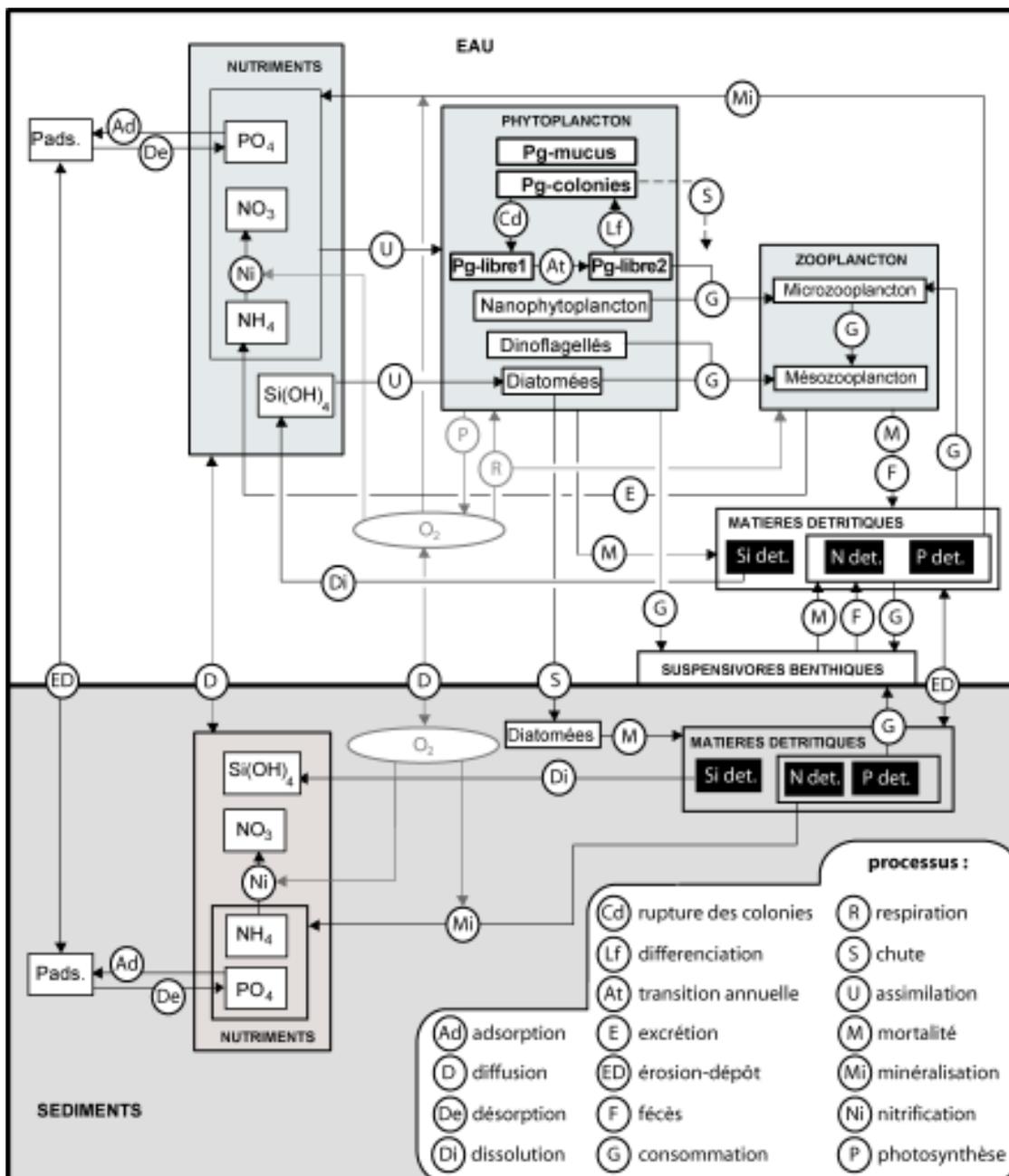


Figure 11. Schéma conceptuel des processus biogéochimiques du modèle ECO-MARS3D (*Karenia mikimotoi* n'est pas représenté)

Deux modèles d'espèces ont été rajoutés à ce modèle général car celles-ci peuvent dominer transitoirement la communauté phytoplanctonique :

- L'espèce ichtyotoxique *Karenia mikimotoi* (anciennement *Gymnodinium aureolum*, Kar) se développe dans les zones stratifiées. Ce dinoflagellé reste principalement cantonné en Manche occidentale et se développe au niveau de la thermocline.

La modélisation du bloom exceptionnel de l'été 2003 a été publiée dans la revue *Ecological Modelling* (Vanhoutte-Brunier *et al.*, 2008). Étant donné que *K. mikimotoi* ne domine jamais la zone d'intérêt LITEAU II, son modèle n'est pas plus détaillé ici.

- L'espèce nuisible *Phaeocystis globosa* domine depuis quelques décennies les eaux côtières du sud de la mer du Nord et a gagné les côtes françaises de la Manche orientale depuis une quinzaine d'années. Le site français le plus touché est la baie de Somme où des efflorescences en moyenne supérieures à 10 millions cell.l-1 sont observées chaque année depuis 1995. Une efflorescence spectaculaire de 48 millions cell.l-1 y a eu lieu en 1999. Ces concentrations sont supérieures au critère d'eutrophisation OSPAR (> 10 millions cell.l-1).

Phaeocystis sp. est présente sous forme libre (*Pg-libre*) et sous forme coloniale (*Pg-colonies*). La rupture des colonies libère dans le milieu de grandes quantités de substances organiques dissoutes (*Pg-mucus*).

Le modèle de *Phaeocystis globosa* a été introduit dans le modèle Ifremer grâce à une collaboration avec l'ESA-ULB. Le modèle MIRO de la côte belge (Lancelot *et al.*, 2005) est construit sur une base biogéochimique complètement différente de celle que développe Ifremer. Il intègre la description du cycle du carbone dans la colonne d'eau. MIRO est également construit sur une base biologique plus complexe que les modèles Ifremer, car il décrit les processus physiologiques plus finement. Ainsi, au sein de chaque espèce, plusieurs compartiments intracellulaires sont détaillés, à savoir les substances de réserve, les monomères et les métabolites fonctionnels et de structure. Le modèle Ifremer ne décrit que l'évolution d'une biomasse globale pour chaque type cellulaire. Enfin, la boucle microbienne est explicitement décrite dans MIRO.

Il a donc fallu adapter le modèle MIRO à la logique du modèle Ifremer dans la limite du possible afin que chaque modèle conserve ses spécificités. Ainsi, les bactéries et la matière organique dissoute n'ont pas été rajoutées au modèle Ifremer et certaines fonctions (dont le critère de rupture des colonies, ...) ont été définies empiriquement en l'absence de correspondance directe entre les modèles.

Enfin, les échanges de particules entre l'eau et le sédiment sont formulés par les équations d'érosion et de dépôt du modèle hydrosédimentaire SiAM3D de l'Ifremer, élaboré dans le contexte de la baie de Seine (Cugier et Le Hir, 2000) et depuis étendu à d'autres zones côtières (baie de Vilaine, baie du Mont Saint-Michel, ...). Le sédiment est subdivisé en plusieurs couches dont le nombre et l'épaisseur varient en fonction des dynamiques de dépôt et d'érosion.

Il est néanmoins apparu que ce modèle hydrosédimentaire résout difficilement la turbidité au large car celle-ci dépend essentiellement des remises en suspension liées à la houle, processus non intégré dans le modèle MARS3D.

Ceci rend donc le modèle très sensible à l'initialisation du sédiment (épaisseur du lit sédimentaire, classes de particules, densité du sédiment, constantes d'érosion, ...). Dans l'état actuel des connaissances, le sédiment n'a pas pu être initialisé de manière réaliste à l'échelle de la Manche. Or la turbidité contrôle fortement le déclenchement des blooms phytoplanctoniques et une solution alternative a dû être mise en place afin de forcer la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau. La démarche adoptée consiste à forcer la teneur en matières en suspension par des cartes de répartition mensuelles observées par

satellite. Ces images mensuelles moyennes proviennent du traitement d'images brutes SeaWiFS par un algorithme empirique Ifremer de traitement de la donnée « couleur de l'eau » (Gohin *et al.*, 2002 ; Gohin *et al.*, 2004). Des composites mensuels ont été préférés aux images instantanées en raison de la forte dépendance de la disponibilité de la donnée à la couverture nuageuse.

4.2.2.2. Forçages

Les apports de 32 fleuves sont pris en compte (Figure 9). Dans le cadre d'un autre programme de recherche auquel participe l'Ifremer (le chantier PNEC « Manche orientale – baie sud de la Mer du Nord »), l'étude d'effets locaux le long du continuum hydrologique baie de Seine-Mer du Nord doit être menée.

Les données des fleuves Authie et Canche ont donc été rassemblées. Par souci d'homogénéité à l'échelle du domaine, des fleuves d'importance équivalente ont également été intégrés au modèle (Aulne, Vire, Tamar, ...).

Le flux solaire est une donnée indispensable pour le modèle thermique inclus dans MARS3D et pour l'estimation de la lumière disponible pour le phytoplancton. Les données satellitaires METEOSAT/AJONC (Météo-France) sont utilisées. Elles offrent une couverture spatiale totale et sont disponibles à haute fréquence (1 image par heure). Comme évoqué précédemment, la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau au large est contrainte, pour sa partie liée à la fraction minérale, par des composites mensuels de la teneur en matières en suspension du satellite SeaWiFS. Le modèle météorologique ARPEGE de Météo-France fournit au modèle hydrodynamique les champs de vent, pression atmosphérique, température de l'air et humidité relative à une fréquence de 6 h et une résolution spatiale de 0,5°.

4.2.2.3. Devenir de matière

Les nutriments en provenance des bassins-versants gagnent les eaux côtières et sont transportés sur de longues distances au gré de la circulation marine. Les efforts de gestion menés sur les rivières doivent être entrepris en fonction de leur impact sur la production locale. Cette problématique est délicate en cas d'apports en provenance de plusieurs sources. Du fait d'une circulation résiduelle orientée vers le nord-est, l'importance des rejets à la zone côtière française (par la Seine et la Somme principalement) sur les efflorescences phytoplanctoniques observées en baie méridionale de la mer du Nord est depuis longtemps une question en suspens. Connaître l'origine de l'azote intégré dans la biomasse planctonique présente l'intérêt de pouvoir déterminer quels sont les rejets fluviaux sur lesquels doivent être portés les efforts de réduction de flux. Jusqu'à présent, seules des études hydrodynamiques (Lacroix *et al.*, 2004) et des estimations de dilution des masses d'eau (dans ce présent rapport) avaient été entreprises.

Une technique déjà éprouvée pour l'étude des sources d'azote impliquées dans les développements massifs de la macroalgue *Ulva* en rade de Brest (Ménesguen *et al.*, 2006) a été appliquée au modèle ECO-MARS3D utilisé dans notre étude (Vanhoutte-Brunier *et al.*, 2008b). Cette technique consiste à dédoubler les équations du cycle d'un élément incorporé dans les algues. Nous choisissons le cycle de l'azote, mais il serait possible d'en faire de même avec le cycle du phosphore. Le silicium, par contre, ne peut être choisi car la forme dissoute n'est assimilée que par les diatomées. On aboutit à deux jeux d'équations : le premier constitue le modèle nominal (X_1 à X_n), le second comprend les variables azotées de la source étudiée (X_1^T à X_n^T) exprimées dans la même unité que leur variable « jumelle » ($\mu\text{mol N.l}^{-1}$ pour les formes dissoutes détritiques et phytoplanctoniques, $\mu\text{g poids sec.l}^{-1}$ pour le zooplancton). Les variables non azotées (P_{det} , $SiOH$, ...) n'ont pas de variable « jumelle ».

Par simplification, une « nationalité » est attribuée aux fleuves en fonction de leur point de rejet à la côte. Mais c'est parfois un abus de langage pour des fleuves tels le Rhin qui fait 1320 km, dont l'embouchure est située aux Pays-Bas (et dont les flux de nutriments sont donc considérés comme « néerlandais ») mais qui prend sa source en Suisse et traverse des territoires français, allemands et belges.

Si l'on s'intéresse, par exemple, à l'azote d'origine « française » (« F »), les flux entrant par les points de rejet le long du littoral français (Seine, Orne, Somme, Liane, Authie, ...) sont identiques pour les variables X_i et X_i^T . Par contre, les flux des variables X_i^T aux limites marines et terrestres anglaises, belges et hollandaises sont considérés comme nuls. Deux années de spin up sont nécessaires pour obtenir des panaches d'éléments tracés stables. Ceci a été établi pour la zone côtière qui s'étend de la baie de Seine au détroit du Pas-de-Calais (boite F sur la figure #1). A l'état stable, le pourcentage d'azote d'origine française est de 60 % au premier janvier.

La visualisation des résultats du traçage de l'azote est la plus informative quand est tracée la fraction d'azote de la source étudiée par rapport à l'azote total de la variable en question :

$$fX_i (\%) = X_i / X_i^T$$

Les processus biogéochimiques qui influent sur la dynamique des variables d'état sont exactement identiques pour les deux jeux d'équations. La différence réside dans la prise en compte de l'origine de la matière (rapport fX_i). Par exemple, voici les équations d'évolution des diatomées (*Diat*) et de la variable d'état « jumelle » correspondante $Diat^T$:

$$\frac{dDiat}{dt} = \mu_{Diat} \times Diat - m_{DIAT} \times Diat - \mu_{Mez} \times p_{Mez}^{Diat} / P_{Mez} \times Mez - \mu_{Bent}^{Phy} \times p_{Bent}^{Diat} / P_{Bent}^{Phy}$$

(éq. 1)

$$\frac{dDiat^T}{dt} = \mu_{Diat} \times Diat \times [r_{NO3}^{Diat} \times fNO3^T + r_{NH4}^{Diat} \times fNH4^T] - m_{DIAT} \times Diat \times fDiat^T - \mu_{Mez} \times (p_{Mez}^{Diat} \times fDiat^T / P_{Mez}) \times Mez - \mu_{Bent}^{Phy} \times p_{Bent}^{Diat} \times fDiat^T / P_{Bent}^{Phy}$$

(éq. 2)

avec :

μ_{Diat}	: taux de croissance des diatomées	(j ⁻¹)
r_{NO3}^{Diat}	: fraction d'absorption du nitrate ($r_{NO3}^{Diat} + r_{NH4}^{Diat} = 1$)	(s. u.)
r_{NH4}^{Diat}	: fraction d'absorption de l'ammonium	(s. u.)
m_{Diat}	: taux de mortalité des diatomées	(j ⁻¹)
μ_{Mez}	: taux de croissance du mésozooplancton	(j ⁻¹)
p_{Mez}^{Diat}	: disponibilité en diatomées pour le mésozooplancton	($\mu\text{mol N.l}^{-1}$)
P_{Mez}	: biomasse de proies disponibles pour le mésozooplancton	($\mu\text{mol N.l}^{-1}$)
μ_{Bent}^{Phy}	: taux de consommation du phytoplancton	($\mu\text{mol N.l}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$)
p_{Bent}^{Diat}	: quantité de diatomées disponibles pour le benthos	($\mu\text{mol N.l}^{-1}$)
P_{Bent}^{Diat}	: quantité de proies disponibles pour le benthos	($\mu\text{mol N.l}^{-1}$)

4.2.3 Modélisation de l'écosystème Manche-Mer du Nord méridionale par le modèle ESA-ULB / UGMM

Le modèle hydrodynamique 3D décrit dans Lacroix *et al.* (2004]) et basé sur le modèle COHERENS (Luyten *et al.*, 1999) a été couplé avec le modèle biogéochimique MIRO (Lancelot *et al.*, 2005) afin de simuler la dynamique de l'écosystème des eaux belges et adjacentes.

Le modèle hydrodynamique 3D a été appliqué à la Manche et à la baie sud de la Mer du Nord entre 48.5°N et 52.5°N en utilisant une grille de 5' (longitude) par 2.5' (latitude). Outre les courants, la température et la salinité décrits par le modèle, des traceurs sont utilisés pour caractériser la signature des masses d'eau en terme d'apports d'eau atlantique et des différentes rivières. Toutes les fonctions forçantes, les conditions aux frontières et initiales sont définies dans Lacroix *et al.* (2004).

Le modèle MIRO (Figure 12 – Tableau 5) décrit l'évolution dans le temps de 32 variables d'état incluant 3 types de phytoplancton (chacun avec 3 compartiments: fonctionnel, substrat et réserves) : les diatomées, les flagellés autotrophes et les colonies de *Phaeocystis*, 2 espèces de zooplancton : le microzooplancton et les copépodes, les bactéries hétérotrophes, les formes dissoutes et particulaires du carbone, de l'azote, du phosphore et du silicium ainsi que 4 nutriments : le nitrate, l'ammonium, le phosphate et le silicate. Les équations gouvernant leur évolution et les interactions sont définies en détail dans Lancelot *et al.* (2005).

Les apports des principaux fleuves de la région sont imposés et proviennent de mesures (journalières pour les débits et mensuelles pour les décharges de nutriments).

Un set de simulations a été réalisé en continu de 1991 jusqu'à 2003, de manière à étudier la variabilité interannuelle du système.

Une amélioration récente a permis l'ajout de la Lys (Leie) et de l'Yser (Ijser) comme sources ponctuelles de nutriments (Figure 13) ainsi que le développement d'un modèle d'atténuation de la lumière, KPARv1 [Ruddick, comm. pers.].

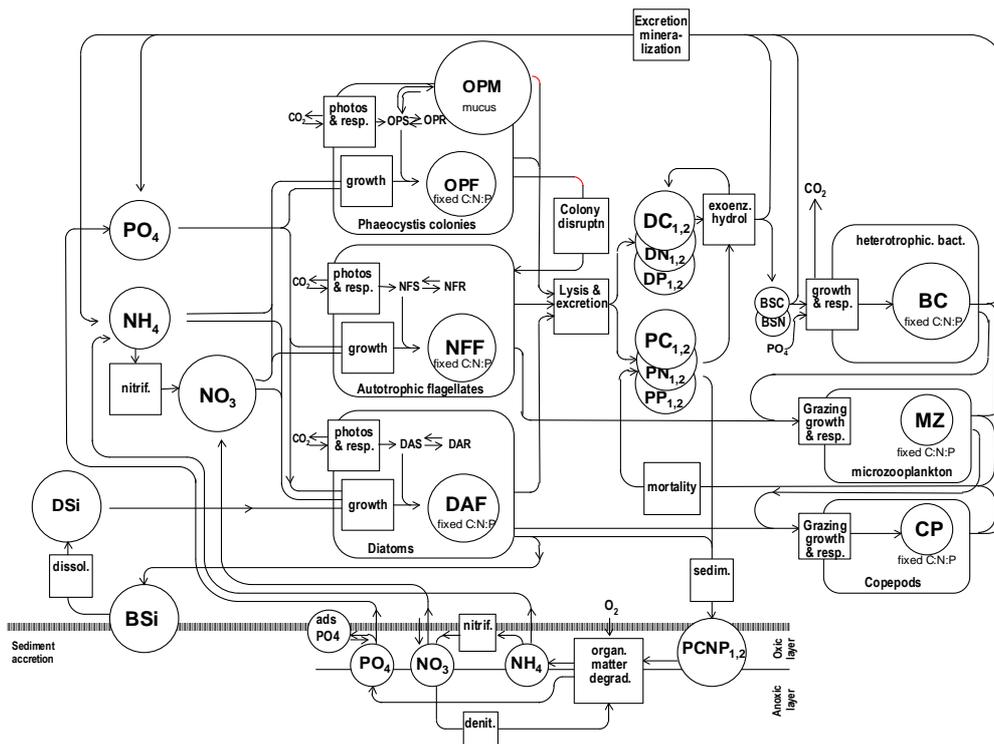


Figure 12. Structure du modèle MIRO Nutriments : NH_4 , NO_3 , PO_4 , silice dissoute (DSi) et silice biogénique (BSi) ; Diatomées (DA) et composés cellulaires de réserve (DAR), fonctionnels (DAF) et monomériques (DAS) ; nanophytoflagellés (NF) et composés cellulaires de réserve (NFR), fonctionnels (NFF) et monomériques (NFS) ; cellules coloniales de *Phaeocystis* (OPC) et composés cellulaires de réserve (OPR), fonctionnels (OPF) et monomériques (OPS) ; Matrice coloniale de *Phaeocystis* (OPM) ; bacteria (BC) ; microzooplancton (MC), copépodes (CP) ; substrats bactériens carbonés (BSC) et azotés (BSN) ; matière organique particulaire de biodégradabilité 1 (rapide) et 2 (lente) carbonée ($\text{PC}_{1,2}$), azotée ($\text{PN}_{1,2}$) et phosphorée ($\text{PP}_{1,2}$) ; matière organique dissoute de biodégradabilité 1 (rapide) et 2 (lente) carbonée ($\text{DC}_{1,2}$), azotée ($\text{DN}_{1,2}$) et phosphorée ($\text{DP}_{1,2}$) et son implémentation multi-boîte : conditions limites océaniques (WCH) ; zones côtières française (FCZ) et belge (BCZ)

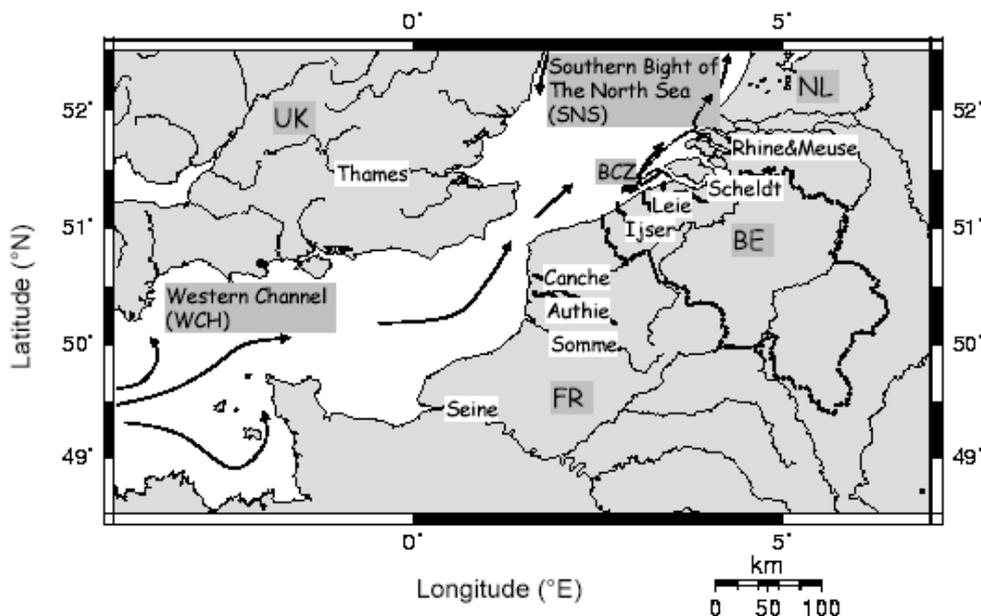


Figure 13. Carte de la Manche Ouest ("Western Channel", WCH), de la baie sud de la mer du Nord ("Southern North Sea", SNS) et de la zone côtière belge ("Belgian Coastal zone", BCZ) avec une représentation schématique de la circulation (lignes continues) et de la dispersion (lignes pointillées). La région représentée sur cette carte correspond au domaine du modèle MIRO&CO-3D et les rivières dont les noms figurent sur la carte sont celles prises en compte dans le modèle.

Les débits de la Lys et de l'Yser ainsi que les décharges en azote [N] (NO_3 , NH_4 et Norg) et en phosphore [P] (PO_4 et Porg) ont été calculés à partir de ceux de l'Escaut sur base d'une estimation des contributions relatives (année 1999) de ces trois rivières tirée du rapport IZEUT (Rousseau *et al.*, 2004). Dans le modèle, la Lys inclut non seulement les apports directs de nutriments de cette rivière mais également les sources diffuses provenant de la région côtière ("affluents côtiers" dans le rapport IZEUT).

Les décharges en silice dissoute (DSi) ont été estimées à partir des concentrations en DIN en utilisant un rapport moyen N:Si de l'Escaut (en moyenne pour la période 1991-2004).

Le modèle KPARv1 donne le coefficient d'atténuation du PAR en fonction de : (i) la concentration des particules non-algales, (ii) la concentration en chlorophylle a calculée par le modèle, (iii) l'absorption à 443 nm de la matière organique dissoute colorée (CDOM) estimée à partir de la salinité calculée par le modèle et (iv) la profondeur. La concentration des particules non-algales est estimée à partir de la matière en suspension totale (TSM) de laquelle une fraction représentant la contribution des algues a été enlevée. Une climatologie saisonnière de TSM, moyennée sur la grille du modèle, a été construite à partir des images SeaWiFS de 1997-2002 en utilisant l'algorithme de Nechad *et al.* (2003). Entre les saisons, TSM a été interpolée dans le temps. Le modèle KPARv1 est basé sur une table qui a été générée en utilisant des propriétés optiques inhérentes spécifiques typiques pour la mer du Nord d'une manière similaire au modèle de Buiteveld (1995). L'utilisation de nouveau modèle permet d'avoir une meilleure représentation de la variabilité spatiale de l'atténuation de la lumière pour un intervalle de conditions allant des eaux profondes et relativement claires jusqu'aux eaux turbides côtières. Le modèle MIRO&CO-3D est entièrement décrit dans Lacroix *et al.* (2006c).

Les résultats (nutriments, chlorophylle, diatomées et *Phaeocystis*) du modèle MIRO&CO-3D ont été validés de manière approfondie (séries temporelles en différentes stations, moyennes mensuelles et saisonnières sur l'ensemble du domaine) grâce à des données in situ provenant

de programmes de monitoring nationaux (FR, BE, NL, UK) ainsi qu'à des images satellitaires (MERIS) de chlorophylle a. La description complète des sets de données utilisés et la validation du modèle sont présentées en détail dans Lacroix *et al.* (2006c). L'exercice de validation a démontré la capacité du modèle à représenter la dynamique saisonnière des nutriments et du phytoplancton dans les eaux belges (exemple pour la station 330, figure 14).

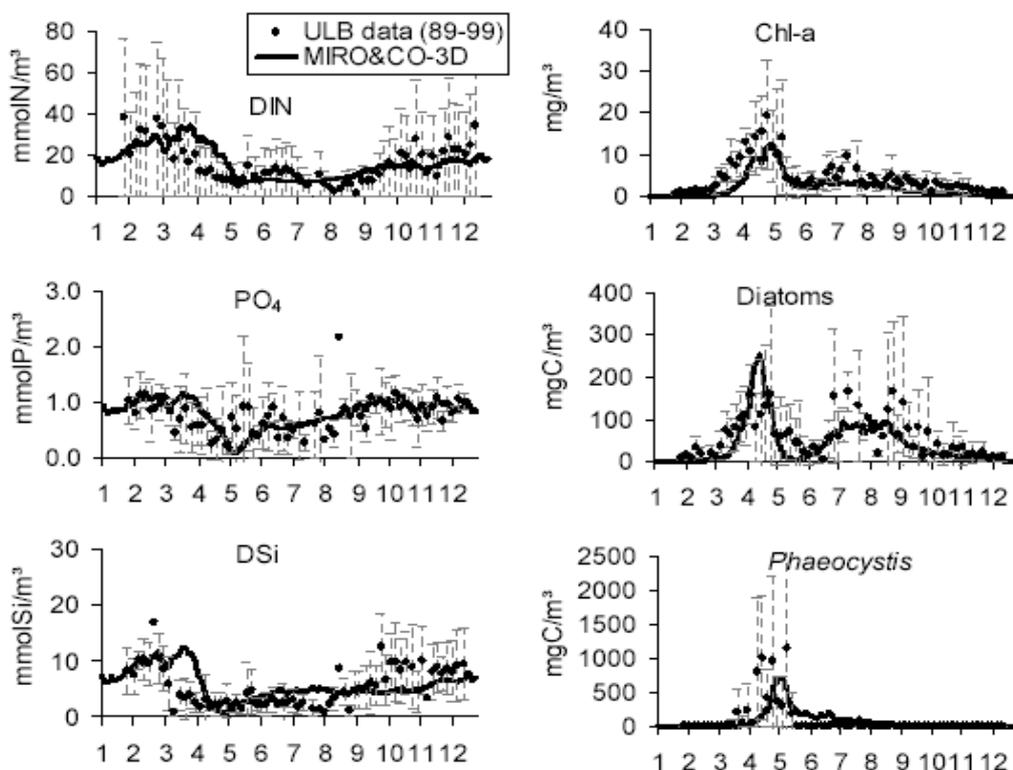


Figure 14. Évolution saisonnière des nutriments (DIN, PO₄ et DSi) et du phytoplancton (chlorophylle totale, diatomées et *Phaeocystis*) à la station 330 (51°26.00'N, 2°48.50'E) du programme de monitoring belge. Résultats du modèle MIRO&CO-3D en moyenne pour la période 1993-2003 (ligne continue) et mesures *in situ* (moyennes de 5 jours +/- déviation standard pour la période 1989-1999, points) (Lancelot *et al.*, 2004).

A l'échelle saisonnière, la distribution spatiale des nutriments d'hiver est généralement bien reproduite par le modèle avec cependant une petite sous-estimation de l'azote inorganique dissous (DIN) en zone côtière et de la chlorophylle. Le phosphore inorganique dissous est le mieux simulé tandis que la silice dissoute l'est moins bien.

Bien que certaines améliorations doivent encore être apportées au modèle comme, par exemple, une prise en compte de la variabilité temporelle du coefficient d'atténuation de la lumière, le modèle est considéré comme suffisamment fiable pour être utilisé pour des applications telles que l'évaluation du statut d'eutrophisation des eaux côtières selon les critères définis par la Procédure Commune OSPAR ou pour estimer l'impact d'une réduction des nutriments apportés par les rivières.

Tableau 5 : Synthèse des caractéristiques principales des modèles de Ifremer et MIRO&CO-3D

	modèle IFREMER	modèle MIRO&CO-3D
EMPRISE et MAILLAGE		
nombre de couches sur la verticale	12	5
taille des mailles dans le plan horizontal	Maille carré : côté 4 km	En longitude : 5,6 km En latitude : 4,6 km
BIOGEOCHIMIE		
classes phytoplanctoniques	diatomées dinoflagellés nanoflagellés Karenia mikimotoï cellules libres de Phaeocystis colonies de Phaeocystis	diatomées cellules libres de Phaeocystis colonies de Phaeocystis
classes zooplanctoniques	microzooplancton mésozooplancton	microzooplancton mésozooplancton
nombre de compartiments par classe algale	1	3 : monomères substances de réserves métabolites structuraux et fonctionnels
éléments décrits	N, P, Si,	N, P, Si, C
modélisation du compartiment bactérien	son action est paramétrisée	modélisation explicite
FORCAGES		
météorologie : vent	modèle ARPEGE (METEO-FRANCE)	modèle UKMO maillage variable
température de l'eau en surface	modèle thermique de MARS 3D	imposée à partir de données de SST hebdomadaires (BSH) maillage 20 km*20km
limite océanique ouest	valeurs imposées distinction surface/fond	gradient nul pour le plancton valeurs imposées pour les sels nutritifs
Suite page suivante...		

