

Direction de l'Environnement et de l'Aménagement Littoral
DEL/EC

Coordinateur : Alain Ménesguen

Rapport IFREMER DEL/EC/01.02 - janvier 2001

ifremer

L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France.



Rapport IFREMER pour la
Commission Européenne – DG.ENV.B1

Résumé :

Pour pouvoir recenser les cas d'eutrophisation côtière et proposer des méthodes tant de surveillance que de réduction de ces phénomènes, il convient tout d'abord de bien **définir le terme eutrophisation** lui-même. Au lieu de la définition étymologique *stricto sensu* de progression de l'enrichissement d'un milieu, on retiendra plutôt la notion d'état enrichi à un point tel qu'il en résulte des nuisances pour l'écosystème, et donc pour l'homme. S'appuyant sur les équations chimiques moyennes de la synthèse, puis de la dégradation de la matière organique en mer, cette définition opérationnelle privilégie donc les conséquences néfastes de l'enrichissement, c'est-à-dire la production d'une biomasse algale excessive, voire déséquilibrée au point de vue biodiversité, et l'hypoxie plus ou moins sévère qui résulte de la dégradation de cet excès de matière organique.

Les manifestations de l'eutrophisation marine côtière peuvent classiquement prendre deux grands types d'apparence, selon que les algues proliférantes sont planctoniques ou macrophytiques ; les deux formes se rencontrent en France.

En ce qui concerne les proliférations massives de phytoplancton (« eaux colorées »), quelques sites côtiers, souvent au débouché d'estuaires, sont régulièrement touchés ; le seul site ayant atteint au moins une fois le stade de l'anoxie mortelle est la baie de Vilaine, où une mortalité massive de poissons et d'invertébrés benthiques a eu lieu fin juillet 1982. Sans que cela entraîne plus qu'une hypoxie légère des eaux de fond, les panaches de dilution de la Loire et de la Seine sont le siège de fréquents blooms phytoplanctoniques printaniers et estivaux, et la bande côtière du Nord-Pas de Calais voit tous les ans, en avril-mai, d'abondantes formations d'écume issues de la prolifération de *Phaeocystis* sp. Ce cas représente un exemple particulier du phénomène plus général de modification des flores, favorable à l'accroissement de l'abondance des espèces non-siliceuses, notamment les dinoflagellés en été. Certains dinoflagellés producteurs de toxines dangereuses pour les organismes marins (*Gymnodinium mikimotoi*) ou pour l'homme consommateur de coquillages infestés (*Dinophysis* sp., *Alexandrium* sp., *Pseudonitzschia* sp.), font l'objet d'une surveillance régulière en de nombreux points du littoral français depuis la fin des années 80 (réseau REPHY). La répartition de *Dinophysis* sp. correspond clairement aux panaches de dilution des 4 grands fleuves français, celle d'*Alexandrium* à certains sites très côtiers et enrichis, particulièrement en Bretagne et dans les lagunes méditerranéennes, celle de *Gymnodinium mikimotoi* se focalise sur la zone Bretagne – Vendée – Charente, tandis que le genre *Pseudonitzschia* est présent sur toutes les côtes, mais rarement par des espèces toxiques.

Les proliférations massives de macroalgues vertes se rencontrent de façon récurrente dans certaines lagunes méditerranéennes, le fond du bassin d'Arcachon et sur plus de 50 plages bretonnes. Les espèces incriminées appartiennent essentiellement au genre *Ulva*, sauf à Arcachon, où c'est le genre *Monostroma* qui a dominé certaines années. Si les sites bretons, bien ventilés par une marée puissante, ne subissent pas de désoxygénation massive due à la décomposition d'amas algaux, les lagunes méditerranéennes peuvent localement voir se développer des anoxies estivales (malaïgues) à partir de foyers de décomposition de matière organique, où les algues vertes ont une part importante ; ces malaïgues sont mortelles pour la faune et la flore en place.

Les mécanismes qui conduisent à l'eutrophisation, tant macroalgale que phytoplanctonique, sont :

1/ Un confinement de la masse d'eau ; en lagunes, c'est le pourtour terrestre qui fournit un confinement statique, alors qu'en mer ouverte, ce sont des phénomènes hydrodynamiques qui créent un confinement dynamique. Ainsi, le piégeage horizontal des masses d'eau dans les zones de courant résiduel très faible explique la présence des marées vertes dans de nombreuses baies bretonnes, ainsi que les proliférations phytoplanctoniques en Baie de Vilaine. Les fronts de densité, horizontaux ou verticaux, sont également des zones d'accumulation favorables à certains dinoflagellés (*Gymnodinium mikimotoi*, *Dinophysis* sp.)

2/ Un bon éclairage de la suspension algale, ce qui explique la restriction des marées vertes à ulves aux lagunes et eaux littorales peu profondes, claires et bien brassées par le clapot ou la houle. Dans les panaches de dilution de fleuves (Vilaine, Loire, Seine) le confinement en surface, par un front de densité, d'une couche dessalée et riche en nutriments, contribue à assurer au phytoplancton de surface un éclairage moyen plus élevé qu'en zone non stratifiée.

3/ Des apports de nutriments terrigènes en excès par rapport à la capacité d'évacuation ou de dilution du site. Les apports d'azote sont rendus responsables de la prolifération des macrophytes nitrophiles (ulves, monostromes, entéromorphes) et du phytoplancton *Phaeocystis* sp. : ce dernier, non-siliceux, se développe sur le nitrate en excès restant après épuisement du silicate par le bloom printanier de diatomées. De même, *Alexandrium minutum*, douée d'une grande capacité d'absorption de nitrate, semble se développer dans des sites très enrichis en azote. Le contrôle de la prolifération phytoplanctonique en zone côtière enrichie est toutefois variable dans l'espace et le temps : dans le panache de la Seine ou en baie de Vilaine, l'élément limitant au printemps et près de l'embouchure est actuellement le phosphore, tandis que plus au large, l'azote devient limitant, surtout en été.

L'influence du bassin versant (nature géologique et importance du soutien d'étiage par la nappe phréatique, occupation agricole des terres, rejets industriels et urbains...) se fait sentir par la modulation saisonnière des apports d'azote d'origine agricole et par une plus ou moins grande stabilité des apports de phosphore. En ce qui concerne les marées vertes à ulves de Bretagne, on peut 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 flux constant de nitrate du printemps à l'été.

La surveillance de l'état d'eutrophisation fait classiquement appel aux paramètres chimiques trahissant le degré de dysfonctionnement de l'écosystème : l'oxygène dissous et la quantité de phytoplancton estimée par la concentration de chlorophylle. Comme on estime à 5 mg/l la teneur en oxygène dissous en dessous de laquelle débute la souffrance de l'écosystème, et à 2mg/l celle qui marque l'entrée dans le domaine de l'hypoxie grave, il s'avère que les panaches eutrophisées de la Seine et de la Loire ne sont pas encore au stade du début de souffrance ; par contre, la baie de Vilaine s'y retrouve fréquemment, et subit sporadiquement des hypoxies graves mais courtes. En prenant 20µg/l de chlorophylle *a* comme valeur seuil à partir de laquelle on peut dire qu'il y a une eutrophisation avérée en zone côtière, on peut dire que le panache de la Seine, et parfois ceux de la Vilaine et de la Loire montrent de nets épisodes d'eutrophisation ; la zone Nord-Pas de Calais nécessite pour son suivi l'adjonction à la chlorophylle du dénombrement de *Phaeocystis*, peu riche en chlorophylle. Pour les macroalgues, il semble que le suivi des espèces proliférantes permettra de se replacer sur une échelle d'eutrophisation croissante. La cartographie des biomasses en dépôt par photographie aérienne sur l'estran, ou imagerie subaquatique dans le proche infratidal, reste le seul moyen d'évaluer les biomasses produites chaque été. D'une façon générale, les concentrations en nutriments de la mer côtière représentent un mauvais descripteur de l'eutrophisation réelle d'un site. En lagune toutefois, les spécificités résultant du fort confinement hydrodynamique ont permis de proposer des seuils pour les divers nutriments afin de définir 5 classes de qualité vis à vis de l'eutrophisation.

La prévision de l'évolution de l'état d'eutrophisation de certaines zones côtières s'appuie sur les modèles numériques de cycles biogéochimiques. L'application de ces modèles à la façade Manche-Atlantique montre en général que la réduction des apports anthropiques de phosphore a pu, comme en Baie de Seine, faire passer le contrôle de l'eutrophisation printanière dans les panaches de fleuves sous le contrôle du phosphore ; ces modèles révèlent aussi que des réductions importantes des apports, tant d'azote que de phosphore, n'auraient que peu d'effet sur les blooms dominants de diatomées, alors qu'ils permettraient de diminuer notablement les blooms minoritaires de dinoflagellés, sensibles aux apports d'azote.

Abstract :

In order to be able to count the cases of coastal eutrophication and to propose methods to monitor as well as to reduce these phenomena, first of all it is necessary to precisely **define the word eutrophication** itself. Instead of the strict etymological definition, that is to say a progression of the enrichment of a medium, we will rather retain the concept of a state enriched at a point such as it causes harmful effects on the ecosystem, and nuisances to man's activities. Based on the average chemical equations of the organic matter synthesis/degradation in the sea, this operational definition thus puts forwards the harmful consequences of enrichment, i.e. the production of an excessive algal biomass, sometimes unbalanced from the point of view of biodiversity, and the more or less severe hypoxia which results from the degradation of this organic matter in excess.

The manifestations of coastal marine eutrophication can classically follow two main paths, according to whether the proliferating algae are planktonic or macrophytic ; both these forms are to be found in France. With regard to the phytoplanktonic mass blooms ("coloured water"), some coastal sites, especially the outlet of estuaries, are regularly hit; the only site having reached once at least the lethal anoxia is the Vilaine bay, where a massive kill of fish and benthic invertebrates took place at the end of July 1982. The dilution plumes of the Loire and the Seine rivers exhibit frequent phytoplanktonic blooms during spring and summer, but this induces only a slight hypoxia of the bottom water layer. The coastal waters along the French side of the Straits of Dover show every year, in April-May, large quantities of scum resulting from the proliferation of *Phaeocystis*. This case represents a particular example of the more general phenomenon of modification of the flora, favorable to the increase in the abundance of not-siliceous species, especially dinoflagellates in summer. Some dinoflagellates producing hazardous toxins for marine organisms (*Gymnodinium mikimotoi*) or for human consumers of infested shells (*Dinophysis* sp., *Alexandrium* sp., *Pseudonitzschia* sp.) are the target of a regular monitoring program in many sites of the French coast since the end of the Eighties (REPHY network). The geographic distribution of *Dinophysis* sp. clearly corresponds to the dilution plumes of the 4 main French rivers ; *Alexandrium* is restricted to specific very coastal, enriched sites, particularly in Brittany and in Mediterranean lagoons; *Gymnodinium mikimotoi* is concentrated on the western zone going from Brittany to Charente, while the *Pseudonitzschia* genus is present all over the coasts, but toxic species rarely occur.

The massive proliferations of green macroalgae can be found in a recurring way in some Mediterranean lagoons, in the eastern part of the Arcachon embayment and on more than 50 Breton beaches. The associated species belong primarily to the *Ulva* genus, except in Arcachon, where it is the *Monostroma* genus which has dominated some years. The Breton sites do not undergo massive deoxygenation due to the decomposition of dead algal mats, thanks to the powerful tidal mixing. On the contrary, some Mediterranean lagoons can locally be damaged by summer anoxias (« malaïgues ») initiated by large amounts of decomposing organic matter, where the green algae can be dominant ; these « malaïgues » are responsible for massive fauna and flora kills.

The mechanisms which lead to eutrophication, for the macroalgal as well as for the phytoplanktonic forms, are:

1/ a containment of the water mass ; in lagoons, the terrestrial border provides a static containment, whereas in open embayments, hydrodynamic phenomena can create a dynamic containment. Thus, the horizontal trapping of the water masses in the areas with very weak residual current explains the occurrence of green tides in many Breton bays, as well as the phytoplanktonic blooms in the Vilaine bay. Horizontal or vertical density gradients generate also accumulation zones, which appear to be favorable to some dinoflagellates (*Gymnodinium mikimotoi*, *Dinophysis* sp.)

2 / a good illumination of the suspended algae : this explains the restriction of *Ulva* green tides to either lagoons or very shallow clear waters, which can be well mixed by the swell and the wind. In the dilution plumes of rivers (the Vilaine, the Loire, the Seine), the containment of brackish, enriched water in a surface layer limited by a pycnocline contributes to ensure the surface phytoplankton an average illumination which is higher than in well-mixed water columns.

3 / terrigenous nutrient loadings in excess compared to the flushing or the dilution capacities of the site. The nitrogen loadings are known to be responsible for the proliferation of the nitrophilic macrophytes (*Ulva*, *Monostroma*, *Enteromorpha*) and of *Phaeocystis* sp.: this not-siliceous phytoplanktonic species takes advantage of nitrate in excess remaining after exhaustion of silicate by the spring diatom bloom. In the same way, *Alexandrium minutum*, endowed with a great capacity for nitrate uptake, seems to grow well in nitrogen highly enriched sites. The control of the phytoplanktonic proliferation in enriched coastal areas is however variable in space and time: in the plume of the Seine or in the Vilaine bay, the limiting nutrient during spring and close to the mouth is currently phosphorus, while nitrogen becomes limiting offshore, especially in summer. The catchment area characteristics (geological background and capability of the ground water to sustain summer flow rate, agricultural practices, industrial and urban wastes) modulate the seasonal variation of the nitrogen loading, whereas the phosphorus loading remains more stable. With regard to the *Ulva* green tides in Brittany, one can define the concept of « coastal zone sensitive to eutrophication » as being the conjunction of a marine area having a weak hydraulic renewal and a catchment area producing stable flow rates, ensuring a constant nitrate flux from spring to summer.

The monitoring of the eutrophication status classically relies on the chemical parameters betraying the degree of abnormal operation of the ecosystem: dissolved oxygen and phytoplankton biomass estimated by chlorophyll a concentration. As one estimates at 5 mg/l the dissolved oxygen content below which the ecosystem begins suffering, and at 2mg/l the level that marks the entrance of the system into serious hypoxia, it is obvious that the eutrophicated plumes of the Seine and the Loire are not yet at the stage of beginning suffering; on the other hand, the Vilaine bay frequently undergoes serious but short hypoxias. As 20µg/l chlorophyll a is considered as the low threshold value for eutrophication in coastal zone, one can say that the plume of the Seine, and sometimes those of the Vilaine and the Loire show clear episodes of eutrophication; the French coastal strip in the Straits of Dover requires for its follow-up the joined chlorophyll measurement and *Phaeocystis* counts, because this species does not contain much chlorophyll. For macroalgae, it seems that the follow-up of the proliferating species may allow status determination on an increasing eutrophication scale. Mapping of stranded biomasses by airborne photography, or by underwater video for the subtidal zone, remains the only means of evaluating the produced biomasses each summer. Generally, the nutrient concentrations in the coastal sea represent a bad indicator of the real eutrophication status of a site. In lagoons however, specificities resulting from the strong hydrodynamic containment made it possible to propose thresholds for various nutrients in order to define 5 quality stages with respect to eutrophication.

Forecasting the evolution of the eutrophication status of some coastal zones is based on the numerical models of biogeochemical cycles. The application of these models to the French Channel-Atlantic coasts shows that the reduction of phosphorus anthropic loadings, for instance in the Bay of Seine, may have caused phosphorus concentrations to be the controlling factor of the spring eutrophication events in the river dilution plume. These models also reveal that significant reductions in nitrogen as well as phosphorus loadings would have only little effect on dominant diatom blooms, whereas they would provide a significant decrease in dinoflagellate blooms, which are sensitive to nitrogen loadings.

Mots-clés :

Eutrophisation, marées vertes, blooms phytoplanktoniques, eaux colorées, apports terrigènes, nitrate, phosphate, anoxie, confinement, panache de dilution, *Ulva*, *Monostroma*, *Phaeocystis*, *Alexandrium*

Keywords :

Eutrophication, green tides, phytoplankton blooms, red tides, nitrogen and phosphorus loadings, anoxia, water trapping, dilution plume, *Ulva*, *Monostroma*, *Phaeocystis*, *Alexandrium*

Ce rapport, réalisé dans le cadre d'une commande de la DG XI de la Commission Européenne, est né du souhait commun de la DG XI et de l'IFREMER de faire un point sur la connaissance scientifique actuelle de l'état d'eutrophisation des côtes françaises. Ce travail a pour but de présenter un certain nombre de données permettant de mettre en relief les spécificités des différents sites français susceptibles d'eutrophisation, mais aussi de rassembler l'expertise des divers scientifiques spécialistes de la question à l'IFREMER, de façon à contribuer à l'information des pouvoirs publics, tant français qu'européens, qui sont en charge de la bonne application des résolutions de la Convention d'Oslo et de Paris.

La liste des auteurs, dont les noms figurent en tête des paragraphes correspondants, est la suivante :

Alain Aminot (DEL/Ecologie Côtière/Brest)

Catherine Belin (DEL/Microbiologie et Phycotoxines/Nantes)

Annie Chapelle (DEL/Ecologie Côtière/Brest)

Jean-François Guillaud (DEL/Ecologie Côtière/Brest)

Michel Joanny (DEL/Applications Opérationnelles/Brest)

Alain Lefebvre (DEL/Laboratoire côtier de Boulogne)

Alain Ménesguen (DEL/Ecologie Côtière/Brest)

Michel Merceron (DEL/Ecologie Côtière/Brest)

Jean-Yves Piriou (DEL/Service Régional/Brest)

Philippe Souchu (DEL/Laboratoire côtier de Sète)

SOMMAIRE

1. Pour une définition opérationnelle du terme « eutrophisation »	3
1.1 Principaux processus biogéochimiques impliqués dans l'eutrophisation <i>P. Souchu</i>	3
1.2 Définition opérationnelle du terme « eutrophisation » <i>A. Aminot</i>	4
2. Manifestations de l'eutrophisation rencontrées en France	6
2.1 Proliférations phytoplanctoniques et hypoxies <i>J-F. Guillaud, A. Lefebvre</i>	6
2.2 Proliférations phytoplanctoniques toxiques <i>J-F. Guillaud, C. Belin</i>	9
2.3 Proliférations macroalgales et malaïgues	15
2.3.1 Proliférations macroalgales <i>M. Merceron</i>	15
2.3.2 Malaïgues <i>A. Chapelle, P. Souchu</i>	18
3. Les raisons de la sensibilité d'un site marin à l'eutrophisation	20
3.1 Le rôle majeur de l'hydrodynamique <i>A. Ménesguen</i>	20
3.2 Le rôle des bassins versants dans le calendrier des apports terrigènes de nutriments	23
3.2.1 Cas des côtes bretonnes <i>J-Y. Piriou</i>	23
3.2.2 Cas des lagunes méditerranéennes <i>P. Souchu</i>	26
3.3 La modélisation, outil de compréhension de la dynamique de l'eutrophisation <i>A. Ménesguen, A. Chapelle</i>	27
3.3.1 Réflexions sur la modélisation mathématique d'écosystèmes côtiers eutrophisés	27
3.3.2 Application aux côtes françaises	29
4. Les indicateurs de l'eutrophisation, leurs valeurs-seuils éventuelles	32
4.1 Teneur en oxygène <i>J-F. Guillaud, P. Souchu</i>	32
4.2 Chlorophylle et composition floristique <i>J-F. Guillaud, A. Lefebvre, C. Belin</i>	36
4.3 Biomasse et biodiversité des macroalgues <i>M. Merceron, P. Souchu</i>	38
4.3.1 Les côtes bretonnes	39
4.3.2 Les marais salés du Centre-Ouest de la France	40
4.3.3 Le bassin d'Arcachon	40
4.4 Richesse en nutriments <i>A. Aminot</i>	40
4.5 Croisement des divers indicateurs <i>P. Souchu</i>	44
5. Conclusion : le littoral français face à la Procédure Commune d'OSPAR	47
<i>M. Joanny, J-Y. Piriou, J-F. Guillaud</i>	
Bibliographie	49

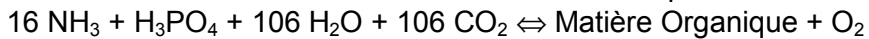
1. Pour une définition opérationnelle du terme « eutrophisation »

P. Souchu, A. Aminot

1.1 Principaux processus biogéochimiques impliqués dans l'eutrophisation

La notion d'eutrophisation se réfère en premier lieu à la croissance algale stimulée par les nutriments. En milieu marin, on peut considérer que le fonctionnement biologique des écosystèmes est régi par un équilibre entre autotrophie et hétérotrophie, contrôlé par les énergies primaire (soleil) et auxiliaires (marées, vents, etc.).

→1 Autotrophie



←2 Hétérotrophie

La matière organique marine est donc représentée par la formule moyenne $(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}(\text{H}_3\text{PO}_4)$.

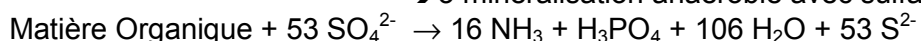
1 L'autotrophie correspond aux processus de photosynthèse permettant l'élaboration de matière organique à partir de sels azotés et phosphorés, de gaz carbonique et d'eau. Il en résulte une production d'oxygène.

2 L'hétérotrophie rassemble l'ensemble des processus se déroulant dans le sens inverse de l'autotrophie. La matière organique est oxydée avec consommation d'oxygène et production de gaz carbonique.

Dans les milieux aquatiques, l'autotrophie est assurée essentiellement par les microalgues (phytoplancton et microphytobenthos) et les macrophytes (phanérogames, macroalgues). Cette production primaire est souvent limitée par la disponibilité des sels azotés et phosphorés, dits sels nutritifs. Dans ce cas, lorsque les concentrations en sels nutritifs augmentent dans le milieu, l'équilibre est déplacé dans le sens 1. Il en résulte une accumulation de matière organique qui, ultérieurement, va redéplacer l'équilibre dans le sens 2. Selon les conditions physiques du milieu (géomorphologie, marées, brassage par le vents), l'oxygène dissous peut s'épuiser. L'équilibre est alors rompu et des processus dits « anaérobie » se mettent en place.

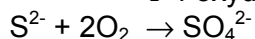
Lorsque les sédiments côtiers sont riches en matières organiques, la demande en oxydants est forte et les sulfates sont souvent utilisés par les bactéries sulfato-réductrices dès les premiers millimètres avec production de sulfures.

→3 minéralisation anaérobie avec sulfato-réduction



Les sulfures réagissent en partie avec l'oxygène dissous lors de leur diffusion dans la zone aérobie.

→4 oxydation des sulfures



La succession des réactions 3 et 4 montre que l'utilisation des sulfates par les bactéries sulfato-réductrices constitue une consommation différée en oxygène dissous. Le retour des sulfures à la forme sulfate dans les couches superficielles oxiques constitue une demande chimique en oxygène (Roden et Tuttle, 1992) pouvant conduire à l'anoxie totale dans la colonne d'eau. A ce stade, les sulfures diffusent dans l'atmosphère, dégageant l'odeur caractéristique de « l'œuf pourri ». Les sulfures, toxiques pour une grande partie de la flore et de la faune aquatiques, entraînent la mortalité puis la reminéralisation des biomasses présentes. On parle alors de crise anoxique ou « malaïgue » lorsque ce phénomène se passe dans les lagunes de Méditerranée Française.

1.2 Définition opérationnelle du terme « eutrophisation »

Le terme « eutrophisation » est employé sous plusieurs significations, et, pire, souvent utilisé sans définition claire. Il paraît donc essentiel de s'accorder, en tout premier lieu, sur le sens que l'on donnera à ce terme.

Tout d'abord, on doit considérer le terme « eutrophe » dont dérive le mot « eutrophisation ». « Eutrophe » signifie simplement « bien nourri ». Comme le rappelle Genovese (1973), le préfixe « eu » contient l'idée de bien, d'utile, d'optimal. Tout milieu pauvre en matières nutritives, ne répondant pas, par définition, à la notion de conditions optimales, on en vient à considérer qu'un milieu est eutrophe quand il est riche en nutriments. On peut donc s'accorder sur la définition du mot « eutrophe » que fournit le Dictionnaire technique de l'eau et des questions connexes (ed. Guy Le Prat, Paris, 1968) : *une eau eutrophe est une eau riche en matières nutritives*.

Quant à l'eutrophisation d'un milieu, il s'agit, *stricto sensu*, du fait de devenir eutrophe (donc, de s'enrichir en nutriments). Cette notion a pris naissance pour désigner la progression naturelle de l'état trophique des lacs, c'est-à-dire l'augmentation de la richesse du milieu (de l'oligotrophie à l'hypertrophie, en passant par l'eutrophie). Toutefois, la notion d'eutrophisation (dans son étymologie d'origine « enrichissement ») n'a de sens que par rapport à la biomasse qui tire bénéfice des nutriments présents¹. Aussi est-il compréhensible que l'on ne puisse différencier dans le terme « eutrophisation » ce qui est relatif à l'enrichissement, d'une part, et ce qui correspond à la biomasse qui bénéficie de cet enrichissement, d'autre part.

La notion d'« eutrophisation » est donc délicate à manier, puisqu'elle ne désigne pas un état mais l'évolution du milieu vers un état, lui-même défini de manière subjective (« enrichi »). Le terme eutrophisation contient donc en germe la dérive de sens qu'il a subi, *désignant à la fois les causes et les conséquences de la fertilisation du milieu* (Lacaze, 1996). Si les causes sont bien identifiées (apport de nutriments), les conséquences sont diverses, ainsi que le montrent les équations chimiques (1) à (4) rappelées plus haut. Au premier niveau on trouve le développement de phytoplancton et de macrophytes. Au second niveau on trouve les conséquences (*les nuisances*) de ces développements lorsqu'ils deviennent excessifs : gênes directes pour l'utilisation de l'eau ou du domaine aquatique, hypoxie ou anoxie du milieu mortelles pour la faune, poussées d'espèces opportunistes toxiques.

Actuellement, le terme « eutrophisation » semble avoir évolué pour désigner non plus la progression de l'enrichissement d'un milieu, mais l'état enrichi lui-même, ceci jusqu'à un point tel qu'il en résulte des nuisances. A titre d'exemple, on a rassemblé en annexe plusieurs définitions de référence qui font bien ressortir la notion implicite de dégradation du milieu.

On propose donc de s'accorder sur l'emploi des termes « eutrophe », d'une part, et « eutrophisation » et « eutrophisé », d'autre part, dans le contexte du domaine marin soumis à des apports nutritifs anthropiques manifestes, conformément aux significations suivantes :

- eutrophe : ce terme sera utilisé comme synonyme d'enrichi, sous-entendu par rapport aux conditions naturelles prévalant hors apport anthropique, pour désigner un milieu qui ne présente toutefois pas de dégradation ou de nuisance notable.

- eutrophisation, eutrophisé : ces termes seront utilisés pour désigner un milieu eutrophe qui a atteint un niveau d'enrichissement tel que des dégradations ou des nuisances manifestes peuvent y être constatées (fortes désoxygénations, nuisances dues aux macroalgues, poussées intenses de phytoplancton nuisible, changements d'espèces, avec perte de biodiversité de l'écosystème marin, etc...).

L'approche proposée ci-dessus a également été adoptée en Grande-Bretagne par le programme JONUS (Joint Nutrient Study) en ces termes : « of the many possible definitions of « eutrophication », Jonus adopts the view that the term must imply some ecosystem effect, and

¹ En effet, même en présence de la nourriture adéquate, le développement de la biomasse peut être inhibé par les conditions physicochimiques défavorables du milieu, ce qui correspondait initialement, en limnologie, à la définition de « dystrophie » (préfixe « dys » = idée d'anomalie, de mal, de trouble).

that it is not adequate merely to define it in terms of an increased nutrient input or an increased nutrient concentration in coastal waters. »

Il est en outre important de ne pas se positionner en décalage avec les conventions internationales. Ainsi, la définition opérationnelle de l'eutrophisation retenue ici est conforme à celle des directives Nitrates (676/91) et Eaux Usées (271/91) du Conseil des Communautés Européennes (cf Annexe 4 ci-dessous). On rappelle aussi que la réunion conjointe des commissions d'Oslo et de Paris (Bruxelles, 26-30 juin 1995) a établi le programme de surveillance continue des nutriments qui se réfère aux zones avec ou sans « problème d'eutrophisation ». Ce programme se réfère à « l'état d'eutrophisation », une notion conforme à la dérive de sens du terme « eutrophisation » qui, comme évoqué précédemment, définit maintenant un *état* plutôt qu'une *évolution* du milieu. On notera que le programme des Conventions propose la surveillance des nutriments et, dans les zones dites « à problèmes », des effets directs et indirects d'eutrophisation (chlorophylle, biomasse, espèces phytoplanctoniques, oxygène dissous, ...). Les significations proposées ci-dessus sont donc parfaitement cohérentes avec la notion d'état du milieu et à la présence de « problèmes », reflétés par le terme « eutrophisation ».

On mentionnera également une approche très différente présentée par la NOAA (Hinga *et al.*, 1995). Cette dernière ne fait référence qu'à la production annuelle de carbone par mètre carré, classant les zones en oligo-, méso-, eu- et hypertrophes en fonction de la production. L'argumentation repose sur le fait qu'une telle classification est parfaitement objective et neutre, n'impliquant nullement qu'un état trophique est « better, more desirable, or more valuable » qu'un autre. Cette approche, qui peut se défendre d'un point de vue purement scientifique ne permet évidemment pas d'identifier le moindre problème et n'est donc pas adaptée à la lutte contre les dégradations du milieu.

ANNEXE : quelques définitions de l'eutrophisation

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.*

2. Manifestations de l'eutrophisation rencontrées en France

2.1 Proliférations phytoplanctoniques et hypoxies

J-F. Guillaud, A. Lefebvre

Sur un site marin donné, le développement d'une biomasse importante de phytoplancton peut être suivi, dans certaines conditions hydrodynamiques, par une baisse considérable des concentrations en oxygène dissous dans l'eau, notamment près du fond. En effet lors de la mort, puis de la dégradation bactérienne de cette biomasse phytoplanctonique, la consommation en oxygène dissous peut dépasser les apports au milieu par photosynthèse, par réaération à partir de l'atmosphère, ou par diffusion à partir d'eaux plus oxygénées. Pour Diaz *et al.* (1995) l'oxygène est la variable environnementale qui a le plus évolué au cours des dernières décennies dans les écosystèmes côtiers.

En France un certain nombre de sites côtiers ou estuariens sont apparemment le siège de tels processus ; il faut citer en premier lieu la baie de Vilaine où une mortalité massive de poissons et d'invertébrés benthiques a eu lieu fin juillet 1982. L'analyse de ce phénomène, faite par Merceron (1987), et résumée par Chapelle (1990), a montré qu'il s'agissait d'une asphyxie provoquée par un déficit prononcé en oxygène des eaux de fond : "En juillet 1982, deux épisodes successifs d'orages sur le bassin versant ont généré une stratification haline dans la baie et un enrichissement des eaux de surface par les sels nutritifs déversés. Le temps calme et ensoleillé qui a suivi chaque crue a permis un développement intense en surface du phytoplancton colorant les eaux. Après le premier bloom, l'agitation de la mer et la sédimentation des algues ont homogénéisé la colonne d'eau. Lors du deuxième bloom, le phytoplancton se trouvant dans la couche de fond n'a plus disposé d'assez de lumière, la pénétration ayant été réduite par la biomasse chlorophyllienne en surface, et la respiration l'a emporté sur la photosynthèse. Par ailleurs la matière organique formée lors du premier bloom était en partie en voie de dégradation. Ces deux processus ont entraîné une forte consommation d'oxygène au fond. Les échanges ayant été réduits avec la surface (stratification) et avec le large (courants faibles), le déficit en oxygène s'est accru rapidement. Seul le mauvais temps survenu début août a permis le retour à un bilan en oxygène positif par mélange vertical et latéral de la colonne d'eau" (Chapelle, 1990). Depuis 1982, cette situation catastrophique ne s'est pas reproduite, mais des hypoxies estivales ont été observées au fond, par exemple lors de l'étude conduite en 1983 (Fig. 1).

