

direction de l'environnement et de l'aménagement littoral

Alain Ménesguen

 ifremer

L'UTILISATION DE MODELES ECOLOGIQUES
DANS LA LUTTE CONTRE L'EUTROPHISATION
DES EAUX COTIERES FRANCAISES

publié dans les actes du colloque

Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral
Ploufragan, 23-24 septembre 1999

<http://www.ifremer.fr/envlit/documentation/documents.htm>



L'UTILISATION DE MODELES ECOLOGIQUES DANS LA LUTTE CONTRE L'EUTROPHISATION DES EAUX COTIERES FRANCAISES

Alain Ménesguen

Département d'Ecologie Côtière
Direction de l'Environnement et de l'Aménagement Littoral
IFREMER/Centre de Brest
29280 Plouzané (France)
tel: (33) 02.98.22.43.34
fax: (33) 02.98.22.45.48
e-mail: amenesg@ifremer.f

Résumé :

Les rejets anthropiques croissants d'azote et de phosphore dans certaines eaux côtières ont induit, dans les vingt dernières années, d'importantes augmentations de la production végétale aquatique micro- et macrophytique. Ce phénomène appelé eutrophisation a pour conséquence de déséquilibrer le fonctionnement normal des écosystèmes jusqu'à provoquer, dans les cas extrêmes, la mort de l'écosystème par asphyxie. En effet, une grande partie de l'oxygène dissous est consommé par la dégradation de la biomasse végétale en putréfaction. Après les lagunes semi-fermées, les zones côtières les plus sensibles sont celles recevant le panache de dilution d'un grand fleuve. En France, alors que l'eutrophisation des lagunes méditerranéennes s'est manifestée il y a déjà longtemps, les côtes de l'Atlantique et de la Manche ont mieux résisté à l'enrichissement en nutriments du fait des fortes capacités dispersives des courants de marée. Depuis vingt ans cependant, les cas d'eutrophisation côtière ne cessent de se multiplier, soit sous forme de proliférations intenses de microalgues planctoniques pouvant déséquilibrer l'écosystème (Baie de Seine, Baie de Vilaine), soit sous forme d'accumulations littorales de macroalgues vertes du genre *Ulva* très dommageables pour le tourisme ("marées vertes" des côtes bretonnes). La question est donc posée :

1/ de prévoir quels seront les effets de l'augmentation en cours des apports azotés issus de l'agriculture

2/ d'estimer à quel niveau il conviendrait de ramener ces apports si l'on voulait restaurer la qualité de sites particulièrement touchés par l'eutrophisation.

Seuls les modèles mathématiques sont capables de représenter simultanément la dynamique des principaux processus intervenant dans l'eutrophisation d'un site : brassage horizontal et vertical par les courants, dépôt-remise en suspension, absorption des nutriments par les algues en croissance, reminéralisation de la matière organique détritique, etc... Tirés de certaines études effectuées récemment ou en cours au département "Ecologie côtière" du Centre de Brest de l'IFREMER, 3 cas complémentaires seront présentés, qui illustrent les apports de la modélisation mathématique tant dans la compréhension de l'évolution constatée des écosystèmes côtiers que dans l'élaboration de scénarios de contrôle de l'eutrophisation :

a/ La Baie de Lannion, exemple de zone ouverte en mer à marée où se développe pourtant chaque printemps depuis 20 ans une importante "marée verte" à ulves, que les pouvoirs publics voudraient faire régresser par des mesures sur les bassins versants attenants, ciblées grâce à la simulation mathématique.

b/ La Baie de Seine orientale, exemple de zone massivement enrichie par les apports d'un fleuve et montrant une tendance à l'augmentation des proliférations estivales de dinoflagellés, microalgues planctoniques dont certaines espèces sont toxiques (*Dinophysis*, etc...)

c/ La Rade de Brest, exemple au contraire de site naturellement adapté à une bonne dispersion de l'enrichissement très important apporté par l'Aulne et l'Elorn, et que la modélisation a montré comme probablement peu menacé par une eutrophisation massive.

Mots-clés : eutrophisation côtière, marée verte, eau colorée, élément limitant, temps de résidence, modèles hydrodynamiques, modèles écologiques.

USING ECOLOGICAL MODELS FOR FIGHTING AGAINST EUTROPHICATION OF THE FRENCH COASTAL WATERS.

Abstract :

Increasing anthropogenic nitrogen and phosphorus loadings in some coastal areas have induced during the last twenty years excessive production of algal material, either phytoplanktonic or macrophytic. This so-called eutrophication phenomenon alters the usual structure of ecosystem and can lead to massive kills caused by anoxia in some extreme cases, when almost all the dissolved oxygen in bottom waters has been consumed by organic matter decomposition. Just behind the semi-enclosed lagoons, the most sensible areas are the dilution plumes of main rivers. In the case of French coasts, mediterranean lagoons have been eutrophicated for a long time, whereas the coastal areas of the Bay of Biscay and English Channel have been partially preserved by the strong tidal dispersion ; during the last two decades however, more and more spots of strong eutrophication did appear, caused by phytoplankton blooms (Bay of Seine, Bay of Vilaine and south Brittany) or *Ulva* mass blooms on beaches (several embayments on northern and western coasts of Brittany). Some questions arise :

1/ Which effects are to be expected from still increasing nitrogen loadings from agricultural sources ?

2/ To which level is it necessary to bring back these loadings if actions are impulsed to recover a good environmental quality in the eutrophicated sites ?

Only mathematical models are able to handle simultaneously the dynamics of all the main processes leading to eutrophication in the coastal zone : horizontal and vertical mixing by currents, erosion-deposition of particles, nutrient uptake by growing algae, remineralization of detrital organic matter...Picked up from recent studies done by the "Coastal Ecology" department at IFREMER/Brest, 3 different case studies are presented, in order to illustrate how ecological models can help understanding the shift in ecosystem structure, as well as building efficient scenarios for eutrophication control :

a/ the Bay of Lannion (western English Channel), which is an open embayment with strong tidal oscillation, but which is invaded every spring and summer by large *Ulva* accumulations ; public authorities have launched a recovery program, based on quantitative targets for loadings, computing by models.

b/ the eastern Bay of Seine (eastern English Channel), which is strongly enriched by loadings from the Seine river and exhibits frequent dinoflagellate blooms during summer, including some toxic species (*Dinophysis* sp.)

c/ the Bay of Brest, which can be considered as a naturally well-protected site, thanks to its strong tidal regime, but which is suspected to exhibit a slow increase of the summer dinoflagellate-dominated blooms due to constant lowering of Si/N ratios of marine waters in late spring and summer.

Keywords : coastal eutrophication, green tides, phytoplankton blooms, limiting factor, residence time, hydrodynamical models, ecological models.