FORCAGES		
limite océanique nord	valeurs imposées 4 zones (CIEM)	valeurs imposées 3 zones (CIEM)
irradiance à l'interface air-mer	données METEOSAT/SAF fréquence : 1 par heure	PAR estimé à partir de la GSR mesurée à Oostende (données ULB)
coefficient d'extinction	Partie non chlorophyllienne : côte : SiAM3D (couplage) large : composites mensuels de la MES minérale SeaWIFS (algorithme F. Gohin)	Soit fonction de la concentration en chlorophylle modélisée soit fonction de la concentration en MES estimée à partir des images SeaWIFS : 1/saison (climatologie 1997-2002)

4.3. Le modèle RIVERSTRAHLER

4.3.1. Présentation

Le modèle RIVERSTRAHLER (Billen *et al.*, 1994 ; Garnier *et al.*, 1995, Garnier *et al.*, 2002) permet de 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 d'un grand fleuve, 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 15).

Le modèle résulte du couplage de 2 modules :

Hydrostrahler calcule les débits spécifiques à partir des données climatiques. Dans les bassins amont, ces débits sont répartis dans les tributaires de chaque ordre hydrologique selon un schéma idéalisé de confluence de tributaires d'ordre croissant aux caractéristiques morphologiques moyennes. Dans les axes fluviaux, une description plus précise au pas kilométrique est adoptée. La présence d'ouvrages de régulation (barrages-réservoirs) est prise en compte.

Le module *Rive* décrit la cinétique des processus biogéochimiques, postulée identique tout au long du continuum aquatique, et telle qu'elle résulte d'expérimentations de laboratoire.

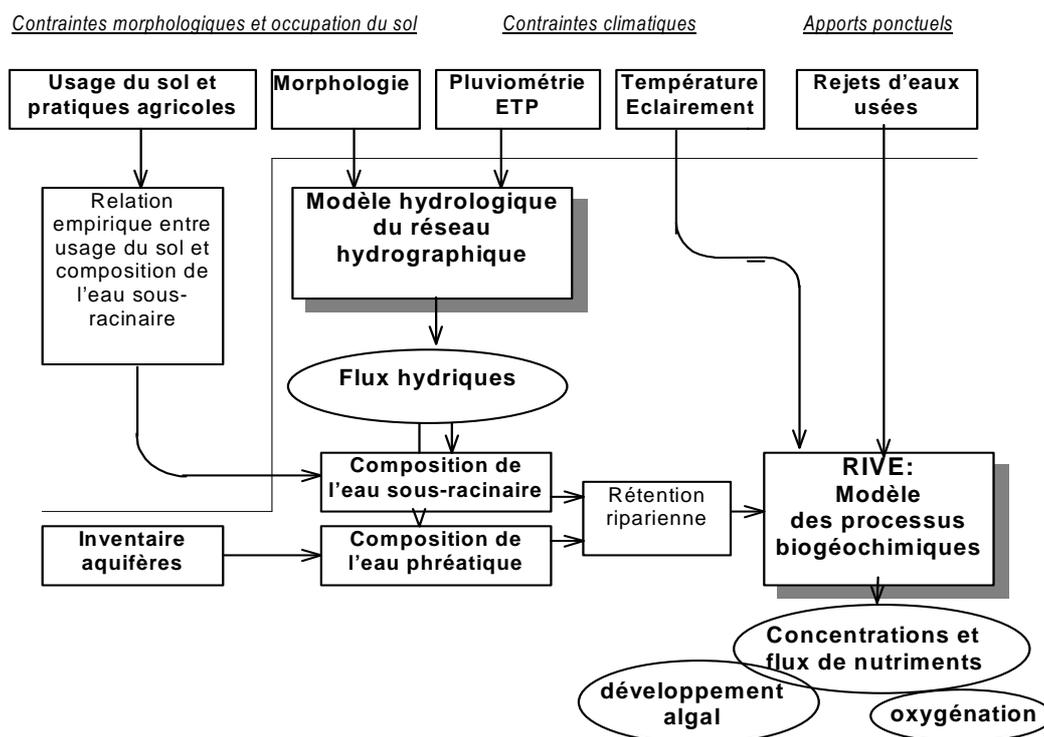


Figure 15. Représentation schématique du modèle RIVERSTRAHLER du réseau hydrographique des grands fleuves

Le modèle fournit des résultats à une résolution temporelle décadaire, bien adaptée à la prise en compte des effets saisonniers dans les transferts de nutriments au milieu marin.

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 réaliste avec une résolution kilométrique). La résolution géographique dépend donc du découpage adopté en termes de sous-bassins et d'axes. Récemment, une interface sous SIG a été développée sous le nom de SENEQUE (Figure 16) permettant à l'utilisateur d'implémenter le modèle Riverstrahler sur n'importe quel découpage en axes et bassins (Ruelland, 2002 ; Ruelland et al., 2007). Cette interface permet 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'appliquet 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 a été renseigné sous le format requis.

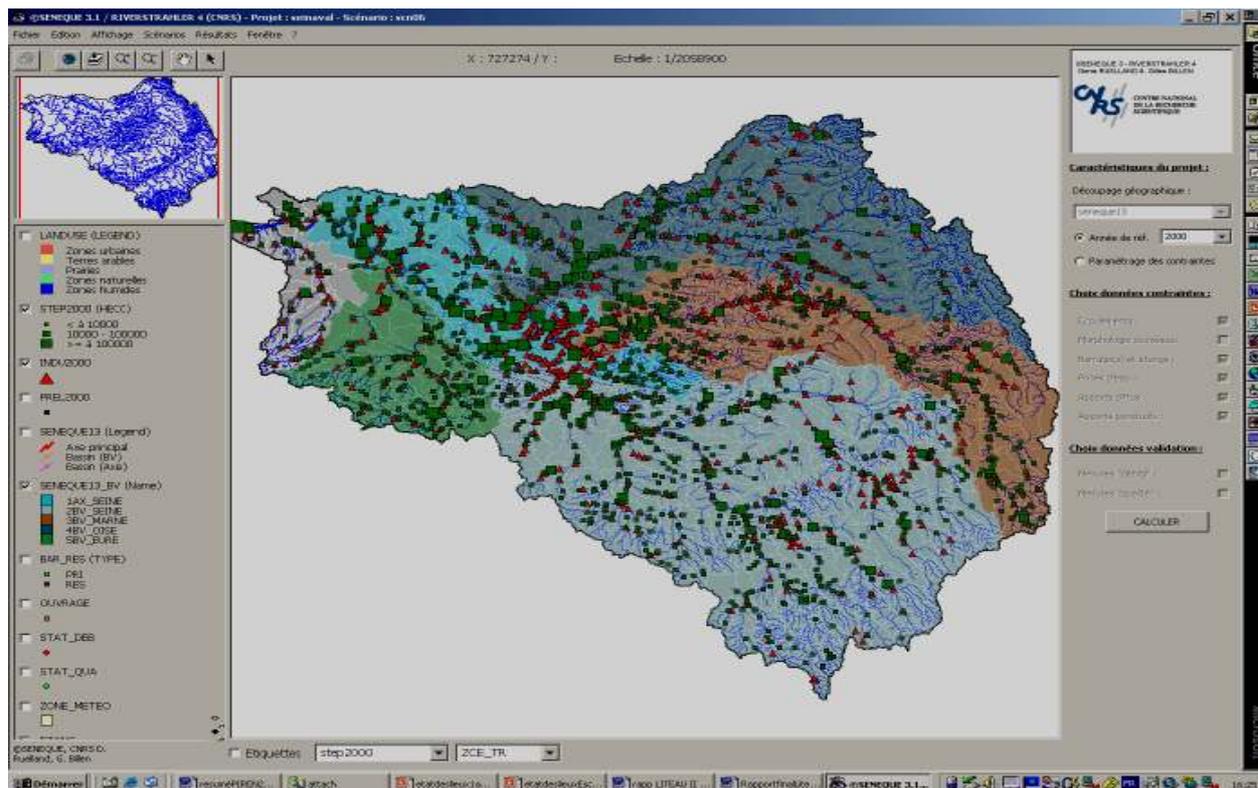


Figure 16. Écran d'entrée de l'interface SENEQUE appliquée au bassin de la Seine

4.3.2. Choix de la résolution spatiale

L'usage de l'interface SENEQUE est bien plus exigeant en données que ne l'est le modèle RIVERSTRAHLER dans ses versions non couplées à un SIG, dans la mesure où un géo-référencement rigoureux des apports est nécessaire. Il nécessite en particulier de disposer d'une liste complète nominative des ouvrages d'assainissements et des rejets industriels, plutôt que d'estimations globales par district comme ce dont pouvaient se contenter les versions précédentes de RIVERSTRAHLER. Disposer de telles informations rend possible aussi d'effectuer des scénarios prospectifs précis relatifs aux projets d'amélioration de la gestion des eaux usées à des échéances telles que celles de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau.

Par ailleurs, on peut se demander dans quelle mesure les résultats en termes de flux de nutriments apportés au milieu marin dépendent de la localisation spatiale précise des rejets ponctuels et diffus. Cette question a pu être abordée de façon rigoureuse grâce à l'interface SENEQUE qui a permis de comparer les résultats obtenus par le modèle RIVERSTRAHLER à l'exutoire d'un bassin versant test pour divers découpages de résolution spatiale croissante, réalisés sur la même base de données géo-référencée. Les résultats (Ruelland *et al.*, 2007) montrent un grand niveau d'invariance des flux à l'exutoire par rapport au découpage en axes et bassins du réseau hydrographique, ce qui justifie *a posteriori* l'usage de découpages assez grossiers lorsqu'on cherche seulement à définir les charges en nutriments délivrés au milieu marin (Figure 17). Dans le même ordre d'idées, une étude systématique (Sferratore *et al.*, 2005) des réponses du modèle RIVERSTRAHLER à diverses bases de données disponibles, de résolution spatiale locale, régionale ou globale, relatives aux contraintes hydrologiques, morphologiques et liées aux activités humaines, avait montré un grand niveau d'invariance

des flux de nutriments calculées à l'exutoire par rapport à la résolution géographique des données.

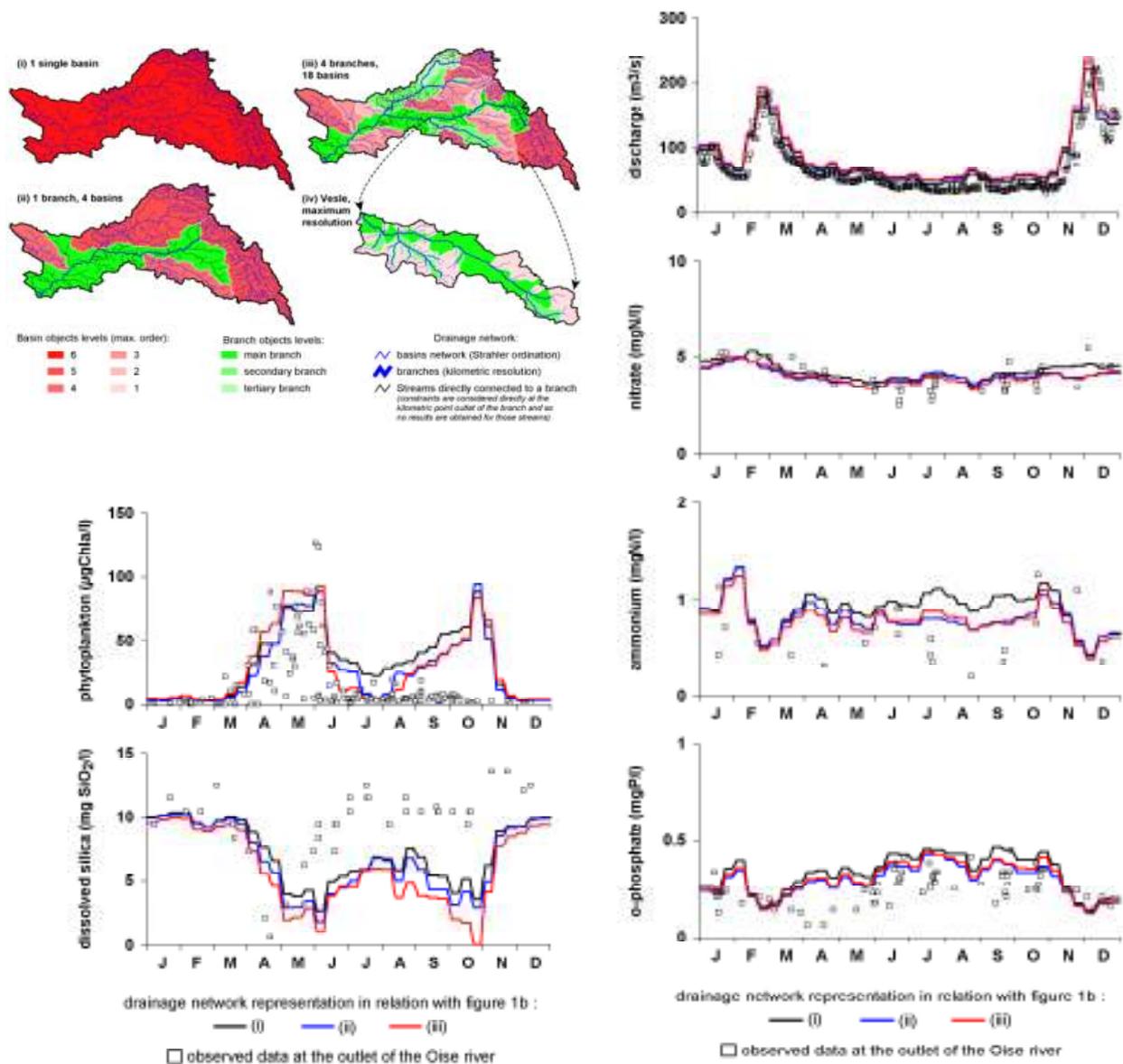


Figure 17. Variations saisonnières des concentrations d'azote, de phosphore, de phytoplancton et de silice calculées par le modèle RIVERSTRAHLER à l'exutoire du bassin de l'Oise en 1996 pour 3 découpages du réseau hydrographique de résolution spatiale croissante (d'après Ruelland *et al.*, 2008).

Pour cette raison, dans le cadre de la présente étude où l'objectif principal restait de définir des charges fluviales à l'exutoire de grands bassins versants, nous avons pu nous contenter, dans certains cas, de données d'apports anthropiques non spatialisées pour calculer les flux résultants à l'aide du modèle RIVERSTRAHLER utilisé à une résolution spatiale assez faible. Les résultats des deux versions du modèle, couplées ou non à une base SIG, ont donc été utilisés en parallèle, chacune ayant fait l'objet d'une validation rigoureuse (voir plus loin).

4.3.3. Constitution des bases de données relatives aux conditions récentes et validation du modèle

4.3.3.1. Présentation des trois bassins versants étudiés

Les trois bassins étudiés diffèrent considérablement par leur surface, leur débit et leur densité de population (Tableau 6).

Tableau 6. Caractéristiques des bassins versants de la Seine, de la Somme et de l'Escaut

Bassin	Surface du BV, km ² à l'exutoire	Densité de population, hab/km ²	Débit moyen, m ³ /s
Seine	75 000	198	413
Somme	6 100	100	34
Escaut*	16=150*	415	162

* hors bassin de la Lys, dont le débit est détourné à hauteur de Gand vers la mer par le canal de Schipdonck

La figure 18 résume les données de base d'usage du sol et de pressions urbaines des 3 bassins (Corine Land Cover, 2000).

Le **bassin de la Somme**, essentiellement situé en zone crayeuse, est dominé par une agriculture céréalière intensive qui occupe la plus grande partie de la surface du bassin versant. La densité de population sur le bassin de la Somme est relativement faible (40 hab/km²). Les 3 seuls grands centres urbains du bassin sont Saint Quentin, Amiens et Abbeville.

Le **bassin de la Seine** a une population bien supérieure (proche de 200 hab/km²), surtout concentrée dans la partie centrale du bassin (région parisienne) et la zone estuarienne. Le centre du bassin est occupé par une agriculture céréalière intensive, tandis que l'élevage est concentré dans les bordures périphériques.

Le **bassin de l'Escaut**, beaucoup plus densément peuplé partout (plus de 400 hab/km²), est occupé par un élevage très intensif. Les terres labourables ne dominent que dans la partie Sud-Ouest et Sud-Est du bassin. Les aménagements hydrauliques réalisés à hauteur de Gand, ont conduit à détourner la presque totalité du débit de la Lys, un affluent important de l'Escaut, directement vers la côte belge par le canal de Schipdonck. Le bassin de la Lys (5566 km²) n'a donc pas été pris en compte dans la modélisation du réseau hydrographique de l'Escaut dont les résultats sont présentés ci-dessous.

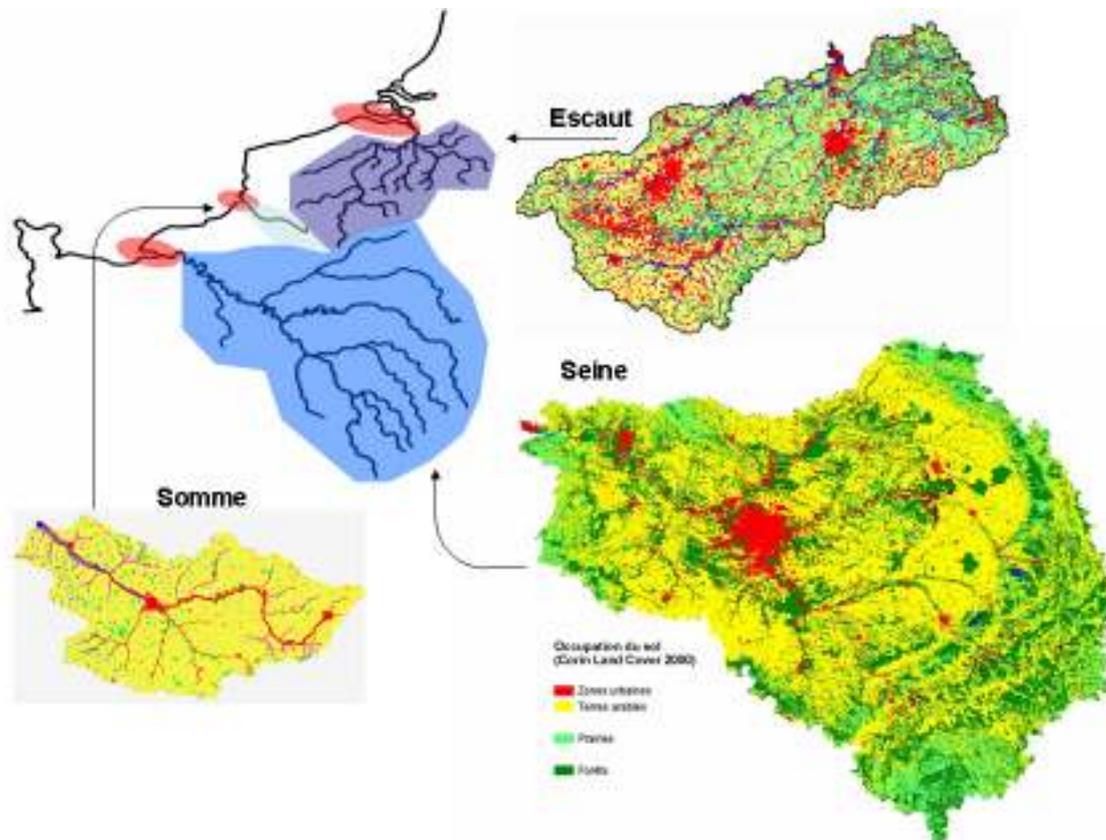


Figure 18. Usage du sol dans les 3 bassins étudiés (Corine Land Cover, 2000)

Bassin de la Seine :

C'est sur le bassin de la Seine que le modèle RIVERSTRAHLER et son applicatif SENEQUE ont été d'abord développés dans le cadre du programme PIREN-Seine. Les jeux de données spatialisées sont disponibles pour les années 1990 à 2001. L'estimation des apports diffus et ponctuels pour les 4 grands sous-bassins (Seine-amont, Marne, Oise et Eure) et l'axe fluvial de la Seine en aval de Paris a été réalisée pour les 50 dernières années (Billen *et al.* 2001). Sur ces périodes, la validation du modèle RIVERSTRAHLER dans sa capacité à restituer les flux de nutriments délivrés à la mer a été réalisée (Billen *et al.*, 2001, Cugier *et al.*, 2005).

Les jeux de données spatialisées pour l'applicatif SENEQUE ont été constitués pour les périodes récentes (1995-2000), et le modèle a été correctement validé sur cette période (Ruelland *et al.*, in press ; Even *et al.*, in press).

Bassin de la Somme :

Les données spatialisées relatives aux contraintes hydrologiques et aux pressions anthropiques ont été rassemblées pour le bassin de la Somme grâce à la collaboration de l'Agence de l'Eau Artois Picardie. L'applicatif SENEQUE a donc pu être directement implémenté sur le bassin de la Somme.

Les bases de données relatives à la qualité de l'eau dans le bassin de la Somme, transmises également par l'Agence de l'Eau Artois Picardie (AEAP), sont relativement pauvres en mesures de nutriments, surtout à l'aval de la rivière. La figure 19 montre à titre d'exemple du travail de validation du modèle SENEQUE que nous avons réalisé, les profils en long simulés et observés pour deux situations saisonnières au cours de l'année 1996.

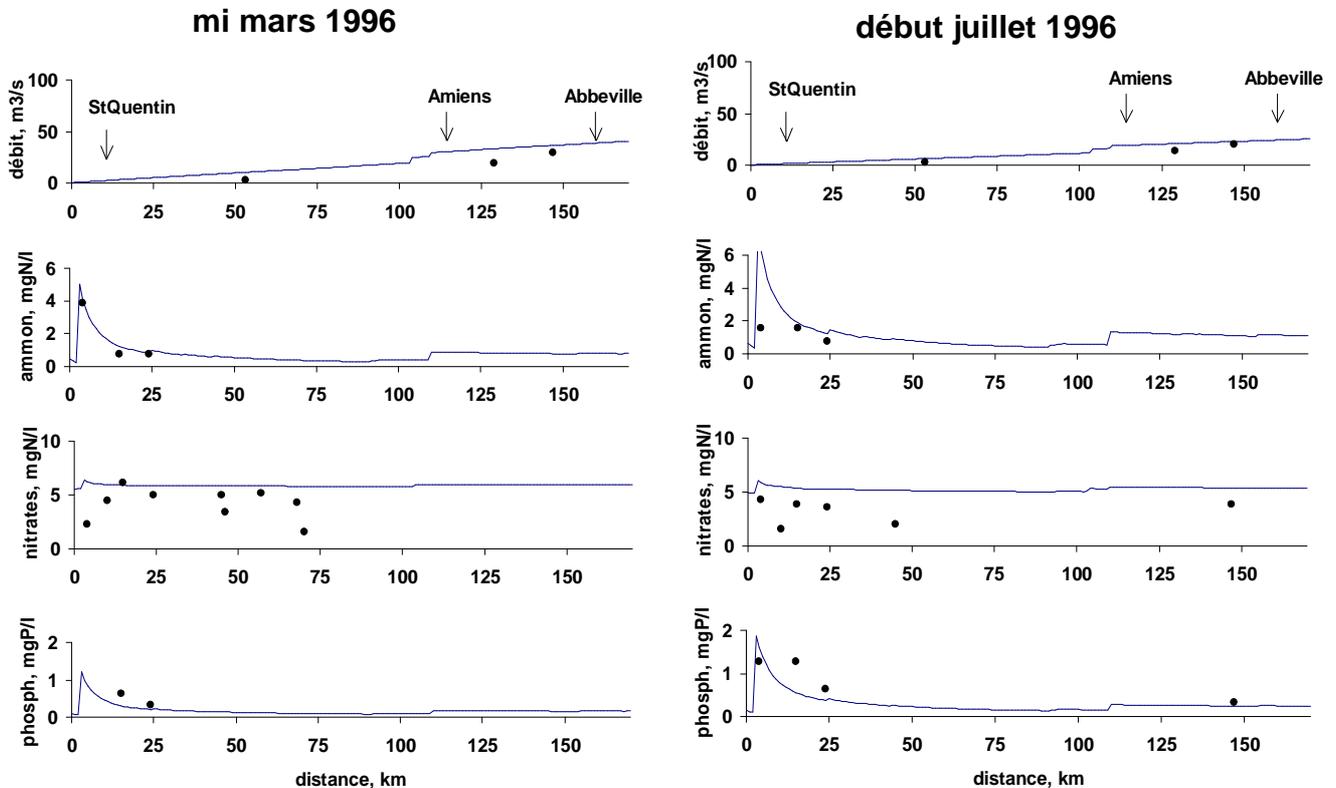


Figure 19. Profils en long de Saint-Quentin à l'embouchure de la Somme, du débit, de la concentration en ammonium, en nitrates et en phosphates calculés par le modèle RIVERSTRAHLER/SENEQUE pour 2 situations saisonnières (mi mars et début juillet) en 1996, comparés aux mesures disponibles dans la base de données qualité de l'eau de l'AEAP

Bassin de l'Escaut :

Les données relatives aux contraintes hydrologiques et aux pressions anthropiques ont été rassemblées pour le bassin de l'Escaut pour les 2 grands sous-bassins (Escaut supérieur et Rupel) et pour l'axe fluvial principal (de Dendermonde à Anvers) pour la période de 1950 à 2000. Le modèle RIVERSTRAHLER a été validé sur base de ce découpage et sur l'ensemble de cette période (Billen *et al.*, 2005). Afin de ne pas alourdir ce rapport, nous renvoyons à cette publication pour plus de détails.

L'implémentation d'une base de données spatialisée des contraintes hydrologiques et des apports anthropiques dans le bassin de l'Escaut est encore en cours. La difficulté provient du fait que 4 entités administratives distinctes détiennent les données sur ce bassin transfrontalier (Agence de l'Eau Artois Picardie, Vlaamse Milieu Maatschappij, Région Wallonne, Région Bruxelloise). Contrairement aux autres institutions contactées, la Région Wallonne a jusqu'ici refusé de nous communiquer les données précises relatives aux apports ponctuels urbains et industriels sur son secteur. Nous avons donc dû passer par des organismes locaux pour obtenir

les données nécessaires sur certaines parties du bassin. Nous ne disposons donc pas encore à ce jour de l'ensemble des données nécessaires pour utiliser la version spatialisée SENEQUE du modèle RIVERSTRAHLER.

5. Principaux résultats

5.1. Modélisation des bassins versants

Dans le cadre du projet, l'intérêt principal de la modélisation des transferts de nutriments dans les bassins versants consiste dans la possibilité qu'offrent ces modèles de calculer les apports à la mer correspondant à divers scénarios relatifs aux pressions humaines sur les bassins. Ces scénarios peuvent être prospectifs (par exemple pour tester l'effet à attendre de plans d'action en matière d'assainissement des eaux usées ou de maîtrise des pollutions agricoles) ou rétrospectifs (pour reconstituer des états passés du système et mettre ainsi en perspective historique longue les évolutions récentes de la qualité de l'eau).

Dans tous les cas, la modélisation permet de distinguer l'effet des variations inter-annuelles de l'hydrologie (années sèches, années humides) et de celles des pressions anthropiques.

5.1.1. Conditions hydrologiques

Pour les 3 bassins, nous avons donc cherché à définir, sur base des chroniques récentes de débits disponibles (Figure 20), une année moyenne, une année sèche et une année humide qui seront utilisées systématiquement dans les scénarios.

Pour la **Seine**, les années 2001, 1994 et 1996 ont été choisies comme représentatives de conditions humides, moyennes et sèches. Sur la **Somme**, les variations saisonnières sont de faible amplitude, à cause de la nature crayeuse du bassin versant et donc de la forte proportion du débit de base (phréatique) dans le débit total. L'année 1996 apparaît comme une année sèche typique, alors que l'année 2001 représente au contraire une situation d'hydraulicité extrême. L'année 2000 est représentative des conditions moyennes. Pour l'**Escaut**, les années 1984, 1995 et 1976 ont été prises comme représentatives des situations humides, moyennes et sèches (cf. Figure 20).

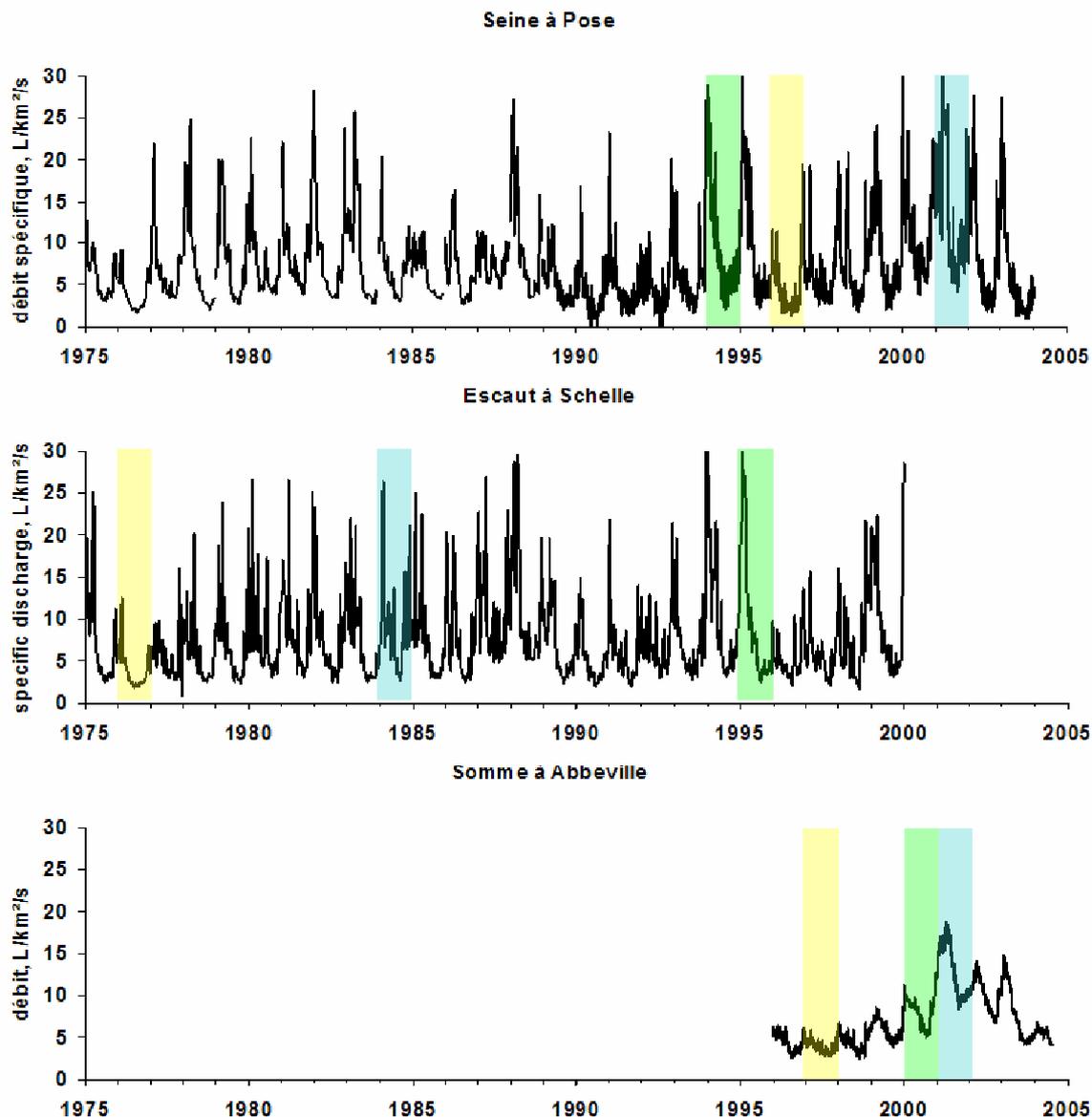


Figure 20. Chronique de débits à l'exutoire des bassins de la Seine, de la Somme et de l'Escaut. Choix des années représentatives d'une hydraulicité moyenne (vert), sèche (jaune) et humide (bleu)

Scénarios pristine :

L'état pristine (= pré-anthropique) d'un bassin versant est défini comme celui qui résulterait d'une couverture végétale climacique (c'est à dire forestière dans notre cas) et de l'absence de toute activité ou aménagement humains. Les apports diffus se limitent alors au lessivage des sols forestiers, tandis que les apports ponctuels correspondent aux apports directs de feuilles mortes et de litière par la végétation des rives des cours d'eau.

