

23, 24 septembre 1999
Saint-Brieuc, Ploufragan

actes de colloques


24

Coordinateur
Michel Merceron



Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral

24

 Ifremer

22 0.15

Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral

Coordinateur
Michel Merceron

Actes de colloques
Ploufragan (Saint-Brieuc), septembre 1999

Avec la participation de † Daniel Coïc, décédé le 10 juin 1999.
Daniel Coïc avait efficacement contribué aux travaux du programme
de recherche « Bassins versants et transmission des pollutions au littoral ».
Cet ouvrage, restituant les résultats de ce programme, lui est dédié.

Ifremer

Sommaire

Introduction

- Motivations et présentation du programme**
 « Bassins versants et transmission des pollutions au littoral » 7
 M. Merceron, G. Le Bozec
- Bilan économique de la pollution diffuse : approche théorique** 13
 E. Bonnieux, P. Rainelli

Chapitre I - Littoral

- L'utilisation de modèles écologiques dans la lutte contre l'eutrophisation des eaux côtières françaises** 31
 A. Ménesguen
- Marées vertes en Bretagne : état actuel des connaissances** 49
 M. Merceron
- Biomasses d'ulves et flux de nutriments en baie de Douarnenez** 61
 M. Merceron, † D. Coïc, P. Talec
- Contenu tissulaire des ulves en azote et phosphore comme facteurs limitants de leur croissance en baie de Douarnenez** 77
 P. Dion, S. Le Bozec
- Effet des herbicides sur la croissance *in vitro* du phytoplancton marin** 86
 G. Arzul, G. Durand
- Modélisation numérique des courants de la côte bretonne** 95
 D. Obaton, P. Garreau

Chapitre II - Bassins versants

- Présentation des bassins versants ateliers (Coët-Dan et Kerharo) et de la baie de Douarnenez** 107
 P. Bordenave, M. Merceron
- **Surface**
- Transfert et flux de nutriments - Importance des transports de surface et de faible profondeur** 125
 C. Cann, P. Bordenave, P. Saint-Cast, J.-C. Benoist
- Facteurs de transfert vers les eaux de surface de quelques phytosanitaires dans le contexte agricole breton** 141
 M. Clément, C. Cann, R. Seux, P. Bordenave
- Quantification et survie des bactéries dans les eaux du Coët-Dan** 157
 S. Corre, E. Jacq, B. Moullec
- Flux bactériens et qualité sanitaire des coquillages en baie de la Fresnaye** 169
 E. Dupray *et al.*

• Profondeur

Influence de l'hydrogéologie et des bactéries dans l'élimination du nitrate des nappes de fissure en Finistère	179
J.-P. Faillat, S. Corre, T. Sicard, L. Somlette	

Dénitrification des eaux souterraines du bassin versant du Coët-Dan et transfert vers les eaux de surface	198
H. Pauwels, W. Kloppmann, P. Lachassagne, A. Martelat, J.-L. Pinault, H. Talbo	

• Généralités

Typologie des bassins versants bretons	210
P. Watremez, H. Talbo	

Pratiques agricoles et pollution diffuse des eaux de surface. Premiers résultats sur l'ion nitrate dans le bassin versant du Coët-Dan (Naizin - 56) et ses sous-bassins de Kervidy et de La Villeneuve	220
J. Abrassart	

Chapitre III - Solutions techniques

• Actions mises en œuvre

Le devenir des algues ramassées	239
H. Tanguy, F. Lidou	

Programme de reconquête de la qualité de l'eau sur le bassin versant de l'lc (Côtes-d'Armor) de 1996 à 1998	248
V. Têtu	

La lutte préventive contre la prolifération des algues vertes : démarche engagée en baie de Saint-Michel-en-Grève	261
H. Tanguy, F. Lidou	

• Bases scientifiques pour de nouvelles actions

Abattement de l'azote par le marais côtier de Kervigen et potentiel breton	275
J.-Y. Piriou, † D. Coïc, M. Merceron	

L'aménagement des zones humides ripariennes pour reconquérir la qualité des eaux : l'expérience de Kerveldreac'h	288
J. Bidois, P. Durand, P. Mérot	

Modélisation du transfert de nitrate dans les bassins versants ruraux : présentation et premières applications du modèle TNT1	298
P. Durand, P. Mérot, J. Bidois	

Décalages temporels entre modifications des pratiques agricoles et diminution de nitrate dans les eaux superficielles	311
P. Bordenave, F. Bouraoui, C. Gascuel-Oudoux, J. Molénat, P. Mérot	

Introduction

Motivations et présentation du programme « Bassins versants et transmission des pollutions au littoral »

Michel Merceron⁽¹⁾, Gildas Le Bozec⁽²⁾

(1) Ifremer/Del, BP 70, 29280 Plouzané

(2) Cemagref, 17 avenue de Cucillé, 35044 Rennes Cedex

Introduction

Sur le plan physique, la Bretagne est caractérisée par un réseau hydrographique très dense, des bassins versants le plus souvent de petite taille (quelques dizaines de kilomètres carrés) et un linéaire de côtes très important au regard de sa superficie. Ces milieux, très proches et très dépendants, sont d'une grande richesse biologique et, pourtant, sont affectés depuis de nombreuses années par des pollutions spectaculaires : les proliférations d'algues vertes et la dégradation de la qualité des eaux superficielles en sont l'expression la plus visible. Au rang des pollutions qui affectent ces milieux - beaucoup d'entre elles sont apportées de manière essentielle ou déterminante par les eaux continentales - figurent les pollutions d'origine agricole.

La Bretagne a connu au cours des trente dernières années un développement extrêmement important de sa production agricole. Ce développement a été rendu possible par une augmentation très significative des intrants utilisés (engrais, aliments du bétail) et une intensification des modes de production. Le déséquilibre global entre les apports aux cultures et leurs besoins est aujourd'hui bien connu, tout comme l'est la notion de ZES : zone d'excédent structurel.

Ce développement a généré des atteintes aux milieux : eutrophisation des eaux littorales par les apports de nitrate, des eaux continentales par le phosphore, dégradation de la qualité des eaux douces par le nitrate et les pesticides... Certes, les pollutions d'origine agricole ne sont pas les seules responsables des atteintes à l'environnement ainsi constatées. Leur caractère diffus sur le territoire explique pour partie la difficulté des actions de reconquête de la qualité du milieu. Les actions engagées sur les autres sources, pollutions industrielles et domestiques notamment, même si elles doivent être poursuivies, donnent des résultats rapides et souvent immédiatement perceptibles sur la qualité des eaux en aval des points de rejet.

Les années quatre-vingt et quatre-vingt-dix ont vu une prise de conscience de ces questions. Le contrat de plan État-Région 1994-1998 a conduit à fédérer les actions de recherche réalisées sur ce thème de la transmission des pollutions du bassin versant vers le littoral par les organismes publics de recherche : BRGM, Cemagref, ENSP, Ifremer, Inra, Isamor.

Les objectifs majeurs de ce programme étaient de comprendre les mécanismes de transfert des polluants vers les cours d'eau et par les cours d'eau vers le littoral. Dans ce cadre, le programme visait à identifier les variables et les paramètres qui influencent ces transferts, qu'ils soient météorologiques, géologiques, hydrologiques, agronomiques... et de quantifier et hiérarchiser leurs influences. Parallèlement, étaient étudiées les possibilités de modifier et de réduire les transferts, ou d'améliorer les phénomènes de dépollution naturelle (zones humides, eaux souterraines...). Par ailleurs, des travaux ont porté sur la mesure de l'efficacité d'un marais littoral pour réduire les marées vertes sur les plages situées en aval. Un inventaire des sites propices à l'aménagement de tels marais à l'échelle du littoral breton a été réalisé. Ces travaux ont été conduits sur deux bassins versants : celui du Coët-Dan à Naizin dans le Morbihan, suivi depuis plus de vingt ans par le Cemagref, et celui du Kerharo, tributaire de la baie de Douarnenez dans le Finistère. Sur les zones littorales correspondantes, les flux d'azote apportés à la mer par les ruisseaux ont été suivis ainsi que leur relation avec l'importance des marées vertes qui s'y développent chaque année.

Les travaux ont porté sur le nitrate, du fait de la dégradation de la qualité des eaux destinées à l'alimentation en eau potable et de son influence directe sur le développement des algues vertes, ainsi que sur le phosphore, responsable de l'eutrophisation des eaux douces. Des travaux ont été conduits sur les pesticides et les bactéries d'intérêt sanitaire provenant des élevages, sujets peu étudiés jusqu'alors. Ce programme ne visait pas à être exhaustif. Il a porté sur les paramètres dont l'influence sur la qualité des milieux avait été mise en évidence.

Nitrate

L'augmentation des concentrations de nitrate dans les eaux de surface de Bretagne a commencé il y a plusieurs décennies. Depuis lors, elle a constitué une préoccupation, puis un problème majeur, pour la potabilisation de l'eau puisque 80 % des eaux consommées dans la région proviennent de prises d'eaux superficielles.

L'azote, qu'il soit sous forme de nitrate ou d'ammoniaque, est nécessaire, comme le phosphore, à l'apparition de l'eutrophisation en eau douce, bien que le second élément soit le facteur limitant du phénomène. En milieu marin, la situation est généralement inverse et c'est l'azote qui règle l'importance de l'eutrophisation. Celle-ci peut revêtir une forme phytoplanctonique ou benthique selon les conditions du milieu, notamment l'éclairement. Dans le deuxième cas, il s'agit de ce qui est couramment appelé « marée verte ».

L'origine de l'augmentation massive des teneurs en nitrate dans les cours d'eau est très majoritairement agricole (> 75 %). L'intensification de l'agriculture et notamment des élevages en est la cause principale. Ceci est d'autant plus vrai que les effluents des agglomérations sont de mieux en mieux traités en station d'épuration.

Si la concentration de nitrate des cours d'eau évolue selon les saisons et d'une année sur l'autre en fonction des variations climatologiques, la tendance de fond est à l'augmentation. Celle-ci est généralement chiffrée autour de 1,5 mg/l/an. Actuellement, la réglementation européenne oblige à abandonner les captages où l'eau brute dépasse la concentration seuil de 100 mg/l. Le pompage d'eau brute contenant plus de 50 mg/l de nitrate est toléré durant un maximum de cinq ans au cours desquels des mesures préventives de reconquête de la qualité de l'eau doivent être prises. Pour ces deux motifs, des captages de plus en plus nombreux doivent être abandonnés, en compensation de quoi des interconnexions de réseaux et des forages profonds permettent d'accéder à des eaux de qualité nitrique acceptable. De plus, des traitements de dénitrification sont installés en nombre croissant sur les réseaux de distribution les plus affectés. Ces évolutions contribuent à augmenter le prix de revient de l'eau potable, d'autant que la demande de fourniture a tendance à croître.

Certaines actions visant à reconquérir ou du moins à maîtriser une qualité d'eau correcte eu égard aux besoins sont démarrées depuis plus ou moins longtemps (Bretagne Eau Pure 2, bassins versants tests à marée verte, PMPOA, etc.).

Dans le présent programme, on s'est attaché à plusieurs points concernant à la fois la compréhension des processus et les voies d'amélioration de la situation. Les processus de transfert ont été étudiés là où ils sont les plus intenses, c'est-à-dire en surface et à faible profondeur. Au-delà de l'influence des intrants, celle des facteurs météorologiques a été étudiée à l'échelle des crues, des saisons et des variations interannuelles. Une modélisation du comportement du nitrate a été réalisée ; elle permet de simuler un certain nombre de scénarios. Par ailleurs, les processus de dénitrification existant en profondeur dans les horizons saturés d'eau ont été précisés, ainsi que la flore bactérienne qui en est partiellement responsable. Les possibilités de dénitrification en surface dans des zones humides, qu'elles soient naturelles ou aménagées dans ce but, ont été étudiées.

Phosphore

À la différence de l'azote, le phosphore est apporté aux eaux douces ou marines par les activités industrielles, domestiques et agricoles. Il entretient le potentiel de développement des algues en milieu marin et il est responsable des proliférations d'algues dans les retenues d'eau douce et les cours d'eau lents. L'eutrophisation des eaux douces rend difficile, voire impossible, la potabilisation des eaux de surface et peut générer des mortalités très importantes de poissons lors de la décomposition des algues en période estivale.

Les mesures à caractère préventif ou curatif que sont les traitements d'épuration des effluents industriels ou domestiques réduisent progressivement les apports ponctuels au milieu naturel. Dans ces conditions, la part du

phosphore d'origine agricole augmente. Il est apporté dans les sols par les engrais phosphatés, dont l'usage est en diminution constante, et par les déjections animales dont les volumes augmentent. Il transite vers les ruisseaux essentiellement par érosion des sols enrichis par des sur-fertilisations. En effet, contrairement à l'azote, le phosphore est stocké dans les sols où il est adsorbé sur les particules de terre.

Dans le cadre de ce programme, l'étude des crues qui engendrent une augmentation de la concentration (et des flux) en phosphore dans les eaux a été poursuivie. Ces observations ont été faites sur les bassins versants étudiés. Par ailleurs, un modèle reliant les variations de concentration en phosphore dans les eaux aux quantités et à la nature des matières en suspension a été mis au point sur le bassin versant du Coët-Dan. Il a été testé avec succès sur le bassin du Kerharo et sur celui du Kerouallon suivi également par le Cemagref. Par l'ajustement de ses paramètres, ce modèle permet de quantifier l'augmentation de la teneur des sols en phosphore. L'impact de la modification des pratiques culturales (sens des labours, sols nus, etc.) et des modifications de systèmes de production ou des aménagements des bassins versants (obstacles au ruissellement) n'a pas été étudié.

Pesticides

L'impact des pesticides sur le milieu marin a été peu étudié. Pourtant, ceux-ci sont soupçonnés d'être parmi les responsables de dérèglements du fonctionnement des écosystèmes, tant au niveau de la flore que de la faune. Les pesticides sont aussi, semble-t-il, transférés au milieu marin, essentiellement par les écoulements superficiels. L'ampleur de la contamination des eaux de surface a été mise en évidence en Bretagne au cours de ces dernières années. Le Comité d'orientation pour la réduction de la pollution des eaux par les produits phytosanitaires (Corpep) y a fédéré plusieurs programmes sur le thème de la lutte contre la contamination des eaux de surface.

Pour ce paramètre, comme pour le phosphore, les sources sont multiples : usages liés à l'entretien des surfaces imperméabilisées ou stériles (routes, voies ferrées, cours, etc.), usages domestiques et agricoles. L'occurrence des pointes de concentration est reliée à des épisodes pluvieux survenant après l'application des produits. Contrairement au nitrate, la fraction efficace des produits épandus sur les sols agricoles est très faible (de 1 à 2 %).

Les travaux conduits dans le cadre de ce programme ont porté à la fois sur une évaluation par enquête des produits utilisés en agriculture et sur le suivi au cours des crues de l'évolution des concentrations de divers pesticides dont l'atrazine et ses métabolites (dééthylatrazine et isopropylatrazine). Plusieurs facteurs de transfert des parcelles aux cours d'eau ont été étudiés : pente du terrain, état de sa surface, distance au ruisseau.

Bactéries d'intérêt sanitaire

La salubrité des coquillages représente le problème primordial de la conchyliculture, et l'importance de cette activité en Bretagne est connue. Le milieu marin étant par essence le réceptacle des apports véhiculés par les eaux douces, les éleveurs en subissent directement les conséquences. Leurs produits constituent en quelque sorte des sentinelles de la qualité bactériologique des eaux qui les baignent. La réglementation européenne appliquée depuis quelques années tend à renforcer les dispositions antérieures. Les eaux de baignade, douces ou marines, doivent également respecter certaines normes bactériologiques.

L'origine des contaminations peut être à la fois humaine et animale. En ce qui concerne les agglomérations, le problème est étudié depuis longtemps et le fonctionnement des stations d'épuration s'est nettement amélioré. En revanche, l'origine animale n'a pas fait l'objet d'autant d'intérêt, en dépit de l'importance des cheptels, porcins et avicoles notamment.

L'état de contamination des plages de Bretagne, comme celles de France, tend à s'améliorer, celui des eaux conchyloles aussi. Cependant, il est très irrégulier, car fortement lié aux précipitations et aux apports de matières en suspension lors des crues. La réglementation préventive a jusqu'ici, conformément au bon sens, privilégié les mesures concernant les sources de contamination (fermes, terrains d'épandage, etc.) situées à faible distance de la côte et des sites sensibles.

Mais la faible longueur de la majorité des cours d'eau bretons, donc la brièveté des temps de descente, nous a conduit à nous intéresser de plus près à ce sujet, peu étudié jusqu'ici. Les temps de survie de bactéries fécales de différentes origines (lisier entre autres) ont été recherchés sur le terrain même. De plus, les teneurs en germes tests de contamination fécale ont été suivies finement lors d'une vingtaine de crues. C'est en effet lors de ces épisodes que les flux de germes les plus importants sont entraînés à la mer.

Études générales

Leur champ d'intérêt concerne la Bretagne entière et vise à faciliter l'extrapolation des résultats obtenus sur des sites localisés à l'ensemble de la région.

Modélisation hydrodynamique

En matière de pollution marine d'origine ponctuelle, comme celle apportée par les cours d'eau, le pouvoir dispersif du site et le déplacement des masses d'eau sont des données essentielles. Ils règlent respectivement l'évolution de la concentration du polluant et sa trajectoire en mer, deux paramètres déterminant l'impact d'un rejet, notamment lorsqu'il s'agit d'éléments nutritifs en excès. La modélisation de l'hydrodynamisme permet d'accéder à ces deux facteurs.

La modélisation des courants de la côte nord de Bretagne avait été précédemment réalisée à l'occasion du programme « Cartographie des zones sensibles à l'eutrophisation : cas des côtes bretonnes » financé par la CEE, la Région Bretagne et l'Ifremer. Le complément de la côte sud a été effectué dans le cadre du présent programme. Le modèle hydrodynamique couvre maintenant l'ensemble de la côte bretonne et permet la réalisation de modèles locaux plus précis, éventuellement requis sur des sites particuliers.

Typologie des bassins versants

Les mesures de débit et de concentration de polluants en eau douce concernent essentiellement la ressource en eau à potabiliser et ne se situent pas au débouché des cours d'eau en mer. Cette lacune dans notre problématique devrait être comblée par une modélisation des réponses des cours d'eau aux intrants et aux précipitations qui intègre les caractéristiques permanentes des bassins versants, telles que la pente, la nature géologique du sous-sol, la densité de drainage, etc. La première étape consiste à classer les bassins versants selon leur réponse en débit aux précipitations. Un bassin schisteux présente une réponse rapide et la faiblesse de ses réserves lui confère des débits d'étiage faibles au contraire d'un bassin granitique généralement plus fissuré et perméable. Ce type de démarche a été entrepris et affiné sur plusieurs dizaines de bassins versants du Finistère, avant qu'il ne soit élargi à l'ensemble de la Bretagne. À terme, les résultats devraient permettre de connaître les bassins versants dont la restauration de la qualité nitrique de l'eau serait *a priori* plus sensible que d'autres à la diminution des apports.

Il reste que la connaissance des apports d'azote minéral aux champs à l'échelle d'un bassin versant est difficile à appréhender, les statistiques d'engrais restant globalisées au niveau du département.

Conclusion

Le programme de recherche « Bassins versants et transmission des pollutions au littoral » a été conduit dans le contexte spécifique de la région Bretagne décrit en introduction.

Parallèlement et dans le même temps, se mettaient en place des programmes de reconquête de la qualité des eaux : BEP2, PMPOA... S'il a pu enrichir certaines des réflexions conduites et des actions mises en œuvre dans ce cadre, il ne peut répondre à l'ensemble des questions posées. Des questions demeurent dans le champ de ce programme et d'autres compléments de recherche seront nécessaires, sur les thèmes abordés et sur d'autres encore.

Pour autant, ces besoins de connaissance ne doivent pas freiner l'action.

Bilan économique de la pollution diffuse : approche théorique

François Bonnieux, Pierre Rainelli

Inra-Économie, rue Adolphe Bobierre, CS 61, 103, 35011 Rennes Cedex

Introduction

La pollution diffuse se révèle être le problème majeur concernant les atteintes subies par les milieux aquatiques continentaux ou littoraux, sachant que l'essentiel provient de l'agriculture. Ainsi, pour la rade de Brest, on estime que l'agriculture est à l'origine de 85 à 90 % des apports de nitrate (Joanny *et al.*, 1993). D'un point de vue académique, la pollution se caractérise comme un bien indésirable associé à la production de biens privés et qui affecte le bien-être du consommateur, voire la production d'autres. Il en résulte une divergence entre les coûts privés, que supporte le pollueur, et les coûts subis par les autres agents, en terme de perte d'agrément ou en terme de baisse de profit. Pour rétablir l'équilibre entre les coûts privés des pollueurs et les coûts sociaux, c'est-à-dire l'ensemble des pertes engendrées par ce bien indésirable, il convient de taxer les émissions polluantes de sorte que les bénéfices marginaux qui en résultent pour les individus et les firmes soient égaux aux coûts marginaux de réduction de la pollution. C'est le principe d'internalisation qui correspond à l'effet marginal du dommage créé, et dont l'objet est la réduction des inefficacités dans l'utilisation des ressources.

Outre les difficultés générales rencontrées lors de pollutions ponctuelles dont les conséquences sont faciles à identifier, la taxation des externalités agricoles pose de sérieux problèmes du fait du caractère diffus des pollutions de ce secteur. En effet, la présence de nombreux agents rend difficile l'identification de l'origine des émissions, d'où l'impossibilité d'établir des responsabilités et d'avoir des dispositifs réduisant la pollution. Ceci accroît les risques de comportement du type passager clandestin où l'on espère voir retomber la charge d'un financement quelconque sur le voisin. De plus, la grande hétérogénéité spatiale des impacts environnementaux fait que la même émission peut avoir des conséquences très différentes selon l'emplacement de la source dans le bassin versant. L'hétérogénéité des technologies agricoles et la présence de phénomènes stochastiques, essentiellement de nature climatologique, viennent encore compliquer les choses.

Par ailleurs, une politique efficace de taxation des pollutions diffuses par des instruments classiques doit intégrer le comportement des producteurs, notamment face au risque, sachant que c'est un des éléments clés pour expliquer leur surutilisation. Plus précisément, on sait que

L'intensification de l'agriculture, vue à travers l'accroissement des rendements, provient d'une plus forte utilisation des facteurs variables. En particulier, il y a une augmentation parallèle du recours aux produits phytosanitaires et aux engrais. Pour des raisons agronomiques, l'utilisation d'un de ces deux facteurs augmente la productivité marginale espérée de l'autre. En effet, les phytosanitaires protègent un rendement potentiel lié à l'emploi des autres intrants et l'utilisation massive de ceux-ci fait que les dégâts potentiels dus aux ennemis des cultures sont importants, justifiant ainsi de hauts niveaux de protection. Dans ces conditions, le comportement des exploitants face au risque devient primordial. Lorsqu'il y a aversion au risque, ce qui est le cas courant, on aura des agriculteurs ayant tendance à mettre plus d'engrais et de pesticides que ce qui serait techniquement souhaitable, d'où la nécessité d'avoir des mécanismes économiques susceptibles de contrer cette surutilisation (systèmes d'assurances).

Pour pallier ces difficultés, en restant au plus près de la recherche d'un optimum de premier rang, on a tenté de procéder par approche directe ou par voie indirecte. Dans le premier cas, on cherche à définir des mécanismes incitatifs visant à ramener la pollution constatée à l'exutoire d'un bassin au niveau souhaité. On a ainsi proposé une taxation assise sur l'écart entre qualité observée et qualité recherchée, complétée par une politique d'investissement permettant de mieux suivre les émissions (Xepapadeas, 1994). Ici, on fait l'hypothèse d'asymétrie de l'information en faveur des agriculteurs. Dans l'approche indirecte, on estime les émissions par le biais de modèles biophysiques simulant les pollutions à partir de données climatiques générées stochastiquement et compte tenu des conditions agropédologiques (Shortle & Dunn, 1986). On détermine ainsi les impacts environnementaux. On peut alors proposer les instruments les mieux à même d'éviter ces impacts. Là, on suppose que les agents ne détiennent pas d'information particulière et qu'ils n'évaluent pas correctement les conséquences environnementales de leurs pratiques. C'est cette deuxième démarche que l'on développera ici.

Les principes du couplage des modèles biophysiques et économiques

Il s'agit de relier les processus d'émission des polluants provenant des activités agricoles aux modalités de gestion des exploitants. La structure générale de ces systèmes intégrés varie selon le type particulier de problème que l'on cherche à résoudre et les conditions spécifiques du bassin versant retenu. Certains mettent l'accent sur le niveau régional (Mapp *et al.*, 1994 ; Wu *et al.*, 1996), d'autres se basent sur des unités de production représentatives (Hopkins *et al.*, 1996) ou bien envisagent des systèmes de production simplifiés de type monoculture ou polyculture-élevage. Toutefois, en terme d'architecture générale, on peut retenir un schéma où sont couplées trois familles de modèles.

- Dans la première famille de modèles, tel WXGEN, on cherche à représenter le climat. Pour cela, on génère de manière stochastique des simulations concernant les précipitations quotidiennes et les températures sur une période de cinquante ans. Une telle série est nécessaire car des valeurs moyennes représenteraient les phénomènes de manière incorrecte en raison du caractère non linéaire des émissions. Ceci tient aux aspects aléatoires des événements climatiques. On peut aussi avoir un modèle de simulation de croissance des plantes du type Ceres estimant la photosynthèse potentielle sur la base du climat et la photosynthèse réelle en tenant compte des disponibilités en eau et en azote.

- Le deuxième type de modèle vise à formaliser les transferts dans le sol. Ainsi, Gleams (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems) est composé de cinq modules représentant respectivement les phénomènes hydrologiques, l'érosion, les flux de sels nutritifs, ceux de pesticides et le rendement des pesticides. Les entrées dans Gleams comprennent les caractéristiques du sol, les informations d'ordre climatique provenant des modèles précédents et la façon dont les cultures sont conduites. Le modèle permet de prévoir les transferts horizontaux et verticaux d'eau, de nutriments et de pesticides. Évidemment leur impact sur le milieu dépend de la plus ou moins grande proximité des rivières. De ce fait, les résultats obtenus doivent être considérés comme le maximum de ce qui est susceptible d'atteindre les cours d'eau. La formalisation de Gleams s'exprime de la manière suivante (Weaver & Harper, 1993) :

$R = R(\Phi_c, \Phi_s)$, R étant le ruissellement de surface ;

$H = H(R; \Phi_c, \Phi_s)$, H correspondant à l'hydrologie (infiltration, percolation, évaporation) ;

$E_w = E_w(R, X_f, Q_c; \Phi_c)$, E_w étant l'érosion hydrique ;

$C_p = C_p(H, X_p, X_f, Q_c, E_w; \Phi_c, \Phi_s)$, C_p étant les processus chimiques concernant le devenir des pesticides ;

$Y_p = Y_p(C_p)$, Y_p représentant le rendement des pesticides avec :

Φ_c = événements climatiques

Φ_s = caractéristiques du sol

X_f = système cultural

Q_c = croissance des plantes

X_p = traitement phytosanitaire (méthode, quantité).

Notons qu'avec Epic (Erosion Productivity Index Calculator) les deux premiers modules opérationnels sont envisagés de pair. Son schéma de fonctionnement est le suivant (Cosserat, 1991) :

- un calcul de la biomasse potentielle produite selon la surface foliaire, les conditions climatiques et certaines caractéristiques des cultures ;
- les besoins en eau, en azote et phosphore des cultures ;
- le taux de satisfaction des besoins des cultures pour chacun de ces éléments ;
- la détermination de la matière sèche réellement élaborée ;
- le calcul de la consommation réelle de la culture.

Pour ces diverses opérations, il y a six modules concernant l'hydrologie, le climat, l'érosion, les éléments minéraux, la croissance végétale et les opérations culturales. Ceci se formalise de manière très comparable à ce que nous avons présenté pour Gleams.

Dans certains cas, on a une combinaison entre Epic et le module pesticide de Gleams (Wu *et al.*, 1996).

• Le troisième type de modèle, enfin, relève de l'optimisation économique. Il est basé sur la programmation mathématique visant à maximiser le revenu de l'exploitation avec les contraintes habituelles sur les surfaces et le bétail mais aussi avec les contraintes environnementales. Ces dernières intègrent les liens entre le type de conduite agronomique et zootechnique et les effets sur le niveau d'intrants utilisés. Il est également possible de tenir compte des réglementations et des normes qui sont traitées comme des contraintes. On peut ainsi tester l'efficacité économique et environnementale d'une politique de restriction des pollutions par le biais de divers instruments : taxation des intrants polluants selon diverses modalités, baisse du prix de soutien d'une ou plusieurs productions, quotas, normes...

Le programme d'optimisation, lorsque l'on raisonne au niveau de l'exploitation, s'écrit (Hopkins *et al.*, 1996) :

$$\text{Max} \sum_j \pi_j C_j - \sum_i \beta_i X_i + \gamma Y - \sum_m \varepsilon_m Z_m - \sum_m \xi_m I_m - \sum_p \lambda_p \kappa_p$$

avec pour contraintes :

$$\sum_j \alpha_{i,j} X_j \leq C_i \quad j = 1, \dots, J$$

$$\sum_i X_i \leq \text{surface}$$

$$\sum_i \delta_i X_i \leq Y$$

$$Y \geq \nu$$

$$\sum_i \iota_{i,p} X_i \leq \kappa_p \quad p = 1, \dots, P$$

Les variables sont :

C_j = production de la culture j par hectare,

X_j = surface de la culture i ,

Y = unités de bétail,

Z_m = heures d'utilisation de la machine m

I_m = variable indicatrice (1 quand la machine m est présente, sinon 0).

Les paramètres sont :

$\alpha_{i,j}$ = rendement de la culture j conduite selon l'itinéraire technique i ,

$\beta_{i,j}$ = coût variable à l'hectare pour l'itinéraire i ,

γ = marge nette d'une unité de bétail,

δ_i = part de l'élevage conduit selon la pratique i ,

ε_m = coût variable horaire de la machine m ,

ξ_m = coût fixe de la machine m ,

$\iota_{i,p}$ = kilogramme par hectare de polluant p lié à la pratique i ,

κ_p = taxe par kilogramme de polluant p ,

π_j = prix par unité de la culture j ,

ν = nombre minimum d'animaux.

Cette structure générale avec le couplage entre, d'une part, des modules concernant les aspects climatiques et les transferts de sels nutritifs et de polluants et, d'autre part, des procédures d'optimisation économique peut déboucher sur des architectures plus complexes que celles évoquées ci-dessus. Ainsi, Ceepes (Comprehensive Environmental Economic Policy Evaluation System) est-il un système intégré permettant d'évaluer les conséquences environnementales et économiques d'une politique environnementale appliquée à l'échelon régional (Bouzaher & Shogren, 1997). Ici, les simulations portent sur les effets d'une interdiction de l'utilisation d'herbicides dans la culture du maïs et du sorgho.

Il s'agit d'un métamodèle qui intègre six modèles :

- Rams (Resource Adjustable Modeling System);
- Wish (Weather Simulation on Herbicide);
- Almanac (Agricultural Land Management Alternatives with Numerical Assessment Criteria);
- Rustic (Risk of Unsaturated/Saturated Transport and Transformation of Chemical Concentrations);
- Stream détermine les concentrations dans les eaux superficielles;
- Risk calcule des indicateurs d'exposition aiguë et chronique.

Rams est un modèle de programmation linéaire qui constitue le cœur économique du métamodèle. C'est un modèle régional et statique de maximisation du profit de court terme. Il fournit en sortie un ensemble d'indicateurs qui décrivent les pratiques culturales ainsi que les résultats techniques et économiques : cultures, pratiques de labour, rotations, fertilisation et traitements, rendements, coûts de production et marges brutes.

Les sorties de Wish permettent de paramétrer ce modèle de programmation linéaire. Wish simule en effet des stratégies de protection des cultures à partir des résultats fournis par Almanac. Ce dernier décrit la croissance des cultures et la concurrence avec les plantes adventices en fonction des conditions climatiques et des propriétés des sols. Wish est un arbre de décision qui décrit la stratégie de traitement (choix de l'herbicide et de la date d'application) de l'agriculteur moyen selon les conditions climatiques. La liste des stratégies possibles est établie par produit en fonction des pratiques de labour, du calendrier d'application et des doses. Pour chacune, on dispose des coûts, des besoins en travail et du taux de réussite selon le type de sol.

Connaissant les pratiques agricoles, les modèles Stream et Rustic déterminent les concentrations en substances chimiques des eaux souterraines et de surface selon la nature des sols, différents paramètres physiques et les conditions climatiques. Le processus de volatilisation des pesticides est aussi modélisé. On peut ainsi déterminer des indicateurs de concentration et d'exposition par zone géographique, substance et milieu.

D'autres modèles plus ou moins complexes existent; ils sont toutefois bâtis sur des schémas comparables. Tous ces montages donnent des résultats qui ne sont pas forcément comparables entre eux, compte tenu des différences d'approche et aussi compte tenu des objectifs visés. Par

commodité, nous présentons successivement les résultats obtenus en se basant sur des données au niveau des exploitations, puis ceux obtenus en raisonnant au plan régional.

Résultats sur la base de données au niveau des exploitations

Pour l'essentiel, il s'agit de travaux conduits aux États-Unis concernant des systèmes relativement simples de grandes cultures, bien que certains résultats aient trait à un ensemble d'activités associant les grandes cultures à l'élevage. On présente ici un survol de résultats significatifs établis sur la base d'exploitations représentatives.

Dans une étude visant à caractériser l'agriculture de deux comtés de l'Oregon, Johnson *et al.* (1991) modélisent un système de grandes cultures avec de la luzerne et des pommes de terre, et donc de fortes doses d'engrais (400 à 540 kg N/ha). Par ailleurs, ces cultures sont irriguées, les engrais étant apportés avec l'eau.

La modélisation est basée sur un simulateur de croissance des cultures (Ceres) qui fournit les prévisions de rendement selon les niveaux d'intrants. Ce simulateur est couplé avec un programme dynamique d'optimisation permettant de déterminer au niveau des cultures les meilleures décisions d'irrigation et de fertilisation. Les décisions sont prises quotidiennement, en fonction des paramètres climatiques. Enfin, un modèle de programmation linéaire permet d'examiner les changements dans le système de production pour une exploitation représentative de la zone suite à des restrictions concernant les niveaux de percolation des nitrates. Par construction, il n'y a pas de pertes d'azote avec la luzerne. Les diverses rotations envisagées, au nombre de sept, correspondent à ce qui se pratique dans la région. Les coefficients techniques relatifs à l'azote et à l'eau sont ceux constatés à l'optimum dans le modèle dynamique d'optimisation.

La comparaison entre la solution de base, celle observée sur le terrain, et l'optimum fait ressortir la possibilité d'avoir simultanément des profits plus élevés et de moindres pertes d'azote. Cela s'obtient en fractionnant les apports d'engrais, ce qui signifie des épandages deux à trois fois plus nombreux. Étant donné le système d'apport des engrais avec l'eau d'irrigation, cette solution est facile à mettre en œuvre à peu de frais.

En se plaçant à l'optimum, une réduction de 25 % des apports d'azote sur le maïs, le blé et la pomme de terre conduit à des baisses de percolation d'azote relativement faibles. Par contre, cela se traduit par des diminutions de rendement plus sensibles, comme l'indique le tableau 1. Pour obtenir une réduction conséquente des percolations, de l'ordre de 70 %, il convient de jouer plutôt sur la gestion de l'irrigation et plus généralement sur les pratiques agricoles.

Tableau 1 - Effets d'une diminution de 25 % des apports d'azote sur les pertes d'azote et sur le rendement.

	Maïs	Blé	Pomme de terre
Baisse des pertes d'azote	4 %	9 %	2 %
Baisse des rendements	14 %	10 %	22 %

Source : Johnson *et al.*, 1991.

Quant aux effets d'une taxation, il apparaît qu'une taxe de 100 % réduirait le profit de 14 % pour le blé, 7 % pour le maïs et 4 % pour les pommes de terre, cela correspond à une élasticité entre -0,02 et -0,13. C'est normal puisque l'élasticité du prix de la demande dérivée varie directement avec la part factorielle et les taux de substitution avec les autres facteurs. Or, ici, eau et azote sont les deux seuls facteurs variables représentant entre 3 % et 11 % du coût total. Une taxe sur les pertes en nitrate réduit moins les profits et est plus efficace en terme de pollution. Mais une telle taxe suppose d'importants coûts de suivi au niveau de chaque exploitation.

En conclusion, ces résultats, valables uniquement pour trois cultures et dans un contexte technique précis, montrent que l'on peut dans un premier temps par une meilleure gestion de l'eau et de l'azote réduire la percolation avec un faible impact sur le revenu. Au-delà, la réduction des pertes d'azote s'accompagne de coûts sensibles pour les producteurs.

Dans une approche bio-économique appliquée à deux sites représentatifs des plus importantes régions agricoles de l'Ohio, Hopkins *et al.* (1996) enchaînent les trois modèles WXGEN, Gleams et un modèle de maximisation du profit. Dans le premier site, on a un système de production de type grandes cultures seules et un système de grandes cultures associées à la production porcine. Dans le second site, de relief plus accentué, on a un système de grandes cultures seules et un système de grandes cultures associées avec la production laitière. Les auteurs considèrent quatre types de rotation, trois types de labour (conventionnel, labour minimum, pas de labour) et quatre stratégies de fertilisation avec un taux élevé et modéré, avec des engrais minéraux ou une combinaison entre engrais minéraux et effluents animaux.

Dans les solutions de base, il apparaît que les exploitations de polyculture-élevage polluent plus car les apports d'engrais organiques ne permettent pas un ajustement aussi précis que les fertilisants minéraux aux besoins des cultures.

Une taxation de l'azote a, comme prévu, un impact plus important sur les revenus des systèmes de grandes cultures sans production animale que sur ceux des systèmes mixtes. Là aussi, on voit que les taxes, soit sur les engrais eux-mêmes, soit sur les émissions azotées, doivent être élevées pour avoir un effet. Cela pose un problème du fait que les conséquences de ces taxes sont plus fortes sur les exploitations de grandes cultures que sur les mixtes alors que ce sont ces dernières qui polluent plus.

En fait, cela tient à la possibilité pour les unités de polyculture-élevage d'avoir gratuitement recours à la fumure organique, coproduit de l'activité d'élevage. Par ailleurs, on voit que la taxation des engrais peut avoir des effets contraires sur les émissions d'autres polluants. Pour réduire les émissions, dans ce cas, les normes sont mieux appropriées. L'intérêt de la taxe se trouve ailleurs que dans l'essai de réduction de l'emploi de fertilisants. En effet, elle donne la possibilité de constituer un fonds permettant de compenser les dommages hors site.

Enfin, les simulations font apparaître l'intérêt des méthodes de labour les plus favorables du point de vue des politiques de conservation des terres. Ce résultat, *a priori* intéressant, tient surtout au fait que ces méthodes sont financièrement plus avantageuses.

Au total, les résultats de ces modélisations mettent l'accent sur la difficulté d'utilisation de la taxation de l'azote en raison d'une faible élasticité propre de la demande d'engrais et donc de la nécessité de recourir à des taux élevés qui ont, de ce fait, des conséquences sensibles sur le revenu. Les améliorations de la situation environnementale semblent plutôt à attendre du côté des pratiques agricoles. Une étude réalisée en France dans cinq types d'exploitations de grandes cultures du Midi-Pyrénées avec le même type d'outils conduit à des résultats très proches (Carpy-Goulard, 1997). Dans cette étude, la conclusion est que l'instauration d'un cahier des charges imposant une interculture semée constitue le meilleur compromis entre efficacité environnementale et incidence sur le revenu. Mais restent les questions du suivi des recommandations et du coût des mesures de contrôle.

Résultats sur la base de données au niveau régional

Les High Plains aux États-Unis ont fait l'objet de plusieurs études approfondies. Ainsi, Mapp *et al.* (1994) analysent les impacts économiques et environnementaux potentiels de politiques alternatives de restriction de l'azote, en prenant en compte le lessivage, les sédiments et la percolation. Le système de production se réfère aux cultures en sec et irriguées du blé, du sorgho, du maïs et de la luzerne avec les rotations propres à chaque région des High Plains où on a distingué quatre groupes principaux de sols. Diverses techniques de fertilisation, de conduite des cultures et d'irrigation sont envisagées.

Le modèle biophysique comprend trois modules : un modèle de croissance des plantes et de transfert des polluants (Epic-PST), un modèle de programmation mathématique et un modèle concernant le fonctionnement des aquifères (Modflow).

Le module pesticide Gleams est introduit dans Epic, d'où Epic-PST qui simule la croissance des plantes et les transferts de nitrates et de pesticides. Les sorties de ce modèle servent à construire la matrice du programme mathématique qui permet de déterminer les solutions optimales. Le modèle de programmation mathématique est utilisé récursivement pour simuler les changements des points de vue physique, économique et

institutionnel sur un horizon de vingt-cinq ans. Les prélèvements d'eau estimés pour l'irrigation sont entrés dans Modflow, un modèle aux différences finies pour les aquifères tenant compte de la recharge, des prélèvements et des interactions avec les cours d'eau. La première fonction du modèle de programmation mathématique est l'allocation des terres et des autres ressources productives comme l'eau, compte tenu des processus de production, de façon à maximiser le rendement net régional. Les contraintes concernent la terre (effets du Conservation Reserve Program), le système d'irrigation, les applications d'intrants chimiques, les transferts et les prélèvements d'eau.

Quatre politiques de réduction de l'azote sont testées par rapport à la solution de base dans laquelle Epic-PST donne une perte d'azote épanché de 7,5 % par ruissellement et de 2,3 % par percolation, ce qui est assez faible.

- Restriction d'un tiers des apports totaux d'azote

Cela revient à admettre une allocation d'engrais azoté aux agriculteurs sur la base des surfaces historiquement cultivées, ce qui leur permet d'affecter l'azote selon les cultures et les types de sols. Par rapport à la solution de base, on voit :

- une réduction des apports d'azote sur les terres non irriguées car l'unité d'azote marginale est plus productive dans les terres irriguées ;
- des changements à l'intérieur des terres irriguées en faveur du maïs et du sorgho arrosés par « sprinkler » reflétant l'importance des besoins d'eau des cultures selon le mode d'irrigation ;
- une réduction des pertes d'azote de 41 % par ruissellement et de 67 % par percolation ;
- une baisse de revenu net de 19 %, celle-ci variant selon les cultures, le blé et le sorgho étant les plus affectés (30 % et 11 % respectivement) tandis que pour le maïs et la luzerne il n'y a aucun impact.

- Restriction d'un tiers des applications d'azote par hectare

Dans ce cas, il y a perte de flexibilité des producteurs qui ne peuvent plus jouer sur la substitution entre terres irriguées et non irriguées.

Au total, on a une réduction des pertes d'azote de 30 % par ruissellement et de 69 % par percolation. La production de maïs et de sorgho diminue de 27 % et celle de blé de 21 %. Pour le revenu net, la baisse est de 25 %.

- Restriction d'un tiers de l'azote épanché ciblée sur les sols fragiles

Dans chaque région, deux types de sol sont identifiés selon leur sensibilité à la pollution. On réduit d'un tiers les applications d'azote sur toutes les productions de ces sols. Il en résulte une baisse des pertes d'azote de 8 % pour le ruissellement et de 27 % pour la percolation. La baisse du revenu net est de 13 %.

Les effets limités de ce type de politique justifient un ciblage sur les systèmes de production, notamment ceux pratiquant l'irrigation par gravité à l'origine de fortes percolations.

- Restriction d'un tiers de l'azote épandu ciblée sur les systèmes d'irrigation

Cette politique est appliquée aux surfaces irriguées par gravité, ce qui provoque l'adoption accélérée des rampes d'arrosage. Les pertes d'azote par ruissellement sont diminuées de 12 % et celles par percolation de 46 %. La baisse de revenu net atteint 10 %.

Le tableau 2 résume les conclusions de ce travail.

Tableau 2 - Effets de diverses politiques de restriction du tiers des applications d'azote.

	Diminution des pertes d'azote		Baisse du revenu net régional
	Par ruissellement	Par percolation	
Restriction globale	41 %	67 %	19 %
Restriction par ha	30 %	69 %	25 %
Ciblage sur les sols	8 %	27 %	13 %
Ciblage sur les modes d'irrigation	12 %	46 %	10 %

Toujours dans les High Plains, Wu *et al.* (1996) ont utilisé un schéma d'analyse un peu différent où Epic-PST est couplé à un système d'équations économétriques de réponse des surfaces à des variations de politique de soutien et à des politiques de conservation des sols. De ce fait, c'est l'impact de certaines politiques sur la pollution par les nitrates qui est testé au niveau d'une grande région. En effet, ces politiques vont avoir des conséquences sur la pollution azotée à travers les modifications d'assolements et les changements de pratiques agricoles et, notamment, l'irrigation. L'unité de base est le comté, sachant qu'il y en a cent dix. Les résultats indiquent que, globalement, les changements de surface des cultures sont peu sensibles aux variations de prix. L'élasticité devient plus forte au fur et à mesure que l'on va vers le sud. Les pertes d'azote par ruissellement et par percolation se retrouvent dans les comtés ayant beaucoup de maïs et/ou d'irrigation par gravité (voir résultats précédents concernant l'intérêt de cibler sur les systèmes de production et les modes d'irrigation).

L'impact des programmes de soutien des productions (target prices) et de l'Acresage Reduction Program est statistiquement significatif mais faible en terme de réduction de la pollution par les nitrates. Il varie beaucoup selon les comtés. Mais l'étude des effets de ces politiques sur l'utilisation des intrants n'est pas faite.

Les travaux de Bouzaher & Shogren (1997) portant sur le Corn Belt et les Northern Plains sont centrés sur les conséquences d'une interdiction d'emploi de l'atrazine et des triazines dans la culture du maïs et du sorgho, à l'aide du métamodèle Ceepes. Le module Wish qui sert à décrire la stratégie de traitement permet de simuler plus de trois cents stratégies pour le maïs et plus de quatre-vingt dix pour le sorgho. Les conséquences économiques d'une telle interdiction sont présentées dans le tableau 3.

Tableau 3 - Effets sur la marge brute (%) d'une interdiction de l'atrazine et des triazines.

	Atrazine	Triazines
Corn Belt	0	1,3
Lake States	2,6	3,6
Northern Plains	2,5	3,8

Les effets sur la marge brute d'une interdiction varient de zéro pour l'atrazine dans l'ensemble du Corn Belt à 3,8 % pour les triazines dans les Northern Plains. À des niveaux géographiques plus fins, les effets sont évidemment plus importants. De plus, on note qu'en moyenne la baisse de marge brute par hectare est plus élevée, pouvant atteindre 4,1 %, lorsque l'utilisation des triazines est prohibée. L'absence d'effet de l'interdiction de l'atrazine dans le Corn Belt est due à l'adoption de nouveaux herbicides utilisés à faibles doses et qui limitent les pertes de rendement. Ils s'avèrent donc très profitables dans un certain nombre de régions.

L'interdiction de l'atrazine et des triazines conduit à des changements significatifs dans les assolements. Ainsi, dans le Corn Belt, on observe une diminution de 13 % des cultures de maïs et de 16 % de celles de sorgho tandis que les surfaces consacrées au soja augmentent de 15 %. Ces modifications induisent des changements dans le travail du sol qui peuvent accélérer l'érosion, ce qui conduit à s'interroger sur les effets pervers d'une interdiction de ces herbicides. Certes, ces effets sont limités lorsque prévalent les contraintes de conditionnalité attachées à la politique agricole. L'interdiction de l'atrazine et, dans une moindre mesure, des triazines favorise un retour aux techniques traditionnelles au détriment du semis direct sans labour. Le décideur public est donc confronté à un arbitrage entre la réduction à la source d'une pollution diffuse et une érosion.

Les concentrations dans les eaux souterraines ne constituent pas un problème majeur et les normes sont respectées pour les substances étudiées. Pour les eaux superficielles, la situation de référence varie considérablement selon les zones et les produits. L'interdiction de l'atrazine, en particulier dans le cas du maïs, entraîne une augmentation des concentrations en triazines substituables avec parfois des dépassements des normes d'exposition aiguë des triazines. L'interdiction des triazines n'induit pas cependant de tels dépassements. La situation de référence est beaucoup moins bonne en ce qui concerne les normes d'exposition chronique, en particulier pour l'atrazine. De même, la situation de référence est mauvaise en ce qui concerne la végétation aquatique et cela pour de nombreuses substances.

On dispose aussi de résultats pour la France, conduits à partir des travaux de l'Inra-agronomie de Toulouse sur la modélisation des transferts de polluants. Flichman (1995) a cherché à voir les effets de la réforme de la politique agricole commune de 1992 sur la pollution azotée en

couplant le modèle Epic élaboré à Toulouse à un modèle de maximisation de l'utilité espérée sous des contraintes physiques, politiques, financières et de risque. L'étude porte sur six régions situées en Italie, en France, au Portugal, en Espagne et au Royaume-Uni. Dans chaque région, un type dominant d'exploitation est retenu. Pour la France, l'application porte sur la région toulousaine et sur la Beauce.

Les simulations dans la région de Toulouse montrent bien l'impact climatique puisque le volume des pertes de nitrate varie entre 67,7 kg/ha et 19,1 kg/ha selon les années (moyenne de 37,8 kg/ha). Les résultats montrent qu'il est possible de proposer aux agriculteurs des systèmes de production limitant la pollution avec des pertes de revenu limitées dans l'optique de la réforme alors que, sans cette réforme, les baisses de revenu avec ces mêmes systèmes seraient plus sensibles.

Des simulations ont été faites en envisageant une taxe sur l'azote donnant les mêmes effets en terme de réduction de la pollution. Il faudrait un taux de taxation très élevé (200 %). Par rapport au schéma précédent d'application de mesures touchant au système de production, la taxation à un tel taux conduit à une importante baisse des revenus, avec notamment une forte diminution des surfaces irriguées. On retrouve là des conclusions et des estimations comparables à celles obtenues aux États-Unis mais aussi ailleurs (Rainelli, 1991). En fait, ces résultats doivent s'interpréter avec précautions. En effet, la réponse des agriculteurs à une taxe sur l'engrais dépend de son degré d'efficacité technique. Lorsque l'on a affaire à un exploitant utilisant au mieux les moyens de production dont il dispose, c'est-à-dire quand il se situe sur la fonction frontière, il faut effectivement une forte augmentation du prix de l'intrant pour qu'il diminue l'usage de cet intrant. On a une très faible élasticité-prix quand on est à l'optimum. À partir d'une modélisation du comportement d'exploitants bretons avec des systèmes animaux intensifs, on a montré que les unités situées sur la frontière de production avaient une élasticité deux fois plus faible que celles en dessous de la frontière (Vermersch *et al.*, 1993). On notera que la proportion d'exploitations inefficaces est plus importante dans les systèmes de type bovin que dans les exploitations de type porcin où les ajustements par le biais des facteurs variables sont plus aisés (Piot-Lepetit & Rainelli, 1996). Il en résulte que, dans les systèmes bovins, on aura un plus grand écart encore entre l'élasticité des efficaces et celle des inefficaces.

Amigues *et al.* (1998), avec une approche originale, arrivent à des conclusions très proches. Pour modéliser le comportement de production des agriculteurs au regard des intrants polluants et les impacts sur le milieu, ils couplent Epic à un modèle économétrique basé sur l'approche duale. Ils utilisent pour cela des données de panel issues du centre de gestion du Lot-et-Garonne. Une procédure particulière est retenue pour traiter le problème des productions nulles. Les paramètres des fonctions de production et ceux d'attitude face au risque sont estimés conjointement. Cela permet de tester la façon dont les engrais azotés et les pesticides interviennent sur la variabilité du rendement et la

manière dont les agriculteurs réagissent face au risque productif. Tout ceci est mis en parallèle avec la qualité des eaux superficielles dans le département du Lot-et-Garonne.

Trois systèmes de production sont étudiés : maïs irrigué-bovin, maïs sec-bovin et blé-bovin. Pour chacun de ces systèmes, les élasticités entre facteurs de production, notamment engrais et pesticides, et travail sont estimées. Ceci permet de voir les effets d'une taxation des engrais quant à la demande d'engrais et quant aux conséquences sur le coût de production (tab. 4).

Tableau 4 - Conséquences d'une taxation des engrais sur la demande d'engrais et sur le coût de production.

Niveau taxe	Variation demande engrais	Variation coût maïs irrigué	Variation coût maïs sec	Variation coût blé
20 %	-26,07 %	+4,18 %	+ 3,55 %	+3,69 %
40 %	-50,39 %	+10,98 %	+10,47 %	+7,39 %
60 %	-78,95 %	+15,20 %	+18,15 %	+11,09 %

Le tableau 4 montre que les effets sur le coût de production sont assez proches selon les systèmes de production étudiés quel que soit le niveau de la taxe. Ce tableau met aussi en évidence une élasticité propre de la demande d'engrais nettement supérieure à l'unité, soit beaucoup plus que tous les résultats précédemment trouvés en utilisant les procédures d'optimisation usuelles.