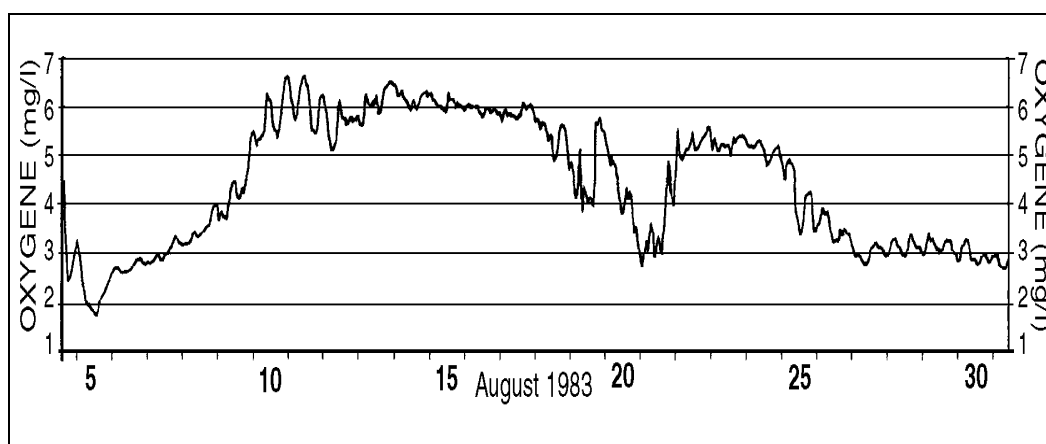


Figure 1. Évolution des concentrations en oxygène au fond en août 1983
(in Chapelle, 1990)

Ces conditions peuvent porter préjudice au développement embryonnaire et larvaire des organismes présents (Person-Le Ruyet, 1986), et donc limiter les fonctions de nourriceries et les ressources halieutiques de la baie. Les anoxies de 1982 ont ainsi entraîné un retard de croissance chez les juvéniles de sole présents sur la nourricerie de la baie de Vilaine (Koutsikopoulos *et al.*, 1989).

Les grands estuaires, tels ceux de la Seine et de la Loire, sont aussi des lieux où l'on observe fréquemment des déficits élevés en oxygène dissous et l'on peut penser à la manifestation d'un phénomène d'eutrophisation. Dans l'estuaire de la Seine, les fortes hypoxies observées en période estivale sont en fait essentiellement dues à la nitrification de l'ammonium, qui provient en grande partie de la station d'épuration d'Achères, située à l'aval de Paris (Billen *et al.*, 1999). Il n'y a donc pas là de relation entre une production excessive de matière organique phytoplanctonique au sein de l'estuaire, résultant d'un enrichissement en nutriments, et l'apparition des conditions hypoxiques.

Dans l'estuaire de la Loire de fortes désoxygénations se développent également en vive-eau durant l'étiage ; elles sont dues à l'oxydation, au sein de l'estuaire, de la matière organique d'origine continentale dont une grande part provient de la production massive de phytoplancton en Loire amont (Sauriau *et al.*, 1996) ; ces fortes hypoxies, entraînant des mortalités de poissons au sein de l'estuaire, sont le résultat d'une eutrophisation, mais qui se situe en milieu fluvial, et contre laquelle des programmes de lutte ont été engagés par l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne (en particulier réduction des apports en phosphore dans le bassin versant).

En région Nord – Pas de Calais, les études environnementales entreprises sur le milieu marin dans les années 70 se sont appuyées sur la mise en place de réseaux d'observation comme le RNO sur le site de Dunkerque, et sur la surveillance écologique des rejets de la centrale nucléaire de Gravelines. Une première analyse des données ainsi acquises pendant un peu plus de 10 ans a permis de dégager de cette surveillance hydrobiologique deux faits majeurs :

(i) l'importance de la répétitivité des efflorescences du nanoplancton *Phaeocystis sp.* (Prymnesiophycée), qui colonise pratiquement chaque année les eaux littorales en avril – mai et constitue alors un évènement écologique remarquable. On constate alors un changement de coloration de l'eau, une odeur parfois nauséabonde à la côte. L'eau devient gluante et peut être à l'origine de phénomènes impressionnants d'écume (foaming) sur le littoral. Il est de plus très vraisemblable que des mortalités constatées résultent de la surcharge organique de l'eau, amenant épisodiquement des anoxies du milieu (Grossel, 1990). Ces manifestations de *Phaeocystis sp.* sont reconnues dans les zones marines voisines (par exemple, la partie sud de la Mer du Nord) comme pouvant avoir des conséquences dramatiques sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes benthique et pélagique (Lancelot & Rousseau, 1994 ; Weisse *et al.*, 1994 ; Lancelot *et al.*, 1987 ; Wassmann, 1994).

(ii) une tendance bien établie, durant une période allant de 1976 (sécheresse) à 1982-83 (crues record), montrant une évolution conjointe des teneurs moyennes en nitrate dans l'eau et en chlorophylle. La tendance à l'accroissement de la biomasse chlorophyllienne résulte en fait essentiellement de l'augmentation des biomasses durant les mois d'avril et mai (dominance de *Phaeocystis sp.*). En effet, sur la période 76-83, la biomasse double pendant ces deux mois, alors qu'elle n'augmente que de 20 % le reste de l'année (Grossel, 1990). Le milieu marin littoral réagit donc à l'évolution des apports telluriques, tout spécialement ceux de sels azotés.

Suite à cette étude, afin de considérer l'évolution spatiale (3 radiales : Baie de Somme, Boulogne sur Mer et Dunkerque) et temporelle (prélèvements mensuels – analyse à long terme) du processus d'enrichissement du milieu en sels azotés et d'apparition d'efflorescences phytoplanctoniques, le réseau S.R.N. (Suivi Régional des Nutriments) a été initié en 1992 à l'initiative de l'IFREMER et de l'Agence de l'Eau Artois Picardie (Mirlicourtois *et al.*, 1993). L'observation des résultats sur la période 1992-1999 permet de révéler un cycle saisonnier des nutriments (essentiellement nitrate, phosphate et silicate) en rapport étroit avec le cycle de développement des principales espèces phytoplanctoniques. La succession des phytoplanctons est caractérisée par l'apparition des diatomées qui se développent aux dépens des stocks importants de nitrate, phosphate et silicate présents à la fin de l'hiver. *Phaeocystis sp.* se développe ensuite à partir d'un stock de nutriments appauvri en silicate (ce qui est

défavorable au développement des diatomées), puis les sels nutritifs atteignent leur concentration minimale en été. Les sites de Boulogne sur Mer et de Dunkerque ne semblent pas touchés par le phénomène d'anoxie du milieu, bien que les concentrations en *Phaeocystis sp.* aient pu atteindre respectivement 1,9 et 28 millions de cellules par litre au niveau de la station côtière des radiales de Boulogne sur Mer et de Dunkerque. L'intérieur de la baie de Somme est plus touché par le phénomène de désoxygénation lié à l'eutrophisation qui peut s'aggraver périodiquement pour deux raisons essentielles (i) processus de stratification des masses d'eau sous certaines conditions météorologiques et en marée de morte eau et (ii) fortes biomasses du bivalve *Cerastoderma edule* (Rybarczyk, 1993).

En dehors de la France, de nombreux exemples de relation entre production phytoplanctonique massive et désoxygénation sont rapportés ; c'est ainsi que dans la partie nord de la mer Adriatique, Legovic et Justic (1997) ont étudié les concentrations en oxygène dissous de 1911 à 1982. Ils observent à partir de 1955 une augmentation en surface et une diminution au fond, qu'ils attribuent à un développement accru de phytoplancton engendré par l'augmentation des apports de nutriments par le Pô. L'apparition sur ce littoral d'agrégats gélatineux dus à la production de polysaccharides phytoplanctoniques semble aussi être en relation avec l'évolution des apports en nutriments (Graneli *et al.*, 1999). A partir des données sur l'Adriatique, Justic (1991) propose un index pour décrire l'état trophique d'un écosystème littoral, en considérant la différence entre les teneurs en oxygène des eaux de surface et des eaux de fond ; cet index croît lorsque la production primaire de surface et la consommation en oxygène au fond augmentent, et il décroît lorsque la stabilité de la colonne d'eau diminue. L'évolution de cette partie nord de l'Adriatique est confirmée par l'étude de foraminifères benthiques dans une carotte de sédiment au large du delta du Pô qui met en évidence, à partir de 1960, les premiers signes d'évènements anoxiques, et depuis 1985 une augmentation de la durée et de l'intensité de ces évènements (Barmawidjaja *et al.*, 1995).

En mer du Nord les exemples de désoxygénation liée à la production puis à la dégradation de fortes biomasses phytoplanctoniques sont nombreux. Ainsi dans le Kattegat, Richardson et Heilmann (1995) montrent que le doublement de la production primaire entre les années 50 et la période 1984-1993 a entraîné une augmentation de la fréquence et de l'intensité des déficits en oxygène dans les eaux de fond. Dans le Skagerrak et le nord du Kattegat, Rosenberg *et al.* (1996) notent aussi une augmentation des concentrations en nutriments, une modification des peuplements algaux et une diminution des concentrations en oxygène dissous dans les eaux situées sous l'halocline (Baden *et al.*, 1990), avec des conséquences négatives sur la faune benthique. C'est aussi le cas de nombreux fjords où l'on observe de fortes productions primaires suivies d'anoxies dans les eaux de fond ; dans le fjord de Mariager (Danemark) ces anoxies ont atteint les eaux de surface en juillet 1997, à la suite de conditions météorologiques favorables, et elles ont entraîné de fortes mortalités de la faune (Fallesen *et al.*, 2000). Le long de la côte hollandaise, Riegman (1995) estime qu'au cours des trente dernières années la biomasse algale a doublé, entraînant un certain nombre de déséquilibres tels que des déficits en oxygène dissous. Dans la Baie d'Allemagne des hypoxies dans les eaux de fond ont été mises en évidence ; elles peuvent s'étendre sur près de 5000 km² sous les panaches productifs de l'Elbe et de la Weser, et provoquer des mortalités de la faune benthique (Brockmann *et al.*, 1990).

En Mer Baltique les apports importants de sels nutritifs par les rejets directs, par les rivières et par l'atmosphère (pour l'azote) ont provoqué une augmentation de la production primaire et des désoxygénations sont constatées depuis de nombreuses années (Rheinheimer, 1998) ; favorisées par la présence d'une halocline quasi-permanente et d'une thermocline estivale, ces désoxygénations prennent place dans les eaux de fond côtières et dans les zones profondes du large. Des productions d'hydrogène sulfuré par les sédiments anoxiques sont alors notées.

En Méditerranée, certains sites grecs, comme les golfes de Thermaïkos et de Thessalonique sont soumis à de forts développements phytoplanctoniques, en particulier dans les panaches fluviaux et dans les zones de rejets des stations d'épuration (Gotsis-Skretas and

Friligos, 1990 ; Frigilos *et al.*, 1997) ; le golfe de Saronikos qui, jusqu'en 1993, recevait les effluents bruts de la ville d'Athènes, a connu de forts développements phytoplanctoniques, avec des biomasses 40 à 200 fois supérieures au niveau de référence (Frigilos, 1985), une domination des flagellés et des dinoflagellés en dehors du printemps, et des désoxygénations notables (Theodorou, 1994) ; la mise en place d'une station d'épuration et d'un émissaire en mer a amélioré la situation notamment en ce qui concerne les concentrations en oxygène dissous dans les eaux de fond (Pssyllidou-Giouranovits *et al.*, 1998).

En Mer Noire les apports croissants en nutriments par le Danube et le Dniepr ont provoqué une dégradation notable de la partie nord-ouest de cette mer, avec augmentation des biomasses phytoplanctoniques, modifications de la flore et de la faune, appauvrissement des eaux en oxygène et apparition d'eau riche en hydrogène sulfuré (Zaitsev-Yu, 1992 ; Gomoiu, 1992).

Dans le détroit de Long Island, Welsh (1995) note que la colonne d'eau sous la thermocline présente régulièrement en été (de mi-juin à début septembre) des teneurs en oxygène dissous inférieures à 3 mg/l, avec parfois présence de masses d'eau totalement anoxiques. Ces désoxygénations sont liées non seulement aux apports en nutriments qui permettent le développement du phytoplancton, mais aussi aux apports anthropiques de matières organiques qui favorisent également l'activité microbienne consommatrice d'oxygène ; elles disparaissent en fin d'été lors de la destruction de la thermocline.

Dans la Baie de Chesapeake il apparaît que l'évolution des apports en nutriments, et en particulier d'azote, a entraîné une augmentation de la production phytoplanctonique, et un accroissement des déficits en oxygène dissous (Malone *et al.*, 1996). L'étude de ces déficits sur trente ans (1959-1988) montre que les périodes de forts apports hydriques sont caractérisées par une extension des zones anoxiques du fait de la plus forte stratification de la colonne d'eau (Cercu, 1995).

Dans la partie nord du Golfe du Mexique, la croissance depuis 35 ans des apports par le Mississipi de nutriments, essentiellement d'origine agricole (Malakoff, 1998), provoque également une forte production primaire et des désoxygénations préjudiciables aux ressources halieutiques (Lohrenz *et al.*, 1997). L'étude sur ce site de la dominance relative de deux espèces de foraminifères benthiques dans des carottes de sédiments montre aussi que le stress dû aux désoxygénations a crû essentiellement lors des cent dernières années (Sen-Gupta *et al.*, 1996).

2.2 Proliférations phytoplanctoniques toxiques

J-F. Guillaud, C. Belin

Selon Sournia *et al.* (1990), le phytoplancton marin se compose de plus de 6 000 espèces d'algues unicellulaires. Parmi elles, près de 600 espèces sont connues pour provoquer occasionnellement, par leur pullulation, une modification de la couleur de l'eau ; d'autre part, une quarantaine d'espèces provoquent des nuisances diverses telles que des intoxications pour l'homme ou des mortalités vis-à-vis de la faune marine.

Anderson (1995) souligne que depuis les années 70, il y a eu dans le monde une augmentation du phénomène "algues nuisibles" qu'il attribue à plusieurs causes :

- a) une dispersion des algues nuisibles par les courants et les tempêtes,
- b) un enrichissement en nutriments des eaux côtières par les rejets anthropiques,
- c) un accroissement des rejets liés au développement de l'activité aquacole,
- d) la mise en évidence plus fréquente des algues nuisibles du fait du développement aquacole,
- e) la dispersion des algues nuisibles par les eaux de ballast ou le transport des produits aquacoles,
- f) les changements climatiques à long terme (température, vent, insolation),
- g) l'accroissement de la surveillance des eaux côtières et des produits de la mer, ainsi que l'évolution des techniques analytiques facilitant la mise en évidence de nouvelles toxines.

Les relations entre le développement biologique des algues nuisibles et les facteurs physiques du milieu sont souvent citées ; c'est ainsi que les efflorescences de dinoflagellés (*Gymnodinium*, *Alexandrium*, *Dinophysis*) dans les rias du nord-ouest de l'Espagne (Galice) et certains sites portugais (cap Sines, lagune d'Obidos) ou en Californie sont mises en relation avec la diminution ou la suppression temporaire (liées au régime des vents) d'upwellings côtiers, ce qui provoque la pénétration, puis le développement, d'algues toxiques dans ces sites (Fraga *et al.*, 1988 ; Price *et al.*, 1991, Fraga, 1995 ; Mascarenhas *et al.*, 1995 ; Estrada, 1995). Sur la façade méditerranéenne de l'Espagne, des proliférations d'*Alexandrium taylori* sont aussi régulièrement observées au niveau des plages de La Fosca (Costa Brava) et semblent plus liés à un confinement hydrodynamique important des eaux qu'à un enrichissement localisé en nutriments (Garces *et al.*, 1999).

Dans le golfe du Maine les efflorescences d'*Alexandrium* sont liées à l'interaction entre les courants côtiers et les panaches fluviaux où les espèces phytoplanctoniques trouvent les conditions nutritives et de lumière favorables à leur développement (Anderson, 2000).

La présence de fronts entre des secteurs stratifiés et des secteurs homogènes, et les phénomènes de convergence qui y sont associés, sont apparus depuis longtemps comme favorables au développement et à l'accumulation de certaines espèces nuisibles, telles que *Gymnodinium* en Manche occidentale (Pingree *et al.*, 1975 ; Le Fèvre, 1986 ; Arzul *et al.*, 1993). L'établissement de thermoclines estivales est également propice aux efflorescences de dinoflagellés, par exemple sur la côte atlantique française (Delmas *et al.*, 1993), dans les rias espagnoles (Reguera *et al.*, 1990), dans le Queen Charlotte Sound de Nouvelle Zélande (Maestrini, 1998), dans le fjord de Sechart en Colombie Britannique (Taylor *et al.*, 1994), en Mer du Nord (Peperzak *et al.*, 1995) ou en mer Baltique (Carpenter *et al.*, 1995). De même les fronts halins et les stratifications de densité dans les zones de panaches fluviaux sont des sites favorables au développement des dinoflagellés ; c'est le cas sur le plateau armoricain (Morin *et al.*, 1991), dans le Skagerrak (Aksnes *et al.*, 1989), ou dans les panaches de la Seine (Lassus *et al.*, 1993 ; Cugier, 1999), de la Loire (Gentien *et al.*, 1995), du Rhin (Peperzak *et al.*, 1996), du Rio de la Plata (Carreto and Akselman, 1996) ou du Po (Maestrini, 1998). Plusieurs auteurs soulignent que, de façon générale, les zones où la turbulence est réduite, se révèlent plus favorables au développement des flagellés qu'à celui des diatomées (Berdalet and Estrada, 1993 ; Smayda, 1997) ; les flagellés ont de plus la capacité d'effectuer des mouvements verticaux leur permettant d'accéder aux ressources nutritives en profondeur (nitracline), et à l'énergie lumineuse près de la surface.

Il apparaît donc que, fréquemment, des conditions hydrodynamiques particulières, telles que la présence de fronts ou de stratifications thermiques ou halines, confèrent au milieu une plus grande stabilité verticale, stabilité qui est vraisemblablement une condition nécessaire au développement des efflorescences de dinoflagellés.

En plus de ces caractéristiques physiques propices au développement des dinoflagellés, de nombreux auteurs évoquent l'accroissement des apports en nutriments, en particulier d'azote et de phosphore, comme cause possible de ce développement (Justic *et al.*, 1995 ; Radach *et al.*, 1990 ; Riegman, 1998 ; Smayda, 1990 ; Solic *et al.*, 1997 ; Vollenweider *et al.*, 1992). Deux des exemples les plus frappants sont ceux de Tolo Harbor (Hong Kong) et de Seto Inland Sea (Japon) où l'accroissement des rejets a entraîné l'apparition de plus en plus fréquente d'eaux colorées (Lam and Ho, 1989 ; Murakawa, 1987 ; Nakanishi *et al.*, 1992) ; sur ce dernier site la réduction des rejets à la fin des années 70 a permis de diminuer la fréquence de ces eaux colorées. Dans le fjord d'Oslo, Dale *et al.* (1999) ont aussi mis en évidence que l'accroissement des rejets anthropiques depuis le milieu des années 1800 a provoqué un développement de l'eutrophisation et un doublement de la concentration en kystes de dinoflagellés dans les sédiments ; à partir des années 1980, la diminution des rejets a entraîné une décroissance des concentrations en kystes dans les niveaux supérieurs du sédiment.

Lors des dernières décennies, l'augmentation des rejets anthropiques au niveau des bassins versants a entraîné un accroissement des apports en azote et en phosphore à la zone côtière, alors que les apports de silice sont restés stables. Il apparaît même que le développement de l'eutrophisation en milieu fluvial a entraîné une diminution des apports

continentaux en silice, du fait du fort développement des diatomées en rivière et du piégeage de la silice biogénique dans les sédiments (Conley *et al.*, 1993 ; Cociasu *et al.*, 1996 ; Rahm *et al.*, 1996 ; Goolsby *et al.*, 1999).

Pour Smayda (1989), dans tous les cas où l'on dispose de longues séries de données sur la disponibilité en silice dans les eaux côtières, la décroissance de cette disponibilité par rapport à celle de l'azote et du phosphore est corrélée à une augmentation des blooms d'algues nuisibles. Dans la zone d'extension des eaux du Mississippi, Rabalais *et al.* (1996) ont ainsi montré que l'augmentation des apports en azote et en phosphore, liée à une diminution des apports en silice, avait provoqué des changements dans la composition des peuplements phytoplanctoniques, au détriment des diatomées.

Le développement de *Phaeocystis* le long des rives de la Mer du Nord est aussi mis en relation avec la progression des apports fluviaux d'azote et la stabilité des apports de silice depuis plusieurs dizaines d'années (Cadée, 1990 ; Radach, 1992 ; Lancelot, 1995). Egge et Aksnes (1992) ont confirmé, par des expériences en enceintes flottantes, que le développement de *Phaeocystis* n'apparaissait qu'avec de faibles concentrations en silice, alors que les diatomées devenaient dominantes pour des concentrations initiales en silice supérieures à 2 $\mu\text{mol/l}$.

Aksnes *et al.* (1989), ainsi que Maestrini et Graneli (1991) pensent également que le déséquilibre entre les nutriments (manque de silice, pauvreté en phosphore, présence de nitrate) est une des causes de la prolifération de *Chrysochromulina polylepis* dans le Skagerrak en 1988.

S'appuyant sur une modélisation mathématique du phytoplancton dans la partie sud de la Mer du Nord, Dippner (1998) a tout d'abord vérifié que les résultats obtenus par modèle sont en accord avec les observations phytoplanctoniques faites à Helgoland Roads (German Bight), mettant en évidence une progression des flagellés par rapport aux diatomées (Radach, 1992) ; il montre aussi, à l'aide du modèle, qu'une progression des apports en phosphore, ou une diminution des apports en silice, entraîne un développement plus important des flagellés. Guillaud et Ménesguen (1998) ainsi que Cugier (1999) arrivent à des résultats semblables pour la Baie de Seine où la production estivale des flagellés dans le panache de la Seine est accrue par de fortes valeurs du rapport azote/silicium, valeurs qui apparaissent durant les années à étiage sévère de la Seine ; les résultats obtenus à l'aide de ce modèle sont cohérents avec les évolutions pluriannuelles de *Dinophysis* observées le long de la côte du Calvados par le REPHY (REseau de surveillance du PHYtoplancton et des phycotoxines). De façon similaire Lancelot *et al.* (1997) notent que sur les côtes de Belgique le développement printanier de *Phaeocystis*, par rapport à celui des diatomées, semble favorisé par de faibles débits hivernaux de l'Escaut, responsable de la limitation par la silice.

Par ailleurs les expériences en mésocosmes réalisées par Schollhorn and Granéli (1993), Escaravage *et al.* (1995), Sommer (1995) et Watanabe *et al.* (1995) mettent en évidence que l'augmentation du rapport N/Si dans le milieu tend à faire augmenter le ratio flagellés/diatomées.

Enfin il faut signaler (Granéli *et al.*, 1999) que dans les milieux pauvres en éléments nutritifs minéraux, et/ou en condition de faible éclaircissement, certains flagellés développent une capacité à l'hétérotrophie, soit par phagotrophie (consommation de particules organiques vivantes telles que des bactéries), soit par osmotrophie (consommation de substances organiques dissoutes telles que des acides aminés).

Dans les eaux côtières françaises, trois groupes d'espèces phytoplanctoniques, produisant des toxines dangereuses pour les consommateurs de coquillages, sont actuellement observées : *Dinophysis*, *Alexandrium* et *Pseudo-nitzschia*.

Dinophysis

Le genre *Dinophysis* est largement représenté dans presque toutes les mers du globe, et en particulier dans les zones côtières. En Europe, il est présent dans tous les pays de la façade atlantique et en Italie. *Dinophysis* fait partie du phytoplancton à faible taux de développement et n'est donc pratiquement jamais associé à des phénomènes d'eaux colorées, sa concentration dans l'eau dépassant rarement 100 000 cellules par litre (Lassus & Marcaillou-Le Baut *in* Sournia *et al.*, 1991).

Plusieurs espèces de *Dinophysis* sont présentes en France, dont la plupart sont connues pour être productrices de toxines diarrhéiques (DSP). Des développements de *Dinophysis* sont enregistrés régulièrement depuis 1984 (date de création du réseau national de surveillance), mais il est fort probable qu'il ait été présent depuis longtemps dans certaines zones côtières, en particulier atlantiques, ainsi qu'en attestent de nombreux cas d'intoxications diarrhéiques rapportés au cours des décennies précédentes.

Dinophysis est observé tous les ans sur une grande partie du littoral français, comme le montre la carte de distribution du genre sur la période des dix dernières années, toutes espèces confondues y compris les non toxiques (Fig. 2). Il est présent surtout au printemps et en été en Atlantique, en été et en automne en Manche, mais très rarement observé l'hiver dans ces zones, contrairement au littoral méditerranéen où il peut être présent toute l'année (Belin & Raffin, 1998). Les concentrations maximales sont généralement comprises entre 1000 et 10 000 cellules par litre -concentrations suffisantes pour l'accumulation de toxines dans les coquillages-, et très rarement supérieures à 100 000.

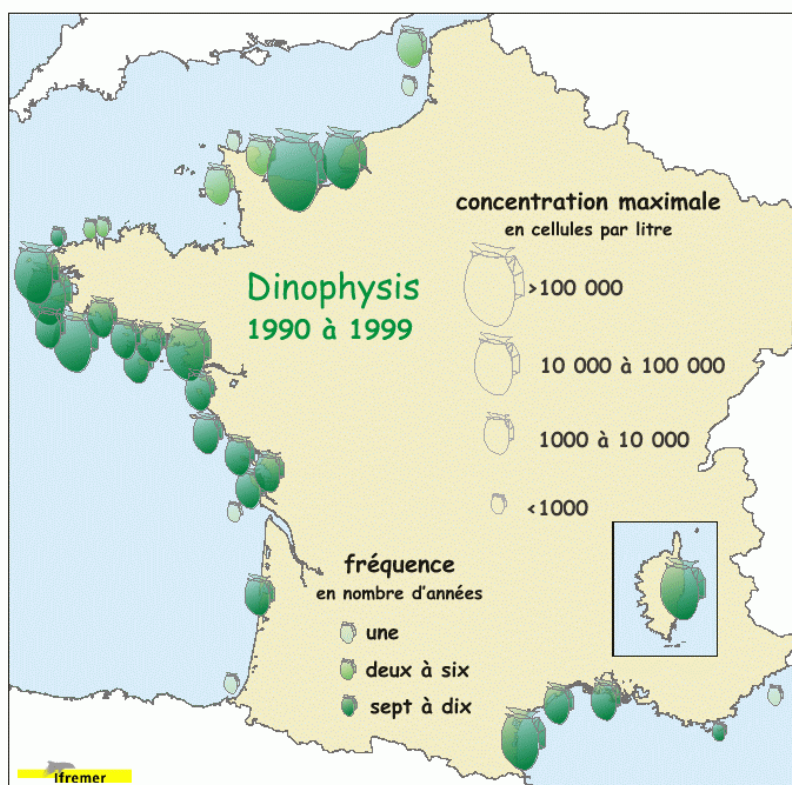


Figure 2. Répartition des concentrations maximales de *Dinophysis* observées par le REPHY durant la décennie 1990 – 1999

Alexandrium

Le genre *Alexandrium* est présent dans tous les pays d'Europe. Parmi les espèces toxiques appartenant à ce genre, l'espèce *A. minutum* est principalement observée dans les eaux plutôt chaudes, mais également dans les eaux tempérées, tandis que l'espèce *A. tamarense* est présente à peu près partout. *Alexandrium* peut proliférer à des concentrations très importantes (plusieurs millions ou même centaines de millions de cellules par litre) formant alors des eaux rouges.

Plusieurs espèces d'*Alexandrium* sont présentes dans les eaux côtières françaises, dont deux sont connues pour produire des toxines paralysantes (PSP) : *A. minutum* et *A. catenella/tamarense*.

A. minutum a été observé pour la première fois à des concentrations élevées en 1988 en Bretagne nord-ouest, et il prolifère régulièrement depuis cette date dans plusieurs zones de Bretagne nord ; la typologie géographique de ces zones (baie semi fermée, estuaire) correspond à ce que l'on sait de la distribution de cette espèce, qui semble liée à l'enrichissement des eaux en éléments nutritifs dans des sites côtiers recevant des eaux douces continentales (Erard-Le Denn in Berland & Lassus, 1997). En outre, les kystes identifiés dans les sédiments de ces zones trouvent au printemps les conditions adéquates pour être remis en suspension, germer et redonner des cellules mobiles. Une autre souche d'*A. minutum* a également proliféré au printemps 2000 dans une rade de la côte est Méditerranée.

La deuxième espèce toxique a été observée en quantité notable pour la première fois fin 1998 dans une lagune de la côte ouest Méditerranée : elle est provisoirement nommée *A. catenella/tamarense*, les critères taxonomiques la situant entre les deux espèces.

Il est possible que l'introduction dans les eaux françaises de ces deux espèces toxiques d'*Alexandrium* soit assez récente, puisqu'elles ne semblent pas avoir été décrites auparavant. Cette hypothèse n'a été à ce jour ni confirmée ni infirmée.

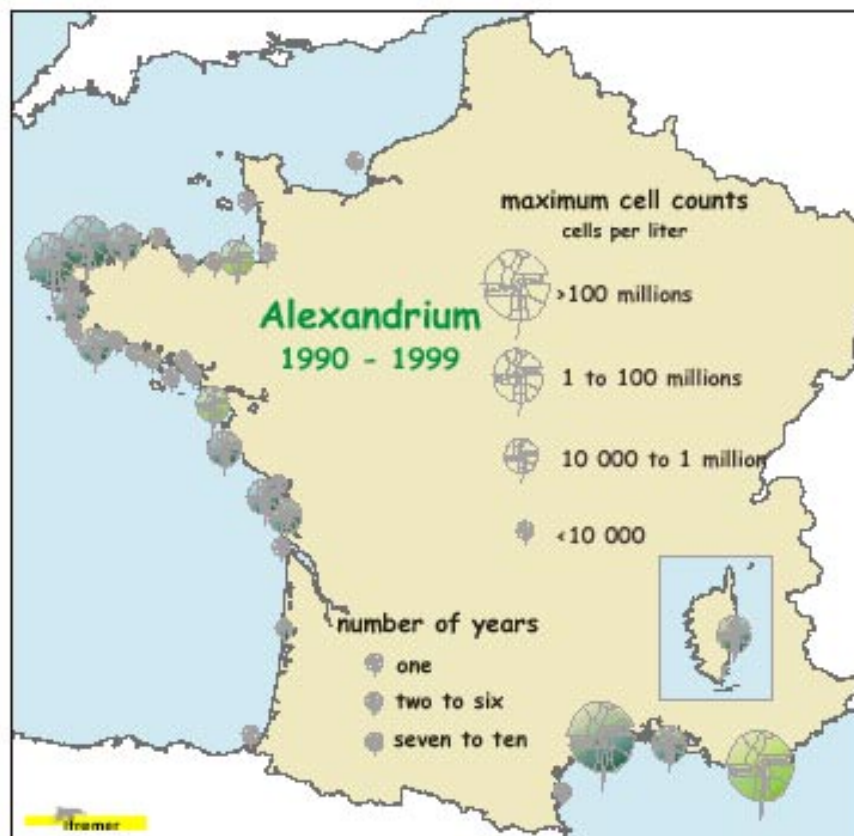


Figure 3. Répartition des concentrations maximales d'*Alexandrium* observées par le REPHY durant la décennie 1990 – 1999

La carte de distribution d'*Alexandrium* (Fig. 3), toutes espèces confondues y compris les non toxiques, montre que ce genre est observé sur une grande partie du littoral atlantique et méditerranéen. Les fortes proliférations (supérieures à un million de cellules par litre) concernent essentiellement les deux espèces toxiques, à de rares exceptions près, et sont observées l'été en Bretagne nord, et en automne-hiver sur la côte ouest méditerranée. Les concentrations susceptibles de conduire à une accumulation de toxines dans les coquillages sont variables selon l'espèce et la zone : entre 10 000 et 100 000 cellules par litre.

