



**Ministère de l'écologie,
du développement durable,
des transports et du logement**

Conseil général de l'environnement et du
développement durable

Rapport CGEDD n° 007942-01

**Ministère de l'agriculture,
de l'alimentation, de la pêche,
de la ruralité et de
l'aménagement du territoire**

Conseil général de l'alimentation, de l'agriculture
et des espaces ruraux

Rapport CGAAER n° 11128

Bilan des connaissances scientifiques sur les causes de prolifération de macroalgues vertes.

Application à la situation de la Bretagne et propositions

Rapport à

*Monsieur le Ministre de l'écologie, du développement durable,
des transports et du logement*

*Monsieur le Ministre de l'agriculture, de l'alimentation, de la pêche,
de la ruralité et de l'aménagement du territoire*

Bernard CHEVASSUS-au-LOUIS, CGAAER

Bruno ANDRAL, CGAAER

Alain FEMENIAS, CGEDD

Michel BOUVIER, CGEDD

Comité scientifique de lecture :

**Gilles BILLEN, Directeur de
recherches au CNRS**

**Bruno de REVIERS, Professeur au
Muséum national d'histoire
naturelle**

**Jean-Marcel DORIOZ, Directeur de
recherches à l'INRA**

Mars 2012

RESUME

La mise en œuvre du plan d'action gouvernemental « algues vertes » en Bretagne est perturbée par une campagne de remise en cause des fondements scientifiques expliquant la prolifération de ces ulves, sur lesquels est fondée l'action de l'Etat. Cette contestation traduit l'inquiétude de la profession agricole directement mobilisée par les mesures correctrices du plan (réduction drastique des nitrates dans les eaux).

La mission confiée au CGEDD et au CGAAER, associée à trois experts reconnus internationalement, a consisté à établir un état des connaissances disponibles sur ces proliférations d'algues et à apporter une analyse critique des arguments de la contestation du rôle des nitrates agricoles. La revue bibliographique a porté sur les observations, les expérimentations et les modélisations conduites en Bretagne, sur les lagunes italiennes, en mer du Nord, sur la côte Est des USA, en Chine et au Japon.

Les échouages massifs sur les plages ne sont observés que lorsque plusieurs conditions particulières sont réunies : une courantologie propre à des baies « fermées », une faible hauteur d'eau et l'absence de turbidité sont nécessaires pour assurer pendant le printemps et l'été les conditions de température, d'éclairement et de concentration en nutriments suffisantes.

Les facteurs de l'environnement contribuant à la croissance des algues vertes et dont la modification permet d'expliquer le phénomène de leur développement massif, ont été passés en revue. Aucun des facteurs physiques (lumière, température, pluviométrie, hydrodynamique côtière) comme biologiques et écologiques (espèce d'ulve, faune herbivore, effet des perturbations comme les marées noires) n'a connu d'évolution marquée pouvant expliquer de telles proliférations. Par contre, parmi les facteurs chimiques, les apports au milieu marin d'azote et de phosphore (ceux de silicium étant restés stables) sont impliqués fortement : ils ont augmenté de façon considérable à partir des années 1960 et leur concentration s'est accrue dans les zones de prolifération d'ulves. Le rôle prédominant des apports d'azote distingue nettement les milieux côtiers bretons des milieux lacustres pour lesquels le phosphore était clairement déterminant, dans les années 1970, de l'eutrophisation des lacs alpins en particulier. L'écologie fonctionnelle de ces deux types de milieux diffère en effet fortement.

L'analyse des différentes sources possibles de nutriments met en évidence que l'essentiel des apports d'azote et de phosphore sont terrigènes et anthropiques. Le phosphore est stocké dans les sédiments et relargué indépendamment des flux parvenant dans les baies. Même si cela ne remet pas en cause le bien-fondé des actions de réduction des apports de phosphore vis-à-vis de la qualité des eaux douces, c'est l'action sur les apports d'azote qui est la plus efficace et la plus efficiente pour éradiquer le phénomène du « bloom » algal en zone côtière.

Enfin la part agricole représente au moins 90% des apports azotés et ne semble pas régresser. Elle est de 50 à 60% pour le phosphore, en croissance relative du fait des efforts en cours sur les réseaux d'assainissement. Il apparaît donc que la réduction des apports azotés liés aux activités agricoles et d'élevage reste l'objectif le plus pertinent pour limiter la prolifération des algues vertes.

Une modélisation complexe mais précise et efficace du phénomène de prolifération des ulves a été développée. Elle permet de rendre compte de la localisation et de l'ampleur des échouages observés, d'expliquer les variations constatées entre les sites et de prévoir le résultat d'une action sur chacun des facteurs étudiés.

L'examen des axes de recherche complémentaires qui pourraient être définis montre que le corpus actuel des connaissances permettant de fonder l'action de l'Etat est suffisant et que ces aspects ne serviront qu'à conforter, en les détaillant, les acquis scientifiques actuels.

Le rapport recommande par ailleurs de restructurer le débat de société en mobilisant des compétences en sciences économiques et en sociologie afin de construire une acculturation suffisante des acteurs locaux, de développer une adaptation des techniques agricoles et de mettre en place les outils d'une bonne gouvernance.

Sommaire

RESUME.....	3
RESUME POUR DECIDEURS.....	7
INTRODUCTION	15
Première partie : METHODOLOGIE ET CONTEXTE.....	17
I.1/ Méthodologie.....	19
I.1.1. Le cadrage préalable de la mission.....	19
I.1.2. L'élaboration des connaissances scientifiques	20
I.1.3. La qualité et l'indépendance des expertises	20
I.1.4. Les contacts et personnes rencontrées.....	21
I.2/ Historique : Les marées vertes à ulves, un phénomène ancien ?.....	23
I.2.1. Depuis quand les marées vertes à ulves sont-elles signalées ?.....	23
I.2.2. Le cas de la Bretagne	25
I.2.3. Les apports de nutriments.....	28
Deuxième partie : BILAN DES CONNAISSANCES SCIENTIFIQUES.....	31
II. 1/ Les marées vertes, un phénomène multifactoriel.....	31
II.1.1. Les facteurs chimiques.....	32
II.1.2. Les facteurs physiques.....	33
II.1.3. Les facteurs biologiques.....	34
II.1.4. Les facteurs écologiques.....	35
II.1.5. Remarques générales.....	36
II.2/ Importance et origine des flux d'azote et de phosphore.....	39
II.2.1. Les flux d'azote.....	39
II.2.2. Les flux de phosphore.....	46
II.2.3. Les flux de silicium.....	55
II.2.4. Le devenir des apports dans la zone littorale.....	55
II.2.5. Synthèse.....	58
II.3/ Les rôles respectifs de l'azote et du phosphore.....	61
II.3.1. Les milieux lacustres.....	61
II.3.2. Les milieux marins.....	65
II.3.3. Synthèse.....	76
II.4/ La biologie des ulves et ses conséquences.....	79
II.4.1. Intérêt et limite de l'analyse de la composition des algues en N et P.....	79
II.4.2. Quelles macroalgues pour les marées vertes ?.....	81
II.4.3. Analyse des données bretonnes.....	84
II.4.4. Synthèse.....	87
II.5/ Les apports de la modélisation	89
II.5.1. Quelques rappels généraux sur la modélisation.....	89
II.5.2. Structure générale des modèles.....	90
II.5.3. La composante physico-chimique : la modélisation des flux entrants.....	92
II.5.4. Le modèle hydrodynamique.....	93
II.5.5. Le modèle biologique.....	96
II.5.6. Synthèse.....	103
II.6/ L'implication éventuelle d'autres facteurs écologiques.....	105
II.6.1. De nouvelles espèces ou populations proliférantes ?.....	105
II.6.2. La modification des biocénoses.....	108
II.6.3. La modification de l'hydrodynamique.....	110
II.6.4. L'effet des changements climatiques.....	110
II.6.5. Synthèse.....	111
II.7/ Conclusion sur le bilan des connaissances scientifiques.....	113

II.7.1. Quels sont les facteurs environnementaux impliqués ?.....	113
II.7.2. Quelles sont les causes de ces augmentations ?.....	114
II.7.3. Quelles sont les origines de ces apports ?.....	115
Troisième partie : PERSPECTIVES.....	117
III.1. La production et la transmission des connaissances.....	118
III.1.1. Préambule.....	118
III.1.2. Structurer le débat de société.....	119
III.2. Les pistes de recherche.....	120
III.2.1. Dans le domaine des sciences de la nature, autour des causes des marées vertes.....	120
III.2.2. Dans le domaine des sciences de l'homme et de la société, autour de l'accompagnement du plan gouvernemental et de ses prolongements.....	121
CONCLUSION.....	124
BIBLIOGRAPHIE : liste des documents consultés.....	127
ANNEXES.....	137
Annexe 1 : lettre de mission.....	139
Annexe 2 : Présentation du Comité scientifique de relecture.....	141
Annexe 3 : abréviations, sigles et acronymes.....	143
Annexe 4 : Liste des personnes rencontrées ou consultées.....	145

RESUME POUR DECIDEURS

PREMIERE PARTIE

Après avoir rappelé le cadrage de la mission et quelques éléments de base sur la production et la validation des connaissances scientifiques, **la première partie du rapport présente les données historiques sur les proliférations de macroalgues vertes à travers le monde** et rappelle le lien systématiquement établi entre ces proliférations et l'augmentation d'apports de nutriments liés à diverses activités humaines.

On s'attache ensuite à préciser, dans le cas de la Bretagne, la chronologie de ces apports de nutriments et l'on montre que ces apports, qui n'étaient sans doute pas négligeables depuis de nombreux siècles, ont dû commencer à augmenter dès les années soixante pour atteindre un maximum dans les années 80-90. Il ne semble donc pas exister de discordance notoire entre la période où les marées vertes prennent de l'ampleur en Bretagne et celle où les apports d'éléments fertilisants par les rivières ont augmenté sensiblement par rapport à des références historiques qui étaient déjà sans doute de l'ordre de quelques milligrammes par litre de nitrates dans les eaux des rivières.

DEUXIEME PARTIE

II.1. La seconde partie présente tout d'abord l'ensemble des facteurs physiques, chimiques et biologiques impliqués ou pouvant être incriminés dans le développement de populations de macroalgues. Elle insiste sur le fait que ces différents facteurs doivent être simultanément réunis pour que des proliférations importantes puissent advenir. Ce caractère multiple et interactif des facteurs impliqués a deux conséquences importantes :

- l'étude empirique de la relation entre les marées vertes et un seul paramètre (par exemple les flux d'azote ou de phosphore), en comparant différentes situations géographiques, conduira le plus souvent à des relations faibles ou nulles mais qui ne constituent pas des « incohérences » et ne peuvent servir d'argument scientifique pour nier l'effet de ce paramètre ;

- dans les conditions de la façade atlantique, les conditions physiques favorables aux proliférations (température, lumière, stationnarité des masses d'eau) ne sont généralement pas réunies pendant la période hivernale. Il en résulte qu'une partie importante des flux d'azote issus du continent, sera évacuée vers le large sans induire de proliférations algales. Ces flux hivernaux ou de début de printemps seront largement suffisants pour initier la croissance des algues mais seule la poursuite de ces flux pendant la période chaude permettra un développement important du bloom et des marées vertes estivales d'ampleur. Il est donc inapproprié de comparer, localement ou pour l'ensemble de la Bretagne, les apports annuels totaux et les quantités d'azote et de phosphore fixées par les algues pour contester le bien-fondé de mesures de réduction de ces apports.

Enfin, cette partie insiste sur l'importance d'une distinction entre facteurs limitants – ceux qui, à un moment et en un lieu donné, limitent le plus la croissance algale – et facteurs de contrôle – ceux qui peuvent effectivement être maîtrisés pour limiter les proliférations. Les seconds sont bien sûr un sous-ensemble des premiers mais leur choix doit être examiné au cas par cas en combinant des données scientifiques (l'importance du facteur et les effets prévisibles de sa réduction) et socio-économiques (le coût de ce contrôle, le délai nécessaire, l'acceptabilité sociale, les conséquences directes ou indirectes en termes économiques, sociaux ou environnementaux).

II.2. Ce chapitre analyse les données disponibles sur l'importance et l'origine des flux d'azote et de phosphore pouvant alimenter la croissance des macroalgues. On retiendra de cette analyse les principaux éléments suivants :

- les apports d'azote apparaissent bien connus dans leur ampleur, leur origine et leur devenir. Ils ont culminé à la fin des années quatre-vingt à environ six fois les apports des années soixante et restent encore aujourd'hui élevés. Les apports terrigènes apparaissent largement prépondérants, les autres sources (apports pélagiques, apports atmosphériques, apports endogènes par fixation de l'azote gazeux) étant très secondaires ;

- Ces apports terrigènes se font essentiellement sous forme de nitrates dissous dans l'eau et sont très liés au débit des rivières, les concentrations variant peu au cours de l'année. Au sein de ces apports terrigènes, les apports d'origine agricole dominent très largement sur les autres sources ;

- Une partie de ces apports est éliminée par dénitrification dans des zones humides lors du transfert vers la mer et la diminution des zones humides a contribué de manière non négligeable à l'augmentation du flux sortant vers la mer. Cette activité de dénitrification est également importante sur l'ensemble de la zone côtière et réduira notablement les flux vers le large. Du fait de ce phénomène et des effets de dilution, l'enrichissement en azote des eaux côtières sera donc généralement limité à une zone assez étroite à proximité immédiate des côtes ;

- des stocks importants d'azote sont présents dans les sédiments de la zone littorale. Ils résultent à la fois des apports terrigènes d'azote sous forme particulaire et des dépôts de matière organique liés à la production primaire en zone littorale (notamment des ulves) ;

- les apports de phosphore apparaissent moins bien connus. Ils ont connu un maximum dans la période 1980-1995, avec des apports annuels de plusieurs milliers de tonnes, et ont beaucoup régressé depuis, du fait des politiques de collecte et de traitement des émissions ponctuelles, de la réduction de l'usage des polyphosphates et d'une amélioration des pratiques agricoles d'usage des engrais phosphatés ;

- ces apports se font à la fois sous forme dissoute (phosphate) et particulaire. La forme particulaire est globalement prépondérante mais la répartition entre ces deux apports peut varier grandement dans le temps (le P particulaire augmente avec les crues et est donc plus important l'hiver) et dans l'espace (le P particulaire peut sédimenter dans les rivières et plan d'eau au cours de son transit vers la mer). De ce fait, les apports pendant la période estivale seront relativement faibles et constitués essentiellement de phosphore dissous ;

- des quantités importantes de phosphore, plusieurs tonnes par hectare de SAU, se sont accumulés dans les sols bretons du fait d'apports minéraux et organiques environ deux fois supérieurs aux quantités exportées par les récoltes. Ce stock apparaît susceptible de fournir pendant plusieurs décennies un flux annuel de phosphore de plusieurs centaines de tonnes.

- le flux actuel total de phosphore est actuellement de l'ordre de 1000 à 1200 tonnes par an. La part des activités agricoles est de l'ordre de 50% mais serait à mieux évaluer dans les différentes situations locales ;

- la précipitation du phosphore particulaire à son arrivée dans le milieu marin conduit à une accumulation importante dans les sédiments côtiers. La réserve totale dans les zones de prolifération des ulves peut être évaluée à plusieurs centaines de fois les apports annuels actuels ;

- la dynamique de ces importants stocks côtiers d'azote et de phosphore est donc importante à connaître pour évaluer leur rôle dans les proliférations algales. Ces deux stocks sont indépendants et la dynamique du stock d'azote des sédiments apparaît beaucoup plus rapide que celle du stock de phosphore ;

- Il convient également de prendre en compte, en particulier dans le cas du phosphore, la source endogène que représente la minéralisation rapide de la matière organique des algues mortes. Elle peut en effet contribuer, en particulier dans le cas de proliférations importantes, à l'auto-entretien de ces proliférations ;

- les apports de silicium ont peu évolué sur l'ensemble de la période considérée. Ces apports apparaissent aujourd'hui très déficitaires par rapport aux proportions permettant une production primaire principalement sous forme de micro-algues siliceuses (diatomées) alimentant les chaînes alimentaires. De ce fait, l'excédent d'azote et de phosphore par rapport au silicium présente un fort potentiel eutrophisant pour des microalgues non-siliceuses (en eau douce et en mer) ou pour des macroalgues (en zone littorale).

II.3. On examine dans ce chapitre les données disponibles sur les rôles respectifs de l'azote et du phosphore dans les proliférations algales. Le cas, bien documenté, de l'eutrophisation puis de la restauration des lacs oligotrophes, lacs alpins en particulier, est présenté dans un premier temps. Dans ce cas, le rôle majeur du phosphore et l'efficacité des politiques de réduction de ces apports apparaissent indéniables.

On montre ensuite que ces conclusions ne peuvent être étendues ni à tous les milieux lacustres, ni, *a fortiori*, aux milieux marins et que les différences observées entre différents milieux – en particulier entre les lacs d'eau douce oligotrophes et les milieux côtiers tempérés – dans leur réaction aux apports d'azote ou de phosphore sont bien établies et résultent de différences objectives dans l'écologie fonctionnelle de ces milieux et non de divergences d'interprétation ou de « points de vue » entre limnologues et océanologues.

En outre, plutôt que d'opposer simplement les milieux d'eau douce et les milieux marins ou de postuler que les phénomènes observés dans les uns doivent forcément advenir dans les autres, il apparaît possible de proposer une vision cohérente et globale pour l'ensemble de ces milieux en les distinguant selon l'existence ou non, d'une part, d'une source endogène potentielle d'azote abondante, liée à une activité bactérienne fixatrice de l'azote atmosphérique et, d'autre part, d'une source endogène de phosphore biodisponible, du fait de la proximité de sédiments riches en phosphore et susceptibles de le relarguer :

- le type 1 (sources endogènes de N et P faibles) est celui des milieux marins hauturiers des zones tempérées, où les cyanobactéries pélagiques fixatrices d'azote apparaissent peu abondantes et peu actives. Dans ces milieux, les développements d'algues planctoniques seront régulés par les rapports entre l'azote, le phosphore et le silicium et chacun de ces facteurs pourra, selon les lieux ou la période de l'année, se révéler limitant ;

- le type 2 (source endogène de N abondante mais de P faible) est celui des lacs oligotrophes d'eau douce ou de lacs eutrophisés profonds comme le lac Léman, des zones littorales de la Baltique mais aussi des zones tropicales des océans et des milieux coralliens, où ces cyanobactéries sont abondantes et actives. Comme indiqué précédemment, les apports exogènes de phosphore jouent dans ces milieux un rôle prépondérant et leur maîtrise sera généralement efficace ;

- le type 3 (source endogène de P abondante, de N faible) est celui des milieux marins côtiers tempérés et correspond à la situation bretonne. Dans ce cas, ce sont les apports exogènes d'azote qui moduleront fortement l'ampleur des proliférations algales et qui constitueront le facteur de contrôle à privilégier ;

- enfin, le type 4 (P et N endogène potentiellement abondant) serait celui de lacs eutrophisés peu profonds, où le phosphore accumulé peut être mobilisé, notamment du fait de conditions anaérobies liées à la présence importante de matière organique et où des cyanobactéries fixatrices d'azote représentent une source endogène de cet élément. L'azote sera également un facteur de contrôle mais sa réduction pourra conduire à une recrudescence de ces cyanobactéries si les apports tant exogènes qu'endogènes de phosphore ne sont pas maîtrisés.

Dans le cas de figure du type 3 la priorité à donner à la réduction des apports d'azote pour limiter les proliférations de macroalgues en Bretagne ne signifie pas que des efforts ne doivent pas continuer à être déployés pour réduire les apports de phosphore. En effet, même si ces réductions ne devraient pas avoir d'effet à court et moyen terme sur les macroalgues vertes, ces efforts bénéficieront à limiter l'eutrophisation des milieux aquatiques d'eau douce et en particulier aux retenues d'eau ou des développements de cyanobactéries éventuellement toxiques peuvent advenir.

II.4. Ce chapitre présente les données disponibles sur la physiologie des macroalgues, ulves en particulier, et sur leur comportement vis-à-vis d'apports importants d'azote ou de phosphore.

Il souligne tout d'abord que l'utilisation de la concentration interne des ulves en azote et phosphore pour juger de leur capacité de croissance apparaît une méthode bien admise dans la littérature, largement utilisée chez les plantes terrestres et suffisamment étalonnée pour être utilisée dans des diagnostics de terrain.

Il montre ensuite pourquoi les ulves sont particulièrement adaptées à tirer parti de concentrations élevées d'azote ou de phosphore dans le milieu, alors qu'elles sont moins performantes que d'autres espèces pour des concentrations plus faibles.

A partir de ces éléments, il apparaît que la situation de la Bretagne Nord des années quatre-vingt dix, pour laquelle les disponibilités en phosphore étaient largement excédentaires par rapport aux besoins des algues, a représenté un cas extrême où l'azote seul apparaissait à l'évidence comme le seul facteur limitant des proliférations. Si ces situations demeurent aujourd'hui largement majoritaires, on observe parfois, dans certains sites et certaines années, des cas où le phosphore peut être co-limitant à certaines périodes, voire être parfois temporairement un facteur limitant.

Il serait donc opportun de préciser si ces situations relèvent principalement d'une réduction des apports terrigènes estivaux par les rivières, du fait des diminutions notables des apports de phosphore depuis le pic des années quatre-vingt dix, ou d'une diminution de la capacité du sédiment à fournir un flux de phosphore suffisant pendant la période de croissance des algues et, dans ce cas, d'examiner les facteurs responsables de cette éventuelle réduction des flux.

II.5. Ce chapitre est consacré à la présentation et à l'analyse des différents modèles utilisés pour représenter et intégrer les phénomènes physiques, chimiques et biologiques impliqués dans la croissance des ulves.

Après avoir rappelé quelques éléments de base sur la complémentarité entre observations, expérimentations et modélisations pour comprendre des phénomènes complexes et sur la notion de « validation » des modèles, il présente les options retenues par les modélisateurs – lorsque plusieurs options étaient possibles – aux différentes étapes de la construction des modèles et en analyse la pertinence.

Les performances opérationnelles de ces modèles, c'est-à-dire leur capacité à rendre effectivement compte des phénomènes observés est enfin examinée.

Les conclusions suivantes sont dégagées :

- même s'ils peuvent être améliorés, les modèles utilisés actuellement par l'Ifremer et le Ceva apparaissent tout à fait opérationnels. Ils s'appuient sur des démarches amplement utilisées et validées dans d'autres domaines et ont déjà donné lieu à plusieurs validations empiriques convaincantes ;

- le sous-modèle physico-chimique, qui représente les flux d'azote et de phosphore entrant dans le milieu littoral, intègre la totalité des sources notables de nutriments identifiées. Des améliorations restent néanmoins à rechercher pour mieux modéliser les apports des sédiments ;

- le sous-modèle hydrodynamique, qui rend compte du déplacement des masses d'eau et permet de calculer les concentrations d'azote et de phosphore en divers points du littoral, s'appuie sur un savoir-faire établi des océanographes pour représenter la circulation des masses d'eau à différentes échelles. Il possède une définition spatio-temporelle suffisante pour représenter de manière satisfaisante les fluctuations des concentrations de nutriments à proximité du littoral ;

- enfin, le modèle biologique de croissance, qui calcule la variation de biomasse des ulves en prenant en compte les concentrations locales d'azote et de phosphore, ainsi que diverses contraintes physiques (lumière et température en particulier) s'appuie sur des paramètres établis expérimentalement par plusieurs travaux indépendants. Comme tout phénomène biologique, ces paramètres peuvent bien sûr présenter des fluctuations et quelques études complémentaires seraient intéressantes pour cerner la sensibilité éventuelle du modèle à ces fluctuations et affiner l'estimation des valeurs cibles de certaines contraintes à atteindre, en particulier celles des concentrations en nitrates des rivières permettant de réduire de manière notable les proliférations d'ulves.

D'autres améliorations sont suggérées mais ces améliorations éventuelles ne remettent nullement en cause la valeur opérationnelle des modèles actuels et leur capacité à orienter de manière pertinente les stratégies de lutte contre les marées vertes, en particulier en identifiant les flux devant faire l'objet d'actions prioritaires.

Il est certes possible que les objectifs ultimes de ces actions – en particulier les baisses de teneurs en nitrates à atteindre dans les rivières pour limiter les proliférations d'ulves – soient minorés par de nouvelles études (ou peut-être, d'ailleurs, majorés). Cependant, la distance entre la situation actuelle et ces objectifs est telle qu'il sera toujours temps de les affiner « en marchant », c'est-à-dire au fur et à mesure que les plans d'actions permettront de s'en rapprocher.

II.6. Quelques facteurs écologiques parfois évoqués comme ayant pu déterminer les proliférations d'ulves sont analysés dans ce chapitre.

L'introduction d'une nouvelle espèce ou population d'ulve ayant des capacités de prolifération supérieure à celle des espèces indigènes est une hypothèse qui n'est étayée par aucune observation précise. Les données récentes de systématique montrent que les ulves « bretonnes » sont en fait des formes locales d'espèces à large répartition géographique, observées en Europe depuis au moins le 19^{ième} siècle. De même, si des mutations améliorant la capacité de croissance des ulves en situation de forts apports de nutriments ont pu être sélectionnées, elles ne peuvent être considérées comme la cause du phénomène de prolifération. De manière générale, il n'existe aucun cas identifié de marée verte se déclenchant en l'absence d'une augmentation des apports d'éléments nutritifs, du seul fait de l'arrivée d'une nouvelle espèce ou population.

L'influence des pollutions chroniques sur les biocénoses littorales est globalement très mal cernée, alors que celle des pollutions aiguës (marées noires) est un peu mieux documenté du fait, hélas, des nombreux épisodes ayant affecté le littoral breton. Pour ces dernières, des proliférations transitoires d'algues vertes ont parfois été observées mais limitées aux rochers dénudés. Dans le cas des pollutions chroniques, on peut émettre *a priori* des hypothèses opposées, selon lesquelles elles favorisent ou, au contraire, limitent les proliférations algales. Les données empiriques sur l'évolution des biocénoses littorales indiquent plutôt une régression des populations d'algues fixées, en particulier des algues brunes, et un bon état des populations d'invertébrés brouteurs sur ces substrats rocheux, ainsi que dans les zones sablo-vaseuses proches de celles où les ulves en suspension se développent. Le fait que ces flux de micropolluants ne semble pas pouvoir actuellement être incriminés ne signifie bien sûr pas que les efforts pour réduire ces flux, notamment ceux des résidus de produits phytosanitaires, ne sont pas à poursuivre.

Les facteurs physiques (lumière, température, pluviométrie, hydrodynamique côtière) conditionnent à l'évidence la croissance des algues et expliquent à la fois la localisation des proliférations d'ulves à proximité de la côte et leur caractère saisonnier. Ils peuvent également rendre compte de fluctuations du phénomène d'une année à l'autre ou de l'effet d'aménagements locaux modifiant la circulation des masses d'eaux (développement de la conchyliculture, aménagements portuaires). Par contre, ces paramètres n'ont pas connu de rupture marquée ou d'évolution tendancielle significative à l'échelle de la Bretagne (contrairement, par exemple à la lagune de Venise) et ne peuvent donc être considérés comme explicatifs de l'apparition du phénomène.

Cette conclusion s'applique également aux changements climatiques, les augmentations notables de température étant postérieures au développement des marées vertes et les ulves étant déjà à leur optimum thermique pendant les périodes de prolifération.

II.7. Ce dernier chapitre résume les principales conclusions de cette synthèse de la littérature scientifique sur les causes de prolifération des ulves.

1. L'augmentation des apports au milieu marin de nutriments conditionnant la production primaire, azote et phosphore en particulier – ceux de silicium étant restés stables – apparaît comme le principal facteur à impliquer, et ceci du fait que :

- ces apports ont effectivement augmenté de manière considérable à partir des années soixante et demeurent encore aujourd'hui élevés ;
- les mesures et les modélisations réalisées montrent que ces apports conduisent effectivement à une augmentation forte des concentrations d'azote et de phosphore dans les zones de prolifération des ulves ;
- les études d'écophysiologie des ulves indiquent que ces espèces profitent particulièrement de ces concentrations élevées et présentent alors des croissances extrêmement fortes. L'examen de la variation des teneurs internes des ulves en azote et phosphore au cours de leur croissance montre en outre le rôle prédominant de l'azote comme principal facteur limitant de la croissance à partir de la fin du printemps et au cours de l'été. Le phosphore peut quant à lui être parfois co-limitant à certaines périodes, voire, dans de rares cas, plus limitant que l'azote.

2. L'examen des différentes sources possibles d'azote et de phosphore (eaux du large, apports atmosphériques, fourniture par les sédiments, apports terrigènes par les rivières) amène à conclure que,

qualitativement, toutes ces sources sont effectivement susceptibles d'intervenir. Par contre, en terme quantitatifs, les sources terrigènes liées aux diverses activités humaines représentent l'essentiel des apports. L'importance relative de l'azote par rapport au phosphore dans ces apports terrigènes a en outre au moins doublé depuis la fin des années quatre-vingt dix, du fait d'une réduction beaucoup plus forte des apports de phosphore.

Ces apports peuvent être utilisés directement par les ulves pendant la période de croissance, ce qui est le cas pour l'essentiel des apports d'azote. Un raisonnement ne considérant que les apports terrigènes pendant cette période apparaît alors légitime. Pour le phosphore, ces apports pourront en partie être stockés, puis relargués plus ou moins rapidement par les sédiments côtiers. Ce stock sédimentaire cumule des apports de plusieurs décennies et sa contribution à la fourniture de phosphore, qui est modulée par différents phénomènes (oxygénation, teneur en matière organique) doit impérativement être prise en compte.

Ces différents éléments, combinés avec ceux que fournit l'écophysiologie des ulves, conduisent à considérer que, dans les conditions de la Bretagne :

- une action sur les apports azotés s'avère indispensable et potentiellement efficace pour maîtriser les proliférations d'ulves à court terme;
- une action centrée uniquement sur le phosphore serait au contraire peu efficace à court et moyen terme sur ces proliférations ;
- une politique visant à protéger ou à restaurer à plus long terme et durablement la qualité des milieux tant marins que d'eau douce vis-à-vis des différentes proliférations algales (macro et microalgues) doit s'attacher dès à présent à réduire ces deux types d'apports.

3. Dans les apports d'azote et de phosphore, il apparaît possible de quantifier la part relative des apports diffus, issus principalement des activités agricoles et d'élevage, et ponctuels, représentés surtout par des effluents urbains et industriels collectés par divers réseaux. Cette part apparaît sensiblement différente pour les deux types d'apports. Pour l'azote, la part agricole représente au moins 90% des apports et ne semble pas régresser. Pour le phosphore, elle est de l'ordre de 50 à 60% et a tendance à augmenter, du fait d'une réduction plus marquée des apports ponctuels (réduction de l'usage des polyphosphates, développement des réseaux d'assainissement et de la déphosphatation dans les stations d'épuration).

Ces proportions sont des moyennes sur l'ensemble de l'année. Elles ne semblent pas être notablement différentes pendant la période de croissance des ulves, sauf cas particuliers et exceptionnels (débordement de stations d'épuration lors de pluies d'orage).

Il apparaît donc qu'une réduction des apports d'azote liés aux activités agricoles et d'élevage sera l'objectif le plus adéquat pour parvenir à limiter les proliférations d'ulves. On ajoutera que, pour les apports de phosphore, c'est également au niveau des activités agricoles et de leurs apports diffus que des actions à long terme pourront permettre des progrès substantiels, en complément des marges de progrès encore disponibles pour améliorer la collecte et le traitement des eaux usées, notamment en zones rurales.

TROISIEME PARTIE

Cette troisième partie formule des propositions dans deux domaines, la production et la transmission des connaissances, d'une part et, d'autre part, les pistes de recherche à encourager.

III.1. Au niveau de la production et de la transmission des connaissances, on rappelle tout d'abord les rôles respectifs de la vulgarisation, de l'expertise et de la recherche pour appuyer l'action des opérateurs publics ou privés mais aussi la distinction à assurer entre ces trois aspects de la connaissance. Il est également souligné la difficulté de

bien gérer aujourd'hui la notion d'incertitude, inhérente à la connaissance scientifique mais parfois mobilisée pour rejeter, pour diverses raisons, des apports de la science solidement établis.

Le rapport insiste ensuite sur la nécessité d'organiser le débat public en y associant toutes les « parties prenantes » et de le faire à l'échelle des bassins versants concernés. Cette démarche, entreprise dans le cadre du plan « Algues vertes », doit être maintenue.

Pour alimenter et conduire ces débats, un appui méthodologique apparaît souhaitable, afin de veiller à un réel partage de l'information et à une bonne expression des attentes de chacun. Le rapport propose d'élargir le comité scientifique du plan « Algues vertes » à des spécialistes des sciences humaines et sociales pouvant apporter ces compétences.

II.2. Au niveau des pistes de recherches, le rapport souligne l'intérêt de développer des recherches locales et finalisées sur certains points scientifiques et techniques mais insiste également sur le fait que ces recherches doivent accompagner l'action publique et ne saurait constituer un préalable à cette action. Ces recherches concerneront à la fois le domaine des sciences de la nature et celui des sciences de l'homme et de la société. Pour pouvoir les réaliser, les pouvoirs publics comme les organismes de recherche concernés devront veiller aux modalités de financement de ces travaux mais aussi doter le Groupement de Recherches du plan gouvernemental d'une réelle capacité de pilotage et de coordination.

1. Dans le domaine des sciences de la nature, l'accent est mis principalement sur :

- une meilleure connaissance des flux d'azote et de phosphore, tant terrigènes que sédimentaires, pendant la période de croissance des ulves ;
- l'amélioration du savoir-faire en génie écologique (intérêt et limites de l'utilisation de diverses infrastructures écologiques, compréhension de leur mode d'action) ;
- les analyses de sensibilité des modèles et leur prise en compte d'autres espèces de macroalgues, en lien avec des expérimentations dans ce domaine ;
- une meilleure connaissance de la génétique des populations d'ulves, qui pourrait déboucher sur les indicateurs d'évolution des proliférations.

2. Dans les domaines des sciences de l'homme et de la société, le rapport propose d'encourager à court terme des travaux sur :

- l'utilisation de la biomasse des ulves, dans la mesure où des biomasses importantes continueront à être produites dans les prochaines années et devront être traitées ;
- des techniques de traitement des lisiers permettant d'en réduire la charge en phosphore ;
- la diffusion de modèles existants de production agricole moins intensifs et l'élaboration de nouveaux systèmes de production plus durables ;
- la définition d'indicateurs intermédiaires d'amélioration de la qualité des milieux côtiers.

A long terme, il est proposé :

- de solliciter les sciences humaines et sociales pour mieux comprendre la diversité des « représentations » des différentes parties prenantes vis-à-vis des problèmes environnementaux et analyser les situations de confrontation et de blocage ;
- de mobiliser les différents acteurs dans un travail de prospective, pour élaborer ensemble ce que pourrait être un « nouveau modèle économique breton » intégrant les activités de production agricole, de transformation et de diffusion de cette production ainsi que les autres usages économiques et sociaux du territoire et répondant aux critères de la durabilité.

CONCLUSION

La conclusion du rapport rappelle les fondements scientifiques et techniques du plan d'action gouvernemental, centré sur la réduction des flux d'azote d'origine agricole. Elle en confirme le bien-fondé, à la lumière de l'analyse réalisée par la mission.

Elle souligne également que les caractéristiques de la situation bretonne actuelle, et notamment les accumulations importantes de phosphore en zone littorale – qui alimentent les ulves et expliquent le caractère inopérant d'une action éventuelle sur les flux de cet élément – résulte de l'action de multiples acteurs pendant plusieurs décennies. La responsabilité de cette situation ne saurait donc être imputée aux seuls agriculteurs d'aujourd'hui.

Enfin, la mission insiste sur la nécessité de poursuivre les efforts d'information et de communication vis-à-vis de l'ensemble des acteurs et de s'inscrire dans une stratégie à long terme visant à offrir des perspectives positives à l'ensemble de ces acteurs.

*

INTRODUCTION

Les échouages d'algues vertes (ulves) sur certaines zones précises du littoral breton deviennent des enjeux importants aux multiples aspects, en termes d'image dégradée pour le tourisme, en termes de gestion d'une biomasse importante à évacuer, en termes de santé car des inquiétudes sont exprimées sur les émanations de gaz toxiques lors de leur dégradation spontanée sur place, enfin en termes de gestion d'un contentieux européen latent en matière de pollution

Observé dès la fin du XIX^{ième} siècle dans la région de Belfast, ce phénomène semble être apparu en Bretagne de manière sporadique dans les années 1960. Depuis une trentaine d'années cet échouage est devenu récurrent, il s'est amplifié, le tonnage de biomasse à traiter étant maintenant très important.

Aussi les pouvoirs publics ont-ils suscité différentes études et missions d'expertise, destinées à identifier les causes du phénomène, d'une part, et à mettre en place des plans de lutte contre cette prolifération et ses conséquences, d'autre part.

La mise en œuvre du plan de lutte gouvernemental de 2011 est rendue difficile du fait des interrogations qui sont formulées au sujet des principaux paramètres critiques retenus par les expertises scientifiques (IFREMER, CEVA, INRA¹...) mobilisées pour fonder l'action publique. Ces interrogations sont exprimées par le monde agricole, lui-même directement concerné par l'objectif de réduction des rejets azotés dans les cours d'eau, elles sont construites sur une mise en cause de la fiabilité technique et scientifique de ces expertises, ce qui interpelle les pouvoirs publics.

Ces attentes, exprimées dans une nouvelle lettre de mission des ministres en charge du développement durable et de l'agriculture ainsi que lors de réunions tenues avec M. le préfet de la région Bretagne, ont conduit à définir les axes d'une analyse scientifique qui a été confiée au CGAER et au CGEDD et dont les travaux sont présentés ici.

Le présent rapport s'attache successivement à poser les éléments de cadrage méthodologique de cette mission, puis à conduire une analyse de l'état des connaissances scientifiques sur ce sujet, et enfin à formuler des propositions en matière d'orientations complémentaires pour la recherche et en termes d'actions pour la conduite du débat citoyen.

Les conditions même d'organisation de la présente mission ont prévu « *qu'au moins deux experts reconnus internationalement soient associés à ces travaux* ». En l'occurrence, les auteurs ont soumis le texte de la seconde partie du présent rapport à l'avis de trois chercheurs internationalement reconnus, qui l'ont validé dans leurs domaines respectifs de compétences.

¹ Tous les sigles et acronymes utilisés dans ce rapport sont explicités dans l'annexe 3.

Première partie : METHODOLOGIE ET CONTEXTE

Pendant des décennies des travaux scientifiques ont été conduits en France (par l'IFREMER le CEVA, l'INRA...etc.) en s'appuyant sur des recherches comparables menées dans plusieurs pays, afin de décrire, analyser, comprendre et identifier les causes de l'apparition des « marées vertes » ainsi que les « facteurs critiques» sur lesquels une intervention serait susceptible de permettre, à terme, de contenir voire de réduire totalement ce phénomène.

Ce corpus de connaissances a permis à une première mission conjointe du CGEDD, du CGAAER, de l'IGA et de l'IGAS de poser en janvier 2010² les bases d'un plan gouvernemental de lutte contre la prolifération algale constatée en Bretagne, plan adopté et mis en œuvre depuis février 2011. Ce plan repose principalement sur un objectif de réduction des rejets azotés dans les cours d'eau se déversant dans les baies affectées par ces phénomènes.

Le contexte socio-économique a évolué récemment et il rend actuellement difficile la mise en œuvre du plan gouvernemental : en effet le monde agricole, directement concerné par l'emploi des engrais et l'épandage des effluents d'élevage qui contribuent à ces apports azotés, formule des interrogations sur le bien-fondé des objectifs de réduction de ces apports. Ces interpellations sont construites sur une remise en cause des expertises portant sur le principal « paramètre critique » retenu pour fonder l'action publique, qui est de réduire de façon progressive mais drastique les émissions d'azote dans les fleuves côtiers de Bretagne. Ces remises en cause interpellent donc les pouvoirs publics dans la mise en œuvre de leur plan d'action. Outre le discrédit porté sur les politiques publiques de lutte contre les pollutions diffuses d'origine agricole, ces propos entravent la mise en œuvre du plan gouvernemental et freinent la mobilisation des différentes parties prenantes.

Par lettre conjointe du 5 septembre 2011 (annexe 1) les ministres en charge du développement durable et de l'agriculture ont donc demandé au Conseil Général de l'environnement et du développement durable (CGEDD) et au Conseil Général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux (CGAAER) de conduire une mission d'expertise globale.

² Dalmas D, Frey V, Moreau R, Quévremont P, 2010. Elaboration d'un plan de lutte contre les algues vertes. Rapport conjoint IGA/CGEDD/IGAS/CGAAER, janvier 2010, 144 p.

1.1/ Méthodologie

1.1.1. Le cadrage préalable de la mission

Les attentes exprimées dans la lettre de mission des ministres, ainsi que lors de réunions tenues avec M. le préfet de la région Bretagne, ont conduit à définir les axes de l'analyse scientifique à conduire et le champ des recommandations à formuler.

La mission a donc défini un cadrage de ses travaux, portant sur les axes suivants :

1/ Réaliser une expertise scientifique des connaissances établies à ce jour (état de l'art, analyse des publications scientifiques disponibles, analyse des limites éventuelles de nos connaissances, analyse des propositions de recherche présentées...) et des arguments contradictoires qui s'y opposent. Ce premier axe vise à dégager un socle clair relatif aux acquis scientifiques incontournables ainsi qu'aux éléments qu'il reste encore à instruire ou à préciser, en facilitant l'intégration par les pouvoirs publics d'un certain nombre « d'éléments de langage » destinés à les aider à sensibiliser et mobiliser les différents acteurs.

2/ Suggérer quelques pistes de recherche et d'appui scientifique relatives à la gouvernance du « plan algues vertes », la méthodologie du débat citoyen étant ainsi au service des autorités de l'Etat, des collectivités, des acteurs socio-économiques et de leurs instances professionnelles et des autres parties prenantes de la société (associations...),

La présente mission comporte donc à la fois une dimension scientifique d'analyse des arguments avancés dans ce débat public, et une dimension sociologique relative aux difficultés d'appréhension, par tous les acteurs, du raisonnement portant sur les « facteurs critiques », difficultés qui ont donc amené à remettre en cause le fondement scientifique des décisions d'intervention des pouvoirs publics.

Pour ces raisons, la mission tient à préciser qu'elle situe son raisonnement dans le continuum de l'acquisition et de la transmission des connaissances depuis le chercheur jusqu'au différentes couches de la société (c'est-à-dire le grand public). Ainsi est-il nécessaire d'identifier ici les éléments de distinction entre :

- la production de connaissances établies, «les acquis scientifiques» et leurs limites car ils peuvent évoluer avec la progression des connaissances, socle universel et neutre sur lequel fonctionne ensuite toute l'action rationnelle de la société ;

- la production d'avis d'expertise, émis par des chercheurs (ceux qui ont produit de la connaissance) ou des techniciens (ceux qui ont accès à tous les éléments de la connaissance) en vue d'aider à prendre des décisions et à les mettre en œuvre. Ces avis d'expertise sont établis à partir du corpus des connaissances établies, mais ils engagent leurs auteurs dans une démarche de conseil en vue d'une action, ce qui n'appartient plus au caractère universel et neutre de la production de connaissances. L'expert s'engage ou engage la structure à laquelle il appartient. La valeur et la fiabilité des avis d'expert sont éventuellement confirmés ou contredits par d'autres avis d'expert à condition qu'ils s'expriment dans les mêmes conditions ;

- la transmission des connaissances en vue d'une appropriation par différents acteurs et pour diverses finalités : industrielle et économique (R&D, transferts de technologie, nouveaux process de production, vulgarisation/développement en général...), politique (information et compréhension des situations...) culturelle (information, sensibilisation, motivation pour agir...). La transmission des connaissances sert ou utilise des techniques et des objectifs relevant de la communication et de toute mise en œuvre de formes de gouvernance...

. - I

Une part importante de la contestation actuelle porte d'une part sur les connaissances mobilisées pour un diagnostic de causalité et d'autre part sur la «neutralité» et la «compétence» (ou la qualité de l'expertise) des scientifiques qui les utilisent pour construire un avis d'expertise, outil d'aide à la décision.

I.1.2. L'élaboration des connaissances scientifiques

Sur le premier point, la mission tient à rappeler que les usages en vigueur au sein de la communauté scientifique et les acquis méthodologiques construits et établis au fil des générations sont, schématiquement :

- de formuler des hypothèses expérimentales assises sur un état des connaissances,
- de concevoir et de réaliser des travaux de recherche, qui actuellement ne sont financés qu'à l'issue d'un processus de justification et de sélection, impliquant par exemple l'Agence Nationale pour la Recherche (ANR),
- d'en publier les résultats, dans des revues scientifiques qui permettent aux autres scientifiques d'évaluer ces résultats avant de se les approprier, de les reproduire éventuellement, puis de les confirmer ou de les réfuter. Actuellement la communauté scientifique internationale se réfère de préférence à des publications «de rang A», c'est-à-dire dans des revues internationales à comité de lecture (acceptant, demandant la modification ou refusant la proposition de publication après en avoir jugé la qualité),
- de débattre et d'échanger sur ces résultats au sein d'équipes de chercheurs, et dans des réunions ou colloques ouverts à toute la communauté des chercheurs concernés, la discussion portant sur le matériel étudié, les méthodes employées et les résultats obtenus,
- de ne conduire de controverse scientifique que dans le même cadre rigoureux (publications de même niveau).
- au delà de l'évaluation de ces résultats, d'accepter l'évaluation des équipes, des unités et établissements de recherche, par exemple par l'Agence d'Évaluation de la Recherche et de l'Enseignement Supérieur (AERES).

Le débat posé veut porter sur la reconnaissance scientifique à accorder précisément aux études présentées sur les algues vertes, or il existe un dispositif de sélection et d'évaluation des projets de recherche sur leur intérêt et leur qualité, auquel sont soumis comme les autres les chercheurs et les programmes de l'INRA et de l'IFREMER, notamment.

I.1.3. La qualité et l'indépendance des expertises

Sur ce sujet des algues vertes, les connaissances scientifiques qui fondent le plan gouvernemental s'adressent à un public non scientifique, dont la culture et l'activité économique sont directement interpellées au titre du diagnostic qui est posé ; de ce fait le caractère d'immédiateté des décisions à mettre en œuvre a conduit à une contestation de ces décisions.

Cette opposition s'est portée non pas sur les décisions elles-mêmes ni sur la légitimité de l'autorité qui les a prises, mais sur la mise en doute à la fois de l'avis d'expertise et des connaissances qui ont fondé ces décisions ; cette démarche met en lumière les modalités d'acquisition/d'appropriation de ces connaissances scientifiques et leur interprétation par la société.

Sur ce point, la mission tient à souligner que la transmission des connaissances et leur partage au sein de la société (en dehors du monde des scientifiques décrit ci-dessus) n'est facile et donc possible que si elle s'accompagne d'un bénéfice indiscutable pour le récepteur (bénéfice médical – ce à quoi les individus sont le plus sensible, bénéfice économique - dans le cadre de transferts de technologie, bénéfice culturel...ou au plan des convictions personnelles,

par exemple). Par « bénéfique » nous entendons tout autant les avantages que procurent le progrès des connaissances, que les contraintes qu'elles mettent en évidence (mesure et évaluation d'une pollution par exemple). Il est évident alors que la motivation et la mobilisation des mentalités doit dans ce dernier cas surmonter le ressenti affectif négatif que procure tout désagrément lorsqu'il est porté à la connaissance de chacun. Il est alors fréquent de rencontrer des situations de blocage du dialogue entre les différents acteurs concernés.

Il importe alors de discerner ce qui relève du débat technique et scientifique (au sens d'une controverse entre experts) de ce qui représente un débat citoyen ou de société (au sens d'une contestation qui ne peut alors porter sur les connaissances mais sur les choix de société ou de politique à mener). La mise en cause des experts porte sur leur rigueur (ce qui relève de la controverse) et sur leur impartialité (ce qui relève de la contestation).

- Pour ce qui est de l'impartialité, de l'indépendance, aucune règle précise de déontologie n'est disponible afin d'en apprécier le degré. Il relève du maître d'ouvrage sollicitant l'expert de s'assurer de ses compétences réelles et de la sincérité de ses analyses, de son opinion personnelle et de sa déclaration « d'absence d'intérêt » pour la question qui lui est soumise.

- Pour ce qui est de la rigueur de raisonnement, il est établi que ce sont des procédures de contre-expertise qui permettent d'en apprécier la qualité ; un expert n'est compétent et fiable dans son expertise que face à un autre expert venu présenter sa propre expertise.

Sur la question de la rigueur des expertises, la mission s'est donnée dans un premier temps une grille d'analyse des connaissances scientifiques mobilisées ; elle porte sur les aspects suivants et servira de fil conducteur pour la seconde partie du rapport :

- **a-t-on fait le tour du problème ?** L'analyse hiérarchique des causes de la prolifération des algues vertes, l'amélioration de l'observation et du suivi de l'état écologique, la démarche de raisonnement scientifique ...

- **les facteurs «objectifs» de l'eutrophisation sont-ils tous évalués ?** l'enrichissement du milieu en éléments nutritifs et leur cinétique propre (N, P...), les conditions microclimatiques (température, lumière...), les conditions physiques (courantologie, épaisseur de la lame d'eau estuarienne, nature et couleur des fonds...) ...

- **les circonstances aggravantes ou réparatrices sont-elles analysées ?** les conséquences des tempêtes et autres événements, les effets des modifications du littoral (naturelles ou liées à son aménagement), les effets des variations brutales du climat, les contaminants, l'état sanitaire, les espèces invasives...

- **les pressions anthropiques exercées sur les milieux naturels (et leur évolution : aggravation ou réduction) sont-elles évaluées ?** en agriculture (effluents organiques et fertilisation minérale, pesticides, érosion des sols nus), au niveau des industries (ICPE : gestion des effluents et des prélèvements - dont les activités portuaires, les accidents technologiques – dont les marées noires), au niveau des aménagements hydrauliques et des modifications du profil du littoral, de l'urbanisation et du tourisme (dimensionnement des stations d'épuration, suivi des conditions de leur fonctionnement...), de l'exploitation des ressources marines (pêche et déséquilibres dans les chaînes alimentaires, cultures marines, prélèvements de sables et granulats, de goémons)...

I.14. Les contacts et personnes rencontrées

En complément de l'étude bibliographique à portée internationale qui sera présentée en seconde partie, la mission a souhaité dialoguer ou entrer en contact avec les auteurs et les institutions (IFREMER, CNRS, INRA/Agrocampus-ouest, CEVA...) porteurs des principales publications françaises sur les proliférations algales, ainsi que leurs détracteurs, lors de deux déplacements en Bretagne. Ces contacts se sont également prolongés par des échanges ultérieurs.

Les conditions même d'organisation de la présente mission ont prévu « qu'au moins deux experts reconnus internationalement soient associés à ces travaux ». En l'occurrence, les auteurs ont soumis le texte de la seconde partie du présent rapport à l'avis des personnes suivantes :

- Gilles BILLEN, directeur de recherches au CNRS,
- Bruno De REVIERS, professeur au MNHN,
- Jean Marcel DORIOZ, directeur de recherches à l'INRA.

Une présentation plus détaillée des membres du comité scientifique de relecture est fournie en annexe 2.

Les auteurs tiennent ici à remercier tout particulièrement leurs trois « relecteurs » pour la disponibilité dont ils ont fait preuve et les conseils éclairés qu'ils ont pu formuler.

Un certain nombre d'acteurs et d'institutions ont demandé à rencontrer les membres de la mission ; il n'a pas été fait obstacle à ce type de démarche, même si cela pouvait se situer en marge du caractère scientifique de l'étude qui devait être conduite. Ces entretiens ont permis de compléter l'analyse du contexte socio-économique breton sur le sujet.

La liste des personnes rencontrées ou interrogées est fournie en annexe 4.

1.2/ Historique : Les marées vertes à ulves, un phénomène ancien ?

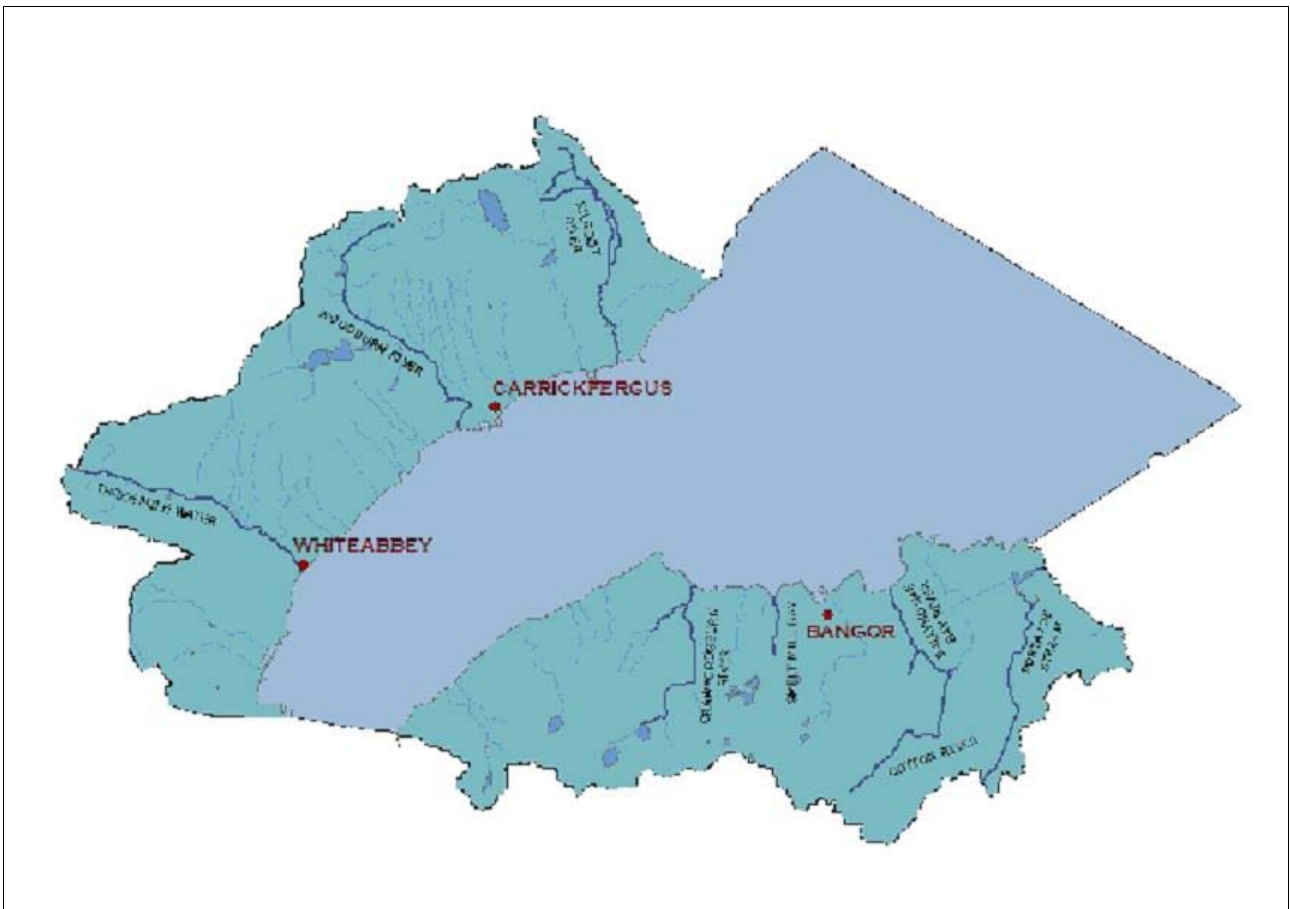
Un des aspects de la controverse autour de l'origine des marées vertes concerne l'ancienneté de ce phénomène et son lien avec l'évolution des apports d'éléments fertilisants (en particulier d'azote et de phosphore) par les eaux douces. L'existence éventuelle de marées vertes en l'absence ou antérieurement à l'augmentation de ces apports pourrait en effet remettre en cause le bien-fondé de leur réduction.

1.2.1. Depuis quand les marées vertes à ulves sont-elles signalées ?

En ce qui concerne le premier phénomène, on ne dispose que de peu d'informations avant les années soixante.

Le seul élément historique qui soit bien documenté a été souvent repris dans les publications internationales (Letts, E. A. and E. H. Richards. 1911). Il concerne la **fin du XIX^{ème} siècle en Irlande du Nord**, plus précisément l'anse de Belfast (Belfast Lough », en irlandais « Loch Laoigh »). Il s'agit d'une anse à demi fermée à l'embouchure de la Lagan River, mais où se jettent aussi la Woodburn River, la Kilroot River, la Ballyholme River, la Crawfordsburn River et Three Mile Water (Figure I.1).

Figure I.1 : principales rivières se jetant dans l'Anse de Belfast, outre la Lagan River Belfast : carte actuelle. (source : www.ni-environment.gov.uk/wfd)

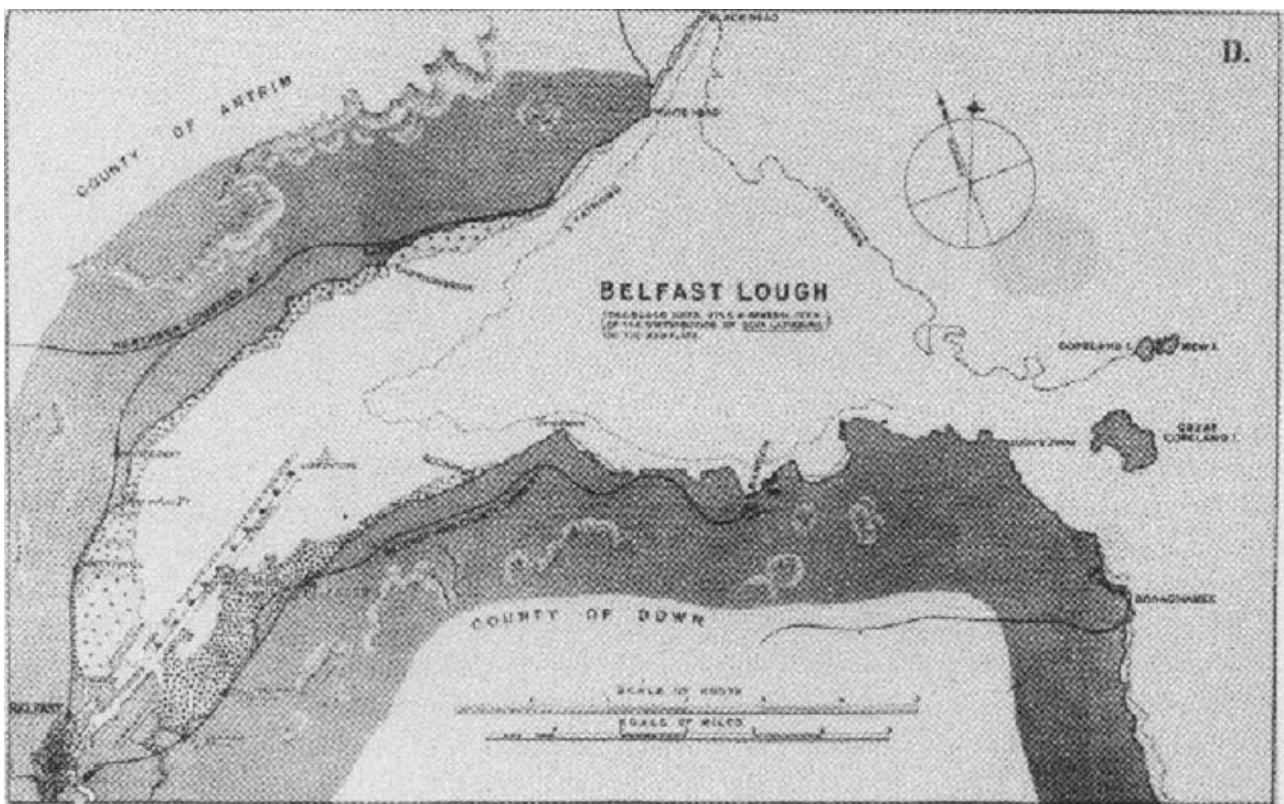


La biographie de Thomas Carnwath, scientifique qui participa aux travaux publiés par Letts & Richards, nous donne un certain nombre de détails très intéressants sur la problématique étudiée alors et nous montre les **analogies avec les marées vertes** que nous connaissons aujourd'hui (THOMAS CARNWATH by J. H. ELWOOD, 1982)

En pleine industrialisation de la région, de nombreux problèmes de santé publique apparurent, liés au déversements d'effluents non traités dans les rivières (par exemple, le seul complexe industriel Harland and Wolff employait alors 10.000 personnes et ses effluents étaient déversés directement dans la Lagan River).

Parallèlement, un phénomène nouveau apparut, avec l'apparition de grandes masses d'algues vertes, identifiées comme *Ulva latissima*. Dès les années 1890, cette algues recouvrait 2400 acres (soit environ 1200 hectares) de vasières, provoquant des dépôts sur le rivage qui se putréfiaient en été avec formation d'hydrogène sulfuré (Figure 1.2).

Figure 1.2 : état des dépôts d'*Ulva latissima* dans les années 1890 dans l'anse de Belfast. Source : ouvrage cité en référence.



Les résidents étaient touchés non seulement par les **odeurs nauséabondes** mais aussi par la **dépréciation des terrains côtiers**. Le Dr Carnwath, après l'obtention de son D.P.H à Cambridge, partit en Allemagne poursuivre ses recherches sur la pollution des estuaires, à Hambourg puis à Berlin. Ses travaux et ceux de Letts à Belfast démontrèrent dès cette époque que **la croissance de *Ulva latissima* était conditionnée par la disponibilité de l'azote, sous forme de nitrates et d'ammoniaque, dans les eaux polluées de l'anse de Belfast.**

Il nous paraît intéressant de reproduire ci-après la description de ce phénomène faite par Sauvageau en 1920, page 124 de son ouvrage « utilisation des algues marines », toujours en référence aux travaux publiés par Letts & Richards : « Une série d'expériences et d'analyses ont montré à Letts et Richards que l'*U. Latissima* possède une extraordinaire puissance d'absorption de l'ammoniaque et des nitrates dissous dans l'eau ambiante, et que le proportion d'azote qu'il renferme correspond au degré de pollution de l'eau. Son rôle reste éminemment favorable

aussi longtemps qu'il continue à croître et qu'il reste attaché au substratum. Toute l'année, des individus se détachent par l'action des vagues, le flot les emporte, les dépose pour les reprendre, mais, à la fin de l'été et en automne, un nombre considérable d' *U. latissima* se détache et est entraîné par le courant. Une partie se dépose dans les dépressions de ce sol vaseux, change de place à chaque marée. Une autre, la plus importante, est rejetée sur les bords et s'y accumule. On a vu ces *Ulva* amassés constituer, en une seule journée, des cordons hauts de 2 pieds sur 2 à 3 milles de longueur ; ils entrent bientôt en putréfaction, particulièrement lorsque la température est élevée, et répandent une odeur pestilentielle ».

Ainsi, dès la fin du XIX^{ième} siècle, ce phénomène était connu et relié à l'eutrophisation des eaux, avec une mise en avant, dès le début du XX^{ème} siècle, du rôle des effluents azotés.

