

* * *

Diplôme d'Études Spécialisées en Gestion de l'Environnement

**"Modélisation rétrospective de l'eutrophisation côtière en
réponse aux changements des activités humaines sur le bassin
versant de la Seine et de l'Escaut au cours des 50 dernières
années"**

Travail de fin d'étude présenté par
Loubna ABDESSALAMI
En vue de l'obtention du grade académique de
Diplômée d'études Spécialisées en Gestion de l'Environnement

Année Académique : 2003-2004

Directeur : Professeur Christiane LANCELOT

Remerciements

Nous tenons à remercier ici tout d'abord Madame Christiane Lancelot, directeur de ce travail de fin d'études, pour ses conseils et sa disponibilité qui nous ont permis de mener à bien la réalisation de ce travail.

Nous remercions Nathalie Gypens, doctorante au sein de l'ESA (ULB), pour son aide et ses recommandations.

Ce travail de fin d'études étant pour nous l'aboutissement du programme du « DES en Gestion de l'Environnement », de l'IGEAT, ULB, nous souhaitons en profiter ici pour remercier l'ensemble du corps professoral pour la formation reçue.

Nous tenons également à remercier notre famille et nos amis, pour leurs encouragements et dévouement, ce qui a permis la réalisation de ce mémoire dans les meilleures conditions.

Résumé

Le phénomène d'enrichissement des eaux côtières est souvent décrit comme une modification de la communauté phytoplanctonique (souvent au profit d'espèces non siliceuses ; indésirables), en réponse aux apports de nutriments (N et P) issus des activités anthropiques.

L'eutrophisation côtière de la Manche Orientale et de la partie sud de la Mer du Nord se caractérise par le développement d'efflorescences printanières de l'espèce *phaeocystis*, qui succède à une croissance précoce de diatomées.

La manifestation périodique de ces blooms est l'accumulation de mousses nauséabondes sur les plages de ces zones côtières, liés à une rupture de la chaîne trophique.

Le succès prodigieux de l'algue *Phaeocystis* dans les milieux enrichis est lié à l'apport important d'azote sous forme de nitrates, provenant surtout du lessivage des sols agricoles.

Cet excédent d'azote provoque un déséquilibre dans les rapports de nutriments à l'origine de la limitation de production des diatomées dans ces eaux côtières.

L'objectif de ce mémoire est de présenter dans un premier temps, les généralités contournant le phénomène d'eutrophisation, et dans un deuxième temps, la modélisation et son intérêt pour l'étude de cette dernière.

A travers, l'étude rétrospective sur les 50 dernières années, de l'évolution de l'eutrophisation à la Manche Orientale et à la Baie Sud de la Mer du Nord, en couplant un modèle de rivière (Riverstrahler) et un modèle écologique (MIRO), ce mémoire vise à une meilleure compréhension de l'intérêt de la modélisation pour l'étude de processus complexe et pour l'aide à la prise de décision politique. Egalement, à établir le lien entre l'enrichissement des eaux côtières et les activités humaines se déroulant dans le bassin versant.

Les simulations du Riverstrahler, nous ont permis de visualiser l'évolution de la variation des nutriments anthropogéniques au niveau de la rivière de la Seine et de l'Escaut. Ces résultats couplés aux prédictions du Miro nous ont montrés comment la communauté algale des eaux de la Manche et de la Mer du Nord se modifie en fonction de l'enrichissement et des apports des rivières.

L'analyse des données concernant la production primaire et la production secondaire met en évidence la faible efficacité trophique du transfert, entre le niveau trophique des *Phaeocystis* et celui des copépodes, suggérant que la production des poissons pourrait être également être affectés par l'eutrophisation, et surtout à long terme.

Suite à cet étude on peut conclure que seule une approche intégrant la modélisation des interactions continents-zones côtières pourra fournir la guidance nécessaire pour décider au mieux des mesures à prendre sur les bassins versants afin de réduire les efflorescences nuisibles.

Plan

Introduction

Chapitre I : Introduction générale sur la problématique d'eutrophisation

Introduction

1. *Eutrophisation : causes et conséquences socioéconomiques*
2. *Le phénomène d'eutrophisation*
 - 2.1. Définition de l'eutrophisation
 - 2.2. Conditions pour qu'il y ait une eutrophisation
 - 2.3. Manifestations de l'eutrophisation
3. *Place de l'eutrophisation et des zones côtières dans le contexte politique et législatif*
 - 3.1. La directive cadre sur l'eau 2000/60/CE
 - 3.2. Convention OSPAR

Chapitre II : Modélisation de l'eutrophisation des zones côtières en réponse aux modifications des apports de nutriments par les rivières

1. *Définition*
2. *Modèle d'eutrophisation côtière : généralités*
 - 2.1. Construction : couplage entre modèle de rivière et de mer côtière
 - 2.2. Modèle conceptuel d'écosystème aquatique
3. *Cas d'étude : Contrôle des efflorescences de Phaeocystis dans le secteur oriental de la Manche et de la Baie Sud de la mer du Nord*
 - 3.1. L'eutrophisation de la Baie Sud de la mer du Nord et les efflorescences de *Phaeocystis*
 - 3.1.1. Description de la zone d'étude
 - 3.2. Le genre *Phaeocystis*
 - 3.3. Succession saisonnière des espèces phytoplanctoniques.
4. *Modèles utilisés pour décrire l'eutrophisation de la Manche orientale à la Baie Sud de la mer du Nord en réponse à l'enrichissement en nutriments par les rivières*
 - 4.1. Modèle RIVERSTRAHLER.

- 4.2. Application du Riverstrahler aux bassins de la Seine et de l'Escaut
- 4.3. Modèle MIRO

Chapitre III : Modélisation rétrospective au cours des 50 dernières années de l'eutrophisation dans le secteur oriental de la Manche et de la Baie Sud de la mer du Nord

1. *Modélisation des apports de nutriments par la Seine et l'Escaut sur la période 1951-1998*
 - 1.1. Tendances générales : étude comparative de l'Escaut et de la Seine
 - 1.2. Analyse des simulations : Relation entre l'hydrologie et les nutriments (sources diffuses/ les nitrates-la silice)
 - 1.3. Analyse des simulations : Concentration des nutriments et de l'oxygène à l'aval des fleuves
 - 1.4. Analyse des simulations : Rapport des nutriments
 - 1.5. Analyse des simulations : L'enrichissement et les activités anthropiques
2. *Modélisation de l'évolution 1951-1998 des efflorescences algales dans la partie orientale de la Manche et la Baie Sud de la mer du Nord en réponse aux simulations RIVERSTRAHLER des apports de nutriments par la Seine et de l'Escaut*
 - 2.1. Simulations MIRO : Enrichissement hivernal
 - 2.2. Simulations MIRO : Qualité de l'enrichissement : rapport des nutriments inorganiques hivernaux:
 - 2.3. Simulations MIRO Evolution du phytoplancton entre 1951-1998 à la BCZ et à la FCZ
3. *Relation entre les efflorescences algales et les apports de nutriments*
 - 3.1. Efflorescences algales et enrichissement hivernal de nutriments
 - 3.2. Efflorescences algales et apports de nutriments par les rivières
4. *Evolution de la production primaire annuelle et impact sur la production secondaire en zone côtière belge BCZ*
 - 4.1. Efficience trophique
 - 4.2. Variation interannuelle de la production primaire nette totale et associée aux efflorescences de *Phaeocystis*
 - 4.3. Production secondaire et efficience trophique

Conclusion

Références bibliographiques

Liste des figures et tableaux

- Figure 1.1 : répartition des différentes sources de pollutions en mer : a) égouts; b) port et centre urbain; c) fleuve avec pollutions continentales ;d) usine thermique, raffinerie ; e) pollution humaine directe ; f) naufrages ; g) rejets en mer des navires ; h) plate-forme pétrolière. 3
- Figure 1.2 : Apports d'azote par l'agriculture et d'autres sources en 1990 (en milliers de tonnes). 4
- Figure 1.3 : Bilan d'azote à la surface 4
- Figure 2.1 : Représentation schématique du flux au niveau du continuum aquatique.
- Figure 2.2 : Représentation schématique d'un modèle de qualité des eaux.
- Figure 2.3 : Représentation de la zone modélisée (BCZ : zone côtière belge ; FCZ : zone côtière française ; WCH : Manche orientale).
- Figure 2.4 : Succession printanière 1995 du phytoplancton dans les eaux côtières eutrophisées de la Mer du nord.(Rousseau et al., 2000)
- Figure 2.5 : Discrétisation spatiale du modèle RIVERSTRAHLER
- Figure 2.6 : Représentation schématique du modèle Riverstrahler
- Figure 2.7 : Validation du modèle Riverstrahler (application à la rivière de la Seine). (Billen et al., 2001)
- Figure 2.8 : Prédiction climatologiques (1989-1999) MIRO et observations de nutriments et de cellules de *Phaeocystis* dans la zone côtière belge centrale (Lancelot et al., 2004).
- Figure 3.1 : Simulations RIVERSTRAHLER des apports annuels de nutriments par la Seine et l'Escaut pour la période 1951 et 1998
- Figure 3.2 : Simulations RIVERSTRAHLER des apports de nutriments par la Seine et l'Escaut :
a, b : % NO₃ et PO₄ dans l'apport respectif de N total et du P total.
c : Comparaison entre les % NO₃ et NH₄ dans l'apport de N total à l'Escaut
- Figure 3.3 : Simulations RIVERSTRAHLER : Relation entre la variation du débit (moyenne annuelle) et l'apport de nitrate.
- Figure 3.4 : Simulations RIVERSTRAHLER : Relation entre la variation du débit (moyenne annuelle) et l'apport de silice.

Figure 3.5 : Simulations RIVERSTRAHLER : Concentration (moyenne annuelle) des nutriments à l'exutoire de la Seine et de l'Escaut.

Figure 3.6 : Simulations RIVERSTRAHLER :

- a. Variation de la concentration en oxygène dans les eaux de l'Escaut et de la Seine entre 1950-1998.
- b. Variation de la concentration de l'ammonium (NH₄) et le nitrate (NO₃) de l'Escaut entre 1950-1998.

Figure 3.7 : Simulations RIVERSTRAHLER : Rapports molaires des nutriments au niveau des rivières (Seine et Escaut).

Figure 3.8 : Simulations MIRO : Evolution de la moyenne hivernale des nutriments dans la BCZ (zone côtière belge) et la FCZ (zone côtière française) au cours des 50 dernières années.

Figure 3.9 : Comparaison entre les simulations RIVERSTRAHLER des apports des nutriments par les rivières (Seine et Escaut) et la moyenne des concentrations hivernales des nutriments dans les zones côtières FCZ et BCZ (simulations MIRO).

Figure 3.10 : Simulations MIRO : Evolution des rapport des nutriments inorganiques hivernaux en FCZ (Vert) et BCZ (Noir).

Figure 3.11 : Simulations MIRO : Evolution 1951-1998 de la moyenne annuelle de la chlorophylle en BCZ et FCZ.

Figure 3.12 : Simulations MIRO : Evolution 1951-1998 de la moyenne annuelle des diatomées et des *Phaeocystis* en BCZ et FCZ.

Figure 3.13 : Simulations MIRO : evolution 1951-1998 des maxima printaniers (mg/m³) des diatomées (Max DIA : diatomées début de printemps/Max2DIA : diatomées fin du printemps) et des *Phaeocystis* en BCZ et en FCZ.

Figure 3.14 : Simulations MIRO : relation entre l'amplitudes des efflorescences de *Phaeocystis* et l'enrichissement hivernal en nitrates

Figure 3.15 : Simulations MIRO : Relations entre l'amplitude des efflorescences de diatomées précoces DIA-1 et de colonies de *Phaeocystis* PHAEO et l'enrichissement hivernal en PO₄.

Figure 3.16 : Schéma conceptuel simplifié de la chaîne trophique marine dans un écosystème dominé par les colonies de *Phaeocystis*

Figure 3.17 : Evolution comparée de la production primaire totale et celle associées aux colonies de *Phaeocystis* pendant les 50 dernières années en BCZ.

Figure 3.18 : Evolution comparée de la production primaire totale et secondaire pendant les 50 dernières années en BCZ.

Figure 3.19 : Corrélation entre l'efficacité trophique (phytoplancton – copépodes) et la part des *Phaeocystis* dans la production phytoplanctonique.

Tableau 3.1 : Simulations MIRO : Coefficient de corrélation entre les maxima atteints annuellement par les 3 groupes de phytoplancton, et les moyennes hivernales de nutriments.

Tableau 3.2 : Corrélations entre les apports de nutriments par les rivières simulés par le RIVERSTRAHLER et les moyennes du phytoplancton simulées par le modèle MIRO.

Introduction

Des efflorescences printanières de *Phaeocystis globosa*, reliées au phénomène d'eutrophisation (Lancelot et al ., 1987) sont périodiquement observées sur les côtes belges et françaises . Elles sont le résultat d'un enrichissement attribué en grande partie aux activités se déroulant dans les bassins versants de l'Escaut et de la Seine.

L'objectif de ce travail, est de réaliser une étude rétrospective de l'évolution de l'eutrophisation à la Manche Orientale et à la Baie Sud de la Mer du Nord entre 1951 et 1998. La modélisation mathématique sera l'outil qui nous permettra d'y arriver, à travers le couplage de deux types de modèles :

- le modèle Riverstrahler, qui simule les apports des nutriments par les rivières de la Seine et de l'Escaut issus des différentes activités qui y ont lieu, dont l'agriculture, et l'industrie ;
- et le modèle Miro, qui nous permettra de décrire la réponse de la communauté phytoplanctonique face à l'enrichissement de ces eaux côtières.

Afin d'atteindre cette objectif, nous avons tenu à structurer notre travail sous trois grands axes, représentant trois chapitres distincts :

Dans un premier temps, nous définirons le phénomène d'eutrophisation des eaux côtières et nous présenterons brièvement le contexte politique et législatif qui entoure cette problématique environnementale.

Ce premier chapitre nous permettra donc d'accéder aux notions générales, mais nécessaires pour la compréhension des mécanismes de l'eutrophisation et aboutira à des questions auxquelles on essayera de répondre dans les parties suivantes.

Le deuxième chapitre rentre un peu plus dans le vif du sujet. Il se consacre à expliquer ce que c'est que la modélisation, et à décrire les modèles appliqués à notre étude.

Le troisième et dernier chapitre est celui de l'illustration de notre objectif, à savoir celui d'établir le lien entre les efflorescences printanières et les activités anthropiques, ainsi que la description de la réponse du phytoplancton dans les eaux eutrophisées de la Manche orientale et la Baie Sud de la Mer du Nord. Ce chapitre présente en effet l'analyse et la discussion des résultats de la modélisation.

**Chapitre I : Introduction générale sur la problématique
d'eutrophisation**

Introduction :

Etes-vous jamais resté émerveillé par cet envahissant bleu qui caractérise les images de la terre dans le cosmos ?

Ce bleu immense n'est rien d'autre qu'un miroir qui reflète de façon physique et donc logique les mimiques que nous entretenons devant lui.

Malencontreusement, ces réfléchissements de nous-même sont loin d'être des illusions d'optique et leur contemplation devrait nous valoir quelques belles réflexions.

Depuis la haute Antiquité, l'eau, en plus d'être une source de vie, a toujours été au cœur de nos pratiques sociales, religieuses, économiques et sanitaires. L'homme a toujours cherché à conquérir l'eau, d'abord par les captages dans les toutes premières civilisations (puits, collecteurs...), ensuite par la distribution (aqueduc, canalisation...), il en a fait après une source d'énergie, avec tous le progrès de la technologie hydraulique.

Les découvertes et exploits de l'homme dans le domaine de l'eau se sont tellement multipliés pour arriver au point que nous redoutons le plus actuellement : l'eau (surtout potable) n'est plus seulement une ressource naturelle ; son appropriation par la logique capitaliste a fait d'elle en premier lieu un bien économique, objet d'échanges, et de marchandisation.

Le milieu marin par exemple joue de plus en plus un rôle primordial dans l'économie de plusieurs pays, malgré notre connaissance limitée sur la réalité de son potentiel écologique.

En effet, cette ressource (l'eau) est fragilisée et mise en danger par les différentes activités anthropiques. Dans le cas de l'Europe, 20% de toutes les eaux de surface sont gravement menacées par la pollution.¹

Fort heureusement durant les dernières années, dans le cadre d'une prise de conscience de cette problématique (ou souci d'une meilleure exploitation), de nouvelles politiques ont vu le jour, et des études scientifiques se sont développées.

L'aspect qualitatif de l'eau et du milieu naturel apparaît comme étant un enjeu pour l'avenir, et se traduit dans le cadre d'une conscience mondiale de la nécessité de la protection de l'environnement et de l'importance du développement durable, par une orientation vers une gestion de la qualité des milieux naturels et la gestion de l'eau comme bien patrimonial en vue de sécuriser ces ressources pour les générations futures (il faut préserver l'eau dans l'instant, à long terme et la restaurer si nécessaire).

¹ Brochure d'information sur la Directive cadre sur l'eau : « l'eau, c'est la vie »
<http://www.europa.eu.int/comm/environment/water/>

Dans le cadre de ce travail, on va s'intéresser particulièrement à la pollution des eaux côtières marines.

En mars 1961, le séminaire d'experts européens à Genève, adopte une définition sur la pollution des eaux continentales, qui fut ensuite extrapolée au milieu marin par la FAO (*Food and Agriculture Organisation*), à Rome en 1970, lors d'une conférence technique sur la pollution des mers :

« La pollution est l'introduction par l'homme dans le milieu marin de substances pouvant entraîner des effets délétères, tels que dommages aux ressources biologiques, dangers pour la santé humaine, entraves aux activités maritimes, y compris les pêcheries, détérioration des qualités de l'eau pour son utilisation et réduction des possibilités dans le domaines des loisirs »²

Une des conséquences redoutables de cette pollution est le phénomène d'eutrophisation (que nous développerons plus loin) qui résulte des nombreuses activités qui enrichissent le milieu en substances nutritives.

Une gestion cohérente, intégrant approche scientifique et économique aboutissant à des politiques rationnelles s'avère de plus en plus indispensable pour la sauvegarde du milieu aquatique en général et des eaux côtières en particulier.

La zone côtière :

La zone côtière à l'interface entre la terre, l'océan et l'atmosphère, joue un rôle majeur comme récepteur des substances issues de l'activité industrielle, de l'agriculture et des rejets domestiques, dont les nutriments inorganiques (N,P).

Les effets de ces activités anthropiques sur le milieu aquatique apparaissent souvent comme des changements qualitatifs dans la structure et le fonctionnement du réseau trophique conduisant à des effets indésirables comme : l'invasion du milieu par des espèces de phytoplancton toxique, extinction de certaines espèces de niveau trophique supérieur...

Les nutriments déversés dans la zone côtière dépendent de leur concentration dans la rivière, qui est en fonction de l'intensité des activités humaines et des précipitations. Toutefois, le lien entre les nutriments délivrés dans le bassin versant et les entrées dans la zone côtière, est loin d'être direct en raison des processus biogéochimiques, qui éliminent, immobilisent ou transforment ces éléments le long du continuum aquatique (Billen et al., 1991). L'assimilation biologique, l'adsorption du phosphate sur la matière en suspension, la minéralisation planctonique et benthique, la nitrification et la dénitrification sont des processus qui se déroulent au niveau de la rivière et de l'estuaire modifiant ainsi le transfert vers la côte (e.g. Billen et al., 1985 ; Zwolman, 1994 ; Billen et al., 1995 ; Ogilvie et al., 1997 ; Robinson et al., 1998).

² Colas René, La pollution des eaux (Collection Que sais-je ?), Presses universitaires de France, 1976.

De plus, les aménagements hydrauliques comme les barrages, les digues, et la modification de l'écoulement ont un impact indirect sur le rapport des nutriments à travers l'altération des différents processus au niveau de l'écosystème.

Face à l'augmentation des rejets de nutriments, et l'ampleur de plus en plus importante des efflorescences algales nuisibles, la modélisation se présente comme un outil magique pour améliorer nos connaissances sur les mécanismes de cette eutrophisation ; et établir le lien entre l'enrichissement et les activités anthropiques afin de prendre les décisions les plus rationnelles et judicieuses en matière de réduction des émissions des nutriments au niveau des bassins versants.

1. Eutrophisation : causes et conséquences socioéconomiques :

La figure 1.1 montre de façon globale, comment se répartissent les différentes sources de pollution en mer, dans un contexte urbanisé et industrialisé.

Pêche, navigation, industrie, activité offshore, affectation des terres, densité de population, tourisme... Ce sont toutes des activités humaines qui portent atteinte au milieu marin par les pollutions et les déséquilibres qu'ils occasionnent.

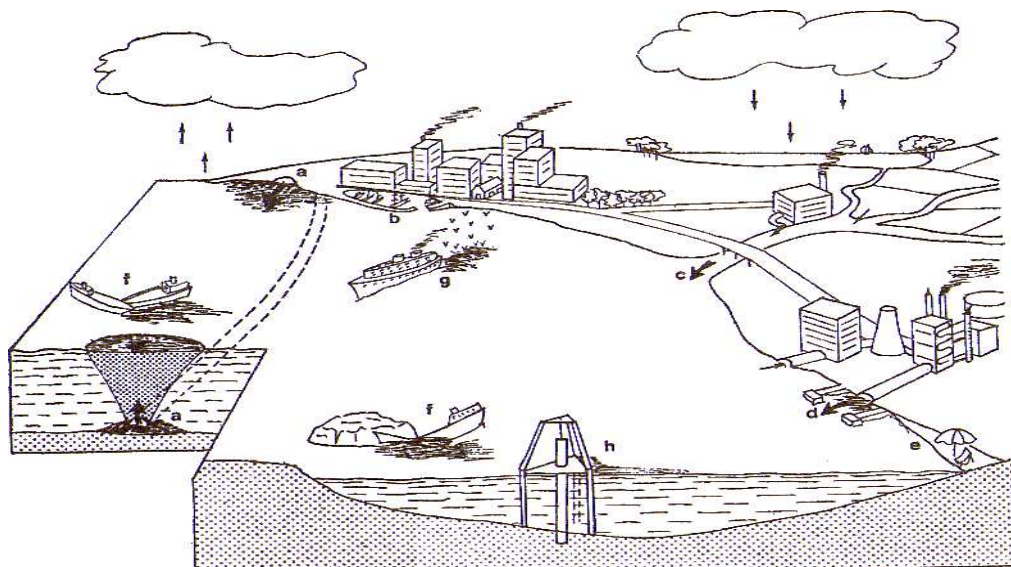


Figure 1.1 : répartition des différentes sources de pollutions en mer : a) égouts; b) port et centre urbain; c) fleuve avec pollutions continentales; d) usine thermique, raffinerie ; e) pollution humaine directe ; f) naufrages ; g) rejets en mer des navires ; h) plate-forme pétrolière.³

³ Bellan, Gérard, La pollution des mers (Collection Que sais-je ?), Presses universitaires de France, 1994.

Concernant, l'eutrophisation des eaux côtières que l'on peut qualifier d'artificielle parce qu'elle est due aux activités anthropiques se poursuivant dans le bassin versant, elle n'est pas le résultat d'une activité unique mais d'un ensemble d'activités qui diffèrent d'une région à l'autre.

Nous notons qu'en Europe par exemple, les substances nutritives (azote et phosphore) qui contribuent à ce phénomène proviennent principalement d'une source diffuse qu'est le lessivage des sols agricoles et qui accroît le taux des nitrates dans les eaux ⁴ (Fig1.2). Une autre source de nutriments, ponctuelle cette fois ci, est apportée par les effluents des eaux usées domestiques et industrielles apportant surtout du phosphore.

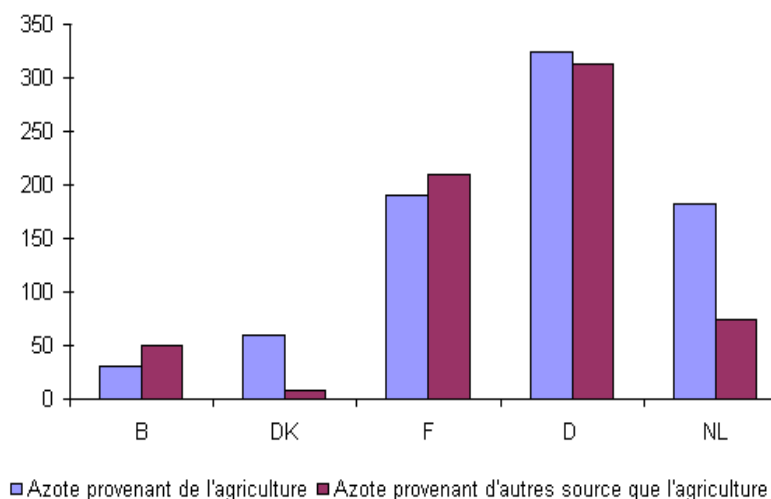


Figure 1.2 : Apports d'azote par l'agriculture et d'autres sources en 1990 (en milliers de tonnes).⁴

En effet, l'intensification de la production agricole en Europe, caractérisé par une augmentation de la production céréalière, l'accroissement des cultures oléagineuses et fourragères au détriment des prairies permanentes a engendré une utilisation excessive des engrais azotés.

Les effluents d'élevages représentent à leur tour une source d'enrichissement. Leur concentration et donc leur apport en nutriments, dépendent du type d'élevage, des systèmes de pâturages, du type de fourrage et des aliments utilisés pour le bétail.