Pseudo-nitzschia

Des proliférations importantes d'espèces non toxiques de *Pseudo-nitzschia* sont observées depuis longtemps sur l'ensemble du littoral français, en particulier au printemps. Des espèces toxiques (*P. pseudodelicatissima* et *P. multiseriis*) connues pour produire des toxines amnésiantes (ASP) sont détectées depuis quelques années à faible concentration (Billard, 1997 ; Billard, 1999), et ce n'est que très récemment (printemps 2000) que l'une de ces espèces a proliféré de façon significative en Bretagne ouest.

La carte de distribution de *Pseudo-nitzschia* (Fig. 4), toutes espèces confondues y compris les non toxiques, montre que tout le littoral français est concerné sans exception par des efflorescences, à des concentrations souvent supérieures à un million de cellules par litre. Une ou deux des espèces toxiques citées ci-dessus ont été détectées dans plusieurs zones du littoral breton et atlantique. Selon les données disponibles actuellement, la concentration minimale susceptible de conduire à une accumulation de toxines dans les coquillages serait de l'ordre de 100 000 cellules par litre.

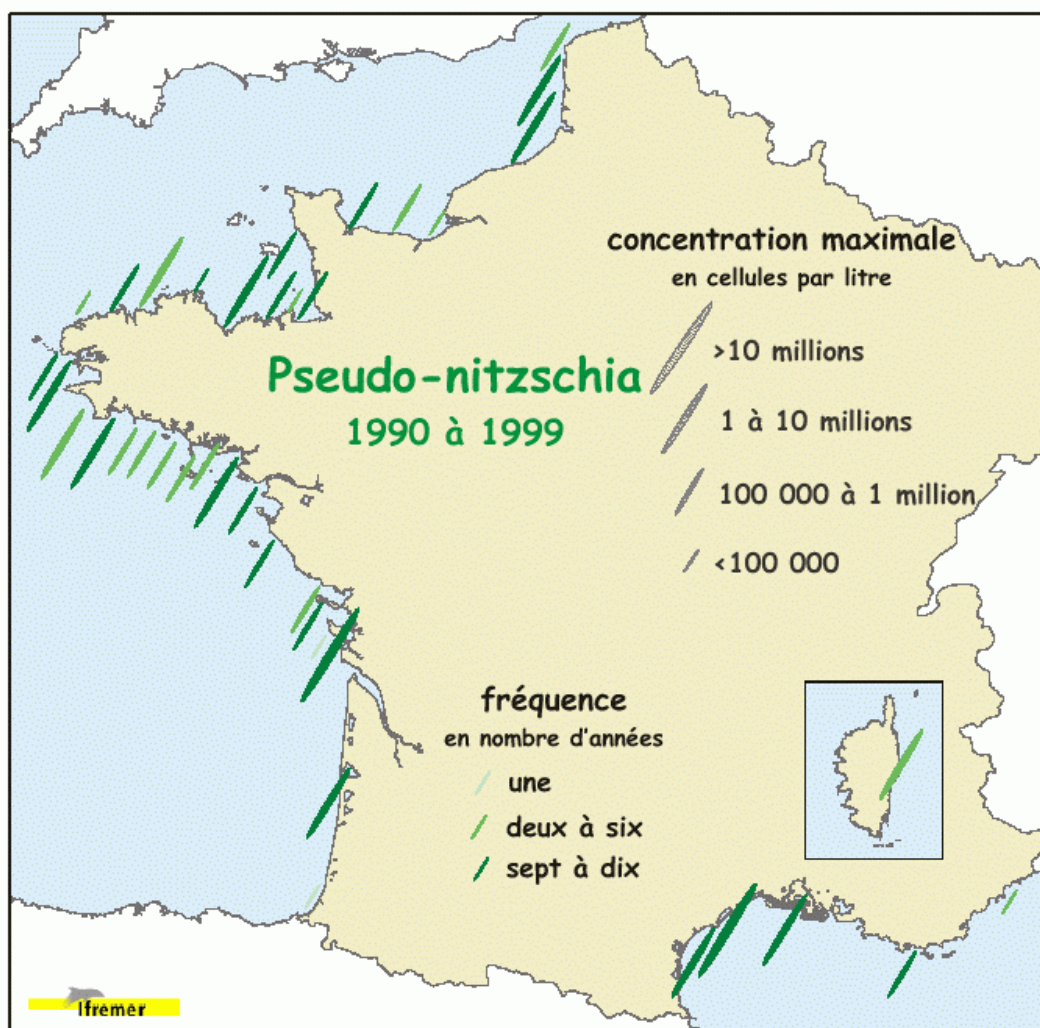


Figure 4. Répartition des concentrations maximales de *Pseudo-nitzschia* observées par le REPHY durant la décennie 1990 – 1999

2.3 Proliférations macroalgales et malaïgues

2.3.1 Proliférations macroalgales

M. Merceron

Les proliférations macroalgales, souvent appelées « marées vertes », sont largement répandues dans le monde ; Briand (1987) recensait 37 pays ou états américains atteints par ce phénomène. En Europe et en Asie Mineure, Schramm et Nienhuis (1996) signalent 137 sites où il a été observé et décrit, dont cinq en Bretagne. En fait, dans cette région française, plus de 50 sites sont actuellement affectés chaque année de façon plus ou moins importante, et 70 sites ont été touchés au moins une fois en trois ans (Fig. 5). Globalement cette croissance excessive de certaines populations d'algues est plus fréquemment observée dans les pays économiquement développés (Europe et côte est des Etats-Unis). En Méditerranée, mer oligotrophe, l'enrichissement de secteurs côtiers par des rejets industriels et urbains se traduit par le développement de macroalgues ; en Grèce, on peut citer la baie de Kalloni (Panayotidis *et al.*, 1999), le golfe de Thessalonique (Orfanidis *et al.*, 1997) où les secteurs les plus confinés et les plus enrichis connaissent des échouages d'ulves et d'enteromorphes, ainsi que le golfe de Pagassitikos où, aux ulves et enteromorphes, s'ajoutent des gracilaires (Papachristou and Haritonidis, 1992). En Espagne, dans l'estuaire du Palmones en Andalousie, le développement massif d'ulves (*Ulva rotundata* et *Ulva curvata*) depuis une dizaine d'années est à relier à l'augmentation des apports en nutriments par la rivière ; actuellement le niveau d'apport est tel que la lumière semble constituer le premier facteur limitant la croissance des ulves (Hernandez *et al.*, 1997) ; dans la lagune de Tancada au sein du delta de l'Ebre, un changement de la composition floristique a également été attribué à un processus d'eutrophisation ; il s'est accompagné d'une disparition des macrophytes enracinés et d'un développement de macroalgues flottantes telles que des chaetomorphes, des cladophores et des gracilaires (Menendez et Comin, 2000).

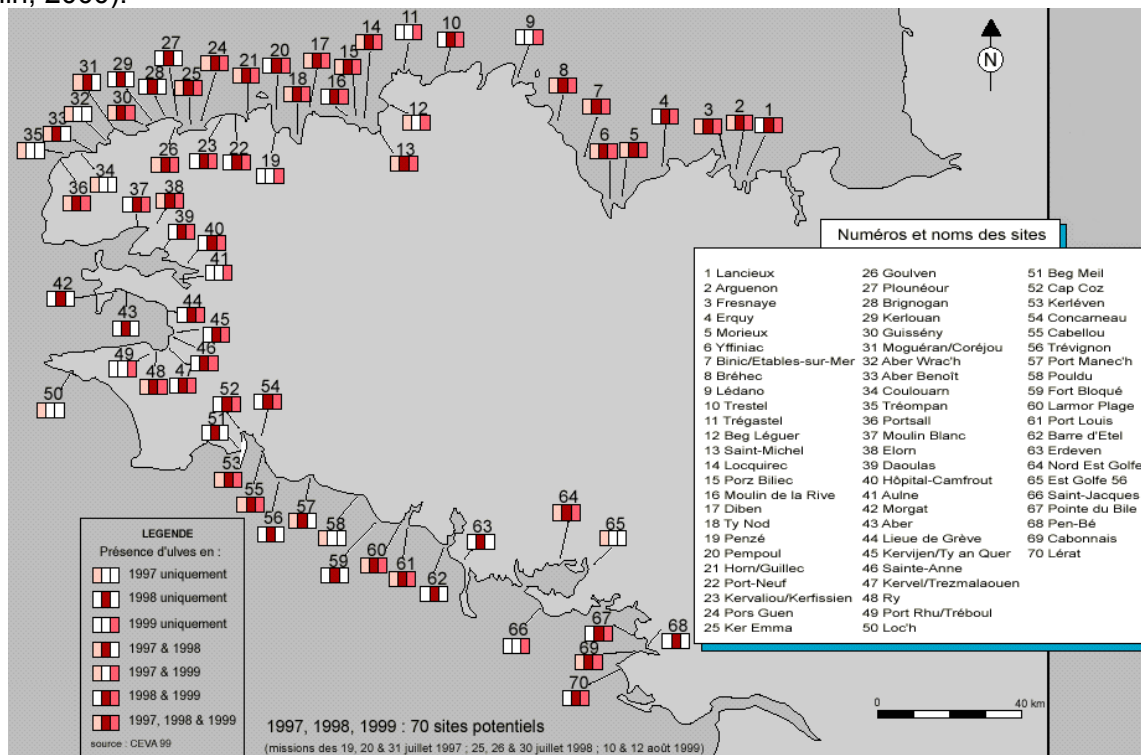


Figure 5. Carte des 70 sites potentiels à marées vertes recensés par le CEVA sur les côtes de Bretagne, avec leur occupation effective pendant les 3 années 1997 à 1999

Les espèces et leurs caractéristiques générales

Les algues proliférantes appartiennent le plus souvent au groupe des chlorophycées. Au premier rang de celles-ci figurent les genres *Ulva* et *Enteromorpha*. Parmi les principales espèces d'ulves on trouve *U. lactuca*, *U. rigida*, *U. rotundata*, *U. pertusa*, *U. armoricana*, et *U. fasciata*. La détermination spécifique des ulves est cependant complexe et sujette à de nombreuses révisions (Reviere, 1982 ; Hoeksema et Van den Hoek, 1983 ; Reviere, 1984 ; Loiseaux-Degoer, 1997 ; Dion *et al.*, 1998). Le typage génétique (Coat *et al.*, 1998 ; Malta *et al.*, 1999) devrait résoudre certaines indéterminations de la détermination traditionnelle causées par la grande plasticité morphologique de ce genre sous l'effet des conditions ambiantes, notamment la flore bactérienne (Bonneau, 1977 ; Nakanishi *et al.*, 1996).

Les principales espèces d'entéromorphes sont *E. intestinalis*, *E. linza*, *E. radiata* et *E. clathrata*. D'autres chlorophycées peuvent donner lieu à des développements excessifs, tels *Monostroma*, *Cladophora* et *Chaetomorpha*. Par ailleurs, chez les rhodophycées *Gracilaria* spp. est très présente dans les étangs languedociens et une pélophytée, *Pilayella littoralis*, abonde souvent en mer Baltique.

De façon générale, ces algues proliférantes sont opportunistes et saisonnières. Leur principale période de développement est le printemps et l'été. Elles ont en commun un rapport surface/volume élevé, avec un thalle en forme de feuille ou en minces filaments. Ces deux types morphologiques facilitent les échanges avec le milieu ambiant et particulièrement le pompage des sels nutritifs (Wallentinus, 1984 ; Rosenberg et Ramus, 1984) et la captation de l'énergie lumineuse (Agusti *et al.*, 1994). Leur vitesse de croissance et, plus généralement, leur métabolisme sont élevés (Duarte, 1995). De plus, leur capacité de stocker des réserves de sels nutritifs leur donne un avantage compétitif important par rapport aux algues pérennes. En contrepartie de leur minceur, leur thalle est fragile et elles sont facilement arrachées de leur substrat (Hawes et Smith, 1995). Elles mènent alors une existence dérivante, le plus souvent à proximité du fond.

L'adaptation des ulves à différentes conditions d'éclairement est remarquable (Levavasseur, 1986 ; Henley *et al.*, 1991 ; Henley *et al.*, 1992). Leur photoinhibition à très fort éclairement est particulièrement faible. *Ulva* spp est capable de supporter des températures négatives à l'obscurité durant plusieurs semaines et de reprendre ensuite sa croissance (Kamermans *et al.*, 1998).

L'ensemble de ces caractéristiques jointes à l'augmentation des sels azotés dans les eaux côtières provoque leur prolifération lorsque les conditions favorables sont réunies.

Conditions d'apparition

La réunion de trois conditions semble nécessaire et suffisante pour qu'une prolifération macroalgale se développe.

A/ Un courant résiduel et une dispersion de la masse d'eau faible

Le courant résiduel est le déplacement de l'eau, une fois éliminé le va-et-vient dû à la marée. La faible dispersion permet aux algues en développement de rester dans la masse d'eau dont les conditions sont propices en termes d'éclairement, de température et de sels nutritifs.

De nombreuses lagunes méditerranéennes (Venise, Méjean, Tunis auparavant, ...) et nordiques (Verse Meer, par exemple), certains fjords peu profonds (Roskilde, Schlei,...), et des marais maritimes en sont des exemples démonstratifs. La marée y est très faible, parfois nulle, et le confinement très prononcé. Dans les mers à marée (Océan Atlantique, Manche, Mer du Nord) des marées vertes se développent sur des estrans en milieu ouvert, et plus précisément dans des anses, des fonds de baie comme en France (bassin d'Arcachon, Bretagne) ou sur de grands estrans rectilignes lorsqu'ils sont abrités par un chapelet d'îles (Frise hollandaise et allemande). Il s'agit toujours d'estrans très plats à faible pente et le plus souvent sableux.

B/ Un éclairage suffisant du fond

Il est remarquable que les sites favorables présentent quasiment tous une profondeur faible, voire très faible. La profondeur la plus fréquente de la lagune de Venise est de 1 m, celle du fjord de Roskilde de 3 m (Flindt *et al.*, 1997). Soixante pour cent de la superficie de la Veerse Meer hollandaise présentent une profondeur inférieure à 5 m (Nienhuis, 1992). Les plages atteintes sont plates et la colonne d'eau qui les surmonte est généralement peu épaisse, au moins durant une grande partie du cycle de marée (Piriou *et al.*, 1991 ; Rijstenbil *et al.*, 1996). Cette faible profondeur a pour corollaire, si le temps est ensoleillé au printemps, de favoriser un réchauffement rapide de la couche d'eau. De plus l'éclairage y est intense.

Il est également à noter que dans les sites de mer ouverte, il s'agit quasiment toujours de plages sableuses (Piriou *et al.*, 1991), dont l'albedo favorise aussi l'éclairage. Les plages envasées proches du débouché de grands fleuves charriant des sédiments fins en sont exemptes. L'eutrophisation dans ces sites se manifeste alors plutôt sous sa forme phytoplanctonique, comme en baie de Vilaine (Merceron, 1987). En revanche le substrat des lagunes atteintes par les proliférations macroalgales est souvent vaseux (Venise, Méjean, Tunis auparavant). Mais elles sont très peu profondes, et un éclairage notable peut pénétrer jusqu'au fond. D'ailleurs, l'abattement drastique de la prolifération d'ulves dans la lagune de Venise en 1993-1996 a été attribué par Sfriso et Marcomini (1996) en grande partie à la remise en suspension de la vase due à la fois au mauvais temps de deux printemps successifs, et au dragage de bancs de palourdes japonaises nouvellement installés. Pour ces auteurs les processus en jeu ont été soit un obscurcissement de la colonne d'eau ou un dépôt de sédiment fin sur les thalles induisant une diminution de leur croissance, soit la suppression des substrats durs favorables à la fixation des propagules d'ulves, par le dépôt des vases.

C/ Un apport d'azote inorganique

Un apport d'azote inorganique est également nécessaire pour qu'une prolifération algale ait lieu. Le facteur limitant la prolifération macroalgale est l'azote comme l'ont prouvé quasiment tous les auteurs ayant traité de la question. Parmi eux Sfriso *et al.* (1988), Fujita *et al.* (1989), Ménesguen et Piriou (1995), Pedersen et Borum (1996). La corrélation positive entre l'abondance des marées vertes annuelles sur un site et le flux azoté délivré sur ce site en période de croissance des ulves apporte au niveau de l'écosystème entier un argument en faveur du rôle fondamental de l'azote ; celui-ci est confirmé, au niveau des algues elles-mêmes, par l'évolution saisonnière comparée de leurs teneurs en azote et phosphore : alors que la teneur en phosphore reste élevée, celle en azote subit systématiquement une profonde descente en fin de printemps, l'amenant durant l'été au niveau connu pour interdire la croissance de l'algue. Enfin, huit ans de déphosphatation des effluents urbains des agglomérations littorales bordant un site atteint en France (baie de Saint-Brieuc) n'ont pas réussi à provoquer une diminution de la prolifération des ulves. Le relargage en solution du phosphore, présent en abondance dans le sédiment, l'empêche d'être limitant.

L'ulve est capable d'utiliser l'ion nitrate et l'ion ammonium avec cependant une préférence pour ce dernier (DeBusk *et al.*, 1986 ; Floreto *et al.*, 1993 ; Riccardi et Solidoro, 1996). Sur le terrain, les flux d'azote soutenant les marées vertes sont très généralement à forte dominance nitrique. Au débouché de certaines stations d'épuration, le flux ammoniacal est parfois dominant (Merceron, 1999a). La grande capacité de stockage des nutriments par les ulves leur permet d'utiliser au mieux les apports sporadiques de sels nutritifs par les cours d'eau en crue.

En groupant tous les sites de prolifération d'une même zone, il apparaît que l'importance des marées vertes n'est pas proportionnelle aux flux azotés locaux. En fait, leur influence est modulée par le contexte géomorphologique et hydrologique local. Cet effet du site inclut la vitesse du courant résiduel, la profondeur, la turbidité, la granulométrie du substrat, etc.. En revanche, en comparant sur un même site plusieurs années différentes, on observe généralement cette corrélation (Ménesguen et Piriou, 1995). Néanmoins, dans certains sites de Bretagne qui sont depuis longtemps le siège de marées vertes et où les flux azotés sont très abondants, il arrive que la biomasse algale dans les premières vagues soit tellement forte qu'elle

produise un auto-ombrage. C'est alors l'éclairement qui se substitue à l'azote dans le rôle du facteur limitant (Merceron, 1999b). Cette non utilisation de l'azote par les ulves situées au bord de l'eau pourrait être à l'origine de l'extension observée du phénomène jusqu'à près de 20 m de profondeur en certains sites de Bretagne.

2.3.2 Malaïgues

A. Chapelle, P. Souchu

En raison d'une quasi absence de marées et d'un fort ensoleillement, les milieux lagunaires méditerranéens sont particulièrement sensibles à l'eutrophisation. Les composés azotés et phosphorés issus du bassin versant ont des temps de résidence élevés qui permettent aux sels nutritifs d'effectuer plusieurs cycles « production primaire/reminéralisation » avant d'être dispersés dans les eaux océaniques. La consommation d'oxygène durant la phase de reminéralisation est à l'origine de la malaïgue.

Les malaïgues, évènements récurrents dans les lagunes méditerranéennes

Les malaïgues correspondent à une chute de la teneur en oxygène de l'eau pendant des périodes de calme et de chaleur. Des foyers d'anoxie se développent avec production d'hydrogène sulfuré. Les eaux prennent une couleur blanc laiteux, due aux processus bactériens anaérobies. Le milieu devient toxique pour les animaux et les végétaux qui s'y trouvent.

Dans la lagune de Thau, depuis 1975, année où le phénomène a touché l'ensemble de la lagune et entraîné de nombreuses pertes de coquillages, la malaïgue est réapparue en 1982, 1983, 1987, 1990 et 1997 avec une ampleur variable selon les années (Tournier *et al.*, 1990 - Pichot *et al.*, 1990 - Frisoni et Cepja, 1989, Souchu *et al.*, 1998a). Près de Montpellier, les lagunes palavasiennes sont également atteintes (Amanieu *et al.*, 1975, Caumette et Baleux, 1980), comme d'autres lagunes méditerranéennes, par exemple Venise, Sacca di Goro ou Orbetello en Italie (Cioffi *et al.*, 1995, Pugnetti *et al.*, 1992).

La malaïgue : un déséquilibre lié à une forte concentration en matière organique qui se propage à la faveur de conditions météorologiques particulières.

En se référant aux observations historiques sur la lagune de Thau, trois phases sont retenues pour le suivi d'une malaïgue : la formation, la propagation et l'arrêt.

↳ **Formation** : Elle est liée à une dégradation massive de matière organique, entraînant une forte demande en oxygène. Elle peut apparaître soit dans certaines zones-foyers, en bordure de la lagune, soit au fond à des profondeurs supérieures à 6 m, en cas de stratification thermique (Souchu *et al.*, 1998b). Les foyers sont des lieux de fortes concentrations en matière organique ; ils ont été répertoriés par Pichot *et al.* (1990). En 1997, l'origine est un foyer de bordure, le Mourre blanc, petit port conchylicole où débouche un cours d'eau temporaire, le Nègue Vaques (Souchu *et al.*, 1998a). Le Mourre Blanc est riche en algues vertes (Gerbal *et al.*, 1996) et en matière organique provenant de l'activité conchylicole. Le déclenchement est vraisemblablement lié à une dégradation des algues, abondantes au bord, accélérée par de fortes températures. Lors de la malaïgue de 1987, les algues vertes et les rhodophycées étaient en décomposition au Mourre Blanc une semaine avant la malaïgue (Lauret, comm. pers.). Le déclenchement pourrait aussi être lié à l'apport ponctuel de matière organique par le cours d'eau lors de fortes pluies ou par les déchets de détrocage des huîtres cultivées.

- ↳ Propagation : Le processus de crise anoxique a été décrit par plusieurs auteurs (Caumette, 1992 ; Marty *et al.*, 1990 ; Roden et Tuttle, 1992, Souchu *et al.*, 1998a). La matière organique au foyer se minéralise et induit une consommation d'oxygène. Quand tout l'oxygène est consommé, le métabolisme aérobie de dégradation cède la place à une dégradation anaérobie de la matière organique par réduction des sulfates (processus dominant la réduction des nitrates, Marty *et al.*, 1990 ; Roden et Tuttle, 1992 ; Jorgensen, 1982). Il y a création de composés sulfurés toxiques pour le milieu, dont une partie diffuse dans l'eau et réagit à son tour avec l'oxygène pour former des sulfates, renforçant la demande en oxygène. Une partie des sulfures produits précipite avec le fer pour former de la pyrite (Jorgensen, 1977 ; Blackburn et Blackburn, 1993).
- ↳ Arrêt : La réaération, processus tampon d'échanges entre l'oxygène de l'air et de l'eau, permet de réoxygéner la colonne d'eau, d'autant plus que l'intensité du vent est grande (Riley et Stephan, 1988). La réaération joue aussi dans la diffusion des composés sulfurés vers l'atmosphère (Caumette, 1992).

3. Les raisons de la sensibilité d'un site marin à l'eutrophisation

3.1 Le rôle majeur de l'hydrodynamique

A. Ménesguen

L'hydrodynamique règle le transport et la dilution des nutriments dissous, des particules et des algues en suspension, conditionnant le temps de résidence moyen de ces dernières dans les eaux enrichies par les apports terrigènes. Trois types de sites peuvent s'avérer propices à l'eutrophisation :

- Les lagunes, de profondeur souvent très faible (~ 1 à 5 m), quasi-fermées puisque n'échangeant de l'eau avec la mer ouverte qu'au travers de passes, constituent des exemples de sites à confinement statique de l'eau, par les terres environnantes. Leur hydrodynamique est instable, totalement conditionnée par le régime des vents. Le modèle hydrodynamique bidimensionnel de la lagune palavasienne du Méjean (littoral méditerranéen), réalisé par B. Millet (Centre Océanologique de Marseille) montre ainsi l'établissement de cellules convectives différentes selon la direction du vent (Fig. 6).

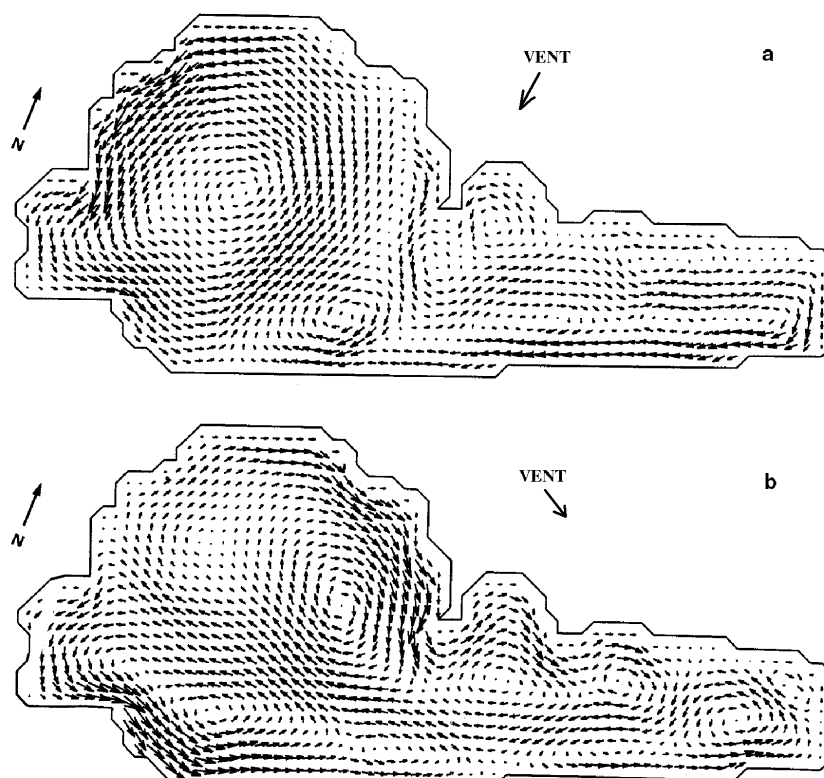


Figure 6. Champs de courants stationnaires dans la lagune du Méjean calculés :
a) pour un vent de N.E, 4m/s b) pour un vent de N.W, 4m/s

- ↪ Certaines baies en zone côtière macrotidale, présentent la particularité, liée à leur configuration géographique, de piéger momentanément les masses d'eau et leur contenu, en raison de l'absence locale de dérive résiduelle de marée. La modélisation hydrodynamique de la zone côtière de Bretagne (Garreau, 1993) fait par exemple ressortir certaines baies où le temps de résidence moyen de l'eau est élevé, malgré un intense balancement des marées, et qui sont naturellement propices à la proliférations des ulves (Fig. 7).

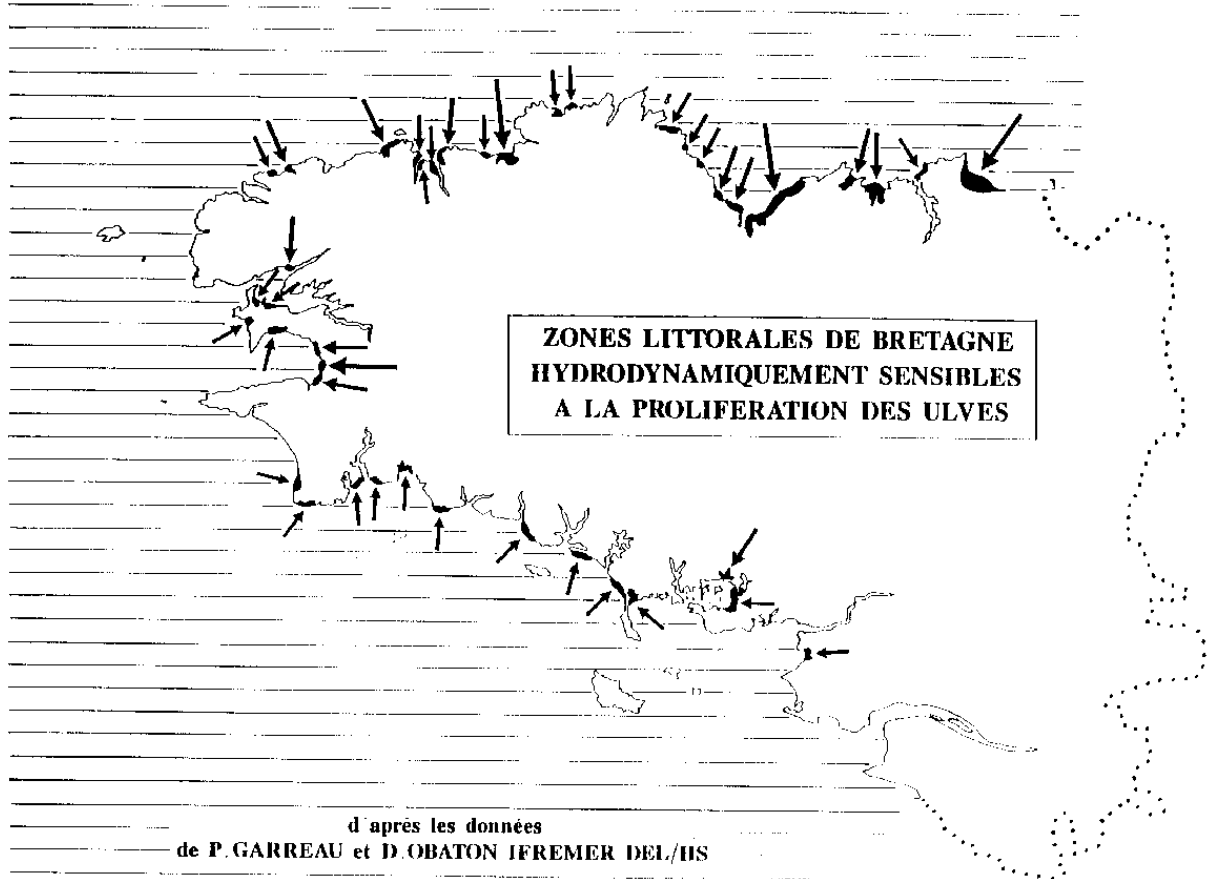


Figure 7. Position des anses et fonds de baie des côtes de Bretagne à temps de résidence élevé

- ↪ Les panaches de dilution en mer d'apports fluviaux d'eau douce se caractérisent par une stratification haline s'estompant progressivement vers le large, pour redonner une masse d'eau bien mélangée sur la verticale au-delà de l'isohaline 33 P.S.S environ (Fig. 8). Cette stratification facilite le démarrage de la prolifération phytoplanctonique printanière en bloquant les cellules dans une couche de quelques mètres sous la surface, bien éclairée et riche en nutriments. La turbidité élevée près de l'estuaire limite cependant cet effet propice à l'eutrophisation.