Ailleurs en Europe, comme en Bretagne, il faut attendre les années 1980 et au delà pour trouver des études scientifiques concernant les proliférations d'ulves dont les prémices sont généralement situées au début des années 60.

En Italie, au Nord de l' Adriatique, les travaux pionniers de Schiffner et Vatova (1938) et Vatova (1940) sur la lagune de Venise permettent d'avoir une bonne connaissance de la situation avant la seconde guerre mondiale. Il est ainsi possible d'établir une comparaison avec la période de croissance des macro-algues, dont *Ulva rigida*, à partir des années 80 (Croatto, 1982 ; Solazzi *et al.*, 1981 ; Viglia 1983 ; Sfriso (1987), avec une production scientifique proportionnelle à l'ampleur du phénomène observé dans les années 90 (Caniglia *et al.*, 1992 ; Magistrato alle Acque, 1992 ; Rismondo and Scarton, 1991 ; Scarton *et al.*, 1995 ; Sfriso, 1987 ; Sfriso *et al.*, 1992 ; Solazzi *et al.*, 1991, 1994)

Ainsi, Croatto et Viglia estiment à plus de un million de tonnes la production de biomasse sur l'ensemble de la lagune au début des années 80.

Par la suite, une diminution de cette production de biomasse a été observée depuis les années 90, attribuée tant à des phénomènes climatiques ayant favorisé la ré-oxygénation du milieu qu'à la raréfaction des éléments nutritifs nécessaires aux macro-algues dans la lagune (Curiel, Rismondo, Bellemo and Marzochi, 2004), principalement éléments azotés et phosphore.

En Espagne, la côte Ouest de la Galice (Rias Bajas), connaît également ce type de prolifération d'ulves (Niell *et al.*, 1996 ; Rodriguez *et al.*, , 1987 ; Villares *et al.*, 1998) liée à une eutrophisation des eaux du littoral, de même que le Nord Est de l'Espagne en Méditerranée -delta du rio Ebro (Menendez et Comin, 2000).

Plus au Nord en Europe, ces phénomènes ont également été observés depuis une trentaine d'années au niveau du fjord de Roskilde au **Danemark**, de la Veerse Meer en **Hollande**, des lagunes de la Côte Languedocienne, du Bassin d'Arcachon, du Cotentin, de la baie de Somme, des Charentes-Maritimes , de la Loire Atlantique, et donc de la Bretagne pour la **France**.

Au Portugal, les phénomènes d'eutrophisation et d'envahissement par *Enteromorpha* sur le bras Sud de l'estuaire de la rivière Mondego (Côté Atlantique du Portugal) a été particulièrement étudiée (Marques *et al.*,1997; Flindt *et al.*, 1997a; Pardal, 1998; Lillebø *et al.*, 1999; Martins, 2000 ; Martins *et al.*, 2001)

La liste ne peut être exhaustive, citons **sur d'autres continents**, les proliférations algales qui ont été décrites à **Cuba** dès 1956-1959 (Diaz-Piferrer y Lopes, 1959), impliquant, entre autres espèces, *Ulva lactuca* et *Ulva fasciata*, avec des accumulations sur les plages pouvant atteindre des épaisseurs de 1 à 4 pieds sur des bandes de plusieurs centaines de mètres de large.

Le phénomène est également observé sur les façades Atlantique et Pacifique de l'**Amérique du Nord**, mais également en **Asie** (Chine) ou en **Afrique** (Tunisie, Sénégal).

1.2.2. Le cas de la Bretagne

Des signalements d'échouage d'ulves sur les côtes de la Manche sont connus dès 1924 (Vincent, INRA Quimper cité par Piriou, 1986).

Les photographies de l'IGN indiquent très nettement des proliférations algales (très probablement des ulves) en baies de Lannion, de Douarnenez et de St Brieuc en 1952 (Figure I.3) et 1966 (Piriou, 1986).

Figure I.3 : baie de Lannion, 1952. Photo IGN. Source : « les marées vertes sur le littoral breton, bilan 1985 » (Piriou, 1986).



Les années 1968 pour la baie de Lannion, 1972 pour celle de St Brieuc, 1979 pour celle de Douarnenez et 1980 pour la baie de Concarneau voient les médias s'intéresser au phénomène du fait de l'apparition d'un premier seuil critique de gêne pour les riverains qui sera suivi d'un second seuil à partir de 1973 avec le démarrage des opérations de ramassage (Piriou 1986).

Concernant l'évolution du phénomène et de son impact, il suffit de comparer les données IFREMER de 1984 (Piriou 1986) avec les données IFREMER / CEVA plus récentes :

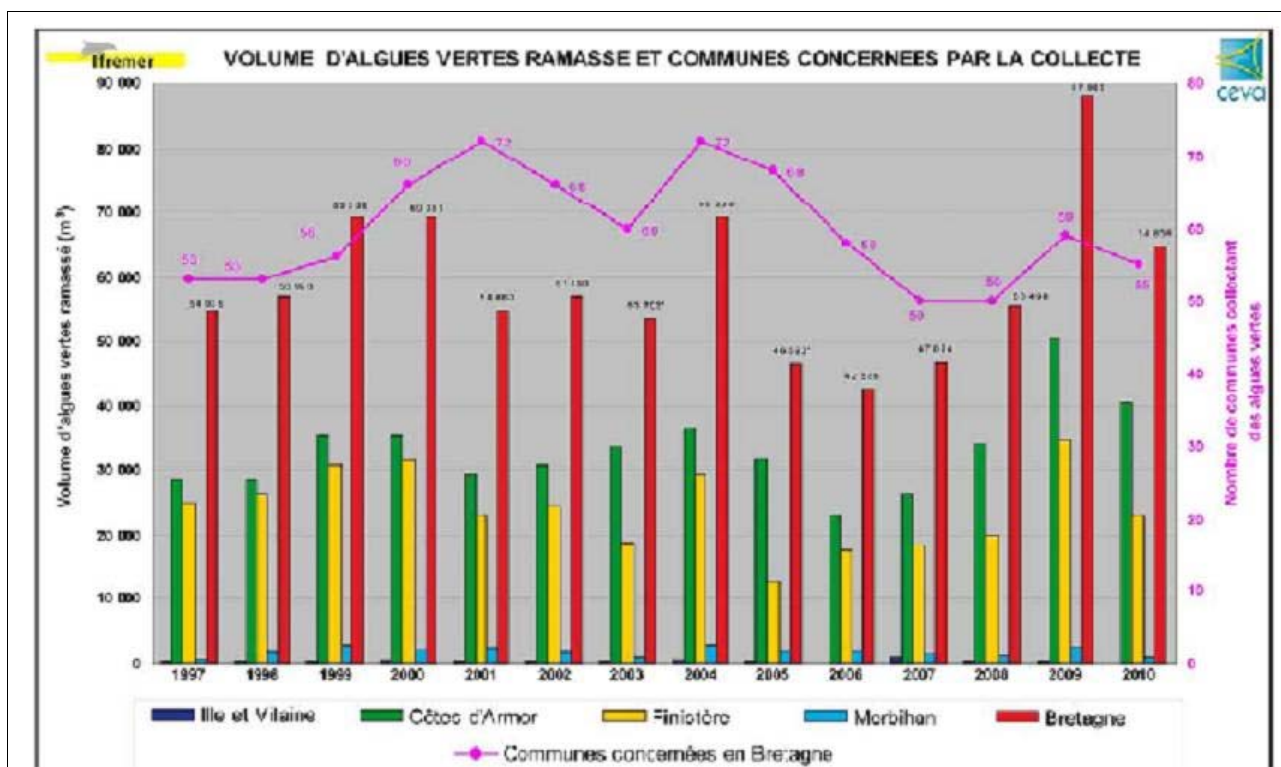
Bilan Bretagne **1984** : total estimé du volume d'ulves échouées = 84 300 m³

coût total estimé du ramassage = 1 644 000 **FRANCS**

Volume total Bretagne **2009** d'ulves ramassées = 87983 m³

coût total estimé du ramassage = 1 200 000 **Euros**

Figure I.4 : schéma illustrant les quantités collectées entre 1997 et 2010. Source : IFREMER et CEVA.



L'estimation de 1984 porte sur la totalité du volume échoué, alors que celle de 2009 s'intéresse au volume ramassé. Les coûts de ramassage constituent également une base de comparaison permettant de montrer que depuis la mise en place des opérations de ramassage, le phénomène n'est globalement pas en phase de décroissance (figure I.4).

En résumé, les marées vertes sont décrites dès la fin du XIX^{ème} siècle (Belfast) et elles ont fait depuis leur apparition sur tous les continents, en lien avec des phénomènes d'eutrophisation (azote, phosphore) liés aux activités humaines. Ce phénomène s'est amplifié et généralisé au cours des trois dernières décennies.

I.2.3. Les apports de nutriments

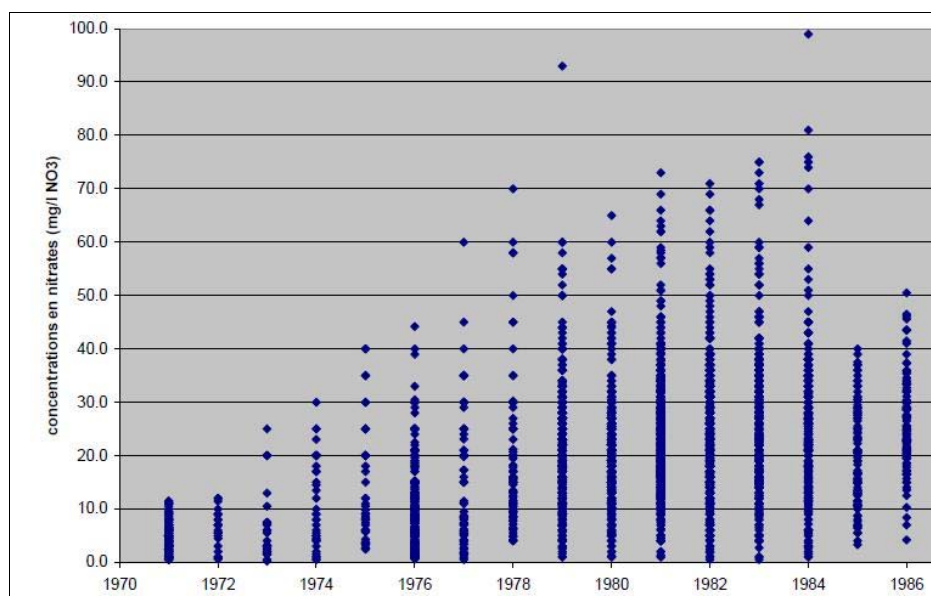
Vis-à-vis de la question des teneurs passées des rivières bretonnes, il convient de distinguer deux aspects. Le premier est celui de l'estimation des teneurs « naturelles », en l'absence d'apports liés aux diverses activités humaines (rejets domestiques, agriculture et élevage, activités industrielles liées au textile, à la tannerie, à l'agro-alimentaire, etc.). Du fait d'un climat plus tempéré et donc d'un cycle de l'azote plus actif en période hivernale, ces valeurs, qualifiées de « pristine » (immaculées) par les anglo-saxons, étaient sans doute supérieures à celles des rivières boréales sur socle granitique (Scandinavie, Canada), qui sont généralement inférieures à 1 mg/l de nitrates lorsque le bassin versant est faiblement anthropisé. En examinant également les teneurs actuelles des quelques rivières bretonnes alimentées par des bassins versants très peu anthropisés (cas de l'Elez dans les Monts d'Arrée), on peut retenir une valeur de référence de l'ordre de 2 à 3 mg NO₃/l.

Le second aspect concerne la période au cours de laquelle les teneurs ont commencé à augmenter significativement par rapport à ces valeurs « naturelles ». Billen *et al.* (2001, 2005, 2010) ont par exemple montré pour les apports de N et P de la Seine et de l'Escaut que ces apports étaient dès le 16^{ième} siècle très supérieures aux valeurs « naturelles ». Une nouvelle augmentation commence dès les années cinquante et conduit dès 1970 à des valeurs de l'ordre de 50% du pic des années 2000.

En ce qui concerne la Bretagne, on ne dispose de données précises de suivi annuel sur un nombre conséquent de points de mesures que depuis les années quatre-vingt, avec la mise en place des réseaux de mesures des Agences de Bassin. Nous présenterons ici les données relatives à l'azote. Celles relatives au phosphore, moins nombreuses, seront évoqués plus loin (II.2.1).

Il apparaît (figure I.5) que les teneurs moyennes en nitrates dépassaient déjà 20 mg NO₃/l au début des années quatre-vingt, avec certaines rivières très supérieures à 50 mg NO₃/l. Auparavant, on dispose de relevés quinquennaux établis dans le cadre du plan d'inventaire national de la pollution en 1971, 1976 et 1981, qui permettent de compléter les quelques données de suivi annuel.

Figure I.5 : Répartition des concentrations en nitrates mesurées dans les cours d'eau bretons de 1971 à 1986. (Source : base OSUR de l'Agence de l'eau Loire-Bretagne).



Le tableau I.1 présente les données de ces inventaires quinquennaux sur une douzaine de rivières, avec environ 50 à 100 mesures annuelles au total. **Contrairement à ce qui est parfois avancé, on dispose donc de données**

assez conséquentes dès 1971, même si ces données, liées à des inventaires de la pollution, peuvent être biaisées. Le CEVA³ indique notamment que ces mesures font apparaître également des concentrations élevées d'ammonium, qui indiqueraient qu'elles auraient été effectuées à proximité de sources de pollution.

Ces mesures montrent que :

- en 1971, les concentrations varient de 0,5 à un maximum de 11 mg NO₃/l, avec une moyenne de l'ordre de 5,5 mg/l pour l'ensemble des rivières étudiées. Plusieurs rivières étaient donc déjà notablement au dessus des valeurs « naturelles ».

- lors de l'inventaire de 1976, les teneurs sont à la hausse dans pratiquement toutes les rivières, avec une augmentation moyenne d'environ 36% mais pouvant être beaucoup plus élevée dans certaines rivières comme l'Issole. Le maximum observé est de 18 mg NO₃/l et la moyenne s'établit à environ 7,5 mg/l.

- la hausse est beaucoup plus forte (286%) entre 1976 et 1981. A cette date, les valeurs culminent à 38 mg NO₃/l et la moyenne des rivières dépasse les 20 mg/l (21,5 environ).

Tableau I.1: Evolution des concentrations en nitrates de quelques rivières bretonnes de 1971 à 1981. Source : base OSUR de l'AE LB.

n = nombre de mesures dans l'année

c = concentration en mg NO₃/l (les valeurs extrêmes observées sont entre parenthèse)

nm = non mesuré

Rivière	Année	1971		1976		1981	
		lieu	n	c	n	c	n
Couesnon	Mézières	6	7,9 (4 - 11)	4	9,5 (3,6 - 15,3)	4	25,2 (11 - 32)
Gouet	Saint-Brandan	6	6,5 (1 - 11)	4	6,4 (4,2 - 8,9)	4	21,4 (17,1 - 26,4)
	La méaugon	4	6,7 (5,2 - 9,5)	4	6,2 (5,5 - 8,2)	12	20,9 (13,1 - 27)
Jarlot	Plougonven	6	4,7 (3 - 8)	4	5,8 (4,8 - 8,2)	4	21,7 (16,9 - 24,6)
Aber Ildut	Plouarzel	6	7,8 (6,5 - 11)	4	9,0 (3,1 - 11,3)	4	30,0 (11,3 - 34,5)
Elorn	Pont ar bled	6	6,0 (3 - 7)	4	10,8 (5,7 - 18,5)	12	25,1 (16,3 - 32)
Goyen			nm	4	7,3 (4,8 - 9,9)	4	26,3 (18,4 - 30)
Odet	Ergue-Gaberic	6	7,1 (5 - 9)	4	7,6 (1 - 13,6)	4	29,0 (22,5 - 38)
Issole	Quimperlé	6	6,0 (1,8 - 9)	4	14,9 (11,5 - 18)	4	17,3 (8 - 22,8)
Scorff	Plouay	6	3,0 (1,5 - 4,5)	4	3,6 (1 - 5,8)	12	12,9 (6,2 - 16,5)
Blavet	Languidic		nm	4	6,3 (2,2 - 13,7)	12	17,6 (12 - 28,4)
Vilaine	Chateaubourg	6	4,7 (1,2 - 10,5)	4	5,8 (3,9 - 8)	4	19,6 (12,5 - 28)
Meu	Mordelles	6	1,7 (0,5 - 2,5)	4	6,2 (1,8 - 15)	4	12,3 (1 - 19,2)

Plusieurs arguments peuvent être avancés en faveur d'une augmentation sensible des apports d'éléments fertilisants, et donc de l'augmentation éventuelle de leur concentration dans les eaux douces, dès les années soixante en Bretagne :

- Billen et Garnier (2007), en étudiant statistiquement la relation entre l'ICEP (indicateur de potentiel d'eutrophisation côtière, voir II.1.1) des rivières européennes et américaines et la densité de population sur le bassin versant, indiquent que cet indice devient positif pour des densités de l'ordre de 100 ha/km². En Bretagne, cette valeur-seuil de 100 n'a été dépassée qu'en 1990 (2.795.640 habitants pour 27.208 Km²) mais la population bretonne avait déjà frisé ce seuil avant la première guerre mondiale (2.601.720 habitants en 1911) et a fluctué entre 2,3 et 2,6 millions d'habitants depuis le milieu du 19^{ème} siècle, c'est-à-dire à des densités proches de ce seuil (source INSEE).

- Même si la progression s'est ensuite accélérée, le développement des productions animales en Bretagne avait commencé dès la fin des années 50. Par rapport à 1950, les volumes produits en 1970 avaient été multipliés par 4 à 5 pour les volailles, 3 à 4 pour les porcins et 2 à 3 pour la viande bovine et le lait (Canévet, 1981). Le volume cumulé

³ Présentation à la commission lors de la rencontre du 8 novembre 2011

des productions de viandes porcines, bovines et de volailles atteignait 519.000 tonnes en 1966, soit environ 20% des volumes actuels.

- un autre argument peut être tiré de la quasi-disparition de la moule perlière (*Margaritifera margaritifera*), appelée communément « mulette », des rivières bretonnes. Il s'agit en effet d'une espèce longévive (pouvant dépasser une centaine d'années, ce qui constitue une valeur extrême pour des espèces animales), autrefois abondante (voir les références d'articles de journaux de 1862 et de 1921 dans Wikipedia) mais aujourd'hui limitée à deux ou trois sites en Bretagne. Les larves de cette espèce sont en effet extrêmement sensibles aux polluants : les juvéniles et les adultes supporteraient des teneurs en nitrates de quelques mg/l et de moins de 0,1 mg/l de phosphates mais des teneurs de plus de 1 mg/l de nitrates (certaines études avancent une limite de 0,1 mg/l) seraient fatales aux larves (voir notamment Bauer, 1988 ; Buddensiek, 1995 ; Moorkens, 2000 ; Cochet, 2004 ; CRNFB, 2006 ; Poulleau, 2009). **Du fait de sa longue durée de vie, la disparition de l'espèce suppose plusieurs dizaines d'années d'absence de recrutement.** D'autres facteurs peuvent cependant être évoqués pour expliquer cette régression, comme la surexploitation (outre les perles, l'espèce était utilisée pour l'alimentation animale ou humaine, mais l'on peut penser que ces pratiques ont sans doute plutôt diminué) ou d'autres polluants. Cependant, le fait que l'une des rares populations résiduelles de Bretagne soit localisée dans l'Elez, rivière ayant le plus faible taux de nitrates des inventaires de 2009 (moins de 2 mg NO₃/l) et, sans doute de phosphates, milite en faveur de l'hypothèse d'une augmentation assez ancienne des teneurs en éléments fertilisants.

En conclusion, il ne semble donc pas exister de discordance notoire entre la période où les marées vertes prennent de l'ampleur en Bretagne et celle où les apports d'éléments fertilisants par les rivières ont augmenté sensiblement par rapport à des références historiques qui étaient déjà sans doute de l'ordre de quelques mg par litre de nitrates dans les eaux des rivières.

*

Deuxième partie : BILAN DES CONNAISSANCES SCIENTIFIQUES

Il existe une abondante littérature scientifique sur les proliférations d'algues vertes sur le littoral. Nous passerons tout d'abord en revue l'ensemble des facteurs chimiques, physiques, biologiques et écologiques mentionnés comme pouvant intervenir dans ces proliférations. Nous examinerons ensuite plus précisément les données disponibles sur :

- l'importance et l'origine des flux d'azote et de phosphore ;
- les rôles relatifs de ces deux éléments dans le développement des algues ;
- la biologie des ulves et, en particulier, leur croissance en fonction de ces apports de nutriments ;
- les modèles utilisés pour intégrer ces différents éléments et rendre compte, dans le temps et dans l'espace, des proliférations ;
- enfin, les autres facteurs mentionnés comme pouvant expliquer, de manière complémentaire ou alternative, ces proliférations.

Un certain nombre de points sont à préciser d'emblée :

- cette revue bibliographique s'attachera à cerner les causes générales de prolifération des algues vertes, avec un regard spécifique sur la situation bretonne, mais n'abordera pas l'examen détaillé des diverses situations locales, même si nous ferons référence à certaines d'entre elles pour illustrer la portée de cette analyse générale ;
- conformément à notre lettre de mission, nous traiterons essentiellement ici des proliférations de macroalgues. La question des blooms planctoniques, notamment de ceux pouvant créer des risques en termes de santé publique, ne sera évoquée qu'à quelques occasions.
- nous avons considéré comme document scientifique l'ensemble des documents disponibles sous forme d'articles de revues scientifiques, d'ouvrages ou de rapports émanant d'organismes publics reconnus pour leurs compétences scientifiques.
- enfin, en termes sémantiques, les termes « proliférations de macroalgues », « échouages d'ulves », « marées vertes », utilisés dans les divers documents, ont été considérés comme équivalents et il ne nous a pas semblé nécessaire d'utiliser systématiquement un seul d'entre eux.

II. 1/ Les marées vertes, un phénomène multifactoriel

Le développement et l'échouage de quantités importantes de macroalgues sur le littoral dépend de plusieurs facteurs qui doivent être **simultanément** réunis pour que le phénomène advienne. Nous les présenterons dans cette partie de manière globale et qualitative, en distinguant ici les facteurs chimiques, physiques, biologiques et écologiques. Nous reviendrons de manière détaillée dans les parties suivantes sur ces différents facteurs et sur la situation spécifique de la Bretagne.

II.1.1. Les facteurs chimiques

L'apport d'éléments nutritifs par les eaux continentales apparaît comme étant le premier facteur indispensable : **en l'absence de tels apports, il n'existe dans la littérature scientifique aucun cas recensé de prolifération algale massive et récurrente en zone côtière.** Parmi ces éléments nutritifs, l'azote, le phosphore et le silicium jouent un rôle majeur, dans la mesure où leur concentration dans les eaux marines superficielles du large est relativement faible et que les teneurs dans les eaux côtières dépendent donc largement des apports par les eaux douces. Le Conseil scientifique de l'environnement de Bretagne (CSEB, 1998) indique que les teneurs hivernales en Manche⁴ sont de l'ordre de 0,7 mg NO₃/l pour les nitrates et 0,07 mg PO₄/l pour les phosphates. Piriou (1986) fournit des valeurs moyennes pour la Manche pour la période 1976-1978 (Rochers de St Quay, au large de Saint Brieuc) qui sont résumées dans le tableau II.1. On constate que les teneurs hivernales sont les plus élevées mais très faibles par rapport à celles observées dans les rivières. Ainsi, les nitrates ne dépassent pas 1 mg/l, à comparer aux valeurs de 30 ou 40 mg/l enregistrées dans les rivières. Ces concentrations chutent ensuite du fait de la poussée planctonique printanière, en particulier les nitrates qui sont divisés par un facteur supérieur à 100.

Tableau II.1 : valeurs moyennes des teneurs en nitrates et phosphates en Manche (source : données RNO in Piriou, 1986)

	Unité*	Moyenne hivernale	Moyenne estivale
Nitrates	μmole N/l	10	0,07
	mg NO ₃ /l	0,6	0,004
Phosphates	μmole N/l	0,6	0,07
	mg PO ₄ /l	0,05	0,006

* les océanologues expriment généralement les teneurs en μmole (d'azote ou de phosphore) et les limnologues en mg (de nitrates ou de phosphates). Nous utiliserons les deux unités dans ce rapport.

De plus, Billen et Garnier (2007) soulignent que, outre l'importance absolue des apports, c'est la proportion relative de ces éléments qui va permettre ou non l'eutrophisation. Les travaux de Redfield *et al.* (1963) ont en effet défini les proportions relatives d'azote, de phosphore et de silicium optimaux (16 : 1 : 20)⁵ pour la croissance des diatomées, algues unicellulaires siliceuses à l'origine des principales proliférations algales dans les océans lors de la remontée d'eaux profondes riches en éléments nutritifs (upwellings). **Si ces proportions sont respectées, ces apports nutritifs donnent lieu à des blooms de diatomées, qui, en général, alimentent ensuite les chaînes trophiques sans effets négatifs pour l'homme ou pour l'environnement** : au contraire, ces proliférations induisent des productions importantes de poissons, comme dans le cas des zones d'upwelling des côtes ouest du continent américain. Indiquons cependant qu'il existe quelques espèces de diatomées produisant des neurotoxines, appartenant pour la plupart au genre *Pseudonitzschia*, et qui peuvent être observées en Bretagne dans les sites favorables aux macroalgues vertes⁶.

Par contre, si l'azote et le phosphore sont en excès par rapport au silicium, des développements importants d'algues non siliceuses pourront se produire. Billen et Garnier (*Ibid.*) ont défini sur ces bases un indicateur de potentiel d'eutrophisation côtière (ICEP = Indicator of coastal eutrophication potential) des rivières basé sur la proportion de ces trois éléments (Figure II.1). Le risque d'eutrophisation est faible si cet indicateur est négatif ou nul. C'est le cas notamment des rivières scandinaves, pour lesquelles les apports annuels d'azote et de phosphore sont relativement faibles (100 à 200 Kg par Km² de bassin versant pour l'azote total, 5 à 10 Kg pour le phosphore) et où le silicium est

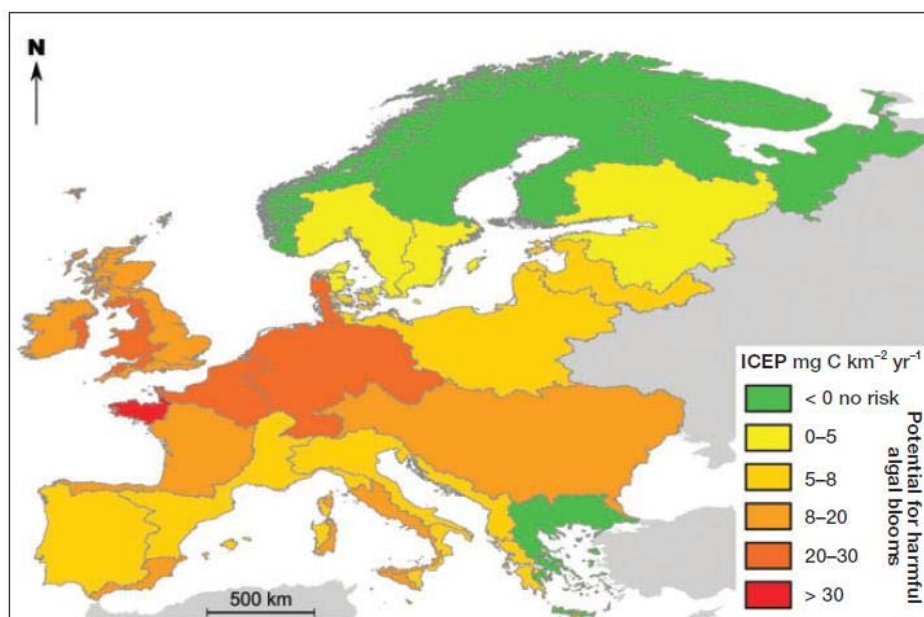
⁴ La Manche est assez largement sous l'influence de ces apports terrigènes. Les teneurs hivernales dans l'Atlantique Nord sont environ deux fois plus faibles.

⁵ Ces proportions sont en nombre d'atomes (rapports « molaires »). Si on les exprime en masse, comme le font généralement les limnologues (rapports « massiques »), ces proportions relatives sont d'environ de 7 : 1 : 18. Pour homogénéiser la rédaction, nous avons converti toutes les données de la littérature en rapports molaires. La correction est notamment rapport N/P molaire = 2,21 x (rapport N/P massique).

⁶ Voir <http://envlit.ifremer.fr/var/envlit/storage/documents/parammaps/phytoplankton/index.html> (site du réseau de surveillance de l'Ifremer)

largement en excès par rapport aux proportions définies par Redfield. A l'inverse, l'indice est généralement positif pour les fleuves américains (Potomac, Mississippi) et européens (Rhône, Seine, Somme, Rhin, Pô) de la zone tempérée, pour lesquels les apports annuels de silicium sont similaires à ceux des rivières scandinaves (environ 500 à 2000 Kg par Km² de bassin versant) mais ceux d'azote et de phosphore sont beaucoup plus importants (de 500 à plus de 3000 Kg par Km² pour l'azote, de 15 à plus de 300 Kg pour le phosphore). La valeur du rapport N/P est alors généralement supérieure à la valeur de référence de 16 : 1 de l'indice de Redfield, ce qui pourrait conduire à conclure à un rôle limitant des apports de phosphore. Nous discuterons ce point ultérieurement mais on peut conclure à ce stade que **la plupart des zones côtières européennes de la zone tempérée reçoivent aujourd'hui des apports d'azote et de phosphore susceptibles déjà de conduire à des phénomènes de prolifération, d'algues planctoniques autres que les diatomées, ou de macroalgues.**

Figure II.1 : valeur de l'ICEP (indicateur de potentiel d'eutrophisation côtière, voir texte) des rivières et fleuves européens (Billen et al., 2011 in Howarth et al., 2011).



II.1.2. Les facteurs physiques

Si l'apport d'éléments fertilisants apparaît indispensable à la prolifération de macroalgues, plusieurs facteurs physiques doivent être réunis pour permettre cette prolifération.

Tout d'abord, une température et un éclairage favorable sont nécessaires. Coffaro et Sfriso (1997) indiquent une température optimale de 15 à 20°C pour la croissance d'*Ulva rigida*, avec une croissance nulle en dessous de 5°C. En ce qui concerne l'éclairage, une durée journalière d'ensoleillement suffisante est requise – ce qui explique que les proliférations sont limitées à la période du printemps et de l'été – mais aussi une pénétration de la lumière dans la masse d'eau, ce qui suppose :

- **de faibles hauteurs d'eau**, également propices à un réchauffement plus rapide et à un maintien des ulves en suspension. Si les hauteurs d'eau sont trop importantes, les algues, ayant une densité supérieure à l'eau de mer, auront tendance à couler et se retrouveront sur le fond dans des zones faiblement éclairées. Leur prolifération sera donc beaucoup plus faible.

- **une turbidité limitée.** Ainsi, l'augmentation de la turbidité de l'eau liée en particulier au développement du dragage de la palourde japonaise serait l'un des facteurs expliquant la régression des proliférations d'ulves dans la lagune de Venise au début des années quatre-vingt-dix (Sfriso et Marcomini, 1996 ; Sfriso *et al.*, 2003) : la productivité nette des ulves (*Ulva rigida*) est passée de 1,5 millions de tonnes par an en 1987 à environ 40.000 tonnes en 1998, alors que, selon les auteurs, les apports de nutriments n'ont pas été réduits de manière substantielle. Ce facteur turbidité est aussi invoqué par Martins *et al.* (2001) parmi les facteurs expliquant les variations interannuelles des proliférations d'entéromorphes dans l'estuaire du Mondego (Portugal).

La forte turbidité explique également l'absence de marées vertes dans la baie du Mont Saint-Michel, alors que les concentrations en nutriments y sont particulièrement élevées⁷ – elles dépassent en fin d'hiver 100 µmole N/l, soit 6 mg NO₃/l et 1 µmole P/l, soit 0,1 mg PO₄/l – et que l'hydrodynamique (voir ci-après) est également favorable aux proliférations.

Ce facteur d'éclairement intervient aussi dans l'autolimitation du développement vertical des blooms, du fait de la réduction de la pénétration de la lumière.

Les autres facteurs physiques requis sont ceux qui permettent un faible renouvellement des masses d'eau, permettant au panache d'éléments nutritifs d'enrichir suffisamment longtemps les eaux côtières sans être dilué et au bloom algal de perdurer dans ces zones sans être évacué vers le large. Dès 1977, l'ISTPM⁸ (Koop, 1977) indiquait « *On constate que les champs d'Ulves sont tous situés soit près des lieux de déversement des eaux continentales (Baie de Saint-Malo ou région de Saint-Nazaire) soit en regard de zones agricoles importantes (Barfleur ou Noirmoutier). En contrepartie, l'absence de champs d'Ulves est notoire sur le pourtour des Iles et des pointes rocheuses sauvages, c'est à dire lorsque les apports terrigènes sont faibles (Ile d'Houat) ou lorsque les courants, très violents, diluent rapidement les eaux continentales (pointe de l'Herbaudière ou pointe de la Hague). La courantologie des masses d'eau benthiques est donc une composante fondamentale de cette étude* ».

Cette stationnarité des masses d'eaux dépendra de la morphologie du trait de côte mais aussi des conditions météorologiques (vents, tempêtes, coefficients de marée). Pour être appréhendable, le phénomène nécessite des mesures précises et le développement de modélisation physique appropriées (modèle bidimensionnel ou tridimensionnel à haute résolution spatiale, voir II.5) car des baies apparemment ouvertes (comme celle de St Brieuc) peuvent se révéler beaucoup plus propices à l'eutrophisation que d'autres qui semblent plus « fermées » (comme la rade de Brest).

II.1.3. Les facteurs biologiques

Le développement de proliférations algales suppose l'existence d'espèces qui, dans le réseau trophique, sont susceptibles d'exploiter ces apports nutritifs. Les Ulves sont très fréquemment impliquées et une dizaine d'espèces « proliférantes » ont été recensées dans le monde. Dans le cas de la Bretagne, *Ulva armoricana*, *Ulva rotundata* et *Ulvaria obscura* sont le plus souvent observées dans les blooms. En effet, si ces algues nécessitent un substrat rocheux pour leur développement initial, leur thalle peut continuer à grandir de manière importante dans la masse d'eau, une fois détaché et fragmenté. Par contre, ces espèces nécessitent des concentrations relativement importantes d'azote et de phosphore dans la masse d'eau, dans la mesure où l'absorption de ces éléments se fait essentiellement de manière passive, via un gradient de concentration.

D'autres espèces de macroalgues vertes peuvent également être impliquées dans ces proliférations, en particulier les genres *Cladophora*, *Enteromorpha*, *Chaetomorpha*. D'autres groupes d'algues peuvent également être impliqués : des algues brunes comme *Pylaiella*, des algues rouges comme *Falkenbergia* et, dans les eaux douces, des cyanobactéries (« algues bleues ») des genres *Anabaena*, *Aphanizomenon* capables de fixer l'azote atmosphérique, phénomène sur lequel nous reviendrons (voir II.3).

⁷ Voir le site PREVIMER http://www.previmer.org/previsions/production_primaire

⁸ Institut Scientifique et Technique des Pêches Maritimes, fusionné en 1984 avec le CNEXO (Centre National pour l'Exploitation des Océans) pour créer l'IFREMER.

Indiquons d'emblée que, depuis les premiers travaux sur les proliférations de macroalgues vertes, la systématique de ces espèces a connu d'importantes modifications. Pour ne prendre qu'un exemple, les genres *Enteromorpha*, constitué de diverses espèces d'algues tubulaires, et *Ulva*, qui regroupait des espèces formant des lames plates et minces, sont maintenant tous regroupés dans le genre *Ulva* (figure II.2).

Dans ce rapport, les noms d'espèces indiqués sont ceux cités par les auteurs. Nous présenterons de manière plus détaillée dans la partie II.6 les révisions taxonomiques récentes et leurs conséquences.

Par ailleurs, il faut rappeler que le terme « algues » regroupe un ensemble extrêmement divers sur le plan évolutif, beaucoup plus que ne l'est, par exemple, celui des plantes à fleurs. De ce fait, les connaissances acquises sur les facteurs de prolifération d'un groupe comme les algues vertes, objet central de ce rapport, seront à transposer avec prudence à d'autres groupes.

Figure II.2 : Morphologie typique des espèces du genre Enteromorpha (à gauche E. intestinalis) et Ulva (à droite U. lactuca). Ces deux genres sont aujourd'hui regroupés dans le genre Ulva.



II.1.4. Les facteurs écologiques

Un autre élément du débat sur les facteurs biologiques concerne l'augmentation éventuelle de la « sensibilité » du réseau trophique au forçage par les flux d'éléments nutritifs. Cette modification de la sensibilité (ou de la vulnérabilité) de l'écosystème serait liée à la disparition ou à la diminution d'un certain nombre de régulations, comme par exemple la diminution des espèces herbivores (ormeaux, patelles, oursins, aplysies, bigorneaux, crustacés isopodes ou amphipodes) ou de compétiteurs spatiaux (autres espèces d'algues).

Diverses causes non exclusives sont évoquées pour expliquer ces diminutions :

- **une surexploitation de ces espèces ou d'autres espèces en interaction avec elles.** Un exemple emblématique de la complexité de ces interactions est celui du lien entre la diminution des champs d'algues des côtes de l'Alaska (essentiellement des Laminaires) et l'exploitation intensive des stocks de poissons de ces côtes (Estes *et al.*, 1998). Ce lien est en effet complexe : la raréfaction des poissons a entraîné celle des phoques et de ce fait, un report de la prédation des orques vers les loutres de mer. Ces loutres de mer se nourrissaient d'oursins qui, eux-mêmes, broutaient les champs d'algues. La diminution des loutres de mer s'est donc traduite par un développement des oursins et une réduction des algues.

- **L'apport chronique de divers micropolluants** d'origine agricole (produits phytosanitaires), industrielle ou urbains (circulation automobile, résidus médicamenteux, etc.) pouvant modifier la biologie de certaines espèces. Un exemple bien documenté est celui de l'effet des peintures antifouling des coques de bateaux, contenant des dérivés d'étain, sur la reproduction des patelles (Bryan et Gibbs, 1991) : cette diminution des populations de patelles a conduit à une réduction du broutage et au développement d'algues vertes sur les rochers. De même certains pesticides (DDT, Atrazine) sont connus comme des analogues chimiques d'hormones et peuvent à ce titre altérer la reproduction de diverses espèces aquatiques (poissons, amphibiens, reptiles, mollusques, etc., voir par exemple Segner *et al.*, 2003).

- Enfin, **les pollutions aiguës**, en particulier les marées noires qui ont atteint à plusieurs reprises les côtes bretonnes (*Torrey Canyon* en 1967, *Amoco Cadiz* en 1978, *Erika* en 1999), sont connues comme conduisant à des modifications plus ou moins durables des réseaux trophiques (voir notamment la synthèse d'O'Brien et Dixon (1976) sur les algues et les articles de Le Floc'h et Diouris (1980) sur *l'Amoco Cadiz* et de Peterson *et al.* (2002) sur *l'Exxon Valdez*). A court terme, la pollution se traduit par une réduction drastique des populations de certaines espèces, plus ou moins importantes selon la composition du fuel et l'utilisation ou non de détergents pour nettoyer les zones atteintes. En ce qui concerne les algues, les algues rouges apparaissent particulièrement sensibles mais les algues brunes et vertes sont également affectées. Les invertébrés brouteurs subissent également des pertes importantes.

Dans un second temps, on a pu observer un développement important d'algues vertes (principalement du genre *Enteromorpha*) sur les rochers dénudés, ce développement pouvant résulter à la fois du caractère pionnier de ces algues et de la réduction des invertébrés brouteurs. Ce développement a été particulièrement important sur les côtes anglaises suite à la pollution par le *Torrey Canyon*, plus faible en Bretagne suite à *l'Amoco Cadiz*, la différence étant attribuée à l'utilisation de détergents dans le premier cas. **Cette prolifération des algues vertes est cependant transitoire** et les zones concernées retrouvent après un temps plus ou moins long (plus de 15 ans pour le *Torrey Canyon*, 3 à 4 ans pour *l'Amoco Cadiz*) leur peuplement originel de macroalgues.

II.1.5. Remarques générales

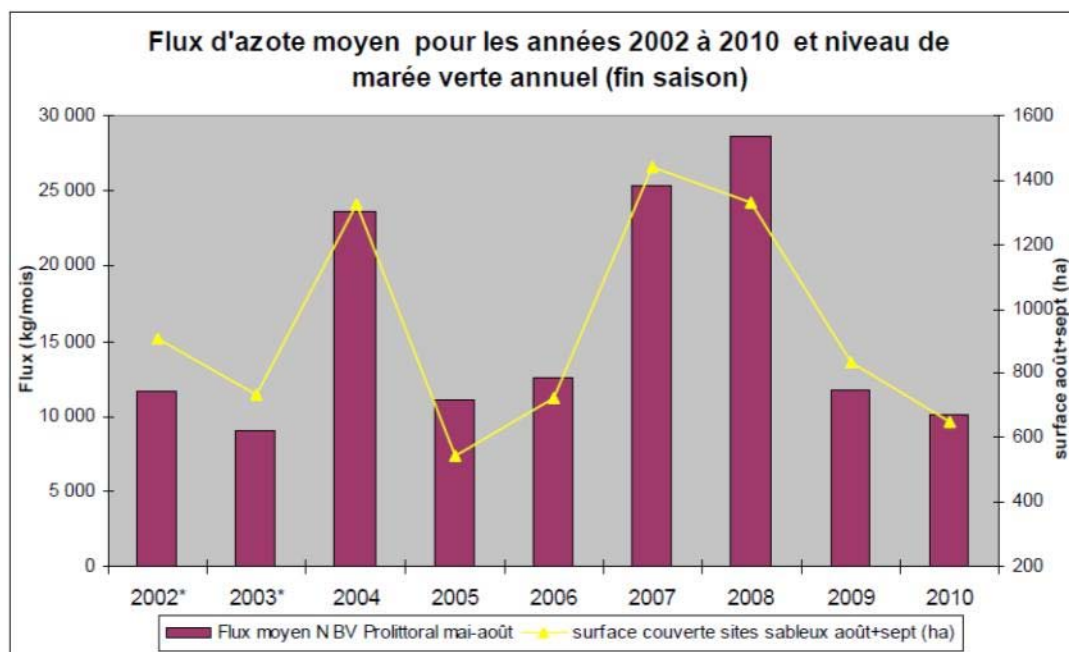
Si la multiplicité des facteurs nécessaires au développement des marées vertes est généralement reconnue, elle a plusieurs conséquences qu'il nous semble important de souligner :

1. L'étude empirique de la relation entre les marées vertes et un seul paramètre (par exemple les flux d'azote ou de phosphore), en comparant différentes situations géographiques, conduira le plus souvent à des relations faibles ou nulles mais qui ne constituent pas des « incohérences » et ne peuvent servir d'argument scientifique pour nier l'effet de ce paramètre. Comme nous l'avons vu, des flux nutritifs importants, mais avec un fort renouvellement des masses d'eau (Rade de Brest, à l'exception de zones peu renouvelées comme l'anse du Moulin Blanc) ou une forte turbidité (Baie du Mont Saint-Michel) ne conduiront pas à des marées vertes, alors qu'elles seront observées pour de apports plus modérés en situation de stationnarité des masses d'eau.

L'étude pour un lieu donné des fluctuations interannuelles du phénomène peut mettre en évidence des relations plus nettes, dans la mesure où les aspects hydrodynamiques propres à ce lieu demeurent relativement stables (mais les facteurs météorologiques ou hydrologiques peuvent par contre fluctuer et expliquer certaines anomalies apparentes). Les corrélations observées pour la période 1986-1992 par Menesguen et Piriou (1995) entre les apports d'azote en juin et les biomasses d'ulves collectées en Baie de Saint-Brieuc ont été confortées par des observations plus précises (portant sur les surfaces couvertes par les ulves et non sur les seules quantités ramassées) du CEVA (2011) pour la période 2002-2010 (figure II.3).

Cependant, les limites de cette approche monofactorielle demeurent : une forte corrélation ne prouve pas formellement un lien causal (un autre paramètre fluctuant en même temps que l'azote peut être le véritable facteur déterminant) et, à l'inverse, une faible corrélation peut résulter notamment d'une imprécision sur la mesure des variables et n'exclut pas formellement un lien causal.

Figure II.3 : Flux d'azote sur la période sensible (moyenne mensuelle des flux de mai à août sur les bassins versants observés par le CEVA et surface de marée verte (août+septembre) sur les plages bretonnes (CEVA, 2011)



Il convient donc :

- de confirmer ces relations par des approches expérimentales (voir II.4) qui permettront en outre de les quantifier (par exemple d'établir une équation reliant les teneurs en nitrates et la croissance des algues) ;
- de recourir à la modélisation pour prendre effectivement en compte tant la multiplicité des paramètres impliqués que leurs interactions et prédire les évolutions possibles du système. Ce recours à la modélisation est une démarche classique des scientifiques face à des phénomènes complexes (rendement des cultures, changements climatiques, prévisions météorologiques) et nous la détaillerons ultérieurement.

2. Dans les conditions de la façade atlantique, les conditions physiques favorables aux proliférations (température, lumière, stationnarité des masses d'eau) ne sont généralement pas réunies pendant la période hivernale. Il en résulte qu'une partie importante des flux d'azote issus du continent, apportés sous forme dissoute par le lessivage des sols pendant l'hiver, sera évacuée vers le large sans induire de proliférations algales. Sur la base de la répartition mensuelle du débit des rivières, on peut estimer à au moins 80% les flux d'azote évacués d'octobre à mars. **Ces flux hivernaux ou de début de printemps seront largement suffisants pour initier la croissance des algues mais seule la poursuite de ces flux pendant la période chaude permettra un développement important du bloom et des marées vertes estivales d'ampleur.** Il en résulte que des années particulièrement sèches, avec de faibles débits d'étiage des rivières (2003, 2005, 2010, 2011), conduiront à des proliférations plus faibles, même si les apports annuels totaux demeurent importants.

La situation est différente pour le phosphore, dans la mesure où, comme nous le verrons, une part importante des apports se fait sous forme liée à des particules minérales ou organiques, et donc lors d'épisodes de crues. Ces particules pourront sédimenter en zone côtière et constituer ainsi une ressource pouvant compléter ou remplacer les apports des rivières.

3. En corollaire du point précédent, **il est inapproprié de comparer, localement ou pour l'ensemble de la Bretagne, les apports annuels totaux et les quantités d'azote et de phosphore fixées par les algues pour contester le bien-fondé de mesures de réduction de ces apports.** Ce calcul brut, qui fournit une valeur de l'ordre de 1% (d'où l'argument qu'il y aura toujours assez d'azote et de phosphore) doit en effet être corrigé de manière importante, en particulier pour se limiter aux apports « utiles » (voir point précédent) et en prenant en compte l'ensemble de la production algale (les macroalgues, y compris celles qui demeurent dans la masse d'eau, ainsi que le phytoplancton)

et non les seules quantités de macroalgues ramassées. Cette imprécision sur les quantités totales d'algues en croissance pendant la période estivale constitue un point faible des données anciennes mais commence à être corrigée : Merceron et Lunven (2000) estiment par exemple, pour les baies de Douarnenez et de La Forêt-Fouesnant, que le stock « offshore », situé entre 2 et 20 m dans la masse d'eau, serait au moins égal à celui observé sur l'estran.

En intégrant ces différentes corrections et en s'appuyant notamment sur les observations de Kopp (1977), Piriou (1986) estime que les ulves absorberaient entre 20 et 78% des apports d'azote du printemps et de l'été en Baie de Saint-Brieuc. De même, Le CEVA⁹ estime que, toujours pour cette baie, avec une biomasse estivale d'ulves de l'ordre de 20.000 tonnes, les besoins quotidiens pour la croissance de cette biomasse (environ 10% par jour) seraient de l'ordre de 2 tonnes d'azote, ce qui correspond sensiblement aux apports des cours d'eau pendant cette période.

4. Parmi tous les facteurs précédemment mentionnés – et qui peuvent tous constituer, à un moment ou un autre, des facteurs limitants de la croissance des algues – la question de définir ceux qui pourraient être maîtrisés pour éviter ou limiter les proliférations algales (les « facteurs de contrôle ») doit être examinée au cas par cas en combinant des données scientifiques (l'importance du facteur et les effets prévisibles de sa réduction) et socio-économiques (le coût de ce contrôle, le délai nécessaire, l'acceptabilité sociale, les conséquences directes ou indirectes en termes économiques, sociaux ou environnementaux). **Il convient donc de rappeler que le mandat de la mission ne porte que sur le premier aspect, à savoir l'identification des facteurs responsables des proliférations et les effets à attendre de leur maîtrise.**

*

⁹ Présentation à la commission lors de la rencontre du 8 novembre 2011

II.2/ Importance et origine des flux d'azote et de phosphore

Nous nous proposons dans cette partie de préciser l'importance et l'origine des différents flux d'azote et de phosphore pouvant alimenter la croissance des ulves et d'examiner les données disponibles sur l'évolution de ces flux depuis le début des proliférations d'algues vertes.

II.2.1. Les flux d'azote

Les sources d'azote¹⁰ pouvant alimenter le milieu littoral sont nombreuses mais il importe de les hiérarchiser. Nous examinerons successivement :

- les apports terrigènes, apportés par le réseau hydrographique (rivières et nappes) ;
- les apports pélagiques, issus des eaux du large ;
- les apports atmosphériques, liés à la présence de divers composés azotés dans les eaux de pluie ;
- les apports endogènes, issus de la fixation de l'azote atmosphérique par certaines espèces d'algues et du recyclage de la matière organique des ulves.

II.2.1.1. Les apports terrigènes totaux

Il s'agit des apports arrivant par les rivières et les nappes, principalement sous forme de nitrates dissous dans l'eau. Les autres formes de l'azote (ammonium, nitrites, azote organique dissous ou particulaires) peuvent être ponctuellement importantes (par exemple à la sortie de piscicultures) mais leur contribution aux apports totaux est globalement faible. Piriou (1986) a réalisé une première estimation des flux issus de 135 rivières couvrant une grande partie du réseau hydrographique breton. Il conclut pour l'année 1984 à un apport total de 45.000 tonnes d'azote (N). Le Conseil scientifique de l'environnement de Bretagne (CSEB, 2009a) a repris ces études pour la période allant de 1976 à 2007 et a réalisé des monographies détaillées portant sur 112 rivières bretonnes représentant au total environ 75% des apports. Cette étude confirme l'estimation de Piriou (1986) pour la période 1976-1984 (environ 45.000 t N/an) mais montre que ces apports ont sensiblement augmenté par la suite pour culminer à plus de 100.000 tonnes/an dans la période 1998-2001 puis redescendre ensuite aux alentours de 60.000 tonnes N (figure II.4), cette diminution résultant en grande partie d'une diminution du débit des rivières dans la période 2002-2008 par rapport aux années antérieures.

Ces évolutions reflètent celles des teneurs des eaux en nitrates (figure II.5) mais avec des fluctuations plus grandes liées à la variation du débit des rivières (figure II.6, voir par exemple 1996-1997 et 2003-2004). **La moyenne pour la période 1988-2007 est de 75.000 tonnes N/an, soit environ 25 kg N/an et par hectare de bassin versant¹¹** (avec des variations allant de 10 à 97 kg selon les bassins versants).

Ce chiffre d'environ 75.000 tonnes N/an est à comparer :

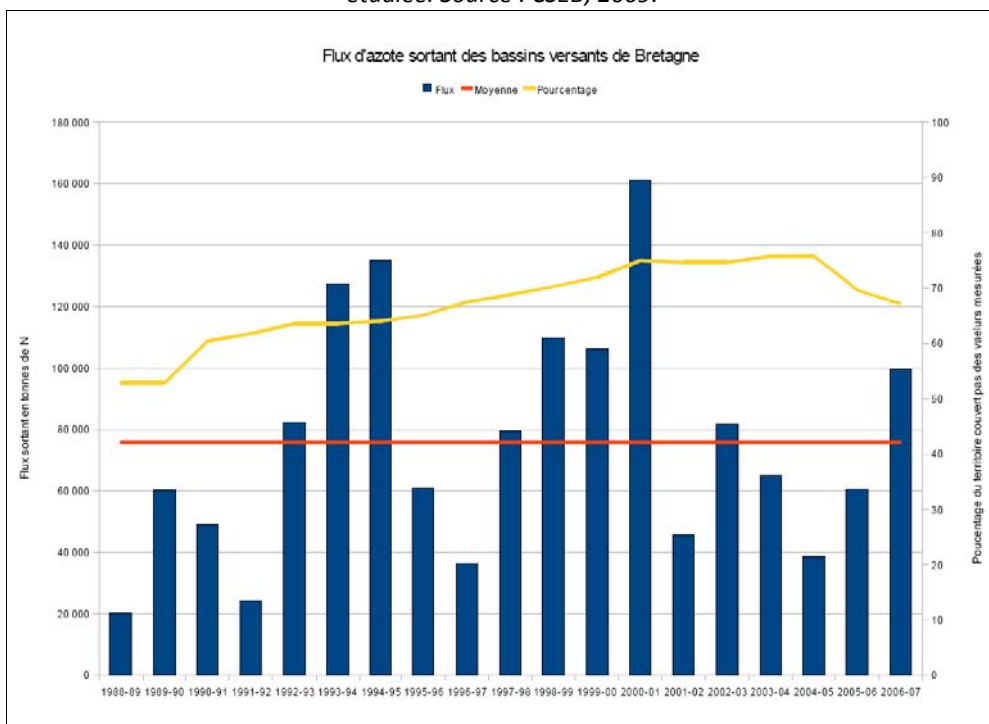
¹⁰ Dans ce rapport, on utilisera l'abréviation N pour désigner un apport d'azote mesuré par le nombre ou la masse des seuls atomes d'azote. N₂ désignera la molécule gazeuse de cet élément, N₂O une forme gazeuse oxydée de l'azote, NH₄ les apports en ions ammonium et NO₃ les ions nitrates.

¹¹ La surface totale des bassins versants des rivières « bretonnes » est d'environ 30.000 km², soit légèrement plus que la surface administrative de la Bretagne, en particulier parce qu'une partie du bassin versant de la Vilaine est en Pays de Loire.

- aux flux qui pouvaient correspondre aux faibles concentrations de nitrates des rivières (moins de 5 mg NO₃/l) des années soixante, que nous avons évoqués précédemment. Ces flux seraient de l'ordre de 5 kg N/ha/an, soit au total d'environ 15.000 tonnes N/an. **Ces flux auraient donc été multipliés par 5 depuis cette période.**

- aux études disponibles sur d'autres bassins versants de l'Atlantique Nord, notamment celles de Howarth *et al.* (1996 et 2011). **La valeur de 25 kg N/ha/an constitue le maximum observé dans l'ensemble de ces bassins** (figure II.7). Les flux spécifiques de la Seine et de la Loire (Billen et Garnier, 2007) étaient respectivement de 20 kg N/ha/an en 1998 pour la Seine et 9 kg N/ha/an (période 1982-1985) pour la Loire, ce qui fait que leurs apports annuels à l'océan (respectivement 145.000 tonnes et 104.000 tonnes) sont voisins de ceux de l'ensemble des rivières bretonnes. Ces flux spécifiques des grands fleuves ont en outre légèrement diminué par la suite, en particulier pour la Seine, du fait d'une réduction des apports de NH₄.

Figure II.4 : Estimation des flux d'azote (en tonnes N) sortant des bassins versants bretons de 1988 à 2007. La courbe en jaune indique le pourcentage du territoire couvert par les études. La droite rouge est la moyenne sur la période étudiée. Source : CSEB, 2009.



- à l'excédent de la balance azotée de la Bretagne (Vertès *et al.*, 2009), estimé à environ 85 kg N par hectare de SAU (Surface agricole utile) et par an (26 pour la moyenne française), soit un excédent total d'environ 140.000 tonnes d'azote. Arousseau (2011) propose une estimation sensiblement plus faible, d'environ 85.000 tonnes. **Le flux arrivant à la mer représenterait donc une grande partie de cet excédent**, le reste étant retenu dans les sols ou évacué dans l'atmosphère par divers processus (volatilisation, dénitrification).

Figure II.5 : Evolution des teneurs moyennes en nitrates des eaux superficielles bretonnes de 1971 à 2007 (Source : Agence de l'eau Loire Bretagne).

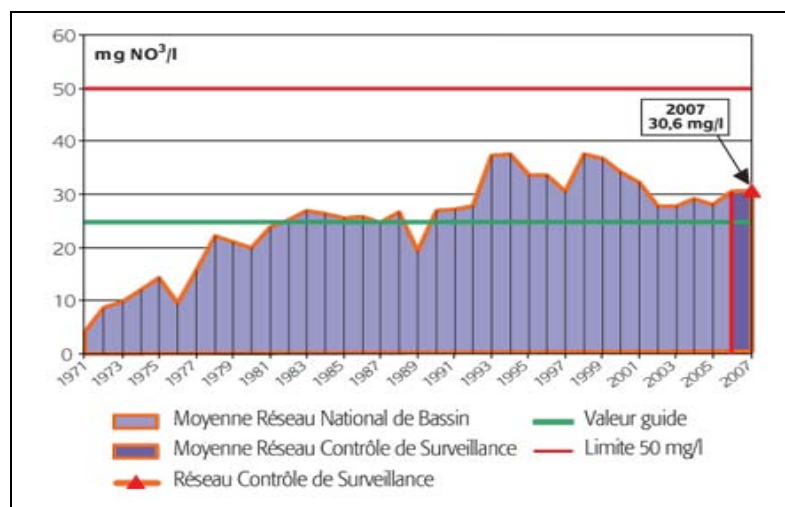


Figure II.6 : Variations interannuelles du débit total des rivières bretonnes. Source : DIREN, 2009.

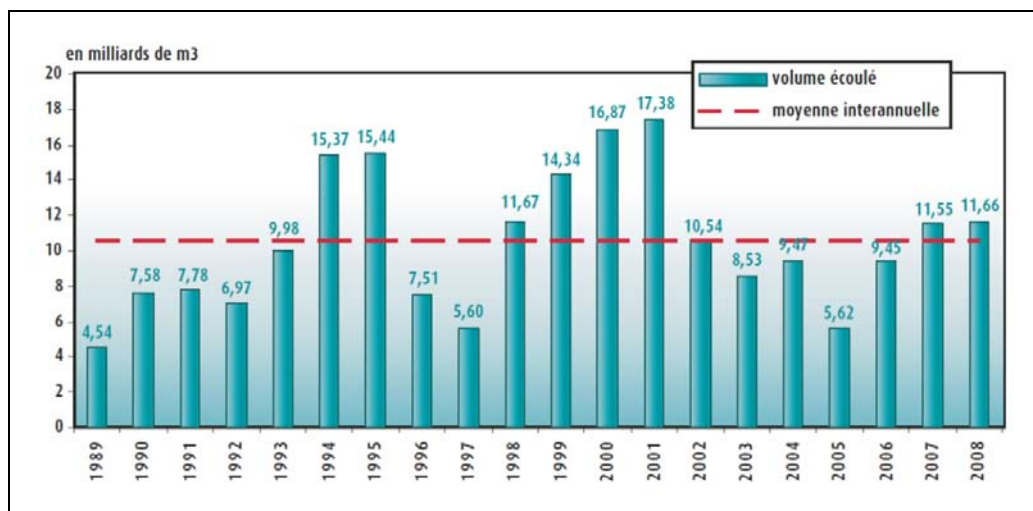
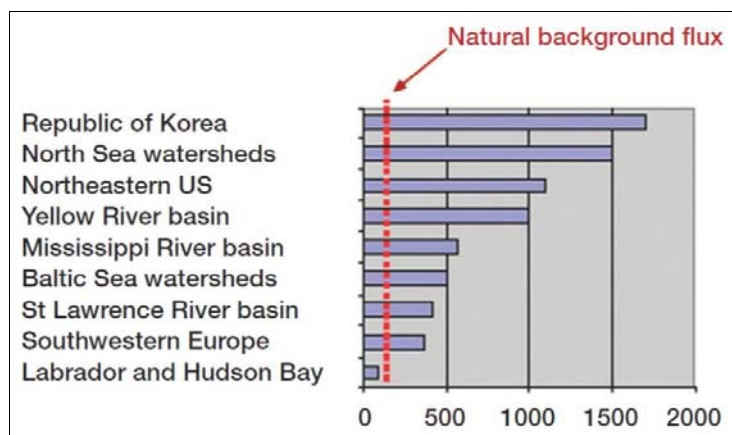


Figure II.7 : Flux d'azote de quelques grands bassins versants mondiaux (en kg N/km²/an). La valeur pour la Bretagne est de 2500 kg N/km² x an. Source : Howarth et al., 2011.



II.2.1.2. Origine des apports terrigènes

L'origine de ces apports et, en particulier, le rôle respectif des apports diffus (principalement agricoles) et des rejets ponctuels (que l'on peut considérer comme principalement non agricoles, à l'exception des piscicultures) a fait l'objet de diverses études. Piriou (1986) évalue la part des apports ponctuels pour 13 bassins versants de Bretagne Nord à environ 15% en moyenne, avec de fortes variations entre les bassins (De 2 à 36%). Pour les baies de Saint-Brieuc et de Lannion, lieux des premières marées vertes, les estimations sont respectivement de moins de 2% et de 7% (Lannion-Tregor, 2010).

On peut également se fonder sur l'estimation des apports d'azote humain, assez bien connu pour le dimensionnement des stations d'épuration. Ils sont d'environ 10 à 12 g N par jour et par habitant, ce qui fournirait un apport total **potentiel**, en supposant que tout cet azote arrive aux rivières et à la mer, de l'ordre de 12 à 15.000 tonnes pour l'ensemble de la Bretagne (en intégrant la fréquentation touristique, voir ci-après). En fait, les stations d'épuration ont une obligation légale de rabattre l'azote d'au moins 45% et les systèmes d'épuration individuels limitent également ces apports. L'IFEN (Institut Français de l'Environnement, base de données EIDER) indique que le taux d'élimination de l'azote par les stations d'épuration bretonnes est passé de 84 à 92% de 2003 à 2007. En prenant une valeur de 85%, on aboutit **par ce calcul à des apports non-agricoles d'environ 1500 t, soit environ 2% du total de 75.000 t.**

Cette répartition entre apports diffus et apports ponctuels peut-elle varier au cours de l'année ? En particulier, l'augmentation estivale de la population, notamment dans les villes côtières, peut-elle augmenter sensiblement la part des apports non-agricoles ? En effet, comme nous le verrons ultérieurement, ce sont essentiellement les apports du printemps et de l'été qui interviennent dans la croissance des ulves. **Diverses observations amènent cependant à considérer cette hypothèse comme de portée limitée :**

- tout d'abord, le temps de résidence des nitrates apportés par l'agriculture dans le système hydrographique est très supérieur à l'année (de l'ordre de 5 ans, Molénat et Gascuel-Oudou, 2002 ; Ruiz *et al.*, 2002a et b ; Gascuel *et al.*, 2010), ce qui signifie que la temporalité des apports d'azote au niveau des exploitations agricoles n'influencera que faiblement la répartition dans le temps des apports à la mer, qui dépendent eux essentiellement du régime des débits des rivières ;

- les teneurs en nitrates mesurées dans les rivières ne montrent pas d'augmentation estivale marquée qui, compte-tenu de la remarque précédente, indiquerait l'existence de sources supplémentaires conséquentes pendant cette période. De manière générale, les rivières ayant un bassin versant essentiellement granitique, avec des nappes souterraines d'une certaine importance, présentent une faible variation des concentrations en nitrates avec le débit, alors que celles alimentées par des bassins versants schisteux, avec de faibles réserves souterraines, présentent une relation positive plus marquée entre les débits et les concentrations, ce qui signifie que les concentrations sont sensiblement plus faibles en été. De manière plus fine, on observe selon les rivières des augmentations, des diminutions ou des stabilités des concentrations estivales mais l'ampleur de ces variations n'excède pas 10% (environ ± 3 mg de nitrates/l, Molénat *et al.*, 2008) ;

- on peut estimer globalement les apports d'azote des touristes sur la base évoquée précédemment de 10 à 12 g N par jour et par personne. Les données de fréquentation touristique fournissent un chiffre d'environ 100 millions de nuitées annuelles¹², **ce qui induirait un flux d'environ 1000 à 1200 tonnes N.** Même en supposant que l'activité touristique est totalement estivale, que les stations d'épuration fonctionnent mal et que la population résidente ne diminue pas pendant cette période, ce flux maximal est à comparer aux apports totaux des rivières, que l'on peut estimer à environ 15.000 tonnes N (les débits cumulés d'avril à septembre représentent environ 25% des débits cumulés annuels).