INTRODUCTION

L'utilisation intensive des fertilisants artificiels en agriculture (engrais minéraux, lisiers) ainsi que l'accroissement des rejets urbains ont augmenté notablement depuis trente ans les apports terrigènes d'éléments nutritifs au milieu aquatique. En de nombreux points du globe, cet enrichissement forcé en nitrate (issu principalement du lessivage des terres agricoles), en ammonium et phosphate (très abondants dans les rejets urbains), a causé un déséquilibre du milieu aquatique, appelé eutrophisation, qui se manifeste par une production algale pléthorique suivie souvent de chutes d'oxygène dissous préjudiciables à la faune. Les lacs, à renouvellement très lent, ont été historiquement les premiers touchés (Grands Lacs américains, lac du Bourget, ...) et ont suscité de nombreuses études dans le but de proposer un scénario optimal de restauration de la qualité du milieu. Un effort important de modélisation écologique a en particulier été mené aux Etats-Unis (Thomann et al., 1975 ; Park, 1978 ; di Toro et Connolly, 1980) et au Danemark (Jorgensen, 1980). Puis les grands cours d'eau, apparemment moins vulnérables du fait de l'écoulement de l'eau, ont été largement touchés, suscitant là-encore un effort important de compréhension des mécanismes et de modélisation ; on peut citer en France le modèle POLUPA d'eutrophisation de la Loire (Oudin, 1990), ceux de la Moselle et du Doubs (Gosse et al., 1990), celui de la Seine (Even, 1995). De toutes ces études, le résultat le plus marquant, car vérifié sur la majeure partie des écosystèmes limniques eutrophisés dans le monde, est la mise en évidence du phosphore comme étant l'élément limitant de la production végétale dans les eaux douces (Schindler et al., 1978). Plus récemment, le phénomène d'eutrophisation a atteint les grands estuaires (Loire, Potomac, Patuxent, ...) et les baies côtières (Chesapeake Bay, San Francisco Bay, New-York Bight, ...), voire même de vastes zones marines peu profondes, influencées par les apports de grands fleuves (Baie de Seine, partie orientale de la Mer du Nord, Baltique, nord de l'Adriatique, ...). Comme en eau douce, l'une des conséquences les plus fâcheuses de l'accumulation près du fond de fortes quantités de phytoplancton privé de lumière est l'épuisement rapide de l'oxygène dissous dans l'eau, par respiration et décomposition du phytoplancton. Le phénomène d'anoxie mortelle peut s'étendre alors sur de vastes zones marines : Baltique (Dethlefsen et Von Westernhagen, 1983), New-York Bight (Swanson et Sindermann, 1979), Golfe de Trieste (Stachowitsch, 1984). La complexité de l'environnement marin a cependant freiné l'élaboration de modèles écologiques d'eutrophisation côtière, d'où le petit nombre de ces travaux publiés dans les années 80 : Fransz et Verhagen (1985), Mommaerts et al. (1984) pour la Mer du Nord, Malmgren-Hansen et al. (1984) dans le Limfjord au Danemark, Humphries et al. (1984) pour le Peel Inlet (Australie)... Les côtes françaises, globalement peu touchées pour l'instant par les phénomènes d'eutrophisation massive grâce au brassage intense causé par la marée en Manche-Atlantique, montrent cependant quelques cas de sites localement très perturbés, certains par des proliférations de macroalgues vertes (ulves), d'autres par des pullulations phytoplanctoniques. L'étude par modélisation écologique de ces deux types d'eutrophisation permet de mieux comprendre la genèse de ces nuisances et de formuler des recommandations par tenter de les diminuer.

I. L'EUTROPHISATION COTIERE A MACROALGUES

1.1. Présentation succincte du phénomène :

Phénomène connu de tout temps et sans doute caractéristique de l'écologie "naturelle" de ces végétaux marins, la prolifération printanière et estivale de certaines macroalgues vertes (ulves, entéromorphes, cladophores) a cependant pris une ampleur alarmante depuis une vingtaine d'années sur certains sites particuliers. Les zones les plus favorables à cette prolifération macroalgale sont bien sûr les lagunes semi-fermées peu profondes et sous éclairage solaire intense : c'est ainsi que la lagune de Venise a présenté jusqu'à 550 000 tonnes d'ulves (poids frais) en juin 1987 (Sfriso et al., 1989) et que dans le Lac de Tunis se développait avant les récents aménagements hydrauliques, une biomasse estivale fluctuant entre 13 000 et 44 000 tonnes pour la période 1975-1978 (Kelly et Naguib, 1984). En France, les lagunes méditerranéennes peu profondes, comme les étangs palavasiens, sont souvent envahies l'été par des ulves surtout si elles servent d'exutoire à des rejets urbains riches en ammonium : la lagune du Méjean, enrichie par les rejets de Montpellier, contenait par exemple environ 2400 tonnes d'ulves en août 1993 (Fillit, 1995). Plus étonnantes sont les proliférations d'algues

vertes parfois très spectaculaires que l'on peut rencontrer sur certaines plages apparemment largement ouvertes sur la mer et soumises à des marées significatives. Des "marées vertes" à cladophores réapparaissent ainsi tous les étés depuis 1976 sur les plages du Kattegat en Suède (Baden et al., 1990) alors que ce sont les ulves qui forment de gigantesques échouages sur les plages des côtes bretonnes (Piriou et al., 1989). Le cas des "marées vertes" bretonnes est d'autant plus étrange que la classique corrélation observée entre ces proliférations et l'enrichissement local des eaux par des apports terrigènes de sels azotés (Letts et Richards, 1911, Sawyer, 1965, Steffensen, 1976), ne semble plus jouer, au vu de la répartition géographique comparée des apports annuels de nitrates et des biomasses d'algues échouées (Piriou *et al.*, 1989, Ménesguen et Piriou, 1995). A l'initiative du Conseil Général des Côtes d'Armor, une étude poussée de deux sites de Bretagne-nord, les baies de Lannion et de Saint-Brieuc, a permis l'élaboration d'un modèle numérique du phénomène, dont l'examen ci-après montrera les applications pratiques dans le cas de la baie de Lannion.

1.2. Le modèle hydrodynamique

Situées sur les côtes de la Manche, les baies de Lannion et de Saint-Brieuc sont soumises à un fort régime de marée semi-diurne, qui génère des courants calculables par un modèle hydrodynamique bidimensionnel horizontal (Garreau, 1993). Ceux-ci permettent de construire les trajectoires lagrangiennes que suivraient des flotteurs largués aux noeuds du maillage. Il apparaît alors, par exemple au nord-ouest de la Baie de Saint-Brieuc, des zones où ces flotteurs subissent une dérive résiduelle importante de marée en marée, alors qu'au sud de la baie, les flotteurs reviennent exactement à leur point de départ au bout d'une marée (12 h 24 mn). Ainsi que l'ont montré des photographies aériennes, la plus grande partie des ulves en suspension dans l'eau se trouve justement confinée dans la zone de balancement des marées où la résiduelle de marée s'annule quasiment. La modélisation numérique de la circulation résiduelle de marée apporte donc l'explication du paradoxe apparent des proliférations végétales sur estran macrotidal et largement ouvert vers la haute mer : il s'agit dans ce cas d'un confinement dynamique local généré par l'interaction de l'onde de marée et de la topographie du fond (Ménesguen et Salomon, 1988). Le fait que le confinement intervienne dans une zone très peu profonde et sableuse assure un éclaircissement très intense de la tranche d'eau, et permet un bon brassage de la suspension d'algues, deux conditions indispensables à la photosynthèse des ulves. Pour les besoins ultérieurs de la modélisation écologique, la zone utile est découpée en une mosaïque de grands compartiments supposés homogènes : par exemple, la baie de Lannion (zone géographique comprise entre 48°40' N et 48°47' N de latitude, 3°42' W et 3°30' W de longitude) a été découpée en une mosaïque de 27 boîtes. Pour chacun de ces compartiments, le logiciel ELISE (Ménesguen, 1991) calcule une profondeur moyenne (fig. 1) à partir du maillage bathymétrique de Garreau (1993), qui est un modèle numérique de terrain de maille carrée 500×500 mètres, et détermine ensuite le transport advectif entre ces boîtes à partir du champ de courants résiduels de marée calculé par Garreau (1993).

La dispersion due à la marée est représentée sous forme d'un débit dispersif symétrique entre deux boîtes adjacentes, estimé à partir de la profondeur et de la moyenne du courant de marée sur un cycle de 12h25mn.