Les Pays-Bas et la Belgique possédant une forte densité de cheptel, présentaient en 1995 les apports d'azote par les effluents d'élevage les plus élevés.

Le problème de lessivage des nitrates s'accroît, lorsque les effluents sont injectés directement dans le sol, dans le but de minimiser la volatilisation d'ammonium à l'origine des pluies acides. Mais, l'augmentation de la quantité d'azote dans les sols implique un risque de pollution par lessivage plus important.

La figure 1.3 présente les entrées et sorties d'azote dans le système agricole et permet de mieux comprendre le devenir de cet élément dans le sol.

⁴ L'azote en agriculture.

http://europa.eu.int/comm/agriculture/envir/report/fr/nitro_fr/report.htm

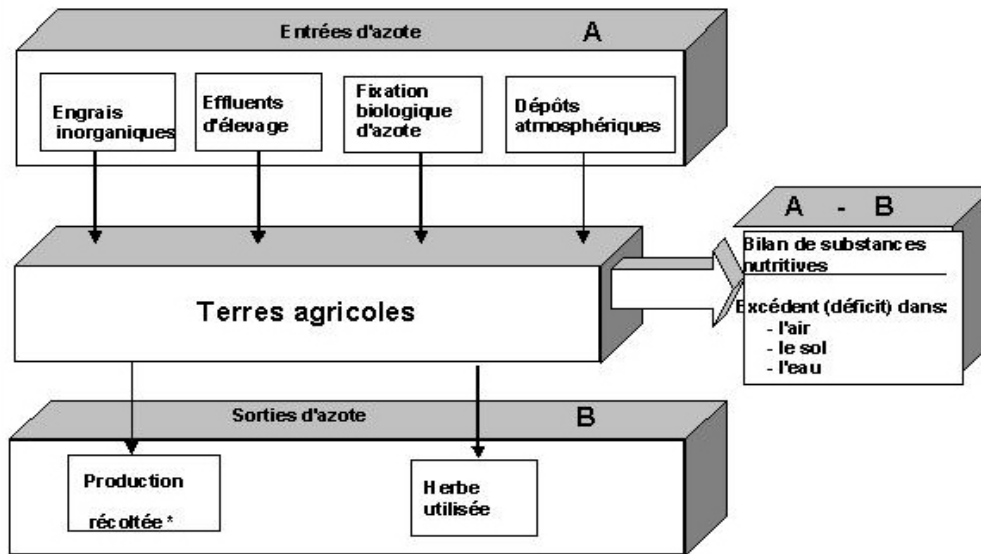


Figure 1.3 : Bilan d'azote à la surface⁴

Quant au phosphore, son usage en agriculture contribue à la pollution des eaux superficielles et de la zone côtière. Pourtant la principale source n'est pas l'agriculture mais les eaux usées industrielles et domestiques. Si on prend le cas de la France, l'apport de phosphore par l'agriculture n'est que de 23% du total.⁵

Les concentrations en phosphore ont montré une diminution dans les systèmes aquatiques européens durant la dernière décennie, due à l'amélioration des traitements des eaux usées et surtout à la substitution des phosphates par des zéolithes dans les détergents. Le phosphore provenant des industries a également connu une grande diminution.⁶

Les conséquences de l'enrichissement varient ainsi selon la quantité et le rapport entre les différents éléments nutritifs déterminés par le type d'activité prédominante dans la zone concernée. La manifestation de l'eutrophisation en dépend également.

La structure trophique, les communautés algales indigènes, le caractère hydrologique et hydraulique du bassin déterminent aussi l'ampleur et les caractéristiques de ce phénomène.

Néanmoins, le résultat commun aux zones côtières eutrophisées reste une augmentation de la biomasse algale et un changement dans la composition lequel peut avoir des répercussions négatives sur le fonctionnement de l'écosystème.⁷

⁴ L'azote en agriculture.

http://europa.eu.int/comm/agriculture/envir/report/fr/nitro_fr/report.htm

⁵ Eau et agriculture : Contribution à l'analyse d'une relation décisive mais difficile.

http://europa.eu.int/comm/agriculture/envir/report/fr/eau_fr/report.htm

⁶ Eutrophication and Health.

<http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-nitrates/eutrophication.pdf>

⁷ Rousseau Véronique, Dynamique des efflorescences de Phaeocystis et de diatomées dans les eaux côtières eutrophisées de la Baie Sud de la Mer du Nord. Thèse de doctorat présentée pour l'obtention du grade de Docteur en Sciences agronomiques, 1999-2000.

Une des manifestations extraordinaire est celle qu'on peut observer au printemps sur les côtes de la Mer du nord, en Belgique. Ses plages sont chaque année envahies par une masse d'écume (non toxique) suite à la prolifération sous la forme de colonies mucilagineuses d'une algue microscopique du genre *Phaeocystis*. L'importance de l'efflorescence est liée aux apports excessifs de nitrates (Lancelot, 1995). Les colonies, non broutées par le zooplancton indigène s'accumulent dans la colonne d'eau et, sous l'effet de l'hydrodynamisme des vagues, forment des mousses à la surface de l'eau et sur les plages et dénaturent ainsi le milieu.

En plus de ce bouleversement écologique direct, nous pouvons supposer, faute d'informations concrètes, qu'indirectement, ce phénomène participe à un ralentissement du système économique, notamment *via* l'impact sur la pêche et le tourisme.

Dans le cadre du projet fédéral belge « IZEUT » (Identification des Zones marines affectées par l'Eutrophisation), des enquêtes ont été réalisées pour évaluer la perception qualitative des efflorescences de *Phaeocystis* de la part des touristes et des pêcheurs.⁸

Quelques résultats nous semblent très intéressants :

Uniquement 10% des touristes considèrent l'accumulation des écumes sur les plages comme un problème majeur. Quelques 87% des participants considèrent par contre que les mousses sont une nuisance. Uniquement 7% voient les mousses comme un problème environnemental. Peu de personnes font le lien entre l'eutrophisation et les écumes, la plupart d'entre eux pensent que c'est une pollution inconnue (46%), ou le résultat de l'usage des détergents (34%).

Concernant les pêcheurs, la majorité d'entre eux (75%) voit l'élévation de la température des eaux de mer à la source du développement des efflorescences algales, 10% l'attribue à l'usage des fertilisants et encore 10% aux effluents d'eaux usées.

Toutefois, ces pêcheurs ne considèrent pas les efflorescences algales ou les mousses comme un danger, mais ils croient que leur occurrence est importante pour la chaîne trophique marine.

Si ce phénomène reste incompris au niveau de la société, il est certain qu'il n'est pas sans impact sur notre patrimoine écologique.

Dés lors, plusieurs questions se posent : Quelle sont les instruments dont on dispose pour gérer les eaux atteintes par l'eutrophisation ? La zone côtière, de part son importance écologique et économique, jouit-elle de mesures de gestion particulières et effectives ? Connaissons-nous suffisamment le fonctionnement de l'écosystème marin côtier et sa relation avec les apports de nutriments pour prendre les mesures les plus rationnelles ?

Avant d'aborder le côté législatif et politique de cette problématique, nous allons tous d'abord nous intéresser aux mécanismes d'eutrophisation et à sa manifestation.

⁸ Rousseau, V., Breton, E., De Wachter, B., Beji, A., Deconinck, M., Huijgh, J., Bolsens, T., Leroy, D., Jans, S. and C. Lancelot. 2004. Identification of Belgian maritime zones affected by eutrophication (IZEUT).

2. Le phénomène d'eutrophisation :

L'eutrophisation est un processus extrêmement complexe, dont le déroulement et les conséquences sont toujours très mal connues. La pollution du milieu aquatique par un apport important de nutriments azotés et phosphorés est à la base de ce processus, qui cause le déséquilibre de l'écosystème suite à la modification de la composition de l'eau et des organismes vivants dans ce milieu.

2.1. Définition de l'eutrophisation :⁹

Dans la littérature de vulgarisation et même dans certains rapports scientifiques le terme eutrophisation est employé sous plusieurs significations et parfois même sans une définition précise. En effet, la complexité de ce processus, et sa variabilité suivant le milieu aquatique concerné et ses particularités, font que la définition de l'eutrophisation soit variable.

Parmi les multiples définitions existantes, on retient les suivantes :

1. Dictionnaire technique de l'eau et des questions connexes (ed. Guy Le Prat, Paris, 1968) : Processus évolutif, naturel ou provoqué, rendant un écosystème et particulièrement un lac, de mieux en mieux pourvu de sels nutritifs (nitrate, phosphate) et donc de plus en plus riche en organismes vivants et en matières organiques.

2. Vocabulaire de l'Environnement (Hachette, 1976) : Processus d'accumulation de matières organiques dans les eaux stagnantes, dû à la prolifération et à la décomposition des végétaux non consommés, ce qui diminue la teneur en oxygène des eaux profondes. Ce processus naturel est accéléré par l'apport de matières nutritives liées aux activités humaines.

3. OCDE (1982): Eutrophication, which may be natural or « man-made », is the response in water to overenrichment by nutrients, particularly phosphorus and nitrogen. ... The resultant increase in fertility in affected lakes, reservoirs, slow-flowing rivers and certain coastal waters causes symptoms such as algal blooms, heavy growth of certain rooted aquatic plants, algal mats, desoxygenation and, in some cases, unpleasant tastes and odours.

4. Directives du Conseil des Communautés Européennes du 21 mai 1991 (91/271/CEE) relative au traitement des eaux urbaines résiduaires et du 12 décembre 1991 (91/676/CEE) relative à l'azote d'origine agricole: L'enrichissement de l'eau en éléments nutritifs, notamment des composés de l'azote et/ou du phosphore, provoquant un développement accéléré des algues et des végétaux d'espèces supérieures qui entraîne une perturbation indésirable de l'équilibre des organismes présents dans l'eau et une dégradation de la qualité de l'eau en question.

Il est intéressant de retenir cette dernière définition, pour rester conforme aux conventions internationales et à la législation qui entoure ce sujet.

⁹ Le rapport de l'IFREMER pour la Commission Européenne sur « L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France »
<http://www.ifremer.fr/envilit/pdf/documentspdf/eutropheurope.pdf>

2-2 : Conditions pour qu'il y ait une eutrophisation :⁹

Pour atteindre un niveau d'enrichissement qui soit source d'eutrophisation, il faut que certaines conditions soient présentes :

- **un confinement de la masse d'eau :** la configuration géographique d'une zone côtière peut faire que le temps de résidence des masses d'eau et surtout de leur contenu soit important, favorisant la surcharge du milieu. Dans le cas de la partie belge de la Mer du nord par exemple, la présence d'un système complexe de bancs de sable pratiquement parallèles au littoral favorise la rétention des nutriments provenant de la terre.¹⁰
- **un bon éclaircissement de la suspension algale :** en effet, l'eutrophisation touche surtout les lagunes et les eaux littorales peu profondes comme celle de la Mer du nord belge (environ 20 m en moyenne et 35 m au maximum).
- **Des apports de nutriments terrigènes en excès :** si la capacité d'évacuation ou de dilution d'un milieu aquatique est dépassé par un apport important de nutriments, celui-ci s'enrichit jusqu'à l'eutrophisation.

Le bassin versant, joue un rôle important dans l'apport de nutriments via les fleuves et les estuaires qui débouchent dans la zone côtière. Le type d'activités se déroulant sur ce bassin versant définissent aussi le type et la quantité d'apports arrivant à la côte, à leurs transformations près (assimilation, élimination, sédimentation) dans le fleuve et l'estuaire.

On peut par la suite définir la notion de zone côtière sensible à l'eutrophisation comme étant la conjonction d'une zone marine à faible renouvellement hydraulique et d'un bassin versant hydrogéologiquement régulé, assurant un enrichissement continu.

⁹ Le rapport de l'IFREMER pour la Commission Européenne sur « L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France »

<http://www.ifremer.fr/envilit/pdf/documentspdf/eutropheurope.pdf>

¹⁰ Caractéristiques de la Mer du Nord

http://fg.wikipedia.org/wiki/Mer_du_Nord

Données concernant la partie belge de la Mer du Nord

<http://www.mumm.ac.be/FR/NorthSea/index.php>

2-3 : Manifestations de l'eutrophisation :

Les manifestations de l'eutrophisation peuvent prendre deux aspects, soit une prolifération importante des macrophytes, soit une augmentation de la masse phytoplanctonique.

Ce déséquilibre dans la composition de la biocénose, s'accompagne souvent de l'apparition d'espèces non siliceuses indésirables.

Les effets manifestes de l'eutrophisation apparaissent souvent comme des changements qualitatifs de la structure et du fonctionnement du réseau trophique au niveau du pelagos et du benthos, avec comme résultats de nombreux effets adverses. Peu d'effets bénéfiques, comme l'augmentation des ressources biologiques ont été attribués à l'eutrophisation.⁷

Les espèces non siliceuses soutenues par les apports anthropiques de nutriments additionnels (azote et phosphore) incluent souvent des espèces nuisibles, toxiques ou « inbroutable » par le zooplancton indigène ce qui a des conséquences indésirables.

En parallèle, diminution d'oxygène, mortalité des poissons, réduction de la biodiversité, et raccourcissement de la chaîne trophique peuvent également être observés dans les eaux eutrophisées.

3. Place de l'eutrophisation et des zones côtières dans le contexte politique et législatif :

3.1. La directive cadre sur l'eau 2000/60/CE :

Actuellement, différentes directives européennes, orientent la gestion des zones côtières et luttent implicitement contre l'eutrophisation :

. La directive 96/61/CEE du Conseil du 24 septembre 1996 relative à la prévention et à la réduction intégrée de la pollution ;

. La directive 91/271/CEE du Conseil du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires ;

. La directive 91/676/CEE, du Conseil du 12 décembre 1991 concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles.

Les prescriptions de ces dernières sont reprises dans la directive cadre 2000/60/CE du 23 octobre 2000 établissant des bases pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Celle-ci introduit une nouvelle vision : une gestion par bassins hydrologiques au delà des frontières politiques, et étend la portée de la protection des eaux à toutes les eaux (rivières, lacs, eaux côtières et souterraines).¹¹

Son grand objectif est que toutes les eaux européennes affichent un bon état de qualité d'ici 2015.

⁷ Rousseau Véronique, Dynamique des efflorescences de Phaeocystis et de diatomées dans les eaux côtières eutrophisées de la Baie Sud de la Mer du Nord. Thèse de doctorat présentée pour l'obtention du grade de Docteur en Sciences agronomiques, 1999-2000.

¹¹ Brochure d'information sur la Directive cadre sur l'eau : « l'eau, c'est la vie »
<http://www.europa.eu.int/comm/environment/water/>

Toutefois, des objectifs chiffrés, pour les différentes eaux des différents pays ne sont toujours pas annoncés vu que les études économiques et les analyses des impacts des activités humaines sont toujours en cours.

Une politique commune, ou plus précisément une directive européenne existe donc, mais ne portera ces fruits qu'à partir de décembre 2006, selon les dates d'échéances précisées pour la mise en œuvre commune de la directive.¹¹

Un vide législatif et une incohérence des politiques qui différaient d'un pays à l'autre concernant la gestion du littoral, a longtemps menacé le développement soutenable de ces zones.

En effet, un des premiers problèmes était la définition de l'espace à gérer : « mer côtière », « eaux côtières », « mer proche des côtes », « long des rivages » ... ?

Les concepts étant de plus en plus véhiculés en anglais, le mot littoral, a été supplanté par le mot « coastal zone » que l'on traduit par « zone côtière » et qui apparaît en français une notion plus restrictive que celle de littoral¹². Toutefois, cette notion est celle reprise par la directive cadre sur l'eau 2000/60/CE.

Le deuxième problème qui est toujours à l'ordre du jour, est le fait que, pour comprendre et apprécier les causes de l'altération de cet espace dans le but d'une meilleure gestion, il faudrait comprendre les sources de ces changements et leur évolution dans le temps. Mais il est difficile de faire une description complète et précise des activités qui affectent la zone côtière, vu que les pays ne dressent pas systématiquement les statistiques démographiques, et ne recueillent pas les données correspondantes d'occupation des terres, spécifiquement pour cette zone.¹³

Enfin, les limites des connaissances concernant la dynamique du milieu marin côtier et sa relation avec les activités humaines posent, encore aujourd'hui, une entrave à la gestion efficace du littoral et des activités qui l'influencent.¹³

¹¹ Brochure d'information sur la Directive cadre sur l'eau : « l'eau, c'est la vie »

<http://www.europa.eu.int/comm/environment/water/>

¹² Ouvrage réalisé sous la direction de Maryvonne Bodiguel, **Le Littoral entre nature et politique**, l'harmattan, 1997.

¹³ Convention Ospam: Bilan de santé 2000 ; Évaluation général chapitre 6
www.ospar.orh/fr/html/welcome.html

3.2. Convention OSPAR :¹⁴

La convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-est, connu sous le nom de convention OSPAR constitue le résultat du rassemblement des deux conventions qui l'ont précédée, les pionnières dans le domaine de la protection des eaux marines.

Il s'agit de

- la convention d'Oslo (rentrée en vigueur en 1974) : convention pour la prévention de la pollution marine par les opérations d'immersion effectuées par les navires et les aéronefs ;
- la convention de Paris (rentrée en vigueur en 1978) : convention pour la prévention de la pollution marine d'origine tellurique.

La convention d'OSPAR a été signée par les parties contractantes des deux conventions citées en haut (Tous les Pays riverains dont la France, la Belgique...) en septembre 1992, mais n'est rentrée en vigueur qu'en mars 1998, par la formation d'une commission OSPAR qui adopta des stratégies pour orienter ses futurs travaux dans les quatre grands secteurs suivants :

- Protection et conservation des écosystèmes et de diversité biologique ;
- Substances dangereuses ;
- Substances radioactives ;
- Eutrophisation.

La stratégie de lutte contre l'eutrophisation a pour objectif principal de « combattre l'eutrophisation dans la zone maritime OSPAR, ceci dans le but de parvenir à et de maintenir un milieu marin sain où les phénomènes d'eutrophisation ne se produiront pas. » La commission vise l'atteinte de cet objectif d'ici l'an 2010. Elle a opté pour l'intégration à sa nouvelle stratégie, de l'engagement d'une diminution de 50% des apports d'azote et de phosphore, engagement déjà pris lors de la conférence des ministres de la Mer du nord, tenue en 1987 et qui visait une réduction entre 1985 et 1995.

Sachant que l'engagement de réduction des apports n'a pas été atteint pour la période 1985-1995, surtout pour la Mer du nord où l'eutrophisation est toujours manifeste, on peut se poser les questions suivantes dans un deuxième temps :

Est-il possible d'atteindre la réduction demandée ?

Les mesures proposées ciblent-elles les sources de nutriments ad hoc ?

Avons-nous la connaissance suffisante pour prédire quel sera le résultat de l'application des mesures sur la qualité de la mer du nord ?

¹⁴ Convention Ospar: Texte de la convention; Bilan de santé 2000.
www.ospar.orh/fr/html/welcome.html

Et s'interroger sur la viabilité de cet engagement en se demandant si ce genre de décisions politiques s'appuient sur des bases scientifiques solides.

Actuellement, les outils d'aide à la décision, comme la modélisation des processus complexes offre la possibilité d'étudier ces phénomènes, en réalisant des études prospectives et rétrospectives, pouvant être à l'origine d'une plus grande précision et cohérence des objectifs politiques visés.

Chapitre II : Modélisation de l'eutrophisation des zones côtières en réponse aux modifications des apports de nutriments par les rivières

Cas d'étude : Contrôle des efflorescences de *Phaeocystis* dans le secteur oriental de la Manche et de la Baie Sud de la mer du Nord

Le développement d'outils tels que les modèles mathématiques, peut être considéré comme une réponse positive à des besoins de gestion de plus en plus importants. L'attente des gestionnaires en terme d'outils d'aide à la décision surtout en terme de gestion de la qualité des eaux devient de plus en plus grande face à la détérioration de ce milieu et également suite à la mise en œuvre de la directive cadre sur l'eau.

Mais, C'est quoi un modèle ?

1. Définition :

Un modèle est « une construction mathématique visant à caractériser un écosystème par un ensemble fini de composants (vivants et non vivants) agrégés (variables d'état) qui interagissent entre eux de manière complexe (équations) et avec l'environnement (contraintes) et permettant de décrire l'évolution du système dans le temps et dans l'espace.

Les liens ou équations qui relient les variables d'état constituent un ensemble de mécanismes faisant intervenir des phénomènes fondamentaux physiques, chimiques, biologiques et biochimiques. »

Un modèle mathématique mécanistique, a pour objectif d'établir le lien entre les propriétés microscopiques d'un écosystème donné, définies par les propriétés biologiques, physiologiques, et biochimiques, qui sont influencés par différentes contraintes extérieures, comme le climat et les activités anthropique, et les propriétés macroscopiques telles que les efflorescences algales, ou le déficit en oxygène...La modélisation ne vise pas à reproduire la nature dans tous ses détails, mais en se fixant des objectifs d'étude, on choisit les processus clefs pour atteindre ces objectifs.

La modélisation mécanistique offre ainsi, une opportunité indiscutable, de vérification des connaissances, et lorsque celle-ci est acquise un outil de prédiction.

2. Modèle d'eutrophisation côtière : généralités

2.1. Construction : couplage entre modèle de rivière et de mer côtière

Sur base du cycle de l'eau et du concept de continuum aquatique, on peut construire une suite de modèles couplés à l'échelle du continuum aquatique formé par la rivière, l'estuaire et la mer côtière (Fig. 2.1). Ainsi les modèles de rivière et d'estuaire décrivent les transformations de nutriments et les efflorescences algales en fonction des émissions de nutriments par les sources ponctuelles et diffuses et calculent à l'exutoire les apports de nutriments à la mer. Le modèle de mer côtière calcule à son tour les transformations de nutriments et les efflorescences algales en fonction des apports de nutriments par la rivière et l'estuaire. Par le couplage de ces 2 modèles il est ainsi possible de décrire et prédire l'impact des émissions de nutriments par le bassin versant sur l'eutrophisation de la zone côtière et ainsi de tester l'effet de différentes politiques d'épuration sur l'état de la mer.

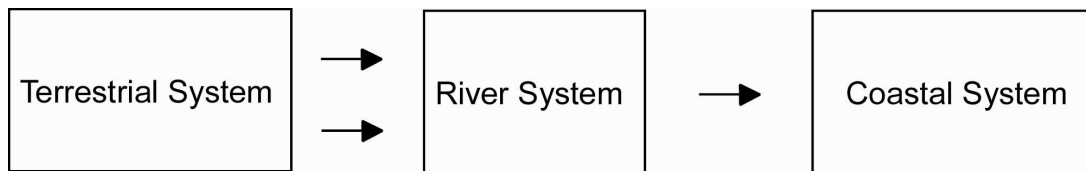


Figure 2.1 : Représentation schématique du flux au niveau du continuum aquatique.

2.2. Modèle conceptuel d'écosystème aquatique

Chaque modèle résulte du couplage entre un modèle hydrologique (ou hydrodynamique) décrivant les mouvements de l'eau et un modèle écologique. La structure trophique de ce dernier, définie par le nombre de variables d'état est choisie en fonction des objectifs du modèle et de la connaissance a priori du fonctionnement de l'écosystème. La Fig. 2.2. illustre la représentation la plus simple qu'on puisse imaginer pour décrire les phénomènes d'eutrophisation : à savoir 4 variables d'état pour représenter les nutriments, 1 variable pour représenter la matière organique, 2 variables pour représenter le phytoplancton, 2 variables pour le zooplancton et une variable pour les bactéries.

Les flèches décrivent les interactions entre les différentes variables d'état et sont formulées par des équations mathématiques. Ces équations sont paramétrisées sur base d'études ciblées de processus ou d'une revue de la littérature scientifique sur le sujet.