Le tableau 7 présente une compilation des valeurs de concentrations en azote organique, nitrates, ammonium, phosphore inorganique et phosphore total, dans les eaux de drainage issues de systèmes forestiers non perturbés en milieu tempéré citées dans la littérature.

Tableau 7. Concentrations des formes de l'azote et du phosphore rapportées dans la littérature pour des petits bassins forestiers non perturbés en milieu tempéré.

	NO3, mgN/l	NH4, mgN/l	DON, mgN/l	TN, mgN/l	PO4, mgP/l	TP, mgP/l	authors
Arkansas, USA	0.023	0.10					Steele, KF, et al. (1991)
Venezuela				0.406			Lewis, 1981, 1986
Ontario, Canada				0.336			"
Oregon, USA				0.084			"
New Hamph, USA				0.476			"
Colorado, USA				0.196			"
Chile, mountan				0.154			Hedin et al., 1995
Chile, coastal				0.238			"
Chile & Argentina	0.002	0.005	0.008- 0.135	0.065			Perakis & Hedin, 2002
NE US	0.4 - 0.8	0.004- 0.008	0.13	0.5-0.9			"
Finland	0.009	0.009	0.41	0.43	0.004	0.015	Mattson et al., 2003

Tous les auteurs s'accordent sur le fait que les systèmes forestiers non perturbés sont le siège d'exportations importantes d'azote sous forme organique dissoute (au moins 0,1 mgN/l), dont il a été montré qu'une fraction importante est biodégradable dans les milieux aquatiques (Seitzinger *et al.*, 1999, Wiegner *et al.*, 2001). La valeur des concentrations en azote inorganique est plus variable ; très faible dans les systèmes forestiers tempérés de l'hémisphère sud, elle est sensiblement plus importante dans les systèmes de l'hémisphère nord où il est difficile de trouver des sites non affectés par des retombées atmosphériques d'azote largement supérieures aux niveaux pristines.

Les concentrations en silice sont supposées dépendre essentiellement de la nature lithologique du bassin versant et donc être indépendantes de la couverture végétale ou des pratiques agricoles. Cette affirmation est peut être à nuancer suite aux observations de Cochran & Berner (1996) et Humborg *et al.* (2004) montrant, en milieux extrêmes, l'importance de la végétation dans l'altération des roches et les exportations de silice.

Les apports annuels de matière organique allochtone aux cours d'eau forestiers ont été estimés par divers auteurs à quelques 200 gC par m² de plan d'eau (entre 25-400 gC/m²/an) (Dawson, 1976 ; Bell, 1978 ; Cummins *et al.*, 1980 ; Herbst, 1980 ; Scailteur, 1982 ; Chauvet & Jean-Louis, 1988). Exprimé par km de rive, ceci représente 1-2 tonnes de C organique par an. Les rapports C : N : P dans ce matériel sont de l'ordre de 1250 : 16 : 1 (Meybeck, 1982). Nous utiliserons donc le chiffre de 0,06 kg Norganique/km/jour et de 0,01 kg P/km/jour pour calculer les apports de nutriments liés à la matière organique allochtone dans le chevelu des bassins versants pristines.

L'État « Rural Traditionnel » :

Les travaux menés dans le cadre du PIREN-Seine avec les équipes d'historiens ont permis de définir les grandes lignes du fonctionnement de l'hydrosystème Seine dans les conditions d'exploitation humaine des sols du bassin (agriculture-élevage) et du réseau hydrographique (étangs et moulins) depuis le Moyen-Age.

Les apports diffus représentent alors le lessivage des zones agricoles mixtes caractérisées par l'assolement triennal des terres arables, recevant des fumiers comme seule fertilisation, et l'association avec des zones de pâturage relativement extensif. Les travaux précoces des agronomes du XIX^e siècle permettent de renseigner le bilan d'azote de ce type de pratiques agricoles (Sabatier, 1890) (Fig. 21).

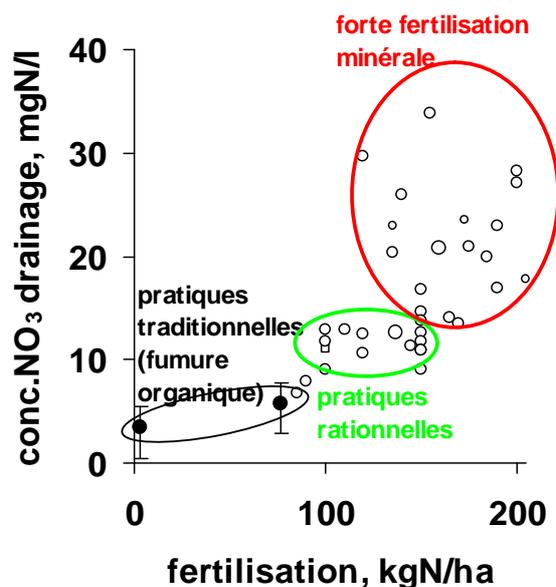


Figure 21. Concentration nitrique moyenne des eaux sous-racinaires des terres arables de grande culture céréalière dans les régions centrales du bassin parisien sous 3 grands types de pratiques agricoles :

Les « pratiques traditionnelles » sont celles en usage jusqu'au milieu du XX^{ième} siècle, basées sur l'assolement triennal alternant deux soles de céréales et une année de jachère, avec fertilisation exclusivement organique (données de Sabatier, 1890) ; « forte fertilisation minérale » réfère au contraire aux pratiques d'utilisation intensive d'engrais de synthèse caractérisant l'agriculture industrielle des années 1980-1990 dans le centre du bassin parisien : Les « pratiques rationnelles », introduites dans les années 1990 consistent dans une réduction de 20 % des taux de fertilisation et l'introduction de cultures intermédiaires piège à azote pour éviter les longues périodes de sol nu en automne et en hiver (données de Benoît *et al.*, 1995, Muller, 1996 ; Billen & Garnier, 2000, Beaudoin *et al.*, 2005).

Par ailleurs, l'aménagement hydraulique de tout le chevelu hydrographique, avec la création dès le Moyen-Age de petits étangs destinés tant à la pisciculture qu'à la création de réserves de puissance pour l'action des moulins hydrauliques, confère au paysage rural des propriétés de grande rétentivité vis-à-vis des pertes de nutriments occasionnées par le lessivage et l'érosion des terres agricoles (Billen & Garnier, 1997 ; Billen *et al.*, 2002).

Les données d'analyse de l'eau de la Seine à l'amont de Paris, disponibles depuis la fin du XIX^{ième} siècle à la prise d'eau d'Ivry (destinée à l'alimentation de Paris en eau potable) (Cun *et al.*, 1997a,b, 1998), permettent de valider les estimations qui sont faites par modélisation de l'exportation diffuse d'azote avant la grande mutation de l'agriculture intervenue au cours du XX^{ième} siècle avec l'introduction massive des engrais de synthèse (voir plus loin).

Le scénario « rural traditionnel », qui peut recouvrir une période couvrant près de 8 siècles jusqu'à l'aube du XIX^e siècle, ne va pas sans la présence de concentrations urbaines qui peuvent représenter un apport ponctuel significatif de nutriments. Ainsi, la population parisienne à la fin du XVIII^{ième} siècle atteint déjà 500 000 habitants (soit 12 % de la population totale), tandis que la population urbaine du bassin de l'Escaut, à la même époque, atteint déjà près de 20 % de la population totale.

La période contemporaine documentée :

Les données chiffrées disponibles parfois dès le XIX^{ième} siècle, et plus généralement tout au long du XX^{ième} siècle, permettent de définir avec beaucoup plus de précision les contraintes anthropiques auxquelles ont été soumis les bassins hydrographiques considérés. Une reconstitution plus fine des apports diffus et ponctuels est donc possible pour cette période caractérisée par de profonds et rapides bouleversements liés à l'accroissement démographique, à l'urbanisation, à l'essor de l'industrie et enfin à l'avènement de l'agriculture moderne. Ce travail a été réalisé pour la Seine sur les 2 derniers siècles (Billen *et al.*, 2007), et sur l'Escaut sur les 50 dernières années (Billen *et al.*, 2005). (Figures 22 et 23). Les apports diffus d'azote et, dans une moindre mesure, de phosphore au réseau hydrographique ont très fortement augmenté au cours de la seconde moitié du XX^{ième} siècle, suite à la généralisation des pratiques de fertilisation minérale et à l'extension du drainage agricole qui limite la rétention riparienne. La reconstitution de ces apports été faite pour la Seine et l'Escaut à partir de l'évolution de l'usage du sol et des pratiques (Fig. 22). Ces apports dépendent largement des conditions hydrologiques, ce qui explique leur variabilité interannuelle.

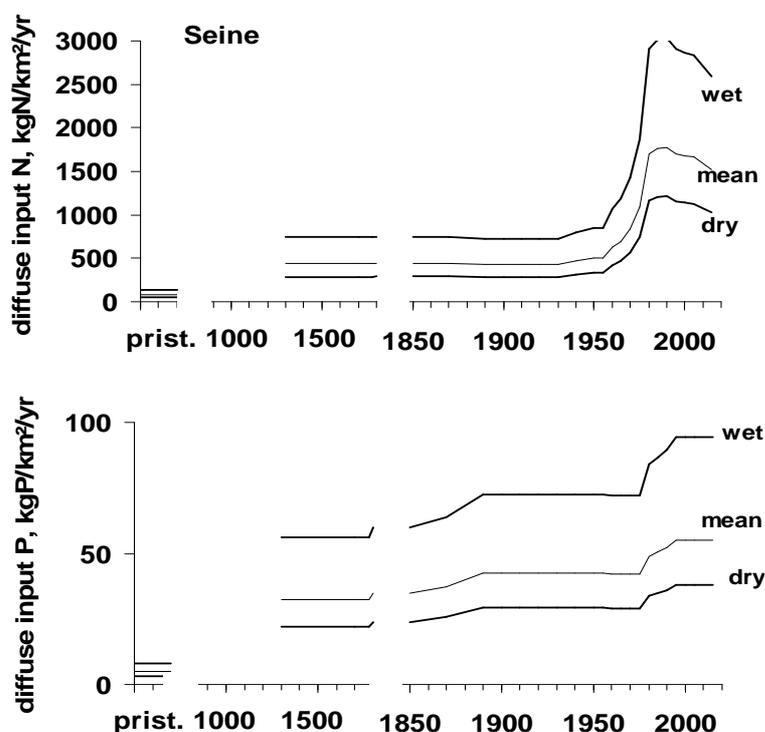


Figure 22. Reconstitution des apports diffus d'azote et de phosphore au cours du dernier millénaire pour le bassin de la Seine, pour des conditions hydrologiques humides, moyennes et sèches.

Les apports ponctuels urbains, connus avec précision seulement depuis les années 1970 grâce aux inventaires réalisés par les Agences de l'Eau, ont été reconstitués, pour les périodes antérieures, à partir de données indirectes comme la charge des égouts des grandes villes (Barles, 2005), l'importance de la population urbaine et le poids des activités industrielles et artisanales (Billen *et al.*, 1998) (Figure 23). Dans le bassin de la Seine, les activités industrielles contribuent environ pour moitié aux rejets ponctuels urbains de nutriments au milieu du XIX^{ième} siècle. Le passage à des procédés plus 'propres' ainsi que la mise en place

de l'épandage agricole, puis de l'épuration en stations, permet de stabiliser les rejets urbains au début du XX^{ième} siècle.

Après 1950 cependant, l'explosion démographique et la consommation de masse aboutit à tripler les rejets d'azote que l'épuration ne parvient pas à contenir et à quadrupler les rejets de phosphore, à cause aussi de l'introduction sur le marché des lessives synthétiques contenant des poly-phosphates. Depuis 1990, une baisse tout aussi rapide se manifeste dans les rejets de phosphore, liée à la fois à la suppression des poly-phosphates des poudres à lessiver, et aux progrès de l'épuration qui généralisera le traitement du phosphore à l'horizon 2015. Les rejets d'azote ne diminuent que dans une proportion bien moindre.

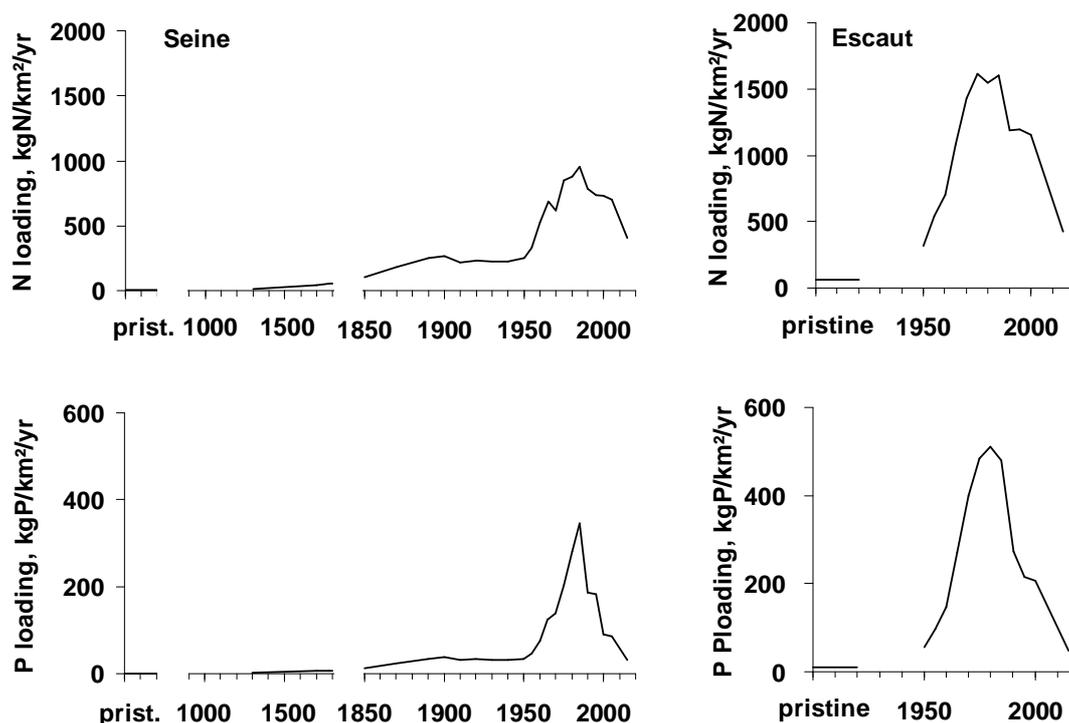


Figure 23. Reconstitution des apports ponctuels urbains d'azote et de phosphore au cours du dernier millénaire pour le bassin de la Seine, au cours des 50 dernières années pour le bassin de l'Escaut

Les scénarios prospectifs à l'horizon 2015 :

Les scénarios prospectifs que nous cherchons à explorer correspondent typiquement à la mise aux normes européennes des infrastructures d'assainissement de l'ensemble des collectivités urbaines et des industries, en particulier en ce qui concerne l'abattement des rejets de matière organique (90 %), de phosphore (90 %) et d'azote (70 %).

En ce qui concerne les apports diffus, nous considérerons en général que les temps de réaction des hydrosystèmes (en particulier les grands aquifères) sont trop longs pour que des mesures, si énergiques soient-elles, puissent aboutir à l'échéance de 10 ans à une diminution significative du niveau de contamination nitrates des eaux es sources souterraines. Nous pensons donc que l'hypothèse de la constance de ces concentrations à l'horizon 2015 est une hypothèse optimiste. Les travaux de prospective réalisés sur le bassin de la Seine et mettant en oeuvre un modèle agronomique spatialisé couplé à un modèle de transfert d'azote dans les

formations souterraines (Ledoux *et al.*, 2007 ; Ducharne *et al.*, 2007) confirment pleinement cette vision des choses. Ce n'est qu'au niveau de la concentration en nutriments des eaux superficielles (eaux sous-racinaires) que les mesures agro-environnementales pourraient avoir un impact visible sur les apports diffus. Les scénarios prospectifs que nous avons réalisés prennent en compte cette dimension.

5.1.2. Flux d'apports à la mer

Les résultats de l'ensemble des simulations réalisées dans le cadre de cette étude sur les 3 bassins ont été fournis aux autres équipes impliquées dans le projet sous forme de fichiers .txt. Ils comportent :

- * une reconstitution des débits et de la qualité de l'eau à l'exutoire des bassins au cours des 50 dernières années (1950-2000) pour la Seine (Billen *et al.*, 2001) et l'Escaut (Billen *et al.*, 2005), en tenant compte des conditions hydrologiques réelles. Les données pour la Somme se limitent aux années 1997-2001 ;
- * une reconstitution par pas de 5 ans (jusqu'à 1950), et, sur la Seine, par pas de 10 ans (jusqu'en 1850), de l'état des fleuves sous les conditions de contraintes anthropiques passées et sous 3 types de conditions hydrologiques (humide, moyenne et sèche) ;
- * la reconstitution, sous les 3 types de conditions hydrologiques, de l'état pristine, ainsi que, pour la Seine, de l'état rural traditionnel (du XIV^{ième} à la fin du XVIII^{ième} siècle).

Reconstitution des flux apportés au cours des 50 dernières années :

La figure 24 montre les résultats du calcul des flux d'apport au milieu marin de la Seine, de l'Escaut et de la Somme, calculés par le modèle RIVERSTRAHLER pour les 50 dernières années. Pour les 3 bassins, un scénario pristine et un scénario (« 2015 ») correspondant au traitement de tous les effluents urbains avec déphosphatation (90 %) et élimination de l'azote (70 %) ont été calculés pour une hydrologie sèche et une hydrologie humide respectivement.

Dans les 3 bassins, une augmentation considérable des flux d'azote a eu lieu dans la 2^{ème} moitié du XX^e siècle, augmentation que les mesures énergiques prévues pour le traitement des effluents urbains et industriels ne pourront que très partiellement corriger. Les flux d'azote, dominés par les apports diffus en provenance des sols agricoles, sont très dépendants de l'hydrologie, ce qui explique l'importance des variations interannuelles. En ce qui concerne le phosphore, l'accroissement depuis les années 1950 est encore plus spectaculaire. La tendance est toutefois à la baisse depuis le milieu des années 1980. La généralisation des pratiques de déphosphatation des effluents urbains devrait permettre de revenir à des niveaux correspondants aux périodes pré-industrielles. Les apports de silice, largement dominés par les apports diffus, mais relativement indépendants des pratiques agricoles, ont été peu modifiés par rapport aux valeurs pristines. La Somme, à cause de sa lithologie dominée par la craie, est le bassin qui exporte proportionnellement le moins de silice.

La figure 25 montre les rapports molaires de ces flux annuels et les compare aux rapports de Redfield représentant les besoins de la croissance algales. Les tendances sont identiques sur les bassins de la Seine et de l'Escaut. Les rapports N/P élevés qui caractérisaient les apports pristines et 'traditionnels' de ces fleuves ont considérablement décliné dans la 2^{ème} moitié du XX^{ème} siècle pour atteindre des niveaux où l'azote est devenu potentiellement limitant par rapport au phosphore. A partir des années 1980, la tendance s'inverse et l'on retrouve progressivement une situation où le phosphore devient plus limitant que l'azote en milieu marin.

On arrive à la même conclusion, plus nette encore, en considérant seulement les flux estivaux. La Somme peu peuplée et par là très contaminée en nitrate et peu en phosphore, ne semble jamais avoir pu connaître de carence relative en azote par rapport au phosphore.

En ce qui concerne les apports de silice, un déficit par rapport à l'azote et au phosphore au regard des besoins de la croissance des diatomées, apparaît vers 1950 pour l'Escaut, sans doute un peu avant pour la Seine. Récemment, la diminution rapide des flux de phosphore provoque une remontée du rapport Si/P.

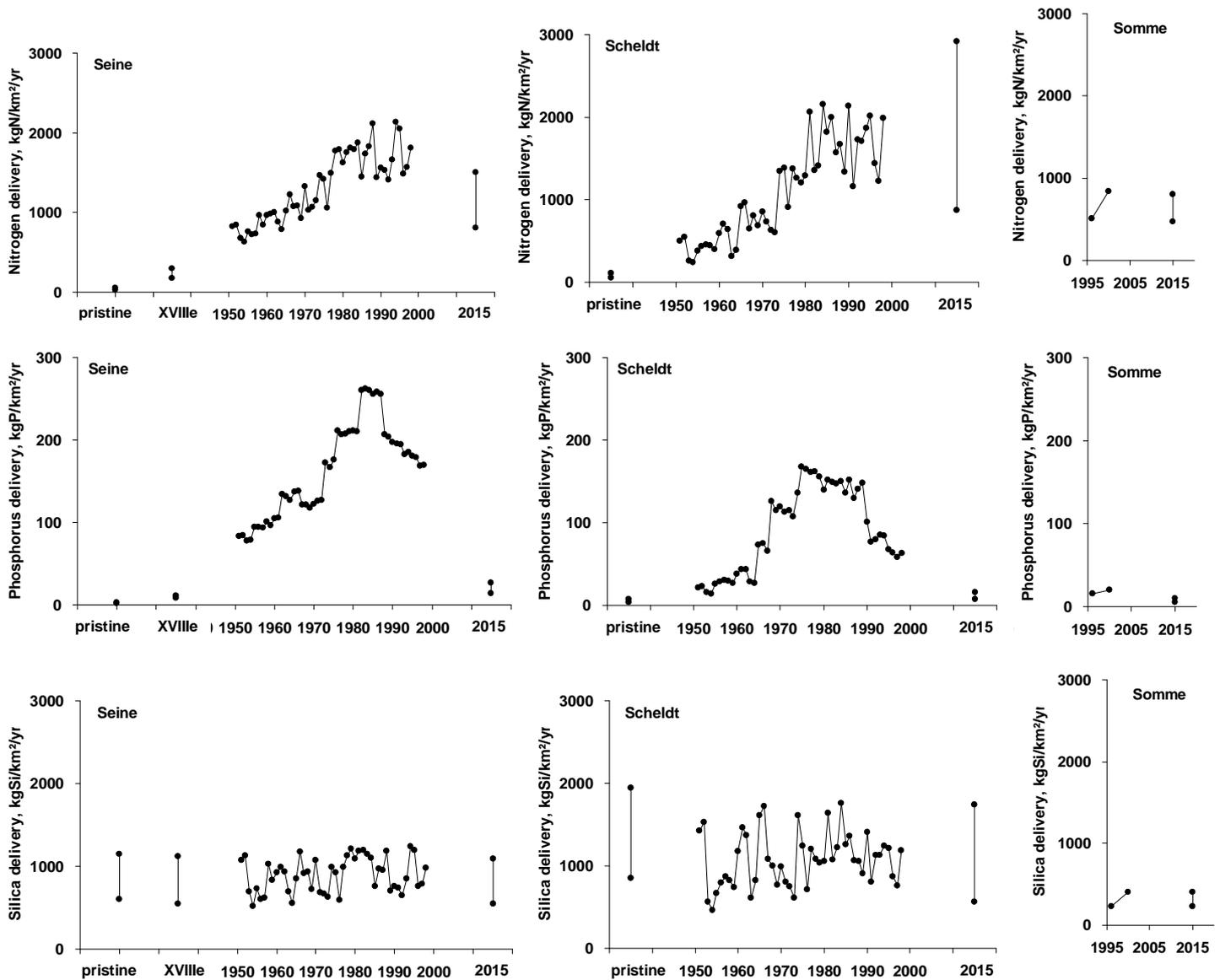


Figure 24. Flux annuels d'azote, de phosphore et de silice apportés par la Seine, l'Escaut et la Somme

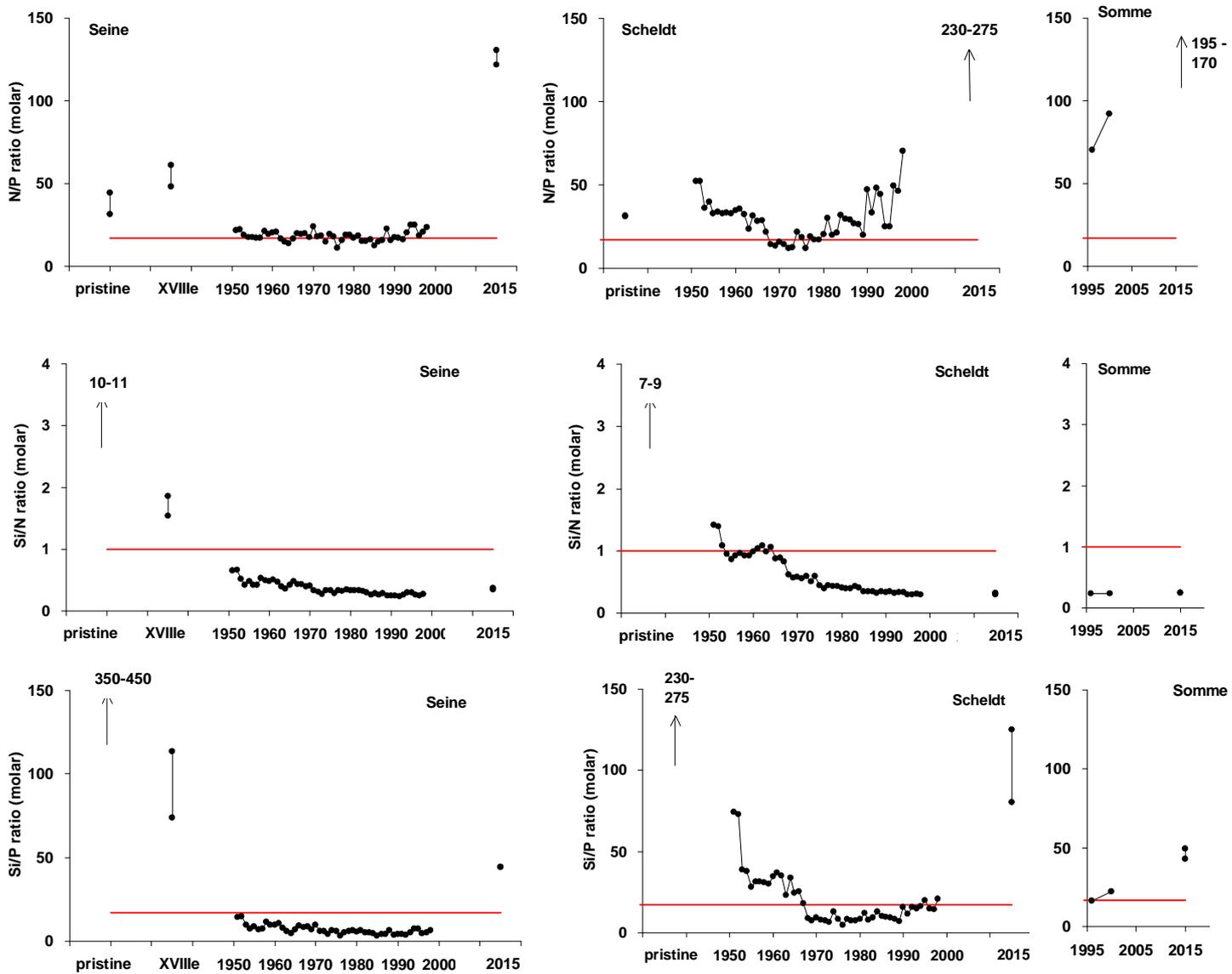


Figure 25. Rapports molaires des flux annuels de nutriments apportés par la Seine, l'Escaut et la Somme

Reconstitution des tendances anthropiques à hydrologie constante :

La figure 26 montre la reconstitution des flux de N, P et Si apportés par la Seine et l'Escaut aux zones marines côtières en réponse aux variations des contraintes anthropiques et pour 3 hydrologies types.

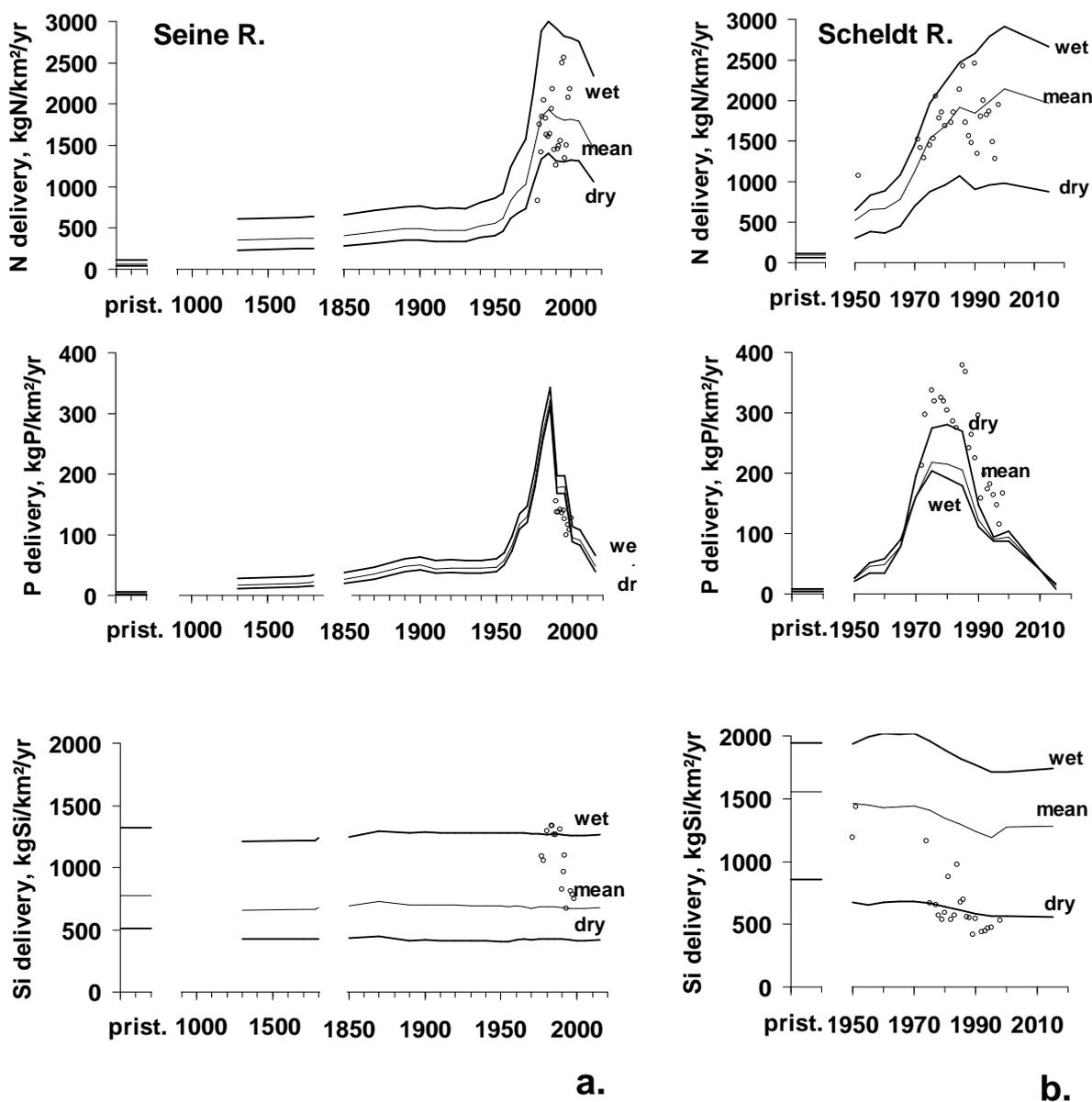


Figure 26. Reconstitution par le modèle Riverstrahler des flux annuels de N, P et Si apportés par la Seine (a) et l'Escaut (b), pour différents scénarios de contraintes anthropiques depuis l'état pristine jusqu'à 2015, considérant une hydrologie sèche, moyenne ou humide. (Billen *et al.*, 2005 ; Billen *et al.*, in press). Pour les périodes récentes, les flux annuels calculés sont comparés avec les flux dérivés d'observations de débit et de concentrations.