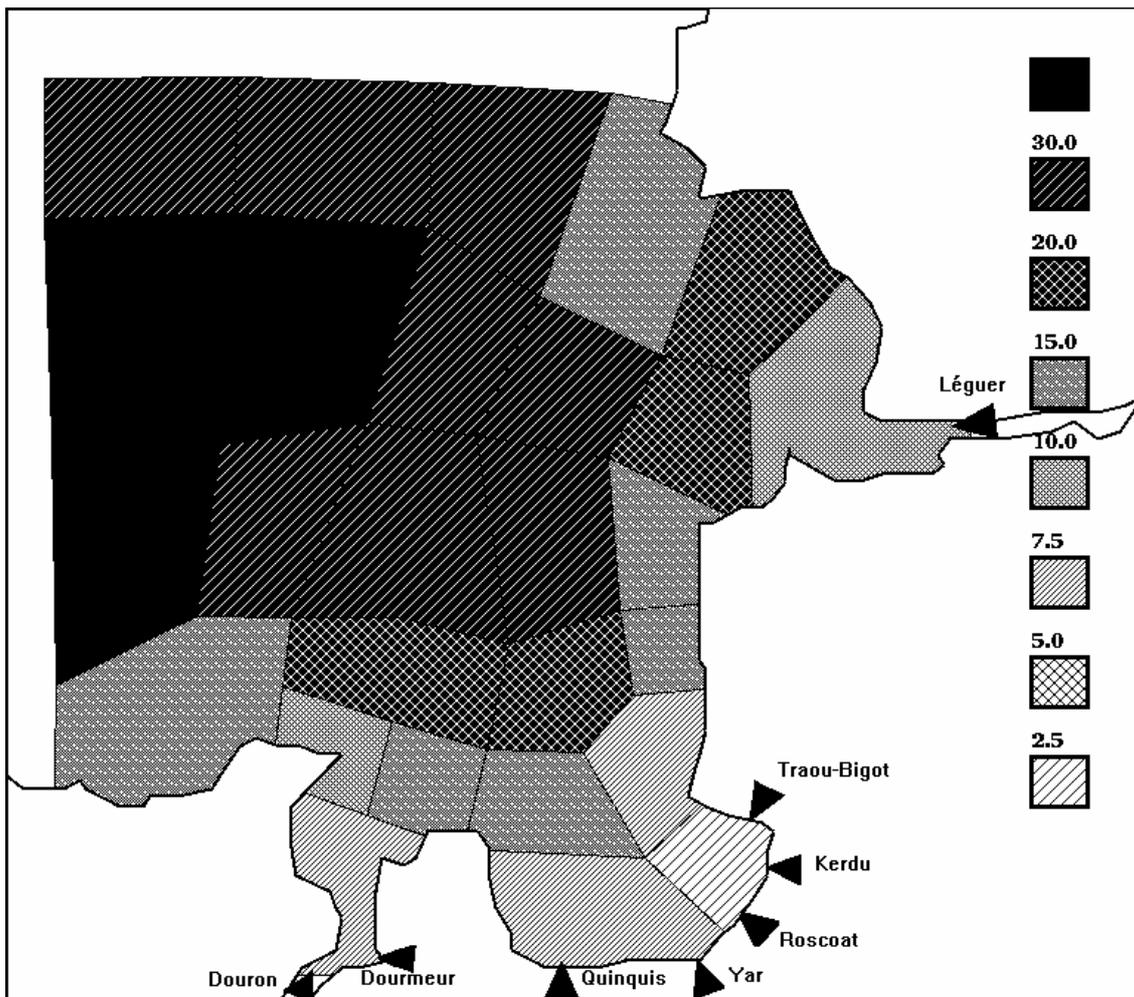


Figure 1. Découpage en 27 boîtes de la Baie de Lannion (le numéro d'une boîte est inscrit en son centre) et profondeur moyenne des boîtes à mi-marée.

La circulation résiduelle de marée fait entrer l'eau de la Manche dans les boîtes 26 et 27, au coin nord-ouest du modèle. Les boîtes du modèle recevant des fleuves côtiers sont les suivantes :

- boîte n°1 : Roscoat, Kerdu et Traou Bigot
- boîte n°2 : Quinquis et Yar
- boîte n°3 : Douron et Dourmeur
- boîte n°18 : Léguer

1.3. Le modèle biologique

Le but du modèle étant de représenter correctement le cycle saisonnier de la biomasse d'ulves, il importe de prendre en compte le cycle saisonnier des facteurs du milieu éventuellement limitants pour la croissance des algues à une période de l'année. Parmi ces facteurs, certains agissent sur la population algale sans être modifiés en retour par cette dernière, d'où leur appellation de **variables forçantes ou externes** au système : dans ce modèle, il s'agira de la lumière solaire disponible et du vent à la surface de la mer, de la température de la mer et de la turbidité non-végétale dans l'eau, sans oublier la morphologie des fonds et le transport par les courants marins. Pour d'autres facteurs au contraire, la présence même des algues va modifier leur niveau, donc exercer une action en retour sur leur influence ; il importera donc de calculer à chaque instant la valeur de ces facteurs, en liaison avec l'évolution de la biomasse algale et l'on parlera à propos de ces facteurs de **variables d'état ou internes** du modèle. Dans le cas des "marées vertes" sur estran sableux macrotidal, l'absence d'espèce macroalgale compétitrice (monoculture d'ulves), des prédateurs herbivores habituels (gastéropodes rampants) ainsi que de stockage à long terme d'éléments nutritifs par le sédiment autorise à ne retenir que quatorze variables d'état, dont le nom et le type de comportement physique

sont précisés dans le tableau 1. Outre six formes de l'azote et cinq formes du phosphore, le modèle simule 3 types de biomasses algales : le phytoplancton, considéré comme toujours en suspension dans l'eau, et les ulves, qui passent au gré de la turbulence verticale entre la forme en suspension dans l'eau et la forme déposée sur le fond. Le carbone, étant réapprovisionné constamment par dissolution de gaz carbonique atmosphérique dans l'eau de surface de la mer, n'est presque jamais limitant dans nos eaux côtières bien brassées et son cycle n'a pas été modélisé. Etant donné qu'il n'a aucune influence directe sur les ulves, le cycle du silicium n'a pas non plus été simulé ici, bien que le ralentissement de croissance estival des diatomées, algues phytoplanctoniques à enveloppe siliceuse, soit partiellement dû à l'épuisement momentané du silicate dans l'eau de mer. Par contre, la simulation explicite du contenu des algues en N et P correspond à la volonté de prendre en compte la grande capacité de stockage des sels nutritifs par les algues (Fujita, 1985) et de pouvoir comparer la simulation du carencement en N et/ou P aux mesures effectivement réalisées sur le terrain (Dion, 1988). Il s'agit donc d'un modèle de croissance dit "à quotas" (Droop, 1973).

| Nom de la variable d'état | Unité | Type | Comportement vertical | Entrainement par les courants horizontaux |
|--------------------------------|--------------------------------|--------------|--------------------------------|---|
| Ammonium dans l'eau | $\mu\text{mol/l}$ | dissous | maintien dans la colonne d'eau | transport libre |
| Nitrate dans l'eau | $\mu\text{mol/l}$ | dissous | maintien dans la colonne d'eau | transport libre |
| Azote phytoplanctonique | $\mu\text{g/l}$ | particulaire | maintien dans la colonne d'eau | transport libre |
| Azote des ulves pélagiques | g/m^3 | particulaire | sédimentation | transport freiné |
| Azote des ulves benthiques | g/m^2 | particulaire | remise en suspension | immobile |
| Azote organique détritique | $\mu\text{mol/l}$ | particulaire | maintien dans la colonne d'eau | transport libre |
| Orthophosphate dans l'eau | $\mu\text{mol/l}$ | dissous | maintien dans la colonne d'eau | transport libre |
| Phosphore phytoplanctonique | $\mu\text{g/l}$ | particulaire | maintien dans la colonne d'eau | transport libre |
| Phosphore des ulves pélagiques | g/m^3 | particulaire | sédimentation | transport freiné |
| Phosphore des ulves benthiques | g/m^2 | particulaire | remise en suspension | immobile |
| Phosphore organique détritique | $\mu\text{mol/l}$ | particulaire | maintien dans la colonne d'eau | transport libre |
| Biomasse phytoplanctonique | $\mu\text{g/l}$ Chlorophylle a | particulaire | maintien dans la colonne d'eau | transport libre |
| Biomasse des ulves pélagiques | kg/m^3 (poids sec) | particulaire | sédimentation | transport freiné |
| Biomasse des ulves benthiques | kg/m^2 (poids sec) | particulaire | remise en suspension | immobile |

Tableau 1. Description des variables d'état du modèle

Chaque variable d'état X_i est régie par une équation différentielle ordinaire du temps, qui permet de calculer à l'instant t sa dérivée dX_i/dt ; cette dérivée temporelle est fonction des transformations locales subies par la variable X_i (création par les termes "sources" et disparition par les termes "puits"), mais également des échanges avec le milieu environnant, qu'il s'agisse d'apports par les rivières ou d'échanges advectifs et dispersifs avec les eaux marines voisines du point de calcul. Le détail des équations et de leurs paramètres est fourni dans Ménesguen (1998).

1.4. Résultats pour la baie de Lannion:

La simulation a été effectuée pour l'année 1994, du jour 100 jusqu'au jour 300, période favorable à la croissance algale et pour laquelle des mesures de flux de nutriments amenés par les 8 rivières se jetant dans la baie avaient été effectuées par le Conseil Général des Côtes d'Armor. Pour les conditions initiales, une valeur uniforme sur toute la zone a été prise pour chaque variable, les ulves étant considérées entièrement déposées sur le fond, avec une densité uniforme de 10 grammes de poids sec par m^2 sur toute la zone. Cette répartition géographique irréaliste a volontairement été retenue pour tester la capacité du modèle à créer des marées vertes uniquement dans les sites où elles sont réellement observées.