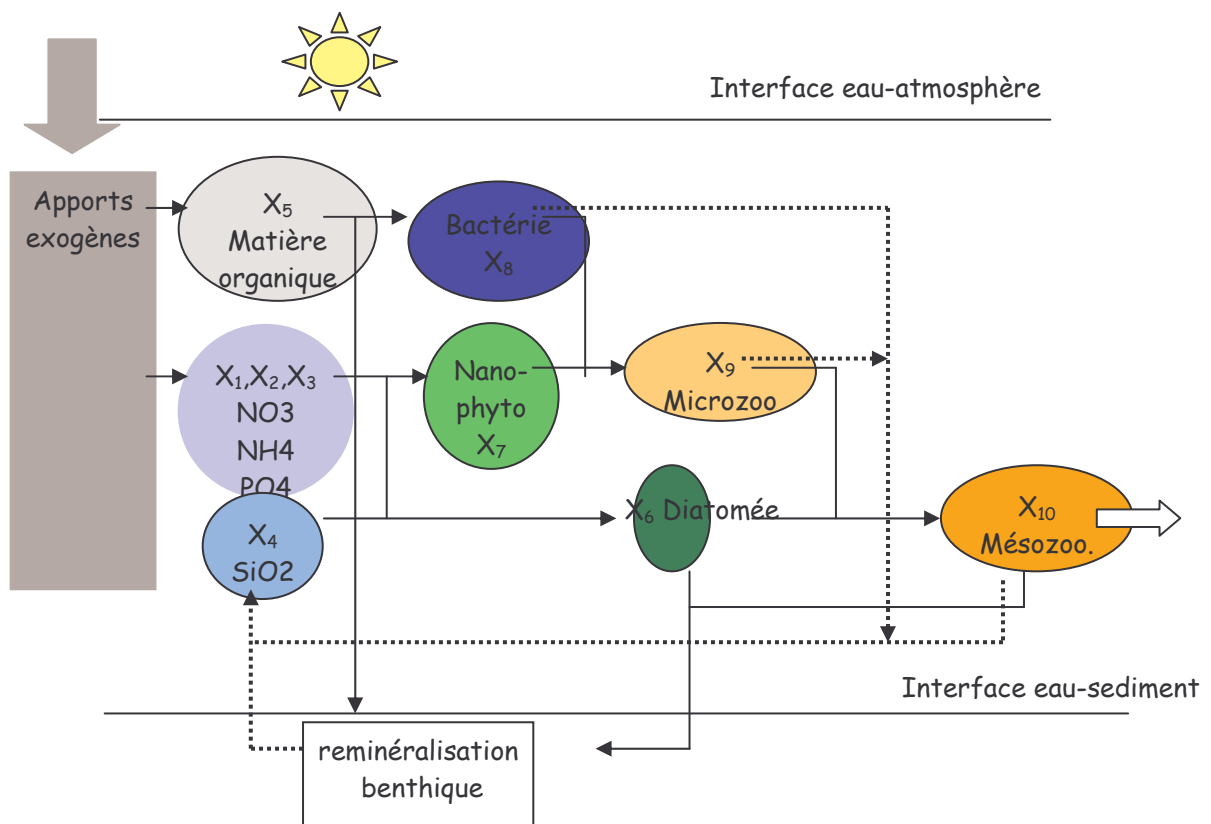


Figure 2.2 : Représentation schématique d'un modèle de qualité des eaux.

La **mise en place** d'un modèle écologique, commence par l'identification du problème, la définition des variables d'état et la paramétrisation des équations. Ensuite, et avant l'application sur le site à étudier, il faut définir les contraintes environnementales, et les limites de celui-ci. L'identification des banques de données doit également être faite, pour pouvoir évaluer la capacité de prédiction du modèle en confrontant les résultats du modèle avec les observations spatio-temporelles récoltées sur le site. Si l'application du modèle à une autre situation que celle de calibration est réussie, on peut dire que le modèle est validé. A partir, de cet instant, le modèle peut être exploité pour l'analyse de la dynamique du système où bien, pour la réalisation de scénarios rétrospectifs et prospectifs.

3. Cas d'étude : Contrôle des efflorescences de *Phaeocystis* dans le secteur oriental de la Manche et de la Baie Sud de la mer du Nord.

3.1. L'eutrophisation de la Baie Sud de la mer du Nord et les efflorescences de *Phaeocystis*

3.1.1 Description de la zone d'étude

La baie sud de la Mer du nord, est fortement influencée par le bassin versant de l'Escaut qui couvre une superficie de 21863 Km² et qui traverse une zone à densité de population de 522 hab. /Km², avec une activité industrielle (source de 80% d'azote et 66% de phosphore pour l'ensemble des émissions du bassin versant de la BCZ) et agricole (52% du total de fertilisants utilisés dans le bassin versant de la BCZ) importantes. À cela s'ajoute les apports de la zone côtière française assurés par la Seine, traversant un des plus grand centre urbain de l'Europe (Paris, 10 millions d'habitants), avec une grande activité industrielle (surtout au Havre et à Rouen) et une agriculture intensive, Due à la circulation résiduelle des masses d'eau (Sud-ouest vers Nord-Est) les apports s'accumulent depuis la Baie de Seine jusqu'à la zone côtière belge et plus au Nord.

L'enrichissement des eaux côtières principalement en azote et en phosphore stimule le développement du phytoplancton pendant le printemps. La biomasse augmente avec un gradient croissant, en partant de la Manche vers la Mer du nord. Les apports enrichis en N et P comparés à la silice (quasi non influencée par les activités humaines) favorisent le développement des colonies gélatineuses de *Phaeocystis* et limitent celui des diatomées siliceuses (Lancelot, 1995).

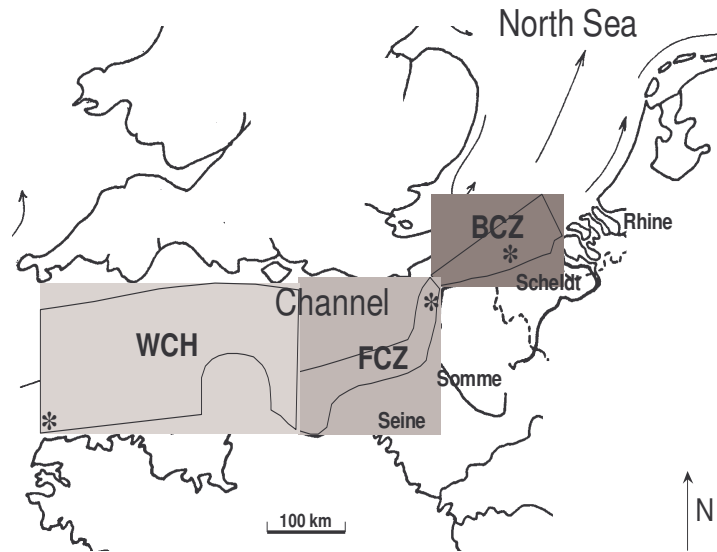


Figure 2.3 : Représentation de la zone modélisée (BCZ : zone côtière belge ; FCZ : zone côtière française ; WCH : Manche orientale).

3.2. Le genre *Phaeocystis*

Phaeocystis sp. appartient à la classe des Prymnesiophyceae Hibberd, à l'ordre des Phaeocystales Medlin et à la famille des Phaeocystaceae Lagrheim. Ce genre, contient le plus d'espèces avec la capacité de produire des efflorescences monospécifiques dans des environnements marins et estuariens divers.

Phaeocystis sp. se caractérise par un cycle de vie hétéromorphique qui alterne entre un stade en colonies composées par des milliers de cellules encastées dans une matrice gélatineuse pouvant atteindre quelques millimètres de diamètre et un autre stade sous différentes formes de cellules libres qui sont difficilement broutées par les protozoaires (Weisse et al. 1994).

Le rôle des colonies dans le réseau trophique, est très complexe vu qu'il dépend de la taille de ces dernières (Weiss et al. 1983), et des caractéristiques du méso zooplancton indigène (Weisse et al. 1994 ; Wassman 1994).

Les facteurs qui contrôlent l'apparition et la dominance des *Phaeocystis* sont toujours très mal connus et en particulier les raisons du passage des cellules libres à la formation des colonies.

La limitation en phosphore est actuellement supposée être à l'origine de cette transformation (Veldhuis and Admiraal 1987). De plus, des expériences avec des cultures de *Phaeocystis* (Riegman et al. 1992) ont montré que les colonies se répondeent en présence de nitrates, ce qui explique le développement massif de ces colonies dans les eaux côtières eutrophisées (Riegman et al ., 1992 ; Smith et al ., 1991 ; Lancelot et Rousseau, 1994 ; Lancelot et al ., 1998).

3.3. Succession saisonnière des espèces phytoplanctoniques

Tout au début du printemps, une communauté de diatomées formée par des espèces néritiques hivernales incluant *Thalassiosira neredenskoldii*, *T. rotula*, *Asterionella glacialis*, *Thalassionema nitzschoide*, *Plagiogramma brockamaniai*, et *Skeletonema costatum* forment le début des efflorescences printanières. Lorsque celles-ci commencent leur déclin, les colonies de *Phaeocystis* commencent à se réponde dans le milieu aquatique.

La limitation en silice est considérée comme la responsable de l'arrêt du développement des diatomées (Billen et al 1991) favorisant ainsi la prolifération des colonies de *Phaeocystis* soutenue par l'excès de nitrate (Lancelot et al 1998).

Pendant et après l'efflorescence de *Phaeocystis* se développe une communauté de diatomées composée de *Guinardia* sp. et dont les besoins en silice sont faibles.

Contrairement aux *Phaeocystis*, qui disparaissent rapidement après le « bloom », les diatomées sont toujours présentes dans l'eau et contribuent efficacement dans la communauté phytoplanctonique pendant toute la saison (Lancelot et al 1998), même au moment des efflorescences de *Phaeocystis*. (Fig4)

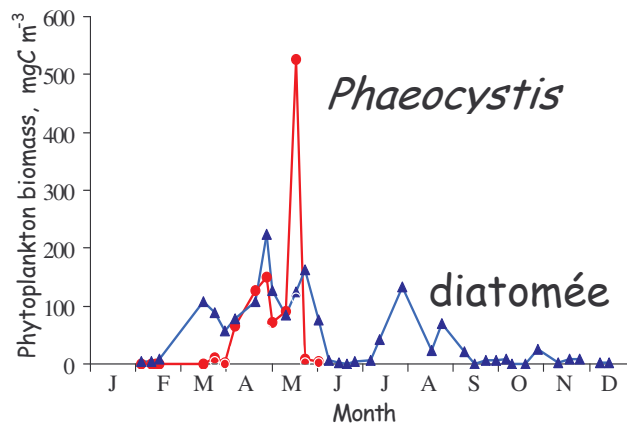


Figure 2.4 : Succession printanière 1995 du phytoplancton dans les eaux côtières eutrophisées de la Mer du Nord. (Rousseau et al., 2000)

4. Modèles utilisés pour décrire l'eutrophisation de la Manche orientale à la Baie Sud de la mer du Nord en réponse à l'enrichissement en nutriments par les rivières

L'outil de modélisation résulte du couplage entre les simulations des apports de nutriments à la mer par les fleuves réalisées par le modèle RIVERSTRAHLER à un deuxième modèle (MIRO) qui décrit la dynamique des efflorescences algales (diatomées et colonies de *Phaeocystis*) au niveau de la zone côtière en fonction de l'enrichissement en nutriments anthropiques.

4.1. Modèle RIVERSTRAHLER.

Le modèle RIVERSTRAHLER (Billen et al., 1994 ; Billen et al., 1999 ; Billen et al., 2001 ; Garnier et al., 1995) est un modèle simplifié du fonctionnement biogéochimique d'un réseau hydrographique. Ce dernier est décrit par le modèle comme une combinaison de bassins schématisés comme une régulière confluence de tributaires d'ordre croissant. (Fig5)

Le principe est de décrire le comportement moyen des cours d'eau de chaque ordre caractérisé par : la longueur, la largeur, la pente, et la surface du bassin versant.

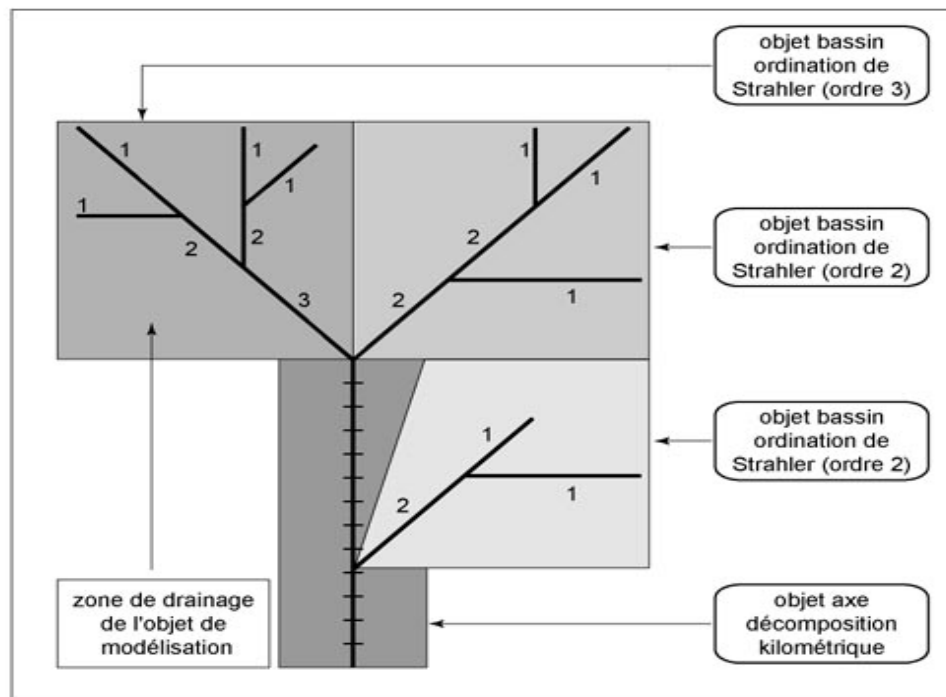


Figure 2.5 : Discrétisation spatiale du modèle RIVERSTRAHLER

Ce modèle est composé d'un module hydrologique (HYDROSTRAHLER), et d'un module des processus biogéochimiques en milieu aquatique (RIVE) représentant la cinétique entre les différents processus biologiques.

Le premier estime les flux d'eau à partir des données de pluviométrie et d'évapotranspiration en intégrant une composante superficielle et une composante phréatique de l'écoulement spécifique afin de calculer les débits.

Le deuxième module, quant à lui, décrit la cinétique entre le cycle du carbone et le cycle des nutriments. Les compartiments biologiques sont représentés par des espèces d'algues, des organismes zooplanctoniques, et des bactéries hétérotrophes et nitrifiantes. Les macrophytes et les bactéries fécales sont également prises en compte. L'ensemble permettant d'évaluer la qualité des eaux suite à la description de la concentration en oxygène et en nutriments.

Lors de la prise de décision, ce modèle permet d'orienter les choix par la prise en compte des relations entre débits, rejets, et niveau de qualité.

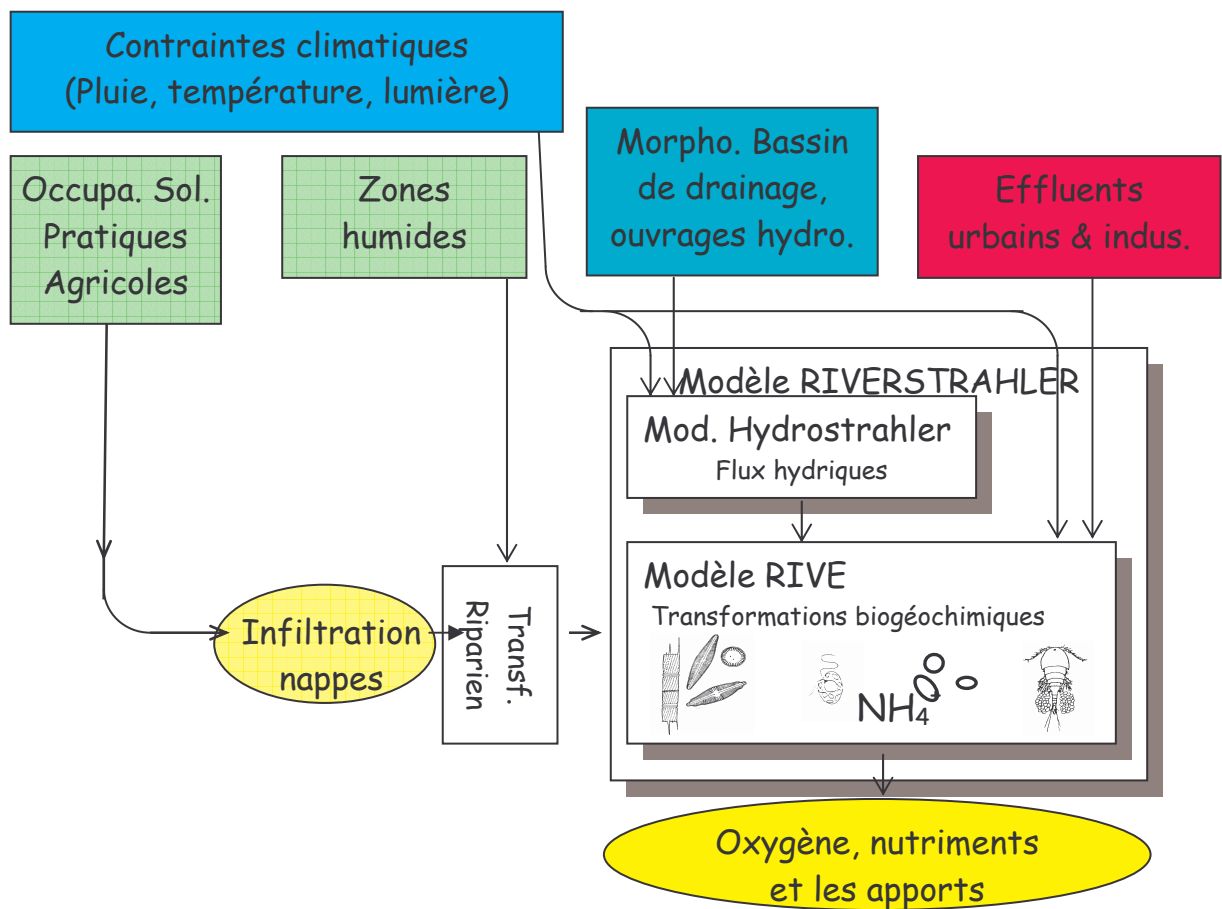


Figure 2.6 : Représentation schématique du modèle Riverstrahler

4.2 Application du Riverstrahler aux bassins de la Seine et de l'Escaut :

Pour notre application nous utiliserons les résultats du modèle RIVERSTRAHLER appliqué au bassin de la Seine (Billen et al., 2001) et de l'Escaut (Billen et al. , 2004) et validés sur une période de 50 ans grâce à de nombreuses données récoltées par les agences de bassin. Cette période est intéressante car elle a vu des changements sensibles dans les activités humaines et l'émission des nutriments

La fig2.7 montre les données et les simulations RIVERSTRAHLER des nutriments (N, P, Si) sur une période de 50 ans à l'exutoire de la Seine et en tête d'estuaire (Station Caudebec).

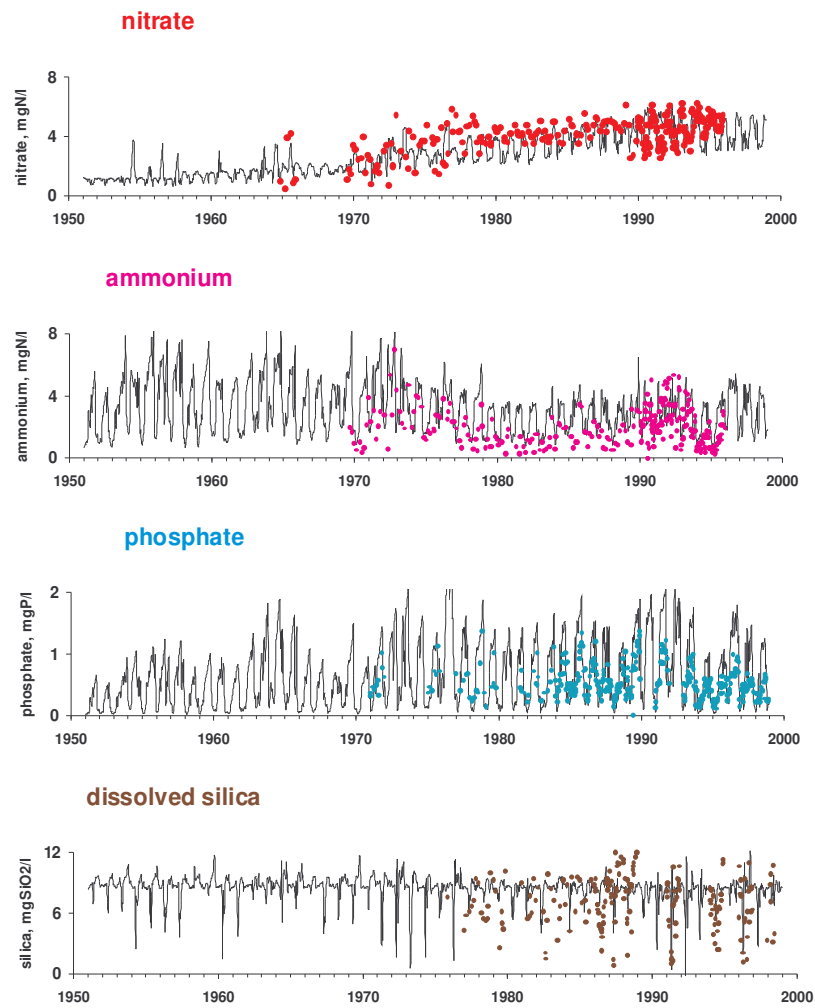


Figure 2.7 : Validation du modèle Riverstrahler (application à la rivière de la Seine). (Billen et al., 2001)

4.3. Modèle MIRO :

Le modèle MIRO (Lancelot et al., 1997 ; 2004) est un modèle écologique pour l'étude des efflorescences de *Phaeocystis* en relation avec les nutriments. Il décrit le cycle du carbone, d'azote, phosphore, et de la silice, à travers les caractéristiques chimiques et biologiques des compartiments du phytoplancton et du benthos de la zone côtière.

Ce modèle comprend 32 variables d'état et plusieurs paramètres. Il résulte de l'intégration de 4 modules qui décrivent la dynamique du phytoplancton, du zooplancton, de la dégradation de la matière organique particulaire et dissoute, et la régénération des nutriments dans la colonne d'eau et les sédiments. Le module phytoplanctonique, comprend 3 groupes : les diatomées, les nanoflagelles, et les colonies de *Phaeocystis*. Le module zooplanctonique comprend deux groupes : le microzooplancton et le mésozooplancton responsable du broutage des diatomées et du microzooplancton (les colonies de *Phaeocystis* de par leur taille échappent au broutage).

Le modèle décrit également la dégradation de la matière organique par les bactéries planctonique et benthiques ainsi que les processus de recyclage de nutriments qui leur sont associés.

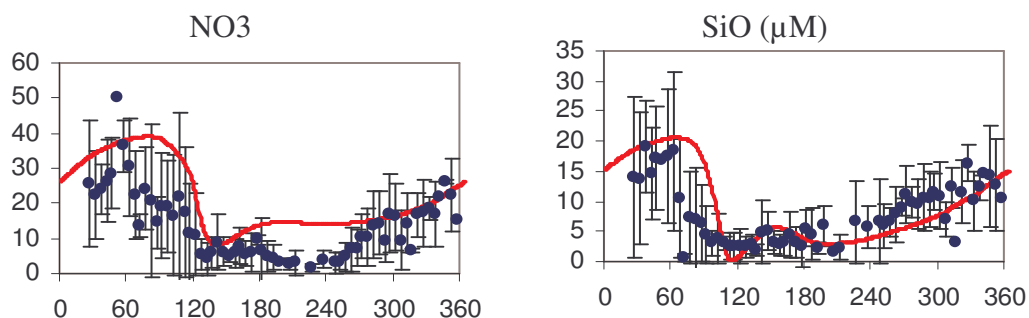
Pour sa première application au niveau des eaux côtières de la Mer du nord, un modèle multi boîte a été considéré.

Afin de prendre en compte l'aspect cumulatif de l'enrichissement par les eaux atlantiques et les apports de la Seine ainsi que ceux de l'Escaut, deux boîtes successives ont été choisies à partir de la Baie de la Seine jusqu'à la zone côtière belge : la zone côtière française FCZ recevant les apports de la Seine et la zone côtière belge BCZ recevant les eaux de l'Escaut. Elles ont été choisies sur base du régime hydrologique de la zone, et sont considérées comme étant homogènes.

Chaque boîte, possédant ses propres caractéristiques (superficie, profondeur, température, et conditions de lumière) est traitée comme un système ouvert, recevant les apports d'eau à partir de la boîte antérieure et exportant de l'eau au niveau de la boîte suivante.

Les variations saisonnières des variables d'état sont calculées par la résolution des différentes équations exprimant la conservation de la masse dans le système selon la procédure EULER.

La capacité de prédiction du modèle MIRO est décrite dans Lancelot et al. (2004) et est illustrée par la Fig.2.8.



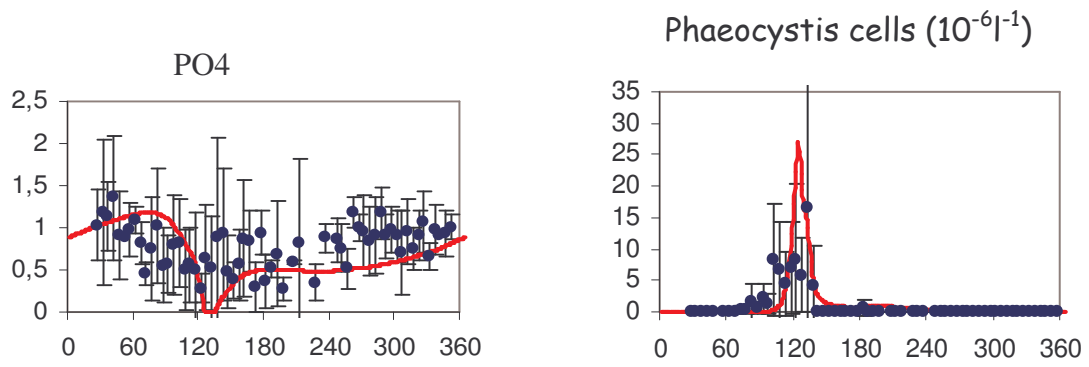


Figure 2.8 : Prédictions climatologiques (1989-1999) MIRO et observations de nutriments et de cellules de *Phaeocystis* dans la zone côtière belge centrale (Lancelot et al., 2004).