Conclusion

D'un point de vue pratique, ces systèmes biophysiques couplés à des modules économiques ont fait la preuve de leur efficacité, même si les techniques d'optimisation utilisées posent problème. Mais, comme on l'a vu, il est possible de faire appel à d'autres outils économiques. La mise en œuvre de ce type de modèle peut s'envisager au niveau de la Bretagne entière ou pour des bassins versants plus limités, comme celui correspondant à la rade de Brest avec ses 261 000 ha, soit 10 % environ de la SAU régionale (Chitrit, 1995). Pour ce faire, cela suppose néanmoins que l'on adapte le modèle Epic élaboré à Toulouse aux conditions locales de la Bretagne, ce qui semble tout à fait faisable. Notons que déjà des efforts de construction et validation de modèles hydrauliques et de transferts des polluants ont été entrepris dans la zone de Brest (Blanc *et al.*, 1995), efforts qui pourraient servir à ce travail d'adaptation.

D'un point de vue plus méthodologique, le couplage entre modèles biophysiques et modèles d'optimisation ou économétriques peut être considéré comme une approche un peu fruste. En effet, on peut envisager de recourir à des modèles mieux fondés au plan économique, plus particulièrement si l'on veut simuler les politiques agricoles et environnementales et, au vu des résultats, estimer leur efficacité. Pour cela,

on peut faire appel à des modèles sectoriels plus ou moins désagrégés géographiquement. Le nombre de variables est en général assez élevé puisqu'égal au nombre d'activités multiplié par le nombre de technologies susceptibles d'être employées et par les possibilités d'intensification et, même par le nombre d'années de simulation, en cas de modélisation dynamique. Les contraintes associées sont quant à elles en nombre restreint et, comme les algorithmes utilisés en programmation linéaire donnent un nombre de variables non nulles égal au total des contraintes, on a des résultats éloignés de la réalité, d'où la nécessité d'un calibrage des paramètres, c'est-à-dire de leur donner une valeur. Ceci peut se faire élégamment à l'aide de la programmation mathématique positive (PMP), selon la méthode proposée par Howitt (1995).

L'intérêt de cette méthode réside dans la possibilité d'estimer une fonction de rendement ou une fonction de coût non linéaire par le calcul des valeurs duales attachées aux contraintes de résultat d'une simulation antérieure. Le calibrage s'effectue en deux étapes. Ainsi, dans la modélisation de l'offre des grandes cultures, on peut partir du programme de maximisation de la marge brute des producteurs exprimé sous forme de programme linéaire. Celui-ci est résolu en supposant que les paramètres de la fonction de coût sont nuls et que la surface allouée à chaque culture est inférieure à la surface initiale. La résolution de ce modèle linéaire fournit des valeurs duales mesurant le coût marginal de chaque culture. Ces valeurs duales sont ensuite utilisées dans la seconde étape, avec d'autres données exogènes, pour calibrer les paramètres de la fonction de coût (Chantreuil & Gohin, 1999).

La possibilité de relier l'apport d'azote au rendement par le biais d'une fonction quadratique permet de prendre en compte explicitement les problèmes environnementaux. On peut ainsi en déduire comment, compte tenu du comportement des producteurs, il conviendrait d'agir pour remédier aux situations à problèmes. Au-delà, ces modélisations à caractère régional permettent d'introduire des contraintes sur les terres à préserver par jachère écologique ou toute autre forme de conservation des sols. On peut en déduire les modalités les plus efficaces. Le recours à ce type d'approche offre l'avantage d'avoir des outils beaucoup plus généraux à usage multiple. La possibilité de les utiliser pour simuler à la fois des politiques agricoles et des politiques environnementales leur donne un champ d'action plus important. Même si, sur les seuls aspects environnementaux, ils s'avèrent moins performants, leur caractère polyvalent les rend relativement moins coûteux à construire.

Références bibliographiques

- Amigues J.-P., Bontemps C., Thomas A., 1998. Pollutions diffuses et ressources renouvelables. *In*: Gestion des pollutions, protection du consommateur et compétitivité. Inra, octobre 1998, chap. 2, 49-80.

- Blanc D., Issanchou E., Kellagher R., Phan L., 1995. Étude de modélisation comparée du bassin amont du Stang Alar. *Ingénieries : eau-agriculture-territoires*, n° hors série 1995, 59-65.
- Bouzaher A., Shogren J., 1997. Modeling non point source pollution in an integrated system. *In: Modeling environmental policy*. Martin W., Mc Donald L. (eds), Kluwer Academic Publishers.
- Carpy-Goulard E., 1997. Incidences de l'instauration de politiques économiques spécifiques à la préservation de l'environnement. Mémoire de DEA Ensam sous la direction de G. Flichman.
- Chantreuil F., Gohin A., 1999. Modélisation de l'offre de grandes cultures en France et programmation mathématique. Inra, unité de Rennes, document provisoire février 1999, 60 p.
- Chitrit J.-J., 1995. Évolution des rejets d'azote animal dans les communes du bassin versant de la rade de Brest. *Ingénieries : eau-agriculture-territoires*, n° hors série 1995, 29-36.
- Cosserat M., 1991. Contribution à l'adaptation des techniques culturales pour réduire la pollution nitrique sous monoculture de maïs en Ariège. Thèse soutenue à l'université Louis Pasteur, spécialité : Sciences et techniques de l'eau.
- Flichman G., 1995. Politique économique et pollution des nappes par les nitrates en Europe. *C.R. Acad. Agr. Fr.*, 81 (7), 51-62.
- Hopkins J., Schnitkey G., Tweeten L., 1996. Impacts of nitrogen control policies on crop and livestock farms at two Ohio farm sites. *Rev. Agr. Econ.*, 18, 311-324.
- Howitt R., 1995. Positive mathematical programming. *Amer. J. Agr. Econ.*, 77, 329-342.
- Joanny M., Belin C., Claisse D., Miossec L., Berthomé J.-P., Grouhel A., Raffin B., 1993. Qualité du milieu marin littoral. Éd. Ifremer, 241 p.
- Johnson S., Adams R., Perry G., 1991. The on-farm costs of reducing groundwater pollution. *Amer. J. Agr. Econ.*, Nov., 1063-1073.
- Mapp H., Bernardo D., Sabbagh G., Geleta S., Watkins K., 1994. Economic and environmental impacts of limiting nitrogen use to protect water quality: A stochastic regional analysis. *Amer. J. Agr. Econ.*, 76, 889-903.
- Piot-Lepetit I., Rainelli P., 1996. Détermination des marges de manœuvre des élevages à partir de la mesure des inefficacités. *Inra-productions animales*, 9(5), 367-377.
- Rainelli P., 1991. Governmental regulations and economic incentives: The case of agriculture and water quality. Environmental Northern seas conference, Stavanger, August 1991, Proceedings, vol. 1, 47-57.
- Shortle J., Dunn J., 1986. The relative efficiency of agricultural source water pollution control policies. *Amer. J. Agr. Econ.*, Aug, 668-677.

- Xepapadeas A., 1994. Controlling environmental externalities : observability and optimal policy rules. *In*: Nonpoint source pollution regulation : Issues and analysis. Dosi, Tomasi (eds), Kluwer Academic Publishers, 67-86.
- Vermersch D., Bonnieux E., Rainelli P., 1993. Abatement of agricultural pollution and economic incentives: The case of intensive livestock farming in France. *Environ. Ressour. Econ.*, 3, 59-70.
- Weaver R., Harper J., 1993. Analysing water quality policy using microeconomic models of production practices and biophysical flow models of environmental processes. *Ressour. Manage. Optim.* 9 (2), 95-105.
- Wu J., Mapp H., Bernardo D., 1996. Integrating economic and. *Rev. Agr. Econ.*, 18, 353-372.

Chapitre 1

Littoral

L'utilisation de modèles écologiques dans la lutte contre l'eutrophisation des eaux côtières françaises

Alain Ménesguen

Ifremer/Del, BP 70, 29280 Plouzané

Introduction

L'utilisation intensive des fertilisants en agriculture (engrais minéraux, lisiers) ainsi que l'accroissement des rejets urbains ont augmenté notablement depuis trente ans les apports terrigènes d'éléments nutritifs au milieu aquatique. En de nombreux points du globe, cet enrichissement forcé en nitrate (issu principalement du lessivage des terres agricoles), en ammonium et en phosphate (très abondants dans les rejets urbains) a causé un déséquilibre du milieu aquatique, appelé eutrophisation, qui se manifeste par une production algale pléthorique suivie souvent de chutes d'oxygène dissous préjudiciables à la faune.

Les lacs, à renouvellement très lent, ont été historiquement les premiers touchés (Grands Lacs américains, lac du Bourget...) et ont suscité de nombreuses études dans le but de proposer un scénario optimal de restauration de la qualité du milieu. Un effort important de modélisation écologique a en particulier été mené aux États-Unis (Thomann *et al.*, 1975; Park, 1978; Di Toro & Connolly, 1980) et au Danemark (Jorgensen, 1980).

Puis les grands cours d'eau, apparemment moins vulnérables du fait de l'écoulement de l'eau, ont été largement touchés, suscitant là encore un effort important de compréhension des mécanismes et de modélisation; on peut citer en France le modèle Polupa d'eutrophisation de la Loire (Oudin, 1990), ceux de la Moselle et du Doubs (Gosse *et al.*, 1990), celui de la Seine (Even, 1995). De toutes ces études, le résultat le plus marquant, car vérifié sur la majeure partie des écosystèmes limniques eutrophisés dans le monde, est la mise en évidence du phosphore comme étant l'élément limitant de la production végétale dans les eaux douces (Schindler *et al.*, 1978).

Plus récemment, le phénomène d'eutrophisation a atteint les grands estuaires (Loire, Potomac, Patuxent...) et les baies côtières (Chesapeake Bay, San Francisco Bay, New York Bight...), voire même de vastes zones marines peu profondes, influencées par les apports de grands fleuves (baie de Seine, partie orientale de la mer du Nord, Baltique, nord de l'Adriatique...). Comme en eau douce, l'une des conséquences les plus fâcheuses de l'accumulation près du fond de fortes quantités de phytoplancton privé de lumière est l'épuisement rapide de l'oxygène dissous dans l'eau, par respiration et décomposition du phytoplancton.

Le phénomène d'anoxie mortelle peut s'étendre alors sur de vastes zones marines : Baltique (Dethlefsen & von Westernhagen, 1983), New York Bight (Swanson & Sindermann, 1979), golfe de Trieste (Stachowitsch, 1984). La complexité de l'environnement marin a cependant freiné l'élaboration de modèles écologiques d'eutrophisation côtière, d'où le petit nombre de ces travaux publiés dans les années quatre-vingt : Franz & Verhagen (1985), Mommaerts *et al.* (1984) pour la mer du Nord, Malmgren-Hansen *et al.* (1985) dans le Limfjord au Danemark, Humphries *et al.* (1984) pour le Peel Inlet (Australie)... Les côtes françaises, globalement peu touchées pour l'instant par les phénomènes d'eutrophisation massive grâce au brassage intense causé par la marée en Manche-Atlantique, montrent cependant quelques cas de sites localement très perturbés, certains par des proliférations de macroalgues vertes (ulves), d'autres par des pullulations phytoplanctoniques. L'étude par modélisation écologique de ces deux types d'eutrophisation permet de mieux comprendre la genèse de ces nuisances et de formuler des recommandations pour tenter de les diminuer.

L'eutrophisation côtière à macroalgues

Présentation succincte du phénomène

Phénomène connu de tout temps et sans doute caractéristique de l'écologie « naturelle » de ces végétaux marins, la prolifération printanière et estivale de certaines macroalgues vertes (ulves, entéromorphes, cladophores) a cependant pris une ampleur alarmante depuis une vingtaine d'années sur certains sites particuliers. Les zones les plus favorables à cette prolifération macroalgale sont bien sûr les lagunes semi-fermées peu profondes et sous éclairage solaire intense : c'est ainsi que la lagune de Venise a présenté jusqu'à 550 000 t d'ulves (poids frais) en juin 1987 (Sfriso *et al.*, 1989) et que dans le lac de Tunis se développait, avant les récents aménagements hydrauliques, une biomasse estivale fluctuant entre 13 000 et 44 000 t pour la période 1975-1978 (Kelly & Naguib, 1984). En France, les lagunes méditerranéennes peu profondes, comme les étangs palavasiens, sont souvent envahies l'été par des ulves surtout si elles servent d'exutoire à des rejets urbains riches en ammonium : la lagune du Méjean, enrichie par les rejets de Montpellier, contenait par exemple environ 2 400 t d'ulves en août 1993 (Fillit, 1995). Plus étonnantes sont les proliférations d'algues vertes parfois très spectaculaires que l'on peut rencontrer sur certaines plages apparemment largement ouvertes sur la mer et soumises à des marées significatives. Des « marées vertes » à cladophores réapparaissent ainsi tous les étés depuis 1976 sur les plages du Kattegat en Suède (Baden *et al.*, 1990) alors que ce sont les ulves qui forment de gigantesques échouages sur les plages des côtes bretonnes (Piriou *et al.*, 1989). Le cas des « marées vertes » bretonnes est d'autant plus étrange que la classique corrélation observée entre ces proliférations et l'enrichissement local des eaux par des apports terrigènes de sels azotés (Letts & Richards,

1911 ; Sawyer, 1965 ; Steffensen, 1976) ne semble plus jouer, au vu de la répartition géographique comparée des apports annuels de nitrate et des biomasses d'algues échouées (Piriou *et al.*, 1989 ; Ménesguen & Piriou, 1995). À l'initiative du conseil général des Côtes-d'Armor, une étude poussée de deux sites de Bretagne Nord, les baies de Lannion et de Saint-Brieuc, a permis l'élaboration d'un modèle numérique du phénomène dont l'examen, ci-après, montrera les applications pratiques dans le cas de la baie de Lannion.

Le modèle hydrodynamique

Situées sur les côtes de la Manche, les baies de Lannion et de Saint-Brieuc sont soumises à un fort régime de marée semi-diurne qui génère des courants calculables par un modèle hydrodynamique bidimensionnel horizontal (Garreau, 1993). Ceux-ci permettent de construire les trajectoires lagrangiennes que suivraient des flotteurs largués aux nœuds du maillage. Il apparaît alors, par exemple au nord-ouest de la baie de Saint-Brieuc, des zones où ces flotteurs subissent une dérive résiduelle importante de marée en marée, alors qu'au sud de la baie, les flotteurs reviennent exactement à leur point de départ au bout d'une marée (12 h 25 mn). Ainsi que l'ont montré des photographies aériennes, la plus grande partie des ulves en suspension dans l'eau se trouve justement confinée dans la zone de balancement des marées où la résiduelle de marée s'annule quasiment. La modélisation numérique de la circulation résiduelle de marée apporte donc l'explication du paradoxe apparent des proliférations végétales sur estran macrotidal et largement ouvert vers la haute mer : il s'agit dans ce cas d'un confinement dynamique local généré par l'interaction de l'onde de marée et de la topographie du fond (Ménesguen & Salomon, 1988). Le fait que le confinement intervienne dans une zone très peu profonde et sableuse assure un éclaircissement très intense de la tranche d'eau et permet un bon brassage de la suspension d'algues, deux conditions indispensables à la photosynthèse des ulves. Pour les besoins ultérieurs de la modélisation écologique, la zone utile est découpée en une mosaïque de grands compartiments supposés homogènes : par exemple, la baie de Lannion (zone géographique comprise entre 48°40' et 48°47' de latitude N, 3°42' et 3°30' de longitude W) a été découpée en une mosaïque de vingt-sept boîtes. Pour chacun de ces compartiments, le logiciel Elise (Ménesguen, 1991) calcule une profondeur moyenne (fig. 1, p. 337) à partir du maillage bathymétrique de Garreau (1993), qui est un modèle numérique de terrain de maille carrée 500 x 500 m, et détermine ensuite le transport advectif entre ces boîtes à partir du champ de courants résiduels de marée calculé par Garreau (1993).

La dispersion due à la marée est représentée sous forme d'un débit dispersif symétrique entre deux boîtes adjacentes, estimé à partir de la profondeur et de la moyenne du courant de marée sur un cycle de 12 h 25 mn.

Le modèle biologique

Le but du modèle étant de représenter correctement le cycle saisonnier de la biomasse d'ulves, il importe de prendre en compte celui des facteurs du milieu éventuellement limitants pour la croissance des algues à une période de l'année. Parmi ces facteurs, certains agissent sur la population algale sans être modifiés en retour par cette dernière, d'où leur appellation de **variables forçantes ou externes** au système : dans ce modèle, il s'agira de la lumière solaire disponible et du vent à la surface de la mer, de la température de la mer et de la turbidité non végétale dans l'eau, sans oublier la morphologie des fonds et le transport par les courants marins. Pour d'autres facteurs au contraire, la présence même des algues va modifier leur niveau, donc exercer une action en retour sur leur influence ; il importera de calculer à chaque instant la valeur de ces facteurs, en liaison avec l'évolution de la biomasse algale, et l'on parlera à propos de ces facteurs de **variables d'état ou internes** du modèle.

Dans le cas des « marées vertes » sur estran sableux macrotidal, l'absence d'espèce macroalgale compétitrice (monoculture d'ulves), des prédateurs herbivores habituels (gastéropodes rampants) ainsi que de stockage à long terme d'éléments nutritifs par le sédiment autorise à ne retenir que quatorze variables d'état, dont le nom et le type de comportement physique sont précisés dans le tableau 1.

Tableau 1 - Description des variables d'état du modèle.

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

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

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

Résultats pour la baie de Lannion

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

Au début mai (fig. 2a, p. 337), période du maximum annuel du phytoplancton (« bloom ») dans la région, la biomasse du phytoplancton est abondante sur toute la zone, mais nettement stimulée par les apports de nutriments aux débouchés du Léguer, du Douron et des rivières arrivant sur la Lieue de Grève. La durée du bloom printanier est également allongée d'environ trois semaines en zone enrichie. Au début septembre (fig. 2b, p. 337), comme durant tout l'été, la biomasse phytoplanctonique est faible sur toute la zone, et plus encore dans le secteur sud-est,

en raison de la compétition exercée par les ulves sur la disponibilité en nutriments.

Partie volontairement d'une situation théorique où les ulves sont réparties sous forme de dépôt homogène sur toute la zone, la simulation montre au début mai (fig. 2c, p. 337) une situation encore très homogène mais se caractérise par contre, en fin d'été (fig. 2d, p. 337), par une structuration spatiale très nette des biomasses totales d'ulves (thalles en suspension + thalles déposés sur le fond) : la croissance des ulves n'a pu se manifester que sur les très faibles fonds enrichis du sud-est de la baie, particulièrement au débouché du Douron et dans la moitié ouest de la Lieue de Grève, là où la turbulence est suffisante pour maintenir les thalles en suspension dans une lame d'eau très peu profonde, donc bien éclairée. Notons que le Yar se jette justement dans la boîte ouest de la plage de Saint-Michel-en-Grève mais que la consommation importante de nitrate et de phosphate opérée par l'importante biomasse d'ulves y maintient les niveaux de ces nutriments plus bas que dans la boîte orientale moins productrice d'ulves. Le phénomène de « marée verte » semble donc être correctement reproduit par ce modèle.

En conservant le forçage climatique de 1994, deux séries de scénarios de modification des apports terrigènes ont été ensuite simulées :

- la première consiste à supprimer totalement les apports de nitrate par l'ensemble des rivières, puis par chaque rivière prise à tour de rôle ;
- la seconde consiste à examiner les effets des réductions de 25 %, 50 % et 75 % des flux de nitrate par les seules rivières qui ont montré un rôle significatif à l'issue de la première série de simulations.

Des résultats de ces simulations, donnés par le tableau 2, on peut tirer les conclusions suivantes :

- ce sont bien les apports de nitrate par les rivières qui sont responsables de la prolifération massive d'ulves sur ces sites puisque la suppression de tous ces apports réduit la « marée verte » de 95 % ;
- les apports du Léguer n'ont aucune influence sur la biomasse d'ulves produite dans la partie sud de la baie ;
- les apports du Douron sont responsables de la biomasse d'ulves produite dans l'estuaire du Douron mais n'ont aucune influence sur celle produite spécifiquement sur la plage de Saint-Michel-en-Grève ;
- la « marée verte » de la plage de Saint-Michel-en-Grève est causée pour les trois quarts par les seuls apports de nitrate du Yar ;
- la réduction de moitié des apports de nitrate du Yar diminuerait déjà cette « marée verte » de 31 %.

S'appuyant sur les résultats, le conseil général des Côtes-d'Armor a donc initié en 1998, puis transféré à la communauté de communes de Lannion, Perros-Guirec, Plestin-les-Grèves, Côte de Granit un plan d'action visant à réduire à la source les apports de nitrate issus des bassins versants des deux principales rivières incriminées, le Yar et le Roscoat. On constate que, pour obtenir des réductions significatives de la « marée verte » en baie de Lannion, il conviendrait de réduire considérablement les flux de nitrate du Yar. Ceci résulte d'une morphologie et d'une

courantologie résiduelle particulièrement pénalisantes dans ce site. Rappelons qu'il a été parmi les tout premiers touchés par le phénomène.

Tableau 2 - Résultat de divers scénarios de réduction d'apports azotés en baie de Lannion.

Situation	% d'abattement par rapport à la situation réelle de 1994 en boîtes 1 et 2 (grève de St-Michel)
Situation actuelle (4 472 tonnes de poids frais) en 1994	
<i>Sur la base de 1994, la teneur moyenne du Yar en nitrate est alors : sur l'année : 32 mg/l</i>	
<i>de mai à septembre : 33 mg/l</i>	0
Sans aucun apport terrestre de NO ₃	95
Sans apport de NO ₃ par le Douron	0
Sans apport de NO ₃ par le Dourmeur	0
Sans apport de NO ₃ par le Quinquis	3
Sans apport de NO ₃ par le Roscoat	11
Sans apport de NO ₃ par le Kerdu	4
Sans apport de NO ₃ par le Traou Bigot	0
Sans apport de NO ₃ par le Léguer	0
Sans apport de NO₃ par le Yar	72
Avec apports de NO ₃ du Yar réduits de 25 %	
<i>Sur la base de 1994, la teneur moyenne du Yar en nitrate est alors, de mai à septembre : 25 mg/l</i>	13
Avec apports de NO ₃ du Yar réduits de 50 %	
<i>Sur la base de 1994, la teneur moyenne du Yar en nitrate est alors, de mai à septembre : 17 mg/l</i>	31
Avec apports de NO ₃ du Yar réduits de 75 %	
<i>Sur la base de 1994, la teneur moyenne du Yar en nitrate est alors, de mai à septembre : 8 mg/l</i>	51

L'eutrophisation côtière à phytoplancton

Les caractéristiques du phénomène

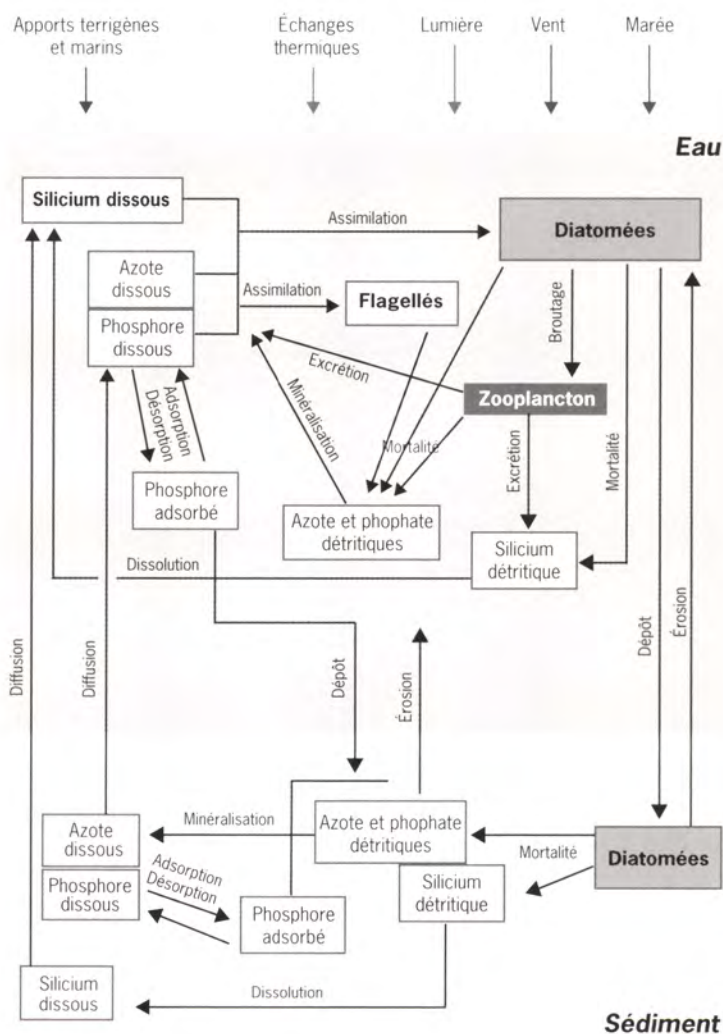
Le scénario général est toujours identique, même si les espèces phytoplanctoniques impliquées peuvent être différentes d'un site à l'autre ou d'une année sur l'autre. Alors qu'en mer tempérée il y a en général une seule floraison majeure du phytoplancton, au printemps, qui épuise le stock disponible de sels nutritifs, les zones côtières soumises à d'importants apports issus d'une rivière ou d'un fleuve peuvent soutenir plusieurs floraisons intenses durant le printemps et l'été grâce à leur approvisionnement continu en nutriments. L'extrême abondance du phytoplancton (des millions, voire des dizaines de millions de cellules par litre) obscurcit alors l'eau, empêchant toute photosynthèse sur une épaisseur de plusieurs mètres au-dessus du fond et provoquant une intense respiration puis une dégradation aérobie du phytoplancton. Si le réapprovisionnement en oxygène de l'air n'est pas assuré par un brassage suffisant de la tranche d'eau, par exemple parce qu'une stratification haline ou thermique s'est établie et que le vent est faible, l'anoxie

peut intervenir en quelques heures et asphyxier la faune benthique. Si certains estuaires connaissent cette situation de façon endémique, comme la zone médiane de la Chesapeake Bay décrite par Officer *et al.* (1984), les anoxies mortelles en zone marine sont plutôt des événements catastrophiques sporadiques, liés à une conjonction fortuite de plusieurs facteurs propices, ainsi qu'il a été prouvé (Merceron, 1987) pour l'anoxie mortelle survenue en juillet 1982 en baie de Vilaine (côte atlantique française). La modélisation prévisionnelle de ce type d'événements s'avère donc très difficile, voire impossible. Les modèles numériques peuvent par contre servir à comprendre les épisodes récurrents de baisse d'oxygène dissous (hypoxies) qui, sans atteindre le seuil létal, n'en fragilisent pourtant pas moins la plupart des espèces benthiques (Rosenberg, 1985). Ils peuvent aussi aider à évaluer le rôle respectif des fluctuations climatiques interannuelles et de la modification anthropique des apports de nutriments dans l'intensification du développement de certains types de phytoplancton. C'est ce qui sera illustré par la modélisation de l'eutrophisation de la baie de Seine (Guillaud & Ménesguen, 1998; Cugier, 1999; Guillaud *et al.*, soumis) et de la rade de Brest (Le Pape & Ménesguen, 1997).

Le modèle écologique

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

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



Les résultats

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

L'évolution calculée sur la période 1976-1995 des productions annuelles de diatomées et de flagellés dans le panache de la Seine est représentée sur la figure 5.

Figure 4
Implantation du modèle
compartimental et stations
RNO de référence
en baie de Seine.

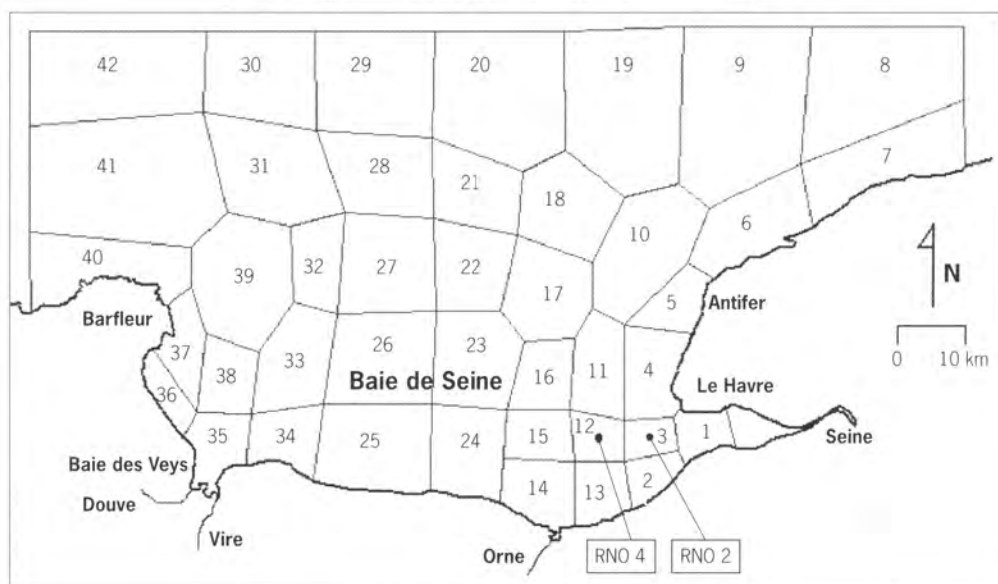
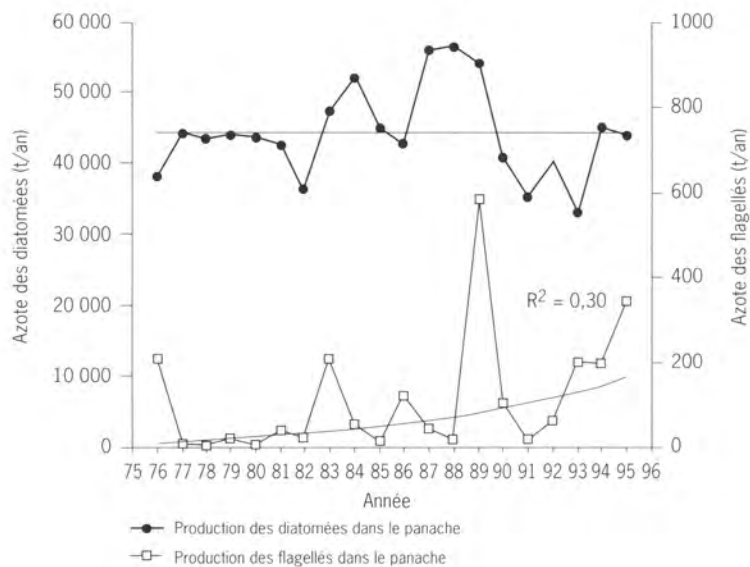


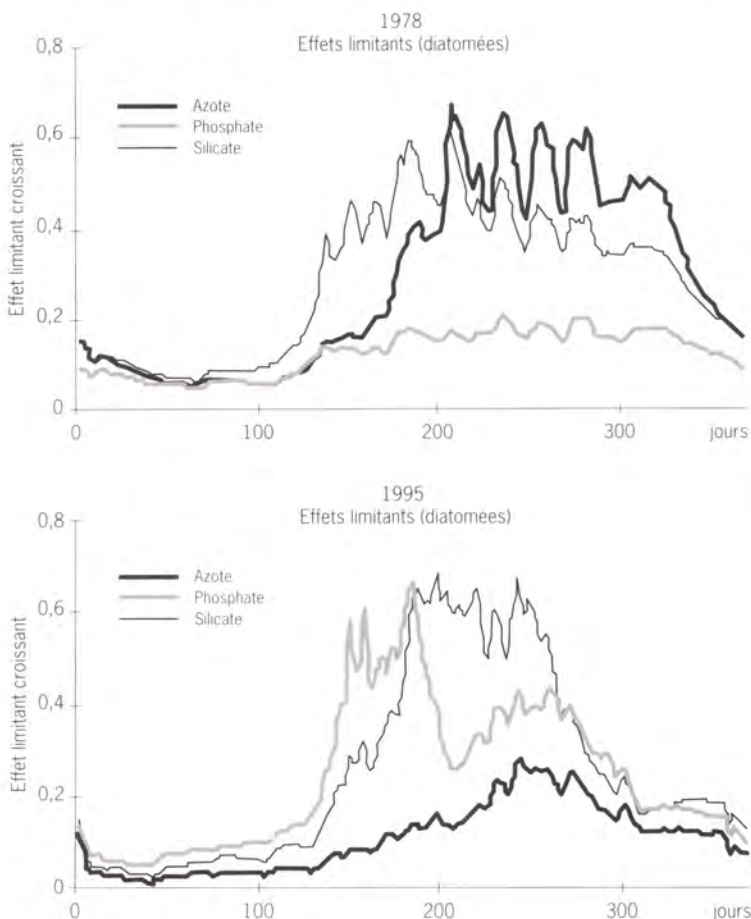
Figure 5
Évolution sur vingt ans
des productions annuelles
calculées de diatomées
et de dinoflagellés en baie de Seine.



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

Par ailleurs, une modification anthropique de l'environnement nutritif du phytoplancton dans le panache de la Seine a pu être mise en évidence par Guillaud *et al.* (soumis) : en raison de la décroissance des rejets industriels et domestiques de phosphate, la Seine ne rejette plus

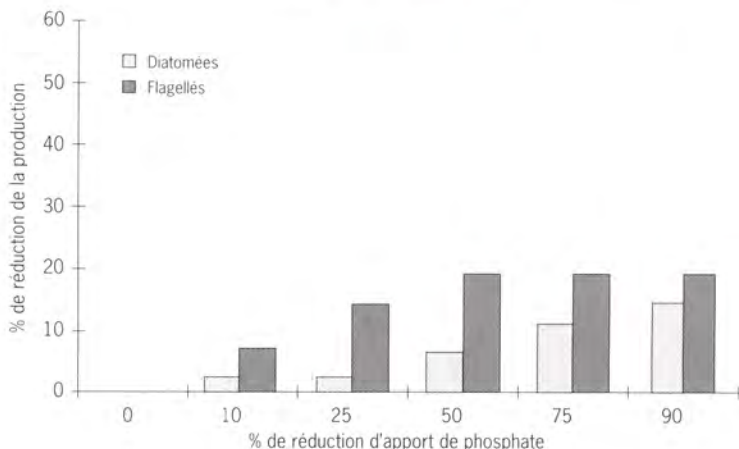
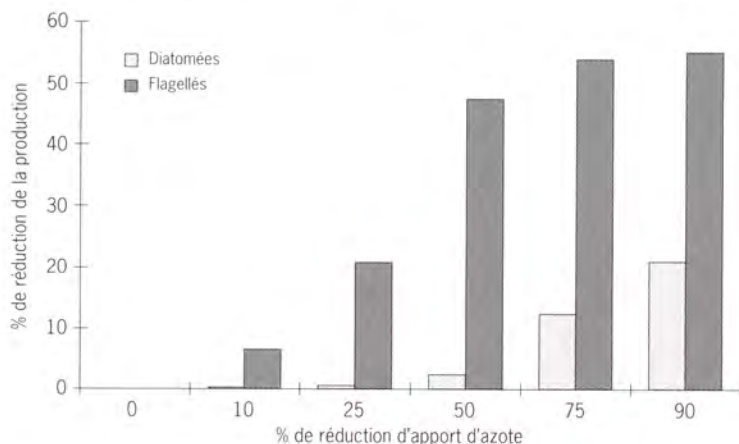
Figure 6
Évolution saisonnière calculée de l'effet limitant des trois nutriments principaux sur la croissance des diatomées, pour les années 1978 et 1995.



aujourd'hui que 11 000 t/an de phosphore, contre 15 000 tonnes/an il y a vingt ans; au contraire, ses apports d'azote inorganique ont augmenté d'environ 1,8 % par an pendant la même période et, ceci a suffi à bouleverser durant la période printanière les effets limitants respectifs des trois éléments N, P et Si. Comme le montre la figure 6, alors que le phosphore n'était jamais limitant durant l'année 1978, il est devenu en 1995, dans la zone productive du panache, le principal élément limitant durant le printemps, tandis que le silicium, naguère limitant au printemps seulement, a remplacé l'azote comme premier élément limitant durant l'été et l'automne.

De même que dans le cas d'eutrophisation à macrophytes, les modèles mathématiques peuvent être utilisés pour évaluer les résultats que l'on pourrait *a priori* espérer si des mesures de réduction des apports de nutriments par les rivières étaient mises en œuvre. Cugier (1999) a ainsi montré (fig. 7) que dans la situation actuelle de la baie de Seine, si l'on vise à réduire les dinoflagellés, composante minoritaire mais parfois toxique du phytoplancton, ce sont plutôt les apports d'azote qu'il faut diminuer, mais qu'il ne faut pas contre pas en attendre un effet

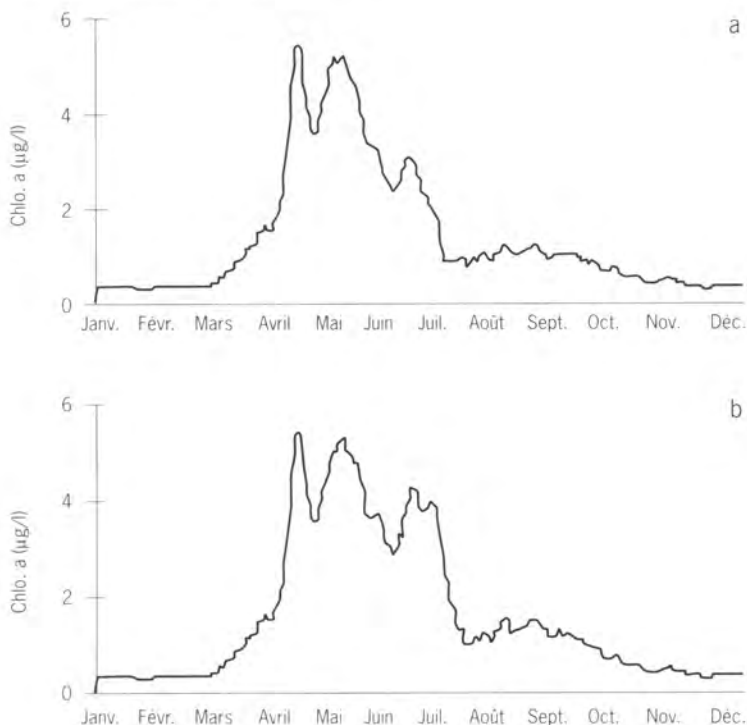
Figure 7
Impact de la réduction des apports d'azote et de phosphate par la Seine en terme de réduction de la production phytoplanctonique.



visible sur les diatomées, composante majoritaire mais non toxique. Pour diminuer cette dernière d'environ 20 %, la diminution des apports de phosphore serait plus rapidement efficace.

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

Figure 8
Concentrations
en chlorophylle *a* au centre
de la rade de Brest
simulées avec le forçage
de 1993.
a : situation réelle de 1993,
b : avec doublement
des apports d'azote
inorganique par les rivières.



L'azote étant l'élément nutritif qui limite la production phytoplanctonique estivale, une simulation numérique des effets d'un doublement des apports actuels d'azote d'origine agricole a été réalisée par Le Pape & Ménesguen (1997). Ainsi que le montre la figure 8, l'augmentation constatée de la biomasse phytoplanctonique par rapport à la situation actuelle n'est que de 15 % en moyenne sur l'année et négligeable sur la hauteur du maximum annuel. Ceci confirme donc le fait que le système rade de Brest dans son ensemble, en raison de ses échanges importants avec la mer d'Iroise, est très fortement régulé et s'avère capable de recevoir d'importantes quantités de nutriments d'origine terrigène sans développement d'eutrophisation massive. Là encore pourtant, le modèle mathématique met en évidence un effet différentiel sur la stimulation de la croissance des dinoflagellés et des diatomées : minoritaires comme en baie de Seine, les dinoflagellés estivaux profitent plus de l'augmentation des apports terrigènes azotés, ce qui peut à terme nuire à la qualité du milieu. On voit ainsi, sur la figure 8, que le troisième pic annuel d'abondance du phytoplancton, entre juin et juillet, le seul qui soit à forte prédominance de dinoflagellés, est aussi le seul à vraiment augmenter quand on double les apports de nitrate par les rivières.

Conclusion

Partant du constat que l'élément nutritif limitant de la production végétale en eau douce était le phosphore et que l'efficacité d'utilisation des apports inorganiques par la biomasse végétale était conditionnée par des facteurs physiques (temps de résidence et éclaircissement de la tranche d'eau), Vollenweider (1968) a classé les lacs dans un repère à deux dimensions : rapport profondeur moyenne/temps de résidence en abscisse et flux annuel de phosphore en ordonnée. L'application de ce type de raisonnement en milieu littoral ouvert est rendue difficile du fait qu'il n'existe pas de volumes d'eau matériellement délimités, donc pas de temps de résidence facilement déterminables, et qu'il peut y avoir changement d'élément limitant selon l'endroit ou la période de l'année. Le rôle des modèles hydrodynamiques de circulation apparaît donc crucial pour les études d'eutrophisation côtière, de même que la détermination *in situ* du nutriment limitant. Si l'azote est sans conteste l'élément limitant de la prolifération des macroalgues vertes, la situation est plus nuancée pour le phytoplancton, comme on a pu le voir dans le cas du panache de la Seine. Smayda (1990) évoque, par ailleurs, le rôle croissant de la limitation des diatomées par le silicium en mer du Nord au fur et à mesure que l'enrichissement en N et P progresse, et le rend responsable de la prédominance croissante des dinoflagellés (non siliceux) sur les diatomées. La souplesse des modèles biologiques numériques semble bien adaptée à l'étude de ces divers cas d'eutrophisation marine, permettant de dégager progressivement la structure minimale nécessaire en termes de variables d'état pour représenter correctement

le phénomène. D'ores et déjà, ces modèles peuvent fournir de très utiles appréciations sur l'effet quantitatif de diverses stratégies de réduction d'apports terrigènes ; il semble qu'il faille attendre encore de substantielles améliorations des connaissances pour qu'ils puissent par contre prévoir aussi finement les changements qualitatifs, tels les remplacements d'espèces par exemple.

Références bibliographiques

- Aminot A., Guillaud J.-F., Kérouel R., 1997. La baie de Seine : hydrologie, nutriments et chlorophylle (1978-1994). Repères Océan, 14, Éd. Ifremer, 148 p.
- Baden S.P., Loo O., Pihl L., Rosenberg R., 1990. Effects of eutrophication on benthic communities including fish: Swedish West Coast. *Ambio.*, 19 (3), 113-122.
- Cugier P., 1999. Modélisation du devenir à moyen terme dans l'eau et le sédiment des éléments majeurs (N, P, Si, O) rejetés par la Seine en baie de Seine. Thèse de l'université de Caen, 220 p. + annexes.
- Dethlefsen V., von Westernhagen H., 1983. Oxygen deficiency and effects on bottom fauna in the eastern German Bight, 1982. ICES - CM - 1983, L/2, 23 p.
- Di Toro D.M., Connolly J.P., 1980. Mathematical models of water quality in large lakes. Part II: Lake Erie. EPA-600/3-80-065. Env. Res. Lab. Duluth MN 55804, 231 p.
- Dion P., 1988. Étude de certains aspects écophysologiques des marées vertes. Rapport Céva, 37 p.
- Droop M.R., 1973. Some thoughts on nutrient limitation in algae. *J. Phycol.*, 9, 264-272.
- Even S., 1995. Modélisation d'un écosystème fluvial, la Seine ; le modèle Prose. Thèse de doctorat de l'école des Mines de Paris soutenue le 20 novembre 1995.
- Fillit M., 1995. Eutrophisation et macroalgues dans une lagune littorale méditerranéenne (étang de Méjean-Pérols) : l'étang change, les ulves prospèrent. Thèse de l'université de Montpellier II, 196 p. + annexes.
- Franz H.G., Verhagen J.H.G., 1985. Modelling research on the production cycle of phytoplankton in the southern Bight of the North Sea in relation to riverborne nutrient loads. *Neth. J. Sea Res.*, 19, 241-250.
- Fujita R.M., 1985. The role of nitrogen status in regulating transient ammonium uptake and nitrogen storage by macroalgae. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 92, 283-301.
- Garreau P., 1993. Conditions hydrodynamiques sur la côte Nord-Bretagne. Rapport Ifremer-Del/93-02, 19 p. + annexes.

- Gosse P., Lascombe C., Salleron J.-L., 1990. Modélisation de la qualité des grands cours d'eau. Eutrophisation : cas de la Moselle et du Doubs. *La Houille Blanche*, 3/4, 187-194.
- Guillaud J.-F., Andrieux F., Ménesguen A., soumis. Biochemical modelling in the Bay of Seine (France): an improvement by introducing phosphorus in nutrient cycles. Soumis à *J. Mar. Systems*.
- Guillaud J.-F., Ménesguen A., 1998. Modélisation sur vingt ans (1976-1995) de la production phytoplanctonique en baie de Seine (France). *Oceanol. Acta*, 21(6), 887-906.
- Hoch T., 1995. Modélisation du cycle biogéochimique des éléments limitant la production biologique en Manche (N, P, Si). Thèse de l'université Paris VII, 205 p.
- Humphries R.B., Hornberger G.M., Spear R.C., Mc Comb A.J., 1984. Eutrophication in Peel Inlet - III. A model for the nitrogen scenario and a retrospective look at the preliminary analysis. *Water Res.*, 18(4), 389-395.
- Jorgensen S.E., 1980. Lake management, vol. 14: water development, supply and management. Pergamon Press, Oxford, 167 p.
- Kelly M., Naguib M., 1984. Eutrophication in coastal marine areas and lagoons: a case study of "Lac de Tunis". *Unesco reports in marine science* Nr 29, 54 p.
- Le Pape O., 1996. Modélisation des cycles biogéochimiques des éléments limitant la production phytoplanctonique en rade de Brest. Thèse de doctorat, école nationale supérieure agronomique de Rennes, 195 p.
- Le Pape O., Ménesguen A., 1997. Hydrodynamic prevention of eutrophication in the Bay of Brest (France), a modelling approach. *J. Mar. Systems*, 12, 171-186.
- Letts E.A., Richards E.H., 1911. Report on green seaweeds and especially *Ulva latissima* in relation to the pollution of the waters in which they occur. Royal Commission on Sewage Disposal. 7th Report, HMSO, London, appendix III, section II.
- Malmgren-Hansen A., Mortensen P., Moller B., 1985. Modelling of oxygen depletion in coastal waters. *Water Sci. Technol.*, 17, 967-978.
- Ménesguen A., 1991. "Elise", an interactive software for modelling complex aquatic ecosystems. *In: Computer Modelling in Ocean Engineering '91*. Arcilla *et al.* (eds), Proc. 2nd. Int. Conf., 30 septembre-4 octobre 1991, Barcelone (Espagne), Balkema, Rotterdam, 87-94.
- Ménesguen A., 1998. Détermination d'objectifs de qualité en nutriments dissous pour les rivières alimentant la marée verte des baies de Saint-Brieuc et Lannion. Rapport final de contrat pour le conseil général des Côtes-d'Armor, 24 p.

- Ménesguen A., Guillaud J.-E., Aminot A., Hoch T., 1995. Modelling the eutrophication in a river plume: the Seine river case study (France). *Ophelia*, 42, 205-225.
- Ménesguen A., Hoch T., 1997. Modelling the biogeochemical cycles of elements limiting primary production in the English Channel. I. Role of thermohaline stratification. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 146, 173-188.
- Ménesguen A., Piriou J.-Y., 1995. Nitrogen loadings and macroalgal (*Ulva* sp.) mass accumulation in Brittany (France). *Ophelia*, 42, 227-237.
- Ménesguen A., Salomon J.-C., 1988. Eutrophication modelling as a tool for fighting against *Ulva* coastal mass blooms. *In: Computer modelling in ocean engineering '88*. Schrefler B.A. & Zienkiewicz O.C. (eds), Balkema, Rotterdam, 443-450.
- Merceron M., 1987. Mortalités de poissons en baie de Vilaine (juillet 1982). Causes, mécanismes, propositions d'actions. Rapport Ifremer/Dero/87-14, 99 p.
- Mommaerts J.-P., Pichot G., Ozer J., Adam Y., Baeyens W., 1984. Nitrogen cycling and budget in Belgian coastal waters: North Sea areas with and without river inputs. *Rapp. P.V. Réun. Cons. Int. Explor. Mer*, 183, 57-69.
- Niiler P.P., Kraus E.B., 1977. One-dimensional models of the upper ocean. *In: Modelling and prediction of the upper layer of the ocean* (Kraus B.B., ed). Proceedings of a Nato Advanced Study Institute. Pergamon Press, Oxford, 145-172.
- Officer C.B., Biggs R.B., Taft J.L., Cronin L.E., Tyler M.A., Boynton W.R., 1984. Chesapeake Bay anoxia: origin, development and significance. *Science*, 223, 22-27.
- Oudin L.C., 1990. Modélisation de l'eutrophisation en Loire. *La Houille Blanche*, 3/4, 195-206.
- Park R.A., 1978. A model for simulating lake ecosystems. Rept. 3. Center for Ecological Modelling, Rensselaer Polytechnic Institute, Troy, New York 12181, 19 p.
- Piriou J.-Y., Ménesguen A., 1990. Environmental factors controlling the *Ulva* sp. blooms in Brittany (France). *In: Marine eutrophication and population dynamics*. Colombo G. *et al.* (eds), Proc. 25th Europ. Mar. Biol. Symp., 10-15 septembre 1990, Ferrare (Italie), Olsen and Olsen, Fredensborg (Denmark), 111-115.
- Piriou J.-Y., Ménesguen A., Salomon J.-C., 1989. Les marées vertes à ulves : conditions nécessaires, évolution et comparaison de sites. *In: Estuaries and coasts: spatial and temporal intercomparisons*. 19^e Symp. Estuar. Coast. Sci. Assoc., Elliott M. & Ducrottoy J.P. (eds). 4-8 septembre 1989, Caen (France), 117-122.

- Rosenberg R., 1985. Eutrophication - The future marine coastal nuisance? *Mar. Poll. Bull.*, 16 (6), 227-231.
- Sawyer C., 1965. The sea-lettuce problem in Boston Harbor. *J. Water. Poll. Control Fed.*, 37, 1122-1133.
- Schindler D.W., Fee E.J., Rusczyński, 1978. Phosphorus input and its consequences for phytoplankton standing crop and production in the experimental lakes area and in similar lakes. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 35, 190-196.
- Sfriso A., Pavoni B., Marcomini A., 1989. Macroalgae and phytoplankton standing crops in the central Venice Lagoon: primary production and nutrient balance. *Sci. Tot. Envir.*, 80, 139-159.
- Smayda T.J., 1990. Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: evidence for a global epidemic. *In: Toxic marine phytoplankton*, Graneli E., Anderson D.M., Edler L. & Sundstrom B. (eds). Elsevier Science Publishing, 29-40.
- Stachowitsch M., 1984. Mass mortality in the Gulf of Trieste: the course of community destruction. *P.S.Z.N.I. Mar. Ecol.*, 5 (3), 243-264.
- Steffensen D.A., 1976. The effect of nutrient enrichment and temperature on the growth in culture of *Ulva lactuca* L. *Aquat. Bot.*, 2, 337-351.
- Swanson R.L., Sindermann C.J., 1979. Oxygen depletion and associated benthic mortalities in New York Bight, 1976. *Noaa Professional Paper*, 11, 345 p.
- Thomann R.V., Di Toro D.M., Winfield R.P., O'Connor D.J., 1975. Mathematical modelling of phytoplankton in Lake Ontario. 1. Model development and verification. EPA-660/-375-005, ORD, Corvallis, Oregon, 177 p.
- Vollenweider R.A., 1968. The scientific basis of lake and stream eutrophication, with particular reference to phosphorus and nitrogen as factors in eutrophication. *Tech. Rep. to OCDE, Paris. DAS/CSI/68-27*, 182 p.

Marées vertes en Bretagne : état actuel des connaissances

Michel Merceron

Ifremer/Del, BP 70, 29280 Plouzané

Introduction

Les proliférations d'ulves sur les plages bretonnes sont connues du public sous le nom de « marées vertes ». Il s'agit d'algues vertes qui, en période printanière et estivale, s'accumulent sur l'estran en quantités très importantes, sur des épaisseurs allant jusqu'à plusieurs décimètres. Elles se tiennent également dans les premières vagues où, lorsqu'elles sont en grande densité, elles amortissent ou suppriment le déferlement. Dans les nombreux sites touristiques qu'elles affectent, elles font l'objet de ramassages intensifs lors de la saison. Il s'agit d'une forme d'eutrophisation marine côtière, provoquée par un enrichissement excessif des eaux en nutriments. Cette biomasse algale, parfois énorme, finit par se décomposer et/ou se disperser en grande partie à la fin de la belle saison.