Au début mai (fig.2a), période du maximum annuel du phytoplancton ("bloom") dans la région, la biomasse du phytoplancton est abondante sur toute la zone, mais nettement stimulée par les apports de nutriments au débouché du Léguer, du Douron et des rivières arrivant sur la Lieue de Grève. La durée du bloom printanier est également allongée d'environ trois semaines en zone enrichie. Au début septembre (fig.2b), comme durant tout l'été, la biomasse phytoplanctonique est faible sur toute la zone, et plus encore dans la zone sud-est, en raison de la compétition exercée par les ulves sur la disponibilité en nutriments.

Partie volontairement d'une situation théorique, où les ulves sont réparties sous forme de dépôt homogène sur toute la zone, la simulation montre au début mai (fig.2c) une situation encore très homogène, mais se caractérise par contre en fin d'été (fig.2d) par une structuration spatiale très nette des biomasses totales d'ulves (thalles en suspension + thalles déposés sur le fond) : la croissance des ulves n'a pu se manifester que sur les très faibles fonds enrichis du sud-est de la baie, particulièrement au débouché du Douron et dans la moitié ouest de la Lieue de Grève, là où la turbulence est suffisante pour maintenir les thalles en suspension dans une lame d'eau très peu profonde, donc bien éclairée. A noter que le Yar se jette justement dans la boîte ouest de la plage de St-Michel-en-Grève, mais que la consommation importante de nitrate et de phosphate opérée par l'importante biomasse d'ulves y maintient les niveaux de ces nutriments plus bas que dans la boîte orientale moins productrice d'ulves.

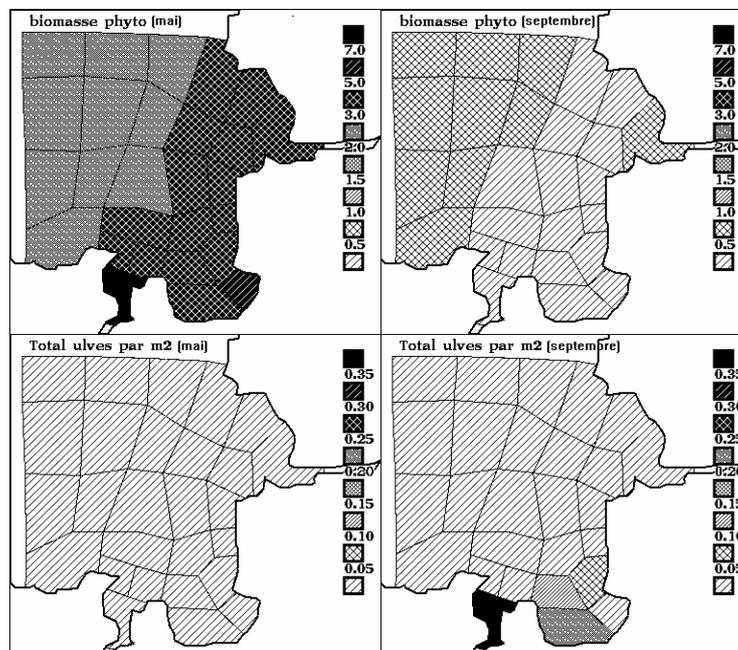


Figure.2. Répartition spatiale du phytoplancton (ligne du haut, fig.2a &2b) et des ulves (ligne du bas, fig.2c &2d) en début mai (colonne de gauche) et début septembre (colonne de droite)

En gardant les données climatiques de 1994, deux séries de scénarios de modification des apports terrigènes ont été effectués :

- * la première consiste à supprimer totalement les apports de nitrate par l'ensemble des rivières, puis par chaque rivière prise à tour de rôle.

- * la seconde consiste à examiner les effets de la réduction de 25%, 50% et 75% des flux de nitrate par les seules rivières qui ont montré un rôle significatif à l'issue de la première série de simulations.

Des résultats de ces simulations, donnés par le tableau 3, on peut tirer les conclusions suivantes :

- 1/ Ce sont bien les apports de nitrate par les rivières qui sont responsables de la prolifération massive d'ulves sur ces sites, puisque la suppression de tous ces apports réduit la marée verte de 95%.

- 2/ Les apports du Léguer n'ont aucune influence sur la biomasse d'ulves produite dans la partie sud de la Baie.

3/ Les apports du Douron sont responsables de la biomasse d'ulves produite dans l'estuaire du Douron, mais n'ont aucune influence sur la biomasse d'ulves produite spécifiquement sur la plage de Saint-Michel-en-Grève.

4/ **La marée verte de la plage de Saint-Michel-en-Grève est causée pour les 3/4 par les seuls apports de nitrate du Yar.**

5/ La réduction de moitié des apports de nitrate du Yar réduirait déjà cette marée verte de 31%.

S'appuyant sur ces résultats, le Conseil Général des Côtes d'Armor a donc initié en 1998, puis transféré à la Communauté de communes de "Lannion, Perros-Guirec, Plestin-les-Grèves, Côte de Granit" un plan d'action visant à réduire à la source les apports de nitrate issus des bassins versants des 2 principales rivières incriminées, le Yar et le Roscoat.

| Situation | % d'abattement par rapport à la situation réelle de 1994 en boîtes 1&2 (Grève de St-Michel) |
|--|---|
| Situation actuelle (4472 tonnes de poids frais) en 1994 <i>Sur la base de 1994, la teneur moyenne du Yar en nitrate est alors : sur l'année : 32 mg/l de mai à septembre : 33 mg/l</i> | 0 |
| Sans aucun apport terrestre de NO3 | 95 |
| Sans apport de NO3 par Douron | 0 |
| Sans apport de NO3 par Dourmeur | 0 |
| Sans apport de NO3 par Quinquis | 3 |
| Sans apport de NO3 par Roscoat | 11 |
| Sans apport de NO3 par Kerdu | 4 |
| Sans apport de NO3 par Traou bigot | 0 |
| Sans apport de NO3 par Léguer | 0 |
| Sans apport de NO3 par le Yar | 72 |
| Avec apports de NO3 du Yar réduits de 25% <i>Sur la base de 1994, la teneur moyenne du Yar en nitrate est alors : sur l'année : 24 mg/l de mai à septembre : 25 mg/l</i> | 13 |
| Avec apports de NO3 du Yar réduits de 50% <i>Sur la base de 1994, la teneur moyenne du Yar en nitrate est alors : sur l'année : 16 mg/l de mai à septembre : 17 mg/l</i> | 31 |
| Avec apports de NO3 du Yar réduits de 75% <i>Sur la base de 1994, la teneur moyenne du Yar en nitrate est alors : sur l'année : 8 mg/l de mai à septembre : 8 mg/l</i> | 51 |

Tableau 3. Résultats de divers scénarios de réduction d'apports azotés en Baie de Lannion

II. L'EUTROPHISATION COTIERE A PHYTOPLANCTON

2.1. Les caractéristiques du phénomène :

Le scénario général est toujours identique, même si les espèces phytoplanctoniques impliquées peuvent être différentes d'un site à l'autre ou d'une année sur l'autre. Alors qu'en mer tempérée, il y a en général une seule floraison majeure du phytoplancton, au printemps, qui épuise le stock disponible de sels nutritifs, les zones côtières soumises à d'importants apports issus d'une rivière ou d'un fleuve peuvent soutenir plusieurs floraisons intenses durant le printemps et l'été grâce à leur approvisionnement continu en nutriments. L'extrême abondance du phytoplancton (des millions, voire des dizaines de millions de cellules par litre) obscurcit alors l'eau, empêchant toute photosynthèse sur une épaisseur de plusieurs mètres au dessus du fond et provoquant une intense respiration puis une dégradation aérobie du phytoplancton. Si le réapprovisionnement en oxygène de l'air n'est pas assuré par un brassage suffisant de la tranche d'eau, par exemple parce qu'une stratification haline ou thermique s'est établie et que le vent est faible, l'anoxie peut intervenir en quelques heures et asphyxier la faune benthique. Si certains estuaires connaissent cette situation de façon endémique, comme la zone médiane de la Chesapeake Bay décrite par Officer *et al.* (1984), les anoxies mortelles en zone marine sont plutôt des événements catastrophiques sporadiques, liés à une conjonction fortuite de plusieurs facteurs propices, ainsi qu'il a été prouvé (Merceron, 1987) pour l'anoxie mortelle survenue en juillet 1982 en Baie de Vilaine (côte atlantique française). La modélisation prévisionnelle de ce type d'événements s'avère donc très difficile, voire impossible. Les modèles numériques peuvent par contre servir à comprendre les épisodes récurrents de baisse d'oxygène dissous (hypoxies) qui, sans atteindre le seuil létal, n'en fragilisent pourtant pas moins la plupart des espèces benthiques (Rosenberg, 1985). Ils peuvent aussi aider à évaluer le rôle respectif des fluctuations climatiques interannuelles et de la modification anthropique des apports de nutriments dans l'intensification de certains types de phytoplancton. C'est ce qui sera illustré par la modélisation de l'eutrophisation de la Baie de Seine (Guillaud et Ménesguen, 1998, Cugier, 1999, Guillaud *et al.*, *soumis*) et de la Rade de Brest (Le Pape et Ménesguen, 1997).