Chapitre 3 : Modélisation rétrospective au cours des 50 dernières années de l'eutrophisation dans le secteur oriental de la Manche et de la Baie Sud de la mer du Nord.

1. Modélisation des apports de nutriments par la Seine et l'Escaut sur la période 1951-1998

1.1. Tendances générales : étude comparative de l'Escaut et de la Seine

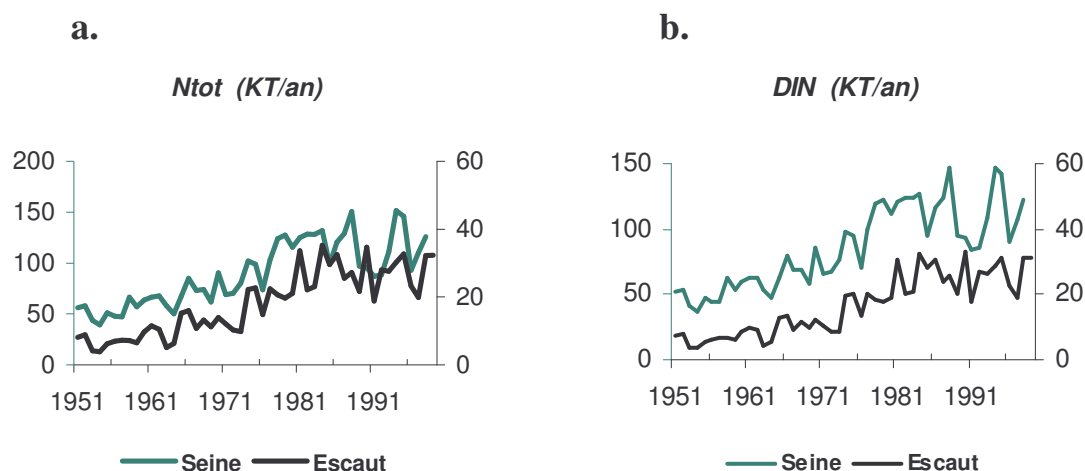
La figure 3.1 compare les simulations des apports annuels des nutriments à la mer par la Seine et l'Escaut pendant la période 1951-1998, ainsi qu'obtenues par l'application du modèle RIVERSTRAHLER (Billen et al., 1999, 2001)

Au niveau des deux rivières (Seine et Escaut), on remarque que les tendances de variation des apports sont très semblables pour chaque nutriment (N, P, Si). Toutefois, on observe que les apports de la Seine sont plus importants que ceux de l'Escaut et cela en raison du débit environ 4 fois plus élevé de la Seine (cf. Fig.3.3).

Les résultats de la simulation (Fig. 3.1) montrent que les flux d'azote, de phosphore et de silice (N, P, Si) subissent tous les trois des variations pendant le demi siècle dernier, mais avec une fluctuation et une chronologie différentes.

Ainsi, les résultats du modèle montre que les apports d'azote par la Seine et l'Escaut ont augmenté respectivement de 56 à 126 KT/an et de 8 à 32 KT/an entre 1951 et 1998 (Fig.3.1a). Une grande partie de cette augmentation résulte de celle continue des apports d'azote inorganique (DIN=NO₃+NH₄) dès le début des années 50 (Fig1b).

Si on analyse de manière plus pointue les simulations des formes inorganiques de N (NH₄ et NO₃) les résultats du modèle montrent une nette différence et ce pour les 2 rivières. Ainsi l'augmentation de NH₄ est simulée jusqu'à la moitié des années 70 ; on observe ensuite un plateau jusqu'à la fin des années 80, suivi d'une diminution vers des valeurs correspondants aux années 60 (Fig1c). En fait l'essentiel des apports de DIN sont sous la forme NO₃ (Fig.3.1b,d) et les simulations RIVERSTRAHLER montrent une augmentation continue depuis les années 50 avec une phase exponentielle durant la période 1975-1985 (Fig. 3.1d). Il est intéressant de noter que les tendances sont synchrones pour les 2 fleuves à l'exception du début des années 70 où le modèle suggère une diminution des apports de NO₃ par l'Escaut seulement (Fig1c,d).



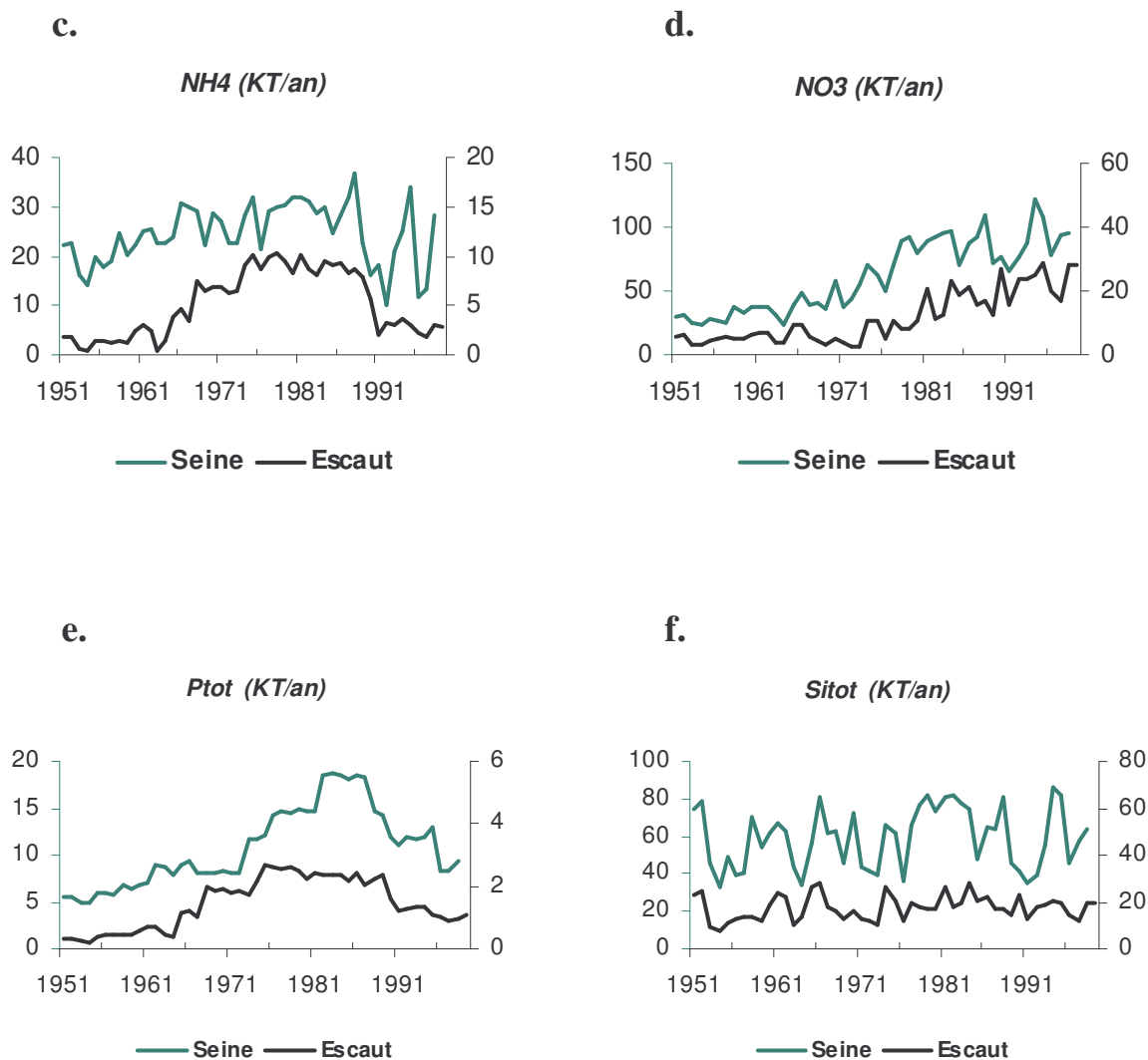


Figure 3.1 : Simulations RIVERSTRAHLER des apports annuels de nutriments par la Seine et l'Escaut pour la période 1951 et 1998

Le modèle montre que les apports de phosphore augmentent de façon exponentielle pendant la période 1966-1974 pour l'Escaut et entre 1960 et 1981 pour la Seine. Les apports se stabilisent jusqu'en 1988 (Escaut) 1987 France (Seine), années à partir desquelles ils commencent à diminuer pour atteindre des niveaux correspondant au milieu des années 60 (Fig.3.1e).

Le pourcentage de NO₃ dans l'apport d'azote total et celui de PO₄ dans l'apport total de phosphore (Fig.3.2), montre la dominance des formes inorganiques par rapport aux formes organiques dans les apports par l'Escaut et la Seine. Le modèle simule toutefois une contribution plus importante des PO₄ apportés par la Seine, pour toute la période simulée mais le contraste est plus marqué en début de période (1951-1966 ; Fig.2b). La contribution des formes NO₃ dans les apports de la Seine augmente régulièrement sur la période simulée jusqu'à atteindre 80% en fin de période (Fig2a). En revanche, la contribution de NO₃ dans les apports azotés fluctue énormément : atteignant 75-80 % jusqu'en 1965, elle diminue jusqu'à fin 20% durant les années 70 et ré augmente ensuite jusqu'à atteindre 80% en fin de période simulée (Fig.3.2a). Il est à remarquer l'évolution

miroir des contributions respectives de NO₃ et NH₄ dans les apports d'azote total à l'Escaut (Fig.3.2c)

Finalement, les simulations des apports de silice par la Seine et l'Escaut montrent d'importantes oscillations sur la période 1950 à 1998. (Fig.3.1f). Toutefois, aucune variation tendancielle n'est observée.

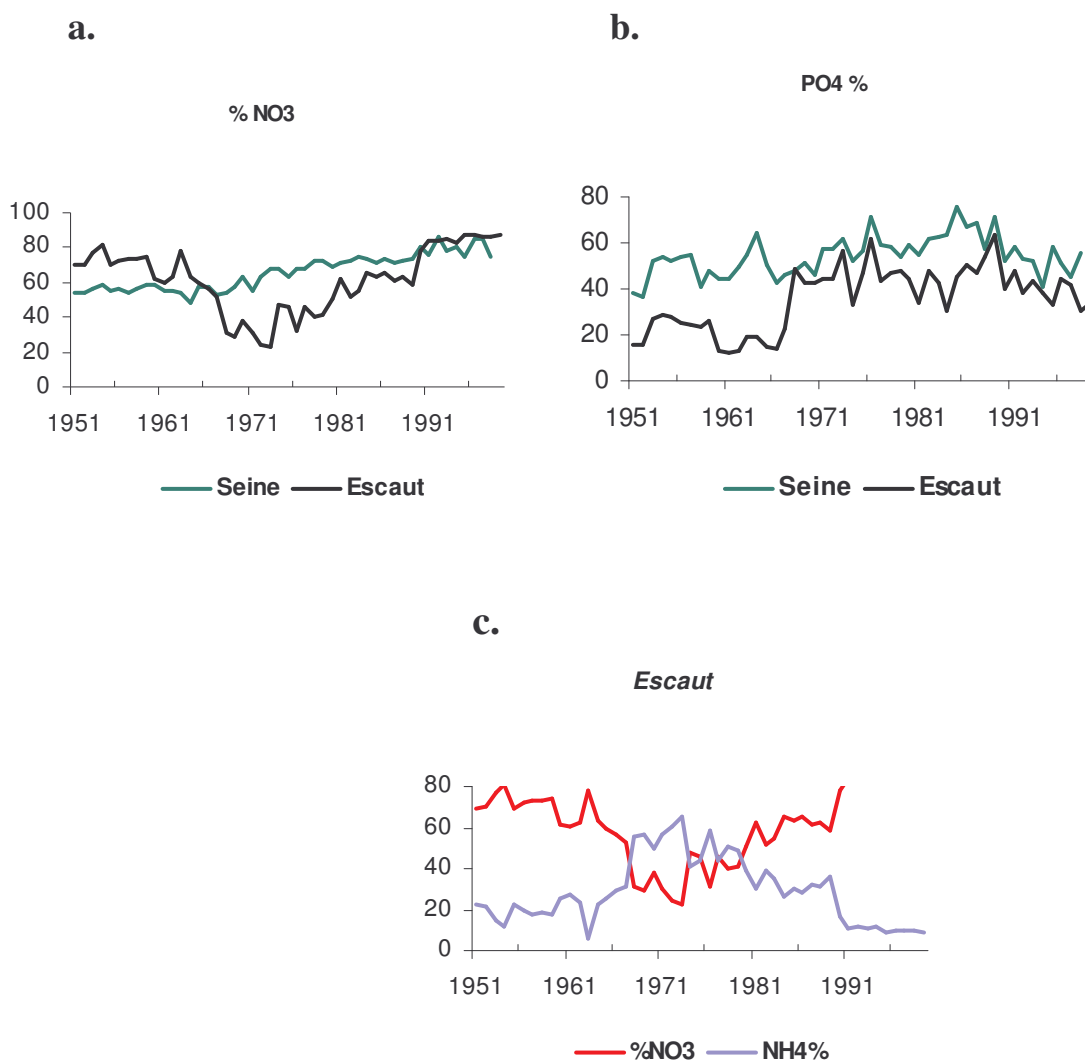


Figure 3.2 : Simulations RIVERSTRAHLER des apports de nutriments par la Seine et l'Escaut :

a, b : % NO₃ et PO₄ dans l'apport respectif de N total et du P total.

c : Comparaison entre les % NO₃ et NH₄ dans l'apport de N total à l'Escaut

1.2. Analyse des simulations :Relation entre l'hydrologie et les nutriments (sources diffuses/ les nitrates-la silice) :

Les changements dans les apports de nutriments résultent de changements dans la concentration et les débits. Ces derniers fluctuent en fonction des précipitations utilisées comme variable de forçage dans le modèle. Il est à noter que l'effet du débit se marque sur les sources diffuses de nutriments (essentiellement NO₃ et Si) et pas sur les sources ponctuelles.

*** Nitrate :**

La simulation montre que l'apport de nitrate a augmenté de 5 KT/an en 1951 à 28 KT/an en 1998 pour l'Escaut et de 30 KT/an en 1951 à 94 KT/an en 1998 pour la Seine. Cette augmentation, est attribuée principalement à l'intensification de l'agriculture et l'usage des fertilisants. En France par exemple, l'usage des fertilisants à base d'azote a augmenté de 13 Kg N/ha/an en moyenne en 1955 à 114 Kg N/ha/an en 1996. De plus, des changements considérables ont eu lieu dans l'aménagement de l'espace hydrologique des zones rurales provoquant un drainage à grande échelle ayant comme résultat une réduction de la rétention des nitrates par dénitrification dans le bassin versant.

Comme conséquence de l'augmentation de cette source diffuse, la variabilité de ces apports est en augmentation elle aussi, en réponse à la variabilité du régime des précipitations.

Le débit moyen maximum atteint pour le bassin de la Seine en 1994 était de l'ordre de 214 m³/s, et correspondait au maximum du flux de nitrate 122kT/an. Pour le minimum atteint, on peut faire la même constatation ; le débit moyen minimum de 1954 correspond au flux minimum de nitrate (Fig.3.3a). On en conclut que les apports simulés de NO₃ montrent une augmentation régulière due à l'usage accru des fertilisants agricoles et des pratiques agricoles et que cette augmentation est modulée par le débit (Fig.3.3a)

Quand au bassin de l'Escaut on observe une variation du flux des nitrates qui suit assez bien le régime des pluie représenté ici par le débit, mais les maximums et les minimums de ces deux variables ne sont pas aussi bien corrélés comme pour la Seine. Lorsque le débit atteint son maximum en 1984, le flux de nitrates n'était que de 23 KT/an. Cette différence de comportement suggère des différences dans les simulations des concentrations en NO₃ à l'exutoire des 2 fleuves et notamment l'importance du processus de dénitrification dans l'Escaut (cf Fig.3.5)

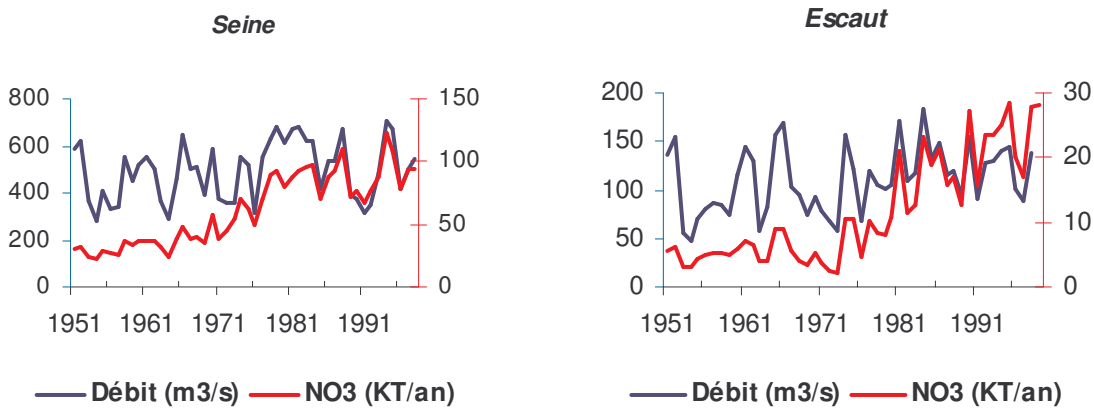


Figure 3.3 : Simulations RIVERSTRAHLER : Relation entre la variation du débit (moyenne annuelle) et l'apport de nitrate.

***Silice :**

De 1% à 3% de méta silicate de sodium sont ajoutés comme agent anticorrosif dans les détergents, mais cette source urbaine de silice est généralement négligeable face à sa source diffuse qui est l'érosion des sols (Billen et al., 2001). Ainsi, les simulations des apports de silice sont parfaitement corrélées à celles du débit, tant pour la Seine que pour l'Escaut (Fig3.4)

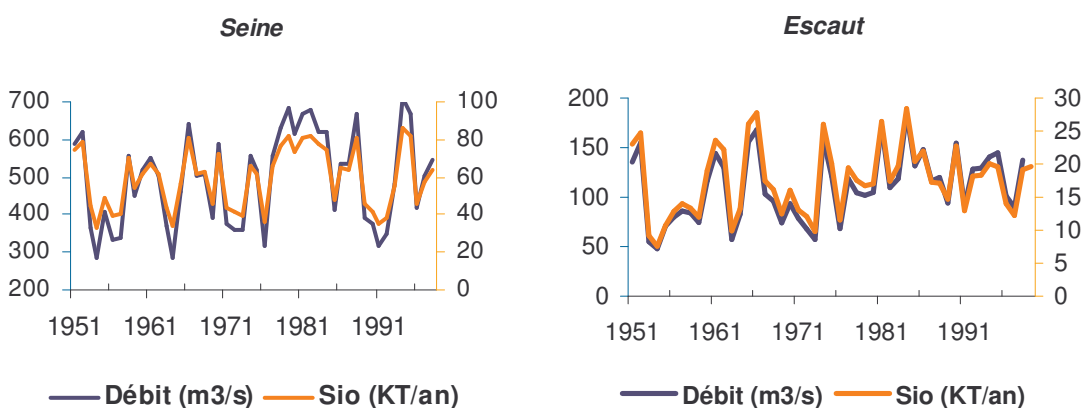


Figure 3.4 : Simulations RIVERSTRAHLER : Relation entre la variation du débit (moyenne annuelle) et l'apport de silice.

1.3. Analyse des simulations : Concentration des nutriments et de l'oxygène à l'aval des fleuves

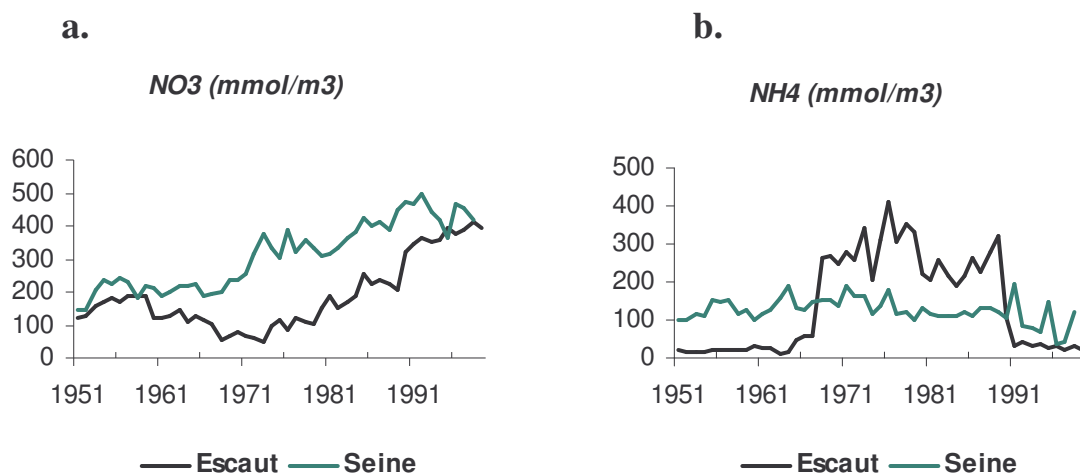
*nutriments

La concentration moyenne simulée NO₃ en Seine aval augmente progressivement au cours de la période (1951-1998) et jusqu'au début des années 90 où elle se stabilise à une valeur d'environ 400 mmol/m³ (Fig.3.5 a). En revanche la concentration en NH₄ reste relativement stable autour de ~ 100 mmol/m³ et tend à diminuer après les années 90 (Fig.3.5 b) .

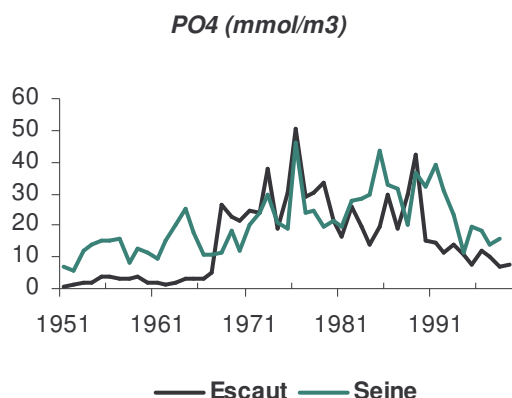
Les simulations de la concentration de NO₃ en Escaut aval montrent une augmentation à partir de 1951 jusqu'à 1966, année à partir de laquelle leur concentration chute pour recommencer à s'élever progressivement à la fin des années 80 jusqu'à des concentrations similaires à celles simulées pour la Seine (Fig.3.5a). Pour NH₄, c'est l'inverse il est quasi absent entre 1951 et 1966 et à partir des années 90. Par contre, il atteint ses concentrations maximums, pendant les années 70 et 80 (Fig.5b).

Les simulations des concentrations en PO₄ et Si, suivent la même variation dans les deux rivières : PO₄ atteint ses plus hautes concentrations pendant les années 70 et connaît une variation décroissante à partir de la fin des années 80 pour l'Escaut et début 9à pour la Seine (Fig. 3.5c)

La concentration simulée de Si ne varie pas entre 1951 et 1980, ni pour l'Escaut, ni pour la Seine (Fig.3.5d). Mais, depuis les années 80 on observe une diminution de la concentration de cet élément. D'après le modèle, cette diminution peut être interprétée comme le résultat d'une rétention plus grande de la silice par le phytoplancton (Diatomées).



c.



d.

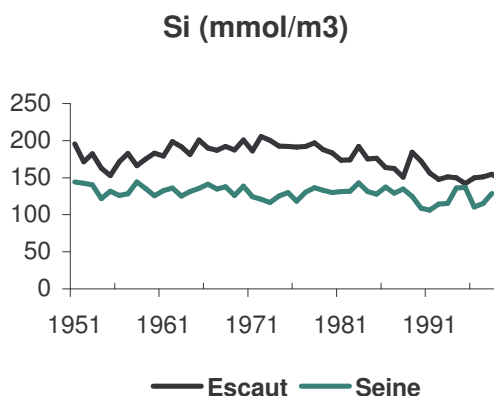


Figure 3.5 : Simulations RIVERSTRAHLER : Concentration (moyenne annuelle) des nutriments à l'exutoire de la Seine et de l'Escaut.

*Oxygène :

Les simulations de la concentration en oxygène dissous (OXY ; Fig.3.6a) mettent en évidence d'importantes fluctuations au cours des 50 dernières années.

En revanche la variation simulée de OXY dans l'Escaut est particulièrement intéressante (Fig.3.6a). Dès le début des années 50, la concentration OXY de l'Escaut diminue de façon drastique. Une anoxie sévère a été observée à partir des années 70 et jusqu'à la fin des années 80 et a été quasi permanente pendant cette période, où seule les années de grandes pluies (1974, 1977) ont permis une légère amélioration (Fig.6a). Après les années 90 la concentration OXY ré augmente jusqu'à atteindre à partir de 95 des niveaux similaires à ceux simulés pour la Seine.

La variabilité de l'oxygène (Fig.3.6a) explique les changements dans les formes nitrate et ammonium (Fig.3.6b) :

Entre 1950 et le début des années 70, l'oxygène est suffisamment présent pour que l'ammonium soit oxydé en nitrates par les bactéries nitrifiantes autotrophes, ce qui explique la faible concentration en ammonium et l'élévation de la concentration des nitrates .