Aspects quantitatifs

En Bretagne

La quantification du phénomène peut être traitée sous deux aspects différents : l'observation du stock instantané au moment présumé de son maximum annuel et le cubage cumulé des ramassages annuels (Merceron, 1998).

La première approche consiste à quantifier les proliférations d'ulves littorales en juin-juillet lorsque les biomasses sont présumées être à leur maximum (Céva, 1997a). Des clichés aériens, traités numériquement et couplés à des pesées de biomasse par unité de surface sur les plages, permettent d'obtenir une appréciation correcte des tonnages en place (Céva, 1997b). En observant le stock de façon ponctuelle à son maximum, l'accroissement annuel de la biomasse est en principe appréhendé. Cela suppose implicitement :

- une quasi-absence de stock hivernal ;
- une mortalité négligeable durant la période de croissance ;
- une croissance annuelle achevée au moment de l'observation ;
- un stock non soumis à prélèvements ou apports extérieurs.

La deuxième approche consiste à additionner les cubages ramassés par les municipalités riveraines au cours de l'été. Il s'agit de la somme des récoltes successives ; elle ne peut pas être réellement comparée à l'état instantané précédent. Un mètre cube d'ulves ramassées correspond à environ 0,8 t, compte tenu du sable enlevé en même temps que les algues.

Les deux types de quantification sont complémentaires et présentés dans le tableau 1 pour les années 1997 et 1998.

Tableau 1 - Biomasse instantanée (juin ou juillet) et cumul des ramassages estivaux (de mi-juin à mi-septembre) sur le littoral breton.

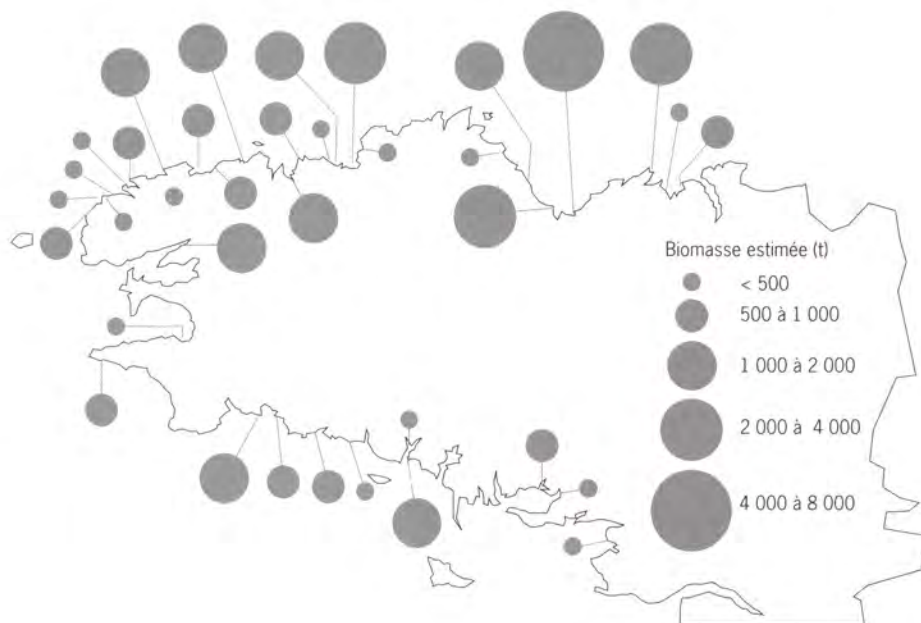
	1997	1998
Stock instantané (t)*	18 860	21 030
Volume ramassé/saison (m ³)	42 800	38 110

* En poids frais égoutté.

Les ramassages sont affectés par plusieurs biais dont, entre autres, la volonté et les moyens techniques et financiers des communes touchées par le phénomène, qui sont variables selon les sites. De plus, on ignore l'effet favorisant la repousse qui est logiquement provoqué par la diminution de densité des ulves due au ramassage (meilleur accès à la lumière et aux nutriments). Il est peu probable que les ramassages réduisent le reliquat d'algues à une quantité assez faible pour retarder beaucoup la repousse.

Concernant l'observation des stocks instantanés, une amélioration des techniques de terrain et du traitement des clichés aériens a conduit à des évaluations moins importantes que celles avancées lors d'estimations antérieures (15 000 - 20 000 t au lieu de 100 000 t). Pour des raisons de disponibilité d'avion, il n'est cependant pas toujours possible d'effectuer les observations avant le début des ramassages estivaux, d'où un risque de sous-estimation. De plus, des fluctuations importantes des échouages, visuellement constatées dans certains sites, en baie de Douarnenez notamment, obligent à penser que le système plage-premières

Figure 1
Sites de prolifération d'ulves en Bretagne en 1997
(d'après Céva, 1997a).



vagues est en fait parfois l'objet d'échanges latéraux (avec les plages voisines) et/ou transversaux (avec des zones plus profondes) (Coïc, 1998). Au-delà de la quinzaine de sites où une quantification précise a été pratiquée, plusieurs dizaines d'autres sites sont touchés à un degré moindre et font l'objet d'un simple inventaire (fig. 1) (Céva, 1997a). Leur nombre, autour d'une quarantaine, montre une relative stabilité depuis quelques années. La valeur de 15 000 à 20 000 t d'ulves observées ponctuellement correspond donc à un minimum.

Ailleurs

D'autres régions du globe sont affectées par ce type d'eutrophisation à macroalgues vertes. Le tableau 2 présente les autres principaux sites européens. Une revue complète a été effectuée (Morand & Briand, 1996). À titre indicatif, la lagune de Venise, vaste étendue d'environ 500 km² et de très faible profondeur (1 m), abritait en 1987 dans sa partie centrale un tonnage record d'ulves estimé à 500 000 tonnes. Le bassin d'Arcachon contenait environ 20 000 t de *Monostroma* en 1992 et 1993 (Auby, 1994).

Tableau 2 - Autres sites de prolifération d'algues vertes en Europe.

Site	Genre algal	Référence
Fjord de Roskilde (DK)	<i>Ulva</i>	(Geertz-Hansen <i>et al.</i> , 1993)
Veer Meere (NL)	<i>Ulva</i> et <i>Chaetomorpha</i>	(Malta & Verschuure, 1997)
Langstone Harbour (GB)	<i>Ulva</i> et <i>Enteromorpha</i>	(Soulsby <i>et al.</i> , 1985)
Arcachon (F)	<i>Monostroma</i>	(Auby, 1994)
Estuaire du Mondego (P)	<i>Enteromorpha</i>	(Flindt <i>et al.</i> , 1997)
Estuaire du Palmones (E)	<i>Ulva</i>	(Hernandez <i>et al.</i> , 1997)
Étang de Thau (F)	<i>Ulva</i> et <i>Monostroma</i>	(Gerbal, 1994)
Lagune de Venise (I)	<i>Ulva</i>	(Sfriso <i>et al.</i> , 1989)

Le phénomène de prolifération

En Bretagne, deux espèces d'ulves sont sujettes à prolifération, *Ulva rotundata* et *Ulva armoricana*, cette dernière ayant été récemment décrite (Dion *et al.*, 1998). Certaines plages abritent l'une ou l'autre espèce, d'autres plages un mélange des deux, sans que la causalité de la répartition soit établie.

Dans l'ensemble des sites, l'essentiel de la croissance des algues vertes se produit entre mi-avril et mi-juillet. Elle a lieu très localement, en suspension dans les premières vagues, entre la zone de déferlement et l'estran découvert. La faible épaisseur d'eau jointe à l'albédo du sable clair assure un éclaircissement et un échauffement précoces et importants. De plus, l'apport nutritif véhiculé par le cours d'eau afférent est peu dilué à cet endroit. L'hydrodynamisme du déferlement est susceptible de fractionner les thalles les plus grands et de maintenir ainsi un taux de croissance important. En effet, l'accroissement des thalles se faisant surtout par leur périphérie, les plus petits ont un rapport périmètre/surface plus favorable.

Les échouages et les reprises d'ulves sur l'estran exondé se produisent au gré des circonstances : énergie des vagues, présence de ripple-marks, vent, courants à la base du coin de marée, position dans le cycle vive-eau/morte-eau, dessèchement des algues échouées, etc. La disposition des sites par rapport aux principaux facteurs de déplacement - les vagues et le vent - est variée. Les conditions météorologiques ont évidemment une influence prépondérante dans les sites les plus ouverts.

Le genre *Ulva* présente une très grande plasticité physiologique qui lui confère un avantage dans la compétition interspécifique. La minceur du thalle et l'importance du rapport surface/volume autorise des échanges importants avec le milieu ambiant. Parmi les algues vertes à croissance rapide, *Ulva* sp. est réputée pouvoir extraire du milieu et stocker des réserves d'azote importantes, ce qui lui est très favorable lorsque les apports sont irréguliers (Pedersen & Borum, 1996). Ce genre est capable de s'adapter à des éclaircissements faibles ou élevés (Henley *et al.*, 1991; Hennessy, 1991; Sand-Jensen, 1988a,b). Des auteurs signalent que l'espèce présente en Hollande peut supporter une température de -5°C durant deux semaines à l'obscurité et reprendre ensuite sa croissance lorsque les conditions redeviennent favorables (Kamermans *et al.*, 1998). Cette faculté permettrait aux thalles enfouis de passer l'hiver et de constituer, pour certains d'entre eux, l'inoculum de la prolifération suivante.

Le rôle limitant de l'azote dans la prolifération des ulves a été démontré (Piriou & Ménesguen, 1992; Sfriso *et al.*, 1988). En baie de Saint-Brieuc, la corrélation entre les flux azotés de juin et l'importance des marées vertes de chaque année est nette alors que la relation avec les flux de phosphore est inexistante (fig. 2). Par ailleurs, l'évolution des contenus internes des ulves en azote et phosphore (quota) par rapport aux seuils respectifs d'arrêt de croissance le montre également (fig. 3).

Figure 2
Relations entre la biomasse annuelle maximale d'ulves en baie de Saint-Brieuc et les flux nutritifs sur le site en juin.
(a) : flux d'azote;
(b) : flux de phosphore;
(d'après Ménesguen & Piriou, 1995).

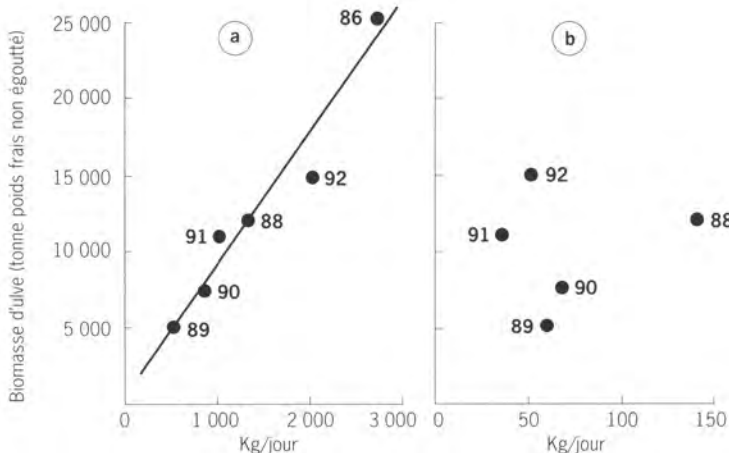


Figure 3
Évolution printanière
et estivale de la teneur
tissulaire des ulves
en nutriments en baie
de Saint-Brieuc. (a) : azote;
(b) phosphore (d'après
Mènesguen & Piriou, 1995).

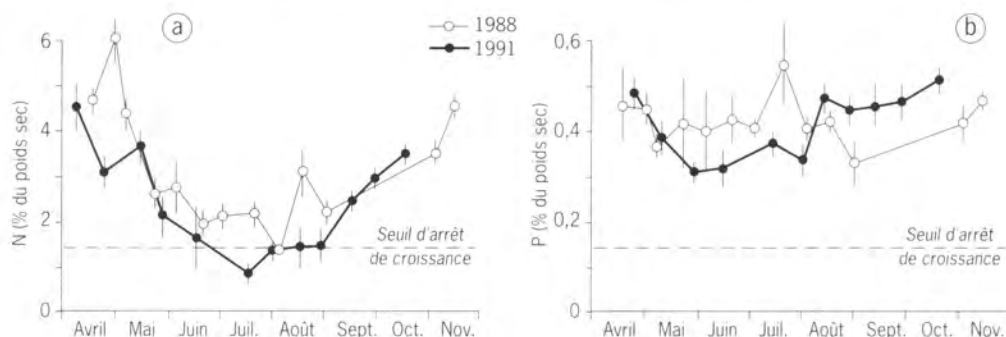


Figure 4
Pourcentages de l'origine
agricole dans les excédents
azotés des bassins versants
à ulves. Les cours d'eau
sont symbolisés par
des flèches à pointe évidée.

Un modèle général d'eutrophisation marine (Elise), développé à l'Ifremer, a été adapté au cas des marées vertes. Son application a été réalisée en deux sites (Ménesguen, 1998). En baie de Lannion, il a permis de corroborer le résultat d'un modèle hydrodynamique en prouvant la responsabilité exclusive des apports de deux cours d'eau sur sept (le Yar et, secondairement, le Roscoat). L'exploration de différents scénarios montre que la réduction des marées vertes à la moitié de son importance actuelle nécessiterait une division par quatre des flux azotés du Yar. Le résultat de l'application du modèle à la baie de Saint-Brieuc est moins net.

La tendance d'évolution actuelle de la prolifération doit être appréciée sur plusieurs années pour s'affranchir des variations d'origine météorologique. Il semble que l'on soit toujours en phase d'aggravation, même si elle est moins rapide qu'auparavant. Les tonnages observés ponctuellement sur les sites les plus atteints semblent à peu près stabilisés. Il se pourrait que la production d'algues actuelle y soit autolimitée du fait de la diminution d'éclairement provoquée par l'accumulation des thalles. En revanche, la mise en évidence d'un important stock offshore en baie de Douarnenez et les indices d'une telle présence ailleurs laissent penser à une forme d'extension du phénomène vers le large. De plus, il semble que la durée de la présence des algues sur les sites tend à s'allonger et, que ceux qui sont seulement inventoriés, car moins touchés, abritent des tonnages croissants.

Conséquences

Écologiques

Les conséquences écologiques des proliférations d'ulves ont été peu étudiées en France.

- Populations échouées sur l'estran

Celles-ci constituent une forme de stockage de l'azote et du phosphore sous une forme organique. Lors de la consommation et/ou de la décomposition de ces algues, principalement au cours de l'été et de l'automne, ce stock nutritif est progressivement libéré dans l'eau. Il peut être réutilisé plus ou moins rapidement par une nouvelle production végétale (phytoplancton ou macrophyte).

Lorsque les échouages se font sur les hauts de plage, ils sont stables entre deux vives-eaux. Ils présentent souvent une épaisseur suffisante pour qu'une décomposition anaérobie ait lieu à leur base. Ainsi, la faune endogée sous-jacente est privée d'oxygène et irriguée par les jus de fermentation, ce qui est lui très néfaste. Néanmoins, le caractère souvent opportuniste de la faune d'estran, lié à l'instabilité intrinsèque du milieu, laisse présumer une recolonisation rapide une fois la plage libérée de ses échouages.

Il faut également mentionner la libération dans l'atmosphère de composés volatils soufrés malodorants et polluants (H₂S).

- Populations immergées

Elles constituent également un stock nutritif plus ou moins immobilisé localement et libérant son contenu avec retard. Les fortes biomasses algales en jeu dans ces zones plutôt calmes ont logiquement pour effet de faire varier fortement la teneur en oxygène dissous entre le jour et la nuit. La faune endogée subirait une diminution de sa diversité et de sa biomasse tandis que l'épibenthos verrait sa biomasse et son nombre d'individus augmenter (Nicholls, 1981). En fait, l'impact sur la faune épigée serait plus ambigu. Des mortalités rapides de larves de trois espèces de crabes d'estuaire ont pu être provoquées expérimentalement par la conjonction d'une hypoxie et du relargage par les ulves d'une substance toxique indéterminée (Johnson & Welsh, 1985).

En revanche, par le camouflage qu'elles procurent, ces algues peuvent diminuer fortement le taux de prédation des jeunes crabes par les poissons (Wilson *et al.*, 1990). De plus, les ulves sont une nourriture très appréciée par des crustacés broueteurs de petite taille (amphipodes et isopodes). Dans le fjord de Roskilde, une baie de l'État de Washington et la lagune de Venise, ils consomment une très forte proportion de la production annuelle d'ulves (Geertz-Hansen *et al.*, 1993; Price & Hylleberg, 1982; Sfriso & Marcomini, 1996).

Conséquences économiques et culturelles

Outre les coûts de ramassage, les marées vertes constituent une des atteintes provenant de l'agriculture intensive, au même titre que l'altération de la qualité de l'eau potable par le nitrate et les pesticides, celle de l'air par l'odeur du lisier, l'ammoniac, etc.

- Ramassages

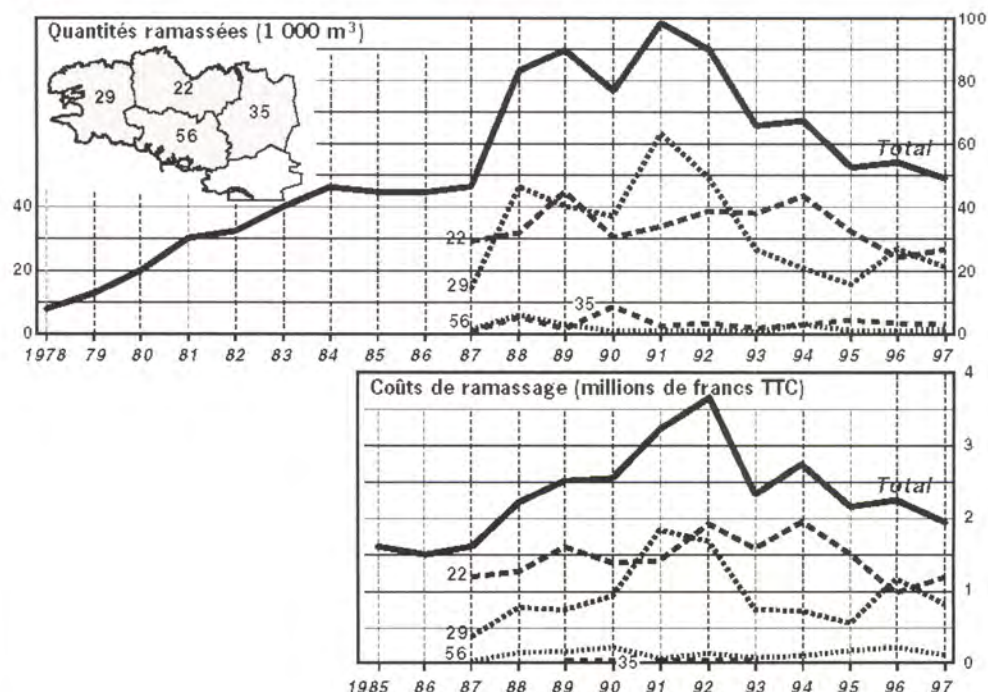
Les cubages et les coûts des ramassages sont présentés sur la figure 5. Après avoir culminé en 1991 et 1992, ils représentent actuellement 43 000 m³ et 2 MF environ. Les dépenses sont engagées par les communes riveraines. Elles se font rembourser par les conseils généraux au taux de 80 % dans les Côtes-d'Armor et de 60 à 72 % dans le Finistère selon la taille de la commune.

La valorisation par compostage ou méthanisation de l'ulve n'ayant pas encore fait la preuve de sa rentabilité économique, la destination des volumes ramassés reste le plus souvent la mise en décharge et l'épandage sur les terres agricoles. La réglementation européenne stipule qu'à partir de 2002, seuls les déchets ultimes (donc non susceptibles de traitement) seront acceptés en décharge. Ce n'est pas le cas des algues vertes qui sont techniquement compostables. Dans l'alternative de leur épandage agricole, elles se trouveront en concurrence avec les boues de station d'épuration et les déjections d'élevage (voir dans cet ouvrage « Le devenir des algues ramassées »).

- Tourisme

La prolifération des algues sur les plages provoque une forte gêne ou une impossibilité d'y pratiquer la plupart des loisirs habituels : baignade, pêche, jeux de plage, etc. Du fait de leur odeur fétide, elles affectent également les loisirs proches, tels que la randonnée pédestre sur les sentiers côtiers, et la simple résidence. Or, l'essentiel du tourisme breton se fait sur la bande côtière (85 % dans les Côtes-d'Armor). Actuellement, la fréquentation touristique tend à devenir plus mobile et improvisée. L'abandon des sites touchés est illustré par la diminution drastique du nombre d'hôtels à Saint-Michel-en-Grève (22), de six à un en trente ans. La valeur patrimoniale du foncier, de l'immobilier et des fonds de commerce des zones atteintes est évidemment diminuée. Dans un contexte touristique globalement favorable à la Bretagne depuis plusieurs années, la perte de substance ainsi occasionnée est finalement assez peu visible dans les chiffres régionaux. Cela tient peut-être à un effet de report sur les sites indemnes. Cela peut aussi être dû au faible nombre de données chiffrées existantes concernant cet impact sur le tourisme. Il est vrai que les structures départementales et régionales de cette activité économique restent légères au regard du chiffre d'affaires direct (12 milliards de francs en 1998). De plus, les acteurs du tourisme sont partagés sur l'opportunité d'étudier cet impact, le risque étant de pointer l'attention du public sur ce handicap et d'aggraver ainsi ses effets. Ainsi, 19 communes costarmoricaines sont concernées par les marées vertes mais, au cours d'une enquête générale sur la caractérisation du tourisme breton, 9 seulement les ont signalées comme posant problème.

Figure 5
Quantités d'ulves ramassées en Bretagne et coûts de collecte (d'après données Céval).



- Ressources marines vivantes

Dans les zones conchylicoles atteintes, le placage des ulves sur les mollusques élevés sur bouchots, en pochons ou à plat sur le sol diminue le renouvellement de l'eau et l'apport de nourriture au cheptel. De plus, il augmente la quantité de travail, donc le coût de l'élevage.

L'absorption des sels nutritifs en solution par les macroalgues prive d'autant le phytoplancton de nutriment. Ainsi, dans la lagune de Venise, ulve et phytoplancton semblent s'exclure (Sfriso *et al.*, 1989). Néanmoins, le développement et l'échouage des ulves constituent une immobilisation et un stockage temporaire de nutriments. Ceux-ci seront relargués en été et en automne lors de la diminution de la biomasse, au moment où les apports terrestres sont à leur minimum. On peut donc logiquement penser à un rôle de soutien du phytoplancton de cette saison. Malheureusement, à cette période, c'est le groupe des Dinoflagellés qui prédomine et il est *a priori* moins profitable aux mollusques que les diatomées printanières. Par ailleurs, il inclut la plupart des espèces toxiques.

Les plages à faible pente sont souvent la continuation de fonds sableux infralittoraux également peu pentus. Ces zones sont généralement des nourrisseries de poissons plats. Des juvéniles ont été d'ailleurs fréquemment rencontrés lors de la quantification du stock offshore de la baie de Douarnenez. Pour statuer sur le solde positif ou négatif du rôle des marées vertes vis-à-vis de cette fonction de nourrisserie, les connaissances actuellement disponibles ne sont pas suffisantes.

- Image régionale

Les marées vertes sont à la fois visibles et odorantes. L'altération des paysages (où le contraste de couleurs dû au sable est amoindri ou supprimé) et l'odeur fétide qui s'en dégage constituent un emblème disgracieux pour la région. Cette tache gâche l'image positive de la Bretagne, basée sur l'authentique et le naturel. Le phénomène atteint son maximum lors de la saison touristique, lorsque la notoriété de la région est à son sommet. Outre le tourisme, cette tache affecte toute l'activité, tous les produits et l'attractivité de la région vis-à-vis de l'extérieur. L'attachement des Bretons à leur territoire en subit aussi l'effet. Le fait que cet aspect soit difficile à quantifier avec précision ne suffit pas à masquer son importance.

Conclusion

Le constat des marées vertes et la description du phénomène et de ses origines ont été établis depuis une douzaine d'années. L'augmentation des flux de nitrate provenant de l'intensification de l'agriculture bretonne en est la cause. Un modèle mathématique de ces proliférations a été construit et appliqué aux baies de Lannion et Saint-Brieuc. Avec cet outil, il est possible de simuler les effets sur les marées vertes que l'on peut attendre de différents scénarios d'abattement des flux de nitrate, selon les sites d'application.

Durant cette douzaine d'années, le phénomène s'est amplifié et la lutte effective n'a pas dépassé le ramassage. En 1999, des actions significatives de reconquête de la qualité de l'eau sont sur le point d'être engagées par l'agence de l'Eau Loire-Bretagne et la Région sur plusieurs bassins versants tests touchés par les marées vertes.

Pour juguler les marées vertes, il est évidemment nécessaire que les efforts de restauration de la qualité de l'eau soient suffisamment intenses pour parvenir à inverser la tendance actuelle à l'aggravation. Jusqu'ici, la collectivité a enduré cette atteinte au littoral comme une partie du prix à payer pour le développement d'une agriculture très intensive. Le simple aménagement de ce système agricole dans une direction plus respectueuse de l'environnement suffira-t-il à redresser la situation, ne serait-ce qu'à long terme ? La question reste posée.

Références bibliographiques

- Auby I., 1994. Étude de la prolifération des algues vertes dans le bassin d'Arcachon. Rapport Ifremer, Cemagref, SSA, Sabarc, 163 p.
- Cann C., 1993. Étude de l'évolution des flux de phosphore apportés au littoral par un cours d'eau (exemple du Yar en baie de Lannion). Rapport de contrat Ifremer/Cemagref, 46 p.
- Céva, 1997a. Étude d'inventaire des sites de prolifération d'algues vertes sur le littoral breton. Rapport Céva 97/2 431 402/C, 24 p. + annexes.
- Céva, 1997b. Expérimentation d'une méthode d'évaluation « automatique » des biomasses d'algues vertes à partir de photographies aériennes scannerisées. Rapport Céva, 31 p. + annexes.
- †Coïc, D., 1998. Suivi des flux de nitrate en baie de Douarnenez au cours du printemps-été 1998. Rapport Ifremer/Del, 97/2 431 409 EEL, 20 p. + annexes.
- Dion P., Reviers B. de, Coat G., 1998. *Ulva armoricana* sp. nov. (Ulvales, Chlorophyta) from the coasts of Brittany (France). I. Morphological identification. Eur. J. Phycol., 33, 73-80.
- Flindt M.R., Kamp-Nielsen L., Marques J.C., Pardal M.A., Bocci M., Bendoricchio G., Salomonsen J., Nielsen S.N., Jorgensen S.E., 1997. Description of the three shallow estuaries: Mondego River (Portugal), Roskilde Fjord (Denmark) and the lagoon of Venice (Italy). Ecol. Model., 102, 17-31.
- 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 an eutrophic Danish estuary. Aquat. Bot., 46, 101-109.
- Gerbal M., 1994. Analyse spatio-temporelle des peuplements phyto-benthiques des substrats meubles de l'étang de Thau (Hérault, France). Thèse d'État, 238 p.

- Henley W.J., Levasseur G., Franklin L.A., Lindley S.T., Ramus J., Osmond C.B., 1991. Diurnal responses of photosynthesis and fluorescence in *Ulva rotundata* acclimated to sun and shade in outdoor culture. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 75, 19-28.
- Hennessy M., 1991. The efficiency of two aquacultural effluent treatment systems in use in Scotland. *Aquaculture and the Environment*, Intern. Conf, Aquaculture Europe '91, Dublin, 142-143.
- Hernandez I., Peralta G., Pérez-Lloréns J.L., Vergara J.J., 1997. Biomass and dynamics of growth of *Ulva* species in Palmones river estuary. *J. Phycol.*, 33, 764-772.
- Johnson D.A., Welsh B.L., 1985. Detrimental effects of *Ulva lactuca* (L.) exudates and low oxygen on estuarine crab larvae. *J. Exper. Mar. Biol. Ecol.*, 86, 73-83.
- Kamermans P., Malta E.J., Verschuure J.M., Lentz L.F., Schrijvers L., 1998. Role of cold resistance and burial for winter survival and spring initiation of an *Ulva* spp. (Chlorophyta) bloom in an eutrophic lagoon (Veerse Meer lagoon, The Netherlands). *Mar. Biol.*, 131, 45-51.
- Malta E.J., Verschuure J.M., 1997. Effects of environmental variables on between-year variation of *Ulva* growth and biomass in an eutrophic brackish lake. *J. Sea Res.*, 38, 71-84.
- Ménesguen A., Piriou J.-Y., 1995. Nitrogen loadings and macroalgal (*Ulva* sp.) mass accumulation in Brittany (France). *Ophelia*, 42, 227-237.
- Ménesguen A., 1998. Lutte préventive et curative contre la prolifération des marées vertes en baies de Lannion et de Saint-Brieuc. Détermination d'objectifs de qualité en nutriments dissous pour les rivières alimentant la marée verte des baies de Saint-Brieuc et Lannion. Convention entre l'Ifremer et le CG 22 n° 96/2 210 919/FC, Rapport Ifremer, 24 p.
- Merceron M., 1998. Inventaire des ulves en Bretagne. Année 1997. Rapport de synthèse. Rapport Ifremer/Del/98.02/Brest, 18 p.
- Morand P., Briand X., 1996. Excessive growth of macroalgae: a symptom of environmental disturbance. *Bot. Mar.*, 39, 491-516.
- Nicholls D.J., 1981. The effect of green algal mats on intertidal macrobenthic communities and their predators. *Kieler Meeresforschungen*, 5, 511-520.
- Pedersen M.F., Borum J., 1996. Nutrient control of algal growth in estuarine waters. Nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and nitrogen storage among phytoplankton and species of macroalgae. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 142, 261-272.
- Piriou J.-Y., Ménesguen A., 1992. Year environmental factors controlling the *Ulva* sp. blooms in Brittany (France). *Marine eutrophication and population dynamics (25th European Marine Biology Symposium)*, 111-115.

- Piriou J.-Y., Mérot P., Jégou A.-M., Garreau P., Yoni C., Watremez P., Urvois M., Hallegouet B., Aurousseau P., Monbet Y., Cann C., 1993. Cartographie des zones sensibles à l'eutrophisation, cas des côtes bretonnes. Rapport de synthèse, rapport Ifremer, 78 p.
- Price L.H., Hylleberg J., 1982. Algal-faunal interactions in a mat of *Ulva fenestrata* in False Bay, Washington. *Ophelia*, 21(1), 75-88.
- Sand-Jensen K., 1988a. Minimum light requirements for growth in *Ulva lactuca*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 50, 187-193.
- Sand-Jensen K., 1988b. Photosynthetic responses of *Ulva lactuca* at very low light. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 50, 195-201.
- Sfriso A., Marcomini A., 1996. Decline of *Ulva* growth in the lagoon of Venice. *Bioresour. Technol.*, 58(3), 299-307.
- Sfriso A., Pavoni B., Marcomini A., Orio A., 1988. Annual variations of nutrients in the lagoon of Venice. *Mar. Pollut. Bull.*, 19, 54-60.
- Sfriso A., Pavoni B., Marcomini A., 1989. Macroalgae and phytoplankton standing crops in the Central Venice Lagoon: primary production and nutrient balance. *Science of the Total Environment*, 80, 139-159.
- Soulsby P.G., Lowthion D., Houston M., Montgomery H.A.C., 1985. The role of sewage effluent in the accumulation of macroalgal mats on intertidal mudflats in two basins in southern England. *Neth. J. Sea Res.*, 19(3/4), 257-263.
- Wilson K.A., Able K.W., Heck K.L.J., 1990. Predation rates on juvenile blue crabs in estuarine nursery habitats: evidence for the importance of macroalgae (*Ulva lactuca*). *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 58, 243-251.

Biomasses d'ulves et flux de nutriments en baie de Douarnenez

Michel Merceron⁽¹⁾, †Daniel Coïc⁽²⁾, Pascal Talec⁽³⁾

(1) Ifremer/Del, BP 70, 29280 Plouzané

(2) EEL, 20 hameau des Quatre vents, 29260 Ploudaniel

(3) Céva, BP 3, 22610 Pleubian

Introduction

En baie de Douarnenez, l'existence de proliférations d'ulves, d'ampleur limitée, est repérable dès 1952 sur des photographies aériennes de l'IGN. En 1979, le phénomène étant devenu plus important, la presse s'en fait l'écho. Depuis 1980, des ramassages d'ulves échouées sont effectués durant l'été par plusieurs communes riveraines. Les inventaires semi-quantitatifs de marées vertes en Bretagne de 1988, 1991 et 1994 signalent la présence de quantités importantes d'algues sur les plages du fond de la baie (Piriou & Annézo, 1995).

La cause de ces proliférations, également présentes dans de nombreux autres sites bretons, a été déterminée comme étant l'augmentation des flux d'azote délivrés à la côte, le plus souvent sous forme de nitrate (Ménesguen & Piriou, 1995).

Le programme « Bassins versants et transmission des pollutions au littoral » s'est appuyé sur deux sites ateliers pour traiter du transfert du nitrate des terres agricoles à la côte (Bordenave & Merceron, dans ce volume). L'un de ces sites, le bassin versant du Kerharo, est localisé en bordure de la baie de Douarnenez. D'une superficie de 45 km², il est essentiellement agricole. Avant de déboucher dans l'anse de Kervigen, le ruisseau longe le marais littoral du même nom. Un des motifs du choix de ce site a été justement la présence de ce marais, que des investigations préliminaires avaient révélé être le siège d'une dénitrification superficielle très active. Ces résultats ont été confirmés et détaillés dans le cadre du présent programme (Piriou *et al.*, dans ce volume).

Le suivi de la marée verte a été effectué par le centre d'études et de valorisation des algues (Céva). Il a concerné les proliférations significatives d'ulves en dépôt sur l'estran et en suspension dans les premières vagues sur le littoral sud-est de la baie, très régulièrement atteint. Les flux azotés correspondants ont été suivis d'abord par l'Ifremer, puis par le bureau d'études environnementales littorales et marines (EEL). Dans un premier temps, il n'a concerné que le Kerharo et deux ruisseaux proches. Au cours des deux premières années, il s'est avéré que, contrairement à ce qui avait été observé auparavant dans d'autres sites fortement atteints (baies de Lannion et de Saint-Brieuc), les bancs d'ulves du site choisi restaient très mobiles au cours de la saison. Il en était de

même pour l'ensemble des sites à ulves de la baie de Douarnenez. Au vu de ceci et à partir de 1997, le suivi des flux azotés a été élargi à ces autres sites.

En 1998, sur les indications de pêcheurs professionnels de Douarnenez, la présence de concentrations d'ulves a été recherchée au large de la zone de déferlement, par des fonds compris entre -2 et -18 mètres.

Le résultat des investigations précitées et les relations existant entre les flux d'azote et les proliférations d'ulves sont présentés ci-après, ainsi que les enseignements que l'on peut en tirer d'un point de vue opérationnel.

Méthodes

Site

La description de la baie de Douarnenez et du bassin versant du Kerharo est présentée dans une autre communication à laquelle on peut se reporter (Bordenave & Merceron, dans ce volume).

Flux azotés

En baie de Douarnenez, comme ailleurs en Bretagne, l'azote inorganique constitue le principal facteur limitant la croissance des ulves (Dion & Le Bozec, dans ce volume). Le phosphore est souvent disponible en abondance dans les sédiments marins, à partir desquels il est relargué dans l'eau sus-jacente au fur et à mesure de sa consommation. En conséquence, seuls les flux d'azote minéral ont été mesurés dans cette étude. De plus, le dosage de sa forme ammoniacale a été abandonné car, effectué initialement, il n'a représenté qu'autour de 1 % de l'azote minéral total. Ce dernier est constitué presque exclusivement de nitrate, et c'est cet ion seulement qui a été dosé.

En 1995 et 1996, seuls les ruisseaux du Kerharo, de Ty-Anquer et du Lopic ont été étudiés, puisqu'à ce moment la mobilité des algues et de l'eau entre les différentes plages de la baie n'était pas établie. En 1997 et 1998, l'échantillonnage a été élargi aux cinq autres cours d'eau débouchant sur des plages présentant également des marées vertes soit, du nord au sud : les ruisseaux de Pentrez, de Lestrevet, de Trezmalaouen, de Kersampen et du Névet. Pour chacun des huit cours d'eau échantillonnés, les prélèvements ont été effectués en eau douce hors de l'influence marine, le plus près possible de l'embouchure (fig. 1).

Les missions sur le terrain, d'un nombre compris entre 10 et 14 par ruisseau selon les années, se sont déroulées pendant la période de pousse des ulves, c'est-à-dire entre avril et mi-juillet (jusqu'à mi-août en 1996), selon une périodicité hebdomadaire ou bimensuelle.

Le flux de nitrate est le produit du débit par la concentration. La vitesse du courant des ruisseaux a été mesurée à l'aide d'un courantomètre à moulinet OTT. Celui-ci a été utilisé sur plusieurs verticales de la section mouillée de chaque cours d'eau. Un logiciel *ad hoc* a permis de calculer le débit à partir de ces données associées à d'autres décrivant la géométrie et la rugosité du lit. L'ion nitrate des échantillons d'eau a été

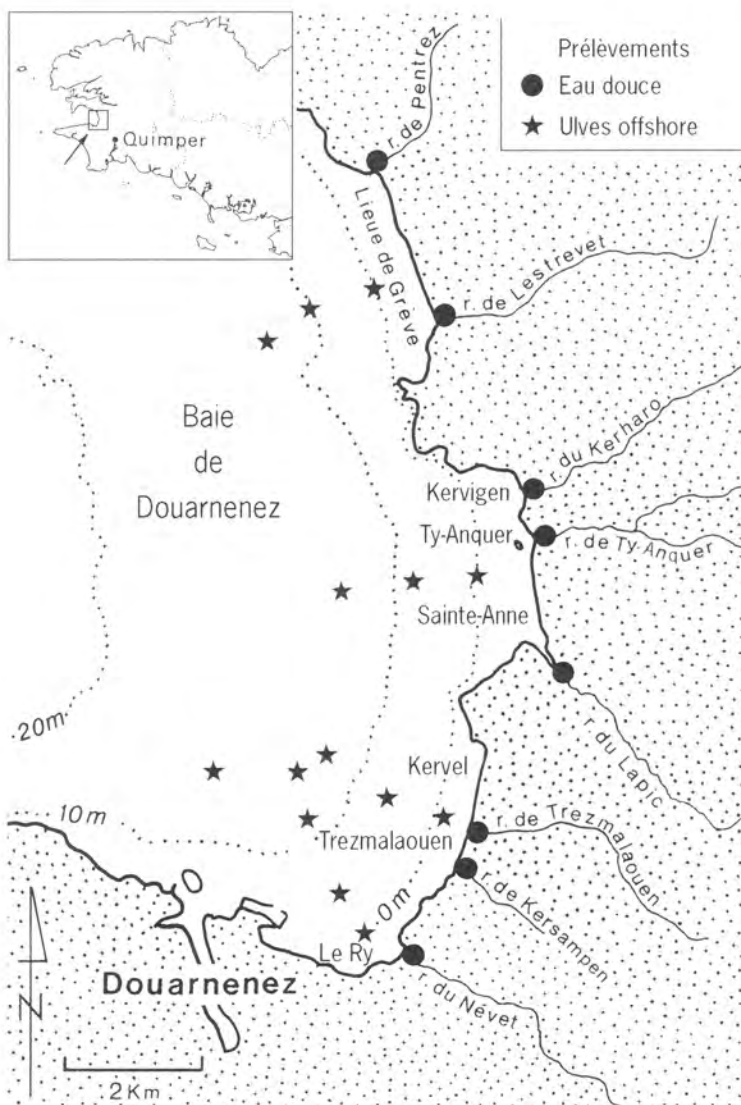
dosé par un laboratoire agréé (laboratoire municipal de Brest) dans les 24 h suivant le prélèvement et sa réfrigération immédiate.

Biomasses d'ulves à la côte

Les biomasses d'ulves sur l'estran et dans les premières vagues ont été estimées en croisant les surfaces couvertes d'algues obtenues à partir de photographies aériennes avec des pesées d'algues collectées sur des surfaces unitaires, appartenant à différentes classes d'abondance, et réalisées le jour même du survol.

Jusqu'en 1996, la délimitation des surfaces en algues et leur classification par abondance étaient réalisées manuellement, à partir des vues aériennes. Sur un calque posé sur la mosaïque de photographies, les surfaces des classes étaient délimitées, puis le calcul de leurs surfaces

Figure 1
Localisation
des prélèvements.



était effectué par la pesée des découpes de calques correspondantes. À partir de 1997, cette technique a été fortement améliorée en l'automatisant. Des repères visuels déployés sur l'estran et repérés géographiquement avec précision ont permis de redresser par procédé informatique les clichés préalablement numérisés. La classification des surfaces selon l'abondance des ulves a été réalisée automatiquement par des seuillages de la densité de la couleur verte avec, cependant, une redéfinition des seuils à chaque site. Cela a permis de sélectionner plus finement les surfaces en algues et de les discriminer mieux des surfaces en sable, notamment dans les dépôts comportant des surfaces libres d'algues ayant une forme arborescente.

Sur chaque plage, les pesées sur le terrain ont été faites selon plusieurs radiales, comprenant chacune plusieurs stations. Chaque station a été échantillonnée à quatre reprises, au hasard. La surface unitaire d'échantillonnage a été d'un mètre carré, et réduite à un quart de mètre carré pour les secteurs de couverture d'algues supérieurs à 90 %. Après un égouttage d'une minute, les poids bruts ont été mesurés. Un des quatre échantillons a ensuite été traité en laboratoire (tri du sable, des autres espèces d'algues, etc.) et repesé. Le coefficient de correction obtenu a été appliqué aux autres échantillons de la station.

Dans les premières vagues, une sorte d'épuisette a été posée sur le fond, puis relevée après le passage de quelques vagues qui reconstituaient la distribution naturelle des algues. Trois stations de profondeurs différentes ont été échantillonnées à chaque radiale.

Les plages étudiées ont été la Lieue de Grève, les anses de Kervigen et de Ty-Anquer, la grève de Sainte-Anne, celles de Kervel, de Trezmaouen et l'anse du Ry (fig. 1).

Volumes d'ulves ramassés sur l'estran

Les volumes d'ulves collectés sur l'estran ont été obtenus auprès des services départementaux du Finistère qui centralisent les données de ramassage provenant de chaque commune concernée. Des états datés et localisés sont en effet envoyés au département pour subventionnement d'une fraction des frais engagés. L'unité de comptage est le camion (huit mètres cubes ou plus). En même temps que les algues vertes, d'autres algues ou du sable sont très souvent enlevés. Le sable coquillier est en effet apprécié des agriculteurs chez qui une partie des volumes collectés est épandue. Le Céva considère qu'en moyenne les ulves ne représentent que 80 % de la masse collectée.

Biomasses d'ulves offshore

La quantification du stock « profond » a été réalisée en 1998. Entre 8 et 14 stations ont été échantillonnées à quatre reprises selon un rythme mensuel, de mai à août (fig. 1).

À partir des indications recueillies auprès des pêcheurs, les investigations se sont portées sur une bande en forme de « J » parallèle à la côte. Elle est comprise entre la zone de déferlement (environ 2 m de pro-

fondeur) et l'isobathe des 18 m, avec une limite nord au droit de Pen-trez et une limite sud au droit de Douarnenez. Les fonds y sont essentiellement sableux et coquilliers, parfois agrémentés de ripple-marks ou de quelques affleurements schisteux. Des populations très denses d'ophiures et de coquillages sont présentes par places.

À chaque station, positionnée par GPS différentiel, une caméra vidéo montée sur troïka a été traînée pendant quelques minutes pour déterminer la présence ou l'absence d'ulves posées sur le fond. En effet, les thalles ne sont pas fixés au substrat et possèdent une flottabilité légèrement négative. En cas de présence significative, des plongeurs ont collecté les algues sur une distance de 10 m à l'aide d'un minichalut. L'ouverture du filet était de 1 m de largeur sur 0,20 m de hauteur. Chaque prélèvement a été tripliqué. Les échantillons récoltés ont été essorés durant une minute et pesés immédiatement.

Les biomasses mesurées par unité de surface à chaque station ont été multipliées par des aires centrées sur chaque station dans la limite de la bande côtière décrite plus haut. Les tonnages d'algues fraîches égouttées ainsi calculés pour les différentes aires ont été sommés.

Lors des missions de juin, juillet et août, certaines conditions de milieu ont été mesurées en quelques occasions (température, salinité, éclaircissement, teneurs en nitrate et ammonium).

Résultats

Flux azotés

• Évolution printanière

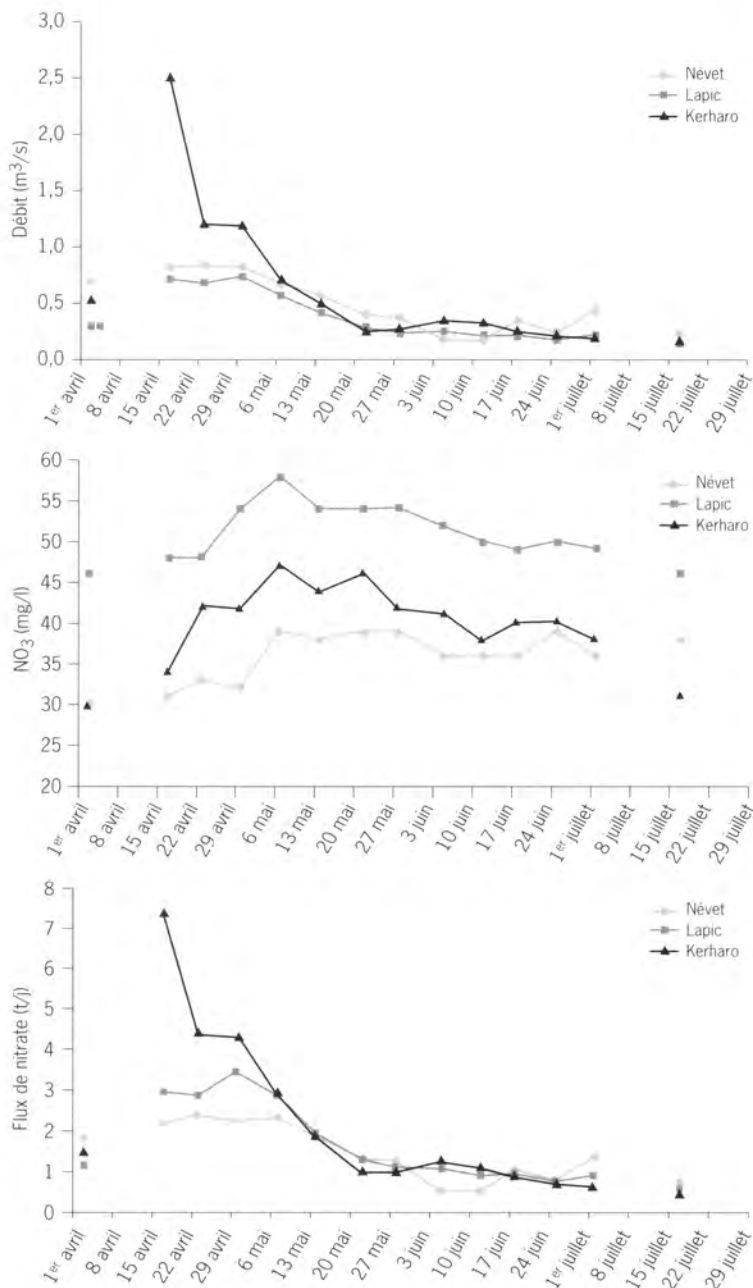
À titre d'exemple, la figure 2 représente l'évolution printanière en 1998 des flux azotés des trois principaux cours d'eau : le Névet, le Laptic et le Kerharo. Durant la première quinzaine d'avril, des précipitations tendent à augmenter les débits (surtout celui du Kerharo) qui diminuent durant le reste de la période. Les concentrations de nitrate, généralement comprises entre 30 et 60 mg/l, croissent jusqu'au 6 mai, comme il est normal en fin d'épisode de fort débit. Elles diminuent ensuite très lentement. Le Kerharo, de teneur intermédiaire entre celles du Laptic et du Névet, n'a pas fait l'objet cette année-là d'une dérivation partielle vers le marais de Kervigen pour dénitrification.

Les flux de nitrate des cours d'eau sont compris entre 2 et 7,5 t NO₃/j en début de période et s'abaissent ensuite pour arriver autour de 1 t/j à partir de fin mai. Les débits constituent visiblement le facteur principal de leur variation. L'évolution printanière des débits, des teneurs en nitrate et des flux suit chaque année une tendance similaire.

• Évolution interannuelle

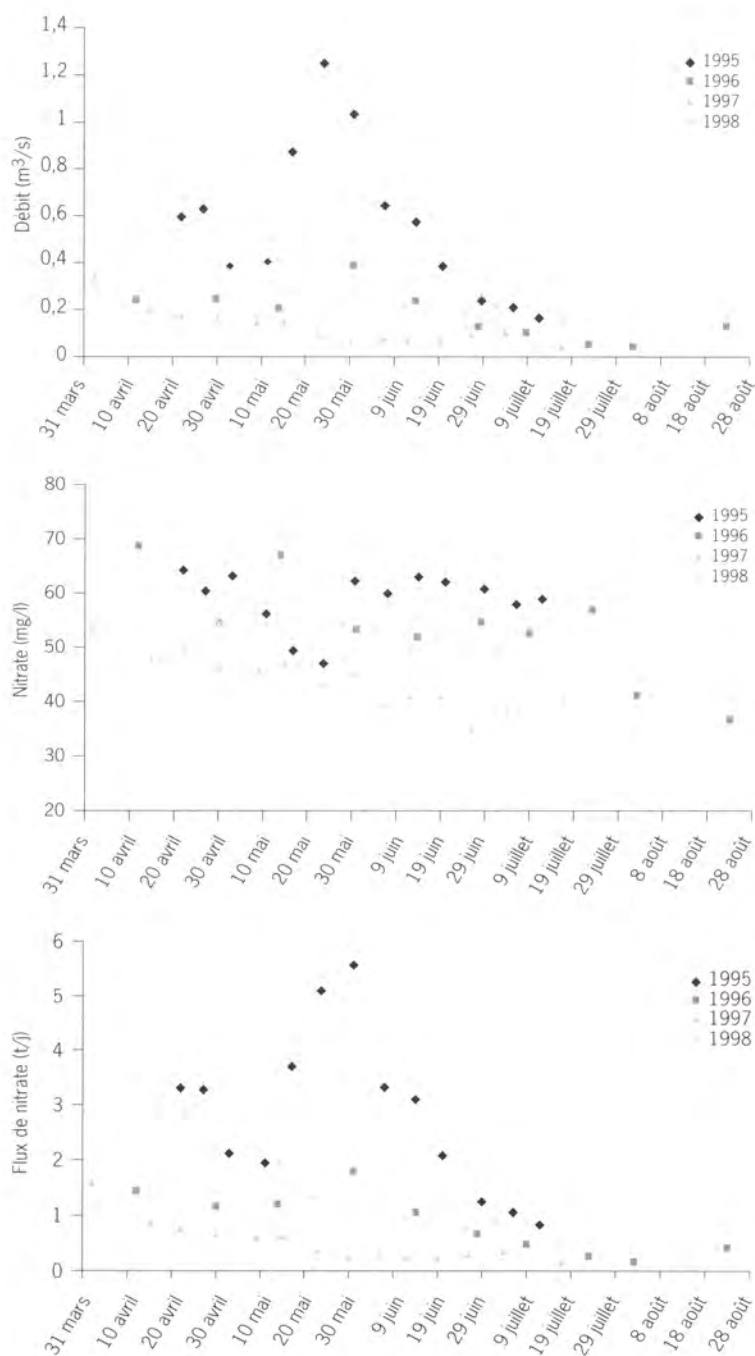
L'évolution interannuelle des flux de nitrate est illustrée par l'exemple du Laptic (fig. 3). Les débits de printemps et d'été évoluent entre 1995 et 1998 dans une gamme allant de 0,05 à 1,25 m³/s. Les années 1995 et 1998 ont vu les plus forts débits, en milieu et en début de printemps respectivement. Par contre, les années 1996 et surtout 1997 ont été plus sèches.

Figure 2
Évolution printanière
des débits,
des concentrations
et des flux de nitrate
(année 1998).