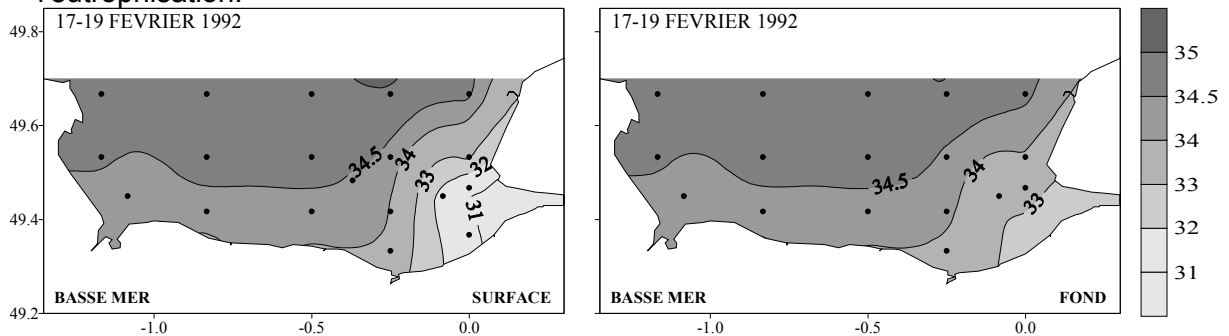


Figure 8. Répartition de la salinité en surface et au fond en baie de Seine, en février 1992

A noter qu'à ce confinement vertical peut s'ajouter le confinement horizontal évoqué dans le type précédent : le champ de courant résiduel de marée calculé dans la zone côtière de Bretagne-sud (Salomon et Lazure, 1988) fait ainsi apparaître une zone de calme résiduel en Baie de Vilaine (Figure 9), là où s'étend justement le panache de dilution de la Vilaine, mais aussi de la Loire ; ceci explique la particulière sensibilité de la Baie de Vilaine à l'eutrophisation d'origine phytoplanctonique (Chapelle *et al.*, 1994).

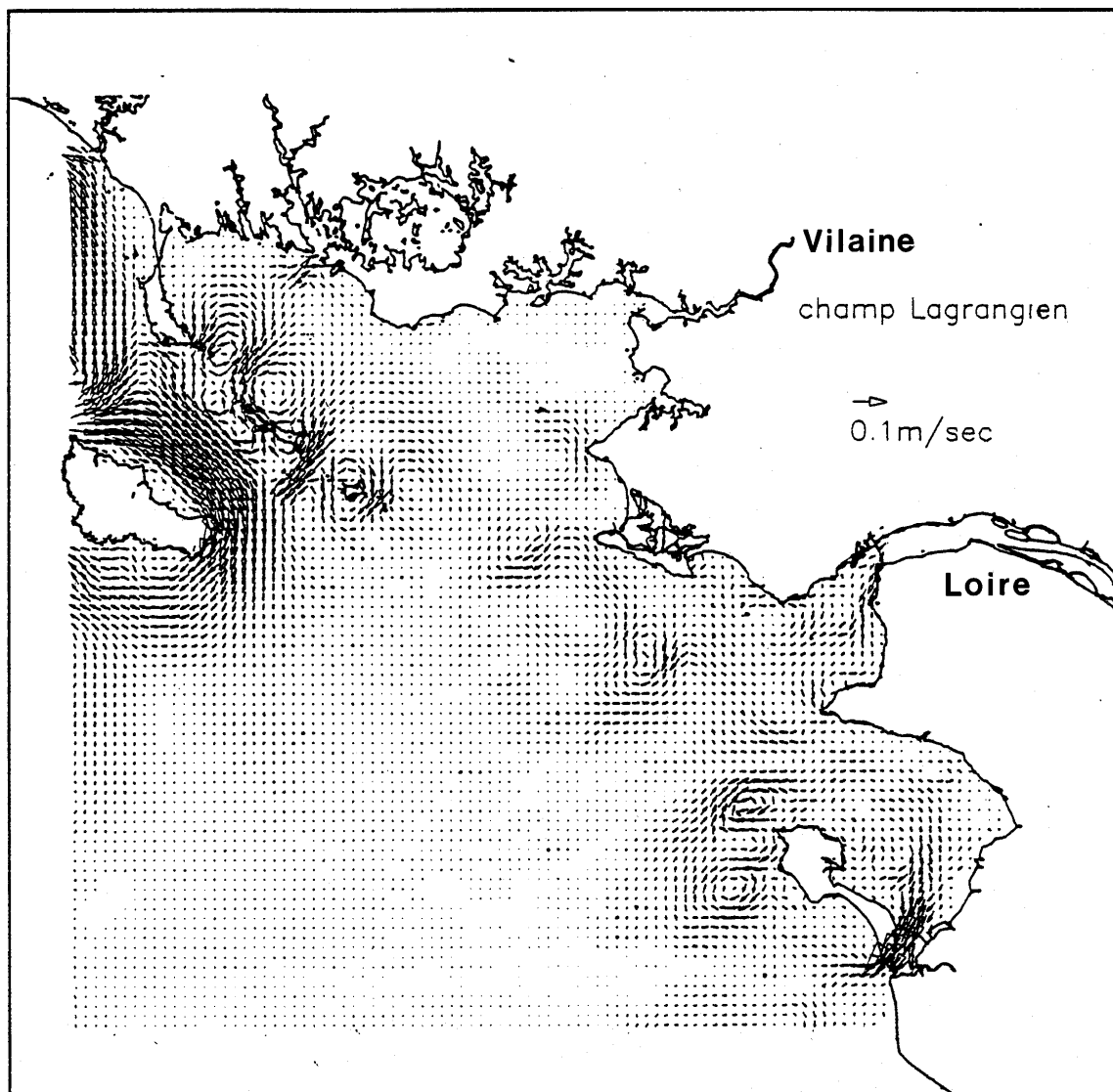


Figure 9. Champ résiduel lagrangien de marée calculé (Salomon et Lazure, 1988)

Les deux derniers types de sites se caractérisent donc cette fois par un confinement dynamique des masses d'eau, paradoxal pour des zones apparemment très ouvertes sur la haute mer et soumises à un fort balancement tidal. A contrario, si elles sont sous le forçage d'une marée à fort marnage, les baies naturellement reliées à l'océan par un goulet étroit, telles que Rade de Brest et Golfe du Morbihan en Bretagne, génèrent d'intenses courants alternatifs qui diluent rapidement les apports terrigènes dans un important volume oscillant, jouant le rôle d'extracteur vers la haute mer. C'est ce qui explique la bonne résistance de la Rade de Brest à l'eutrophisation (Le Pape *et al.*, 1996).

3.2 Le rôle des bassins versants dans le calendrier des apports terrigènes de nutriments

J-Y. Piriou, P. Souchu

3.2.1 Cas des côtes bretonnes

Le rôle de la géologie dans le soutien en étiage des apports d'azote au littoral

Les flux d'azote des bassins versants vers le littoral sont globalement plus influencés par les débits d'eau douce que par les concentrations de nitrate. Les proliférations d'algues vertes macrophytes se développant généralement en période de baisse de débit des cours d'eau transportant ce nitrate (mai à septembre), l'alimentation des ulves sera donc conditionnée en partie par le soutien ou non des débits en cette période, même si les ulves peuvent stocker un apport sporadique après une forte pluie. La géologie du bassin versant intervient donc dans la sensibilité de la zone côtière réceptacle. Ainsi, un sous-sol granitique ou micashisteux aura tendance à posséder des ressources en eau souterraine qui vont s'écouler de manière assez régulière durant l'année, donc avec un débit soutenu au printemps et en été. Comme la concentration de nitrate de l'eau souterraine est peu variable, les flux d'azote venant de ces bassins versants, proportionnels au débit spécifique d'étiage (débit par unité de surface de bassin), seront eux-mêmes soutenus.

Par contre, un sous-sol imperméable de type schisteux aura tendance à produire des débits spécifiques élevés lors des pluies d'automne et d'hiver, mais des débits spécifiques faibles en étiage, donc des flux d'azote relativement faibles en été.

Sur l'exemple de la Bretagne, étudié par Piriou *et al.* (1993), on voit que la carte des débits spécifiques d'étiage, par unité géographique de bassin versant (Fig.10), donne des indices de sensibilité des bassins versants à l'apport d'azote au littoral en été.

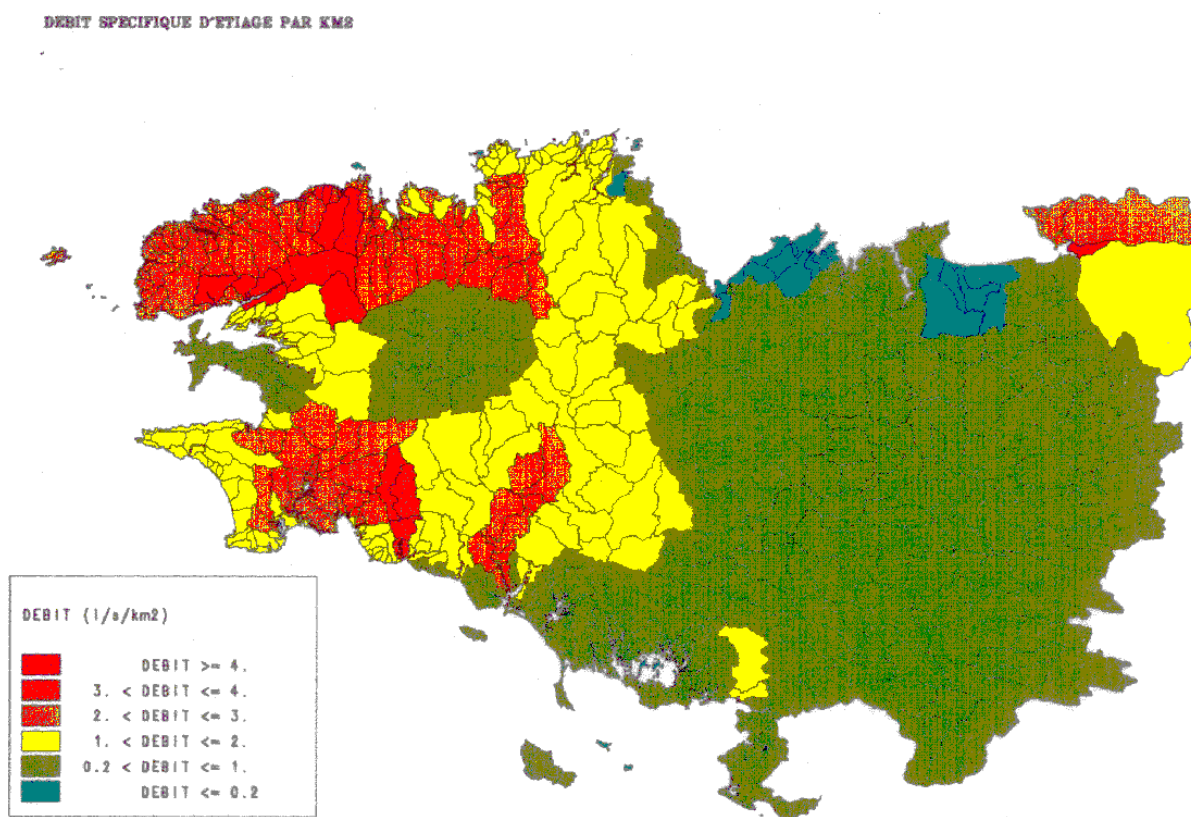


Figure 10. Débit spécifique d'étiage par unité de surface des bassins versants bretons (Cartographie BRGM/IFREMER d'après données de l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne)

Le rôle de la superficie des bassins versants côtiers

Au niveau du bassin versant, le flux global d'azote arrivant au littoral est influencé à la fois par la sensibilité moyenne du bassin versant et par sa superficie (Fig. 11). En l'absence d'excédents de fertilisation agricole, les petits bassins versants côtiers généreront donc des apports d'eau douce relativement faibles, influençant assez peu le littoral. Par contre, les bassins versants les plus étendus, apportant d'importantes quantités d'eau douce au littoral en période estivale, seront les principaux pourvoyeurs d'azote à la mer, avec les conséquences potentielles en matière d'eutrophisation.

DEBIT SPECIFIQUE D'ETIAGE PAR BASSIN VERSANT

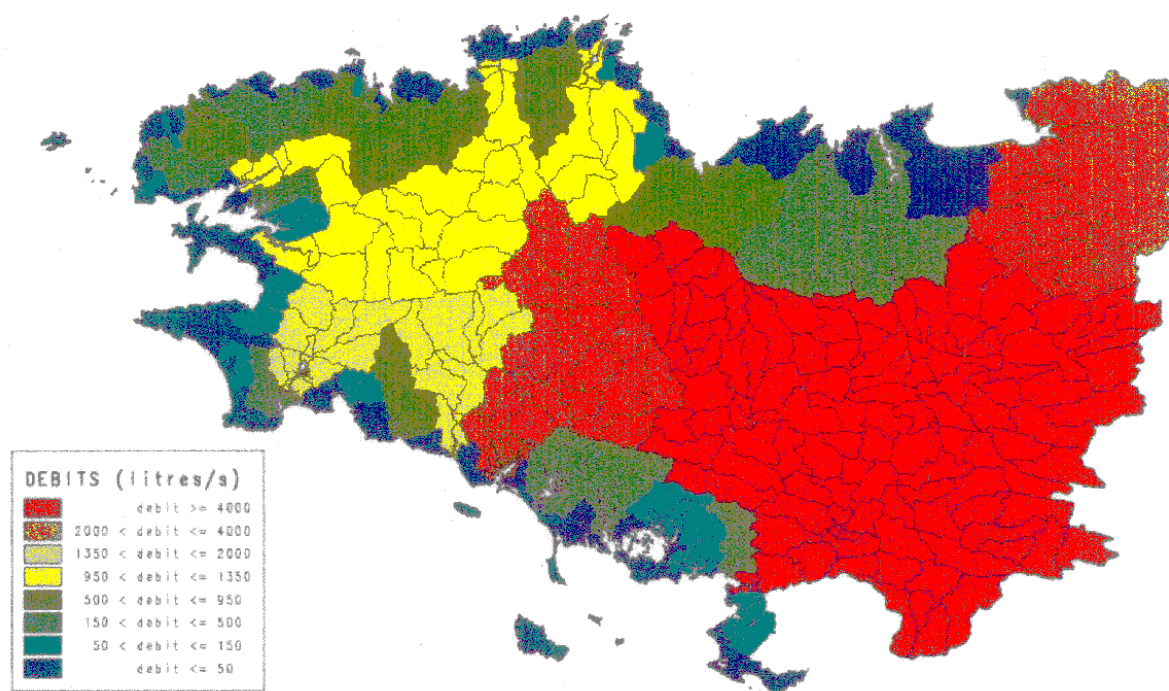


Figure 11. Débit spécifique d'étiage par bassin versant breton (Cartographie BRGM/IFREMER d'après les données de l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne)

Le rôle des excédents de fertilisation agricole :

Le CEMAGREF a démontré, sur un bassin versant expérimental, la relation entre l'évolution des excédents azotés agricoles et l'évolution des concentrations moyennes en nitrate dans la rivière (Cann *et al.*, 1999).

Les bilans azotés par commune, réalisés par l'ENSAR à l'échelle de la Bretagne (Fig. 12), montrent des situations très contrastées d'excédents azotés. Les situations de forts excédents auront tendance à renforcer les flux potentiels à la sortie des bassins versants, ceci en dehors des effets liés à leur sensibilité géologique et à leur superficie. Ainsi des bassins versants a priori peu propices à l'apport d'azote en étiage, comme le Frémur en Côtes-d'Armor, vont en définitive, vus les très forts excédents azotés agricoles, en apporter suffisamment au mois de juin pour voir se développer une prolifération d'ulves conséquente.

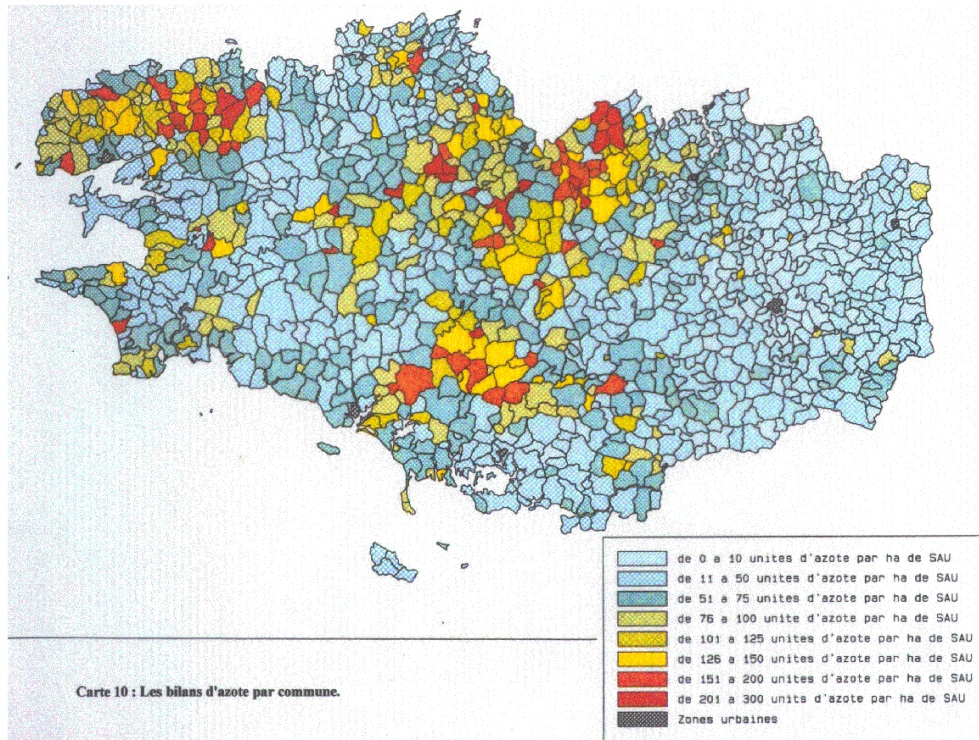


Figure 12. Bilan des apports azotés agricoles par commune en Bretagne (Carte établie par l'INRA-ENSAR)

Le croisement des différentes sensibilités :

En faisant ressortir uniquement les bassins versants qui se déversent dans les zones littorales naturellement sensibles, il est possible de les classer par rapport au flux potentiel d'azote au mois de juin (Fig. 13). Apparaissent alors nettement les bassins qui se déversent dans les zones côtières effectivement affectées par de fortes accumulations d'ulves.

**BASSINS VERSANTS BRETONS ALIMENTANT
LES SITES LITTORAUX SENSIBLES**

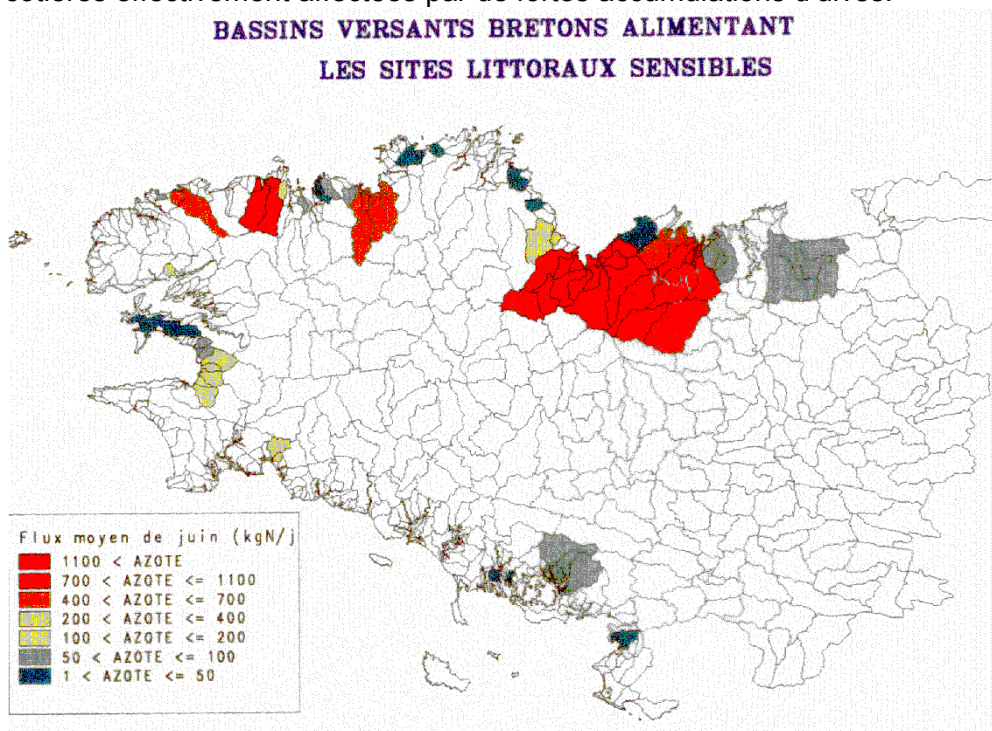


Figure 13. Flux moyens d'azote nitrique délivrés en juin par les bassins débouchant en zone sensible aux marées vertes (Cartographie BRGM/IFREMER d'après données de l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne)

3.2.2 Cas des lagunes méditerranéennes

A la différence du littoral Atlantique, l'eutrophisation des écosystèmes méditerranéens n'a pas pour origine principale l'agriculture mais les rejets d'origines urbaines. Le rôle de la géologie et de l'occupation du bassin versant dans les flux de substances eutrophisantes ne fait l'objet d'études que depuis le début des années 90. Il existe donc très peu de documents faisant l'état de l'art de cette problématique.

Les bassins versants des lagunes méditerranéennes se partagent globalement entre des terrains calcaires du jurassique comme les Corbières (système karstique) et des dépôts alluvionnaires datant du tertiaire et du quaternaire (nappes phréatiques de terrains poreux). Cet aspect géologique influence à la fois l'occupation du bassin versant et les processus de transfert des nutriments aux lagunes.

Rôle de la géologie sur l'occupation du sol

De façon générale, les terrains karstiques sont peu favorables à des pratiques agricoles intensives et leur occupation se résume pour l'essentiel à la viticulture (le vignoble du Languedoc-Roussillon est le plus vaste du monde). Cette pratique nécessitant peu d'amendement, elle n'entraîne pas un lessivage important d'engrais. Les concentrations de nitrates dans les eaux karstiques sont généralement inférieures à 5 mg/L (Souchu et al, non publié). En revanche, les effluents de caves viticoles sont à l'origine d'apports ponctuels en nutriments et font l'objet de mesure visant à les raccorder aux stations d'épuration.

Les terrains poreux du Languedoc-Roussillon qui constituent l'essentiel des plaines côtières, font l'objet d'une forte occupation urbaine. La démographie y est en forte progression par rapport au reste du territoire national et certaines villes côtières ne sont pas encore totalement raccordées à des stations d'épuration ou à des lagunages. De plus, la mise aux normes et le contrôle de ces installations sont encore à l'état de projets. En conséquence, les secteurs les plus eutrophisés du littoral Languedoc-Roussillon sont les lagunes situées à proximité des grandes agglomérations (étangs palavasiens en aval de Montpellier et étang de Bages-Sigean en aval de Narbonne).

Certains secteurs de plaines font aussi l'objet d'activités agricoles de types "maraîchage". L'étang de l'Or près de Montpellier est souvent cité comme exemple de lagune soumise notamment à des apports d'origine agricole.

Rôle de la géologie sur les transferts de substances eutrophisantes des bassin versant aux lagunes.

Dans ces régions méridionales où les précipitations sont très discontinues et souvent torrentielles, la masse calcaire joue un rôle régulateur amassant un grand volume d'eau lors des pluies pour les restituer ensuite progressivement. Les résurgences karstiques peuvent alimenter directement les lagunes en eau douce (Salses-Leucate) mais peuvent aussi transiter au préalable par des zones humides (marais, roselière, etc..) ou par des cours d'eau débouchant dans les lagunes. Le transit des eaux par les karsts et /ou par les zones humides. Le karst et les zones humides jouent un rôle de filtre dans les apports et les eaux transitant par ce type de terrain sont en grande partie débarrassées de leurs particules avant de rejoindre les eaux lagunaires. Ce processus favorise les apports d'azote par rapport à ceux de phosphore, ce dernier élément se retrouvant essentiellement dans la phase particulaire. Dans une certaine mesure, ce déficit relatif en phosphore limite les effets de l'eutrophisation.

A l'inverse, les terrains poreux recevant des pluies torrentielles subissent un lessivage important qui se traduit par des apports importants en particules aux lagunes qui les bordent. En conséquence, les lagunes bordées par les terrains poreux sont plus sensibles aux apports de phosphore que les lagunes bordées par des terrains karstiques.

Le croisement des différentes sensibilités :

Les lagunes bordées par des terrains calcaires de type karst sont faiblement eutrophisées car les terrains concernés sont peu favorables à l'urbanisation et à l'agriculture intensive.

Les lagunes jouxtant des plaines côtières sont fortement soumises à l'eutrophisation car confrontées à de fortes densités humaines couplées à des activités de maraîchage génératrices d'importants flux de nutriments.

3.3 La modélisation, outil de compréhension de la dynamique de l'eutrophisation

A. Ménesguen, A. Chapelle

3.3.1. Réflexions sur la modélisation mathématique d'écosystèmes côtiers eutrophisés

La modélisation mathématique des phénomènes d'eutrophisation ne peut ni ne doit chercher à reproduire la nature dans tous ses détails, et il convient tout d'abord de définir les objectifs du modèle, puis d'en déduire les processus naturels a priori cruciaux pour ces objectifs.

Etant donné que l'eutrophisation est d'abord un phénomène de prolifération végétale, donc de masse, il est évident qu'un modèle d'eutrophisation doit d'abord s'attacher à simuler les flux de matière dans l'écosystème. Toutefois, la matière vivante étant constituée d'une quantité d'éléments chimiques naturels, il convient de ne garder que ceux qui limitent éventuellement à un moment ou à un autre les flux de matière entrant dans le compartiment végétal. On est ainsi amené à négliger l'élément majeur de la matière vivante, le carbone, dont les formes inorganiques dissoutes assimilables par photosynthèse viennent rarement à manquer dans les eaux eutrophisées du fait du réapprovisionnement par l'atmosphère et par les phénomènes respiratoires. On retiendra par contre classiquement les éléments azote, phosphore et silicium comme potentiellement limitants de la production végétale, ainsi que l'oxygène pour son rôle dans le maintien de la vie hétérotrophe et le devenir des formes sédimentaires du phosphore et de l'azote. Dans les cycles naturels des trois premiers éléments, les considérations précédentes montrent qu'il serait raisonnable de :

- Scinder le compartiment végétal en au moins 2 grands types: phytoplancton et macroalgues pour pouvoir étudier les raisons de la quasi-exclusion spatiotemporelle entre ces deux types d'eutrophisation. Il est probable qu'une scission ultérieure de chacun des grands types doive également être pratiquée, par exemple en plancton siliceux ou non, en macroalgues vertes ou rouges.
- Négliger la formalisation explicite du broutage de la matière algale par les herbivores dans la mesure où, de toute évidence, ils s'avèrent incapables de jouer un rôle limitant majeur de la prolifération végétale dans les sites eutrophisés.
- Introduire une formalisation assez détaillée des processus affectant les formes organiques et inorganiques des éléments dans le sédiment si l'on veut pouvoir rendre compte du rôle du stock sédimentaire dans le soutien de l'eutrophisation en site très peu profond.
- Prendre en compte la stratification éventuelle de la colonne d'eau, essentiellement d'origine haline dans les eaux côtières eutrophisées, en raison de l'effet positif sur la croissance algale du blocage des nutriments et du phytoplancton dans une couche de surface peu épaisse, donc nettement mieux éclairée que la colonne d'eau totale, surtout en ces zones turbides.
- Simuler explicitement l'évolution de la turbidité de la colonne d'eau, dans la mesure où elle conditionne la limitation de la photosynthèse par la lumière disponible. Ceci implique de pouvoir simuler, au moins de façon approchée, le dépôt sur le fond et la remise en suspension de divers types de particules : phytoplancton, matière organique détritique, particules minérales, macroalgues libres...

Finalement, un schéma conceptuel (Fig. 14) de cycle naturel en zone eutrophisée peut donc être proposé pour un système considéré comme homogène horizontalement, c'est à dire une colonne d'eau unique. Les conséquences d'inhomogénéités spatiales pourront ensuite être étudiées par couplage de cette colonne de base avec un modèle de transport horizontal. La stratification thermohaline peut être simulée de façon simplifiée par un modèle intégral bicouche de type Niiler-Kraus. La colonne d'eau est donc divisée en deux couches superposées respectivement homogènes, ce qui revient à considérer la pycnocline comme ayant une épaisseur nulle. La position de la pycnocline est recalculée à chaque pas de temps en fonction de la différence de densité entre les deux couches et de la turbulence créée en surface par le vent et au fond par les courants. L'érosion/dépôt des variables particulières peut être simulée en appliquant la notion de tension de frottement sur le fond, avec un seuil au-dessus duquel l'érosion peut démarrer et un autre au-dessous duquel c'est le dépôt qui démarre. Le calcul de la tension sur le fond peut faire intervenir le courant ainsi que la houle calculée en fonction de l'intensité, de la durée et de la longueur de fetch du vent (Soulsby *et al.*, 1993). Le sédiment peut être découpé en plusieurs couches superposées échangeant de la matière par diffusion verticale.

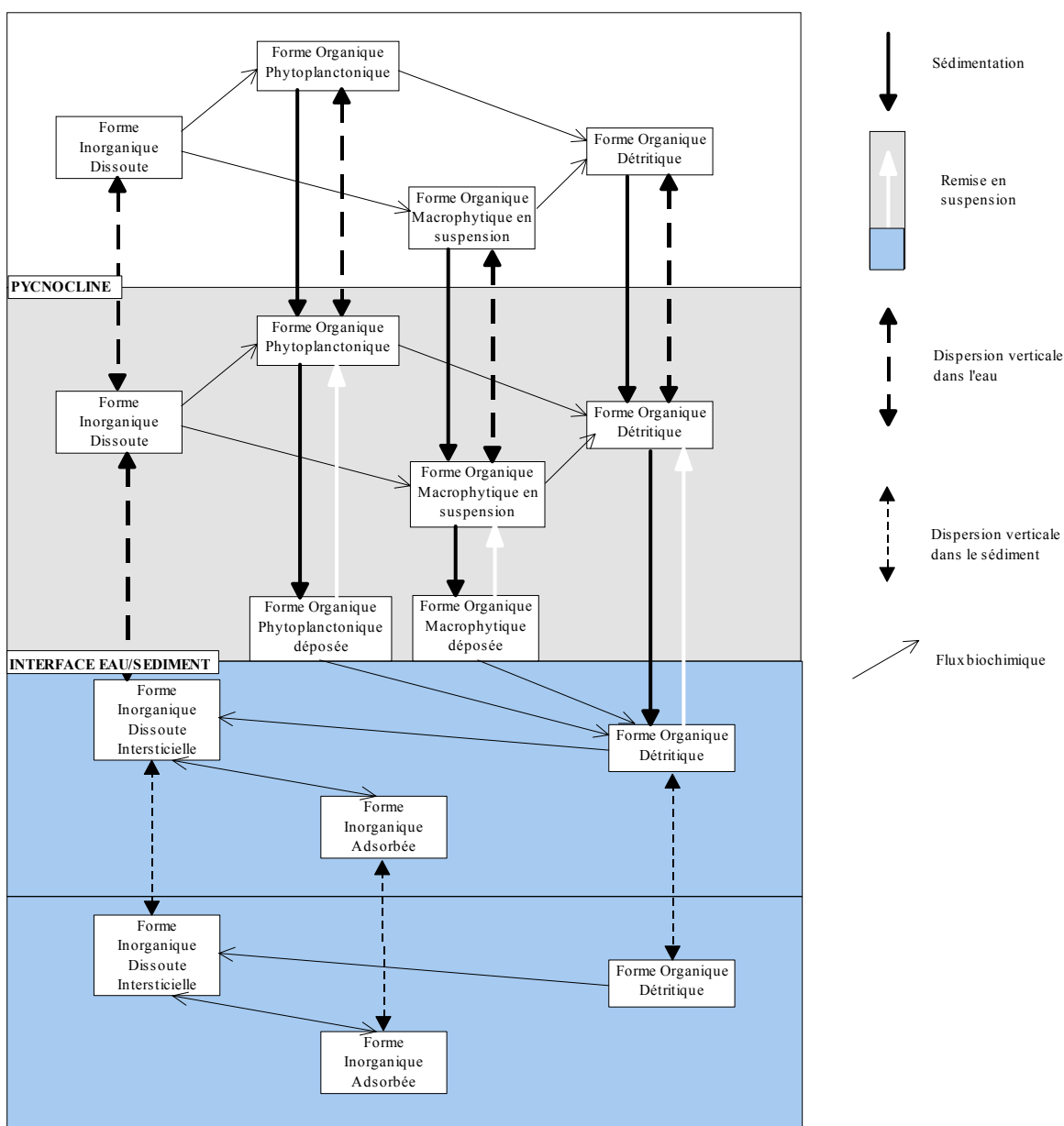


Figure 14. Schéma conceptuel d'un modèle général de cycle naturel en zone eutrophisée.