Par contre, entre le début des années 70 et la fin des années 80, le milieu est limité en oxygène. Ainsi, les nitrates sont transformés en N₂ par l'intermédiaire des bactéries dénitrifiantes conduisant à l'élimination d'une partie de l'azote du système

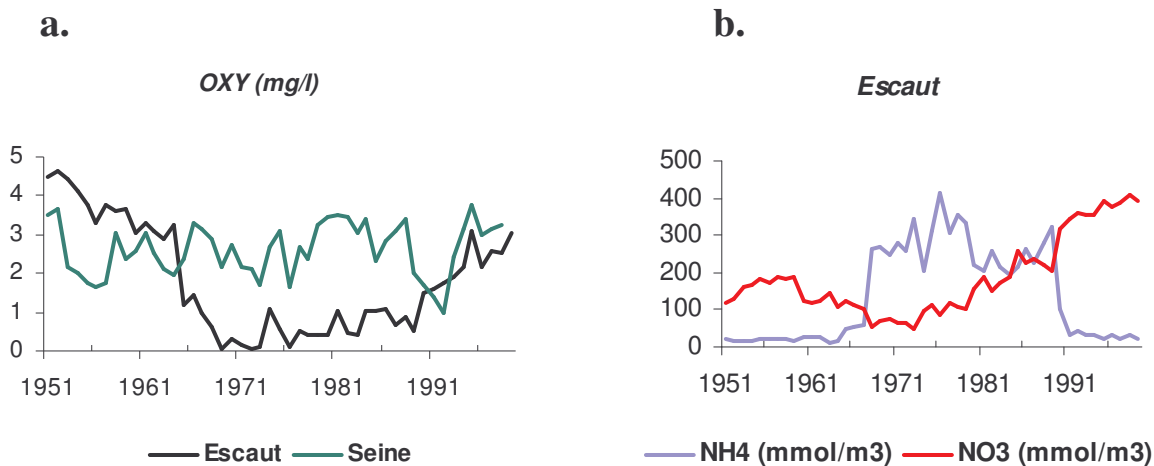


Figure 3.6 : Simulations RIVERSTRAHLER :

a. Variation de la concentration en oxygène dans les eaux de l'Escaut et de la Seine entre 1950-1998.

b. Variation de la concentration de l'ammonium (NH4) et le nitrate (NO3) de l'Escaut entre 1950-1998.

1.4. Analyse des simulations : Rapport des nutriments

Le rapport molaire des nutriments est très important car il détermine l'élément de contrôle de la production phytoplanctonique et quel type de communauté algale va se développer. Dans notre étude il est important d'apprécier comment les rapports de nutriments apportés par la Seine et l'Escaut se situent par rapport aux besoins du phytoplancton côtier soit Si :N :P= 16 :16 :1 (Redfield et al., 1963 ; Brzezinski, 1985). Les Fig. 3.7 illustrent pour la Seine et l'Escaut la valeur des rapports Si :P (a), Si :N (b) et N :P (c).

Pour la Seine le rapport Si:P (Fig.3.7a) est inférieur à la valeur Redfield qui est de 16 (**Redfield et al ., 1963**; Brzezinski, 1985), et donc un excès de P est observé par rapport à Si.

En ce qui concerne l'Escaut, le rapport Si:P est également inférieur à la valeur Redfield à partir de 1965. Mais, entre 1990 et 1998 il recommence à augmenter suggérant un shift d'une limitation en Si vers une limitation en P

En ce qui concerne la Seine, le rapport Si:N (Fig.3.7b), est inférieur à sa valeur optimale pour les diatomées (**Redfield et al ., 1963**; Brzezinski, 1985) qui est égale à 1, pendant toute la période simulée suggérant un excès d'apport de N par rapport à Si.

La simulation suggère que pour l'Escaut, la situation était relativement équilibrée avant 1965 (Si :N~1 ; Fig. 3.7b). A partir de 1965, le rapport Si:N diminue en dessous de la valeur Redfield et continue selon la même tendance jusqu'à la fin de la période étudiée.

Le rapport N:P des apports de la Seine fluctue autour d'une valeur de 16 (entre 10 et 20 ; Fig. 3.7c)

Ce dernier rapport au niveau de l'Escaut, est toujours supérieur à la valeur Redfield excepte pour la période 1968-1989 où l'azote est l'élément limitant.

La variation de ces rapports montre que depuis quelques années et surtout à partir des années 60 la modification des apports de nutriments par les rivières est une réalité dans la Seine comme dans l'Escaut, menaçant ainsi l'équilibre du réseau nutritif côtier et le fonctionnement de l'écosystème en général, vu que les apports en excès de N et P favorisent généralement le développement des efflorescences algales nuisibles au détriment des diatomées.

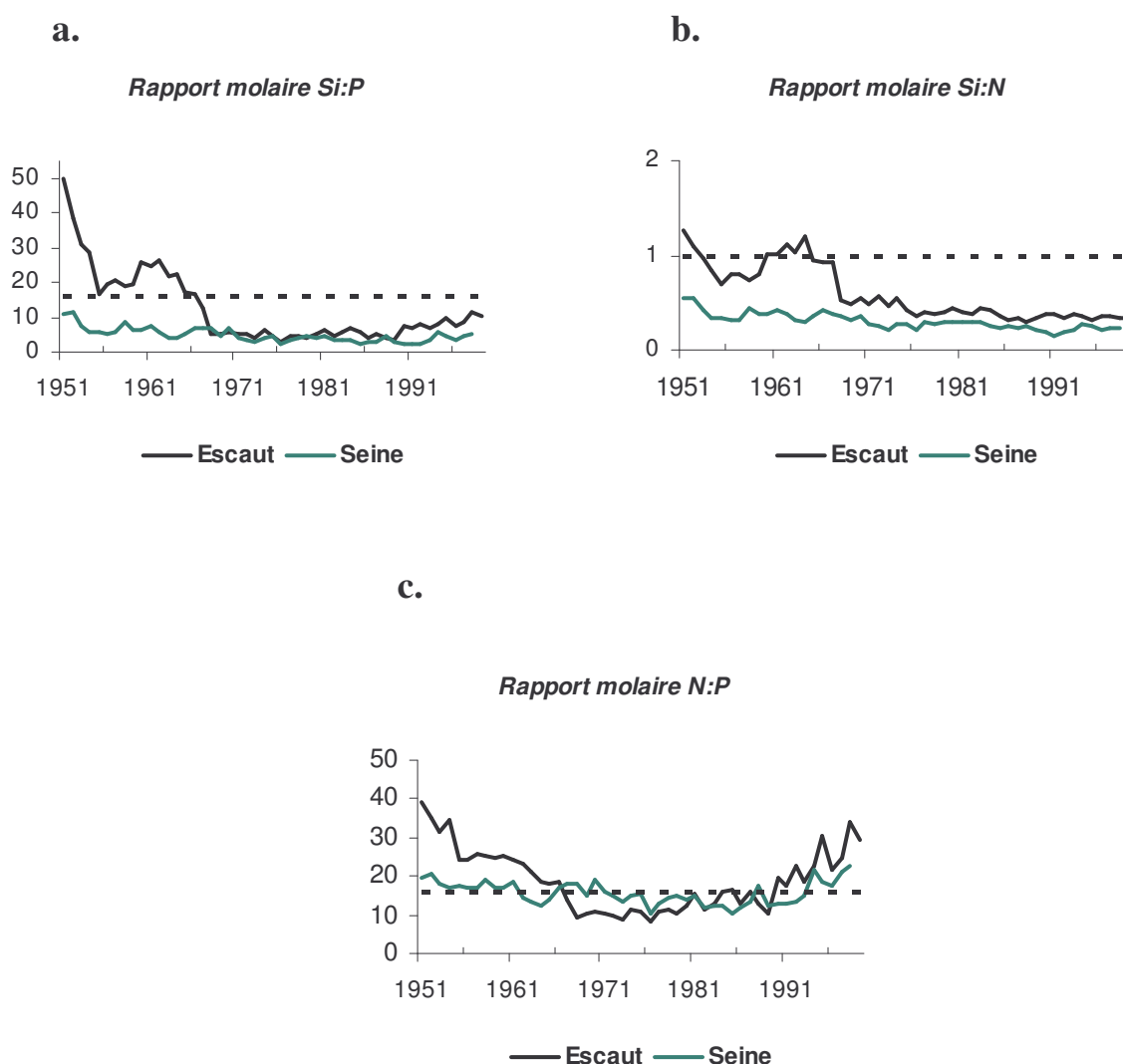


Figure 3.7 : Simulations RIVERSTRAHLER : Rapports molaires des nutriments au niveau des rivières (Seine et Escaut).

1.5 Analyse des simulations : L'enrichissement et les activités anthropiques :

L'analyse des simulations en relation avec les changements dans les activités humaines permet de proposer une description cohérente des modifications qui se sont produites pendant le demi siècle dernier dans le bassin de la Seine et de l'Escaut.

Le changement le plus important est causé par le développement de l'activité agricole : Pendant les années 50, les deux bassins avaient encore les caractéristiques d'un espace rural traditionnel dominé par les polycultures, un élevage extensif et une faible industrie agronomique. Ils ont rapidement évolués vers un système agro-industriel beaucoup plus large. L'usage des fertilisants et la modification de l'espace rurale aura comme résultat une augmentation de 5 fois la valeur du flux des nitrates.

L'augmentation de l'ammonium, pendant les années 60 et 70 s'explique par l'urbanisation et le développement des réseaux d'égouts, sans pour autant qu'il y aie de traitement suffisant des effluents avant leurs rejets (Billen et al., 2003).

L'implantation pendant la moitié des années 70 de traitements secondaires est à l'origine de la régression de sa quantité : l'augmentation de la capacité de traitements des eaux avant leurs rejets dans le bassin de l'Escaut a été estimé par Billen et al, 2003, de 1 à 5 M equihab. entre 1970 et 2000.

Cette diminution est également due à la réduction des émissions d'azote (sous forme d'ammonium) issus des industries, qui ont diminuées de 80% (Kyramorios, 2001).

Ceci confirme encore une fois, le fait que la principale source d'azote est l'agriculture.

Le phosphore issu généralement de sources ponctuelles, a connu une augmentation importante de son flux, et de sa concentration pendant les années 70, principalement due aux poly phosphates contenus dans les détergents (Billen et al., 1999) .

Sa décroissance, à partir de la moitié des années 80 est attribuée au remplacement ou à la diminution de la dose des poly phosphates dans les poudres à lessiver, et également au perfectionnement atteint dans les traitements des eaux usées domestiques et industrielles. De fait, dans le bassin versant de la zone côtière belge, une réduction de 60% de phosphore a été enregistrée entre 1985 et 2000, dont 56% provenant des sources domestiques et 85% du secteur de l'industrie (Kyramorios, 2001). Toutefois, sa concentration reste suffisante pour que des phénomènes d'eutrophisation puissent être observable dans ces deux bassins depuis 1960 (Billen et al., 2001).

Cet enrichissement en azote et en phosphore dans les eaux de la Seine et de l'Escaut face à un flux de silice stable, a conduit à un déséquilibre dans les rapports des nutriments favorisant la prolifération d'espèces non siliceuse souvent nuisible pour l'écosystème. Tel est le cas, de *Phaeocystis globosa* qui se développe tous les printemps dans les eaux de la Manche et de la Mer du nord.

2. Modélisation de l'évolution 1951-1998 des efflorescences algales dans la partie orientale de la Manche et la Baie Sud de la mer du Nord en réponse aux simulations RIVERSTRAHLER des apports de nutriments par la Seine et de l'Escaut

Le modèle écologique MIRO (Lancelot et al ., 1997, 2004) décrivant les cycles de nutriments et la dynamique des efflorescences de diatomées et de colonies *Phaeocystis* a été appliqué dans le domaine géographique compris entre la Baie de Seine et la limite nord de la zone exclusive économique belge (Fig. 2.3).

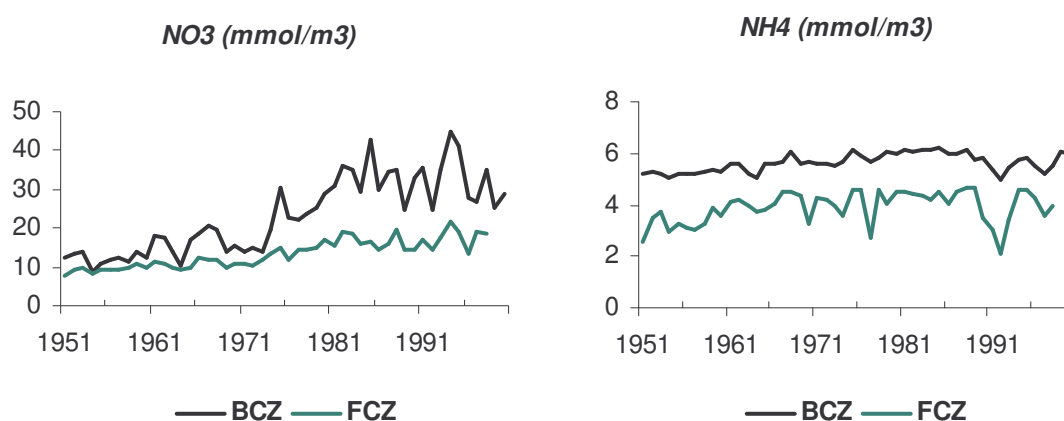
Les simulations ont été effectuées sur la période 1951-1998, utilisant comme forçages les simulations RIVERSTRAHLER des apports de nutriments par la Seine dans la zone côtière française FCZ et par l'Escaut dans la zone côtière belge BCZ.

Les résultats sont discutés en terme d'enrichissement et de réponse biologique.

2.1. Simulations MIRO : Enrichissement hivernal

- ❖ L'enrichissement de la zone côtière peut être définie par la moyenne des concentrations hivernales des nutriments (N, P, Si). En effet, à la fin du mois de Janvier et au début de février, les nutriments atteignent leur plus haut niveau suite à l'achèvement du processus de minéralisation et à une activité photosynthétique encore très réduite, due aux basses températures et au faible ensoleillement.

La Fig.3.8 compare l'évolution 1951-1998 des enrichissements hivernaux de nutriments dans la FCZ et BCZ



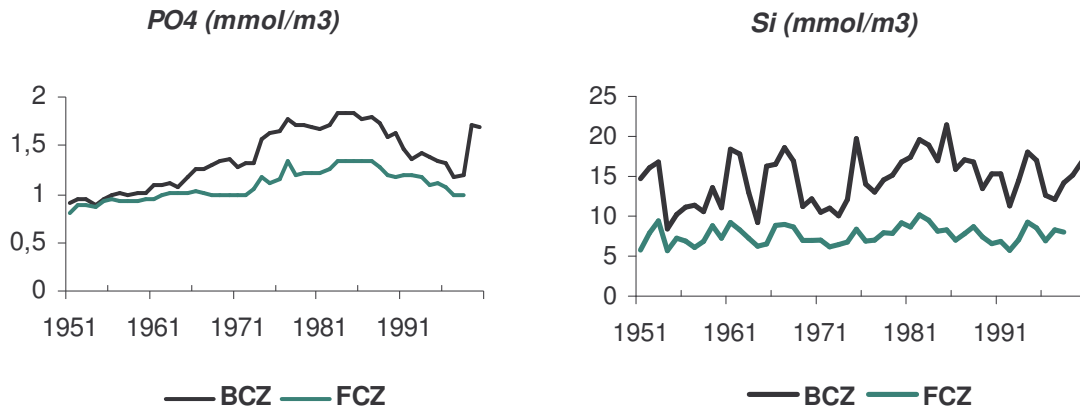


Figure 3.8 : Simulations MIRO : Evolution de la moyenne hivernale des nutriments dans la BCZ (zone côtière belge) et la FCZ (zone côtière française) au cours des 50 dernières années.

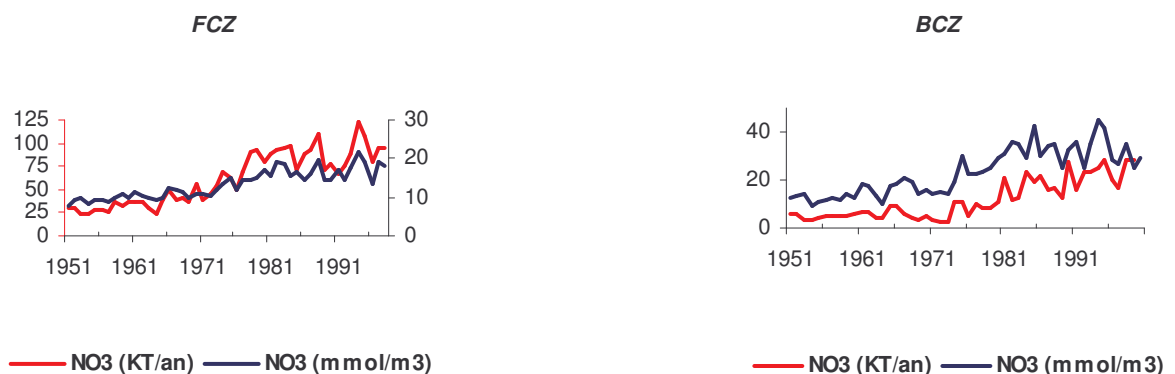
À travers des simulations du modèle, on observe que les concentrations hivernales sont toujours beaucoup plus élevées en BCZ qu'en FCZ, ceci montre en effet, l'accumulation des nutriments du SW vers le NE, due à la circulation résiduelles des masses d'eau.

Nos simulations suggèrent qu'entre 1950 et 1994, le stock hivernal de NO₃ a augmenté d'un facteur 3, de 7 à 21 mmol/m³ en FCZ et de 12 à 40 mmol/m³ en BCZ (Fig.3.8a). La comparaison avec les simulations des apports de NO₃ par la Seine et l'Escaut (Fig.3.9ab) suggère un effet direct des apports de NO₃ sur le stock hivernal de la zone côtière.

L'enrichissement en NH₄ fluctue très peu sur la période simulée, oscillant autour d'une valeur de respectivement 3-4 et 5 mmol/m³ en FCZ et BCZ respectivement (Fig. 3.8b). Cette absence d'évolution en FCZ reflète bien l'évolution simulée par les apports (Fig.3.9c). En revanche, l'augmentation des apports par l'Escaut simulée de 1965 à 1990 ne se reflète pas au niveau de l'enrichissement hivernal BCZ (Fig.3.9d), probablement en raison du processus de nitrification en BCZ

L'un dans l'autre ces simulations montrent que l'enrichissement en NO₃ est le plus important et le plus grave vu qu'il suit un rythme exponentiel durant toute cette période que se soit BCZ ou en FCZ.

Les simulations MIRO du stock hivernal de silicene suivent pas une tendance particulière sur la période simulée mais oscillent entre 5 et 10 et 10 et 20 mmol/m³ en FCZ et BCZ respectivement (Fig.3.8d) Clairement et comme pour les NO₃, les variations de l'enrichissement en Si reflètent celles des apports tant en FCZ qu'en BCZ (Fig.3.9gh).



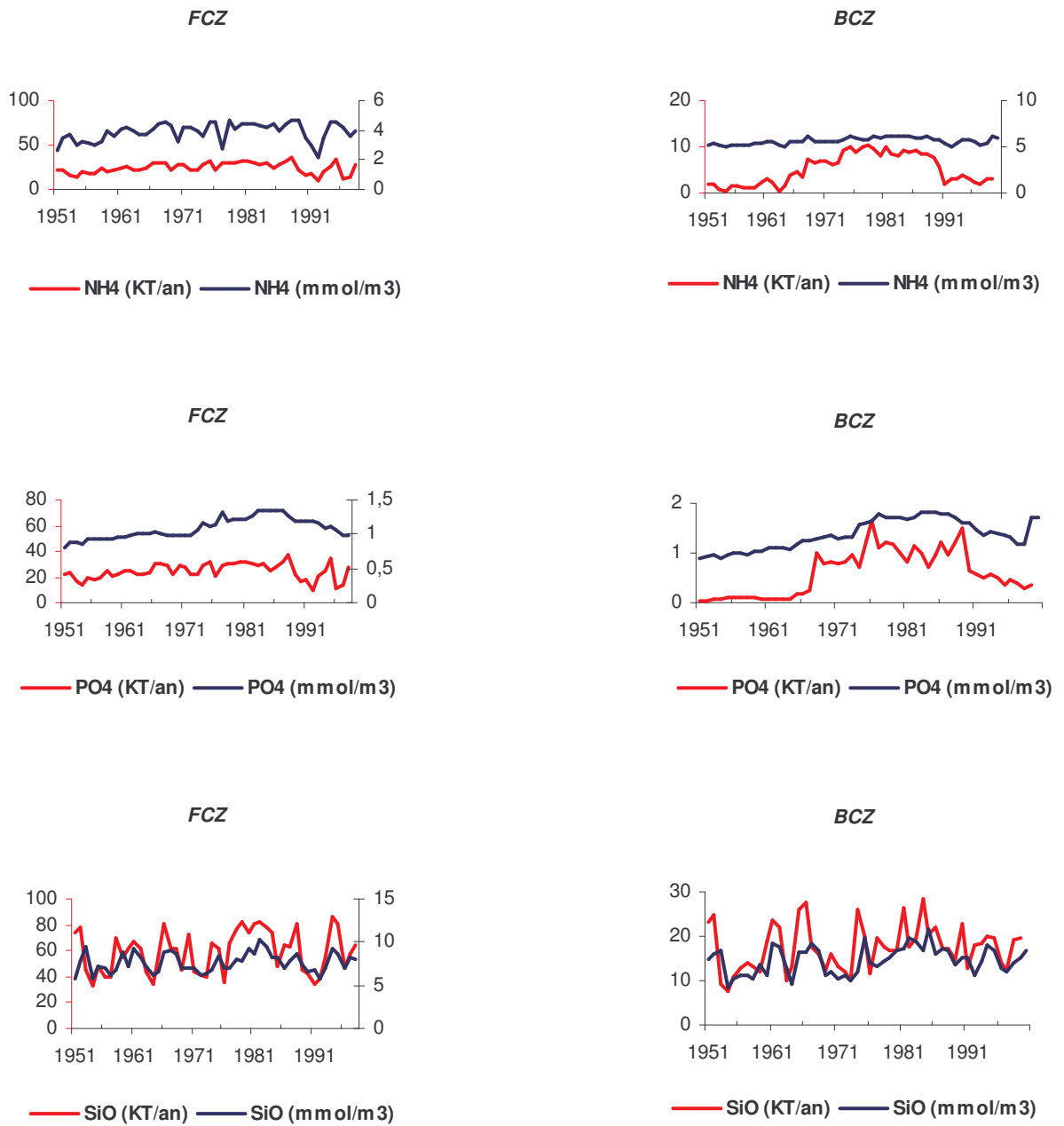


Figure 3.9 : Comparaison entre les simulations RIVERSTRAHLER des apports des nutriments par les rivières (Seine et Escaut) et la moyenne des concentrations hivernales des nutriments dans les zones côtières FCZ et BCZ (simulations MIRO).

2.2. Simulations MIRO : Qualité de l'enrichissement : rapport des nutriments inorganiques hivernaux:

Les changements de composition en nutriments dus aux apports de la Seine et de l'Escaut peuvent être évalués à partir du calcul, sur base des simulations des nutriments hivernaux, des rapports stoechiométriques Si :N, Si :P et N :P, lesquels sont comparés aux valeurs Redfield (Si :N :P=16 :16 :1).

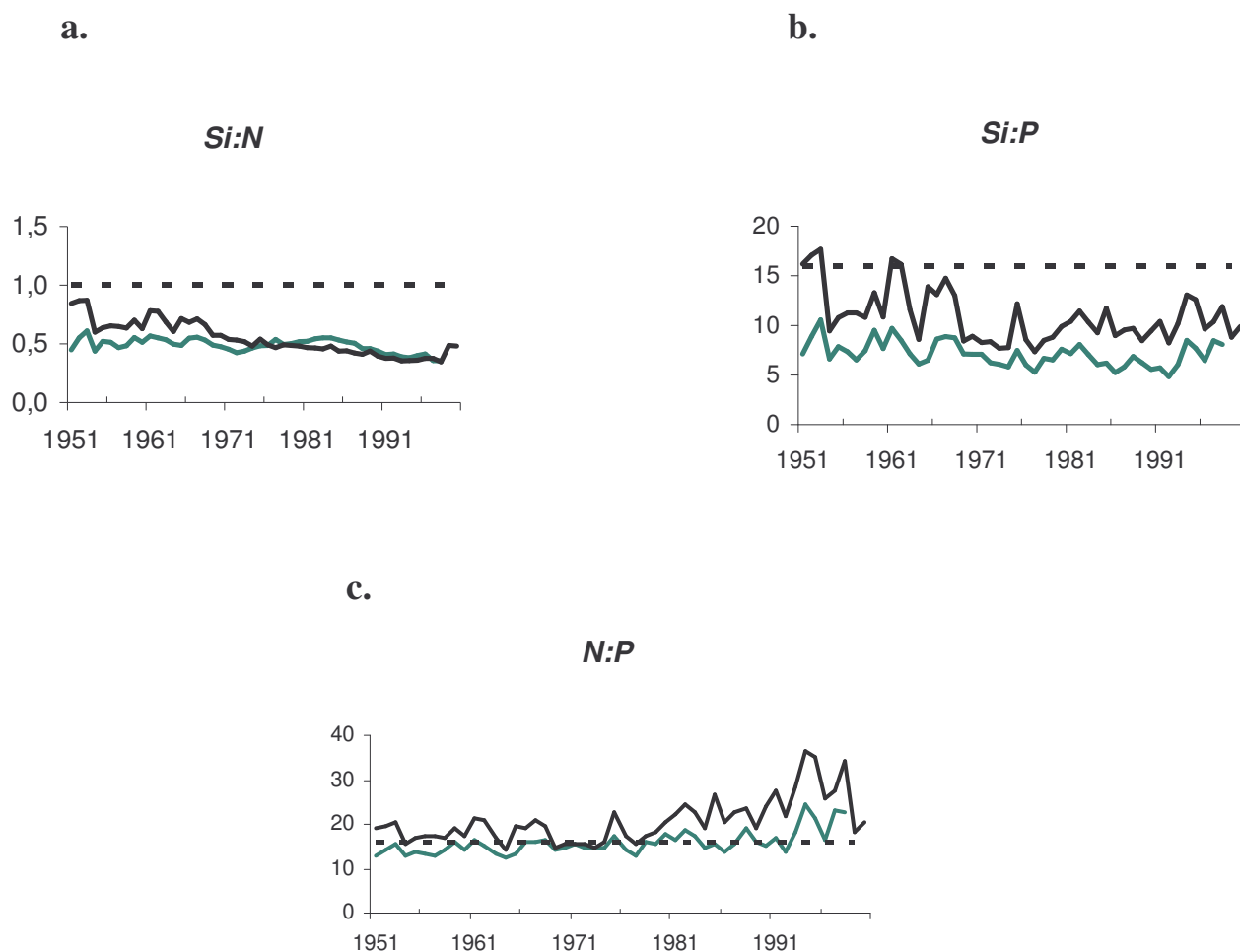


Figure 3.10 : Simulations MIRO : Evolution des rapport des nutriments inorganiques hivernaux en FCZ (Vert) et BCZ (Noir).