Aux processus de rétention près, les apports de nutriments à la mer montrent une évolution semblable à celle des apports diffus et ponctuels du bassin versant (Figures 22 et 23), avec une augmentation déjà considérable des apports d'azote et de phosphore lors du passage de l'état pristine à la situation rurale traditionnelle, un accroissement des apports de phosphore au début de la période industrielle, qui s'intensifie, en même temps que les apports d'azote, à partir des années 1950, avant de diminuer très rapidement depuis les années 1990, alors que les apports d'azote restent élevés.

Les rapports élémentaires N/P, comparés au rapport de Redfield qui représente les besoins relatifs de ces deux nutriments pour la croissance algale, montrent une diminution sensible et continue jusqu'aux années 1990 (Figure 27). Dans la Seine, le début du XX^{ième} siècle marque le passage du rapport N:P en dessous du rapport de Redfield, indiquant une transition de conditions de limitation potentielle par le phosphore à une limitation par l'azote. Depuis 1990, il semble que la situation s'inverse à nouveau pour revenir à une limitation par le phosphore. Dans le même temps, la silice, d'abord tout à fait excédentaire par rapport à l'azote et au phosphore, devient déficitaire à partir de la fin du XIX^e siècle, au regard des besoins de la croissance des diatomées. Cette situation tend à nouveau à s'inverser dans les années récentes, en tout cas en ce qui concerne le rapport Si:P.

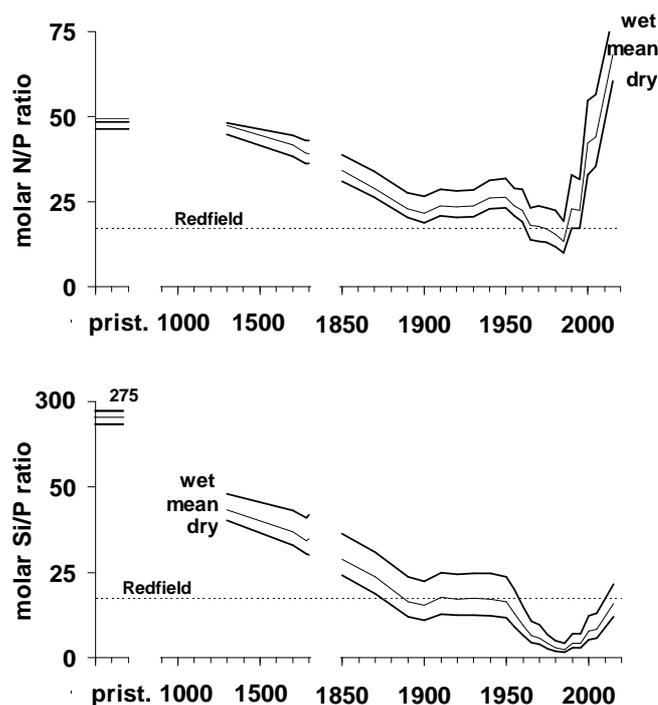


Figure 27. Évolution des rapports molaires N:P:Si dans les flux annuels apportés par la Seine au cours du dernier millénaire

5.1.3. Indicateur du potentiel d'eutrophisation côtière

5.1.3.1. Définition

Le facteur causal des blooms indésirables d'algues non siliceuses, caractérisant le plus souvent les phénomènes d'eutrophisation marine côtière, est l'excédent d'azote (ou de phosphore, selon lequel de ces deux éléments est limitant) par rapport à la silice, au regard des besoins de la croissance des diatomées (Officer & Ryther, 1980 ; Conley *et al.*, 1993, 1999 ; Cugier *et al.*, 2005).

Nous avons donc été amenés à proposer un indicateur de risque d'eutrophisation en zone côtière (ICEP : Indicator of Coastal Eutrophication Potential) basé sur les valeurs de flux de nutriments (N, P, Si) d'origine fluviale (Billen & Garnier, 2007).

Cet indicateur représente le potentiel de croissance d'algues non siliceuses sur les nutriments apportés par la rivière, en excès par rapport à la silice. Il s'exprime donc en termes de 'production nouvelle' de biomasse d'algues non siliceuses susceptible d'être alimentée en zone marine côtière par les apports fluviaux. Dans un but de comparaison d'un bassin fluvial à l'autre, il est commode d'exprimer cet indicateur par unité de surface du bassin versant fluvial. L'indicateur ne prend pas en compte les particularités physiographiques, hydrologiques ou climatiques de la zone côtière concernée. En cela il ne caractérise que les apports fluviaux, à l'exclusion des conditions locales dans lesquelles est susceptible de se réaliser la production primaire marine.

Compte tenu des rapports molaires de Redfield (C :N :P :Si) de 106 : 16 : 1 : 20 (Redfield *et al.*, 1963 ; Conley *et al.*, 1989), l'indicateur se calcule de la manière suivante :

$$\begin{aligned} \text{ICEP} &= [\text{NFlx} / (14 \cdot 16) - \text{SiFlx} / (28 \cdot 20)] * 106 * 12 && \text{si } \text{N/P} < 16 \quad (\text{N limitant}) \\ \text{ICEP} &= [\text{PFlx} / 31 - \text{SiFlx} / (28 \cdot 20)] * 106 * 12 && \text{si } \text{N/P} > 16 \quad (\text{P limitant})(1) \end{aligned}$$

où PFlx, NFlx and SiFlx sont respectivement les flux spécifiques (par km² de bassin versant) d'azote, de phosphore et de silice délivrés, exprimés en kgN.km⁻².jour⁻¹, en kgP/km⁻².jour⁻¹ et en kgSi.km⁻².jour⁻¹.

La période, journalière, mensuelle ou annuelle, sur laquelle doit être calculé l'indicateur est une question importante. Dans un certain nombre de situations, comme celle de la Baie sud de la Mer du Nord, le temps de séjour des masses d'eau douces dans les zones côtières concernées peut être de plusieurs mois (Lancelot *et al.*, 2005 ; Gypens, 2006), les nutriments apportés en période hivernale par les fleuves contribuant alors directement aux processus d'eutrophisation, dans ce cas souvent printaniers. Dans le cas de la Baie de Seine, les phénomènes d'efflorescence de dinoflagellés toxiques apparaissent le plus souvent en fin d'été, et sont restreints au panache immédiat de la Seine, à l'aval du bouchon vaseux estuarien (Cugier *et al.*, 2005). Dans ce cas, ce sont principalement les flux estivaux de nutriments terrigènes qui doivent être pris en compte.

Une valeur négative de l'ICEP indique théoriquement l'absence de risque de prolifération d'algues non siliceuses indésirables.

Des tests réalisés grâce au couplage des modèles RIVERSTRAHLER et SiAM3D/Elise (Cugier *et al*, 2005) ont montré que le risque d'eutrophisation en Baie de Seine est significatif pour des valeurs d'ICEP comprises entre 0 et 2,5 kgC/km²/jour, et important au dessus de 2,5 kgC/km²/jour.

5.1.3.2. Application à quelques fleuves du monde

A titre de test d'application de l'ICEP, nous avons réuni, à partir de la littérature, une base de données d'estimations de flux annuels de nutriments (N, P, Si) apportés par de grands fleuves de divers régimes climatiques et de divers niveaux de pressions anthropiques (table 8, figure 28, Billen & Garnier, 2007).

En Europe tempérée et en Amérique du Nord, zones densément peuplées, l'ICEP prend très souvent des valeurs positives. Dans tous les cas, des problèmes d'eutrophisation côtière sont avérés dans les zones marines côtières correspondantes (Baie Sud de la Mer du Nord, Mer Baltique, Mer Noire, Golfe du Mexique, côte Est des États Unis).

Sans surprise, les rivières nordiques, quasiment pristes, présentent un ICEP négatif. C'est le cas aussi du Fleuve Rouge (Vietnam) qui, malgré une densité de population importante, apporte suffisamment de silice pour éviter un déséquilibre de nutriments. L'importance du processus d'altération des roches en milieu tropical protège ainsi les zones côtières des formes d'eutrophisation qui dominant en milieu tempéré.

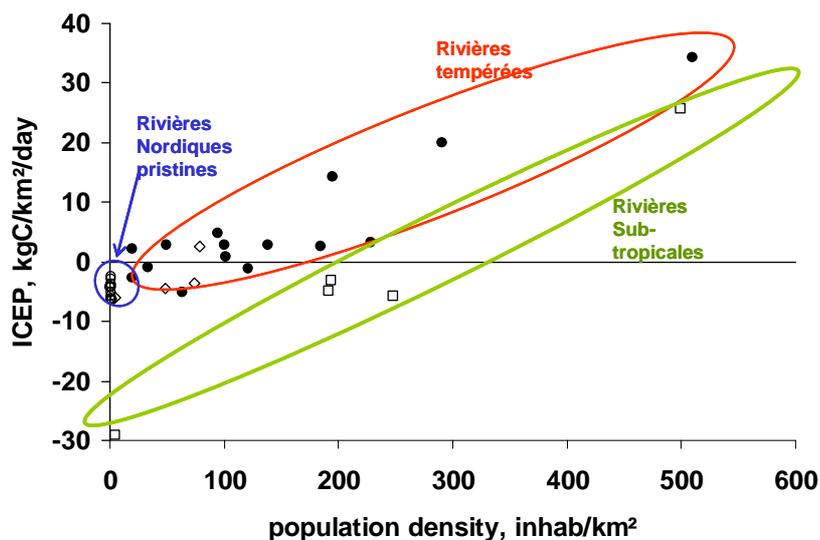


Figure 28. Indicateur de risque d'eutrophisation (ICEP) calculé pour des rivières de diverses régions climatiques du monde, caractérisées par des densités de populations dans leur bassin versant très différentes. Points noirs : rivières tempérées d'Europe ou d'Amérique du Nord. ; cercles blancs : rivières pristes nordiques ; carrés blancs: rivières sub-tropicales (table 8)

Table 8. Flux annuels d'azote de phosphore et de silice délivrés par diverses rivières du monde (Billen & Garnier, soumis).

River bassins	Watershed km ²	popul hab/km ²	annual nutrient delivery			Si/N mol:mol	Si/P mol:mol	N/P mol:mol	annual average		reference
			kgN/km ² /yr	kgP/km ² /yr	kgSi/km ² /yr				lim nut	ICEP kgC/km ² /day	
temperate European rivers											
Rhone	101000	101	697	142	1612	1.16	12.6	10.9	N	1	El Boukhary, 2005
Seine (1998)	73 000	195	1995	186	1080	0.27	6.4	23.8	P	14	Billen & Garnier, 1999
Somme (1996)	5 566	100	911	49	438	0.24	9.9	41.2	P	3	Thieu, Garnier & Billen, unpubl.
Scheldt (1978)	16150	510	2978	389	1505	0.25	4.3	17.0	P	34	Billen et al., 2005
Rhine (1986)	159800	291	2791	242	1158	0.21	5.3	25.5	P	20	Lancelot et al., 1991
Elbe (1988)	125480	185	1785	76	940	0.26	13.8	52.2	P	3	Lancelot et al., 1991
Daugava	84100	33	456	14.9	411	0.45	30.5	67.8	P	-1	Humborg et al., 2006
Vistula	194400	121	639	31.8	768	0.60	26.7	44.5	P	-1	Humborg et al., 2006
Oder	118900	138	628	53.8	525	0.42	10.8	25.8	P	3	Humborg et al., 2006
Loire (1982-1985)	115000	63	909	50	1739	0.96	38.5	40.3	P	-5	Meybeck et al., 1988
Morlaix River (1979-1980)	132	20	3337	64	1573	0.24	27.3	115.8	P	-3	Wafar et al., 1989
Danube (1988-91)	817000	95	1146	62	360	0.16	6.4	40.6	P	5	Garnier et al., 2002
Po (1881-1984)	70100	228	1427	154	2267	0.79	16.3	20.5	P	3	Marchetti et al., 1989 Justic et al., 1995
North American rivers											
Potomac (1983-1988)	29785	50	833	80	1000	0.60	13.8	23.0	P	3	Jaworski et al., 1992
Mississippi (1981-1987)	3221000	20	566	33	260	0.23	8.7	37.9	P	2	Turner & Rabalais, 1994 Turner et al., 2003
Nordic rivers											
Kemijoki	50900	1	129	8	1134	4.39	165.4	37.7	P	-6	Humborg et al., 2003
Torne	34063	1	133	8	1197	4.50	160.0	35.6	P	-7	Humborg et al., 2003
Rane	3788	1	107	6	1118	5.23	210.0	40.2	P	-6	Humborg et al., 2003
Pite	11204	1	142	6	1045	3.69	190.0	51.5	P	-6	Humborg et al., 2003
Skellefte	11236	1	118	4	544	2.31	140.0	60.7	P	-3	Humborg et al., 2003
Ume	26499	1	130	7	730	2.80	118.3	42.3	P	-4	Humborg et al., 2003
Angerman	30640	1	143	5	719	2.52	157.0	62.3	P	-4	Humborg et al., 2003
Indals	25760	1	177	5	513	1.45	106.3	73.3	P	-3	Humborg et al., 2003
Ljusnan	19811	1	157	7	946	3.02	146.8	48.7	P	-5	Humborg et al., 2003
Dalalven	26908	1	198	8	835	2.10	110.5	52.5	P	-4	Humborg et al., 2003
Lule	25100	1.2	136	7.1	793	2.92	123.7	42.4	P	-4	Humborg et al., 2006
Kalix	23600	2	202	13.3	1261	3.12	105.0	33.6	P	-6	Humborg et al., 2006
Yukon	860000	0.072	160.5	5.6	786.8	2.45	156.6	63.9	P	-4	Telang et al., 1991
tropical rivers											
Red River (Vietnam)	156440	192	855	325	2920	1.71	9.9	5.8	N	-5	Le Thi Phuong et al., 2005
Jiazhou (China)	6388	500	2802	809	2884	0.51	3.9	7.7	N	26	Liu et al., 2005
Changjiang (China)	1808500	194	346	145	1365	1.97	10.4	5.3	N	-3	Zhang, 1996
Minjiang (China)	60992		763	116	5167	3.39	49.3	14.6	N	-20	Zhang, 1996
Jiulongjiang (China)	14741		838	75	7874	4.70	116.5	24.8	P	-41	Zhang, 1996
Zhujiang (China)	442585	249	836	177	3004	1.80	18.8	10.5	N	-6	Zhang, 1996
Amazon (Brasil)	6144000	4.3	224	50	5236	11.69	116.9	10.0	N	-29	Edmond et al., 1985
Mediterranean rivers											
Axios	25000	78.4	952	665.2	1972	1.04	3.3	3.2	N	3	El Boukhary, 2005
Aliakmon	8700	49	782	106.2	2638	1.69	27.5	16.3	P	-4	El Boukhary, 2005
Gallikos	5000		850	37.0	2550	1.50	76.4	50.9	P	-12	El Boukhary, 2005
Pinios	9500	73.68	1163	175	3489	1.50	22.1	14.7	N	-4	El Boukhary, 2005
Ria de Vigo	350	5	791	42	1733	1.10	45.9	41.9	P	-6	Gago et al., 2005
arid rivers											
Daliaohe (China)	27334	552	133	39	282	1.06	7.9	7.5	N	0	Zhang et al., 1996
Shangtaihize (China)	57104		193	2	230	0.60	143.3	240.6	P	-1	Zhang et al., 1996
Luanhe (China)	54514	299	115	4	269	1.17	78.7	67.1	P	-1	Zhang et al., 1996
Huanghe (Yellow R) (China)	752443	107	97	1	452	2.33	378.2	162.1	P	-3	Zhang et al., 1996

5.1.3.3. Calcul de l'ICEP pour la Seine, la Somme et l'Escaut

Le calcul de l'indicateur de risque de prolifération estivale d'algues non siliceuses, défini ci-dessus, a été appliqué aux séries de données reconstituées pour la Seine, l'Escaut et la Somme (Figure 29). Pour la Seine, le potentiel est nul jusqu'au milieu de XVIII^e siècle, puis devient modéré et sévère à partir des années 1950 ; l'ICEP diminue dans les années récentes, et deviendrait de nouveau modéré à l'horizon 2015. Dans l'Escaut, le potentiel d'eutrophisation est significatif à partir des années 1960, mais le scénario prospectif 2015 le ramène à des valeurs négatives. Enfin pour la Somme, le potentiel d'eutrophisation reste très modéré en 2000 et diminue encore avec le scénario prospectif 2015.

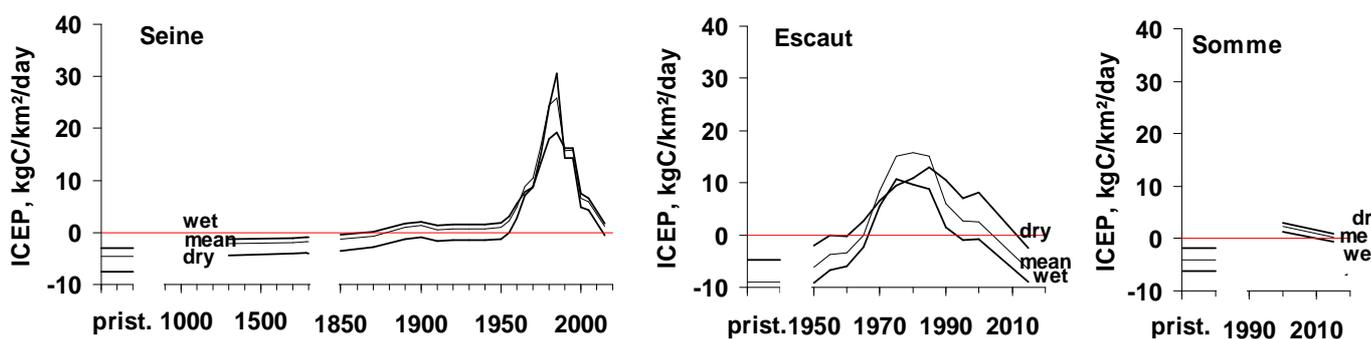


Figure 29. Évolution à long terme de l'indicateur de potentiel d'eutrophisation côtière calculé sur base des flux annuels pour les scénarios historiques de contraintes anthropiques sous trois régimes hydrologiques pour la Seine, l'Escaut et la Somme

5.2. Modélisation de l'écosystème marin

5.2.1. Modèle multi-boîtes OD MIRO

Variations interannuelles 1992-2003 :

Pour cette application, des simulations ont été effectuées à l'aide du modèle multiboîte MIRO validé selon une climatologie pour les 10 dernières années (Lancelot *et al.*, 2005) en utilisant les valeurs journalières effectives pour la période 1992-2003 du rayonnement solaire global, de la température de l'eau et du temps de résidence de l'eau dans chacune des boîtes (Gypens *et al.*, 2006). Ces derniers ont été calculés mensuellement à partir des flux d'eau calculés par le modèle COHSNS-3D sur la même période (Lacroix *et al.*, 2005). La comparaison visuelle des résultats du modèle avec les observations 1992-2000 à la station 330, indique que le modèle rend compte raisonnablement bien des signaux saisonniers et interannuels des nutriments, de la chlorophylle, des diatomées et des colonies de *Phaeocystis* (Gypens *et al.*, 2006) (Figure 30).

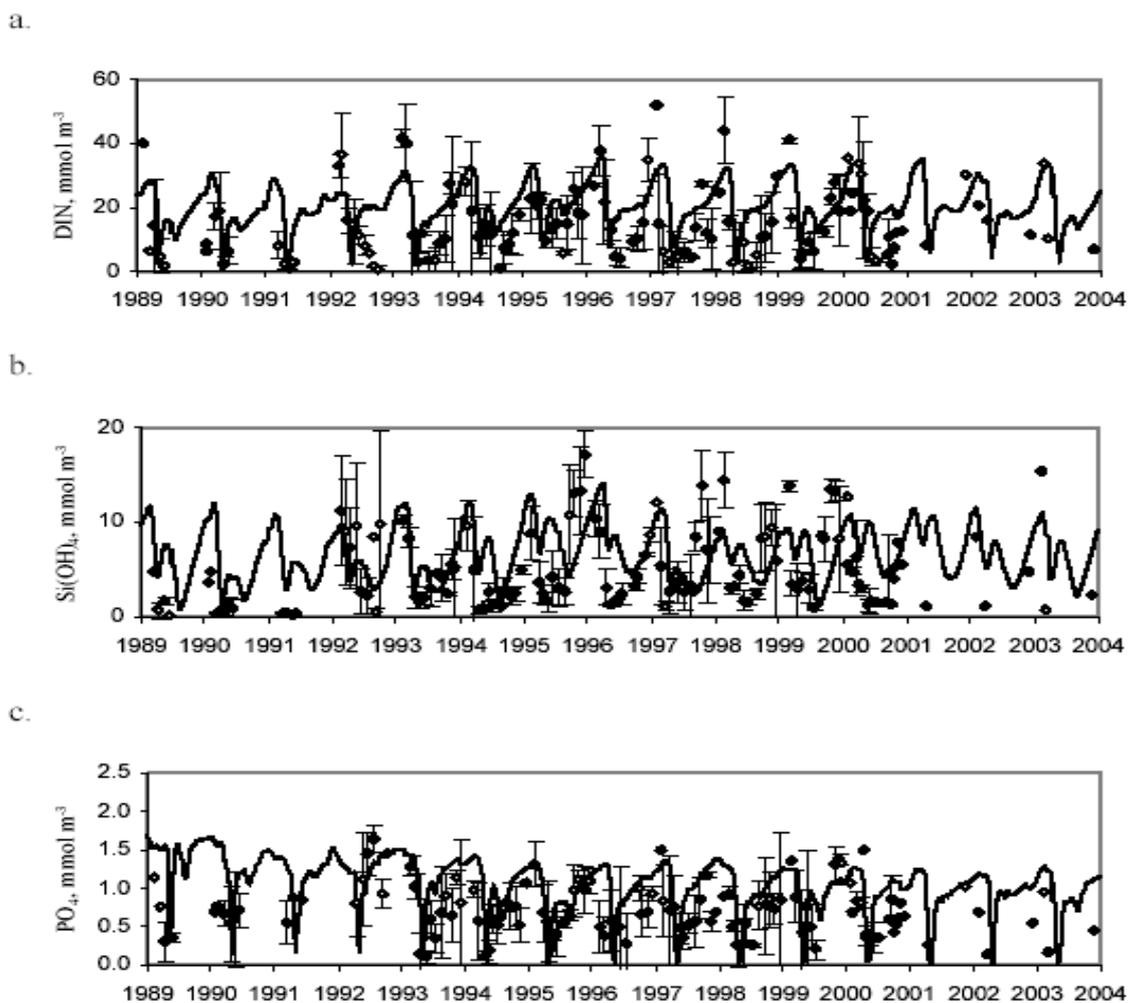


Figure 30a-c : Simulations MIRO (trait plein) et observations (.) des variations interannuelles de DIN (a), Si(OH)₄ (b), PO₄ (c) pour la période 1989-2003

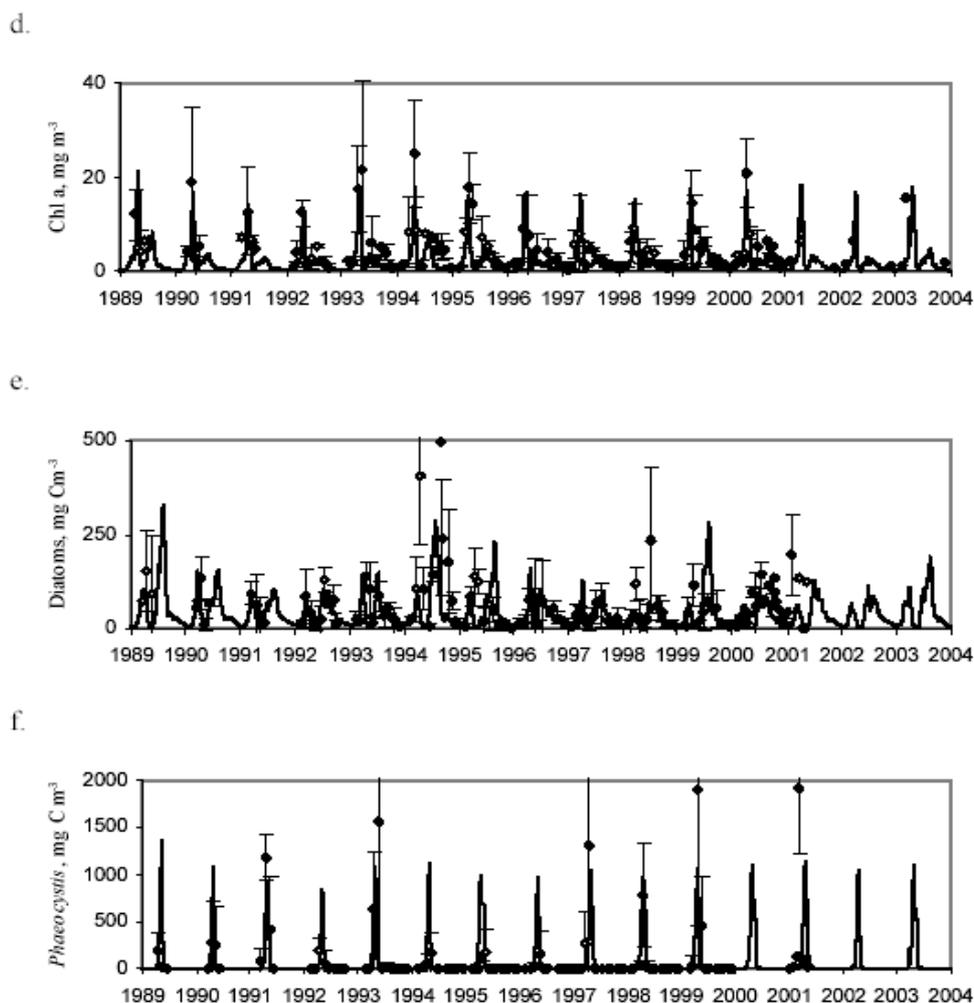


Figure 30d-f: Simulations MIRO (trait plein) et observations (.) des variations interannuelles de Chl a (d), diatomées (e) et *Phaeocystis* (f)

Analyse des simulations :

L'analyse des simulations suggère que la variabilité interannuelle de la biomasse des diatomées dépend à la fois des conditions météorologiques (température et lumière) et des apports de nutriments tandis que les efflorescences de *Phaeocystis* sont principalement contrôlées par les nutriments.

Une comparaison détaillée des simulations et des observations souligne cependant la nécessité d'une meilleure résolution hydrodynamique pour reproduire correctement les concentrations en nutriments et les biomasses phytoplanctoniques élevées correspondant à des événements extrêmes (Figure 30). Les effets des changements météorologiques extrêmes sur les efflorescences de *Phaeocystis* ne pourront dès lors être abordés qu'à l'aide de la version 3D de MIRO (MIRO&CO-3D).

Scénarios de réduction des apports de nutriments :

Des tests de sensibilité visant une réduction de 50 % des apports actuels d'azote et de phosphore par la Seine et l'Escaut montrent que seule une réduction des apports d'azote diminue significativement les efflorescences de *Phaeocystis* sans affecter la biomasse des diatomées.

En revanche, une réduction des apports de phosphore a un impact négligeable sur les *Phaeocystis* mais diminue fortement l'importance des efflorescences de diatomées. Ces scénarios de réduction montrent également que les apports de nutriments d'origine Atlantique enrichis par la Seine jouent un rôle important dans l'enrichissement en nutriments de la zone côtière belge, de sorte qu'une réduction de apports de nutriments provenant de l'Escaut seul ne pourra entraîner une diminution significative des efflorescences algales en zone côtière belge (Gypens *et al.*, 2006).

Sur base de ces résultats, les réductions futures des apports de nutriments à la mer visant à réduire les efflorescences de *Phaeocystis* sans affecter les diatomées devraient porter sur les apports d'azote provenant de la Seine et de l'Escaut.

Reconstruction historique des efflorescences de diatomées et de *Phaeocystis* dans la zone côtière belge : 1950-1998 :

La zone côtière belge voit chaque printemps fleurir en son sein des efflorescences de colonies de *Phaeocystis*. En dépit de nombreuses études de surveillance et d'écophysiologie réalisées depuis les années 80, aucun lien entre ces efflorescences et les apports de nutriments par les rivières n'a pu être mis en évidence à l'exception du travail récent de Breton *et al.* (2006). Ces auteurs montrent clairement une relation entre les maxima de colonies de *Phaeocystis* en zone côtière belge et l'enrichissement hivernal en nitrate. Au cours des 50 dernières années, les apports par les rivières de phosphore et d'azote ont augmenté respectivement d'un facteur 5 et 3 entre 1970 et 1985 suite à l'augmentation des activités industrielles, domestiques et agricoles (Billen *et al.*, 2001, 2005). A la fin des années 1980, les apports de phosphore ont diminué suite à l'abolition des phosphates dans les lessives tandis que les apports d'azote maintenaient leur niveau élevé (Rousseau *et al.*, 2004). La surveillance des efflorescences de *Phaeocystis* pour les années 1989-2000 en zone côtière belge ne montre aucune tendance (Rousseau, 2000) et les données pour les années précédentes (1950-1970) c'est à dire celles correspondant à l'accroissement de nutriments, sont très parcellaires. Afin de mieux comprendre le lien entre les variations des apports de nutriments résultant des activités humaines sur le bassin versant et les efflorescences algales dans la Manche orientale et la Baie Sud de la mer du Nord, le modèle multi-boîte MIRO a été couplé au modèle RIVERSTRAHLER appliqué aux bassins de la Seine (Billen *et al.*, 2001) et de l'Escaut (Billen *et al.*, 2005) sur les 50 dernières années (Lancelot *et al.*, 2006). Pour cette simulation le modèle MIRO est implémenté comme décrit à la figure 12 et utilise comme forçages, les conditions météorologiques réelles et les apports journaliers de nutriments (Seine et Escaut) simulés par RIVERSTRAHLER de 1950 à 1998. La validation du modèle couplé R-MIRO est obtenue sur base d'une comparaison statistique des simulations de nutriments, de diatomées et de *Phaeocystis* avec les données collectées à la station 330 sur la période 1992-1998 (Lancelot *et al.*, 2006).