2.2. Le modèle écologique :

Comme pour la prolifération des macroalgues, seule l'advection à long terme a été considérée, au travers de la circulation résiduelle de marée ; le mélange au cours de la marée est pris en compte par l'intermédiaire des coefficients de dispersion. Par contre, pour prendre en compte le phénomène de confinement en surface des eaux dessalées du panache de dilution de la Seine, c'est le modèle thermohalin à deux couches d'épaisseur variable développé pour l'ensemble de la Manche qui a été utilisé ; il est décrit en détail dans Ménesguen et Hoch (1997). Ainsi, dans chaque compartiment géographique, la colonne d'eau est scindée verticalement en deux couches par une pycnocline d'épaisseur nulle, dont la profondeur est calculée en permanence grâce à un modèle adapté du modèle initial de Niiler et Kraus (1977). La mise en oeuvre de ce type de modèle impose donc la création dans chaque compartiment géographique de 3 variables d'état physiques: la température T de l'eau, sa salinité S et l'épaisseur h de la couche d'eau. En ce qui concerne la structure du modèle biogéochimique, elle a été conçue de façon à répondre à l'une des questions-clés pour l'élaboration d'une stratégie de lutte contre l'eutrophisation à phytoplancton : comment évolue, tant dans le temps que dans l'espace, la limitation de la croissance phytoplanctonique par l'azote, le phosphore ou le silicium ? Ceci a conduit à simuler en parallèle les cycles de ces trois éléments, dans l'eau et les sédiments, où le phosphore notamment peut subir des adsorptions/désorptions ; la figure 3 donne le schéma fonctionnel de ce modèle.

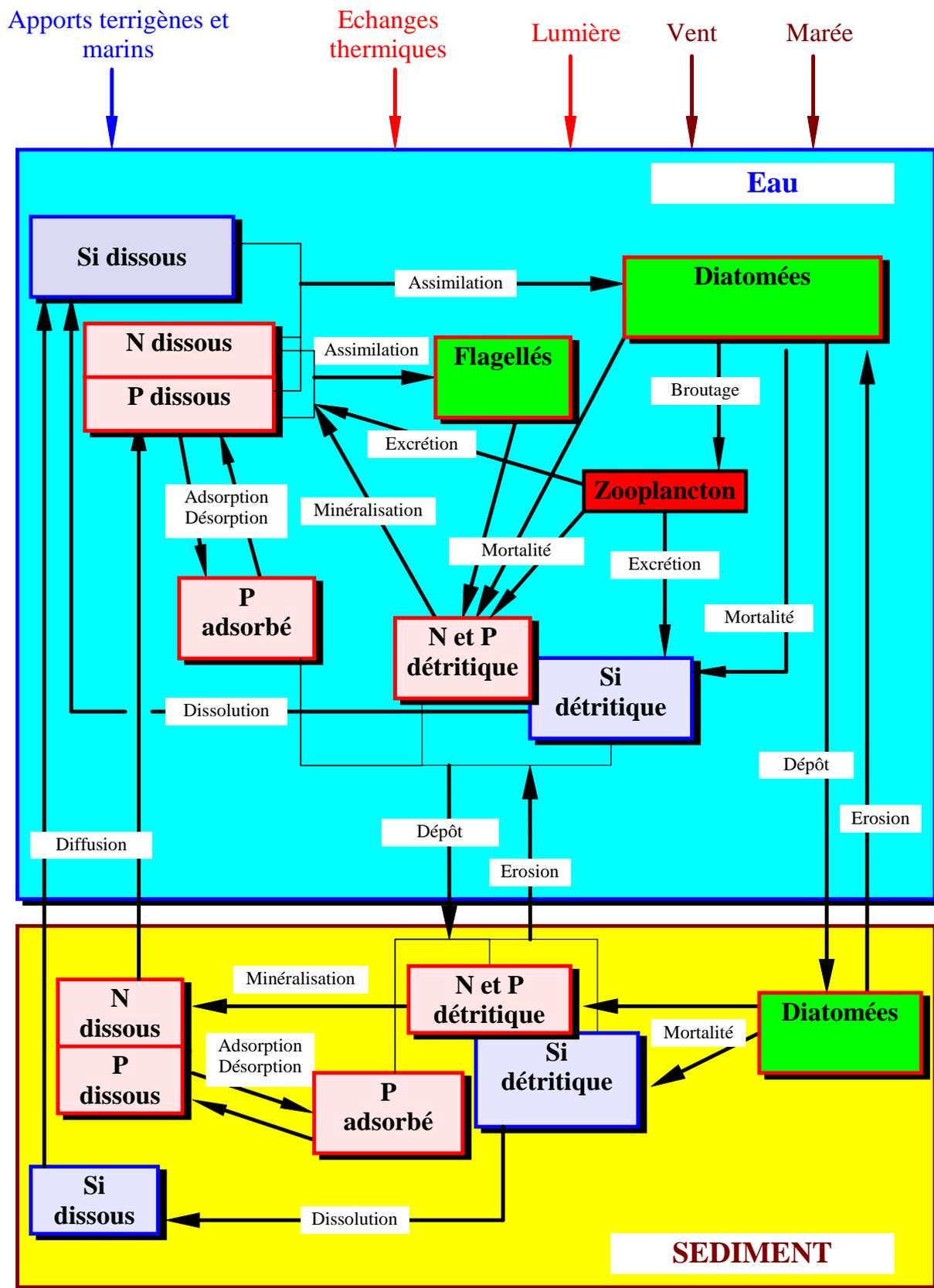


Figure 3 : Schéma conceptuel du cycle des éléments nutritifs en milieu marin

2.3. Les résultats :

Après avoir été calibré sur la base de données acquises en 1978, première année pour laquelle on dispose à la fois de campagnes de mesures sur l'ensemble de la baie (Aminot *et al.*, 1997) et de données sur les stations du Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin., situées sur une radiale dans l'axe de l'embouchure de la Seine (fig. 4), le modèle a d'abord été utilisé pour rechercher une éventuelle tendance à l'accroissement de l'eutrophisation de la zone balayée par le panache de la Seine.