L'évolution des rapports Si :N indique pour toute la période un excès de N comparé à Si, plus important en FCZ qu'en BCZ (Fig.3.10a). Nos simulations suggèrent un aggravement de l'excès de N sur la période : Si :N variant de 0.5 à 0.4 et de 0.8 à 0.4 en FCZ et BCZ respectivement (Fig.3.10a). De même l'évolution du rapport Si :P indique un excès de PO₄ sur toute la période qui est sensiblement plus important en FCZ qu'en BCZ (Fig.3.10b). D'une manière générale nos simulations montrent pour les 2 zones côtières un aggravement de l'excès de PO₄ au cours du temps, principalement à partir des années

1980 (Fig.3.10b). L'évolution des rapports N:P montre pour les 2 zones côtières des rapports proches de Redfield jusqu'en 1992 (Fig.3.10c). Après cette période les valeurs évoluent vers un excès franc de N, atteignant en 1994 les valeurs respectives de 20 et 30 en FCZ et BCZ (Fig.3.10c).

2.3. Simulations MIRO Evolution du phytoplancton entre 1951-1998 à la BCZ et à la FCZ :

L'amplitude des efflorescences peut être caractérisé soit par la moyenne annuelle soit par le maxima de printemps. Les deux ont une importance en matière de gestion :

- la moyenne donne une idée du stock moyen de biomasse
- les maxima sont importants, vu qu'une accumulation du phytoplancton peut provoquer des déséquilibres écologiques transitoires.

Les résultats des simulations sont discutés en terme d'évolution de la moyenne annuelle de la chlorophylle a, un indice de phytoplancton global et en terme de diatomées et colonies de *Phaeocystis*, ces dernières constituant les efflorescences indésirables

*chlorophylle :

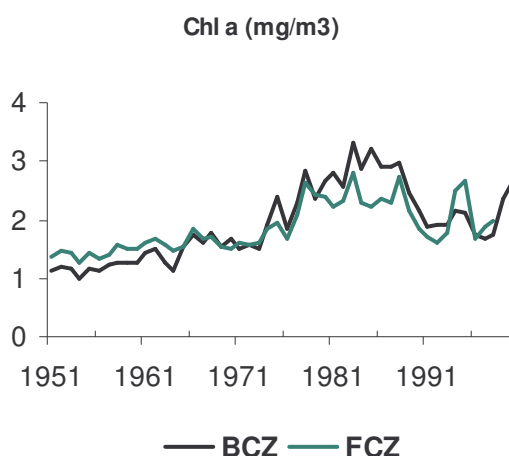


Figure 3.11 : Simulations MIRO : Evolution 1951-1998 de la moyenne annuelle de la chlorophylle en BCZ et FCZ.

La moyenne annuelle de la chlorophylle est un indice de l'importance du développement phytoplanctonique dans son ensemble. La modélisation de celle-ci montre une augmentation faible entre les années 50 et la fin des 60, suivie d'une augmentation d'un facteur 2 pendant les années 70 et jusqu'en 1985 (Fig.3.11). Ce n'est qu'à partir des années 90 qu'on commencera à observer une diminution et cela pour les deux zones côtières considérées (Fig.3.11).

Il est intéressant de noter que les simulations de chlorophylle a suggèrent pendant les années 50 et le début des 60, une biomasse phytoplanctonique moyenne plus importante

en FCZ qu'en BCZ (Fig.3.11). Un inversement de cette tendance est observée depuis le début des années 70, à l'exception des années 1994 et 1995.

Même si l'enrichissement hivernal est significativement plus important en BCZ qu'en FCZ, la différence entre les deux zones côtières pour la chlorophylle moyenne annuelle est moins marquée.

*moyenne annuelle de la biomasse des diatomées et des colonies de *Phaeocystis*

Nos simulations en FCZ montrent une augmentation au cours de la période simulée de la moyenne annuelle de la biomasse des 2 groupes phytoplanctoniques (Fig.3.12a). Cette augmentation est particulièrement importante pour la période 1971-1988. Néanmoins la moyenne des diatomées est toujours supérieure à celle des *Phaeocystis* (Fig.3.12a). Les biomasses annuelles les plus élevées sont simulées pour les 2 taxons durant la période 1978-1988 et atteint 60 et 40 mgC/m³ pour respectivement les diatomées et les colonies de *Phaeocystis* (Fig.3.12a).

Nos simulations indiquent pour la BCZ des biomasses annuelles moyennes très proches pour les diatomées et les colonies de *Phaeocystis* (Fig.3.12b). De 1951 à 1973, la biomasse simulée de *Phaeocystis* est légèrement supérieure à celle des diatomées (Fig.3.12b). De 1973 à 1986, période d'augmentation des biomasses, les biomasses sont à peu près égale tandis qu'après 1988 la biomasse des diatomées diminue drastiquement et est nettement inférieure à celle des *Phaeocystis* (Fig.3.12b).

En observant, la variation d'année en année de ces deux moyennes (Fig.3.12ab), on remarque qu'elles suivent la même évolution temporelle pour les deux types de phytoplancton (beaucoup plus appréciable pour le graphique correspondant à la zone côtière française FCZ) suggérant qu'un lien, ou une complémentarité pourrait exister entre les deux phytoplancton.

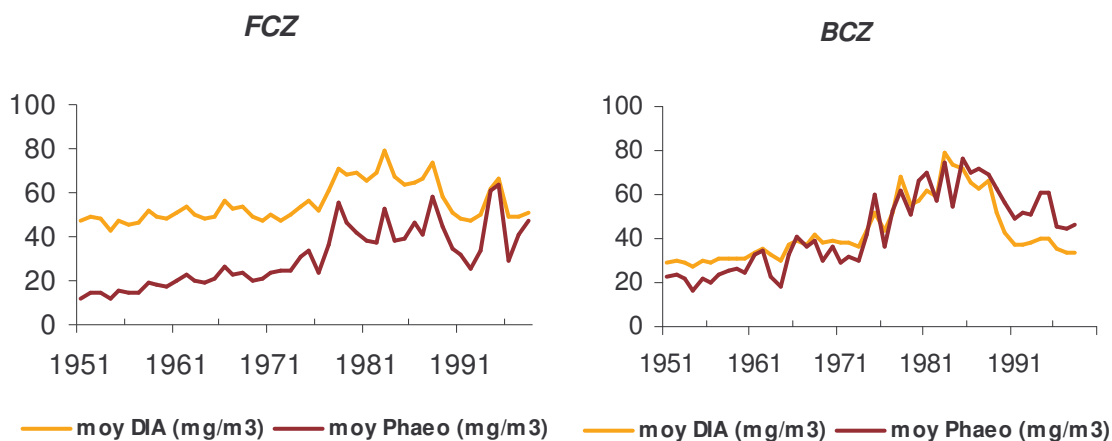


Figure 3.12 : Simulations MIRO : Evolution 1951-1998 de la moyenne annuelle des diatomées et des *Phaeocystis* en BCZ et FCZ.

*les maxima printaniers du phytoplancton :

Les efflorescences algales sont caractérisées par la succession de 3 efflorescences : une première efflorescence de diatomées (DIA1), suivie par les colonies de *Phaeocystis* d'autres diatomées (DIA2).

La Fig. 3.13 montre l'évolution des maxima des 3 communautés en FCZ et BCZ estimées à partir de leurs simulations annuelles.

L'analyse des résultats des simulations en terme de maxima atteint confirme la dominance des *Phaeocystis* sur les premières diatomées et ce tant en FCZ qu'en BCZ (Fig. 3.13). En revanche les maxima atteints par les DIA2 sont supérieurs à ceux de *Phaeocystis* en FCZ et BCZ pour les périodes respectives 1951-1978 et 1951-1985 (Fig. 3.13). Après cette date nos simulations indiquent des maxima identiques pour les 2 groupes phytoplanctoniques (Fig. 3.13).

Nos simulations indiquent également, les maxima atteints par le phytoplancton sont beaucoup grands en BCZ qu'en FCZ, surtout pour les *Phaeocystis* (Fig. 3.13). Le maximum atteint en BCZ en 1985 est de l'ordre de 1531mg/m³ est beaucoup plus élevé que celui atteint en 1995 en FCZ, 925 mg/m³.

Au niveau de la FCZ, on observe que les Diatomées précoces, oscille autour d'une valeur de 600 mg/m³. Les maxima de *Phaeocystis* augmente de 300 à 800 mg/m³, ainsi que les diatomées de fin de printemps qui doublent les maxima atteint pendant la période étudiée ; et passe de 100 mg/m³ à 200 mg/m³.

Au niveau de la BCZ, les diatomées précoces montre la même variation que les *Phaeocystis*. Les maxima atteints par ces dernières augmentent de façon importante pendant les 50 années ; on passe de 500 mg/m³ à des valeurs entre 1000 et 1400 mg/m³.

Les maxima des diatomées de fin de printemps augmentent également de façon importante, on passe de valeurs au alentour de 60 mg/m³ à des valeurs de 200 mg/m³.

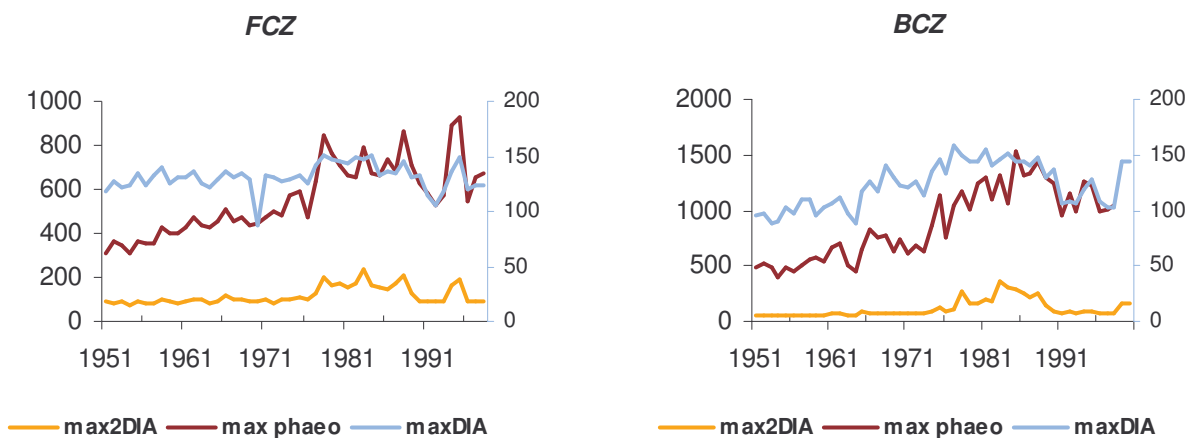


Figure 3.13 : Simulations MIRO : evolution 1951-1998 des maxima printaniers (mg/m³) des diatomées (Max DIA : diatomées début de printemps/Max2DIA : diatomées fin du printemps) et des *Phaeocystis* en BCZ et en FCZ.

3. Relation entre les efflorescences algales et les apports de nutriments

Dans cette section nous utilisons les simulations RIVERSTRAHLER et MIRO pour rechercher un lien entre d'une part les maxima simulés des efflorescences algales et l'enrichissement en nutriment (stock hivernal simulé) et d'autre part les moyennes annuelles de diatomées et de *Phaeocystis* et les apports simulés de nutriments par la Seine et l'Escaut.

3.1 Efflorescences algales et enrichissement hivernal de nutriments

Afin de mieux comprendre le lien entre maxima de biomasse atteint et enrichissement hivernal nous avons recherché des corrélations entre les maxima printaniers simulés pour chacune des années des efflorescences des deux diatomées (DIA-1 & DIA-2) et des colonies de *Phaeocystis* et la moyenne hivernale respective des simulations des nutriments (nitrates NO₃, phosphate PO₄ et silice Si). Les résultats de cette analyse statistique effectuée pour la FCZ et la BCZ sont synthétisés dans le Tableau 3.1. Ce tableau donne également le degré de signification des corrélations.

Tableau 3.1 : Simulations MIRO : Coefficient de corrélation entre les maxima atteints annuellement par les 3 groupes de phytoplancton, et les moyennes hivernales de nutriments.

	NO ₃	PO ₄	Si
FCZ			
DIA-1	.36*	.44**	.49***
PHAEO	.88 ***	.76***	.43**
DIA-2	.69***	.73***	.59***
BCZ			
DIA-1	.54***	.90***	.49***
PHAEO	.90***	.85***	.58***
DIA-2	.57***	.79***	.53***

Degré de signification

* $P \geq 0.05$

** $P \geq 0.01$

*** $P \geq 0.001$

Les corrélations entre maxima et nutriments sont toutes significatives à au moins 95% et expriment la dépendance logique des efflorescences algales aux nutriments. Néanmoins un examen plus précis des coefficients de corrélation indique que le pourcentage de signification du lien entre les maxima du phytoplancton et le stock hivernal est différent pour chaque type de phytoplancton et variable d'une zone côtière à l'autre. Cette différence est à mettre en relation avec des différences dans la stœchiométrie des apports de la Seine et l'Escaut, la double influence de la BCZ (directe par les apports de l'Escaut et indirecte par les eaux atlantiques influencées par la Seine et les transformations dans la FCZ) et le recyclage benthique.

Si nous nous attachons aux valeurs les plus significatives des corrélations nous pouvons mettre en évidence les éléments suivants :

- La dépendance sur le stock hivernal de NO₃ de l'amplitude des efflorescences de colonies de *Phaeocystis* dans le domaine d'étude. Cette dépendance s'exprime sous forme linéaire (Fig. 3.14) pour les deux zones côtières. L'écart à la droite pour les concentration en NO₃ les plus élevées en BCZ exprime la limitation en PO₄ du stock hivernal (N :P~ 35).
- Le rôle important joué par l'enrichissement hivernal en PO₄ en BCZ, à la fois pour la détermination de l'amplitude des efflorescences de diatomées précoces DIA-1 et de *Phaeocystis* (Fig.3.15). En FCZ il semble que l'enrichissement hivernal en Si plus qu'en PO₄ contrôle l'amplitude des efflorescences des diatomées du début de printemps (Tableau 3.1).
- Concernant les diatomées de fin de printemps, les corrélations suggèrent une dépendance aux 3 nutriments et principalement le PO₄.

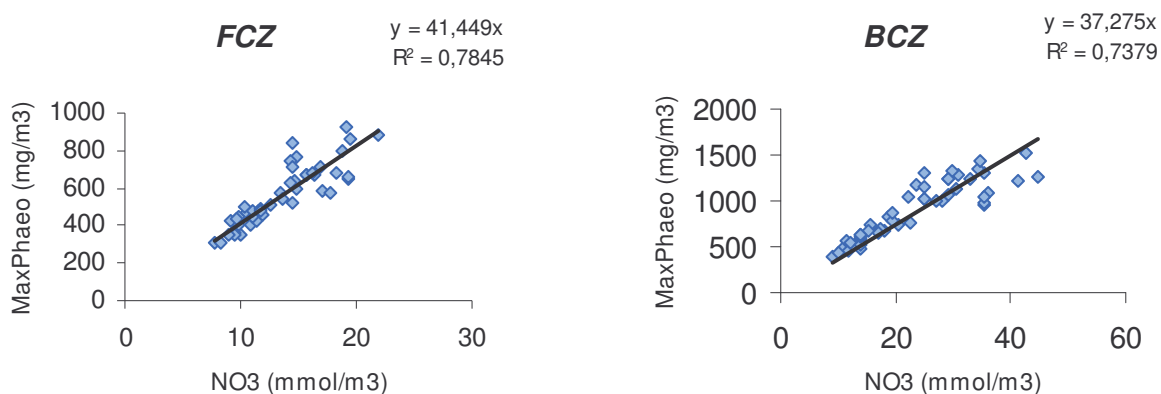


Figure 3.14 : Simulations MIRO : relation entre l'amplitudes des efflorescences de *Phaeocystis* et l'enrichissement hivernal en nitrates

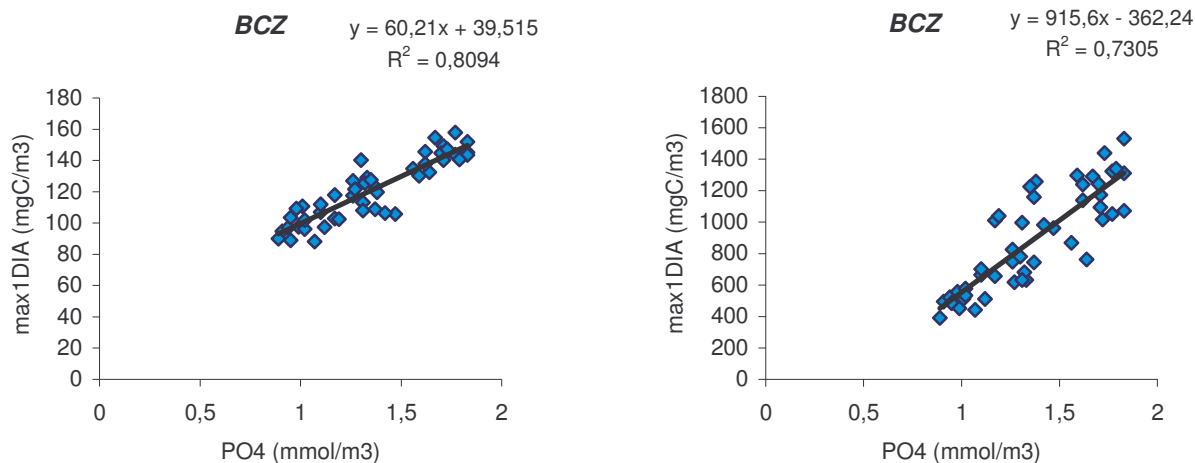


Figure 3.15 Simulations MIRO : Relations entre l'amplitude des efflorescences de diatomées précoces DIA-1 et de colonies de *Phaeocystis* PHAEO et l'enrichissement hivernal en PO4.

3.2 Efflorescences algales et apports de nutriments par les rivières

L'analyse des corrélations entre les simulations RIVERSTRAHLER des apports de nutriments par les rivières (Seine et Escaut) et la moyenne annuelle des efflorescences de diatomées et de *Phaeocystis* en zones côtières FCZ et BCZ (Tableau 3.2) permet de faire le lien entre l'influence des activités humaine sur le bassin versant et le développement des efflorescences algales dans les eaux côtières.

- La dépendance des efflorescences moyennes des diatomées aux apports de PO4 en BCZ suggère une limitation des apports de cet élément en BCZ par rapport aux nitrates et à la silice. En FCZ, les efflorescences de diatomées sont contrôlées par les apports des 3 éléments (Tableau 3.2).
- La dépendance des *Phaeocystis* aux apports de nitrates surtout et PO4 dans une moindre mesure est confirmée pour les colonies de *Phaeocystis*

Tableau 3.2 : Corrélations entre les apports de nutriments par les rivières simulés par le RIVERSTRAHLER et les moyennes du phytoplancton simulées par le modèle MIRO.

	NO3 (KT/an)	PO4 (KT/an)	Si (KT/an)
FCZ			
DIA	.73***	.77***	.66***
PHAEO (en mg/m3)	.93 ***	.66***	.53***
BCZ			
DIA	.37**	.73***	.37**
PHAEO (en mg/m3)	.70***	.67***	.40**

Degré de signification

- * $P \geq 0.05$
- ** $P \geq 0.01$
- *** $P \geq 0.001$

4. Evolution de la production primaire annuelle et impact sur la production secondaire en zone côtière belge BCZ

4.1 Efficience trophique

Une des questions récurrentes mais non résolues en écologie marine concerne le lien entre l'enrichissement en nutriments, la production primaire et la production de poissons. Le lien entre production primaire et production de poissons dépend à la fois du nombre de niveaux trophiques et de l'efficience de transfert entre chaque niveau trophique. Cette efficience trophique est définie par le rapport entre la production du niveau trophique supérieur et la production du niveau trophique inférieur.

Dans le cas bien précis de notre étude, il est à noter que les transferts de production primaire associées aux diatomées se font directement via la chaîne trophique linéaire nutriment → diatomées → zooplancton → poissons (Fig. 3.16). En revanche le transfert de la production primaire associée aux colonies de *Phaeocystis* nécessite une étape trophique supplémentaire en raison de l'impossibilité de broutage des colonies de *Phaeocystis* par le zooplancton (Rousseau et al., 2000) : nutriment → *Phaeocystis* → microzooplancton → zooplancton → poissons (Fig. 3.16). Une prédominance des efflorescences de *Phaeocystis* dans la zone côtière en réponse à l'enrichissement en nutriments constituerait en quelque sorte un « manque à gagner » pour l'écosystème côtier puisqu'il ne favoriserait pas la chaîne linéaire trophique. D'autre part l'accumulation transitoire de colonies de *Phaeocystis* non broutées par le zooplancton est responsable du colmatage des filets de pêche et de l'accumulation de mousses nauséabondes sur les

plages. Les conséquences de ce phénomène sur les activités socio-économiques de la zone, dont le tourisme et la pêche, sont encore très mal connus.

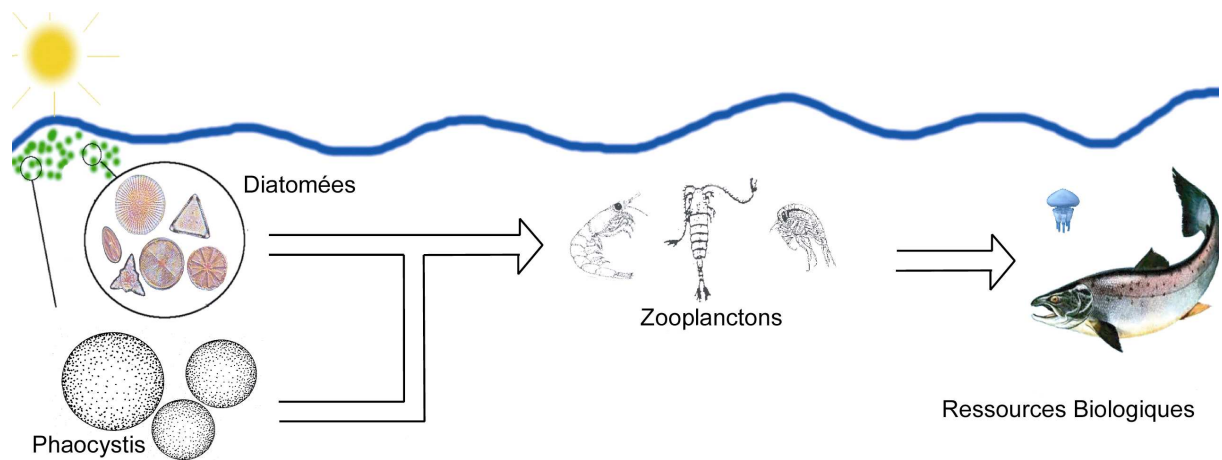


Figure 3.16 : Schéma conceptuel simplifié de la chaîne trophique marine dans un écosystème dominé par les colonies de *Phaeocystis*

Dans les sections qui suivent nous examinons dès lors l'évolution au cours de la période 51-99 des simulations MIRO des productions primaires annuelles associées aux colonies de *Phaeocystis* et de la production secondaire des copépodes. Nous discuterons également de l'efficacité du transfert trophique de la production primaire vers la production secondaire.

4.2. Variation interannuelle de la production primaire nette totale et associée aux efflorescences de *Phaeocystis*

La Fig. 3.17 illustre l'évolution sur la période simulée de la production primaire totale et celle plus spécifiquement associée aux colonies de *Phaeocystis*.

Clairement la production primaire augmente de façon progressive jusqu'au début des années 70, pour atteindre ses valeurs les plus élevées (200-250 gC m⁻² ; Fig. 3.16) pendant la période 74-84, pour diminuer ensuite jusqu'à atteindre des valeurs correspondant au début des années 70 (150 gC m⁻² ; Fig. 3.16).