Il faut cependant souligner que l'incertitude relative sur les flux d'été est importante, du fait du faible débit des rivières et de divers impondérables (dysfonctionnements éventuels des stations d'épuration lors d'orages).

¹² Voir <http://www.bretagne-environnement.org/Territoire-activites/Les-activites-economiques/Le-tourisme/Le-tourisme-en-2009>

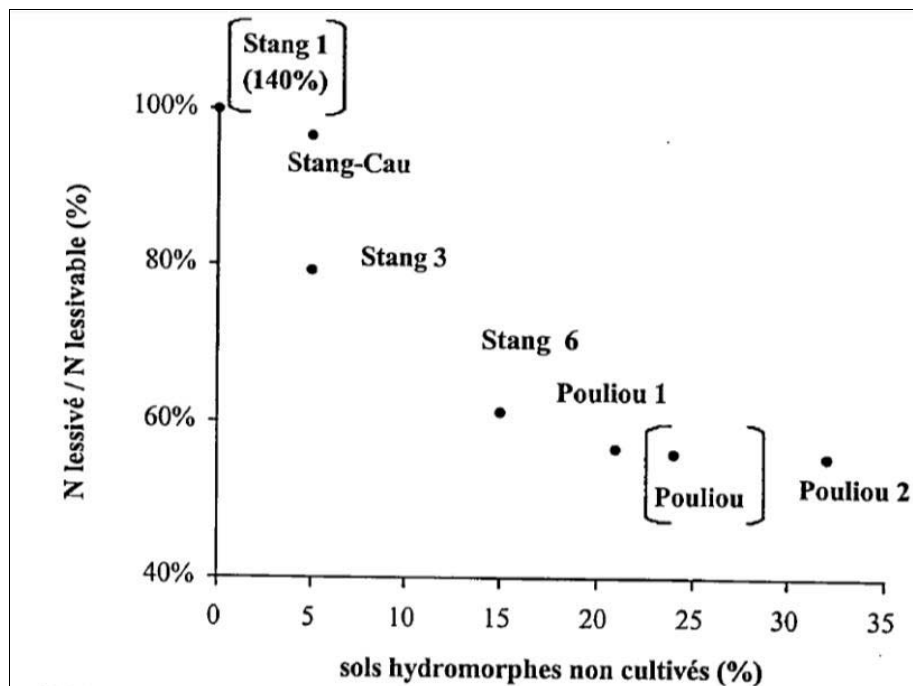
II.2.1.3. Devenir des apports terrigènes dans les cours d'eau

Concernant ces apports, il convient de mentionner qu'une partie des flux d'azote issus de l'agriculture ne parvient pas à la côte, du fait de processus de dénitrification. Ces processus sont particulièrement importants dans les zones humides. Merceron *et al.* (1997) ont montré par exemple qu'un marais côtier de la Baie de Douarnenez pouvait rabattre de 42 à 11 mg NO₃/l la teneur en nitrates des eaux du ruisseau le traversant pendant la période estivale. Ceci correspond à une activité de dénitrification de 22 kg de nitrates/ha x jour, valeur particulièrement élevée par rapport à la littérature, qui propose plutôt des chiffres de l'ordre de 10 kg/ha/jour (voir également Lemoine *et al.*, 2010).

Ruiz (1999) a examiné les « défauts de bilan » (différence entre la quantité d'azote considérée comme « lessivable » et celle effectivement observée en sortie de bassin) de différents bassins versants bretons. Il montre (figure II.8) que ces taux sont très variables et dépendent de la proportion de sols hydromorphes non cultivés. Ces taux intègrent d'autres facteurs que la dénitrification, notamment des inerties du bassin versant. On observe cependant que des taux de l'ordre de 25% de sols hydromorphes conduisent à une diminution notable de l'azote lessivé.

La diminution des zones humides a donc pu contribuer significativement à l'augmentation des apports. Pour donner un ordre de grandeur, l'augmentation des surfaces drainées a été d'environ 15.000 ha en Bretagne de 1988 à 2000 (source : Agreste/RGA). En prenant la valeur base de 10 kg de nitrates/ha/jour et en supposant que cette dénitrification ne se fait que six mois par an, on aboutit à une capacité d'épuration des zones humides de 400 kg d'azote/ha/an¹³, soit environ 6000 t pour les 15.000 ha s'ils avaient été maintenus (et éventuellement aménagés) en zones humides (à comparer aux 75.000 t de flux total). **Ceci signifie que la restauration de ces zones constitue un outil à ne pas négliger pour la réduction de ces apports, mais en complément des efforts de réduction à la source.**

Figure II.8 : relation entre les « défauts de bilan » de l'azote (voir texte) et le pourcentage de sols hydromorphes non cultivés dans différents bassins versants bretons. Source : Ruiz (1999).



¹³ En comparaison, une station d'épuration par des lits de roseaux élimine annuellement environ 4 tonnes par hectare (AERHN, 2002)

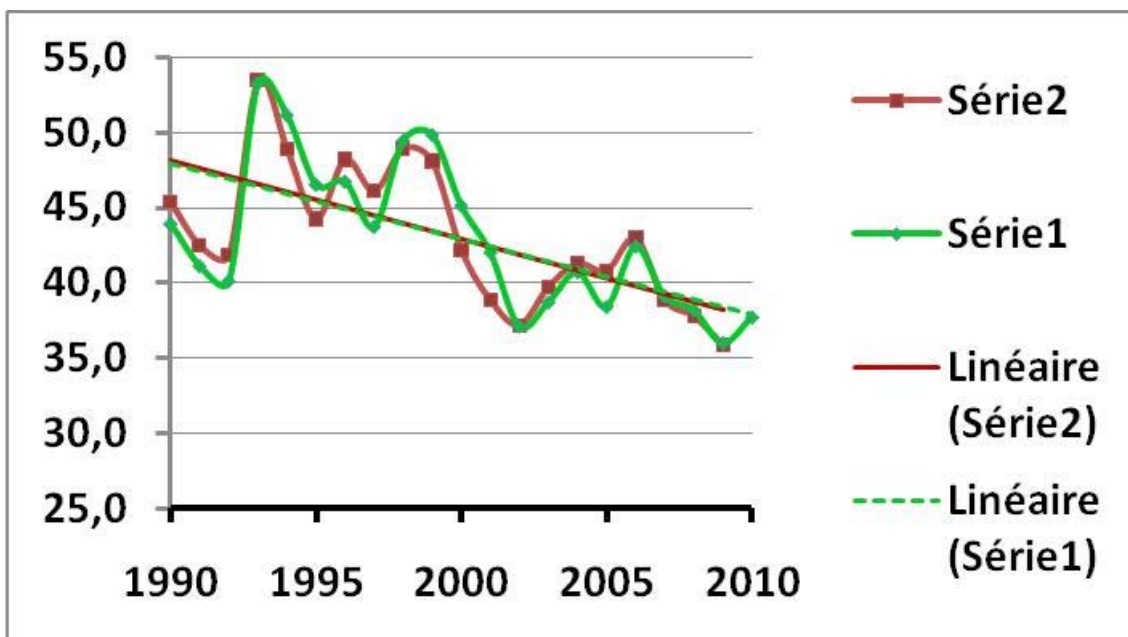
Cependant, cette activité de dénitrification apparaît extrêmement variable d'un site à l'autre (Oehler *et al.*, 2007, Montreuil *et al.*, 2010) et ces estimations sont donc à prendre avec prudence. En outre, Ruiz (*Ibid.*) rappelle qu'une partie des émissions d'azote dans l'atmosphère dues à la dénitrification se fait sous forme d'oxyde d'azote (N₂O), gaz impliqué dans l'effet de serre et dont une partie retombe avec la pluie sous forme de nitrates, et qu'il convient donc d'intégrer cet aspect dans la réflexion sur la restauration des zones humides.

II.2.1.4. Analyse de la tendance 1990-2009

A partir de 2008, la mesure des concentrations en nitrates ne se base plus, conformément à la Directive européenne, sur la moyenne des valeurs observées mais sur le Q90 (« quantile 90 moyen »), c'est-à-dire la valeur limite en dessous de laquelle se situent 90% des concentrations observées.

Pour juger de l'évolution, nous avons analysé (figure II.9) à la fois les données brutes (série 1) et les données corrigées par le débit (série 2), pour tenir compte de la corrélation positive entre les débits annuels et les concentrations observées¹⁴. Cette correction n'a en fait qu'une incidence réduite : **dans les deux cas, la tendance linéaire à la baisse sur la période est de l'ordre de 0,5 mg/l par an, soit vingt ans pour obtenir une réduction de 10 mg/l du Q90. Cette tendance à la baisse est donc plus nette que celle fournie par les teneurs moyenne (voir figure II.5), du fait d'une diminution importante des valeurs maximales ou de leur fréquence dans l'ensemble des rivières (AQUASCOP, 2011). De ce fait, les apports totaux annuels baisseront moins que le Q90 : sur la période 1990-2009, on ne détecte pas de tendance significative à la baisse de ces apports totaux.**

Figure II.9 : Evolution de 1990 à 2009 du Q90 des teneurs en nitrates (en mg/l) des rivières bretonnes et droites de tendance. Série 1 : données brutes. Série 2 : données ajustées au débit moyen pendant la période. Source : AELB (Agence de l'eau Loire-Bretagne) et Observatoire de l'eau en Bretagne.



II.2.1.5. Les apports pélagiques

La seconde source d'azote qu'il convient d'examiner est celle apportée par les eaux marines baignant les côtes. Comme indiqué précédemment, les teneurs en azote et phosphore des eaux côtières sont faibles par rapport à celles des eaux continentales. Elles ont cependant maximales en fin d'hiver, du fait des apports terrigènes de

¹⁴ L'équation de la droite de régression de la concentration C (en mg NO₃/l) en fonction du débit annuel D (en milliards de m³) est C = 0,4693 x D + 38,132 avec un R² = 0,11

l'automne et de l'hiver, et peuvent donc contribuer à la croissance des ulves au début du printemps. Une méthode numérique permettant d'estimer cette contribution, ainsi que celles des différentes rivières du bassin versant, a été développée par Menesguen *et al.* (2006). **Elle fournit des estimations des apports pélagiques variant, selon les sites, de 20 à plus de 50% au début du printemps. Ces apports, qui sont en fait des apports terrigènes « différés » diminuent ensuite et sont seulement de 9 à 28% sur l'ensemble de la période de croissance** (Perrot *et al.*, soumis).

II.2.1.6. Les apports atmosphériques

La troisième source d'azote mentionnée dans la littérature est celle des apports atmosphériques. On observe en effet au dessus de l'ensemble de l'Europe des teneurs notables des eaux de pluies en azote, sous forme d'azote ammoniacal (NH₃) ou d'oxydes d'azote (NO_x dont les nitrates NO₃). Ces apports peuvent conduire à des flux d'azote annuels pouvant atteindre 20 à 30 kg N/ha. Il faut en outre majorer ces flux pour prendre en compte l'azote organique, qui peut stimuler également la croissance des algues et peut représenter des apports équivalents à ceux de l'azote minéral (Seitzinger et Sanders, 1999). Voß *et al.* (2011) indiquent par exemple que l'ensemble de ces apports atmosphériques d'azote représentent des flux de 4,2 Kg d'azote/ha/an sur la Baltique et de 7,2 Kg/ha/an sur la mer du Nord et correspondent respectivement à 22 et 39% des apports terrigènes.

Dans le cas de la Bretagne et des zones de prolifération d'ulves, on peut cependant faire les remarques suivantes :

- ces apports proviennent essentiellement des activités d'élevage car ils sont essentiellement sous forme de d'azote ammoniacal¹⁵. **Ce sont donc également des apports d'origine agricole.** Les autres sources d'azote non agricoles, comme celles issues des gaz d'échappement des automobiles, se font en effet sous forme d'oxydes d'azote.

- les vents dominants (Ouest et Nord Ouest) apportent surtout des pluies d'origine océanique, peu chargées en azote, sur les côtes de Bretagne Nord et sur la pointe du Finistère, où les proliférations d'ulves se sont développées. Les pluies chargées en ammoniac se déposeront plus à l'est et à l'intérieur des terres.

- Enfin, ces apports sont déjà comptabilisés lorsqu'ils se font sur le continent, via le bilan des apports terrigènes, ou lorsqu'ils se font sur les eaux du large, via le bilan des apports pélagiques. **Il convient donc de ne considérer que les seuls apports sur les zones de prolifération des algues.** Les estimations maximales de ces zones de prolifération étant d'environ un millier d'hectare (voir CEVA, 2011), **on aboutit, même en prenant un chiffre extrême de 30 kg N/ha/an, à des apports totaux de quelques dizaines de tonnes sur ces zones, à comparer aux 75.000 tonnes d'apports terrigènes annuels d'azote.**

II.2.1.7. Les apports endogènes

La dernière source d'azote à considérer est celle d'un apport endogène, sur les sites mêmes de prolifération des ulves. Deux phénomènes distincts sont susceptibles d'intervenir.

Le premier est celui d'une **fixation de l'azote atmosphérique via l'activité de diverses bactéries fixatrices d'azote présentes dans la masse d'eau ou dans le sédiment.** Nous discuterons par la suite en détail (voir II.3.2.3) de l'importance de ce phénomène en zone littorale et nous nous limiterons ici à faire les mêmes remarques que pour les apports atmosphériques, à savoir que ces apports éventuels sont déjà comptabilisés pour l'essentiel :

- dans l'estimation des apports pélagiques si cette fixation a lieu dans l'océan ;

- dans l'estimation des apports terrigènes dans le cas d'une activité de fixation dans les eaux continentales, possible dans des eaux stagnantes pauvres en nitrates et enrichies en phosphates mais a priori peu vraisemblable, comme nous le verrons, dans des eaux courantes riches en nitrates.

Il convient donc de ne considérer que les apports dans la zone de prolifération des algues. Même en prenant l'estimation haute de 10 kg d'azote/ha x an proposée par Gruber et Sarmiento (1997) pour des zones océaniques particulièrement actives pour la fixation de l'azote, **on aboutit, comme pour les apports atmosphériques, à des flux annuels de quelques dizaines de tonnes.**

¹⁵ voir le site de l'European Monitoring and Evaluation Programm www.emep.int

Le second phénomène pouvant fournir de l'azote est la **minéralisation de la matière organique des ulves mortes**. Il peut s'agir d'ulves échouées sur l'estran avec, en particulier, une décomposition rapide de la matière organique, ou d'ulves mortes en dépôt sur le fond. Cette source sera d'autant plus importante que la prolifération sera elle-même importante et elle pourra contribuer à l'auto-entretien du bloom, soit par une réutilisation directe de l'azote minéral dissous, soit en transitant par le sédiment (voir II.2.4).

II.2.2. Les flux de phosphore

Nous examinerons essentiellement la question des apports terrigènes et de leur origine. En effet, les autres apports exogènes possibles apparaissent assez limités :

- **les concentrations des eaux de pluie en phosphates sont faibles dans les zones peu industrialisées** et fournissent des apports de quelques centaines de grammes de phosphore à l'hectare (Auby *et al.*, 1994 ; Dorioz et Trevisan, 2001, Nemery *et al.*, 2005). Il faut en outre, comme nous l'avons indiqué pour l'azote, ne considérer ces apports que dans la zone de prolifération des ulves.

- en ce qui concerne les apports pélagiques, **les eaux du large sont très peu chargées en phosphore, en particulier pendant l'été**. Piriou (1986) relève par exemple des concentrations estivales de 6 µg/l de phosphates à l'entrée de la baie de Saint-Brieuc (rochers de St Quay). Cependant, pour des baies très ouvertes, les eaux côtières, chargées en phosphore par les apports terrigènes hivernaux, pourront jouer un certain rôle dans l'alimentation des ulves en début de printemps. Howarth *et al.* (2011) indiquent par exemple que « *the relative nutrients inputs to estuaries from the coastal waters are greater for P than for N. For instance, the Chesapeake Bay receives an estimated 25% of its entire P load but almost none of its N inputs from the coastal ocean* »¹⁶.

Par contre, il faut mentionner d'emblée, comme pour l'azote, la **source endogène que représentera la décomposition de la matière organique des ulves**. Cette minéralisation est en effet beaucoup plus rapide que pour l'azote car les molécules riches en phosphore (acides nucléiques en particulier) sont plus facilement biodégradables que les protéines.

Dans les apports terrigènes, il convient de distinguer :

- tout d'abord le phosphore mesuré après microfiltration (généralement sur des pores de 0,45 µm), qualifié de « phosphore dissous » (PS), même si cette fraction filtrée peut contenir des microparticules. Le phosphore de la fraction retenue par le filtre est qualifié quant à lui de « phosphore particulaire » (PP).

- au sein du phosphore dissous, on dose le P qualifié par la chimie de « réactif » (*SRP = soluble reactive phosphorus*), composé pour l'essentiel de divers ions phosphates (H_2PO_4 , HPO_4 , PO_4). Il existe cependant d'autres composés dans cette fraction, dont des formes organiques et les polyphosphates apportés par les produits détergents.

L'ensemble du phosphore dissous et du phosphore particulaire est qualifié de « phosphore total » (on parle aussi de « phosphore eaux brutes »).

Nous renvoyons à Barroin (2004) et à Jordan-Meille et Dorioz (2004) pour une présentation de ces différentes formes du phosphore et des difficultés de leur dosage.

¹⁶ « Les apports relatifs de nutriments aux estuaires par les eaux côtières sont plus importants pour P que pour N. Par exemple, la baie de Chesapeake reçoit de l'océan côtier environ 25% de sa charge totale en P mais presque aucun de apports de N ».

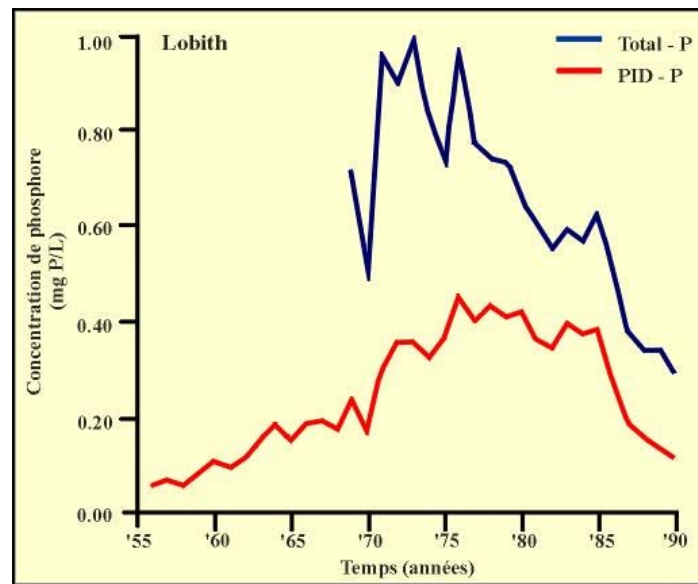
II.2.2.1. Données historiques

En ce qui concerne les apports terrigènes, **il faut indiquer d'emblée que des données précises pour la Bretagne ne sont disponibles qu'à partir de 1985 et que la période antérieure s'est sans doute traduite par des apports plus importants mais qui seront difficiles à évaluer précisément.**

En effet, les rivières et les fleuves d'Europe ont connu à partir des années cinquante une forte augmentation de leurs teneurs en phosphore sous l'effet conjoint de la croissance démographique, de l'urbanisation (développement du tout à l'égout sans déphosphatation en station d'épuration dans un premier temps, utilisation de détergents phosphatés), du développement de diverses activités industrielles, d'une intensification de l'agriculture (avec notamment l'utilisation des engrais minéraux phosphatés) et des élevages (voir Billen et Garnier, 2007). La figure II.10 donne un exemple de ces évolutions pour le Rhin, pour lequel les teneurs en phosphore ont culminé dans la décennie 1970-1980.

Figure II.10 : Concentration annuelle moyenne de phosphore total et de phosphore inorganique dissous (PID-P, essentiellement des orthophosphates) dans le Rhin de 1956 à 1990.

Source : Programme GEMS/EAU (<http://www.cciw.ca/atlas-gwq/nutrients-f.html>)



La figure II.11 présente le cas de la Seine, pour laquelle les apports annuels de phosphore à la mer ont sans doute largement dépassé les 10.000 tonnes par an dans la décennie quatre-vingt, avant de régresser à moins de 2000 tonnes aujourd'hui, sous l'effet de diverses politiques, en particulier d'amélioration des réseaux de collecte des eaux usées, de mise en place d'un traitement du phosphore en aval de Paris en 2000-2002 et de l'amélioration des pratiques agricoles d'utilisation des engrais phosphatés. Les teneurs en phosphates pendant la décennie quatre-vingt étaient de l'ordre de 2 mg PO_4/l (entre 0,9 et 4,5 selon Aminot *et al.*, 1998) alors qu'elles sont retombées aujourd'hui aux environs de 0,5 à 0,6 mg PO_4/l (Source AESN, Seine Mantoise en aval de Paris).

En ce qui concerne la Bretagne, il faut transposer avec prudence ces données des grands fleuves, dont les bassins versants sont très urbanisés : **ce phénomène d'augmentation massif des apports a peut-être été plus tardif mais les mêmes phénomènes précédemment évoqués pour les grands fleuves ont été impliqués, avec sans doute une importance moindre des apports industriels.** La figure II.12 présente les estimations de l'Agence de l'eau Loire-Bretagne pour la qualité des cours d'eau. Les données antérieures à 1985 sont succinctes mais l'on voit que la situation en 1986 était passablement dégradée et qu'une tendance nette à l'amélioration est observée dès cette date.

Figure II.11 : Evolution des flux de phosphore de la Seine et des autres rivières de la Manche de 1974 à 2009

A gauche : Flux journalier de phosphates à Poses (en amont de Rouen). Un tonne/j de phosphates = 122 T/an de P

A droite : Apports annuels de la Seine à l'estuaire et des autres tributaires de la Manche et de la mer du Nord

(NB : dans la figure de droite, les apports de la Seine sont en P total et incluent ceux de Rouen et de la Seine aval. Ils sont donc plus élevés que dans le graphe de gauche, qui ne concerne que les apports dissous)

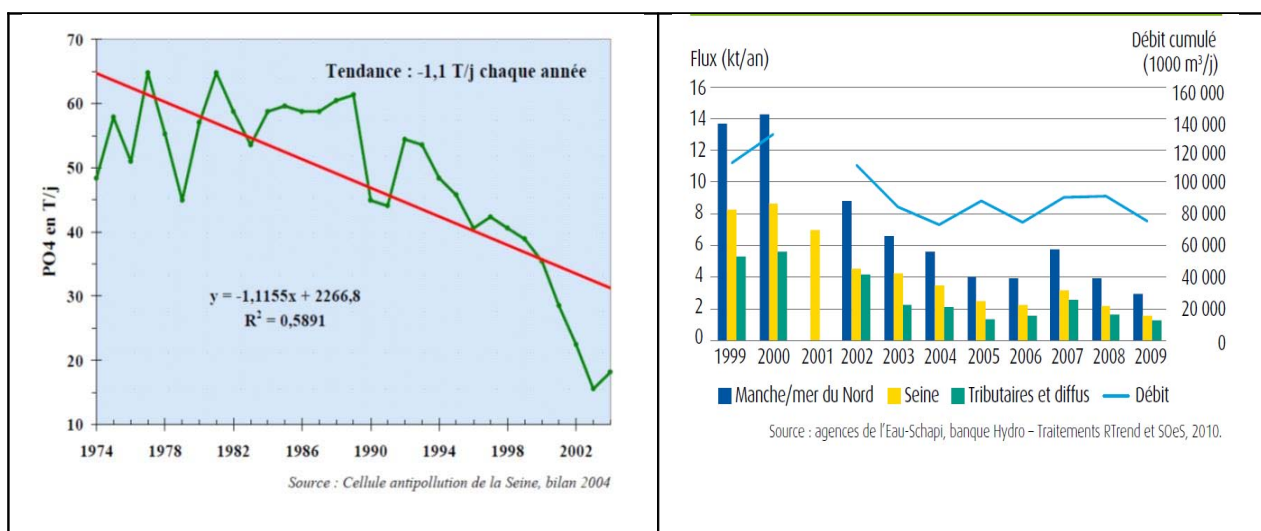
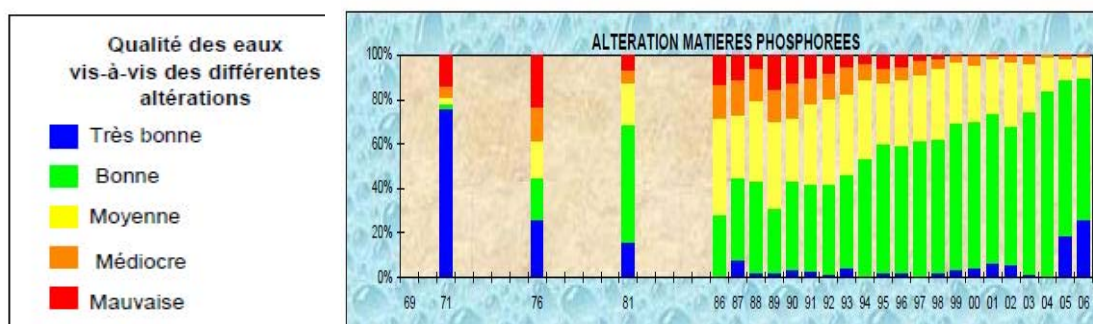


Figure II.12 : Evolution de la qualité des cours d'eau breton de 1971 à 2006 (source AELB).



Il faut donc considérer que d'importants apports au milieu marin, supérieurs aux apports actuels, ont été effectués dans la période antérieure, principalement entre 1960 et 1985. Nous reviendrons ultérieurement (cf II.3.2.4) sur les conséquences de cette observation.

II.2.2.2. Données récentes

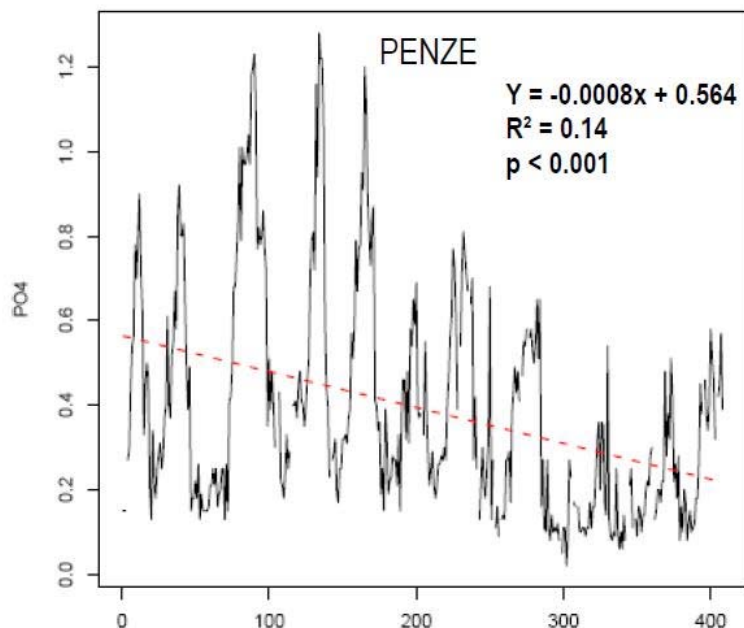
Pour la période récente, nous nous sommes appuyés en particulier sur les données du réseau ECOFLUX (Arnaud et Ragueneau, 2009), qui a mesuré chaque semaine de 1998 à 2009 les teneurs en nitrates, phosphates et silicates de 13 rivières du Finistère.

Si l'on examine tout d'abord les données sur les nitrates, on peut donc considérer que cet ensemble de rivières est assez représentatif de la situation bretonne : les concentrations des rivières étudiées varient entre 20 et 40 mg/l, avec une tendance à la baisse allant de - 0,4 mg/l/an pour les rivières où les concentrations sont les plus faibles comme l'Aulne à - 2,9 mg/l/an pour des rivières à concentration élevées comme la Penzé. Les flux spécifiques

annuels sont de l'ordre de 30 kg d'azote par hectare de bassin versant (avec des variations allant de 20 à 80), ce qui est similaire aux données présentées précédemment pour l'ensemble de la Bretagne.

En ce qui concerne les phosphates¹⁷, les teneurs moyennes observées sont de l'ordre de 0,2 à 0,3 mg PO₄/l mais avec de fortes variations entre rivières (de 0,06 mg/l pour l'Aulne à 0,55 mg/l pour la Penzé). On observe également une tendance à la baisse dans les rivières les plus chargées comme la Penzé (figure II.13), où les concentrations moyennes sont passées en dix ans de 0,56 à 0,25 mg/l.

Figure II.13 : Evolution des teneurs en phosphates (en mg PO₄/l) de la Penzé de 1998 à 2009. L'axe des abscisses est en semaines (Arnaud et Ragueneau, 2009).



Enfin, ces concentrations en phosphates montrent une certaine tendance à la hausse pendant les périodes d'été, sans doute du fait d'une augmentation de la part relative des apports ponctuels.

A partir de ces concentrations, on peut calculer les flux spécifiques de phosphore apportés par les phosphates (phosphore dissous) par hectare de bassin versant. Ils sont de l'ordre de 7 kg P/km²/an (soit 0,07 kg/ha/an), avec des valeurs minimales de l'ordre de 5 kg et des maxima ayant dépassé 20 kg dans certaines rivières dans la période 1998-2002 mais qui sont ensuite inférieurs à 15 kg.

Dans la période antérieure, Cann (1993) indique pour le Yar (rivière de la Baie de Lannion) un flux spécifique de P dissous (phosphates) de 13 kg P/km²/an pour la période 1990-1992 et Cann et Benoist (1997) évaluent en 1996 les flux spécifiques en phosphates de trois rivières de la baie de Saint-Brieuc, le Gouessant, le Gouët et l'Urne à respectivement 9, 62 et 131 kg P/km²/an¹⁸.

Ces flux spécifiques peuvent sembler faibles par rapport à des références de la littérature : Nemery *et al.*, (2005) mesurent par exemple un flux de 53 kg P/km²/an pour le bassin de la Marne en 2001-2002 ; Billen et Garnier (2007) indiquent des flux de 64 kg/km²/an pour la rivière de Morlaix en 1980, de 49 kg pour la Somme en 1996, de 186 kg pour la Seine en 1998 (mais qui sont aujourd'hui de l'ordre de 30 kg). Mais, outre la tendance historique à la baisse que nous avons évoquée, **il s'agit ici d'estimation des apports totaux de phosphore** et nous allons détailler maintenant l'importance, mais aussi les difficultés de cette distinction.

¹⁷ On ne dispose pas de données sur le P total dans le réseau ECOFLUX, mais seulement de données sur le P dissous.

¹⁸ Flux spécifiques calculés à partir des surfaces de bassin versant indiquées par Piriou (1986).

II.2.2.3. Les différentes formes des apports de phosphore

Comme indiqué précédemment, le phosphore peut être apporté sous forme dissoute, essentiellement des ions phosphates, ou sous forme particulaire, alors que l'on ne dispose parfois que de données sur les apports dissous. La question est donc **d'estimer la part du phosphore issu du bassin versant qui n'est pas sous forme de phosphates dissous dans la masse d'eau et peut néanmoins circuler vers l'aval**. Diverses études ont été réalisées dans ce domaine et montrent que cette estimation va dépendre en grande partie du point de mesure et de l'origine de ce phosphore.

Ainsi, Jordan-Meille et Dorioz (2004) ont réalisé de 1993 à 1999 une étude sur un petit bassin versant de 300 ha (123 ha de forêts, 120 de cultures de céréales et 50 de prairies, le reste étant urbanisé¹⁹) du lac Léman en enregistrant directement le flux à l'exutoire de ce bassin versant. Ils obtiennent un flux moyen de 0,40 kg/ha/an (40 kg/km²/an) de phosphore total et mentionnent que ce flux « *corresponded to the lowest of the values reported [...] in a literature review of a hundred rural watersheds used mainly for farming* »²⁰. Dorioz (2004) indique par exemple pour le bassin versant rural du Foron un flux à l'arrivée dans le Léman de 1 kg/ha/an et Trevisan *et al.* (à paraître) donnent une valeur similaire (0,9 kg/ha/an) pour celui de la Vénoge, affluent suisse du Léman. Jordan-Meille et Dorioz (*ibid.*) montrent également que le flux spécifique n'est que de 0,06 kg/ha/an – on retrouve ici une valeur proche des valeurs des rivières du Finistère – si l'on se limite à la fraction « phosphates » du P dissous. Dans ce cas, le flux de phosphore est donc essentiellement particulaire, le flux dissous ne représentant que 15% environ du total. Enfin ils indiquent que, alors que la concentration en phosphates des effluents est relativement stable (de l'ordre 0,1 mg/l de P, soit 0,3 mg/l de phosphates), celle du phosphore particulaire est extrêmement faible en période de faibles débits mais peut atteindre 0,6 mg/l en période de fortes pluies. **L'essentiel des apports particuliers se fait donc de manière très limitée dans le temps, lors des épisodes de crues**, et cette conclusion est attestée par de nombreuses études similaires.

Dorioz et Trevisan (2001) ont réalisé une synthèse de la littérature sur les flux spécifiques liés à différentes formes d'usage des sols et sur la part du flux exporté sous forme de phosphore dissous (principalement des phosphates). On constate (tableau II.2) que ces flux varient de moins de 0,1 (pour des milieux naturels) à 2,5 Kg/ha x an (cas de la viticulture sur pentes, avec de fortes exportations de P particulaire, ou de bassins versants industriels). Le taux d'exportation sous forme dissoute varie également fortement, de 10 (cas de la viticulture) à 50 % pour les apports non urbains. Il est sensiblement plus élevé pour les apports urbains ou industriels.

Tableau II.2 : Flux spécifiques (en kg de P) et proportion d'exportation sous forme de P dissous pour différents usages des sols (Dorioz et Trevisan, 2001).

	Bassins forestiers et agricoles extensifs	Prairies de fauche	Pâtures	Cultures	Bassins urbains résidentiels	Bassins urbains industriels
P total (Kg P/ha/an)	0,04 à 0,2	0,4 à 1,1	0,1 à 0,8	0,7 à 2,5	0,5 à 1,5	1,2 à 2,5
P dissous (en % P total)	≤ 50%	20 à 50%	20 à 50%	10 à 40%	≥ 40%	≥ 40%

Si ces flux apparaissent très dépendants des usages du sol, leur devenir va lui-même être conditionné par le fonctionnement du réseau hydrographique. **Une partie plus ou moins importante du phosphore particulaire pourra en particulier être retenue lors de son parcours dans la masse d'eau**. Ainsi, Gaury *et al.* (2008) montre que dans la retenue de Rophemel (bassin versant de la Rance), le flux entrant est d'environ 59 kg P/km² x an (dont 17% de P dissous) alors que le flux sortant n'est plus que de 37kg P/km² x an, avec un fort enrichissement relatif en P dissous (27% du total).

¹⁹ Les eaux usées de cette partie urbanisée sont collectées et exportées et ne sont donc pas incluses dans ces mesures de flux.

²⁰ Ce flux « correspond à la plus faible des valeurs rapportées dans une revue de la littérature portant sur une centaine de bassin versant ruraux utilisés principalement par l'agriculture ».

Cette rétention du P particulaire pourra en outre être plus ou moins longue : certains dépôts pourront être remobilisés lors de crues importantes, d'autres plus durablement piégés, notamment dans des lacs ou par des aménagements favorisant la décantation (biefs de moulins, étangs, barrages). De ce fait, le flux sortant à l'embouchure de la rivière pourra être sensiblement plus faible que celui calculé à partir des usages du sol dans le bassin versant.

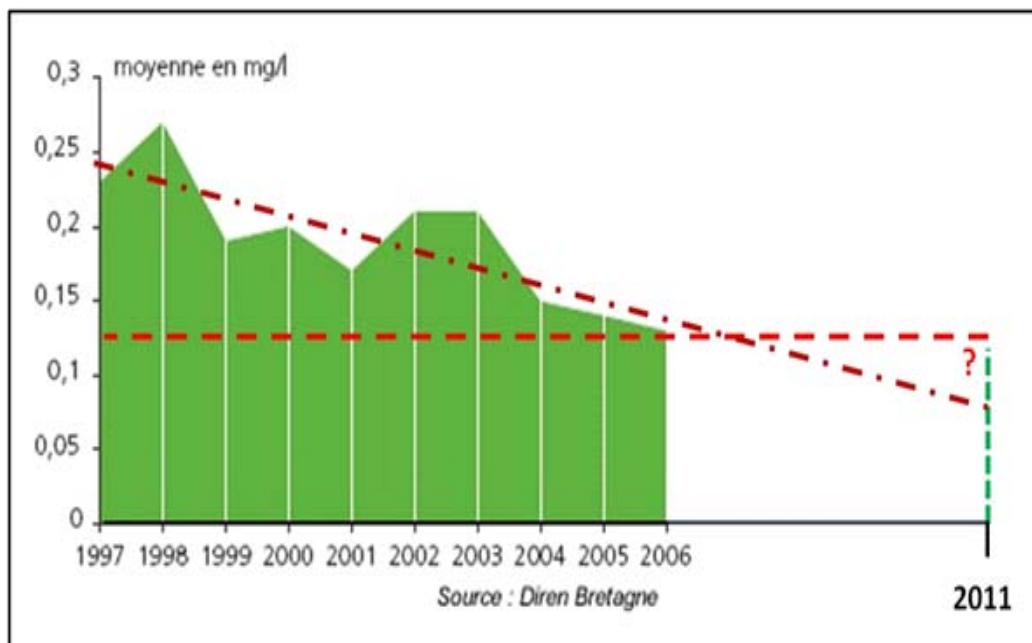
En conclusion, il apparaît nécessaire de majorer d'un facteur allant de 2 (50% de P dissous) à 5 (20% de P dissous) les flux estimés à partir des seuls phosphates pour évaluer les apports totaux en phosphore. Billen et Garnier (*Ibid.*) ont utilisé un facteur 2,2 pour leur étude sur les fleuves européens. Cann (*Ibid.*) indique un facteur 2,6 pour le Yar et Cann et Benoist (1997) propose un facteur d'environ 3 pour les rivières arrivant en baie de Saint-Brieuc. En utilisant cette fourchette, on aurait pour les rivières finistériennes un flux moyen de compris en 0,12 et 0,30 kg P/ha/an (12 à 30 kg P/km²/an), ce qui se situe dans la limite basse des fourchettes proposées par Dorioz et Trevisan (*Ibid.*) ou des valeurs indiquées par Billen et Garnier (*Ibid.*) pour les cours d'eau européen de la zone tempérée (mais qui sont toutes antérieures à l'an 2000).

Les flux spécifiques sont cependant plus importants dans les rivières de l'est de la Bretagne. Les valeurs pour le bassin versant de la Vilaine (qui draine environ 39% de la surface totale de la Bretagne) étaient de 57 kg/km²/an en 2000 et étaient descendus à 31 kg/km²/an en 2007, soit un apport total d'environ 320 tonnes de P par an (source SAGE Vilaine, 2011).

En prenant une référence moyenne de 20 à 40 kg de P total/km²/an, on aboutit, en extrapolant à l'échelle de la Bretagne, à une estimation du flux annuel compris actuellement entre 600 et 1200 tonnes de phosphore.

On dispose également d'une chronique des taux moyens de phosphore total des rivières bretonnes de 1997 à 2006 (figure II.14). En prenant une fourchette allant du taux 2006 à celui obtenu en extrapolant la tendance à la baisse observée pendant cette période, on serait actuellement à une concentration moyenne d'environ de 0,10 à 0,12 mg/l de P total. En multipliant par le débit moyen des rivières (10,9 milliards de m³ par an, voir figure II.6), on obtient un flux maximal annuel d'environ 1100 à 1300 tonnes, ce qui est cohérent avec l'estimation précédente.

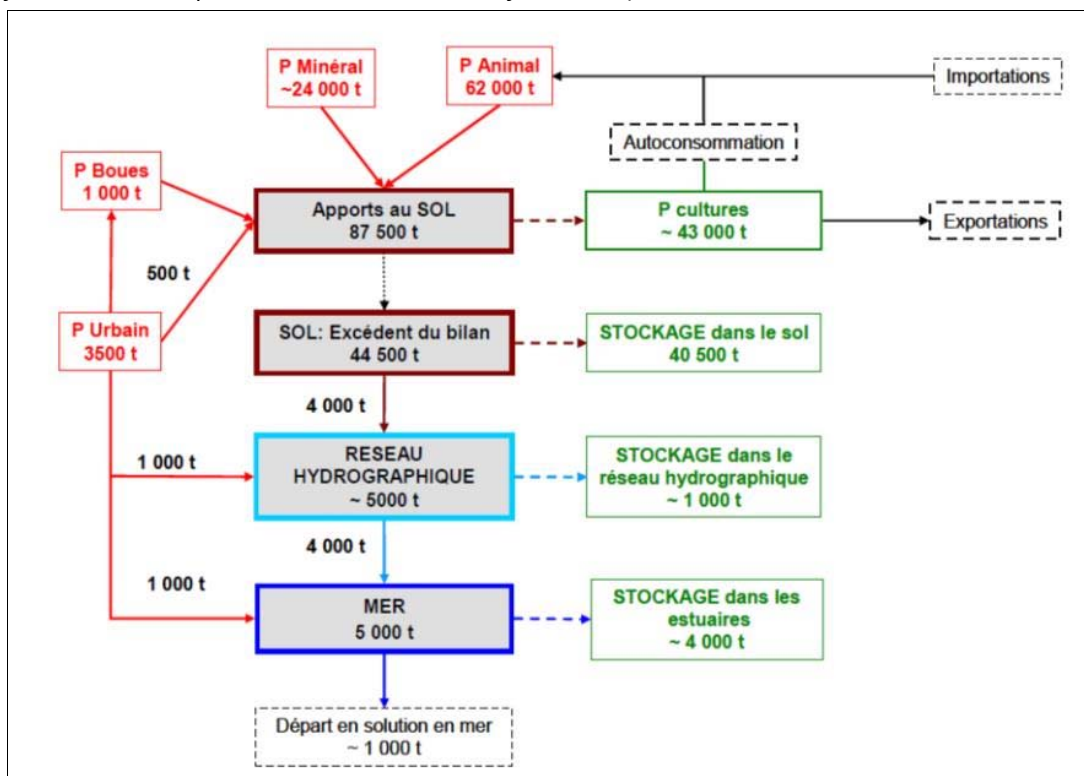
Figure II.14 : Evolution du taux moyen de phosphore total (en mg P/l) dans les cours d'eau bretons de 1997 à 2006. Source DIREN Bretagne. La valeur 2011 est supposée située entre la valeur 2006 et celle résultant d'une extrapolation linéaire visuelle de la tendance 1997-2006.



Rappelons que ce flux a été beaucoup plus important dans un passé récent. A partir d'une approche considérant les différents flux (figure II.15), Arousseau (2001) estime que le flux annuel vers le réseau hydrographique était de 5000 tonnes par an à la fin des années quatre-vingt-dix, dont 1000 étaient piégés dans le réseau, d'où un flux sortant vers la mer d'environ 4000 tonnes.

Le flux d'azote n'ayant baissé que d'environ 30 à 40% pendant cette période (voir II.2.1), il en résulte une évolution importante de la proportion des apports d'azote et de phosphore par les rivières : à la fin des années quatre-vingt dix, le rapport massique était d'environ 25 (100.000 tonnes d'azote pour 4000 tonnes de phosphore) alors qu'il est aujourd'hui supérieur à 50 (60.000 tonnes de N pour environ 1000 tonnes de P).

Figure II.15 : estimation des apports de phosphore au littoral à partir du bilan des différentes sources (source : fiche du CSEB, d'après Arousseau, 2001, modifié en 2005)



II.2.2.4. L'origine du phosphore

La question de la part des apports agricoles et non-agricoles est abordée indirectement à travers la distinction entre apports ponctuels (rejets d'eaux usées arrivant généralement en un point identifiable du réseau hydrographique) et apports diffus (liés aux écoulements sur et dans les sols). Comme le montre le tableau II.3, certains apports agricoles peuvent être ponctuels – Dorioz et Trevisan (2001), les estiment dans le bassin versant français du Léman, pour les années 90, à 15% du total des apports ponctuels – et, inversement, certains apports non-agricoles, comme les ruissellements urbains, peuvent être diffus. En outre, les apports ponctuels traités par les stations d'épuration fournissent des boues qui, si elles sont épandues sur des parcelles agricoles, pourraient alimenter les apports diffus. **On peut cependant estimer que les apports ponctuels fournissent en première approximation une assez bonne estimation des apports non-agricoles.**

En ce qui concerne la répartition de ces apports, Aubert (2007), en compilant diverses sources, estime à l'échelle de la France la part des apports urbains entre 29 et 39%, celle des apports industriels entre 21 et 27% et celle des apports agricoles entre 33 et 49%. Dorioz et Trevisan (*Ibid.*) indiquent pour le Léman des apports ponctuels

supérieurs à 50% (60 à 80% dans certains bassins), dont l'essentiel non agricole. Arousseau (voir Figure II.15) estime pour la Bretagne à 60% la part des apports agricoles.

Tableau II.3 : Origine des différents apports de phosphore ponctuels et diffus (Dorioz et Trevisan, 2001)

ACTIVITES	PHOSPHORE D'ORIGINE	
	PONCTUELLE	DIFFUSE
VILLE ET VILLAGES (domestique)	- tout à l'égout - rejets de station de traitements des eaux usées	- assainissement individuel - ruissellement urbain - marécages drainés ou remblayés
AGRICOLE	- fuites liées aux stockages (fumier, lisier...) - rejets liés aux activités de transformation	- ruissellement sur les bâtiments, cours de ferme - contributions des terres agricoles
INDUSTRIE	- eaux usées	- ruissellement sur les infrastructures
ZONE "NATURELLE" (Forêts, Landes)		- bruit de fond lié à l'altération et l'érosion

Il existe en fait une forte incertitude sur les différents postes de ce bilan.

En ce qui concerne les apports diffus agricoles, les importantes quantités de phosphore apportées aux sols depuis les années soixante sont un des facteurs importants de risque. Ces apports sont d'origine minérale (superphosphates) et, surtout, organiques (lisiers, fumiers, fientes). Le CSEB (2008) indique pour 2000 un apport total de 87.500 tonnes de phosphore, dont 71% d'origine animale, ce qui représente en moyenne, sur l'ensemble de la Bretagne, environ 52 kg/an/ha de SAU. De ce fait, la teneur des sols en phosphore assimilable²¹ est passé de moins de 150 mg P₂O₅/kg de terre dans les années cinquante – une situation de carence incontestable – à environ 370 mg P₂O₅/kg de terre en moyenne²², avec de nombreuses zones dépassant 500 mg. Pour situer ces valeurs, les agronomes considèrent que les besoins des plantes sont satisfaits pour des teneurs de l'ordre de 220 à 250 mg P₂O₅/kg de terre.

En outre, **ces teneurs étaient encore en progression au début des années 2000**²³ par rapport à la période 1990-1994 (Lemerrier, 2003 ; Lemerrier *et al.*, et 2006), en dépit de la réduction de l'utilisation des engrais minéraux, alors qu'une diminution des teneurs était observée dans de nombreuses régions françaises (GIS-SOL, 2011).

En termes de bilan, les récoltes n'exporteraient qu'environ la moitié de ces apports (CSEB, 2008), d'où un excédent annuel d'environ 40.000 tonnes de phosphore, qui est stocké pour l'essentiel dans les sols mais dont une faible partie quittera les parcelles par transfert vertical, sous forme principalement dissoute (par drainage et lessivage) ou par transfert horizontal (par érosion et ruissellement superficiel) sous forme à la fois dissoute et particulaire.

Le flux vertical sous forme dissoute est considéré comme très faible, moins de 0,1 kg P/ha/an (Arousseau *et al.*, 2007), ce qui donnerait sur l'ensemble de la SAU bretonne un flux total maximum de 100 à 200 tonnes de P par an.

En revanche, le flux horizontal particulaire est sensiblement plus important mais, surtout, très variable selon l'état du sol, les modes de culture, la gestion des bords de champs, etc. Dorioz et Trevisan (2001) fournissent une fourchette allant de 0,1 à 2,5 kg P/ha/an et Lemerrier (2003) propose pour la Bretagne une fourchette de 0,5 à 3 kg P/ha/an. **Cela signifie que le flux résultant à l'échelle de la Bretagne pourrait se situer entre moins de 1000 tonnes et plus de 5000 tonnes de P par an.**

²¹ P₂O₅ mesuré par la méthode Dyer

²² Valeur médiane des quatre départements bretons, avec un gradient de l'Ille et Vilaine (289 mg P₂O₅/kg) au Finistère (437 mg P₂O₅/kg).

²³ Les dernières synthèses disponibles concernent la période 2000-2004.

En outre, Dorioz et Poulenard (2007) soulignent le fait que, **lorsque les sols deviennent très chargés en phosphore, les flux verticaux de P dissous, mais également la part dissoute des transferts horizontaux tendent à augmenter de manière importante, du fait d'une baisse de la capacité du sol à fixer le phosphore.** Il est donc possible que le flux total de P sortant des parcelles agricoles soit alors sensiblement plus important, plus biodisponible et, surtout, que la répartition des apports au cours du temps se modifie sensiblement. En effet, on peut faire l'hypothèse que les apports dissous seront plus stables dans le temps (en termes de concentrations) et seront plus susceptibles d'alimenter la croissance estivale des ulves.

Quoiqu'il en soit, il faut retenir de cette analyse que **les sols bretons représentent aujourd'hui un « réservoir » de phosphore considérable** – Lemercier (2003) évalue ce stock entre 8 et 20 millions de tonnes de P pour l'ensemble de la Bretagne et Aurrousseau *et al.* (2007) l'estiment à 10 millions de tonnes – et **susceptible de fournir pendant de très longues années un flux annuel de phosphore de plusieurs centaines de tonnes**, et ceci même en réduisant fortement les apports annuels d'engrais minéraux ou organiques ou en limitant les phénomènes d'érosion des sols (ce qui ne remet pas en cause l'intérêt à long terme de telles politiques).

En ce qui concerne les apports ponctuels, on considère généralement qu'ils sont proportionnels à la population du bassin versant. Dans les années 80, on retenait une norme de l'ordre de 4 g de P/habitant/jour. Le flux du métabolisme humain est d'environ 1,5 g/j mais les lessives à base de polyphosphates apportaient environ 2 g/j (Dorioz et Trevisan, *Ibid.*). L'interdiction de ces produits en Suisse en 1986²⁴ a effectivement divisé par deux les apports de P aux stations d'épuration (Trevisan *et al.*, à paraître). Dorioz (2007) indique également un flux limité à 2,2 à 2,7 g P/j après suppression des polyphosphates dans les lessives (qui restent cependant présents dans les produits pour lave-vaisselle). Le Centre Européen d'étude des polyphosphates (CEEP, 2000) donne également une fourchette de 2,25 à 2,65 g P/j. L'Agence de l'eau Loire-Bretagne (AELB, 2004) indique pour l'ensemble du bassin Loire-Bretagne des apports aux stations d'épuration d'environ 1,81 g/hb/j, ce qui, en considérant un taux de raccordement de l'ordre de 75%²⁵ fournit un chiffre « à la source » de 2,4 g P/hb/j.

En prenant une base de 2,5 g/ha x j et en intégrant la fréquentation touristique, on aboutit à un apport global « potentiel » (avant traitement) pour la Bretagne de 2700 tonnes/an. Cependant, une partie notable de ce flux est désormais collecté et traité par les stations d'épuration. Ainsi, dans le bassin versant de la Venoge (rivière suisse arrivant dans le Léman), les apports ponctuels au lac sont passés de 1,1 g/ha x j en 1980-1982 à 0,09 g/ha x j en 2003-2004 sous le triple effet de l'interdiction des polyphosphates, de l'augmentation du taux de raccordement (qui est passé de 43 à 99% de 1981 à 2002) et de l'amélioration de l'efficacité des stations d'épuration, qui atteignaient en 2004 un taux de rabattement de 95% .(Trevisan *et al.*, *Ibid.*).

On voit donc que cette proportion des apports agricoles dans les apports totaux peut varier de manière considérable avec les politiques mises en œuvre pour le traitement des apports ponctuels.

Dans le cas de la Bretagne, l'IFEN indique que le taux moyen d'épuration du phosphore par les stations d'épuration est passé de 73 à 80% de 2003 à 2007. L'AELB donne une valeur légèrement plus faible (61% en 2001) pour l'ensemble du bassin Loire-Bretagne. En prenant un taux actuel de rabattement de l'ordre de 75% et en supposant qu'il est du même ordre pour l'épuration individuelle²⁶, on aboutit à un flux ponctuel vers le réseau hydrographique et le littoral d'environ 500 à 600 tonnes de phosphore par an²⁷.

Par rapport au flux total précédemment évoqué d'environ 1000 à 1200 tonnes, ce flux non-agricole représenterait donc toujours environ la moitié des apports totaux.

²⁴ La mesure n'est intervenue en France qu'en juillet 2007.

²⁵ Le taux était de 80% en 1999 et de 84% en 2008 pour l'ensemble de la France. Pour la Bretagne, les taux étaient respectivement de 66 et 73% (source IFEN).

²⁶ En 1999, 80% des habitations bretonnes étaient raccordées au réseau public et 97% des autres disposaient d'une fosse septique (base de données IFEN-EIDER)

²⁷ Dont environ 80 tonnes issues de rejets industriels après traitement. Source : <http://www.bretagne-environnement.org/Eau/Les-pollutions-et-menaces/Origines-des-pollutions/Les-pollutions-industrielles>

Rappelons que, comme les flux diffus, ces flux ponctuels ont été beaucoup plus importants dans la décennie quatre-vingt-dix. En prenant la référence de cette époque de 4 g de P/habitant/jour et en supposant un taux d'épuration de l'ordre de 30 à 40% (les stations d'épuration sans traitement de déphosphatation n'élimine qu'environ 50% du P²⁸ et le taux de raccordement était sans doute de l'ordre de 50%), **on aboutit à un flux vers le réseau hydrographique de l'ordre de 3000 t au cours de cette période, soit cinq à six fois le flux actuel.**

II.2.3. Les flux de silicium

Les observations du réseau ECOFLUX sur les rivières finistériennes (Arnaud et Ragueneau, 2009) indiquent des concentrations en silicates (SiO₂) d'environ 10 mg/l, variables d'une rivière à l'autre (de 6 à 16 mg SiO₂/l) mais stables pendant l'ensemble de la période d'observation. Billen et Garnier (2007) montrent en effet que, contrairement aux flux d'azote et de phosphore, ces flux de silicium sont stables sur de longues périodes et ne sont pas influencés par l'anthropisation.

Ces concentrations correspondent à un flux annuel de silicium de l'ordre de 15 kg/ha/an, qui se situe dans la fourchette des estimations de Billen et Garnier (*ibid.*) pour les rivières européennes de la zone tempérées (entre 3,6 et 22,6 kg Si/ha x an).

Si l'on compare ces flux à ceux précédemment évoqués d'azote (environ 30 Kg N/ha/an) et de phosphore (environ 0,2 Kg/ha/an), on aboutit à des proportions massiques relatives N/P/Si d'environ 150/1/3, alors que les proportions définies par Redfield (voir II.1) pour que ces flux correspondent aux besoins des diatomées sont de 7/1/18. **Il apparaît donc clairement que ce flux est nettement déficitaire en silicium et ne sera pas, de ce fait entièrement absorbé par les diatomées. Il aura donc un fort potentiel eutrophisant, en particulier du fait de sa charge en azote, pour induire des proliférations d'autres algues non siliceuses, en particulier les ulves. Il convient cependant d'examiner le devenir de ces flux dans la zone littorale pour préciser ce potentiel d'eutrophisation.**

II.2.4. Le devenir des apports dans la zone littorale

A leur arrivée dans le milieu marin, ces différents flux de phosphore et d'azote, dissous ou particuliers, seront affectés par des phénomènes complexes, liés notamment au changement de salinité. On trouvera dans Nixon *et al.* (1996) une présentation détaillée de ces différents processus et une estimation de leur importance relative pour l'ensemble de l'Atlantique Nord.

II.2.4.1. Le devenir des flux d'azote

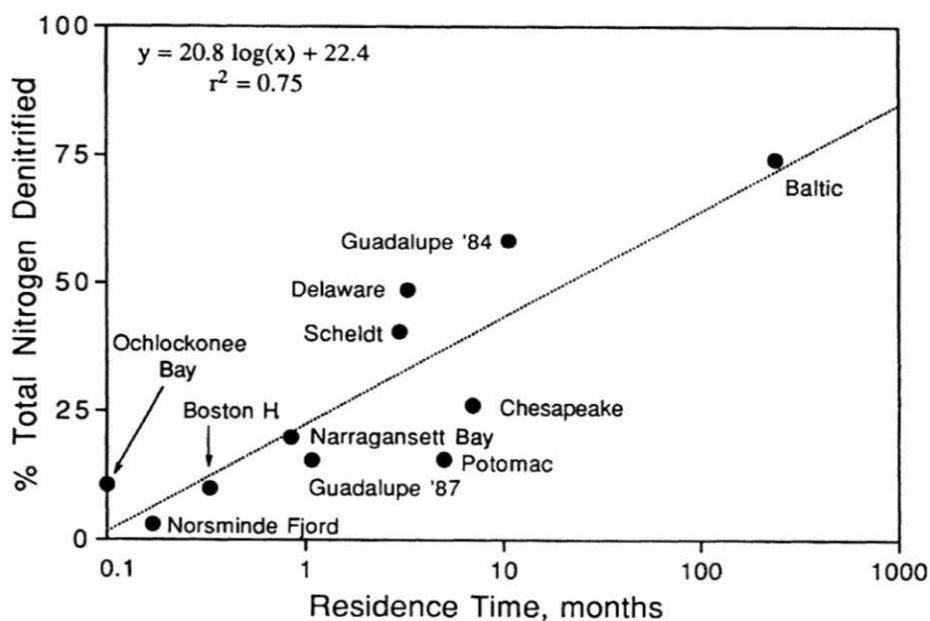
Les nitrates (et également les silicates) resteront pour l'essentiel en solution et seront donc dilués en fonction de l'hydrodynamique côtière. On aura donc un gradient de concentration allant de la côte vers le large, avec une zone enrichie plus ou moins étendue mais généralement assez limitée à la bande côtière, sauf pour des rivières importantes comme la Vilaine, dont l'effet du panache s'observe jusqu'à l'île d'Houedic, avec des teneurs hivernales de nitrates observées en 1984 de 0,8 mg/l (Piriou, 1986). Pour la baie de Saint-Brieuc, cet auteur indique des teneurs devant la pointe du Grouin variant de 0,25 mg/l à marée haute à 2,5 mg/l à marée basse. Dion *et al.* (1996) indiquent des valeurs de 44 µmol/l de nitrates (2,7 mg/l) en février pour la Baie de Lannion, qui chutent à 4 µmol/l (0,27 mg/l) en juillet.

²⁸ En 2004, 88% des volumes traités par les stations d'épuration bretonnes étaient soumis à un traitement de déphosphatation mais ces équipements n'ont commencé à être mis en place que dans les années quatre-vingt-dix.

Cependant, une partie notable de ces flux pourra être éliminée progressivement sous forme d'azote gazeux. En effet, comme dans les zones humides en milieu terrestre, une activité assez importante de dénitrification, liée à la présence dans le sédiment de bactéries utilisant les nitrates comme oxydant, s'observe sur l'ensemble du plateau continental. Fulweiler *et al.* (2007) estiment à 15 à 25% cette proportion d'azote éliminée par dénitrification. Ils ont mesuré en mésocosme une production d'azote gazeux (N₂) par le sédiment pouvant atteindre 100 μmol/m²/heure pendant la période estivale, ce qui correspondrait à une capacité d'élimination pendant les six mois « chauds » (mai à octobre) de 6 t d'azote/km². Nixon *et al.* (1996) montrent que ce taux de dénitrification dépend en fait du temps de séjour des masses d'eau dans les zones littorales où cette activité bactérienne est importante. Ce taux peut donc varier de quelques % à près de 75% pour une mer comme la Baltique (figure II.16).

L'azote apporté sous forme particulaire, via les matières organiques en suspension, précipitera rapidement du fait de l'augmentation de salinité. Comme nous l'avons indiqué, ces apports sont généralement faibles par rapport aux apports dissous (sauf le cas de rejets importants de matières organiques) mais leur accumulation contribuera à créer une réserve littorale d'azote mobilisable par minéralisation. Cette réserve pourra être également alimentée par des dépôts de matière organique issus du milieu marin, en particulier par la décomposition des ulves dans les zones de prolifération. Elle pourra aussi s'enrichir par fixation de l'azote atmosphérique, phénomène controversé sur lequel nous reviendrons.

Figure II.16 : Relation entre le temps de séjour (en mois, échelle logarithmique) des masses d'eau en zone littorale peu profonde (0 à 200 m) et le taux de dénitrification. Source : Nixon *et al.* (1996).



On dispose de peu de mesures directes de la teneur en azote des sédiments sur le littoral breton. L'INERIS²⁹ (2010) fournit des données sur les sédiments des ports, mais qui représentent un échantillon non représentatif. Cann et Benoit (1997) indiquent en baie de Saint-Brieuc des teneurs de l'ordre de 250 mg/kg de sédiment sec mais cette estimation ne porte que sur six prélèvements. On peut cependant approcher ces stocks à partir de l'étude de la teneur des sédiments en matière organique ou en carbone organique (qui représente environ 50% de la matière organique) et en appliquant un ratio C/N de 10 pour cette matière organique (Nixon *et al.*, 1996 ; Sfrizo et Marcomini, 1999 ; INERIS, 2010). L'essentiel de l'azote non dissous est en effet inclus dans des molécules organiques.