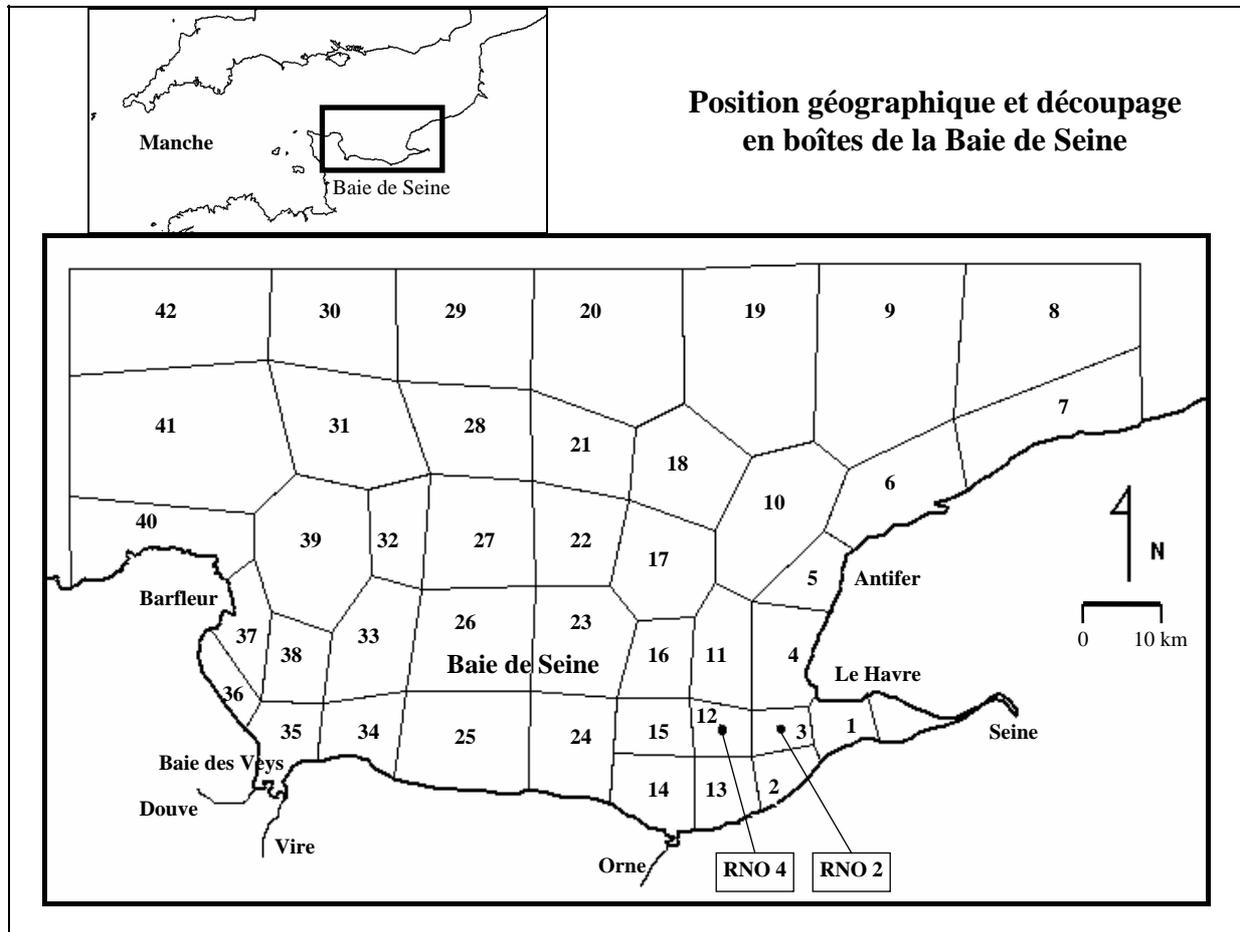


Figure 4. Implantation du modèle compartimental et stations R.N.O de référence en Baie de Seine

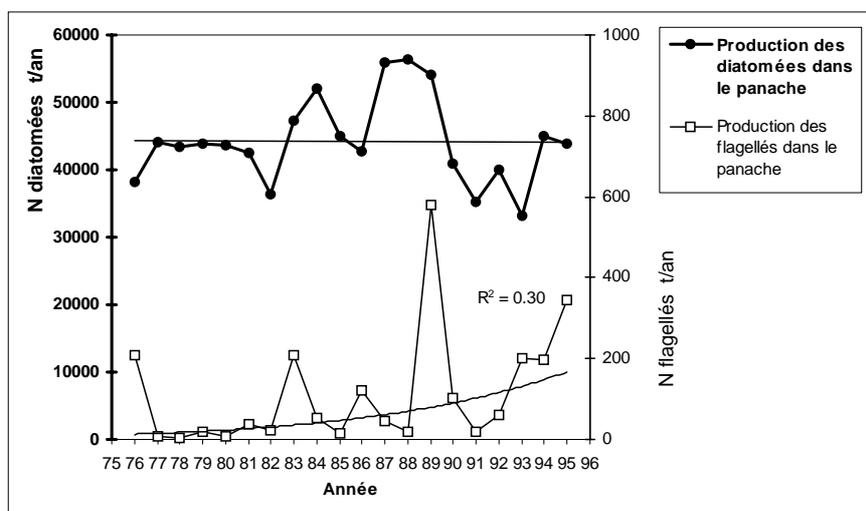


Figure 5. Evolution sur 20 ans des productions annuelles calculées de diatomées et de dinoflagellés en Baie de Seine

L'évolution calculée sur la période 1976-1995 des productions annuelles de diatomées et de flagellés dans le panache de la Seine est représentée sur la figure 5. Pour les diatomées, il n'y a pas d'évolution significative à long terme, ce qui est cohérent avec la stabilité, sur vingt ans, des apports en silicate par la Seine ; la même absence d'évolution a été trouvée par Fransz et Verhagen (1985) lors de la simulation de la production des diatomées sur la côte des Pays-Bas, entre 1930 et 1980. Pour les flagellés par contre, une tendance significative à l'augmentation des productions peut être mise en évidence par le modèle, malgré la forte variabilité des niveaux annuels. Utilisant un raffinement tridimensionnel de ce modèle écologique de la Baie de Seine, Cugier (1999) a mis en évidence, par la simulation de cette même période 1976-1995, le fait que les proliférations intenses de dinoflagellés, particulièrement le long des côtes du Calvados, ont eu lieu les années où les apports de nutriments par la Seine avaient les plus faibles rapports Si/N et Si/P (années à étiages sévères).

Par ailleurs, une modification anthropique de l'environnement nutritif du phytoplancton dans le panache de la Seine a pu être mise en évidence par Guillaud *et al.* (soumis) : en raison de la décroissance des rejets industriels et domestiques de phosphate, la Seine ne rejette plus aujourd'hui que 11 000 tonnes/an de phosphore, contre 15 000 tonnes/an il y a vingt ans ; au contraire, ses apports d'azote inorganique ont augmenté d'environ 1,8 % par an pendant la même période, et ceci a suffi à bouleverser durant la période printanière les effets limitants respectifs des trois éléments N, P et Si. Comme le montre la figure 6, alors que le phosphore n'était jamais limitant durant l'année 1978, il est devenu en 1995, dans la zone productive du panache, le principal élément limitant durant le printemps, tandis que le silicium, naguère limitant au printemps seulement, a remplacé l'azote comme premier élément limitant durant l'été et l'automne.

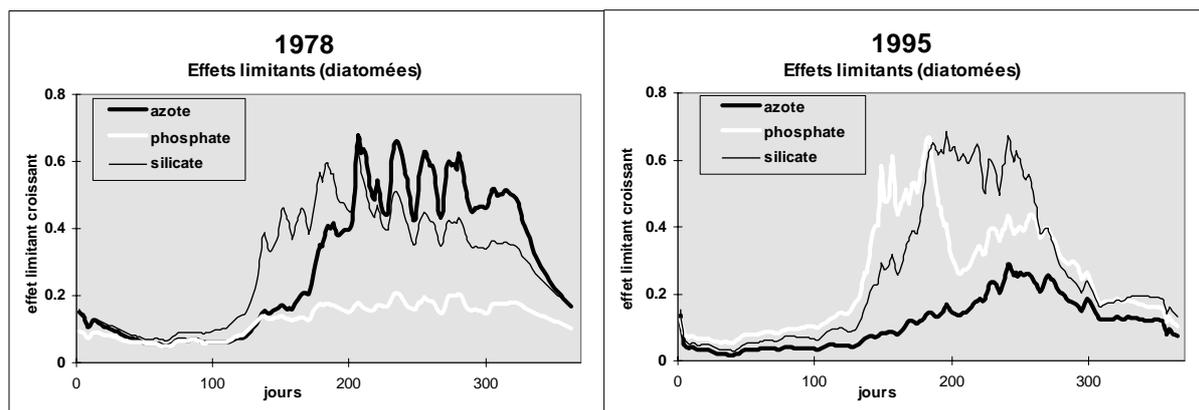


Figure 6. Evolution saisonnière calculée de l'effet limitant des 3 nutriments principaux sur la croissance des diatomées, pour les années 1978 et 1995.

De même que dans le cas d'eutrophisation à macroalgues, les modèles mathématiques peuvent être utilisés pour évaluer les résultats que l'on pourrait a priori espérer si des mesures de réduction des apports de nutriments par les rivières étaient mises en oeuvre. Cugier (1999) a ainsi montré (fig. 7) que dans la situation actuelle de la baie de Seine, si l'on vise à réduire les dinoflagellés, composante minoritaire, mais parfois toxique du phytoplancton, c'est plutôt les apports d'azote qu'il faut diminuer, mais qu'il ne faut par contre pas en attendre un effet visible sur les diatomées, composante majoritaire mais non toxique. Pour diminuer cette dernière d'environ 20 %, la diminution des apports de phosphore serait plus rapidement efficace.

| | |
|--|--|
| <p>Erreur ! Liaison incorrecte.</p> <p>a</p> | <p>Erreur ! Liaison incorrecte.</p> <p>b</p> |
|--|--|

Figure 7 : Impact de la réduction des apports d'azote (a) et de phosphate (b) par la Seine en termes de réduction de la production phytoplanctonique.