Les concentrations de nitrate se sont toutes situées entre 35 et 69 mg/l. Les niveaux peuvent différer notablement et de façon relativement constante entre deux années. Ainsi, 1997 présente tout au long du printemps un déficit d'environ 20 mg/l par rapport à 1995. Les deux autres années sont intermédiaires. On peut noter la baisse sensible de concentration d'avril 1995, causée par l'augmentation du débit, suivie d'une remontée lors de la décrue (fig. 3).

Figure 3
Évolution interannuelle
des débits,
des concentrations
et des flux de nitrate
du Laptic.



Comme les débits, les flux d'azote tendent à diminuer au cours de la saison. En instantané et sur toute la période, ils se situent entre 0,2 et 5,5 t/j. Le flux moyen de nitrate apporté par le Laptic en mai et juin,

période de croissance maximum des ulves, peut évoluer dans un rapport de 1 à 8 entre deux années contrastées comme 1997 et 1995 (tab. 1).

Tableau 1 - Flux moyens de nitrate délivrés par le Lapic en baie de Douarnenez en mai et juin (en t/j).

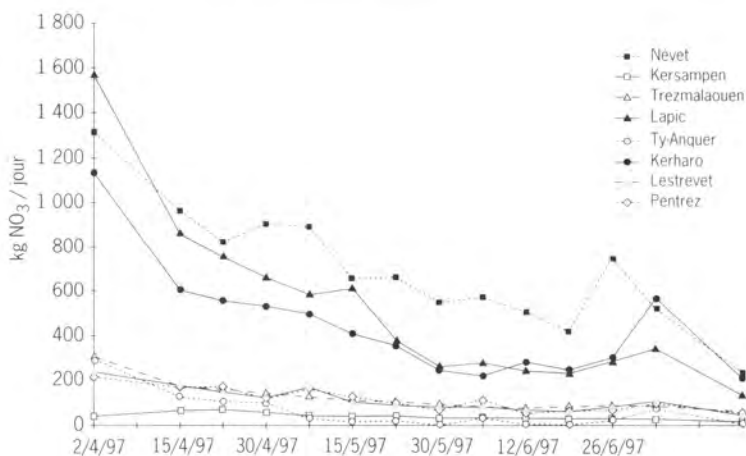
	1995	1996	1997	1998
	3,125	1,170	0,391	1,592

Au total, ce sont donc environ 187,5 t de nitrate qui ont été apportées par le Lapic en mai et juin 1995 contre 23,5 t en 1997. Le Lapic est l'un des trois cours d'eau les plus importants de la baie.

• Comparaison des différents cours d'eau

La comparaison des flux de nitrate des différents ruisseaux investigués en centre et sud de la baie de Douarnenez est illustrée par leur évolution au cours de l'année 1997 (fig. 4). À l'évidence, trois d'entre eux apportent l'essentiel des flux, le Névet, le Lapic et le Kerharo. Les cinq autres sont nettement moins importants.

Figure 4
Évolution des flux journaliers de nitrate (année 1997).



• Apports totaux de mai et juin

Pour l'ensemble des cours d'eau le flux moyen de nitrate en mai et juin des quatre dernières années est représenté sur le tableau 2.

Tableau 2 - Flux moyen de nitrate en mai et juin des ruisseaux se jetant en baie de Douarnenez (en t/j). Les valeurs entre parenthèses sont extrapolées à partir des données de 1998.

	1995	1996	1997	1998
Lapic + Ty-Anquer + Kerharo	6,75	2,31	0,76	3,59
Tous les ruisseaux	(11,32)	(3,88)	1,74	6,02

Les valeurs de l'ensemble des ruisseaux en 1995 et 1996 ont été extrapolées à partir de celles du sous-groupe Lopic, Ty-Anquer, Kerharo, en utilisant le ratio observé en 1998, le flux de cette année-là étant le plus proche de celui des années concernées. Entre 1995 et 1997, le rapport des flux de tous les ruisseaux est de 6,5.

D'une façon générale, les apports de nitrate à la baie de Douarnenez tendent à diminuer au cours du printemps et du début de l'été, suivant en cela les débits. D'une année sur l'autre, des écarts notables dans les teneurs d'un même ruisseau sont constatés. Les principaux apports sont le fait du Névet, du Lopic et du Kerharo. Globalement, les flux moyens de nitrate de mai et juin se situent entre 1,74 et 11,32 t/j selon les années. Ces apports sont répartis entre huit ruisseaux et ne s'accompagnent pas d'une forte dessalure ni d'un panache turbide, comme cela serait le cas d'un fleuve.

Ulves

• Ulves observées

Les tonnages d'ulves estimés sur l'estran et dans les premières vagues dans les différents sites observés durant quatre ans sont figurés dans le tableau 3.

Tableau 3 - Quantités d'ulves observées sur l'estran et dans les premières vagues en baie de Douarnenez, en tonnes.

	(17/7) 1995	(1/8) 1996	(1/8) 1997	(16/6) 1998
Lieue de Grève	0	0	12	632
Kervigen	0	4	0	13
Ty-Anquer	446	180	0	17
Sainte-Anne	625	528	1	832
Kervel	183	108	0	28
Trezmalaouen	183	1 105	27	957
Anse du Ry	0	247	77	906
Total	1 437	2 172	117	3 385

La variabilité est importante entre les totaux annuels ainsi que dans la répartition des tonnages entre les sites. Cette variabilité spatio-temporelle est confirmée par les observations des riverains. Une notation quotidienne de l'abondance des ulves estimée visuellement durant une saison sur les plages de Kervigen, Ty-Anquer et Sainte-Anne durant l'été 1996 a été effectuée et l'a confirmée également.

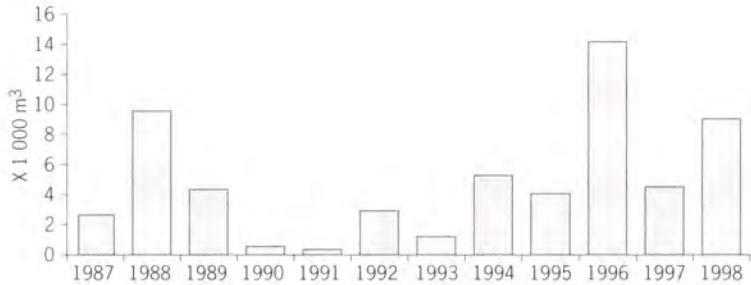
Localement, il est connu, et nous l'avons nous-mêmes observé plusieurs fois, que les vents d'est favorisent les échouages d'ulves sur les plages, et les vents d'ouest leur disparition des plages et leur retour en mer dans la mesure où le coefficient de marée le permet.

Dans ce contexte d'instabilité, il semble que les plages de la partie sud de la baie (Kervel, Trezmalaouen et Le Ry) soient statistiquement les plus fréquemment sujettes aux échouages d'ulves.

- Ulves ramassées

La chronique des volumes d'ulves ramassés est présentée à la figure 5. Les cubages varient fortement selon les années ; 1988 et 1996 présentent les plus fortes valeurs, 10 000 et 14 000 m³ respectivement.

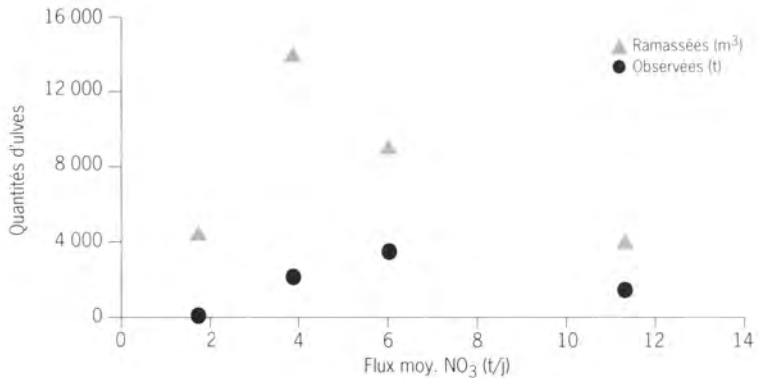
Figure 5
Volumes d'ulves ramassés
en baie de Douarnenez.



- Relation entre quantités d'ulves et flux azotés

Du fait de l'instabilité des algues sur les plages, la relation entre flux azotés et quantités d'ulves a été recherchée à l'échelle de l'ensemble des ruisseaux et des plages considérés globalement (fig. 6). Durant les quatre années d'étude, aucune relation linéaire ne semble exister entre les flux azotés et les ulves ramassées en baie de Douarnenez. En ce qui concerne les algues observées, il en est de même. Le coefficient de leur corrélation avec les flux azotés n'est que de 0,26.

Figure 6
Relation entre le flux moyen
de nitrate en mai et juin (t/j)
et les quantités d'ulves
ramassées et observées.



Biomasse d'ulves « offshore »

L'estimation de la biomasse d'ulves offshore, effectuée de mai à août 1998, est présentée dans le tableau 4.

Tableau 4 - Masses d'ulves offshore estimées en baie de Douarnenez en 1998 (en t).

Mai	Juin	Juillet	Août
200	9 650	7 200	1 200

L'évolution temporelle est marquée et semble suivre un schéma comparable à ce qui est observé en général sur les estrans des sites étudiés ailleurs.

Le tonnage maximum, estimé en juin, est voisin du cubage cumulé ramassé durant la saison 1998. Bien que la masse volumique des thalles soit légèrement supérieure à un, on considère souvent qu'un mètre cube ramassé correspond à 0,8 t d'algues, compte tenu du sable enlevé avec les algues (voir ci-dessus).

La biomasse offshore mesurée par unité de surface a été très variable selon les stations et les dates. Les plus fortes concentrations ont été rencontrées en juillet par -12 m au nord-nord-ouest du Ry (1,6 kilogramme de poids frais essoré par mètre carré). Il s'agissait d'un tapis d'environ 10 cm d'épaisseur, couvrant presque entièrement le fond sableux. Les plongeurs ont constaté qu'une turbulence, même modérée, suffit à remettre temporairement les algues en suspension.

L'espèce très majoritairement présente dans les échantillons était *Ulva rotundata* (Dion, comm. pers.).

De juin à août et à un mètre au-dessus du fond, les températures ont été comprises entre 14,4 °C et 17,5 °C. En juillet et août, une thermocline a été observée à 4 m de profondeur aux stations situées le plus au large; elle correspondait à un écart de 2 à 3 °C entre la surface et le fond. Pour la même période, la salinité au fond a varié entre 34,4 et 34,9 PSS. La différence entre le fond et la surface n'était que de 0,1 à 0,2 PSS au large, et nulle près de la côte.

En juillet et août, l'éclairement mesuré au fond a été compris entre 38 et 200 $\mu\text{E}/\text{s}/\text{m}^2$, selon la couverture nuageuse et la profondeur de la colonne d'eau. Aux stations situées au large, les coefficients d'extinction ont varié entre 0,135 et 0,205/m. À cette période et à proximité de la côte, la concentration d'azote inorganique ($\text{N-NO}_3 + \text{N-NH}_4$) s'est située entre 5 et 6 $\mu\text{mol}/\text{l}$, et au mois de juin elle se situait autour de 2 à 3 $\mu\text{mol}/\text{l}$.

Discussion

Flux de nitrate

Les flux de nitrate mesurés en baie de Douarnenez entre avril et juillet-août sont essentiellement influencés par les débits qui sont décroissants sur la période. Cependant, les concentrations décroissent également, mais légèrement. Cela correspond très probablement à une contribution relative plus importante des eaux profondes, issues de l'aquifère (Watremez & Talbo, dans ce volume). Le pas de temps hebdomadaire des mesures qui a été adopté ne permet sans doute pas d'appréhender tous les épisodes de crue. En effet, la faible taille des bassins versants et la nature schisteuse de certains d'entre eux induisent des temps de réponse aux précipitations brefs. Durant ces épisodes, la concentration en nitrate est d'abord abaissée par dilution par les eaux de ruissellement peu chargées, avant de remonter sous l'effet des apports hypodermiques assez

concentrés (fig. 3). Globalement, le flux délivré durant une crue est supérieur à celui de la même période en régime normal. Il y a donc ici un risque de sous-estimation. Cependant, une comparaison des flux que nous avons observés sur le Kerharo avec ceux calculés sur le même cours d'eau par l'Inra (à partir de l'enregistrement continu des débits, et de mesures de nitrate bimensuelles et d'autres calées sur les épisodes de crue) nous a permis de constater que l'écart était faible.

L'élargissement des stations de mesure de flux de nitrate de trois à huit cours d'eau à partir de 1997 a laissé de côté deux autres ruisseaux qui se jettent dans le Port-Rhu de Douarnenez : le Stalas et le Kervern. Néanmoins, même s'ils sont lagunés dans le Port-Rhu et ne sont pas exactement au droit d'un site de prolifération d'ulves, ils participent *a priori* significativement aux apports en baie, puisque leur bassin versant est de superficie comparable à celui du Névet ou du Lopic.

Au total, les flux mesurés peuvent être considérés comme légèrement sous-estimés. Ils comportent cinq contributeurs plus importants que les autres : le Kerharo, le Lopic, le Névet, le Stalas et le Kervern.

Ulves sur l'estran

L'espèce la plus fréquemment rencontrée est *Ulva rotundata* (Dion, comm. pers.).

Les tonnages observés ponctuellement sur les plages du centre et du sud de la baie de Douarnenez ont évolué entre 120 et 3 400 t entre 1995 et 1998. Ils présentent donc une forte irrégularité selon les années. La localisation des biomasses est extrêmement variable, à la fois dans l'espace et au cours de la saison. Alors que les sites étudiés auparavant (baies de Lannion et de Saint-Brieuc) présentaient une assez grande stabilité, ici c'est plutôt la variabilité des situations qui s'est révélée être la règle. Sur chaque plage, à chaque marée, la biomasse peut disparaître, ou revenir en plus ou moins grande quantité. L'instabilité paraît relativement plus forte au nord de la zone qu'au sud. Statistiquement, la plage du Ry subit des échouages plus souvent que les autres.

Les algues sont véhiculées par les courants, qui sont eux-mêmes commandés par le vent, à défaut de l'être par la marée (Obaton & Garreau, dans ce volume). Le fait que les pointes rocheuses qui séparent les anses ou les plages ne se poursuivent pas vers le large au-delà du niveau des basses mers de vives-eaux facilite la circulation des algues, de même que l'allure générale assez rectiligne de la côte.

Plus précisément, il semble que ce soit par vent de terre que les algues aient tendance à s'échouer et qu'en régime d'ouest elles soient susceptibles de repartir des plages. Cela fait penser à une circulation de type bicouche, où l'eau de fond transportant les algues circulerait en sens inverse de celle de surface qui serait entraînée par le vent. Mais, on ignore encore comment les algues sont en fait déplacées par les courants et comment elles-mêmes modifient le déplacement des masses d'eau lorsqu'elles sont en quantités élevées (augmentation de la viscosité apparente de l'eau?).

La précision de la méthode de quantification des ulves de l'estran a été fortement améliorée par la standardisation du traitement des algues avant leur pesée sur le terrain et par l'automatisation du traitement des clichés aériens (Céva, 1997). Il subsiste néanmoins quelques biais affectant les observations ainsi pratiquées. L'impossibilité de s'affranchir des opérations assez lourdes de terrain implique un coût relativement élevé de chaque opération et a déterminé son caractère unique au cours d'une saison. Par ailleurs, les survols aériens nécessitent des conditions météorologiques qui ne sont pas toujours réunies en Bretagne. À ce point de vue, les survols de l'IGN sont particulièrement exigeants. Cela doit s'harmoniser avec la disponibilité de plusieurs équipes de terrain travaillant simultanément sur plusieurs sites, le jour du passage de l'avion. Pour éviter le risque de pratiquer l'opération au lendemain d'un ramassage et pour, de plus, appréhender la biomasse près de son maximum saisonnier, il faut pouvoir opérer entre la mi-juin et la mi-juillet. Concilier toutes ces contraintes n'a jamais été facile et a parfois été impossible.

Cumul des cubages ramassés

Les volumes d'ulves ramassés en baie de Douarnenez au cours de chaque saison s'échelonnent entre 4 000 et plus de 14 000 m³. Antérieurement, le minimum a eu lieu en 1991 (quelques centaines de mètres cubes). Comme les échouages, les ramassages sont très variables, avec également une occurrence plus élevée dans l'angle sud-est de la baie, semble-t-il.

Un certain nombre de biais peuvent les affecter. La décision de ramasser appartient à chaque municipalité riveraine qui engage les travaux et les frais. La fraction non remboursée par le conseil général du Finistère peut décourager les communes les moins riches, d'autant que le nettoyage de la plage est susceptible d'advenir naturellement d'un jour à l'autre sous l'influence des vents. La pression des habitants pour faire enlever les algues peut être plus ou moins accentuée selon les sites. De plus, en même temps que les algues, un certain volume de sable, variable et mal connu, est également exporté des plages. Enfin, les produits ramassés sont le plus souvent soit épandus sur des terres agricoles, soit mis en décharge. La facilité pour leur trouver une issue peut également influencer sur la fréquence de ramassage.

Ulves offshore

Un stock d'ulves, situé entre 2 et 18 m de profondeur, a pu être mis en évidence en baie de Douarnenez et faire l'objet d'une première quantification à quatre reprises en 1998. L'augmentation de ce stock offshore entre mai et juin semble très rapide, comme celle du stock d'estran constatée antérieurement en baie de Lannion ou de Saint-Brieuc. La technique de quantification utilisée (« chalutage » par plongeurs) est localement précise, mais lente. Le nombre de stations étudiées est ainsi limité et la précision sur l'ensemble de la zone investiguée en souffre.

L'Ifremer étudie actuellement le moyen d'accélérer la méthode de quantification de ces stocks offshore.

Le faible coefficient d'extinction et l'albédo du sable procurent un éclairage au fond *a priori* suffisant pour autoriser la croissance des ulves, même à plus de dix mètres de profondeur, lors de nos investigations. La température est également favorable. L'azote mesuré à un mètre au-dessus du fond est en quantité limitée, comparable avec celle rencontrée en mer d'Iroise à la même saison.

Des bancs profonds d'ulves ont été signalés dans d'autres secteurs de la baie de Douarnenez, près du cap de la Chèvre. Sur des sites autres que cette baie, leur existence est signalée par les pêcheurs. L'hypothèse explicative avancée est que la capacité physique de certains sites d'estran à transformer l'azote en ulves est dépassée (à cause de l'auto-ombrage des algues, par exemple) et que le stock offshore représente une forme d'extension de la prolifération vers le large.

En baie de Douarnenez, la pêche côtière subit l'impact négatif du stock offshore : colmatage massif des filets dormants ou traînants et des dragues, appâts de traîne rendus non pêchants, etc. Depuis quelques années, la limite de pêche effective est repoussée de plus en plus loin vers le large à la belle saison (J.-C. Guillou, comm. pers.). L'impact de ce stock sur les espèces pêchables et sur l'écosystème est encore inconnu. Les données issues de la littérature sont favorables pour certaines d'entre elles (abri des poissons juvéniles vis-à-vis de la prédation, production primaire accrue), défavorables pour d'autres (hypoxies nocturnes dans la strate d'ulves posée sur le fond, toxicité pour les larves de crustacés, etc.).

Unicité de fonctionnement de la baie de Douarnenez

L'espèce d'ulve présente au large est le plus souvent la même que celle présente sur l'estran (*U. rotundata*). Nous avons constaté la grande mobilité du stock littoral d'ulves. On peut logiquement supposer que, lors des transits latéraux des algues, une partie au moins pourrait franchir la zone de déferlement et être transportée au large. Le déferlement constitue ordinairement une barrière hydrodynamique qui s'oppose aux transferts de matériel entre l'estran et le large. Dans certaines conditions (faible houle par exemple), cette barrière pourrait être franchie et des échanges entre les deux stocks d'ulves se produire. Ainsi, pour pouvoir appréhender correctement l'importance de la prolifération sur le site et son évolution au cours d'opérations de reconquête de la qualité des eaux douces qui s'y déversent, il semble nécessaire de quantifier les deux stocks, littoral et offshore, et cela de façon simultanée et avant le début des ramassages estivaux.

La mobilité du stock littoral en baie de Douarnenez implique que son développement peut se faire successivement sur différentes plages, alimentées chacune par un cours d'eau différent ; ou encore, à supposer que les algues restent en place, cela implique qu'elles peuvent être nourries, au moins partiellement, par des flux provenant d'ailleurs que du ruisseau débouchant sur place. Ainsi, en s'en tenant au stock d'ulves

de l'estran, il serait vain de chercher à traiter séparément les proliférations observées sur chaque plage, en ne traitant que le ruisseau directement afférent. C'est en fait l'ensemble des proliférations et des apports à la baie qu'il convient de prendre en compte de façon globale. Ceci est encore plus fondé si l'on considère comme possibles les échanges entre le stock littoral d'ulves et le stock offshore.

Ce fonctionnement unitaire du phénomène d'eutrophisation du fond de la baie de Douarnenez est induit par sa géomorphologie et aussi par son très faible courant résiduel de marée qui occasionne les temps de résidence de l'eau sur place sans doute les plus longs de Bretagne. La fragilité qui en découle se traduit par une eutrophisation probablement en cours d'expansion actuellement.

Rappelons que ce site est aussi le plus régulièrement touché de Bretagne par les floraisons de phytoplancton toxique depuis que le réseau de surveillance (Réphy) a été instauré en 1984.

Conclusion

La forte sensibilité de la baie de Douarnenez au phénomène d'eutrophisation est illustrée, entre autres, par l'ancienneté et l'importance des proliférations d'algues vertes du genre *Ulva*. La cause en est l'augmentation des flux de nitrate d'origine terrestre, superposée à un contexte naturel défavorable (géomorphologie et courants).

Par rapport aux autres sites touchés par le même phénomène, le site étudié présente une singularité, la très grande mobilité de son stock littoral d'ulves. La quantification annuelle de ce dernier est ici très variable et, en apparence, mal reliée aux apports azotés mesurés lors de la saison de pousse. La mise en évidence en 1998 d'un autre stock, situé à distance de la côte et pondéralement important, peut constituer l'explication de la variabilité du stock littoral.

D'un point de vue opérationnel, le site présente une unicité fonctionnelle en ce qui concerne l'eutrophisation. Il s'ensuit, au vu des éléments scientifiques connus aujourd'hui, que des mesures de reconquête de la qualité de l'eau douce visant à maîtriser les marées vertes en baie de Douarnenez devront s'attacher plutôt à l'importance relative des apports d'azote qu'à leur situation géographique.

Par ailleurs, la quantification des ulves doit concerner à la fois le stock offshore et le stock littoral. Du fait de leur mobilité et des probables échanges entre ces deux stocks, ils doivent impérativement être mesurés simultanément.

La prolifération d'ulves au large constitue vraisemblablement une forme d'extension du phénomène d'eutrophisation. Des indices de l'existence du même phénomène dans d'autres sites existent. Des efforts devraient être portés sur l'amélioration de la méthode de quantification du stock offshore. Si l'on a une idée qualitative des obstacles qu'il constitue pour la pêche, il reste que sa croissance, sa limitation, ses déplacements et son impact sur la ressource halieutique et l'écosystème sont inconnus.

Références bibliographiques

- Céva, 1994. Suivi saisonnier des teneurs en azote et en phosphore dans les algues vertes de la baie de Douarnenez en 1994. Rapport de contrat Céva-Ifremer/Del 94 2 431405, non paginé.
- Céva, 1995. Vérité-terrain associée à l'estimation de la biomasse des algues proliférantes en baie de Douarnenez. Rapport de contrat Céva-Ifremer/Del 95 2 431108, 18 p.
- Céva, 1996a. Suivi de l'eutrophisation en baie de Douarnenez. Estimation de la biomasse en algues vertes (mission réalisée le 1^{er} août 1996). Rapport de contrat Céva-Ifremer/Del 96 2 431420, 5 p. + annexes.
- Céva, 1996b. Suivi de l'eutrophisation en baie de Douarnenez. Évolution de la composition chimique des ulves en 1996. Rapport de contrat Céva-Ifremer/Del 96 2 431420, 13 p.
- Céva, 1997a. Expérimentation d'une méthode d'évaluation « automatique » des biomasses d'algues vertes à partir de photographies aériennes scannerisées. Rapport Céva, 31 p. + annexes.
- Céva, 1997b. Quantification des biomasses d'algues vertes en place au sud-est de la baie de Douarnenez (mission du 1^{er} août 1997). Rapport de contrat Céva-Ifremer/Del 96 2 431417, 18 p. + annexes.
- Céva, 1998. Quantification des biomasses d'algues vertes en place au sud-est de la baie de Douarnenez (mission réalisée le 16 juin 1998). Rapport de contrat Céva-Ifremer/Del 98 2 431410, 11 p. + annexes.
- † Coïc D., 1997. Suivi des flux de nitrate en baie de Douarnenez au cours du printemps-été 1997. Contrat Ifremer/Del 96 2 431407, Rapport EEL, 18 p. + annexes.
- † Coïc D., 1998. Suivi des flux de nitrate en baie de Douarnenez au cours du printemps-été 1998. Contrat Ifremer/Del 97 2 431409, Rapport EEL, 20 p. + annexes.
- Garreau P., 1993. Conditions hydrodynamiques sur la côte Nord-Bretagne. Rapport Ifremer/Del 93.02, 20 p.
- Ménésguen A., Piriou J.-Y., 1995. Nitrogen loadings and macroalgal (*Ulva* sp.) mass accumulation in Brittany (France). *Ophelia*, 42, 227-237.
- Obaton D., 1996. Caractéristiques hydrodynamiques du littoral Sud-Bretagne. Rapport Ifremer/Del 96.05, 23 p.
- Piriou J.-Y., Annézo J.-P., 1995. Évaluation des proliférations d'algues vertes sur le littoral breton en juin 1994. Rapport Ifremer/Del 95.05 à l'agence de l'Eau Loire-Bretagne, 31 p. + annexes.
- Trotoux G., 1994. Étude des flux nutritifs en baie de Douarnenez. Mémoire de stage IUT. Biologie appliquée de Brest, 20 p. + annexes.

Contenu tissulaire des ulves en azote et phosphore comme facteurs limitants de leur croissance en baie de Douarnenez

Patrick Dion, Serge Le Bozec

Céva, BP 3, 22610 Pleubian

Contexte et objectifs

La composition chimique des végétaux terrestres est classiquement considérée comme indicatrice de limitation nutritionnelle pour leur développement (Ulrich, 1952). Ce principe de base est notamment utilisé en agriculture où la concentration critique d'un constituant chimique élémentaire donné (N, P, K, Fe...) est considérée comme celle qui commence à permettre une croissance maximale pour la plante. En dessous de cette concentration, la croissance est limitée par la disponibilité externe de l'élément nutritif; au-dessus, elle constitue un pool de réserve interne pour cet élément, qui peut se retrouver dans différentes formes minérales ou organiques. Concernant les végétaux aquatiques, cette approche a été utilisée pour analyser la limitation de leur croissance par les sels nutritifs, d'abord chez les plantes vasculaires (Gerloff & Krombholz, 1996), puis chez les algues où de premiers travaux sur le phytoplancton (Eppley & Renger, 1974), les macroalgues (Hanisak, 1979) et concernant plus particulièrement l'azote ont montré qu'il était possible de relier la concentration interne de cet élément avec la croissance en conditions expérimentales. Le rapport C/N est même très tôt considéré comme indicateur nutritionnel de production macroalgale sur le terrain (Mann, 1972a et 1972b; Niell, 1976), la croissance étant inversement proportionnelle à ce rapport dans un environnement littoral où l'azote est un facteur limitant estival reconnu de la production des macroalgues (Topinka & Robins, 1976; Chapman & Craigie, 1977).

La composition interne en azote et phosphore des ulves de la marée verte a fait l'objet de suivis dès 1987 en baie de Saint-Brieuc (Dion, 1988; Dion & Le Bozec, 1996), à partir de 1993 en baie de Lannion (Dion *et al.*, 1996) et à partir de 1997 dans cinq autres sites des Côtes-d'Armor pour le compte du département. Ces suivis ont permis de comparer l'action limitante de l'azote et du phosphore sur la croissance des algues dans différents sites, de confirmer en particulier à l'échelle des côtes bretonnes le rôle de l'azote dans le contrôle annuel du phénomène de marée verte, initialement modélisé en baie de Saint-Brieuc (Ménésguen & Salomon, 1988). Ces suivis ont aussi permis de comparer les degrés d'évolution atteints par le processus d'eutrophisation dans ces sites ainsi que la résistance potentielle de ces derniers à des mesures préventives.

À long terme, de tels suivis saisonniers paraissent exploitables pour analyser les variations interannuelles ainsi que les tendances pluriannuelles de l'eutrophisation dans chacun des sites touchés, comme pour contrôler, directement au niveau d'indicateurs nutritionnels de la croissance des algues, l'efficacité de mesures préventives qui seraient menées en amont sur les bassins versants.

Le présent travail a pour objectif d'analyser l'action limitante de l'azote et du phosphore sur la croissance des ulves en différents points de la baie de Douarnenez, à partir de données sur l'évolution saisonnière de leur composition chimique. Ces données collectées en 1996 ainsi que leur interprétation ont fait l'objet d'un premier rapport pour l'Ifremer (contrat n° 95 2431420 Del) réalisé dans le cadre du programme de recherche coordonné par l'Ifremer et le Cemagref dans le cadre du contrat de plan État-Région et intitulé « Bassins versants et transmission des pollutions au littoral ».

Matériels et méthodes

Les algues vertes ont été collectées de fin avril à fin septembre, en huit points de la baie (voir carte, Bordenave & Merceron dans cet ouvrage), tous les quinze jours, puis conditionnées en vue de leur analyse (nettoyage, rinçage, congélation, lyophilisation, broyage). Les analyses ont porté sur les contenus en azote et en phosphore de la matière sèche. Afin d'apporter un maximum de sécurité à la mesure du contenu en azote, celui-ci a été analysé de deux manières :

- mesure de l'azote total par chromatographie en phase gazeuse sur chaîne CHN;
- mesure de l'azote après minéralisation des échantillons par la méthode Kjeldahl.

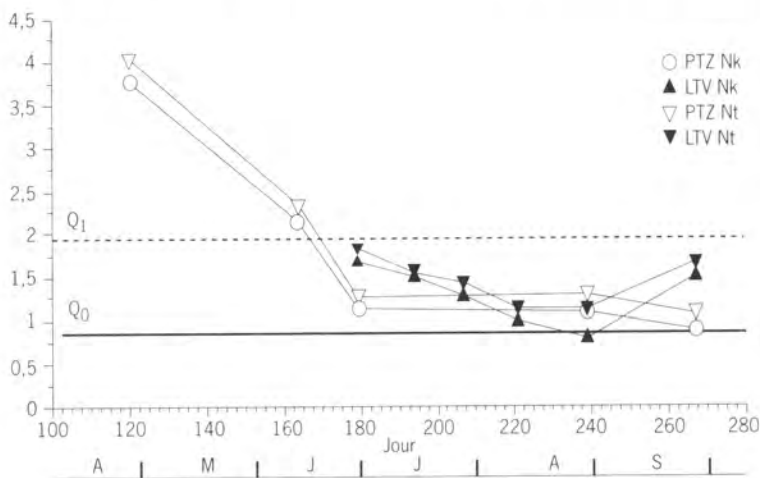
Les quotas internes (ou concentrations) critiques Q_1N et Q_1P , en dessous desquels la croissance est limitée par N et P respectivement ainsi que les quotas de subsistance Q_0N et Q_0P à partir desquels la croissance s'annule, ont été estimés à partir de données accessibles dans la littérature (Probyn & Chapman, 1983) pour les algues en général et les algues vertes en particulier, et à partir d'expérimentations réalisées au Céva sur *Ulva armoricana* (Duflo, 1988; Dion *et al.*, 1996; Cassagnes, 1996). La méthode de référence pour le dosage de l'azote est la méthode Kjeldahl. Pour l'azote, on retiendra que 80 à 100 % de la croissance maximale est maintenue au-dessus d'un quota critique (Q_1) de 2 % de la matière sèche (M.S.) et que la croissance s'annule en dessous d'un quota de subsistance (Q_0) de 0,9 % de la M.S. Pour le phosphore, on retiendra 0,1 % de la M.S. et 0,05 % de la M.S. pour Q_1 et Q_0 respectivement. On prendra aussi comme hypothèse que *Ulva rotundata* qui est fortement présente en mélange (voire dominante en fin de saison de prélèvement) possède les mêmes caractéristiques que *Ulva armoricana*, espèce généralement la plus répandue dans les marées vertes (Dion *et al.*, 1997) et qui est la seule à avoir fait l'objet d'investigations pour la détermination de tels quotas internes critiques et de subsistance.

Résultats

Secteur Pentrez-Lestrevet

Les quelques prélèvements qu'il a été possible de réaliser sur la plage de Pentrez (fig. 1), peu touchée par les échouages, montrent que le contenu azoté des ulves est élevé en avril (4 % de la M.S.), puis diminue rapidement pour atteindre, dès la fin juin, des niveaux limitants pour la croissance (entre 1,7 % et 1 % de la M.S.). Cette limitation se poursuit jusqu'à la fin septembre. La plage de Lestrevet n'est touchée par la marée verte qu'à partir de la fin juin, mais de manière massive. Les contenus azotés des ulves sont comparables et évoluent de la même manière que sur la plage de Pentrez (fig. 1), indiquant une même situation de limitation nette de la croissance par l'azote.

Figure 1
Évolution saisonnière des contenus en azote total (Nt) et azote Kjeldahl (Nk) pour les ulves prélevés en baie de Douarnenez sur les plages de Pentrez (PTZ) et Lestrevet (LVT). Année 1996, en pourcentage de la M.S.



Concernant le phosphore, les profils de composition interne (fig. 2) dans les deux sites indiquent que cet élément atteint des niveaux limitants pour la croissance pendant le mois de juin (entre 0,1 et 0,07 % de la M.S.). À partir de cette période, on notera dans les deux sites une récupération rapide du contenu phosphoré jusqu'à des niveaux élevés en août (> 0,3 % de la M.S.).

Secteur de Kervigen, Ty-Anquer, Sainte-Anne-la-Palud

La plage de Ty-Anquer a permis, pour ce secteur, l'échantillonnage le plus régulier entre la mi-avril et la fin septembre, alors que la plage de Kervigen était libre d'algues vertes à partir de la fin juin jusqu'à la fin du mois d'août et que la plage de Sainte-Anne n'a vu arriver la marée verte qu'à partir de début juin. Cette dernière cependant s'y est développée par la suite de manière conséquente et soutenue.

Ces trois plages montrent une évolution comparable des contenus en N et P de leurs ulves. Pour l'azote (fig. 3 et 4), des teneurs assez fortes

Figure 2
Évolution saisonnière
du contenu en phosphore
total (P) des ulves prélevées
sur les plages de Pentrez
(PTZ) et Lestrevet (LTV).
Année 1996,
en pourcentage de la M.S.

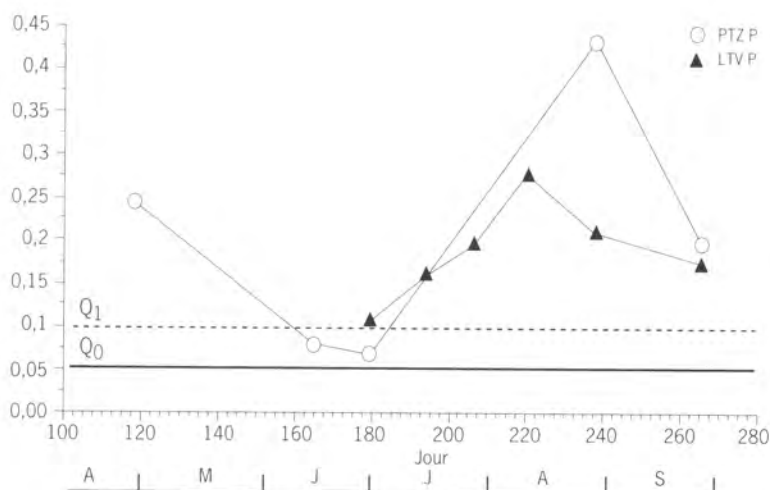


Figure 3
Évolution saisonnière des
contenus en azote total (Nt)
et azote Kjeldahl (Nk)
pour les ulves prélevées
en baie de Douarnenez
sur les plages de Kervigen
(KVG) et Ty-Anquer (TAQ).
Année 1996,
en pourcentage de la M.S.

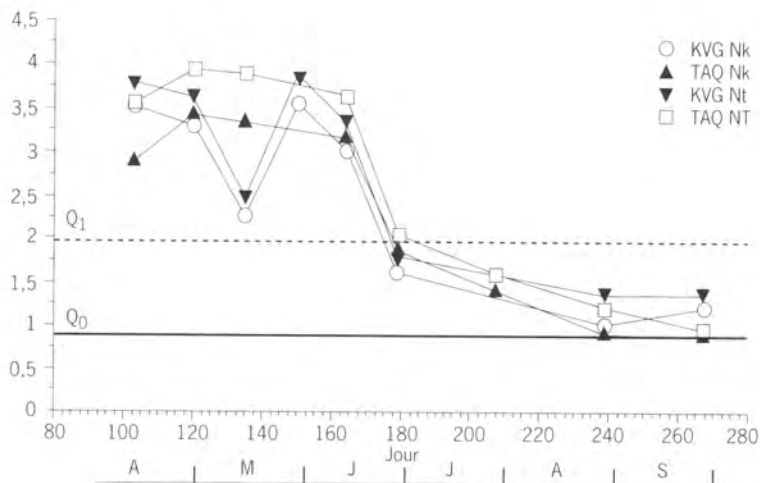
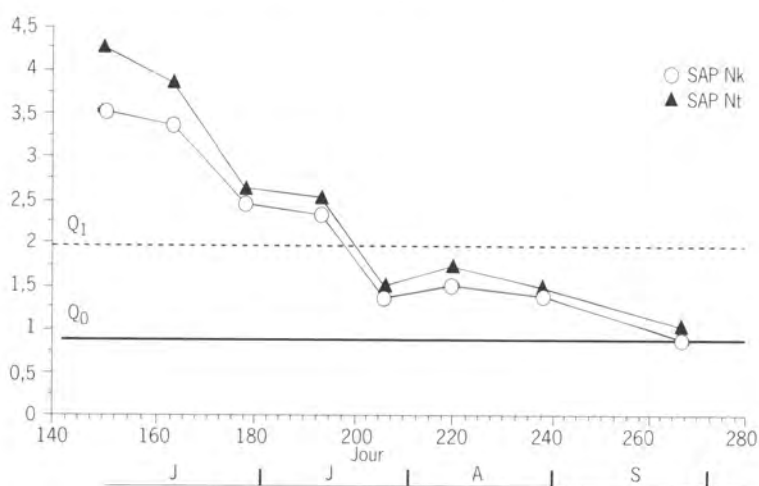


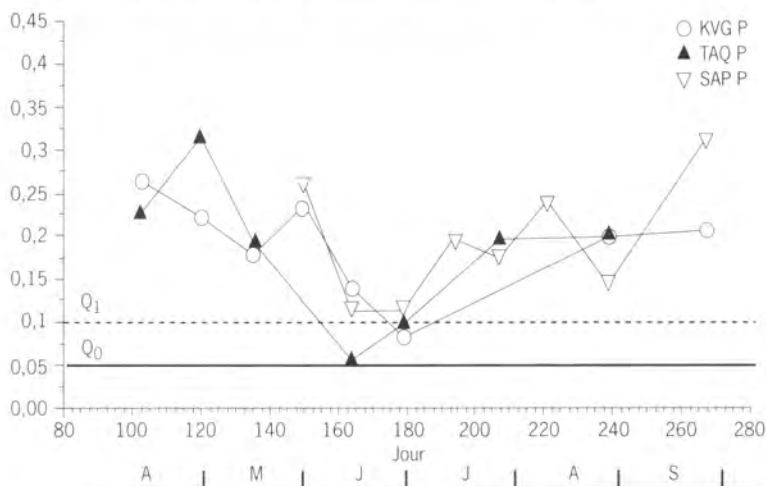
Figure 4
Évolution saisonnière des
contenus en azote total (Nt)
et azote Kjeldahl (Nk)
pour les ulves prélevées
en baie de Douarnenez
sur la plage de Sainte-Anne-
la-Palud. Année 1996,
en pourcentage de la M.S.



(> 3 % de la M.S.) sont maintenues jusqu'à la mi-juin. Ensuite, ces teneurs déclinent rapidement entre cette date et début juillet, puis plus lentement mais de manière continue jusqu'à la fin septembre. Pendant cette dernière période, la baisse est plus amortie à Sainte-Anne que sur les plages de Pentrez et Lestrevet situées plus au nord.

Concernant le phosphore (fig. 5), les contenus algaux évoluent de manière irrégulière mais atteignent, comme sur les plages au nord, des niveaux limitants au mois de juin, en particulier sur la plage de Ty-Anquer.

Figure 5
Évolution saisonnière
du contenu en phosphore
total (P) des ulves
sur les plages de Kervigen
(KVG), Ty-Anquer (TAQ)
et Sainte-Anne-la-Palud (SAP).
Année 1996,
en pourcentage de la M.S.



Secteur de Kervel - Trezmalaouen

Alors que la plage de Kervel n'est pratiquement pas touchée par la marée verte et que seulement quelques prélèvements au bas de l'eau ont pu être effectués (et qu'aucun échouage n'y a été noté), la plage de Trezmalaouen a par contre été le lieu d'importantes accumulations à partir de la fin juin.

L'évolution globale des contenus azotés des ulves est comparable à celle observée sur les plages plus au nord précédemment analysées (fig. 6). Le fait marquant commun à toutes ces plages est le niveau atteint par les quotas internes azotés en fin de saison qui indiquent une limitation par l'azote de la croissance des algues. On note cependant en juillet, sur la plage de Trezmalaouen, un pic passager mais important dans le contenu azoté des algues (> 4 % de la M.S.). Un tel pic, indiquant une disponibilité soudaine en azote pour les ulves, est difficile à interpréter en l'absence de données locales de flux (voir discussion).

Concernant le phosphore (fig. 7), les quotas internes n'atteignent jamais, contrairement aux autres sites, des niveaux limitants pour la croissance et on remarque à la mi-juillet, sur la plage de Trezmalaouen, un pic de phosphore synchrone du pic d'azote précédemment décrit (fig. 6).

Figure 6
Évolution saisonnière
des contenus en azote total
(Nt) et azote Kjeldahl (Nk)
pour les ulves prélevées
en baie de Douarnenez
sur les plages de Kervel
(KVL) et Trezmalouen (TML).
Année 1996,
en pourcentage de la M.S.

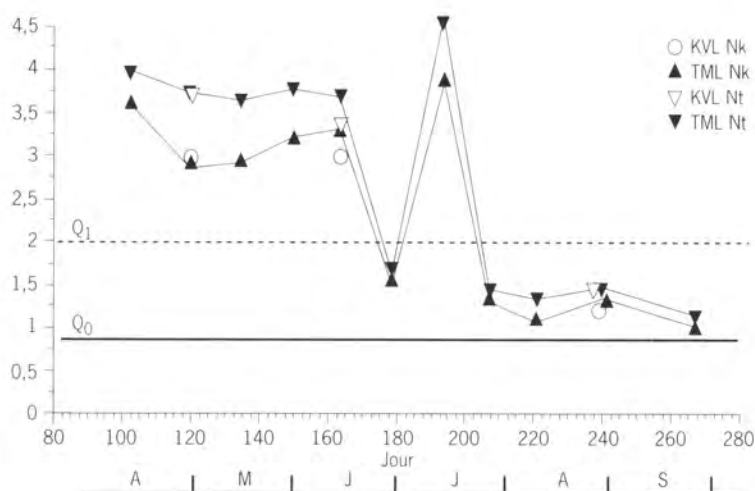
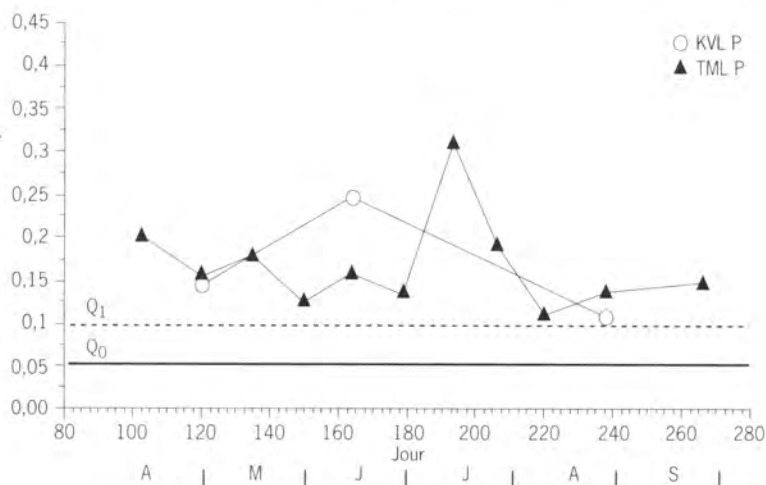


Figure 7
Évolution saisonnière
du contenu en phosphore
total (P) dans les ulves
prélevées en baie
de Douarnenez sur les plages
de Kervel (KVL)
et Trezmalouen (TML).
Année 1996, en pourcentage
de la M.S.



Plage du Ry

L'évolution des contenus azotés des ulves de cette plage est pratiquement superposable à celle enregistrée sur la plage de Trezmalouen (fig. 8). Les teneurs printanières sont comparables et le pic du mois de juillet est identifiable de la même manière. On notera cependant que les quotas azotés diminuent moins fortement en fin de saison et que, à la différence de tous les autres sites de prélèvement situés plus au nord, le niveau plancher pour la croissance n'est pratiquement pas atteint.

Concernant le phosphore (fig. 9), les valeurs limitantes pour la croissance ne sont approchées que temporairement à la fin du mois de juin (0,1 % de la M.S.).

Figure 8
Évolution saisonnière
des contenus en azote total
(Nt) et azote Kjeldahl (Nk)
pour les ulves prélevées
en baie de Douarnenez
sur la plage du Ry (RY).
Année 1996.

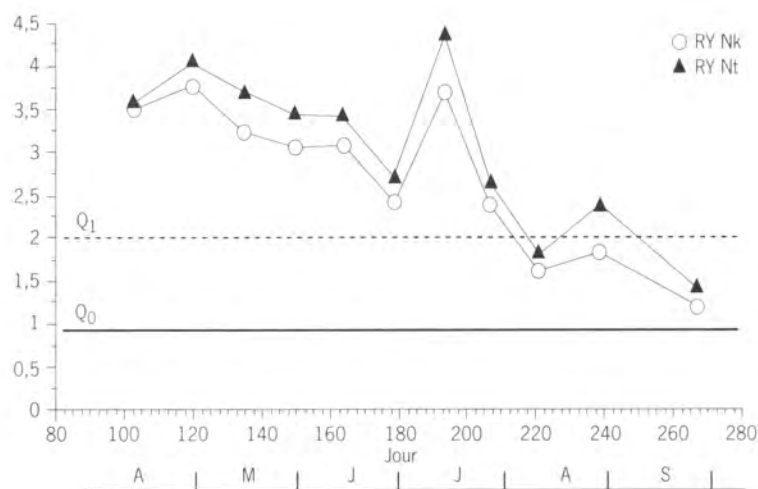
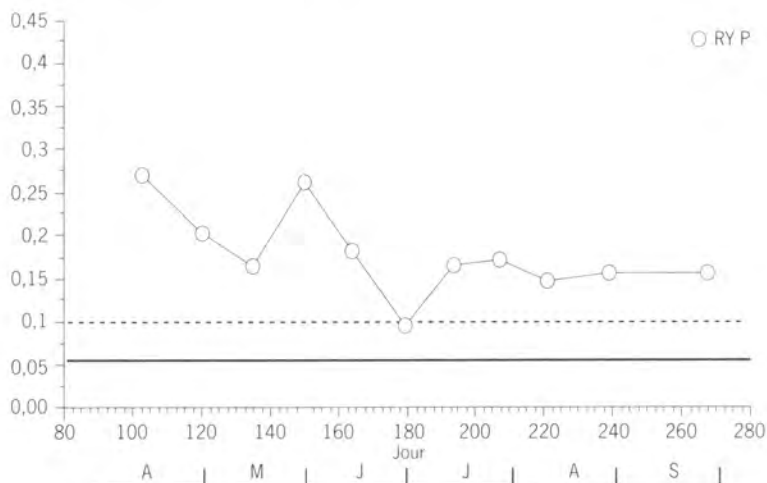


Figure 9
Évolution saisonnière
du contenu en phosphore
total (P) dans les ulves
prélevées en baie
de Douarnenez sur la plage
du Ry (RY). Année 1996,
en pourcentage de la M.S.



Discussion et conclusion

L'analyse de l'évolution saisonnière des quotas internes azotés et phosphorés des ulves prélevées en différents points de la baie de Douarnenez pendant la période des marées vertes en 1996 permet de tirer la conclusion suivante : la croissance des algues a été limitée de manière temporaire par le phosphore au mois de juin (particulièrement sur les plages du nord de la baie) puis, de manière plus générale et soutenue, par l'azote à partir de mi-juin jusqu'en septembre sur l'ensemble des plages (sauf sur celle du Ry, située la plus au sud, où l'azote est resté disponible en quantité non limitante jusqu'à la fin de la saison). Il semble ainsi possible de distinguer un gradient croissant nord-sud du niveau d'eutrophisation de la baie.

On notera aussi la remontée temporaire des teneurs en azote des ulves, à la mi-juillet, sur les plages de Trezmalaouen et de l'anse du Ry, qui paraît sans rapport avec une baisse des quantités de lumière ou avec une augmentation soudaine des flux de sels nutritifs due à des conditions hydrologiques particulières. Deux hypothèses principales sont possibles pour expliquer ce phénomène ponctuel :

- une augmentation passagère de la disponibilité de sels nutritifs (d'origine domestique ou sédimentaire, renforcée ou non par la dégradation d'échouages importants) qui est principalement localisée sur la plage de Trezmalaouen : le pic d'azote y est en effet plus important que dans l'anse du Ry, en même temps qu'il est accompagné par un pic de phosphore que l'on ne retrouve pas (ou plus) dans l'anse du Ry ;
- la colonisation des plages de ce secteur par une biomasse algale ayant séjourné au large avec une croissance faible qui autorise des quotas internes critiques plus chargés : le pic d'azote est précédé par une période assez particulière de vents forts de secteurs nord - nord-est qui ont pu engendrer ces remontées.

D'une manière générale, la baie de Douarnenez est apparue moins eutrophisée que les autres grands sites à marées vertes nord-bretons qui sont la plupart du temps saturés en sels nutritifs. Les quotas internes des ulves indiquent que la baie de Douarnenez a conservé une marge de progression pour la croissance des algues, à partir de juin, en fonction d'apports supplémentaires en sels nutritifs et, plus particulièrement, en fonction d'apports azotés additionnels à partir de la mi-juin jusqu'en septembre.

On constatera enfin que l'été 1996, pendant lequel l'effet limitant des sels nutritifs sur la croissance des algues a été particulièrement important en raison d'une pluviométrie relativement faible, s'est aussi révélé un été où le phénomène des marées vertes a paru plus important que les autres années en baie de Douarnenez.

Ceci confirme des observations antérieures dans d'autres sites tendant à montrer que la présence massives d'algues vertes n'est pas nécessairement proportionnellement liée à des disponibilités immédiates et locales en sels nutritifs, mais peut résulter de phénomènes d'accumulation contrôlés par un ensemble de facteurs physiques mal connus. Ceci est vrai à l'échelle locale d'une anse pouvant piéger des algues venues de secteurs voisins, comme à l'échelle d'une baie où la capacité globale de stockage et d'échouage des algues peut être largement dépendante de variations climatiques interannuelles (notamment celles contrôlant l'hydrodynamisme de surface).

Cette observation montre l'intérêt de ces indicateurs nutritionnels de la croissance des algues qui permettent dans une certaine mesure de s'affranchir de l'indicateur de biomasse pour le suivi des sites.

Références bibliographiques

- Cassagnes M.-P., 1996. Étude du contrôle de la croissance par les quotas internes chez l'ulve des marées vertes, cultivée en bassins extérieurs, en flux continu. Mém. Ing. Ec. Super. Agr., Purpan, France, 109 p.