Merceron (1986) donne une valeur comprise entre 10 et 14 mg de carbone organique par gramme de sédiment pour des sédiments de la baie de Vilaine (soit 2 à 2,8% de matière organique). Fontugne *et al.* (2002) indiquent des teneurs en carbone organique allant de 1,4 à 6,6% pour des sédiments de la Loire. En mesurant les

²⁹ Institut national de l'environnement industriel et des risques

isotopes du carbone, ces auteurs concluent à une origine principalement terrigène de ces apports. Les baies de Saint-Brieuc et de Lannion ont fait l'objet de campagnes de mesure importantes de 1996 à 1999 (Cann et Benoit, 1997 ; CEVA, 1999). En baie de Saint-Brieuc, la teneur moyenne en matière organique était de 3,6% en juillet 1996, avec de fortes variations selon les points de mesure (de 0,3 à 19,9%). Par contre, ces teneurs sont stables sur au moins un mètre de profondeur. En baie de Lannion, on observe des teneurs en matière organique de l'ordre de 3% dans les sédiments de la baie de Lannion, assez homogènes dans l'espace et sur une profondeur d'au moins 30 cm.

A partir de ces données, si l'on retient une valeur moyenne de 3% de matière organique, on aurait une teneur en azote des sédiments d'environ 1,5 g/kg. Cette valeur est similaire à celle mesurée directement par Sfrizo et Marcomini (1999) dans les sédiments de la lagune de Venise. **En supposant cette valeur homogène sur au moins un mètre de profondeur, on aurait donc un stock d'azote d'environ 220 t/ha.**

II.2.4.2. Le devenir des flux de phosphore

En ce qui concerne le phosphore, nous avons vu qu'une partie importante des flux, au moins la moitié, était apporté sous forme particulaire. Si le phosphore dissous va être pour l'essentiel dilué dans la masse d'eau, ce phosphore lié à des particules minérales ou organiques, va subir une double évolution :

- une partie du phosphore adsorbé sur des particules d'argile ou de limon va être libéré par échange avec divers ions négatifs présents en abondance dans l'eau de mer (Nixon *et al.*, 1996) et va donc enrichir la phase soluble ;

- l'autre partie va précipiter dans la zone côtière. Il en résulte une accumulation importante de phosphore dans les sédiments côtiers, qui résulte, d'une part, de processus naturels anciens apportant des flux faibles (moins de 10 kg P/km² de bassin versant et par an selon Billen et Garnier, 2007) mais pendant une longue période et, d'autre part, des apports récents, en particulier de la période 1970-2000, où ces apports ont, comme nous l'avons vu précédemment, culminé.

Il n'est pas possible de quantifier l'importance et la contribution relatives de ces deux apports mais seulement le stock total accumulé. Cann (1993) évalue à environ 300 mg P/kg de sédiments le stock de phosphore dans la plage de la Baie de Lannion sous influence du Yar, cette concentration étant homogène sur au moins un mètre de profondeur³⁰. Ce stock serait donc d'environ 4,5 t P/ha, soit près de 3000 tonnes pour les 6 km² de plage, et représentent donc environ 1500 fois les apports mesurés du Yar en 1991-1992. Cann et Benoit (1997) observent des valeurs moyennes de 220 mg P/kg pour la baie de Saint-Brieuc, soit un stock d'environ 11.000 ± 2000 tonnes pour les 30 km² de la baie, alors que les apports totaux des différentes rivières étaient estimés à l'époque à 100 tonnes par an. Andrieux-Loyer *et al.* (2008) ont réalisé une étude détaillée des teneurs en phosphore des sédiments de l'estuaire de la Penzé (rivière arrivant dans la baie de Morlaix). Ils observent un gradient décroissant allant d'environ 1700 mg P/kg de sédiment en fond d'estuaire à 370 mg P/kg en sortie d'estuaire. Cette décroissance va de pair avec celle des teneurs en carbone organique, qui diminuent de 48 mg/g (soit près de 10% de matière organique) à 8,4 mg/g (soit 1,7% de MO). On retrouve donc en sortie d'estuaire des concentrations en phosphore et en matières organiques similaires à celles observées en baie de Lannion et de Saint-Brieuc.

II.2.4.3. Conclusions sur les stocks sédimentaires

Il apparaît donc que des stocks importants d'azote et de phosphore sont présents dans la zone littorale. Nous discuterons plus loin (cf II.3.2.3 et II.3.2.4) de la dynamique de ces stocks et de leur rôle dans la prolifération des ulves mais nous ferons dès maintenant deux remarques :

- **même s'ils résultent, au moins en partie, des apports terrigènes, ces deux stocks sont fonctionnellement indépendants,** le stock d'azote étant pour l'essentiel lié à la matière organique alors que le stock de phosphore est principalement représenté par diverses formes minérales. Cann et Benoit (1997) n'observent ainsi aucune corrélation entre les teneurs en P et en matière organique sur l'ensemble des échantillons de sédiments collectés en baie de

³⁰ A titre de comparaison, la teneur moyenne des sols agricoles bretons est estimée à 1,5 à 2 g P/kg (CSEB, 2008).

Saint-Brieuc. Cette observation est également faite par Maher et DeVries (1994) pour les sédiments de la rivière Beaulieu au sud de l'Angleterre mais ces auteurs soulignent que cette situation ne concerne que des sédiments relativement pauvres en matière organique ;

- la dynamique du stock d'azote est sans doute beaucoup plus rapide que celle du stock de phosphore.

Outre une grande variabilité spatiale des teneurs en matière organique, Cann et Benoist (*Ibid.*) ont observé que les teneurs moyennes étaient passées de 3,6% en juillet 1996 à 1,4% en février 1997, et ceci sur l'ensemble de la profondeur étudiée (un mètre). Cette diminution hivernale des teneurs en matière organique, et donc en azote, a également été observée par Sfrizo et Marcomini (1999) dans la lagune de Venise. A l'inverse, les teneurs en phosphore apparaissent, sur un site donné, beaucoup plus homogènes dans l'espace et stables dans le temps. Nous verrons cependant plus loin (cf II.3.2.4) qu'il convient d'examiner les différentes composantes de ce stock de phosphore pour en préciser la dynamique.

II.2.5. Synthèse

La mission retiendra de cette analyse des flux d'azote, de phosphore et de silicium les principaux éléments suivants :

- les apports d'azote apparaissent bien connus dans leur ampleur, leur origine et leur devenir. Ils ont culminé à la fin des années quatre-vingt à environ six fois les apports des années soixante et restent encore aujourd'hui élevés. Les apports terrigènes apparaissent largement prépondérants, les autres sources (apports pélagiques, apports atmosphériques, apports endogènes par fixation de l'azote gazeux) étant très secondaires ;

- Ces apports terrigènes se font essentiellement sous forme de nitrates dissous dans l'eau et sont très liés au débit des rivières, les concentrations variant peu au cours de l'année. Au sein de ces apports terrigènes, les apports d'origine agricole dominant très largement sur les autres sources ;

- Une partie de ces apports est éliminée par dénitrification dans des zones humides lors du transfert vers la mer et la diminution des zones humides a contribué de manière non négligeable à l'augmentation du flux sortant vers la mer. Cette activité de dénitrification est également importante sur l'ensemble de la zone côtière et réduira notablement les flux vers le large. Du fait de ce phénomène et des effets de dilution, l'enrichissement en azote des eaux côtières sera donc généralement limité à une zone assez étroite à proximité immédiate des côtes ;

- des stocks importants d'azote sont présents dans les sédiments de la zone littorale. Ils résultent à la fois des apports terrigènes d'azote sous forme particulaire et des dépôts de matière organique liés à la production primaire en zone littorale (notamment des ulves) ;

- les apports de phosphore apparaissent moins bien connus. Ils ont connu un maximum dans la période 1980-1995, avec des apports annuels de plusieurs milliers de tonnes, et ont beaucoup régressé depuis, du fait des politiques de collecte et de traitement des émissions ponctuelles, de la réduction de l'usage des polyphosphates et d'une amélioration des pratiques agricoles d'usage des engrais phosphatés ;

- ces apports se font à la fois sous forme dissoute et particulaire. La forme particulaire est globalement prépondérante mais la répartition entre ces deux apports peut varier grandement dans le temps (le P particulaire augmente avec les crues et est donc plus important l'hiver) et dans l'espace (le P particulaire peut sédimenter dans les rivières et plan d'eau au cours de son transit vers la mer). De ce fait, les apports pendant la période estivale seront relativement faibles et constitués essentiellement de phosphore dissous ;

- des quantités importantes de phosphore, plusieurs tonnes par hectare de SAU, se sont accumulées dans les sols bretons du fait d'apports minéraux ou organiques environ deux fois supérieurs aux quantités exportées par les récoltes. Ce stock apparaît susceptible de fournir pendant plusieurs décennies un flux annuel de phosphore de plusieurs centaines de tonnes ;

- le flux actuel total de phosphore est actuellement de l'ordre de 1000 à 1200 tonnes/an. La part des activités agricoles est de l'ordre de 50% mais serait à mieux évaluer dans les différentes situations locales ;

- la précipitation du phosphore particulaire à son arrivée dans le milieu marin conduit à une accumulation importante dans les sédiments côtiers. La réserve totale dans les zones de prolifération des ulves peut être évaluée à plusieurs centaines de fois les apports annuels actuels ;

- la dynamique de ces importants stocks côtiers d'azote et de phosphore est donc importante à connaître pour évaluer leur rôle dans les proliférations algales. Ces deux stocks sont indépendants et la dynamique du stock d'azote des sédiments apparaît beaucoup plus rapide que celle du stock de phosphore ;

- Il convient également de prendre en compte, en particulier dans le cas du phosphore, la source endogène que représente la minéralisation rapide de la matière organique des algues mortes. Elle peut en effet contribuer, en particulier dans le cas de proliférations importantes, à l'auto-entretien de ces proliférations ;

- les apports de silicium ont peu évolué sur l'ensemble de la période considérée. Ces apports apparaissent aujourd'hui très déficitaires par rapport aux proportions permettant une production primaire principalement sous forme de micro-algues siliceuses (diatomées) alimentant les chaînes alimentaires. De ce fait, l'excédent d'azote et de phosphore par rapport au silicium présente un fort potentiel eutrophisant pour des microalgues non-siliceuses (en eau douce et en mer) ou pour des macroalgues (en zone littorale).

*

II.3/ Les rôles respectifs de l'azote et du phosphore

Après avoir précisé l'ampleur et l'origine des flux de N et P, il convient d'examiner maintenant leurs rôles respectifs dans la prolifération des algues. Cette question est abordée dans la littérature scientifique principalement à travers la pertinence ou non de transposer dans les milieux marins l'importante expérience acquise sur les milieux d'eau douce, lacs en particulier, depuis plus de quarante ans.

En effet, ces milieux lacustres présentent des conditions de stationnarité des masses d'eau qui les rendent sensibles à l'eutrophisation et se prêtent davantage que les milieux marins à des opérations de restauration (comme celle du Lac du Bourget ou du Lac Léman), voire à des expérimentations, comme le fameux « Lake 227 » dans l'Ontario, qui a fait l'objet de 1969 à 2005 d'une opération de « sevrage azoté » sur laquelle nous reviendrons (Schindler *et al.*, 2008).

Nous décrivons donc dans un premier temps les conclusions, qui nous semblent assez consensuelles, sur les facteurs d'eutrophisation de ces milieux lacustres puis nous discuterons la question, plus controversée, de la transposition de ces conclusions aux milieux littoraux.

II.3.1. Les milieux lacustres

Si azote et phosphore sont effectivement nécessaires au développement des algues, l'hypothèse du rôle prépondérant du phosphore comme facteur de contrôle a été émise dès les années cinquante (Sawyer, 1952 *in* Barroin, 2004). Elle a été développée en particulier par Vollenweider (1968)³¹ puis par Schindler (1974, 1977), à travers diverses expérimentations en vraie grandeur de modulation des apports de phosphore et d'azote à des lacs, et s'est peu à peu imposée. Il convient d'insister à nouveau sur cette distinction entre facteurs déterminants et facteurs de contrôle. Ainsi, la transparence de l'eau pourra parfois être un facteur déterminant de l'ampleur de la prolifération algale (et explique d'ailleurs l'autolimitation verticale des blooms) mais apparaît difficilement contrôlable (au moins directement).

Pour comprendre cette distinction, indiquons tout d'abord que, dans les milieux d'eau douce oligotrophes, le phosphore est généralement le facteur nutritif déterminant de la production primaire. Ainsi, dans les années soixante, le rapport molaire N/P des eaux du Léman était d'environ 70, valeur qu'observe Billen et Garnier (2007) pour de nombreux cours d'eaux oligotrophes et qu'il faut comparer au ratio optimum de 16 défini par Redfield pour la croissance du plancton. C'est également le cas des lacs étudiés par Schindler, qui avaient, avant les expérimentations, des rapports N/P d'environ 65. **De ce fait, l'augmentation des apports de P, dans une situation où l'azote est en excès relatif, va avoir des effets eutrophisants rapides, alors qu'une réduction des apports d'azote ne pourrait avoir d'effet que si cette réduction était suffisamment forte pour que l'azote devienne le facteur limitant – c'est-à-dire pour aboutir à un rapport N/P inférieur à 16 – ce qui suppose une réduction considérable de ces apports.**

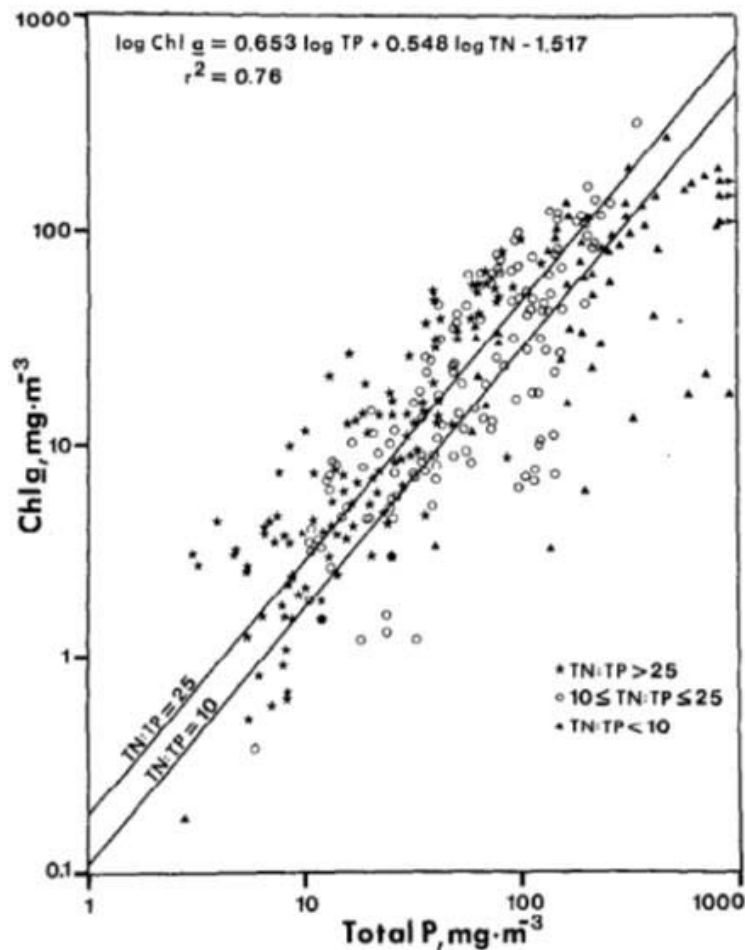
Cette situation a permis de construire des équations de prédiction assez précises de la production primaire des lacs fondées uniquement sur les apports de phosphore, telle celle de Dillon et Rigler (1974). Smith (1982) indique

³¹ Nous n'avons pas pu consulter ce document mais il est considéré comme « fondateur » de l'étude de l'eutrophisation des lacs oligotrophes et c'est pourquoi nous le mentionnons.

cependant que ces auteurs ont construit ces équations en ne considérant que des lacs où le rapport molaire N/P était supérieur à 26, c'est-à-dire où l'azote était relativement en excès par rapport au rapport optimum de Redfield de 16. **En élargissant le nombre de lacs étudiés (228 lacs de l'hémisphère Nord au total), ils montrent (figure II.17) que l'azote est aussi un facteur déterminant « secondaire » quand le rapport N/P varie dans une gamme plus large.**

Un résultat similaire est présenté par Downing et McCauley (1992), qui ont étudié 221 lacs du globe ayant des rapports molaires N/P allant de 1 (lacs hypereutrophes) à plus de 500 (lacs oligotrophes) : la limitation par le phosphore caractérise principalement les lacs oligotrophes mais les lacs ayant des rapports N/P plus faibles et des teneurs plus élevées en phosphore ont leur productivité primaire limitée par l'azote (« *P limitation has been demonstrated in many lakes, but N limitation appears to be the rule in lakes with TN :TP < 14 especially if TP is high* »³²).

Figure II.17 : Relation entre la teneur en chlorophylle en période de croissance des algues, les teneurs en phosphore et le rapport N/P de 228 lacs de l'hémisphère Nord (les rapports sont des rapports massiques. On obtient les rapports molaires en multipliant par 2,21). On observe que l'augmentation des teneurs en azote a également un effet sur la production primaire. Source : Smith (1982).



En outre, et c'est le point le plus important, on observe que, en situation de forts apports en phosphore et de carence relative en azote (rapport molaire N/P inférieur à 16) **se met en place une production endogène d'azote, via**

³² « La limitation par le phosphore a été démontrée pour de nombreux lacs, mais la limitation par l'azote apparaît la règle dans des lacs où TN :TP (rapport massique entre l'azote total et le phosphore total, Ndlr) est inférieur à 14, particulièrement quand le phosphore total est élevé »

le développement de blooms de cyanobactéries capables de fixer l'azote atmosphérique. Ainsi, Schindler (1977) a d'abord montré dans sa série d'expériences sur des lacs canadiens oligotrophes que la fertilisation d'un lac (le lac 226) par des apports relativement déficients en azote (rapport molaire N/P de 11) conduisait effectivement à l'apparition d'un bloom d'une cyanobactérie fixatrice (*Anabaena*) et que, de ce fait, la teneur en azote du lac ne diminuait pas. Il indique que cette production endogène d'azote a représenté entre 19 et 38% des apports totaux. De même, des apports ne contenant que du phosphore permettent le développement d'algues benthiques fixatrices d'azote (lac 261). L'expérience la plus longue a été réalisée sur le lac 227, qui a d'abord reçu de 1969 à 1974 des apports de fertilisants excédentaires en azote (rapport N/P de 32). Ces apports ont conduit à des blooms phytoplanctoniques dominés par des algues vertes non fixatrices (*Scenedesmus*). En 1975, le rapport a ensuite été réduit à 11 (comme dans le lac 226) : une espèce de cyanobactérie fixatrice (*Aphanizomenon*) a immédiatement proliféré. L'expérience a été poursuivie jusqu'en 2005 (Schindler *et al.*, 2008) avec une élimination totale des apports azotés à partir de 1990 et un maintien des apports de phosphore : le lac est demeuré eutrophe et la concentration en azote total de ses eaux n'a que faiblement diminué après cette date, du fait du développement de ces blooms de cyanobactéries fixatrices, qui ont remplacé les blooms d'autres espèces planctoniques non fixatrices.

On ne dispose pas dans ces expériences de situations où les apports n'ont été qu'azotés. On peut cependant supposer qu'ils auraient conduits, comme dans le lac 227, au développement de phytoplancton non fixateur dans la limite des stocks de P biodisponible, qui sont faibles dans ces lacs (« *there is no appreciable internal compensation (for phosphorus, ndr) in our Precambrian Shield lakes* »³³). Schindler indique également (note 18) que : « *Other members of our staff have recently been able to cause shifts in dominance from blue-green to green algae in hypereutrophic lakes by adding nitrogen* »³⁴, **ce qui montre, comme dans le lac 227, le rôle positif de l'azote sur la croissance des algues vertes planctoniques lorsque du phosphore est également disponible.**

Du fait de ce rôle clé des apports de P dans l'eutrophisation des eaux douces, des opérations de réduction de ces apports en phosphore (élimination des polyphosphates dans les lessives, collecte des effluents urbains et mise en place de stations d'épuration traitant le phosphore) se sont effectivement révélées efficaces, tant pour réduire la teneur des eaux en phosphore dissous que pour limiter les proliférations algales (Tableau II.4). Ainsi, les apports annuels en phosphore au Lac du Bourget sont passés d'environ 400 tonnes dans les années 70-80 à environ 18 tonnes en 2008 et la concentration en phosphates des eaux superficielles a été divisée par 10, celle des nitrates diminuant beaucoup plus faiblement (baisse d'environ 25% par rapport au pic). De même, pour le Lac Léman, la teneur en phosphates a été divisée par 3 par rapport au pic de la fin des années 70 (figure II.18), après avoir été multipliée par 10 entre 1960 et 1980. Là aussi, les teneurs en nitrates, qui sont faibles (environ 2mg NO₃/l) et d'origine diffuse, n'ont que faiblement régressé (- 20%).

Tableau II.4 : Quelques paramètres d'évolution des lacs alpins. Source : CIPEL (Commission internationale pour la protection des eaux du Léman) et CISALB (Comité intersyndical pour l'assainissement du lac du Bourget)

	Lac du Bourget	Lac Léman
Teneurs hivernales en phosphates (µg de P par litre)	1981 : 120 2008 : 13	1960 : 10 1979 : 90 2008 : < 30
Teneurs hivernales en nitrates (µg de N par litre)*	1981 : 800 (soit 3,5 mg/l de nitrates) 2008 : 590	1960 : 347 1988 : 588 2009 : 488
Transparence estivale (disque de Secchi, en mètres)	1981 : 2,8 2008 : 6,0	
Niveau trophique (Indice de Brettum)	1995 : 3 2008 : 3,7	1974 : 2,5 2008 : 3,7
Références	Jacquet <i>et al.</i> , 2009	Rimet et Druart, 2009

* moyenne annuelle pour le Léman

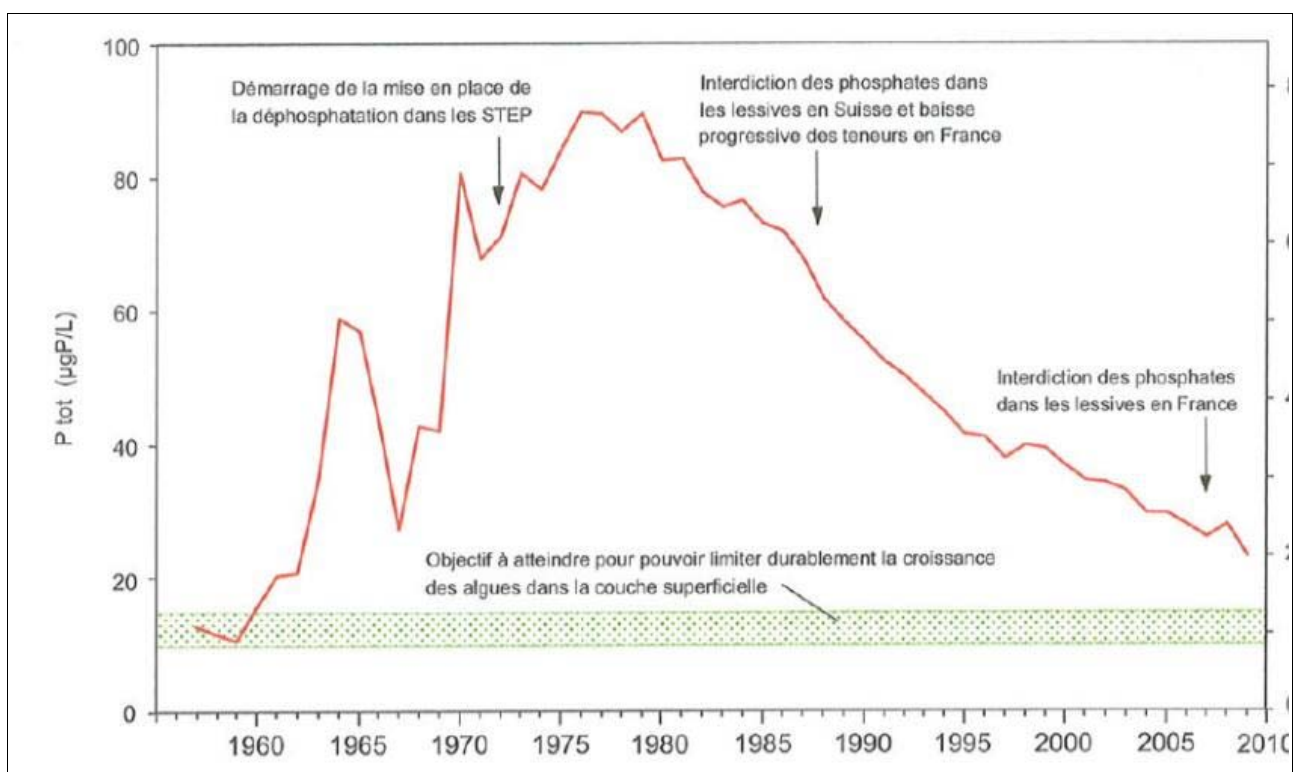
³³ « Il n'y a pas de compensation interne notable (pour le phosphore) dans nos lacs du bouclier précambrien »

³⁴ « D'autres membres de notre équipe ont récemment été capables de provoquer un changement de dominance des algues bleues vers les algues vertes dans des lacs hypereutrophes en rajoutant de l'azote ».

En ce qui concerne l'effet sur les proliférations phytoplanctoniques, un paramètre synthétique est l'indice de Brettum, qui, à partir de la composition spécifique du phytoplancton, mesure sur une échelle de 1 à 6 le niveau trophique du lac (1 = hypereutrophe, 6 = oligotrophe). Dans les deux lacs, cet indice s'est notablement amélioré mais on observait encore récemment pendant la période estivale des développements de cyanobactéries (*Planktothrix* au Bourget, non fixatrice mais productrice de toxines, *Aphanizomenon*, fixatrice dans le Léman) montrant la nécessité de poursuivre les efforts.

De plus, Tadolnéké *et al.* (2009) indiquent que la production primaire de lac Léman a continué à augmenter après les années soixante-dix et jusqu'à 2000 pour se stabiliser ensuite, en dépit de la baisse marquée des concentrations en phosphore. D'autres facteurs comme les apports d'azote, faibles mais qui ont continué à progresser jusqu'à la fin des années quatre-vingt, ou l'augmentation de la température des eaux, qui s'est accentuée à partir de 1987, expliqueraient ce développement de la production primaire.

Figure II.18 : Evolution de la teneur en phosphore total (dissous et particulaire) des eaux du Léman de 1957 à 2009. Source : Lazzarotto et Rapin, 2010.



Il faut souligner cependant que l'efficacité de cette stratégie repose sur trois conditions :

- **un rapport N/P dans la masse d'eau élevé** (essentiellement nitrates/phosphates) faisant effectivement de P le facteur limitant, ce qui était le cas (voir tableau).

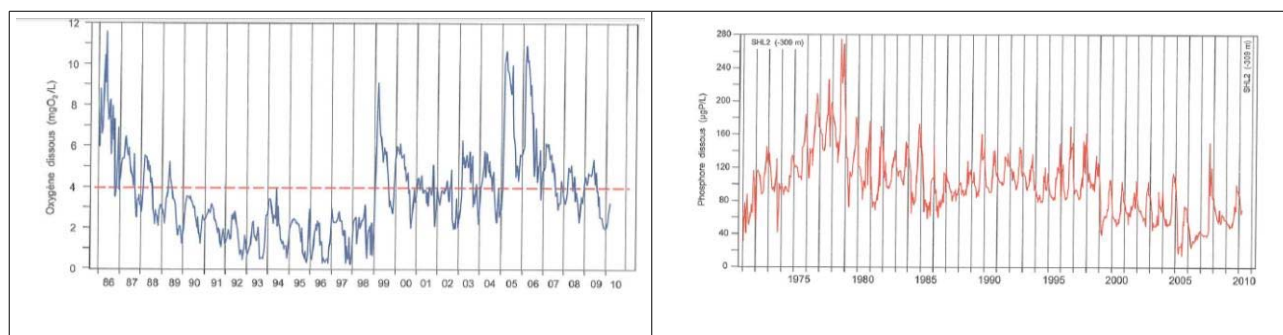
- **une origine « ponctuelle » des apports en phosphore**, majoritairement non agricoles au moment du pic des années quatre-vingt, ce qui a permis de les collecter par le développement du réseau d'épuration.

- **une faible mobilisation des importantes quantités de phosphore accumulées dans les sédiments lacustres.** En effet, le bilan entrée-sortie des lacs alpins montre que du phosphore continue à s'y déposer (dans le lac du Bourget, on a aujourd'hui environ 7 tonnes sortantes par an pour 18 tonnes entrantes). De ce fait, la concentration en phosphore dissous à proximité du sédiment demeure élevée. Dans le cas du Léman, Lazzarotto et Rapin (2010) indique qu'elle est encore d'environ 60 µg P/l (soit environ 0,18 mg de phosphates/l) avec des pointes pouvant dépasser 100 µg P/l en fin d'été, alors que la concentration des eaux superficielles est maintenant inférieure à

20 µg P/l. La profondeur des lacs favorise cette immobilisation **mais il faut en outre un maintien de l'oxygénation de l'eau à proximité du sédiment pour limiter la remobilisation**. (figure II.19). On notera également que la dénitrification à l'interface eau-sédiment contribue à maintenir le fer à l'état oxydé et limite donc également cette remobilisation. En situation anaérobie (dans le cas par exemple d'accumulation de matières organiques provenant de l'eutrophisation), le sédiment pourra en effet libérer des quantités importantes de phosphore, via notamment la réduction du fer ferrique (FeIII), capable de lier le phosphore, en fer ferreux (FeII), qui ne le lie pas. Conley *et al.* (2009) signalent ainsi plusieurs cas d'échecs de stratégies visant à réduire les seuls apports en phosphore, les apports d'azote restant importants. Dans ces cas, qui correspondent à des lacs peu profonds, on assiste au développement de blooms d'algues non fixatrices d'azote mais capables de migrations verticales leur permettant d'aller absorber du phosphore à l'interface eau-sédiment.

L'eutrophisation, ou plus exactement l'état eutrophe, apparaît donc comme un phénomène susceptible d'être autoentretenu, la production importante de matière organique favorisant le recyclage du phosphore nécessaire à la croissance des algues.

Figure II.19 : Evolution de la concentration en oxygène (à gauche) et en phosphates (à droite) des eaux du lac Léman à proximité des sédiments (- 310 m). La chute de la concentration en phosphates en 1999-2000 correspond à une augmentation notable de l'oxygénation du fond. Source : Lazzarotto et Rapin, 2010.



II.3.2. Les milieux marins

II.3.2.1. Le cas de la mer Baltique

La situation des milieux marins est sensiblement différente mais le cas de la mer Baltique, soumise à d'importants apports de nutriments, est à évoquer d'emblée car il est souvent cité comme exemple d'un milieu marin où la réduction des apports en phosphore s'est révélé efficace, en particulier dans l'archipel de Stockholm (Brattberg, 1986 in Schindler *et al.*, 2008).

En fait, il s'agit d'un cas où la salinité de l'eau est faible (8 à 10‰, soit environ un tiers de la salinité de la pleine mer, voire moins au fond du golfe de Botnie) et où, comme dans les eaux douces, des cyanobactéries fixatrices d'azote sont présentes. Des expériences similaires à celles de Schindler ont été réalisées notamment par Rydin *et al.* (2002) dans des zones à salinité d'environ 4‰. Elles montrent effectivement que des apports en phosphore stimulent le développement de blooms de cyanobactéries fixatrices d'azote, alors que des apports mixtes de phosphore et d'azote conduisent à des blooms équivalents en termes de biomasse mais où les cyanobactéries sont moins prépondérantes.

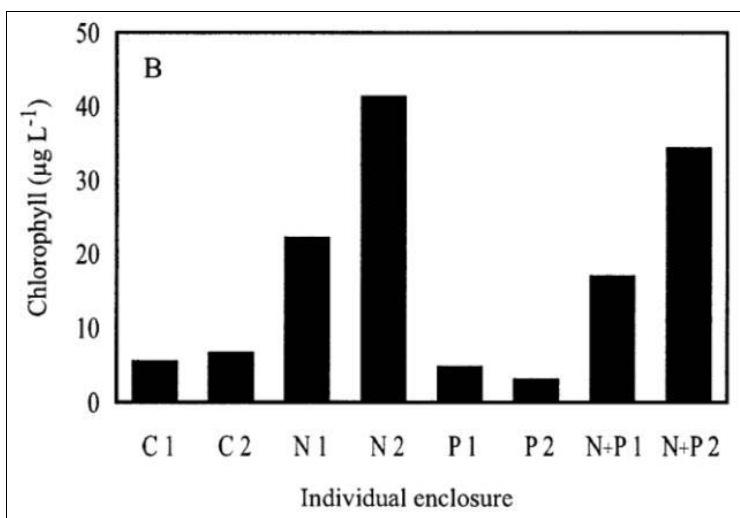
En outre, la réduction des apports en phosphore dans cette région s'est accompagnée d'une réduction des apports de matière organique et donc de la DBO (demande biologique en oxygène), ce qui a permis d'éviter la formation d'une zone anoxique près des sédiments et donc une remobilisation du phosphore.

II.3.2.2. Les milieux marins côtiers

Si l'on considère maintenant les milieux marins côtiers, plusieurs travaux ont permis de montrer le rôle prédominant des apports d'azote sur les développements d'algues planctoniques ou de macroalgues. Howarth et Marino (2006) ont réalisé une synthèse de l'évolution des conceptions sur ce rôle de l'azote depuis 1972, date de parution d'un premier volume spécial de *Limnology and Oceanography*, qui s'interrogeait principalement sur les rôles respectifs du carbone et du phosphore dans l'eutrophisation. Ainsi, Oviatt *et al.* (1995) ont réalisé dans des mésocosmes contenant de l'eau et des sédiments de la baie de Narragansett (Rhode Island) des expériences similaires³⁵ à celles de Schindler sur les lacs d'eau douce mais obtiennent des résultats pratiquement inverses. Dans ce cas (figure II.20), **les apports d'azote seuls augmentent la production primaire d'un facteur 5 alors que les apports de phosphore seuls n'ont pas d'effet** et que les apports mixtes ont le même effet que l'azote seul. Ces apports d'azote sont rapidement consommés par le développement du phytoplancton et la teneur de l'eau en azote décroît fortement, alors que les teneurs en phosphore diminue beaucoup moins, ce qui corrobore le fait que l'azote était bien le facteur limitant de la production primaire.

Une faible activité de fixation de l'azote atmosphérique est observée dans le lot témoin. Elle est le fait d'espèces de cyanobactéries des genres *Calothrix* et *Rivularia* fixées sur les parois de l'enceinte mais aussi de bactéries hétérotrophes. **Cependant, contrairement aux milieux d'eau douce, cette activité n'est pas stimulée par les apports de phosphore** et elle est, en outre, inhibée par les apports d'azote.

Figure II.20 : Effet d'apports de phosphore et d'azote sur la production primaire de mésocosmes en baie de Narragansett (Rhode Island). C = control (pas d'apports), N = apports d'azote seul ; P = apports de phosphore seul ; P + N = apports mixtes. Source : Oviatt *et al.*, 1995.



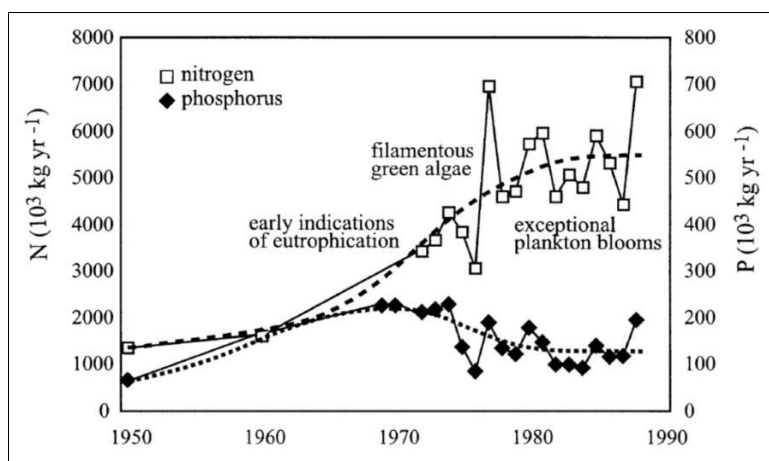
Cette absence de rôle stimulateur des apports de phosphore en milieu littoral avait été observée par Paerl *et al.* (1987) dans des expériences de laboratoire à petite échelle (récipients de 250 ml). Ces auteurs ont soumis à divers apports des échantillons de biofilms collectés à la surface des sédiments de la côte atlantique de la Caroline du Nord, dans des eaux pauvres en azote. Ces sédiments contenaient diverses espèces potentiellement fixatrices mais l'activité

³⁵ On notera cependant que dans ces expériences, réalisées de mai à août, les teneurs initiales d'azote et de phosphore dissous étaient très faibles (moins de 1 µmole/l de N ou de P, avec un rapport molaire N/P de l'ordre de 1), alors que les teneurs initiales en azote des lacs étudiés par Schindler étaient plus élevées (environ 30 µmole N/l, avec un rapport molaire N/P de l'ordre d'environ 65). L'azote étant donc plus limitant dans ces expériences en milieu marin.

de la nitrogénase, complexe enzymatique impliqué dans la fixation de l'azote atmosphérique, n'a pas été stimulée par des additions de P.

Une autre observation marquante est celle de Rosenberg *et al.* (1990) sur la baie de Laholm (Sud-Ouest de la Suède), pour laquelle les apports de N et P ont été suivis depuis les années cinquante : les deux apports ont augmenté de manière concomitante jusque dans les années soixante-dix, puis le traitement du flux de phosphore a permis de revenir progressivement au niveau des années cinquante, alors que le flux d'azote continuait à augmenter (figure II.21). **On observe que les blooms algaux sont apparus vers le milieu des années soixante-dix et demeurent élevés, en dépit de cette réduction des apports de phosphore.**

Figure II.21 : relation entre le développement de l'eutrophisation et les apports d'azote et de phosphore en baie de Laholm (Sud-ouest de la Suède). Source : Rosenberg *et al.*, 1990.



Une observation inverse, mais corroborant ce rôle limité du phosphore, est celle de Stanley (1993) sur l'estuaire de la Pamlico en Caroline du Nord. Depuis les années soixante-dix, les apports d'azote ont diminué d'environ 5% par an alors que ceux de phosphore ont augmenté au rythme annuel de 2%, du fait de décharges minières. **Dans ce cas, aucun développement de l'eutrophisation n'a été observé sous l'effet de ces apports.**

Au niveau des mécanismes impliqués, cette spécificité des milieux marins côtiers par rapport aux milieux d'eau douce ou de faible salinité tient donc à deux points que nous allons maintenant examiner plus en détail :

- l'absence de sources endogène d'azote pouvant venir pallier la diminution des sources terrigènes ;
- l'existence d'une réserve importante de phosphore biodisponible dans le sédiment à proximité immédiate des macroalgues, pouvant alimenter leur croissance même lorsque les apports terrestres diminuent.

II.3.2.3. Les sources d'azote endogène

Nous avons montré précédemment que les apports d'azote par les eaux du large ou par les pluies pouvaient être négligés. Par contre, il convient de revenir, d'une part, sur le rôle que peut jouer le pôle d'azote du sédiment et, d'autre part, sur la source que représente une éventuelle fixation de l'azote atmosphérique par les bactéries.

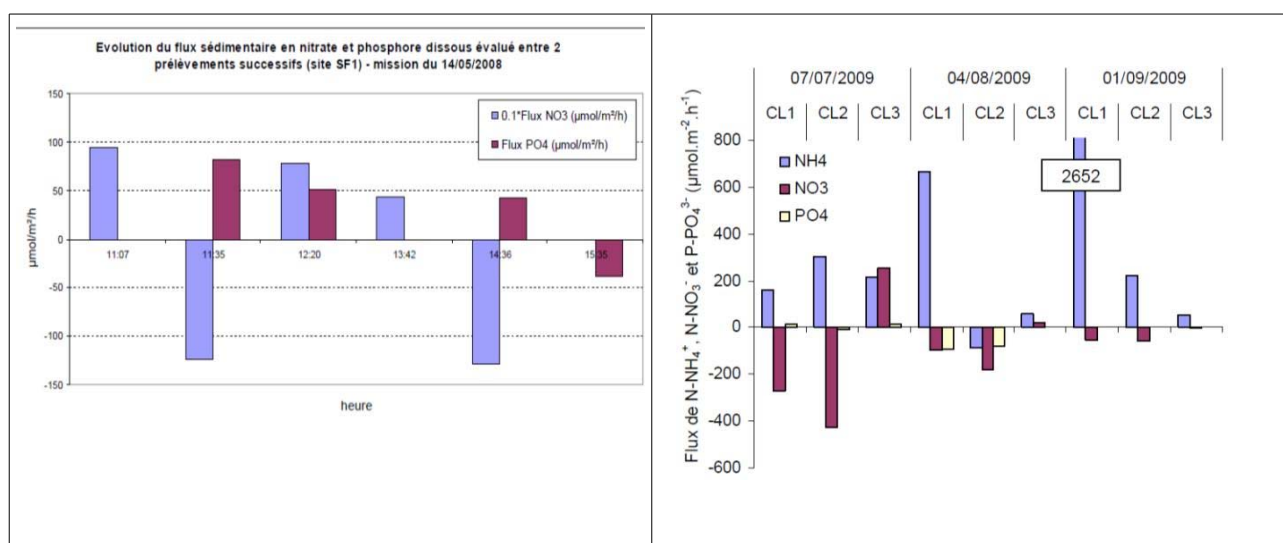
En ce qui concerne le premier aspect, différentes études ont cherché à mesurer le flux d'azote minéral dissous que pouvait fournir le sédiment. Une première méthode consiste à mesurer la teneur en azote minéral de l'eau interstitielle des sédiments. Des études en baie de Saint-Brieuc (CEVA, 1999) indiquent des valeurs pouvant atteindre 6 mg/l de NH_4 à proximité des côtes, ce qui témoigne d'une activité importante et locale (dans un milieu oxygéné, l'ammonium est rapidement oxydé en nitrate) de minéralisation de la matière organique. Les valeurs de NO_3 sont de l'ordre de 3 mg/l et sont réparties de manière plus homogène sur l'ensemble de la baie. **Ces valeurs**

indiqueraient donc que le sédiment peut contribuer à fournir localement des conditions favorables à la croissance des ulves. Les teneurs observées en baie de Lannion indiquent également une prépondérance de l'ammonium mais sont sensiblement plus faibles.

Cependant, des études plus récentes sur les baies de la Fresnaye, de Saint-Brieuc ou de Guisseny (CIMAV, 2008a et c) et sur la vasière de Quélisoy en rade de Lorient (CIMAV, 2009a et c), amènent à minorer l'importance de ces apports d'azote par le sédiment. Ces études ont utilisé des cloches posées sur le sédiment et qui permettent de mesurer les flux vers la masse d'eau³⁶. Les flux apparaissent extrêmement variables selon les sites et les dates de mesure (Figure II.22 et Tableau II.5). Ils sont même parfois négatifs, du fait d'une consommation des nitrates par des bactéries dénitrifiantes, phénomène que nous avons évoqué précédemment. On observe en outre que, dans le cas de la vasière de la rade de Lorient, le flux est constitué principalement de NH_4 , alors que ce flux de NH_4 est minime dans les milieux sablo-vaseux de Bretagne Nord. Enfin, ces études observent une relation négative entre les flux et la concentration de ces éléments dans la masse d'eau. Autrement dit, le sédiment aurait un rôle de « puits » quand les concentrations sont élevées dans la colonne d'eau et de « source » quand ses concentrations sont faibles.

Dans leurs études en mésocosmes, Oviatt *et al.* (1995) indiquent également des flux moyen d'azote en provenance du sédiment de l'ordre de 100 à 200 $\mu\text{mole}/\text{m}^2/\text{h}$ pendant les trois mois d'été mais indiquent que l'activité de dénitrification peut être du même ordre de grandeur. Seitzinger (1988) précise que cette activité de dénitrification se fait principalement à partir des nitrates produits au sein du sédiment³⁷ (issus de la minéralisation de la matière organique) et non de ceux de la colonne d'eau et indique, pour divers milieux marins côtiers, que le flux « résiduel » pouvant favoriser la production primaire (flux d'ammoniaque et de nitrates) ne représente que 25 à 80% (68% en moyenne) du flux total d'azote ($\text{NH}_4 + \text{NO}_3 + \text{N}_2$) issu du sédiment (le reste étant de l'azote gazeux N_2).

Figure II.22 : exemple des variations de flux d'azote et de phosphore entre le sédiment et la colonne d'eau en fonction du temps. A gauche, variation au cours d'une journée en baie de La Fresnaye (CIMAV, 2008a) ; à droite, variation d'un mois à l'autre sur une vasière en rade de Lorient (CIMAV, 2009c)



³⁶ Cette méthode n'est pas sans défauts. En particulier, si la cloche est en place trop longtemps, le confinement de l'eau au dessus du sédiment pourra modifier les flux entrants ou sortants.

³⁷ Cette observation est valable lorsque la colonne d'eau est peu chargée en nitrates. Dans le cas contraire, elle pourra également servir de source d'azote pour la dénitrification.

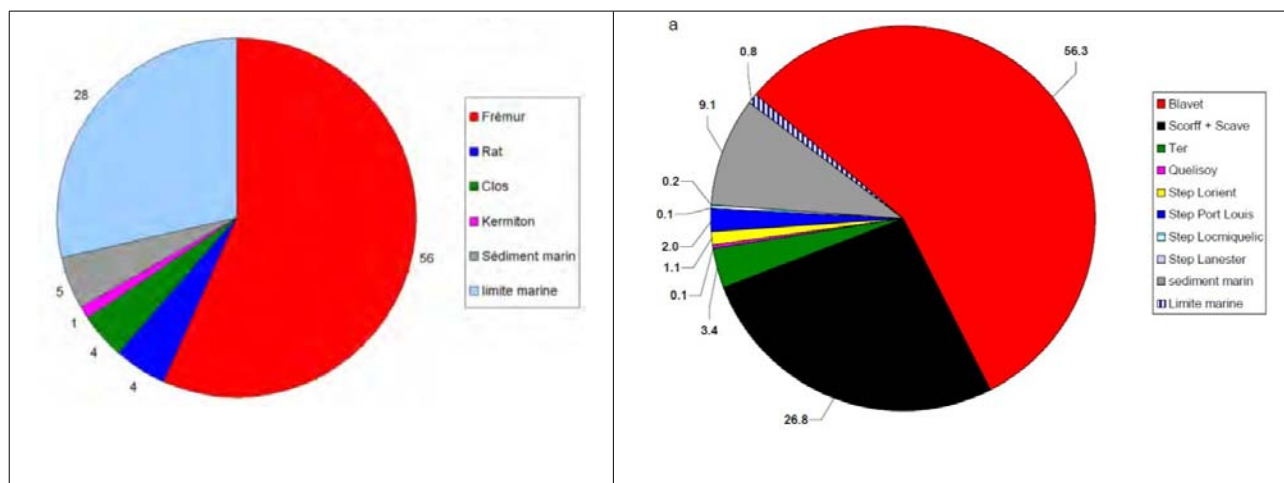
Tableau II.5 : flux d'azote (en $\mu\text{mole}/\text{m}^2/\text{heure}$) entre les sédiments et l'eau superficielle mesurés en été dans différents sites. Source : CIMAV, 2008a et c et 2009a et c.

Sites	Flux de NO_3		Flux de NH_4	
	Flux moyen	Valeurs extrêmes	Flux moyen	Valeurs extrêmes
Baie de La Fresnaye	+ 135	- 1290/+ 4645	0	- 324/0
Baie de Saint-Brieuc	Non indiqué	- 42/+ 609	Non indiqué	- 236/+10
Baie de Guisseny	- 384	- 21774/+ 12013	0	0
Baie de Lorient	- 90	- 420/+ 1230	+ 470	- 100/+ 2652

Le rapport du CIMAV (2008a) propose de retenir une valeur moyenne positive de $40 \mu\text{mole}/\text{m}^2/\text{heure}$, soit environ $0,13 \text{ kg d'azote}/\text{ha}/\text{j}$ ($50 \text{ kg}/\text{ha}/\text{an}$ si le processus durait toute l'année) et estime par modélisation qu'un tel flux ne peut couvrir que quelques % des besoins des ulves, l'essentiel des apports étant les apports des rivières (figure II.23) : les flux estimés issus des sédiments varient dans une fourchette de 2 à 10% des apports totaux et ont récemment été revus à la baisse³⁸.

Ces flux ne semblent en particulier pas suffisants pour augmenter la teneur en nitrates de l'eau superficielle, laquelle est quasi-nulle de mai à juillet. Cependant, la très grande variabilité observée dans ces mesures incite à préciser ce phénomène de fourniture éventuelle par les sédiments d'azote assimilable par les macroalgues.

Figure II.23 : Origine calculée de l'azote contenue dans les ulves de la Baie de Fresnaye (à gauche) et en rade de Lorient (à droite). Les apports des sédiments sont en gris. Source : CIMAV, 2008a et 2009c.



En ce qui concerne la fixation de l'azote atmosphérique par des cyanobactéries, ce phénomène est bien attesté dans les zones centrales de divers océans tropicaux, zones généralement pauvres en azote (Karl *et al.*, 2002 ; Capone *et al.*, 2005 ; Hutchins *et al.*, 2007). Cette fixation est due en particulier à des cyanobactéries photosynthétiques comme *Trichodesmium*³⁹. Ce genre rassemblait les principales espèces connues jusqu'à une époque récente mais les méthodes de biologie moléculaire, qui permettent de repérer des organismes porteurs d'un des gènes de la nitrogénase, ont détecté de nombreuses autres espèces potentiellement fixatrices (voir par exemple Diez *et al.*, 2008). L'importance de ce phénomène dans le bilan d'azote des océans est aujourd'hui considéré comme

³⁸ Ces estimations utilisaient un modèle hydrologique 2D, qui suppose une homogénéité de la composition de la masse d'eau de la surface au fond. Elles ont été revues à la baisse en utilisant des modèles 3D, qui prennent en compte la stratification verticale des masses d'eau (voir II.5.4).

³⁹ *Synechococcus* (plutôt côtier) et *Prochlorococcus* (plutôt au large) sont des cyanobactéries qui constituent les organismes les plus importants en masse dans le plancton océanique, mais ces espèces ne fixent pas l'azote.

notoire. Gruber et Sarmiento (1997) indiquent par exemple pour la Méditerranée et l'Atlantique Nord subtropical une activité de fixation de l'ordre de 1 tonne d'azote/km²/an (soit environ 3 mg N/m²/j).

Une activité importante de fixation d'azote est également attestée dans les milieux côtiers coralliens en zone intertropicale, où les teneurs en nitrates de l'eau sont particulièrement faibles. Charpy *et al.* (2007) mesurent par exemple dans un lagon de Nouvelle-Calédonie une fixation par les cyanobactéries benthiques de 16 mg/m²/j (ce qui correspondrait à environ 5 tonnes/km²/an) et indique que cette fixation couvre environ 19% des besoins de la production primaire benthique.

La situation apparaît sensiblement différente dans les milieux côtiers des zones tempérées. Tout d'abord, il ne semble pas exister dans ces zones d'espèces de cyanobactéries planctoniques similaires à *Trichodesmium*, espèce inféodée à la zone intertropicale. Howarth *et al.* (2011) indiquent en effet que « *N fixation rate are immeasurably low in the water column of almost all estuaries with salinities greater than 8-10 ppt, and the planctonic cyanobacteria capable of N fixation are largely absent* »⁴⁰.

Il existe par contre au niveau du benthos des espèces ayant des capacités fixatrices (Paerl *et al.*, 1987). Il peut s'agir de cyanobactéries photosynthétiques (comme *Anabaena* ou *Rivularia*) présentes dans le biofilm à la surface du sédiment ou de bactéries hétérotrophes (non photosynthétiques) dans les couches plus profondes de ce sédiment. Cependant, **l'activité de fixation de l'azote de cette biocénose apparaît, comme nous l'avons déjà évoqué, extrêmement faible** et, compte-tenu de la présence dans le même sédiment de bactéries dénitrifiantes actives (voir II.2.4.1), le bilan de ces deux processus est le plus souvent dans le sens d'une production nette d'azote gazeux (Seitzinger, 1988, Oviatt *et al.*, 1995).

Les raisons de cette faible activité ont été analysées par plusieurs auteurs. On trouvera en particulier dans Vitousek *et al.* (2002) une revue détaillée des processus de régulation de la fixation biologique de l'azote dans différents écosystèmes terrestres et aquatiques.

Nous mentionnerons tout d'abord **l'effet de la température**, qui affecte tous les processus biologiques et qui fera que l'activité de fixation sera plus faible dans les milieux tempérés, en particulier pendant l'hiver. Il n'existe cependant pas à notre connaissance de travaux ayant étudié l'effet de la température sur l'ensemble des trois processus impliquant l'azote dans les sédiments (minéralisation de la matière organique, fixation de l'azote atmosphérique, dénitrification), afin de voir si leur résultante globale (en terme de fourniture ou, au contraire, d'absorption de nitrates) était susceptible d'être modifiée.

La seconde raison, bien connue également dans les symbioses des plantes terrestres avec des bactéries fixatrices, est **l'inhibition de la nitrogénase par les nitrates**. Horne et Commins (1987) indiquent que des concentrations d'azote minéral de 50 à 100 µg/l (soit 0,2 à 0,4 mg/l de nitrates) suffisent à inhiber l'activité de cet enzyme. Ces conditions de faible concentration en azote minéral peuvent exister dans les milieux océaniques ou dans les lacs oligotrophes mais sans doute pas dans les sédiments qui, nous l'avons vu, ont souvent des teneurs notables en matière organique, et donc en azote minéral du fait de la minéralisation de cette matière organique.

Une troisième raison, également connue chez les plantes terrestres, est le **rôle inhibiteur de l'oxygène**. Dans ses expériences déjà citées, Pearl *et al.* (1987) montrent en effet que, même dans des zones pauvres en azote (zones côtières de Caroline du Nord), l'activité de la nitrogénase est faible en présence d'oxygène et peut-être stimulée par réduction de la concentration en oxygène, directement ou via l'apport de matière organique. Cette sensibilité à l'oxygène explique notamment que la fixation soit plus intense dans l'obscurité, durant laquelle les espèces photosynthétiques ne produisent plus d'oxygène mais en consomment. A noter également que certaines cyanobactéries planctoniques peuvent développer des cellules particulières, les hétérocystes, ne produisant pas d'oxygène par photosynthèse et dont la paroi épaisse limite en outre la pénétration de l'oxygène produit par les autres cellules. C'est dans ces hétérocystes que l'activité de la nitrogénase est concentrée. **Cependant, ce rôle de la lumière est ambivalent**. En effet, les cyanobactéries benthiques devront recevoir pendant la journée un éclairage suffisant pour synthétiser les réserves énergétiques nécessaires à la dénitrification : cette condition est aisément remplie dans les milieux coralliens mais peut être limitante dans les milieux turbides côtiers. Dans ce cas, seules des bactéries hétérotrophes pourront assurer éventuellement une activité de fixation.

⁴⁰ « Les taux de fixation d'azote sont presque non mesurables dans la colonne d'eau de presque tous les estuaires ayant des salinités supérieures à 8-10‰ et les cyanobactéries planctoniques capable de fixer l'azote sont largement absentes ».

Une autre raison d'une faible activité de la nitrogénase serait une **moindre disponibilité du molybdène**, métal jouant le rôle de co-enzyme. Cette moindre disponibilité serait liée à une compétition avec les sulfates de l'eau de mer pour la fixation sur les sites récepteurs. Cette hypothèse, avancée par Howarth et Cole (1985), expliquerait la différence entre les milieux à faible et forte salinité mais elle a été critiquée par Paerl *et al.* (*Ibid.*), qui montrent que des suppléments en molybdène n'augmentent pas l'activité de l'enzyme, de même que des suppléments en sulfates ne la réduisent pas. Marino *et al.* (2003) montrent cependant dans des études plus fines que les sulfates freinent effectivement l'assimilation du molybdène (d'où l'absence d'effet des suppléments). Cette hypothèse d'un rôle inhibiteur des sulfates serait également à concilier avec l'existence précédemment indiquée d'une activité importante de fixation dans certaines zones de l'océan. Les différents auteurs s'accordent en effet sur le fait que la salinité n'est sans doute pas le facteur qui, de fait, contrôle la production endogène d'azote mais constitue plutôt un marqueur d'un autre facteur qu'il convient d'identifier (Schindler et Hecky, 2008).

Pour terminer cette analyse non exhaustive, il convient d'évoquer **le rôle du broutage des cyanobactéries par le zooplancton** (Chan *et al.*, 2006 ; Marino *et al.*, 2006). Marino *et al.* ont notamment repris les expériences précédemment évoquées d'Oviatt *et al.* (1995), qui montraient l'absence d'effet des apports de phosphore sur le développement des cyanobactéries, mais en limitant dans ces nouvelles expériences le zooplancton des mésocosmes par des poissons planctonophages. **Dans ce cas, ils observent comme en eau douce un développement de cyanobactéries fixatrices, une activation de la nitrogénase ainsi qu'une augmentation de l'azote total dans les mésocosmes. Ce développement est cependant quantitativement beaucoup plus limité que dans des mésocosmes d'eau douce similaires** (tableau II.6). Les auteurs font donc à nouveau appel au rôle inhibiteur des sulfates, qui freineraient la croissance des cyanobactéries et les rendraient donc plus vulnérables au broutage.

Tableau II.6 : Comparaison du nombre d'hétérocystes (cellules fixatrices d'azote, en nombre de cellules par ml) dans différents mésocosmes recevant des apports de phosphore comparables⁴¹. Source : Marino *et al.* (2006).

	Zooplancton faible	Zooplancton abondant
<i>Eau de mer</i>	61	0
	50	11
	295	
<i>Eau douce</i>	10220	274
	34360	

L'activité de fixation de l'azote gazeux par les sédiments apparaît donc dépendre d'un ensemble complexe de phénomènes en interaction. Howarth *et al.* (1999) ont essayé d'intégrer tous ces facteurs dans un modèle permettant de rendre compte des différences entre les différentes situations mais reconnaissent que « *A growing consensus has developed, however, that N fixation in marine systems, including estuaries, coastal seas and also oceanic waters, likely is regulated by complex interactions of chemical, biotic and physical factors* »⁴² (Howarth et Marino, 2006).

Un exemple de cette complexité du fonctionnement du cycle de l'azote est l'observation par Fulweiler *et al.* (2007) d'une inversion estivale du bilan des flux d'azote de la baie de Narragansett, lieu des expériences en mésocosmes d'Oviatt *et al.* et de Marino *et al.* précédemment évoquées : alors que les observations antérieures de 1979, 1986 et 2005 montraient clairement que le flux de dénitrification était très supérieur à celui de fixation pendant l'ensemble de l'année, la fixation est devenue passagèrement dominante au cours de l'été 2006 au centre de la Baie. **Les auteurs attribuent cette évolution à la diminution de la production primaire et donc du flux de matière organique vers le sédiment.** Il en résulterait une plus faible activité de minéralisation et corrélativement de dénitrification, ainsi qu'une stimulation de la fixation de l'azote du fait de la diminution des teneurs en azote. (voir également Lane, 2007).

⁴¹ Ces estimations ne prennent en compte que les cyanobactéries ayant des hétérocystes, qui peuvent fixer l'azote pendant la journée. Il existe des cyanobactéries sans hétérocystes, qui peuvent fixer l'azote si elles ne sont pas éclairées et en anaérobiose locale.

⁴² « Un consensus croissant s'est néanmoins développé pour considérer que la fixation de l'azote dans les systèmes marins, incluant les estuaires, les mers côtières et aussi les eaux océaniques est probablement régulée par des interactions complexes entre des facteurs chimiques, biotiques et physiques ».

Cependant, même si des incertitudes subsistent sur l'importance éventuelle de cette production endogène d'azote, il convient de souligner que, dans la situation bretonne :

- elle sera, comme nous l'avons indiqué en II.2.1.7, globalement faible par rapport aux flux terrigènes, dans la mesure où elle ne concernera que des surfaces réduites ;
- elle sera généralement plus que compensée, en termes de flux net, par le phénomène de dénitrification au sein des sédiments ;
- elle ne peut servir d'argument pour inciter à ne pas réduire les apports d'azote terrigènes, au prétexte qu'une réduction excessive pourrait, comme en eau douce, favoriser des blooms de cyanobactéries. Cette éventualité, évoquée notamment par Schindler et Hecky (2008) mais dans le cas spécifique de la Baltique, est réfutée assez facilement par Conley *et al.* (2009) qui indiquent « *If N limitation were the only factor governing blooms of N2-fixing cyanobacteria, then their blooms would be widespread in estuarine and coastal marine ecosystems around the world, and they are not. Thus, reducing N loads to the saline waters of estuaries should not cause blooms of N2-fixing cyanobacteria* »⁴³.

II.3.2.4. Les apports de phosphore par les sédiments

Comme pour l'azote, la question des flux de phosphore biodisponible, c'est-à-dire susceptible de fournir un flux de phosphates dissous assimilable par les algues, a fait l'objet de nombreux travaux. Dans son étude sur la baie de Lannion, Cann (1993) a proposé de distinguer quatre fractions dans le stock total de phosphore :

- le phosphore interstitiel, présent dans l'eau baignant les sédiments sous forme d'orthophosphates et qui est directement disponible pour la croissance des algues ;
- le phosphore lié à la matière organique, qu'il considère comme assez disponible, en particulier du fait de la minéralisation estivale de la matière organique ;
- le phosphore lié au fer et à l'aluminium, qu'il considère également comme assez disponible ;
- enfin, le phosphore lié au calcium, très peu disponible.

Le tableau II.7 donne la répartition de ces quatre fractions dans des mesures effectuées en janvier, février et mai. **Il apparaît qu'environ 10 à 15% du stock serait potentiellement disponible pour la croissance des algues.**

Tableau II.7 : Répartition du stock de phosphore du sédiment selon la disponibilité (Baie de Lannion, Cann, 1993). Les données sont en mg P/kg de sédiment et en % du total.

Fraction	Date	Janvier	Février	Mai
Interstitiel (très disponible)		30,3 (9,8%)	9,6 (2,8%)	7,7 (2,5%)
Organique (assez disponible)		18,4 (6,0%)	10,8 (3,2%)	11,5 (3,7%)
Lié à Fe et Al (assez disponible)		9,7 (3,1%)	17,4 (5,1%)	17,9 (5,7%)
Lié à Ca (peu disponible)		249,6 (81%)	298,2 (88,7%)	273,9 (88,1%)
TOTAL		308	336	311

Plusieurs autres études ont été réalisées dans divers estuaires sur ces différentes formes du phosphore et leur biodisponibilité. Le tableau II.8 résume celles d'Andrieux-Loyer et Aminot (2001) sur les estuaires de la Seine et de la Loire et celles de Coelho *et al.* (2004) sur l'estuaire du Mondego (Portugal), qui représentent une gamme de

⁴³ « Si la limitation par l'azote était le seul facteur déterminant les blooms de cyanobactéries fixatrices d'azote, ces blooms seraient alors largement répandus dans les écosystèmes estuariens et marins côtiers partout dans le monde, ce qui n'est pas le cas ».

situations variés. Nous avons également examiné les travaux de Maher et DeVries (1994) sur l'estuaire de la rivière Beaulieu (sud de l'Angleterre), de Jensen *et al.* (1995) sur la baie d'Aarhus (Danemark), d'Andrieux-Loyer *et al.* (2008) sur la Penzé (Baie de Morlaix) et de Rydin *et al.* (2011) sur les sédiments de l'archipel de Stockholm.