Ces derniers résultats sont à rapprocher de ceux obtenus précédemment sur la Rade de Brest par Le Pape et Ménesguen (1997). Le modèle, très semblable à celui utilisé pour la Baie de Seine, permet tout d'abord d'expliquer pourquoi ni la biomasse phytoplanctonique annuelle moyenne, ni le maximum annuel de biomasse (toujours observé en avril) ne montrent de tendance à l'augmentation sur la série des cycles annuels disponibles (1977,1981,1982,1983,1992 et 1993), alors que les apports de nitrate d'origine agricole ont doublé au cours des vingt dernières années., L'explication de ce paradoxe et, en conséquence, de la bonne résistance de la Rade de Brest à l'eutrophisation, réside d'abord dans son hydrodynamique très particulière: une marée intense permet une oscillation biquotidienne d'une importante masse d'eau de part et d'autre du Goulet, dans laquelle les nutriments et le plancton sont rapidement dilués, avant d'être progressivement évacués vers la Mer d'Iroise. Ceci explique en particulier que l'essentiel des apports azotés des bassins versants, effectué en hiver, puisse être évacué avant que l'éclairement soit suffisant pour le développement algal, sans donner lieu à une production importante de biomasse. Durant l'été cependant, la modélisation mathématique de l'écosystème a mis en évidence l'intervention d'un deuxième facteur régulateur de la biomasse phytoplanctonique: la consommation par les abondantes populations d' invertébrés benthiques filtreurs.

L'azote étant l'élément nutritif qui limite la production phytoplanctonique estivale, une simulation numérique des effets d'un doublement des apports actuels d'azote d'origine agricole a été réalisée par Le Pape et Ménesguen (1997). Ainsi que le montre la figure. 8, l'augmentation constatée de la biomasse phytoplanctonique par rapport à la situation actuelle n'est que de 15% en moyenne sur l'année, et inférieure à 8% sur la hauteur du maximum annuel. Ceci confirme donc le fait que le système Rade de Brest dans son ensemble, en raison de ses échanges importants avec la Mer d'Iroise, est très fortement régulé et s'avère capable de recevoir d'importantes quantités de nutriments d'origine terrigène sans développement de phénomène d'eutrophisation massive. Là encore pourtant, le modèle mathématique met en évidence un effet différentiel sur la stimulation de la croissance des dinoflagellés et des diatomées : minoritaires comme en Baie de Seine, les dinoflagellés estivaux profitent plus de l'augmentation des apports terrigènes azotés, ce qui peut à terme nuire à la qualité du milieu.

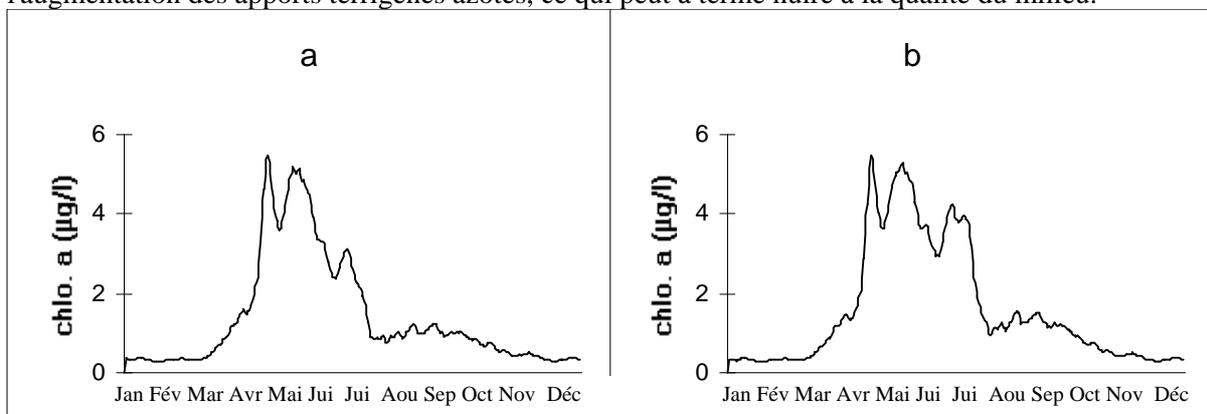


Figure 8. Concentrations en chlorophylle a au centre de la Rade de Brest simulées pour les conditions de 1993

(a : situation réelle de 1993, b : avec doublement des apports d'azote inorganique par les rivières)

CONCLUSION

Partant du constat que l'élément nutritif limitant de la production végétale en eau douce était le phosphore, et que l'efficacité d'utilisation des apports inorganiques par la biomasse végétale était conditionnée par des facteurs physiques (temps de résidence et éclairage de la tranche d'eau), Vollenweider a classé les lacs dans un repère à deux dimensions : rapport profondeur moyenne/temps de résidence en abscisse et flux annuel de phosphore en ordonnée. L'application de ce type de raisonnement en milieu littoral ouvert est rendue difficile du fait qu'il n'existe pas de volumes d'eau matériellement délimités, donc pas de temps de résidence facilement déterminables, et que il peut y avoir changement d'élément limitant selon l'endroit ou la période de l'année. Le rôle des modèles

hydrodynamiques de circulation apparaît donc crucial pour les études d'eutrophisation côtière, de même que la détermination *in situ* du nutriment limitant. Si l'azote est sans conteste l'élément limitant de la prolifération des macroalgues vertes, la situation est plus nuancée pour le phytoplancton, comme on a pu le voir dans le cas du panache de la Seine. Smayda (1990) évoque par ailleurs le rôle croissant de la limitation des diatomées par le silicium en Mer du Nord au fur et à mesure que l'enrichissement en N et P progresse, et le rend responsable de la prédominance croissante des dinoflagellés (non-siliceux) sur les diatomées. La souplesse des modèles biologiques numériques semble bien adaptée à l'étude de ces divers cas d'eutrophisation marine, permettant de dégager progressivement la structure minimale nécessaire en termes de variables d'état pour représenter correctement le phénomène. D'ores et déjà, ces modèles peuvent fournir de très utiles appréciations sur l'effet quantitatif de diverses stratégies de réduction d'apports terrigènes ; il semble qu'il faille attendre encore de substantielles améliorations des connaissances pour qu'ils puissent par contre prévoir aussi finement les changements qualitatifs, tels les remplacements d'espèces par exemple.

REFERENCES

- Aminot A., Guillaud J-F et Kérouel R. 1997. La baie de Seine: hydrologie, nutriments et chlorophylle (1978-1994). *Repère Océan* n° 14, Publication IFREMER. 148 p.
- Baden S.P., Loo O., Pihl L., Rosenberg R., 1990. Effects of eutrophication on benthic communities including fish : Swedish West Coast. *Ambio.*, 19 (3), 113-122.
- Cugier P., 1999. Modélisation du devenir à moyen terme dans l'eau et le sédiment des éléments majeurs (N, P, Si, O) rejetés par la Seine en Baie de Seine. *Thèse de l'Université de Caen*, 220 p. + annexes.
- Dethlefsen V., von Westernhagen H., 1983. Oxygen deficiency and effects on bottom fauna in the eastern German Bight, 1982, *ICES - CM - 1983, L/2*, 23 p.
- Di Toro D.M., Connolly J.P., 1980. Mathematical models of water quality in large lakes. Part. II : Lake Erié. *EPA-600/3-80-065. Env. Res. Lab. Duluth MN 55804*, 231 p.
- Dion P., 1988. Etude de certains aspects écophysologiques des marées vertes. *Rapport CEVA*, 37 P.
- Droop M.R. 1973. Some thoughts on nutrient limitation in algae. *J Phycol.* **9**, 264-272.
- Even S., 1995. Modélisation d'un écosystème fluvial, la Seine ; le modèle PROSE. *Thèse de Doctorat de l'Ecole des Mines de Paris soutenue le 20 novembre 95*.
- Fillit M., 1995. Eutrophisation et macroalgues dans une lagune littorale méditerranéenne (étang de Méjean-Pérols) : l'étang change, les ulves prospèrent. *Thèse de l'Université Montpellier 2*, 196 p. + annexes.
- Fransz H. G. and Verhagen J. H. G. 1985. Modelling research on the production cycle of phytoplankton in the southern Bight of the North Sea in relation to riverborne nutrient loads. *Neth. J. Sea Res.* **19**, 241-250.
- Fujita R.M., 1985. The role of nitrogen status in regulating transient ammonium uptake and nitrogen storage by macroalgae. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **92**, 283-301.
- Garreau P. (1993). Conditions hydrodynamiques sur la côte Nord-Bretagne. *Rapport IFREMER-DEL/93-02*, 19p. + annexes.
- Gosse P., Lascombe C., Salleron J.L., 1990. Modélisation de la qualité des grands cours d'eau. Eutrophisation : cas de la Moselle et du Doubs. *La Houille Blanche*, 3/4, 187-194.
- Guillaud J.F., Andrieux F., Ménesguen A., *soumis*. Biochemical modelling in the Bay of Seine (France) : an improvement by introducing phosphorus in nutrient cycles. *soumis à J. Mar. Systems*
- Guillaud J.F., Ménesguen A., 1998. Modélisation sur vingt ans (1976-1995) de la production phytoplanctonique en Baie de Seine (France), *Oceanol. Acta*, 21(6), 887-906.
- Hoch T. 1995. Modélisation du cycle biogéochimique des éléments limitant la production biologique en Manche (N, P, Si). *Thèse, Université Paris VII*. 205 p.