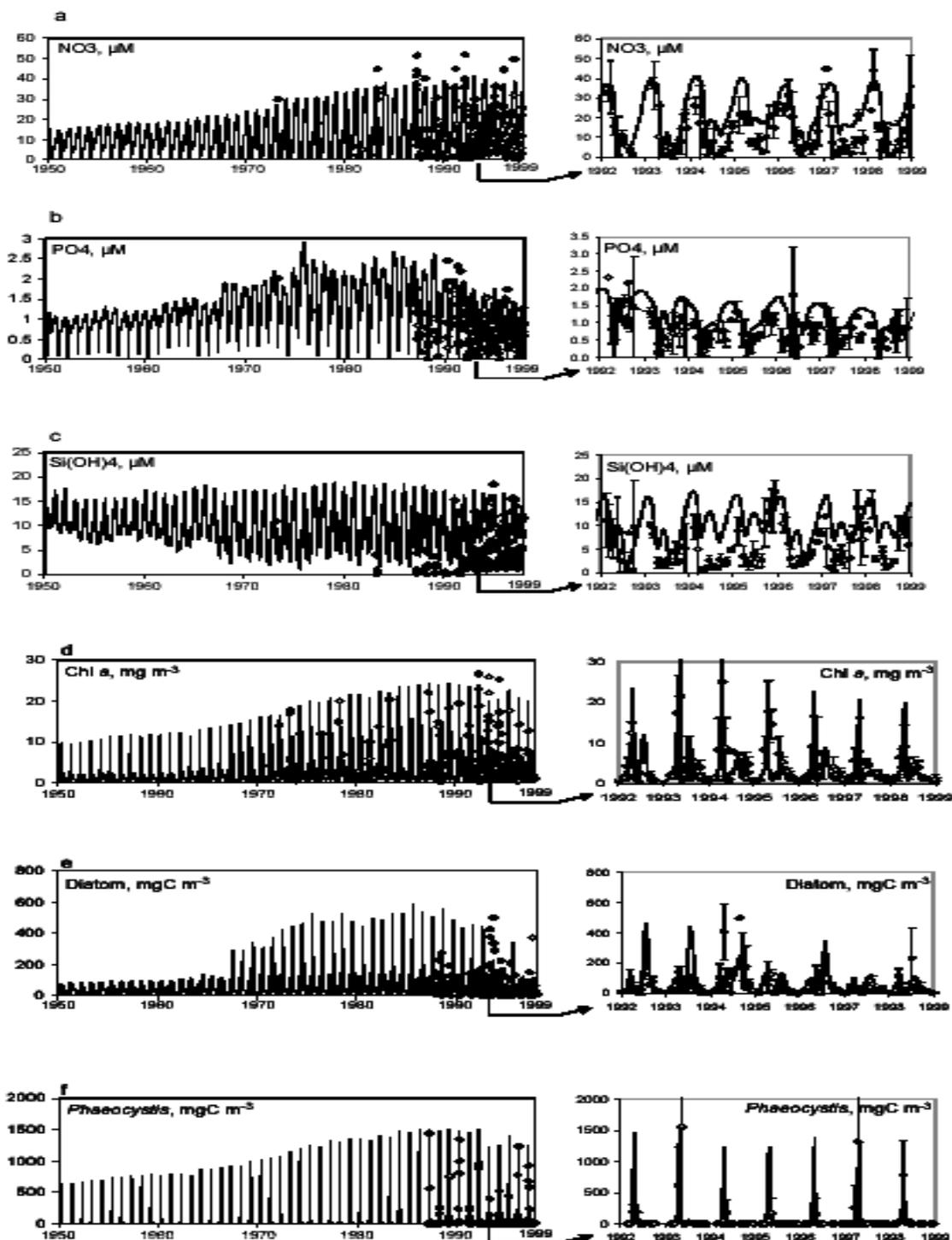


Figure 31. Simulations R-MIRO et observations (symboles) des variations interannuelles en zone côtière belge pour la période 1950-1998. NO_3 (a), PO_4 (b), Si(OH)_4 (c), Chlorophylle *a* (d), diatomées (e) et *Phaeocystis* (f). Zoom sur 1992-1998

Évolution interannuelle depuis 1950 :

L'analyse de simulations (Figure 31) suggère que les colonies de *Phaeocystis* étaient déjà présentes dans la BCZ dans les années 50 et contribuaient de manière égale avec les diatomées à la production primaire annuelle.

De 1960 à 1992, les augmentations dans les apports d'azote et phosphore furent bénéfiques tant pour les colonies de *Phaeocystis* que pour les diatomées d'été avec même un léger avantage pour ces dernières.

Après 1989, la diminution des apports de phosphore subséquente à l'abolition des phosphates des lessives, et le maintien des apports élevés de nitrates, entraînent une diminution importante de la production des diatomées comparée à celle des *Phaeocystis*.

Liens entre efflorescences algales et enrichissement en nutriments :

L'analyse statistique des simulations suggère que les maxima de biomasse atteints par les diatomées de printemps en zone côtière belge sont positivement corrélés au stock hivernal de phosphate ; ceux des colonies de *Phaeocystis* au stock hivernal de nitrate en parfait accord avec l'analyse statistique des observations (Breton *et al.*, 2006).

Origine de l'enrichissement :

L'enrichissement de la zone côtière belge résulte du mélange entre les apports de l'Escaut et le flux entrant Atlantique, lui-même enrichi par les apports de nutriments déversés par la Seine. L'importance relative des apports locaux et transfrontaliers dans la zone côtière belge a été estimée sur base du bilan annuel des flux simulés de phosphore et d'azote. Ce calcul (Lancelot *et al.*, 2006) souligne l'importance des apports transfrontaliers. Selon notre modèle, l'Escaut contribuerait pour un maximum de 10 % des apports globaux de phosphore à la zone côtière belge et pour 20 à 40 % des apports d'azote respectivement avant et après 1970.

Le modèle couplé R-MIRO constitue dès lors un outil mathématique précieux pour tester l'impact de mesures de réduction de nutriments prises sur les bassins versants de la Seine et de l'Escaut sur la qualité écologique de la zone côtière belge.

5.2.2. Modèle MIRO & CO-3D

5.2.2.1. Impact relatif de la Manche Ouest et des rivières sur la disponibilité en nutriments

Le modèle MIRO&CO-3D a été utilisé pour estimer la contribution relative des différentes rivières (Escaut/Lys/Yser, Seine/Somme/Authie/Canche et Rhin/Meuse) à la disponibilité en nutriments des eaux de surface ainsi que pour estimer l'importance relative, en terme d'apport de nutriments, des eaux en provenance de la Manche Ouest ("Western Channel", WCH) par rapport aux principales rivières (Lacroix *et al.*, 2006a). Ces estimations ont été réalisées grâce à des tests de sensibilité consistant à réduire de 1 % les apports en nutriments (PO₄ et DIN) de chacune des sources (frontière ouest, Seine & petites rivières françaises, Escaut & petites rivières belges, Rhin/Meuse) séparément, de façon à voir l'impact sur la distribution des nutriments dans les eaux de surface.

La figure 32 montre le pourcentage de variation du PO₄ (figs. a-d) et du DIN (figs. e-h) consécutif à une réduction de 1 % des apports de PO₄ ou de DIN par les différentes rivières ou le WCH. Cette figure met en évidence les régions d'influence de chacune des rivières et du WCH en terme de réduction de nutriments. Les valeurs négatives signifient une réduction des nutriments de surface concernés par rapport à la simulation standard. Les plus faibles valeurs (gris clair) représentent des différences négligeables (pourcentage de variation inférieur à 10⁻² %). L'examen de la figure 3 montre clairement que la réduction des apports de nutriments par le WCH a un impact significatif sur les nutriments de surface (plus prononcé pour PO₄ que pour DIN) sur l'ensemble du domaine. La diminution des apports de nutriments par les rivières a un effet direct sur les concentrations en nutriments principalement près des

embouchures des rivières respectives. Les résultats suggèrent que l'impact de la Seine (par rapport à celui des autres rivières) est le plus important sur l'ensemble du domaine. L'impact d'une réduction des apports de nutriments est plus marqué pour DIN que pour PO4 dans le cas des rivières (contraire pour le WCH) en raison du fait que les rivières apportent plus de DIN que de PO4 comparativement aux eaux en provenance de l'Atlantique.

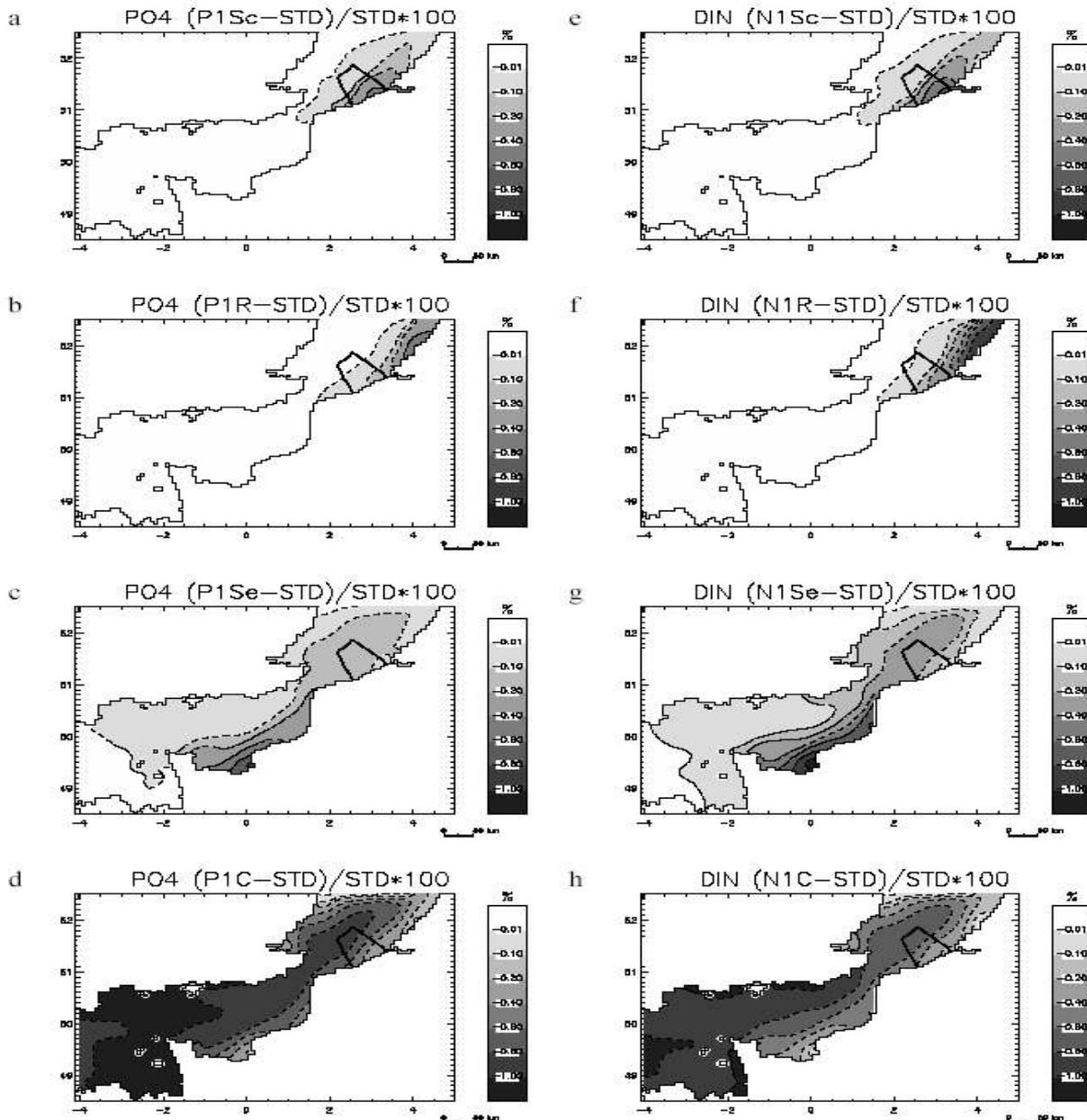


Figure 32. Différence relative (%) des nutriments de surface entre les simulations perturbées (réduction de 1 % de PO4 ou DIN) et la simulation standard en moyenne pour la période 1993-2003. a-d) impact d'une réduction de 1 % des apports de PO4, e-h) impact d'une réduction de 1 % des apports de DIN. De haut en bas : réduction des apports par l'Escaut (a, e), par le Rhin/Meuse (b, f), par la Seine (c, g) et par le WCH (d, h).

L'identification de la rivière qui a l'impact le plus important sur les nutriments de surface des eaux belges est visible sur la figure 33. Cette dernière pointe quelle rivière contribue le plus à la différence relative en nutriments pour les régions dans lesquelles la différence relative cumulée résultant des réductions d'apports de nutriments de toutes les rivières est supérieure à 0,1 %. Il apparaît clairement que c'est la réduction de nutriments de la Seine qui a

l'impact le plus important sur la plus grande partie de la zone, à l'exception des zones côtières belges et hollandaises. Pour les eaux belges, il est à noter que dans la zone côtière, la plus sujette aux problèmes d'eutrophisation c'est l'Escaut qui a l'influence la plus importante.

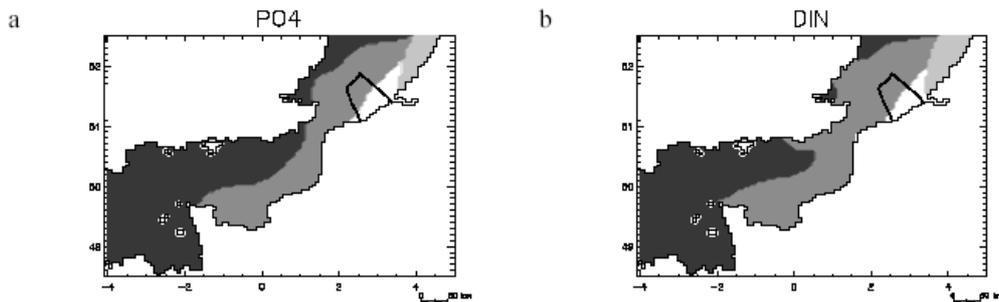


Figure 33. Rivière qui contribue le plus à la différence relative en nutriments de surface (en moyenne pour la période 1993-2003). a) impact d'une réduction de 1 % des apports en PO4 sur le PO4 de surface, b) impact d'une réduction de 1 % des apports en DIN sur le DIN de surface. Noir : différence relative due à une réduction de 1 % des nutriments des rivières (Rhin/Meuse + Seine + Escaut) inférieure à 0,1 %. Blanc : contribution dominante de l'Escaut, gris clair : contribution dominante du Rhin/Meuse, gris foncé : contribution dominante de la Seine.

5.2.2.2. Impact de la réduction des apports en nutriments par les rivières sur le phytoplancton (diatomées/*Phaeocystis*)

Le modèle MIRO&CO-3D a été également utilisé pour estimer l'impact d'une réduction des apports de nutriments sur la distribution du phytoplancton (diatomées et *Phaeocystis*). Cette estimation (Lacroix *et al.*, 2006a) a été réalisée grâce à des scénarios de réduction des apports de nutriments par les rivières de 50 % (N total et P total ensemble et séparément).

La figure 34 montre une représentation schématique de l'impact (hiver / printemps / été) de ces réductions sur les nutriments (DIN et PO4) de surface ainsi que sur le phytoplancton (diatomées et *Phaeocystis*). Selon les résultats du modèle, une réduction de l'apport de N total par les rivières devrait avoir pour conséquence une diminution significative de la concentration en *Phaeocystis* et une augmentation de celle des diatomées (de printemps et d'été) en raison d'une disponibilité plus importante en PO4 qui résulte de la diminution de la floraison du *Phaeocystis*. Une réduction de 50 % de l'apport de P total par les rivières semble induire une très faible augmentation de *Phaeocystis* en raison de la plus grande disponibilité en DIN due à la diminution des diatomées. Cette augmentation de la concentration en *Phaeocystis* est néanmoins limitée parce que sa croissance devient potentiellement limitée par P. La réduction conjointe de 50 % des apports de N total et P total par les rivières est suivie d'une diminution générale des nutriments ainsi que du phytoplancton à quelques exceptions près (diatomées de printemps au large et diatomées d'été à la côte). En général, l'impact d'une réduction des nutriments par les rivières est plus prononcé à la côte qu'au large excepté pour les *Phaeocystis*.

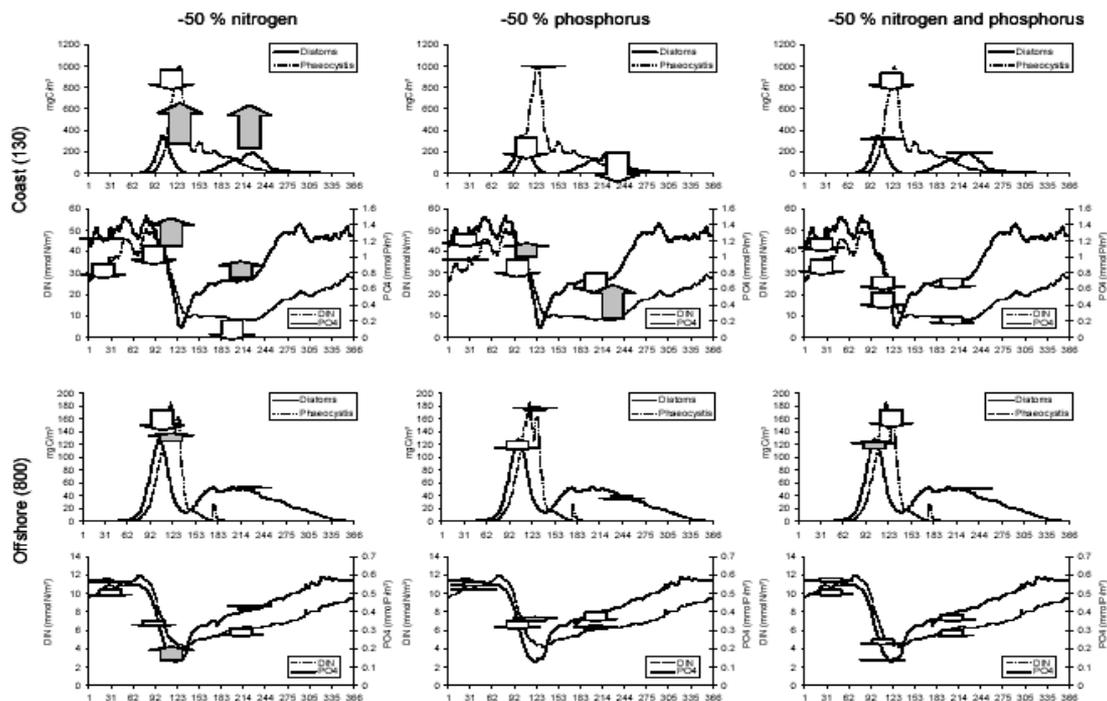


Figure 34. Représentation schématique de l'impact d'une réduction de 50 % des apports en N total et/ou P total des rivières sur les nutriments (DIN et PO₄) et le phytoplancton (diatomées et *Phaeocystis*) superposée au cycle saisonnier calculé par le modèle MIRO&CO-3D (moyenne 1993-2003). De gauche à droite : réduction de 50 % de N total, réduction de 50 % de P total, réduction de 50 % de N total et P total. Haut : station côtière (station 130 du programme de monitoring belge). Bas : station du large (station 800 du programme de monitoring belge). Les flèches blanches signifient une diminution tandis que les flèches grises représentent une augmentation pour les variables d'état concernées. La taille des flèches est proportionnelle au pourcentage de variation saisonnier. Pour les cycles saisonniers et les flèches, les lignes continues sont liées au phosphate ou aux diatomées tandis que les lignes pointillées sont liées au DIN ou aux colonies de *Phaeocystis*.

5.2.3. Modèle MARS3D

Les points de validation du modèle dans la zone côtière sont représentés sur la figure 35. Le point LUC est échantillonné dans le cadre du RHLN (Réseau Hydrologique Littoral Normand) et du REPHY (Réseau de suivi du Phytoplancton et des phycotoxines). Les points SOM, BO3 et DU1 font l'objet d'une surveillance particulière par le SRN (Suivi Régional des Nutriments) et le REPHY. Le point 330 est situé dans la zone maritime de compétence belge. Des boîtes (en gris clair) ont été définies dans lesquelles seront analysés quelques résultats du modèle.

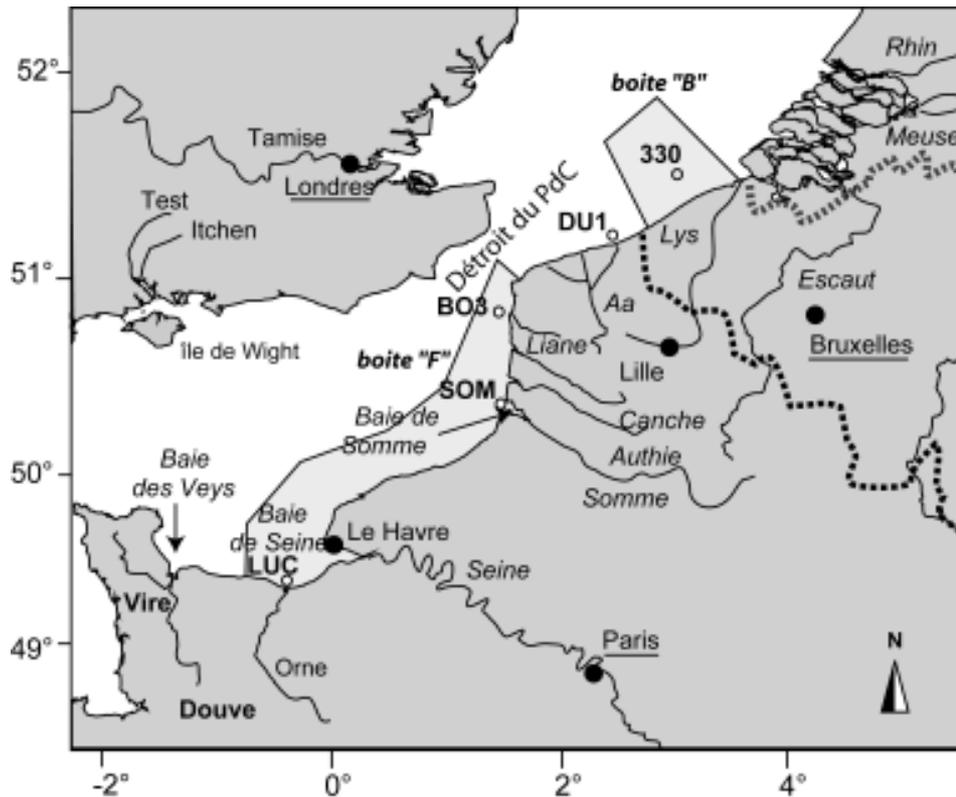


Figure 35. Points de validation du modèle ECO-MARS3D et zones côtières dans lesquelles quelques propriétés du modèle sont analysées (boîte « B » : zone de compétence maritime belge, boîte « F » : zone côtière française de Manche orientale)

5.2.3.1. Modèle d'écosystème

Les deux espèces phytoplanctoniques nuisibles intégrées dans le modèle d'écosystème ECO-MARS3D ont fait l'objet de publications distinctes. Le dinoflagellé ichthyotoxique *Karenia mikimotoi* ne prolifère certes pas en Manche orientale, mais la modélisation de cette espèce dans toute la Manche permet de renforcer la robustesse du modèle nominal. Les blooms de *Karenia* modélisés sont géographiquement et temporellement satisfaisants (Vanhoutte-Brunier, 2008a). Ceci ne pourrait être le cas sans une représentation adéquate des structures hydrodynamiques et des phénomènes de recyclage de la matière.

Des simulations ont été réalisées sur 5 années récentes consécutives (1999-2003) ayant des conditions hydrodynamiques et climatiques contrastées, afin d'évaluer les performances de la modélisation de *Phaeocystis globosa* (1999-2003).

Pour 4 stations du littoral français de Manche orientale localisées sur la figure 35, les résultats de la simulation de la concentration en nutriments sont comparés aux données *in situ* (Figure 36).

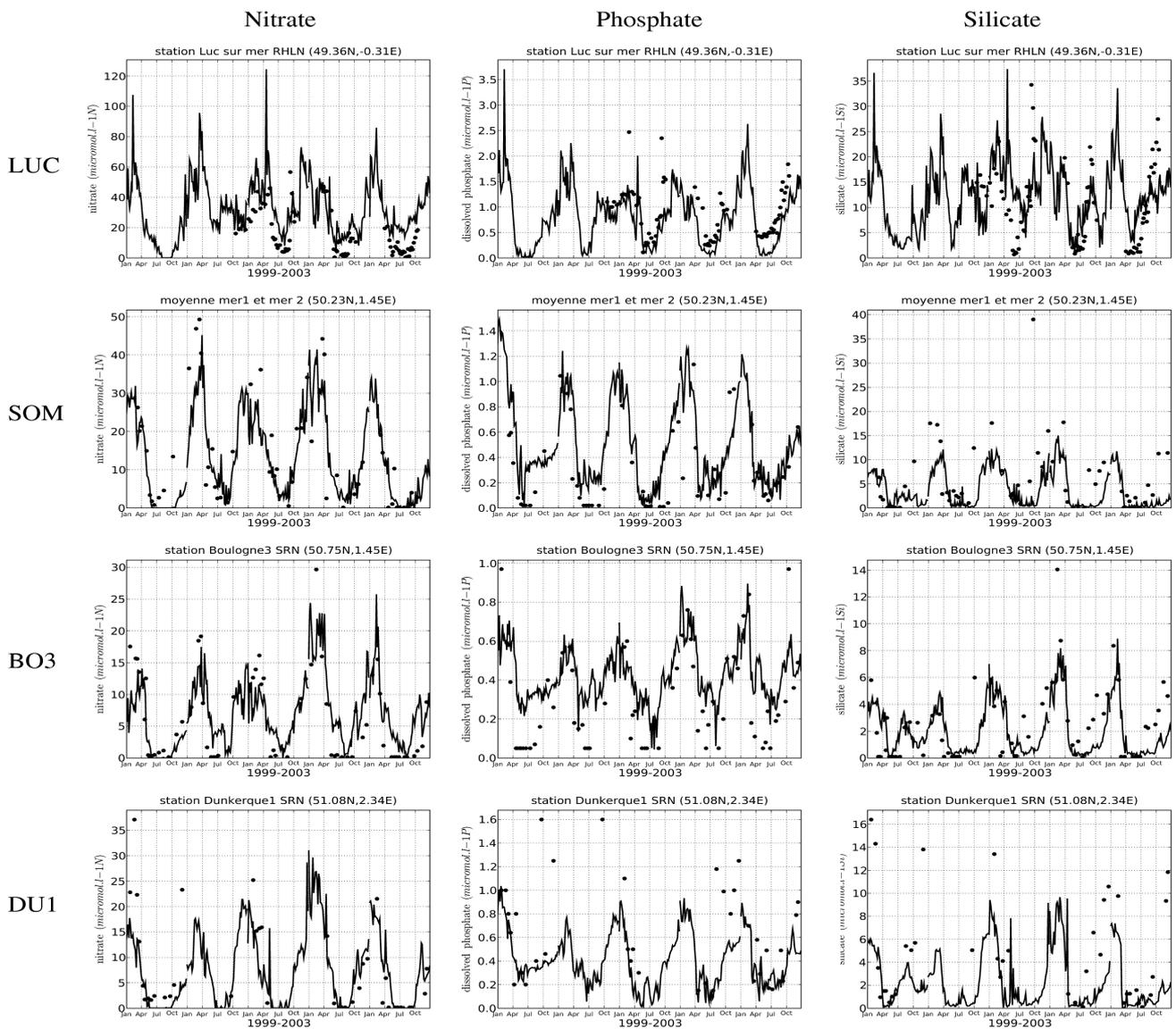


Figure 36. Simulation des nutriments et données in situ au niveau de stations de monitoring le long de la côte française de Manche orientale (stations positionnées sur la figure 35)

Au cours de ces 5 années simulées, le modèle reproduit correctement les variations saisonnières de la concentration en nutriments. Celles-ci traduisent la consommation du stock hivernal de nutriments par le phytoplancton au moment du bloom printanier, puis la reconstitution de ce stock par la reminéralisation et les apports fluviaux en automne et en hiver. Les niveaux hivernaux en nutriments, qui correspondent au maximum annuel, sont correctement modélisés au niveau de ces 4 stations. Le phytoplancton dispose ainsi d'un stock de nutriments réaliste lors du démarrage de la production primaire au printemps.

Des points de validation à la côte ne fournissent pas une information suffisante pour valider à grande échelle la modélisation de la production primaire. Une méthode de validation synoptique de modèles ayant une telle emprise géographique consiste à comparer les concentrations de chlorophylle *a* en surface simulée à des données satellitaires de la couleur de l'eau. Les données du satellite SeaWiFS sont traitées par l'algorithme OC5 (Gohin *et al.*, 2002) et ont été agrégées en composites mensuels. Ainsi, il est possible de comparer, mois par mois, les résultats du modèle aux observations satellitaires. Ceci est réalisé sur la figure 37

pour les mois de mars à mai 2003, année pour laquelle des images quotidiennes sont disponibles.