Le couplage de ces processus verticaux avec le transport horizontal est rendu délicat par l'évolution différente du découpage vertical des colonnes d'eau adjacentes et la nécessaire prise en compte des apports latéraux de flottabilité dans le calcul de l'évolution de la pycnocline de chaque colonne d'eau. Le transport horizontal peut être simulé sur la base du formalisme multicompartimental (modèle en boîtes) ou par résolution numérique des équations de Navier-Stokes et d'advection-dispersion de constituants.

3.3.2 Application aux côtes françaises

Le long des côtes françaises de l'Atlantique et de la Manche, deux types de modèles écologiques ont été réalisés par IFREMER pour tester l'effet de divers scénarios de réductions d'apports :

a/ Des modèles de façades, à faible résolution spatiale :

- La Manche (Hoch et Ménesguen, 1997),
- Le plateau continental atlantique français (Loyer *et al.*, 2000).

b/ Des modèles locaux, à résolution spatiale fine, pour des zones côtières particulièrement affectées par des problèmes d'eutrophisation :

- La Baie de Seine, en Manche orientale (Guillaud et Ménesguen, 1998, Guillaud *et al.*, 2000, Cugier, 1999),
- Les Baies de Saint-Brieuc et Lannion, en Bretagne-nord (Ménesguen, 1998),
- La Rade de Brest, en Bretagne occidentale (Le Pape et Ménesguen, 1997),
- La Baie de Vilaine, en Bretagne-sud (Chapelle *et al.*, 1994).

Dans les deux cas, le modèle est d'abord utilisé pour évaluer la variabilité interannuelle de la production primaire, grâce à l'emploi de séries temporelles de mesures des variables forçantes (paramètres météorologiques journaliers, débits et concentrations des nutriments dans les principales rivières). Dans une seconde phase, quelques taux de réduction arbitraires (50 %, 100 %, ...) sont appliqués aux concentrations de nitrate ou de phosphate dans certaines rivières, ceci pour une année météorologique donnée.

En Manche, un modèle, représentant la transport résiduel de marée grâce à une mosaïque de 71 compartiments éventuellement stratifiés en deux couches, a montré que le total des apports d'azote par les rivières débouchant en Manche n'était responsable que de 15 % de la production phytoplanctonique annuelle de la Manche, 7 % dus à la Seine, 8 % à l'ensemble des autres rivières françaises. Le doublement des apports terrigènes d'azote induit une augmentation de 6 % de la production totale de la Manche, tandis que leur réduction de moitié la diminue également d'environ 6 %. Le doublement ou la réduction de moitié des apports terrigènes de phosphore a un effet négligeable sur la production phytoplanctonique de la Manche, aux environs de 0,5 %. Un résultat intéressant de ce modèle simulant les compartiments diatomées et dinoflagellés est que l'effet des apports d'azote est quatre fois plus prononcé sur la production des dinoflagellés que sur celle des diatomées, pourtant largement dominante. Pour le plateau continental atlantique français, un modèle tridimensionnel, de maille 5 km x 5 km et possédant 10 couches sur la verticale, est en cours d'utilisation pour l'application des mêmes scénarios à la Loire et à la Gironde.

Dans le cas particulier de la Baie de Seine orientale, qui montre de fortes biomasses phytoplanctoniques durant le printemps et l'été, une simulation continue des vingt années 1976-1995 a montré une dérive de la limitation des blooms de diatomées, initialement le fait du silicium au printemps, puis de l'azote en été durant les années 70, désormais le fait du phosphore au printemps, puis du silicium en été depuis les années 90 ; ceci est dû à la très forte réduction des apports industriels de phosphore issus des usines d'engrais chimiques, ainsi qu'à la réduction du phosphore d'origine urbaine (Fig. 15).

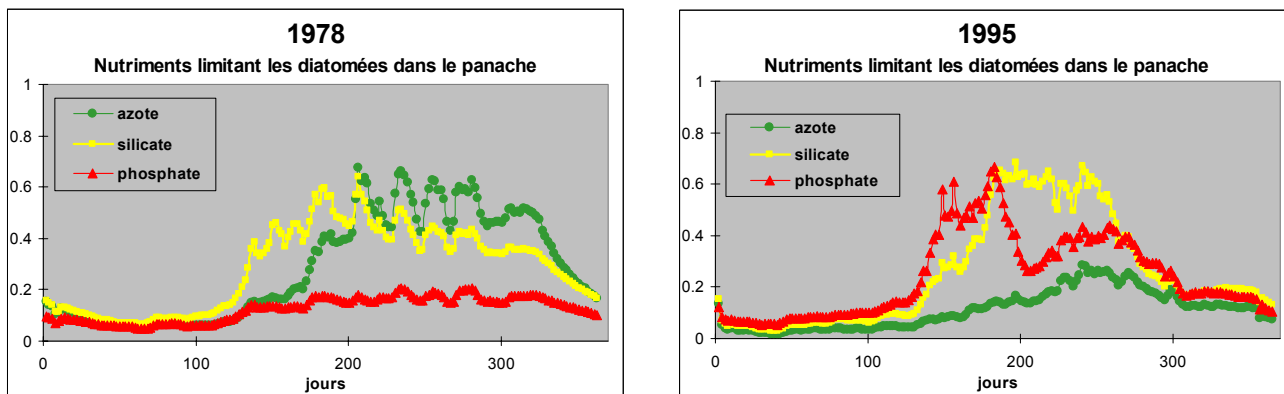


Figure 15. Evolution saisonnière simulée de l'intensité de la limitation de croissance des diatomées du panache de la Seine par les 3 nutriments ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$), $\text{Si}(\text{OH})_4$, PO_4 ; à gauche : 1978, à droite : 1995 (Guillaud *et al.*, 2000)

Des scénarios de réduction d'apports appliqués à la situation de 1995 (Fig. 16) montrent que la division par deux des apports de la Seine en azote ou en phosphore induisent seulement une faible réduction (~5 %) des blooms de diatomées dominantes ; par contre, la division par deux des apports de la Seine en phosphore a un effet significatif (~20 %) sur la production des dinoflagellés, et celle des apports d'azote un effet plus massif (~50 %).

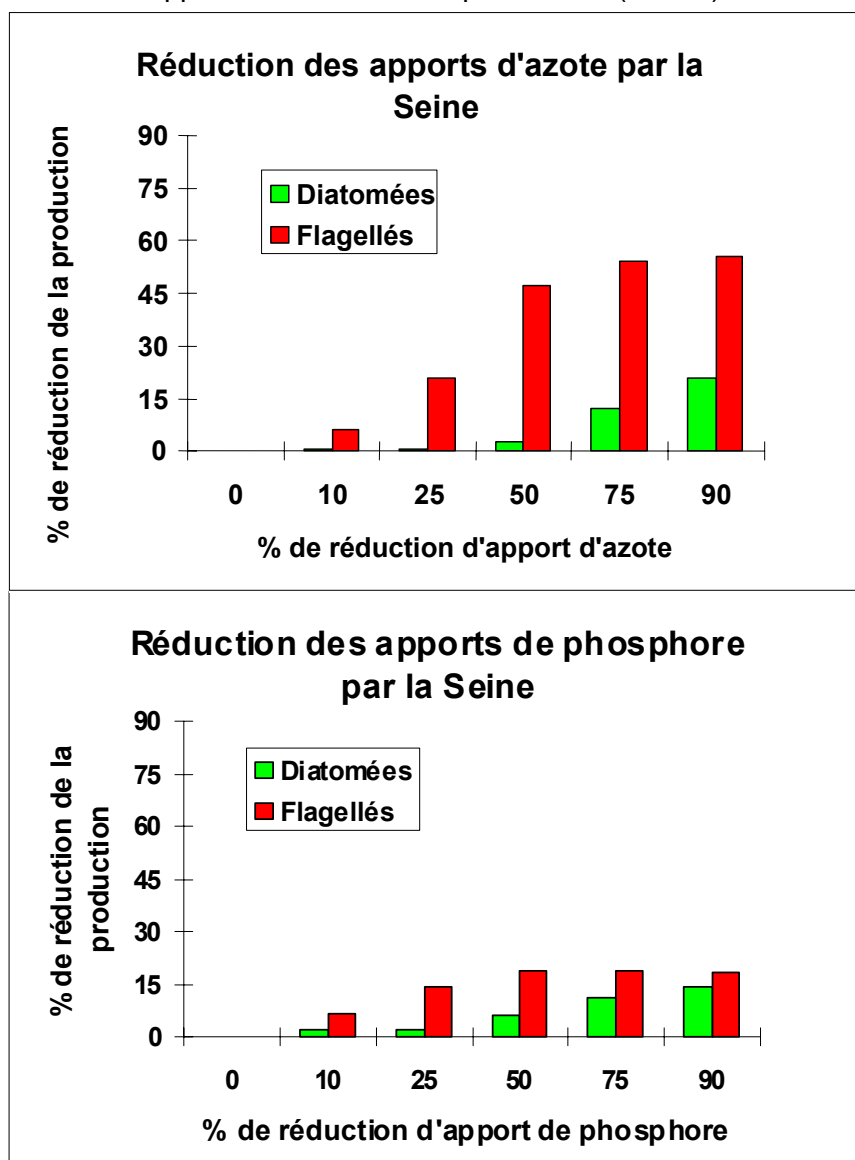


Figure 16. Effets simulés de divers niveaux de réduction d'apports nutritifs par la Seine sur la production annuelle phytoplanctonique en Baie de Seine (Cugier, 1999)

En ce qui concerne les baies bretonnes lourdement polluées par des proliférations d'ulves, les études par modélisation ont clairement pronostiqué dès 1988 l'absence d'effet des réductions d'apports de phosphore, ainsi qu'un effet appréciable, mais non-linéaire, des réductions d'apports azotés. Dix années de réduction intensive des apports urbains de phosphate ont apporté une remarquable confirmation de ces prévisions : aucune diminution des « marées vertes » n'a pu être constatée sur plusieurs sites du département des Côtes d'Armor, malgré une très visible chute des concentrations de phosphate dans l'eau de mer littorale. En raison des très fortes teneurs en nitrate (50 à 100 mg/l) de nombreuses petites rivières issues de bassins à agriculture très intensive, la réduction de moitié des concentrations actuelles de nitrate ne peut pas amener de réduction notable de la production d'algues vertes dans ces sites très confinés ; par exemple, en Baie de Lannion, pour diviser par deux la biomasse d'ulves, il conviendrait d'abaisser la concentration des rivières en nitrate, actuellement de 40 mg/l, à environ 10 mg/l, ce qui paraît malheureusement peu réaliste.

Au contraire, la Rade de Brest, qui reçoit également de très fortes quantités de nitrate d'origine agricole, est exempte de phénomène massif d'eutrophisation grâce aux intenses courants de marée, qui assurent une dilution rapide et efficace des apports dans un vaste volume d'eau marine. Un modèle écologique a montré que même le doublement des apports de nitrate, pourtant déjà très importants, n'aurait pas d'effet significatif sur les niveaux de biomasse phytoplanctonique, notamment le maximum printanier qui garderait une valeur modeste, aux environs de 10 µg/l de chlorophylle a, mais favoriserait toutefois la composante dinoflagellée du phytoplancton estival, minoritaire pour l'instant.

En Baie de Vilaine, la baie la plus eutrophisée des côtes françaises, un modèle des cycles de N et P dans l'eau et avec un sédiment simple, couplé à un modèle hydrodynamique (Chapelle *et al.*, 1994) a confirmé que la production primaire sur ce site était fortement influencée par les apports de la rivière et limitée par le phosphore au printemps, quand la Vilaine est en crue, et par l'azote en été, la Vilaine étant en étiage. Sur un bilan annuel, une réduction de 70 % des apports d'azote induit une baisse de 25 % de la production phytoplanctonique, tandis qu'une réduction de 70 % des apports de phosphore induit une baisse de 10 % de la production. Le modèle a également permis de souligner l'importance de la connaissance des stocks sédimentaires en phosphore et en azote qui peuvent influencer les résultats précédents. La lumière est par ailleurs apparue comme facteur de limitation de la croissance algale dans l'estuaire, et dans l'eau de fond en baie. Les analyses de sensibilité sur l'oxygène ont permis de confirmer la hiérarchisation des différents processus dans l'apparition de situations hypoxiques, la consommation par la colonne d'eau (respiration et dégradation du phytoplancton) étant nettement supérieure à celle du benthos (Chapelle *et al.*, 1994).

Sur la façade méditerranéenne, et pour ce qui concerne les malaïgues dans les lagunes, un modèle simple (Chapelle *et al.* sous presse) basé sur les équations de minéralisation aérobie et anaérobie et sur l'oxydation des sulfures, a permis, une fois couplé à un modèle hydrodynamique (Lazure, 1992), de reproduire l'évolution d'une crise anoxique, d'évaluer et hiérarchiser les processus impliqués dans son déroulement et de proposer des solutions pour en réduire l'impact, en relation avec les études de terrain. La phase d'initiation n'est pas actuellement simulée en l'absence de connaissances *in situ* suffisantes.

Appliqué à la malaïgue de l'été 1997 sur Thau, ce modèle montre l'importance du vent et de l'abattement du courant par les structures conchylicoles dans la propagation de la crise anoxique. Il souligne l'importance des foyers de départ de la malaïgue et de l'état trophique du milieu.

Après une validation sur des malaïgues passées (1982, 1987), le modèle est utilisé pour vérifier des solutions d'aménagements lagunaires capables de réduire les crises dystrophiques, soit en modifiant la répartition des tables à huîtres soit en diminuant la densité des coquillages en élevage. Il en ressort que les zones conchylicoles sont d'autant plus sensibles aux malaïgues qu'elles sont localisées près des foyers de bordure et qu'une réduction de la densité d'élevage favorise une meilleure oxygénation de la colonne d'eau.

4. Les indicateurs de l'eutrophisation, leurs valeurs-seuils éventuelles

4.1 Teneur en oxygène

J-F. Guillaud, P. Souchu

Les gaz se dissolvent dans l'eau de mer jusqu'à ce qu'une concentration d'équilibre soit atteinte ; celle-ci, appelée saturation ou solubilité, ne dépend que de la température, de la salinité et de la pression. A la pression atmosphérique, des équations (Weiss, 1970) permettent de calculer la quantité maximum d'oxygène physiquement dissoute dans l'eau de mer, connaissant sa température et sa salinité. De ce seul point de vue physique, il faut souligner que l'action mécanique (bullage, brassage de l'eau) ne permet pas de dépasser la saturation. De l'hiver à l'été, l'augmentation de température induit physiquement un abaissement de la saturation en oxygène de près de 30 %, diminuant d'autant l'oxygène disponible pour la respiration des êtres vivants dans l'eau de mer (Fig. 17).

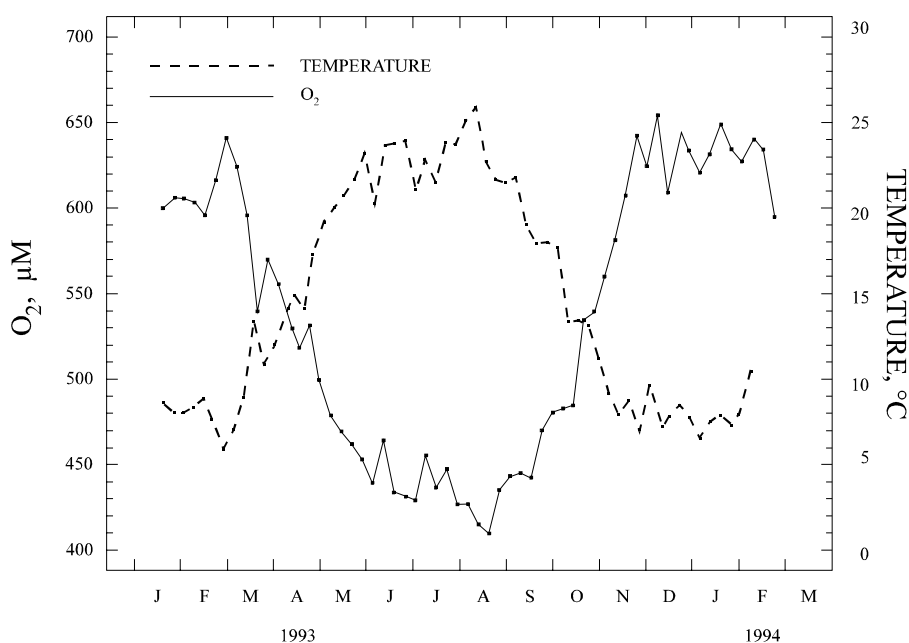


Figure 17 . Evolution de la saturation en oxygène et des températures dans les eaux de surface du bassin de Thau en 1993 (d'après Souchu *et al.*, 1998).

Dans les eaux naturelles, les lois physiques ne sont pas les seules impliquées. Les processus biologiques interviennent par consommation d'oxygène résultant de processus dits hétérotrophes et/ou par production d'oxygène résultant de processus autotrophes (photosynthèse des végétaux). Les écarts à la saturation peuvent être mis en évidence de façon pratique en calculant le pourcentage d'oxygène par rapport à la saturation (% Sat O₂) :

$$\text{Pourcentage de saturation en Oxygène} = (\text{Concentration mesurée} / \text{Saturation}) \times 100$$

Cette quantité exprime la résultante des processus hétérotrophes et autotrophes. Dans certaines conditions, il peut y avoir une concentration en oxygène supérieure à la saturation (pourcentage de saturation supérieur à 100), on parle alors de sur-saturation. Seule la photosynthèse des végétaux immergés (macrophytes, microalgues, planctoniques, benthiques et épibiontiques) est capable d'entraîner des sur-saturations significatives.

Dans le bassin de Thau, la période estivale peut être marquée par d'importantes sous-saturations (% SatO₂ < 100). En effet, au moment où la solubilité de l'oxygène est à son minimum en raison des fortes températures, l'accélération de la consommation d'oxygène par respiration des organismes vivant dans l'écosystème (huîtres, flore bactérienne reminéralisatrice) augmente la demande en oxygène par les sédiments (Fig. 18).

Dans les lagunes du Languedoc-Roussillon où les marées sont faibles, le vent est le principal facteur de refroidissement et de brassage des eaux (Millet, 1989). Il favorise les échanges avec l'atmosphère et peut, lorsqu'il est suffisamment puissant, assurer le retour vers la saturation. Ce retour se fera dans le sens d'un dégazage vers l'atmosphère dans le cas d'une sur-saturation et dans le sens d'une dissolution dans l'eau en cas de sous-saturation.

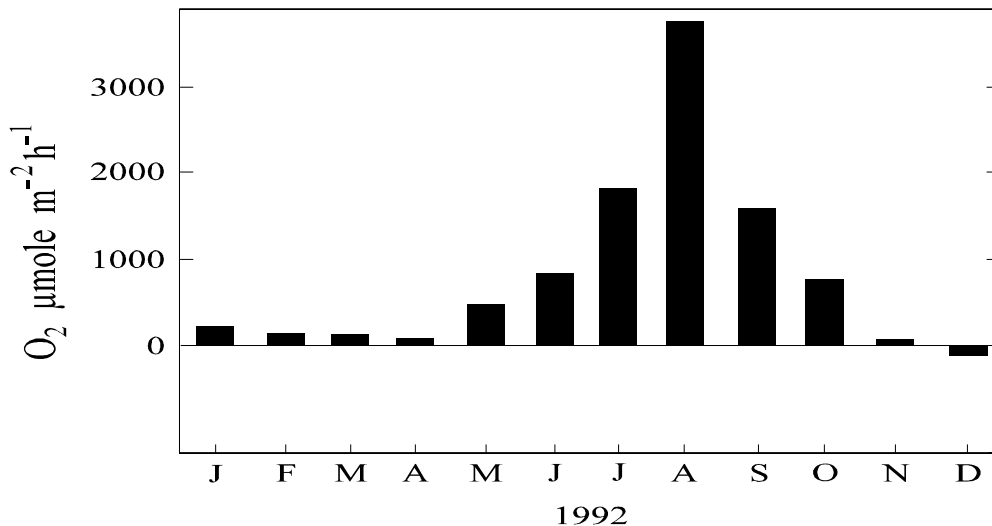


Figure 18. Evolution de la consommation en oxygène dissous par les sédiments du bassin de Thau en 1992 (d'après Mazouni *et al.*, 1996)

Dans la baie de Seine, la diminution de la turbidité des eaux par rapport à celle de l'estuaire, la stratification dans le panache et la richesse du milieu permettent le développement d'une biomasse phytoplanctonique importante (jusqu'à 60-70 μg/l de chlorophylle *a*) depuis le printemps jusqu'à l'automne (Aminot *et al.*, 1997). La mesure des concentrations en oxygène dissous dans le cadre du RNO ne montre pas, durant le suivi très régulier réalisé en 1976 et 1977, de pourcentage de saturation en oxygène dans les eaux de fond inférieur à 70 % ; de même les mesures réalisées au fond par la bouée MAREL de la Grande Rade Sud (Fig. 19) confirment que ces pourcentages de saturation ne descendent qu'exceptionnellement à des valeurs de 70 % (correspondant à une concentration en oxygène de **5,5 mg/l** dans les conditions du milieu).

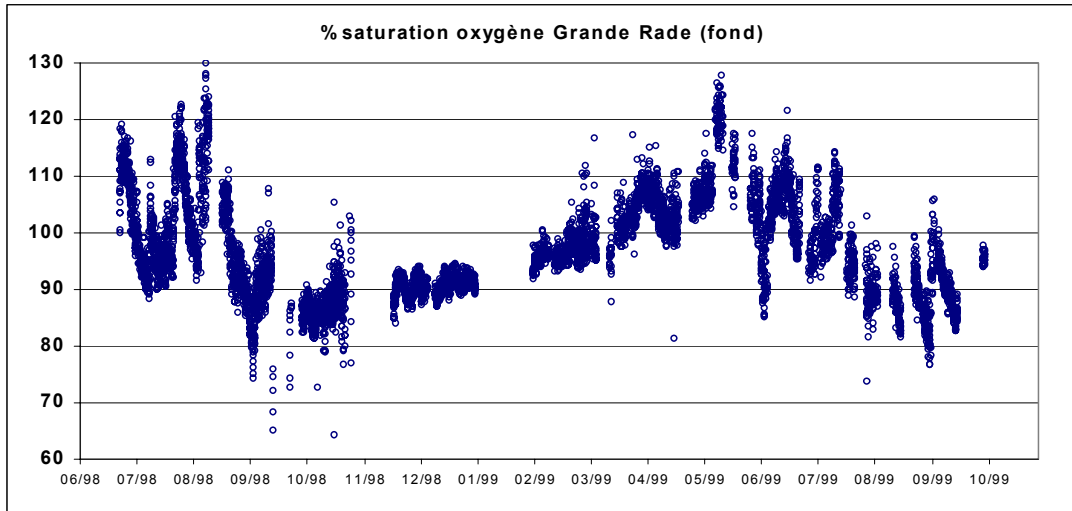


Figure 19. Évolution du pourcentage de saturation en oxygène dissous au fond en Baie de Seine (données MAREL Grande Rade Sud, 1998 et 1999)

Au large de l'estuaire de la Loire (à l'aval du pont de Saint-Nazaire et à l'intérieur d'une ligne Pointe du Croisic-Pointe Saint-Gildas) les mesures du RNO montrent que les points les plus au large, non directement soumis aux apports ligériens de chlorophylle, n'ont dépassé 15 µg/l de chlorophylle *a* en surface que durant l'année 1977. Les pourcentages de saturation en oxygène dissous dans les eaux de fond à ces mêmes stations (Fig. 20) restent supérieurs à 60 % (correspondant à une concentration en oxygène de 5 mg/l dans les conditions du milieu).

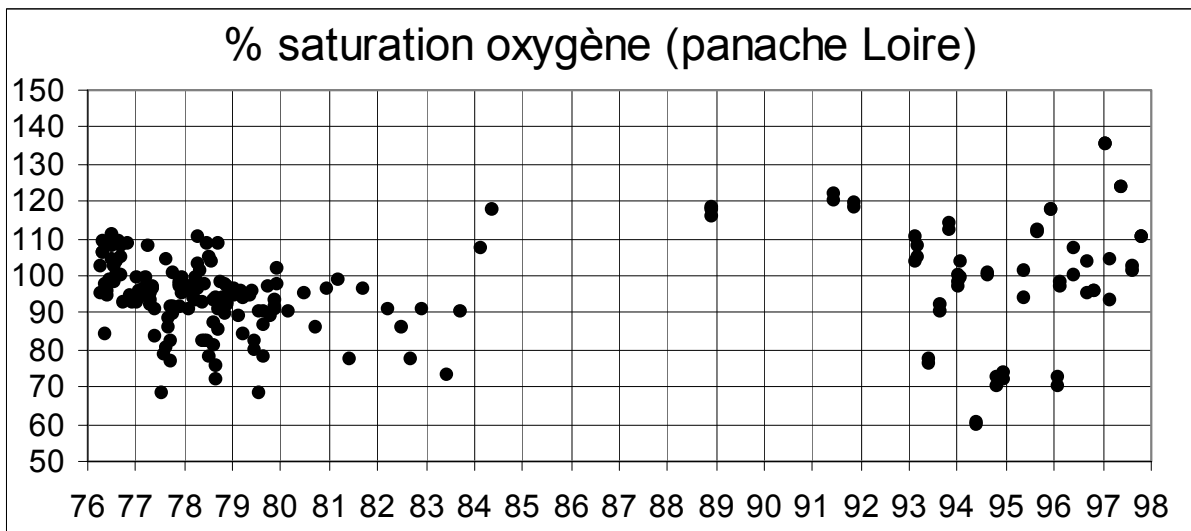


Figure 20. Évolution du pourcentage de saturation en oxygène dissous dans les eaux de fond du panache de la Loire (données RNO, stations 205 et 206, 1976-1997)

Dans le cadre de l'examen de l'état d'eutrophisation des estuaires américains, Bricker *et al.* (1999) ont pris en compte, parmi plusieurs critères, les concentrations en oxygène dissous, et ils font référence aux niveaux suivants :

Domaine de stress biologique : 2 à 5 mg/l

Domaine hypoxique : 0 à 2 mg/l

Domaine anoxique : 0 mg/l

De même Beupoil et Bornens (1997) ont fixé, après une étude bibliographique concernant l'effet des hypoxies sur la faune, les seuils suivants pour l'oxygène dissous dans les milieux estuariens bretons :

Qualité excellente à acceptable : > 5 mg/l
 Qualité moyenne à médiocre : 3 à 5 mg/l
 Qualité mauvaise à très mauvaise : 2 à 3 mg/l
 Hors classe niveau 1 : 1 à 2 mg/l
 Hors classe niveau 2 : < 1 mg/l

Aux Etats-Unis, Pihl *et al.* (1992) et Schaffner *et al.* (1992), énoncent que le seuil de 2 mg/l représente le niveau en dessous duquel il y a un sévère déclin de l'abondance et de la diversité des espèces en zones estuariennes et côtières. Howell et Simpson (1994) proposent le seuil de 3 mg/l.

Pour diagnostiquer l'état d'eutrophisation de leurs eaux côtières, plusieurs pays européens prennent aussi en compte les concentrations en oxygène dissous (généralement dans les eaux de fond) et proposent des seuils très souvent en relation avec l'effet des hypoxies sur la faune (Tableau 1).

	Niveau 1	Niveau 2	Niveau 3	Niveau 4	Niveau 5
Allemagne		4 mg/l		2 mg/l	
Pays-Bas		5 mg/l			
Danemark		4 mg/l		2 mg/l	
Suède		4,5 mg/l	3,5 mg/l	2,5 mg/l	1,5 mg/l
Norvège	8,6 mg/l	5,7 mg/l		2,9 mg/l	0 mg/l
Effets	Pas ou probablement pas d'effets négatifs		Stress et réaction d'évitement		Mortalité plus ou moins importante de la faune

Tableau 1. Seuils en oxygène dissous utilisés par divers pays européens (ERM, 2000 ; Swedish EPA, 2000)

L'ensemble de ces données fait clairement apparaître deux niveaux, l'un voisin de 5 et l'autre de 2 mg/l d'oxygène dissous. Au dessus du premier niveau (5 mg/l) peu ou pas d'effets négatifs sont constatés ; entre les deux niveaux on observe généralement des réactions d'évitement de la faune, et en dessous de 2 mg/l des mortalités plus ou moins massives sont rapportées.

Ces deux niveaux de concentration en oxygène dissous dans les eaux de fond doivent pouvoir être pris en compte pour hiérarchiser le degré d'eutrophisation de nos eaux côtières ; ils permettent de synthétiser la réponse d'un milieu donné aux apports en nutriments, en intégrant les particularités physiques et hydrodynamiques (temps de séjour) de la zone considérée.

4.2 Chlorophylle et composition floristique

J-F. Guillaud, A. Lefebvre, C. Belin

Chlorophylle

Les concentrations en chlorophylle sont évoquées par de nombreux pays comme critère synthétique permettant d'évaluer le niveau d'eutrophisation en zone côtière ou estuarienne. Cette approche est intéressante car la concentration en chlorophylle constitue une des réponses du milieu aux apports de nutriments, réponse qui intègre les spécificités physiques de la zone considérée. Néanmoins de grandes différences apparaissent dans les valeurs proposées suivant que l'on prend en compte soit les concentrations **maximales**, soit les concentrations **moyennes** durant la période productive.

Dans le document intitulé "NOAA's Estuarine Eutrophication Survey", Bricker *et al.* (1999) se réfèrent, pour les estuaires américains, aux concentrations **maximales** en chlorophylle *a* suivantes :

Eutrophisation faible :	< 5 µg/l
Eutrophisation moyenne :	5-20 µg/l
Eutrophisation élevée :	20-60 µg/l
Hyper-eutrophisation :	> 60 µg/l

Au niveau européen (OSPAR, 1997) des valeurs-seuils fondées sur les concentrations **maximales** sont également avancées pour identifier les zones eutrophisées ; l'Allemagne propose ainsi la valeur de 25 µg/l.