- Humphries R.B., Hornberger G.M., Spear R.C., Mc Comb A.J., 1984. Eutrophication in Peel Inlet - III. A model for the nitrogen scenario and a retrospective look at the preliminary analysis. *Water Res.* 18(4), 389-395.
- Jorgensen S.E., 1980. Lake management (Water development, supply and management ; vol. 14); Pergamon Press, Oxford, 167 p.
- Kelly M., Naguib M., 1984. Eutrophication in coastal marine areas and lagoons : a case study of "Lac de Tunis". *Unesco reports in marine science* Nr 29, 54 p.
- Le Pape O. 1996. Modélisation des cycles biogéochimiques des éléments limitant la production phytoplanctonique en Rade de Brest. *Thèse de doctorat*, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes. 195 p.
- Le Pape O., Ménesguen A. 1997. Hydrodynamic prevention of eutrophication in the Bay of Brest (France), A modelling approach. *Journal of Marine Systems.* 12, 171-186.
- Letts E.A., Richards E.H., 1911. Report on green seaweeds and especially *Ulva latissima* in relation to the pollution of the waters in which they occur. Royal Commission on Sewage Disposal. *7th Report, HMSO*, London. Appendix III, Section II.
- Malmgren-Hansen A., Mortensen P., Moller B., 1985. Modelling of oxygen depletion in coastal waters. *Wat. Sci. Tech.* 17, 967-978.
- Ménesguen A. and Hoch T. 1997. Modelling the biogeochemical cycles of elements limiting primary production in the English Channel. I. Role of thermohaline stratification. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **146**, 173-188.
- Ménesguen A., Piriou J.Y., 1995. Nitrogen loadings and macroalgal (*Ulva* sp.) mass accumulation in Brittany (France). *Ophelia*, 42:227-237.
- Ménesguen A., 1991. "ELISE", an interactive software for modelling complex aquatic ecosystems. in : "*Computer Modelling in Ocean Engineering 91*", Arcilla et al. (eds), Proc. 2nd. Int. Conf., 30 sept.-4 oct. 1991, Barcelone (Espagne), Balkema, Rotterdam, 87-94.
- Ménesguen A., 1998. Détermination d'objectifs de qualité en nutriments dissous pour les rivières alimentant la marée verte des baies de Saint-Brieuc et Lannion. Rapport final de contrat pour le Conseil Général des Côtes d'Armor, 24 p.
- Ménesguen A., Guillaud J-F., Aminot A. and Hoch T. 1995. Modelling the eutrophication in a river plume: the Seine river case study (France). *Ophelia*. **42**, 205-225.
- Ménesguen A., Salomon J.C., 1988. Eutrophication modelling as a tool for fighting against *Ulva* coastal mass blooms. In : "*Computer modelling in ocean engineering 88*". Schrefler (B.A.) & Zienkiewicz (O.C.), eds. Balkema, Rotterdam, 443-450.
- Merceron M., 1987. Mortalités de poissons en Baie de Vilaine (juillet 1982). Causes, mécanismes, propositions d'actions. *Rapport IFREMER/DERO-87.14*, 99 p.
- Mommaerts J.P., Pichot G., Ozer J., Adam Y., Baeyens W., 1984. Nitrogen cycling and budget in Belgian coastal waters : North Sea areas with and without river inputs. *Rapp. P.V. Réun. Cons. Int. Explor. Mer*, 183, 57-69.
- Niiler P.P. and Kraus E.B. 1977. One-dimensional models of the upper ocean. In *Modelling and prediction of the upper layer of the ocean* (Kraus B.B., Ed). Proceedings of a NATO Advanced Study Institute. Pergamon Press, Oxford. 145-172.
- Officer C.B., Biggs R.B., Taft J.L., Cronin L.E., Tyler M.A., Boynton W.R., 1984. Chesapeake Bay anoxia : origin, development and significance. *Science*, 223, 22-27.
- Oudin L.C., 1990. Modélisation de l'eutrophisation en Loire. *La Houille Blanche*, 3/4, 195-206.
- Park R.A., 1978. A model for simulating lake ecosystems *Rept. 3. Center for Ecological Modelling - Rensselaer Polytechnic Institute*. Troy. New-York 12181, 19 p.
- Piriou J.Y., Ménesguen A., 1990. Environmental factors controlling the *Ulva* sp. blooms in Brittany (France). in : "Marine eutrophication and population dynamics", Colombo G. et al. (eds), *Proc. 25th Europ. Mar. Biol. Symp.*, 10-15 septembre 1990, Ferrare (Italie), Olsen and Olsen, Fredensborg (Denmark), 111-115.

Piriou J.Y., Ménesguen A., Salomon J.C., 1989. Les marées vertes à ulves : conditions nécessaires, évolution et comparaison de sites. In : "*Estuaries and coasts : spatial and temporal intercomparisons*", 19eme Symposium de l'Estuar. Coast. Sci. Assoc., Elliott (M.) & Ducrotoy (J.P.), eds. 4-8 sept. 1989, Caen (France), 117-122.

Rosenberg R., 1985. Eutrophication - The future marine coastal nuisance ? *Mar. Poll. Bull.* 16 (6), 227-231.

Sawyer C., 1965. The sea-lettuce problem in Boston Harbor. *J. Wat. Poll. Control Federation*, 37, 1122-1133.

Schindler D.W., Fee E.J., Rusczyński, 1978. Phosphorus input and its consequences for phytoplankton standing crop and production in the Experimental Lakes Area and in similar lakes. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 35, 190-196.

Sfriso A., Pavoni B., Marcomini A., 1989- Macroalgae and phytoplankton standing crops in the central Venice Lagoon: primary production and nutrient balance, *Sci. Tot. Envir.*, 80, 139-159.

Smayda T.J., 1990. Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea : evidence for a global epidemic. In : *Toxic marine phytoplankton*, Graneli (E.), Anderson (D.M.), Edler (L.) & Sundstrom (B.) eds. Elsevier Science Publishing,, 29-40.

Stachowitsch M., 1984. Mass mortality in the Gulf of Trieste : the course of community destruction. *P.S.Z.N.I. Marine Ecology*, 5 (3), 243-264.

Steffensen D.A., 1976. The effect of nutrient enrichment and temperature on the growth in culture of *Ulva lactuca* L. *Aquat. Bot.*, 2, 337-351.

Swanson R.L., Sindermann C.J., 1979. Oxygen depletion and associated benthic mortalities in New-York Bight, 1976. *NOAA Professional Paper*, 11, 345 p.

Thomann R.V., Di Toro D.M., Winfield R.P., O'Connor D.J., 1975. Mathematical modelling of phytoplankton in Lake Ontario. 1. Model development and verification. *EPA-660/-375-005*, ORD, Corvallis, Oregon, 177 p.

Vollenweider R.A., 1968. The scientific basis of lake and stream eutrophication, with particular reference to phosphorus and nitrogen as factors in eutrophication. *Tech. Rept. to OCDE*, Paris. DAS/CSI/68-27, 182 p.