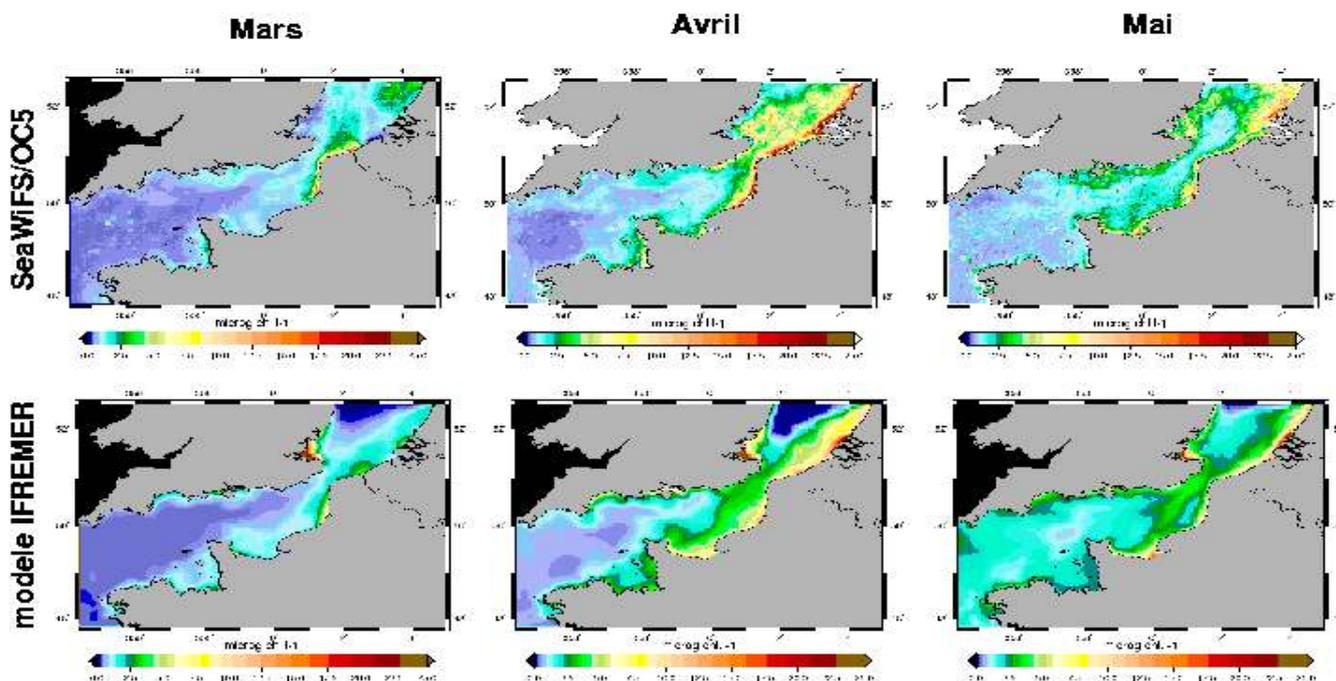


Figure 37. Concentration mensuelle moyenne de chlorophylle à la surface de la mer fournie par le modèle (bas) et par le satellite SeaWiFS (haut) pour 3 mois printaniers de l'année 2003 (mars à mai, de gauche à droite respectivement)

Le modèle d'écosystème ECO-MARS3D reproduit globalement correctement la répartition spatiale de la production primaire. Le démarrage du bloom printanier a lieu en mars le long des côtes du Nord-Pas de Calais. Le bloom s'intensifie en avril : les concentrations en chlorophylle les plus importantes sont observées dans la frange côtière située entre le pays de Caux et l'embouchure du Rhin. Au mois de mai, le bloom s'intensifie en baie de Seine. Ce retard par rapport au reste de la Manche orientale est lié aux fortes charges en matières en suspension apportées par la Seine qui atténuent la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau.

La figure 38 fournit des éléments plus fins de validation de la dynamique phytoplanctonique au niveau des points de surveillance côtiers.

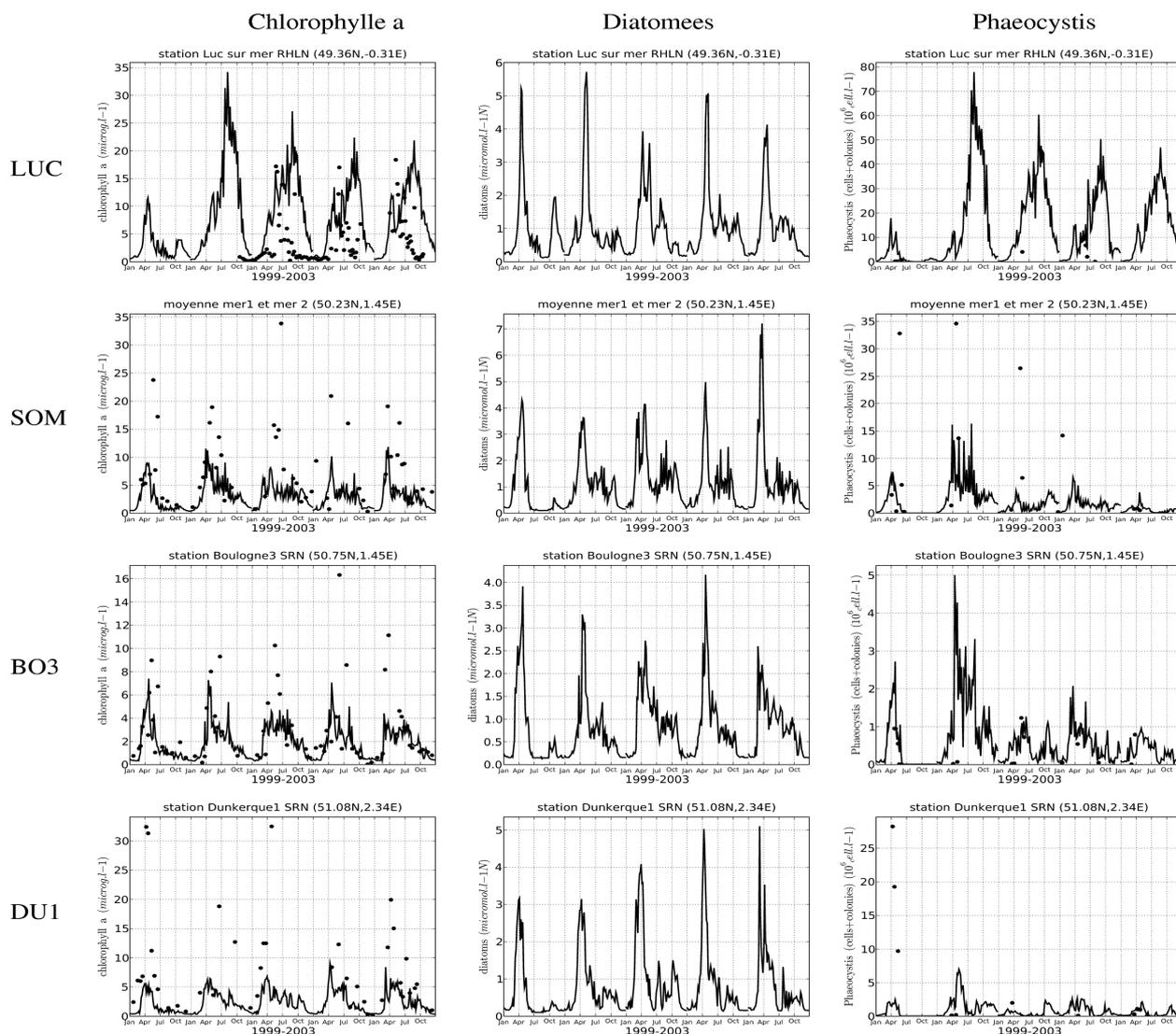


Figure 38. Simulation des la concentration en chlorophylle-a, diatomées et *Phaeocystis globosa* et données in situ au niveau de points de monitoring le long de la côte française de Manche orientale (points représentés sur la figure 35)

Le bloom printanier précoce qui démarre le long des côtes du Nord de la France est constitué de diatomées. A partir du moment où la concentration en phosphate devient limitante, la microalgue *Phaeocystis globosa* devient dominante dans l'écosystème. Un écart majeur entre les observations et le calcul numérique est observé au niveau de la station LUC située en baie de Seine. Alors que les concentrations observées sont toujours inférieures à 10 millions de cellules par litre, le modèle simule chaque un bloom prolongé de *Phaeocystis* au cours duquel les concentrations cellulaires sont supérieures à 40 millions cell.l⁻¹, hormis pour l'année 1999.

La figure 39 établit une comparaison entre les concentrations cellulaires maximales de *Phaeocystis* simulées et les concentrations maximales relevées au niveau de tous les points d'échantillonnage (REPHY et SRN) répartis le long des côtes françaises.

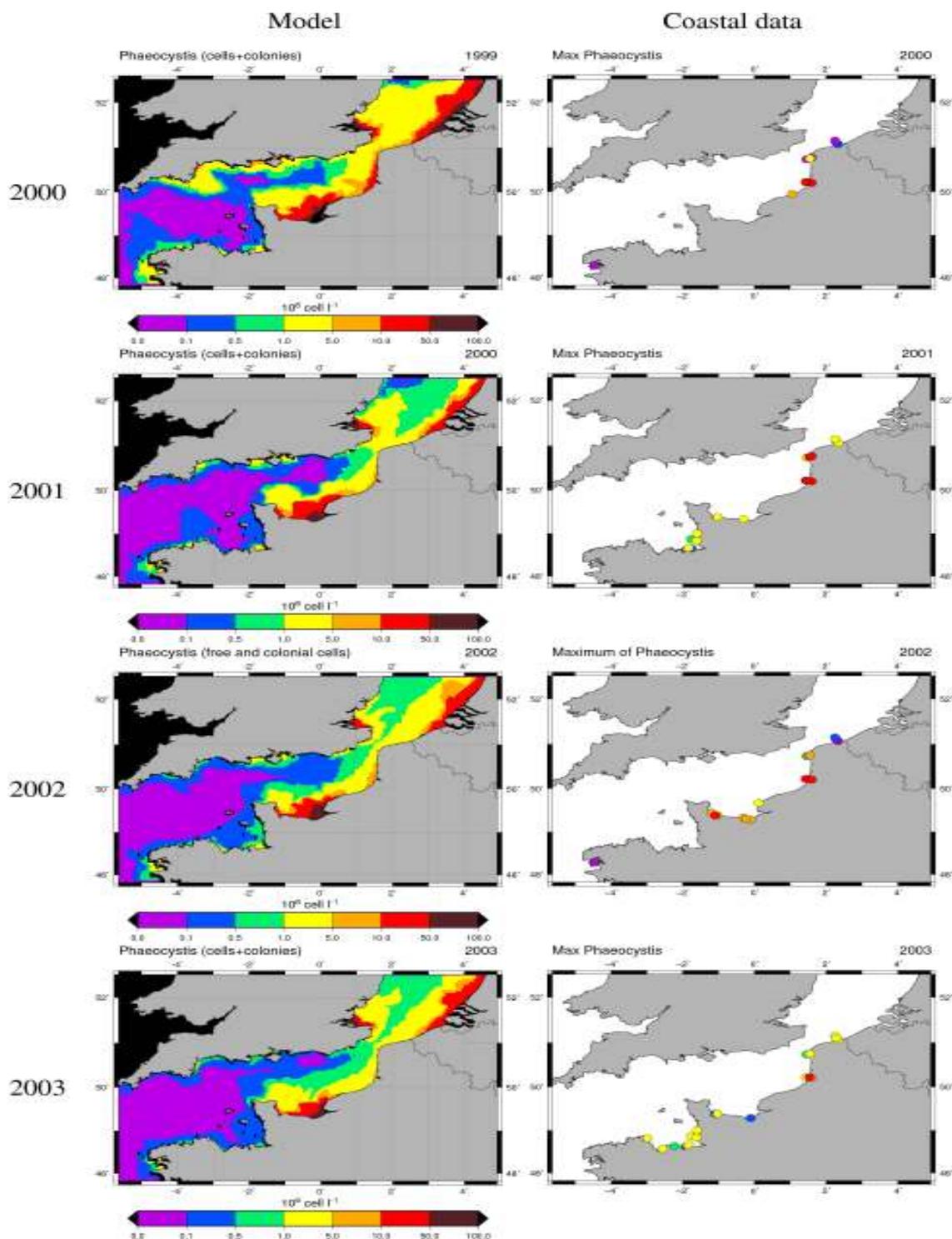


Figure 39. Concentrations cellulaires maximales de *Phaeocystis globosa* simulées par ECO-MARS3D (à gauche) et échantillonnées le long du littoral Français (réseaux REPHY et SRN, à droite)

Les précédentes remarques relatives à la modélisation du bloom de *Phaeocystis* en Baie de Seine faites à partir de la figure 38 sont confirmées par la carte des maximums cellulaires modélisés et échantillonnés au niveau des points de surveillance côtière. Le bloom massif de *Phaeocystis* simulé en baie de Seine n'est pas confirmé par les données ; il devrait être de moindre importance par rapport au bloom simulé en baie de Somme.

5.2.3.2. Devenir de matière

Le suivi de matière au sein de l'écosystème a été réalisé pour une année hydrologique moyenne, l'année 1999. Deux simulations ont été faites :

- l'une pour étudier le devenir de l'azote « Français » dit « F » (de l'Aulne et de l'Elorn qui se déversent en rade de Brest, jusqu'à l'Aa qui rejoint la mer du Nord),
- l'autre pour étudier l'impact des rejets « belgo-néerlandais » dit « BN » (Lys, Escaut, Meuse et Rhin).

La résiduelle des courants au niveau du détroit du Pas-de-Calais est orientée vers le nord-est. La technique de traçage de l'azote couplée au modèle ECO-MARS3D nous permet d'estimer la part d'azote d'origine française qui transite par ce détroit (tableau 9). Les flux d'azote sous différentes formes (azote inorganique dissous, diatomées, *Phaeocystis*) sont détaillés.

Tableau 9. Flux d'azote (N) et flux d'azote marqué (N^T) d'origine française sous différentes formes au travers du détroit du Pas de Calais.

	N (10 ³ t N an ⁻¹)	N ^T (10 ³ t N an ⁻¹)	fN ^T (%)
NID	147	60,4	41
Diatomées	21,7	8,47	39
<i>Phaeocystis globosa</i>	0,73	0,41	56
N total	272	104	38

Les fleuves français sont responsables à hauteur de 38 % du flux d'azote qui transite par le détroit. Cette estimation est supérieure aux 25 % estimés par Hoch (1998), mais le modèle hydrodynamique utilisé est différent et le flux résiduel en entrée de Manche peut varier considérablement d'un modèle à l'autre. La part d'azote d'origine Atlantique est donc largement majoritaire dans le flux d'azote entrant en mer du Nord par la limite sud.

La technique de traçage permet d'estimer la proportion d'azote issu d'un groupe donné de rivières dans la biomasse totale produite en un an par divers groupes biologiques. La figure 40 montre ainsi la part des apports azotés issus respectivement des fleuves français et des fleuves belgo-néerlandais dans la production annuelle de biomasse par les diatomées ou par *Phaeocystis*, estimée sur l'exemple de l'année 1999.

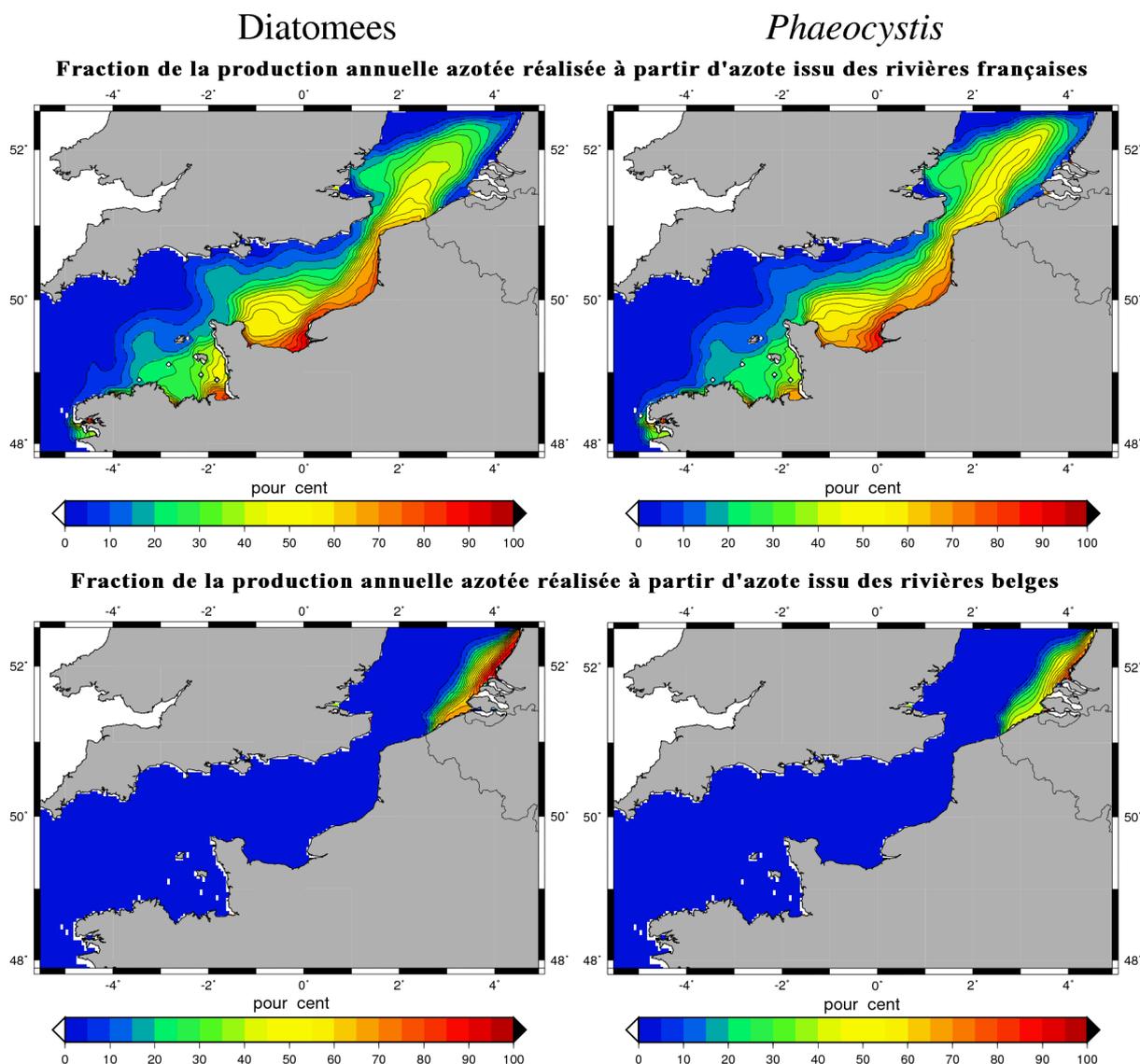


Figure 6. Proportions d'azote issu des rivières françaises (respectivement : issu des rivières belges) incorporé dans la biomasse produite annuellement par les diatomées ou par *Phaeocystis*.

Ce type de représentation graphique fournit une vision intégrée de l'influence des nutriments en provenance des fleuves français sur la production primaire. Au centre de la Mer du Nord, le signal des fleuves français est fort. Il faut relativiser cette information au regard de l'importance de la production primaire. La carte de concentration mensuelle moyenne en chlorophylle (Figure 37) montre que c'est près de la côte que les biomasses phytoplanctoniques sont les plus fortes. Dans la zone côtière où la concentration maximale en *Phaeocystis* simulée est supérieure à 10 millions cell.l^{-1} (Figure 39), l'influence des apports des fleuves « français » est inférieure à 20 %. Pour avoir une information précise et chiffrée, des calculs ont été réalisés dans les boîtes B et F. Pour ces deux boîtes, le tableau 10 fournit la proportion annuelle moyenne en azote des deux origines étudiées (« F » et « BN ») dans deux compartiments de l'écosystème : le nitrate et les *Phaeocystis*. A titre indicatif, les valeurs sont également fournies pour la station 330.

Tableau 10. Pourcentage annuel moyen de nitrate (N-NO₃) et d'azote de colonies de *Phaeocystis globosa* (N-Pg) de diverses origines dans différentes zones du domaine modélisé (représentées sur la figure 35).

	<i>fN-NO₃^T</i> d'origine « F » (%)	<i>fN-NO₃^T</i> d'origine « BN » (%)	<i>fN-Pg-c^T</i> d'origine « F » (%)	<i>fN-Pg-c^T</i> d'origine « BN » (%)
boîte F	70	0	80	0
boîte B	29	22	10	22
station 330	39	17	11	17

La proportion de nitrate issue des fleuves français *fN-NO₃^T* est sensiblement identique au niveau de la station 330 (39 % du NO₃) et au niveau du détroit du Pas-de-Calais (41 % du NO₃).

Sur l'ensemble de la simulation, le nitrate est en moyenne à 22 % d'origine française dans la boîte « B ». En moyenne, sur l'année, l'influence des fleuves français est même supérieure dans la boîte B à celle des fleuves belgo-néerlandais (29 % et 23 %, respectivement). L'influence de la résiduelle du courant est importante lorsque les panaches de l'Escaut, de la Seine et du Rhin n'ont pas leur étendue maximale. Mais la production de colonies de *Phaeocystis* est majoritairement due à l'influence des apports de la Lys, de l'Escaut, de la Meuse et du Rhin, contrairement à ce que les résultats pour le nitrate auraient pu laisser penser. En effet, leur influence est même supérieure d'un facteur 2 (22 % vs. 10 % pour les apports d'origine « BN » et « F » respectivement). Ceci signifie qu'au moment du bloom de *Phaeocystis*, l'étendue du panache des fleuves belgo-néerlandais est maximale et que ces derniers influent donc de manière prépondérante sur la production phytoplanktonique printanière.

5.3. La modélisation écologique comme outil de référence « d'état écologique » et de gestion

Un des outils nécessaires à la mise en œuvre tant de la stratégie OSPAR pour remédier à l'eutrophisation côtière que de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau consiste en la formulation d'indicateurs écologiques de qualité. Ces derniers constituent des objectifs de qualité à atteindre par les mesures mises en œuvre pour préserver ou retrouver le bon état écologique des eaux continentales et côtières.

L'analyse des données historiques devrait permettre de définir des conditions de référence. Malheureusement il existe peu de séries temporelles de données suffisamment longues qui permettent de reconstituer le passé jusqu'à une période où l'action de l'homme sur son environnement était négligeable. La modélisation écologique permet non seulement de reconstruire le passé jusqu'à l'état pristine et ainsi définir un état historique de référence de la zone côtière mais également de prédire l'état de qualité atteint dans la zone en 2015 après la mise en œuvre des plans de gestion de l'eau arrêtés par la France et la Belgique à l'horizon 2015. Ce nouvel état peut alors être comparé utilement à l'état actuel et pristine.

5.3.1. Modèle multi-boîtes MIRO couplé au modèle RIVERSTRAHLER

Évolution des apports de nutriments par les rivières : de pristine à 2015 :

Les apports de nutriments par la Seine et l'Escaut ont été calculés par le modèle RIVERSTRAHLER pour la période 1950-2000 découpée en tranches de 5 ans pour l'établissement des contraintes ponctuelles (stations d'épuration) et diffuses (occupation du sol et pratiques agricoles) sur les bassins versants. L'année pristine est définie par le couvert forestier primaire sur les 2 bassins hydrographiques et l'année 2015 par les plans français et belges de mise en service de stations d'épuration à l'horizon 2015 ainsi que les changements prévus dans les pratiques agricoles. Les simulations ont été effectuées pour 3 conditions météorologiques correspondant à une année moyenne, sèche et humide. Seules sont discutées dans ce rapport les simulations obtenues pour une climatologie moyenne.

L'évolution des apports annuels d'azote, de phosphore et de silice simulés par le modèle RIVERSTRAHLER pour une climatologie moyenne est illustrée pour l'Escaut à la Figure 41.

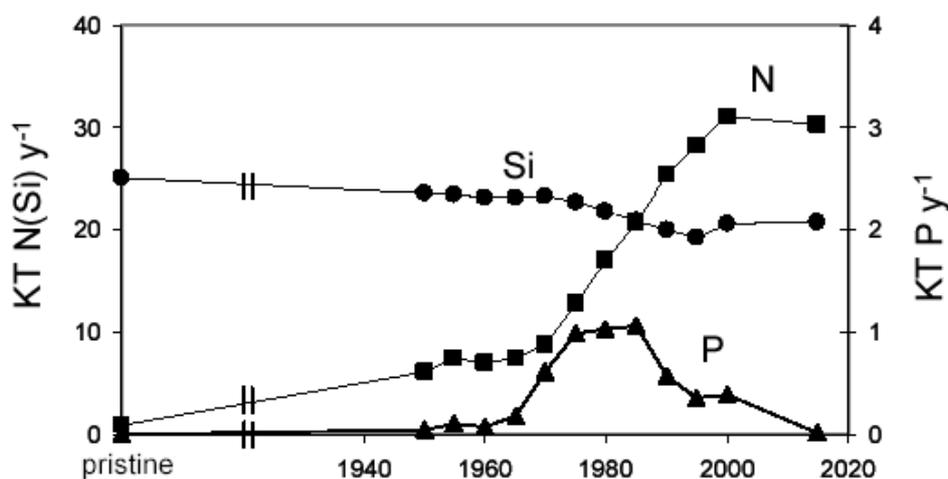


Figure 41. Simulation RIVERSTRAHLER des apports de phosphore (P), azote (N) et silice (Si) par l'Escaut pour la période pristine-2015 et selon une climatologie moyenne

En l'absence d'activités humaines, les simulations RIVERSTRAHLER estiment à 0,9, 0,007 et 25 kT les apports annuels d'azote de phosphore et de silicium par l'Escaut.

De l'état « pristine » aux années 1950, les apports de phosphore et d'azote augmentent d'un facteur 7 tandis que les apports de silice diminuent de 5 %. Les apports de silice diminuent progressivement durant la période simulée pour représenter 85 % seulement des apports «pristine». Une légère augmentation des apports est simulée en 2015 probablement due à la limitation de la croissance des diatomées de rivière par le phosphore. Les apports d'azote et de phosphore augmentent de manière drastique de 1965 à 1985 pour le phosphore (150 fois les apports pristine au maximum) et de 1965 à 2000 pour l'azote (37 fois les apports pristine au maximum). Dès la fin des années 1980, les apports de phosphore diminuent de manière remarquable et atteignent en 2015 une valeur seulement 2 fois plus grande que les apports simulés pour la reconstruction pristine. L'incidence de ces variations sur la qualité des apports de nutriments peut s'exprimer par la comparaison des stœchiométries N : P, Si : P, N : Si (Tableau 11) des apports avec la référence 16 : 16 : 1 caractérisant les besoins physiologiques du plancton marin. Clairement, 3 périodes sont à distinguer :

- la période précédant l'accroissement important de phosphore et d'azote où les apports sont limités en phosphore et en azote comparés à la silice,
- la période d'enrichissement en phosphore où la qualité des apports de nutriments est proche des besoins physiologiques du plancton (N :Si :P=16 :16 :1),
- la période post-enrichissement en phosphore où les apports sont nettement limités en phosphore.

Tableau 11. Rapports stœchiométriques des apports de nutriments par l'Escaut pour 3 périodes caractéristiques

Période	N :P	Si :P	N :Si
Pristine-1965	>>16	>>16	0.3
1970-1985	12-20	36-20	0.4-1
1990-2015	>>16	>>16	1.5

Évolution de l'enrichissement hivernal en nutriments en zone côtière belge : Simulations R-MIRO de pristine à 2015 :

L'enrichissement en nutriment de la zone côtière belge est défini par la concentration hivernale. Les enrichissements en nutriments simulés par le modèle couplé R-MIRO pour l'état pristine définissent l'état d'enrichissement naturel moyen de la zone côtière belge. Ces valeurs sont comparables à celles déterminées empiriquement pour la mer du Nord ($\text{NO}_3+\text{NH}_4=15$, $\text{PO}_4=0,8$ mmole.m⁻³ ; OSPAR, 2003). L'évolution depuis l'état pristine jusqu'en 2015 de l'enrichissement en nitrate, phosphate et silicate de la zone côtière belge est illustrée par la Figure 42. En comparaison de l'état pristine, l'évolution de l'enrichissement de la zone en nitrate suggère un doublement de la concentration naturelle en 1950 suivi par une augmentation d'un facteur 4 en 1985 (~1 mmole N m⁻³.an⁻¹ ; Figure 42a). Le scénario appliquant les mesures prises par la France et la Belgique dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive Cadre Eau estime la réduction du nitrate à seulement 2 % de la valeur 2000. L'enrichissement simulé pour 2015 est 6 fois plus élevé que la concentration naturelle estimée de nitrate (Tableau 12). L'enrichissement en phosphate en revanche montre un accroissement marqué dès les années 1950 pour atteindre en 1985 un maximum de 2,5 mmole P.m⁻³ (3,5 fois le niveau d'enrichissement naturel ; Figure 42b). Après 1985, et en parfaite synchronie avec la diminution des apports (Figure 41), l'enrichissement en phosphate diminue d'un facteur 2 en 15 ans (Figure 42b). Le scénario de mise en œuvre des mesures prises par la France et la Belgique dans le cadre de l'application de la Directive Cadre Eau estime l'augmentation de la réduction des phosphates à 25 %.

L'enrichissement en phosphate simulé en 2015, 0,9 mmole P.m⁻³, est proche de l'enrichissement naturel (0,7 mmole P.m⁻³.an⁻¹ ; Tableau 12) et de la recommandation OSPAR (0,8 mmole P.m⁻³.an⁻¹ ; Tableau 12). En ce qui concerne la silice, les simulations R-MIRO suggèrent une diminution de 10 % de l'enrichissement naturel (Figure 42c ; Tableau 12).

L'évolution des rapports stœchiométriques N :Si :P de l'enrichissement en nutriments suggère d'importantes modifications dans le temps de la qualité de l'environnement nutritif disponible pour le phytoplancton côtier. Alors que l'enrichissement en nutriments de l'état naturel et des années 1950 est proche de l'équilibre (16 : 16 : 1), on distingue une longue période (1960-2000) caractérisée par un excès en azote et phosphore en comparaison du silicium (Figure 42def). En 2015, l'excès en azote est exacerbé (N : P = 46, supérieur à la valeur seuil de 25 recommandée par OSPAR 2003) tandis que le phosphore et le silicium sont proches des besoins des diatomées (Figure 42f).

Tableau 12 : Enrichissement en nutriments «pristine», «maximal (1985)» et «2015» calculé à partir des simulations R-MIRO

Année	Nitrate mmole m ⁻³	Ammonium mmole m ⁻³	Phosphate mmole m ⁻³	Silicate mmole m ⁻³
Pristine	6	3	0.7	15.3
1985	46	6	2.4	14.4
2015	42	5	0.9	13

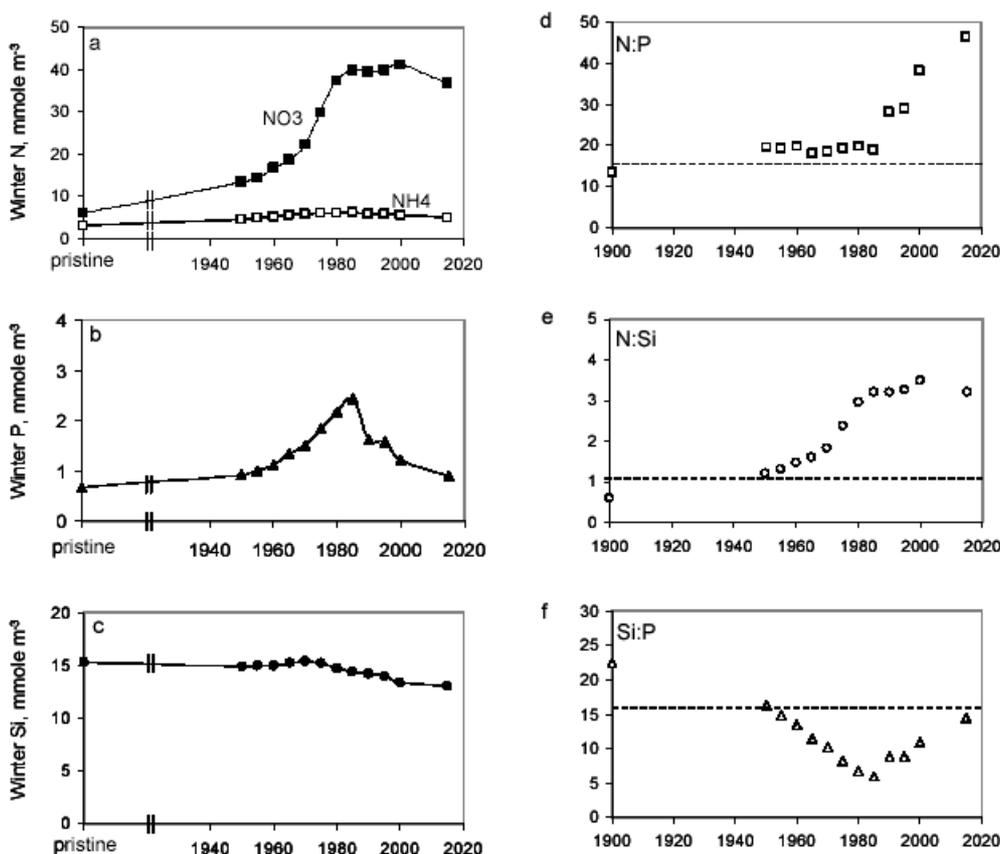


Figure 42. Évolution temporelle des concentrations hivernales en nitrate (a), phosphate (b), silicate (d) et leurs rapports molaires N :P (d), N :Si (e) et Si :P (f) calculés à partir des simulations R-MIRO

Évolution des efflorescences algales en zone côtière belge : de pristine à 2015 :

L'importance des efflorescences algales est définie en terme de moyenne annuelle ou de maxima atteints. L'évolution de la moyenne annuelle et des maxima de la biomasse du phytoplancton total (Chl *a*), des diatomées et des colonies de *Phaeocystis*, calculés à partir des simulations R-MIRO est illustrée par la figure 43.