En terme de concentration **moyenne durant la période productive**, le Royaume-Uni et l'Allemagne font référence à une valeur de 10 µg/l, alors que la Norvège propose des valeurs de 7 et de 20 µg/l pour des situations d'eutrophisation qualifiées respectivement de mauvaises et très mauvaises. Hakanson (1994) et l'Agence Suédoise de Protection de l'Environnement (2000) citent quant à eux la valeur moyenne de 5 µg/l comme caractéristique des zones hyper-eutrophes.

Pour l'Adriatique et la Mer Noire, Mihnea (1992) propose une valeur **moyenne annuelle** de 5 µg/l pour les zones eutrophes, et de 10 µg/l pour les zones hyper-eutrophes.

Enfin, sans référence à la notion de valeur maximale ou de valeur moyenne, les Pays-Bas citent le chiffre de 15 µg/l (pour des eaux dont la salinité est comprise entre 27 et 30 PSS).

La figure 21 résume ces critères d'eutrophisation relatifs à la chlorophylle, suivant qu'ils font référence aux concentrations maximales ou aux concentrations moyennes sur la période productive.

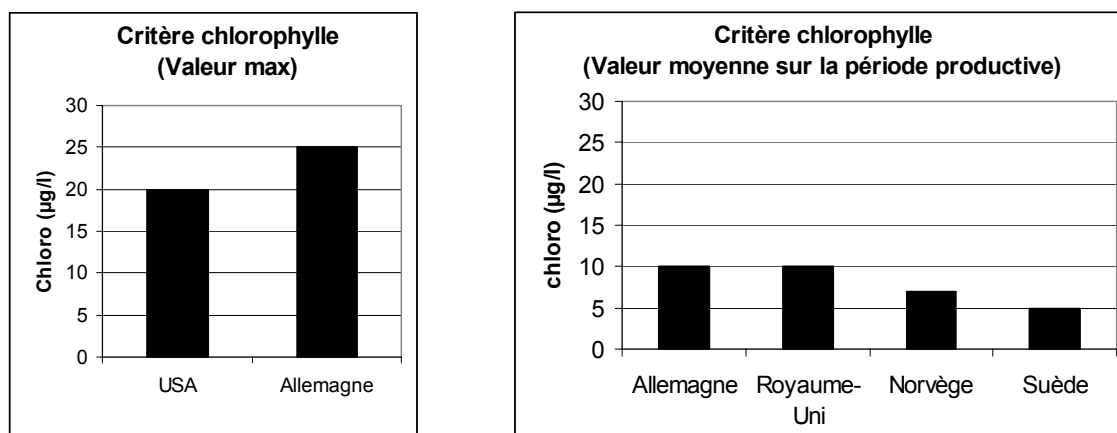


Figure 21. Critères d'eutrophisation relatif à la chlorophylle (valeurs maximales, ou valeurs moyennes sur la période productive)

Composition floristique

La fixation de critères relatifs aux modifications de la composition phytoplanctonique et aux concentrations en espèces phytoplanctoniques nuisibles n'est pas chose facile car certaines espèces donnent lieu à des développements en masse (cas de *Phaeocystis*), alors que d'autres peuvent avoir des effets néfastes à de plus faibles concentrations (cas de *Dinophysis*). Par ailleurs l'effet toxique des espèces phytoplanctoniques considérées dépend non seulement de leur concentration, mais aussi de leur état physiologique. Enfin certains cas de développements de dinoflagellés nuisibles ne sont pas liés à un processus d'eutrophisation. C'est pourquoi l'établissement de critères fondés sur les relations eutrophisation/ phytoplancton nuisible semble difficile au niveau de la procédure OSPAR, et seuls l'Allemagne et les Pays-Bas proposent des seuils de densité cellulaire à partir desquels des nuisances sont possibles (Tableau 2).

	Allemagne	Pays-Bas
<i>Phaeocystis</i> spp.	10 ⁷ cel/l	10 ⁶ cel/l
<i>Gyrodinium aureolum</i>	7,5 10 ⁵ cel/l	10 ³ cel/l
<i>Gymnodinium chloroform</i>	10 ⁶ cel/l	-
<i>Dinophysis acuminata</i>	-	10 ² cel/l
<i>Alexandrium</i> spp	-	10 ² cel/l
<i>Prorocentrum</i> spp.	-	10 ⁴ cel/l
<i>Chrysocromulina polylepis</i>	7,5 10 ⁵ cel/l	10 ⁶ cel/l

Tableau 2. Valeurs maximum de densités cellulaires considérées comme sans effet.

Aux Etats-Unis, Bricker *et al.* (1999) établissent, en cas d'impact des algues toxiques sur les ressources biologiques, un critère de sévérité qui varie de 0 à 1 et qui combine à la fois la fréquence d'apparition des événements et leur durée. Ce critère intervient, avec d'autres, dans l'évaluation de l'état d'eutrophisation des estuaires.

Contrairement aux espèces phytoplanctoniques nuisibles pour lesquelles des relations entre concentration cellulaires et seuils de toxicité ont pu être établies dans le cadre de la protection de la santé publique, les efflorescences de la prymnésiofycée *Phaeocystis sp.* observées dans le détroit du Pas de Calais n'ont pu être caractérisées par un seuil ou par l'intermédiaire d'une relation simple entre paramètres. Le rapport « Nutriments dans la zone de la convention » OSPARCOM (1992) destiné à décrire les zones marines nationales à problèmes d'eutrophisation a mis à jour une limite d'eutrophisation coïncidant avec la frontière belge. Afin de lever cette ambiguïté, ce rapport a servi de support aux travaux de l'Atelier Franco-Belge sur l'Eutrophisation des eaux littorales Manche – Mer du Nord (IFREMER et Université Libre de Bruxelles) initié en 1997. La synthèse des connaissances acquises dans le cadre de ce groupe de travail a montré que la simple relation entre le nombre de cellules de *Phaeocystis* et la concentration en chlorophylle *a* ne pouvait suffire comme critère d'eutrophisation : en première approximation, les valeurs seuils de 10⁶ cellules par litre et/ou de 20 à 30 µg/l de chlorophylle *a* mesurées en mars – avril avaient été proposées. Cependant, il a été démontré que les pics de concentration en chlorophylle *a* sont fortement influencés par la présence ou non de diatomées. Une efflorescence monospécifique de *Phaeocystis sp.* ne correspond pas à de fortes valeurs de concentration en chlorophylle *a*. On remarque qu'une efflorescence monospécifique de 10 à 20.10⁶ cellules par litre peut ne pas dépasser une concentration en chlorophylle *a* de 5 à 10 µg/l, alors qu'en association avec des diatomées, elle peut atteindre 40 µg/l. Au regard de ces résultats, il semble inadéquat d'utiliser les seuls paramètres nombre de cellules de *Phaeocystis sp.* et concentration en chlorophylle *a* comme critère d'eutrophisation.

4.3 Biomasse et biodiversité des macroalgues

M. Merceron, P. Souchu

Dans les mécanismes accompagnant l'évolution d'un écosystème d'un état jeune et instable, vers un état d'équilibre durable ou climax (succession écologique), la richesse spécifique tend à s'accroître et les liens trophiques deviennent plus complexes (parasitisme, symbiose). Les possibilités de contre-réaction entre les populations augmentent, renforçant la stabilité du milieu. Ainsi, les biocénoses se développant dans des environnements stables auront toujours une diversité spécifique supérieure à celles exposés à des perturbations d'origine anthropique. En réponse à une forte eutrophisation qui déséquilibre l'écosystème, on observera une régression des espèces de type climax (algues pérennes à croissance lente (Vogt et Schramm, 1991) et phanérogames marines (Kemp *et al.*, 1983), remplacées par des espèces opportunistes plus compétitives en milieu fortement enrichi.

Duarte (1995) explicite les différents processus en jeu. Ils peuvent être directs comme une compétition pour l'acquisition des sels nutritifs et de l'énergie lumineuse, la compétition se déplaçant de la première vers la deuxième lorsque le degré d'eutrophisation augmente. Des processus indirects tendent à accélérer le phénomène. Le dépeuplement en végétaux pérennes facilite la resuspension des sédiments et la turbidité de l'eau, à laquelle ils sont plus sensibles que le phytoplancton. D'autre part, les proliférations peuvent être suivies de crises anoxiques au niveau du sédiment et de l'eau de fond, qui elles-mêmes favorisent le relargage de sels nutritifs d'origine sédimentaire. Ainsi la progression de l'eutrophisation ne serait pas linéaire, mais présenterait des sauts d'un état à un autre, ainsi que des paliers.

Schramm (1996) schématise l'évolution des principales composantes d'un écosystème dont l'état d'eutrophisation progresse. Dans ce gradient croissant, la disponibilité nutritive et la turbidité de l'eau augmentent de pair. Au premier stade de l'eutrophisation, les macrophytes benthiques pérennes diminuent fortement alors que le phytoplancton et les macroalgues opportunistes voient leur population augmenter, et que les épiphytes « explosent ». Au deuxième stade, les épiphytes s'effondrent à leur tour, et les algues pérennes ont disparu. Les macroalgues en dérive et/ou le phytoplancton prolifèrent alors. Au stade ultime, le phytoplancton prolifère seul, les macroalgues opportunistes disparaissant à leur tour.

En milieu tempéré, les macrophytes caractéristiques du climax sur substrat rocheux exposé à de fortes marées sont les algues brunes de « l'association *Cystoseira* » (*Cystoseira*, *Fucus*). Elles peuvent se fixer et résister à des périodes de dessiccation. On trouve aussi cette association en Méditerranée mais sur les substrats durs (parcs conchylicoles, enrochements...). Les substrats meubles, les plus fréquents dans les lagunes méditerranéennes, conviennent aux phanérogames (*Cymodocea nodosa*, *Ruppia maritima*, *Zostera noltii*, *Zostera marina*, *etc.*). Grâce à leur racines, les phanérogames peuvent puiser les nutriments dans les sédiments. Elles sont dominantes dans les lagunes dont les eaux présentent des concentrations faibles en nutriments dans l'eau. Lorsque les concentrations en sels nutritifs augmentent dans l'eau, les phanérogames marines deviennent moins compétitives. De plus, la production phytoplanctonique qui en résulte accroît la turbidité et décroît donc la compétitivité des phanérogames, très sensibles à la baisse de lumière. La régression des herbiers de phanérogames au profit des algues constitue donc un premier indice d'eutrophisation dans les milieux lagunaires méditerranéens (CEMAGREF et IARE, 1994).

Les proliférations macroalgales sont le fait d'espèces opportunistes, notamment les algues vertes des genres *Chaetomorpha*, *Cladophora* et surtout *Ulva* et *Enteromorpha*. Sur les côtes françaises, les problèmes de prolifération macroalgale sont brièvement résumés dans le Tableau 3.

Zone	Espèces concernées	Tonnages estimés	Auteurs
Côtes bretonnes	<i>Ulva armoricana</i> <i>Ulva rotundata</i>	25 – 35 000 t	Merceron, 1998 1999
Marais du Centre Ouest	<i>Enteromorpha</i> spp.	~ 17 000 t	Hussenot (comm. pers.)
Bassin d'Arcachon (estran et chenaux)	<i>Monostroma obscurum</i>	18 – 21 000 t	Auby <i>et al.</i> , 1994
Lagunes méditerranéennes	<i>Ulva rigida</i>		

Tableau 3. Principaux cas de prolifération macroalgale en France

4.3.1 Les côtes bretonnes

Les deux espèces d'ulves citées sont très probablement autochtones, même si l'une n'a été décrite que récemment (Dion *et al.*, 1998). Les premiers cas de prolifération sont apparus il y a une trentaine d'années, dans quelques sites, ceux qui sont actuellement très lourdement et régulièrement touchés. Plusieurs inventaires trisannuels des ulves de l'estran et des premières vagues ont été réalisés de manière semi-quantitative jusqu'en 1994 (Piriou *et al.*, 1993 ; Piriou et Annezo, 1995). En 1997 et 1998, des inventaires quantitatifs ont été réalisés dans la quinzaine de sites les plus sévèrement atteints sur un total d'une cinquantaine chaque année. Ces deux estimations assez précises ont abouti à une biomasse totale instantanée et partielle de 20 000 t (Merceron, 1998, 1999). Le supplément correspondant à l'ensemble des sites mineurs a été estimé à 10 000 t (plus ou moins 5 000 t).

La méthode de quantification employée associe des photos aériennes, permettant d'obtenir les superficies couvertes d'ulves, à des vérités terrain de biomasse par unité de surface (CEVA, 1997). Le traitement informatique des photos permet d'isoler précisément les zones couvertes d'ulves et de les classer en différentes densités surfaciques d'ulves selon l'intensité de la couleur verte. En principe, les observations sont pratiquées entre la mi-juin et la mi-juillet, période habituelle où la biomasse est à son maximum. Néanmoins, il existe une fluctuation temporelle du maximum observé. De plus, la concomitance d'un survol photo et d'équipes de terrain sur les plages est parfois impossible à assurer durant la fenêtre optimale, pour des raisons météorologiques notamment. Enfin, sur certaines plages les ulves sont ramassées dès avant la mi-juillet, et un survol le lendemain d'un ramassage induit une sous-estimation.

Une façon différente d'appréhender l'importance d'une marée verte est d'additionner les volumes ramassés par les communes riveraines au cours de l'année. Pour toute la Bretagne cela représentait environ 50 000 m³ en 1997 et 1998 (Merceron, 1998). Cependant, chaque commune ramasse un peu, ou beaucoup, ou presque tout, ou rien, en fonction de considérations à la fois sociales, techniques et financières. De plus, une quantité de sable souvent non négligeable mais variable est enlevée avec les ulves.

Généralement, la période de présence des ulves sur les plages et dans les premières vagues va de mai à août-septembre, avec quelques variations selon les sites et les années. Leur disparition des plages est souvent due aux tempêtes d'automne. Néanmoins, un site naturellement très protégé a pu être affecté durant plus d'un an.

La répartition des ulves entre les premières vagues et l'estran où elles s'échouent semble être très variable dans certains sites (baie de Douarnenez), et au contraire assez stable dans d'autres (baie de Lannion). Depuis plusieurs années, un stock d'ulves situé plus au large (entre – 2 et –20 m de profondeur) a été observé en certains sites (baies de Concarneau, Douarnenez, ...). Les premières estimations de ces stocks conduisent à des biomasses du même ordre de grandeur que celles observées dans les premières vagues et sur l'estran. Leur apparition « au large » peut précéder celle « à la côte ». Une méthode d'évaluation de ce stock vient d'être mise au point (Merceron et Lunven, 2000).

4.3.2 Les marais salés du Centre-Ouest de la France

Ces marais ont (ou ont eu) pour partie une vocation salicole. Il s'agit souvent de milieux très peu profonds. Leur superficie globale est estimée à 28 000 ha, dont 60 % environ sont à l'abandon (Hussenot, comm. pers.). Leur occupation par *Enteromorpha* est très variable et souvent en relation inverse avec la profondeur. Une estimation grossière de la densité surfacique moyenne à 0,1 kg/m² aboutit à une biomasse totale d'environ 17 000 t. L'aquaculture en marais, utilisatrice de ce type de sites doit lutter contre ces proliférations.

4.3.3 Le bassin d'Arcachon

Monostroma obscurum, l'algue verte qui prolifère dans le bassin d'Arcachon, n'y est probablement apparue que récemment, alors qu'elle était présente depuis longtemps dans le voisinage (Auby, 1994). Elle a commencé à proliférer en 1990, prenant le pas sur *Enteromorpha clathrata*. En 1992 et 1993, ses tonnages mesurés se sont montés à environ 20 000 tonnes de poids frais au moment du maximum de biomasse. L'abondance annuelle semble être très liée aux précipitations printanières, donc aux flux nutritifs au moment le plus favorable à la croissance. La prolifération de *M. obscurum* coexiste avec un herbier prospère de zostères (*Zostera noltii*) qui constituait en 1992 et 1993 une biomasse quatre fois supérieure à la sienne. Comme les ulves, cette algue a un thalle plat et fragile, et prolifère en dérive.

L'essentiel de cette biomasse est concentré dans la partie sud-est du bassin, près du débouché du principal cours d'eau dont le bassin versant représente 70 % de l'ensemble des versants. Les tonnages maxima sont atteints en juin et juillet également, mais des quantités non négligeables de thalles perdurent sur place en automne et en hiver. Les chenaux et les estrans ont été échantillonnés séparément et par strates, en bateau et à pied, en un grand nombre de stations (300 en tout).

Au total, sur les côtes françaises de la Manche et de l'Océan Atlantique, ce sont donc au moins 60 à 75 000 t de biomasse algale proliférante qui peuvent être présentes en début d'été. Il s'agit toujours d'algues vertes autochtones (ou presque dans le cas de *M. obscurum*). L'expansion de leurs populations provient de l'accroissement des flux azotés d'origine terrestre, provenant principalement de l'intensification de la fertilisation depuis plusieurs décennies (Ménèsquen et Piriou, 1995). De rares sites sont néanmoins sous l'influence de rejets azotés de stations d'épuration côtières. L'état d'eutrophisation des sites sensibles des côtes françaises atlantiques et de la Manche semble se situer surtout aux stades 1 et 2, rarement au stade 3 de Schramm (1996). Par contre, celui-ci peut être atteint dans certaines lagunes méditerranéennes très eutrophisées comme l'étang de Mauguio (Hérault, France), où les biomasses phytoplanctoniques sont assez élevées pour empêcher la lumière de parvenir jusqu'au fond : dans ce cas extrême, même les algues opportunistes ne peuvent se développer.

4.4 Richesse en nutriments

A. Aminot

La notion d'eutrophisation caractérise en premier lieu un phénomène de croissance algale stimulée par des apports de nutriments (principalement azote et phosphore). Ce processus naturel a été amplifié par l'homme au cours des récentes décennies, suite à l'enrichissement en substances nutritives issues de pratiques culturales intensives et de rejets urbains. La question est donc fréquemment posée de savoir si l'on peut définir des critères de richesse en nutriments qui puissent servir de niveaux critiques ou d'alerte en terme de risque d'eutrophisation ou de caractérisation de l'état d'eutrophisation. Pour les eaux continentales, Vollenweider (1968) avait défini une relation entre les concentrations en chlorophylle et en phosphate dans les lacs et fixé un seuil de phosphate au-delà duquel il y avait eutrophisation. Néanmoins, cette approche est plus complexe qu'il n'y paraît, notamment en milieu marin côtier, à la fois ouvert et soumis à une dynamique particulière (courants généraux, courants de marée, gradients de densité).

Une première difficulté vient de ce que le problème de la croissance d'une biomasse se fait au détriment de sa nourriture (relation de type prédateur-proie), ce qui signifie que la biomasse est souvent à son maximum lorsque la concentration en nutriments est à son minimum. Comment alors relier ces deux paramètres antinomiques ? On peut utiliser des artifices mathématiques plus ou moins simples pour comparer des paramètres déphasés dans le temps. L'OCDE (1982) présente, par exemple, des relations nutriment-chlorophylle faisant intervenir des moyennes annuelles de concentrations.

Une autre difficulté est liée au fait que la limitation de la croissance du phytoplancton peut résulter de l'épuisement de l'un ou l'autre des éléments nutritifs (azote, phosphore ou silicium), mais aussi d'un facteur physique comme la lumière. Les études en estuaire et baie de Seine (Aminot *et al.*, 1997) ont montré, notamment, que la poussée planctonique ne s'effectuait que dans les eaux de salinité supérieure à 32-33 (Fig. 22), et ce malgré la présence de concentrations plus élevées de nutriments dans l'estuaire proprement dit ($S < 32$). Dans ce cas, c'est la réduction de la pénétration de la lumière, aux salinités de moins de 32, par les matières en suspension (> 10 mg/l) qui ralentit considérablement la poussée du phytoplancton, alors que la chute rapide de turbidité dans les eaux de salinité 32-33 permet le développement phytoplanctonique dans la partie aval du panache de la Seine. Les études menées dans l'est de la Mer du Nord (German Bight) ont mis en évidence que la lumière est le facteur qui limite globalement la production primaire sur le long terme, même si, temporairement, le silicium et le phosphore sont impliqués au printemps (Hesse *et al.*, 1995).

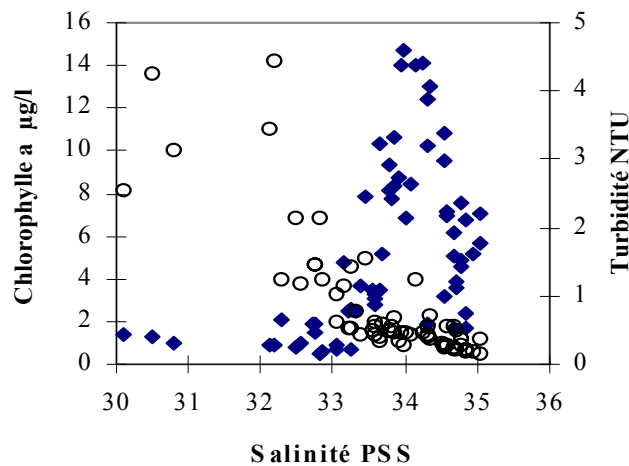


Figure 22. Variations de la chlorophylle et de la turbidité en fonction de la salinité en Baie de Seine en avril 1992. ◆ : chlorophylle ; ○ : turbidité

Concernant la limitation des poussées algales par les nutriments, les travaux de modélisation écologique développés en baie de Seine (Cugier, 1999) ont montré que cette limitation pouvait être due successivement à l'un ou l'autre des trois éléments N, P et Si, au cours du cycle annuel, selon la zone concernée (panache des eaux continentales ou eau strictement marine). La figure 23 présente les simulations effectuées sur la limitation des diatomées dans le panache fluvial et dans les eaux marines du large. On note que les fortes poussées de printemps et d'été dans le panache sont tout d'abord limitées par le phosphore puis par le silicium alors qu'au large ce sont le silicium et l'azote qui sont concernés, successivement. Des bioessais ont confirmé les rôles du phosphore et du silicium comme facteurs potentiellement limitants dans le panache fluvial, tandis que le rôle de l'azote s'intensifiait vers le large (Videau, 1995). La limitation par le silicium est attribuée au fait que l'enrichissement en azote ou en phosphore est tel qu'un excès de ces derniers reste disponible après le développement de diatomées (organismes siliceux). D'autres espèces algales, souvent plus gênantes peuvent alors se développer (Conley *et al.*, 1993).

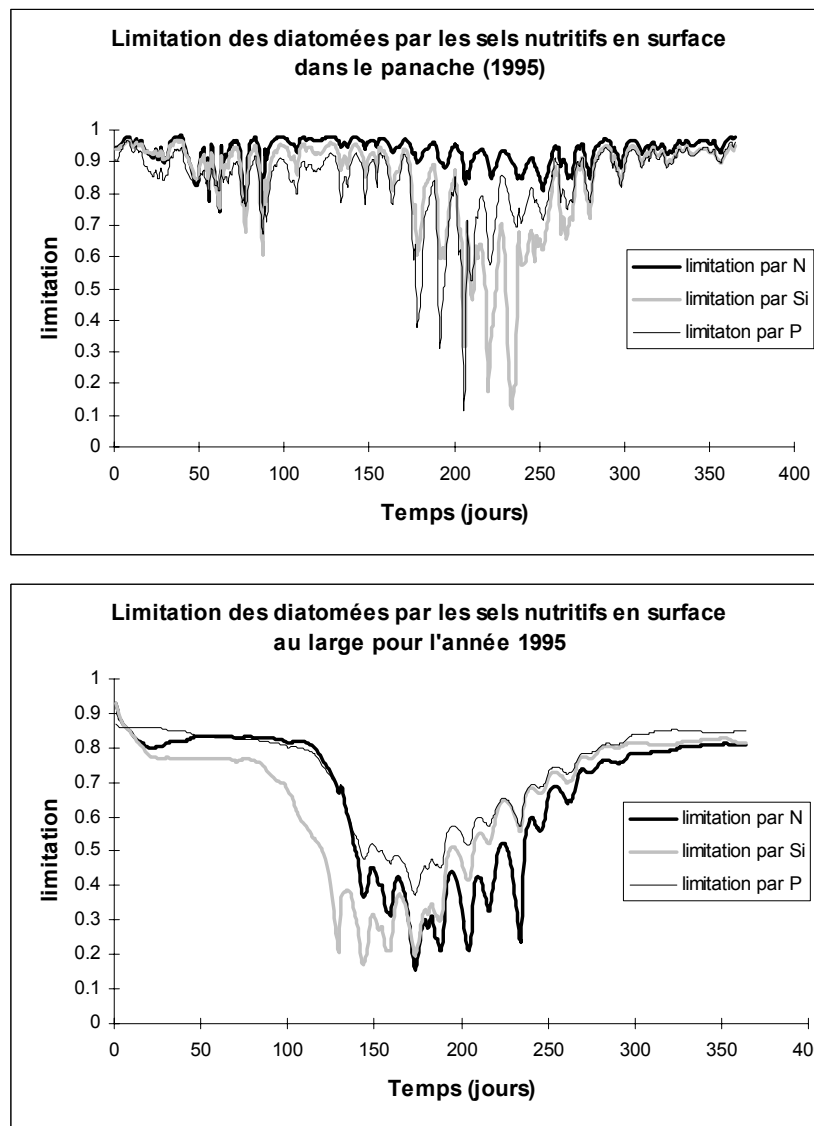


Figure 23. Simulation par modèle écologique de la limitation des diatomées par les nutriments en Baie de Seine (Cugier, 1999). Les différences entre les zones du panache et du large sont évidentes, tant par les nutriments impliqués dans la limitation que par leur succession.

La limitation par les nutriments a également été étudiée à l'aide de bioessais dans la Baie de Quiberon (Videau, 1993). On peut noter (Tableau 4) le rôle du phosphore en début de printemps tandis que l'azote devient ensuite limitant tant à la côte qu'au large. D'une zone côtière à l'autre des différences notables peuvent donc être constatées.

Période	Facteurs nutritifs limitants par ordre de priorité					
	Côte			Large		
	1er	2ème	3ème	1er	2ème	3ème
Mars	P	N	-	P	N et Si	-
Mai	N	Si	-	N	P	Si
Juillet	N	Si	-	N	P	Si ?
Septembre	N	P	-	N	P	-

Tableau 4. Étude des facteurs nutritifs limitants (azote N, phosphore P, silicium Si) en Baie de Quiberon en 1992, par la méthode des bioessais (Videau, 1993).

Les observations faites sur les côtes françaises sont largement confirmées par les travaux portant sur les zones côtières et estuariennes en différentes régions du globe. Dans le sud-est de la Mer du Nord, par exemple, le facteur limitant les poussées de diatomées est l'azote au large, comme généralement observé en mer ouverte, mais ce sont le phosphore et le silicium en eau côtière (Bauerfeind *et al.*, 1990 ; Peeters et Paperzak, 1990). En Baltique, les poussées printanières sont connues pour être limitées par le phosphore, tant sur les côtes du Danemark (Kronvang *et al.*, 1993) que de Pologne (Humborg *et al.*, 2000) ou dans le Golfe de Riga (Maestrini *et al.*, 1997), tandis que l'azote devient limitant en été. Dans les estuaires d'Amérique du nord, différentes situations sont rencontrées, par exemple des limitations par l'azote toute l'année dans la plupart des estuaires de Caroline du Nord, sauf l'estuaire de Cape Fear River qui, comme la partie amont de la Baie de Chesapeake, est plus souvent limité par le phosphore (Cerco, 1995 ; Mallin *et al.*, 1999). Par ailleurs, un glissement de la limitation par le phosphore (printemps) à l'azote (été) est rapporté par Howarth (1988) dans l'estuaire de la rivière Patuxent et Lohrenz *et al.* (1999) dans le panache du Mississippi.

On doit aussi considérer qu'en milieu côtier le fond intervient, d'une part comme lieu de reminéralisation des nutriments, d'autre part comme zone de dépôt et remise en suspension de particules fines et peu denses chargées de nutriments. Si la profondeur n'excède pas quelques dizaines de mètres, les courants de marée redistribuent les éléments reminéralisés dans la colonne d'eau. L'hydrodynamisme de la zone considérée est donc un facteur non négligeable dans la remise à disposition des nutriments vis-à-vis des espèces poussant dans la colonne d'eau. En revanche, l'hydrodynamisme peut aussi contribuer à la dispersion, donc à une certaine élimination, des nutriments de zones enrichies. Ceci est important si l'on considère les développements de macrophytes. Les travaux menés par Ménesguen et Salomon (1988) et Piriou *et al.* (1991) ont en effet montré que les poussées d'ulves, bien que sous la dépendance directe des apports d'azote (nitrate), ne se manifestent majoritairement que dans les zones à faible courants résiduels, c'est-à-dire là où l'azote reste longtemps à disposition des algues.

Un lien direct de cause à effet entre enrichissement et eutrophisation est loin d'être systématiquement établi. L'exemple de la rade de Brest est à ce point de vue typique pour sa résistance à l'eutrophisation : on y a constaté que, malgré des apports d'azote en constante augmentation (multipliés par 2 à 3 en 20 ans), les concentrations maximales de chlorophylle n'ont pas montré de tendance significative à l'accroissement. En revanche, la production de biomasse intégrée sur l'année a sensiblement augmenté (Le Pape *et al.*, 1996).

Dans ce qui vient d'être évoqué, il n'a pas été fait de distinction entre la notion de concentration d'un élément dans l'eau et celle du flux d'enrichissement en cet élément, c'est-à-dire de la quantité totale apportée à la zone sur un laps de temps. On peut noter que la majorité du flux annuel de nitrate déversé en rade de Brest ou en Baie de Seine, par exemple, arrive en période hivernale et se trouve donc fortement dispersée et évacuée avant que des conditions satisfaisantes de poussée algale soient réunies (Le Pape *et al.*, 1996 ; Aminot *et al.*, 1986). Quant aux concentrations, leur comparaison tient du problème de la quadrature du cercle : en zones côtières et estuariennes elles varient en effet dans de larges limites car les eaux y résultent du mélange d'eaux de mer et d'eaux de rivière, ces dernières présentant des niveaux de nutriments beaucoup plus élevés que l'eau de mer (rapports de l'ordre de 100 pour l'azote et d'environ 5 à 40 pour le phosphore).

Quelques questions concernant les nutriments peuvent donc être posées :

- peut-on définir un seuil de concentration en nutriment (ou un critère fonction de cette concentration) au-delà duquel un système peut être considéré comme *eutrophe* (riche en nutriments) ?
- tout système eutrophe est-il un système à *eutrophisation potentielle* ?
- existe-il un seuil de concentration en nutriments au-delà duquel un système présente un *risque d'eutrophisation* ?
- existe-il un seuil de concentration en nutriment au-delà duquel un système peut être considéré comme *eutrophisé* ?
- si un tel seuil pouvait être défini, serait-il le même *quel que soit le site* considéré ?
- faut-il prendre en compte la *notion de flux*, et si oui, selon quel critère ?

Cette approche succincte visait à montrer que la définition de critères basés sur les nutriments peut être très délicate compte tenu des autres facteurs régissant la croissance algale. Les conséquences de l'enrichissement du milieu aquatique, particulièrement en zone côtière, sont en effet multifactoriels (biologiques, chimiques, physiques) et ne sauraient être prédites ou infléchies de manière certaine par référence à un (voire plusieurs) critère(s) simplificateur(s) basé(s) sur une concentration de nutriment.