- Chapman A.R.O., Craigie J.S., 1977. Seasonal growth in *Laminaria longicruris*: relations with dissolved inorganic nutrients and internal reserves of nitrogen. *Mar. Biol.*, 40, 197-205.
- Dion P., 1988. Étude de certains aspects écophysiologicals des marées vertes. Rapport de contrat Ifremer/Céva R37, 35 p.
- Dion P., Le Bozec S., 1996. The French Atlantic coasts. *In*: Marine benthic vegetation. Recent changes and the effects of eutrophication. Schramm W, Nienhuis P.H. (eds). *Ecological Studies* 123, Springer-Verlag, 251-264.
- Dion P., Le Bozec S., Golven P., 1996. Factors controlling the green tides in the bay of Lannion (France). *Proceedings of the second EUMAC Workshop held in Sète, 29 February-3 March 1996*. Rijs-tenbil J.W., Kamermans P., Nienhuis P.H. (eds), 121-137.
- Dion P., De Reviers B., Coat G., 1997. *Ulva armoricana* nov. sp. (Ulvales, Chlorophyta) from the coasts of Brittany (France)-I. Morphological identification. *Eur. J. Phycol.*, 33, 73-80.
- Duflo C., 1988. Aspects écophysiologicals de la production des marées vertes, photosynthèse et nutrition phosphorée. *Mém. Ing. Ensar, option halieutique*, Rennes, France, 32 p.
- Eppley R.W., Renger E.H., 1974. Nitrogen assimilation of an oceanic diatom in nitrogen-limited continuous culture. *J. Phycol.*, 10, 15-23.
- Gerloff G.C., Krombholz P.H., 1966. Tissue analysis as a measurement of nutrient availability for the growth of angiosperm aquatic plants. *Limnol. Oceanogr.*, 11, 529-537.
- Hanisak M.D., 1979. Nitrogen limitation of *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* as determined by tissue analysis. *Mar. Biol.*, 50, 333-337.
- Mann K.H., 1972a. Ecological energetics of the seaweed zone in a marine bay on the Atlantic coast of Canada. I. Zonation and biomass of seaweeds. *Mar. Biol.*, 12, 1-10.
- Mann K.H., 1972b. Ecological energetics of the seaweed zone in a marine bay on the Atlantic coast of Canada. II. Productivity of the seaweeds. *Mar. Biol.*, 14, 199-209.
- Ménésguen A., Salomon J.-C., 1988. Eutrophication modelling as a tool for fighting against *Ulva* coastal mass blooms. *In*: *Computer Modelling in Ocean Engineering*. B.A. and O.C. Zienkiewicz (eds), 443-450.
- Niell F.X., 1976. C/N ratio in some marine macrophytes and its possible ecological significance. *Bot. Mar.*, 19, 347-350.
- Probyn T.A., Chapman A.R.O., 1983. Summer growth of *Chordaria flagelliformis* (O.F. Muell): physiological strategies in a nutrient stressed environment. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 73, 243-271.
- Topinka J.A., Robins J.V., 1976. Effects of nitrate and ammonium enhancement on growth and nitrogen physiology in *Fucus spiralis*. *Limnol. Oceanogr.*, 21, 659-660.
- Ulrich A., 1952. Physiological basis for assessing the nutritional requirements of plants. *A. Rev. Pl. Physiol.*, 3, 207-228.

Effet des herbicides sur la croissance *in vitro* du phytoplancton marin

Geneviève Arzul⁽¹⁾, Gaël Durand⁽²⁾

(1) Ifremer/Del, BP 70, 29280 Plouzané

(2) Pôle analytique des eaux, BP 52, 29280 Plouzané

Introduction

Le transport des herbicides jusqu'en estuaires par les eaux de ruissellement puis leur dilution dans les eaux côtières contribuent à la dispersion des molécules d'herbicides et à leur rencontre avec des organismes non ciblés initialement, parmi lesquels les microalgues marines.

Les différentes études réalisées en laboratoire sur le comportement du phytoplancton en présence d'herbicides ont montré que ceux-ci agissent différemment selon leur nature chimique, leurs concentrations et les espèces phytoplanctoniques testées. Uensal (1992) a trouvé un effet stimulateur de croissance du 2,4-D jusqu'à 5 mg.l⁻¹ sur *Pheodactylum tricornutum* et *Skeletonema costatum*. His & Seaman (1993) ont observé l'inhibition de *Chaetoceros calcitrans* et *Isochrysis galbana* par 25 µg.l⁻¹ d'aryloxyacides et de phénylurées. La comparaison des résultats cités en littérature est difficile du fait que de nombreux facteurs sont susceptibles de modifier la réponse des algues en présence de ces substances xénotoxiques (Bérard & Pelte, 1999). C'est pourquoi il paraît intéressant de comparer les croissances de différentes cultures phytoplanctoniques en présence d'herbicides, en conditions contrôlées en enrichissements nutritifs, lumière et température.

L'objectif de cette étude est de connaître l'effet des herbicides les plus couramment détectés dans les eaux estuariennes bretonnes sur des espèces phytoplanctoniques isolées à partir d'efflorescences locales associées, pour la plupart, à des phénomènes de toxicité et cultivées en routine au laboratoire. *Heterosigma akashiwo* (raphidophycé) et *Gymnodinium mikimotoi* (dinoflagellé) sont ichthyotoxiques. *Alexandrium minutum* (dinoflagellé) est producteur de la toxine paralytique PSP qui rend les coquillages impropres à la consommation et *Chaetoceros gracilis*, une algue non toxique, représente le groupe des diatomées, algues fourrages caractéristiques des efflorescences printanières. Les conditions appliquées dans les enrichissements des cultures ont été parmi celles observées dans les milieux estuariens afin d'approcher les réponses *in situ* (Pelte, 1995).

Les herbicides sélectionnés dans les bioessais ont été une triazine (atrazine), un aryloxyacide (2,4-D), une toluidine (trifluraline), une urée substituée (diuron) et des amides (alachlore et métolachlore). Les concentrations testées ont tenté de couvrir au mieux les teneurs mesurées à différentes périodes d'observation dans les secteurs estuariens (Thomas & Durand, 1995).

Matériel et méthodes

Les cultures algales ont été réalisées en présence de différentes concentrations d'herbicides, résumées dans le tableau 1. Les conditions d'enrichissement en sels nutritifs minéraux pour les cultures de *C. gracilis*, *G. mikimotoi* et *H. akashiwo* ont été définies d'après les teneurs mesurées *in situ* en rade de Brest à deux périodes saisonnières caractéristiques. L'enrichissement maximal correspondait à la fin d'hiver ou début de printemps et l'enrichissement minimal à l'été (Le Pape *et al.*, 1995).

Tableau 1 - Concentrations testées en bioessais sur le phytoplancton marin.

Herbicides	Concentrations en $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	
	<i>C. gracilis</i> , <i>G. mikimotoi</i> , <i>H. akashiwo</i>	<i>A. minutum</i>
Atrazine	0,025 - 0,5 - 2 - 20 - 100 - 500	0,01 - 0,025 - 0,05 - 0,1 - 0,2 - 0,4 - 1 - 5 - 20 - 50
2,4-D	0,025 - 0,05 - 0,25 - 1 - 5 - 20	0,08 - 0,02 - 0,04 - 0,08 - 0,17 - 0,85 - 4,25
Diuron	0,025 - 0,05 - 0,25 - 1 - 5 - 20	0,01 - 0,25 - 0,05 - 0,1 - 0,4 - 1 - 5 - 20
Trifluraline	0,005 - 0,05 - 0,1 - 0,5 - 2,5	0,01 - 0,025 - 0,05 - 0,1 - 0,25 - 0,5 - 1
Alachlore	0,025 - 0,1 - 0,5 - 2 - 10	0,01 - 0,025 - 0,05 - 0,1 - 0,2 - 0,5 - 1 - 2
Métolachlore	0,025 - 0,1 - 0,5 - 2 - 10	0,01 - 0,025 - 0,05 - 0,1 - 0,2 - 0,5 - 1 - 2

A. minutum était cultivé en conditions d'enrichissement observées en avril 1998 en baie de Morlaix. Les effets de l'atrazine, du diuron, de la trifluraline et du 2,4-D étaient également étudiés en milieu optimal f/2 (Guillard & Ryther, 1962). Les concentrations en sels nutritifs minéraux sont résumées dans le tableau 2. L'ammonium n'est pas pris en compte dans les sels nutritifs ajoutés, les souches algales utilisées étant adaptées à l'enrichissement azoté sous forme de nitrate.

Tableau 2 - Concentrations en sels nutritifs minéraux utilisées en bioessais.

	Espèces algales testées			
	<i>C. gracilis</i> , <i>G. mikimotoi</i> , <i>H. akashiwo</i>		<i>A. minutum</i>	Toutes
Enrichissements	milieu maximal	milieu minimal	milieu maximal	milieu optimal
$\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ N-NO ₃	23	0,8	440	880
$\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ P-PO ₄	0,4	0,23	2,5	36
Vitamines	0,5 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ B12 et biotine - 0,1 mg l ⁻¹ thiamine			
$\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ métaux	11,7 Fe - 0,08 Zn - 0,9 Mn - 0,03 Mo - 0,05 Co - 0,04 Cu			

Les algues, cultivées en cultures non axéniques, ont étéensemencées à partir de cultures mères enrichies en f/2. La température de culture était de 18 °C et l'éclairement de 70 $\mu\text{Em}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Une alternance jour/nuit de 12 h/12 h était appliquée. Chaque test, en triplicat, était réalisé jusqu'à la phase stationnaire de croissance : dix jours pour la diatomée *C. gracilis* et environ 21 jours pour les autres espèces.

La biomasse chlorophyllienne était suivie de façon journalière, par mesure de la fluorescence dans l'ensemble des cultures, et comparée à

des cultures témoins réalisées de façon identique mais sans ajout d'herbicide. L'accroissement de la population algale était étudié à l'aide du taux de croissance μ_2 encore appelé taux de doublement :

$$\text{Ln}(N_2/N_1)/(t_2-t_1)\text{Ln}2$$

calculé avec les densités cellulaires N_2 et N_1 correspondant aux temps t_2 et t_1 , de la plus grande pente. Le taux μ_2 traduit l'aptitude d'une espèce à se diviser à un moment donné et représente le dynamisme de la population (Guillard, 1979; Fukazawa *et al.*, 1980). Ce calcul tenait compte des modifications éventuelles du rendement de fluorescence en présence de certains herbicides (Tissut & Severin, 1984 *in* Bérard & Pelte, 1999).

Résultats

Le taux de croissance μ_2 calculé dans chaque expérience est exprimé en pourcentage du contrôle μ_{2c} . Ces valeurs permettent de comparer les variations du taux de croissance en fonction des doses d'herbicides utilisées : $100-100(\mu_2-\mu_{2c})/\mu_{2c}$. Les résultats relatifs à *C. gracilis*, *G. mikimotoi* et *H. akashiwo* sont réunis dans le tableau 3. Les figures 1 et 2 présentent ceux d'*A. minutum*. Les variations montrent que les effets des herbicides sur la croissance des algues dépendent, dans la plupart des cas, des conditions d'enrichissement en sels nutritifs.

En milieu optimal et maximal, le μ_2 de la diatomée est peu modifié par les ajouts de trifluraline, 2,4-D, alachlore et métolachlore. L'atrazine ralentit le développement de *C. gracilis* à partir de $20 \mu\text{g.l}^{-1}$ (μ_2 de 80 %) en milieu maximal. En milieu minimal, l'atrazine et le 2,4-D à $0,025 \mu\text{g.l}^{-1}$, la trifluraline à $0,005 \mu\text{g.l}^{-1}$ abaissent le μ_2 chez la diatomée. Lalachlore n'agit qu'à partir de $0,5 \mu\text{g.l}^{-1}$ et le métolachlore agit peu ou pas aux concentrations inférieures ou égales à $10 \mu\text{g.l}^{-1}$. Seul le diuron inhibe la diatomée dans tous les cas d'enrichissement. Dès $0,025 \mu\text{g.l}^{-1}$, μ_2 est de 60 et 10 % du contrôle, en milieu maximal et minimal respectivement.

En milieu optimal et maximal, l'atrazine ralentit le développement des cultures du dinoflagellé *G. mikimotoi* à partir de $20 \mu\text{g.l}^{-1}$, tandis qu'en milieu minimal, cette concentration d'herbicide stimule significativement le développement de l'algue (μ_2 de 170 %). Le diuron inhibe la croissance de *G. mikimotoi* dès $0,025 \mu\text{g.l}^{-1}$ en milieu minimal (μ_2 à 63 %) tandis qu'une inhibition totale est observée dans tous les milieux à $5 \mu\text{g.l}^{-1}$. En milieu minimal, un ralentissement du développement est toujours observé en présence d'alachlore à $10 \mu\text{g.l}^{-1}$ et de métolachlore à partir de $0,1 \mu\text{g.l}^{-1}$.

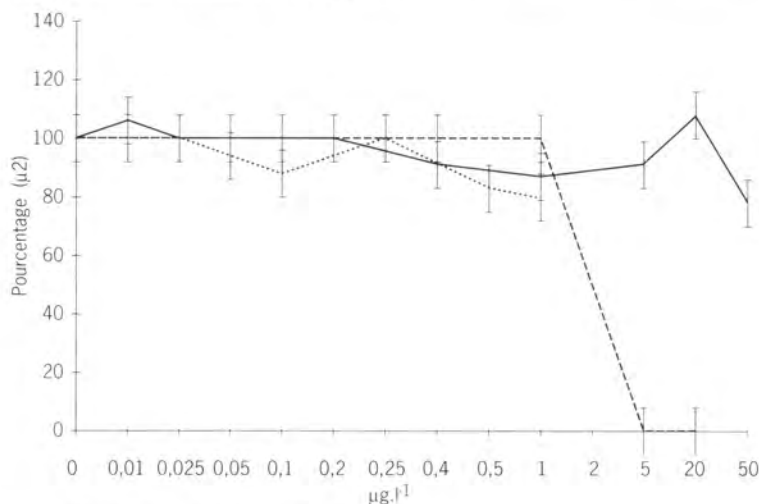
L'atrazine à $0,025 \mu\text{g.l}^{-1}$ agit sur la croissance d'*H. akashiwo* en milieu maximal par une stimulation significative (μ_2 de 129 %) et en milieu minimal par une inhibition (μ_2 de 64 %). À partir de $100 \mu\text{g.l}^{-1}$, le développement de l'algue est ralenti dans tous les cas.

Tableau 3 - Variations de $\mu 2$ en pourcentages par rapport au contrôle, chez *C. gracilis*, *G. mikimotoi* et *H. akashiwo*, en présence des herbicides ajoutés à concentrations variables exprimées en $\mu\text{g.l}^{-1}$, dans les différents milieux nutritifs (optimal, maximal et minimal).

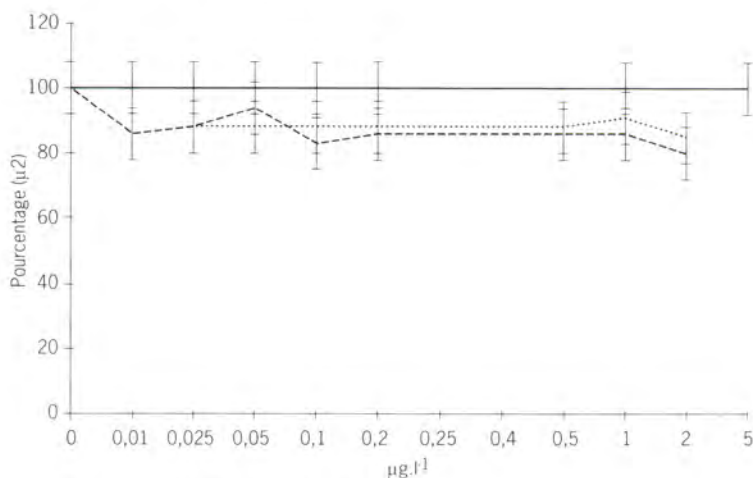
<i>Chaetoceros gracilis</i>							
Atrazine	0	0,025	0,5	20	100	500	
optimal	100	103±10	104±10	113±10	100±10	30±5	
maximal	100	95±10	89±10	82±10	62±10	17±5	
minimal	100	30±5	24±5	23±5		17±5	
Diuron	0	0,025	0,05	0,25	1	5	20
optimal	100	63±10	61±10	56±10	57±10	77±10	66±10
maximal	100	60±10	60±10	60±10	60±10	48±10	28±5
minimal	100	12±5	0	0	0	0	0
Trifluraline	0	0,005	0,05	0,1	0,5	2,5	
optimal	100	98±10	96±10	98±10	96±10	98±10	
maximal	100	108±10	115±10	113±10	108±10	115±10	
minimal	100	76±10	70±10	65±10	59±10	60±10	
2,4-D	0	0,025	0,05	0,25	1	5	20
optimal	100	100±10	103±10	106±10	100±10	100±10	100±10
maximal	100	95±10	89±10	84±10	92±10	82±10	84±10
minimal	100	50±5	50±5	43±5	41±5	70±5	31±5
Alachlore	0	0,025	0,1	0,5	2	10	
maximal	100	92±10	107±10	105±10	105±10	104±10	
minimal	100	100±10	90±10	38±5	43±5	43±5	
Metolachlore	0	0,025	0,1	0,5	2	10	
maximal	100	107±10	105±10	107±10	100±10	92±10	
minimal	100	113±10	84±10	87±10	90±10	84±10	
<i>Gymnodinium mikimotoi</i>							
Atrazine	0	0,025	0,5	20	100	500	
optimal	100	100±10	92±10	63±10	7±1	0	
maximal	100	100±10	110±10	77±10	13±5	0	
minimal	100	100±10	127±10	172±10	100±10	0	
Diuron	0	0,025	0,05	0,25	1	5	20
optimal	100	100±10	100±10	100±10	100±10	14±5	0
maximal	100	100±10	100±10	100±10	100±10	0	0
minimal	100	63±10	63±10	68±10	10±2	0	0
Alachlore	0	0,025	0,1	0,5	2	10	
maximal	100	100±10	100±10	87±10	100±10	84±10	
minimal	100	100±10	100±10	100±10	100±10	70±10	
Metolachlore	0	0,025	0,1	0,5	2	10	
maximal	100	100±10	100±10	100±10	88±10	100±10	
minimal	100	100±10	74±10	79±10	74±10	63±10	
<i>Heterosigma akashiwo</i>							
Atrazine	0	0,025	0,5	2	20	100	500
optimal	100	100±10	100±10	126±10	100±10	70±10	0
maximal	100	129±10	124±10	100±10	107±10	44±5	0
minimal	100	64±10	71±10	71±10	61±10	57±5	0

Le taux de doublement d'*A. minutum* n'apparaît pas significativement modifié par la présence des herbicides testés, aux concentrations inférieures à $1 \mu\text{g.l}^{-1}$ en diuron, alachlore et métolachlore (fig. 1, 2). Une inhibition totale est obtenue avec $5 \mu\text{g.l}^{-1}$ de diuron. Le 2,4-D testé jusqu'à $50 \mu\text{g.l}^{-1}$ n'a pas montré d'effet. La trifluraline à $0,5 \mu\text{g.l}^{-1}$ et l'atrazine à $50 \mu\text{g.l}^{-1}$ ralentissent le développement de cette espèce dont les $\mu 2$ sont abaissés à 80 %. Une légère tendance à la stimulation de croissance ($\mu 2$ de 110 %) a pu être observée en présence d'atrazine aux concentrations voisines de $20 \mu\text{g.l}^{-1}$.

Figures 1 et 2.
Variations du taux
de croissance $\mu 2$
d'*A. minutum* en présence
des herbicides à différentes
concentrations, en milieu
nutritif maximal.



— Atrazine ---- Diuron Trifluraline



— 2,4-D ---- Alachlore Métolachlore

Discussion

Le taux de doublement considéré pour estimer la capacité d'une population à se développer met en évidence l'effet répressif ou stimulateur des herbicides sur la dynamique des cultures. Ce facteur qui rend compte du maximum de vitesse de division cellulaire permet de mieux transposer *in situ* le comportement observé *in vitro*. Ainsi, l'atrazine constitue un facteur sélectif des espèces : à $20 \mu\text{g.l}^{-1}$ en milieu minimal, il inhibe la diatomée *C. gracilis* et stimule le dinoflagellé *G. mikimotoi*. Cette propriété de l'atrazine a été mentionnée par d'autres auteurs (Larsen *et al.*, 1986). En milieu maximal, des doses voisines de $0,025 \mu\text{g.l}^{-1}$ se sont montrées stimulantes pour *H. akashiwo*. À $0,025 \mu\text{g.l}^{-1}$ de diuron et 2,4-D, et $0,005 \mu\text{g.l}^{-1}$ de trifluraline en milieu minimal, le développement de la diatomée est affecté mais pas la vitesse de développement d'*A. minutum*. Cette espèce peut alors prévaloir sur la précédente.

Ces expériences soulignent les risques liés à l'apport d'herbicides dans l'écosystème marin par les lessivages terrigènes. Bien que réalisées *in vitro* sur des cultures algales monospécifiques, elles mettent en évidence une possible modification de la flore planctonique dans les zones côtières et estuariennes fortement influencées par les arrivées d'eaux douces. Les concentrations actives en cultures phytoplanctoniques *in vitro* sont observables dans les eaux estuariennes. Quelques-uns des résultats d'analyses chimiques effectuées dans les eaux de la rade de Brest (salinité $> 20 \text{g.l}^{-1}$) sont présentés dans le tableau 4. La trifluraline et le 2,4D sont à concentrations inférieures à 20ng.l^{-1} ou nulles dans les eaux de salinité supérieure à 20g.l^{-1} . Les teneurs en atrazine sont relativement constantes, voisines de 100 à 200ng.l^{-1} à l'exception d'une teneur élevée supérieure à $1 \mu\text{g.l}^{-1}$. Rappelons que des concentrations supérieures à $13 \mu\text{g.l}^{-1}$ ont été analysées en juin 1993 dans les eaux de l'Élorn de salinité 15g.l^{-1} (Thomas & Durand, 1995).

À partir des variations de μ_2 présentées dans le tableau 3 et des concentrations moyennes en herbicides obtenues en rade de Brest en période hivernale, il est possible d'estimer d'une façon théorique leur impact *in situ* sur le taux de croissance μ_2 pour les quatre espèces algales restées (fig. 3). La croissance de *H. akashiwo* est stimulée (μ_2 à 125 %) par les teneurs élevées en atrazine. Seule la diatomée *C. gracilis*, algue fourrage type caractéristique des populations de cette période, est inhibée de façon significative (μ_2 à 60 %) par le diuron. Les autres espèces sont peu représentées dans les blooms printaniers.

En période de faible enrichissement correspondant également à une plus grande diversité spécifique, l'impact des herbicides se manifeste par une sélectivité des espèces, due à leurs différentes sensibilités (fig. 4). L'effet de l'atrazine illustre ce phénomène : les teneurs voisines ou supérieures à 150ng.l^{-1} inhibent la dynamique de croissance de *C. gracilis* et de *H. akashiwo*, n'affectent pas le dinoflagellé toxique *A. minutum* et stimulent le dinoflagellé ichtyotoxique *G. mikimotoi*. Le diuron freine

fortement la croissance de *C. gracilis* et, à un degré moindre, celle de *G. mikimotoi*. L'alachlore et le métolachlore répriment la croissance des algues testées d'une façon plus uniforme.

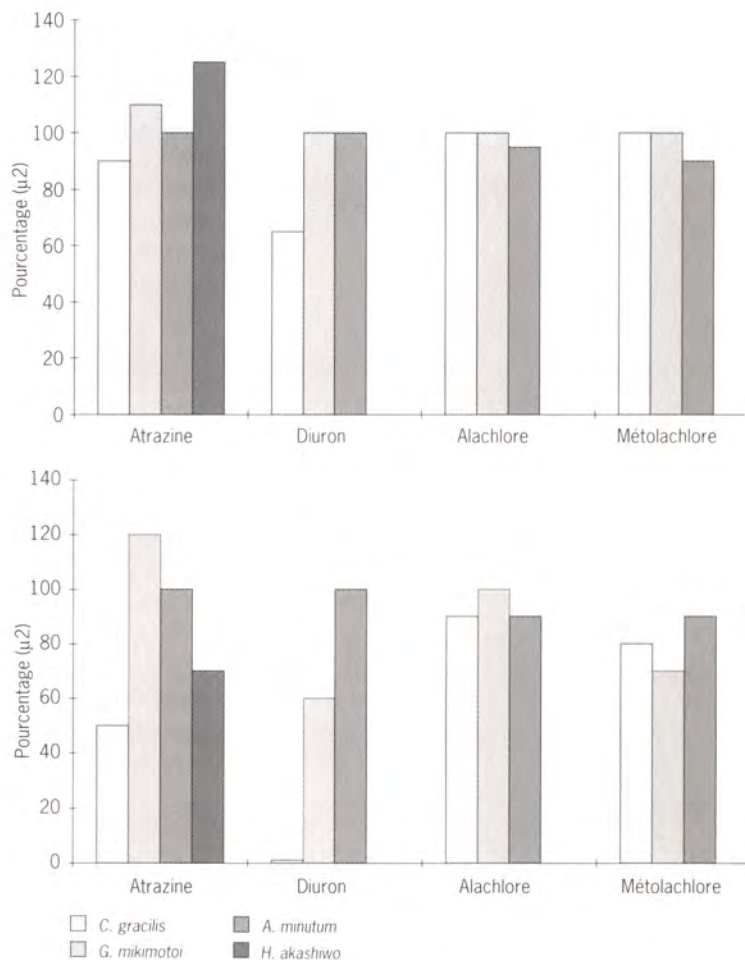
Tableau 4 - Concentrations (en ng.l⁻¹), de quatre des herbicides étudiés en rade de Brest durant les périodes hivernale et estivale.

Période hivernale					Période estivale				
Sites	Atrazine	Diuron	Alachl.	Métolac.	Sites	Atrazine	Diuron	Alachl.	Métolac.
Élorn-03-93	285		51	194	Faou-07-93	1071		208	261
Élorn-10-94		133			Faou-08-93	147			
Penfoul-09-93	146		27	127	Faou-07-95	216			
Daoulas-04-93	394				Penfoul-07-95	176	329		
Daoulas-09-93	154				Daoulas-07-93	206		112	154
Daoulas-11-95			0	181	Daoulas-07-95	153	100		
Camfrout-03-93	127		118	117	Camfrout-07-93	189		23	147
Camfrout-09-93	176				Kerouille-07-93	155		2	96
Camfrout-05-96	142				Auberlac'h-06-93	159			
Kerouille-03-93			42	201	Roscanvel-06-93	166		102	432
Auberlac'h-03-93	105		53	88	Roscanvel-08-93			24	138
Auberlac'h-09-93	275				Aulne-07-94		170		
Roscanvel-05-93			0	142	M. Blanc-06-96		415		
Roscanvel-11-93	154		96	137	M. Blanc-07-96		145		
M. Blanc-04-96		308			M. Neuf-07-93			68	153
M. Blanc-05-96		1180			M. Neuf-08-93			18	115
M. Blanc-09-96		112							
M. Neuf-03-94			57	11					
Concentrations moyennes	195,8	433,2	49,3	133,1	Concentrations moyennes	263,8	231,8	69,6	187,0

L'effet de substances xénobiotiques sur les organismes phytoplanctoniques dépend de nombreux facteurs, autres que les concentrations et la nature de ces substances. Les résultats montrent que, selon les espèces et les conditions de cultures, les conséquences sur la production et la qualité de la biomasse sont différentes. Ainsi, l'impact des herbicides détectés en eaux côtières ou estuariennes n'est pas négligeable. Que ce soit en présence d'algues qu'ils stimulent ou inhibent moins que d'autres espèces en présence, les herbicides constituent un facteur de sélection et peuvent contribuer au déséquilibre des populations phytoplanctoniques.

Comme il est souligné par Cadour (1995), l'influence des produits de dégradation et les effets à long terme de ces substances restent encore à étudier. Enfin, une étude réalisée sur les populations naturelles à différentes périodes sensibles de l'année est nécessaire car il est difficile et hasardeux de transposer les résultats obtenus *in vitro* avec des cultures monospécifiques (Bérard *et al.*, 1996).

Figures 3 et 4
 Pourcentage du taux de croissance $\mu 2$ estimé pour les algues testées en milieux riches (3) en présence de quelques herbicides détectés en rade de Brest en période post-hivernale, et de moindre enrichissement (4) en présence de quelques herbicides détectés en rade de Brest en période estivale.



Remerciements

Ces travaux ont été réalisés grâce au financement des programmes Rade (CUB) et Effet des herbicides sur la croissance d'*Alexandrium* (Interagences de l'Eau), avec l'aide technique de A. Youenou, M.-P. Crassous et S. Thomas. Nous remercions particulièrement A. Bérard de l'Inra/Thonon pour sa participation à nos réflexions.

Références bibliographiques

Bérard A., Pelte T., 1999. The impact of photosystem II (PS II) inhibitors on algae communities and dynamics. Rev. Sci. Eau, 12 (2).

- Bérard A., Bachelier S., Pelte T., Druart J.-C., 1996. Effets d'un herbicide sur les peuplements phytoplanctoniques, exemple de la diatomée *Fragilaria crotonensis*. Actes du colloque pluridisciplinaire, La Qualité de l'Eau, Nantes, 26-28 octobre 1995, 19-22.
- Cadour G., 1995. Synthèse bibliographique concernant la toxicité et l'écotoxicité de 28 pesticides en milieux aquatiques marins et dulcicoles. Mémoire DESS, univ. Caen et Rouen. Cellule rade de Brest, Contrat de Baie, 181 p.
- Fukazawa N., Ishimaru T., Takahashi M., Fujita Y., 1980. A mechanism of "red tide" formation. I. Growth rate estimate by DCMU-induced fluorescence increase. Mar. Ecol. Progr. ser. 3, 217-222.
- Guillard R.R.L., 1979. Cultures methods and growth measurements. In: Handbook of Phycological Methods. Stein, J.R. (ed.), Cambridge Univ. Press, 289-311.
- Guillard R.R.L., Ryther J.H., 1962. Studies of marine planktonic diatoms. 1. *Cyclotella nana* Hustedt and *Detonula confervacea* (Cleve) Gram. Can. J. Microbiol., 8, 229-239.
- His E., Seaman M., 1993. Effect of twelve pesticides on larvae of oysters (*Crassostrea gigas*) and on two species of unicellular marine algae (*Isochrysis galbana* and *Chaetoceros calcitrans*). ICES C.M./E, 22, Marine Environmental Quality Committee, 8 p.
- Larsen D.P., Noyelles F. (de), Stay F., Shiroyama T., 1986. Comparison of single-species, microcosm and experimental pond responses to atrazine exposure. Environ. Toxicol. Chem., 5, 179-190.
- Le Pape O., Del Amo Y., Cann P., Ménesguen A., Aminot A., Quéguiner B., Tréguer P., 1995. Résistance à l'eutrophisation d'un écosystème côtier enrichi : la rade de Brest. 3^e rencontres scientifiques internationales. Brest, 14-16 mars, Actes du colloque, 1, 59-79.
- Pelte T., 1995. Effets de l'atrazine sur les peuplements du lac Léman. Étude expérimentale appliquée aux successions saisonnières du phytoplancton. Mémoire de fin d'études, ingénieur des Techniques agricoles. Enesad-Inra Thonon, 51 p. + annexes.
- Thomas S., Durand G., 1995. Suivi des pesticides en rade de Brest. Programme Rade. 3^e rencontres scientifiques internationales. Brest, 14-16 mars, Actes du colloque, 1, 373-387.
- Tissut M., Séverin F., 1984. Plantes herbicides et désherbage. Bases scientifiques et techniques. Éd. Acta, 1984, 128-131.
- Uensal M., 1992. Effect of herbicides on the growth of marine phytoplankton. Proceedings of the FAO-UNEP-IOC workshop on the biological effects of pollutants on marine organisms. MAP Tech. Rep. Ser., 69, 255-264.

Modélisation numérique des courants de la côte bretonne

Dominique Obaton, Pierre Garreau

Ifremer, Del/AO, BP 70, 29280 Plouzané

Introduction

Le but de cette étude est de connaître de façon détaillée les courants sur l'ensemble du littoral breton. Le meilleur moyen est d'utiliser un modèle numérique avec une maille de calcul, c'est-à-dire une distance entre deux points de calcul, la plus petite possible afin d'être capable de déterminer les phénomènes physiques de petite échelle. On sera alors à même de connaître la dynamique en tous les points du domaine littoral et à tout instant.

On distingue l'hydrodynamique à court terme, qui concernera ici un cycle de marée et donc un mouvement périodique des masses d'eau, de celle à long terme superposée à la précédente et qui correspond à la dérive des masses d'eau au fil des marées. Cette hydrodynamique à long terme intéresse particulièrement les biologistes. En effet, une masse d'eau peu renouvelée indique une sensibilité écologique de la zone. Des matières minérales et organiques transportées par les rivières ou rejetées directement sur le littoral restent aux embouchures de ces rivières et aux lieux de ces rejets. Si les masses d'eau y sont peu renouvelées, il y a un risque d'eutrophisation et de développement algal.

Dans un premier temps, nous présentons et décrivons le modèle. Ensuite, la dynamique des masses d'eau au cours d'un cycle, puis à long terme sur plusieurs cycles de marée, est étudiée et interprétée sur l'ensemble du littoral breton.

Description du modèle

L'ensemble du modèle couvre le littoral breton de $5,58^{\circ}\text{W}$ à $1,41^{\circ}\text{W}$ en longitude et de $47,06^{\circ}\text{N}$ à $49,38^{\circ}\text{N}$ en latitude (fig. 1, p. 338). Lorsque les fonds marins et la côte sont représentés de façon réaliste et que la dynamique du milieu est connue au large, l'intégration des équations de la mécanique des fluides permet de connaître la dynamique sur le domaine, soit l'élévation de la surface libre et la vitesse, en tout lieu et à tout instant.

Le domaine d'étude est découpé en mailles carrées de 300 m de côté. C'est en chacune de ces mailles qu'est connue la bathymétrie et que se font les calculs. Les fonds marins et la côte (fig. 1, p. 338) sont ceux mesurés et répertoriés par le service hydrographique et océanographique de la Marine (Shom). La dynamique sur le littoral breton est essentiellement

due à la marée dont l'onde prépondérante est semi-diurne. Dans le modèle, on s'attachera en conséquence à reproduire une marée de ce type, d'amplitude moyenne, soit de coefficient égal à 70.

Ce sont les valeurs de la marée semi-diurne déduites de mesures par interpolation qui sont imposées en premier lieu aux limites d'un modèle général, qui s'étend bien au-delà du talus continental (pour plus de détails, voir Obaton, 1996). L'amplitude et la phase des ondes résultantes sont calculables en toute maille de ce premier modèle. Ceci permet de connaître les conditions aux limites au large d'un modèle de plus petite emprise, en l'occurrence le littoral breton (modèles emboîtés). Les conditions météorologiques, en particulier le vent, ainsi que l'apport d'eau douce par les fleuves jouent un rôle sur la dynamique des masses d'eau. Nous n'en tiendrons pas compte et étudierons les phénomènes océanographiques sans influence extérieure.

La marée est essentiellement un phénomène horizontal dans les deux directions, c'est-à-dire que la valeur moyenne sur la colonne d'eau représente correctement le mouvement de l'ensemble de cette colonne. Un modèle bidimensionnel à deux dimensions horizontales intégrant, de la surface libre au fond, le mouvement de la colonne d'eau représente donc bien les mouvements dus à la marée. L'échelle horizontale minimale pour laquelle ces mouvements peuvent être obtenus et interprétés après calculs est égale à deux fois la taille de la maille, soit 600 mètres. Pour calculer en chaque maille la marée au cours du temps, on intègre les équations de Barré de Saint-Venant en fluide homogène. Ces équations sont celles de la mécanique des fluides pour les milieux peu profonds, où la dimension verticale est intégrée sur la hauteur de la colonne d'eau. On fait, de plus, l'hypothèse que l'écoulement est hydrostatique et on tient compte de la turbulence dans le milieu et du frottement sur le fond.

Les équations (Garreau, 1993 ; Obaton, 1996) sont discrétisées sur la maille $\Delta x = \Delta y = 300$ m en un pas de temps Δt contraint par la modélisation numérique. Celle-ci utilise un schéma numérique de type différences finies en directions alternées prédicteur-correcteur. Les bancs découvrants, très nombreux à marée basse, sont traités de façon à ce qu'il y ait conservation du débit dans la maille (Salomon & Breton, 1993). Dans un premier temps, quand les calculs sont lancés à partir des conditions aux limites précises et des conditions initiales arbitraires, le modèle s'ajuste. Il dépend tout d'abord beaucoup des conditions initiales qui sont peu à peu perdues. Les équations numérisées et les conditions aux limites permettent alors d'obtenir les hauteurs de la surface libre ζ et les vitesses horizontales u et v de plus en plus réalistes et donc périodiques sur un cycle de marée. Lorsque la différence des amplitudes des ζ entre deux cycles de marée consécutifs est inférieure à 0,5 %, on considère que les résultats sont corrects et représentent effectivement la dynamique du lieu.

L'instant initial a été choisi pour correspondre à la marée basse dans la baie du Mont-Saint-Michel. Il est tout à fait arbitraire. Après onze cycles

de marée, la dynamique du lieu est bien représentée au sens où la différence des amplitudes entre les 11^e et 12^e cycles est inférieure à 0,5 %. Afin de valider les données du modèle, on compare les résultats obtenus après calculs sur le 14^e cycle de la marée pour les amplitudes et les phases de l'onde principale M_2 d'une marée semi-diurne et de son harmonique M_4 avec les mesures effectuées dans plusieurs ports. Les différentes valeurs comparées sont présentées (tab. 1). Pour l'amplitude et la phase de M_2 , le modèle donne de très bons résultats en concordance avec la nature. L'erreur est toujours inférieure à 10 %. La représentation de M_4 est moins bonne, l'erreur dépasse 50 % en différents lieux pour des amplitudes de l'ordre du centimètre et inférieures d'un facteur 30 en moyenne par rapport à celles de M_2 . Le modèle a tendance à sous-estimer systématiquement ces valeurs et à surestimer les phases. Ceci peut être dû à une erreur dans le modèle ou à une inexactitude dans la mesure directe de M_4 qui tiendrait compte des harmoniques d'ordre supérieur et des phénomènes extérieurs tels que le vent. Ces résultats sont toutefois plus proches de la nature dans la Manche occidentale que sur le littoral sud de la Bretagne. Étant donné le peu d'influence de l'onde M_4 sur la marée et, en revanche, de la précision du modèle pour les valeurs de l'amplitude et de la phase de l'onde M_2 , on peut considérer que la modélisation du littoral breton est correcte.

Tableau 1 - Comparaison des valeurs nature et des résultats du modèle pour les ondes M_2 et M_4 en différents ports. Les mesures nature sont tirées de Le Cann (1990) et des tables des marées des grands ports du monde, Shom (1982).

Lieu	Valeurs Nature				Valeurs Modèle			
	A_{M_2} mètres	Φ_{M_2} degrés	A_{M_4} mètres	Φ_{M_4} degrés	A_{M_2} mètres	Φ_{M_2} degrés	A_{M_4} mètres	Φ_{M_4} degrés
Saint-Hélier	3,36	182	0,20	300	3,60	187	0,18	321
Saint-Malo	3,68	179	0,27	279	3,99	182	0,25	295
Roscoff	2,69	142	0,11	142	2,84	146	0,09	156
Brest	2,04	109	0,05	106	2,20	115	0,07	157
Le Conquet	2,04	110	0,08	136	2,14	112	0,06	176
Sein	1,84	104	0,03	91	1,96	105	0,01	134
Audierne	1,51	94	0,04	61	1,61	94	0,01	146
Le Guilvinec	1,43	97	0,04	41	1,53	95	0,01	67
Concarneau	1,48	98	0,06	37	1,55	97	0,03	69
Port-Tudy	1,47	96	0,08	25	1,56	97	0,03	56
Lorient	1,50	101	0,08	29	1,54	103	0,03	93
Port-Maria	1,57	97	0,10	31	1,59	98	0,04	59
Le Palais	1,53	98	0,11	26	1,62	98	0,05	56
Le Croisic	1,59	106	0,16	44	1,69	99	0,08	63
Saint-Nazaire	1,71	107	0,18	50	1,77	104	0,12	89
Saint-Gildas	1,68	100	0,19	27	1,77	100	0,11	80

Dynamique des masses d'eau à court terme

Marnage et retard ou avance de la marée

Le marnage (différence entre les hauteurs de pleine mer et de basse mer, soit deux fois l'amplitude) augmente entre le sud et le nord de la Bretagne (fig. 2, p. 339). Au sud de l'île de Sein, il est égal à 3-3,5 m tout le long du littoral à l'exception du golfe du Morbihan où il est légèrement inférieur et de l'embouchure de la Loire où, au contraire, il est supérieur. À l'ouest et en Nord-Bretagne, le marnage croît de façon régulière d'ouest en est. Égal à 3,5 m au niveau de l'île de Sein, il dépasse 8,5 m au fond de la baie du Mont-Saint-Michel. La deuxième caractéristique de la marée, la phase, que l'on traduira ici par le décalage dans le temps - retard ou avance - de la pleine mer par rapport à un lieu de référence, varie d'un endroit à l'autre du littoral (fig. 3, p. 340). L'heure de la pleine mer sur le littoral sud est dans l'ensemble partout la même et en avance d'une quarantaine de minutes par rapport à celle de Brest, considéré comme lieu de référence. Le golfe du Morbihan est une exception avec la marée qui accuse un retard de plus d'une heure. À partir de Sein et jusqu'à la presqu'île du Cotentin, la pleine mer est d'autant plus retardée qu'on se déplace vers l'est. Elle affiche un retard maximal supérieur à 2 h par rapport à celle de Brest. L'onde M_2 se propage donc en tournant autour de la Bretagne du sud vers le nord, à l'exception du golfe du Morbihan, et le marnage est d'autant plus grand que l'onde est retardée.

Dans la Manche, les valeurs des amplitudes et des phases de l'onde M_2 obtenues avec le modèle sont en très bon accord avec les mesures sur modèle physique (modèle réduit) de Chabert d'Hières & Le Provost (1979).

Vitesses maximales

Les vitesses maximales au cours d'un cycle de marée présentent d'importantes disparités entre le sud et le nord de la Bretagne (fig. 4, p. 341). En Manche, ces vitesses dépassent en de nombreux endroits le mètre par seconde alors que sur le littoral atlantique, à l'exception des courants de part et d'autre de Sein, ces vitesses sont plutôt comprises entre 20 et 40 cm/s. Les vitesses maximales sur le littoral nord sont donc jusqu'à cinq fois supérieures à celles du littoral sud. On trouve tous ces maxima de vitesse au voisinage des îles, particulièrement entre Bréhat et les Roches-Douvres, autour de Ouessant et de Sein. En revanche, au fond des baies, ces maxima de vitesse restent faibles avec toujours des disparités entre Bretagne Nord et Sud. Les zones de vitesses maximales élevées sont des lieux de forte turbulence, soit d'importants brassages vertical et horizontal. Ce sont aussi des endroits où l'excursion de marée est grande, ce qui n'équivaut pas systématiquement à un renouvellement des masses d'eau.

Capacité dispersive horizontale

En tenant compte de la profondeur du lieu, on peut alors déterminer la capacité de mélange des masses d'eau. C'est la turbulence combinée au cisaillement vertical qui entraîne une dispersion horizontale des courants de marée. Au cours d'un cycle de marée moyenne, le coefficient de dispersion, selon la formule de Elder (par ex. Bowden, 1983), s'exprime par

$$K = \beta u h \text{ (en m}^2\text{/s)}.$$

La vitesse u et la profondeur h sont moyennées sur un cycle de marée. Le coefficient β sans dimension est représentatif d'un courant moyen. La valeur de 0,7 donne une bonne indication d'une situation annuelle moyenne pour la Manche (Salomon & Breton, 1993), valeur reprise dans cette étude.

La capacité dispersive horizontale des masses d'eau (fig. 5, p. 342) est faible tout le long de la côte et sur la majeure partie du littoral sud. Elle augmente avec la profondeur et devient importante là où les vitesses sont élevées : entre Bréhat et les Roches-Douvres, au niveau des Sept-Îles, de Batz et de Sein. Elle atteint un maximum autour d'Ouessant où profondeurs et vitesses sont grandes. Il est à noter que ce coefficient de dispersion horizontale tient compte du cisaillement vertical mais pas du « chaos lagrangien », c'est-à-dire du fait que deux particules voisines à un instant donné puissent avoir ultérieurement des trajectoires très différentes (Zimmerman, 1986).

Stratification thermique

Une masse d'eau peut être bien mélangée et homogène sur la verticale ou, au contraire, un réchauffement des couches superficielles de l'océan ou un apport d'eau douce des fleuves peuvent entraîner une stratification. La dynamique n'est alors plus la même. Dans le cas où la masse d'eau est stratifiée apparaît une frontière entre les eaux de surface chaudes ou peu salées et les eaux profondes de densité supérieure. Aux embouchures de la Vilaine et de la Loire, la stratification haline joue un rôle prépondérant (Lazure & Salomon, 1991), non considéré ici où il n'est tenu compte que de la stratification thermique estivale. Dans ce cas, le mélange vertical entre les deux couches est quasiment inexistant et la couche de surface peut se réchauffer rapidement et de manière importante indépendamment de la couche profonde. Pour distinguer ces deux cas (mélange ou stratification thermique), un indice pratique est défini comme le flux de chaleur absorbé par la surface libre divisé par la dissipation d'énergie due au frottement (Simpson & Hunter, 1974).

Les valeurs critiques du paramètre de stratification ont été déterminées de façon empirique grâce aux observations locales. Pour la Manche, si cet indice est inférieur à 1, c'est-à-dire si la turbulence est prépondérante, la zone concernée est mélangée. Si cet indice est supérieur à 2, c'est le flux de chaleur absorbé par la surface libre qui domine et la

zone étudiée peut se stratifier pendant la période estivale (Pingree, 1980). Ce paramètre donne une indication de la stratification thermique sans tenir compte de la houle.

Cet indice de stratification thermique (fig. 6, p. 343) met à nouveau en évidence le clivage côte nord-côte sud. Sur le littoral de la Manche, la masse d'eau est bien mélangée. Dans le fond des baies de Saint-Brieuc ou de Lannion où le modèle indique une stratification thermique possible, il faut en fait tenir compte de la houle qui peut mélanger la masse d'eau. Une thermocline saisonnière n'existe pas en ces lieux. Toutefois, autour des mortes-eaux et par des situations météorologiques stables, une thermocline transitoire peut être observée. Sur le littoral sud, la masse d'eau est mélangée autour des îles, c'est-à-dire là où les vitesses sont les plus grandes. Ailleurs, le long du littoral, de Douar-nenez à la presqu'île de Rhuys, hors des caps et des îles et de l'entrée du golfe du Morbihan, ainsi qu'au large dans la partie sud-ouest du domaine, les masses d'eau sont susceptibles de se stratifier en été. On retrouve en général sur la photographie satellite du 25 mai 1991 ces zones stratifiées (fig. 7, p. 344) qui correspondent à celles où la température est supérieure à 13,5 °C (Jégou, 1993).

Dynamique des masses d'eau à long terme

Vitesses résiduelles lagrangiennes

Au cours d'un cycle de marée, les particules ont un mouvement de va-et-vient et des vitesses de plusieurs dizaines de centimètres par seconde. Du fait de la pente du fond, de la forme de la côte, des forces d'inertie et de frottement, les particules ne reviennent pas exactement à leur position initiale. Cette dérive de l'ensemble des particules entraîne le déplacement de la masse d'eau après un cycle de marée. Ce déplacement moyen, car intégré sur un cycle de marée, représente le mouvement à long terme des masses d'eau. La vitesse de ce déplacement moyen de la particule est la vitesse résiduelle lagrangienne.

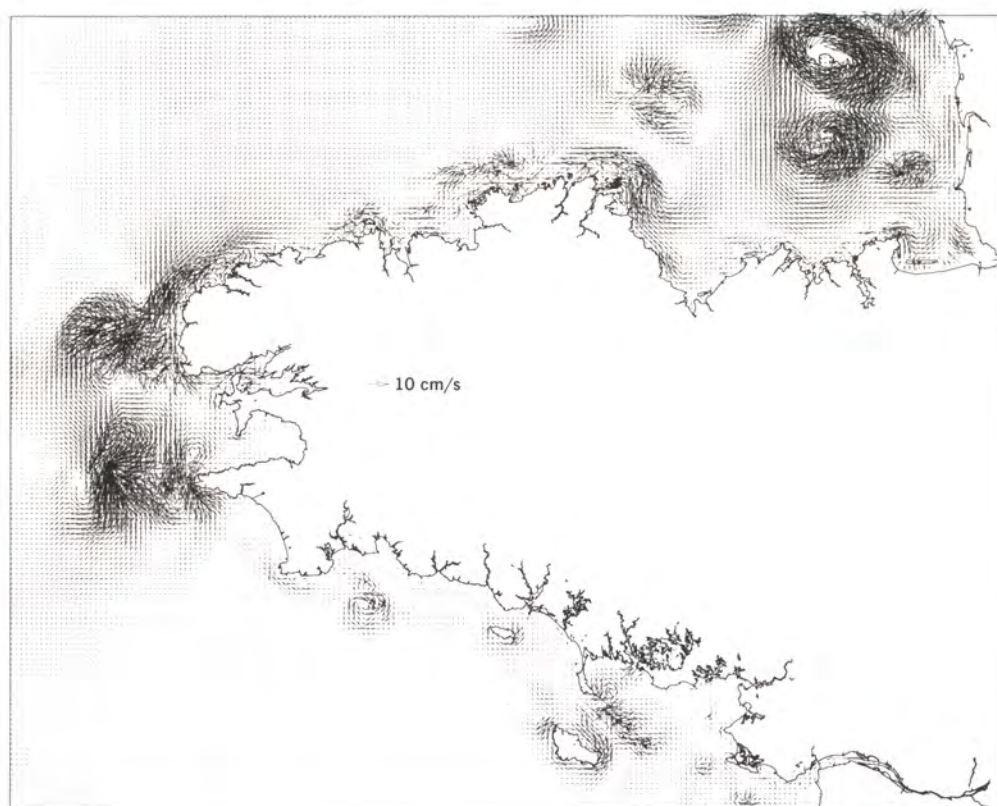
Autour des caps et des îles, les vitesses instantanées et les forces d'inertie et de frottement sont importantes, les vitesses résiduelles qui en résultent sont grandes et le déplacement des masses d'eau conséquent. Quelle que soit l'importance des vitesses instantanées au large, comme les forces d'inertie et de frottement sont négligeables, les vitesses résiduelles seront plus faibles. Dans les fonds de baie, ces forces ne sont plus négligeables mais les vitesses instantanées sont souvent faibles, et il en sera de même pour les vitesses résiduelles.

En conséquence, dans ces deux derniers cas (au large et dans les baies), le déplacement résiduel des masses d'eau est en général moindre qu'au-tour des îles et des caps.

Sur le littoral breton, les vitesses résiduelles (fig. 8) sont supérieures à 10 cm/s autour des îles. Elles sont moins importantes mais bien marquées au niveau de nombreux caps et au large en Manche. En tous ces

Figure 8
Vitesses résiduelles
lagrangiennes.

lieux, les masses d'eau sont bien renouvelées. En revanche, dans les fonds de baie sur toute la longueur du littoral et au large de la côte sud bretonne, les courants résiduels sont faibles et les masses d'eau peu



renouvelées par la marée seule.

Temps de résidence

Un temps caractéristique est souvent donné pour illustrer le déplacement de la masse d'eau à long terme. La définition de ce temps caractéristique varie suivant le type de problème et ce que l'on veut quantifier (Takeoka, 1984). Celle retenue ici correspond au temps nécessaire à une colonne d'eau pour parcourir 500 m rectilignes (Garreau, 1993). Ce temps de résidence sur 500 m donne donc une indication de la rapidité du déplacement d'une colonne d'eau en un lieu après plusieurs cycles de marée :

$$T = \frac{500}{|V_{lag}|} \text{ s}$$

Toutefois, cette définition n'a pas toujours une signification au sein des tourbillons. En effet, à l'échelle d'une baie, la vitesse résiduelle

lagrangienne peut être importante et donc le temps de résidence petit alors que les colonnes d'eau tournent sur elles-mêmes sans être renouvelées. La masse d'eau est piégée par le tourbillon. Outre le temps de résidence, on devra alors observer les vecteurs des vitesses résiduelles. Ces temps de résidence (fig. 9, p. 345) confirment logiquement les résultats obtenus avec les vitesses résiduelles. En Manche, ils sont courts en dehors des fonds de baies telles celles de Lannion et de Morlaix où on trouve des temps de résidence supérieurs à deux jours. Pour le Sud Bretagne, de nombreuses zones, aussi bien le long de la côte que plus au large, ont un temps de résidence sur 500 m supérieur à cette valeur, et même supérieur à cinq jours. En ces lieux tels que les baies de Douarnenez et de la Vilaine, plusieurs baies entre le Belon-Aven et la presqu'île de Quiberon et toute la zone sud-ouest au large, les masses d'eau sont peu renouvelées. Ceci, bien sûr, dans les conditions particulières où il n'y a pas de vent.