Tableau II.8 : Teneur en phosphore (en mg/kg de sédiment sec) et répartition (en %) dans les différents compartiments du sédiment pour divers estuaires. Source : Andrieux-Loyer et Aminot (2001) pour la Seine et la Loire ; Coelho *et al.* (2004) pour le Mondego.

Estuaire	Localisation	P total (mg/kg)	Lié à Ca %	Lié à Fe et Al %	Lié à MO %	Peu lié %
Loire	Amont (1)	1329	20,0	13,8	51,5	14,4
	Aval (2)	550	47,8	9,4	41,4	1,2
Seine	Amont (3)	371	52,5	17,9	19,8	9,8
	Aval (4)	338	52,9	8,3	22,6	4,7
Mondego	Amont	620	24,1	50,3	23,7	1,1
	Intermédiaire	651	19,4	34,8	43,7	2,2
	Aval	496	40,2	28,2	29,6	2,0

(1) moyenne des points 21, 24 et 26

(2) moyenne des points 19 et 20

(3) moyenne des points 10 à 12 et 15 à 18

(4) moyenne des points 2 à 9 et 13-14

Ces différents travaux montrent que :

- **les teneurs totales en phosphore diminuent entre l'amont et l'aval des estuaires.** Les teneurs rapportées par Cann (*Ibid.*) se situent plutôt dans la fourchette basse des teneurs observées et sont proches de celles de l'estuaire de la Seine ;

- **la forme facilement libérable, directement biodisponible, ne représente que quelques % du stock total** et diminue en proportion de l'amont vers l'aval ;

- **la teneur en matière organique des sédiments constitue un des facteurs de variation important.** Elle est faible (moins de 1,2%) dans les échantillons de la Seine, alors qu'elle est beaucoup plus importante dans la Loire (de l'ordre de 2% selon Fontugne *et al.*, 2002) ou dans les sédiments de la mer Baltique, où elle dépasse 10%. Corrélativement, la fraction de phosphore lié à la matière organique ne représente qu'environ 75 mg/kg de sédiments en Baie de Seine (environ 20% du total) alors qu'elle dépasse 500 mg/kg en Loire amont ou en mer Baltique et représente alors plus de la moitié du stock total. Andrieux-Loyer *et al.* (2008) observe une tendance similaire dans l'estuaire de la Penzé : la teneur en matière organique varie de 4,8 à 0,8% de l'amont à l'aval de l'estuaire et la fraction du phosphore liée à la matière organique suit la même tendance ;

- **ce phosphore lié à la matière organique n'apparaît pas entièrement biodisponible.** Coelho *et al.* (2004) et Rydin *et al.* (2011) considère qu'environ 30% de ce compartiment (« *refractory organic P forms* ») n'est en fait pas biodisponible ;

- **la fraction liée au fer ou à l'aluminium est de l'ordre de 10 à 15%** mais l'on observe des valeurs beaucoup plus élevées dans le Mondego amont ou dans les couches superficielles des sédiments de la Baltique. **Cette fraction constitue donc généralement la principale fraction biodisponible mais cette biodisponibilité va dépendre, comme en eau douce, du niveau d'oxygénation des sédiments :** la libération du phosphore sera limitée par une bonne oxygénation, qui maintiendra le fer à l'état ferrique ; inversement, des conditions anaérobies (du fait par exemple d'une teneur élevée du sédiment en matière organique ou de l'accumulation en surface d'algues en décomposition) favoriseront la réduction du fer à l'état ferreux et la libération du phosphore (Maher et DeVries, 1994 ; Pant et Reddy, 2001 ; Monbet *et al.*, 2009).

- **la teneur en phosphore lié au calcium, considérée comme non biodisponible, est assez stable en valeur absolue** (de l'ordre de 200 mg/kg de sédiment). De ce fait, sa proportion relative augmente de l'amont vers l'aval, les proportions observées par Cann (*Ibid.*) apparaissant particulièrement élevées ;

- **la distribution de ces différentes fractions dans le sédiment varie avec la profondeur.** Les couches superficielles apparaissent plus riches en formes biodisponibles, en particulier celles liées au fer et à l'aluminium. On observe un gradient plus modéré pour les formes liées à la matière organique et une homogénéité des concentrations pour les formes liées au calcium. De ce fait, les sédiments très riches en matières organiques présenteront un gradient vertical plus marqué des teneurs en phosphore total.

Globalement, si l'on considère comme biodisponibles les fractions de phosphore non liées au calcium et à la composante réfractaire de la matière organique, on aboutit à une proportion du stock de phosphore total pouvant atteindre 40 à 50%, voire plus dans les milieux très riches en matière organique. **Ce stock peut donc alimenter pendant de très nombreuses années la production primaire dans les eaux côtières.** Coelho *et al.* (*Ibid.*) indique par exemple que le stock de phosphore biodisponible de l'estuaire du Mondego est équivalent à 30 fois le flux annuel sortant de l'estuaire.

Cependant, ces mesures de stock représentent une biodisponibilité potentielle et sont à compléter par des mesures de flux, afin d'estimer la quantité de phosphore effectivement transférée du sédiment vers la masse d'eau. Nous avons vu en effet précédemment que, pour l'azote, les importants stocks du sédiment donnaient lieu à des flux moyens faibles, qui pouvait même être parfois négatifs du fait de l'activité des bactéries dénitrifiantes.

De telles mesures de flux ont été développées notamment par Andrieux-Loyer *et al.* (2008) dans l'estuaire de la Penzé. Ces flux apparaissent quasi-nuls, voire parfois négatifs en fin d'hiver (mars). Par contre, ils augmentent en début de printemps et varient en été entre 50 et 410 μmol de P/m²/j soit de 15 à 130 g de P/ha/j). Les auteurs indiquent que de tels flux représentent alors environ 30% des apports totaux à la mer. D'autres mesures dans les baies de La Fresnaye et Guisseny (CIMAV, 2008) et dans une vasière de la rade de Lorient ont précisé ce rôle des sédiments dans la fourniture de phosphore. Les flux estivaux, quoique plus stables que ceux d'azote, apparaissent assez variables (tableau II.9) et apparaissent en outre, comme les flux d'azote, dépendants de la concentration en P de la colonne d'eau. Cette capacité des sédiments à moduler les concentrations de phosphore dissous dans la colonne d'eau constitue un élément à prendre en compte pour comprendre la prolifération des ulves : un flux de l'ordre de 10 à 20 μmole P/m²/h, comme celui observé en baie de La Fresnaye, représentent un flux de 7 à 15 kg P/km²/j et permettrait une production quotidienne d'ulves d'environ 50 à 100 tonnes/km²⁴⁴.

Tableau II.9 : Flux de phosphore issus du sédiment observé dans différents sites. Source : CIMAV (2008 et 2009).

Site	Flux moyen (en μmole P/m ² /h)	Valeurs extrêmes
Baie de La Fresnaye	+ 16	- 40/+ 110
Baie de Saint-Brieuc	Non indiqué	- 6,3/94
Baie de Guisseny	- 29	- 380/+ 350
Rade de Lorient (vasière)	- 20	- 91/+16

On peut également comparer ce flux à celui issu des apports terrigènes : pour la baie de Saint-Brieuc, le flux terrigène de phosphore serait actuellement de l'ordre de 7 à 10 Kg P/j pendant les mois d'été⁴⁵, alors que le flux quotidien issu des sédiments serait, à l'échelle de la baie, d'environ 230 kg.

Cette capacité du sédiment à être alternativement source ou puits de phosphore a été confirmée par divers auteurs (Jensen *et al.*, 1995 ; Pant et Reddy, 2001). Elle dépend notamment de la concentration en phosphore des eaux superficielles, plus élevée en hiver qu'en été. De ce fait, le sédiment absorbera du phosphore pendant la période froide et pourra le libérer pendant la période de croissance des algues.

⁴⁴ En considérant pour les ulves une teneur en phosphore minimale de 0,1% de la matière sèche et une teneur en matière sèche d'environ 15%, un kg de phosphore permet la production de 7 tonnes de biomasse humide.

⁴⁵ En considérant que les flux pendant les mois d'été sont essentiellement constitués de phosphates dissous, que ces apports annuels de phosphates sont actuellement de l'ordre de 10 kg/km² de bassin versant et que les débits mensuels des rivières pendant cette période sont de l'ordre de 2 à 3% des débits annuels, on obtient, pour les 1000 km² de bassins versants alimentant la baie de Saint-Brieuc, un flux mensuel estival de l'ordre de 200 à 300 kg de phosphore.

Il faut souligner cependant que ces mesures de flux, qui se font en plaçant le sédiment dans des enceintes sans agitation, sous-estiment l'exportation du phosphore, qui peut se faire également par remise en suspension du sédiment par divers phénomènes (marées, houle, activité de la macrofaune).

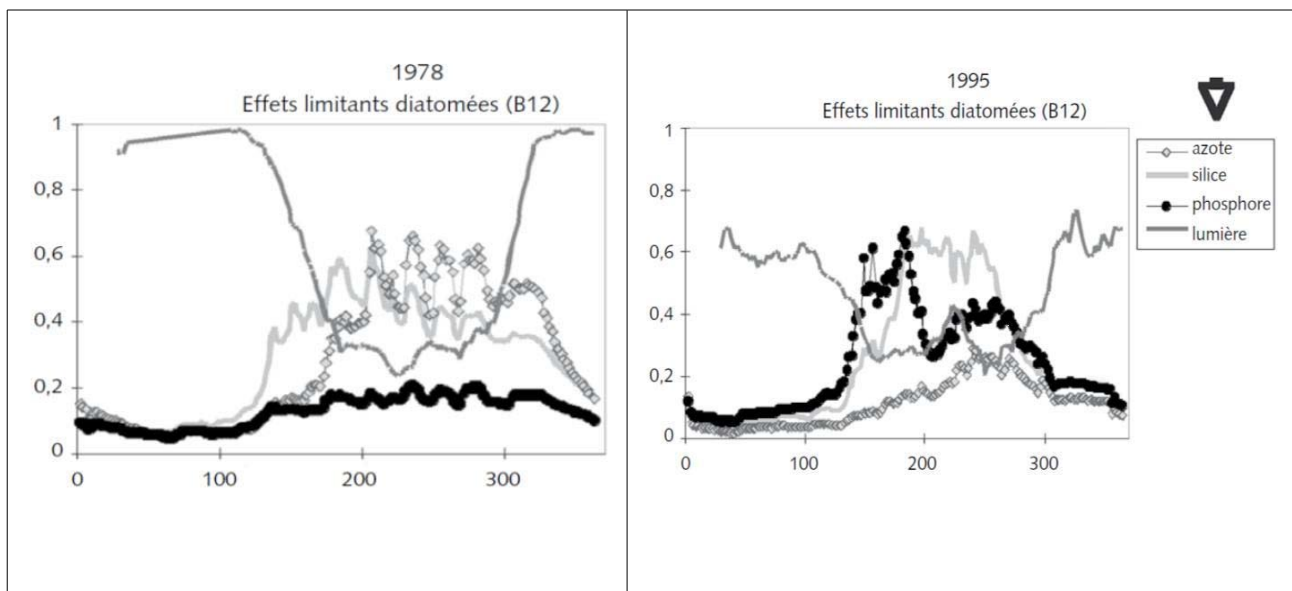
En conclusion, si les sédiments contiennent effectivement des quantités considérables de phosphore potentiellement biodisponible, les flux qui en résultent vers les eaux superficielles apparaissent dépendre de nombreux facteurs : pour résumer, des eaux superficielles pauvres en phosphore et en oxygène, des températures élevées, des sédiments riches en fer et en matière organique et une hydrodynamique favorisant la remise en suspension des sédiments favoriseront des flux importants. Du fait de ces multiples facteurs de variation, il apparaît difficile d'estimer précisément la capacité de ces flux à alimenter, en complément des apports terrigènes, la croissance de macroalgues.

C'est pourquoi des études portant directement sur la physiologie des algues et la satisfaction de leurs besoins en azote et phosphore sont nécessaires pour trancher cette question et vont être présentées dans le chapitre suivant.

II.3.2.5. Le cas des milieux pélagiques

Par rapport à ce rôle des flux de phosphore dans les zones côtières, nous soulignerons pour conclure que, en l'absence de tels flux sédimentaires, par exemple dans les zones pélagiques sous influence du panache de la Seine, **le fait que le phosphore puisse être un facteur limitant du développement des blooms algaux est tout à fait admis par les océanologues.** La figure II.24 reproduit l'analyse de Menesguen et Dion (2007) sur l'évolution au cours de l'année des facteurs limitant la production des diatomées en baie de Seine. Elle montre que, en 1978, le phosphore n'était jamais limitant par rapport à l'azote mais que, en 1995, du fait de la diminution des apports de phosphore par la Seine, la situation s'est inversée, l'azote n'étant plus facteur limitant et le phosphore l'étant devenu en début de printemps et en fin d'été.

Figure II.24: Hiérarchie des facteurs limitant la prolifération des diatomées en baie de Seine au cours de l'année en 1978 et 1995 (Menesguen et Dion, 2007)



II.3.3. Synthèse

En conclusion, il apparaît donc que les différences observées entre différents milieux – en particulier entre les lacs d'eau douce oligotrophes et les milieux côtiers tempérés – dans leur réaction aux apports d'azote ou de phosphore sont bien établies et ne résultent pas de divergences d'interprétation ou de « points de vue » entre limnologues et océanologues mais de différences objectives dans l'écologie fonctionnelle de ces milieux. Ces différences sont en outre bien expliquées en prenant en compte non seulement les apports exogènes mais également les apports endogènes.

En outre, plutôt que d'opposer simplement les milieux d'eau douce et les milieux marins ou de postuler que les phénomènes observés dans les uns doivent forcément advenir dans les autres, **il apparaît possible de proposer une vision cohérente et globale pour l'ensemble de ces milieux**, résumée dans les tableaux II.10 et II.11.

Le premier tableau propose une typologie des milieux selon l'existence ou non, d'une part, d'une source endogène potentielle d'azote abondante et, d'autre part, d'une source endogène de phosphore biodisponible, du fait de la proximité de sédiments riches en phosphore et susceptibles de le relarguer. Les quatre types ainsi définis ont été rencontré dans notre revue bibliographique :

- le type 1 (sources endogènes potentielles de N et P faibles) est celui des milieux marins hauturiers des zones tempérées, où les cyanobactéries pélagiques fixatrices d'azote apparaissent peu abondantes et peu actives ;

- le type 2 (source endogène potentielle de N abondante mais de P faible) est celui des lacs oligotrophes d'eau douce ou de lacs eutrophisés profonds comme le lac Léman, des zones littorales de la Baltique mais aussi des zones tropicales des océans et des milieux coralliens, où ces cyanobactéries sont abondantes et actives ;

- le type 3 (source endogène potentielle de P abondante mais de N faible) est celui des milieux marins côtiers tempérés et correspond à la situation bretonne ;

- enfin, le type 4 (sources endogènes potentielles de P et N abondantes) serait celui de lacs eutrophisés peu profonds, où le phosphore accumulé peut être mobilisé, notamment du fait de conditions anaérobies liées à la présence importante de matière organique et où des cyanobactéries fixatrices d'azote représentent une source endogène de cet élément.

Tableau II.10 : typologie des milieux aquatiques selon l'importance des sources endogènes potentielles d'azote ou de phosphore

		<i>Source endogène d'azote</i>	
		<i>Faible</i>	<i>abondante</i>
Source endogène de phosphore	Faible	Type 1	Type 2
	Abondante	Type 3	Type 4

Le tableau II.11 analyse pour ces quatre types de milieux les effets d'apports exogènes de fertilisants selon que ceux-ci sont principalement riches en azote (rapport N/P élevé) ou en phosphore (rapport N/P faible). Il indique également le facteur nutritif de contrôle sur lequel il convient d'agir en priorité pour limiter ou réduire l'eutrophisation.

On retrouve dans ce tableau les différentes situations rencontrées précédemment, en particulier celle des lacs alpins (type 2), ou la stratégie de maîtrise devait à l'évidence porter sur le phosphore, et celle de la côte bretonne (type 3) ou la maîtrise des proliférations de macroalgues vertes devra se faire en priorité par la réduction des flux d'azote exogène.

Tableau II.11 : comportement des quatre types de milieu selon la nature des apports exogènes et facteurs de contrôle de l'eutrophisation

Type	Source endogène	Source exogène		Facteur de contrôle
		Apport azote prédominant	Apport phosphore prédominant	
1	N et P faibles	Effets régulés par le rapport N/P/Si - Si non limitant : blooms de diatomées - Si limitant : blooms d'algues vertes non siliceuses		N et P selon rapport N/P
2	N abondant P faible	Blooms d'algues vertes limités par P	Blooms de cyanobactéries fixatrices	P
3	N faible P abondant	Développement de blooms d'algues vertes importants	Peu d'effets	N
4	N et P abondants			N mais risque de développement de cyanobactéries lorsque N/P deviendra faible

L'analyse critique, souvent citée, de Barroin (2004), qui soutenait que, dans tous les cas, il fallait agir sur le phosphore et considérait comme « suspecte »⁴⁶ une politique de réduction des apports d'azote apparaît donc – outre le caractère discourtois du qualificatif employé – comme une généralisation injustifiée de son expérience, indéniable, acquise sur les lacs alpins.

Cela ne signifie pas que, dans la situation bretonne, des efforts ne doivent pas continuer à être déployés pour réduire les apports de phosphore. En effet, même si ces réductions ne devraient pas avoir d'effet à court et moyen terme sur les macroalgues vertes, ils bénéficieront à la qualité des milieux aquatiques d'eau douce et en particulier aux retenues d'eau ou des développements de cyanobactéries éventuellement toxiques peuvent advenir.

*

⁴⁶ « Vouloir lutter contre la pollution par les phosphates en s'attaquant à l'azote, et ce d'autant plus impérativement que le phosphore est en excès, relève d'une logique pour le moins suspecte ou, tout simplement du fait qu'on s'est obstiné à ne pas voir dans les excès de prolifération végétale aquatique l'effet de la pollution par les phosphates... »

II.4/ La biologie des ulves et ses conséquences

Nous avons présenté précédemment les effets des flux d'azote et de phosphore sur la production algale côtière de manière globale, en distinguant seulement les cyanobactéries fixatrices d'azote et les autres algues. Nous allons maintenant examiner les données disponibles sur la biologie des ulves, afin de préciser leur potentiel de croissance dans les conditions bretonnes.

II.4.1. Intérêt et limite de l'analyse de la composition des algues en N et P

Un élément important pour comprendre les proliférations d'ulves est de préciser le comportement de ces espèces vis-à-vis d'une augmentation des teneurs en N et P du milieu. Ce comportement est souvent suivi à partir des concentrations de ces éléments dans les tissus. Cette démarche permet de s'affranchir du suivi direct des concentrations de N et P dans le milieu, ces concentrations présentant des fluctuations importantes et rapides dans le milieu littoral, notamment au cours du cycle de marées ou lors d'épisodes pluvieux. **La pertinence de cette approche suscite parfois des interrogations et il nous semble donc nécessaire d'en présenter ici, de manière générale, les fondements.**

II.4.1.1. Le cas des végétaux terrestres

Chez les végétaux terrestres, les phanérogames (plantes à fleurs) ont été les plus étudiées, notamment pour pouvoir piloter la fertilisation des cultures. Dans ce groupe, **le rapport N/P dans les organes (racines, tiges, feuilles) va varier en fonction de la concentration relative de ces deux éléments dans la solution du sol**, avec des effets de régulation particulièrement marqués dans les feuilles (les variations étant beaucoup plus modérées dans les tissus que dans la solution du sol). Ce rapport N/P varie également, mais dans une proportion moindre, entre les espèces, avec une moyenne de l'ordre de 26-28 en rapport molaire (12 à 13 en rapport massique). La croissance varie également en fonction de ce rapport, qui est considéré comme un bon indicateur du caractère limitant de l'azote ou du phosphore : la croissance sera optimale au voisinage de ce rapport moyen, un rapport plus faible (inférieur à 20-22) indiquera une carence relative des apports en azote, un rapport élevé (supérieur à 40-45) une limitation de la croissance par le phosphore. Nous renvoyons en particulier à Koerselman et Meuleman (1996), Tessier et Raynal (2003), Güsewell (2004), Garrish *et al.* (2010) pour une présentation détaillée de cette approche.

II.4.1.2. Le cas des algues

Qu'en est-il chez les algues ? Tout d'abord, le fait que le rapport N/P observé dans le plancton, lorsque l'espèce est dans son biotope naturel, soit un bon indicateur des besoins « optimaux » a été vérifié par Rhee (1978) et Rhee et Gotham (1980). Ces auteurs observent en particulier une quasi-coïncidence entre le rapport optimal pour la croissance et le rapport de Redfield (16/1). Par contre, en conditions expérimentales, il ne semble pas exister de phénomènes de régulation aussi marqués que chez les phanérogames : les variations de concentration du milieu extérieur vont se refléter de manière importante dans les tissus.

Il apparaît donc légitime de s'appuyer sur cette démarche classique de physiologie végétale et d'utiliser les mesures de concentration interne en N et P pour juger du caractère limitant de l'un ou l'autre de ces éléments.

Cependant, il faut prendre en compte le fait que, chez les algues macrophytes, le rapport N/P apparaît sensiblement supérieur à celui des algues planctoniques. Atkinson et Smith (1983) ont compilé 74 données de la bibliographie, ainsi que 40 données de phanérogames aquatiques (genre *Halodule*, *Halophila*, *Posidonia*, *Zoostera*, etc.). Chez ces phanérogames, le rapport molaire est de 21, c'est-à-dire proche de celui des végétaux terrestres. Il est en moyenne de 37 chez les algues macrophytes (contre 16 chez les planctoniques), avec une gradation allant des algues brunes (29) aux algues rouges et vertes (44 à 45). C'est donc par rapport à ces valeurs élevées des algues vertes (45 en rapport molaire, soit 20 en rapport massique) qu'il faudra juger du caractère limitant de l'azote ou du phosphore.

En ce qui concerne spécifiquement les ulves, on dispose de diverses estimations du rapport molaire N/P (Tableau II.12). Sur ces bases, **il apparaît possible de retenir comme chez les autres macroalgues vertes un rapport molaire N/P de 35 à 40 comme une référence témoignant d'une nutrition équilibrée entre N et P : des valeurs faibles (inférieures à 20-25) indiqueront une limitation par l'azote et des valeurs élevées témoigneront d'une relative carence en phosphore.**

Tableau II.12 : Valeurs du rapport N : P observées chez diverses espèces d'ulves.

Site	Espèce	Référence	Rapport N : P
Rhode Island	<i>Ulva</i> sp.	Atkinson et Smith, 1983	35
Hawaï	<i>U. reticulata</i>	id	80
Aquaculture	<i>U. fenestrata</i>	Björnsäter et Wheeler, 1990	44 (29 à 59)
Côte du Mexique	<i>Ulva</i> sp.	Zertuche-González <i>et al.</i> , 2009	35 (20 à 45)
Espagne	<i>U. curvata</i> et <i>U. rotundata</i>	Hernandez <i>et al.</i> , 1997	45 (25-75)
Hong-Kong	<i>U. lactuca</i>	Ho, 1981 et 1987	39 (31-53)
Italie du Nord	<i>U. rigida</i>	Viaroli <i>et al.</i> , 1996	15 à 49
Golfe de Trieste	<i>U. rigida</i>	Faganeli <i>et al.</i> , 1986	75

Le travail de Ho (1981, 1987) mérite d'être détaillé et nous avons réalisé quelques analyses statistiques complémentaires de ses données. L'auteur a étudié les teneurs des ulves (*Ulva lactuca*) en N et P dans 20 sites de la côte de Hong-Kong présentant des teneurs très variées de l'eau de mer dans ces deux éléments (Tableau II.13). On notera que, dans ce cas, les teneurs en N et P varient de manière fortement corrélée ($R = 0,97$), l'augmentation des deux teneurs indiquant globalement une eutrophisation croissante.

L'auteur observe tout d'abord une relation nette entre les concentrations observées dans l'eau de mer et celles observées dans les ulves : les corrélations entre le logarithme de la concentration dans l'eau de mer et la concentration dans les ulves sont de 0,95 pour l'azote et de 0,93 pour le phosphore. L'examen des données brutes montre cependant plutôt l'existence de deux groupes de données et d'un phénomène de plateau : pour des teneurs faibles en azote minéral (moins de 30 µg/l soit environ 0,13 mg/l de nitrates), les teneurs des ulves sont de l'ordre de 2 à 3% alors qu'elles sont de l'ordre de 4 à 5% pour des teneurs plus élevées mais sans effet marqué de l'augmentation de la concentration (qui atteint 277 µg/l soit 1,2 mg/l) au sein de ces deux groupes. Le même phénomène s'observe pour le phosphore. **Ce travail montre donc clairement que l'observation de variations marquées de concentration d'azote et de phosphore dans les tissus témoigne bien d'une variation de la concentration de ces éléments dans le milieu environnant**, observation confirmée notamment par Björnsäter et Wheeler (1990) et par Viaroli *et al.* (1996).

Tableau II.13 : Paramètres de l'étude de Ho (1981, 1987).

Paramètres	Etendue
Teneur de l'eau de mer en azote minéral (en µg de N/l)	4 à 277
Teneur de l'eau de mer en phosphore minéral (en µg de P/l)	4 à 56
Teneur des algues en azote (en mg de N par g de matière sèche)	21,7 à 50,3 (2,17 à 5, 03%)
Teneur des algues en phosphore (en mg de P par g de matière sèche)	1,1 à 3,01 (0,11 à 0,30%)
Rapport N/P (molaires)	31 à 53
Rapport N/P (massique)	14 à 24

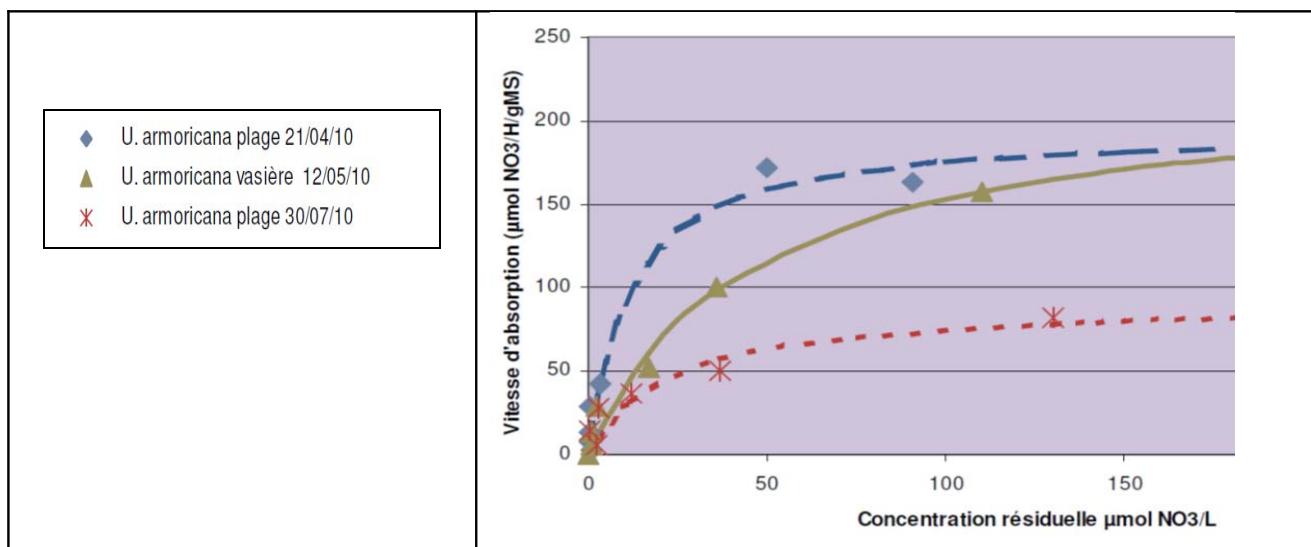
En ce qui concerne le rapport N/P dans les algues, il varie relativement peu et ces variations ne sont corrélées ni à celles des concentrations de N ou P, ni à celles du rapport N/P dans l'eau de mer. Comme nous l'avons indiqué, ce résultat s'explique sans doute par la forte corrélation, dans cette étude particulière, des concentrations de N et P dans l'eau de mer. D'autres auteurs (Björnsäter et Wheeler, 1990 ; Viaroli *et al.*, 1996) montrent en effet clairement une chute du rapport N/P avec la diminution de la concentration externe en azote. **Il conviendra donc dans la suite des analyses de considérer à la fois le rapport N/P et les concentrations internes de ces deux éléments pour porter un diagnostic sur l'état nutritionnel des algues.**

II.4.2. Quelles macroalgues pour les marées vertes ?

Si les algues vertes, et les ulves en particulier, se distinguent par des rapports N/P élevés et peuvent donc être qualifiées de « nitrophiles », elles apparaissent peu efficaces pour se procurer ces éléments dans le milieu. Naldi et Viaroli (2002) ont évalué expérimentalement le K_m (concentration correspondant à 50% de la concentration donnant une croissance maximale) d'*Ulva rigida* (espèce observée en Italie dans les blooms) à 27 μmole d'azote inorganique par litre (soit environ 1,6 mg/l de nitrates), valeur à comparer à celles observées dans l'eau du delta du Pô au printemps (50 à 150 μmole N/l). Ils ont également évalué le S_t (concentration pour laquelle l'absorption est nulle) à 6 μmole N/l (soit 0,37 mg NO_3 /l) et présentent d'autres données de la littérature, qui fournissent des estimations du K_m entre 5 et 38 μmole N/l, soit entre 0,3 et 2,3 mg/l de nitrates.

Le CIMAV (2010b) fournit pour *Ulva armoricana* des valeurs similaires de K_m allant de 0,7 à 2,8 mg NO_3 /l et indique que le K_m serait plus faible en été qu'au printemps, même en conditions similaires de température et d'éclairement (figure II.25).

Figure II.25 : vitesse d'absorption des nitrates par les ulves en fonction de la concentration dans l'eau de mer. Source : CEVA, 2010. Ces courbes permettent de déterminer les K_m (concentrations correspondant à 50% de la concentration donnant une croissance maximale).



Selon la compilation de Naldi et Viaroli (2002), les autres espèces d'algues vertes (*Enteromorpha*, *Codium*, *Cladophora*) présentent des K_m plus faibles (mais avec une assez grande imprécision sur ces valeurs), ce qui permettrait leur prolifération à des concentrations plus faibles d'éléments fertilisants.

En ce qui concerne le phosphore, Wallentinus (1984) donne pour diverses algues vertes (*Monostroma*, *Enteromorpha*) des valeurs de K_m de l'ordre de 50 μg P/l, soit 0,15 mg PO_4 /l.

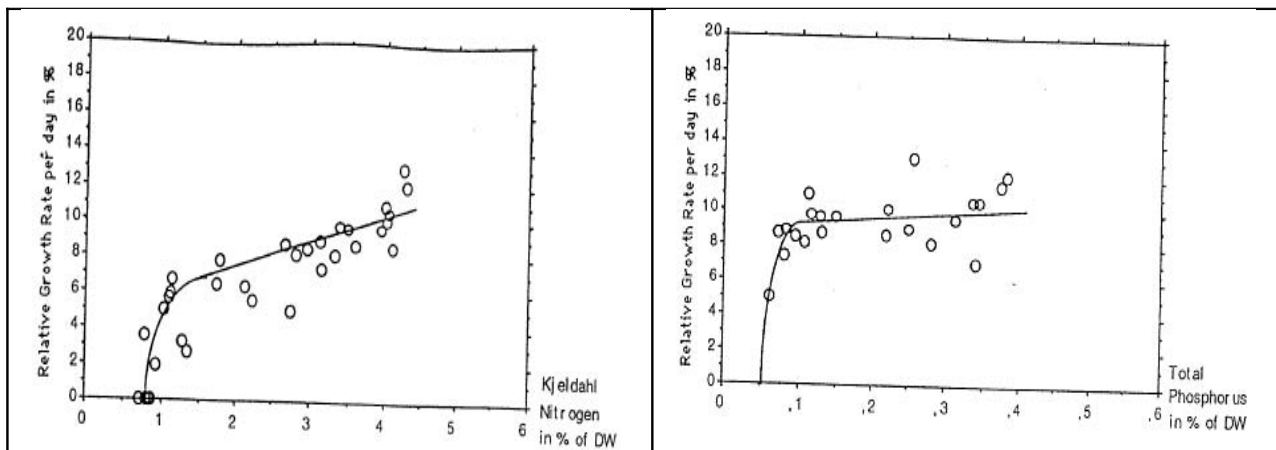
Des concentrations de nitrates de l'ordre de 1 à 2 mg/l et de phosphates de l'ordre de 0,2 mg/l apparaissent donc nécessaires pour obtenir une croissance importante de ces algues. Ces concentrations sont nettement supérieures à celles observées, même en début de printemps, dans les eaux océaniques au large mais sont similaires à celles mesurées à cette période (cf II.2.4) à proximité de la côte dans les baies touchées par les marées vertes.

Quand ces éléments sont disponibles à de telles concentrations, les capacités d'absorption de ces éléments, mesurées par les vitesses maximales (V_{max}) des flux, sont élevées et très supérieures à celles d'espèces comme *Fucus vesiculosus*. **De même, les vitesses de croissance des thalles (mesurées par la production d'oxygène, qui reflète l'activité photosynthétique) sont environ dix fois plus élevées que celle de *Fucus vesiculosus*.** Fujita *et al.* (1989) indiquent une valeur de 12% par jour pour *Ulva rigida* et Dion *et al.* (1996) une fourchette de 15 à 60% par jour (Un taux de croissance quotidien de 10% signifie que la biomasse peut être multipliée par 10 en moins d'un mois).

On dispose par contre d'assez peu de données comparatives sur les différentes espèces d'ulves. Malta *et al.* (1999) ont comparé quatre espèces présentes sur les côtes hollandaises, *Ulva curvata*, *U. lactuca*, *U. rigida* et *U. scandinavica*. Ils montrent chez *U. curvata* une augmentation forte de la croissance lorsque la température passe de 10 à 25°C, alors que cette augmentation conduit plutôt à une légère baisse de la croissance chez les autres espèces. Par contre, les quatre espèces réagissent de manière similaire à la salinité, avec une croissance quasi-nulle en dessous de 10‰ et un optimum entre 25 et 35‰. Merceron *et al.* (2007) ont comparé les valeurs de production photosynthétique maximale rapportées dans la littérature pour diverses espèces d'ulves mais n'observent pas de différences notables, du fait d'une grande variation des valeurs entre les auteurs pour une même espèce.

Diverses expérimentations ont également précisé la relation entre la teneur des ulves en N et P et leur taux de croissance (voir en particulier Fujita *et al.*, 1989 et Dion *et al.*, 1996). Il apparaît (figure II.26) que la croissance est pratiquement maximale lorsque les teneurs internes dépassent 2% pour l'azote et 0,1% pour le phosphore. **Ces valeurs, en dessous desquelles la croissance diminue, sont qualifiées de « seuils critiques ».** La croissance apparaît quasi-nulle pour des teneurs en azote inférieures à 1% et des teneurs en phosphore inférieures à 0,05%, ces valeurs étant qualifiées de « seuils de subsistance ».

Figure II.26 : Relation entre les concentrations internes (en % de la matière sèche) de l'azote (à gauche) et du phosphore (à droite) et le taux de croissance (en % par jour) des thalles d'ulves (Dion *et al.*, 1996).



Fujita *et al.* (1989) indiquent une valeur légèrement plus élevée pour la concentration critique de l'azote (2,4%) et le CIMAV (2010) propose, en s'appuyant sur de nouvelles expérimentations, de relever à 0,12% (au lieu de 0,1%) celle du phosphore.

Indiquons également que Fujita *et al.* (*Ibid.*) ont étudié l'effet d'apport discontinu d'azote sur la croissance des algues été ont montré que **le pool interne d'azote pouvait alimenter la croissance pendant cinq jours environ en l'absence d'apports externes.**

On soulignera cependant que la courbe d'ajustement des points expérimentaux peut faire l'objet de diverses options. Dion *et al.* (1996) ont choisi un modèle non linéaire à seuil proposé par Droop (1974) pour la croissance du phytoplancton. Ce modèle est dérivé du modèle classique de Michaelis-Merten développé initialement pour les réactions enzymatiques. Dans ce modèle, la vitesse v de la réaction est reliée à la concentration c du substrat par l'équation :

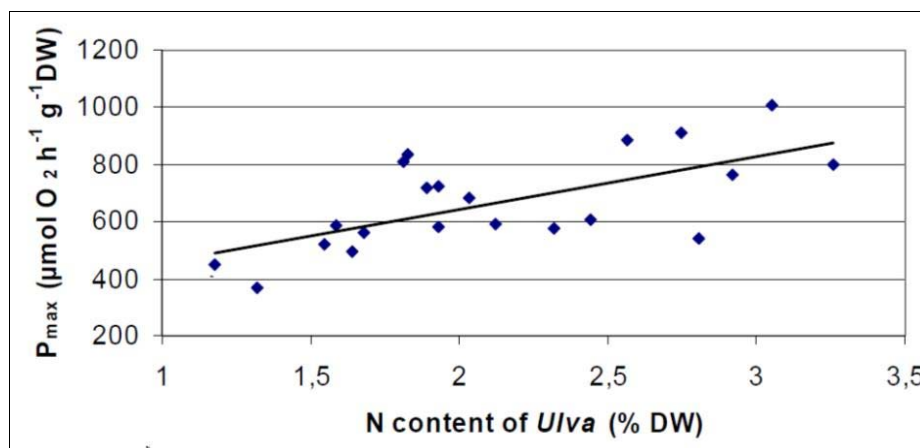
$$v = \frac{V_{max} \times c}{K_m + c}$$

Si l'on représente graphiquement le paramètre $1/v$ en fonction de $1/c$, les points s'alignent sur une droite, ce qui permet de calculer facilement les paramètres de l'équation.

Par contre, Merceron *et al.* (2007) proposent un simple ajustement linéaire, dans laquelle la croissance (mesurée par l'activité photosynthétique) diminue effectivement avec la réduction des teneurs internes en azote mais reste toujours positive dans la gamme des concentrations étudiées (figure II.27). Dans les deux cas, on observe un doublement de la croissance lorsque la concentration interne passe de 1,5 à 4% mais, dans le modèle linéaire, il n'existe pas de seuil critique ou de seuil de subsistance.

Peu de travaux sont disponibles également sur la comparaison de diverses espèces de macroalgues impliqués dans des proliférations en conditions expérimentales similaires. Fujita *et al.* (1989) ont comparé les taux de croissance, pour diverses concentrations en azote (NH_4 et NO_3) du milieu, d'une ulve, *Ulva rigida*, et d'une algue brune, *Pelvetiopsis limitata*. Les deux espèces réagissent positivement aux apports d'azote mais le taux de croissance de *P. limitata* plafonne à 4%/j alors que celui d'*U. rigida* dépasse 10% pour les plus fortes doses. Par contre, la valeur critique des teneurs internes en azote est plus faible pour *P. limitata* (environ 1% du poids sec) que pour *U. rigida* (2,4%), ce qui signifie que la supériorité de croissance de cette dernière espèce ne s'exprime que pour des concentrations élevées en azote.

Figure II.27 : Relation entre l'activité photosynthétique et la teneur interne en azote des ulves (en % de la MS). Source : Merceron *et al.*, 2007.



On dispose également d'une étude du CIMAV (2010b) sur la réponse de l'algue brune *Pylaiella littoralis* (qui prolifère notamment en baie de La Fresnaye) à la température. Par rapport aux ulves, la courbe de réponse est décalée vers les basses températures : la croissance est maximale à 15°C mais est relativement élevée (supérieure à 15%/j) dans la plage 10-20°C. Cette algue pourrait donc être mieux adaptée que les ulves à une croissance printanière précoce dans des eaux encore froides.

Deux autres éléments sont à signaler pour expliquer la prédominance des ulves dans les marées vertes. Le premier est leur forte capacité de multiplication végétative : tout fragment de thalle peut continuer à croître, ce phénomène étant beaucoup plus limité chez les algues brunes ou rouges. Le second est leur forte capacité à capter

l'énergie lumineuse, du fait de leur morphologie en feuille mince, ce qui explique sans doute les vitesses de croissance exceptionnellement élevées observées en conditions favorables.

II.4.3. Analyse des données bretonnes

Les analyses fréquemment présentées de Dion et Le Bozec (1996) et de Dion *et al.* (1996) sur les teneurs des ulves en P et N en Baie de Saint Brieuc (en 1988 et 1991, figure II.28) et en Baie de Lannion (1994-1995) ont ensuite été reprises par le CEVA sur de nombreux sites, tant en Bretagne Nord que dans la baie de Douarnenez et de Concarneau. Le tableau II.14 résume les différentes études que nous avons examinées et indique pour chacune d'entre elles le caractère limitant de l'azote ou du phosphore. **Dans ce tableau, l'azote ou le phosphore ont été considérés comme limitants si leur teneur dans les ulves a été inférieure au seuil critique (2% de la matière sèche pour l'azote, 0,1% pour le phosphore) pendant au moins deux mesures successives au cours de la période étudiée.**

Tableau II.14 : Analyse des différentes situations bretonnes selon le caractère limitant de l'azote et du phosphore en fin de printemps.

Site	Année	Source	N lim.	P lim.	N et P lim.	N et P non lim.	Remarques
Baie de Saint-Brieuc	1988	Dion et Le Bozec, 1996	X				
	1991		X				
	1999	CEVA, 2011*	X				
	2009	CIMAV, 2009d**	X ?				
Baie de Lannion	1994	Dion <i>et al.</i> , 1996	X				
	1995		X				
	1996	CEVA, 2011*	X				
	1999		X				
	2009		X				
Baie de La Fresnaye	1998	CEVA, 2011*	X				
Anse de Guissény	2009	CIMAV, 2009d**	X ?				
Baie de Concarneau	2009	CIMAV, 2009d**		X			
Rivière de Vannes	2009	CIMAV, 2009d**	X ?				
Baie de Douarnenez	1996	Dion et Le Bozec, 1999	X		X		<i>Selon les sites</i>
	2008	Ballu, 2011		X			
	2009		X		X		<i>Selon les sites</i>
	2010		X			X	<i>Selon les sites</i>

* présentation à la commission lors de la rencontre du 8 novembre 2011

** seules les concentrations en P ont été mesurées

Cette analyse permet de distinguer quatre situations.

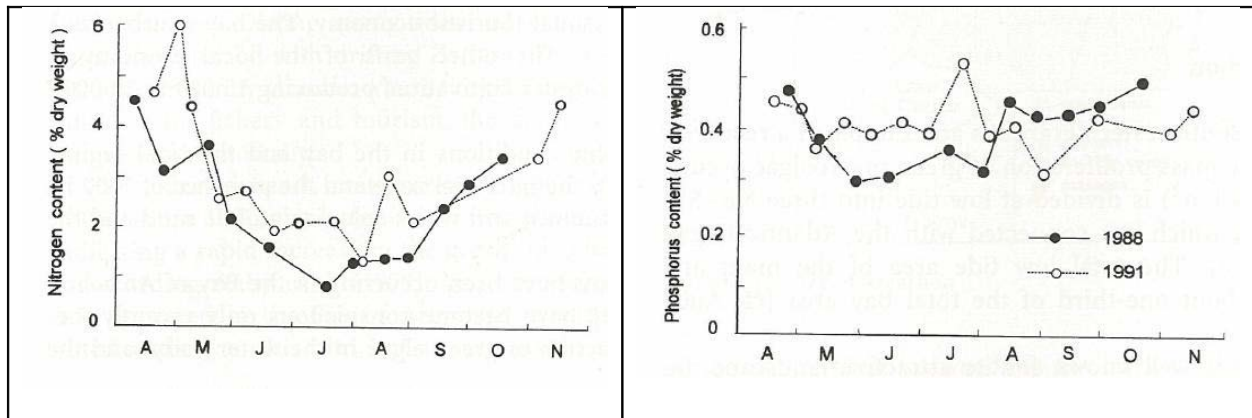
La première, très largement dominante, est par exemple celle de la baie de Saint Brieuc dans les années quatre-vingt dix (figure II.28). Dans ce cas, la teneur initiale des ulves en azote est élevée fin avril et représente alors entre 3,5 et 5% de la matière sèche. Ces teneurs baissent ensuite systématiquement pour atteindre en juin-juillet des valeurs de l'ordre de 1 à 1,5% du poids sec (soit souvent en dessous du seuil critique) et restent basse jusqu'en septembre. Autrement dit, **une limitation par l'azote est observée à partir du début de l'été**. La croissance des ulves va donc être progressivement ralentie mais pourra cependant se poursuivre car la teneur interne en azote demeure au dessus du seuil de subsistance.

En ce qui concerne le phosphore, les teneurs fin avril étaient d'environ 0,3 à 0,4%. Si l'on calcule à partir de ces valeurs les rapports molaires N/P, on obtient une valeur initiale en début de printemps de l'ordre de 20 à 40, ce qui semble proche du rapport optimal. Les teneurs en phosphore baissent ensuite de manière limitée et augmentent

même légèrement dans certains cas. De ce fait, le rapport N/P diminue à moins de 15 pendant l'été, **confirmant la nette limitation par l'azote pendant cette période.**

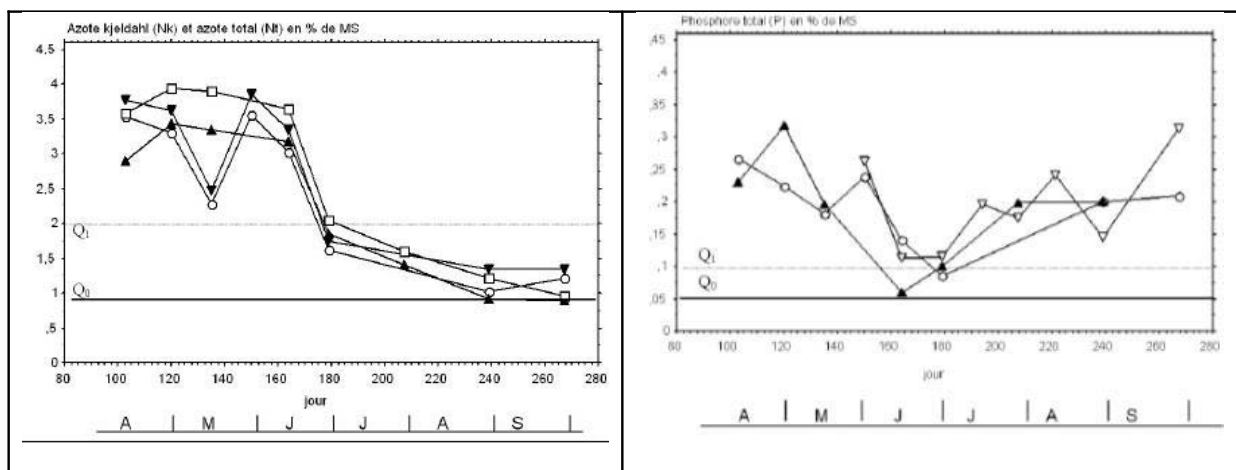
En baie de Lannion et dans les études plus récentes en baie de Saint-Brieuc, les concentrations initiales en phosphore sont plus faibles (de l'ordre de 0,2%) mais demeurent suffisamment élevées pour que l'azote demeure le facteur limitant.

Figure II.28 : Evolution de la teneur en azote (à gauche) et en phosphore (à droite) des ulves au cours de l'année en baie de Saint Brieuc en 1988 et 1991 (Dion et Le Bozec, 1996).



La seconde situation typique est celle de la baie de Douarnenez en 1996 (figure II.29). Elle est assez similaire en ce qui concerne l'évolution de l'azote, qui se maintient cependant plus longtemps au dessus du seuil critique et ne devient limitant que fin juin. Le phosphore est par contre sensiblement moins abondant qu'à Saint-Brieuc en 1988 et 1991 et peut ponctuellement passer en dessous du seuil critique sur certains sites, notamment en 1996 et 2009. **L'azote demeure donc dans ce cas le facteur limitant mais la fourniture de phosphore par les sédiments ou par le recyclage de la biomasse morte ne permet pas de pallier complètement la faiblesse estivale des apports terrigènes et le phosphore est alors co-limitant.**

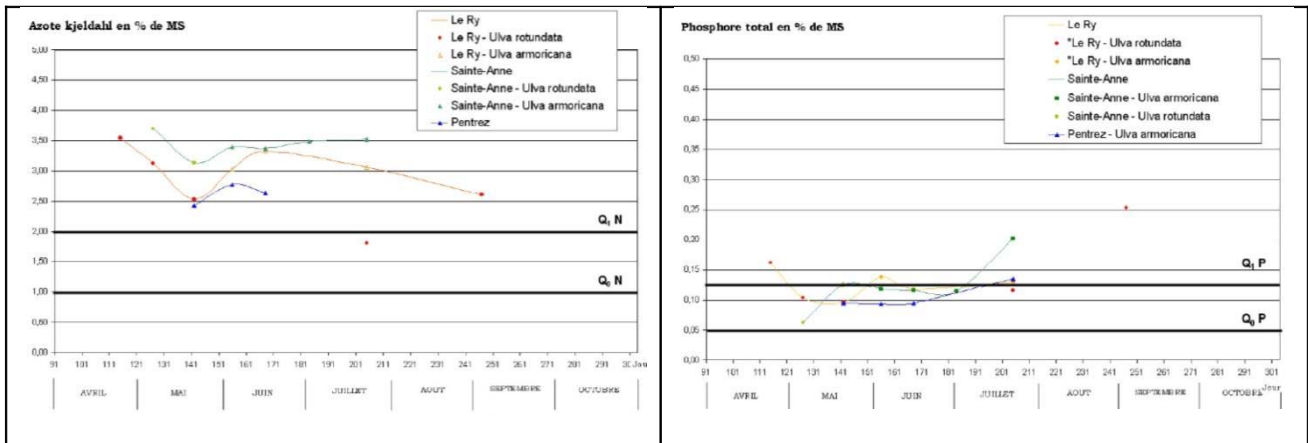
Figure II.29 : Evolution des teneurs en azote (à gauche) et en phosphore (à droite) des ulves dans divers sites de la baie de Douarnenez en 1996 (CEVA, 2011).



La situation de la baie de Douarnenez en 2008 (figure II.30) représente un troisième cas, où la concentration interne d'azote des ulves se maintient au dessus du seuil critique pendant toute la période de croissance et ne semble

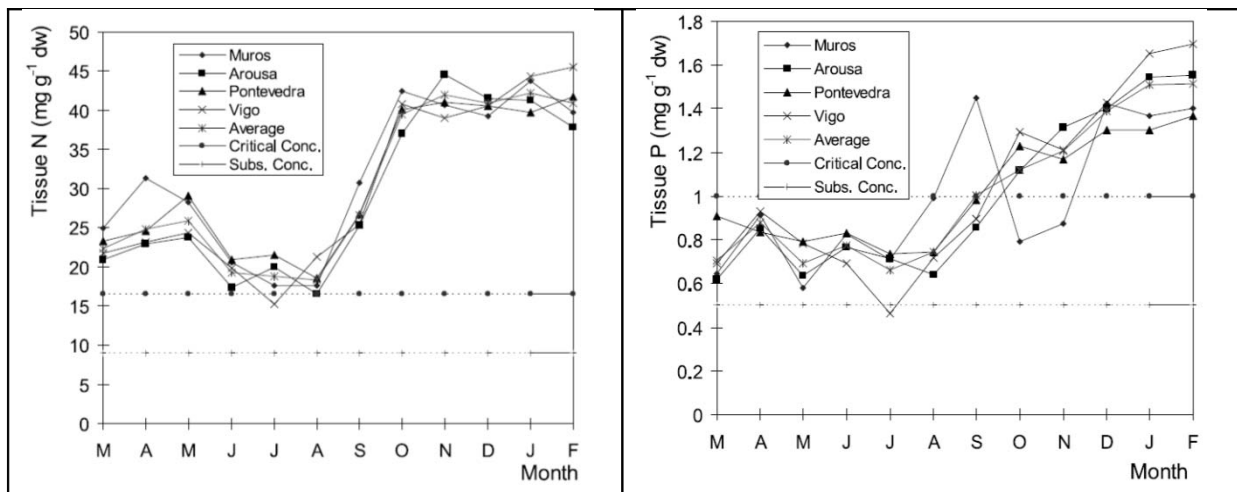
donc pas limitante. Par contre, les concentrations internes en phosphore sont en dessous du seuil critique dès le mois de mai et ne remonte que fin juillet au dessus de ce seuil. **Dans ce cas, il apparaît qu'une limitation par le phosphore se met en place dès la fin avril et pendant tout le printemps.**

Figure II.30 : Evolution des teneurs en azote (à gauche) et en phosphore (à droite) des ulves dans divers sites de la baie de Douarnenez en 2008 (CEVA, 2011).



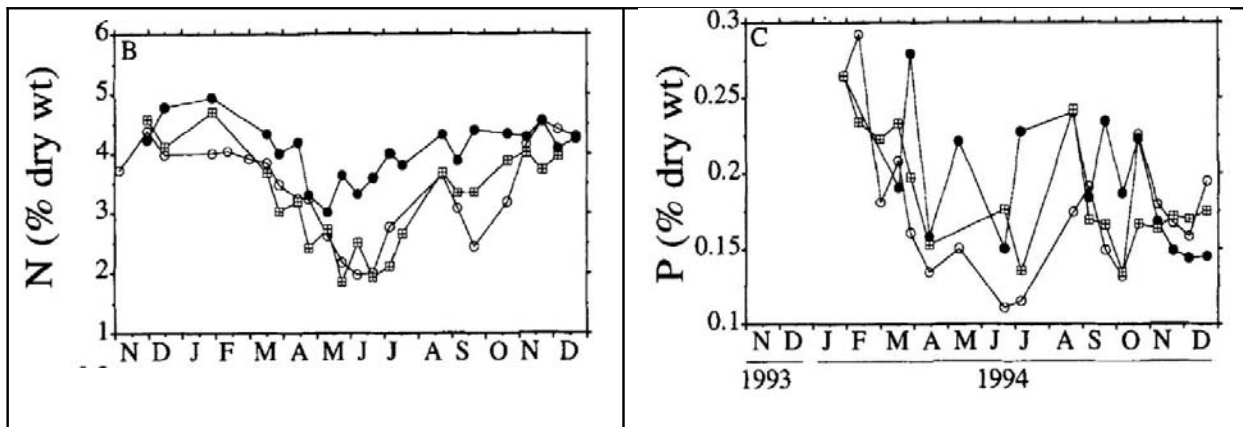
Cette situation a également été observée en baie de Concarneau en 2009 et aussi été décrite par Villares *et al.* (1999) dans des rias de Galice (figure II.31).

Figure II.31 : Evolution des teneurs en azote (à gauche) et en phosphore (à droite) des ulves dans les rias de Galice en 1994-1995. Source : Villares *et al.*, 1999.



Enfin, **des situations où les concentrations en N et P restent au dessus du seuil critique, et donc ne sont jamais limitantes, peuvent être exceptionnellement observées**, notamment à Douarnenez en 2010 sur le site du Ry. Cette situation a également été rencontrée par Hernández *et al.* (1997) dans l'estuaire de la rivière Palmones, au sud de l'Espagne. Dans ce cas (figure II.32), le taux de croissance diminue pendant l'été mais les auteurs font l'hypothèse que cette diminution serait due aux températures élevées (28°C) ou à un accès insuffisant à la lumière (du fait de la densité du bloom) et non à une carence de nutriments.

Figure II.32 : évolution des teneurs internes des ulves en azote (à gauche) et phosphore (à droite) dans l'estuaire de la rivière Palmones (Espagne). On observe que les concentrations restent toute l'année au dessus des seuils critiques de 2% pour l'azote et 0,1% pour le phosphore. Source : Hernández et al. (1999).



II.4.4. Synthèse

En conclusion, l'utilisation de la concentration interne des ulves en azote et phosphore pour juger de leur capacité de croissance apparaît une méthode bien admise dans la littérature et suffisamment étalonnée pour être utilisée dans des diagnostics de terrain.

En examinant les diverses situations observées, il apparaît que la situation de la Bretagne Nord des années quatre-vingt dix, pour laquelle les disponibilités en phosphore étaient largement excédentaires par rapport aux besoins des algues, a représenté un cas extrême et que les situations actuelles sont plus complexes, dans certains sites et certaines années, des cas où le phosphore peut être co-limitant à certaines périodes, voire être parfois temporairement un facteur limitant.

Il serait donc opportun de préciser si ces situations relèvent principalement :

- d'une réduction des apports terrigènes estivaux par les rivières, du fait des diminutions notables des apports de phosphore depuis le pic des années quatre-vingt dix ;
- d'une diminution de la capacité du sédiment à fournir un flux de phosphore suffisant pendant la période de croissance des algues. Dans ce cas, comme il est peu vraisemblable que cette réduction résulte d'une diminution du stock total de phosphore biodisponible (du fait de l'importance de ce stock), il conviendrait d'examiner les facteurs responsables de cette éventuelle réduction des flux et de voir s'ils sont conjoncturels (variations liées au climat, à l'hydrologie, etc.) ou s'ils résultent de modifications durables des écosystèmes côtiers concernés.

Enfin, dans la quasi-totalité des cas observés, l'azote apparaît bien le facteur responsable de la diminution plus ou moins rapide de la croissance des algues après le bloom printanier, et demeure donc le facteur de contrôle principal de ce phénomène.

*

II.5/ Les apports de la modélisation

Nous présenterons dans ce chapitre les différents modèles utilisés pour représenter et intégrer les phénomènes physiques, chimiques et biologiques impliqués dans la croissance des ulves et que nous avons détaillés dans les chapitres précédents. Outre les modèles développés pour les ulves en Bretagne, nous considérerons en particulier ceux développés pour la lagune de Venise.

Nous chercherons à identifier les options retenues par les modélisateurs – lorsque plusieurs options étaient possibles – aux différentes étapes de la construction des modèles et à en analyser la pertinence.

Nous examinerons enfin les performances opérationnelles de ces modèles, c'est-à-dire leur capacité à rendre effectivement compte des phénomènes observés.

II.5.1. Quelques rappels généraux sur la modélisation

Indiquons tout d'abord que, compte tenu de la multiplicité des paramètres à prendre en compte, du fait qu'il s'agit de phénomènes physiques ou biologiques souvent non linéaires et ayant des pas de temps variés, seul le recours à la modélisation permet de représenter un ensemble complexe de phénomènes comme ceux impliqués dans les marées vertes et d'estimer la résultante de leurs effets. Il ne s'agit donc pas d'opposer modélisations, expérimentations et observations mais de s'assurer que la modélisation prend bien en compte les données issues des expérimentations et rend bien compte des observations de terrain.

La modélisation mathématique d'un phénomène, ici le bloom d'algues vertes, est donc à considérer comme un outil de compréhension de ce phénomène, et non comme une démonstration au sens mathématique du terme. D'ailleurs l'expression est ambiguë, liant la mathématique, considérée comme science exacte, avec la notion de modèle, par définition une représentation simplifiée, donc approximative, de la réalité. Cet outil est maintenant usuel dans de nombreux domaines, physique et biologie notamment, et il n'apparaît pas légitime de douter⁴⁷ de la façon de poser et résoudre les équations dans un établissement scientifique de niveau reconnu.

C'est pourquoi nous nous limiterons ici à présenter de manière qualitative la structure des modèles et les principales options de simplification retenues.

Précisons qu'un modèle est par essence un moyen de relier de façon rationnelle des **contraintes** extérieures au système (morphologie côtière, conditions météorologiques, apports d'azote et de phosphore, par exemple) aux **variables d'état** qui caractérisent le système (concentrations en nutriments dans l'eau, biomasse des algues, ...), compte tenu des propriétés dynamiques des **processus** par lesquelles ces variables interagissent, et que l'on représente par des relations cinétiques où interviennent certains **paramètres**, le plus souvent mesurés expérimentalement dans des conditions de laboratoire ou sur le terrain.

⁴⁷ Cette précision est motivée par une proposition d'expertise par un bureau d'étude mathématique, qui apparaît inutile autant qu'inopportune.

La nécessaire simplification de la structure du modèle résulte du fait que la multiplication des variables, outre le fait qu'elle rencontre des limites en termes de capacité de calcul, n'améliore pas forcément, contrairement à une opinion intuitive, la valeur représentative et prédictive des modèles. **Ce qui importe donc, c'est la sélection des processus déterminants majeurs dans le phénomène étudié.** Cela ne dissimule pas le fait que d'autres influences, mineures, puissent expliquer quelques différences dans la comparaison sur le terrain entre modèle et mesure.

En ce qui concerne la valeur des contraintes extérieures, il n'est pas possible de multiplier jusqu'à l'exhaustivité leur mesure, en particulier lorsqu'elles présentent des variations spatio-temporelles rapides (comme la concentration d'éléments chimiques dans l'eau des rivières). Le but est de modéliser l'évolution des variables du système à partir d'une analyse du phénomène, éventuellement confortée en laboratoire, et de caler le modèle afin de pouvoir le confronter à des situations de terrain, jusqu'à constater une convergence modèle/mesure. A partir de là, et c'est son intérêt, le modèle peut être sollicité pour prédire des résultats en fonction d'une intervention sur l'un ou l'autre des contraintes, ce qui est intéressant dans la mesure où cette intervention est réalisable pratiquement. Il y a en effet des contraintes sur lesquelles on ne dispose d'aucune prise (comme les conditions climatiques), d'où la nécessité de se reporter sur celles susceptibles d'évolution contrôlée.

Enfin, et tous les modélisateurs l'admettent, l'observation d'une bonne concordance entre des phénomènes observés et ceux calculés par le modèle ne constitue pas une preuve absolue, au sens mathématique du terme, de sa pertinence. Elle permet par contre, en se limitant au champ géographique ayant servi à son élaboration, d'attester de la capacité du modèle à être un outil d'aide à la décision, c'est-à-dire à évaluer et à comparer l'effet de diverses actions envisagées.

II.5.2. Structure générale des modèles

Les modèles utilisés pour représenter les proliférations d'ulves en Bretagne ont fait l'objet de nombreuses publications, depuis les premières versions développées à partir de 1988 pour la baie de Saint-Brieuc (Ménèsguen et Salomon, 1988 ; Ménèsguen, 1990 ; Piriou et Ménèsguen, 1990 ; Ménèsguen, 1992a et b ;) jusqu'aux versions les plus récentes présentées notamment par le CEVA (CIMAV, 2008a et c, 2009 a et c, 2010 a et c) et Ménèsguen *et al.* (2010).

Ces modèles ont intégré progressivement un nombre croissant de phénomènes et de paramètres et ont affiné en outre la représentation de certains de ces phénomènes. Ainsi, les premiers modèles n'utilisaient que cinq variables pour décrire l'état du système (concentrations des nutriments dans les différents compartiments et biomasses algales) à un instant donné et en un point donné, alors que les versions récentes prennent en compte jusqu'à 17 variables d'état. Pour visualiser ces évolutions, que nous allons détailler, nous présentons dans les figures II.33 et II.34 les représentations des modèles développés respectivement en 1988 et en 2006.