La production des colonies de *Phaeocystis* suit de façon précise la variation de la production primaire jusqu'en 1984 et représente 45-50% de la production totale (Fig.3.16). A partir de 85 la production associée à *Phaeocystis* diminue également mais dans une moindre mesure (Fig.3.17). En effet durant cette période elle contribue à 55-60% de la production primaire totale. Cette période de diminution correspond à la diminution des apports de PO₄ par les rivières et clairement cette dernière affecte plus la production

des diatomées que celle des *Phaeocystis* ce qui aura un impact sur l'efficacité trophique de l'écosystème.

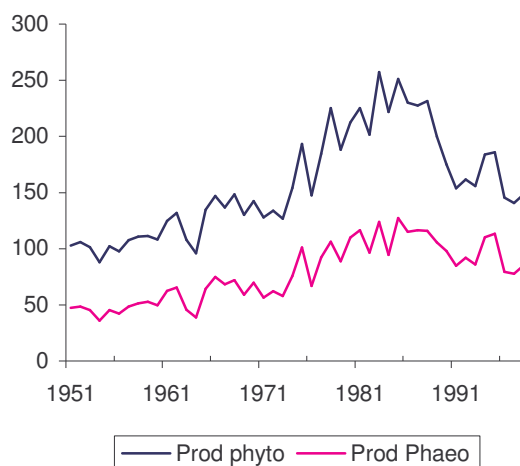


Figure 3.17 : Evolution comparée de la production primaire totale et celle associées aux colonies de *Phaeocystis* pendant les 50 dernières années en BCZ.

4.3. Production secondaire et efficacité trophique

La Fig. 3.18 compare l'évolution interannuelle des productions primaire et secondaire en BCZ. Clairement la production des copépodes suit la tendance de la production primaire. Le calcul de l'efficacité trophique illustré par la figure 3.18 (droite) estime ce rendement à 5-6% et est significativement inférieure à la valeur de 10% attribuée généralement pour un écosystème marin. Il est intéressant de noter la diminution de l'efficacité trophique aux valeurs élevées de production primaire (Fig 3. 18 droite) indiquant que l'augmentation de la production primaire faisant suite à l'enrichissement de nutriments n'est pas transférée dans sa globalité aux copépodes.

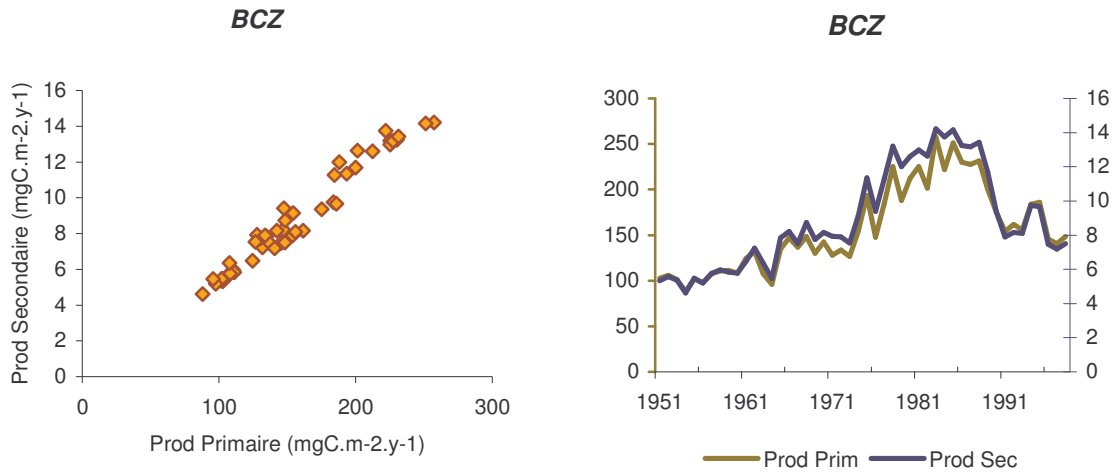


Figure 3.18 : Evolution comparée de la production primaire totale et secondaire pendant les 50 dernières années en BCZ.

Finalement la figure 3.19 reliant l'efficacité trophique à la contribution de la production des colonies de *Phaeocystis* dans la production primaire suggère une diminution de l'efficacité trophique avec l'augmentation de la contribution des *Phaeocystis* à la production primaire totale. Ceci suggère que la présence de *Phaeocystis* n'est pas bénéfique pour l'écosystème. Etant donné la tendance actuelle à l'augmentation de la contribution en *Phaeocystis* à la production primaire totale suite à la diminution de PO₄, ceci pourrait avoir des conséquences néfastes sur le stock des ressources biologiques à long terme si cette tendance devait persister.

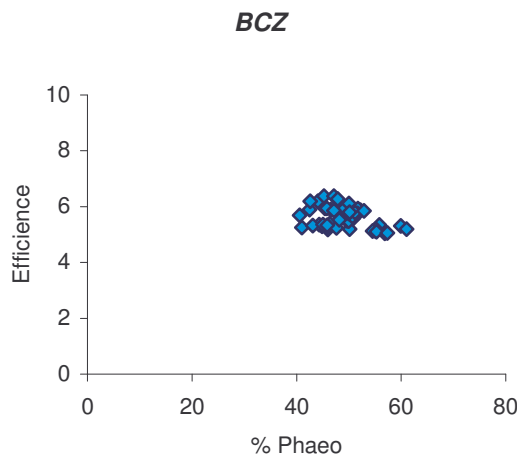


Figure 3.19 : Corrélation entre l'efficacité trophique (phytoplancton – copépodes) et la part des *Phaeocystis* dans la production phytoplanctonique.

CONCLUSION

Lors de ce travail de fin d'études nous avons tenu à aborder successivement différents thèmes qui étaient importants pour arriver à notre but, à savoir, établir un lien entre l'eutrophisation en zone côtière belge et française depuis la Baie de Seine jusqu'à la limite N-E de la zone côtière belge et l'évolution sur les 50 dernières années des activités humaines sur les bassins versants des fleuves qui s'y déversent (Seine et Escaut). Pour atteindre cet objectif nous avons eu recours à la modélisation mathématique en couplant les sorties du modèle RIVERSTRAHLER calculant les apports de nutriments à la mer en fonction des émissions ponctuelles et diffuses de nutriments dans le réseau hydrographique au modèle écologique MIRO de l'écosystème marin.

Pour conclure ce travail, nous souhaitons donner ici un récapitulatif des points abordés afin de pouvoir tirer nos conclusions et répondre aux questions qu'on s'est posé dans l'introduction, en rapport avec l'utilisation des outils d'aide à la prise de décisions et les objectifs fixés par les entités concernées pour lutter contre l'eutrophisation, telle la commission OSPAR

Le premier chapitre s'est intéressé à la définition de l'eutrophisation et l'énoncé de son contexte politique et législatif général : la lutte contre l'eutrophisation représente un des objectifs principaux de la directive cadre sur l'eau 2000/60/CE, mais c'est la convention OSPAR qui pour le moment fixe des objectifs précis concernant la zone OSPAR dont fait partie notre zone d'étude.

Une réduction de 50% d'azote et de phosphore des apports à la mer du Nord est visée pour l'horizon 2010 sans que l'on ne soit interrogé scientifiquement ni sur la faisabilité de cette réduction ni sur le bénéfice pour la santé de l'écosystème marin.. Il est à noter que ce même objectif était visé pour 1995, mais il n'a pas été atteint. D'ailleurs les simulations représentées dans la figure 3.1 le confirment.

Dans le deuxième chapitre nous avons proposé l'utilisation d'un outil de modélisation permettant de faire le lien entre activités humaines sur le bassin versant et eutrophisation côtière. Nous avons donc défini la modélisation en général et présenté les modèles RIVERSTRAHLER et MIRO. Les modèles se présentent actuellement comme des éléments utiles pour la prise de décision dans des domaines très complexes où les liens entre activités humaines et qualité de l'écosystème sont complexes et non-linéaires.

Le développement des modèles, nécessite une connaissance préalable du phénomène étudié et de la question environnementale posée. Cette condition, ainsi que le manque de base de données, la complexité de l'outil mathématique et de l'établissement des échelles de temps et d'espace sont les points faibles de ce genre de démarche scientifique. Toutefois, ces outils de par le fait qu'ils intègrent la connaissance scientifique actuelle peuvent être utiles comme guide d'orientation à la prise de décision.

Le troisième chapitre consacré à l'analyse des résultats de la simulation par les deux modèles, nous a permis d'étudier les changements dans les apports de nutriments à la mer et de les relier avec les activités humaines se déroulant dans les bassins versants de la Seine et de l'Escaut en utilisant le modèle RIVERSTRAHLER. Le couplage des simulations du modèle RIVERSTRAHLER au modèle écologique MIRO, nous a permis d'établir la réponse de la communauté algale et de l'écosystème en terme d'efflorescences

indésirables (les colonies de *Phaeocystis*) et d'efficacité trophique, suite aux changements provoqués par l'homme sur le bassin versant.

Au sein de ce chapitre, nous avons pu constater et confirmer le lien entre notre développement et l'altération de l'équilibre écologique des zones côtières. Ces perturbations représentant un couteau à double tranchant, vu que outre la menace environnementale, nos activités socioéconomiques (pêche et tourisme) sont également menacées.

Enfin, pour terminer cette conclusion, nous souhaitons donner notre point de vue personnel sur la problématique de l'eutrophisation et l'usage de la modélisation comme instrument pour la compréhension de ce phénomène et pour la prise de décisions dans ce domaine :

- Les résultats de la modélisation confirment qu'effectivement les efforts d'épuration et de changements de composition des lessives ont permis la réduction des PO4 de 50% mais pas de l'azote. Il s'ensuit qu'on n'a pas observé de réduction des efflorescences de *Phaeocystis* car elles sont liées aux NO3. Un effort devrait donc être consacré à la réduction de N ;

- Nos simulations ont également montrées que la production des poissons est menacée par l'enrichissement des eaux côtières, vu que l'efficacité trophique est diminuée à cause de la présence des *Phaeocystis* dans cet écosystème.

Cet exercice de modélisation montre l'utilité des modèles explicatifs intégrant la connaissance et devraient être à l'avenir utilisé plus fréquemment comme outil d'orientation à la décision. On suggère dès lors une meilleure collaboration entre le monde décisionnel et le milieu scientifique.

Références bibliographiques :

Ouvrages :

-Comité scientifique « eau » de l'INRA, Gérard Grosclaude, coord. , **l'eau milieu naturelle et maîtrise**, Tome 1, édition INRA, Paris, 1999.

-Comité scientifique « eau » de l'INRA, Gérard Grosclaude, coord. , **l'eau milieu naturelle et maîtrise**, Tome 2, édition INRA, Paris, 1999.

-Ouvrage réalisé sous la direction de Maryvonne Bodiguel, **Le Littoral entre nature et politique**, l'harmattan, 1997.

-Bernard Guibert, Martine Berlan-Darqué, **L'environnement, question sociale**, ODILE JACOB, 2001.

-Chantal ASPE et Patrick Point, coods, L'eau en représentations, **Gestion des milieux aquatiques et représentations sociales**, Cemagref, 1999.

-C.P. Milway, **l'eutrophisation dans les grands lacs et les retenues d'eau**, *Symposium d'Uppsala, mai 1968, Suède*, Publications de l'OCDE, 1970.

-Pascale Corten-Gualtieri, Philippe Van Haver, Walter De Jonge, Edwin Zaccā, **Vivre ou survivre? Un état des lieux de notre planète**, Lannoo, 1998.

-Jacques Guillaume, **Littoral 95, Actes du Colloque International Continuités et ruptures sur les littoraux européens**, Ouest éditions, 1997.

-Colas René, **La pollution des eaux** (Collection Que sais-je ?), Presses universitaires de France, 1976.

-Bellan, Gérard, **La pollution des mers** (Collection Que sais-je ?), Presses universitaires de France, 1994.

Articles scientifiques :

Billen G., Garnier J. 1999. Nitrogen transfers through the Seine drainage network: a budget based on the application of the RIVERSTRAHLER Model. Hydrologia, n°410, pp.139-150.

Billen G., Garnier J., Ficht A., Cun C. 2001. Modelling the response of water quality in the Seine river estuary to human activity in ist watershed over the last 50 years. Estuaries, vol. 24, n° 6B, pp. 977-993.

Billen G., Garnier J., Hanset P. 1994. Modelling phytoplankton development in whole drainage network: the RIVERSTRAHLER Model applied to the Seine river system. Hydrologia, n°289, pp. 119-137.

- Billen G., Garnier J., Rousseau V. 2002. Nutrient fluxes and water quality in the drainage network of the Scheld basin over the last 50 years. *Hydrologia*
- Billen G., Garnier J., Rousseau V. 2004. Nutrient fluxes and water quality in the drainage
- Billen, G., H Décamps, J. Garnier, P. Boët, M, Meybeck and P. Servais. 1995. Atlantic river systems of Europe (France, Belgium, Netherlands). In: *River and Stream ecosystems*. C.E. Cushing, K.W. Cummins & G.W. Minshall. Elsevier. Pp 389-418.
- Billen, G., J. Garnier and V. Rousseau. 2003. Upstream from the estuary : modelling processes in the drainage network of the Seine and Scheldt Basin. Proceeding of the ECSA local meeting "ecological structures and functions in the Scheldt estuary: From past te future". U.I.A. Antwarpen, Belgium, 7-10 Octobre 2002.
- Billen, G., Lancelot, C & M. Meybeck . 1991. N, P and Si retention along the aquatic Continuuu from land to Ocean. In: *Ocean margin process in global change*. R.F.C. Mantoura, J-M. Martin & R. Wollast (Eds). John Wiley & Sons, Ltd, P. 19-44.
- Billen, G., M. Someville, E. de Becker & P. Servais. 1985. A nitrogen budget of the Sheldt hydrographical basin. *Neth. J. SEA Res.* 19:223-230.
- Brzenski, M.A. 1985. The Si:C:N ratio of marine diatoms: interspecific variability and the effect of some environnemental variables. *J.Phycol.* 21:347-357.
- Garnier, J., billen, G. and coste, M. 1995. Seasonal Succession of the diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the Seine River: Observations and modelling, *Limnol. Oceanogr.* 40 (4), 750-765.
- Kyramorios, M. 2001. Rapport annuel du Groupe Directeur Mer du Nord et Océans. Unité gestion du modèle mathématique de la Mer du Nord. 26p
- Lancelot C, Rousseau V, Billen G, Van Eeckhout DV (1997) Coastal eutrophication of the southern Bight of the North Sea: Assessment and modelling. In: Ozsoy E, Mikaelyan A (eds) *Sensitivity to change: Black Sea and North Sea*. NATO-ASI. Kluwer Academic publishers, The Netherlands, p 437-454
- Lancelot, C & S. Mathot. 1987. Dynamics of a Phaeocystis-dominated spring bloom in belgian coastal waters. I. Phytoplanktonic activities end related parameters. *Mar.Ecol.Prog.Ser.* 32: 239-248.
- Lancelot, C. 1995. The mucilage phenomenon in the continental waters of the North Sea. *The Science of the Total Environment.* 165:83-102.
- Lancelot, C., M.D. Keller, V. Rousseau, W.O Smith Jr & S.Mathot. 1998. Autoecology of the marine hapophyte Phaeocystis sp. In: *Physiological Ecology of harmful algal blooms*. NATO ASI Series. D.M. Anderson, A.D. Cembelle & G.M Hallegraeff (eds). Springer-Verlag Berlin.

Lancelot, C., Rousseau, V. 1994. Ecology of Phaeocystis ecosystems: The key role of colony forms. In: Green, J., Leadbeater, B.S.C. (eds.) *The Haptophyte Algae*. Oxford Science Publications. Pp. 227-245.

Lancelot, C., Spitz, Y., Gypens, N., Ruddick, K., Becquevort, S., Rousseau, V. and G. Billen. *Submitted*. Modelling diatom-*Phaeocystis* blooms and nutrient cycles in the Southern Bight of the North Sea with focus on the Belgian coastal zone: the MIRO model.

network of the Scheldt basin over the last 50 years. *Hydrobiologia*

Olgivie, B., D.B. Nedwell, R.M. Harrison, A. Robison & A. Sage. 1997. High nitrate, muddy estuaries as nitrogen sinks: the nitrogen budget of the river Colne estuary (United Kingdom). *Mar Ecol Prog Ser.* 150:217-228.

Redfield, A.C., B.A. Ketchum & F.A. Richards. 1963. The influence of organisms on the composition of sea-water. In: *The sea*. M.N. Hill (Ed). Wiley. Pp 26-77.

Riegman, R, Noordeloos, A., Cadée, G.C. 1992. Phaeocystis blooms in the continental zones of the North Sea. *Mar.Biol.* 112:479-484.

Robinson, A.D., D.B. Nedwell, R.W. Harrison & B.G. Olgivie. 1998. Hypernutrified estuaries as sources of N₂O emission to the atmosphere: estuary of the river Colne, Essex, (United Kingdom). *Mar Ecol Prog Ser.* 164: 59-71.

Rousseau, V., Breton, E., De Wachter, B., Beji, A., Deconinck, M., Huijgh, J., Bolsens, T., Leroy, D., Jans, S. and C. Lancelot. 2004. Identification of Belgian maritime zones affected by eutrophication (IZEUT).

Smith, W.O., Codispoti, L. A., Nelson, D.M., Manley, T., Buskey, E.J., Niebauer, H.J., Cota, G.F. 1991. Importance of Phaeocystis blooms in the high-latitude ocean carbon cycle. *Nature.* 352:514-516.

Veldhuis, M.J.W., (1987). Influence of phosphate depletion on the growth of colony formation of *Phaeocystis pouchetti* (Hariat) Lagerheim; *MarBiol.* 95:47-54.

W.M.Kemp, M.T.Brooks, R.R.Hood. 2001. Nutrient enrichment, habitat variability and trophic transfer efficiency in simple models of pelagic ecosystems. *Marine ecology*, 223:73-87.

Wassmann, P. 1994. Significance of sedimentation for the termination of Phaeocystis blooms. In: *Ecology of Phaeocystis-dominated ecosystems*. Lancelot, C. and Wassman, P. (ed.). *J.Mar.Syst.* 5:81-100.

Weisse, T. (1983). Feeding of calanoid copepods in relation to *Phaeocystis pouchetti* in the German Wadden Sea off Sylt. *Mar. Biol.* 74:87-94.

Weisse, T., Tande, K., Verity, P. Hansen, F. & Gieskes, W. 1994. The trophic Significance of Phaeocystis blooms. In: *Ecology of Phaeocystis-dominated ecosystems*. Lancelot, C. and Wassmann, P. (ed.) *J.Mar.Syst.* 5:67-79.

Zwolman, J.J.G. 1994. Seasonal variability and biogeochemistry of phosphorus in the Scheldt estuary, South-West Netherlands. Est. Coast. Shelf Science 39: 227-248.

Sites Internet:

- Convention Oskar: Texte de la convention; Bilan de santé 2000.
www.ospar.orh/fr/html/welcome.html
- Caractéristiques de la Mer du Nord
http://fg.wikipedia.org/wiki/Mer_du_Nord
- Présentation de l'Unité de Gestion du Modèle Mathématique de la Mer du Nord et de l'Estuaire de l'Escaut
<http://www.mumm.ac.be/FR/index.php>
- Description du Projet « IZEUT » Identification des Zones maritimes affectées par l'EUTrophisation
<http://www.belspo.be/belspo/fedra/proj.asp?7=fr&COD=MN/DD2/011#descr>
- le rapport de l'IFREMER pour la Commission Européenne sur « L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France »
<http://www.ifremer.fr/envilit/pdf/documentspdf/eutropheurope.pdf>
- Données concernant la partie belge de la Mer du Nord
<http://www.mumm.ac.be/FR/NorthSea/index.php>
- La pollution des eaux par les phosphates
<http://www.thonon.inra.fr/bassinversant/restaurationlacs/eutrophisation.htm>
- L'évolution d'un écosystème
<http://www.cnrs.fr/cw/dossiers/doseau/decouv/ecosys/eutrophisat.html>
- Données sur l'évolution démographiques de la ville de Paris
<http://www.sciences-sociles.ens.fr/hss2001/logement/apercu/capitales.html#Heading108>
- Brochure d'information sur la Directive cadre sur l'eau : « l'eau, c'est la vie »
<http://www.europa.eu.int/comm/environment/water/>
- les émissions agricoles de NH₃ et NO_x au Canada.
http://www.agr.gc.ca/policy/environment/pdfs/air_quality/nitrogenf.pdf
- Rôle des espèces invasives dans la résistance d'un écosystème côtier face aux perturbations d'origines anthropiques (Approche d'une gestion globale de l'écosystème).
<http://www.pangaea.de/Projects/INVABIO/Documents/InvaBio.pdf>
- Seneque 3, logiciel SIG de modélisation prospective de la qualité des eaux de surface.

http://www.sisyphe.jussieu.fr/internet/piren/v2/modules/xoopsfaq/index.php?cat_id=4#23

- Eutrophication and Health.

<http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-nitrates/eutrophication.pdf>

- L'azote en agriculture.

http://europa.eu.int/comm/agriculture/envir/report/fr/nitro_fr/report.htm

- Eau et agriculture : Contribution à l'analyse d'une relation décisive mais difficile.

http://europa.eu.int/comm/agriculture/envir/report/fr/eau_fr/report.htm

Thèse de doctorat :

Rousseau Véronique, Dynamique des efflorescences de Phaeocystis et de diatomées dans les eaux côtières eutrophisées de la Baie Sud de la Mer du Nord. Thèse de doctorat présentée pour l'obtention du grade de Docteur en Sciences agronomiques, 1999-2000.

Revues :

Jean-Pierre GOUBERT, « Une amie de longue date... » La ruée vers l'eau, Manière de voir, Le Monde Diplomatique n°65, septembre-octobre 2002.

Domenico Luciani, « Des mythes à la réalité » La ruée vers l'eau, Manière de voir, Le Monde Diplomatique n°65, septembre-octobre 2002.

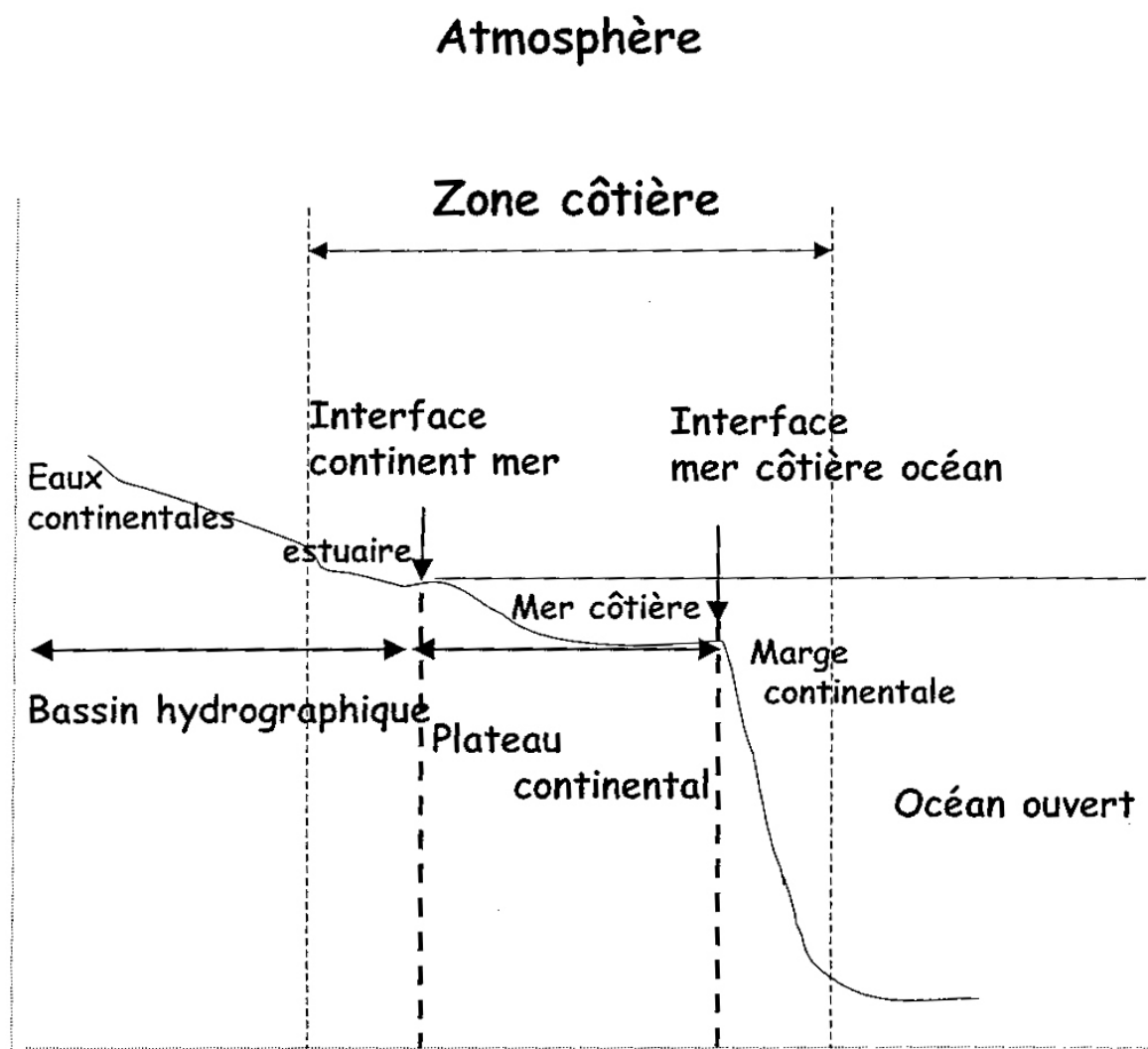
Autres :

C. Lancelot, P. Servais ; Cours de gestion des milieux aquatiques présenté dans le cadre du DES en Gestion de l'Environnement de l'IGEAT, ULB. 2002-2003.