Conclusion

Le modèle numérique bidimensionnel donne une bonne représentation de la marée moyenne (coefficient 70) sur le littoral breton sans prise en compte du vent ni de la dessalure des fleuves. En effet, l'adéquation obtenue en différents points pour l'onde M_2 avec la nature permet de considérer le modèle comme précis.

Il ressort de cette étude une différence de l'hydrodynamique entre le littoral nord et le littoral sud de la Bretagne. Sur les côtes de la Manche, les vitesses maximales et la capacité dispersive due au cisaillement horizontal sont élevées. La masse d'eau est homogène sur la verticale et est renouvelée après plusieurs cycles de marée. On note toutefois trois exceptions à cette règle : les baies de Saint-Brieuc, de Lannion et de Morlaix où le comportement de la masse d'eau est similaire à celui de la côte sud. Sur le littoral sud, les vitesses maximales instantanées sont jusqu'à cinq fois moins importantes et la capacité dispersive est plus faible que celle de la Manche. La masse d'eau est moins mélangée, une stratification saisonnière peut apparaître en été et conduire à un réchauffement des couches de surface. La masse d'eau du littoral atlantique est peu renouvelée et les temps de résidence dépassent cinq jours en de nombreux lieux dont la baie de Douarnenez.

En Manche, la circulation simulée du littoral est effectivement dominée par la marée. En revanche, sur le littoral sud, la marée et les vents ont un effet important sur les courants. Ainsi, les circulations de la côte sud présentées dans cette étude peuvent être grandement modifiées par la houle et l'apport d'eau douce des fleuves.

Références bibliographiques

- Bowden K.F., 1983. Note on wind drift in a channel in the presence of tidal currents. *Proc. R. Soc (A)*, 219, 426-446.
- Chabert d'Hières G., Le Provost C., 1979. Atlas des composantes harmoniques de la marée dans la Manche. *Ann. Hydrogr.*, 6, 5-36.
- Garreau P., 1993. Conditions hydrodynamiques sur la côte nord Bretagne. Rapport Ifremer/Del/93-02, 33 p.
- Jégou A.-M., 1993. Cartographie de la température de surface de la mer sur les côtes bretonnes. Rapport Ifremer/Del/93-12, 41 p.
- Lazure P., Salomon J.-C., 1991. Étude par modèles mathématiques de la circulation marine entre Quiberon et Noirmoutier. Actes du colloque international sur l'environnement des mers épicontinentales. Lille, 20-22 mars 1990, *Oceanol. Acta*, 11, 93-99.
- Le Cann B., 1990. Barotropic tidal dynamics of the Bay of Biscay shelf: observations, numerical modelling and physical interpretation. *Cont. Shelf Res.*, 10 (8), 723-758.
- Obaton D., 1996. Caractéristiques hydrodynamiques du littoral sud Bretagne. Rapport Ifremer/Del/96-05, 23 p.
- Pingree R.D., 1980. Physical oceanography of the Celtic sea and English Channel. *In*: The North-West European shelf seas: the sea bed and the sea in motion. II-Physical and chemical oceanography, and physical resources. F.T. Banner, M.B. Collins & K.S. Massie (eds.). Elsevier Oceanogr. Series, 415-465.
- Salomon J.-C., Breton M., 1993. An atlas of long term currents in the Channel. *Oceanol. Acta*, 16, 5-6, 439-448.
- Service hydrographique et océanographique de la Marine, 1982. Tables des marées des grands ports du monde. Paris.
- Simpson J.H., Hunter J.R., 1974. Fronts in the Irish sea. *Nature*, 250, 404-406.
- Takeoka H., 1984. Fundamental concepts of exchange and transport time scales in a coastal sea. *Cont. Shelf Res.*, 3 (3), 311-326.
- Zimmerman J.T.E., 1986. The tidal whirlpool: a review of horizontal dispersion by tidal and residual currents. *Neth. J. Sea Res.*, 20, (2/3), 133-154.

Chapitre II

Bassins versants

Présentation des bassins versants ateliers (Coët-Dan et Kerharo) et de la baie de Douarnenez

Paul Bordenave⁽¹⁾, Michel Merceron⁽²⁾

(1) Cemagref, 17 avenue de Cucillé, 35044 Rennes Cedex

(2) Ifremer/Del, BP 70, 29280 Plouzané

Introduction

La transmission d'un certain nombre de polluants depuis les terres agricoles jusqu'au littoral a été étudiée dans le cadre de ce programme, à la fois par des travaux généraux et par des investigations de terrain. Celles-ci se sont déroulées dans deux bassins versants tests (fig. 1). L'un, le Coët-Dan, est équipé de dispositifs de mesure variés depuis l'année 1971 et fait l'objet de suivis depuis cette date. L'autre, le Kerharo, n'avait fait l'objet d'aucune étude jusqu'à présent.

La répartition des thèmes de recherche entre ces deux bassins versants a été la suivante. Dans le Coët-Dan, ont été traités le transfert des pesticides et des bactéries d'intérêt sanitaire, les apports aux champs d'azote et de phosphore par les cultures et les élevages, le transfert de ces nutriments dans les horizons de surface et le transfert de l'azote en profondeur.

Figure 1
Schéma de localisation
des sites d'étude.

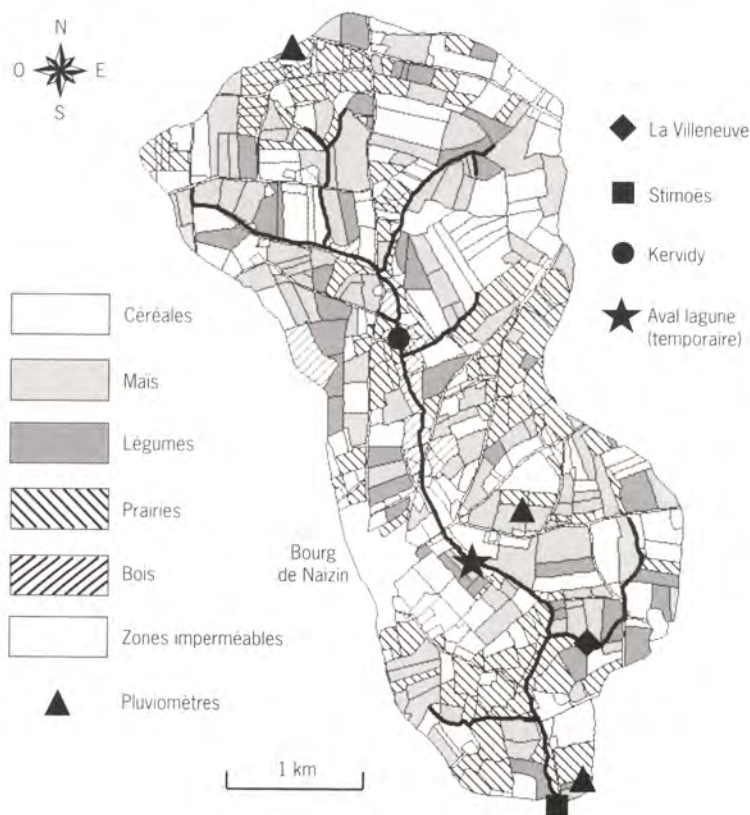


Dans le Kerharo, ont été traités la modélisation du transfert de l'azote dans les niveaux du sol non saturés d'eau, la dénitrification dans les zones humides (naturelle et artificielle), l'hydrogéologie et les transferts souterrains d'azote ainsi que les bactéries de dénitrification profonde, la relation entre les flux azotés printaniers à la côte et les marées vertes sur les plages de la baie de Douarnenez.

Bassin versant du Coët-Dan à Naizin (56)

Le bassin versant du Coët-Dan couvre 12 km² (1 193 ha) situés pour 85 % sur la commune de Naizin et pour 15 % sur les communes de Réguiny et Kerfourn, au nord-est du Morbihan (fig. 1). Un plan d'eau de 3,6 ha, associé à une base de loisirs, a été aménagé en 1991 sur le cours d'eau dans la partie centrale du bassin. Les eaux usées du bourg de Naizin (1 100 hab.) traitées par lagunage ainsi que les eaux pluviales se déversent dans le ruisseau, un peu plus en aval (fig. 2). L'activité agricole est dominante et concerne 1 032 ha soit 86,5 % de la surface totale. Les surfaces non agricoles sont constituées par une partie de l'agglomération de Naizin pour 32 ha, par 26 ha de routes dont 15 ha de surface imperméabilisée, 43 ha de bois et peupleraies. La station de lagunage et le plan d'eau représentent environ 6 ha (Cann, 1996).

Figure 2
Localisation des points
de mesure et occupation
du sol sur le bassin versant
du Coët-Dan (56).



Le ruisseau du Coët-Dan est un affluent de l'Ével, lui-même affluent du Blavet. Il coule suivant un axe nord-sud. Les sources sont situées sur un plateau au nord à une altitude de 130 mètres. La dénivelée entre les sources et l'exutoire est de 70 mètres, pour une longueur du ruisseau de 7 kilomètres. L'altitude moyenne du bassin est de 110 mètres. Le relief, d'abord peu marqué dans le haut du bassin, devient plus escarpé dans le tiers inférieur de la vallée. Dans l'ensemble, les pentes restent douces : inférieures à 5 % pour 69 % de la surface, comprises entre 5 et 8 % pour 25,5 % et supérieures à 8 % pour 5,5 %. Les zones de bas-fond à proximité du ruisseau sont peu pentues et jouent donc ainsi un rôle tampon, pour les écoulements par ruissellement, entre le ruisseau et les versants. La pente n'est qu'exceptionnellement limitante pour le travail du sol. *A contrario*, 31 % de la surface ont une pente supérieure à 5 % et, par conséquent, le risque d'entraînement de particules de sol à la faveur de pluies intenses n'est pas du tout négligeable, notamment au printemps après les semis de maïs. Ceci a son importance pour les transferts de produits phytosanitaires, particulièrement sur le sous-bassin de La Villeneuve.

Le bassin a été remembré de 1971 à 1976. Cet aménagement foncier s'est traduit par un triplement de la surface des parcelles (3,3 ha en moyenne après remembrement), une diminution de la longueur des talus de 90 m/ha (80 km ont été arasés), la réalisation de 19 km de fossés et de 10 km de chemins. Malgré ces profondes transformations, qui ont conduit à une augmentation des vitesses d'écoulement de l'eau (Goenadi, 1986), le bassin a conservé un aspect bocager. Des opérations de drainage ont aussi été effectuées au moment du remembrement et après. Il n'existe pas à notre connaissance de relevé précis des surfaces drainées car beaucoup de ces travaux sont effectués dans un cadre individuel. Il s'agit souvent de drainages localisés, qui sont en fait des captages de résurgences conduisant l'eau des zones humides de la parcelle vers le fossé le plus proche. À proximité du ruisseau, le drainage n'est pas toujours possible du fait de la dénivelée trop faible entre les parcelles et le ruisseau. Ceci explique évidemment qu'un certain nombre de parcelles soit resté en prairies naturelles ou ait été transformé en peupleraies.

La surface moyenne des parcelles a continué d'augmenter depuis 1972 pour dépasser 4 ha aujourd'hui, ce qui indique que le bocage continue d'être réduit.

Le climat est océanique, avec une pluviosité annuelle inférieure à celle du Kerharo. La hauteur moyenne annuelle sur 26 années (de 1971 à 1997) est de 734 mm avec un écart-type de 126 mm alors que l'écoulement moyen annuel dans la rivière est de 292 mm, ce qui permet d'estimer l'évapotranspiration réelle (ETR) annuelle moyenne à 442 mm. La hauteur mensuelle des pluies augmente généralement de septembre à décembre (mois le plus arrosé avec 82 mm), puis diminue jusqu'à avril (47 mm). Elle marque une reprise au mois de mai (62 mm) et atteint son minimum au mois d'août avec 29 mm (Cann, 1997). Les écoulements mensuels à l'exutoire sont croissants de septembre (1,6 mm en

moyenne) à février (58 mm en moyenne) où ils atteignent leur maximum, soit deux mois après le maximum des précipitations mensuelles, puis décroissants jusqu'à août (1,2 mm en moyenne). Les pluies sont peu intenses en général, du moins avec la résolution temporelle utilisée dans nos stations pluviométriques qui est d'une mesure toutes les cinq minutes. Le nombre de pluies journalières de plus de 5 mm se situe entre 40 et 50 par an. Les pluies supérieures à 20 mm sont exceptionnelles. La répartition des pluies admet un mode de 1 mm.h^{-1} et un intervalle de variation de 0 à 4 mm.h^{-1} dans 80 % des cas (Cann, 1997). Le ruisseau tarit régulièrement sur tous les sites de mesure (Kervidy, Aval lagune, La Villeneuve et Stimoës) de juillet jusqu'au début du mois d'octobre. Durant l'étiage, le plan d'eau est alimenté par des sources de faible importance qui maintiennent son niveau sans provoquer un débit significatif, sauf en cas d'orage. De même, l'écoulement de la lagune se poursuit sur quelques dizaines de mètres en amont du site Aval lagune. Cette rupture annuelle d'écoulement, courante en Bretagne pour les bassins versants sur « schistes » de surface comparable, traduit la faiblesse des aquifères alimentant les ruisseaux.

L'équipement de mesure du bassin

Instrumenté depuis 1971 pour la seule mesure des débits à l'exutoire (Stimoës), en relation avec les opérations de remembrement en cours, le site a été ensuite progressivement équipé pour étudier la qualité de l'eau et son évolution. D'une part, le seuil de Stimoës a été pourvu d'échantillonneurs automatiques pour le suivi des crues avec un pas de temps fin (5 mn). Les paramètres suivants sont mesurés : teneurs de l'eau en azote nitrique, azote ammoniacal, phosphore (soluble réactif et total), matières en suspension, produits phytosanitaires, bactéries. D'autre part, des stations limnimétriques munies de seuils à parois minces et de préleveurs automatiques ont été installées et jaugées à Kervidy, La Villeneuve et sur un point du cours d'eau après le débouché de la lagune baptisé Aval lagune (fig. 2). Ceci permet l'étude séparée de deux sous-bassins : (i) le sous-bassin de Kervidy, d'une superficie de $0,45 \text{ km}^2$, exclusivement agricole, en amont, qui intègre notamment le plateau où se trouvent les sources, suivi plus particulièrement par l'Inra (transferts d'azote) et par l'école nationale de la Santé Publique (ENSP) de Rennes pour les produits phytosanitaires ; (ii) le sous-bassin de La Villeneuve, $0,12 \text{ km}^2$, exclusivement agricole, situé en aval dans une zone à relief plus marqué et dont le ruisseau débouche à environ 200 m de la station de Stimoës. Il est utilisé par le Cemagref de Rennes pour la mesure des transferts d'azote, de phosphore et de matières solides, en relation avec les pratiques agricoles, et par l'ENSP de Rennes pour les produits phytosanitaires. Le point Aval lagune, intermédiaire entre Kervidy et Stimoës, a été muni par le Cemagref de Rennes d'un seuil à paroi mince et d'un échantillonneur automatiques en aval du plan d'eau et de la lagune afin de quantifier leur influence sur les débits et les flux

totaux du bassin. Enfin, le BRGM a réalisé des forages à différentes profondeurs à Stimoës, La Villeneuve, Kervidy destinés à étudier qualitativement et quantitativement les écoulements souterrains à différentes profondeurs et leurs liaisons avec les eaux du Coët-Dan.

L'équipement de mesure du bassin ainsi que les séries de données déjà recueillies permettent l'étude et le suivi environnemental d'une portion de territoire assez représentative des zones rurales en Bretagne, incluant l'activité agricole et des activités non agricoles avec le bourg de Naizin (lagune, plan d'eau et base de loisirs).

Sous-sol et sols

Le sous-sol est constitué par des schistes briovériens contenant des inclusions gréseuses d'importance limitée, recouverts par une couche d'altération. Les altérites, présentes aussi bien sur les plateaux que dans les zones de fond de versant, sont surmontées par des limons d'origine loessique de 0,5 à 1 m d'épaisseur. Le ruisseau coule dans des alluvions modernes.

Les sols cultivés sont majoritairement à texture limono-argileuse avec une teneur en argile comprise entre 10 et 20 %, riches en matière organique (3 à 7 %) et acides. Cette tendance à l'acidité est corrigée par des apports réguliers d'amendements calcaires. Ainsi, le pH des sols cultivés varie entre 5,5 et 6,6 (Walter & Curmi, 1998). La teneur en phosphore assimilable exprimée en P_2O_5 (méthode Dyer) est élevée et dépasse fréquemment les valeurs admises (0,30 %) pour des sols correctement pourvus. Ces fortes valeurs résultent des apports répétés depuis au moins trente ans des lisiers et fumiers provenant des élevages intensifs conjugués, jusqu'aux années quatre-vingt, avec des fumures phosphatées minérales. On note aussi une migration lente du phosphore dans la profondeur du sol (40 cm) ainsi qu'une tendance à l'accumulation en bas des pentes en raison des transports solides par ruissellement et de l'érosion (Comlan, 1996; Gascuel-Oudoux *et al.*, 1995). Les teneurs en potassium assimilable sont également élevées, en relation avec les mêmes pratiques d'épandage d'effluents d'élevage.

Les potentialités de production sont globalement bonnes pour la plupart des cultures annuelles et pour les prairies. Cependant, 25 % des parcelles cultivées présentent des contraintes limitantes pour leur production en raison d'une hydromorphie prononcée ou d'une profondeur de sol insuffisante alors que la pente n'est que très rarement limitante pour le travail du sol.

Fonctionnement hydrologique et biogéochimique

Les travaux multidisciplinaires et interorganismes réalisés dans le cadre du programme Cormoran (caractérisation, observation, modélisation des transferts de masse et d'énergie en milieu agricole intensif) mis en place par l'Inra de Rennes (unité des sciences du sol et de bioclimatologie) ont permis de préciser le fonctionnement hydrologique et

biogéochimique. En résumé, l'hydrologie et la biogéochimie sont contrôlées par la topographie. Le bassin versant peut être séparé en deux domaines : (i) les plateaux et les versants bien drainés avec un transfert vertical jusqu'à la nappe ; (ii) les zones hydromorphes de bas-fonds, présentant une nappe perchée dénitrifiante et un ruissellement superficiel (Curmi *et al.*, 1997). Il a été montré que cette nappe perchée dénitrifiante pouvait contribuer pour 15 à 30 % à l'écoulement de crue, favorisant ainsi, comme les eaux de ruissellement, la baisse des concentrations en nitrate observée dans le ruisseau en début de crue. D'après ces travaux, la composition des eaux en période de crue est bien rendue par un modèle de mélange utilisant quatre compartiments : les eaux de versant et celles de la nappe riches en nitrate, les eaux de pluie (du ruissellement) et les eaux issues de la nappe perchée dénitrifiante pauvres en nitrate. Le rôle des zones humides sur l'abaissement des flux de nitrate a ainsi pu être précisé (Curmi *et al.*, 1997).

D'après la carte pédologique (Walter & Curmi, 1998), les zones humides représentent 20 % de la surface mais leur répartition sur le bassin varie d'amont en aval, donc globalement suivant un axe nord-sud. Elles se situent principalement de part et d'autre des ruisseaux, constituant ainsi une bande de quelques centaines de mètres de largeur en amont (jusqu'à 500 m), plus étroite en aval (150 m au maximum) et pratiquement ininterrompue sur toute la longueur du ruisseau. Dans les deux tiers amont du bassin versant, les sols classés hydromorphes ou peu hydromorphes dominent alors que, dans le dernier tiers, cette tendance s'inverse, en relation avec un relief plus accentué, et ce sont les sols bien drainés qui dominent. Ceci est particulièrement net sur le sous-bassin de La Villeneuve où l'on trouve à la fois une étroite bande de sols hydromorphes à proximité du ruisseau et des sols bien drainés sur la plupart de la surface.

Activité agricole et occupation du sol

• L'élevage

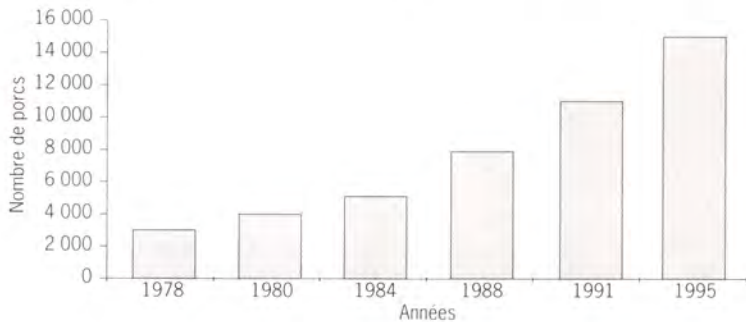
L'intensification de l'agriculture s'est surtout manifestée ces trente dernières années par le développement de l'élevage hors sol de porcs et de volailles. Si l'on compare les chiffres des recensements agricoles de 1970 à 1988 pour la commune de Naizin, on note une stagnation, voire une légère diminution pour les effectifs bovins (de 3 492 à 3 182). Par contre, les effectifs porcins et avicoles (poulets de chair et dindes) ont considérablement augmenté en passant respectivement de 7 691 à 28 849 et de 37 106 à 80 865. Les élevages bovins ont aussi été intensifiés, ce qui est traduit par une augmentation du chargement (nombre d'animaux exprimé en unités de gros bétail bovin ou UGB par hectare de surface fourragère principale) qui est passé de 1,71 en 1991 à 1,88 en 1994 (Turpin, 1996) alors que, dans le même temps, la surface en prairies diminuait. Les densités d'élevage à l'échelle de la Bretagne et de la France peuvent être comparées à celle du bassin au travers du nombre d'animaux à l'hectare (Cann & Villebonnet, 1993) (tab. 1).

Tableau 1 - Chargements d'animaux comparés selon les régions.

Densité d'animaux à l'hectare	Bassin du Coët-Dan	Bretagne	France	Union européenne
Vaches laitières	0,473	0,502	0,195	0,181
Total bovins	0,890	1,381	0,714	0,629
Truies	0,618	0,345	0,040	0,085
Porcs charcutiers produits	24,12	5,55	0,59	

Le bassin versant du Coët-Dan est plus chargé en porcs que le reste de la région et un peu moins en bovins mais la différence n'est que de 6 % pour les bovins laitiers qui représentent environ 50 % du total des bovins. L'accroissement du cheptel porcin s'est poursuivi après 1988 comme on peut le constater sur la figure 3.

Figure 3
Évolution du cheptel porcin sur le bassin versant du Coët-Dan à Naizin (56).



À l'échelle de la France, comme de la Bretagne, les effectifs bovins sont stables, en légère régression depuis l'instauration des quotas laitiers. Par contre, de 1970 à 1995, les effectifs porcins en Bretagne ont augmenté plus vite qu'à l'échelon national. Sur le bassin, cette augmentation a été encore plus rapide. Le cheptel porcin a été multiplié par six en moins de vingt ans.

L'activité d'élevage est la principale source de revenu des exploitations du bassin. Il n'existe pas d'exploitation tirant tous ses revenus des seules productions végétales.

Malgré leur bon niveau de rendement, les productions végétales sont quantitativement très insuffisantes pour assurer l'alimentation des ateliers animaux. Une enquête réalisée en 1994 par le Cemagref de Rennes auprès de 40 agriculteurs exploitant 820 ha sur le bassin, représentant donc 75 % de la SAU, démontre que la quantité totale fixée par les productions végétales sur le bassin cette année était de 150 t d'azote alors que, dans le même temps, les élevages en avaient consommé 392 t, soit 2,6 fois plus. Ceci illustre bien le caractère hors sol de la production animale. Pour le phosphore, le constat est encore plus net, les animaux consomment 3,6 fois plus que les quantités utilisées par les végétaux. L'azote et le phosphore des cultures sont utilisés respectivement à 75 % et 71 % par les élevages. Des enquêtes similaires réalisées auparavant montrent d'ailleurs que, selon ces critères, le caractère hors sol des productions animales s'est accentué ces vingt dernières années.

Ainsi, en 1988, les élevages ne consommaient que 1,8 fois plus d'azote que les quantités contenues dans les végétaux produits sur le bassin, pour un niveau de rendement des productions végétales comparable à celui d'aujourd'hui. Les aliments du bétail constituent la principale source d'entrées de nutriments (N, P...) sur le bassin.

La pression polluante résulte donc en premier lieu du déséquilibre entre les quantités de nutriments consommées par les ateliers de production animale et les quantités exportées par ces mêmes ateliers sous forme de produits animaux. Sur 392 t d'azote et 72 t de phosphore consommées annuellement par les élevages, seulement 115 t d'azote (29,3 %) et 28 t de phosphore (38,9 %) sont exportées du bassin sous forme de produits animaux vendus. Chaque année, ce sont donc environ 280 t d'azote et 45 t de phosphore, contenues dans les effluents d'élevage, qui sont épandues sur les terres agricoles du bassin car les possibilités d'exportation vers les bassins versants voisins, déjà excédentaires, sont très limitées. Ceci représente plus de 230 kg d'azote et près de 40 kg de phosphore par hectare de surface agricole utile (SAU). Comme celui du Kerharo, le bassin versant du Coët-Dan est dans une zone classée en excédent structurel (ZES).

• Productions végétales

Assolement

Les productions végétales sont déterminées par l'élevage et son intensification. Le total des cultures ayant une vocation fourragère (maïs, céréales, prairies) représente actuellement 92,5 % de la surface agricole utile (SAU) contre 100 % il y a 25 ans. Les relevés d'occupation du sol réalisés régulièrement de 1972 à 1998 font apparaître l'évolution de la sole en maïs qui a augmenté de 16 % de la SAU en 1972 à 32 % actuellement. Cette production est utilisée principalement pour l'affouragement des animaux, soit sous forme de maïs grain sec ou grain humide pour l'alimentation des animaux monogastriques, soit sous forme d'ensilage de la plante entière pour les bovins. Lorsque les besoins des animaux sont assurés, le reste de la production est vendu. La part du maïs dans l'assolement semble stabilisée autour de 30 % depuis 1986 mais des fluctuations sont toujours possibles en fonction des cours du maïs grain.

Parallèlement, la surface en prairies a diminué de 50 % de la SAU en 1972 à 25 % environ aujourd'hui. La nature des prairies a aussi été profondément modifiée du fait du remplacement en très forte proportion des prairies de longue durée à flore complexe de type permanent par des prairies temporaires de plus courte durée (3 à 7 ans), assolées, à flore simple constituée très souvent par une graminée pure.

La part des céréales (blé tendre d'hiver, orges d'hiver, triticale pour les principales) a aussi fortement augmenté de 1974 (12 % de la SAU) à 1998 (25 %). Elle reste depuis autour de 25 %. Enfin, les cultures légumières (haricots, pois, oignons...), après une période de niveau haut à 16 % de la SAU en 1991 après l'instauration des quotas laitiers,

sont présentes actuellement sur seulement 5 % de la surface. Mais ceci est susceptible d'évoluer en fonction du différentiel de prix avec des cultures de vente concurrentes, telles que le maïs grain ou les céréales.

En résumé, le développement de la production animale ces vingt-cinq dernières années a entraîné un changement dans la nature des cultures, caractérisé par une augmentation des soles de fourrages annuels (maïs et céréales en quantités équivalentes) au détriment des prairies. Ceci est la conséquence de l'extension des élevages de monogastriques (porcs, volailles) mais aussi de l'évolution de la production bovine, laitière notamment, qui a fait du maïs ensilé le principal fourrage conservé de la ration de base, au détriment du foin, de l'ensilage d'herbe ou d'autres fourrages annuels tels que les choux fourragers et la betterave fourragère.

Rotation des cultures

La rotation des cultures se différencie en deux grands types, déterminés essentiellement par les besoins de la production d'élevage dominante de l'exploitation plus que par les potentialités des sols. Le premier est constitué par des cultures annuelles où les céréales dominent avec des successions de maïs, blé ou maïs, blé, orge et des cultures légumières. Ce type se rencontre sur les exploitations ayant une production porcine ou avicoles, ou encore chez les producteurs de bovins pour leurs parcelles les plus éloignées ou les moins accessibles par les animaux. La succession maïs sur maïs étant assez peu fréquente, c'est avant le maïs, et non pas après comme cela est souvent décrit, que les sols restent complètement nus en automne et hiver en raison de la nécessaire alternance entre les cultures d'hiver (céréales d'hiver) et les cultures de printemps (maïs principalement, betteraves...). De ce fait, la mise en place d'une culture dérobée « piège à nitrates » pourra être envisagée assez facilement entre céréale et maïs (huit mois disponibles) alors que, entre le maïs et la céréale d'hiver suivante, il n'y aura qu'un à deux mois maximum disponibles. Les prairies naturelles subsistent dans les zones trop humides, non drainables, c'est-à-dire en fait à proximité du ruisseau. Dans ce cas, elles sont assez peu exploitées, parfois laissées en friche.

Le deuxième grand type de rotation se rencontre dans les exploitations où la production bovine est dominante. Il est constitué par des prairies temporaires à base le plus souvent de ray-grass anglais (rga), durant trois à cinq ans, exploitées par pâturage, suivies de maïs pendant une ou deux années, puis de céréales (blé, orge). Il existe de nombreuses variantes qui diffèrent par la durée de la prairie (de quatre à sept ans), la nature des espèces (ray-grass anglais, ray-grass d'Italie, ray-grass hybride, associations de ray-grass anglais et de trèfle blanc), le mode de conduite (pâturage seul ou pâturage et fauche), le niveau de fertilisation...

Il en résulte que le terme de « prairies » doit être pris comme un terme générique, représentant une surface occupée par de l'herbe et utilisée pour l'affouragement des animaux, recouvrant en réalité des pratiques très différentes, notamment du point de vue des apports azotés.

Fertilisation des cultures

La fertilisation des cultures est en général excédentaire, en relation avec les fortes quantités d'effluents d'élevage disponibles pour l'épandage et aussi du fait des pratiques d'épandage qui conduisent, pour des raisons technico-économiques, à concentrer les apports d'effluents sur les cultures de maïs au printemps et, dans une moindre mesure, sur les chaumes de céréales ou sur les prairies à l'automne alors que la fertilisation des céréales et des prairies est encore largement couverte par des engrais minéraux azotés achetés (74 t en 1994). Ces pratiques ont des conséquences défavorables sur l'environnement pour au moins deux raisons : d'une part, les quantités d'azote apportées sur les maïs sont très excédentaires par rapport aux besoins de la culture, malgré son bon niveau de rendement, ce qui se traduit par un reliquat azoté important dans les sols à l'automne, avant la reprise du drainage, alors que les rotations pratiquées limitent la mise en place d'une culture dérobée efficace (ci-dessus); d'autre part, les apports d'automne sont moins bien valorisés par les cultures que les apports de fin d'hiver ou de printemps. Par ailleurs, sous ce climat océanique, les températures douces de l'automne et de l'hiver autorisent le maintien d'une activité microbienne dans le sol et contribuent ainsi à augmenter l'azote minéral disponible pour la lixiviation alors que les prélèvements par les cultures sont faibles durant cette période.

Nous observons, ces dernières années, une évolution des pratiques de fertilisation vers une meilleure répartition des effluents d'élevage se traduisant notamment par une augmentation de l'utilisation sur les céréales en fin d'hiver et par la meilleure prise en compte de la valeur fertilisante des effluents dans la détermination des doses. Cependant, l'effet est encore trop limité pour être visible dans les sols et dans l'eau et peut être facilement annulé par une augmentation des élevages et de leurs rejets. Finalement, l'excédent azoté (différence entre les entrées d'azote et les sorties sur le bassin) est très élevé : de l'ordre de 175 t d'azote par an, soit environ 150 kg.ha⁻¹.

La fertilisation en phosphore, comme en potasse, est également excédentaire si l'on considère que la plupart des sols sont maintenant correctement pourvus en ces éléments.

Traitements phytosanitaires

Les pratiques de traitement phytosanitaires ont fait l'objet de plusieurs enquêtes successives auprès des producteurs (1991, 1994 et 1996) et ont concerné surtout la culture du maïs et les herbicides mais pas exclusivement. Plus de quatre-vingts matières actives ont été recensées sur le bassin versant.

En dehors des cultures légumières, peu représentées sur le bassin aujourd'hui, les céréales d'hiver (blé, orges) sont les cultures qui reçoivent le plus de traitements. La pratique courante pour ces cultures est de réaliser, en plus du traitement des semences, un ou deux traitements herbicides dont généralement un à base d'isoproturon, deux traitements

fongicides, zéro à deux traitements insecticides en végétation et souvent un régulateur de croissance. Le maïs reçoit, en plus du traitement des semences, un traitement insecticide au semis et un ou deux herbicides, incluant un apport d'atrazine.

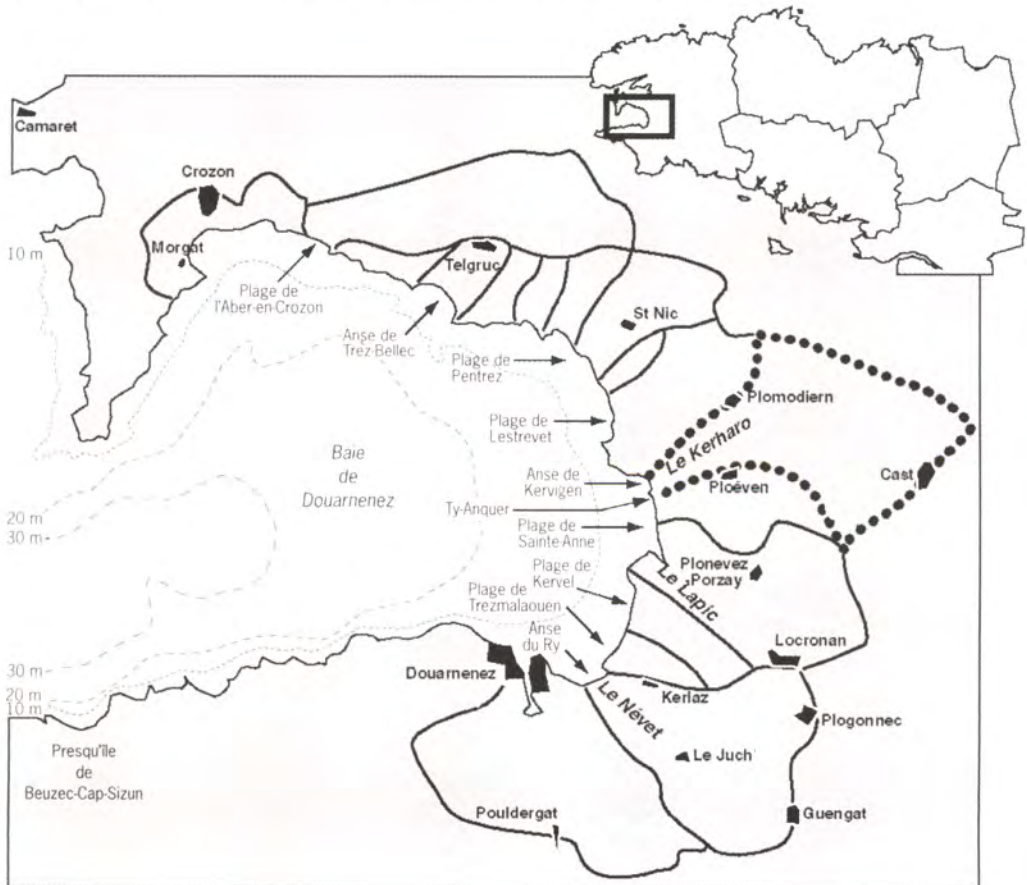
Les prairies ne sont pas traitées à l'exception de leur bordure souvent desherbée sous le fil des clôtures électriques. Cette pratique présente un risque de transfert important vers les fossés qui sont à proximité. Les herbicides utilisés dans ce cas peuvent être très divers et sont difficiles à recenser par enquête. Il peut en effet s'agir d'herbicides « totaux », de débroussaillants ou de mélanges, y compris parfois des restes de traitement d'autres cultures.

Bassin versant du Kerharo et baie de Douarnenez

Baie de Douarnenez

Elle est située à la pointe de Bretagne entre la presqu'île de Crozon et celle de Beuzec-Cap Sizun (fig. 4). Son ouverture, large de 8,7 km, est située à l'ouest. Sa superficie est de 252 km². Les sondes croissent régulièrement d'est en ouest pour atteindre un maximum de 35 m (C.M.) au niveau de son ouverture vers le large.

Figure 4
Baie de Douarnenez.



L'amplitude de la marée est de 5,80 m par coefficient de 95 et de 2,90 m par coefficient de 45. Les courants maximaux instantanés y sont de moins de 10 cm.s^{-1} dans le tiers est de la baie et de 30 cm.s^{-1} dans le tiers ouest (Obaton, 1996). Ils sont dirigés vers l'est au flot et vers l'ouest au jusant. Dans la partie nord, cependant, ils sont respectivement orientés nord-est et sud-ouest. Le courant résiduel est très faible puisque le temps de résidence de l'eau à l'intérieur d'un carré de 500 m de côté est supérieur à cinq jours. L'indice de stratification thermique de la colonne d'eau obtenu par calcul est élevé. L'examen des clichés infrarouges satellitaires indique d'ailleurs que les eaux de la baie se réchauffent précocement au printemps, particulièrement dans la moitié nord (Jégou, 1993). Les températures de surface évoluent généralement entre 9°C et 18°C . Dans les premières vagues, cependant, l'amplitude de variation est certainement plus importante.

Le bassin versant total, d'une superficie de 298 km^2 (Anonyme, 1995), délivre ses apports d'eau douce par l'intermédiaire de neuf cours d'eau de faible importance, tous situés sur le bord est de la baie. Leur débit spécifique de crue décennale est compris entre 100 et $150 \text{ l.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$ et celui d'étiage quinquennal entre 0,15 et $2,5 \text{ l.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$. Le débit moyen de l'ensemble est d'environ $4 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ par extrapolation à partir du Névet débouchant près de Douarnenez (Marchal, 1995). Les salinités observées dans la baie sont généralement comprises entre 34 et 35 ‰.

Le bassin versant est principalement occupé par une agriculture intensive. Les flux totaux d'azote apportés par les cours d'eau de mi-avril à mi-juillet 1997 (épisode très sec) ont décliné durant cette période de 1 155 à $170 \text{ kg N-NO}_3.\text{j}^{-1}$. En 1998 et pour la même période, cette fois très pluvieuse, ils sont passés de 4 420 à $456 \text{ kg N-NO}_3.\text{j}^{-1}$. Les effluents des villes de Douarnenez (17 000 hab.) et de Morgat (2 500 hab.) représentent un flux à peu près constant de 273 kg d'azote total par jour. En saison touristique, ce flux est évidemment plus élevé. Enfin, il est probable qu'épisodiquement des bouffées d'eaux légèrement enrichies en nutriments, provenant de la Loire et du Blavet ou du sud de la mer d'Irlande, pénètrent dans la baie (Lazure, comm. pers.).

Les fonds marins sont généralement meubles composés de sables fins (100 à $200 \mu\text{m}$) auxquels s'ajoutent des particules fines ($<63 \mu\text{m}$) en proportion croissante avec la profondeur. Une description détaillée de cet aspect est donnée par plusieurs auteurs (Chassé & Glémarec, 1976; Augris *et al.*, 1988; Bourgoïn *et al.*, 1991).

La macrofaune benthique est dominée par des mollusques bivalves et des échinodermes, ophiures, oursins et étoiles de mer (pour une description détaillée des peuplements, voir Chassé, 1972 et Guillou, 1980). La faible circulation résiduelle existant dans la baie favorise fortement les phénomènes d'eutrophisation. Des floraisons intenses de phytoplancton ont eu lieu à plusieurs reprises, dont certaines furent à l'origine de mortalités importantes de salmonidés en élevage près de Douarnenez en 1987 et 1995. C'est le site du réseau de surveillance de phy-

toplancton toxique (Réphy) qui est le plus fréquemment atteint en Bretagne (chaque année depuis 1984, année de création).

De plus et surtout, les plages du pourtour de la baie entre Douarnenez et la pointe de l'Aber-en-Crozon sont le siège de marées vertes importantes et récurrentes. Les biomasses instantanées estimées entre 1995 et 1998 se situent entre 120 et 3 390 t (fig. 5). Les ramassages cumulés par année concernent un cubage allant de quelques centaines à 14 000 m³ (fig. 6). Cette grande variabilité interannuelle a pu être également observée à très court terme, d'une basse mer à la suivante : une plage couverte d'ulves peut devenir totalement dégagée douze heures après et inversement, sans qu'il y ait un vent fort ou une agitation importante de la mer. Cette instabilité n'avait pas été rencontrée dans les baies de Saint-Brieuc et de Lannion étudiées précédemment (Ménesguen & Piriou, 1995 ; Dion *et al.*, 1996). La raison en est le caractère peu découpé et presque linéaire de la bordure est de la baie de Douarnenez à basse mer, qui piège peu les proliférations d'algues. De plus, les importantes biomasses d'ulves observées plus au large en 1998 entre 2 et 18 m de profondeur laissent envisager la possibilité d'échanges avec ce stock offshore.

Figure 5
Biomasses d'ulves
observées ponctuellement
en baie de Douarnenez
(en milliers de tonnes).

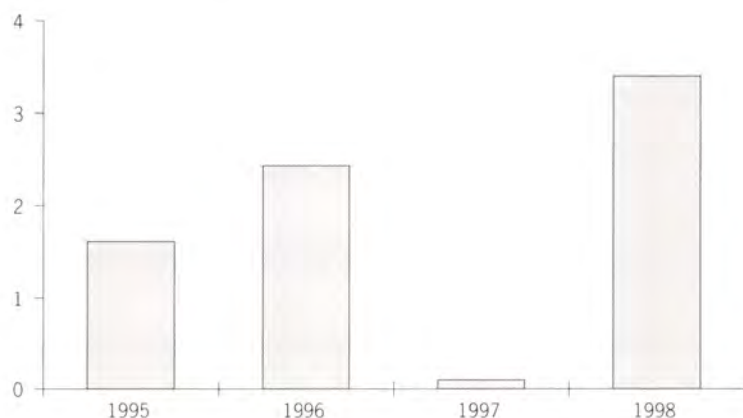
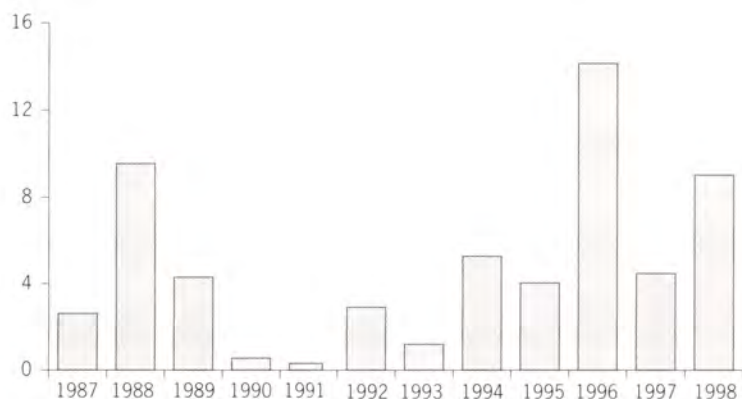


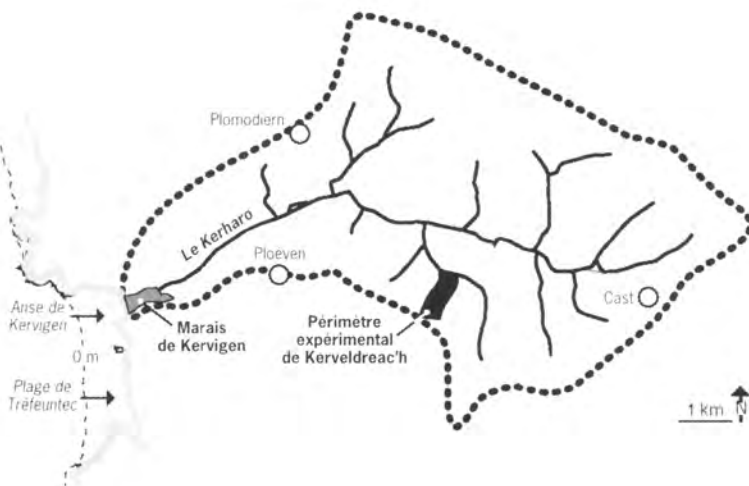
Figure 6
Cubages d'ulves ramassées
cumulés sur l'été
(en milliers de m³).



Bassin versant du Kerharo

Le bassin versant atelier du Kerharo est situé sur le bord centre-est de la baie de Douarnenez. Il y débouche sur la plage de Kervigen (fig. 7). De faible superficie (45 km^2), comme la plupart des autres bassins bordant la baie, il présente une orientation moyenne est-ouest. La quasi-totalité de la surface est partagée entre trois communes, Plomodiern, Ploéven et Cast, dont les bourgs sont situés sur la ligne des crêtes. Cette dernière présente une altitude d'environ 200 m dans sa partie nord et de 50 à 120 m au sud. La déclivité moyenne de l'ensemble du bassin est de 5 % (Bidois, 1995).

Figure 7
Bassin versant atelier
du ruisseau du Kerharo.



L'essentiel du sous-sol est constitué de schistes briovériens, avec cependant au nord une bande de grès et de schistes durs qui forment le relief. La majorité des sols est de profondeur moyenne (de 40 à 80 cm) et riche en matière organique. Des sols moins profonds et plus pentus (de 8 à 12 %) existent au nord, et de plus profonds au sud et à l'ouest; 23 % des sols du bassin sont de type hydromorphe.

La population du bassin est estimée à 2 500 habitants (Cuillandre, 1998). L'activité agricole est largement dominante sur le bassin. La surface agricole utile (SAU) est estimée à 3 426 ha, soit 76 % de la surface. L'agriculture est à base de bovins-lait et de porcs. Le remembrement a été effectué dans les années soixante. Environ 80 exploitations sont présentes aujourd'hui sur le bassin. Les statistiques agricoles de l'Adasea du Finistère concernant les trois communes signalent que les exploitations sont en majorité individuelles et possèdent une SAU de 40 à 45 ha (50 à 60 ha pour celles qui sont en société). Le bassin versant du Kerharo appartient au canton de Châteaulin qui est classé en zone d'excédent structurel, c'est-à-dire produisant par les déjections de ses élevages plus de 170 kg d'azote organique par hectare de SAU épandable et par an. Les communes de Plomodiern, Ploéven et Cast présenteraient des charges bien supérieures, comprises entre 240 et 270 kg d'azote organique par hectare de SAU épandable et par an (Bidois, 1995).

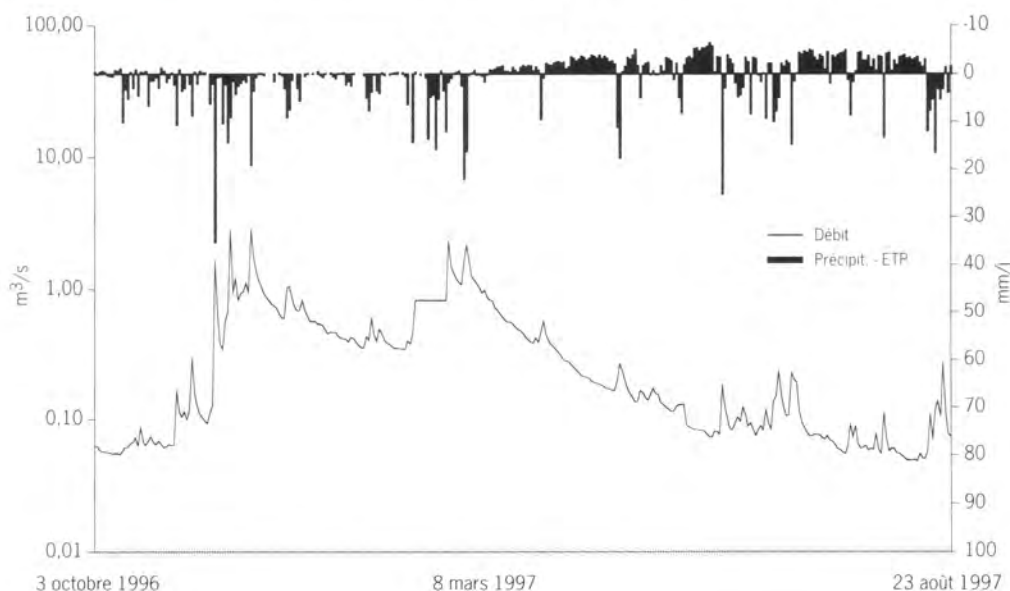
Le climat local est océanique. La pluviométrie annuelle est d'environ 1 000 mm, dont 600 pendant la période hivernale (Bidois, 1995). La lame d'eau drainante est de 560 mm de septembre à fin avril. La période habituelle de déficit hydrique s'étend de mai à mi-août et sa hauteur cumulée est de 100 mm environ. La clémence des températures minimales permet aux réactions biochimiques des sols de se poursuivre en hiver (minéralisation de la matière organique, dénitrification, réorganisation). L'évapotranspiration potentielle culmine à près de 100 mm/mois en juin et juillet.

Ruisseau de Kerharo

Le cours principal du Kerharo est long de 12 km. Conjointement avec ses affluents, l'ensemble présente un linéaire de contact avec les zones hydromorphes de 49 km en saison estivale, passant à 125 km en saison humide (Bidois, 1995).

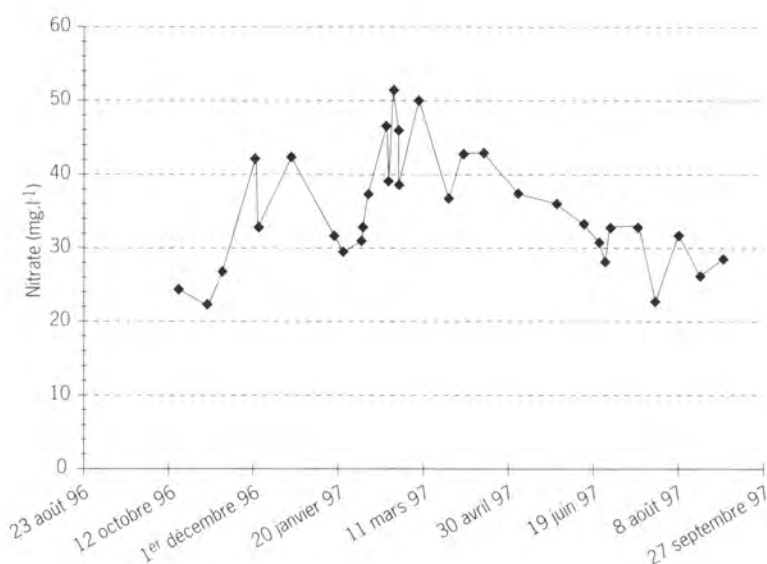
Durant la saison hydrologique 1996-1997, le débit moyen enregistré à Saint-Nicodème (à 1,2 km de l'exutoire) a été de 362 l. s^{-1} , soit un débit spécifique de $8 \text{ l. s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ (d'après les données Inra). La nature schisteuse de la plus grande partie du sous-sol génère une irrégularité saisonnière notable des débits. Moyennés sur dix jours, les débits sont d'environ 60 l. s^{-1} en étiage et $1\,300 \text{ l. s}^{-1}$ en crue (fig. 8).

Figure 8
Précipitations - évapotranspiration potentielle ETP (= pluies efficaces) et débit à proximité de l'exutoire du Kerharo (échelle logarithmique), d'octobre 1996 à août 1997. La période de déficit hydrique a commencé vers le 8 mars.



Les concentrations de nitrate varient entre 20 mg.l^{-1} en étiage et 50 mg.l^{-1} en fin d'hiver (fig. 9). Sur les quatre années de suivi printanier, les flux arrivant au centre-est de la baie montrent leur décroissance habituelle au cours du printemps-été et leur irrégularité interannuelle. Avec le Névet et le Lopic, le Kerharo constitue le trio de ruisseaux de la zone dont les flux azotés sont les plus importants et à peu près équivalents.

Figure 9
Concentrations du ruisseau
du Kerharo en nitrate
(mg.l⁻¹) d'octobre 1996
à septembre 1997
(d'après données Inra).



Le marais de Kervigen

Le marais de Kervigen est situé sur le bas cours du Kerharo, juste en arrière du cordon dunaire qui le sépare de la plage. Sa superficie est de 23 ha. Il est classé en zone ND dans les plans d'occupation des sols de Plomodiern et Ploéven. La plus grande partie de la surface est recouverte d'une roselière dense; une fraction située à l'est porte des saules et des prairies humides (Cuillandre, 1998). L'ensemble repose sur une ancienne tourbière. Auparavant, le Kerharo passait dans le marais. Mais, en 1960, un essai d'assèchement et de mise en valeur agricole de ces bas-champs conduisit à dériver et canaliser le Kerharo près du bord sud du marais, et à bâtir un aqueduc pour assurer son débouché en mer et empêcher les remontées d'eau marine. L'humidité persistante des terrains fit échouer cette entreprise.