De manière générale, ces modèles comportent trois composantes :

- **une composante physico-chimique**, qui va représenter les flux d'azote et de phosphore entrant dans le milieu littoral ;
- **une composante hydrodynamique**, qui rendra compte du déplacement des masses d'eau et permettra de calculer les concentrations d'azote et de phosphore en divers points du littoral ;
- **une composante biologique**, qui calculera la variation de biomasse des ulves à partir d'un modèle de croissance prenant en compte ces concentrations locales d'azote et de phosphore, ainsi que diverses contraintes physiques, lumière et température en particulier.

Figure II.33 : Diagramme du modèle biologique développé en 1988 pour la baie de Saint-Brieuc. Source : Piriou et Menesguen, 1992.

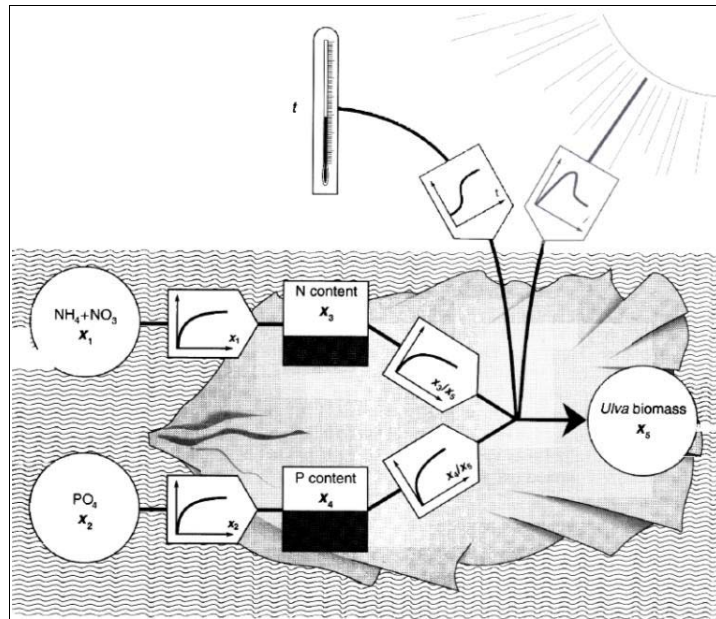
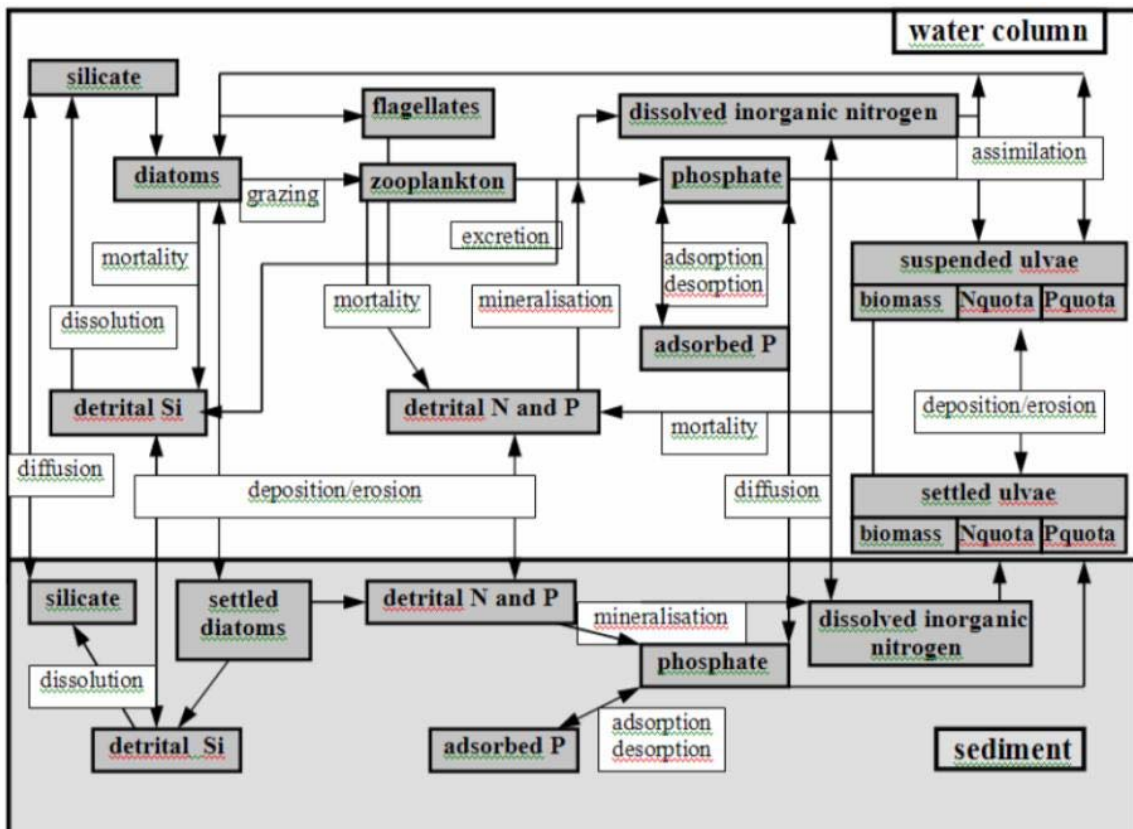


Figure II.34 : Diagramme du modèle développé à partir de 2006. Source : Ménesguen et al., 2010.



II.5.3. La composante physico-chimique : la modélisation des flux entrants

Indiquons tout d'abord que, dans tous les modèles, **le phosphore et l'azote sont pris en compte de manière totalement identique, tant dans l'origine des flux que dans les différents processus de transferts. Il n'y a donc pas de « parti-pris » vis-à-vis de l'un ou l'autre de ces éléments dans la structure du modèle.**

Les premières versions du modèle ne prenaient en compte que deux sources d'azote et de phosphore :

- celles issues de la « limite marine » (eaux du large), en s'appuyant sur les concentrations mesurées régulièrement par le réseau d'observation de l'IFREMER ;

- celles représentées par les apports des rivières. Contrairement aux grands fleuves, pour lesquels on dispose de séries temporelles de données portant à la fois sur les débits et sur les concentrations en éléments chimiques, seules des mesures de débits, issues des stations de jaugeage, sont disponibles avec un pas de temps satisfaisant dans le cas de la plupart des rivières bretonnes. **L'option a donc été, dans les premiers modèles, de calculer les apports à partir d'équations qui relient les débits et les concentrations, équations établies de manière empirique à partir de quelques mesures de concentration disponibles.** Ces équations varient, tant dans leur formalisme que dans leurs paramètres, d'une rivière à l'autre. Grâce au développement des réseaux de mesure, les études plus récentes, en particulier celles de Menesguen (2007) sur la rade de Brest ou du CIMAV (2008) en baie de La Fresnaye et de Guisseny, ont pu se baser sur des valeurs mesurées des concentrations.

Plusieurs améliorations ont été introduites ultérieurement :

- **On a distingué dans les flux d'azote ceux de nitrates et ceux d'ammonium** et l'on a pris en compte non seulement les formes minérales de l'azote et du phosphore mais **les formes organiques liées aux dépôts d'ulves**, qui constitueront après minéralisation une source supplémentaire utilisable par les algues. En outre, les flux de silicium ont été ajoutés ;

- **les flux issus des sédiments ont été progressivement intégrés.** Nous avons indiqué précédemment le caractère extrêmement variable de ces flux, tant dans le temps que dans l'espace. Ces flux ont d'abord été représentés par un flux moyen positif et constant pour rendre compte des mesures réalisées en Bretagne Nord et en Baie de Douarnenez (CIMAV, 2008a et 2009a). Les travaux réalisés ensuite en rade de Lorient (CIMAV, 2009c et 2010c), qui avait montré des flux positifs importants mais variables d'ammonium sur les zones de vasières, ainsi que des flux de nitrates et de phosphates plus faibles et pouvant être parfois négatifs, ont conduit à représenter les flux par des équations linéaires représentant l'effet sur ces flux de la concentration des eaux superficielles (Tableau II.15). **Une telle représentation est à l'évidence encore très simplifiée** – on remarquera par exemple que les flux de nitrates sont toujours positifs alors que nous avons vu (cf II.3.2.3) qu'ils pouvaient parfois être négatifs, du fait de l'importance des phénomènes de dénitrification – mais représente un net progrès par rapport à l'hypothèse de constance de ce flux faite précédemment. **Des améliorations seraient encore à rechercher dans ce domaine, compte-tenu du rôle crucial de ce compartiment sédimentaire dans les apports estivaux, en particulier de phosphore.**

Tableau II.15 : Valeurs des flux utilisées dans le modèle pour la Bretagne Nord (CIMAV, 2008) et la rade de Lorient (CIMAV, 2009). Les flux sont en $\mu\text{mole}/\text{m}^2/\text{j}$ et les concentrations [] en $\mu\text{mole N ou P/l}$

Flux	Bretagne Nord	Rade de Lorient
NH_4 ($\mu\text{mole N}/\text{m}^2/\text{j}$)	500	Valeurs mensuelles tabulées (de 219 en janvier à 975 en août)
NO_3 ($\mu\text{mole N}/\text{m}^2/\text{j}$)	560	= - 40 x [N- NO_3] + 196
PO_4 ($\mu\text{mole P}/\text{m}^2/\text{j}$)	350	= - 146 x [P- PO_4] + 76

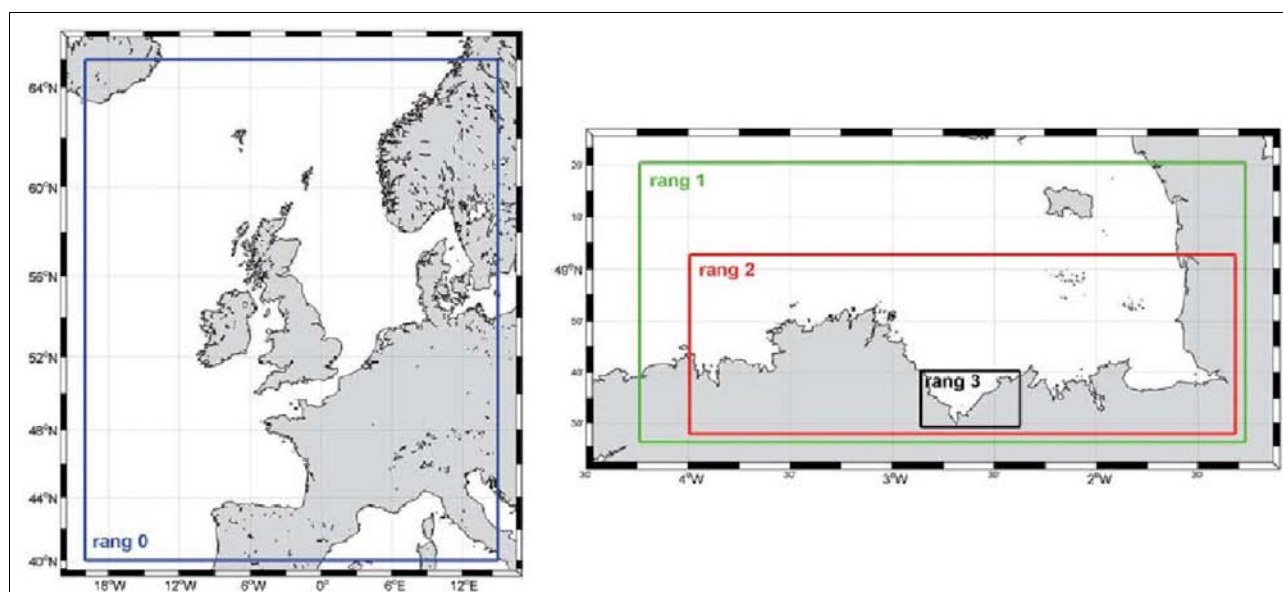
II.5.4. Le modèle hydrodynamique

Les premières versions des modèles utilisaient des représentations à deux dimensions, qui supposaient une homogénéité des masses d'eau selon la profondeur. Ces modèles 2D sont des modèles « emboîtés », dans lesquels les fluctuations locales des hauteurs d'eau, qui vont conditionner la circulation des masses d'eau, sont déterminées par les fluctuations à plus grande échelle. Ainsi, pour la baie de Saint-Brieuc (Perrot *et al.*, 2007), le modèle le plus large couvre l'ensemble de la côte atlantique, avec une maille de 5 km. Il détermine les évolutions de modèles de circulation de plus en plus locaux ayant des mailles respectives de 900, 500 puis 150 m dans la baie elle-même (figure II.35).

L'écart estimé entre cette modélisation et les hauteurs d'eau moyenne effectivement mesurées sur le terrain a été estimé à environ 13% dans un test sur l'ensemble du mois de janvier 1996.

Des modèles 3D ont ensuite été développés (Cugier et Le Hir, 2002) pour décomposer verticalement la masse d'eau en plusieurs couches et prendre en compte les éventuelles variations des vitesses de circulation et des concentrations liées notamment à des différences de salinité. Une étude comparative entre les modèles 2D et 3D a été réalisée récemment pour la rade de Lorient (CIMAV, 2010c). La principale différence réside dans des prévisions de teneurs en nitrates⁴⁸, qui sont sensiblement plus faibles dans le modèle 3D pour les eaux superficielles et, surtout, pour la couche profonde proche des sédiments. L'explication avancée serait une meilleure représentation des écoulements vers le large des flux d'eau douce issus des rivières, qui ne se mélangeraient pas complètement aux eaux salées.

Figure II.35 : Emprises spatiales des différents modèles emboîtés utilisés pour la baie de Saint-Brieuc. Source : Perrot *et al.*, 2007.



A proximité de la côte, il est en outre possible de faire varier la taille des mailles pour étudier précisément une zone, comme celle du Moulin Blanc dans la rade de Brest (Ménèsguen, 2007, figure II.36).

Enfin, de nouvelles méthodes de calcul numérique ont été développées par Ménèsguen *et al.* (2006). Elles permettent d'évaluer au cours du temps les contributions respectives de différentes sources identifiées (limite marine, rivières, sédiments, station d'épuration) au pool interne d'azote et de phosphore des ulves (figure II.37). Ce sont ces méthodes qui ont été ensuite utilisées pour évaluer l'effet éventuel des réductions des apports de telle ou

⁴⁸ Et aussi sans doute en phosphates mais ce paramètre n'a pas été étudié dans cette comparaison.

telle source sur les proliférations des algues (Ménèsquen, 2007 ; CIMAV, 2008a, 2009a, 2010a) et hiérarchiser ainsi les actions envisagées.

Figure II.36 : maillage du modèle de la rade de Brest pour l'étude fine de la zone du Moulin Blanc (encadrée). Source : Ménèsquen, 2007.

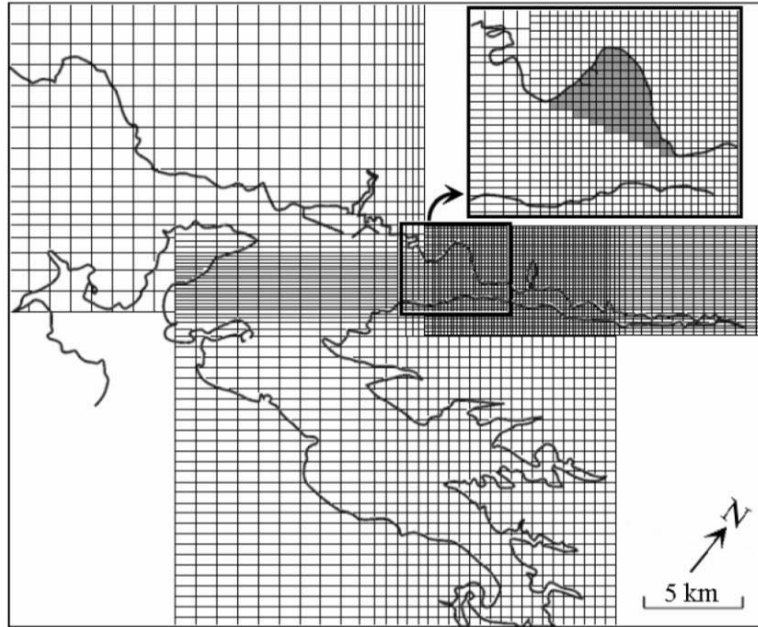
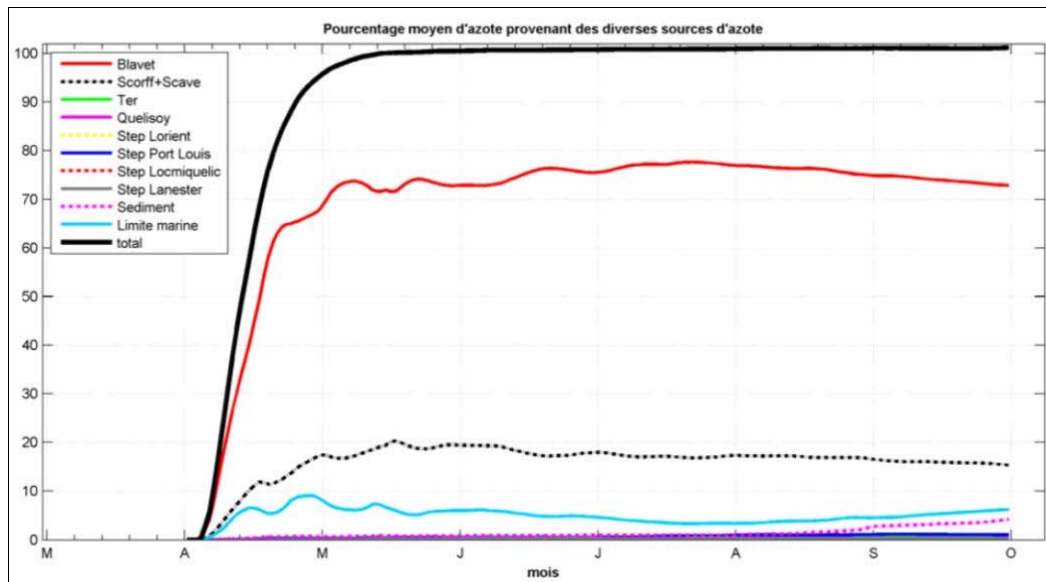


Figure II.37 : Evolution au cours du temps de la contribution des différentes sources d'azote au pool interne d'azote des ulves dans les vasières de la rade de Lorient. Source : CIMAV (2010c).



L'application de ces modèles 3D à l'étude des différentes sources d'azote ou de phosphore peut changer sensiblement les estimations de leur importance relative par rapport aux modèles 2D. Ainsi, dans les vasières de la rade de Lorient, ces modèles 3D conduisent à minorer fortement le rôle du sédiment et à majorer sensiblement les

apports de la limite marine dans la fourniture d'azote aux ulves (tableau II.16). Par contre, les estimations des apports respectifs des rivières et des stations d'épuration ne sont que faiblement modifiées.

Tableau II.16 : Contributions (en %) des différents apports d'azote au pool interne des ulves estimées par les modèles hydrodynamiques 2D et 3D pour les vasières de la rade de Lorient. Source : CIMAV (2009c et 2010c).

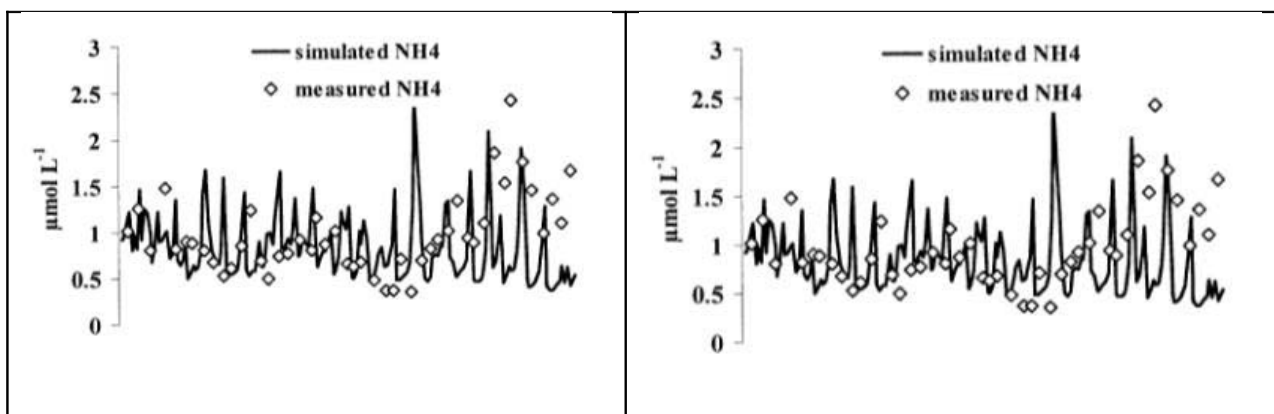
Source	Modèle	2D	3D
Rivières		86,7	87,7
Stations d'épuration		3,4	5,0
Sédiments		9,1	1,2
Limite marine		0,8	6,1

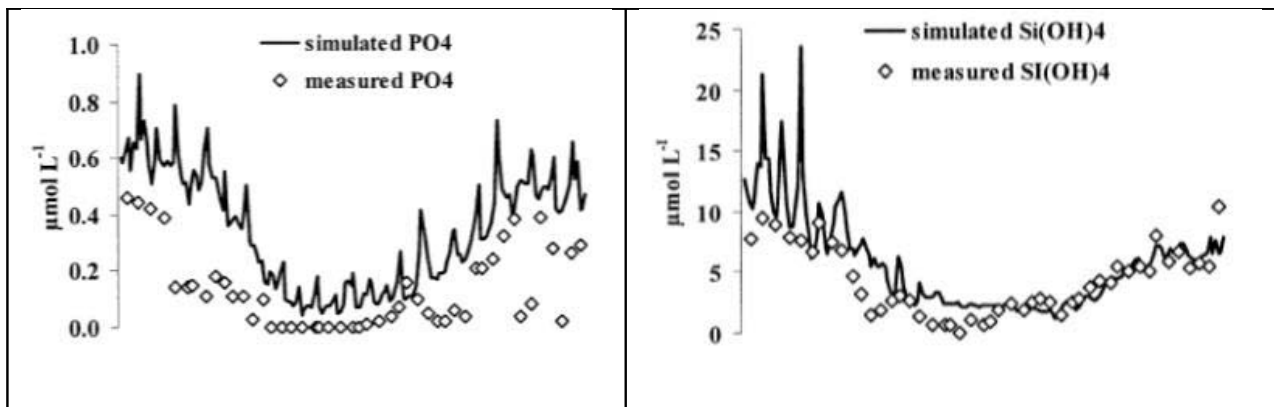
Indiquons également que les modèles ont pris en compte le déplacement possible des ulves entraînées par les masses d'eau, en considérant que, du fait de leur proximité du fond, elles se déplaçaient environ vingt fois plus lentement que des éléments en suspension comme le phytoplancton (Ménèsguen, 1992).

En termes de validation, on dispose d'un certain nombre de comparaisons entre les teneurs en azote, phosphore ou silicium mesurées dans les eaux superficielles et celles calculées par le modèle. La figure II.38 présente quelques unes de ces comparaisons, réalisées en 1999 pour la rade de Brest (Ménèsguen *et al.*, 2006) : la capacité du modèle à reproduire les traits généraux des variations saisonnières des quatre variables considérées apparaît tout à fait satisfaisante.

De manière générale, on observe que ces modélisations fournissent de bonnes représentations des fluctuations des teneurs en azote mais des estimations des teneurs en phosphore légèrement plus fortes que les teneurs effectivement observées.

Figure II.38 : comparaison des teneurs simulées et observées des eaux de la rade de Brest en NH_4 , NO_3 , PO_4 et $Si(OH)_4$ au cours de l'année 1999. L'axe des abscisses démarre au 1^{er} janvier et couvre toute l'année. Source : Ménèsguen *et al.*, 2006.





Ces modèles hydrodynamiques 2D ou 3D sont utilisés par toutes les équipes travaillant sur les proliférations de macroalgues vertes, notamment en Italie (Solidoro *et al.*, 1997 ; Pastres *et al.*, 1999 ; Marinov *et al.*, 2008), au Portugal (Trancoso *et al.*, 2005), au Danemark (Salomonsen *et al.*, 1999) ou aux USA (Brush et Nixon, 2010).

Plus globalement, il faut rappeler que ces modèles sont similaires à ceux développés par l'Ifremer et par toutes les équipes d'océanographes du monde pour prédire la répartition spatiale de divers éléments (panache thermique d'une centrale nucléaire littorale, localisation d'un bloom phytoplanctonique, dérive d'une marée noire, répartition des apports de polluants d'un fleuve, dispersion passive des larves de poissons marins). Ces modèles hydrodynamiques ont donc été amplement validés dans leur capacité à rendre compte des phénomènes observés.

On pourrait bien sûr améliorer si nécessaire la résolution spatiale du modèle (réduction de la taille de la maille à proximité du trait de côte) ou temporelle mais avec une augmentation substantielle des temps de calcul et il ne nous semble pas que, dans le cas des marées vertes, cette augmentation de précision soit particulièrement à rechercher.

II.5.5. Le modèle biologique

II.5.5.1. Présentation générale

Les premières versions du modèle ne considéraient que les ulves dans le compartiment biologique. Elles observaient en effet qu'il n'y avait pas d'autres macroalgues dans les zones de prolifération des ulves. De plus, des simulations (Ménèsguen et Salomon, 1988) avaient montré que le temps de résidence du phytoplancton à proximité de la côte, beaucoup plus court que celui des ulves (du fait du freinage hydrodynamique évoqué précédemment), ne permettait guère son développement dans ces zones.

Ultérieurement, le compartiment biologique a été décrit de manière plus riche, afin de pouvoir étudier des situations plus complexes où des poussées phytoplanctoniques pouvaient également advenir (rade de Brest). Ces modèles (Ménèsguen *et al.*, 2010) intègrent donc également les diatomées, d'autres algues planctoniques non siliceuses (flagellés) et le zooplancton, ainsi que les relations entre ces différents compartiments, en particulier la compétition éventuelle pour les nutriments entre le phytoplancton et les ulves et le broutage du phytoplancton par le zooplancton (voir figure II.34).

Le modèle de croissance utilisé pour le phytoplancton (Ménèsguen *et al.*, *Ibid.*) est un modèle qui relie directement les concentrations d'azote, de phosphore et de silicium du milieu à la vitesse de croissance. Par contre, pour les ulves, le modèle utilisé est un modèle « à quota » qui, pour relier la concentration des éléments (prédite par le modèle hydrodynamique) et la croissance des ulves, distingue deux phases :

- le lien entre les concentrations externes d'éléments fertilisants (azote et phosphore) dans l'eau de mer et leurs concentrations internes dans les tissus des ulves ;

- le lien entre ces concentrations internes et la croissance des ulves.

Ces modèles « à quota » ont été développés dans les années soixante dix (Droop, 1974) pour le phytoplancton mais **apparaissent particulièrement pertinents pour des macrophytes en milieu littoral pour deux raisons :**

- **la forte variabilité spatiotemporelle des concentrations d'éléments fertilisants dans le milieu côtier** (par rapport aux eaux du large), du fait des marées, de la variabilité des apports et de la morphologie du trait de côte. Cette variabilité s'exprime à différentes échelles d'espace et de temps (la localisation du panache d'apport des rivières peut varier au cours d'un cycle de marée mais aussi au fil des saisons et selon les précipitations), ce qui explique que des mesures ponctuelles ou des valeurs moyennes auront du mal à rendre compte de ces apports. Il faudra donc utiliser la modélisation pour fournir ces données spatiotemporelles.

- **la capacité des macroalgues à développer un pool interne d'azote et de phosphore** et à profiter de périodes favorables, même courtes, de concentrations élevées pour alimenter ce pool, ce qui permet ensuite la croissance pendant des périodes plus ou moins longues même si les teneurs deviennent ensuite plus faibles.

Ces modèles à quota interne sont donc utilisés par la plupart des modélisateurs (voir notamment Solidoro et al, 1997 ; Brush et Nixon, 2010). Cependant, Solidoro *et al.* (*Ibid.*) proposent d'utiliser un modèle mixte, c'est-à-dire un modèle à quota pour l'azote et un modèle reliant directement les concentrations dans l'eau et la croissance pour le phosphore, en considérant que le pool interne de phosphore est faible et ne présente pas de fluctuations aussi importantes que celui de l'azote. Trancoso *et al.* (2005) considère quant à lui qu'un modèle reliant directement les concentrations externes et la croissance des ulves peut-être utilisé, en supposant constants les rapports C : N : P dans les tissus des ulves, ce qui, comme nous l'avons vu, nous semble une simplification excessive.

On ne dispose pas d'études comparatives permettant de tester si ces différentes options sont susceptibles de modifier ou non de manière notable les prédictions du modèle. On peut cependant supposer que les modèles donneront des résultats assez voisins dans des milieux où les concentrations en nutriments dans la colonne d'eau sont relativement stables. En revanche, dans des milieux où ces concentrations pourront varier rapidement et de manière importante, les modèles à quota devraient se révéler plus performants.

Globalement, le modèle de croissance est établi en définissant, à partir des données observées, un taux de croissance maximale μ_{max} et en le pondérant par divers facteurs de limitation, principalement la lumière, la température et les sels nutritifs. Ces facteurs de limitation prennent des valeurs comprises entre 0 (croissance impossible) et 1 (pas de limitation par ce facteur) et sont combinés de manière multiplicative. Autrement dit, le taux de croissance est calculé par la formule :

$$\text{Croissance} = (\text{croissance maximale}) \times (\text{valeur du facteur limitant 1}) \times (\text{valeur du facteur limitant 2}) \times \dots$$

Cette manière de combiner les facteurs de limitation fait jouer un rôle équivalent à ces différents facteurs. Elle est considérée aujourd'hui comme plus pertinente que l'approche classique de Liebig des « facteurs limitants », qui considérait, pour les nutriments, que la croissance était déterminée par le facteur le plus limitant (azote, phosphore, potassium) indépendamment de la valeur des autres (Solidoro *et al.*, 1997)⁴⁹ et est utilisée par les différents modèles développés.

Cette approche multiplicative, qui revient à calculer la moyenne géométrique des facteurs limitants, permet de respecter la logique fonctionnelle selon laquelle un seul facteur limitant nul suffit à supprimer la croissance⁵⁰ (alors qu'une moyenne arithmétique n'aurait pas cette propriété).

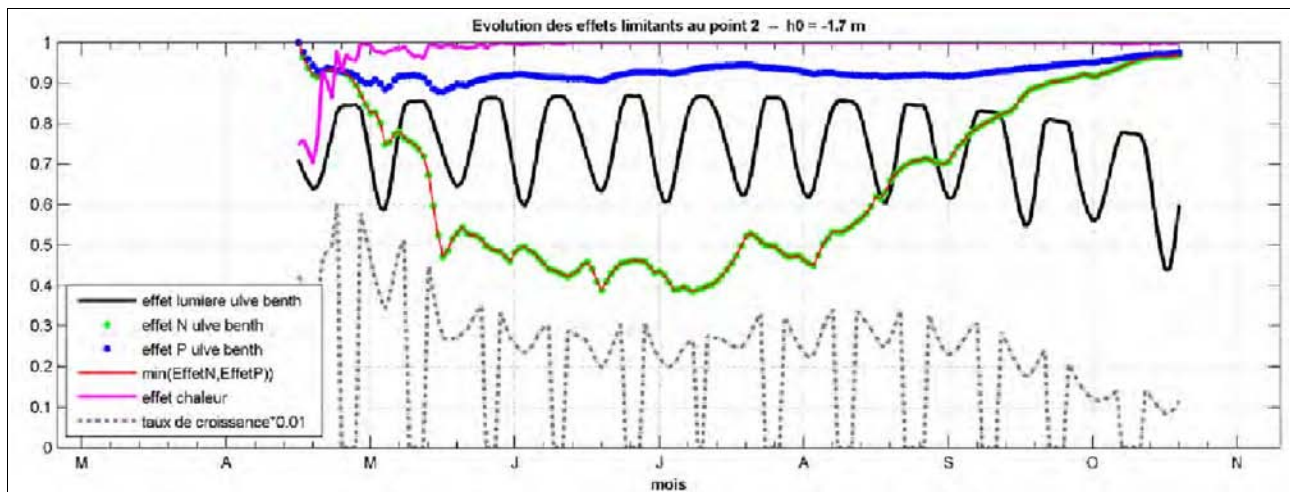
⁴⁹ Nous verrons plus loin que cette approche par les facteurs limitants a été conservée pour les nutriments.

⁵⁰ La moyenne harmonique des facteurs limitants répond également à cette logique mais pondère encore plus fortement les facteurs limitants ayant des valeurs faibles. Elle est évoquée par Solidoro *et al.* (1997) mais ne semble pas avoir été utilisée dans les simulations que nous avons étudiées.

Dans cette approche, l'importance relative des facteurs de limitation sera estimée à partir des sorties des modélisations et non *a priori*. La figure II.39 donne un exemple de l'évolution de la hiérarchie des facteurs limitants au cours de l'année en baie de Guisseny : la lumière et la température sont les facteurs les plus limitants en début de printemps mais c'est ensuite l'azote qui joue ce rôle de mai à septembre.

On soulignera également que cette approche multiplicative considère les effets des différents facteurs de limitation comme indépendants et ne prend donc pas en compte des interactions éventuelles plus complexes entre les facteurs, par exemple entre les effets des différents nutriments (une faible concentration de l'un pouvant moduler les effets de l'autre).

Figure II.39 : évolution au cours du temps de la valeur des différents facteurs de limitation de la croissance algale en baie de Guisseny. Source : CIMAV, 2008.



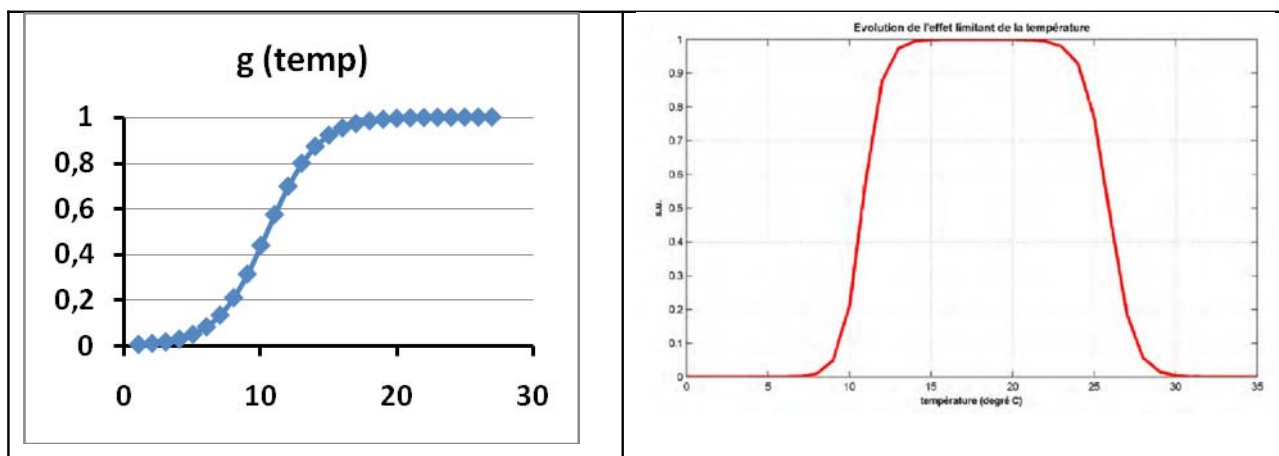
Enfin, un terme de mortalité de la biomasse a été ajouté dans les versions récentes pour représenter la part de biomasse exondée qui meurt sur l'estran. Il se retranche de la croissance calculée précédemment et fournit une matière organique qui est ensuite minéralisée et recyclée. Ce terme de mortalité varie, comme la croissance, avec la température (voir plus loin). En outre, pour tenir compte des données empiriques, il a été paramétré comme constant (pour une température donnée) jusqu'à octobre puis en augmentation.

II.5.5.2. Prise en compte de la température

Dans les premiers modèles développés, l'effet de la température était représenté par une courbe en S, avec une croissance quasi-nulle en dessous de 5°C et maximale à partir de 17-18°C (figure II.40).

Ultérieurement, un effet limitant des hautes températures a été introduit en utilisant une courbe « en chapeau », avec un plateau de croissance maximale entre deux valeurs T_{opmin} et T_{opmax} et une chute rapide de part et d'autre de ces valeurs. Les valeurs numériques ont été établies à partir des données expérimentales de la littérature. Dans le cas de la Bretagne, le CIMAV (2008) considère que la croissance est optimale entre 15 et 23°C et s'annule au dessous de 8°C et au dessus de 28,8°C. Coffaro et Sfrizo (1997) indiquent pour *Ulva rigida* un créneau légèrement plus étroit (16 à 19°C) pour la croissance optimale et une croissance nulle en dehors de l'intervalle 5°C – 27°C. Brush et Nixon (2010) utilise également pour *Ulva lactuca* sur le côté est des USA une courbe du même type, avec un optimum à 20-22°C et une décroissance rapide à partir de 24-25°C.

Figure II.40 : représentation de l'effet du facteur limitant « température ». A gauche, courbe calculée à partir de l'équation de Ménesguen et Salomon (1988). A droite, courbe utilisée par CIMAV (2008).



II.5.5.3. Prise en compte de la lumière

L'effet de la lumière est modélisé en considérant la valeur optimale d'énergie lumineuse nécessaire à la croissance des ulves (I_{opt} en watt/m²), dans la gamme des longueurs d'onde captées par les pigments photosynthétiques (RPA, rayonnement photosynthétiquement actif, PAR en anglais). On intègre ensuite par pas de temps successifs, au cours d'une journée et aux différentes profondeurs, la fraction de cette énergie optimale effectivement reçue par les ulves. La décroissance de la lumière avec la profondeur dépend de la transparence de l'eau et prend donc en compte les effets d'auto-ombrage liés à la biomasse des ulves.

Ménesguen et Salomon (1988) ont proposé une valeur de I_{opt} de 200 watt/m², qui a été ramenée à 50 watt/m² dans les modèles plus récents. Dans le cas de la lagune de Venise, les chercheurs (Coffaro et Sfrizo, 1997 ; Solidaro *et al.*, 1997) ont également utilisé une courbe avec saturation mais en considérant non pas l'énergie incidente (en watts) mais la luminosité (en Lux). **Cette approche conduit à privilégier les longueurs d'onde visibles par l'œil humain, ce qui ne nous semble pas justifié, alors que l'approche par le RPA retenue pour la Bretagne prend en compte l'ensemble des longueurs d'onde captées par les ulves.**

II.5.5.4. Remarque générale sur la météorologie

La question de savoir si les modèles que nous analysons ont ou non une valeur prédictive fait souvent l'objet de débats et le fait qu'ils n'avaient pas prévu la chronique d'une année particulière est un argument parfois avancé pour critiquer leur pertinence. Il est donc important de clarifier ce point, en particulier vis-à-vis des variables météorologiques.

En effet, cette prise en compte de la lumière, de la température et de la pluviométrie (via les débits) peut être faite de deux manières et dans deux optiques différentes :

- de manière prédictive, pour évaluer en année « moyenne » ce que pourrait être la production de biomasse d'ulves pour différentes valeurs des flux de nutriments (par exemple dans une optique de réduction de ces apports). On utilisera dans ce cas les moyennes pluriannuelles des courbes de température, de luminosité et de débits. De ce fait, les prédictions se feront en termes de tendance (ou d'espérance pour prendre un terme mathématique) et ne prétendront pas indiquer ce que sera effectivement la biomasse produite au cours de l'année considérée. Pour prendre une comparaison, ces modèles sont alors l'équivalent des modèles climatiques, qui prédisent le réchauffement moyen annuel de l'atmosphère sans pouvoir indiquer si l'année à venir sera particulièrement chaude ou froide ;

- de manière rétrospective, en utilisant les données météorologiques réelles d'une année donnée pour « expliquer » les évènements observés cette année là et **vérifier que le modèle rend alors bien compte, a posteriori, des biomasses produites au cours de cette année particulière.**

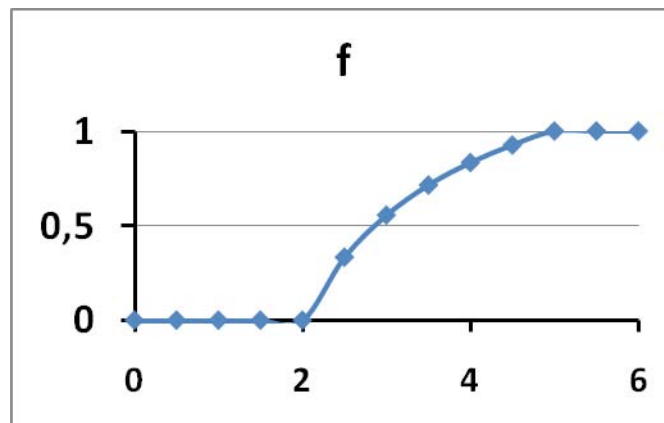
II.5.5.5. Prise en compte des nutriments

Le modèle qui relie la concentration des éléments fertilisants à la concentration de ces éléments dans l'ulve est un modèle de cinétique classique asymptotique (Modèle de Michaëlis-Menten) calé sur des mesures expérimentales pour définir les paramètres de l'équation. Les paramètres clés sont la concentration K_m du milieu externe correspondant à 50% de l'absorption maximale et V_{max} , la vitesse maximale d'absorption à concentration saturante. Les paramètres retenus ($K_m = 30 \mu\text{mole/l}$ pour l'azote et $5 \mu\text{mole/l}$ pour le phosphore ; $V_{max} = 200 \mu\text{mole/h/gramme}$ de poids sec pour l'azote, 30 pour le phosphore) sont issus essentiellement des travaux du CEVA mais sont en accord avec les données d'autres publications sur la physiologie des ulves (voir II.4). **Ces valeurs reflètent le fait que les ulves ont besoin de concentrations élevées de N et P dans le milieu extérieur pour pouvoir y puiser ces éléments mais que, lorsque ces conditions sont réunies, leur vitesse d'absorption de ces éléments est particulièrement rapide.**

Le modèle reliant le pool interne d'azote et de phosphore à la croissance des ulves est lui aussi calé sur des études expérimentales du CEVA. Il considère que la croissance s'arrête lorsque les teneurs en azote deviennent inférieures à 2% de la matière sèche et atteint un plateau pour des valeurs de 5%. Les bornes pour P sont respectivement de 0,1 et 0,4%. **Ces bornes sont similaires à celles observées dans la littérature et semblent relativement robustes.**

Le modèle calcule donc entre ces bornes les valeurs du facteur limitant pour l'azote (figure II.41) et le phosphore et retient ensuite la plus faible de ces deux valeurs, autrement dit le facteur le plus limitant à un instant donné.

Figure II.41: valeur du facteur limitant azote (entre 0 et 1) pour des concentrations internes en azote allant de 0 à 6% de la matière sèche. Courbe établie à partir de l'équation proposée par CIMAV, 2008.



Comme nous l'avons déjà indiqué, le modèle prend donc en compte de manière équivalente l'azote et le phosphore. Cependant, même si les paramètres physiologiques utilisés apparaissent réalistes et calés sur des données expérimentales, il serait intéressant d'explorer la sensibilité du modèle à une variation de ces paramètres et, en particulier, à une modification des valeurs de concentrations internes de N et P permettant la croissance.

En effet, le modèle est utilisé de manière opérationnelle pour prédire les concentrations d'éléments fertilisants qu'il faudrait atteindre dans les rivières pour enrayer les marées vertes et il serait donc important de voir si ces valeurs seuils sont robustes vis-à-vis d'une certaine incertitude sur les paramètres physiologiques.

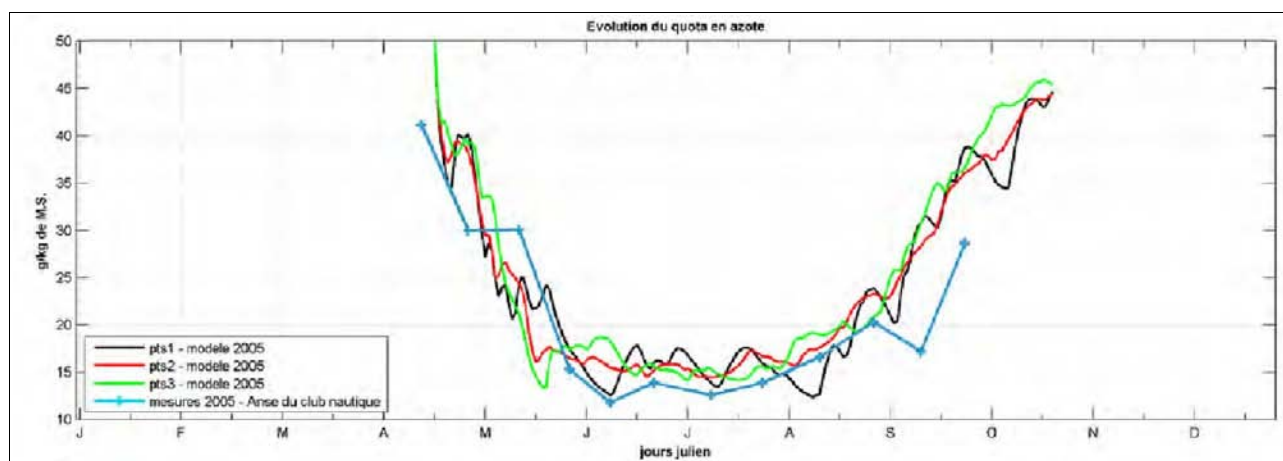
II.5.5.6. Validation du modèle et améliorations possibles

Comme indiqué en introduction de ce chapitre, l'observation d'une bonne concordance entre des observations de terrain et les situations prédites par le modèle ne constituent pas une démonstration stricte de sa validité. **Elle permet cependant de juger de sa capacité opérationnelle, c'est-à-dire de la possibilité de l'utiliser pour analyser des situations similaires ou explorer des évolutions possibles sous divers scénarios.**

Cette validité opérationnelle du modèle biologique peut être testée en particulier à trois niveaux :

- **en examinant sa capacité à rendre compte des quotas internes d'azote et de phosphore observés dans les algues.** La figure II.42 présente un exemple de cette comparaison pour les quotas d'azote en baie de Guisseny (Bretagne Nord).

Figure II.42 : comparaison entre les quotas internes en azote des ulves prédites par le modèle (courbes pts 1, 2 et 3) et les teneurs observées (courbe « mesures » en bleu) dans la baie de Guisseny. Source : CIMAV (2008).



- **en examinant l'adéquation spatiale entre les zones observées de proliférations des ulves et celles prédites par le modèle.** La figure II.43 présente cette comparaison pour la baie de Guisseny en 2005.

- **en comparant les biomasses d'ulves prédites par le modèle et celles effectivement mesurées.** Cette comparaison est cependant rendue difficile par le fait, déjà souligné, que la mesure de ces biomasses est assez imprécise et indirecte (quantités ramassées, surfaces couvertes). On observe cependant (Figure II.44) une bonne adéquation entre les évolutions temporelles prédites et observées.

De manière générale, il apparaît, dans les modélisations récentes, un très bon accord entre les prévisions du modèle et les mesures de terrain de ces différentes variables.

En ce qui concerne des améliorations possibles, outre les études de sensibilité, plusieurs améliorations pourraient être envisagées pour tester des scénarios d'intervention.

Une première amélioration serait **d'étudier au niveau expérimental les interactions éventuelles entre les pools internes d'azote et de phosphore sur la croissance** pour voir si elles sont éventuellement de nature synergique plutôt que simplement additive (une forte concentration en phosphore favorise-t-elle l'effet de l'azote ?). Il conviendrait alors d'introduire ce couplage dans le modèle.

La seconde serait de **développer une modélisation pluriannuelle pour rendre compte des éventuels effets rémanents d'une marée verte** au cours d'une année donnée sur l'ampleur de la prolifération l'année suivante. Le

CEVA indique en particulier que l'importance des ulves ayant persisté au cours de l'hiver dans la masse d'eau pourrait moduler la précocité et la rapidité du développement du bloom au printemps suivant.

Enfin, il serait intéressant **d'intégrer dans ce modèle d'autres espèces de macrophytes ayant été observées dans les marées vertes**, ce qui supposerait dans un premier temps de déterminer leurs paramètres physiologiques en conditions expérimentales (voir II.4.2). Ceci permettrait en particulier de voir si, en conditions de restriction des apports, d'autres espèces pourraient remplacer les ulves et quelles seraient les biomasses produites.

Figure II.43 : comparaison de la localisation des proliférations algales prévues (à gauche) et observées (à droite) en baie de Guissey en 2005. Source : CIMAV (2008).

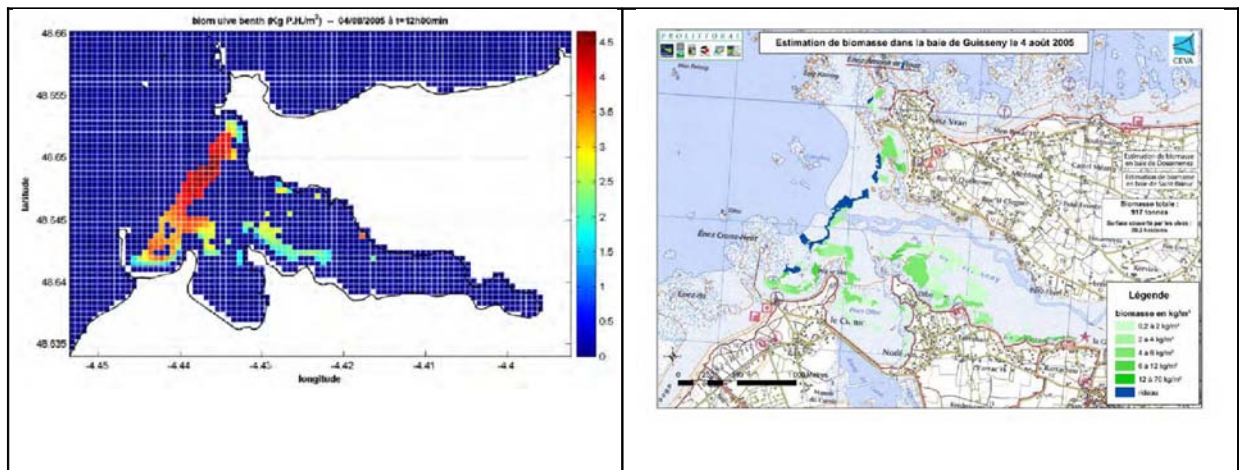
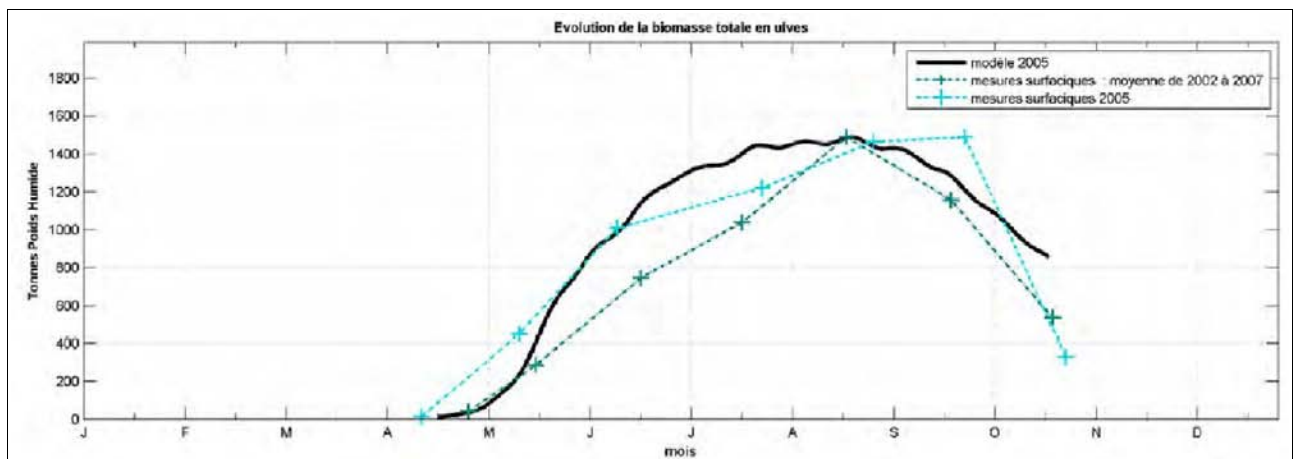


Figure II.44 : comparaison entre les biomasses algales prédites par le modèle en baie de Guissey et les observations de surfaces couvertes par les ulves. Source : CIMAV (2008).



II.5.6. Synthèse

Même s'ils peuvent être améliorés, les modèles utilisés actuellement par l'Ifremer et le Ceva apparaissent à la mission tout à fait opérationnels. Ils s'appuient sur des démarches amplement utilisées et validées dans d'autres domaines et ont déjà donné lieu à plusieurs validations empiriques convaincantes.

Le sous-modèle physico-chimique, qui représente les flux d'azote et de phosphore entrant dans le milieu littoral, intègre la totalité des sources notables de nutriments que nous avons identifiés dans les chapitres précédents. Des améliorations restent néanmoins à rechercher pour mieux modéliser les apports des sédiments.

Le sous-modèle hydrodynamique, qui rend compte du déplacement des masses d'eau et permet de calculer les concentrations d'azote et de phosphore en divers points du littoral, s'appuie sur un savoir-faire établi des océanographes pour représenter la circulation des masses d'eau à différentes échelles. Il possède une définition spatio-temporelle suffisante pour représenter de manière satisfaisante les fluctuations des concentrations de nutriments à proximité du littoral.

Enfin, le modèle biologique de croissance, qui calcule la variation de biomasse des ulves en prenant en compte les concentrations locales d'azote et de phosphore, ainsi que diverses contraintes physiques (lumière et température en particulier) s'appuie sur des paramètres établis expérimentalement par plusieurs travaux indépendants. Comme tout phénomène biologique, ces paramètres peuvent bien sûr présenter des fluctuations et quelques études complémentaires seraient intéressantes pour cerner la sensibilité éventuelle du modèle à ces fluctuations et affiner l'estimation des valeurs cibles de certaines contraintes à atteindre, en particulier celles des concentrations en nitrates des rivières pouvant réduire de manière notable les proliférations d'ulves.

D'autres améliorations sont suggérées : étude des interactions entre nutriments, modélisation pluriannuelles, étude d'autres macroalgues et seront à discuter avec les équipes compétentes.

Cependant, ces améliorations éventuelles ne remettent nullement en cause la valeur opérationnelle du modèle actuel et sa capacité à orienter de manière pertinente les stratégies de lutte contre les marées vertes, en particulier en identifiant les flux devant faire l'objet d'actions prioritaires.

Il est certes possible que la définition des objectifs ultimes de ces actions – en particulier les baisses de teneurs en nitrates à atteindre dans les rivières pour limiter les proliférations d'ulves – soient minorés par de nouvelles études (ou peut-être, d'ailleurs, majorés). **Cependant, la distance entre la situation actuelle et ces objectifs est telle qu'il sera toujours temps de les affiner « en marchant », c'est-à-dire au fur et à mesure que les plans d'actions permettront de s'en rapprocher.**

*

II.6/ L'implication éventuelle d'autres facteurs écologiques

Nous avons évoqué dans la présentation générale les différents facteurs ayant pu déclencher ou moduler la prolifération des ulves. Nous avons détaillé précédemment les effets des apports d'azote et de phosphore mais d'autres facteurs explicatifs sont parfois avancés et nous allons maintenant revenir sur quatre d'entre eux :

- l'éventualité de l'introduction d'une espèce nouvelle ayant des capacités « invasives » ou de « mutations » favorisant les proliférations ;
- la modification des biocénoses et la réduction des populations d'organismes régulateurs, du fait de diverses perturbations ;
- les effets de divers aménagements, notamment du développement des activités conchylicoles ;
- l'effet éventuel des changements climatiques.

II.6.1. De nouvelles espèces ou populations proliférantes ?

II.6.1.1. De nouvelles espèces ?

Les espèces d'ulves « proliférantes » étaient-elles préexistantes ou ont-elles été sélectionnées, voire introduite dans le milieu via diverses activités humaines (transports maritimes, introduction ou transferts de mollusques pour la conchyliculture) comme dans les cas des Jussies (genre *Ludwigia*) dans les eaux douces du sud de la France ou des Caulerpes (*Caulerpa taxifolia* et *C. racemosa*) en mer méditerranée ? Ce phénomène d'introduction de nouvelles espèces d'algues dans les eaux bretonnes est en effet attesté : Blanchard *et al.* (2010) recense une vingtaine d'espèces de macroalgues (surtout des algues rouges) introduites dans les eaux bretonnes au cours du 20^{ème} siècle (voir également Boudouresque, 2005, pour une synthèse sur les introductions d'espèces en milieu marin et Mineur *et al.*, 2007 et 2008, pour le rôle des bateaux et des transports d'huîtres).

Même si les ulves sont décrites en Europe depuis les débuts de la systématique (la dénomination *Ulva lactuca* a été attribuée par Linné en 1753), il semble difficile de réfuter formellement cette hypothèse : la possibilité d'introduction d'une espèce « cryptique », morphologiquement semblable aux espèces indigènes mais génétiquement différente, ne peut être exclue et apparaît difficile à documenter de manière rétrospective.

En outre, les évolutions importantes et récentes de la systématique des ulves peuvent introduire une certaine confusion vis-à-vis du caractère indigène ou non d'une espèce. Ainsi, Dion *et al.* (1998) indiquent que sept espèces ont été identifiées dans les inventaires autour de Roscoff (*U. rigida*, *olivascens*, *gigantea*, *curvata*, *rotundata*, *scandinavica*, *pseudocurvata*) mais que le type *Ulva lactuca* décrit par Linné est en fait absent des côtes bretonnes⁵¹. Ils proposent d'accorder le statut d'espèce à la forme flottante observée dans les marées vertes, dénommée désormais *Ulva armoricana*. **Ils précisent cependant, à partir de l'examen des spécimens conservés dans des herbiers, que cette « nouvelle » espèce est présente en France depuis au moins 1869 et ne résulte donc pas d'une introduction récente.**

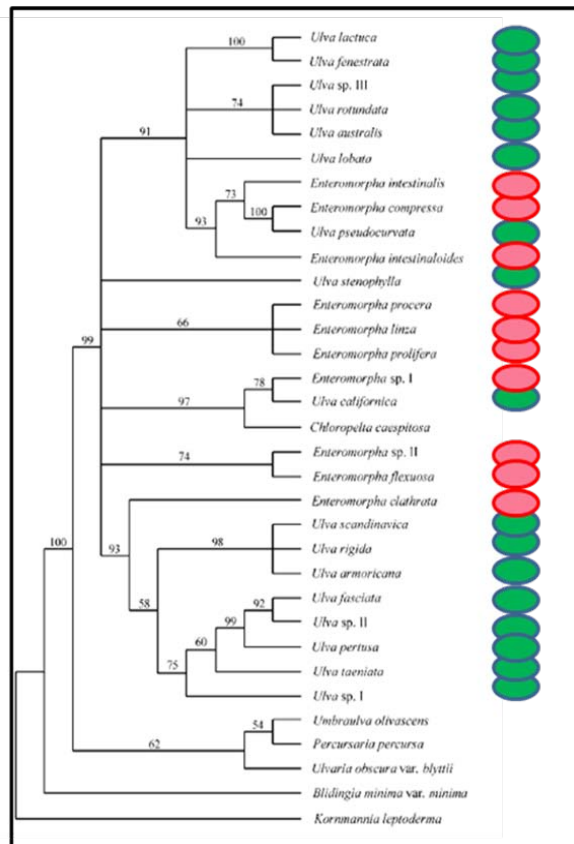
⁵¹ L'origine géographique du type décrit par Linné semble d'ailleurs incertaine (Mineur, communication personnelle).

De plus, ces différentes espèces sont définies sur la base de critères morphologiques ou cytologiques (épaisseur du thalle, taille des cellules, position des chloroplastes, etc.) qui peuvent présenter des variations importantes entre les individus ou selon les environnements (Malta *et al.*, 1999). De ce fait, l'hypothèse selon laquelle certaines espèces ne représenteraient que des « morphotypes » locaux d'une même espèce très polymorphe et à large répartition géographique ne pouvait être exclue.

L'introduction des analyses moléculaires (notamment de séquences de l'ADN ribosomal) a permis une certaine clarification de cette question. Coat *et al.* (1998) ont étudié des individus collectés en Bretagne et rattachés morphologiquement à cinq espèces (*U. armoricana*, *rigida*, *scandinavica*, *rotundata* et *olivascens*). **Les analyses moléculaires ne distinguent que trois groupes d'individus** : ceux des types *rotundata* et *olivascens* sont clairement distincts et forment donc bien deux espèces différenciées ; par contre, les individus des trois autres espèces forment un troisième groupe, au sein duquel seuls les individus du type *armoricana* représentent effectivement un ensemble homogène. Malta *et al.* (1998) ont également proposé, en s'appuyant sur ces données moléculaires, de regrouper dans une seule espèce les quatre espèces morphologiques observées dans les proliférations algales de la mer de Veerse aux Pays-Bas (*U. curvata*, *lactuca*, *rigida* et *scandinavica*). Inversement, Hoffmann *et al.* (2010) considèrent que les proliférations d'*Ulva lactuca* sur les côtes Est des USA impliquent en fait trois autres espèces (*U. rigida*, *compressa* et *pertusa*).

Sur la base de données moléculaires, Tan *et al.* (1999) et Hayden *et al.* (2003) ont également remis en cause la pertinence d'une distinction entre les genres *Enteromorpha*, constitué d'algues filamenteuses tubulaires et *Ulva*, dont les espèces présentent des thalles plats et minces : les arbres phylogénétiques montrent en effet une étroite imbrication de ces deux groupes d'espèces et non une séparation nette en deux branches (figure II.45). Toutes ces espèces sont donc désormais regroupées dans le genre *Ulva*.

Figure II.45 : Arbre phylogénétique des diverses espèces de macroalgues vertes, obtenu à partir des séquences partielles du gène chloroplastique *rbcl* et de l'espaceur interne ITS1 des gènes codant pour les ARN ribosomaux, montrant l'imbrication des espèces des genres *Ulva* (en vert) et *Enteromorpha* (en rose). D'après Hayden *et al.*, 2003.



En outre, **le fait que des facteurs environnementaux pouvaient influencer de manière importante sur la morphogénèse a été établi par divers auteurs.** Provasoli (1958) a ainsi montré que la germination de spores d'*Ulva lactuca* dans de l'eau de mer enrichie en vitamines pouvait donner lieu à des formes tubulaires similaires à celles des entéomorphes. De même, Marshall *et al.* (2006) et Joint *et al.* (2009) ont montré chez *Ulva linza* l'importance du rôle des bactéries dans la morphogénèse des ulves : selon les bactéries présentes lors de la germination des spores, on obtiendra des formes tubulaires ou des thalles typiques d'ulves.

Shimada *et al.* (2003) ont également examiné le statut de huit espèces du genre *Enteromorpha* et de treize espèces du genre *Ulva*. Ils confirment la non-validité du genre *Enteromorpha* et proposent de regrouper les espèces du genre *Ulva* en quatre grandes « lignées », *U. lactuca-californica*, *U. pertusa* (incluant *U. rotundata*), *U. rigida* (incluant *U. scandinavica* et *U. armoricana*) et *U. fasciata*.