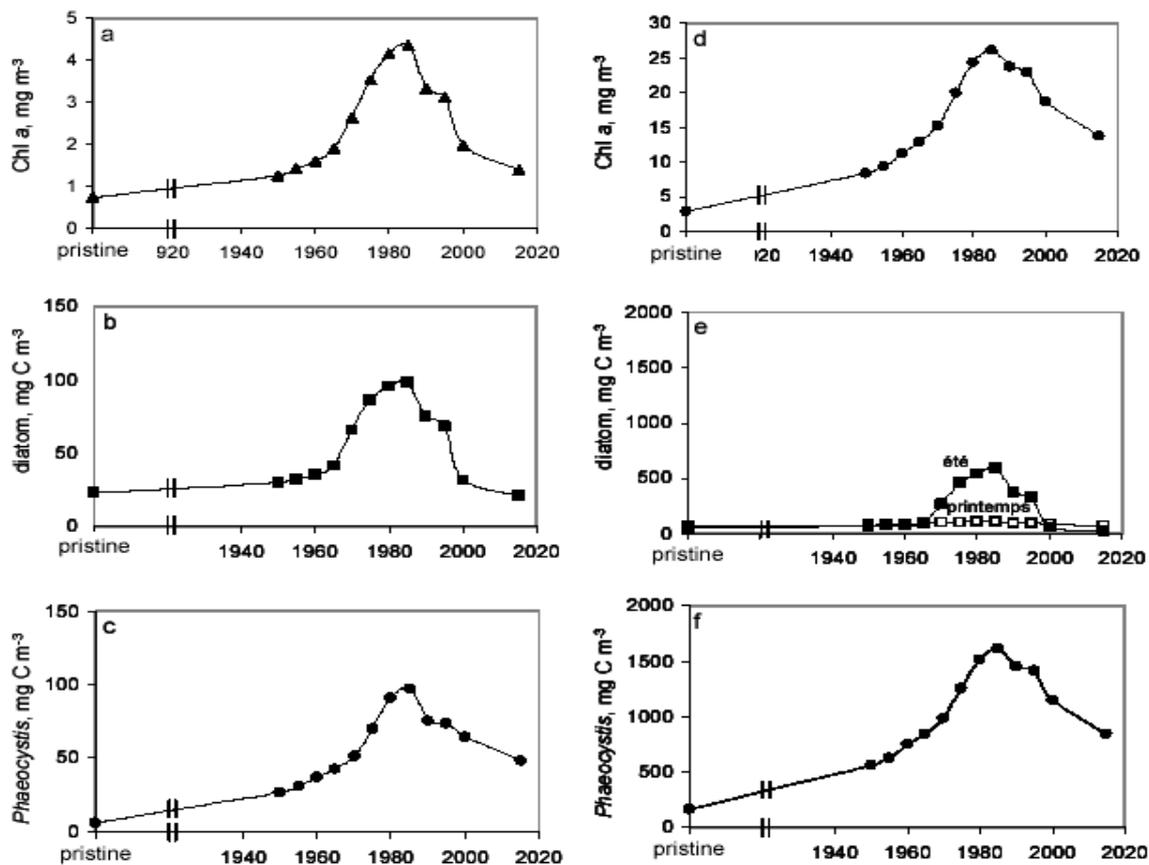


Figure 43. Simulations R-MIRO de l'évolution de la moyenne annuelle et des maxima de la Chl a (a,d) des diatomées (b, e) et des *Phaeocystis* (c,f)

Comparé au seuil de Chl a maximale défini empiriquement par OSPAR (15 mg.m⁻³ ; OSPAR 2003), l'état de référence estimé par les simulations R-MIRO est 5 fois plus faible (2,9 mg.m⁻³ Fig.6d, Tableau 3). Le seuil « OSPAR » est atteint dès les années 1970 et persiste jusqu'en 2000. Si l'on se borne au seul maximum de Chl a comme critère de qualité, on pourrait conclure que les mesures prises par la France et la Belgique en 2015 ont atteint leur objectif. Les conclusions sont différentes si l'on considère l'évolution de l'espèce clé indésirable *Phaeocystis*.

La simulation de l'état pristine suggère que les colonies de *Phaeocystis* se développent dans les conditions naturelles. En moyenne leur biomasse est 4 fois inférieure à celle des diatomées (Figure 43b,c). En revanche leur biomasse maximale de printemps est supérieure à celle atteinte par les diatomées de printemps et d'été (Figure 43e,f).

L'enrichissement en nutriments des années 1970 à 1985 profite principalement aux diatomées d'été (enrichissement maximal d'un facteur 4 en moyenne ; Tableau 13) et aux colonies de *Phaeocystis* (enrichissement d'un facteur 6 en moyenne ; Tableau 13). La diminution de l'enrichissement en phosphate après 1985 a pour conséquence une diminution importante des maxima de diatomées d'été qui dès 2000 sont du même ordre de grandeur que ceux simulés par la situation pristine (Figure 43e). L'effet sur les *Phaeocystis* est moindre (Figure 43f).

Les résultats des scénarios 2015 suggèrent que la réduction plus importante des apports de phosphate que ceux de nitrate (Figure 41) sera plus pénalisante pour les efflorescences de diatomées que pour celles de *Phaeocystis* (Figure 43, Tableau 13).

Les simulations R-MIRO suggèrent un retour aux conditions naturelles pour les diatomées tandis que les maxima de *Phaeocystis* demeurent 5 fois plus élevés qu'à l'état pristine.

En conclusion il apparaît que les mesures prises pour diminuer les apports de nutriments à la mer ont principalement diminué les apports de phosphore (jusqu'à atteindre en 2015 des valeurs proches de l'état naturel ; Figure 41) tandis que les apports d'azote restent 5 fois plus élevés (Figure 41). Ces conditions de déséquilibre dans les apports ont un effet réducteur marqué sur les diatomées et moins sur les *Phaeocystis* dont la biomasse reste importante malgré le retour au niveau naturel de l'enrichissement en phosphate.

Tableau 13. Simulations R-MIRO : Moyennes et maxima du phytoplancton total (Chl *a*) et de la biomasse des diatomées et des colonies de *Phaeocystis*.

Année	Moyenne			Maximum			
	Chl <i>a</i> mg m ⁻³	Dia mgCm ⁻³	<i>Phaeo</i> mgCm ⁻³	Chl <i>a</i> mg m ⁻³	Dia-pr mgCm ⁻³	Dia-été mgCm ⁻³	<i>Phaeo</i> mgCm ⁻³
Pristine	0.7	23	6	2.9	66	46	168
1985	4.4	99	97	26.1	111	587	1614
2015	1.4	21	49	13.7	70	29	843

Apports directs et transfrontaliers :

Les eaux côtières belges résultent du mélange des eaux de l'Escaut avec les eaux atlantiques en provenance du Sud-Ouest elles-mêmes influencées par les eaux de la Seine. La contribution relative de ces différentes sources de nutriments à la zone côtière belge a été calculée à partir des flux de nutriments journaliers simulés par le modèle R-MIRO. (Figure 44).

En conditions naturelles (simulation pristine), les eaux de l'Escaut contribuent seulement pour 2 et 4 % des apports totaux de phosphore et d'azote. En revanche les apports de silice proviennent à 44 % de l'Escaut (Figure 44).

Durant la période d'enrichissement (1965-1985), les apports Atlantiques et de l'Escaut suivent une évolution parallèle (Figure 44) avec l'Escaut contribuant pour ~20 % des apports totaux. Ces estimations suggèrent que les activités humaines ont évolué de manière similaire et synchrone sur les bassins versants de la Seine et de l'Escaut et que les apports de la Seine se propagent jusque dans la zone côtière belge. Les estimations effectuées pour les années post-1985 suggèrent une différence entre les mesures prises pour réduire les nutriments dans les 2 bassins avec une meilleure réduction des apports d'azote par les eaux Atlantiques enrichies par la Seine et de phosphore pour l'Escaut (Figure 44). Ce résultat est exacerbé en 2015 où les eaux de l'Escaut n'apporteraient à la zone côtière belge que 2 % de phosphore pour 31 % d'azote (Figure 44).

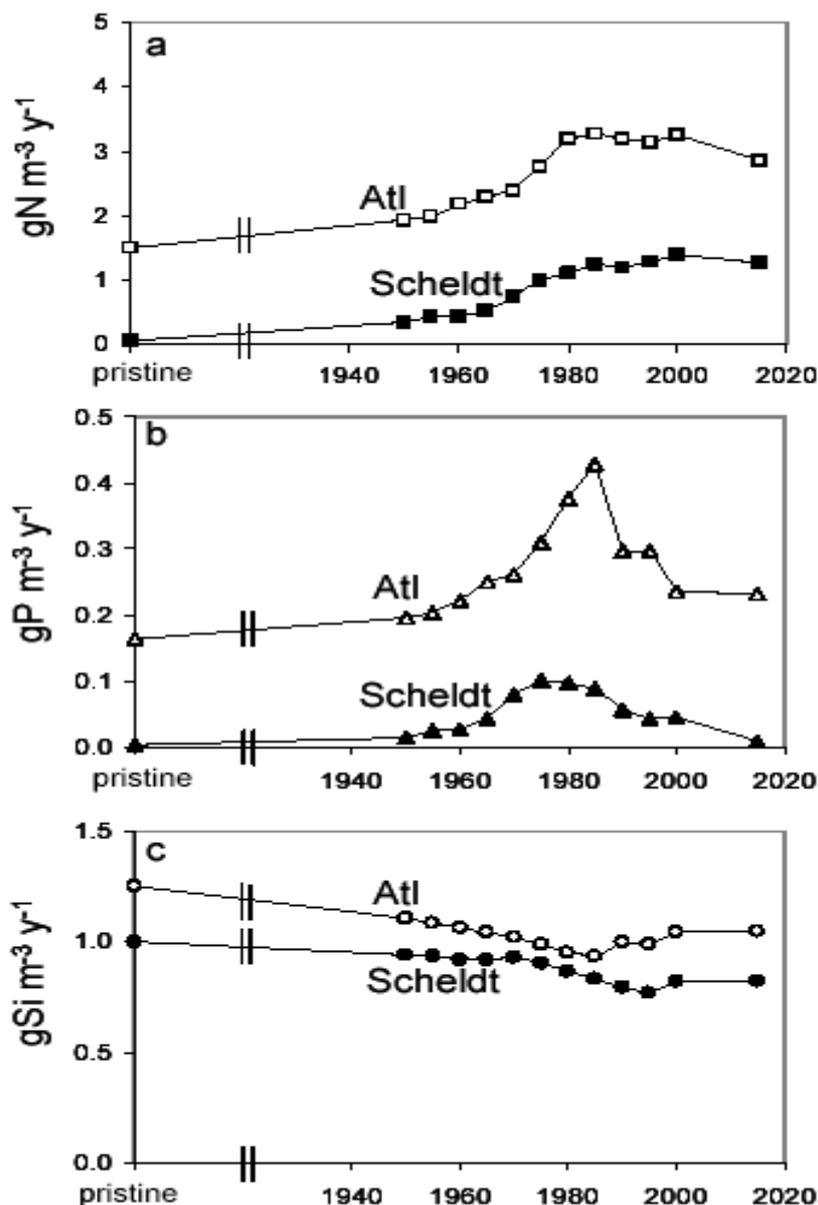


Figure 44. Simulations R-MIRO des apports d'azote, de phosphore et de silicium par les eaux Atlantiques et par l'Escaut

5.3.2. Modèle MIRO&CO-3D

Le modèle MIRO&CO-3D a été utilisé pour estimer l'état d'eutrophisation des eaux belges pour la période 1994-2003, sur base des critères définis par la Procédure Commune de la Commission OSPAR" (OSPAR, 2005a). La méthodologie a été basée sur la procédure définie par le "Intersessional Group on Eutrophication Modelling (ICG-EMO)" (OSPAR, 2005b). Les résultats complets sont décrits dans Lacroix *et al.* (2006b).

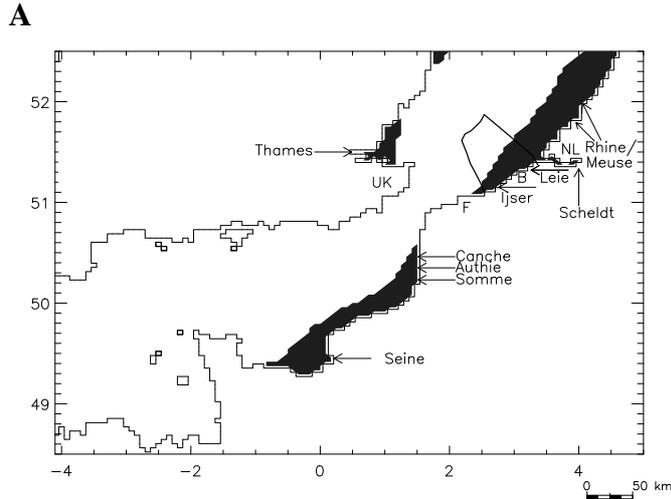
Pour résumé, il était demandé à chaque pays de :

1/ fournir une simulation de la production phytoplanctonique dans ses eaux nationales (au minimum), calibrée sur une année antérieure à 2002,

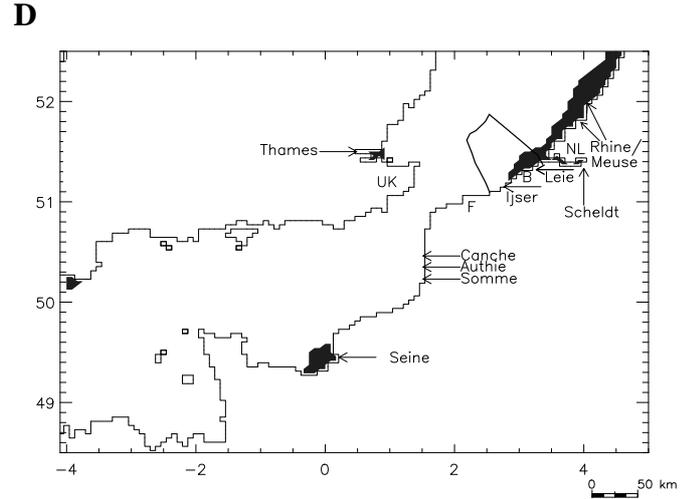
2/ appliquer ce modèle pour validation à l'année 2002, année de départ de la Procédure Commune OSPAR, et en déduire les paramètres synthétiques préconisés par OSPAR pour mesurer l'état d'eutrophisation,

3/ fournir les valeurs de ces mêmes paramètres pour différentes réductions simultanées des apports de N et P dans toutes les rivières européennes : 50 % en priorité, 20 %, 30 %, 70 %, 90 % si possible.

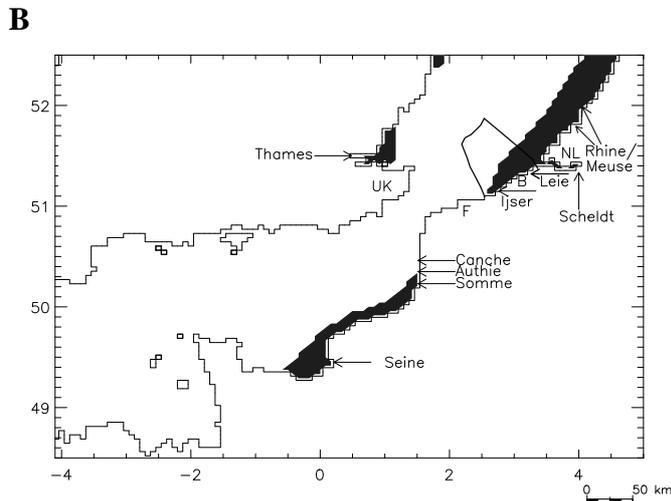
La figure 45 montre les critères d'eutrophisation de catégorie I (degré d'enrichissement en nutriments hivernaux) et de catégorie II (effets directs de l'enrichissement en nutriments) (Annexe 1) ainsi que l'état d'eutrophisation des eaux côtières belges calculés par le modèle en moyenne pour la période 1994-2003. Les paramètres utilisés pour l'évaluation de l'état d'eutrophisation sont ceux proposés par OSPAR (2002). Les résultats du modèle montrent que la zone côtière belge présente des problèmes d'eutrophisation. Ces conclusions sont similaires à celles obtenues lors de l'évaluation nationale officielle basée sur des mesures *in situ*.



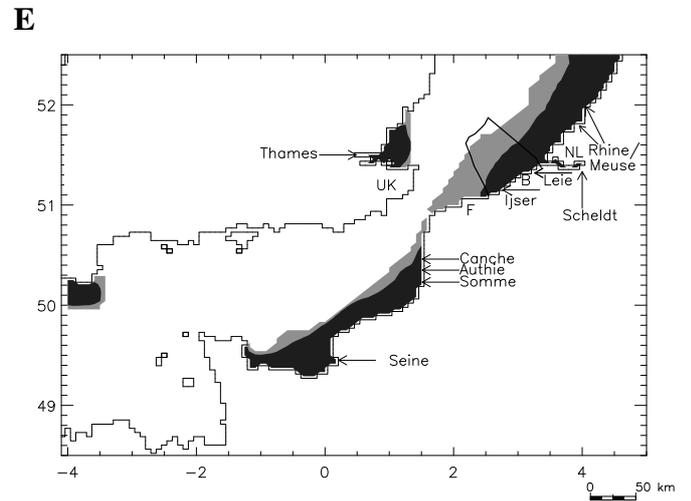
Black: winter DIN > 15 mmolN/m³



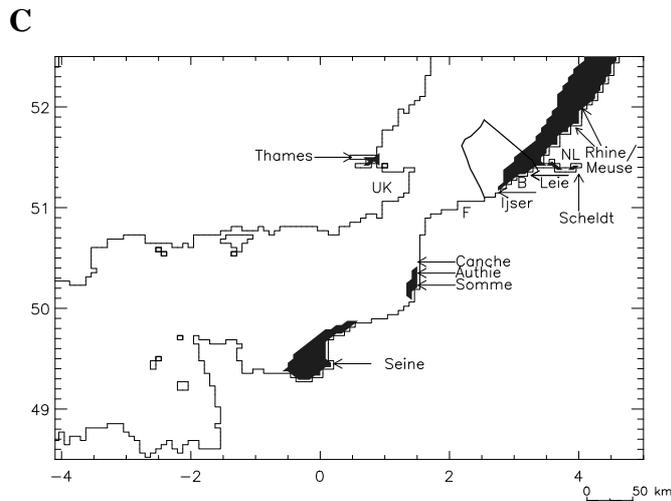
Black: Chlorophyll Max > 15 mgChl/m³



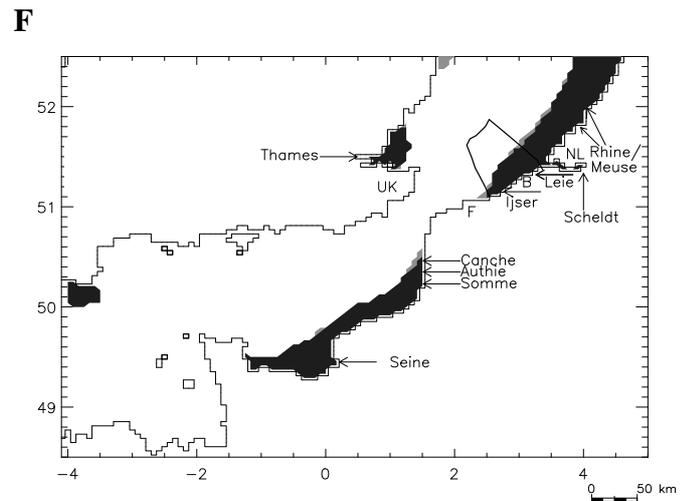
Black: winter DIP > 0.8 mmolP/m³



Black: number of days (Phaeocystis > 150 mgC/m³) > 30 days



Black: winter N:P ratio > 25 mmolN/mmolP



Black: problem area, Grey: potential problem area, White: non-problem area

Figure 45. Critères d'eutrophisation de catégorie I (degré d'enrichissement en nutriments) et II (effets directs de l'enrichissement en nutriments) et état d'eutrophisation des eaux côtières

belges calculés par le modèle MIRO&CO-3D (moyenne 1994-2003) d'après les paramètres du "OSPAR eutrophication assessment" (2002). A) concentration hivernale en DIN, B) concentration hivernale en DIP, C) rapport N:P, D) maximum de chlorophylle, E) biomasse de *Phaeocystis* et F) état d'eutrophication (NPA: "Non-Problem Area", PPA: "Potential Problem Area", PA: "Problem Area"), Blanc : régions pour lesquelles les valeurs sont inférieures aux seuils belges. Noir : régions pour lesquelles les valeurs sont supérieures aux seuils belges (niveaux élevés).

Le modèle a été ensuite utilisé pour estimer l'impact de divers scénarios de réduction d'apports de nutriments par les rivières sur l'état d'eutrophication des eaux côtières belges. Une première simulation réalisée en réduisant de 50 % les apports de N total et de P total a permis d'évaluer les effets des mesures de réduction décidées par les ministres durant la seconde Conférence Internationale de la mer du Nord (Londres, 1987).

Des simulations supplémentaires (réduction de 70 % et de 90 %) ont été réalisées de façon à estimer la réduction nécessaire pour atteindre l'objectif de "Non Problem Area" pour la Belgique. Les résultats des scénarios de réduction sont présentés au tableau 14.

D'après les résultats il semble qu'une réduction de 50 % de N&P ne suffise pas à faire disparaître les problèmes d'eutrophication dans les eaux côtières belges. Il faudrait réduire de 90 % les apports en N&P des rivières de façon à ce que les eaux belges ne subissent plus de problèmes liés à l'eutrophication.

Table 14. Évaluation de l'état d'eutrophication pour les eaux côtières belges (1994-2003) obtenue à l'aide du modèle MIRO&CO-3D pour la simulation standard et pour les scénarios de réductions d'apports de nutriments par les rivières (-50 % N&P, -50 % N, -50 % P, -70 % N&P, -70 % N, -70 % P, -90 % N&P, -90 % N, -90 % P). Les critères d'eutrophication sont ceux proposés par OSPAR (2002). '+' signifie au-dessus du seuil (élevé) et '-' signifie en dessous du seuil. Pour l'état d'eutrophication, PA signifie "Problem Area", PPA signifie "Potential Problem Area" et NPA signifie "Non-Problem Area".

	STD	Réduction de N total et P total			Réduction de N total			Réduction de P total		
		50%	70%	90%	50%	70%	90%	50%	70%	90%
DIN hiver > 15 mmoleN/m ³	+	+	+	-	+	+	-	+	+	+
DIP hiver > 0,8 mmoleP/m ³	+	-	-	-	+	+	+	-	-	-
Rapport N:P > 25 mmoleN/mmoleP	+	+	+	-	-	-	-	+	+	+
Catégorie I	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+
Maximum de Chl <i>a</i> > 15 mg/m ³	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-
Nombre de jours où <i>Phaeocystis</i> > 150 mgC/m ³ supérieur à 30 j	+	-	-	-	-	-	-	+	+	-
Catégorie II	+	-	-	-	-	-	-	+	+	-
Etat d'eutrophication des eaux côtières belges (94-03)	PA	PPA	PPA	NPA	PA	PPA	PPA	PA	PA	PPA

5.3.3. Modèle ECO-MARS 3D

Le modèle ECO-MARS 3D a également été utilisé pour estimer l'état d'eutrophication des eaux françaises sur base des critères définis par la Procédure Commune de la Commission

OSPAR" (OSPAR, 2005a). La méthodologie a été basée sur la procédure définie par le "Intersessional Group on Eutrophication Modelling (ICG-EMO)" (OSPAR, 2005b) dont un résumé est donné dans le paragraphe 5.3.2.

Les simulations pour l'année 2002 confirment l'importance des efflorescences phytoplanctoniques dans la baie de Somme et la baie de Seine. Seuls les résultats pour le panache de la Seine coïncident avec la classification en « zone à problème au regard de l'eutrophisation » lors de l'application en 2002 de la procédure commune, alors que les côtes du nord de la France et de la Belgique, classées en « zone à problème au regard de l'eutrophisation », seraient qualifiées de « zone sans problème » au regard des résultats du modèle. Ceci peut être lié à une approche utilisant un résultat moyen par zone plutôt qu'une estimation plus locale du statut. Pour le panache de la Seine, le phosphore apparaît comme le facteur limitant. La production de chlorophylle *a* est plus importante dans la partie est de la baie de Seine ; pour les autres paramètres d'eutrophisation, les valeurs sont élevées mais non extrêmes, ce qui laisse s'interroger quant au statut de « zone à problème » de ce site.

Pour le panache de la Seine, l'application par modélisation d'une réduction de 90 % de l'apport d'azote par les rivières françaises est nécessaire pour obtenir une valeur inférieure au seuil d'évaluation OSPAR, alors que les paramètres reflètent de l'effet direct de l'eutrophisation (Annexe 1) répondent déjà pour une réduction de 50 %. Les scénarios basés sur la diminution des apports par les rivières françaises et appliqués à la zone côtière belge et aux côtes du nord de la France montrent que toutes les valeurs pour les nutriments et les effets directs de l'eutrophisation sont sous les niveaux d'évaluation français (A noter que les niveaux d'évaluation peuvent être différents entre les différents pays membres ; c'est le cas entre la France et la Belgique).

A l'occasion de ce travail de modélisation, un nouveau concept de suivi d'un élément issu d'une rivière à travers le réseau trophique a été appliqué afin d'estimer la contribution de l'azote provenant des rivières françaises dans le stock hivernal de nutriments et dans la production primaire annuelle. Cette application souligne que l'azote d'origine française contribue pour une large part des nutriments uniquement dans quelques zones côtières de la baie de Seine et le long des côtes du nord de la France ; les autres sources d'azote correspondent essentiellement aux entrées de l'Atlantique à l'entrée de la Manche occidentale. Cependant, en considérant la production primaire annuelle (totale ou liée à *Phaeocystis*), la méthode de traçage montre que la contribution de l'azote français est significative sur une vaste zone couvrant la moitié sud de la Manche orientale et s'étendant jusqu'au milieu de la baie sud de la mer du Nord, au large de la Belgique et non le long des côtes belges et allemandes. Dans les études à venir, il serait préférable d'utiliser la contribution massique absolue au lieu des actuels pourcentages afin d'obtenir une évaluation plus réaliste de l'impact des nutriments d'origine française sur les zones adjacentes.

5.3.4. Comparaison des résultats

Les résultats des modèles MIRO&CO-3D et ECO-MARS 3D sont comparables notamment pour la zone d'influence des eaux issues de la Seine : l'isoline « 1 % d'eau venant de la Seine » atteint bien la partie offshore de la zone maritime belge, mais non la bande côtière belge dominée par les panaches de l'Escaut, du Rhin et de la Meuse. En Manche, les deux modèles ne pointent que la baie de Seine en ce qui concerne le dépassement du seuil de chlorophylle, mais aussi le « fleuve côtier » (Brylinski & Lagadeuc, 1990) si on prend en compte aussi les autres critères OSPAR.

6. Bilan - Conclusions – Perspectives

Notre projet visait à fournir des éléments d'appréciation quantitative des conséquences passées et futures des apports de nutriments (N, P, Si) par les fleuves du littoral franco-belge (Seine, Somme, Escaut) sur l'état d'eutrophisation de la Manche-Mer du Nord. La démarche adoptée a consisté dans le couplage de modèles décrivant, d'une part, les processus d'apport (diffus et ponctuels) et de transferts/rétention des nutriments dans le réseau hydrographique des grands fleuves et, d'autre part, le fonctionnement de l'écosystème marin côtier récepteur des apports fluviaux.

Les étapes de notre démarche ont été les suivantes :

- * mettre en place les bases de données indispensables au fonctionnement des différents modèles,
- * développer des interfaces de gestion et de simulation des modèles,
- * définir les critères de simulations visant à tester et à valider les modèles,
- * fournir des scénarios rétrospectifs et prospectifs,
- * définir des conditions de références historiques, pristines ou correspondant à un état « traditionnel »,
- * proposer un scénario d'évolution des écosystèmes à l'horizon 2015 défini par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) comme l'échéance pour atteindre au moins le bon état écologique pour toutes les eaux
- * conforter le rôle de la modélisation comme outil d'aide à la définition de la qualité de masses d'eau au sens de la DCE ou de la convention OSPAR.

Les apports transfrontaliers de nutriments apparaissent comme essentiels dans la compréhension des phénomènes d'eutrophisation dans cette zone côtière sous influence de grands fleuves et dans un contexte hydrodynamique particulier (régime mégatidal, dérive résiduelle vers le nord-est). Les apports d'azote d'origine atlantique sont largement majoritaires dans le flux d'azote entrant en mer du Nord par la limite sud. Les fleuves français représentent 38 % du flux d'azote qui transite dans le détroit du Pas-de-Calais. Sachant que les problèmes d'eutrophisation touchent les zones côtières, il faut noter que les modèles 3D mettent en évidence que l'isoligne 1 % d'eau venant de la Seine atteint bien la partie offshore de la zone maritime belge, mais non la bande côtière belge dominée par les panaches de l'Escaut, du Rhin et de la Meuse.