Récemment, pour abattre les flux azotés arrivant à la mer, des essais de rétablissement temporaire et partiel du cours d'eau dans le marais ont été tentés à plusieurs reprises avec succès (Piriou *et al.*, dans cet ouvrage). Le conseil général du Finistère s'est porté acquéreur du marais et de terrains voisins pour réhabiliter le site et pérenniser sa fonction printanière et estivale de dénitrification, dans le but de juguler les marées vertes des plages voisines.

Le site expérimental de Kerveldreac'h

Plusieurs études et expérimentations ont été effectuées sur les terrains d'une exploitation agricole du bassin versant (fig. 7). Sur le flanc sud de celui-ci, à Kerveldreac'h, ont ainsi été menés des travaux concernant la dénitrification de surface par aménagement de zone humide (Bidois *et al.*, dans cet ouvrage) et le fonctionnement hydrogéologique local, en particulier la dénitrification profonde et sa composante bactérienne

(Faillat *et al.*, dans cet ouvrage). La roche sous-jacente est un schiste briovérien fissuré, situé à 10 à 15 m de profondeur, sous le sol et les altérites. La pente des terrains est orientée au nord. Ils forment une bande à peu près rectangulaire (environ 850 m x 350 m), de grand axe parallèle à la pente. Celle-ci est de 4 à 5 % en moyenne. La majorité des parcelles est drainée. Y sont cultivés du maïs, des céréales, des légumineuses et des prairies. L'exploitant pratique l'élevage de bovins et de porcs.

Références bibliographiques

- Anonyme, 1995. Atlas hydrologique de la Bretagne (1/500 000). Publié par l'agence de l'Eau Loire-Bretagne, Diren Bretagne, Saunier Eau et Environnement.
- Augris C., Houlgatte E., Rolet J., 1988. Carte des sédiments superficiels et carte géologique de la baie de Douarnenez - partie septentrionale (1/15 000). Ifremer.
- Bidois J., 1995. Bassin versant du Kerharo (Finistère). Rapport intermédiaire Inra n° 2 au programme « Bassins versants », 58 p.
- Bourgouin, Guillou M., Glémarec M., 1991. Environmental instability and demographic variability in *Acrocnida brachiata* (Echinodermata : Ophiuroidea) in Douarnenez Bay (Brittany: France). P.S.Z.I.: Mar. Ecol., 12 (2), 89-104.
- Cann C., 1996. Variations des teneurs en azote de quelques cours d'eau bretons. In: Hydrologie dans les pays celtiques, Les colloques, 8-11 juillet 1996, Rennes (France). Inra éditions. Éditeurs : Mérot P., Jigorel A.
- Cann C., 1997. Étude du transfert des triazines des sols vers les eaux superficielles en vue de sa modélisation. Exemple du bassin versant du Coët-Dan. Étude réalisée par le Cemagref avec le concours financier du ministère de l'Agriculture et de l'agence de l'Eau Loire-Bretagne, septembre 1997.
- Cann C., Villebonnet C., 1993. Suivi de la qualité de l'eau. Étude menée sur le bassin versant expérimental du Coët-Dan (Morbihan). Cemagref - groupement de Rennes, janvier 1997.
- Chassé C., 1972. Économie sédimentaire et biologique des estrans meubles des côtes de Bretagne. Thèse d'État, université Paris VI, 293 p.
- Chassé C., Glémarec M., 1976. Atlas des fonds meubles du plateau continental du golfe de Gascogne. 6 cartes biosédimentaires.
- Chevry C., 1998. Agriculture intensive et qualité des eaux. Inra éditions, Science Update, 297 p.
- Comlan P., 1996. Enrichissement en phosphore des sols d'un bassin versant. Ingénieries - EAT, 7, 13-20. Cemagref éditions, septembre 1996.

- Cuillandre J.-P., 1998. Étude relative à l'actualisation des connaissances sur le marais de Kervigen (Plomodiern-Ploéven). Rapport au conseil général du Finistère, 46 p.
- Curmi P., Bidois J., Bourrié G., Cheverry C., Durand P. *et al.*, 1997. Rôle du sol sur la circulation et la qualité des eaux au sein de paysages présentant un domaine hydromorphe. Incidences sur la teneur en nitrate des eaux superficielles d'un bassin versant armoricain. Étude et gestion des sols, vol. 4, n° 2, Association française pour l'étude du sol (Afes), 1997.
- Dion P., Le Bozec S., Golven P., 1996. Factors controlling the green tides in the bay of Lannion (France). *In: Second EUMAC Workshop*. Rijstebil J.W., Kamermans P., Nienhuis P.H. (eds.), 121-137.
- Gascuel-Odoux C., Cros-Cayot S., Clément M., Curmi P., Gasnier F. *et al.*, 1995. Le ruissellement et les transferts de surface. Actes du colloque « Qualité des eaux et produits phytosanitaires : du diagnostic à l'action. Bilan de 5 années d'étude et propositions de la Corpep en Bretagne ». Bretagne Eau Pure (éd.), Rennes.
- Goenadi S., 1986. Étude hydrologique du bassin versant de Naizin avant et après remembrement. Mémoire de DAA « Hydraulique et climatologie agricole », 1985-1986. Cemagref Rennes - Ensar (chaire de génie rural).
- Guillou J., 1980. Les peuplements de sables fins du littoral Nord-Gascogne. Thèse de 3^e cycle, univ. de Bretagne occidentale, 203 p.
- Jégou A.-M., 1993. Cartographie de la température de surface de la mer sur les côtes bretonnes. Ifremer/Del/93-12, 41 p.
- Marchal P., 1995. Schéma d'aménagement et de gestion de la rivière du Névet. Première étape. Rapport à la ville de Douarnenez, 26 p.
- Ménesguen A., Piriou J.-Y., 1995. Nitrogen loadings and macroalgal (*Ulva* sp.) mass accumulation in Brittany (France). *Ophelia*, 42, 227-237.
- Obaton D., 1996. Caractéristiques hydrodynamiques du littoral sud Bretagne. Rapport Ifremer/Del/96-05, 23 p.
- Turpin N., 1996. Trajectoires des exploitations bovines sur le bassin versant de Naizin entre 1991 et 1994. Contrat de plan État-Région Bretagne. Programme « Bassins versants et transmission des pollutions au littoral » 1994-1998. Rapport d'étape 1995. Flux de nutriments dans le bassin versant représentatif expérimental (BVRE) du Coët-Dan. Volet pratiques agricoles.
- Walter C., Curmi P., 1998. Les sols du bassin versant du Coët-Dan : organisation, variabilité spatiale et cartographie. *In: Agriculture intensive et qualité des eaux*. Inra éditions. Cheverry C. (ed).

Transfert et flux de nutriments - Importance des transports de surface et de faible profondeur

Charles Cann⁽¹⁾, Paul Bordenave⁽²⁾, Patricia Saint-Cast⁽²⁾,
Jean-Claude Benoist⁽²⁾

(1) Engref, complexe universitaire des Cèzeaux, 24 avenue des Landais,
BP 90054, 63171 Aubière

(2) Cemagref, 17 avenue de Cucillé, 35044 Rennes Cedex

Introduction

Problématique

Le développement excessif d'algues qui s'observe sur le littoral ou au large nuit considérablement à la Bretagne. Ces algues consomment des nutriments pour croître et se reproduire, notamment de l'azote et du phosphore. Il faut donc une grande abondance de ces nutriments pour qu'elles prolifèrent ainsi. Le milieu marin en contient habituellement peu; ce sont essentiellement les rejets du milieu continental vers la mer qui approvisionnent le développement des algues. Si parfois les nutriments arrivent par voie aérienne (rapport mer du Nord), en Manche et dans l'océan Atlantique, ces apports sont mineurs. Ce sont surtout les cours d'eau côtiers qui déversent en mer les nutriments qui alimentent l'eutrophisation.

Méthode et sites de recherche

C'est pourquoi il a été décidé d'étudier le transfert des nutriments vers les cours d'eau. L'unité géographique d'étude devient alors logiquement le bassin versant. Pour pouvoir connaître assez précisément l'ensemble des activités susceptibles d'apporter des nutriments et des facteurs qui peuvent influencer sur leur transfert, il faut limiter l'aire de ce bassin versant.

Le bassin versant du Coët-Dan constitue depuis longtemps un site privilégié pour mener de telles recherches. L'agriculture très intensive exerce en effet une pression polluante forte sur les eaux de ce bassin (Cann & Villebonnet, 1993). L'agriculture s'est en effet développée sur ce bassin à une vitesse encore supérieure à celle de la moyenne bretonne. Son impact y est donc accentué et peut y être observé plus facilement.

L'ancienneté exceptionnelle des chroniques d'observation météorologique et hydrologique permet de situer les mesures dans le contexte général ou par rapport à une situation comparable de manière statistique. C'est indispensable pour ce type de recherche où l'on ne maîtrise pas certains facteurs d'expérimentation comme les conditions météorologiques.

Le Cemagref a équipé et étudie ce bassin versant du Coët-Dan depuis

1971. Il a ainsi pu observer et commencer à quantifier les variations des transferts vers l'eau des polluants en fonction des voies de migration qu'ils utilisent, des sols et des exploitations et des facteurs qui influencent ces transferts. Les méthodes et matériels de suivi et d'études mis au point sur ce bassin sont maintenant utilisables sur d'autres bassins pour ajuster et vérifier l'efficacité des moyens de lutte contre la pollution qui sont préconisés.

La distance entre ce bassin et la côte ne constitue pas un handicap car le transfert d'eau dans le cours d'eau, à partir de son exutoire jusqu'à la mer, se passe en quelques jours au plus avec seulement quelques modifications de composition résultant d'un nombre limité de réactions alors que les transferts vers le ruisseau sur le bassin versant passent par des voies diverses, sur des durées qui s'étalent de quelques heures à plus d'une année, avec beaucoup d'interactions de multiples phénomènes.

Les résultats obtenus à l'aide des données de ce bassin ont ensuite été validés en utilisant des informations collectées sur d'autres bassins : le bassin du Yar, ruisseau côtier de la partie est des Côtes-d'Armor, le bassin du Kerouallon, un affluent de la rive gauche de l'Élorn, le bassin du Kerharo, ruisseau côtier se jetant au fond de la baie de Douarnenez.

Les études ont porté sur l'azote et le phosphore, nutriments étudiés depuis plusieurs années sur le bassin du Coët-Dan. L'étude d'autres éléments tels que la silice pourrait s'avérer intéressante à l'avenir pour envisager de lutter contre le déséquilibre de nutriments qui favorise le développement de certaines algues, mais nous ne disposons pas des mêmes facilités pour aborder cette étude dans le contexte de ce contrat de Plan.

Contexte

Le développement particulièrement rapide de l'agriculture en Bretagne depuis 1960 s'est accompagné de l'utilisation d'aliments importés qui a permis un accroissement énorme du cheptel. Elle est ainsi devenue la principale région agricole française. Sur 5 % du territoire national, elle produit plus de 13 % de la valeur de la production agricole nationale, dont 22,5 % de la production animale française.

Pour réaliser cette intensification de la production, les agriculteurs ont modifié les structures de leurs exploitations et leurs pratiques. Ils ont remembré, défriché, drainé, fertilisé, introduit de nouvelles cultures, amélioré la génétique de leurs troupeaux, construit des bâtiments. Ces modifications induisent presque toutes des risques de pollution pour le milieu naturel, soit qu'elles comportent l'utilisation d'un produit potentiellement polluant, soit qu'elles favorisent le départ des produits utilisés vers le milieu.

Les déjections animales sont riches en azote et en phosphore. Ces deux nutriments sont épandus en excès comme fertilisants des cultures tant sous la forme organique de déjections animales que sous forme d'engrais minéraux. Les excédents alimentent l'eutrophisation des eaux continentales et marines.

Pour lutter contre la pollution des eaux par les résidus de l'activité agricole, il importe tout d'abord de bien les connaître, les quantifier, observer leurs variations, étudier l'influence des divers facteurs sur les transferts de chaque élément, comprendre les mécanismes qui les régissent. Les divers polluants migrent des sols et des exploitations vers l'eau selon des voies différentes selon leurs propriétés physico-chimiques, selon la façon dont ils sont utilisés et selon les conditions du milieu telles que la pluviosité, la température, l'humidité du sol. Il en résulte des variations importantes dans les concentrations de ces polluants dans l'eau du ruisseau. L'azote et le phosphore ont ainsi des comportements totalement opposés.

Étude du transfert du phosphore

Importance du phosphore d'origine agricole

Le phosphore contenu dans les lessives a souvent été considéré comme le principal responsable de l'excès de phosphore dans l'eau qui permet la prolifération des végétaux aquatiques. Cela masque souvent les origines très diverses du phosphore et donc le partage des responsabilités dans cet apport. Les rejets domestiques en constituent souvent la part principale mais, en Bretagne, l'intensité particulière de l'activité agricole et son orientation vers la production animale favorisent des rejets plus abondants. Ces rejets varient énormément selon les années, en fonction de la pluviosité surtout. Dans cette région, ils deviennent même prépondérants dans les années très pluvieuses.

Ces proportions évoluent assez rapidement. Achat de lessives sans phosphate par une partie de la population, diminution de la teneur en phosphate dans les autres lessives, recyclage des eaux dans les blanchisseries, apparition de la déphosphatation dans les stations d'épuration, modification de techniques de production pour réduire leurs rejets de phosphore de quelques industries font diminuer les rejets.

Les techniques d'épuration sont adaptées à des rejets ponctuels et font diminuer ces rejets. Les rejets agricoles, essentiellement diffus, ne peuvent guère en bénéficier et leur proportion dans la totalité des apports croît donc au fur et à mesure que les autres rejets diminuent.

Évolution de l'usage agricole du phosphore

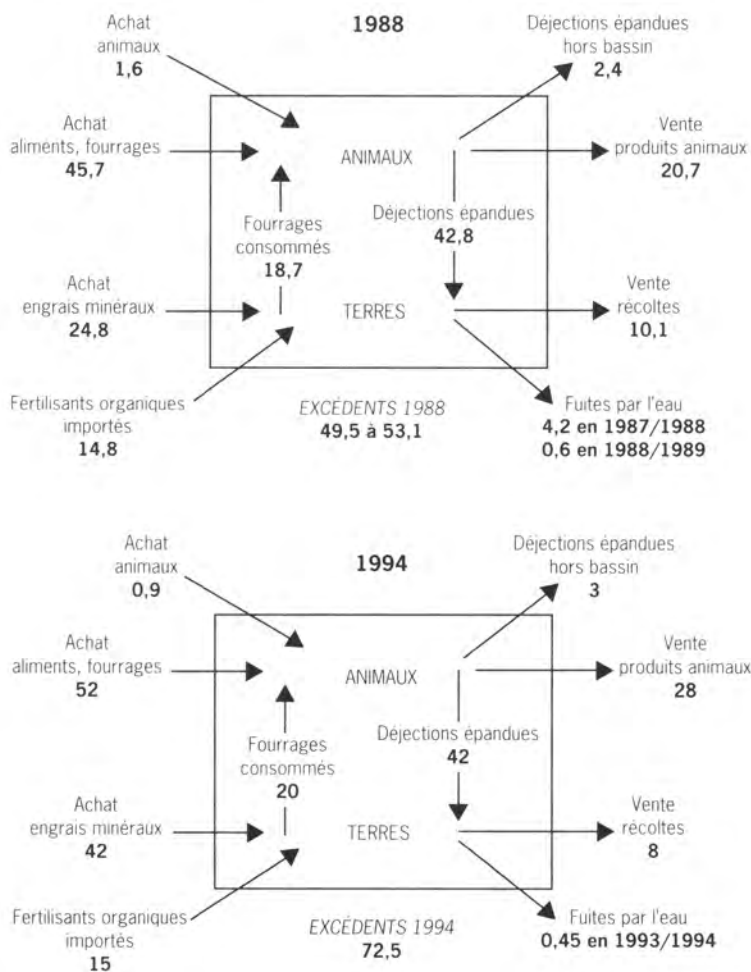
La consommation d'engrais minéraux phosphatés a diminué en France de 35 kg/ha de phosphore en moyenne en 1980 à 18 kg/ha en 1992. Elle est stable depuis 1992.

C'est en Bretagne qu'elle a baissé le plus : de 35 kg/ha de phosphore en 1980 à 15 kg/ha en 1992 et 14 kg/ha en 1997. La baisse de consommation est forte dans les autres régions d'élevage alors qu'elle est moindre dans le sud de la France. En Bretagne, l'accroissement d'importations d'aliments du bétail a fait augmenter l'entrée de phosphore dans la région plus vite que la diminution de fertilisation minérale ne l'a fait décroître. La même tendance s'observe aux Pays-Bas, au Danemark, en Italie du Nord et dans les pays ou régions de forte densité d'élevage.

À partir des résultats des enquêtes réalisées sur le Coët-Dan, des bilans des transferts de nutriments ont été réalisés à l'échelle de chaque parcelle lorsque la précision des réponses était suffisante, à l'échelle des exploitations et à l'échelle du bassin entier (Cann, 1990a; Jonvel, 1992; Chaumette, 1995). Les bilans globaux à l'échelle du bassin ont été extrapolés à partir de leurs données. Les flux de phosphore dans l'activité agricole du bassin peuvent être schématisés (fig. 1).

Ces bilans montrent que le phosphore est utilisé en excès. Les apports de phosphore se font surtout sous forme d'aliment du bétail. Les importations sous cette forme ont crû avec l'augmentation du cheptel. Le rendement de valorisation du phosphore par l'activité agricole est très faible. Il en résulte un énorme excédent de phosphore sur le bassin. La pression polluante exercée sur le bassin par l'excès de phosphore augmente.

Figure 1
Diagramme des flux de phosphore dans l'activité agricole du bassin du Coët-Dan en 1988 et 1994 (en t/an).



Les flux de phosphore mesurés dans le ruisseau, à l'exutoire du bassin sont dérisoires comparés à ces excédents. Pour le phosphore, il n'y a pas de mécanisme de fuite par voie gazeuse. L'essentiel de l'excédent reste donc stocké dans le sol du bassin qui s'enrichit en phosphore au fil des années (Cann, 1990a, 1995; Jégo, 1993; Vertes, 1995).

Évolution du phosphore dans les sols

Le phosphore, facilement adsorbable, reste fixé dans les couches superficielles du sol et n'est lixivité que dans des sols particuliers comme les sables grossiers. Les teneurs des sols en phosphore en surface sont ainsi passées de 200 ppm vers 1950 à 2000 ppm aujourd'hui à Naizin. Les formes liées au fer et à l'aluminium prédominent largement (Jégo, 1993). Elles peuvent se solubiliser facilement sous l'effet de l'agitation de l'eau ou de modifications du potentiel redox.

Les transferts de phosphore au ruisseau se font essentiellement lors des crues, lorsque le ruissellement apporte des particules sur lesquelles est adsorbé du phosphore (Cann, 1990b; Golterman, 1973; Dorioz *et al.*, 1989). La charge en phosphore du sol constitue donc un facteur de risque croissant de transfert du phosphore. Les réserves accumulées dans les sols et les sédiments depuis plusieurs décennies de surfertilisation constituent une menace pour longtemps.

Variations des concentrations en phosphore dans l'eau

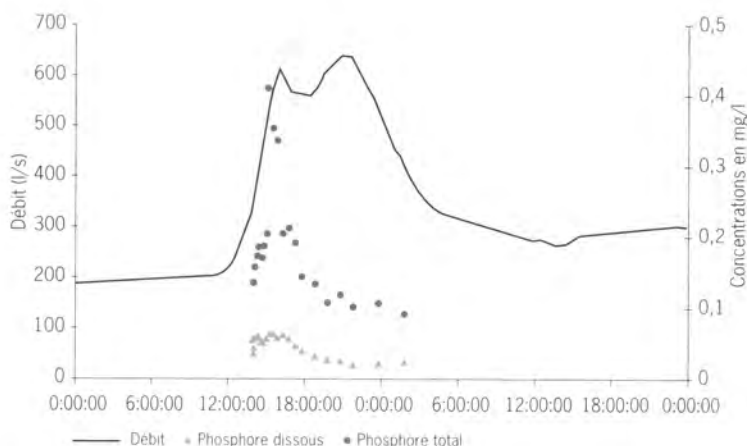
Le phosphore est présent dans l'eau des ruisseaux sous diverses formes : phosphore soluble réactif souvent assimilé à l'orthophosphate, polyphosphates, phosphore organique, phosphore lié aux oxydes de fer ou d'aluminium, phosphore apatitique. La spéciation en est assez difficile. Les suivis réalisés de façon courante et à grande fréquence ne portent que sur le phosphore soluble réactif et sur le phosphore total.

• Variations en crue

Les concentrations en phosphore sont généralement très faibles dans l'eau des ruisseaux sauf cas de pollutions par une agglomération ou un rejet industriel. L'érosion de la roche ou la décomposition de la matière organique sauvage ne produisent en effet que des quantités insignifiantes de phosphore dans l'eau. Sur les bassins où l'activité est essentiellement agricole, les concentrations restent généralement inférieures à 0,1 mg/l en dehors des crues. Ce phosphore se présente essentiellement sous forme de phosphore soluble réactif. Les concentrations en phosphore dans l'eau des ruisseaux varient surtout lors des crues.

Le prélèvement de nombreux échantillons au cours d'une crue permet d'observer les variations de concentration en liaison avec les variations de débit. Pour obtenir un continuum dans les variations de concentration, il s'avère nécessaire d'analyser des échantillons prélevés à des pas de temps très courts. Sur tous les bassins étudiés, les mêmes allures de variation ont été observées (fig. 2).

Figure 2
Exemple de variation
des concentrations
en phosphore dans l'eau
pendant une crue : la crue
des 25-26 mai 1998
sur le Coët-Dan.



Au début des crues, lorsque le débit augmente, les concentrations en phosphore total croissent très rapidement. Le phosphore soluble réactif augmente très nettement mais dans de moindres proportions et de manière moins rapide que le phosphore total. C'est donc sous une autre forme qu'arrive l'essentiel du phosphore en crue, spécialement en début de crue. L'augmentation de concentration en phosphore total accompagne l'augmentation brutale et brève de la teneur des eaux en matières en suspension (MES).

Le maximum de concentration s'observe souvent avant que le débit maximum soit atteint. La concentration en phosphore change ainsi d'ordre de grandeur. Elle a atteint plus de 8 mg/l lors d'une crue et dépasse 1 mg/l à chaque crue notable sur le Coët-Dan, le Kerouallon et presque toujours dans le Kerharo. La concentration est couramment multipliée par 20 en moins d'une demi-heure. Ce type de variation s'observe systématiquement lors des crues (Cann, 1990b).

La spéciation du phosphore réalisée sur des échantillons de MES recueillis durant quelques crues et la bonne corrélation entre le phosphore total et les MES montrent que le phosphore transite dans le ruisseau surtout sous forme particulière durant ces crues. Ce phosphore provient de l'érosion des sols enrichis en phosphore par les fertilisations excessives et de la remise en suspension des sédiments déposés dans le lit du ruisseau par l'agitation de l'eau durant les crues. Le rinçage des déjections déposées sur des surfaces imperméabilisées par les eaux de pluie contribue aussi à ces flux de phosphore. Le phosphore soluble réactif devient alors très minoritaire durant les crues.

Le suivi d'autres bassins (Ruiné, lac des Sapins) extérieurs à la Bretagne a montré que ce phénomène s'observe sur les bassins où la surfertilisation a conduit à un enrichissement des sols (Cann, 1995).

• Relation avec les matières en suspension

La teneur en phosphore des MES ne varie cependant pas beaucoup au cours d'une crue. Les variations très brutales de concentration en phos-

phore dépend surtout de la charge solide du ruisseau qui est apportée par les eaux de ruissellement.

Cependant, l'amplitude de la crue ou le débit maximal atteint sont mal corrélés avec l'augmentation de la concentration en phosphore. En particulier, lorsque plusieurs crues se succèdent rapidement, l'augmentation de concentration en phosphore est moins forte dans les crues suivantes que dans la première (Cann, 1990a). L'étude des crues montre qu'une assez bonne corrélation peut être trouvée entre l'augmentation de concentration en phosphore total et le temps écoulé depuis les dernières crues d'importance égale ou supérieure (Trouslard, 1993; François, 1994). Il existe donc une quantité de phosphore particulaire disponible pour l'érosion ou la remise en suspension dans l'eau lors des crues qui se renouvelle progressivement dans l'intervalle de temps entre deux crues.

L'optimisation des régressions entre teneur en MES des eaux et concentration en phosphore total conduit sur chaque bassin à une formule identique du type :

$$[P_{\text{total}}] = A. [\text{matières minérales}]^{0,67} + B. [\text{matières organiques}] - \Sigma f(\text{délai et crues précédentes}).$$

Dans cette équation, le premier terme joue généralement le rôle prépondérant et le coefficient A caractérise la charge en phosphore des sols érodables du bassin considéré. Le coefficient B traduit plutôt la sensibilité des équipements du bassin au transfert direct. Ce type d'équation s'est bien adapté à tous les bassins testés.

• Variations saisonnières

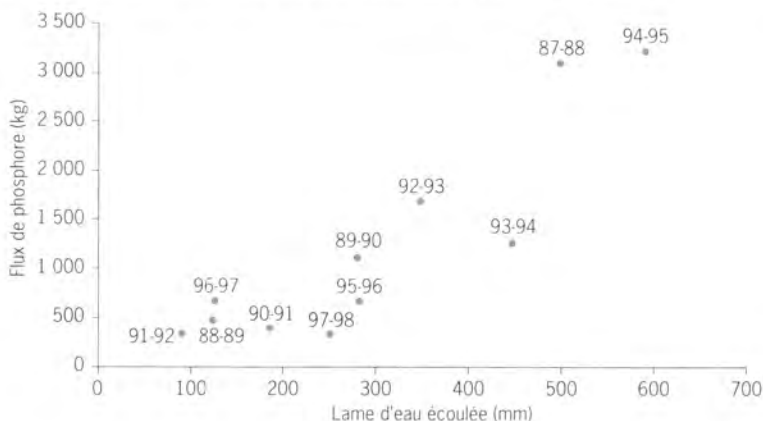
L'énorme amplitude des variations de concentration en phosphore lors des crues rend difficile l'étude des variations saisonnières. Un modèle de variation des concentrations en crue a été établi statistiquement par régression multiple. Les écarts entre les concentrations réelles mesurées et les concentrations simulées par ce modèle présentent une variation saisonnière d'amplitude très faible, légèrement au-dessous du seuil de signification statistique. Les pluies et, par conséquent, les crues sont plus fréquentes et donc plus rapprochées en hiver qu'en été. L'impact du besoin de renouvellement du stock de phosphore disponible pour le transfert entre deux crues suffit à produire statistiquement une telle variation saisonnière des concentrations en phosphore. L'effet des saisons sur le transfert de phosphore est donc essentiellement lié à la pluviosité; si d'autres effets existent, ils sont marginaux (François, 1994).

• Variations interannuelles

Les flux de phosphore transportés chaque année par le Coët-Dan à l'exutoire du bassin ont été calculés. Ils varient entre 300 kg et plus de 3 000 kg de phosphore total par an. L'augmentation de la teneur des sols en phosphore et le mécanisme d'alimentation des flux de phosphore à partir de l'érosion des sols devraient aboutir à une augmentation de ce flux au fil des ans. En fait, les variations de flux sont surtout liées

aux variations de pluviosité entre les années. Lors des années les plus pluvieuses, il y a plus de crues ou des crues plus importantes qui transportent de plus grandes quantités de phosphore. On peut donc relier facilement le flux de phosphore à la pluviosité de l'année ou à l'écoulement qui en résulte comme illustré pour les huit dernières années (fig. 3). Le départ de phosphore des sols est trop lié à ce phénomène déclenchant pour que l'on puisse distinguer l'effet de la charge en phosphore des sols sur les flux. Cet effet ne sera observable qu'à long terme.

Figure 3
Flux annuels de phosphore
à l'exutoire du Coët-Dan
en fonction de l'écoulement.



Les flux annuels en phosphore soluble réactif varient moins que les flux en phosphore total. Ce résultat est cohérent avec les observations de variations de concentration en crue puisque la concentration en phosphore soluble réactif augmente bien moins que celle de phosphore total au cours de chaque crue.

De manière générale, le mécanisme de départ du phosphore du bassin versant vers l'eau, essentiellement lié au ruissellement qui s'accompagne d'érosion et de rinçage des surfaces imperméabilisées, conditionne donc les variations de concentration et de flux de phosphore dans le ruisseau à toutes les échelles de temps.

Étude du transfert de l'azote

Importance de l'azote d'origine agricole

La contribution de l'agriculture à la pollution des eaux est beaucoup plus forte pour l'azote que pour le phosphore. Les apports d'origine industrielle ou domestique représentent moins du quart du flux total. De plus, comme pour le phosphore, les stations d'épuration peuvent constituer une solution adaptée à la réduction de ces apports alors que le caractère diffus des rejets agricoles ne permet pas le recours à ces techniques.

Les mécanismes de dénitrification, autotrophes et hétérotrophes, diminuent cependant les rejets d'azote vers les eaux en détournant vers l'atmosphère une partie de l'excédent produit par l'activité agricole. Pour

le moment, ces processus naturels sont actifs mais insuffisants pour ramener les rejets d'azote au niveau souhaitable.

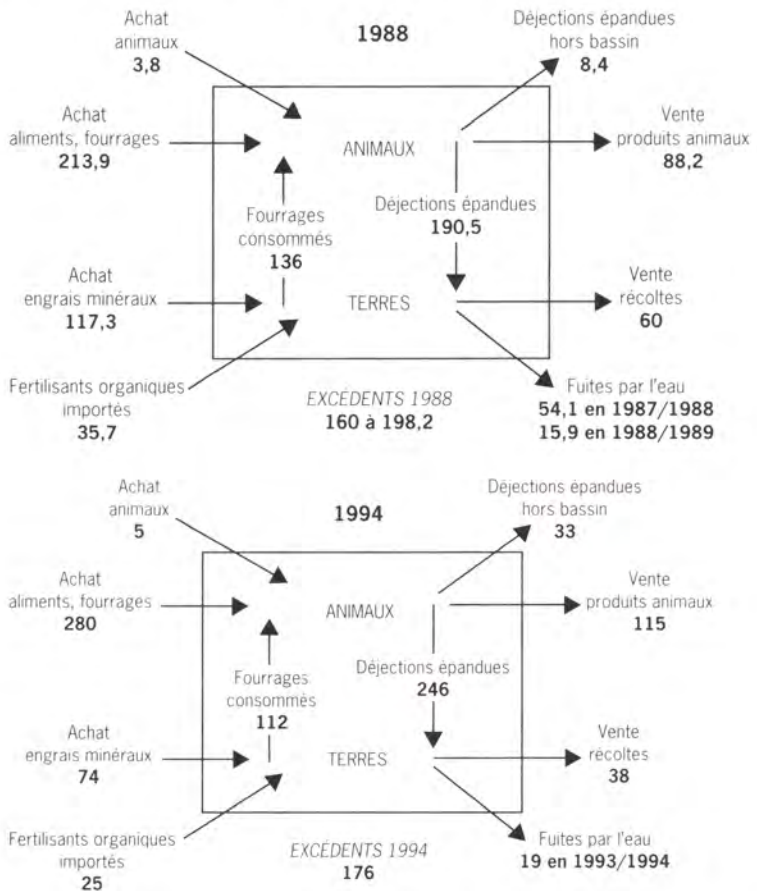
Évolution de l'usage agricole de l'azote

La consommation annuelle française d'engrais minéraux azotés a augmenté de 53 kg/ha d'azote en 1974 à 95 kg/ha en 1990, puis varié entre 83 et 95 kg/ha. Le prix des engrais minéraux a beaucoup baissé de 1980 à ce jour, ce qui réduit encore la motivation économique des agriculteurs pour tenter de réduire leur consommation.

En Bretagne, la consommation d'engrais minéraux a moins augmenté. Elle a même diminué ces dernières années. L'importation d'azote dans la région sous forme d'aliment du bétail a cependant crû de manière plus rapide que la consommation d'engrais minéraux a diminué.

Les bilans réalisés dans les mêmes conditions que pour le phosphore sur le bassin du Coët-Dan montrent que l'azote aussi est utilisé en excès (fig. 4). Le taux de valorisation de l'azote, y compris avec le recyclage par l'épandage des fumiers et lisiers sur les sols du bassin, n'est que de 40 % et, les surfaces étant presque toutes utilisées, les possibilités de recyclage maximales sont quasiment atteintes.

Figure 4
Diagramme des flux d'azote dans l'activité agricole du bassin du Coët-Dan en 1988 et 1994 (en t/an).



L'aliment du bétail importé, principale entrée d'azote sur le bassin, augmente logiquement avec l'accroissement du cheptel. Les agriculteurs ont réduit la fertilisation minérale mais cette réduction est très inférieure à l'augmentation d'entrée d'azote par les aliments du bétail importés. L'excédent d'azote dans l'activité agricole s'est donc accru comme dans la région globalement puis s'est stabilisé au cours des dernières années.

Évolution de l'azote dans les sols

Les sols agricoles contiennent beaucoup d'azote, surtout sous forme organique fortement liée au complexe argilo-humique et peu mobile. Les formes minérales, ammoniacales et nitriques surtout sont, par contre, très mobiles. L'azote apporté en fertilisation annuelle ne représente qu'une petite quantité par rapport à la réserve du sol. Les réactions de minéralisation et de réorganisation font varier constamment la réserve d'azote minéral susceptible d'être lessivée. De plus, des quantités importantes d'azote fuient sous forme gazeuse par volatilisation ammoniacale ou dénitrification. La surfertilisation n'a donc que peu d'effet proportionnel sur la réserve globale d'azote et son effet sur la réserve d'azote minéral dépend de la durée d'équilibre entre ses apports et la réserve antérieure.

Variations des concentrations en azote dans l'eau

Le flux d'azote dans les ruisseaux est constitué à plus de 95 % de nitrate. Les formes ammoniacales et organiques restent marginales. Les pertes directes à partir des sièges d'exploitation ne constituent donc pas un enjeu important.

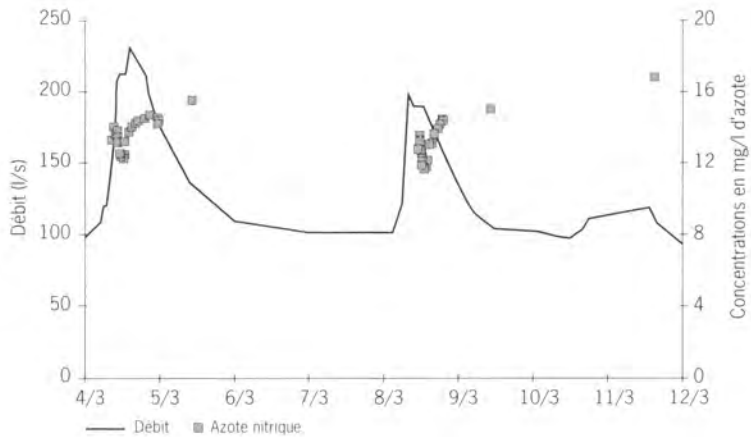
Les flux d'azote mesurés à l'exutoire dans le ruisseau du Coët-Dan (Cann, 1990, 1993; Cann & Villebonnet, 1994) ne représentent qu'une proportion très faible de l'excédent agricole de cet élément. La plus grande part enrichit donc la réserve du sol ou s'échappe sous forme gazeuse. Il s'agit de volatilisation ammoniacale (Moal, 1995) et de dénitrification superficielle (Juan Torres, 1994) ou en profondeur (Pauwels *et al.*, 1995).

• Variations au cours des crues

Dans tous les bassins, les concentrations en nitrate diminuent au début des crues puis remontent pour retrouver un niveau sensiblement équivalent à celui d'avant la crue (fig. 5). Il est important, lorsque l'on échantillonne pour diagnostiquer la qualité des eaux d'un ruisseau, de tenir compte des conditions de débit.

Les concentrations en azote organique et ammoniacal évoluent à l'inverse des concentrations en nitrate. Elles sont toujours très faibles en dehors des périodes de crue, généralement moins de 0,1 mg/l. Ces concentrations augmentent au début des crues puis elles diminuent pour retrouver leur valeur initiale. L'augmentation de ces concentrations ne compense toutefois pas la diminution des concentrations en azote nitrique et la concentration en azote global diminue donc au cours de la crue.

Figure 5
Exemple de variation
des concentrations d'azote
nitrique dans l'eau
en crue : les crues de début
mars 1998 sur le Coët-Dan.



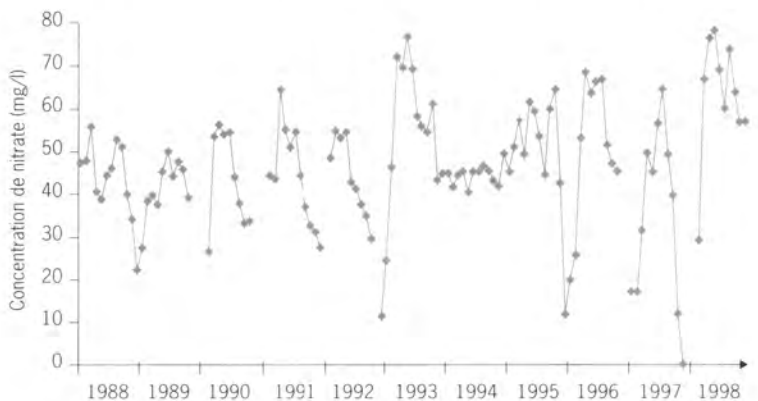
Ces variations en sens inverse s'expliquent par les cheminements différents de ces formes d'azote vers le ruisseau. Le nitrate, ion très soluble et facilement lessivable dans le sol vers les eaux souterraines, enrichit les nappes. Elles alimentent le débit de base des ruisseaux avec de l'eau assez riche en nitrate et pauvre en azote réduit.

Si une averse intervient peu de temps après un épandage de fertilisant, avant qu'il ait été totalement oxydé, les eaux de ruissellement peuvent apporter au ruisseau de l'azote ammoniacal et organique. Cela fait augmenter la concentration de ces formes d'azote dans l'eau. Par contre, cette eau de ruissellement ne contient que très peu de nitrate et, par dilution, elle en fait donc baisser la concentration dans l'eau du ruisseau.

• Évolution saisonnière

Des variations saisonnières de concentration en nitrate apparaissent sur beaucoup de bassins. Elles sont d'une amplitude très forte sur le bassin du Coët-Dan (fig. 6). La concentration devient même nulle certains étés dans ce ruisseau. La répétition assez régulière de ces variations indique sans ambiguïté le rôle des saisons. Les concentrations maximales

Figure 6
Variation des concentrations
moyennes mensuelles
de nitrate sur le Coët-Dan.



sont observées en fin d'hiver et les concentrations minimales en fin d'été. Les caractéristiques météorologiques des années modifient cependant l'amplitude des variations et les décalent dans le temps.

L'étude statistique des concentrations moyennes mensuelles a montré que c'est surtout la pluviosité et sa répartition qui induisent ces variations sur le Coët-Dan (Trouslard, 1993; Honoré, 1993; Cann, 1994, 1995). Les étiages sont sévères et les variations de débit sont brutales dans ce ruisseau.

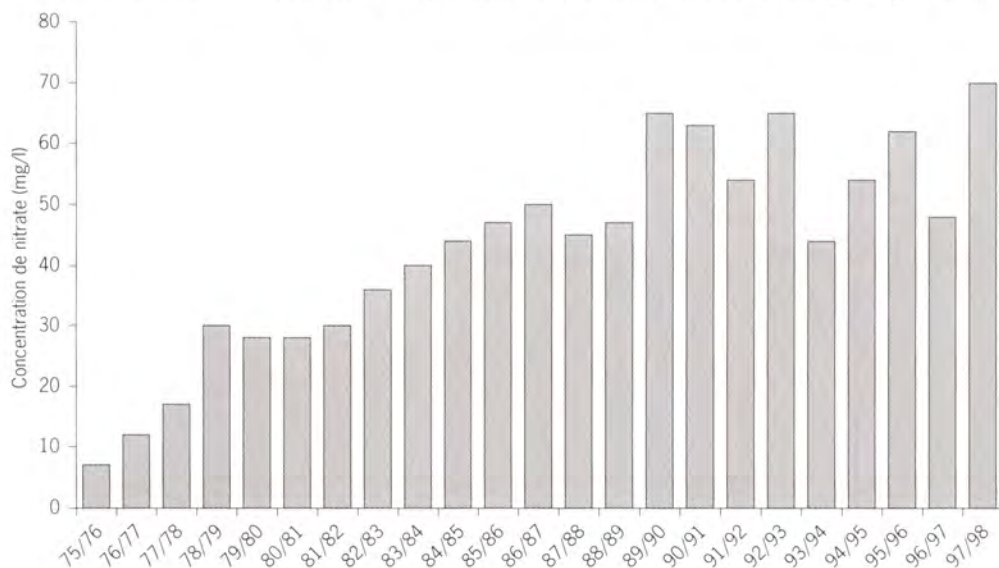
De telles variations de concentration ont également été observées sur d'autres bassins avec des amplitudes plus ou moins fortes et, parfois, une régularité moindre. Ces différences dans les variations de concentration traduisent des différences de fonctionnement hydrologique des bassins qui résultent de leurs caractéristiques géologiques et climatiques surtout (Cann, 1996; Watremez & Talbo dans cet ouvrage).

Par optimisation de régressions entre divers facteurs de variation et les concentrations moyennes en nitrate, quelques paramètres des transferts ont été quantifiés. Ainsi, le temps moyen de transfert de l'azote sur le Coët-Dan est d'environ huit mois. Cependant, la hiérarchie des variables n'est pas stable d'un bassin à l'autre et ces modèles régressifs ne sont donc pas transposables. Les principaux facteurs qui influent sur les transferts sont la pluviosité des mois précédents, la pluviosité instantanée, la nature géologique du sous-sol, la quantité de fertilisants apportés. Les interactions entre ces variables sont trop fréquentes et d'importances relatives trop proches pour qu'il soit possible de les discriminer de manière fiable par régression à partir des données disponibles.

• Évolution interannuelle

La concentration en nitrate des eaux du Coët-Dan augmente au fil des années depuis 1976 (fig. 7). Cette augmentation peut être mise en relation avec l'accroissement de l'excédent d'azote utilisé par l'agriculture.

Figure 7
Évolution des concentrations moyennes annuelles en nitrate sur le Coët-Dan.



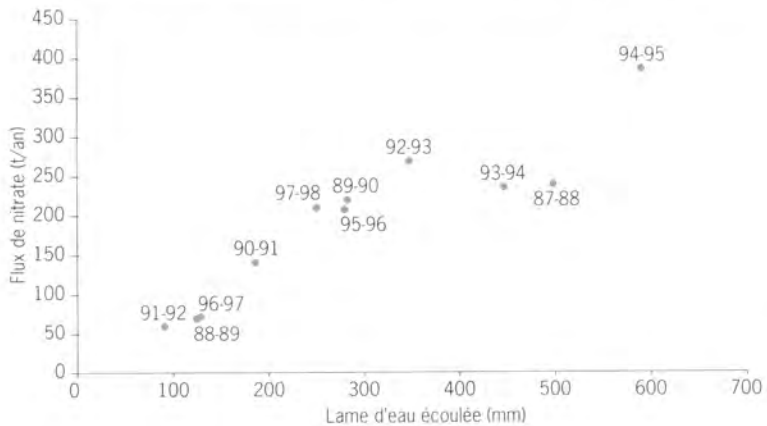
Les fluctuations qui apparaissent autour de la tendance générale à l'augmentation s'expliquent principalement par les pluviosités différentes selon les années.

D'une manière générale, les concentrations moyennes ont augmenté durant les dernières décennies sur tous les bassins de Bretagne.

Dans le Coët-Dan, l'accroissement annuel des teneurs a été de près de 3 mg/l en moyenne sur vingt ans. Des irrégularités perturbent toutefois cette croissance. Les corrélations avec divers facteurs montrent l'effet primordial des variations de la pluviosité (Cann, 1992; Trouslard, 1993). On a observé une baisse temporaire des concentrations en 1988 et 1994 mais le flux global d'azote transporté a été très supérieur à celui des années précédentes. Cette diminution des concentrations ne résulte donc que de l'effet de dilution dû à l'importance des débits ces années-là. Les concentrations étaient relativement faibles également en 1989 et 1992, années sèches. Dans ces derniers cas, l'insuffisance des pluies a réduit le lessivage de l'azote dans le sol. Cela s'est manifesté ensuite par un accroissement considérable des concentrations les années suivantes lorsque le lessivage a repris sous l'effet d'une pluviosité moyenne.

Le flux annuel d'azote transporté par le ruisseau est directement relié à la pluie de l'année considérée ou à l'écoulement qu'elle génère (fig. 8).

Figure 8
Flux de nitrate à l'exutoire
du Coët-Dan en fonction
de l'écoulement (par année
hydrologique).



Conclusion

Des recherches menées dans ce programme, il est possible de dégager les résultats suivants :

- L'activité agricole a une importance primordiale comme source de nutriments alimentant l'eutrophisation ;
- L'azote et le phosphore migrent ainsi vers l'eau par des voies radicalement différentes qui font varier leurs concentrations de manières totalement opposées. L'azote, essentiellement sous forme nitrrique, migre par lessivage et écoulement souterrain avec des transferts qui se manifestent en quelques mois en Bretagne où les nappes sont peu puissantes,

alors que le phosphore, très adsorbable, migre par ruissellement avec des périodes d'immobilisation qui durent très longtemps ;

- Toute l'activité bretonne contribue à ces apports et non seulement l'agriculture littorale ;
- En raison de la très grande variabilité des concentrations et de la vitesse des variations, les suivis de qualité des eaux doivent s'accompagner de mesures de débit ou de vitesse d'eau, et les résultats des analyses chimiques doivent être assortis des données concernant les circonstances de prélèvement (météorologie, délai par rapport aux épandages, état de l'écoulement) pour avoir une signification ;
- La concentration varie dans l'eau d'un même ruisseau non seulement en fonction de la pression polluante qui est infligée à son bassin mais aussi en fonction d'autres facteurs comme les conditions météorologiques, le cycle biologique des plantes ou l'activité bactérienne dans le sol de ce bassin. La comparaison de deux cours d'eau ou de la situation d'un cours d'eau à deux moments différents ne peut se faire en ne mesurant que la concentration en nitrate. Évaluer l'efficacité des moyens de lutte contre la pollution, la validité des politiques d'aménagement des bassins et de modification des pratiques agricoles qui sont préconisées pour récupérer la qualité des cours nécessite de tenir compte de cette variabilité et de disposer de suivis à long terme ;
- Mieux raisonner les intrants dans l'activité agricole est indispensable pour éviter une catastrophe irrémédiable à long terme mais le délai pour obtenir des effets sur l'eutrophisation sera très long ;
- Les mesures d'aménagement de l'espace auront des effets plus rapides mais d'ampleur limitée ou localisée ou temporaire. Les mécanismes de transfert mis en évidence par l'étude de variabilité des concentrations comprennent des stades de piégeage des polluants qu'il peut être intéressant de favoriser. La forte capacité d'adsorption du phosphore par exemple se prête au piégeage de cet élément dans des mares par décantation et à la limitation des fuites par lutte contre le ruissellement dans les zones à risques.

C'est en agissant sur les mécanismes qui influencent fortement les transferts que l'on pourra les réduire et, par conséquent, améliorer avec le plus d'efficacité la qualité des eaux. Ainsi, équiper les sièges d'exploitation de gouttières et systèmes d'écoulement pour éviter les départs directs réduira les fuites d'ammonium et d'azote organique mais, compte tenu de la faible proportion de ces formes dans le flux global d'azote, cela n'aura guère d'incidence sur la teneur des eaux en nitrate, ni sur le potentiel de développement des algues.

Références bibliographiques

- Cann C., 1990a. Transfert du phosphore d'une zone d'élevage intensif vers les eaux. Rapport au ministère de l'Environnement, Cemagref, Rennes, 87 p. + annexes.

- Cann C., 1990b. Le phosphore : de l'agriculture vers l'eau. Informations techniques du Cemagref, n° 80, note 1, 8 p.
- Cann C., 1992. Tools for budgeting nutrients transfers in agriculture. II. General assembly and ERB Conference, Oxford. Report n° 120. Institute of hydrology. Methods of hydrological basins comparison, 64-71.
- Cann C., 1993. Suivi de la qualité de l'eau. Étude menée sur le BVRE du Coët-Dan. Cemagref, déchets solides, Rennes, 162 p. + annexes.
- Cann C., Villebonnet C., 1993. Bassin de référence pour l'étude des transferts en milieu agricole intensif. Bassin du Coët-Dan, Morbihan, Cemagref Rennes, 57 p.
- Cann C., Villebonnet C., 1994. Suivi de la qualité de l'eau, étude menée sur le bassin versant expérimental du Coët-Dan, 2^e année. Rapport d'étude Cemagref, 120 p.
- Cann C., 1994. Les facteurs du transfert des nitrates vers l'eau et leurs modes d'action. *J. Eur. Hydrol.*, 25 (8), 153-167.
- Cann C., 1995. Fate of phosphorus in soils as a threat for surface water. Actes du colloque Contaminated soils '95', Kluwer academic publishers ed., 363-364.
- Cann C., 1996. Variations des teneurs en azote dans quelques cours d'eau bretons. *In*: Hydrologie dans les pays celtiques. Actes du premier colloque interceltique d'hydrologie et de gestion des eaux, Rennes, 8-11 juillet 1996, 193-201.
- Chaumette E., 1995. Étude de la pollution diffuse d'origine agricole sur deux bassins versants bretons. Mémoire de l'ESA d'Angers, Cemagref Rennes, 78 p. + annexes.
- Dorizio J.-M., Pilleboue E., Ferhi A., 1989. Dynamique du phosphore dans les bassins versants : Importance des phénomènes de rétention dans les sédiments. *Water Res.* 23 (2), 147-158.
- Draf Bretagne, 1994. Les tableaux de trajectoire. Annuaire 1994.
- François O., 1994. Modélisation empirique des transferts de phosphore dans des bassins versants ruraux. Mémoire de DAA génie de l'environnement, option transferts hydriques et énergétiques. Cemagref, Ensa Rennes, 64 p. + annexes.
- Golterman H. L., 1973. Natural phosphate sources in relation to phosphate budgets : a contribution to the understanding of eutrophication. *Water Res.*, 7, 3-17.
- Honoré A., 1993. Formules empiriques du transfert de nutriments sur deux bassins versants agricoles bretons. Mémoire de DEA, Engees, université Louis Pasteur, Strasbourg, Cemagref Rennes, 119 p. + annexes.
- Jégo S., 1993. Répartition du phosphore dans les terres du bassin versant du Coët-Dan à Naizin. Mémoire de l'ENSCR, Cemagref Rennes, 23 p. + annexes.

- Jonvel S., 1992. Transport de pesticides vers les eaux de surface en milieu rural. Mémoire de l'ENITRITS, Cemagref Rennes, 92 p. + annexes.
- Juan Torres J., 1994. Transfert de nitrate et chemins d'eau dans un bassin versant agricole breton. Mémoire (diplôme d'ingénieur agronome), ETSEA, université de Lleida (Espagne), Inra/Ensa Rennes, 90 p.
- Moal J.-F., 1995. Volatilisation de l'azote ammoniacal des lisiers après épandage : quantification et étude des facteurs d'influence. Thèse université de Perpignan, Cemagref Rennes, 230 p.
- Mérot P., Durand P., Morisson C., 1995. Four-component hydrograph separation using isotopic and chemical determinations in an agricultural catchment in Western France. *Phys. Chem. Earth*, 20, 3-4, 415-425.
- Pauwels H., Eberschuteiler C., Foucher J.-C., Brach M., 1995. Étude sur le bassin versant expérimental du Coët-Dan (Naizin, Morbihan). Réactions naturelles de dénitrification autotrophe et hétérotrophe. Rapport BRGM R 38388, 49 p.
- Scees (Service central d'études et d'enquêtes statistiques), 1978, 1979, ... 1995. Graphagri France.
- Trouslard J.-P., 1993. Mise en équations du transfert de nutriments de l'agriculture vers l'eau. Étude réalisée sur le BVRE du Coët-Dan (Morbihan). Mémoire de l'Engees, Cemagref, déchets solides, Rennes, 110 p. + annexes.
- Vertes F., 1995. Accumulation en phosphore et métaux lourds dans les sols d'exploitations d'élevage intensif en Bretagne occidentale. Ingénierie EAT, numéro hors série La rade de Brest.
- Villebonnet C., 1995. Bilans de nutriments à travers l'activité agricole d'un petit bassin versant. *J. Eur. Hydrol.*, 26 (1), 23-36.