Les espèces impliquées dans les marées vertes bretonnes représentent donc des formes locales d'espèces à large répartition géographique et présentes en Europe depuis au moins le 19^{ième} siècle. Il apparaît donc difficile, dans l'état actuel des connaissances, d'attribuer les marées vertes à l'apparition d'éventuels individus qui appartiendraient à une espèce originale et non présente antérieurement. On peut faire en outre les remarques suivantes :

- Cette hypothèse a également été évoquée en 2008 lors des jeux olympiques de Pékin pour expliquer la marée verte qui avait amené à ramasser en quelques jours un million de tonnes d'algues pour permettre les compétitions de voile. L'hypothèse d'un « foreign enemy » (on devine lequel) avait alors été avancée (Leliaert *et al.*, 2009) mais ces auteurs avaient montré que ces algues se rattachaient à un groupe *U. linza-procera-prolifera* déjà impliqué dans des blooms antérieurs ;

- les premières proliférations algales massives en zone littorale signalées en Europe (Irlande en 1911, voir I.2), tout comme les premiers cas documentés d'eutrophisation des grands lacs (Lac Erié dans les années 50) indiquent que des espèces algales « réceptives » existaient dans les milieux concernés bien avant la période récente.

II.6.1.2. L'hypothèse des « mutations »

Cette hypothèse d'une « mutation » des ulves vers des formes plus proliférantes est ancienne. Elle a été examinée en particulier par Kopp (1977), qui a comparé les taux de croissance et la fécondité d'algues prélevées respectivement en baie de Saint-Brieuc (zone de marée verte) et à Noirmoutier (ou l'on n'observait pas le phénomène). Il conclut à l'absence de différences entre ces deux populations.

De manière théorique, **on peut cerner la portée de cette hypothèse à partir des trois scénarios possibles :**

- **le cas de mutations neutres**, sans effet sur l'écophysologie des ulves. Ce cas est, par définition, non susceptible d'expliquer la recrudescence des proliférations ;

- **le cas de mutations améliorant la capacité de croissance en conditions de faibles apports en azote ou phosphore.** On fera remarquer que ces conditions ont prévalu sur le littoral breton jusqu'à la période récente et que, de ce fait, de telles mutations, si elles sont survenues, ont été sélectionnée rapidement par la sélection naturelle et sont donc portées par les ulves actuelles. Ces mutations n'ont cependant pas été suffisantes pour conduire à des proliférations conséquentes dans le passé et l'on voit mal, de ce fait, comment elles pourraient le faire dans le contexte actuel.

- **le cas de mutations améliorant la capacité de croissance des ulves en conditions de forts apports de nutriments.** De telles mutations ont été par exemple sélectionnées par les généticiens lors de la « révolution verte » pour produire des variétés de plantes exploitant mieux les apports d'engrais que les variétés traditionnelles. Il est donc possible que l'augmentation des flux d'azote et de phosphore ait sélectionné de telles mutations au sein des populations d'ulves. Cependant, si ce phénomène a pu jouer un rôle dans l'ampleur des proliférations, il ne peut être considéré comme étant à leur origine.

Il serait cependant intéressant d'affiner cette analyse et d'identifier, au sein du peuplement d'ulves fixées, les génotypes impliqués dans les proliférations : s'agit-il d'une prolifération clonale (un seul, ou un petit nombre, de

géotypes impliqués, multiplié par fragmentation) ? Si oui, le ou les clones impliqués sont-ils les mêmes chaque année ? Des études sur les herbiers des stations biologiques (Dinard, Roscoff, Concarneau) pourraient fournir des indications sur l'ancienneté de la présence de ces géotypes sur les côtes bretonnes. De telles études pourraient en particulier contribuer à définir des indicateurs biologiques plus précis et plus sensibles que les biomasses échouées pour juger de l'efficacité des mesures de lutte contre les marées vertes. Elles pourraient également fournir des indicateurs « avancés », c'est-à-dire permettant d'indiquer que l'on « va dans le bon sens », même si les échouages demeurent importants⁵².

Quoiqu'il en soit, il semble évident que, dès lors que les facteurs physiques et chimiques précédemment évoqués sont réunis, les écosystèmes littoraux sont aujourd'hui capables de répondre par des proliférations de macroalgues.

II.6.2. La modification des biocénoses

Parmi les facteurs pouvant modifier les biocénoses (autres que les flux d'azote ou de phosphore), les pollutions chroniques, par des agents chimiques ou biologiques, ou aigües, par les marées noires, sont souvent évoquées. D'autres perturbations anthropiques, comme le développement de la pêche à pied et le fréquent retournement des blocs rocheux sur l'estran, sont également citées mais nous n'avons pas trouvé de travaux scientifiques évaluant l'effet éventuel de ces activités.

En ce qui concerne les pollutions aigües par les hydrocarbures, nous avons évoqué dans le chapitre II.1 les données disponibles sur les effets de ces pollutions et souligné que, lorsqu'elles conduisaient à des proliférations de macroalgues vertes, ces proliférations étaient transitoires et limitées aux algues fixées, qui pouvaient profiter des substrats rocheux libérés par la disparition d'autres algues. De plus, **un examen des sites touchés par les marées noires et des dates de ces évènements ne montre aucune coïncidence spatiale ou temporelle avec la cartographie des principaux sites de prolifération des ulves**. Ainsi, la Bretagne Sud n'a été touchée par les marées noires que lors du naufrage de l'*Erika* en 1999, alors que des proliférations algales sont signalées dès 1984 en baie de Concarneau et dans le golfe du Morbihan par l'inventaire de Piriou (1986). De même, la baie de Saint-Brieuc a été presque totalement épargnée par les marées noires depuis le naufrage du *Torrey Canyon* en 1967 et reste cependant un des sites majeurs de marées vertes.

En ce qui concerne les pollutions chroniques (dont d'ailleurs les dégazages des pétroliers), la complexité des interactions possibles entre un mélange complexe de polluants et la diversité des espèces d'une biocénose littorale fait qu'il est scientifiquement impossible de réfuter formellement l'hypothèse que certaines de ces interactions puissent favoriser les proliférations de macroalgues.

On peut cependant faire remarquer :

- **que ces micropolluants peuvent *a priori* aussi bien favoriser que défavoriser les proliférations algales** : si des perturbateurs endocriniens peuvent réduire les populations d'invertébrés brouteurs et favoriser ainsi, indirectement, le développement des algues, de nombreux polluants, notamment des herbicides ou certains métaux lourds, pourront au contraire le freiner ;

- **que la nature et la teneur des différents polluants sont sensiblement différentes selon les sites** (voir notamment le récent rapport MEDDTL, 2011), selon les activités humaines du bassin versant (agriculture, élevage, densité urbaine, activités industrielles), et qu'il conviendrait donc d'identifier les polluants dont la présence systématique pourrait être incriminée comme cause possible des proliférations.

Il est par contre possible d'examiner ci-après :

- les données disponibles sur les évolutions éventuelles de ces biocénoses ;

⁵² A titre d'exemple, B. Kloareg, Directeur de la station biologique de Roscoff, a fait état d'une augmentation de la taille des thalles des ulves, phénomène qui pourrait être un indicateur de l'effet des flux de nutriments.

- les connaissances sur les espèces pouvant réguler le développement des ulves, en particulier les invertébrés herbivores.

II.6.2.1. Les données sur les évolutions des biocénoses

Même si on dispose de données nombreuses et anciennes d'inventaire des espèces présentes sur le littoral breton (voir notamment Loarer *et al.*, 2009), grâce en particulier aux stations biologiques (Roscoff, Dinard), les travaux systématiques et quantitatifs de suivi des biocénoses littorales sont relativement récents. Nous avons examiné en particulier les données disponibles sur les populations de macroalgues et sur celles d'invertébrés benthiques.

En ce qui concerne les macroalgues, une réduction des surfaces de certaines algues brunes en Bretagne est observée dans plusieurs sites : Le Roux (2008) signale ce phénomène dans le Golfe du Morbihan pour des fucales (genre *Ascophyllum*) et le réseau de surveillance REBENT, mis en place en 2000 suite à la pollution de l'*ERIKA*, indique également une régression des surfaces couvertes par les populations de fucales variant entre 6 et 40% selon les secteurs entre 1986-1989 et 2003-2004⁵³. Ce réseau signale également diverses observations similaires en Bretagne et Normandie pour les laminaires⁵⁴.

Cependant, on peut s'interroger sur les conséquences de ces modifications vis-à-vis des proliférations d'ulves. En effet, on observe que la régression des algues brunes semble plutôt correspondre à un développement des populations de patelles et que ce développement du broutage concerne aussi bien les algues brunes que les algues vertes (Le Roux, *Ibid.*). De ce fait, **les surfaces libérées par les algues brunes sont plutôt colonisées par des balanes ou des huitres et non par des algues vertes.** Par ailleurs, il convient de rappeler que, contrairement à une idée avancée au début de l'observation des marées vertes, les ulves échouées sur les plages ne proviennent pas de l'arrachage d'algues fixées au rocher (comme pour les fucus) mais de la croissance de thalles en suspension dans la masse d'eau. De ce fait, la compétition spatiale, qui peut jouer un rôle pour les algues fixées, n'interviendra pas et **les mollusques inféodés aux substrats rocheux (patelles, bigorneaux, aplysies), qui régulent également les populations d'ulves (May *et al.*, 1970) ne pourront guère contribuer à la limitation des blooms.**

En ce qui concerne, les populations d'invertébrés benthiques susceptibles de réguler les populations d'ulves, nous avons examiné, compte-tenu de la remarque précédente, les données relatives aux populations de crustacés (gammare, sphaeromes, idotées) pouvant consommer les thalles déposés sur des substrats sablo-vaseux. Les premières données concernent l'année 2004 et, à cette date, les peuplements benthiques étaient considérés dans un état écologique bon ou très bon sur l'ensemble des sites échantillonnés, dont les baies de Saint-Brieuc et Douarnenez (Barnay *et al.*, 2006). On ne dispose pas de données précises antérieures à cette période mais l'hypothèse d'un déclin des populations de crustacés brouteurs n'apparaît pas étayée. Il faut cependant indiquer que ces mesures sont faites plutôt en aval des zones de prolifération des ulves et que, dans ces zones, des dépôts importants d'algues peuvent créer des conditions locales d'anoxie éliminant les crustacés brouteurs. Ce phénomène est signalé par Sfrizo et Marcomini (1996) pour la lagune de Venise (« *In the past, [...] the effect of the grazing pressure was surely negligible in comparison with the biomass production because zoobenthic populations were killed by the frequent anoxic crisis occurring in the lagoon* »⁵⁵) **Dans ce cas, la réduction des populations de brouteurs n'est donc pas la cause mais la conséquence des proliférations d'algues.**

II.6.2.2. Le rôle des invertébrés herbivores

Divers auteurs (Geertz-Hansen *et al.*, 1993 ; Sfrizo et Marcomini, 1996 ; Flindt *et al.*, 1997b ; Kamermans *et al.*, 2002) ont cherché à préciser l'importance de ce phénomène de régulation de la croissance des algues par les brouteurs. Ils ont mesuré le taux de croissance de thalles contenus dans de petits enclos fermés par des tamis permettant ou non l'entrée des herbivores.

⁵³ http://www.rebent.org/medias/documents/www/contenu/documents/3_Dynamique_spatiale_couvert_vegetal.pdf

⁵⁴ http://www.rebent.org/medias/documents/www/contenu/documents/Derrien_Rebent_Natura2000_Laminaires_Ed2009.pdf

⁵⁵ « Dans le passé, l'effet de la pression de broutage était certainement négligeable par rapport à la production de biomasse car les populations zoobenthiques étaient tuées par les fréquentes crises d'anoxie intervenant dans la lagune ».

Les résultats obtenus apparaissent très variables selon les auteurs : dans le cas d'un estuaire danois (le Roshilde fjord) Geertz-Hansen *et al.* (1993) estiment que la consommation par les invertébrés explique la faible présence des ulves dans la partie aval de l'estuaire ; dans le cas de la lagune de Venise, Sfrizo et Marcomini (1996) indiquent une croissance moyenne de 3,2% par jour en l'absence d'herbivores et de seulement 1,1% lorsqu'ils peuvent pénétrer dans les enclos, soit une réduction d'environ 70%, la consommation étant même supérieure à la production en juillet-août ; Flindt *et al.* (1997), dans cette même lagune, ont mesuré ces paramètres en mai-juin, période de croissance maximale, et trouvent des valeurs respectives de 4,3 et 3,3% sans et avec broutage, soit une réduction de 23%. Enfin, Kamermans *et al.* (2002) ont étudié la croissance des ulves dans une lagune saumâtre des Pays-Bas (Mer de Veerse), dans une situation où les taux de croissance sont beaucoup plus élevés que dans les situations précédentes : ils sont de 30% par jour en mai et décroissent ensuite lentement mais restent supérieurs à 10% jusqu'à la fin août. Dans ces conditions, proches de la situation bretonne, ils observent au contraire une croissance légèrement supérieure dans les enclos avec herbivores. Pour expliquer ce résultat paradoxal, ils montrent que seules certaines espèces (idées en particulier) consomment effectivement les ulves alors que d'autres (gammare, sphaeromes) consomment en fait les épiphytes présentes à la surface des thalles – principalement des diatomées – et que cette activité de nettoyage favorise la croissance des thalles, du fait d'une meilleure réception de l'énergie lumineuse.

Signalons enfin les travaux de Nelson *et al.* (2003), qui montrent que les ulves contiennent des substances toxiques pour les brouteurs (et également inhibitrices de la germination des zygotes de *Fucus*). Ceci pourrait expliquer pourquoi certaines espèces se limitent à consommer la flore superficielle des thalles.

Outre les invertébrés brouteurs, on observe également une consommation des ulves par des oiseaux comme les bernaches cravants. Ponsero *et al.* (2009) ont ainsi montré dans la réserve nationale de la baie de Saint-Brieuc que les ulves représentaient 90% de la nourriture ingérée par les bernaches. Cependant, le prélèvement global reste modeste (environ 400 tonnes) par rapport à l'ampleur de la prolifération algale.

Il semble donc que cette activité de broutage peut jouer un certain rôle dans le cas de peuplements d'ulves limités et à faible croissance mais qu'elle n'est pas susceptible, même si les populations de brouteurs sont dans un bon état écologique, de moduler significativement les croissances importantes observées au printemps dans les zones de prolifération.

II.6.3. La modification de l'hydrodynamique

L'hypothèse que divers aménagements (bouchots à moules, tables ostréicoles, aménagements portuaires) puissent modifier l'hydrodynamique de certaines zones et favoriser ainsi localement la croissance des ulves est, de manière générale recevable. Nous avons en effet indiqué que des conditions hydrodynamiques favorisant la stationnarité des masses d'eau expliquaient les différences observées entre des sites recevant des flux d'azote et de phosphore équivalents.

Les modèles hydrodynamiques actuels apparaissent capables de tester l'impact de ces aménagements et pourraient être appliqués à des situations concrètes. On peut cependant s'interroger sur la valeur explicative de cette hypothèse pour l'ensemble des zones à marées vertes : en effet, les activités conchyliques ne se sont développées que dans certaines zones comme la baie de Saint-Brieuc (développement de la mytiliculture) mais sont restées absentes de zones comme la baie de Lannion ou n'ont pas évolué dans leur extension spatiale (Golfe du Morbihan). Il en est de même pour les aménagements portuaires, qui ne concernent que certains sites (Roscoff) et ne peuvent être incriminés en baie de Lannion ou de Douarnenez.

II.6.4. L'effet des changements climatiques

La réalité des changements climatiques au cours du 20^{ième} siècle est indéniable. Les températures moyennes de surface des océans dans l'hémisphère Nord ont augmenté d'environ 0,8°C de 1900 à 2007 (Beaugrand et Goberville, 2010) et divers phénomènes biologiques, comme l'extension vers le Nord des populations d'huîtres japonaises *Crassostrea gigas* ou de l'aire de répartition de diverses espèces zooplanctoniques ou de poissons comme le rouget *Mullus surmuletus* ou l'anchois *Engraulis encrasicolus* sont à relier à ce réchauffement (voir Gros, 2011, pour une synthèse).

Cependant, l'effet de ce réchauffement sur la prolifération des ulves apparaît peu vraisemblable et ceci pour au moins deux raisons :

- tout d'abord, **les températures moyennes de la période allant de 1950 à 1988 apparaissent assez stables** et l'augmentation ne commence vraiment qu'à la fin des années quatre-vingt dix ;

- en termes d'effets physiologiques, nous avons vu que **la croissance des ulves était maximale à partir de 15°C, température atteinte sur les côtes bretonnes chaque année à partir de la fin du printemps**. Un réchauffement de l'ordre de 1°C ne devrait donc pas modifier sensiblement cette croissance ;

II.6.5. Synthèse

En conclusion pour la mission, il ne semble pas, dans l'état actuel des connaissances, qu'un facteur autre que l'augmentation des apports d'azote et de phosphore puisse expliquer le développement des marées vertes en Bretagne.

L'introduction d'une nouvelle espèce ou population d'ulve ayant des capacités de prolifération supérieure à celle des espèces indigènes est une hypothèse qui n'est étayée par aucune observation précise et, de manière générale, il n'existe aucun cas identifié de marée verte se déclenchant en l'absence d'une augmentation des apports d'éléments nutritifs, du seul fait de l'arrivée d'une nouvelle espèce.

L'influence des pollutions chroniques sur les biocénoses littorales est globalement très mal cernée, alors que celle des pollutions aiguës (marées noires) est un peu mieux documenté du fait, hélas, des nombreux épisodes ayant affecté le littoral breton. Pour ces dernières, des proliférations transitoires d'algues vertes ont parfois été observées mais limitées aux rochers dénudés. Dans le cas des pollutions chroniques, on peut émettre *a priori* des hypothèses opposées, selon lesquelles elles favorisent ou, au contraire, limitent les proliférations algales. Les données empiriques sur l'évolution des biocénoses littorales indiquent plutôt une régression des populations d'algues fixées, en particulier des algues brunes, et un bon état des populations d'invertébrés brouteurs sur ces substrats rocheux, ainsi que dans les zones sablo-vaseuses ou les ulves en suspension se développent. Le fait que ces flux de micropolluants ne semble pas pouvoir actuellement être incriminés ne signifie bien sûr pas que les efforts pour réduire ces flux, notamment ceux des résidus de produits phytosanitaires, ne sont pas à poursuivre.

Les modifications de l'hydrodynamique littorale par divers aménagements (conchyliculture, aménagements portuaires) peut éventuellement expliquer certains phénomènes locaux mais ne peut constituer une explication générale pour les proliférations observées.

Enfin, il n'est pas raisonnable d'évoquer le réchauffement climatique comme ayant pu jouer un rôle dans le développement de ces proliférations.

*

II.7/ Conclusion sur le bilan des connaissances scientifiques

A l'issue de cette revue bibliographique des observations, expérimentations et modélisations réalisées sur les macroalgues vertes dans différentes situations (Bretagne mais aussi lagunes italiennes, mer du Nord, Côte Est des USA, Japon, Chine), il apparaît possible de répondre aux trois questions principales que posent les proliférations de ces algues sur le littoral breton :

- quels sont les facteurs de l'environnement dont la modification permet d'expliquer le développement du phénomène des marées vertes ?
- Quelles sont les causes de ces modifications ?
- Quelles en sont les origines ?

II.7.1. Quels sont les facteurs environnementaux impliqués ?

Trois groupes de facteurs, physiques, biologiques et écologiques et, enfin, chimiques sont susceptibles de moduler le phénomène de prolifération des macroalgues et ont été examinés.

Les facteurs physiques (lumière, température, pluviométrie, hydrodynamique côtière) conditionnent à l'évidence la croissance des algues et expliquent à la fois la localisation des proliférations d'ulves à proximité de la côte et leur caractère saisonnier. Ils peuvent également rendre compte de fluctuations du phénomène d'une année à l'autre ou de l'effet d'aménagements locaux modifiant la circulation des masses d'eaux (aménagements portuaires). Par contre, **ces paramètres n'ont pas connu de rupture marquée ou d'évolution tendancielle significative à l'échelle de la Bretagne** (contrairement, par exemple à la lagune de Venise) **et ne peuvent donc être considérés comme explicatifs de l'apparition du phénomène.**

Cette conclusion s'applique également aux changements climatiques, les augmentations notables de température étant postérieures au développement des marées vertes et les ulves étant déjà à leur optimum thermique pendant les périodes de prolifération.

Au niveau des facteurs biologiques et écologiques, l'hypothèse d'une modification des écosystèmes ayant favorisé le développement des ulves a été examinée principalement sous deux aspects, celui d'une introduction récente d'une espèce ou du développement d'une population plus proliférante et celui d'une réduction de la faune marine herbivore, du fait de l'augmentation des pollutions chroniques ou aiguës (marées noires).

Dans le premier cas, **les données disponibles montrent que les ulves « bretonnes » sont en fait des formes locales d'espèces à large répartition géographique, observées en Europe depuis au moins le 19^{ième} siècle.** L'hypothèse d'une « nouvelle espèce » ne semble donc pas étayée. De même, si des mutations améliorant la capacité de croissance des ulves en situation de forts apports de nutriments ont pu être sélectionnées, **elles ne peuvent être considérées comme la cause du phénomène de prolifération.**

Quant à la faune herbivore (mollusques et crustacés en particulier), elle semble globalement dans un état écologique satisfaisant et sa raréfaction n'est signalée que dans les zones d'accumulation importante d'ulves, comme conséquence des conditions anoxiques induites par ces accumulations. Il faut signaler en outre que, d'une part, les espèces inféodées aux milieux rocheux ne peuvent jouer un rôle régulateur vis-à-vis des ulves en suspension

dans la lame d'eau et que, d'autre part, l'importance des prélèvements par le broutage ne semble pas suffisante pour absorber des augmentations de biomasse qui peuvent dépasser 10% par jour.

Enfin, **l'influence des marées noires**, outre qu'elle ne peut être retenue pour de nombreux sites bretons du simple fait de leur chronologie, **ne donne lieu qu'à des phénomènes de proliférations temporaires et limités aux substrats rocheux dénudés.**

L'augmentation des apports au milieu marin de nutriments conditionnant la production primaire, azote et phosphore en particulier – ceux de silicium étant restés stables – apparaît donc comme le principal facteur à impliquer, et ceci du fait que :

- **ces apports ont effectivement augmenté de manière considérable à partir des années soixante** et demeurent encore aujourd'hui élevés. Il en résulte en particulier une charge importante des sédiments en phosphore dans les zones côtières ;

- les mesures et les modélisations réalisées montrent que **ces apports conduisent effectivement à une augmentation forte des concentrations d'azote et de phosphore dans les zones de prolifération des ulves ;**

- les études d'écophysiologie des ulves indiquent que **ces espèces profitent particulièrement de ces concentrations élevées et présentent alors des croissances extrêmement fortes.** L'examen de la variation des teneurs internes des ulves en azote et phosphore au cours de leur croissance montre en outre le **rôle prédominant de l'azote comme principal facteur limitant de la croissance** à partir de la fin du printemps et au cours de l'été. Le phosphore peut quant à lui être parfois co-limitant à certaines périodes, voire, dans de rares cas comme la baie de Concarneau, plus limitant que l'azote.

Ce rôle prédominant des apports d'azote distingue nettement les milieux côtiers bretons des lacs d'eau douce des milieux tempérés, lacs alpins en particulier, touchés par l'eutrophisation dans les années soixante-dix et pour lesquels le phosphore était clairement le facteur déterminant de cette eutrophisation. **Nous avons montré que cette distinction est fondée sur des différences objectives concernant l'écologie fonctionnelle de ces milieux et ne peut être assimilée à une divergence d'« opinions » entre océanologues et limnologues.**

II.7.2. Quelles sont les causes de ces augmentations ?

L'examen des différentes sources possibles d'azote et de phosphore (eaux du large, apports atmosphériques, fourniture par les sédiments, apports terrigènes par les rivières) amène à conclure que, qualitativement, toutes ces sources sont effectivement susceptibles d'intervenir. Par contre, en terme quantitatifs, **les sources terrigènes liées aux diverses activités humaines représentent l'essentiel des apports.** Il faut signaler en particulier, à la différence des milieux lacustres ou à faible salinité comme la mer Baltique, **la quasi-absence d'une activité de fixation biologique de l'azote atmosphérique** pouvant représenter une source endogène d'azote. L'importance relative de l'azote par rapport au phosphore dans ces apports terrigènes a en outre au moins doublé depuis la fin des années quatre-vingt dix, du fait d'une réduction beaucoup plus forte des apports de phosphore.

Ces apports peuvent être utilisés directement par les ulves pendant la période de croissance, ce qui est le cas pour l'essentiel des apports d'azote. Un raisonnement ne considérant que les apports terrigènes pendant cette période apparaît alors légitime. Pour le phosphore, ces apports pourront en partie être stockés sous forme particulière puis partiellement relargués, plus ou moins rapidement, par les sédiments côtiers. **Ce stock sédimentaire cumule des apports de plusieurs décennies** et sa contribution à la fourniture de phosphore assimilable et biodisponible, qui est modulée par différents phénomènes (oxygenation, teneur en matière organique) doit impérativement être prise en compte.

Ces différents éléments, combinés avec ceux que fournit l'écophysiologie des ulves, conduisent à considérer que, **dans les conditions de la Bretagne :**

- **une action sur les apports azotés s'avère indispensable et potentiellement efficace pour maîtriser les proliférations d'ulves à court terme ;**

- une action centrée uniquement sur le phosphore serait au contraire peu efficace à court et moyen terme sur ces proliférations ;

- une politique visant à protéger ou restaurer à plus long terme et durablement la qualité des milieux vis-à-vis de toute prolifération algale (macro et microalgues) doit s'attacher à réduire ces deux types d'apports dès à présent.

II.7.3. Quelles sont les origines de ces apports ?

Dans les apports d'azote et de phosphore, il apparaît possible de quantifier la part relative des apports diffus, issus principalement des activités agricoles et d'élevage, et ponctuels, représentés surtout par des effluents urbains et industriels collectés par divers réseaux (il existe cependant quelques apports agricoles ponctuels et quelques apports non-agricoles diffus). Cette part apparaît sensiblement différente pour les deux types d'apports. **Pour l'azote, la part agricole représente au moins 90% des apports et ne semble pas régresser. Pour le phosphore, elle est de l'ordre de 50 à 60% et a tendance à augmenter**, du fait d'une réduction plus marquée des apports ponctuels (réduction de l'usage des polyphosphates, développement des réseaux d'assainissement et de la déphosphatation dans les stations d'épuration).

Ces proportions sont des moyennes sur l'ensemble de l'année. Elles ne semblent pas être notablement différentes pendant la période de croissance des ulves, sauf cas particuliers et exceptionnels (débordement de stations d'épuration lors de pluies d'orage).

Il apparaît donc qu'une réduction des apports d'azote liés aux activités agricoles et d'élevage, associée secondairement à la protection et à la restauration des zones humides, sera l'objectif le plus adéquat pour parvenir à limiter les proliférations d'ulves.

On ajoutera que, pour les apports de phosphore, c'est également au niveau des activités agricoles et de leurs apports diffus que des actions à long terme pourront permettre des progrès substantiels, en complément des marges de progrès encore disponibles pour améliorer la collecte et le traitement des eaux usées, notamment en zones rurales.

*

Troisième partie : PERSPECTIVES

Après avoir établi le bilan actuel des connaissances scientifiques sur les proliférations de macroalgues, en cernant ce qui pouvait constituer dès maintenant les fondements de l'action publique et ce qui devait encore être approfondi, nous nous proposons dans cette partie :

- d'esquisser quelques pistes de réflexion sur les relations entre science, expertise et action publique en matière de sujets comme les marées vertes, pour lesquels les enjeux socio-économiques sont importants et suscitent donc inquiétudes et controverses ;

- de préciser les pistes de recherche à encourager pour accompagner l'action publique, tant dans le domaine des sciences de la nature que des sciences de l'homme et de la société.

III.1. La production et la transmission des connaissances

Le débat de société qui est posé par la contestation des décisions prises sur la base d'expertises se fondant sur des connaissances scientifiques renvoie indirectement à la fois à la difficulté d'accéder, « culturellement » parlant, aux concepts et aux connaissances scientifiques, d'une part, et à des lectures de stratégies d'acteurs visant à ne pas avoir à assumer directement des décisions que l'on n'a pas envie d'appliquer, d'autre part.

III.1.1. Préambule

De ce fait, la mission entend rappeler les rôles respectifs du chercheur, de l'expert et du vulgarisateur scientifique dans les questions relatives à l'usage des connaissances scientifiques pour déterminer l'action :

1. La vulgarisation est une forme de diffusion pédagogique des connaissances qui cherche à mettre le savoir (et éventuellement en soulignant ses limites et ses incertitudes) à portée de tous ; elle assure soit une transposition technique en termes de R&D pour l'activité économique, soit une acculturation de l'opinion publique en matière de compréhension des événements. C'est donc un ensemble d'actions permettant au public d'accéder à la culture, et en particulier aux cultures scientifiques, techniques, industrielles ou environnementales, c'est-à-dire aux savoirs, savoir-faire et savoir être de ces disciplines. Cette acculturation permet à l'opinion publique de s'approprier les fondements scientifiques des technologies qui lui sont accessibles au quotidien et des décisions publiques ou d'ordre économique qui sont prises sur ces bases.

2. L'expertise est la mobilisation des connaissances au service d'un avis, d'une décision à prendre. L'expert s'engage, à travers la mise à disposition des connaissances qu'il maîtrise, pour formuler un avis en vue d'aider un décideur. Son engagement est inhérent à sa fonction, il est donc assumé, mais pas la responsabilité du choix final d'une décision qui appartient à celui qu'il a conseillé, ce que l'on mésestime trop souvent.

Notons que le chercheur est de plus en plus sollicité pour figurer dans le débat public en tant qu'expert pour guider les décisions politiques.

3. Le chercheur établit le corpus des connaissances scientifiques, il travaille donc à la production de ces connaissances, et pour permettre leur élaboration progressive selon une méthode scientifique, les résultats de ses travaux sont publiés pour être soumis à l'analyse critique par des pairs qui constituent la « communauté scientifique ». Ce sont tous ces résultats, diffusés au sein de la communauté scientifique, qui permettent au chercheur d'être reconnu et de recevoir en retour les moyens nécessaires à son activité et à la poursuite de ses travaux.

L'évaluation de la qualité des travaux de recherche est conduite aujourd'hui par l'Agence de l'Évaluation de la Recherche et de l'Enseignement Supérieur (AERES).

La recherche se doit donc d'être à l'écoute de la société dans ses orientations de programmation.

Paradoxalement, accroître les connaissances et le savoir disponible peut contribuer à semer le doute dans le public, ainsi certains néocréationistes américains ont d'ailleurs pour slogan « enseignez la controverse ». La science de l'ignorance ou « agnotologie » s'intéresse à cette influence dans la société, que les médias relayent sans méfiance (pour certains journalistes, « un bon « papier » est celui qui oppose deux points de vue », sans plus de discernement). Les débats récents sur le changement climatique montrent bien qu'une certaine défiance de l'opinion envers l'expertise scientifique peut s'installer (suspicion de relations financières entre chercheurs et industries du tabac ou de la pharmacie...) et faire le lit de discussions sans fin. « *Bien souvent (maintenant) lorsque des technologies sont*

contestées ou lorsque des produits se révèlent nocifs ou dangereux, des mécanismes agnotologiques se mettent en place »⁵⁶.

III.1.2. Structurer le débat de société

Le « Grenelle de l'environnement » et sa traduction législative ont permis de mettre en évidence les conditions d'une « gouvernance » à respecter pour organiser l'action collective ; les choix qui seront faits en matière de recherche d'un développement durable de notre société prennent aujourd'hui l'attache de toutes les « parties prenantes » dans le débat public. Rappelons que l'État est ainsi aux côtés des collectivités locales, des représentants du monde économique, des syndicats et des acteurs de la société civile (associatifs le plus souvent : consommateurs, ONG...). De ce fait, il n'est plus possible de limiter le débat public à un mode de dialogue bilatéral, comme tente de le faire actuellement une partie du monde agricole en interpellant l'État sur les fondements scientifiques du plan gouvernemental de lutte contre les algues vertes.

Le débat doit donc être géré avec l'ensemble des parties prenantes, ce qui conduit à l'organiser à une échelle de territoire pertinente vis-à-vis des enjeux posés⁵⁷ : les bassins versants des fleuves côtiers, pour lesquels l'estuaire est affecté par la prolifération des ulves, sont ainsi le terrain légitime de l'organisation du dialogue entre ses usagers. C'est la démarche entreprise actuellement dans le cadre du Plan Algues Vertes, elle est adaptée et doit être maintenue.

De nombreuses publications scientifiques ont montré le caractère pluriel et multiple du fonctionnement des systèmes fluviaux en lien avec les activités humaines⁵⁸, et ont conclu sur une méthodologie de la démarche à mettre en œuvre. Trois axes principaux se dégagent de la bibliographie :

1. la nécessité d'une approche pluridisciplinaire pour prendre en compte simultanément les facteurs multiples intervenant dans l'état des rivières et des nappes,
2. l'approfondissement de la connaissance des écosystèmes aquatiques à deux niveaux (connaître l'origine diffuse ou ponctuelle des nitrates, connaître les facteurs déterminants des fuites d'azote du sol vers les eaux),
3. la conception d'outils d'aide à la décision (qualité du dialogue entre gestionnaires, usagers et scientifiques pour mieux appréhender le phénomène par exemple sous forme de traitement cartographique, dans les zones les plus sensibles, des pratiques culturelles).

Un appui méthodologique s'avère donc nécessaire au niveau de chacun de ces territoires, mettant en œuvre une démarche d'appropriation par tous du diagnostic à faire dans chaque situation, en vue de définir un plan d'action adapté. De ce fait, des méthodes :

- de partage de l'information (géographique, hydrographique, hydraulique, écologique et maritime...sous forme par exemple d'un observatoire local de l'état de l'environnement),
 - d'expression des attentes de chacun (diagnostic des enjeux socio-économiques, sondages d'opinion, prises de parole, reconnaissance du droit d'expression...),
 - de communication,
- ... doivent être mobilisées avec l'appui de personnes ressources et de compétences relevant des sciences humaines et sociales.

Le Comité scientifique de suivi du plan gouvernemental gagnerait à être suffisamment élargi aux disciplines des sciences humaines et sociales (géographie, sociologie, communication et médias...) afin de les mobiliser dans l'approche scientifique guidant la conduite du plan de lutte contre les marées vertes.

⁵⁶ Stéphane FOUCART, *Le Monde* du 4 juin 2011 « L'ignorance : des recettes pour la produire, l'entretenir, la diffuser »

⁵⁷ Voir à ce sujet le rapport de mission CGAAER N°10135/CGEDD N°007331-01 « Appropriation des enjeux et mise en œuvre de la directive cadre sur l'eau (DCE) dans le secteur agricole » qui privilégie les « territoires vécus » aux « territoires gérés »

⁵⁸ Par exemple : programme PIREN Nitrates/*Vallées fluviales* CNRS, 1991

III.2. Les pistes de recherche

Les propositions qui suivent portent sur des thèmes de recherche qui nous paraissent intéressants pour compléter le panorama actuel des connaissances relatives au phénomène des marées vertes, d'une part, et pour faciliter les échanges entre scientifiques et société, d'autre part. La mission considère en effet que, même si les connaissances existantes, présentées dans ce rapport, sont largement suffisantes pour fonder l'action publique, il est souhaitable de doter le plan d'action d'un dispositif d'accompagnement scientifique dédié, susceptible d'affiner certains points ou de prendre en compte des questions qui ne manqueront pas de se poser au fur et à mesure que des progrès seront obtenus.

Il s'agit en effet de problématiques techniques et locales, liées à la mise en œuvre du plan gouvernemental en Bretagne, qui peuvent difficilement être prises en compte et programmés au niveau des choix stratégiques de pilotage national de la recherche, comme par exemple en matière d'appels d'offres de l'ANR, et cela dans des délais cohérents avec le degré de priorité qu'il conviendrait de leur accorder.

Il conviendrait donc le cas échéant que les crédits de recherche disponibles en région abondent le fonctionnement du groupement de recherche (GDR) défini par le plan gouvernemental, sous condition toutefois que les organismes et communautés de recherche concernés s'organisent pour rendre efficace le pilotage de ce GDR et puissent lui attribuer les ressources humaines indispensables à la coordination et la réalisation des recherches à mener.

III.2.1. Dans le domaine des sciences de la nature, autour des causes des marées vertes

1. La connaissance des flux d'azote et de phosphore et de la part respective des apports ponctuels et diffus apparaît satisfaisante au niveau des bilans annuels. Elle serait par contre à affiner au niveau de la période « sensible » qui détermine l'ampleur des proliférations algales (avril à septembre), afin de mieux cerner les spécificités éventuelles de cette période (modification de la part des différents apports) et de mieux cerner l'impact possible de diverses mesures possibles de réduction des émissions à la source, en fonction notamment des caractéristiques hydrologiques et pédologiques des bassins versants.

2. L'intérêt de la mise en place de diverses infrastructures écologiques (bandes enherbées, haies, zones humides) pour limiter les flux d'azote et de phosphore vers le littoral serait également à mieux cerner : quel doit-être leur positionnement spatial ? comment faut-il les entretenir ? quelle sera leur efficacité à court, moyen et long terme ? quels en sont les effets négatifs éventuels et comment les éviter ?

3. Le rôle des sédiments côtiers dans le piégeage ou le relargage d'azote ou de phosphore disponible pour les ulves apparaît insuffisamment connu, alors que ce compartiment joue apparemment un rôle clé dans le couplage entre les apports terrigènes et le milieu marin. Les processus qui s'y déroulent apparaissent extrêmement variables, même à des échelles spatio-temporelles petites. Il conviendrait donc d'améliorer la modélisation de ce compartiment, aujourd'hui très simple, ce qui suppose de mieux comprendre les processus physico-chimiques et biologiques qui s'y déroulent et leur régulation par divers facteurs environnementaux (oxygène, température, etc.).

4. Dans le domaine de la modélisation, le sous-modèle hydrodynamique apparaît bien établi. Au niveau du modèle biologique, des analyses de sensibilité seraient utiles pour cerner les paramètres écophysologiques qu'il conviendrait de préciser, ainsi que pour estimer les marges d'incertitude sur les objectifs de qualité à atteindre (teneurs en nitrates des rivières en particulier). Un autre volet à développer serait celui de la modélisation

pluriannuelle (influence du cycle précédent sur le ou les cycles ultérieurs). Enfin, l'influence des ramassages d'ulves, en particulier en fin de saison, sur la dynamique des proliférations serait préciser.

5. L'écophysiologie des ulves et, en particulier, leur modèle de croissance en fonction de divers paramètres environnementaux est aujourd'hui assez bien connu. Il serait cependant souhaitable d'améliorer la connaissance des interactions entre nutriments (N et P) vis-à-vis de la croissance, en particulier pour mieux caler le modèle de croissance en situation limitante pour N ou P.

6. Par contre, les connaissances sur les autres espèces de macroalgues pouvant réagir à des apports importants de nutriments sont très faibles. Des études combinant des monocultures et des cultures mixtes (pour appréhender d'éventuelles interactions entre les espèces) seraient donc à développer. Elles permettraient notamment d'anticiper sur l'apparition de nouvelles macroalgues en réponse à la réduction des apports de nutriments.

7. Au niveau intraspécifique, les connaissances sur la structure génétique des populations proliférantes d'ulves semblent très limitées : les proliférations d'une année donnée sont-elles constituées d'un seul clone se développant par multiplication végétative ou sont-elles polyclonales ? Observe-t-on le ou les mêmes clones d'une année à l'autre et entre les différents sites ? Quelle est l'importance relative des thalles haploïdes et diploïdes ? Ces études auraient un caractère assez exploratoire mais pourraient permettre en particulier de définir des « indicateurs avancés » d'efficacité des politiques de réduction des apports de nutriments.

III.2.2. Dans le domaine des sciences de l'homme et de la société, autour de l'accompagnement du plan gouvernemental et de ses prolongements

Autour de la question des impacts socio-économiques et au titre d'un accompagnement technique des évolutions structurelles (en matière de nouveaux systèmes agricoles et de modalités de transition vers cet objectif), les besoins portent autant :

- sur les questions de sciences humaines et sociales (sociologie et modes d'appropriation au regard des représentations sociales, modes de motivation de groupes socioprofessionnels...),
- que sur la mobilisation d'approches macroéconomiques (secteur agricole et agroalimentaire : filières, infrastructures...) et microéconomiques (analyse à l'échelle individuelle des exploitations agricoles).

Nous pouvons structurer un raisonnement selon les dimensions temporelles habituelles de l'action publique : l'urgence le court terme et le moyen terme, d'une part, et le long terme, d'autre part.

Pour le court et le moyen terme,

-1 Quelle que soit l'efficacité des politiques de lutte contre les marées vertes, des biomasses importantes d'ulves continueront à être produites dans les prochaines années. Autour des utilisations possibles de cette biomasse, on peut s'intéresser aux ulves comme une matière première, une ressource, plutôt que comme un déchet pour pouvoir mobiliser de nouvelles technologies et que ces dernières puissent être réutilisées dans d'autres circonstances.

-2 Sur le plan des techniques agricoles et du traitement de l'eau, plusieurs perspectives à moyen terme peuvent être engagées, elles doivent être proposées aux différents acteurs :

- des équipements collectifs de traitement des effluents d'élevage peuvent permettre des économies d'échelle pour les investissements qu'ils représentent, notamment avec une centrifugation des lisiers qui permet de retirer une phase « solide » (50% d'eau) permettant un transport donc une exportation à distance des éléments fertilisants, la phase liquide restant sur place et entrant dans le cadre des plans d'épandage existants ; le rabattement de la charge fertilisante peut représenter 90% du phosphore et 50 à 70% de l'azote. Des études techniques de faisabilité peuvent être demandées rapidement.

- les équipements de méthanisation actuels ou en projet n'ont aucun intérêt pour rabattre la charge polluante, puisqu'ils ne valorisent (et donc ne détruisent) que les chaînes carbonées de la matière organique ; par contre une centrifugation du digestat donnerait des résultats intéressants pour exporter le phosphore contenu dans la phase solide (tout l'azote se retrouve, lui, sous forme ammoniacale dans la phase liquide). Le montant des investissements de méthanisation justifie encore plus que des formes collectives d'équipement soient développées, en intéressant notamment les filières de traitement des déchets fermentescibles et des déchets des industries agro-alimentaires. Des études financières et technologiques peuvent être demandées conjointement à l'ADEME, l'INRA et le CEMAGREF sur ces deux aspects.

- enfin des modèles existants de production agricole, moins intensifs (fumure) mais éprouvés car rentables (expérience du CEDAPA dans les Côtes d'Armor, contrats de production du bassin de Vittel...), peuvent être proposés aux agriculteurs : leur financement ne doit pas relever que du PDRH (MAE territoriales) et de l'agence de l'eau, mais également d'une contribution bien comprise de la part des collectivités impactées par les marées vertes (échouages) et des filières économiques (tourisme, reconstruction d'une image des industries agro-alimentaires bretonnes...) Des études de faisabilité et de mise en œuvre seront donc à soutenir en vue de leur transposition. En complément, des travaux interdisciplinaires associant agronomes, zootechniciens, technologues, économistes, sociologues sont à encourager pour élaborer de nouveaux systèmes de production agricole maîtrisant leurs impacts sur l'environnement tout en étant économiquement viables.

-3 La restauration de la qualité des eaux et des milieux naturels humides continentaux au sein des bassins versants « à algues vertes » sera très lente, même si les efforts sont importants dès le début des programmes de reconquête de leur qualité, ce qui impose d'anticiper systématiquement sur des résultats différés dans le temps, en proposant des indicateurs intermédiaires de réalisation permettant de mesurer l'effort entrepris.

Pour le long terme,

il est nécessaire de lancer des études prospectives pour faire évoluer le « modèle breton ».

- De nouvelles pratiques agricoles et agro-environnementales

Elles ne pourront se mettre en place qu'après une « acculturation » complète et adaptée des acteurs, ce qui mobilisera des compétences issues des disciplines de recherche en sciences humaines et sociales. Sachant que « le message scientifique ne peut pas passer dans un cadre culturel qui ne le comprendrait pas » (les codes et les représentations étant différentes) et que les agriculteurs ne se motiveront que si l'on cesse « de les pointer du doigt », il est facile de comprendre que les solutions techniques ne seront mises en avant que si l'on a d'abord reconstruit des outils communs de dialogue social.

Trois modes de pensée, trois « mondes » pourrait-on dire, cohabitent et ont des difficultés à dialoguer : les agriculteurs, les scientifiques et les défenseurs de l'environnement :

- entre agriculteurs et scientifiques, ce n'est pas seulement une question de « déni scientifique »,
- de même entre agriculteurs et environnementalistes ce n'est pas qu'une question de refus des contraintes et des enjeux environnementaux.

Les codes culturels, éthiques, conceptuels doivent être mis à jour et partagés :

- l'image des uns et des autres dans la société,
- les situations de désespoir (économique) conduisant à des comportements violents,
- la vision à long terme dans une économie où les repères ne vont pas au-delà de 3 à 5 ans,
- la place donnée au « curatif » et au « préventif »,

- les externalités (coûts pour la collectivité) d'une activité économique (l'agriculture) qui utilise des ressources naturelles (eau, espaces...),
- la prise en compte des signaux d'alerte (échouages d'ulves)...etc.

La contribution des universités bretonnes (UER de sciences humaines et sociales) doit être sollicitée pour mettre au point des dispositifs d'analyse et d'accompagnement des groupes socioprofessionnels dans une démarche de changement qu'ils puissent s'approprier.

- Une autre contribution des sciences économiques

La construction d'un « nouveau modèle économique breton » est nécessaire pour pouvoir mettre en mouvement les acteurs ; le maintien d'une économie bretonne dynamique passera par une évolution qui reliera ce « modèle » à l'ensemble des activités de la région (tourisme et industries agro-alimentaires), et à une image positive car connectée au milieu naturel (et non plus qui s'en affranchit comme avec l'élevage hors-sol) et donc aux externalités qui en découlent.

« Changer de modèle », « produire autrement » sont aussi des choix de société, donc des choix politiques par rapport aux usages des sols, des espaces et des ressources. Les agriculteurs ne peuvent pas changer seuls, ni rapidement, cela prendra du temps et demandera d'exprimer une solidarité et de redonner du sens à leur métier.

Si la première étape en est de sortir d'une relation sociale de conflit et d'invectives réciproques, la seconde étape sera celle de la recherche :

- de modèles microéconomiques viables pour les exploitations agricoles, prenant en compte également les évolutions qui se dessinent en matière de gestion de l'énergie en agriculture ;
- d'infrastructures économiques permettant aux industries agroalimentaires (IAA) bretonnes de poursuivre leurs activités. La répartition des ateliers de production agricole sur un périmètre plus étendu pourra se traduire par exemple par une réorganisation des circuits d'approvisionnement de ces IAA ;
- enfin de choix d'aménagement du territoire régional visant à mettre en harmonie les dynamismes qui s'expriment (urbanisation, activités économiques, patrimoine naturel, culturel et touristique...).

Pour approfondir les pistes de recherche identifiées il serait souhaitable que le GDR prévu par le plan gouvernemental soit élargi aux sciences humaines et sociales, afin de structurer les orientations de ces « recherches appliquées » autour d'une association entre les aspects techniques et leurs indispensables développements sociaux.

Dans le domaine des sciences économiques, le GDR devra définir une stratégie orientée sur des travaux de « recherche – action » alliant les approches microéconomiques et macroéconomiques nécessaires à la conception de différentes évolutions du « modèle breton ».

CONCLUSION

La mission qui nous a été confiée visait à expertiser le bien-fondé de la remise en cause des fondements scientifiques du plan gouvernemental, se résumant au lien de causalité entre les excédents d'azote et la prolifération des algues vertes. Une mission très consensuelle, puis une concertation locale avaient pourtant conclu en 2009-2010 à la nécessité de réduire de façon significative les excédents azotés d'origine agricole qui se retrouvent dans les milieux aquatiques et dans les eaux littorales.

L'écho donné aujourd'hui à cette contestation, notamment sur la place publique, lui confère de ce fait une nature différente, plus sociale (ou sociétale) cette fois, puisqu'elle vise à rouvrir le débat pour différer la mise en application du plan. Il est mis ainsi en avant les enjeux professionnels et économiques de toute la filière agro-alimentaire bretonne. Ce problème de gouvernance s'exprime donc de façon indirecte en utilisant le déni d'expertise scientifique, parfois accompagné de suspicion de partialité.

Rappelons que le plan gouvernemental « algues vertes » se réfère à des constats qui font l'objet d'un consensus scientifique de la part des organismes publics de recherche :

- la production de la biomasse algale en cause est liée à une eutrophisation du milieu marin côtier ;
- les proliférations algales se limitent aux zones littorales qui réunissent simultanément trois caractéristiques particulières : présence de macronutriments (azote et phosphore) à un niveau suffisant, eaux peu profondes et sans turbidité permettant une hausse de la température et une luminosité favorisant la photosynthèse, courants marins de baie à la fois faibles pour permettre la croissance végétative entre deux eaux et empêchant tout transport au large, favorisant ainsi les échouages...Chacune des ces causes ne peut être prise séparément pour expliquer ou permettre de prévoir ces « marées vertes » ;
- les nutriments disponibles et limitants pour cette croissance végétative sont en particulier l'azote, principalement, et le phosphore, dans certains cas ;
- les apports d'azote dans les baies sont essentiellement d'origine agricole, en masse totale comme de façon saisonnière. Le lessivage consécutif aux pluies d'hiver explique le bloom algal du printemps (de mai/juin à juillet) et le ralentissement de croissance de l'été (juillet/août) ;
- les apports de phosphore anthropique dans les baies ont été réduits de façon drastique mais le phosphore est présent dans les sédiments marins en quantité telle qu'il est généralement impossible de parvenir à un niveau de carence susceptible de limiter la croissance des ulves.

Le plan gouvernemental s'appuie sur ces acquis pour tenter d'enrayer le phénomène :

- une action sur les courants marins est aujourd'hui inaccessible ;
- une action sur la luminosité ne peut qu'être fortuite : le cas de la lagune de Venise où le chalutage a créé suffisamment de turbidité n'est pas transposable aux baies bretonnes (trop faible tirant d'eau) ;
- une limitation de la biodisponibilité du phosphore présent dans les sédiments est hors de portée, rendant ce choix non pertinent ;
- par contre, à condition de réduire drastiquement les apports d'azote, qui sont principalement le fait des nitrates dans les eaux littorales, il devrait être possible à certaines périodes de l'année, cruciales pour le cycle de production de la biomasse algale, de revenir à des niveaux de disponibilité (concentration dans l'eau de mer) qui soient inférieurs au seuil de croissance des ulves proliférantes.

De ce fait, le plan « algues vertes » vise à réduire les apports de nitrates par les cours d'eau, les nitrates d'origine

agricole étant spécialement ciblés du fait de leur importance quantitative relative.

Par rapport à l'objet strict de notre mission, nous estimons avoir pu faire un point raisonnable de l'état de la science relatif aux proliférations saisonnières d'algues vertes sur certaines plages bretonnes. Pour cela, ont été réunis un grand nombre de documents scientifiques français et étrangers, cités dans diverses bibliographies consultées, disponibles par les canaux institutionnels recherchés et, par définition, « publiés » et donc publics. Pour éviter des erreurs d'interprétation, nous avons par ailleurs questionné les principaux chercheurs spécialisés sur le sujet et son contexte régional. Enfin, comme le stipulait la lettre de mission, le résultat de nos analyses a été soumis à la lecture de trois experts-chercheurs, internationalement reconnus pour ces domaines d'étude, et possédant un certain recul par rapport à la situation de la Bretagne.

Ce phénomène de développement intensif d'algues au débouché de rivières apportant des nutriments en quantité notable (phénomène d'eutrophisation) couvre aussi bien le phytoplancton, au titre de la chaîne alimentaire halieutique ; de même, il intéresse les milieux fermés d'eau douce (lacs) comme les eaux littorales. Des méthodes d'étude ont ainsi été mises au point et approfondies, d'application générale, puis spécialisées au regard des particularités de chaque site et phénomène abordé. Les blooms d'ulves en Bretagne sont étudiés par des laboratoires comme ceux de l'IFREMER, installés dans la région dès les années 1970.

Les acteurs socioprofessionnels directement intéressés par le plan d'action mis en place en 2011, ont désiré faire valoir leur point de vue. Ces entretiens ont été mis à profit pour structurer notre analyse à partir des éléments ainsi mis en avant.

Cette analyse des travaux scientifiques conduits sur le phénomène breton est confortée par les travaux de chercheurs sur d'autres épisodes de prolifération d'algues en différentes régions de la planète, ou d'une manière plus générale sur les mécanismes d'eutrophisation. Elle aboutit sans ambiguïté à la validation d'un modèle global intégrant les principaux processus impliqués, qui apparaît opérationnel et peut donc être utilisé pour la définition d'actions correctrices pertinentes.

Cependant, si ce modèle accorde un rôle charnière à la maîtrise des flux d'azote d'origine agricole pour maîtriser les marées vertes, ce qui fait réagir la profession concernée, il faut souligner qu'il ne saurait être utilisé pour identifier ou hiérarchiser les responsabilités dans l'origine du phénomène : outre le fait que des facteurs physiques indépendants de la « qualité » des pratiques agricoles vont, selon les sites, rendre possibles ou non les proliférations algales, les accumulations importantes de phosphore en zone côtière, qui pourront également entretenir « durablement » ces proliférations, résultent de l'action de multiples acteurs et ne saurait être imputées aux seuls agriculteurs d'aujourd'hui.

Si l'on veut que le levier de manœuvre indéniable que représente la réduction des flux d'azote d'origine agricole ne soit pas contesté, il convient de le présenter comme le résultat d'une analyse pragmatique de la situation actuelle et non comme un outil de dénonciation d'une catégorie socioprofessionnelle.

En affirmant cela, la mission a conscience qu'elle sort de son mandat d'analyse des causes de proliférations des algues. Il lui a semblé cependant important de rappeler que le « modèle agricole » breton, qu'il convient incontestablement de faire évoluer, a été assumé, voire encouragé par de nombreux opérateurs techniques, socioéconomiques ou politiques et qu'un soutien à ceux qui devront consentir des efforts importants est, à ce titre, à la fois légitime et indispensable.

Restent sans doute des nuances à préciser, elle sont évoquées dans le cadre normal du débat scientifique. Quelques points d'incertitudes ou de divergences entre chercheurs ont donc été relevés et pourraient faire l'objet d'une acquisition de connaissances supplémentaires.

Compte tenu des conséquences du plan gouvernemental un débat public plus large s'est engagé. Il nous est apparu qu'il a été mené dans la transparence la plus complète et le préfet de région a pu disposer à l'été 2011 d'une synthèse répondant aux principales interrogations, rédigée par un collectif de chercheurs très au fait du problème breton. Outre nos rencontres avec les différents acteurs, l'occasion nous a été donnée d'assister à une séance de

l'Académie d'Agriculture⁵⁹ consacrée à ce sujet et permettant un échange sur des demandes d'explications supplémentaires. Il nous a semblé que ces diverses discussions avaient pu contribuer à rapprocher les points de vue.

Cependant, il n'est pas impossible que certaines suspicions subsistent.

La mission considère qu'elles ne relèvent alors plus du débat scientifique. Des universitaires⁶⁰ ont analysé ce comportement pour le définir comme le « *développement d'une stratégie de l'incertitude pour prolonger l'inaction environnementale dans un monde familier* ». Ce concept nous paraît approprié à la situation. Mais il n'appartenait pas à cette mission d'analyser « au second degré » les controverses, mais seulement de valider le cas échéant, après analyse bibliographique critique, les acquis scientifiques sur la causalité des blooms macroalgaux.

Le plan d'action lancé en 2011 prévoit la mise en place d'un groupement de recherche (GDR). Il nous a été demandé de réfléchir au contenu de son programme de travail. L'opportunité d'une telle instance ne fait pas, semble-t-il, l'unanimité, du fait justement que le principal résultat des recherches sur la question est maintenant acquis. Nous avons en effet l'impression que les établissements de recherche n'envisagent pas forcément de pérenniser ces travaux, d'autant que leurs enjeux ne sont pas nécessairement retenus comme prioritaires par l'ANR ou d'autres instances d'orientation nationale. Pour autant, il nous semble intéressant qu'une veille et une coordination scientifique soit entretenue le temps de la mise en œuvre du plan. Elle relève sans aucun doute de priorités régionales.

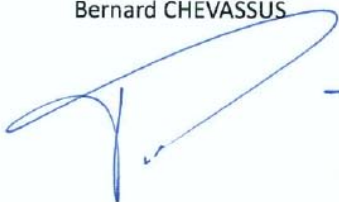


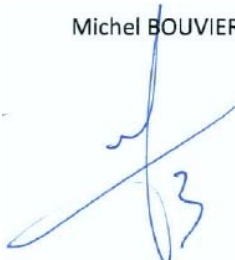
Deux principaux domaines de réflexion peuvent être privilégiés.

Le premier porte sur le développement des connaissances fines du phénomène de prolifération saisonnière des algues. La synthèse générale de la deuxième partie du rapport fait le bilan des connaissances scientifiques et soulève quelques points susceptibles d'être approfondis. La troisième partie du rapport propose donc des perspectives de recherche, d'expertise et de vulgarisation appropriées.

Le second a pour ambition d'accompagner acteurs et décideurs dans le développement de mesures correctrices. Ce domaine de réflexion s'intéresse plus particulièrement aux questions sociologiques et socio-économiques, dont notamment l'adaptation des techniques de production agricole et la réorganisation des industries de transformation dans le contexte spécifique de la Bretagne.

Le présent rapport n'avait pas pour objet de proposer un savoir nouveau ou de nouvelles décisions à prendre. Mais à l'issue d'une lecture parfois ardue d'écrits scientifiques de niveau reconnu, ses rédacteurs espèrent avoir fait un point assez précis de la question, et l'avoir restitué pour un lectorat plus large, ce qui était aussi leur mission.

La communication de la part des pouvoirs publics (Etat et collectivités locales) a besoin d'être régulière, conduite en commun autant que possible, suffisamment documentée et transparente pour établir une gouvernance sur des bases sincères et objectives, en s'efforçant d'avoir une vision à long terme, au-delà du ramassage des algues (coûteux et sans fin) et au-delà du traitement des algues ramassées (activité saisonnière donc intermittente, et sans avenir si l'on réussit à réduire l'ampleur des marées vertes).

Bernard CHEVASSUS	Bruno ANDRAL	Alain FEMENIAS	Michel BOUVIER
			

⁵⁹ Le 30 novembre 2011

⁶⁰ Mermet L, Benhamou F, 2005. Prolonger l'inaction environnementale dans un monde familier : la fabrication stratégique de l'incertitude sur les ours du Béarn. *Ecologie et Politique*, **31**, 121-136.

BIBLIOGRAPHIE : liste des documents consultés

- AELB, 2004. Etat des lieux – Bassin Loire-Bretagne. Tome 1. Caractérisation du Bassin, 99-119.
- Aminot A, Guillaud J-F, Andrieux-Loyer F *et al.*, 1998. Apports de nutriments et développement phytoplanctonique en baie de Seine. *Oceanologica Acta*, **21**, 923-935.
- Andrieux-Loyer F, Aminot A, 2001. Phosphorus Forms Related to Sediment Grain Size and Geochemical Characteristics in French Coastal Areas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **52**, 617-629.
- Andrieux-Loyer F, Philippon X, Bally G, Kérouel R, Youenou A, Le Grand J, 2008. Phosphorus dynamics and bioavailability in sediments of the Penzé Estuary (NW France): in relation to annual P-fluxes and occurrences of *Alexandrium minutum*. *Biogeochemistry*, **88**, 213-231.
- AQUASCOP, 2011. Synthèse régionale de la qualité de l'eau des bassins versants bretons. Année hydrologique 2008-2009. Aquascop n°7414, 80 p.
- AREHN, 2002. L'épuration des eaux usées par les plantes. *Connaître pour agir*. Publication de l'Agence Régionale de l'Environnement de Haute-Normandie. 4 p.
- Arnaud F, Ragueneau O, 2009. Le réseau ECOFLUX. Qualité de l'eau et eutrophisation en Finistère. Rapport de fin d'année 2009, 90 p.
- Atkinson M J, Smith S V, 1983. C:N:P Ratios of Benthic Marine Plants. *Limnol. Oceanogr.*, **28**, 568-574.
- Aubert C, 2007. Le phosphore : élément essentiel à la vie mais avec un impact sur l'environnement lié aux activités humaines. *TeMA*, **1**, 9-12.
- Auby I, Manaud F, Maurer D, Trut G, 1994. Etude de la prolifération des algues vertes dans le bassin d'Arcachon. Rapport IFREMER-CEMAGREF-SSA-SABARC, 270 p.
- Aurousseau P, 2001. Les flux d'azote et de phosphore provenant des bassins versants de la rade de Brest. Comparaison avec la Bretagne. *Océanis*, **27**, 137-161.
- Aurousseau P, 2011. Les flux d'azote sortant des bassins versants de Bretagne. Etat des connaissances, leurs causes, leurs conséquences. Communication à l'Académie d'Agriculture de France, séance du 30 novembre 2011 (résumé).
- Aurousseau P, Vinatier T, Gascuel-Oudou C, 2007. Les indicateurs de risque de transfert du phosphore et leur déclinaison dans un contexte régional. *Oceanis*, **33**, 207-222.
- Barnay A-S, Grall J, Hily C *et al.*, 2006. Suivi de la biodiversité – Les sables fins intertidaux – Exposé Atelier de restitution REBENT Bretagne. Rennes, 16 mai 2006.
- Barroin G, 2007. Face à l'eutrophisation, seul le phosphore compte. *Perspectives agricoles*, **336**, 6-7.
- Barroin G, 2003. Santé et environnement : le cas des nitrates. Phosphore, azote et prolifération des végétaux aquatiques. *Le Courrier de l'environnement*, **48**, 13-26.
- Barroin G, 2004. Phosphore, azote, carbone... du facteur limitant au facteur de maîtrise. *Le Courrier de l'environnement*, **52**, 1-25.
- Bauer G, 1988. Threats to the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* L. in Central Europe. *Biological Conservation*, **45**, 239-253.
- Beaugrand G, Goberville E, 2010. Conséquences des changements climatiques en milieu océanique. *VertigO*, hors-série 8, 21 p.
- Billen G, Garnier J, 2007. River basin nutrient delivery to the coastal sea: Assessing its potential to sustain new production of non-siliceous algae. *Marine Chemistry*, **106**, 148-160.
- Billen G, Garnier J, Ficht A, Cun C. 2001. Modelling the response of water quality in the Seine Estuary to human activity in watershed over the last 50 years. *Estuaries*, **24**, 977-993.
- Billen G, Garnier J, Rousseau V, 2005. Nutrient fluxes and water quality in the drainage network of the Scheldt basin over the last 50 years. *Hydrobiologia*, **540**, 47-67.
- Billen G, Silvestre M, Grizzetti B *et al.*, 2011. Nitrogen flows from European watersheds to coastal marine waters. In: *The European Nitrogen Assessment*, ed. M. A. Sutton, C. M. Howard, J. W. Erisman *et al.* Cambridge University Press., chapter 13, pp. 271-297.
- Björnsäter R, Wheeler P A, 1990. Effect of nitrogen and phosphorus supply on growth and tissue composition of *Ulva fenestrata* and *Enteromorpha intestinalis* (Ulvales, Chlorophyta). *J. of Phycology*, **26**, 603-611.
- Blanchard M, Gouletquer P, Hamon D *et al.*, 2010. Liste des espèces marines introduites dans les eaux bretonnes et des espèces introduites envahissantes des eaux périphériques. Rapport Ifremer/Observatoire du Patrimoine Naturel de Bretagne, 5 p.