Selon la définition adoptée de l'eutrophisation, c'est-à-dire l'état d'un milieu enrichi en nutriments tel qu'il en résulte des dégradations de ce milieu ou des nuisances pour son utilisation, il peut donc apparaître plus efficace de focaliser l'évaluation de l'état d'eutrophisation d'une zone sur des critères liés aux symptômes de préférence à des critères liés aux facteurs potentiellement déclenchants. Parmi les symptômes on peut identifier, par exemple, les fortes concentrations de chlorophylle, la croissance d'épiphytes et de macro-algues, le changement de dominance algale (diatomées/flagellés), l'apparition d'espèces toxiques, la décomposition de la biomasse, les phénomènes d'anoxie.

4.5 Croisement des divers indicateurs

P.Souchu

L'étude « Mise à jour de la qualité des milieux lagunaires méditerranéens », financée par l'Agence de l'Eau et la Région Languedoc-Roussillon, et réalisée par l'IFREMER en collaboration avec l'Université de Montpellier II (Souchu *et al.*, non publié), a permis de construire un outil permettant de diagnostiquer l'eutrophisation dans les lagunes méditerranéennes. La définition des états de l'eutrophisation et leur formalisation ont été effectuées à partir des variables biologiques indicatrices (phytoplancton et macrophytes) couplées à celles du sédiment très intégratrice dans le temps. Cinq classes de qualité ont été définies partant du bleu (pas d'impact significatif des activités humaines sur le degré d'eutrophisation) au rouge (forte dégradation par l'eutrophisation).

-Etat bleu : les espèces climax de macrophytes dominant, les algues opportunistes peuvent être présentes très localement. Les crises anoxiques sont absentes et la diversité des macrophytes est satisfaisante.

-Etat vert : les espèces climax dominant, les algues opportunistes prolifèrent localement avec possibilité de crises anoxiques locales exceptionnelles. La diversité est satisfaisante.

-Etat jaune : les espèces climax ne dominant plus mais sont présentes, les espèces opportunistes prolifèrent localement avec des crises anoxiques locales mais récurrentes. La diversité est satisfaisante.

-Etat orange : les espèces climax sont très faiblement représentées, les espèces opportunistes ne dominant pas constamment, mais peuvent produire des anoxies générales. La diversité est réduite.

-Etat rouge : les espèces climax sont absentes, seules les espèces opportunistes peuvent proliférer avec des crises anoxiques générales et récurrentes. La diversité est faible.

L'établissement d'un tel diagnostic nécessite par exemple l'élaboration de cartographies des macrophytes et des paramètres sédimentaires (matière organique, azote et phosphore) ce qui ne peut être effectué en routine et sur un grand nombre d'écosystèmes.

A notre connaissance, il n'existe que très peu d'études concernant la mise en place d'une grille de qualité trophique pour les plans d'eau. Il existe principalement une étude de l'OCDE (1982) portant sur une base de 140 lacs et réservoirs d'eau douce de l'hémisphère nord (eaux de printemps dans la couche euphotique). Dans cette étude, l'attribution de l'état trophique repose sur l'appréciation du chercheur responsable des travaux correspondants. La moyenne géométrique pour chaque groupe a été établie (Tableau 5), après élimination des valeurs extérieures à 2 fois l'écart type (La moyenne géométrique g des deux nombres a et b répond à l'équation $g^2 = a.b$ et permet d'ajouter les moyennes).

Variable	Oligotrophie	Mésotrophie	Eutrophie	Hypertrophie
Phosphore Total (μM)	0,25	0,86	2,7	2 cas : 24 et 39
NID (μM)	47	53	134	-
Chl-a ($\mu\text{g l}^{-1}$)	1,7	4,7	14,3	2 cas : 100 et 150
Maximun en Chl-a ($\mu\text{g l}^{-1}$)	4,2	16,1	42,6	

Tableau 5. Moyennes géométriques et classes de qualité établies par l'OCDE (1982).

La grille de l'OCDE ne peut être appliquée sur les lagunes car ses seuils traduisent notamment le découplage qui existe entre les sédiments et les eaux de surface de la plupart des lacs étudiés : les seuils du phosphore sont en proportion très inférieurs à ceux de l'azote. A partir de cette grille, les lagunes seraient toutes déclassées par le phosphore et très peu par l'azote. Dans les lagunes, le réservoir sédimentaire de phosphore est souvent assez disponible pour rendre l'azote limitant. Les concentrations de chlorophylle sont en revanche assez proches de celles mesurées en milieu lagunaire. Dans cette démarche, le maximum est utilisé plutôt que la moyenne des concentrations en chlorophylle, car c'est à partir du maximum que peut s'établir une valeur de passage d'un état à un autre.

La construction des seuils pour les différentes variables a été effectuée en prenant en compte les états des lagunes obtenus à partir du diagnostic de l'eutrophisation. Les bases bibliographiques ont permis de vérifier que les données obtenues sur l'eau étaient cohérentes avec celles obtenues de façon générale dans les milieux côtiers. Dans l'objectif de réduire les coûts, une grille se limitant à la période estivale est aussi construite avec quelques modifications sur les seuils (Tableau 6).

ANNEE			BLEU		VERT		JAUNE		ORANGE		ROUGE
$ \Delta\%O_2 \text{ SAT} $		0	20		30		40		50		
TUR	(NTU)	0	10		20		30		40		
PO_4^{3-}	($\mu\text{mol/l}$)	0	0,3		1		1,5		4		
NID	($\mu\text{mol/l}$)	0	15		20		40		60		
NITRI	($\mu\text{mol/l}$)	0	0,5		1		5		10		
NITRA	($\mu\text{mol/l}$)	0	7		10		20		30		
AMMO	($\mu\text{mol/l}$)	0	7		10		20		30		
Chl a	(mg/m^3)	0	5		7		10		30		
Chl a phe	(mg/m^3)	0	7		10		15		40		
NT	($\mu\text{mol/l}$)	0	50		75		100		120		
PT	($\mu\text{mol/l}$)	0	1		2		5		8		

ETE			BLEU		VERT		JAUNE		ORANGE		ROUGE
$ \Delta\%O_2 \text{ SAT} $		0	20		30		40		50		
TUR	(NTU)	0	5		10		25		40		
PO_4^{3-}	($\mu\text{mol/l}$)	0	0,3		1		1,5		4		
NID	($\mu\text{mol/l}$)	0	2		6		10		20		
NITRI	($\mu\text{mol/l}$)	0	0,3		0,5		0,75		1		
NITRA	($\mu\text{mol/l}$)	0	1		3		5		10		
AMMO	($\mu\text{mol/l}$)	0	1		3		5		10		
Chl a	(mg/m^3)	0	5		7		10		20		
Chl a phe	(mg/m^3)	0	7		10		15		25		
NT	($\mu\text{mol/l}$)	0	50		75		100		120		
PT	($\mu\text{mol/l}$)	0	0,75		1,5		2,5		4,5		

Tableau 6. Grille d'évaluation de la qualité des lagunes méditerranéennes françaises

Onze variables ont reçu des valeurs seuils permettant de passer des états bleu à rouge :

| $\Delta\%O_2$ SAT | : La valeur absolue de l'écart par rapport à la saturation en oxygène dissous pénalise aussi bien les sursaturations (qui traduisent un excès de production primaire) que les sous-saturations (qui expriment une accumulation de matières oxydables).

TUR : La turbidité exprime l'opacité due aux microorganismes dans la colonne d'eau, mais aussi la remise en suspension liée aux sédiments. Pour cette dernière raison, la grille n'est pas trop sévère pour les états du bleu au jaune. Pour la grille d'été, période pendant laquelle les vents de nord ont théoriquement plus de chances d'être faibles, les seuils sont plus sévères.

PO₄³⁻ : Les seuils concernant le phosphate sont articulés autour de la valeur 1 $\mu\text{mol/l}$ correspondant à la concentration d'équilibre eau/sédiment dans les écosystèmes faiblement eutrophisés (Pomeroy, 1960). Les seuils d'été sont identiques à ceux établis sur l'année.

NID, NITRI, NITRA, AMMO : L'azote inorganique dissous, le nitrite, le nitrate et l'ammonium présentent des valeurs-seuils plus élevées sur l'année que sur l'été car, dans le premier cas, il faut prendre en compte les apports d'eau douce issus des pluies torrentielles. Ces derniers entraînent l'augmentation des concentrations de nitrate comme d'ammonium dans l'eau. Selon le temps de résidence des eaux lagunaires, ces apports sont plus ou moins transformés par la production primaire et peuvent quelquefois ne pas être synonymes de forte eutrophisation. En revanche, la période estivale rend souvent les lagunes très sensibles aux apports d'azote, en particulier ceux provenant des rejets urbains.

Chl a, Chl a phe : Les concentrations en chlorophylle a et en chlorophylle a + phéopigments sont utilisées par le Système d'Evaluation de la Qualité-Biologique des cours d'eau (Agence de l'Eau, France) avec des seuils de 10, 60, 120 et 240 $\mu\text{g/l}$ pour les passages des différents états de la quantité Chlaphe. Pour les eaux lagunaires, plus confinées, les seuils sont beaucoup plus sévères puisque celui passant de l'orange au rouge est situé à 40 $\mu\text{g/l}$ sur l'année et à 25 $\mu\text{g/l}$ sur l'été.

NT : Les seuils de l'azote total sont plus élevés que ceux pouvant correspondre à la somme NID + NOP (NOP : Azote Organique particulaire) parce qu'il existe dans les eaux côtières un stock important d'azote organique détritique (NOD) non assimilable directement par le phytoplancton. Ce stock est assez stable sur l'année ce qui explique les mêmes seuils année/été.

PT : A la différence de l'azote, le phosphore total possède un stock organique et détritique faible par rapport aux formes inorganiques et particulaires. Les valeurs-seuils pour le phosphore total sont donc en proportion plus faibles que celles établies pour le NT. L'influence du phosphate et du phosphore sous forme phytoplanctonique sur la quantité PT est sensible, c'est pourquoi les seuils d'été sont plus sévères que ceux d'hiver.

La détermination de l'état d'eutrophisation à partir de la colonne d'eau s'effectue en remplissant la grille pour chacun des 12 mois dans le cas de la grille sur l'année, et en juin, juillet et août pour le grille d'été. La grille permet de guider l'interprétation de l'expert sur le niveau d'eutrophisation. Chaque grille conduit à un état obtenu en retenant l'avant dernier état le plus déclassant. Pour chaque mois, un état est ainsi déterminé. L'état général est celui correspondant au plus déclassant.

5. Conclusion : le littoral français face à la Procédure Commune d'OSPAR

M. Joanny, J-Y. Piriou, J-F. Guillaud

La Procédure Commune de détermination de l'état d'eutrophisation des zones marines de la convention d'Oslo et de Paris a pour but de caractériser la zone maritime en la divisant en zones à problème, en zones à problème potentiel, et en zones sans problème d'eutrophisation. L'intention de la Procédure Commune est de permettre de comparer l'état d'eutrophisation des régions en se fondant sur des critères communs. La première phase de la Procédure commune consiste en une procédure de tri. Il s'agit là d'un processus qui a pour but de déterminer les zones qui, concrètement, sont probablement des zones sans problèmes d'eutrophisation.

Une fois la procédure de tri effectuée, toutes les zones qui ne sont pas identifiées comme zone sans problème d'eutrophisation doivent faire l'objet de la procédure exhaustive et une surveillance continue devra y être exercée suivant les exigences minimales adoptées par OSPAR. La procédure exhaustive est un processus itératif pouvant être mis en œuvre autant de fois que nécessaire et devant conduire à une classification de ces zones en zones à problème, en zones à problème potentiel, et en zones sans problème d'eutrophisation. L'application répétée de cette procédure devrait permettre de déceler toute évolution de l'état d'eutrophisation.

Pour les besoins de la surveillance de la qualité du milieu marin en deçà de la limite des eaux territoriales, le littoral français a été subdivisé en 43 sites possédant des caractéristiques morphologiques et hydrologiques suffisamment homogènes pour en permettre une gestion adaptée aux objectifs de cette surveillance. Ce zonage a été retenu pour constituer la base de la définition des zones marines dont il s'agit de déterminer l'état d'eutrophisation.

La France a mis en œuvre la procédure de tri et a produit pour OSPAR un document qui en décrit le résultat. Très sommairement, les grands principes qui ont guidé cette démarche sont essentiellement l'hydrodynamique, les apports en nutriments et les manifestations connues d'eutrophisation, tels qu'ils sont rappelés plus haut dans le présent document. Par ailleurs, toutes les eaux bordant le littoral français au-delà de la limite des eaux territoriales ont été considérées comme des zones sans problème d'eutrophisation. En effet, cette limite se trouve à une distance de l'influence des apports d'eaux douces telle que ne s'y trouvent que les eaux à caractère océanique de l'Océan Atlantique, d'une salinité comprise entre 35 et 35,5. En Manche Orientale et au large de l'estuaire de la Loire, la salinité au-delà de la limite des eaux territoriales peut descendre en surface entre 34 et 35 pendant les périodes de crues certaines années exceptionnelles. Mais ces phénomènes ne sont pas en mesure d'entraîner sur ces zones un quelconque risque d'eutrophisation.

La procédure de tri a identifié 25 zones qui feront l'objet de la procédure exhaustive :

- Dunkerque et Calais
- Boulogne et Canche
- Authie et Somme
- Dieppe et Fécamp
- Estuaire et baie de la Seine
- Calvados, Baie de la Seine
- Baie des Veys et St Vaast (localisée)
- Rance (localisée)
- Arguenon et Fresnaye (localisée)
- St Brieuc (localisée)
- Paimpol à Perros-Guirec (localisée)
- Lannion (localisée)
- Morlaix (localisée)
- Finistère abers (localisée)
- Brest
- Douarnenez (localisée)
- Concarneau (localisée)

Aven Belon et Laïta (localisée)
Lorient (localisée)
Etel (localisée)
Baie de Quiberon et Belle-Ile (localisée)
Golfe du Morbihan (localisée)
Vilaine
Loire et Bourgneuf
Bassin d'Arcachon (localisée)

Compte tenu de certaines configurations particulières de la morphologie côtière (cf. § 3.1), il a été nécessaire d'identifier un type particulier de zones non explicitement prévues par la procédure commune, dite procédure exhaustive localisée, et qui serait adaptée à des manifestations potentielles ou avérées d'eutrophisation à macroalgues liées à des effets de confinement. En effet, on sait désormais que l'objectif de concentration en nitrate dans les apports à la mer devra se situer pour certains sites à un niveau beaucoup plus bas que la norme de 50 mg de nitrate par litre d'eau. L'exemple de la baie de Lannion, alimentée par des petites rivières au taux moyen de 35 mg de nitrate par litre, et pourtant second site de prolifération d'ulves en Bretagne au niveau quantitatif (6000 tonnes par an), montre qu'il faudrait, à débit constant de ces rivières, y descendre la teneur jusqu'à 10 mg de nitrate par litre pour réduire de moitié la prolifération d'ulves dans la baie (Ménèsquen, 1998). Autant, pour ces zones de forte vulnérabilité, mais de superficie très restreinte, il conviendrait d'instaurer des normes plus sévères au niveau de la fertilisation agricole (azote des déjections animales et des engrais chimiques) ainsi qu'au niveau des rejets domestiques et industriels, autant il serait déraisonnable de généraliser à tous les bassins versants des actions et des programmes de surveillance OSPAR qui seraient hors de proportion avec la réalité des problèmes. En conséquence, ces manifestations très locales à l'échelle de la convention OSPAR doivent faire l'objet d'un examen particulier quant à leur statut définitif.

L'examen des différents critères réalisé dans le cadre de ce document montre que **l'oxygène dissous** constitue sans doute un bon paramètre d'évaluation de l'état d'eutrophisation, que ce soit en zone ouverte ou en lagune. Il en est de même pour les **teneurs en chlorophylle**, bien que des recherches complémentaires restent à faire pour fixer plus précisément des valeurs-seuils, ou des jeux de valeurs-seuils, en fonction des sites. Pour les zones très côtières soumises à des développements d'ulves ou de phytoplancton nuisible, il semble difficile de fixer des valeurs-seuils en terme, respectivement, de biomasse par m² ou de nombre de cellules par litre, mais il est peut-être envisageable de construire un **indicateur intégrant la fréquence d'apparition du phénomène, sa durée et sa magnitude**. Dans le cas particulier des lagunes, il paraît plus aisé de construire une grille d'évaluation intégrant plusieurs paramètres, car le confinement statique très efficace, semblable à celui des lacs, réduit l'importance de l'hydrodynamique.

Par contre, ce rapport montre que les concentrations en sels nutritifs dans la zone côtière sont en elles-mêmes de piètres descripteurs de l'état d'eutrophisation du milieu. Il s'ensuit que la position qui sera adoptée par la France sur ce sujet pourra ne pas être en accord total avec celle d'autres parties contractantes utilisant le niveau de concentration hivernal des nutriments comme critère de détermination de l'état d'eutrophisation. Ce point sera débattu lors des réunions appropriées prévues pour la définition des critères communs (2001-2002).

BIBLIOGRAPHIE

- Agusti S., Enriquez S., Christensen H., Sand-Jensen K., Duarte C.M., 1994. Light harvesting by photosynthetic organisms. *Functional Ecology*, 8 : 273-279.
- Aksnes D. L., Aure J., Furnes G. K., Skjoldal H. R. 1989. Analysis of the *Chrysochromulina polylepis* bloom in the Skagerrak, May 1988. Environmental conditions and possible causes. University of Bergen, Report 1989. 68 p.
- Amanieu M., Baleux B., Guelorget O., Michel P., 1975. Etude biologique et hydrologique d'une crise dystrophique (malaïgue) dans l'étang du Prévost à Palavas (Hérault), *Vie & Milieu* 25, 175-204.
- Aminot A., Kérouel, R., Mauvais J.L., 1986. Les sels nutritifs en Baie de Seine. In: La Baie de Seine (GRECO-MANCHE)- Université de Caen, 24-26 avril 1985, IFREMER. Actes de Colloques n°4, 289-296.
- Aminot, A., Guillaud, J.-F., Kérouel, R. 1997. La baie de Seine : hydrologie, nutriments et chlorophylle (1978-1994). Editions IFREMER, Repères Océan 14, 148 p.
- Anderson D. M. 1995. Toxic red tides and harmful algal blooms : a practical challenge in coastal oceanography. *Rev. Geophys.*, 33 Suppl. 28 p.
- Anderson D. M. 2000. The ecology and oceanography of toxic *Alexandrium* blooms in the Gulf of Maine : results from ECOHAB-GOM program. (Abst.) Harmful Algal Blooms, ninth Conference, Tasmania (<http://www.utas.edu.au/docs/>), 1p.
- Arzul G., Erard-Le Denn E., Videau C., Jegou A. M., Gentien P. 1993. Diatom growth repressing factors during an offshore bloom of *Gyrodinium* cf. *aureolum*. In Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea, Smayda T. J. and Shimizu Y., eds. Elsevier Sci. Publ., New York, pp. 719-724.
- Auby I., Manaud F., Maurer D., Trut G., 1994. Étude de la prolifération des algues vertes dans le bassin d'Arcachon. Rapport IFREMER - Cemagref - SSA – SABARC, 163 p.
- Baden S. P., Loo L. O., Pihl L., Rosenberg R. 1990. Effects of eutrophication on benthic communities including fish : Swedish west coast. *Ambio* 19 (3), 113-122.
- Barmawidjaja D. M., Van-der-Zwaan G. J., Jorissen F. J., Puskaric S. 1995. 150 years of eutrophication in the northern Adriatic Sea : evidence from a benthic foraminiferal record. *Mar. Geol.* 122 (4), 367-384.
- Bauerfeind, E., Hickel, W., Niermann, U., Westernhagen, H.V., 1990. Phytoplankton biomass and potential nutrient limitation of phytoplankton development in the southeastern North Sea in spring 1985 and 1986. *Netherland Journal of Sea Research*, 25 (1/2), 131-142.
- Beaupoil C., Bornens P. 1997. Oxygène dissous et toxicité de l'ammoniaque en zones estuariennes : seuils d'acceptabilité. Station de Biol. Mar. (Concarneau). Ed. Agence de l'Eau Loire-Bretagne. 48 p.
- Belin C., Raffin B., 1998. Les espèces phytoplanctoniques toxiques et nuisibles sur le littoral français de 1984 à 1995, résultats du REPHY (réseau de surveillance du phytoplancton et des phycotoxines). Rapport Ifremer RST.DEL/MP-AO 98-16, 2 tomes, 283 p.
- Berdalet E., Estrada M. 1993. Effects of turbulence on several dinoflagellates species. In Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea, Smayda T. J. and Shimizu Y, eds, pp. 737-740.
- Berland B., Lassus P., 1997. Efflorescences toxiques des eaux côtières françaises. Ecologie, écophysiologie, toxicologie. Repères Océan n°13. Ed. IFREMER, 202 p.
- Billard C., 1998. Expertise des phytoflagellés (autres que les dinoflagellés) et diatomées nuisibles. Rapport final PNEAT, contrat 97-2-490402 DEL Ifremer - Université de Caen.
- Billard C., 2000. Expertise des phytoflagellés et diatomées nuisibles. Rapport final PNEC, contrat 99-2-490402 DEL Ifremer - Université de Caen.
- Billen G., Garnier J., Servais P., Brion N., Ficht A., Even S., Berthe T., Poulin M. 1999. L'oxygène : un témoin du fonctionnement microbiologique. Fascicule N°5, Editions IFREMER. Programme Scientifique Seine-Aval. 30 p.

- Blackburn T.H., Blackburn N.D., 1993. Coupling of cycles and global significance of sediment diagenesis, *Mar. Geol.* 113, 101-110.
- Bonneau E. R., 1977. Polymorphic behavior of *Ulva lactuca* (Chlorophyta) in axenic culture. I. Occurrence of *Enteromorpha*-like plants in haploid clones. *Journal of Phycology* 13: 133-140.
- Briand X., 1987. Les marées vertes. «4 th Eur. Conf. Biomass for energy and industry », Orléans (France), p. 95-98.
- Bricker S. B., Clement C. G., Pirhalla D. E., Orlando S. P., Farrow D. R. G. 1999. National Estuarine Eutrophication Assessment. Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries. NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science. Silver Spring, MD., 71 p.
- Brockmann U. H., Laane R.W.P.M., Postma H. 1990. Cycling of nutrient elements in the North Sea. *Neth.J. Sea Res.* 26 (2-4), 239-264.
- Cadee G. C. 1990. Trends in Marsdiep phytoplankton. *In* Proceeding of the 7th Int. Wadden Sea Symp. Dankers N., Smit C. J., Scholl M. eds. pp. 143-149.
- Cann C., Bordenave P., Saint-Cast P., Benoist J.-C., 1999. Transfert et flux de nutriments. Importance des transports de surface et de faible profondeur. *In* Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral / Actes du Colloque de Ploufragan, 23-24 Sept.1998 / Editions IFREMER, pp.125-140.
- Carpenter E. J., Janson S., Boje R., Pollehne F., Chang J. 1995. The dinoflagellate *Dinophysis norvegica* : biological and ecological observations in the Baltic Sea. *Eur. J. Phycol.* 30, 1-9.
- Carreto J. I., Akselman R. 1996. *Gymnodinium catenatum* and autumnal toxicity in Mar del Plata. *In* Harmful Algae News, IOC Newsletter on toxic algae and algal blooms, 15, 1-3.
- Caumette P., 1992. Bacterial communities in coastal lagoons. An overview, *Vie et Milieu* 42, 11-24.
- Caumette P., Baleux B., 1980. Etude des eaux rouges dues à la prolifération des bactéries photosynthétiques sulfo-oxydantes dans l'étang du Prévost, lagune saumâtre méditerranéenne, *Mar. Biol.* 56, 183-194.
- Cerco C. F. 1995. Simulation of long-term trends in Chesapeake Bay eutrophication. *J. Environ. Eng.* 121 (4), 298-310.
- Cerco, C.F., 1995. Response of Chesapeake Bay to nutrient load reductions. *Journal of Environmental Engineering*, 121 (8), 549-556.
- CEVA (Centre d'Études et de Valorisation des Algues), 1997. Expérimentation d'une méthode d'évaluation "automatique" des biomasses d'algues vertes à partir de photographies aériennes scannerisées. Rapport du CEVA au Cemagref, 31 p. + annexes.
- Chapelle A., 1990. Modélisation d'un écosystème marin côtier soumis à l'eutrophisation : la baie de Vilaine (sud-Bretagne). Etude du phytoplancton et du bilan en oxygène. Thèse Univ. Paris VI, 201 p.
- Chapelle A., Lazure P., Ménesguen A. 1994. Modelling eutrophication events in a coastal ecosystem. Sensitivity analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 39, 529-548.
- Cioffi F., Di Eugenio A., Gallerano F., 1995. A new representation of anoxic crisis in hypertrophic lagoons, *Appl. Math. Modelling* 19, 685-695.
- Coat G., Dion P., Noailles M.-C., Reviers B. de, Fontaine J.-M., Berger-Perrot Y, Loiseaux-De Goër S., 1998. *Ulva armoricana* (Ulvales, Chlorophyta) from the coasts of Brittany (France). II. Nuclear rDNA ITS analysis. *Eur. J. Phycol.*, 33 : 81-86.
- Cociasu A., Dorogan L., Humborg C., Popa L. 1996. Long-term ecological changes in Romanian coastal waters of the Black Sea. *Mar. Poll. Bull.* 32, 32-38.
- Conley D. J., Schelske C. L., Stoermer E. F. 1993. Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 101, 179-192.
- 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 doctorat, Univ. de Caen, 250 p.
- Dale B., Thorsen T. A., Fjellsa A. 1999. Dinoflagellate cysts as indicators of cultural eutrophication in the Oslofjord, Norway. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 48, 371-382.

- DeBusk T.A., Blakeslee M., Ryther J.H., 1986. Studies on the outdoor cultivation of *Ulva lactuca* L. *Botanica Marina* 29:381-386.
- Delmas D., Herbland A., Maestrini S. Y. 1993. Do *Dinophysis* ssp. come from the "open sea" along the French Atlantic coast ? *In* Smayda T. J., Shimizu Y (eds.) *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea*, Elsevier Sci. Publ., New York, pp. 489-494.
- Diaz R. J., Rosenberg R., Ansell A. D., Gibson R. N., Barnes M. 1995. Marine benthic hypoxia : a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 33, 245-303.
- Dion P., Reviere B. de, Coat G., 1998. *Ulva armoricana* sp.nov. (Ulvales, Chlorophyta) from the coasts of Brittany (France). I. Morphological identification. *Eur. J. Phycol.* 33: 73-80.
- Dippner J. W. 1998. Competition between different groups of phytoplankton for nutrients in the southern North Sea. *Journal of Marine Systems* 14 (1-2), 181-198.
- Duarte C.M., 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia* 41: 87-112.
- EGGE J. K., Aksnes D. L. 1992. Silicate as regulating nutrient in phytoplankton competition. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 83, 2-3.
- ERM (Environmental Resources Management) 2000. Criteria used for the definition of eutrophication in marine/coastal waters. European Commission, D.G. Environment. 71 p.
- Escaravage V., Prins T. C., Nijdam C., Smaal A. C., Peeters J. C. H. 1995. The response of phytoplankton communities to N-input reduction results from mesocosm experiments. *ICES Annual Science Conference; C. M. 1995/T:10.* 16 p.
- Estrada M. 1995. Dinoflagellate assemblage in the Iberian upwelling area. *In* Harmful Marine Algal Blooms. Lassus P., Arzul G., Erard E., Gentien P. and Marcaillou C. Eds, *Technique et Documentation - Lavoisier, Intercept Ltd*, pp. 157-162.
- Fallesen G., Andersen F., Larsen B. 2000. Life, death and revival of the hypertrophic Mariager Fjord, Denmark. *J. Mar. Syst.* 25, 313-321.
- Flindt M.R., Kamp-Nielsen L., Marques J.C., Pardal M.A., Bocci M., Bendoricchio G., Salomonsen J., Nielsen S.N., Jorgensen S.E., 1997. Description of the three shallow estuaries: Mondego River (Portugal), Roskilde Fjord (Denmark) and the lagoon of Venice (Italy). *Ecological Modelling* 102: 17-31.
- Floreto E.A.T., Hirata H., Ando S., Yamasaki S., 1993. Effects of temperature, light intensity, salinity and source of nitrogen on the growth, total lipid and fatty acid composition of *Ulva pertusa* Kjellman (Chlorophyta). *Botanica Marina* 36: 149-158.
- Fraga S, Anderson D. M., Bravo I., Reguera B., Steidinger K. A., Yentsch C. M. 1988. Influence of upwelling relaxation on dinoflagellates and shellfish toxicity in Ria de Vigo, Spain. *Est.Coast. and Shelf Sci.* 27, 349-361.
- Fraga S., 1995. Harmful algal blooms in relation to wind induced coastal upwelling and river plumes. *In* Dynamics of upwelling in the ICES area. Hagen E. and Da Silva A.J. eds. N 206, pp. 35-43.
- Frigilos N., Kondylakis J.C., Psyllidou-Giouranovits R. 1997. Eutrophication and phytoplankton abundance in the Thermaikos Gulf, Greece. *Fresenius Environmental Bulletin*, 6 (1-2) pp 27-31.
- Frigilos N. 1985. Compensation effect of phytoplankton on nutrients from a sewage outfall in summer. *Hydrobiologia*, 126 (1) pp 53-58.
- Frisoni G.F., Cepja A.M., 1989. La malaigue dans les étangs littoraux du Languedoc-Roussillon. *Rapport Cevalmar*, 48 p.
- Fujita R.M., Wheeler P.A., Edwards R.L., 1989. Assessment of macroalgal nitrogen limitation in a seasonal upwelling region. *Marine Ecology Progress Series* 53: 293-303.
- Garces E., Maso M., Camp J. 1999. A recurrent and localized dinoflagellate bloom in a Mediterranean beach. *Journal of Plankton Research* 21 (12) pp 2373-2391.
- Garreau P., 1993. Conditions hydrodynamiques sur la côte Nord-Bretagne. *Rapport IFREMER-DEL/93-02*, 19 p. + annexes.
- Genovese, S., 1973. Eutrophication : récentes orientations pour de nouvelles perspectives. *Revue Internationale d'Océanographie Médicale*, 29, 53-61.