L'espèce phytoplanctonique, *Phaeocystis globosa*, responsable de la formation d'écumes nauséabondes sur le littoral et de perturbations dans le fonctionnement des écosystèmes pélagiques et benthiques, semble présente en baie sud de la mer du Nord depuis les années 50. L'enrichissement excessif des eaux en azote et en phosphore a entraîné le développement excessif de cette espèce aux dépens des diatomées. Cette espèce étant retenue comme une espèce indicatrice des effets de l'eutrophisation, sa présence en excès peut provoquer un déclassement d'une zone marine (zone à problème au regard de l'eutrophisation au sens OSPAR ou zone à risque de non atteinte de bon état écologique au sens de la DCE). Les réductions futures des apports de nutriments à la mer visant à réduire les efflorescences de *Phaeocystis* sans affecter les diatomées devraient porter sur les apports d'azote provenant de la Seine et de l'Escaut.

En ce qui concerne les apports diffus en provenance du bassin versant de ces deux fleuves, les temps de réaction des hydrosystèmes, en particulier de leur composante phréatique, apparaissent trop longs pour que les mesures agro-environnementales, pourtant indispensables à long terme, puissent aboutir à l'horizon 2015 à une diminution significative des flux d'azote. Seule l'action sur les sources ponctuelles, urbaines, d'azote a un effet immédiat, mais limité néanmoins à la part de ces apports ponctuels dans la charge totale en azote de ces fleuves.

Le développement des modèles de bassins versants et d'écosystèmes marins réalisé dans le cadre de ce projet permet de disposer d'outils précieux en terme de management du continuum bassin versant – zone côtière dans le contexte de problèmes d'eutrophisation potentiels ou avérés. Ces modèles permettent ainsi de tester l'impact de mesures de réduction de nutriments prises sur les bassins versants de la Seine, la Somme et de l'Escaut sur la qualité écologique de la zone côtière française et belge. L'interface SENEQUE, tout comme le modèle RIVERSTRAHLER, sont parfaitement génériques et peuvent donc s'appliquer à n'importe quel bassin versant. L'emprise des modèles marins MIRO&CO-3D et ECOMARS-3D (Pointe Bretagne – embouchure du Rhin) permet également d'envisager une extension du raisonnement à plusieurs bassins versants et par conséquent à diverses zones côtières permettant ainsi de prendre en compte les transports transfrontaliers mais aussi les transports trans-régionaux aboutissant ainsi à une vision synoptique des effets des politiques de gestion et d'aménagement sur l'ensemble de la façade Manche – baie sud de la Mer du Nord.

7. Références

- Allen J.R., Slinn D.J., Shammon T.M., Hartnoll R.G. & Hawkins S.J. (1998). Evidence for eutrophication of the Irish Sea over four decades. *Limnology and Oceanography*, 43 : 1970-1974.
- Alexander R.B., Smith R.A., Schwarz G.E., Preston S.D., Brakebill J.W., Srinivasan R. & Pacheco P.A. (2001). Atmospheric Nitrogen Flux from the Watersheds of Major Estuaries of the United States: An Application of the SPARROW Watershed Model, In: Nitrogen Loading in Coastal Water Bodies: An Atmospheric Perspective, American Geophysical Union Monograph 57, Richard Valigura, Richard Alexander, Mark Castro, Tilden Meyers, Hans Paerl, Paul Stacey, and R. Eugene Turner (eds.) pp. 119-170.
- Behrendt H. (1994). Point and diffuse load of pollutants in the Rhine River Basin. *Verh. Internat ; Verein. Limnol.* 25: 1922-1925.
- Bell DT. (1978). Dynamics of litter fall, decomposition and incorporation in the streamside forest ecosystem. *Oikos* 30: 76-82.
- Billen G., Lancelot C. & Meybeck M. (1991). N, P and Si retention along the aquatic continuum from land to ocean. In : *Ocean margin processes in global change*, R.F.C. Mantoura, J.M. Martin & R. Wollast, ed., Dahlem Workshop Reports, Wiley, pp. 19-44.
- Billen G., Garnier J. and Hanset P. (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. (1997). The Phison River Plume: coastal eutrophication in response to changes in land use and water management in the watershed. *Aqu. Microb. Ecol.*, 13: 3-17.
- 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., Deligne C. & Billen C. (1999). Estimates of early industrial inputs of nutrients to river systems : implication for coastal eutrophication. *The Sciences of the Total Environment*, 243/244: 43-52.
- Billen G., Garnier J., Ficht A., Cun C. (2001). Modelling the response of water quality in the Seine Estuary to human activity in its watershed over the last 50 years. *Estuaries*, 24: 977-993.
- Billen G., Benoit P., Berthier K. & Garnier J. (2002). "Agriculture et aménagement du paysage hydrologique dans le bassin de la Seine au XIV-Xve siècle". In Burnouff J. & Leveau Ph. (eds) « Les fleuves aussi ont une histoire, (Fleuves 2), actes du colloque PEVS-SEDD, Aix-en-Provence, 8-10 avril 2002.
- 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, Nemery J, Sebilo M, Sferratore A, Benoit P, Barles S, Benoit M. (2007) A long term view of nutrient transfers through the Seine river continuum. *The Science of the Total Environment*, 275: 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. *Marine Chemistry*, 106: 148-160.
- Brylinski J.-M. & Lagadeuc Y. (1990). L'interface eaux côtières/eaux du large dans le Pas-de-Calais (côte française) : une zone frontale. C.R. Acad. Sci. Paris, t. 311, Série II, p. 535-540.
- Buiteveld H. (1995). A model for calculation of diffuse light attenuation (PAR) and Secchi depth. Netherlands. *Journal of Aquatic Ecology*, 29(1): 55-65.
- Chauvet E. & Jean Louis A.M. (1988). Production de litière de la ripisylve de la Garonne et apport au fleuve. *Acta Oecol. Oecol. Gene*, 9: 265-279.
- Cantoni C., Cozzi S., Pecchiar I., Cabrini M, Mozetic P., Catalano G. & Fonda Umani S. (2003). Short-term variability of primary production and inorganic nitrogen uptake related to the environmental conditions in a shallow coastal area (Gulf of Trieste, N. Adriatic Sea). *Oceanologica Acta* , 26: 565-575.
- Cloern J.E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Prog. Ser.*, 210: 223-253.
- Cochran M.F. & Berner R.A. (1996). Promotion of chemical weathering by higher plants: field observations on Hawaiian basalts. *Chem. Geol.*, 132: 71-77.
- Conley D.J. (1997). Riverine contribution of biogenic silica to the oceanic silica budget. *Limnology and Oceanography*, 42: 774-777.
- Conley D.J. (1999). Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Hydrobiologia*, 289:87-96.
- Conley D.J. (2002). Terrestrial ecosystems and the global biogeochemical silica cycle. *Global Biogeochem. Cycles*, 16(4), 1121, doi:, 10.1029/2002GB001894.
- Conley D.J., Kilham S.S., Theriot E. (1989). Differences in silica content between marine and freshwater diatoms. *Limnology and Oceanography*, 34: 205-213.
- Conley D.J., Schelske C.L. & Stoermer E.F. (1993). Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Marine Ecology Prog Ser.*, 81:121-128.
- Conley D.J., Smith W. M., Corwell J.C. & Fisher T.R. (1995). Transformation of particle-bound phosphorus at the land-sea interfaces. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 40: 161-176.
- Conley D.J. & Schelske C.L. (2001). Biogenic silica. In *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments: Biological Methods and Indicators*, Smol, J. P., H. J. B. Birks & W. M. Last, (Editors), Kluwer Academic Press, pp. 281-293.
- Cociasu A., Dorogan L., Humborg C. & Popa L. (1996). Long-term ecological changes in Romanian Coastal Waters of the Black Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 32: 32-38.
- Cugier P., Billen G., Guillaud J.F., Garnier J. & Ménesguen A. (2005). Modelling eutrophication of the Seine Bight under present, historical and future Seine river nutrient loads. *Journal of Hydrology*, 304: 381-396.
- Cummins KW., Spengler GM., Ward GM., Speaker RM, Ovink, RW., Mahan DC, Mattingly RL. (1980). Processing of confined and naturally entrained leaf litter in a woodland stream ecosystem. *Limnol. Oceanogr.*, 25: 952-958.
- Dawson FH. (1976). Organic contribution of stream edge forest litter fall to the chalk stream ecosystem. *Oikos*, 27: 13-18.

- Ducharne, A., C. Baubion, M. Benoit, G. Billen, N. Brisson, J. Garnier, H. Kieken, S. Lebonvallet, E. Ledoux, B. Mary, C. Mignolet, X. Poux, E. Sauboua, C. Schott, S. Théry, P. Viennot (2007) Long term prospective of the Seine river system: confronting climatic and direct anthropogenic changes. *The Science of the Total Environment*, 375 : 292-311
- DeMaster DJ., Smith W.O. JR, Nelsons D. M. & Aller J. Y. (1996). Biogeochemical processes in Amazon shelf waters: chemical distributions and uptake rates of silicon, carbon and nitrogen. *Continental Shelf Research*, 16: 617-643.
- Dortch Q., Rabalais N.N., Turner R.E & Qureshi N.A. (2001). Impacts of changing Si/N ratios and phytoplankton species composition. In Rabalais, NN ;, Turner, R.E. (eds) Coastal Hypoxia: consequences for Living Ressources and ecosystems. Coastal and Estuarine Studies 58 American Geophysical Union. Washington DC pp 37-48.
- Edmond J. M., Boyle EA., Grant B. & Stallard R. F. (1981). Chemical mass balance in the Amazon plume- 1. the nutrients. *Deep-Sea Research*, 28: 1339-1374.
- El Boukhary M. M. S. (2005). Impact des activités humaines sur les cycles biogéochimiques en mer Méditerranée. Ph-D Univ. Paris 6 (UPMC), mention "Biogéochimie et Chimie Marines". 204 p.
- Gago J., Alvarez-Salgado X.A., Nieto-Cid M., Brea S. , Piedracoba S. (2005). Continental inputs of C, N, P and Si species to the Ría de Vigo (NW Spain). *Estuarine Coastal Shelf Science*, 65:74-82.
- 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., Billen G., Hannon E., Fonbonne S., Videnina Y. & Soulie M. (2002a). Modeling transfer and retention of nutrients in the drainage network of the Danube River. *Estuar. Coast. Shelf Sciences*, 54: 285-308.
- Garnier J., d'Ayguésvives A., Billen G., Conley D. & Sferratore (2002b). Silica dynamics in the hydrographic network of the Seine River. *Oceanis*, 28 : 487-508
- Garnier J. & Billen G. (2002). The Riverstrahler modelling approach applied to a tropical case study (The Red –Hong- River, Vietnam): nutrient transfer and impact on the Coastal Zone. SCOPE, Coll. *Mar. Res. W.*, 12: 51-65.
- Garnier J., d'Ayguésvives A., Billen G., Conley D. & Sferratore A. (2002c). Silica dynamics in the hydrographic network of the Seine River. *Oceanis*, 28: 487-508.
- 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. *Journal of Hydrology*, 304: 397-412.
- Gohin F., Druon J.N. and Lampert L. (2002). A five channel chlorophyll concentration algorithm applied to SeaWiFS data processed by Sea DAS in coastal waters. *Int. J. Remote Sensing.*, 23, (8) : 1639-1661.
- Green P.A., Vorosmarty C.J., Meybeck M., Galloway J.N., Peterson B. J. & Boyer E. W. (2004). Pre-industrial and contemporary fluxes of nitrogen through rivers: a global assessment based on topology. *Biogeochemistry*, 68:71-105.
- Hedin L.O., Armesto J.J. & Johnson A.H (1995). Paterns of nutrient loss from unpolluted, old-growth temperate forests: evaluation of biogeochemical theory. *Ecol.*, 76: 493-509.

- Herbst G.N. (1980). Effects of burial on food value and consumption of leaf detritus by aquatic invertebrates in a lowland forest stream. *Oikos*, 35: 411-424.
- Hickel W., Mangelsdorf P. & Berg J. (1993). The human impact in the German Bight: eutrophication during three decades (1962-1991). *Helgolander Meeresuntersuchungen*, 47: 243-263.
- Hoch T. (1995). Modélisation du cycle biogéochimique des éléments limitant de la production biologique en Manche (N, P, Si). Thèse de Doctorat, Université de Paris VII, p. 213.
- Hoch T., Ménesguen A. (1997). Modelling the biogeochemical cycles of elements limiting primary production in the English Channel. II. Sensitivity analyses. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 146, 189-205.
- Hoch T., Garreau P. (1998). Phytoplankton dynamics in the English Channel : a simplified threedimensional approach. *J. Mar. Syst.*, 16, 133-150.
- Howarth R.W. & Marino R. (2006). Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. *Limnol. Oceanogr.*, 51: 364-376.
- Humborg C., Danielsson A, Sjoberg B. & Green M. (2003). Nutrient land-sea fluxes in oligotrophic and pristine estuaries of the Gulf of Bothnia, Baltic Sea. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 56: 781-793.
- Humborg C., Pastuszak M., Aigars J., Siegmund H., Morth C.M. & Ittekkot V. (2006). Decreased silica land-sea fluxes through damming in the Baltic Sea catchment. Significance of particle trapping and hydrological alterations. *Biogeochemistry*, 77: 265-281.
- Humborg, C., Smedberg E., Blomqvist S., Mörth CM., Brink J., Rahm L., Danielson A. & Sahlberg J. (2004). Nutrient variations in boreal and subarctic Swedish rivers: landscape control of land-sea fluxes. *Limnol. Oceanog.* 49 : 1871-1883.
- Jaworski N.A., Groffman P.M., Keller A.A. & Prager J.C. (1992). A watershed nitrogen and phosphorus balance: the upper Potomac River basin. *Estuaries*, 15: 83-95.
- Justic' D. (1991). Hypoxic conditions in the northern Adriatic sea: historical development and ecological significance. In: Tyson, R.V., Pearson, T.H. (Eds.), *Modern and Ancient Continental Shelf Anoxia*. Geological Society, London, pp. 95-105 Special Publication No. 58.
- Justic' D., Rabalais N.N., Turner R.E. & Dortch Q. (1995b). Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters, stoichiometric nutrient balance and its consequences. *Estuarine and Coastal Shelf Science*, 40, 339-345.
- Lacroix G., Ruddick K., Ozer J., Lancelot C. (2004). Modelling the impact of the Scheldt and Rhine/Meuse plumes on the salinity distribution in Belgian waters (southern North Sea). *J. Sea Res.*, 52, 149-163.
- Lancelot C., Billen G., Sournia A., Weisse T., Colijn F., Veldhuis M., Davies A. & Wassmann P. (1987). Phaeocystis blooms and nutrient enrichment in the continental coastal zone of the North Sea. *Ambio*, 16: 38-46.
- Lancelot C., Billen G. & Barth H., Eds (1991). The dynamics of Phaeocystis blooms in nutrient enriched coastal zone. Water Pollution Research Reports Series n°23, CEC DGXII, Brussels 106p.

- Lancelot C., Rousseau V., Becquevort, S., Parent J.Y. and others (2004). Study and modelling of eutrophication-related changes in coastal planktonic food-webs: a contribution of the AMORE (Advanced MODELing and Research on Eutrophication) consortium. Final report. In: Scientific support plan for a sustainable development policy– sustainable management of the North Sea. Belgian Science Policy, Brussels.
- Lancelot C., Spitz Y., Gypens N. Ruddick K., Becquevort S., Rousseau V., Lacroix G. & Billen G. (2005). Modelling diatom and Phaeocystis blooms and nutrient cycles in the Southern Bight of the North Sea: the MIRO model. *Marine Ecology Prog. Ser.*, 289: 63–78.
- Lancelot C., Gypens N., Billen G., Garnier J. & Rousseau V. (in press). Linking marine eutrophication to land use: an integrated river-ocean mathematical tool: The Southern Bight of the North Sea over the past 50 years. *Journal of Marine Systems*.
- Lazure P. Jégou A.-M. (1998). 3D modelling of seasonal evolution of Loire and Gironde plumes on Biscay Bay continental shelf. *Oceanol. Acta*, 21:165-177.
- Le Thi Phuong Q. (2005). Fonctionnement biogéochimique du Fleuve Rouge (Nord-Vietnam): Bilan et modélisation. Ph-D Univ. Paris 6 (UPMC), ED " Géosciences et Ressources Naturelles". 187 pp.
- Le Thi Phuong Q., Billen G., Garnier J., Théry S., Fézard C.& Chau Van M. (2005). Nutrient (N, P) budgets for the Red River basin (Vietnam and China). *Global Biogeochemical Cycles*, 19:GB2022, doi:10.1029/2004GB002405.
- Liu S.M., Zhang J., Chen H.T. & Zhang G.S. (2005). Factors influencing nutrient dynamics in the eutrophic Jiaozhou Bay, North China. *Progress in Oceanography*, 66: 66-85.
- Lewis W.M., (1986). Nitrogen and phosphorus runoff losses from a nutrient poor tropical moist forest *Ecol.* 67: 1275-1282.
- Lewis W.M. & Saunders III J.F., (1989). Concentration and transport of dissolved and suspended substances in the Orinocco river. *Biogeochem.*, 7: 103-240.
- Mattsson T., Finer L., Kortelainen P., Sallantausta T., (2003). Brook water quality and background leaching from unmanaged forested catchments in Finland. *Water, Air and Soil Pollution*, 147:275-297.
- Marchetti R. (1991). Algal blooms and gel production in the Adriatic sea. In Barth, H., Fegan, L. (eds). Eutrophication related phenomena in the Adriatic Sea and in other Mediterranean coastal zones. Water Pollution Research Reports Series n°16, CEC DGXII, Brussels p. 21-42.
- Marchetti R., Provini A. & Crosa G. (1989). Nutrient load carried by the River Po into the Adriatic Sea, 1968-87. *Marine Pollution Bulletin*, 20: 168-172.
- Ménesguen A., Hoch T. (1997). Modelling the biogeochemical cycles of elements limiting primary production in the English Channel. I. Role of thermohaline stratification. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 146, 173-188.
- Ménesguen A., Cugier P., Leblond I., 2006. A new numerical technique for tracking chemical species in a multi-source, coastal ecosystem, applied to nitrogen causing *Ulva* blooms in the Bay of Brest (France). *Limnol. Oceanogr.*, 51 (1), 591–601.
- Meybeck M. (1982). Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers. *American Journal of Science*, 282: 401-450.

- Meybeck M. (1987). Global chemical weathering of surficial rocks estimated from river dissolved loads. *American Journal of Science*, 287: 401-428.
- Meybeck M., Cauwet G., Desery S., Somville M., Gouleau D. & Billen G. (1988). Nutrient (organic C, P, N,Si) in the eutrophic river Loire (France) and its estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1, 27,595-624.
- Nechad, B., De Cauwer, V., Park, Y., and Ruddick K. (2003). Suspended Particulate Matter (SPM) mapping from MERIS imagery. Calibration of a regional algorithm for the Belgian coastal waters, MERIS user workshop, 10-13th November 2003. European Space Agency, Frascati.
- Nilsson P. & Jansson M. (2002). Hydrodynamic control of nitrogen and phosphorus turnover in an eutrophicated estuary in the Baltic. *Water Research*, 36: 4616-4626.
- Nixon S.W. (1995). Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41: 199-219.
- Officer C.B. & Ryther J.H. (1980). The possible importance of silicon in marine eutrophication. *Marine Ecology Prog. Ser.*, 3: 383–391.
- Officer C.B., Biggs R.B., Taft J.L., Cronin L.E., Tyler M. & Boynton, W.R. (1984). Chesapeake Bay anoxia: origin, development and significance. *Science*, 223: 22–27.
- OSPAR Maritime Area based upon the first application of the Comprehensive Procedure. In Eutrophication Series. 59pp.
- OSPAR, 2002. Common assessment Criteria, their assessment levels and Area classification within the comprehensive procedure of the common procedure. OSPAR Commission. Ref No. 2002-20.
- OSPAR, 2003. OSPAR integrated Report 2003 on the Eutrophication Status of the OSPAR maritime area.
- OSPAR, 2005a. Common Procedure for the Identification of the Eutrophication Status of the OSPAR maritime area, OSPAR agreement 2005-3.
- OSPAR, 2005b. OSPAR - Intersessional Correspondence Group on Eutrophication Modelling (ICG-EMO). User guide. Final version.
- Perakis SS. & Hedin LO. (2002). Nitrogen loss from unpolluted South American forests mainly via dissolved organic compounds. *Nature* 415: 416-419.
- Rabalais N.N., Turner R.E., Justic´ D, Dortch Q., Wiseman W.J. Jr & Sen Gupta, B.K. (1996). Nutrient changes in the Mississippi River and system responses on the adjacent continental shelf. *Estuaries*, 19: 386–407.
- Redfield A. C., Ketchum B. H., Richards F. A. (1963). The influence of organisms on the composition of sea-water. In M. N. Hill (ed.), *The Sea*, John Wiley & Sons, New York, p. 12-37.
- Rahm L., Conley D., Sanden P., Wulff F. & Stalnacke P. (1996). Time series analysis of nutrient inputs to the Baltic Sea and changing DSI:DIN ratios. *Marine Ecology Progr. Ser.*, 130: 221-228.
- Rousseau, V. (2000). Dynamics of Phaeocystis and diatom blooms in the eutrophicated coastal waters of the Southern Bight of the North Sea. PhD Thesis, Université Libre de Bruxelles, Belgium, unpublished.

- Rousseau V., Becquevort S., Parent J.-Y., Gasparini S, Daro M.-H., Tackx M. & Lancelot, C. (2000). Trophic efficiency of the planktonic food web in a coastal ecosystem dominated by *Phaeocystis* colonies. *Journal of Sea Research*, 43: 357–372.
- Rousseau V., Leynaert A., Daoud N. & Lancelot C. (2002). Diatom succession, silicification and silicic acid availability in Belgian coastal waters Southern North Sea. *Marine Ecology, Prog. Ser.*, 236: 61-73.
- Rousseau V., Breton E., De Wachter B., Beji A., Deconinck M., Huijgh J., Bolsens T., Leroy D., Jans S., Lancelot C. (2004). Identification of Belgian maritime zones affected by eutrophication (IZEUT). Towards the establishment of ecological criteria for the implementation of the OSPAR Common Procedure to combat eutrophication. Belgian Science Policy, Brussels, Final report. 77 pp.
- Redfield A.C., Ketchum B.H. and F.A. Richards. (1963). The influence of organisms on the composition of sea-water. In M.N. Hill (ed.) *The Sea*. John Wiley & sons. NY pp. 12-37.
- Ruelland D. Seneque 3 : logiciel SIG de modélisation prospective de la qualité des eaux de surface. *Géomatique Expert*. 2003. 27: 12-18..
- Ruelland D, Billen G. Applicatif SENEQUE 3 : notice d'utilisation (2001-2004). Rapport d'activité PIREN-Seine 2003, développements méthodologiques et scénarios tendanciels. CNRS, Paris, 2004. 30 p.
- Ruelland D., Billen G., Garnier J., Brunstein D. A GIS interface to the Riverstrahler model of the biogeochemical functioning of river systems. Submitted to *Ecological Modelling*.
- Sabatier P. (1890). *Leçons élémentaires de chimie agricole*. Masson, éd. (Paris).
- Seitzinger S.P. and R.W. Sanders., 1999. Atmospheric inputs of dissolved organic nitrogen stimulate estuarine bacteria and phytoplankton. *Limnology and Oceanography*, 44 : 721-730.
- Seitzinger S.P., Kroeze C., Bouwman A.F., Caraco N. & Dentener F. (2002). Styles, Global patterns of dissolved inorganic and particulate nitrogen inputs in coastal ecosystems: recent conditions and future projections. *Estuaries*, 25: 640–655.
- Sferratore A., Billen G., Garnier J., Théry S. (2005). Modelling Nutrient (N, P, Si) Budget in the Seine Watershed: Application of the Riverstrahler Model using Data from Local to Global Scale Resolution. *Global Biogeochemical cycles* 19: GB4S07, doi:10.1029/2005GB0024.
- Sferratore A., Garnier J., Billen G., Conley D. & Pinault S. (in press). Silica diffuse and point sources in the Seine watershed. *Environmental Science & Technology*.
- Sferratore A., Garnier J. & Billen G., (submitted). Implementation of the silica cycle in Riverstrahler model: preliminary results. *Ecological modeling*.
- Smayda T.J., 1990. Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: evidence for a global epidemic. In Granéli E., Anderson D.M., Edler L., Sundstrøm B.G. (Eds). *Toxic marine phytoplankton*. Elsevier Science Publishing CO., Inc., New York, pp. 29-40.
- Smith S.V. (1884). Phosphorus versus nitrogen limitation in the marine environment. *Limnology and Oceanography*, 29:1149-1160.
- Taylor D., Nixon S., Granger B. & Buckley B. (1995). Nutrient limitation and the eutrophication of coastal lagoons. *Marine Ecology Prog. Ser.*, 127: 235-244.

- Telang S.A., Pockington R., Naidu A.S., Romankevitch E.A., Gitelson I.I. & Gladyshev M.I. (1991). Carbon and mineral transport in major North American, Russian Arctic and Siberian Rivers: the St Lawrence, the Mackenzie, the Yukon, the Arctic Basin rivers in the Soviet Union and the Yenisei. In *Biogeochemistry of Major World Rivers*. E.T. Degens, S. Kempe, J.E. Richey (eds). SCOPE, John Wiley & sons Ltd. pp 75-104.
- Triantafyllou G., Petihakis G., Dounas C. & Athansiaos T. (2001). Assessing marine ecosystem response to nutrient inputs. *Marine Pollution Bulletin*, 43:175-186.
- Turner R.E. & Rabalais N.N. (1994). Evidence for coastal eutrophication near the Mississippi River Delta. *Nature*, 368: 619–621.
- Turner R.E. & Rabalais N.N. (2003). Linking Landscape and water quality in the Mississippi River basin for 200 years. *BioScience*, 53: 563-572.
- Turner R.E., Qureshi N.A., Rabalais N.N., Dortch Q. Justic' D., Shaw R. & Cope J. (1998). Fluctuating silicate:nitrate ratios and coastal plankton food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences (USA)* 95, 13048–13051.
- Turner R.E., Rabalais N.N., Justic D. & Dortch Q. (2003a). Global patterns of dissolved N, P and Si in large rivers. *Biogeochemistry*, 64: 297-317.
- Turner R.E., Rabalais N.N., Justic D. & Dortch Q. (2003b). Future aquatic nutrient limitations. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 1032–1034.
- Wafar M.V.M., Le Corre P. & Birrien J.L. (1989). Transport of carbon, nitrogen and phosphorus in a Brittany River, France. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 29: 489-500.
- Wiegner T.N. & Seitzinger S.P. (2001). Photochemical and microbial degradation of external dissolved organic matter inputs to rivers. *Aquatic Microbial Ecology*, 24: 27-40.
- Zhang J. (1996). Nutrient elements in large Chinese estuaries. *Continental Shelf Research*, 16: 1023-1045.
- Zhang J., Huang W.W., Liu M.G. & Cui J.Z. (1994). Eco-social impact and chemical regimes of large Chinese rivers. A short discussion. *Water Research*, 28: 609-617.
- Zhang J., Yu Z.G., Raabe T., Liu S.M., Starke A., Zou L., Gao H.W. & Brockmann U. (2004). Dynamics of inorganic nutrient species in the Bohai seawaters. *Journal of Marine Systems*, 44:189– 212.

PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES À PARAÎTRE

- Garnier J., Sferratore A., Meybeck M., Billen G. & Dürr H. (in press). Modelling silica transfer processes in river catchments. Chapter 10. *The Silicon Cycle. Human Perturbations and Impacts on Aquatic Systems*. Edited by V. Ittekkot, D. Unger, C. Humborg and N. Tac An. Scope 66, Island Press.
- Gypens N., Lacroix G., Lancelot C. Causes of variability of the diatoms and *Phaeocystis* blooms in the Belgian coastal waters between 1989 and 2003: a model study. *J. Sea Res.*, in press.
- Lacroix G., Ruddick K., Gypens N. and Lancelot C. (2006a). Modelling the relative impact of rivers (Scheldt/Rhine/Seine) and Channel water on the nutrient and diatoms/*Phaeocystis* distributions in Belgian waters (Southern North Sea), (En soumission à *Continental Shelf Research*).

- Lacroix G., Ruddick K. and Lancelot C. (2006b). Does reducing river nutrient discharge reduce coastal eutrophication in belgian waters ? (En soumission à *Hydrobiologia*).
- Lacroix G., Ruddick K., Park Y., Gypens N. and Lancelot C. (2006c). Validation of the 3D biogeochemical model MIRO&CO with field nutrient and phytoplankton data and MERIS-derived surface chlorophyll *a* images. *Journal of Marine Systems*, (sous presse). doi: 10.1016/j. J. Mar. Sys.2006.01.010.
- Némery J. & Garnier J. (sous presss). Dynamics of Particulate Phosphorus in the Seine estuary (France). *Hydrobiologia*.
- Vanhoutte-Brunier A., Fernand L., Ménesguen A., Lyons S., Gohin F. et P. Cugier (2008a). Modelling the *Karenia mikimotoi* bloom that occurred in the western English Channel during summer 2003. *Ecological Modelling*. En révision.
- Vanhoutte-Brunier A., Ménesguen A., Lefebvre A., Cugier P. (2008b). Using a nitrogen-tracking technique in a 3D model of the primary production to assess the fueling sources of *Phaeocystis globosa* blooms in the eastern English Channel and the southern North Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci*. En révision.

ANNEXE I : EXTRAIT DE LA PROCÉDURE COMMUNE D'OSPAR : HARMONISED ASSESSMENT PARAMETERS AND RELATED ELEVATED LEVELS (EUC(2) 2005, 5/2/INFO.1)

<i>Assessment parameters</i>
<p>Category I Degree of nutrient enrichment</p> <p>1 Riverine inputs and direct discharges¹ (area-specific) Elevated inputs and/or increased trends of total N and total P (compared with previous years)</p> <hr/> <p>2 Nutrient concentrations (area-specific) Elevated level(s) of winter DIN and/or DIP</p> <hr/> <p>3 N/P ratio (area-specific) Elevated winter N/P ratio (Redfield N/P = 16)</p>
<p>Category II Direct effects of nutrient enrichment (during growing season)</p> <p>1 Chlorophyll <i>a</i> concentration (area-specific) Elevated maximum and mean level</p> <hr/> <p>2 Phytoplankton indicator species (area-specific) Elevated levels of nuisance/toxic phytoplankton indicator species (and increased duration of blooms)</p> <hr/> <p>3 Macrophytes including macroalgae (area-specific) Shift from long-lived to short-lived nuisance species (e.g. <i>Ulva</i>). Elevated levels (biomass or area covered) especially of opportunistic green macroalgae.</p>
<p>Category III Indirect effects of nutrient enrichment (during growing season)</p> <p>1 Oxygen deficiency Decreased levels (< 2 mg/l: acute toxicity ; 2 - 6 mg/l: deficiency) and lowered % oxygen saturation</p> <hr/> <p>2 Zoobenthos and fish Kills (in relation to oxygen deficiency and/or toxic algae) Long-term area-specific changes in zoobenthos biomass and species composition</p> <hr/> <p>3 Organic carbon/organic matter (area-specific) Elevated levels (in relation to III.1) (relevant in sedimentation areas)</p>
<p>Category IV Other possible effects of nutrient enrichment (during growing season)</p> <p>1 Algal toxins Incidence of DSP/PSP mussel infection events (related to II.2)</p>

¹ Principles of the Comprehensive Study on Riverine Inputs and Direct Discharges (RID) (reference number: 1998-5, as amended).