- Boudouresque C F, 2005. Les espèces introduites et invasives en milieu marin. Deuxième édition. GIS Posidonie publ., Marseilles : 152 p.
- Brattberg G, 1986. Decreased phosphorus loading changes phytoplankton composition and biomass in the Stockholm archipelago. *Ambio (Spec. Rep.)*, **5**, 27-42.
- Brush M J, Nixon S W, 2010. Modeling the role of macroalgae in a shallow sub-estuary of Narragansett Bay, RI (USA). *Ecological Modelling*, **221**, 1065-1079
- Bryan G W, Gibbs P E, 1991. Impact of Low Concentrations of Tributyltin (TBT) on Marine Organisms: A Review. In: *Metal Ecotoxicology: Concepts and Applications*. Advances in Trace Substances Research Series. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, Michigan, 323-361.
- Buddensiek V, 1995. The culture of juvenile freshwater pearl mussels *Margaritifera margaritifera* L. in cages: a contribution to conservation programmes and the knowledge of habitat requirements. *Biological Conservation*, **74**, 33-40.
- Buson C, 2003. Note sur les marées vertes à ulve en Bretagne, à partir des travaux de l'Ifremer. Document ISTE, septembre 2003.
- Buson C, 2009. Les marées vertes en Bretagne : résumé des connaissances. Document ISTE, septembre 2009, 9 p.
- Buson C, Mauger V, 2011. Expertise scientifique nationale sur l'origine des marées vertes. Contribution de l'Institut de l'Environnement. Présentation du 7 novembre 2011, 57 écrans.
- Canévet C, 1981. Le recensement général de l'agriculture de 1980. Concentration et spécialisation croissantes dans l'agriculture bretonne. *Norois*, **111**, 413-419.
- Caniglia G, Borela D, Curiel D *et al.*, 1992. Distribuzione delle fanerogame marine *Zostera marina* L., *Zostera noltii* Hortnem., *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascheron in Laguna di Venezia. *Lav. Soc. Ven. Sci. Nat.*, **147**, 137-150.
- Cann C, 1993. Etude de l'évolution des flux de phosphore apportés au littoral par un cours d'eau. Exemple du Yar en baie de Lannion. Rapport CEMAGREF, 72 p.
- Cann C, Benoist J-C, 1997. Evaluation du stock sédimentaire de phosphore en baie de Saint-Brieuc. Rapport CEMAGEF 97/0216, 76 p.
- Capone D G, Burns J A, Montoya J P *et al.*, 2005. Nitrogen fixation by *Trichodesmium* spp.: An important source of new nitrogen to the tropical and subtropical North Atlantic Ocean. *Global Biochem. Cycles*, **19**, GB2024, doi:10.1029/2004GB002331.
- CEEP, 2000. Etude du phosphore. Proportion du phosphore issu des détergents dans les eaux continentales. Rapport de phase 1 : réévaluation du ratio équivalent-habitant. 88 p.
- CEVA, 1999. Etude de l'eutrophisation littorale dans le département des côtes d'Armor. Axe 2. Amélioration de la connaissance des mécanismes de prolifération. 21 p.
- CEVA, 2008. Lutte contre les marées vertes : Apports des suivis environnementaux à la caractérisation des proliférations, détermination des objectifs de qualité de l'eau à atteindre et actions efficaces à mettre en oeuvre sur les bassins versants. Note de synthèse en annexe du bilan de PROLITTORAL, 46p.
- CEVA, 2011. Suivi des marées vertes. Résultats. www.ceva.fr/fre/MAREES-VERTES
- Chan F, Marino R L, Howarth R W, Pace M L, 2006. Ecological constraints on planktonic nitrogen fixation in saline estuaries. II. Grazing controls on cyanobacterial population dynamics. *Marine Ecology Progress Series*, **309**, 41-53.
- Charpy L, Alliod R, Rodier M, Golubic S, 2007. Benthic nitrogen fixation in the SW New Caledonia lagoon. *Aquatic Microbial Ecology*, **47**, 73-81.
- CIMAV, 2008a. Application du modèle écologique Mars-Ulves à la détermination des objectifs de qualité nitrates/ulves aux exutoires du Frémur et du Quillimadec. Rapport du Projet 2, 102 p.
- CIMAV, 2008b. Compléments d'études sur les processus biologiques, hydrologiques et sédimentologiques impliqués dans les marées vertes. Rapport du Projet 3, 104 p.
- CIMAV, 2008c. Evaluation de la contribution des différentes sources d'azote dissous dans l'eutrophisation à marées vertes des vasières (Ria d'Étel, estuaire du Blavet et Trieux-Ledano). Rapport du Projet 5, 68 p.
- CIMAV, 2009a. Application du modèle écologique Mars-Ulves à la détermination des objectifs de qualité nitrates/ulves en baies de Lannion et de Douarnenez. Rapport du Projet 2, 100 p.
- CIMAV, 2009b. Compléments d'études sur les processus biologiques, hydrologiques et sédimentologiques impliqués dans les marées vertes. Rapport du Projet 3, 32 p.
- CIMAV, 2009c. Application du modèle écologique Mars-Ulves à la détermination des objectifs de qualité nitrates/ulves en milieu vaseux (Site du Blavet). Rapport du Projet 5, 45 p.
- CIMAV, 2009d. Suivi des proliférations d'algues vertes sur le littoral breton en complément du contrôle de surveillance DCE. Rapport du Projet 4, 73 p.
- CIMAV, 2010a. Application du modèle écologique tridimensionnel Mars-Ulves à la détermination des objectifs de qualité

- nitrate/ulves en baie de Lannion. Rapport du Projet 2, 80 p.
- CIMAV, 2010b. Compléments d'études sur les processus biologiques, hydrologiques et sédimentologiques impliqués dans les marées vertes. Rapport du Projet 3, 15 p.
- CIMAV, 2010c. Application du modèle écologique tridimensionnel Mars-Ulves à la détermination des objectifs de qualité nitrate/ulves en milieu vaseux (Site du Blavet). Rapport du Projet 5, 31 p.
- Coat G, Dion P, Noailles M C, 1998. *Ulva armoricana* (Ulvales, Chlorophyta) from the coasts of Brittany (France). II. Nuclear rDNA ITS sequence analysis. *Eur. J. Phycol.*, **33**, 81-86.
- Cochet G, 2004. La moule perlière et les naïades de France. Histoire d'une sauvegarde. Ed CATICHE, 32 p.
- Coelho J P, Flindt M R, Jensen H S, Lillebo A I, Pardal M A, 2004. Phosphorus speciation and availability in intertidal sediments of a temperate estuary: relation to eutrophication and annual P-fluxes. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **61**, 583-590.
- Coffaro G., Sfriso A., 1997. Simulation model of *Ulva rigida* growth in shallow water of the Lagoon of Venice. *Ecological Modelling*, **102**, 55-66
- Conley D J, Paerl H W, Howarth R W *et al.*, 2009. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. *Science*, **323**, 1014-1015.
- CRNFB, 2006. Cahiers « Natura 2000 ». Espèces de l'annexe II de la directive Habitats présentes en Wallonie. Ed. CRNFB.
- Croatto U, 1982. Energy from macroalgae of the Vernice Lagoon. In A. Strub, P. Chartier and G. Schlessler (eds), *Energy from biomass*, 2nd EC conference, Berlin, 20-23 September 1982. Elsevier Applied Science, London. 329-333.
- CSEB, 1998. Les apports de nitrates aux eaux littorales bretonnes. Caractérisation et évolution des flux. Rôle dans les proliférations d'algues. 44 p.
- CSEB, 2008. Pour la compréhension des bassins versants et le suivi de la qualité de l'eau. Fiches techniques et scientifiques. Tomes 1 et 2. 316 p.
- CSEB, 2009a. Communiqué sur les marées vertes. 13 p.
- CSEB, 2009b. Evolution de la qualité des eaux en nitrate en Bretagne. Synthèse régionale au 30 septembre 2007. 29 p.
- Cugier P, Le Hir P, 2002. Development of a 3D hydrodynamical model for coastal ecosystem modelling. Application to the plume of the Seine River (France). *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **55**, 673-695.
- Curiel D, Rismondo A, Bellemo G, Marzocchi M, 2004. Macroalgal biomass and species variations in the lagoon of Venice (Northern Adriatic Sea, Italy): 1981-1998. *Sci. Mar.*, **68**, 57-67.
- Dalmas D, Frey V, Moreau R, Quévremont P, 2010. Elaboration d'un plan de lutte contre les algues vertes. Rapport conjoint IGA/CGEDD/IGAS/CGAAER, janvier 2010, 144 p.
- De Vries W, Leip A, Jan Reinds G, Kros J *et al.*, 2011. Geographical variation in terrestrial nitrogen budgets across Europe. In: *The European Nitrogen Assessment*, ed. M. A. Sutton, C. M. Howard, J. W. Erisman *et al.* Cambridge University Press, chapter 15, pp. 317-344.
- Diaz-Piferrer M, Lopez H, 1959. Taxonomia, ecologia y valor nutrimental de las algas marinas cubanas. Instituto cubano de investigaciones tecnologicas. Serie de estudios sobre trabajos de investigacion n° 6.
- Diez B, Bergman D, El-Shehawry R, 2008. Marine diazotrophic cyanobacteria: out of the blue. *Plant Biotechnology*, **25**, 221-225.
- Dillon P J, Rigler F H, 1974. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnology and Oceanography*, **19**, 767-773.
- Dion P, De Reviere B, Coat G, 1998. *Ulva armoricana* sp. nov. (Ulvales, Chlorophyta) from coasts of Brittany (France). I. Morphological identification. *Eur. J. Phycol.*, **33**, 73-80.
- Dion P, Le Bozec S, 1996. The French Atlantic Coast. In : W. Schramm and P.H. Nienhuis (Eds). *Marine Benthic Vegetation. Recent Changes and the Effects of Eutrophication*. Ecological studies 123. Springer-Verlag, 251-264.
- Dion P, Le Bozec S, 1999. Contenu tissulaire des ulves en azote et phosphore comme facteurs limitants de leur croissance en baie de Douarnenez. Actes du colloque « *Du bassin versant au littoral* », Ploufragan, 23-24 septembre 1999, 77-85.
- Dion P, Le Bozec S, Golven P, 1996. Factors controlling the green tides in the bay of Lannion (France). EUMAC Synthesis report, 121-137.
- Dorioz J-M, Poulenard J, 2007. Le système de transfert du phosphore dans les bassins versants ruraux : flux et stocks, rôle de l'hydrologie et relations avec l'occupation de sols. *Océanis*, **33**, 123-146.
- Dorioz J-M, Trevisan D, 2001. Transfert de phosphore des bassins versants agricoles vers les eaux de surface : l'expérience du bassin Lémanique (France) et sa portée générale. *Agrosol.*, **12**, 85-97.
- Downing J A, McCauley E, 1992. The Nitrogen: Phosphorus Relationship in Lakes. *Limnol. Oceanogr.*, **37**, 936-945.
- Droop M R, 1974. The nutrient status of algal cells in continuous culture. *J. mar. Biol. Ass. U.K.*, **54**, 825-855.
- Dussauze M, Ménesguen A, 2008. Simulation de l'effet sur l'eutrophisation côtière bretonne de 3 scénarios de réduction des teneurs en nitrate et phosphate de chaque bassin versant breton et de la Loire. Document IFREMER/DEC, ref RST DYNECO/EB/08-

08/AM, 160 p.

Elwood J H, 1982. Thomas Carnwath. *Ulster Med. J.*, **51**, 98-109.

Estes J E, Tinker T, Williams D, Doak D F, 1998. Killer Whale Predation on Sea Otters Linking Oceanic and Nearshore Ecosystems. *Science*, **282**, 473-476.

Faganeli J, Vukovic A, Saleh F I, Pezdic J, 1986. C: N: P ratios and stable carbon and hydrogen isotopes in the benthic marine algae, *Ulva rigida* C. Ag. and *fucus virsoides* J. Ag. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **102**, 153-166.

Flindt M R, Kamp-Nielsen L, Marques J C *et al.*, 1997a. Description of the three shallow estuaries: Mondego River (Portugal), Roskilde Fjord (Denmark) and the Lagoon of Venice (Italy). *Ecological modelling*, **102**, 17-31.

Flindt M R, Salomonsen J, Carrer M, Bocci M, Kamp-Nielsen L, 1997b. Loss, growth and transport dynamics of *Chaetomorpha aerea* and *Ulva rigida* in the lagoon of Venice during an early summer field campaign. *Ecological modelling*, **102**, 133-141.

Floc'h J-Y, Diouris M, 1980. Initial effects of Amoco Cadiz Oil on Intertidal Algae. *Ambio*, **9**, 284-286.

Fontugne M, Sadouni N, Saliot A *et al.*, 2002. ¹⁴C activity in dissolved mineral carbon and identified organic matter in Loire estuary (France). *Radioprotection*, **37**, 775-780.

Fujita R M, Wheeler P A, Edwards R L, 1989. Assessment of macroalgal nitrogen limitation in a seasonal upwelling region. *Marine Ecol. Progress Series*, **53**, 293-303.

Fullweiler R W, Nixon S W, Buckley B A, Granger S L, 2007. Reversal of net dinitrogen gas flux in coastal marine sediments. *Nature*, **448**, 180-182.

Garrish V, Cernusak L A *et al.*, 2010. Nitrogen to phosphorus ratio of plant biomass versus soil solution in a tropical pioneer tree, *Ficus insipida*. *J. of Exp. Botany*, **61**, 3735-3748.

Gascuel-Oudoux C, Arousseau P, Durand P, Ruiz L, Molenat J, 2010. The role of climate on inter-annual variation of stream nitrate fluxes and concentration. *Sc. of the Total Environment*, **408**, 5657-5666.

Gaury N, Gruau G, Pierson-Wickmann A-C *et al.*, 2008. Pollution de la retenue de Rophemel par les Matières Organiques et le Phosphore. Rapport final. 72 p.

Geertz-Hansen O, Sand-Jensen K, Hansen D F, Christiansen A., 1993. Growth and grazing control of abundance of the marine macroalga, *Ulva lactuca* L. in a eutrophic Danish estuary. *Aquat Bot*, **46**, 101-109.

GIS SOL, 2011. L'état des sols de France. Groupement d'intérêt scientifique sur les sols, 188 p.

Gousset B, 2009. Réflexions sur les proliférations d'ulves en Bretagne. 159 écrans.

Gros P, 2011. Connaissance des impacts du changement climatique sur la biodiversité en France métropolitaine. V. Ecosystèmes marins. N. Massu N et G Landmann Ed. Ecofor, Paris, 127-165.

Gruber N, Sarmiento J L, 1997. Global patterns of marine nitrogen fixation. *Global Biogeochemical Cycles*, **11**, 235-266.

Guillaud J-F, Andrieux F, Menesguen A, 2000. Biogeochemical modelling in the Bay of Seine (France): an improvement by introducing phosphorus in nutrient cycles. *Journal of Marine Systems*, **25**, 369-386.

Güsewell S, 2004. N : P ratios in terrestrial plants : variation and functional significance. *New Phytologist*, **164**, 243-266.

Guyomarc'h J-P, Le Foll F, 2011. Les marées vertes en Bretagne : pour un diagnostic partagé, garant d'une action efficace. Rapport du CESR de Bretagne, 31 p.

Hayden H S, Blomster J, Maggs C A *et al.*, 2003. Linnaeus was right along: *Ulva* and *Enteromorpha* are not distinct genera. *Eur. J. Phycol.*, **38**, 277-294.

Heidsieck H, 2010. Prévention et gestion en Italie des différentes pollutions en mer méditerranée. Document de l'Ambassade de France en Italie, 24 p.

Hernández I, Peralta G *et al.*, 1997. Biomass and dynamics of growth of *Ulva* species in Palmones River estuary. *Journal of Phycology*, **33**, 764-772.

Ho Y B, 1981. Mineral element content in *Ulva lactuca* L. with reference to eutrophication in Hong Kong coastal waters. *Hydrobiologia*, **77**, 43-47.

Ho Y B, 1987. *Ulva lactuca* (Chlorophyta, Ulvales) in Hong Kong intertidal waters – its nitrogen and phosphorus contents and its use as a bioindicator of eutrophication. *Asian. Mar. Biol.*, **4**, 97-102.

Hofmann L C, Nettleton J C, Neefus C D, Mathieson A C, 2010. Cryptic diversity of *Ulva* (Ulvales, Chlorophyta) in the Great Estuarine System (Atlantic USA): introduced and indigenous distromatic species. *Eur. J. Phycol.*, **45**, 230-239.

Horne A J, Commins M L, 1987. Macronutrient control on nitrogen fixation in planktonic cyanobacterial populations. *New Zealand J. Of Mar. and Freshwater Res.*, **21**, 413-423.

Howarth R W, 2008. Coastal nitrogen pollution: A review of sources and trends globally and regionally. *Harmful Algae*, **8**, 14-20.

Howarth R W, Chan F, Conley D J *et al.*, 2011. Coupled biogeochemical cycles: eutrophication and hypoxia in temperate estuaries

- and coastal marine ecosystems. *Front. Ecol. Environ.*, **9**, 18-26.
- Howarth R W, Chan F, Marino R, 1999. Do top-down and bottom-up controls interact to exclude nitrogen-fixing cyanobacteria from the plankton of estuaries: Explorations with a simulation model. *Biogeochemistry*, **46**, 203-231.
- Howarth R W, Cole J J, 1985. Molybdenum Availability, Nitrogen Limitation and Phytoplankton Growth in Natural Waters. *Science*, **229**, 653-655.
- Howarth R W, Marino R, 2006. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: evolving views over three decades. *Limnol. Oceanogr.*, **51**, 364-376.
- Howarth R W., Billen G, Swaney D, Townsend A *et al.*, 1996. Riverine inputs of nitrogen to the North Atlantic Ocean: Fluxes and human influences. *Biogeochemistry*, **35**, 75-139.
- Hutchins D A, Fu E X, Zhang Y *et al.*, 2007. CO₂ control of *Trichodesmium* N₂ fixation, photosynthesis, growth rate, and elemental ratios: Implications for past, present and future ocean biochemistry. *Limnol. Oceanogr.*, **52**, 1293-1304.
- INERIS, 2010. Qualité chimique des sédiments marins en France : synthèse des bases de données disponibles. Rapport pour l'ONEMA et le MEEDDM, 93 p.
- Jacquet S, Rimet F, Cachera C *et al.*, 2009. Suivi de la qualité des eaux du lac du Bourget pour l'année 2008. Rapport 2009, 192 p.
- Jensen H S, Mortensen P B, Andersen F O, Rasmussen E, Jensen A, 1995. Phosphorus Cycling In A Coastal Marine Sediment, Aarhus Bay, Denmark. *Limnology and Oceanography*, **40**, 908-917.
- Joint I, Tait K, Wheeler G, 2007. Cross-kingdom signaling: exploitation of bacterial quorum sensing molecules by the green seaweed *Ulva*. *Phil. Trans. R. Soc. B*, **362**, 1223-1233.
- Jordan-Meille L, Dorioz J-M, 2004. Soluble phosphorus dynamics in an agricultural watershed. *Agronomie*, **24**, 237-248.
- Kamermans P, Malta E J, Verschuure J M, Schrijvers L, Lentz L F, Lien A T A., 2000, Effect of grazing by isopods and amphipods on growth of *Ulva* spp. (Chlorophyta). *Aquat. Ecol.*, **36**, 25-43.
- Karl D, Michaels A, Bergman B, 2002. Nitrogen fixation in the world's oceans. *Biogeochemistry*, **57/58**, 47-98.
- Koerselman W, Meuleman A F M, 1996. The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *J. of Applied Ecology*, **33**, 1441-1450.
- Koop J, 1977. Etude du phénomène de « marée verte » affectant les baies de Lannion et de Saint-Brieuc. Rapport de synthèse. Rapport ISTPM, 108 p.
- Lane N, 2007. What's in the rising tide? *Nature*, **449**, 778-780.
- LANNION-TREGOR AGGLOMERATION, 2010. Projet de territoire à basses fuites d'azote dans les bassins versants de la Lieue de Grève (Diagnostic territorial et Programme d'action). Rapports SCE, 130p. et 73 p. + annexes.
- Lazzarotto J, Rapin F, 2010. Evolution physico-chimique des eaux du Léman. *Rapp. Comm. int. prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2009*, 31-56.
- Le Floch J Y, Diouris M, 1980. Initial Effects of Amoco Cadiz Oil on Intertidal Algae. *Ambio*, **9**, 284-286.
- Le Roux A, 2008. Les patelles (*Patella vulgata* L.), agents de la destruction de la couverture algale des estrans rocheux du Golfe du Morbihan. *Bull. Soc. Sc. nat. De l'Ouest de la France*, **30**, 162-180.
- Legout C, Molenat J, Aquilina L, Gascuel-Oudou C *et al.*, 2007. Solute transfer in the unsaturated zone-groundwater continuum of a headwater catchment. *Journal of Hydrology*, **332**, 427-441.
- Leliaert F, Zhang X, Ye N, Malta E J, Engelen A H, Mineur F *et al.*, 2009. Identity of the Qingdao algal bloom. *Phycological Research*, **57**, 147-151.
- Lemerrier B, 2003. La pollution par les matières phosphorées en Bretagne. Sources, transfert et moyens de lutte. Rapport Dir. Rég. Envir. Bretagne, 83 p.
- Lemerrier B, Walter C, Schwartz C *et al.*, 2006. Suivi des teneurs en carbone organique et en phosphore extractible dans les sols agricoles de trois régions françaises. *Etude et Gestion des Sols*, **13**, 165-180.
- Lemoine M, Piriou J-Y, Ménesguen A, 2010. Le rôle historique de l'IFREMER dans l'étude des mares vertes. Rapport IFREMER RST.LER/FNB-10-013-CC, 59 p.
- Letts E A, Richards E H, 1911. Report on green seaweeds and especially *Ulva latissima* in relation to the pollution of the waters in which they occur. Royal Commission on Sewage Disposal. 7th Report, HMSO, London. Appendix III, Section II.
- Lillebø A I, Pardal M A, Marques J C, 1999. Population structure, dynamics and production of *Hydrobia ulvae* (Pennant) (Mollusca: prosobranchia) along an eutrophication gradient in the Mondego estuary (Portugal). *Acta Oecologica* **20**, 289-304.
- Little C, Kitching J A, 1996. *The biology of rocky shores*. Oxford Univ. Press, New York, 241 p.
- Loarer R, Croguennec C, Rollet C, 2009. Un siècle de cartographie de la faune et des végétaux marins. *CFC*, **199**, 117-127.
- Maggs C A, Blomster J, Mineur F, Kelly J. 2007 – Genus *Ulva*, pp. 80-103. In: Brodie J., Maggs C.A. & John D.M. (eds), 2007. *Green*

- Seaweeds of Britain and Ireland*. British Phycological Society, 242 p.
- MAGISTRATO ALLE ACQUE, 1992. Carta distributiva delle fanerogame marine. Scala 1:50.000. Consorzio Venezia Nuova, Servizio Informativo, Venezia.
- Maher W A, Devries M, 1994. The Release of Phosphorus from Oxygenated Estuarine Sediments. *Chemical Geology*, **112**, 91-104.
- 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. *Eur. J. Phycol.*, **34**, 443-454.
- Marino R, Chan F, Howarth R W *et al.*, 2006. Ecological constraints on planktonic nitrogen fixation in saline estuaries. I. Nutrient and trophic controls. *Marine Ecol. Progress Series*, **309**, 25-39.
- Marino R, Howarth R W, Chan F, Cole J J, 2003. Sulfate inhibition of molybdenum-dependent nitrogen fixation by planktonic cyanobacteria under seawater conditions: a non-reversible effect. *Hydrobiologia*, **500**, 277-293.
- Marinov D, Zaldivar J M, Norro A *et al.*, 2008. Integrated modeling in coastal lagoons: Sacca di Goro case study. *Hydrobiologia*, **611**, 147-165.
- Marques J C, Pardal M A, Lillebø A I, 1999. Comunidades biológicas do estuário do Mondego: quinze anos de estudos. *Cadernos de Ecologia* **2**, 46-76.
- Marques J C, Pardal M A, Nielsen S N, Jørgensen S E, 1997. Analysis of the properties of exergy and biodiversity along an estuarine gradient of eutrophication. *Ecological modelling*, **102**, 155-167.
- Marshall K, Joint I, Callow M E, Callow J A, 2006. Effect of Marine Bacterial Isolates on the Growth and Morphology of Axenic Plantlets of the Green Alga *Ulva linza*. *Microbial Ecology*, **52**, 302-310.
- Martin C, Aquilina L, Gascuel-Oudou C, Molenat J *et al.*, 2004. Seasonal and inter-annual variations of nitrate and chloride in streamwaters related to spatial and temporal patterns of groundwater concentrations in agricultural catchments, *Hydrological Processes*, **18**, 1237-1254.
- Martin C, Molénat J, Gascuel-Oudou C, Vouillamoz J M *et al.*, 2006. Modelling the effect of physical and chemical characteristics of shallow aquifers on water and nitrate transport in small agricultural catchments. *Journal of Hydrology*, **326**, 25-42.
- Martins I, 2000. Green macroalgae and seagrasses in a shallow eutrophic estuary, the Mondego Estuary: Dynamics, controlling factors and possible evolutionary scenarios. Ph.D thesis, FCT-University of Coimbra.
- Martins I, Pardal M A, Lillebo A I, Flindt M R, Marques J C, 2001. Hydrodynamics as a major factor controlling the occurrence of green macroalgal blooms in a eutrophic estuary: a case study on the influence of precipitation and river management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **52**, 165-177.
- May V, Bennett I, Thompson T E, 1970. Herbivore-Algal Relationships on a Coastal Rock Platform (Cape Banks, N. S.W.). *Oecologia*, **6**, 1-14.
- MEDDTL, 2011. Bilan de présence des micropolluants dans les eaux littorales. 38 p.
- Menéndez M, Comín F A, 2000. Spring and summer proliferation of floating macroalgae in a Mediterranean coastal lagoon (Tancada Lagoon, Ebro Delta, NE Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **51**, 215-226
- Ménesguen A, 1990. La modélisation des « marées vertes » littorales et ses applications. *La Houille blanche*, **3-4**, 237-242.
- Ménesguen A, 1992a. Les problèmes d'eutrophisation littorale et leur modélisation. *Hydroécol. Appl.*, **4**, 55-77.
- Ménesguen A, 1992b. Modelling coastal eutrophication : the case of French *Ulva* mass blooms. In : Proc. Int. Conf. on "*Marine Coastal Eutrophication; the response of marine transitional system to human impact : problems and perspectives for restoration*", 21-24 mars 1990, Bologne (Italie). *Sci. Total Envir.*, Suppl.1992, 979-992.
- Ménesguen A, 1999. L'utilisation de modèles écologiques dans la lutte contre l'eutrophisation des eaux côtières françaises. Actes du colloque « *Du bassin versant au littoral* », Ploufragan, 23-24 septembre 1999.
- Ménesguen A, 2003. Les « marées vertes » en Bretagne, la responsabilité du nitrate. Document IFREMER/DEAL, 10 p.
- Ménesguen A, 2006. Simulation de rejet en Rade de Brest d'ulves draguées dans l'anse du Moulin Blanc. . Document IFREMER/DEC, ref DYNECO/EB/06-02/AM, 16 p.
- Ménesguen A, 2007. Simulation de l'effet de 3 scénarios de réduction des teneurs de l'Elorn en nitrate sur l'eutrophisation de la rade de Brest. Rapport pour Brest-Métropole Océane, ref IFREMER DYNECO/EB/07-03/AM, 12 p.
- Ménesguen A, Aurousseau P, Dion P, Durand P, 2011. A propos des marées vertes : allégations et réponses scientifiques. Note à Mr le Préfet de région Bretagne, 18 p.
- Ménesguen A, Cugier P, Gohin F *et al.*, 2005. Modélisation mathématique de l'écosystème Baie de Douarnenez. In : Atlas thématique de l'environnement marin de la Baie de Douarnenez. Augris C (ed.). Editions IFREMER, 136 p.
- Ménesguen A, Cugier P, Leblond I, 2006. A new numerical technique for tracking chemical species in a multisource, coastal ecosystem applied to nitrogen causing *Ulva* blooms in the Bay of Brest (France). *Limn. Oceanogr.*, **51**, 591-601.
- Ménesguen A, Dion P, 2007. Rôle du phosphore dans l'eutrophisation littorale. *Océanis*, **32**, 155-173.

- Ménesguen A, Perrot T, Dussauze M, 2010. Ulva Mass Accumulations on Brittany Beaches : Explanation and Remedies Deduced from Models. *Mercator Ocean Quartely Newsletter*, **38**, 4-13.
- Ménesguen A, Piriou J Y, 1995. Nitrogen loadings and macroalgal (*Ulva* sp) mass accumulation in Brittany (France). *Ophelia*, **42**, 227-237.
- Ménesguen A, Piriou J Y, Dion P, Auby I, 1997. Les « marées vertes », un exemple d'eutrophisation à macroalgues. In « *Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes atlantique, Manche et mer du Nord* », p. 212-218. JC Dauvin ed., MNHN, collection Patrimoines naturels, n° 28.
- 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. Internat. Conf.,19-22 Sept 1988, Venice (Italy), Balkema, Rotterdam, p.443-450.
- Merceron M, 1986. Etude de la matière organique et demande en oxygène des sédiments en baie de Vilaine. Rapport final. Rapport IFREMER DERO-86-20-EL, 60 p.
- Merceron M, 1999. Marées vertes en Bretagne : état actuel des connaissances. Actes du colloque « *Du bassin versant au littoral* », Ploufragan, 23-24 septembre 1999.
- Merceron M, Antoine V, Auby I, Morand P, 2007. In situ growth of the subtidal part of green tide forming *Ulva* spp. Stocks. *Science of The Total Environment*, **384**, 293-305.
- Merceron M, Lunven M, 2000. Méthode de cartographie quantitative des ulves « offshore ». Rapport IFREMER ref DEL/EC/BB 00-14, 28 p.
- Merceron M, Piriou JY, Coïc D, 1997. La dénitrification dans un marais littoral pour lutter contre la prolifération des algues vertes (Kervigen, baie de Douarnenez). In : « *Les estuaires français* », 122-129.
- Meybeck, M., Helmer, R., 1989. The quality of rivers: From pristine stage to global pollution. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, **75**, 283-309.
- Mineur F, Belsher T, Johnson M *et al.*, 2007. Experimental assessment of oyster transfers as a vector for macroalgal introductions. *Biol. Conserv.*, **137**, 237-247.
- Mineur F, Johnson M, Maggs C A, 2008. Macroalgal Introductions by Hull Fouling on Recreational Vessels: Seaweeds and Sailors. *Environ. Management*, **42**, 667-676.
- Molénat J, Gascuel-Oudoux C, 2002. Modelling flow and nitrate transport in groundwater for the prediction of water travel times and of consequences of land use evolution on water quality. *Hydrological Processes*, **16**, 479-492.
- Molénat J, Gascuel-Oudoux C, Ruiz L, Gruau G, 2008. Role of water table dynamics on stream nitrate export and concentration. in agricultural headwater catchment (France). *Journal of Hydrology*, **348**, 363-378.
- Molénat, J, Durand P, Gascuel-Oudoux C, Davy P, Gruau G., 2002. Spatial and temporal variations of the groundwater chemistry in an intensive agricultural watershed of French Brittany: relation with the stream water chemistry. *Soil Air and Water Pollution*, **133**, 161-183
- Monbet P, McKelvie I D, Worsfold P J, 2010. Sedimentary pools of phosphorus in the eutrophic Tamar estuary (SW England). *Journal of Environmental Monitoring*, **12**, 296-304.
- Montreuil O, Merot P, Marmonier P, 2010. Estimation of nitrate removal by riparian wetlands and streams in agricultural catchments: effect of discharge and stream order. *Freshwater Biology*, **55**, 2305-2318.
- Moorkens E A, 2000. Conservation Management of the Freshwater Pearl Mussel *Margaritifera margaritifera*. Part 2: Water Quality Requirements. *Irish Wildlife Manuals*, No. 9. F. Marnell ed. 44 p.
- Morand P, Briand X, 1996. Excessive growth of macroalgae: a symptom of environmental disturbance. *Botanica Marina*, **39**, 491-516.
- Naldi M, Viaroli P, 2002. Nitrate uptake and storage in the seaweed *Ulva rigida* C. Agardh in relation to nitrate availability and thallus nitrate content in a eutrophic coastal lagoon (Sacca di Goro, Po River Delta, Italy). *J. of Exp. Marine Biology and Ecology*, **269**, 65-83.
- Nelson T, Lee D J, Smith B C, 2003. Are « green tides » harmful algal blooms? Toxic properties of water-soluble extracts from two bloom-forming macroalgae, *Ulva fenestrata* and *Ulvaria obscura* (Ulvophyceae). *J. Phycol.*, **39**, 874-879.
- Némery J, Garnier J, Morel C, 2005. Phosphorus budget in the Marne Watershed (France): urban vs. diffuse sources, dissolved vs. particulate forms. *Biochemistry*, **72**, 35-66.
- Niell F X, Fernández C, Figueroa F L *et al.*, 1996. Spanish Atlantic Coasts. In: *Marine Benthic Vegetation. Recent Changes and the Effects of Eutrophication* (Ecological Studies). W. Schramm and P. H. Nienhuis (eds.): **123**, 263-281. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg.
- Nixon S W, Ammerman J W, Atkinson L P *et al.*, 1996. The fate of nitrogen and phosphorus at the land-sea margin of the North Atlantic Ocean. *Biochemistry*, **35**, 141-180.
- O'Brien P Y, Dixon P S, 1976. The effects of oils and oil components on algae: A review. *British Phycological J.*, **11**, 115-142.

- Oehler F, Bordenave P, Durand P, 2007. Variations of denitrification in a farming catchment area. *Agri. Ecosyst. and Envir.*, **120**, 313-324.
- Oviatt C, Doering P, Nowicki B *et al.*, 1995. An ecosystem level experiment on nutrient limitation in temperate coastal marine environments. *Marine Ecology Progress Series*, **116**, 171-179.
- Paerl H W, Crocker K M, Prufert L E, 1987. Limitation of N₂ fixation in coastal marine waters: Relative importance of molybdenum, iron, phosphorus, and organic matter availability. *Limnologie and Oceanography*, **32**, 525-536.
- Pant H K, Reddy K R, 2001. Phosphorus sorption characteristics of estuarine sediments under different redox conditions. *Journal of Environmental Quality*, **30**, 1474-1480.
- Pardal M A C, 1998. *Impacto da eutrofização nas comunidades macrobentónicas do braço sul do estuário do Mondego*. Ph.D. Thesis, FCT-University of Coimbra.
- Pastres R, Chan K, Solidoro C, Dejak C, 1999. Global sensitivity analysis of a shallow-water 3D eutrophication model. *Computer Physics Communications*, **117**, 62-74.
- Perrot T, Ménesguen A, Dumas F, 2007. Modélisation écologique de la marée verte sur les côtes bretonnes. *La Houille Blanche*, **5**, 49-55.
- Perrot T, Rossi N, Ménesguen A, Dumas F, à paraître. Modelling green macroalgae on Brittany coast: a management tool. *Ecological Modelling* (soumis)
- Peterson C H, Rice S D, Short J W *et al.*, 2003. Long-Term Ecosystem Response to the Exxon Valdez Oil Spill. *Science*, **302**, 2082-2086.
- Piriou J-Y, 1986. Les marées vertes sur le littoral breton. Bilan 1985. Rapport Ifremer/DERO-86-26.EL, 79 p.
- Piriou J-Y, 2010. Expertise complémentaire sur les algues vertes. Note sur le projet de formation d'un Groupement de Recherche (GDR). Rapport de la convention MEEDDM/DGELN/DEB et IFREMER, 4 p.
- Piriou J-Y, Annezo J P, 1995. Evaluation des proliférations d'algues vertes sur le littoral breton en juin 1994. Rapport IFREMER pour l'AELB, Code 95-05, 20 p.
- Piriou J-Y, Chapron V, Annézo J P, 1995. Mesures de flux nutritifs et inventaire d'algues vertes en 1995. Rapport IFREMER DEL 95-19, 26 p.
- Piriou J-Y, Coïc D, Merceron M, 1999. Abattement de l'azote par le marais côtier de Kervigen et potentiel breton. Actes du colloque « Du bassin versant au littoral », Ploufragan, 23-24 septembre 1999.
- Piriou J-Y, Ménesguen A, 1990. Environmental factors controlling the *Ulva* sp. Blooms in Brittany (France). In « *Marine Eutrophication and Population Dynamics* ». Proc. of the 25th EMBS, Colombo et al Eds. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark.
- 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.
- Poncero A, Le Mao P, Yésou P *et al.*, 2009. Qualité des écosystèmes et conservation du patrimoine naturel: le cas de l'eutrophisation littorale et l'hivernage de la bernache cravant *Branta b. bernicla* en baie de Saint-Brieuc. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, **64**, 1-14.
- Poulléau T, 2009. Etude du mésohabitat de la moule perlière (*Margaritifera margaritifera*): caractérisation des principales altérations. Mémoire de Master 2 de l'Université de Franche-Comté, 99 p.
- Provasoli L, 1958. Effects of plant hormones on *Ulva*. *Biol. Bull.*, **114**, 374-384.
- Redfield A C, Ketchum B H, Richards F A, 1963. The influence of organisms on the composition of sea-water. In : Hill MN (Ed), *The Sea*. John Wiley & Sons, New York, pp. 12-37.
- Rhee G Y, 1978. Effects of N:P atomic ratios and nitrate limitation on algal growth, cell composition and nitrate uptake. *Limnol. Oceanogr.*, **23**, 10-25.
- Rhee G Y, Gotham I J, 1980. Optimum N:P ratios and coexistence of planctonic algae. *J. of Phycology*, **16**, 486-489.
- Rimet F, Druart J C, 2009. Phytoplankton du Léman. Campagne 2008. *Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2008*, 91-102.
- Rismondo A, Scarton F, 1991. Ritmi annuali di accrescimento di *Ulva rigida* in Laguna di Venezia. Indagini in due area a ridotta profondità del bacino centrale. *Ambiente Risorse Salute*, **108**, 31-34.
- Rodríguez E, Fernández F, Romaris X M, Pazo J P., 1987. Valoración de una técnica de semicultivo: limpieza de algas clorofíceas en la Ensenada de San Simón. In: *Actas del II Congreso Nacional de Acuicultura* (December 1- 4, 1987. Santiago de Compostela, A Coruña, Spain). (Cuadernos Marisqueros). A. Landín and A. Cerviño (eds.) 12: 359-364. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela, Spain.
- Rosenberg R, Elmgren R, Fleischer S *et al.*, 1990. Marine Eutrophication Case Studies in Sweden, *Ambio*, **19**, 102-108.
- Rouxel M, Molenat J, Ruiz L *et al.*, 2010. Seasonal and spatial variation in groundwater quality at the hillslope scale: study in an agricultural headwater catchment in Brittany (France). *Hydrol. Process.*, **25**, 831-841.

- Ruiz L, 1999. Approche agronomique des relations entre pratiques agricoles et pollution nitrique à l'échelle du bassin versant : intérêt et limites. Actes du colloque de l'Institut de l'Élevage, Paris, 26 octobre 1999, 49-59.
- Ruiz L, Abiven S, Durand P, Martin C, Vertes F, Beaujouan V, 2002. Effect on nitrate concentration in stream water of agricultural practices in small catchments in Brittany: I. Annual nitrogen budgets. *Hydrology and Earth System Sciences*, **6**, 497-505.
- Ruiz L, Abiven S, Martin C, Durand P, Beaujouan V, Molenat J, 2002. Effect on nitrate concentration in stream water of agricultural practices in small catchments in Brittany: II. Temporal variations and mixing processes. *Hydrology and Earth System Sciences*, **6**, 507-513.
- Rydin E, Hyenstrand P, Gunnerhed M, Blomqvist P, 2002. Nutrient limitation of cyanobacterial blooms: an enclosure experiment from the coastal zone of the NW Baltic proper. *Marine Ecology Progress Series*, **239**, 31-36.
- Rydin E, Malmaeus J M, Karlsson O M, Jonsson P, 2011. Phosphorus release from coastal Baltic Sea sediments as estimated from sediment profiles. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **92**, 111-117.
- Salomonsen J, Flindt M, Geertz-Hansen O, Johansen C, 1999. Modelling advective transport of *Ulva lactuca* (L.) in the sheltered bay, Møllekrogen, Roskilde Fjord, Denmark. *Hydrobiologia*, **397**, 241-252.
- Sauvageau C, 1920. *Utilisation des algues marines*. Paris : Doin, 390 p.
- Sawyer C N, 1952. Some new aspects of phosphates in relation to lake fertilization. *Sewage and Industr. Wastes*, **24**, 768-776.
- Sawyer C, 1965. The sea-lettuce problem in Boston Harbor. *J. Wat. Poll. Control Federation*, **37**, 1122-1133.
- Scarton F, Curiel D, Rismondo A, 1995. Aspetti della dinamica temporale di praterie a fanerogama marine in Laguna di Venezia. *Lav. Soc. Ven. Sc. Nat.*, **20**, 95-102
- Schiffner V, Vatova A, 1938. The algae of the lagoon: Chlorophyceae, Phaeophyceae, Rhodophyceae, Myxophyceae, p. 250. In M. Minio (ed.), *The Lagoon of Venice*, Vol. 3. Venezia (in Italian).
- Schindler D W, 1974. Eutrophication and Recovery in Experimental Lakes: Implications for Lake Management. *Science*, **184**, 897-899.
- Schindler D W, 1977. Evolution of Phosphorus Limitation in Lakes. *Science*, **195**, 260-262.
- Schindler D W, Hecky R E, 2008. Reply to Howarth and Pearl: is control of both nitrogen and phosphorus necessary? *P. N. A. S.*, **105**, E104.
- Schindler D W, Hecky R E, Findlay D L *et al.*, 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *P. N. A. S.*, **105**, 11254-11258.
- Segner H, Caroll K, Fenske M *et al.*, 2003. Identification of endocrine-disrupting effects in aquatic vertebrates and invertebrates: report from the IDEA project. *Ecotox. Environ. Safety*, **54**, 302-314.
- Seitzinger S P, 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance. *Limnol. Oceanogr.*, **33**, 702-724.
- Seitzinger S P, Sanders R W, 1999. Atmospheric inputs of dissolved organic nitrogen stimulate estuarine bacteria and phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, **44**, 721-730.
- Sfriso A, 1987. Flora and vertical distribution of macroalgae in the Lagoon of Venice: A comparison with previous studies. *Giornale Botanico Italiano*, **121**, 69-85.
- Sfriso A, Facca C, Ghetti P F, 2003. Temporal and spatial changes of macroalgae and phytoplankton in a mediterranean coastal area : the Venice lagoon as a case study. *Marine Envir. Res.*, **56**, 617-638.
- Sfriso A, Marcomini A, 1996. Decline of *Ulva* growth in the lagoon of Venice. *Bioresource Technology*, **58**, 299-307.
- Sfriso A, Marcomini A, 1999. Macrophyte production in a shallow coastal lagoon. Part II: Coupling with sediment, SPM and tissue carbon, nitrogen and phosphorus concentration. *Marine Envir. Res.*, **47**, 285-309.
- Shen Z, 2001. Historical changes in nutrient structure and its influences on phytoplankton composition in Jiaozhou Bay, Estuarine, Coastal and Shelf. *Science*, **52**, 211-224.
- Shimada S, Hiraoka M, Nabata S *et al.*, 2003. Molecular phylogenetic analyses of the Japanese *Ulva* and *Enteromorpha* (Ulvales, Ulvophyceae), with special reference to free-floating *Ulva*. *Phycological Res.*, **51**, 99-108.
- Smith V H, 1982. The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: An empirical and theoretical analysis. *Limnol. Oceanogr.*, **27**, 1101-1112.
- Smith V H, 1984. Phosphorus versus nitrogen limitation in the marine environment. *Limnol. Oceanogr.*, **29**, 1149-1160.
- Solidoro C, Brando V E, Dejak C *et al.*, 1997b. Long term simulations of population dynamics of *Ulva r.* In the lagoon of Venice. *Ecological Modelling*, **102**, 259-272.
- Solidoro C, Pecelik G, Pastres R *et al.*, 1997a. Modelling macroalgae (*Ulva rigida*) in the Venice lagoon: Model structure identification and first parameters estimation. *Ecological Modelling*, **94**, 191-2006.
- Sorokin Y I, Dalocchio E, 2008. Dynamics of phosphorus in the Venice lagoon during a picocyanobacteria bloom. *J. of Plankton Res.*, **30**, 1019-1026.

- Stanley D W, 1993. Long-term trends in Pamlico River Estuary nutrients, chlorophyll, dissolved oxygen and watershed nutrient production. *Water Resources Res.*, **29**, 2651-2662.
- Tadonl  k   R D, Lazzarotto J, Anneville O, Druart J-C, 2009. Phytoplankton productivity increased in Lake Geneva despite phosphorus loading reduction. *J. Plankton Res.*, **31**, 1179-1194.
- Tan I H, Blomster J, Hansen G *et al.*, 1999. Molecular Phylogenetic Evidence for a Reversible Morphogenetic Switch Controlling the Gross Morphology of two Common Genera of Green Seaweeds, *Ulva* and *Enteromorpha*. *Mol. Biol. Evol.*, **16**, 1014-1018.
- Teissier J T, Raynal D J, 2003. Use of nitrogen to phosphorus ratios in plant tissue as an indicator of nutrient limitation and nitrogen saturation. *J. of Applied Ecology*, **40**, 523-534.
- Thorner C, DiMilla P, Nixon S W, McKinney R A, 2008. Natural and anthropogenic nitrogen uptake by bloom-forming macroalgae. *Marine Poll. Bull.*, **56**, 261-269.
- Trancoso A R, Saraiva S, Fernandes L, Pina P, Leit  o P, Neves R, 2005. Modelling macroalgae using a 3D hydrodynamic-ecological model in a shallow, temperate estuary. *Ecological Modelling*, **187**, 232-246.
- Trevisan D, Quetin P, Barbet D, Dorioz J-M,    paraître. POPEYE: A river-load oriented model to evaluate the efficiency of environmental policy measures for reducing phosphorus losses. *J. of Hydrology*, in press.
- Vert  s F, Tr  visan D, Gascuel-Odoux C, Dorioz J-M, 2009. Developing tools to improve grassland management in two French grassland systems (intensive and extensive), to comply with Water Framework Directive. *Irish J. Agri-environ. Research*, **7**, 161-174.
- Viaroli P, Naldi M, Bondavalli C, Bencivelli S, 1996. Growth of seaweed *Ulva rigida* C. Agardh in relation to biomass densities, internal nutrient pools and external nutrient supply in the Sacca di Goro lagoon (Northern Italy). *Hydrobiologia*, **329**, 93-103.
- Villares R, Puente X, Carballeira A, 1999. Nitrogen and phosphorus in *Ulva* sp. in the Galician Rias Bajas (northwest Spain): Seasonal fluctuations and influence on growth. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, **15**, 337-341.
- Vitousek P M, Cassman K, Cleveland C *et al.*, 2002. Towards an ecological understanding of biological nitrogen fixation. *Biochemistry*, **57/58**, 1-45.
- Vob M, Baker A, Bange H W, Coney D *et al.*, 2011. Nitrogen processes in coastal and marine ecosystems. In: *The European Nitrogen Assessment*, ed. M. A. Sutton, C. M. Howard, J. W. Erisman *et al.* Cambridge University Press : chapter 8.
- Vollenweider R, 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters. *Tech. Report OECD*, Paris, 150 p.
- Wallentinus I, 1984. Comparisons of nutrient uptake rates for Baltic macroalgae with different thallus morphologies. *Marine Biology*, **80**, 215-225.
- Zertuche-González JA, Camacho-Ibar VF *et al.*, 2009. The role of *Ulva* spp. as a temporary nutrient sink in a coastal lagoon with oyster cultivation and upwelling influence. *J. Appl. Phycology*, **21**, 729-736.

ANNEXES

Annexe 1 : lettre de mission



4 30/2011

14 SEP 2011 Bureau

Christian LEYBAU

MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE, DU
DÉVELOPPEMENT DURABLE,
DES TRANSPORTS ET DU LOGEMENT

MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE, DE
L'ALIMENTATION, DE LA PÊCHE, DE LA
RURALITÉ ET DE L'AMÉNAGEMENT DU
TERRITOIRE

La directrice de cabinet

Le directeur de cabinet

Paris, le 5 SEP. 2011

La directrice de cabinet de la Ministre de l'écologie, du
développement durable, des transports et du logement.
Et

Le directeur de cabinet du Ministre de l'agriculture, de
l'alimentation, de la pêche, de la ruralité et de
l'aménagement du territoire

à

Monsieur le Vice-président du Conseil Général de
l'environnement et du développement durable

Monsieur le Vice-président du Conseil Général de
l'agriculture, de l'alimentation et des espaces ruraux

D 11019451

Objet : Lettre de mission Algues vertes

La prolifération d'algues vertes sur les côtes bretonnes donne lieu depuis 25 ans à des travaux de recherche principalement pris en charge par l'IFREMER, le CEVA et l'INRA. Les divers effets sur l'environnement et les risques pour la santé publique liés à l'échouage des algues vertes sur le littoral breton ont conduit en 2009 le Premier ministre à confier au CGEDD, au CGAAER, à l'IGAS et à l'IGA une mission conjointe sur le phénomène des algues vertes suite à l'incident (mort d'un cheval) survenu à l'été 2009 sur la plage de Saint Michel en Grève.

Les conclusions de cette mission ont largement servi de base à l'élaboration du plan interministériel de lutte contre les algues vertes présenté par les Ministres de l'agriculture et de l'écologie en février 2010 et mis en œuvre depuis.

Plus récemment, les Ministères chargés de l'écologie et de l'agriculture ont demandé en novembre 2009 à l'IFREMER d'établir une synthèse de l'ensemble des connaissances acquises sur les causes de ce phénomène. Cette synthèse, rendue en décembre 2010, confirme les conclusions des scientifiques : les marées vertes en Bretagne sont dues aux flux d'azote déversés par les cours d'eau dans les sites côtiers sensibles, à une zone marine étendue de faible profondeur et enfin à un confinement hydrodynamique des eaux côtières. Concernant les flux d'azote, ceux-ci sont clairement attribués en très grande majorité à l'activité agricole caractérisée depuis les années 50 par une intensification des pratiques et une sur-fertilisation des parcelles.

Pourtant, ces conclusions scientifiques sont aujourd'hui contestées par certains opposants parmi lesquels figurent l'association « l'institut de l'environnement » (ISTE). Ce dernier conteste le lien entre l'azote et les marées vertes. Cette position trouve un écho de plus en plus favorable au sein de la profession agricole comme en attestent par exemple les positionnements de la FDSEA 29 ainsi que les articles de presse sur les colloques organisés en Bretagne.

.../...

Dans la mesure où les propos tenus par l'ISTE constituent une entrave à la mise en œuvre du plan gouvernemental et tentent de discréditer les politiques publiques en matière de lutte contre les pollutions diffuses d'origine agricole, il est indispensable de lever rapidement tout doute en analysant les connaissances scientifiques déjà acquises sur le lien entre les nitrates et la prolifération des algues vertes, au travers d'un rapport indépendant bénéficiant de plus d'une caution scientifique de renommée internationale.

C'est la raison pour laquelle nous sollicitons de votre part une expertise conjointe du CGAAER et du CGEDD ayant pour objet :

- d'établir un état des lieux des connaissances scientifiques nationales et internationales disponibles sur les algues vertes. La mission sera chargée à ce titre d'établir une bibliographie scientifique internationale sur le sujet. En particulier, elle veillera à :
 - o confirmer ou amender le cas échéant les conclusions de l'IFREMER mises en évidence dans le rapport de décembre 2010,
 - o identifier les acquis scientifiques faisant consensus auprès des scientifiques compétents en matière d'eutrophisation,
 - o identifier les résultats scientifiques qui font encore débat,
- d'apporter une analyse critique des théories remettant en cause le lien de causalité entre les nitrates d'origine agricole et les marées vertes en Bretagne au vu des connaissances établies au niveau international et des analyses réalisées,
- de formuler des recommandations pour faciliter l'échange d'expériences et de connaissances dans le cadre d'un réseau d'experts internationaux.

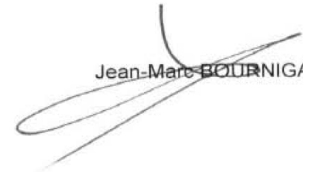
Les ingénieurs et inspecteurs généraux chargés de cette mission associeront à leurs travaux au moins deux experts reconnus internationalement. Ces experts aideront à identifier et rassembler la bibliographie nécessaire et apporteront leur éclairage aux analyses des ingénieurs et inspecteurs généraux. Ils seront co-signataires du rapport final. Les experts indépendants seront désignés par les Ministères chargés de l'écologie et de l'agriculture et agiront intuitu personae.

Les résultats de cette étude auront vocation à être diffusés largement dans le monde agricole et associatif, notamment breton.

Le rapport final devra être remis dans un délai de 4 mois à compter de la désignation des experts internationaux et du démarrage effectif de cette mission.



Marie-Claire DAVELU



Jean-Marc BOURNIGAL

Annexe 2 : Présentation du Comité scientifique de relecture

La mission a soumis les différents chapitres du bilan des connaissances scientifiques (2^{ième} partie) à la relecture de trois scientifiques reconnus pour leurs compétences sur les flux de nutriments, la modélisation des hydrosystèmes et la biologie des algues, qui en ont validé les versions finales dans leurs domaines respectifs de compétence.

- **Gilles Billen, Directeur de recherches au CNRS**, UMR CNRS-UPMC SISYPHE (Structure et fonctionnement des systèmes hydriques continentaux).

Gilles Billen est biogéochimiste, spécialiste de l'étude et de la modélisation des transferts de nutriments dans les bassins versants de dimensions régionales et dans les zones marines côtières eutrophisées. Il a été Directeur du programme PIREN-Seine de 1998 à 2006 et Co-Editeur de l'European Nitrogen Assessment (2011).

- **Bruno de Reviers, Professeur au Muséum national d'histoire naturelle**, UMR UPMC-MNHN-CNRS-IRD SAE (Systématique, adaptation et évolution).

Bruno de Reviers anime un groupe de recherche phylogénétique internationalement reconnu dont les travaux sont orientés, d'une part, vers la reconstruction de l'histoire évolutive des algues et, d'autre part, vers l'étude de leur diversité présente à macro et micro-échelle. Il est chargé des collections nationales d'algues et directeur de l'école doctorale « Sciences de la Nature et de l'Homme » du Muséum national d'histoire naturelle.

- **Jean-Marcel Dorioz, Directeur de recherches à l'INRA**, UMR INRA-Université de Savoie CARTEL (Centre alpin de recherches sur les réseaux trophiques des écosystèmes limniques)

Jean-Marcel Dorioz développe actuellement des recherches sur la spéciation du phosphore et sur la dynamique et le transfert (actuel et passé) du phosphore à l'échelle du paysage. Ces travaux s'inscrivent dans la thématique générale des relations grands lacs – bassin versants. Il anime la fédération de recherche « Lac Montagne Environnement » (Université de Savoie INRA CNRS).

Annexe 3 : abréviations, sigles et acronymes

<i>Sigle</i>	<i>signification</i>
ADEME	agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
AERES	agence d'évaluation de la recherche scientifique
AFSSA	agence française de sécurité sanitaire des aliments
AM	arrêté ministériel
ANR	agence nationale pour la recherche
BRGM	bureau de recherches géologiques et minières
C	pour carbone
CEDAPA	centre d'études pour le développement d'une agriculture plus autonome
CEMAGREF	centre national du machinisme agricole, du génie rural, des eaux et des forêts, devenu IRSTEA (institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture)
CESER	conseil économique, social et environnemental régional
CEVA	Centre d'étude et de valorisation des algues
CGEDD	conseil général de l'environnement et du développement durable
CGAAER	conseil général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux
CIMAV	cellule d'intervention sur les marées vertes (au sein du CEVA)
CIPEL	commission internationale pour la protection du lac Léman
CISALB	comité intersyndical pour l'assainissement du lac du Bourget
CNC	comité national de la conchyliculture
CNCR	centre national de coordination de la recherche conchylicole
CNEXO	centre national pour l'exploitation des océans
CNRS	centre national de la recherche scientifique
COMOP	comité opérationnel (du Grenelle de l'environnement)
CPER	contrat de projets Etat/Région (anciennement contrats de plan Etat/Région)
CRV	comité des ressources vivantes
CSEB	conseil scientifique de l'environnement de BRETAGNE
DBO	demande biologique en oxygène
DDT	dichlorodiphényltrichloroéthane
DIREN	direction régionale de l'environnement
DGAL	direction générale de l'alimentation
DGPAAT	direction générale des productions agricoles et de l'aménagement du territoire
DPMA	direction des pêches maritimes et de l'aquaculture
DPM	domaine public maritime
DREAL	direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement
ECOFLEX	réseau de surveillance de la qualité des eaux de 13 rivières du Finistère (Institut universitaire européen de la mer et Conseil Général du Finistère)
EnR	énergie(s) renouvelable(s)
EIDER	base de données
EPIC	établissement public à caractère industriel et commercial
ETP	équivalent temps plein
GDR	groupement de recherche
GIP	groupement d'intérêt public
IAA	industrie agro alimentaire
ICEP	indicateur de potentiel d'eutrophisation côtière (<i>en anglais : indicator of coastal eutrophication potential</i>)
ICPE	installation classée pour l'environnement
IFEN	institut français de l'environnement
IFREMER	institut français de recherche pour l'exploitation de la mer

IGA inspection générale de l'administration
IGAS inspection générale des affaires sociales
INERIS institut national de l'environnement industriel et des risques
INRA institut national de la recherche agronomique
INSEE institut national de la statistique et des études économiques
ISTPM institut scientifique et technique des pêches maritimes
IUEM et IUEM/LEMAR institut universitaire européen de la mer / laboratoire des sciences de l'environnement marin
MAAPRAT ministère de l'agriculture de l'alimentation et de la pêche de la ruralité et de l'aménagement du territoire
MAE mesure agro-environnementale
MEDDTL ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement
MESR ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche
MNHN muséum national d'histoire naturelle
N pour azote
ONG organisation non gouvernementale
OSTPM office scientifique et technique des pêches maritimes
P pour phosphore
PAR rayonnement photosynthétiquement actif (en anglais : PAR)
PDRH plan de développement rural hexagonal (programmation du fonds structurel européen FEADER à la France métropolitaine)
R&D recherche et développement
REBENT réseau pour la surveillance de la faune et de la flore benthiques
REMI réseau de contrôle microbiologique dans les coquillages
REMONOR réseau mollusques normand
REMORA réseau mollusques et rendements aquacoles
REPAMO réseau de pathologie des mollusques
REPHY réseau pour la surveillance du phytoplancton et des phycotoxines
RFSA réseau français de santé animale
RGA recensement général de l'agriculture
RMT réseau mixte technologique
ROCCH réseau observation et surveillance des contaminants chimiques du littoral
SAGE schéma d'aménagement et de gestion de l'eau
SAU surface agricole utile
UBO université de Bretagne occidentale
UBS université de Bretagne sud
UE union européenne
UER unité d'enseignement et de recherche
UMR unité mixte de recherche
UMT unité mixte technologique

2D deux dimensions
3D trois dimensions

Annexe 4 : Liste des personnes rencontrées ou consultées

Nom	Prénom	Organisme	Fonction	Date
MINISTERES et services de l'Etat				
CADOT	Michel	Préfecture de région	Préfet	28/09 et 09/11/2011
WITTEN	Aude	MIRE/Pref. région		
SCHMITT	Alby	MEDDTL/DEB	Adjoint à la DEB	20/10/2011
GRAVIERE-TROADEC		SGAR Bretagne	Secrétaire Générale	
NOARS	Françoise	DREAL	Directrice	09/11/2011
BIANNIC	Louis	DRAAF	Directeur	
LE DAFNIET	Serge	DREAL	Chef de la division Eau	
ESPALIEU	Claire	MIRE/Pref. région		07/11/2011
CHERCHEURS des ETABLISSEMENTS PUBLICS et CENTRES TECHNIQUES				
PIRIOU	Jean-Yves	IFREMER Brest		07/11/2011
MENESGUEN	Alain			30/11/2011
Le MAO	Patrick	IFREMER Dinard		
PRIEUR	Dominique	Université de Belfast		13/01/2011
POTIN	Philippe	CNRS (Station biologique de Roscoff)	Directeur de recherche	
KLOAREC	Bernard		Directeur de la station	08/11/2011
AUROUSSEAU	Pierre	Agrocampus Ouest	Professeur	
DURAND	Patrick	INRA	Directeur de recherche	
BALLU	Sylvain	CEVA		09/11/2011
DION	Patrick			
RUIZ	Laurent	INRA Agrocampus	Directeur de recherche	
Conseil Régional et C.E.S.E.R. Bretagne				
BURLOT	Thierry	Conseil Régional	Vice-Pdt Région	21/11/2011
EVEN	Alain	CESER	Président	
LABBE	Jean-Yves	Union des armateurs à la pêche de France	Membre CESER Pdt section mer littoral	21/11/2011

Nom	Prénom	Organisme	Fonction	Date
Le FOLL	François	CFDT	Membre CESER	
GUYOMARC'H	Jean-Paul	Eau et rivières de Bretagne	Membre CESER	
DELDICQUE	Mathieu		Service de l'eau Région Bretagne	
TARTARIN	Fanny		Conseillère technique mer littoral	
COLLECTIVITES LOCALES				
Le GOFF	Roger	Communauté de communes du pays Fouesnantais	Président	09/11/2011
LEFEVRE	Morgane		Ingénieure chargée de recherche	(visio conférence)
OPERATEURS ECONOMIQUES ET RESPONSABLES PROFESSIONNELS				
BUSON	Christian		Président	07/11/2011
BUSON	Béatrice	ISTE	Trésorière	
MAUGER	Virginie		stagiaire	
JAOUEN	Jacques	Chambre régionale d'agriculture	Président	09/11/2011
HANOCQ	Daniel			
RENE	Jean-Jacques	Chambre agriculture Côtes d'Armor	Secrétaire général	
CONGY	Elisabeth	Chambre régionale d'agriculture	Coordination environnement/ territoires	
DRILLET	Patrice	UGPVB		
LEMAIRE	Nolwenn	UGPVB	Chargée de mission environnement	
HAMON	Jean-Paul	Chambre agriculture Côtes d'Armor	Service environnement	
MERY	Yoann	COOP de France	Chargé de mission environnement	
Le VOURC'H		Breiz Europe		13/12/2011
GOUSSET	Bernard	Groupe CECAB		05/01/2012