- Gentien P., Lunven M., Lehaître M., Duvent J. L. 1995. *In-situ* depth profiling of particle sizes. *Deep-Sea Res.* 42 (8), 1297-1312.
- Gerbal M., Verlaque M., Lauret M., 1996. Facteurs de la répartition du macrophytobenthos de substrat meuble dans l'étang de Thau (France, Méditerranée), *J. Rech. Oceanogr.* 21, 40-41.
- Gomoiu M. T. 1992. Marine eutrophication syndrome in the north-western part of the Black Sea. *Sci. Total Environ. No. Suppl. (Symposium on Marine Coastal Eutrophication, Bologna (Italy) 21-24 Mar 1990)*, 683-692.
- Goolsby D. A., Battaglin W. A., Lawrence G. B., Artz R. S., Aulenbach B. T., Hooper R. P., Kenney D. R., Stensland G. J. 1999. Flux and Sources of Nutrients in the Mississippi – Atchafalaya River Basin : topic 3 Report for the Integrated Assessment of Hypoxia in the Gulf of Mexico. NOAA Coastal Ocean Program Decision Analysis Series No. 17. NOAA Coastal Ocean Office, Silver Spring, MD, 130 p.
- Gotsis-Skretas O. and Friligos N. 1990. Contribution to eutrophication and phytoplankton ecology in the Thermaikos Gulf. *Thalassographica* 13 (suppl. 1) pp 1-12.
- Granéli E., Carlsson P., Legrand C. 1999. The role of C, N, and P in dissolved and particulate organic matter as a nutrient source for phytoplankton growth, including toxic species. *Aquatic Ecology* 33, 17-27.
- Granéli E., Carlsson P., Turner J. T., Tester P. A., Bechemin C., Dawson R., Funari E. 1999. Effects of N : P : Si ratios and zooplankton grazing on phytoplankton communities in the northern Adriatic Sea. I. Nutrients, phytoplankton biomass, and polysaccharide production. *Aquatic Microbial Ecology* 18 (1), 37-54.
- Grossel H. 1990. Contribution à la réflexion sur le problème de l'eutrophisation des eaux littorales par les nutriments. Commission Littoral. Rapport IFREMER DEL/BL, 12 p.
- Guillaud J.F., Andrieux F., Ménesguen A., 2000. Biogeochemical modelling in the Bay of Seine (France) : an improvement by introducing phosphorus in nutrient cycles. *J. Mar. Systems*, 25, 369-386.
- Guillaud J.F., Ménesguen A., 1998. Modélisation sur vingt ans (1976-1995) de la production phytoplanktonique en Baie de Seine (France), *Oceanol. Acta*, 21(6), 887-906.
- Hakanson L. 1994. A review of effect-dose sensitivity models for aquatic ecosystems. *Internationale Revue der Cesamten Hydrobiologie* 79, 621-667.
- Hawes I., Smith R., 1995. Effect of current velocity on the detachment of thalli of *Ulva lactuca* (Chlorophyta) in a New Zealand estuary. *J. Phycol.* 31: 875-880.
- Henley W. J., Levavasseur G., Franklin L.A., Osmond C.B., Ramus J., 1991. Photoacclimation and photoinhibition in *Ulva rotundata* as influenced by nitrogen availability. *Planta* 184: 235-243.
- Henley W. J., Lindley S. T., Levavasseur G., Osmond C.B., 1992. Photosynthetic response of *Ulva rotundata* to light and temperature during emersion on an intertidal sand flat. *Oecologia* 89: 516-523.
- Hernandez I., Peralta G., Perez-Llorens J.L., Vergara J.J., Niell F.X. 1997. Biomass and dynamics of growth of *Ulva* species in Palmones estuary. *J. Phycol.* 33 (5) pp 764-772.
- Hesse, K.J., Tillmann U., Brockmann, U., 1995. Nutrient-phytoplankton relations in the German Wadden Sea. *ICES/C.M.*, CM1995/T:8, 13 p.
- Hinga, K. R., Jeon, H., Lewis, N. F., 1995. Marine eutrophication review ; Part 1 Quantifying the effects of nitrogen enrichment on phytoplankton in coastal ecosystems. NOAA Coastal Ocean Program, Decision Analysis Series No.4, p. 1-36.
- Hoch T., Ménesguen A., 1997. Modelling the biogeochemical cycles of elements limiting primary production in the English Channel. II. Sensitivity analyses. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 146, 189-205.
- Hoeksema B. W., van den Hoek C., 1983. The taxonomy of *Ulva* (Chlorophyceae) from the coastal region of Roscoff (Brittany, France). *Botanica Marina* 26: 65-86.
- Howarth, R.H., 1988. Nutrient limitation of net primary production in marine ecosystems. *Annual Review of Ecology*, 19, 89-110.
- Howell P., Simpson D. 1994. Abundance of marine resources in relation to dissolved oxygen in Long Island Sound. *Estuaries* 17 (2), 394-402.

- Humborg, C., Fennel, K., Pastuszak, M., Fennel, W., 2000. A box model approach for a long-term assessment of estuarine eutrophication, Szczecin Lagoon, southern Baltic. *Journal of Marine Systems*, 25, 387-403.
- Jorgensen B.B., 1977. The sulfur cycle of coastal marine sediment (Limfjorden, Denmark), *Limnol. Oceanogr.* 22, 814-832.
- Jorgensen B.B., 1982. Mineralization of organic matter in the sea bed. The role of sulphate reduction, *Nature* 296, 643-645.
- Justic D. 1991. A simple oxygen index for trophic state description. *Mar. Pollut. Bull.* 22 (4), 201-204.
- Justic D., Rabalais N. N., Turner E. 1995. Stoichiometric nutrient balance and origin of coastal eutrophication. *Marine Pollution Bulletin* 30 (1), 41-46.
- Kamermans P., Malta E.-j., Verschuure J.M., Lentz L.F., Schrijvers L., 1998. Role of cold resistance and burial for winter survival and spring initiation of an *Ulva* spp. (*Chlorophyta*) bloom in a eutrophic lagoon (Veerse Meer lagoon, The Netherlands). *Marine Biology* 131: 45-51.
- Kemp W.M., Boynton W.R., Twilley R.R., Stevenson J.C., Means J.C., 1983. The decline of submerged vascular plants in upper Chesapeake Bay: summary of results concerning possible causes. *Marine Technology Society Journal*, 17: 78-89.
- Koutsikopoulos C., Karakiri M., Désaunay Y., Dorel D. 1989. Response of juvenile sole (*Solea solea* L.) to environmental changes investigated by otolith microstructure analysis. *Rapp. P.-v.Réun. CIEM* 191, 281-286.
- Kronvang, B., Aertebjerg, G., Grant, R., Kristensen, P., Hovmand, M., Kirkegaard, J., 1993, Nationwide monitoring of nutrients and their ecological effects : state of the Danish aquatic environment. *Ambio*, 22 (4), 176-187.
- Lacaze, J.-C., 1996. L'eutrophisation des eaux marines et continentales. Éditions Ellipse, Paris, 191 p.
- Lam C. W. Y., Ho K. C. 1989. Red tides in Tolo Harbor, Hong Kong. *In Red Tides : Biology Environmental Science and Technology.* Okaichi T., Anderson D. M., Nemoto T. eds. pp. 49-52.
- Lancelot C. 1995. The mucilage phenomenon in the continental coastal waters of the North Sea. *Sci. Total Environ.* 165, 83-102.
- Lancelot C., Billen G., Sournia A., Weisse T., Colijin F., Veldhuis M.J.W., Davies A., Wassman P., 1987. *Phaeocystis* blooms and nutrient enrichment in the continental coastal zones of the North Sea. *Ambio* 16 (1), 38-46.
- Lancelot C., Rousseau V. 1994. Ecology of *Phaeocystis* : the key role of colony forms. *The Haptophyte Algae.* Green J.C. & B.S.C. Leadbeater eds., Clarendon Press, Oxford. The Systematics Association, Special volume N°. 51, 229-245.
- Lancelot C., Rousseau V., Billen G., Eeckhout D. V. 1997. Coastal eutrophication of the southern bight of the North Sea : assesment and modelling. *NATO Advanced Research Workshop on Sensitivity of North Sea, Baltic Sea and Black Sea to anthropogenic and climatic changes*, Nov 1995. NATO Series, 15 p.
- Lassus P., Proniewski F., Maggi P., Truquet P., Bardouil M. 1993. Wind-induced toxic blooms of *Dinophysis cf. acuminata* in the Antifer area (France). *In Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea.* Smayda T. J. and Shimizu Y., Eds. Elsevier Science Publishers B. V., pp. 519-523.
- Lazure P., 1992. Etude de la dynamique de l'étang de Thau par un modèle numérique tridimensionnel, *Vie Milieu* 42, 137-145.
- Le Fèvre J. 1986. Aspects of the biology of frontal systems. *Adv. Mar. Biol.* 23, 163-299.
- Le Pape O., Del Amo Y., Ménesguen A., Aminot A., Quéguiner B., Tréguer P., 1996. Resistance of a coastal ecosystem to increasing eutrophic conditions : the Bay of Brest (France), a semienclosed zone of western Europe. *Continental Shelf Research*, 16 (15), 1885-1907.
- 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.
- Legovic T., Justic D. 1997. When do phytoplankton blooms cause the most intense hypoxia in the northern Adriatic Sea ? *Oceanol. Acta* 20 (1), 91-99.

- Levavasseur G., 1986. Plasticité de l'appareil pigmentaire des algues marines macrophytes. Régulations en fonction de l'environnement. Thèse de Sciences Naturelles. Paris, Université Pierre et Marie Curie - Paris VI: 205 p.
- Lohrenz S. E., Fahnenstiel G. L., Redalje D. G., Lang G. A., Chen X., Dagg M. J. 1997. Variations in primary production of northern Gulf of Mexico continental shelf waters linked to nutrient inputs from the Mississippi River. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 155, 45-54.
- Lohrenz, S.E., Fahnenstiel, G.L., Redalje, D.G., Lang, G.A., Dagg, M.J., Whittedge, T.E., Dortch, Q., 1999. Nutrients, irradiance, and mixing as factors regulating primary production in coastal waters impacted by the Mississippi River plume. *Continental Shelf Research*, 19, 1113-1141.
- Loiseaux-De Goër S., 1997. Identification des Ulvès des marées vertes. In: *Dynamique d'espèces marines invasives : application à l'expansion de *Caulerpa taxifolia* en Méditerranée*, Lavoisier, p. 77-79.
- Loyer S., Lazure P., Ménesguen A., Lampert L., Druon J.N., 2000. Primary production model of the Bay of Biscay. In : *Actes du VII-ième Colloque International d'Océanographie du Golfe de Gascogne*, Biarritz, 4-6 avril 2000.
- Maestrini S. Y. 1998. Bloom dynamics and ecophysiology of *Dinophysis* spp. NATO ASI Series, Vol. G 41. *Physiological Ecology of Harmful Algal Blooms*. Eds D. M. Anderson, A. D. Cembella, and G. M. Hallegraeff, pp. 243-265.
- Maestrini S. Y., Granéli E. 1991 Environmental conditions and ecophysiological mechanisms which led to the 1988 *Chrysochromulina polylepis* bloom : an hypothesis. *Oceanol. Acta* 14 (4), 397-413.
- Maestrini, S., Balode, M., Béchemin, C., Purina, I., Vérité, C., 1997. Nutrients limiting the algal growth potential (AGP) in the Gulf of Riga, eastern Baltic Sea, in spring and early summer 1996. *La Mer*, 35, 49-68.
- Malakoff D. 1998. Death by suffocation in the Gulf of Mexico. *Science* 281 (5374), 190-192.
- Mallin, M.A., Cahoon, L.B., McIver, M.R., Parsons, D.C., Shank, G.C., 1999. Alternation of factors limiting phytoplankton production in the Cape Fear River estuary. *Estuaries*, 22 (4), 825-836.
- Malone T. C., Conley D. J., Fisher T. R., Glibert P. M., Harding L. W. 1996. Scales of nutrient-limited phytoplankton productivity in Chesapeake Bay. *Estuaries* 19 (2B), 371-385.
- Malta E.-J., Draisma S.G.A., Kamermans P., 1999. Free-floating *Ulva* in the southwest Netherlands: species or morphotypes? A morphological, molecular and ecological comparison. *European Journal of Phycology* 34: 443-454.
- Marty D., Esnault G., Caumette P., Ranaivoson-Rambeloarisoa E., Bertrand J.C., 1990. Dénitrification, sulfato-réduction et méthanogénèse dans les sédiments superficiels d'un étang saumâtre méditerranéen, *Oceanol. Acta* 13, 199-210.
- Mascarenhas V., Altivo P., Franca S., Sousa I., Gago-Martinez A., Rodriguez-Vasquez J.A. 1995. The dinoflagellate *Alexandrium lusitanicum* isolated from the coast of Portugal : observations on toxicity and ultrastructure during growth phases. In *Harmful Marine Algal Blooms*. Lassus P., Arzul G., Erard E., Gentien P. and Marcaillou C. Eds, *Technique et Documentation - Lavoisier, Intercept Ltd*, pp. 71-76.
- Mazouni N., Gaertner J.C., Deslous-Paoli J.M., Landrein S., Geringer D'Oenberg M. 1996. Nutrient and oxygen exchanges at the water-sediment interface in a shellfish farming lagoon (Thau, France). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 205:91-113.
- Menendez M. and Comin F.A. 2000. Spring and summer proliferation of floating macroalgae in a Mediterranean lagoon (Tancada Lagoon, Ebro Delta, Spain). 2000. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 51 (2) pp 215-226.
- 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., Piriou J.-Y., 1995. Nitrogen loadings and macroalgal (*Ulva* sp.) mass accumulation in Brittany (France). *Ophelia*, 42: 227-237.
- Ménesguen A., Salomon J.C., 1988. Eutrophication modelling as a tool for fighting against *Ulva* coastal mass blooms. In "Computer modelling in ocean engineering", Schrefler §

- Zienkiewicz (eds.), Proc. 1st Int. Conf., Sept. 19-22, 1988, Venice (Italy) Balkema, Rotterdam, p. 443-450.
- Merceron M., 1998. Inventaire des ulves en Bretagne - Année 1997. Rapport de synthèse. Rapport interne IFREMER, DEL/98.02/Brest, 18 p. + annexes.
- Merceron M., 1999a. Inventaire des ulves en Bretagne - Année 1998. Rapport de synthèse. Rapport interne IFREMER, DEL/99.15/Brest, 26 p. + annexes.
- Merceron M., 1999b. Marées vertes en Bretagne : état actuel des connaissances. In : « Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral », Saint-Brieuc (Ploufragan), 23-24/09/1999, Actes de colloques IFREMER n° 24, pp. 49-60.
- Merceron M., 1987. Mortalité de poissons en baie de Vilaine (juillet 1982). Causes, mécanismes, propositions d'action. Rapport IFREMER/DERO 87-14-EL, 100 p.
- Merceron, M., Lunven M., 2000. Méthode de cartographie quantitative des ulves « offshore ». Rapport interne IFREMER, DEL/00.14/Brest, 27 p.
- Mihnea P. E. 1992. Conventional methods applied in pollution control of the Romanian coastal waters of the Black Sea. In Marine Coastal Eutrophication, Vollendweider R. A., Marchetti R. and Viviani R., eds., pp. 1165-1178.
- Millet B. 1989. Fonctionnement hydrodynamique du bassin de Thau. Validation écologique d'un modèle numérique de circulation (programme Ecothau). Oceanol. Acta 12:37-46.
- Mirlicourtois M., Olivési R., Jamet F., Rybarczyk H., Morel M. 1993. Suivi régional des nutriments sur le littoral Nord – Pas de Calais - Picardie. Bilan de l'année 1992. Rapport IFREMER DEL/BL, Agence de l'Eau Artois Picardie, 115 p.
- Morin P., Le Corre P., Marty Y., L'Helguen S. 1991. Evolution printanière des éléments nutritifs et du phytoplancton sur le plateau continental armoricain. Oceanol. Acta 14 (3), 263-279.
- Murakawa M. 1987. Marine pollution and countermeasures in Japan. Oceanus 30, 55-60.
- Nakanishi H., Ukita M., Sekine M., Fukagawa M., Murakami S; 1992. Eutrophication control in the Seto Inland Sea. In Marine Coastal Eutrophication, Vollendweider R. A., Marchetti R. and Viviani R., eds., pp. 1239-1256.
- Nakanishi N., Nishijima M., Nishimura M., Kuwano K., Saga N., 1996. Bacteria that induce morphogenesis in *Ulva pertusa* (Chlorophyta) grown under axenic conditions. J. Phycol. 32: 479-482.
- Nienhuis P.H., 1992. Ecology of coastal lagoons in the Netherlands (Verse Meer and Grevelingen). Vie et Milieu, 42: 59-72.
- OCDE, 1982. Eutrophication of waters ; monitoring, assessment and control. OCDE Paris, France, 154 p.
- Orfanidis S., Lazaridou E., Seferlis M., Haritonidis S. 1997. Eutrophication and the abundance of seaweeds in the biotope of Agia Triada, Gulf of Thessaloniki. Proceeding of 5th Hell. Symp. Oceanogr. Fish, Athens, April 15-18, 1997. Vol. 1, pp 67-70.
- OSPAR, 1997. Quantitative and Qualitative assessment parameters for the Comprehensive procedure N° 97/15/1, Annexe 24
- Panayotidis P., Feretopoulou J., Montesanto B. 1999. Benthic vegetation as an ecological descriptor in an eastern mediterranean coastal area (Kalloni Bay, Aegean Sea, Greece). Estuar. Coast. Shelf Sci. 48 (2) pp 205-214.
- Papachristou E. and Haritonidis S. 1992. Present status of eutrophication in Pagassitikos Gulf, Magnesia, Greece. Biological indicators pollution sources. Fresenius Environmental Bulletin, 1 (8) pp 506-510.
- Pedersen M.F., Borum J., 1996. Nutrient control of algal growth in estuarine waters. Nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and nitrogen storage among phytoplankton and species of macroalgae. Marine Ecology Progress Series, 142: 261-272.
- Peeters, J.C.H., Paperzak, L., 1990. Nutrient limitation in the North sea : a bioassay approach. Netherland Journal of Sea Research, 26 (1), 61-63.
- Peperzak L., Lawrence J. P., Hagel P. 1995. *Mitylus edulis* as a biomonitor for the potentially toxic dinoflagellates *Alexandrium* spp., *Dinophysis* spp. and *Gyrodinium aureolum* in the central North Sea. In Harmful Marine Algal Blooms. Lassus P., Arzul G., Erard E., Gentien P. and Marcaillou C. Eds, Technique et Documentation - Lavoisier, Intercept Ltd, pp. 809-814.

- Peperzak L., Snoeijer G. J., Dijkema R., Gieskes W. W. C., Joordens J., Peeters J. C. H., Schol C., Vrieling E. G., Zevenboom W. 1996. Development of a *Dinophysis acuminata* bloom in the river Rhine plume (North Sea). In Harmful and Toxic Algal Blooms, Yasumoto T., Oshima Y. and Fukuyo Y., Eds, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, pp. 273-276.
- Person-le Ruyet, 1986. Les besoins en oxygène des poissons marins et leur comportement en conditions hypoxiques. Revue bibliographique. Rapport IFREMER/DRV 86-04, 34 p.
- Pichot P., Juge C., Guillou J.L., 1990. La « malaïgue » de l'été 1990 dans l'étang de Thau. Rapport Interne Ifremer Sète/90.01, 15 p.
- Pihl L., Baden S. P., Diaz R. J., Schaffner L. C. 1992. Hypoxia-induced structural changes in the diet of bottom-feeding fish and crustacea. Marine Biology 112, 349-361.
- Pingree R. D., Pugh P. R., Holligan P. M., Forster G. R. 1975. Summer phytoplankton blooms and red tides along tidal fronts in the approaches to the English Channel. Nature 258, 672-677.
- Piriou J.-Y., Annezo J.-P., 1995. Évaluation des proliférations d'algues vertes sur le littoral breton en juin 1994. Rapport interne IFREMER, DEL/95.05/Brest, p. 1-31 + annexes.
- Piriou J.Y., Ménesguen A., Salomon J.C., 1991. Les marées vertes à ulves : conditions nécessaires, évolution et comparaison de sites. in : "Estuaries and coasts : spatial and temporal intercomparisons", Elliott M., Ducrotoy J.P. (eds), Proc. 19th Symp. Estuar. Coast. Sci. Assoc., 4-8 sept. 1989, Caen (France), Olsen and Olsen, Fredensborg (Denmark), 117-122.
- Piriou J.Y., Mérot P., Jégou A.-M., Garreau P., Yoni C., Watremez P., Urvois M., Hallegouet B., Arousseau P., Monbet Y., Cann C., 1993. Cartographie des zones sensibles à l'eutrophisation ; cas des côtes bretonnes. Rapport de synthèse CEE-IFREMER-Région Bretagne, 78 p.
- Price D., Kiser W., Hangsen H. K. 1991. California's paralytic shellfish poisoning prevention program. Journal of Shellfish Research. 10, 119-145.
- Psyllidou-Giouranovits R., Pavlidou A., Georgakopoulou-Gregoriadou E., Androni A. 1998. Impact of the operation of the Athens sewage treatment plant on the distribution of dissolved oxygen and nutrients in the Saronikos Gulf. Fresenius Environmental Bulletin, 7 (3A-4A) pp 315-320.
- Pugnetti A., Viaroli P., Ferrari, I., 1992. Processes leading to dystrophy in a Po River Delta lagoon (Sacca Di Goro): Phytoplankton-macroalgae interactions. Dans Vollenweider, R.A.;Marchetti, R.;Viviani, R. (eds.), Marine Coastal Eutrophication,Bologna, 445-456.
- Rabalais N. N., Wiseman W. J., Turner R. E., Justic D., Sen-Gupta B. K., Dortch Q. 1996. Nutrient changes in the Mississippi River and system responses on the adjacent continental shelf. Estuaries 19 (2B), 386-407.
- Radach G. 1992. Ecosystem functioning in the German Bight under continental nutrient inputs by rivers. Estuaries 15, 477-496.
- Radach G., Berg J., Hagmeier E. 1990. Long-term changes of the annual cycles of meteorological, hydrographic, nutrient and phytoplankton time series at Helgoland and at LV ELBE 1 in the German Bight. Continental Shelf Research 10, 305-328.
- Rahm L., Conley D., Sanden P., Wulff F., Stalnacke P. 1996. Time series analysis of nutrient inputs to the Baltic Sea and changing DSi:DIN ratios. Mar. Ecol. Prog. Ser. 130 (1-3), 221-228.
- Reguera B., Bravo I., Fraga S. 1990. Distribution of *Dinophysis acuminata* at the time of a DSP outbreak in the rias of Pontevedra and Vigo (Galicia NW Spain), ICES 1990 C.M. 1990/L, pp. 12-14.
- Reinheimer G. 1998. Pollution in the Baltic Sea. Naturwissenschaften 85 (7), 318-329.
- Reviers B. de, 1982. Détermination des espèces du genre *Ulva* de la région de Roscoff. Bull. Trim. Soc. Et. Scient. Anjou 55: 4 p.
- Reviers B. de, 1984. Contribution à la taxinomie des ulves de Roscoff. Bull. Trim. Soc. Et. Scient. Anjou 59: 4-6.
- Riccardi N., Solidoro C., 1996. The influence of environmental variables on *Ulva rigida* C. Ag. growth and production. Botanica Marina 39: 27-32.

- Richardson K., Heilmann J. P. 1995. Primary production in the Kattegat : past and present. *Ophelia* 41, 317-328.
- Riegman R. 1995. Nutrient-related selection mechanisms in marine phytoplankton communities and the impact of eutrophication on the planktonic food web. *Water Sci. Technol.* 32 (4), 63-75.
- Riegman R. 1998. Species composition of harmful algal blooms in relation to macronutrient dynamics. *In* Physiological ecology of harmful algal blooms. Anderson D. M., Cembella A. D. and Hallegraeff G. M. eds. NATO ASI Series, vol G41, pp. 475-488.
- Rijstenbil J.W., Kamermans P., Nienhuis P.H. (eds), 1996. EUMAC Synthesis report. Second EUMAC Workshop, (29th February-3rd March 1996 at Sète, France), 394 p.
- Riley M.J., Stefan H.G., 1988. Minlake : a dynamic lake water quality simulation model, *Ecol. Model.*, 43, 155 - 182.
- Roden E.E., Tuttle J.H., 1992. Sulfide release from estuarine sediment underlying anoxic bottom water. *Limnol. Oceanogr.* 37, 725-738.
- Rosenberg G., Ramus J., 1984. Uptake of inorganic nitrogen and seaweed surface area : volume ratios. *Aquatic Botany*, 19 : 65-72.
- Rosenberg R., Cato I., Foerlin L., Grip K., Rodhe J. 1996. Marine environment quality assessment of the Skagerrak-Kattegat. *J. Sea Res.* 35 (1-3), 1-8.
- Rybarczyk H. 1993. Processus d'eutrophisation et des conséquences sur les peuplements d'un écosystème estuarien, un exemple en Manche orientale : la baie de Somme. Thèse Univ. Paris VI, 168 p + annexes.
- Salomon J.-C., Lazure P., 1988. Etude par modèle mathématique de quelques aspects de la circulation marine entre Quiberon et Noirmoutier. Rapport IFREMER/DERO-88.26-EL, 104 p.
- Sauriau P.-G., Guillaud J.-F., Thouvenin B. 1996. Estuaire de la Loire : qualité des eaux. Rapport de synthèse de l'APEEL, 1984-1994, 103 p.
- Schaffner L. C., Jonsson P., Diaz R. J., Rosenberg R., Gapcynski, -P. 1992. Benthic communities and bioturbation history of estuarine and coastal systems : Effects of hypoxia and anoxia. *In* Marine Coastal Eutrophication, Vollandweider R. A., Marchetti R. and Viviani R., eds., pp. 1001-1016.
- Schollhorn E., Granéli E. 1993. Is the increase of flagellates in coastal waters caused by changes in ratios of N, P and Si ? *In* Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea. Smayda T. J. and Shimizu Y, Eds. Elsevier Science Publishers B. V., pp. 811-817.
- Schramm W., 1996. Marine benthic vegetation - Recent changes and the effects of eutrophication (Schramm W., Nienhuis P.H., eds). *Conclusions. Ecological Studies*, 123 : 449-458.
- Schramm W., Nienhuis P.H., 1996. Marine benthic vegetation - Recent changes and the effects of eutrophication (Schramm W., Nienhuis P.H., eds). *Introduction. Ecological Studies*, 123 : 1-4.
- Sen-Gupta B. K., Turner R. E., Rabalais N. N. 1996. Seasonal oxygen depletion in continental-shelf waters of Louisiana : historical record of benthic foraminifers. *Geology* 24 (3), 227-230.
- Sfriso A., Marcomini A., 1996. Decline of *Ulva* growth in the Lagoon of Venice. *Bioresource Technology* 58: 299-307.
- Sfriso A., Pavoni B., Marcomini A., Orio A.A., 1988. Annual variations of nutrients in the lagoon of Venice. *Marine Pollution Bulletin* 19: 54-60.
- Smayda T. J. 1989. Primary production and the global epidemic of phytoplankton blooms in the sea : a linkage? *In* Novel phytoplankton Blooms : Causes and Impacts of Recurrent Brown Tides and Other Unusual Blooms, Coosper E. M., Carpenter E. J., Briceli V. M. (eds), Springer-Verlag, Berlin.
- Smayda T. J. 1990. Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: evidence for global epidemic. *In* Toxic marine phytoplankton, Granéli E., Sundstrom B., Edler R. and Anderson D. M., Eds. Elsevier, New York., pp. 29-40.

- Solic M., Krstulovic N., Marasovic I., Baranovic A., Pucher-Petkovic T., Vucetic T. 1997. Analysis of time series of planktonic communities in the Adriatic Sea : distinguishing between natural and man-induced changes. *Oceanologica Acta* 20 (1), 131-143.
- Sommer U. 1995. Eutrophication related changes in phytoplankton species composition: is there a role of nutrient competition? ICES Annual Science Conference; C. M. 1995/T:7. 6 p.
- Souchu P., Abadie E., Vercelli C., Buestel D., Sauvagnargues J.C., 1998. La crise anoxique du bassin de Thau de l'été 1997. Bilan du phénomène et perspectives. Rapport interne Ifremer. R.INT.DEL/98.04/SETE, 33 p.
- Souchu P., Gasc A., Collos Y., Vaquer A., Tournier H., Bibent B., Deslous-Paoli J.-M., 1998. Biogeochemical aspects of bottom anoxia in a Mediterranean lagoon (Thau, France), *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 164, 135-146.
- Soulsby R.L., Hamm L., Klopman G., Myrhaug D., Simons R.R., Thomas G.P., 1993. Wave-current interaction within and outside the bottom boundary layer. *Coastal Engineering*, 21, 41-69.
- Sournia A., Belin C., Berland B., Erard-Le Denn E., Gentien P., Grzebyk D., Marcaillou-Le Baut C., Lassus P., Partensky F., 1991. Le phytoplancton nuisible des côtes de France. De la biologie à la prévention. IFREMER, S.D.P., 154 p.
- Sournia A., Erard-Le Denn E., Grzebyk D., Lassus P., Partensky F. 1990. Plancton nuisible sur les côtes de France. *Pour la Science* 153, 60-67.
- Swedish Environmental Protection Agency. 2000. Environmental Quality Criteria. Coasts and Seas. Report 4910 (extrait sur <http://www.internat.environ.se>).
- Taylor F. J. R., Haigh R., Sutherland T. F. 1994. Phytoplankton ecology of Sechart Inlet, a fjord system on the British Columbia coast. II. Potentially harmful species. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 4, 151-164.
- Theodorou A.J. 1994. The ecological state of the Elefsis Bay prior to the operation of the Athens sea outfall. *Water Sc. Technol.* 30 (10) pp 161-171.
- Tournier H., Audabram D., Landrein S., Deslous-Paoli J.M., 1990. L'oxygène dissous dans l'étang de Thau. Contribution à l'étude du risque de « malaïgue », Rapport interne Ifremer DRO.90.02.LEM/Sète, 27 p.
- Videau, C., 1993. Phytoplancton de la Baie de Quiberon et facteurs limitant la production primaire. Contrat Universitaire CISE Ouest - Université de Bretagne Occidentale, 92 p. + annexes .
- Videau, C., 1995. Facteurs nutritifs limitant la production primaire en Baie de Seine. Synthèse des résultats des campagnes Bioseine et Nutriseine (1993-1994). Contrat Universitaire CR9-94-2-43-24-05-DEL/CMCN, Université de Bretagne Occidentale, 58 p.
- Vogt H., Schramm W., 1991. Conspicuous decline of *Fucus* in Kiel Bay (Western Baltic): what are the causes ? *Marine Ecology Progress Series*, 69:189-194.
- Vollenweider R. A., Rinaldi A., Montanari G. 1992. Eutrophication, structure and dynamics of a marine coastal system : results of ten year monitoring along the Emilia romagna coast (Northwest Adriatic Sea). *In* Marine Coastal Eutrophication, Vollenweider R. A., Marchetti R. and Viviani R., eds., pp. 63-106.
- Vollenweider R.A., 1968. The scientific basis of lake and stream eutrophication, with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors. Tech. Rep. OECD, Paris, DAS/DS1/68, 27, 182 p.
- Wallentinus I., 1984. Comparisons of nutrient uptake rates for Baltic macroalgae with different thallus morphologies. *Marine Biology* 80(2): 215-225.
- Wassmann P. 1994. Significance of sedimentation for the termination of *Phaeocystis* blooms. *J. Mar. Syst.* 5 (1), 81-100.
- Watanabe M., Kohata K., Kimura T., Takamatsu T., Yamaguchi S., Ioriya T. 1995. Generation of a *Chattonella antiqua* bloom by imposing a shallow nutricline in a mesocosm. *Limnol. Oceanogr.* 40 (8), 1447-1480.
- Weiss RF. 1970. The saturation of nitrogen, oxygen, and argon in water and sea water. *Deep Sea Research*, 17, 721-735.
- Weisse T., Tande K., Verity P., Hansen F., Gieskes W. 1994. The trophic significance of *Phaeocystis* blooms. *J. Mar. Syst.* 5 (1), 67-79.

- Welsh B. L. 1995. Hypoxia in Long Island Sound : one researcher's perspective. *In* Proceedings of the Long Island Sound Research Conference, New York, 30 Sep 1994. McElroy A. and Zeidner J. Eds. New York Sea Grant Institute, pp. 3-20.
- Zaitsev-Yu P. 1992. Recent changes in the trophic structure of the Black Sea. *Fish. Oceanogr* 1(2), 180-189.