Annexes :

Annexe n°1 : Interface entre continent-Océan et Atmosphère

--> réceptient des activités humaines : apports fluviaux, atmosphériques, émissaires côtiers, activités portuaires, etc...



Dimension géographique des différentes zones très variable

Annexe n°2 : The MIRO model : 32 state variables

variable	symbol
<u>Biological state variables:</u>	
Diatoms: DA= DAF+DAS+DAR	
Functional and structural metabolites	DAF
Monomers	DAS
Reserves	DAR
Phototrophic nanoflagellates: NF=NFF+NFS+NFR	
Functional and structural metabolites	NFF
Monomers	NFS
Reserve products	NFR
<i>Phaeocystis</i> colonies: OP=OPF+OPS+OPR+OPM	
Functional and structural	OPF
Monomers	OPS
Reserve products	OPR
Mucous matrix	OPM
Bacteria	BC
Microzooplankton	MZ
Copepods	CP
<u>Organic matter:</u>	
Monomeric: carbon, nitrogen	BSC, BSN
Dissolved polymers (high biodegradability): carbon, nitrogen, phosphorus	DC ₁ , DN ₁ , DP ₁
Dissolved polymers (low biodegradability): carbon, nitrogen, phosphorus	DC ₂ , DN ₂ , DP ₂
Particulate organic matter (high biodegradability): carbon, nitrogen, phosphorus	PC ₁ , PN ₁ , PP ₁
Particulate organic matter (low biodegradability): carbon, nitrogen, phosphorus	PC ₂ , PN ₂ , PP ₂
Detrital biogenic silica	BSi
<u>Inorganic nutrients:</u>	
Nitrate	NO ₃
Ammonium	NH ₄
Phosphate	PO ₄
Silicic acid	SiO

Lancelot, C., Spitz, Y., Gypens, N., Ruddick, K., Becquevort, S., Rousseau, V. and G. Billen. *Submitted*. Modelling diatom-*Phaeocystis* blooms and nutrient cycles in the Southern Bight of the North Sea with focus on the Belgian coastal zone: the MIRO model

Annexe n°3 : Relation entre les activités humaines et les problèmes
environnementaux côtiers

activité humaine	action/modification	dommage à environnement & santé
urbanisation & transport maritime	utilisation du sol dragage/rejet de sédiments portuaires rejets en mer (eaux usées et déchets solides)	eutrophisation perte d'habitats et de diversité biologique agression visuelle pollution santé
agriculture	défrichement des terres fertilisants & pesticides lisiers irrigation chenalisation	eutrophisation perte d'habitats et de diversité biologique pollution de l'eau diminution des apports d'eau douce à la mer
tourisme	utilisation du sol voies urbaines ports & marinas réduction eau eaux usées & déchets solides	eutrophisation agression visuelle diminution des réserves en eau intrusion de sel ds nappes aquifères pollution eau santé publique (accroissement des risques) perte d'habitats et de diversité biologique
fermes marines, pêche & aquaculture	emplacement portuaire construction & équipement effluents	surpêche extinction d'espèces déchets & pétrole sur les plages perturbation du sédiment eutrophisation pollution de l'eau
industrie	utilisation du sol aménagement hydraulique extraction de ressources naturelles effluents industriels & eaux de refroidissement	pollution de l'eau réduction des débits d'eau douce & érosion des plages pollution thermique eutrophisation agression visuelle perte d'habitats et de diversité biologique

Annexe n°4 : Coefficient de signification des corrélations

Degrees of Freedom	Probability, p		
	0.05	0.01	0.001
1	0.997	1	1
2	0.95	0.99	0.999
3	0.878	0.959	0.991
4	0.811	0.917	0.974
5	0.755	0.875	0.951
6	0.707	0.834	0.925
7	0.666	0.798	0.898
8	0.632	0.765	0.872
9	0.602	0.735	0.847
10	0.576	0.708	0.823
11	0.553	0.684	0.801
12	0.532	0.661	0.78
13	0.514	0.641	0.76
14	0.497	0.623	0.742
15	0.482	0.606	0.725
16	0.468	0.59	0.708
17	0.456	0.575	0.693
18	0.444	0.561	0.679
19	0.433	0.549	0.665
20	0.423	0.537	0.652
25	0.381	0.487	0.597
30	0.349	0.449	0.554
35	0.325	0.418	0.519
40	0.304	0.393	0.49
45	0.288	0.372	0.465
50	0.273	0.354	0.443
60	0.25	0.325	0.408
70	0.232	0.302	0.38
80	0.217	0.283	0.357
90	0.205	0.267	0.338
100	0.195	0.254	0.321

Annexe n°5 : Common Procedure for the Identification of the Eutrophication Status of the Maritime Area of the Oslo and Paris Conventions

Joint meeting Brussels : 2-5 September 1997 ; Annex 24 (Ref. § 8.11)

Preface

This document defines a common procedure for the identification of the eutrophication status of the maritime area of the Oslo and Paris Conventions (the "Common Procedure"). The Common Procedure will be an integral part of a Strategy to Combat Eutrophication. The purpose of the Common Procedure is to characterise the maritime area in terms of problem areas, potential problem areas and non-problem areas with regard to eutrophication. Action with respect to measures required following the identification of the eutrophication status of the maritime area will be specified within a Strategy to Combat Eutrophication.

The procedures specified in this document are without prejudice to existing and future legal requirements, including European Community legislation where appropriate.

1. Introduction

The Common Procedure comprises a stepwise process. The purpose of the Common Procedure is to characterise the maritime area in terms of problem areas, potential problem areas and non-problem areas with regard to eutrophication and to enable regional comparisons of eutrophication status on a Convention-wide basis. The intention of the Common Procedure is to enable regional comparisons of eutrophication status on a common basis.

The first step in the Common Procedure comprises a screening procedure. This is a preliminary ("broad brush") process which is likely to be applied once only in any given area. The screening procedure is intended to identify those areas which in practical terms are likely to be non-problem areas with regard to eutrophication, but for which there is insufficient information to apply the comprehensive procedure.

Following the application of the screening procedure, all areas which are not identified as non-problem areas with regard to eutrophication shall be subject to the comprehensive procedure and monitoring shall be undertaken in accordance with the minimum monitoring requirements for potential problem areas with regard to eutrophication in accordance with the Nutrient Monitoring Programme¹.

The second step in the Common Procedure is the comprehensive procedure. The comprehensive procedure is an iterative procedure and may be applied as many times as necessary. The outcome of the comprehensive procedure should enable a classification of the maritime area in terms of problem areas, potential problem areas and non-problem areas with regard to eutrophication.

The screening procedure is to be applied to all areas for which there is insufficient information to apply the comprehensive procedure. The selection of the size of the area to be assessed using the screening procedure is critical. Selection of areas should take into account hydrodynamic characteristics and proximity to nutrient sources. It is for the Contracting Parties concerned to decide on the size of the areas to be assessed.

2. Aim

The purpose of the Common Procedure is to characterise the maritime area in terms of problem areas, potential problem areas and non-problem areas with regard to eutrophication

¹ The Nutrient Monitoring Programme was adopted by OSPAR 1995 (cf. OSPAR 95/15/1, Annex 12).

in accordance with the assessment procedure specified at Section 4. These areas are defined as follows:

- a. problem areas with regard to eutrophication are those areas for which there is evidence of an undesirable disturbance to the marine ecosystem due to anthropogenic enrichment by nutrients;
- b. potential problem areas with regard to eutrophication are those areas for which there are reasonable grounds for concern that the anthropogenic contribution of nutrients may be causing or may lead in time to an undesirable disturbance to the marine ecosystem due to elevated levels, trends and/or fluxes in such nutrients;
- c. non-problem areas with regard to eutrophication are those areas for which there are no grounds for concern that anthropogenic enrichment by nutrients has disturbed or may in the future disturb the marine ecosystem;

3. The Screening Procedure

In their assessment of eutrophication status Contracting Parties are invited to obtain information to the extent possible for the following types of information, *inter alia*:

- a. demographic/hydrodynamic/physical information
 - demographic data: population and waste water treatment;
 - agriculture and industry;
 - hydrodynamic/physical features (for example fronts, upwelling, turbidity, flushing rates, residence times, water transport and currents);
- b. optical observations
 - relevant optical observations made by ship, aircraft or satellite (for example the presence of, or evidence to the contrary of, algal blooms or fish kills);
- c. nutrient-related information
 - voluntary data held by ICES, such as nutrient concentrations from international research cruises. ICES data is useful for screening large areas, but in coastal areas, fjords and small estuaries other data may be more appropriate (although such data may not be easily available);
 - input data (for example, atmospheric inputs, riverine inputs or direct discharges);
 - nutrient budgets (including the total nutrient component and the anthropogenic nutrient component);
 - information from monitoring carried out under European Community Directives (where applicable).

When applying the screening procedure Contracting Parties are encouraged to use the sequence of information types specified at points a-c above. Reporting procedures are specified at Section 5.1.

4. The Comprehensive Procedure

4.1 Scope of the comprehensive procedure

The comprehensive procedure should be applied to all areas except those classified as non-problem areas with regard to eutrophication following the application of the screening procedure described in Section 3. Repeated applications of the comprehensive procedure should identify any change in the eutrophication status of a particular area.

4.2 Principles of the comprehensive procedure

The comprehensive procedure consists of a set of assessment criteria that may be linked to form an holistic assessment of the eutrophication status of the maritime area. The biological, chemical and physical assessment criteria may be organised into five categories of information.

These categories comprise:

- a. the causative - nutrient enrichment related - factors;
and
- b. the supporting environmental factors;
which together produce

- c. the direct effects of nutrient enrichment;
- d. the indirect effects of nutrient enrichment;
and
- e. other possible effects of nutrient enrichment.

It should be noted however that some anthropogenic activities other than those leading to nutrient enrichment may result in a number of these effects. The different assessment parameters in each category are listed at Section 4.2.1, the assessment process that links the assessment parameters is described at Section 4.2.2 and the application of quantitative assessment criteria is described at Section 4.2.3.

4.2.1 checklist for an holistic assessment

The qualitative assessment parameters are as follows:

- a. the causative factors
 - the degree of nutrient enrichment
 - with regard to inorganic/organic nitrogen
 - with regard to inorganic/organic phosphorus
 - with regard to silicon
 - taking account of:
 - sources (differentiating between anthropogenic and natural sources)
 - increased/upward trends in concentration
 - elevated concentrations
 - increased N/P, N/Si, P/Si ratios
 - fluxes and nutrient cycles (including across boundary fluxes, recycling within environmental compartments and riverine, direct and atmospheric inputs)
 - b. the supporting environmental factors, including:
 - light availability (irradiance, turbidity, suspended load)
 - hydrodynamic conditions (stratification, flushing, retention time, upwelling, salinity, gradients, deposition)
 - climatic/weather conditions (wind, temperature)
 - zooplankton grazing (which may be influenced by other anthropogenic activities)
 - c. the direct effects of nutrient enrichment
 - i. phytoplankton;
 - increased biomass (e.g. chlorophyll a, organic carbon and cell numbers)
 - increased frequency and duration of blooms
 - increased annual primary production
 - shifts in species composition (e.g. from diatoms to flagellates, some of which are nuisance or toxic species)
 - ii. macrophytes, including macroalgae;
 - increased biomass
 - shifts in species composition (from long-lived species to short-lived species, some of which are nuisance species)
 - reduced depth distribution
 - iii. microphytobenthos;
 - increased biomass and primary production
 - d. the indirect effects of nutrient enrichment
 - i. organic carbon/organic matter;
 - increased dissolved/particulate organic carbon concentrations
 - occurrence of foam and/or slime
 - increased concentration of organic carbon in sediments (due to increased sedimentation rate)
 - ii. oxygen;
 - decreased concentrations and saturation percentage
 - increased frequency of low oxygen concentrations
 - increased consumption rate
 - occurrence of anoxic zones at the sediment surface ("black spots")
-

- iii. zoobenthos and fish;
 - mortalities resulting from low oxygen concentrations
- iv. benthic community structure;
 - changes in abundance
 - changes in species composition
 - changes in biomass
- v. ecosystem structure;
 - structural changes
- e. other possible effects of nutrient enrichment
 - i. algal toxins (still under investigation - the recent increase in toxic events may be linked to eutrophication)

4.2.2 Principles for using the qualitative assessment parameters

4.2.2.1 selection of the qualitative assessment parameters

Regional differences with respect to demographic and hydrodynamic conditions will influence the selection of assessment parameters for different areas. Since it is the intention of the Common Procedure to enable regional comparisons of eutrophication status on a common basis, Contracting Parties shall harmonise the selection of assessment parameters to the extent possible. The basic assessment parameters to be used for assessment throughout the whole maritime area are those contained in the Nutrient Monitoring Programme. Additional parameters (e.g. the list at appendix 1) may be applied where necessary to aid the assessment process and to increase our current understanding. Assessments can take account of information supplied from monitoring, research and modelling.

4.2.2.2 links between the assessment parameters

The overall assessment of the eutrophication status of an area will take into account the interaction of the causative - nutrient-enrichment related - factors and the supporting environmental factors (cf. 4.2.1). For example, apart from nutrients, sufficient light is required to allow phytoplankton to grow and reduced zooplankton grazing could allow increased phytoplankton biomass. Linking these categories of information will enable the cause of the direct and indirect effects of nutrient enrichment to be established and will allow appropriately targeted measures to be applied where necessary. Control measures are generally applied to the causative - nutrient-enrichment related - factors as these are the factors most directly influenced by anthropogenic activities.

4.2.3 Application of the quantitative assessment criteria

All relevant assessment parameters should be considered when applying the comprehensive procedure, although there is a need to recognise that regional differences (for example in terms of hydrography) and differences in data availability are likely to affect the assessment parameters actually used in the assessment procedure. It should also be noted that although the assessment tools (eg. background/reference concentrations) may be region-specific the methodology for applying the assessment criteria is based on a common approach.

Many areas are likely to be assessed using a stepwise approach: a preliminary investigation using the screening procedure followed by the comprehensive procedure. The stepwise approach has several advantages including *inter alia*:

- a. the outcome of the screening procedure applied as a broad brush technique to a large area may, in some cases, indicate areas for which more detailed investigations using the comprehensive procedure would be appropriate;
 - b. the outcome of the screening procedure may help focus the selection of assessment parameters for use in the comprehensive procedure;
 - c. the outcome of the screening procedure may be of use in helping to refine particular assessment criteria.
-

Areas for which there is much existing information (for example parts of the North Sea) are likely to be subject to the comprehensive procedure at an earlier date than areas for which there is little information. Nevertheless the first iteration of the comprehensive procedure should be undertaken soon after applying the screening procedure. This is particularly important for areas which will be identified as problem areas and potential problem areas with regard to eutrophication, since it will be necessary to start rapidly appropriate monitoring activities and to initiate action programmes in these areas.

It should be pointed out that despite large anthropogenic nutrient inputs and high nutrient concentrations an area may exhibit few if any adverse effects. However, Contracting Parties should take into account the risk that nutrients input may be transferred to adjacent areas where they can cause detrimental environmental effects and Contracting Parties shall recognise problem areas and potential problem areas with regard to eutrophication outside their national jurisdiction.

Annexe n°6 : Questionnaire conducted among tourists

Project : Identificatie zones van eutrofiëring

Interviewer :

Dag/Maand: _____ 2000

Start interview: _____ Einde interview : _____

Vragenlijstnummer: _____

Badstad : _____

Q1. Plaats:

Dijk	0
Strand	1
Winkelcentrum	2
Andere	3

Q2. Weer:

Mooi – zonnig	0
Bewolkt	1
Veel wind	2
Regen	3

Q3. Geslacht:

Man	0
Vrouw	1

INLEIDING: Wij voeren een onderzoek uit naar de impact van zee- en strandverontreiniging in opdracht van het milieustudiebureau ECOLAS. Het merendeel van de vragen gaat over persoonlijke houdingen en meningen. Er zijn geen goede of foutieve antwoorden. Het beantwoorden van de vragen vereist ook geen speciale opleiding of kennis. Uw antwoorden zijn ook volledig vertrouwelijk. De vragen zullen ongeveer 5 minuten in beslag nemen. Mag ik verder gaan ?

Q4.: Woont u aan de kust ?

Ja	0	Q8
Neen	1	Q5

Q5.: Bent u op verlof ?

Ja	0	Q7
Neen	1	Q6

Q6.: Wat is de reden van uw komst ?
_____ **Q9** _____

Q7.: Hoe lang verblijft u aan de kust ?

1 dag	0
> 1 dag – 1 week	1
> 1 week – 1 maand	2
> 1 maand	3

Q8.: Wat trekt u aan de kust aan ?
Meerdere kunnen aangeduid worden

Strand	0
Zee	1
Baden	2
Rust	3
Winkelen	4
Andere	5

Q9.: Er zijn meerdere oorzaken van vervuiling van de zee en het strand ? Ik leg u nu 7 problemen voor, kan u mij a.u.b. zeggen welke de 3 problemen zijn die u het belangrijkste vindt?

TOON TER VERDUIDELIJING DE FOTO'S

Q9a. schuim	0
Q9b. dode vissen	1
Q9c. olie	2
Q9d. kwallen	3
Q9e. afval	4
Q9f. slecht weer	5
Q9g. teveel mensen	6

Q10.: Welke van de foto's zijn volgens u een gevolg van milieuverstoring ?
TOON TER VERDUIDELIJING DE FOTO'S – meerdere kunnen aangeduid worden

Q10a. schuim	0
Q10b. dode vissen	1
Q10c. olie	2
Q10d. kwallen	3
Q10e. afval	4
Q10f. slecht weer	5
Q10g. teveel mensen	6

Q11.: Weet u wat volgende foto betekent ?
TOON FOTO MET OPRUIMING OLIEVERONTREINIGING OP HET STRAND

Ja	0	Q13
Neen	1	Q12

Q12.: De foto is ook niet zo duidelijk. Hier wordt aangespoelde olie op het strand verwijderd.

Q13. Weet u wat volgende foto betekent ?:
TOON FOTO MET SCHUIM OP STRAND

schuim op het strand	0	Q14
Neen	1	Q16
andere uitleg : hier invullen	2	Q16

Q14.: Dit is een schuim op het strand. Weet u wat de oorzaak is van dit schuim ?:

Algenbloei	0	Q15
Milieuverontreiniging	1	Q16
chemische stoffen, kuisproducten	2	Q16
andere uitleg : hier invullen	3	Q16

Q15.:
 VERVOLG

MET

Inderdaad.
 Q16

Q16.: Jaarlijks komen er enorme hoeveelheden nutriënten door de landbouw, de industrie, de huishoudens en de natuur in de Noordzee terecht. Door het steeds grotere aanbod van deze nutriënten beginnen algen (een soort planten in de zee) meer en meer te bloeien. Deze scheiden op het einde van de groei een gelei af, dat door de golven tot schuim wordt opgeklopt en op het strand terechtkomt, vooral in de maanden maart en april.
TOON FOTO'S MET KOLONIES EN ALGENGROEI EN GEEF KORT UITLEG

Q17.: Denkt u dat dit te maken heeft met verontreiniging ?

Ja	0
Neen	1

Q18.: Vindt u dit storend ?

Ja	0
Neen	1

Q19.: Zou u X BEF wensen te betalen om dit te vermijden ?

50 – 100 – 150 – 200 – 250 – 300 – 350

Ja	0
Neen	1

Q20.: Wat is uw geboortjaar ? _____

Rousseau, V., Breton, E., De Wachter, B., Beji, A., Deconinck, M., Huijgh, J., Bolsens, T., Leroy, D., Jans, S. and C. Lancelot. 2004. Identification of Belgian maritime zones affected by eutrophication (IZEUT).

Annexe n°7 : Questionnaire conducted among Belgian coastal fishermen

Uitgevoerd door het Studiebureau Ecolas

Datum :

Enquêteur :

Ecolas is een milieustudiebureau dat in het kader van een onderzoek naar eutrofiering onder andere de impact van algenbloei en schuim op de visserij tracht in te schatten. Aangezien de vissers veel op zee aanwezig zijn, zijn zij de aangewezen personen om informatie bij te verzamelen.

1. Kan U op de kaartjes aanduiden, door de gebieden te omcirkelen; waar U in de maanden Februari, Maart, April en Mei vist

2. Kan U op het kaartje aanduiden waar volgens U algenbloei voorkomt

3. Is volgende uitspraak volgens U het geval aan de BELGISCHE kust.

Er is slechts één algenbloei in het voorjaar

Ja Neen Weet niet

Er zijn verschillende algenbloei's die elkaar opvolgen in het voorjaar

Ja Neen Weet niet

Algenbloei is het gevolg van het warmer worden van het zeewater in het voorjaar

Ja Neen Weet niet

Algenbloei is het gevolg van meststoffen (van de landbouw) die in zee terecht komen

Ja Neen Weet niet

Algenbloei is het gevolg van afvalwater van de huishoudens die in zee terecht komt

Ja Neen Weet niet

Algenbloei is belangrijk als voedsel voor de vissen en garnalen

Ja Neen Weet niet

Algenbloei veroorzaakt sterfte van vissen

Ja Neen Weet niet

Algenbloei verjaagt vissen

Ja Neen Weet niet

Algenbloei veroorzaakt garnaalsterfte

Ja Neen Weet niet

Algenbloei veroorzaakt ziekten bij vissen, garnalen en schelpdieren

Ja Neen Weet niet

Algenbloei is gevaarlijk voor de gezondheid van de mensen

Ja Neen Weet niet

Algenbloei is de oorzaak van het schuim op de stranden

Ja Neen Weet niet

Schuim op het strand is gevaarlijk voor de gezondheid van de mensen

Ja Neen Weet niet

Algenbloei over de laatste 20 jaar :

Komt vaker voor dan vroeger

Is heviger dan vroeger

Is niet veranderd gedurende de laatste 20 jaar

Komt minder vaak voor dan vroeger

Is minder hevig dan vroeger

4. Hebt U als visser nadeel of voordeel van de algenbloei ?

Geen voordeel of nadeel

Nadeel doordat :	Voordeel doordat
? Minder vis wordt gevangen	? Meer vis wordt gevangen
? Minder garnalen worden gevangen	? Meer garnalen worden gevangen
? De kwaliteit van de vis is lager	? De kwaliteit van de vis is hoger
? De kwaliteit van de garnalen is lager	? De kwaliteit van de garnalen is hoger
? De vissen zijn gemiddeld kleiner	? De vissen zijn gemiddeld groter
? De garnalen zijn gemiddeld kleiner	? De garnalen zijn gemiddeld groter
? De netten raken verstopt	?
? De netten moeten vaker opgehaald worden	
Dit komt overeen met een inkomsten verlies van	Dit komt overeen met een inkomsten toename van
? 0-2 %	? 0-2 %
? 2-5 %	? 2-5 %
? 5-10 %	? 5-10 %
? 10-15 %	? 10-15 %
? 15-20 %	? 15-20 %
andere	andere

Hebt U als visser nadeel of voordeel van schuim ?

Geen voordeel of nadeel

Nadeel doordat :	Voordeel doordat
? Minder vis wordt gevangen	? Meer vis wordt gevangen
? Minder garnalen worden gevangen	? Meer garnalen worden gevangen
? De kwaliteit van de vis is lager	? De kwaliteit van de vis is hoger
? De kwaliteit van de garnalen is lager	? De kwaliteit van de garnalen is hoger
? De vissen zijn gemiddeld kleiner	? De vissen zijn gemiddeld groter
? De garnalen zijn gemiddeld kleiner	? De garnalen zijn gemiddeld groter
? De netten raken verstopt	
? De netten moeten vaker opgehaald worden	
Dit komt overeen met een inkomsten verlies van	Dit komt overeen met een inkomsten toename van
? 0-2 %	? 0-2 %
? 2-5 %	? 2-5 %
? 5-10 %	? 5-10 %
? 10-15 %	? 10-15 %
? 15-20 %	? 15-20 %

Andere

Andere

Gelieve aan te duiden met een blauwe stift wanneer er op welke soorten gevist wordt

Gelieve ook aan te duiden met rode stift wanneer de vissen gevangen worden als "bycatch" (nevenvangst)

Gelieve aan te duiden wanneer volgens U algenbloei of schuim voorkomt

	Februari				Maart				April				Mei				Juni			
	Week	1	2	3	4	Week	1	2	3	4	week	1	2	3	4	week	1	2	3	4
Tong																				
Tongschar																				
Schol																				
Rog																				
Wijting																				
Kabeljauw																				
Sprot																				
Paling																				
Garnalen																				
Andere																				
Algenbloei																				
Schuim																				

Rousseau, V., Breton, E., De Wachter, B., Beji, A., Deconinck, M., Huijgh, J., Bolsens, T., Leroy, D., Jans, S. and C. Lancelot. 2004. Identification of Belgian maritime zones affected by eutrophication (IZEUT).