Facteurs de transfert vers les eaux de surface de quelques phytosanitaires dans le contexte agricole breton

Michel Clément⁽¹⁾, Charles Cann⁽²⁾, René Seux⁽¹⁾, Paul Bordenave⁽²⁾

(1) Laboratoire d'étude et de recherche en environnement et santé,

école nationale de la Santé Publique, avenue du Président Léon-Bernard, 35043 Rennes Cedex

(2) Cemagref, centre de Rennes, URE Gere, 17 avenue Cucillé, 35044 Rennes Cedex

Objectif de l'étude

Ce travail a pour objet de déterminer, dans le contexte agricole breton et en situation réelle, les modalités et le poids relatif des divers facteurs qui influencent l'intensité du transfert des pesticides depuis les zones traitées vers les eaux de surface. Des expérimentations antérieures réalisées sur petites parcelles (Clément *et al.*, 1997) et des observations à l'échelle d'un bassin versant (Gillet *et al.*, 1995 ; Seux *et al.*, 1984) ont montré que parmi les divers facteurs qui doivent être pris en compte, pente, bocage, structure des sols, la distance des parcelles au cours d'eau apparaissait prépondérante. Pour ce travail, deux approches complémentaires sont suivies. La modélisation des concentrations à l'exutoire du bassin permet de hiérarchiser les principaux facteurs hydrologiques explicatifs par la qualité des corrélations observées alors que la comparaison des transferts sur deux sous-bassins nettement différenciés permet d'estimer le poids relatif des composantes liées à la situation des parcelles, aux pentes et à la structure bocagère.

Matériel et méthode

Choix des sites d'étude

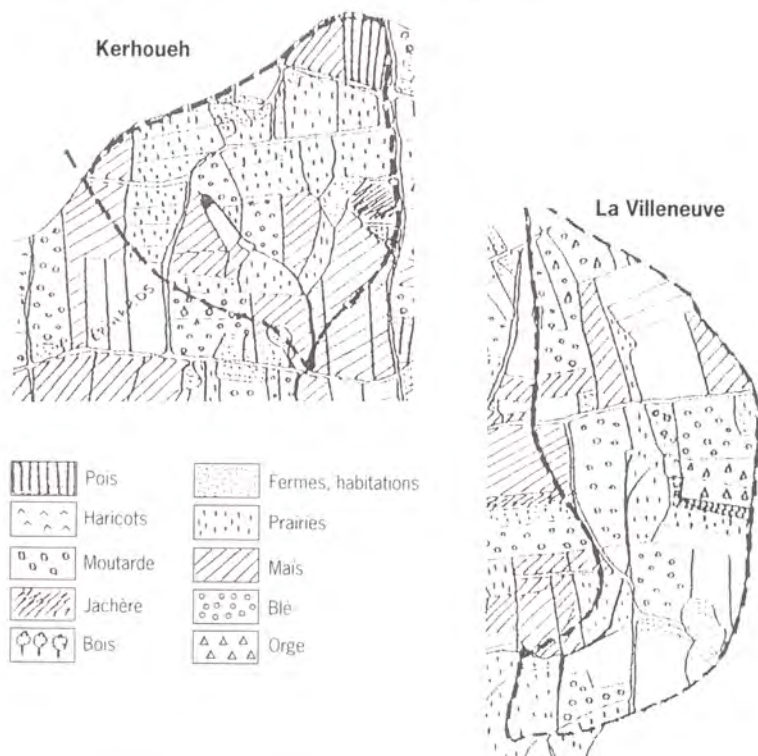
Le bassin du Coët-Dan situé dans le Morbihan à proximité de Naizin a été retenu comme site expérimental. Ce bassin très instrumenté est référencé au niveau européen. Il constitue un laboratoire de terrain pour de nombreuses équipes de recherche, ce qui favorise les travaux interdisciplinaires et les synergies.

Dans ce bassin principal, deux sous-bassins ont été choisis suffisamment différenciés au regard des paramètres qui se sont révélés prioritaires lors des études de transfert sur parcelles expérimentales. Ainsi, la proximité des surfaces traitées par rapport au ruisseau a été retenue comme premier critère.

Les entités retenues sont situées au nord du bassin, près du hameau de Kerhoueh, et au sud à proximité de celui de La Villeneuve. Le sous-bassin de Kerhoueh présente des pentes faibles et des champs très ouverts alors que celui de La Villeneuve est vallonné avec un paysage

de bocage. Un travail de terrain nous a permis de définir précisément les limites des sous-bassins retenus. Leur surface est de 65 ha pour le site de Kerhoueh et de 116 ha pour celui de La Villeneuve. Nous avons également recensé les parcelles cultivées. La figure 1 présente ces entités et la situation des cultures au printemps 1997.

Figure 1
Disposition des parcelles
par rapport au ruisseau
pour les sous-bassins
de Kerhoueh
et de La Villeneuve.
Situation au printemps 1997.



Enquêtes auprès des agriculteurs

Trois enquêtes ont été réalisées en 1991, 1994 et 1997 sur l'ensemble du bassin. Elles concernent de 36 à 42 agriculteurs selon les campagnes et couvrent plus de 83 % de la surface cultivée en maïs sur le bassin (Cann, 1997). Pour les deux sous-bassins retenus, des observations régulières et un questionnement des agriculteurs concernés ont permis de connaître, pour chaque cycle cultural de 1996 à 1998, la nature et la quantité des matières actives utilisées sur chaque parcelle ainsi que les dates d'application.

Instrumentation des bassins

Deux stations fournissent les données pluviométriques. L'une, située à Penvern au nord du bassin, est proche du site de Kerhoueh alors que l'autre à Kerlann, dans la moitié sud, se trouve à proximité du site de La Villeneuve.

Les exportations des matières actives vers le ruisseau sont suivies à l'aide de dispositifs instrumentaux placés à l'exutoire du bassin et des deux sous-bassins. Ils permettent notamment de connaître le débit des ruisseaux par la mesure en continu de la vitesse moyenne d'écoulement (sonde Doppler) et de la hauteur d'eau. Les brusques variations de cette grandeur sont utilisées pour détecter les crues qui surviennent après de fortes précipitations et pour déclencher alors une séquence de prélèvements. Douze échantillons d'un litre sont collectés avec des intervalles de temps croissant entre chaque prise de façon à décrire au mieux les évolutions de concentration des produits phytosanitaires dans le ruisseau lors de la crue. Les intervalles de temps retenus entre les premières prises d'échantillons sont de quinze minutes.

Méthodes d'analyse

La nature des analyses effectuées sur les échantillons dépend des résultats fournis par les enquêtes de terrain. Dans ces conditions, les composés recherchés sont essentiellement l'atrazine et ses produits de dégradation ainsi que les phénylurées.

L'atrazine et ses métabolites sont analysés après extraction solide-liquide par chromatographie en phase gazeuse avec une détection thermo-ionique selon protocole du projet de norme ISO/CD10695-1.

Les urées sont dérivées par l'anhydride butyrique heptafluoré après extraction liquide-solide. Les composés formés sont analysés par chromatographie en phase gazeuse avec une détection par spectrométrie de masse sur trois ions caractéristiques.

Calcul des flux

Au moment de la prise des échantillons au droit de la station de jaugeage, le flux instantané peut être déterminé par la relation :

$$F(t) = C(t) \cdot Q(t) \quad \text{avec :}$$

$F(t)$: flux à l'instant t

$C(t)$: concentration à l'instant t

$Q(t)$: débit à l'instant t .

En dehors des périodes de crue, des travaux antérieurs ont montré que les concentrations varient très peu et peuvent être considérées comme constantes. Dans ces conditions, le flux hors crue entre les temps t_i et t_f peut être déterminé par la relation :

$$F = \int_{t_i}^{t_f} F(t).dt = C \cdot \int_{t_i}^{t_f} Q(t).dt$$

Pendant les crues, la concentration et le débit varient rapidement. Si ce dernier est connu de façon continue, les concentrations ne sont mesurées qu'à douze moments différents de la crue. Le flux moyen entre deux mesures sera déterminé par la relation : $F = 1/2 \{F(t) + F(t+1)\}$.

Dans ces conditions, le flux total pendant la crue sera obtenu par la relation suivante :

$$F = \int_{t_i}^{t_{i+1}} F(t) \cdot dt = \sum_{t_i=t_1}^{t_i=t_{11}} \frac{Q(t_i) \cdot C(t_i) + Q(t_{i+1}) \cdot C(t_{i+1})}{2} \cdot Dt$$

avec $Q(t_i)$: débit à l'instant t_i
 $C(t_i)$: concentration à l'instant t_i
 Dt : intervalle de temps entre t_i et t_{i+1} .

Résultats

Occupation des sols et traitements appliqués

Sur l'ensemble du bassin, les cultures végétales sont essentiellement destinées à l'élevage, ce qui a conduit à un doublement de la surface emblavée en maïs de 1971 à 1981 au détriment des cultures fourragères. La situation est aujourd'hui stabilisée et le tableau 1 donne la répartition moyenne des cultures de 1991 à 1996.

Tableau 1 - Répartition moyenne des surfaces du bassin consacrées aux différentes cultures de 1991 à 1996.

Culture	Maïs	Autres céréales	Prairies	Légumes	Autres
% de la surface	32,3	28,1	25,9	9,2	4,3

Les enquêtes conduites en 1991, 1994 et 1996 pour évaluer la nature et les volumes des produits phytosanitaires appliqués montrent que l'atrazine est l'herbicide de base utilisé sur le maïs. Les doses appliquées sont en moyenne conformes aux préconisations. Elles ont baissé de 1991 à 1996 en passant de 1,52 kg/ha à 1,22 kg/ha (Cann, 1995). Cependant, les applications sont parfois très supérieures à ces valeurs moyennes comme l'ont montré quelques analyses de sol réalisées en 1996. Il arrive en effet qu'un deuxième traitement soit réalisé pour compléter l'action du premier jugé insuffisant. Les traitements s'échelonnent de mi-avril à début juin selon les dates des semis. Le tableau 2 rend compte des masses appliquées annuellement de 1991 à 1997.

Tableau 2 - Évolution des quantités d'atrazine appliquées sur le bassin de Naizin de 1991 à 1996.

Exercice	1991	1992	1993	1994	1995	1996
01/09 au 31/08	1992	1993	1994	1995	1996	1997
Atrazine (kg)	368	405	477	394	426	320

Pour les deux petits sous-bassins étudiés, les résultats des enquêtes réalisées auprès des agriculteurs de Kerhoueh et de La Villeneuve sont rassemblés dans les tableaux 3 et 4. Ils montrent que les matières actives dominantes sont l'atrazine pour la culture du maïs et l'isoproturon

pour les céréales d'hiver. On note par ailleurs que les distances des parcelles traitées au réseau hydrographique sont peu différenciées, sauf au printemps 1997 pour les parcelles de maïs. À cette période, la majorité de la surface emblavée en maïs est située en bordure de ruisseau sur le bassin de Kerhoueh contrairement à celui de La Villeneuve où les parcelles de maïs les plus proches sont à plus de 50 m du cours d'eau.

Tableau 3 - Calendrier d'application et cultures ayant reçu des phytosanitaires sur le sous-bassin de Kerhoueh.

Culture	Superficie ha	Proximité du ruisseau	Matière active	Quantité appliquée (kg)	Date d'application
Blé	4	< 50 m	Isoproturon	6	novembre 96
Orgé	2,5	< 50m	Linuron	0,9	novembre 96
Pomme de terre	1,5	< 50m	Monolinuron	1,5	avril 97
Maïs	21,8	< 50m	Atrazine	21,8	avril 97
	5	de 50 à 200 m	-	5	-
Prairie	7,5	de 50 à 200 m	Quinorexone	7,5	novembre 97
Blé	12	< 50 m	Isoproturon	18	novembre 97
	6	de 50 à 200 m	-	9	-
Maïs	2	< 50 m	Atrazine	4,5	1 ^{re} quinzaine de mai 98
	5	de 50 à 200 m	-	9	

Tableau 4 - Calendrier d'application et cultures ayant reçu des phytosanitaires sur le sous-bassin de La Villeneuve.

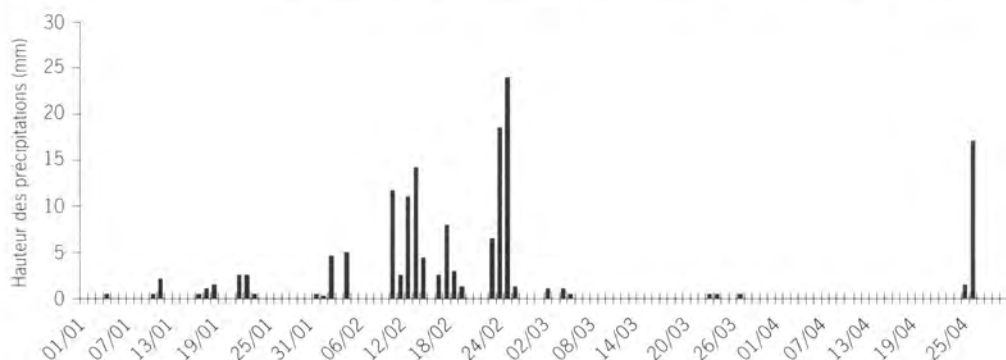
Culture	Superficie ha	Proximité du ruisseau	Matière active	Quantité appliquée (kg)	Date d'application
Blé	17	< 50 m	Isoproturon	25,5	novembre 96
	10	de 50 à 200m	-	15	-
Maïs	13,5	de 50 à 200m	Atrazine	13,5	avril 97
Petits pois	4,5	de 50 à 200m	Néburon	3,75	avril 97
Blé	8	< 50m	Isoproturon	12	novembre 97
	16,2	> 200m	-	24,3	-
Betteraves	1	de 50 à 200m	Métamitron	0,6	avril 98
Pois	7,2	< 50 m	Néburon	6	fin avril 98
Maïs	8,2	< 50m	Atrazine	8,2	1 ^{re} quinzaine de mai 98
	22	de 50 à 200m	-	22	
	7,3	> 200m	-	7,3	
Haricots	6	< 50m	Bentazone	6,1	
	8	de 50 à 200m	Dichlorprop	4,5	juin 98
	4,5	> 200m	Fomesafen	1,4	

Transferts observés sur les deux sous-bassins

- Étude de la première crue qui suit les applications d'atrazine au printemps 1997

Pour préciser les phénomènes observés lors des crues, nous rapportons à titre d'exemple les résultats obtenus sur la crue du 26 avril 1997 qui suit de quelques jours l'application de l'atrazine sur les cultures de maïs. La pluviométrie sur le bassin de Naizin autour de la période

Figure 2
Pluviométrie
sur le bassin
du Coët-Dan de janvier
à avril 1997.



La pluie du 26 avril provoque alors une première crue comme le montre l'évolution des débits illustrée par la figure 3. On note que la variation du débit associée à la crue est nettement plus forte à Kerhoueh qu'à La Villeneuve, ce qui traduit l'importance du ruissellement dans l'alimentation du ruisseau lors de ces épisodes.

L'évolution des concentrations en atrazine et dééthylatrazine à l'exutoire des bassins ainsi que les débits mesurés lors de cette crue sont présentés par la figure 4. Pour l'atrazine, on observe sur les deux sites une montée brutale des concentrations qui culminent 15 mn après le début de la crue, suivie d'une décroissance progressive des niveaux avec un second maxima décalé de 2 h 15 par rapport au premier. Ces deux pics de concentration peuvent être attribués *a priori* à l'entraînement des matières

Figure 3
Débit des ruisseaux
aux exutoires
des sous-bassins
de La Villeneuve
et de Kerhoueh
au printemps 1997.

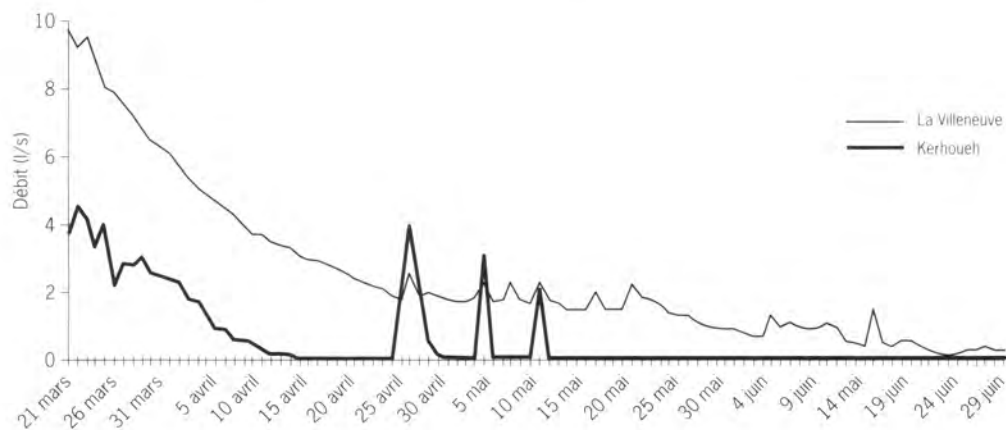
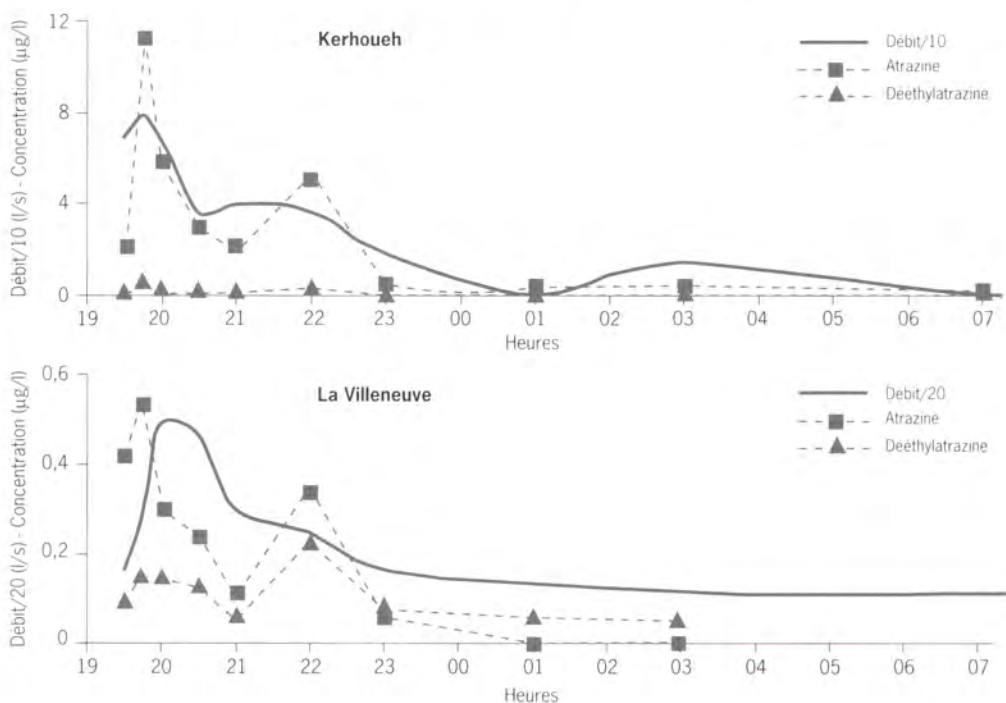


Figure 4
Évolution du débit
et de la concentration
en atrazine
et dééthylatrazine
du ruisseau aux exutoires
des sous-bassins
de Kerhoueh
et de La Villeneuve
lors de la crue
du 26 avril 1997.

actives par les écoulements de surface pour le premier et hypodermiques pour le second. Le même phénomène, avec des teneurs modestes, est observé avec la dééthylatrazine. Mais, contrairement à la molécule mère, c'est alors le second pic qui présente la concentration la plus élevée en raison d'une distribution en profondeur des produits de dégradation.

Si les phénomènes observés sur les deux sites présentent des profils chronologiques analogues, ils se différencient nettement par l'intensité des débits et par le niveau des concentrations d'atrazine mesurées. Aux débits les plus forts de Kerhoueh correspondent les concentrations les plus élevées avec deux pics à 11,2 $\mu\text{g/l}$ et de 5,3 $\mu\text{g/l}$, alors que pour le bassin de La Villeneuve, où le débit est 8 fois moins important, on observe deux maxima à 0,54 $\mu\text{g/l}$ et 0,35 $\mu\text{g/l}$.



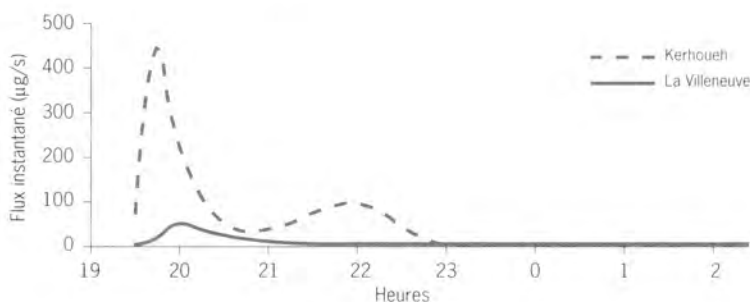
L'examen des quantités de matières exportées à l'exutoire de ces bassins versants montre, comme l'illustre la figure 5, que les flux sont maxima en début de crue. À Kerhoueh, l'exportation d'atrazine atteint 440 $\mu\text{g/s}$ 15 minutes après le début de la crue alors qu'elle n'est que de 49 $\mu\text{g/s}$ pour le site de La Villeneuve après 30 minutes.

L'intégration de ces flux pour les 24 h qui suivent le déclenchement de la crue permet d'estimer la masse de matière perdue par ces sous-bassins lors de cet épisode. À Kerhoueh, la perte est de 1,5 g alors que pour La Villeneuve elle n'est que de 0,02 g. Ces valeurs sont à rapprocher des quantités appliquées qui sont respectivement de 26,8 kg et 13,5 kg

pour ces deux sous-bassins. Alors que le site de Kerhoueh reçoit une quantité d'atrazine double de celui de La Villeneuve, il en exporte 75 fois plus vers le ruisseau dès la première pluie qui suit les traitements. On voit ainsi clairement que, pour cette crue, la quantité de matière appliquée n'est pas le facteur prépondérant de la contamination des eaux de surface.

Si on procède pour cette crue au même examen pour l'isoproturon qui a été appliqué sur les blés d'hiver en novembre 1996, on remarque que, pour des quantités de matières de 6 kg et 25,5 kg épandues respectivement à Kerhoueh et à La Villeneuve, les concentrations maximales relevées pour la crue du 26 avril 1997 sont très voisines avec des valeurs de 4,7 µg/l et 5 µg/l. Les masses exportées lors de cet épisode restent également assez proches avec respectivement 0,7 g et 0,25 g.

Figure 5
Flux instantané d'atrazine
aux exutoires des
sous-bassins de Kerhoueh
et de La Villeneuve lors
de la crue du 26 avril 1997.



Ainsi, pour des distances des parcelles au ruisseau analogues et faibles, comme dans le cas des zones traitées par l'isoproturon dans les deux sous-bassins étudiés, les transferts sont peu différenciés et importants si on tient compte du délai entre la date de l'application et la crue.

Par contre, des écarts importants entre les distances des parcelles au ruisseau conduisent à des contaminations très différentes avec des transferts élevés pour les cultures qui bordent le cours d'eau.

- Exportation de l'atrazine lors des crues, depuis les traitements jusqu'au tarissement des ruisseaux

Six crues ont contribué après les traitements de 1997 à l'exportation de l'atrazine. Elles se répartissent du 26 avril au 7 juillet, date au-delà de laquelle on observe le tarissement des ruisseaux. Seules les trois premières ont donné lieu à un suivi sur les deux sites en raison d'un dysfonctionnement du dispositif placé à Kerhoueh.

Nous venons d'examiner les principales caractéristiques associées à la crue du 26 avril. Les deux crues suivantes, du 5 mai 1997 et du 11 mai 1997, présentent les mêmes caractères. Les exportations cumulées de ces trois crues sont alors de 2,7 g d'atrazine à Kerhoueh contre 0,2 g à La Villeneuve, ce qui correspond respectivement à des pertes de 0,010 % et 0,0015 % des quantités appliquées.

Ces valeurs confirment l'influence de la position différenciée des parcelles traitées par rapport au ruisseau pour ces deux sites. À Kerhoueh, 21,8 kg sont appliqués à proximité du ruisseau et 5 kg au-delà de 50 mètres. À La Villeneuve, les parcelles qui reçoivent les 13,5 kg d'atrazine sont toutes éloignées de plus de 50 m du ruisseau.

Ces constatations doivent cependant être pondérées par la crue singulière du 16 juin qui n'a pu être suivie que sur le site de La Villeneuve où elle conduit à une exportation de 16 g d'atrazine soit près de 0,1 % de la quantité appliquée. On voit apparaître, pour ce sous-bassin, un effet retard attribuable pour partie à l'éloignement des parcelles traitées du cours d'eau mais aussi à une réponse hydrologique très différente de celle du sous-bassin de Kerhoueh.

Comme en 1997, six crues ont contribué en 1998 à l'exportation de l'atrazine depuis la date du traitement jusqu'au tarissement d'été. La situation est cependant très différente de l'année précédente sur deux plans. La situation des parcelles emblavées en maïs n'est pas différenciée comme en 1997, seules les quantités mises en jeu diffèrent significativement. À La Villeneuve, 8,2 kg d'atrazine ont été appliqués sur des parcelles en bordure de ruisseau sur un total de 37,5 kg, alors qu'à Kerhoueh 4,5 kg sont appliqués à proximité du ruisseau sur les 13,5 kg mis en œuvre.

Alors que le printemps 1997 était particulièrement sec, la pluviométrie d'avril 1998 est exceptionnellement élevée avec plus de 150 mm de précipitations. Les sols sont saturés en eau et les conditions hydrologiques opposées à celles de 1997. Ainsi, alors que les débits du printemps 1997 étaient très faibles (fig. 3), ils sont élevés en 1998. Les débits de base varient en effet du début à la fin mai de 15 l/s à 3 l/s à Kerhoueh et de 24 l/s à 4 l/s à La Villeneuve avec des débits de crue qui s'élèvent respectivement jusqu'à 27 l/s et 60 l/s après les applications d'atrazine de la mi-mai. Le tableau 5 rassemble les principales données acquises lors de ces épisodes.

Tableau 5 - Exportation de l'atrazine de mai à juillet 1998 et conditions hydrologiques pour les deux sous-bassins.

Date	Sous-bassin de Kerhoueh				Sous-bassin de La Villeneuve			
	Débit de base l/s	Débit de crue l/s	Concentration maximum µg/l	Masse exportée g	Débit de base l/s	Débit de crue l/s	Concentration maximum µg/l	Masse exportée g
27/05/1998	3	18	15	1,3	4	27	1,25	0,22
30/05/1998	4	22	80	9,7	3	22	2,15	0,37
09/06/1998	4	27	12	4,5	8	60	500	49
13/06/1998	3	15	6	8,7	5	35	70	9,8
02/07/1998	2	9,5	8,5	1,3	2	5,5	55	4,1
13/07/1998	1	12	22	7,9	2	25	50	4,3

Dans ces conditions, les exportations cumulées en atrazine des crues de printemps sont de 1,7 g à Kerhoueh et de 6,8 g à La Villeneuve, ce qui correspond respectivement à des pertes de 0,13 % et 0,18 % des quantités appliquées. Ainsi, contrairement à l'année précédente, les pertes vers le ruisseau sont peu différenciées. Par contre, la forte pluviométrie et les débits élevés des ruisseaux sont associés à des concentrations maximales en atrazine lors des crues très fortes (80 µg/l à Kerhoueh et 500 µg/l à La Villeneuve) et à des exportations qui augmentent spectaculairement par rapport à celles observées en 1997.

• Évolution des transferts sur un cycle complet de culture de maïs

Si les crues qui suivent les applications génèrent de fortes exportations d'atrazine, d'autant plus intenses que les traitements ont eu lieu à proximité des ruisseaux et que la pluviométrie et les débits sont élevés, celles-ci continuent après la reprise des écoulements en automne pour toutes les crues qui précèdent les applications de l'année suivante. Ce phénomène qui a été suivi de façon continue pour le site de La Villeneuve est illustré par la figure 6. Les masses exportées par chaque crue sont plus modestes qu'au printemps, souvent inférieures à 300 µg à l'exception d'une remontée associée aux fortes pluies et à la reprise importante des débits en janvier 1998. Le profil des crues change avec le temps. On note une diminution du pic de concentration associé au transfert de surface relativement au pic différé dû à l'écoulement hypodermique.

Cette évolution est associée à une augmentation de la concentration des produits de dégradation. La figure 7 qui illustre ce phénomène montre que, dès janvier, les teneurs en produits de dégradation sont dominantes par rapport à celles de la molécule mère, qui est cependant retrouvée jusqu'à l'application de l'année suivante. À partir de la fin février 1998, la concentration de dééthylatrazine dans le ruisseau est deux à quatre fois supérieure à celle de l'atrazine.

Figure 6
Évolution des masses d'atrazine exportées lors des crues à l'exutoire du sous-bassin de La Villeneuve pour un cycle cultural complet de maïs.

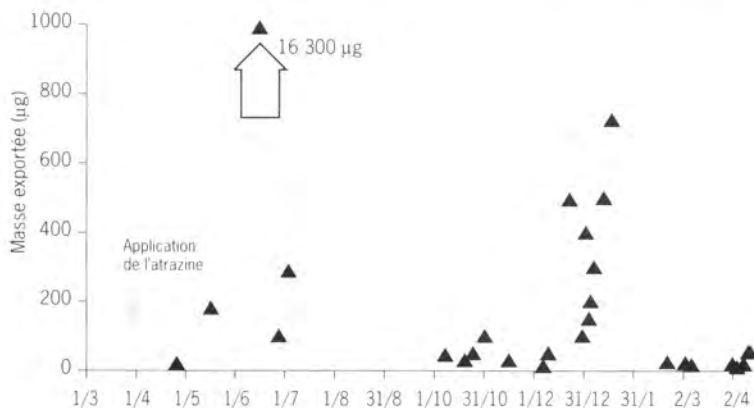
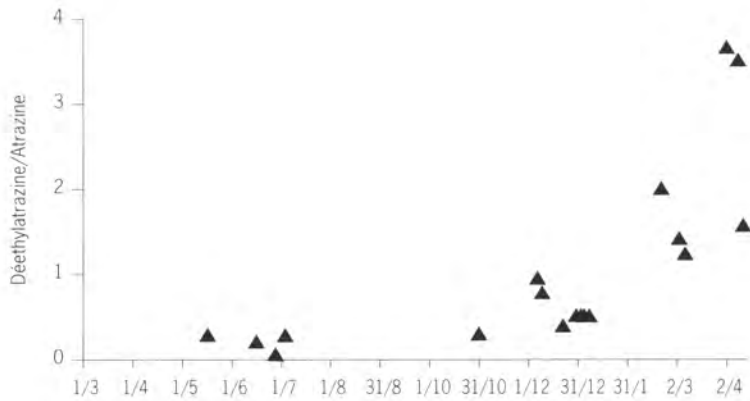


Figure 7
Évolution du ratio
dééthylatrazine/atrazine
des masses exportées
lors des crues à l'exutoire
du sous-bassin
de La Villeneuve
pour un cycle cultural
complet de maïs.



• Teneur en atrazine dans les sols

Ces phénomènes de transfert par ruissellements de surface et hypodermique dépendent de l'hydrologie mais aussi de la teneur en matière active des couches supérieures du sol. Celle-ci a été suivie de 1991 à 1996 sur six parcelles, sur des horizons de 0-20 cm et 20-40 cm de profondeur. Les résultats obtenus montrent que, dans l'année du traitement, la teneur dans la couche 0-20 cm reste supérieure à celle de la couche la plus profonde. Pour les parcelles qui ne reçoivent pas de traitement les années suivantes, quatre ans sont nécessaires pour que la concentration en atrazine du sol ne soit plus détectée avec un seuil de détection de 0,001 mg/kg (Cann, 1995). Après un traitement à l'atrazine, la libération progressive des résidus contamine l'eau pendant plusieurs années (Novak *et al.*, 1998 cité par Schiavon, 1998).

Par ailleurs, si on examine la décroissance de la concentration dans la couche 0-40 cm du sol en fonction du temps écoulé depuis l'application, on constate qu'elle peut être décrite par une fonction exponentielle décroissante. Un ajustement statistique réalisé sur 54 couples de valeurs conduit à la relation suivante (Cann, 1995) :

$$\text{Atrazine}_{\text{sol}} = 0,148 e^{-257t} \quad R^2 = 0,71$$

avec $\text{Atrazine}_{\text{sol}}$: concentration du sol en atrazine en mg/kg
 t : temps écoulé depuis l'application en mois.

La disparition de l'atrazine dans le sol qui combine les phénomènes de volatilisation, lessivage et dégradation suit une cinétique du premier ordre. La demi-vie calculée à partir de cette relation est de deux mois, ce qui est en accord avec les valeurs les plus fréquemment citées (Wood *et al.*, 1991).

Si on extrapole cette relation au temps zéro, on obtient une valeur de 0,148 mg/kg. Dans ces conditions, la masse d'atrazine contenue dans les quarante premiers centimètres de sol (densité apparente 1,3) pour une surface de 1 hectare peut être calculée par l'opération suivante :

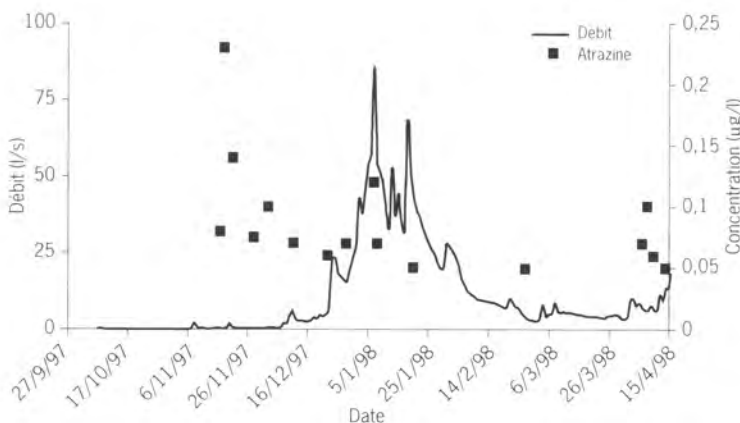
$$0,148 \text{ mg/kg} \times 1,3 \text{ kg/dm}^3 \times 4 \times 10^6 = 770 \text{ g}$$

Compte tenu des quantités appliquées, proches de 1 500 g à l'hectare, ce serait selon cette hypothèse près de la moitié de la matière appliquée qui disparaîtrait rapidement. L'interception par les plantes, la volatilisation lors de l'application et les entraînements massifs par la première pluie qui suit immédiatement le traitement peuvent expliquer des pertes rapides dont l'équation précédente ne rend pas compte.

• Bilans des quantités transférées

Si les crues, notamment celles qui suivent de quelques jours les traitements, transfèrent massivement les matières actives à l'exutoire des bassins versants, les concentrations bien que faibles ne sont jamais nulles en dehors de ces épisodes. La figure 8 donne à titre d'exemple les concentrations en atrazine en dehors des crues ainsi que les débits du ruisseau de La Villeneuve après la reprise de l'écoulement à l'automne 1997.

Figure 8
Évolution des teneurs en atrazine en dehors des crues et débits moyens journaliers à l'exutoire du sous-bassin de La Villeneuve de l'automne 1997 au printemps 1998.



Pour faire un bilan pas trop erroné des masses exportées, il est nécessaire de prendre en compte ces deux régimes hydrologiques. En procédant ainsi, la perte totale en atrazine d'avril 1997 à avril 1998 peut être estimée sur le sous-bassin de La Villeneuve à 30,4 g soit 0,23 % des 13,5 kg appliqués. Sur ces 30,4 g perdus à l'exutoire du bassin, 70 % (21,3 g) sont entraînés lors des crues contre 30 % (9,1 g) en dehors de ces épisodes. Les quelques crues qui suivent les applications transfèrent à elles seules 17 g d'atrazine, soit plus de 50 % du total des exportations pour ce cycle de culture. Pour les produits de dégradation, les pertes sont plus faibles mais non négligeables au regard de celles de la molécule mère avec des valeurs de 15,1 g pour la dééthylatrazine et de 5,1 g pour la déisopropylatrazine. Ainsi, la masse des deux premiers produits de dégradation représente près de 40 % de la masse globale exportée.

Exportation de l'atrazine à l'exutoire du bassin

• Évolution des concentrations

En dehors des périodes de crue, les concentrations en atrazine restent faibles. Elles varient de 0,03 µg/l à 0,23 µg/l pendant la période d'observation.

Lors des 37 crues analysées de 1991 à 1997, les variations peuvent être très brutales comme en témoignent les concentrations maximales observées au cours de ces événements. Les deux valeurs les plus fortes sont en effet de 65 µg/l et 23 µg/l les 17 mai 1997 et 26 mai 1993 alors que la médiane est de 6 µg/l pour l'ensemble de ces épisodes.

Pour mettre en évidence les facteurs qui expliquent ces niveaux, des corrélations ont été recherchées entre les concentrations maximales relevées lors de chaque crue et les principaux paramètres pluviométriques et hydrologiques du bassin. Le rapport du débit maximal de la crue au débit de base du ruisseau apparaît alors comme le facteur explicatif dominant. En éliminant les éléments singuliers (orage violent), on obtient en effet la relation suivante :

$$\{atrazine\}_{maxi} = 47,4 + 10,7 (Q_{max}/Q_{base})^2 \quad R^2 = 0,74$$

avec : $\{atrazine\}_{maxi}$: concentration maximum en atrazine pendant la crue

Q_{max} : débit maximum de la crue

Q_{base} : débit de base du ruisseau.

Cette relation qui ne tient pas compte du temps écoulé entre la date de la crue et celle de l'application des produits conduit à des corrélations qui se dégradent quand on s'intéresse aux crues les plus éloignées des traitements. L'introduction d'un facteur qui rend compte de la décroissance exponentielle avec le temps de la réserve en atrazine du sol permet d'améliorer cette situation. On obtient ainsi, en combinant le temps avec les variations de débit, la relation suivante :

$$\{atrazine\}_{maxi} = 120,3 + 6,11 \cdot e^{-0,08 \text{ nombre de jours}} \times (Q_{max}/Q_{base})^{2,3} \quad R^2 = 0,90$$

Ces relations montrent que les brusques variations de débits dues aux fortes précipitations sont le facteur explicatif dominant des pics de concentration, en particulier pour les premières crues qui suivent les épandages où les pertes par ruissellement de surface dominent. Ensuite, l'influence du temps qui détermine la réserve du sol en herbicide apparaît plus nettement lorsque la part relative des écoulements hypodermiques augmente.

• Bilan des quantités exportées

Les calculs de flux, en crue et hors crue, ainsi que les bilans qui en découlent ont été réalisés pour des années hydrologiques allant du 1^{er} septembre au 31 août. Les résultats des années 1991/1992 à 1996/1997 et les données hydrologiques associées sont présentés dans le tableau 6.

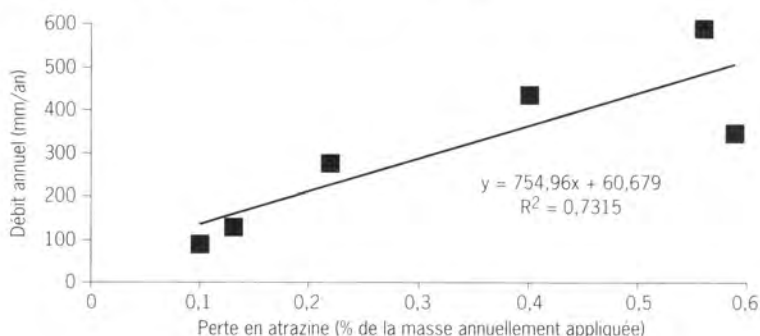
Les pertes observées sur une année varient de 0,10 % à 0,59 % des masses appliquées, valeurs cohérentes avec celles trouvées dans d'autres études (Carluet, 1998). Elles apparaissent très liées à la pluviométrie et au débit du ruisseau comme le montre la corrélation de la figure 9.

Tableau 6 - Exportation de l'atrazine à l'exutoire du bassin et données hydrologiques associées.

Année	Quantité d'atrazine appliquée (kg)	Quantité d'atrazine exportée à l'exutoire (g)	Coefficient de perte (%)	Pluies annuelles (mm)	Débits annuels (mm)
1991-1992	368	372	0,10	607	91
1992-1993	405	2395	0,59	751	348
1993-1994	477	1913	0,40	943	438
1994-1995	394	2212	0,56	986	591
1995-1996	426	941	0,22	588	280
1996-1997	320	403	0,13	551	126

Sur les vingt-cinq dernières années, les débits annuels ont varié de 49,4 mm pour l'année la plus sèche (1975-1976) à 591 mm pour la plus pluvieuse, ce qui permet d'estimer l'amplitude de variation de ces pertes qui devraient *a priori* toujours rester inférieures à 1 %. Ces résultats confirment à l'échelle du bassin entier les très fortes différences observées entre les printemps 1997 et 1998 sur les exportations des sous-bassins de Kerhoueh et de La Villeneuve.

Figure 9
Évolution du coefficient de perte en atrazine en fonction du débit annuel à l'exutoire du bassin de Naizin.



Conclusion

Ces travaux montrent que, à proximité des cultures traitées par des composés phytosanitaires, les crues génèrent dans le réseau hydrographique des pointes de concentration brèves mais intenses. On observe généralement deux pics, un premier associé au transfert des composés par le ruissellement de surface et un second, de concentration moins élevée, dû à l'écoulement hypodermique.

Les pertes en matières actives lors de ces événements dépendent fortement de la distance des parcelles traitées au ruisseau et de la pluviométrie qui détermine le régime hydrologique. Dans des conditions pluviométriques défavorables, des pointes de concentrations en atrazine de quelques centaines de milligrammes par litre peuvent ainsi être observées.

Pour les crues les plus proches de la date des traitements, l'intensité des pics de concentration est très fortement corrélée aux variations de débit des ruisseaux. Pour celles qui en sont les plus éloignées, le temps écoulé depuis l'application qui détermine la réserve du sol en matières actives apparaît comme le second facteur explicatif.

Si, pour l'atrazine, les exportations associées aux premières crues qui suivent les traitements représentent une part considérable des pertes observées sur un cycle de culture, plus de 50 % pour le sous-bassin de La Villeneuve, les exportations à l'exutoire des bassins sont cependant observées jusqu'à l'application de l'année suivante. Une quantité significative d'atrazine est également perdue en dehors des crues. Pour le sous-bassin de La Villeneuve par exemple, cette fraction représente 30 % du total des exportations qui se font par ailleurs à hauteur de 40 % sous forme de produits de dégradation, dééthylatrazine et déisopropylatrazine.

Pour l'ensemble du bassin de Naizin, les pertes annuelles en atrazine observées de 1991 à 1997 représentent de 0,1 % à 0,6 % des quantités appliquées. Elles restent toujours inférieures à 1 % et apparaissent étroitement liées à la pluviométrie qui détermine les conditions hydrologiques du bassin. Ce faible pourcentage est cependant suffisant pour provoquer des concentrations élevées dans les eaux.

Références bibliographiques

- Cann C., 1995. Le transfert des triazines vers l'eau. *In*: Qualité des eaux et produits phytosanitaires. Du diagnostic à l'action. Bilan de 5 années d'études et propositions de la Corpep en Bretagne. Actes du colloque, Rennes, 27 novembre 1995, Bretagne Eau Pure (éd.).
- Cann C., 1997. Étude du transfert des triazines vers les eaux superficielles. Exemple du bassin versant du Coët-Dan. Rapport d'étude. Cemagref Rennes.
- Carluer N., 1998. Vers une modélisation hydrologique adaptée à l'évaluation des pollutions diffuses : prise en compte du réseau anthropique. Application au bassin versant du Naizin (Morbihan). Thèse de l'université Pierre et Marie Curie.
- Clément M., Seux R., Orhon L., 1997. Mécanisme de transfert sol-eau des substances phytosanitaires. Actes du deuxième colloque international de recherche sur les sous-produits de traitements et d'épuration des fluides, nuisances agricoles : constats et solution, 2, 24 p.
- Gillet H., Clément M., Choisy A.-M., Seux R., 1995. Évaluation du niveau de contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires. *J. Eur. Hydrol.*, 26 (1), 57-82.

- Schiavon M., 1998. Origine et devenir des produits phytosanitaires. *In: Agriculture et environnement. Les produits entraînés par l'eau. Colloque d'hydrotechnique. 159^e session du comité scientifique et technique. Publication de la société hydrotechnique de France.*
- Seux R., Clément M., Quinio J., Sauvaget G., 1984. Approche des facteurs influençant le transfert du lindane des zones d'épandage vers les eaux superficielles. Acte du symposium international sur l'écologie terrestre, Les Arcs.
- Wood M *et al.*, 1991. *In: Pesticides in soils and water: current perspectives. Walker A. (ed.), BCPC Monograph, 47,175-182.*

Quantification et survie des bactéries dans les eaux du Coët-Dan

Sophie Corre, Évelyne Jacq, Béatrice Moullec

Micromer, Technopôle Brest Iroise, 224 rue Charles Cadiou, 29200 Brest

Introduction

Alors que les études sur les mécanismes de transfert des sels nutritifs des bassins versants aux cours d'eau sont bien développées, les suivis d'ordre bactériologique ont été rarement menés. Sur le plan de la bactériologie, la contamination des eaux littorales peut avoir une incidence économique. En effet, des normes destinées à prévenir les risques sanitaires sont imposées pour définir la qualité bactériologique des eaux conchylicoles et de baignade. L'application de ces normes peut ainsi conduire à l'interdiction de ces activités et entraîner des préjudices, tant au niveau touristique qu'au niveau de la commercialisation de la production conchylicole.

Dans une revue sur la pollution bactérienne des cours d'eau en zone agricole, Baxter-Potter & Gilliland (1988) mettent l'accent sur la difficulté de comparer des données issues de la littérature. Cette difficulté est liée à la diversité des microorganismes pris à titre d'indicateurs, aux techniques utilisées pour évaluer leurs densités ainsi qu'à la taille et à l'hétérogénéité des cours d'eau étudiés au regard des activités agricoles des bassins versants adjacents. Selon ces auteurs, bien qu'apparaisse une relation générale entre augmentation des densités bactériennes dans les cours d'eau et période pluvieuse, aucune loi simple ne peut être établie. Différents facteurs tels que la température, la distance entre sources de pollution et cours d'eau, les pratiques agricoles, l'âge des dépôts d'origine fécale, les caractéristiques hydrologiques du cours d'eau sont susceptibles d'avoir un impact sur les densités bactériennes dans les eaux d'un ruisseau.

Dans le contexte qui nous intéresse, les apports de bactéries fécales d'origine agricole sont supposés être corrélés aux périodes de crue et avoir pour origine les rejets animaux au niveau des bassins versants. Aussi, et afin d'apporter des éléments de réponse, il s'est révélé important d'adjoindre à la liste des polluants déjà suivis les deux germes types de contamination fécale que sont les *Escherichia coli* et les entérocoques. Notre étude constitue une première approche dans la compréhension des mécanismes de transfert de ce type de polluant. Plus précisément, elle s'est attachée à :

- suivre l'évolution de la charge bactérienne véhiculée par les eaux en période de crue en un point précis du cours d'eau ;
- y associer un indice de mortalité de ces bactéries afin de dégager les flux réels susceptibles d'être rejetés sur les zones littorales.

Ces deux aspects ont été appréhendés dans l'optique de préciser la méthodologie à appliquer dans l'évaluation de la qualité bactériologique d'un cours d'eau.

Les suivis bactériologiques sont effectués sur le bassin versant du Coët-Dan, sur la commune de Naizin (département du Morbihan).

Matériel et méthodes

Germes bactériens analysés

Les *E. coli* et les entérocoques sont dénombrés sur plaques de microtitration, selon la directive imposée depuis 1995 pour les suivis de qualité des eaux de baignade (circulaire DGS/VS4/n° 07/140 du 25 janvier 1995).

Suivi des crues

Les suivis ont été réalisés en période de crue à l'aide d'un échantillonneur automatique réfrigéré à 4 °C de type Sigma 900. Le réglage de la sonde de déclenchement de l'échantillonneur est adapté en fonction des saisons et de l'amplitude des crues dont le suivi est envisagé.

Vingt-quatre échantillons sont ainsi prélevés au cours d'une crue au niveau du bassin adjacent à la station de mesures installée par le Cemagref sur le site de Stimoës dans la partie sud du bassin versant du Coët-Dan. Le cycle du suivi s'étale sur 20 h 45, avec un pas de temps de prélèvement variable, échelonné entre un quart d'heure en début de crue à deux heures en fin de suivi. Dix-huit crues ont ainsi été suivies entre novembre 1995 et avril 1998.

Suivi de la disparition des bactéries fécales *in situ*

Le taux de mortalité des bactéries est en général appréhendé par la notion de T90 correspondant au temps nécessaire à la disparition de 90 % de la population initialement présente. Le principe général de cette évaluation est un suivi de l'évolution quantitative de populations bactériennes placées *in situ*.

• Système expérimental

L'étude est réalisée en chambres de diffusion (Fliermans & Gordon, 1977) construites en polycarbonate transparent et équipées de deux membranes filtrantes de porosité 0,45 µm afin d'assurer un contact aussi complet que possible entre les cellules bactériennes et le milieu aqueux extérieur.

• Inoculum

Les suivis ont été effectués sur trois types d'inoculum :

- une souche d'*E. coli* H10407 (origine : Pr. Joly, Clermont-Ferrand, transmise par l'Ifremer, Brest), prise en référence ;
- du lisier, prélevé dans la fosse à lisier (bassin de plusieurs centaines de mètres cubes installé à ciel ouvert) de l'Earl de Pembual - Guimard Gilbert (porcherie d'environ 1 000 animaux) ;

- l'eau du Coët-Dan, prélevée extemporanément à l'endroit où les chambres sont immergées.

• Période d'expérimentation

Deux expérimentations ont été réalisées au cours de deux années consécutives : la première en mai 1996, la seconde en mars 1997. Menée en hiver, la seconde expérimentation avait pour objectif d'intégrer dans les incubations *in situ* les caractéristiques des eaux à cette période favorable aux crues. Dans chacun de ces cas, les chambres ont été immergées en subsurface dans le Coët-Dan, en trois points du bassin versant. Le suivi de l'évolution des densités de germes présents dans chacune des chambres a été mené sur 96 h (soit sur 4 jours) en 1996 et poursuivi jusqu'à 239 h en 1997.

• Détermination des T90

Dans le contexte de cette étude, la décroissance du nombre de bactéries cultivables, présentée graphiquement sur une échelle semi-logarithmique, peut être mise sous la forme d'une équation par régression linéaire. Cette technique des régressions linéaires, également utilisée par d'autres auteurs (Plusquellec, 1984; Institut Pasteur de Lille, 1985; agence de l'Eau Seine-Normandie, 1992) donnant une bonne corrélation entre les logarithmes des concentrations et le temps, elle a été choisie pour l'évaluation des T90.

Résultats et discussion

Cette étude, menée sur deux ans et demi, confirme l'importance des crues et, par là même, des périodes pluvieuses dans la contamination bactériologique des eaux de rivière sur un bassin versant agricole.

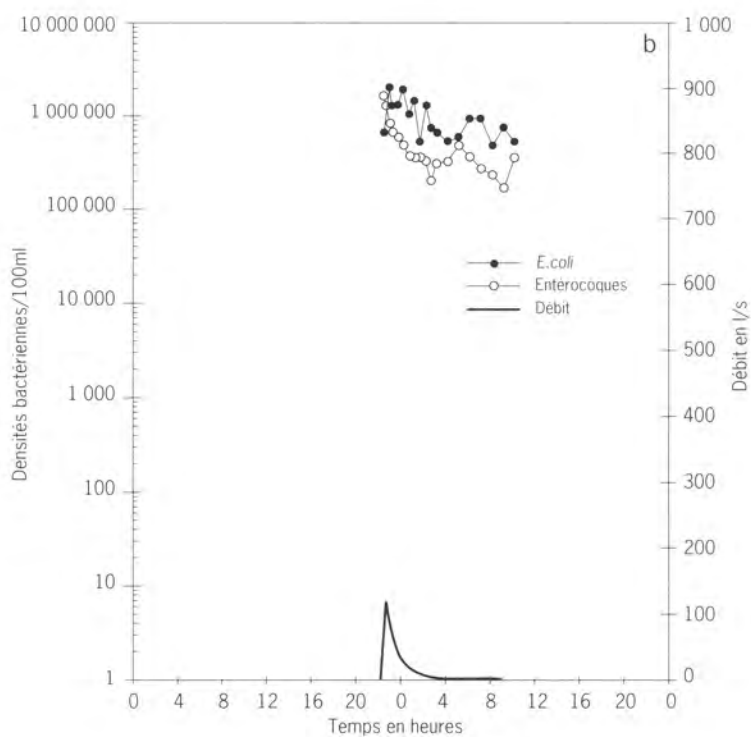
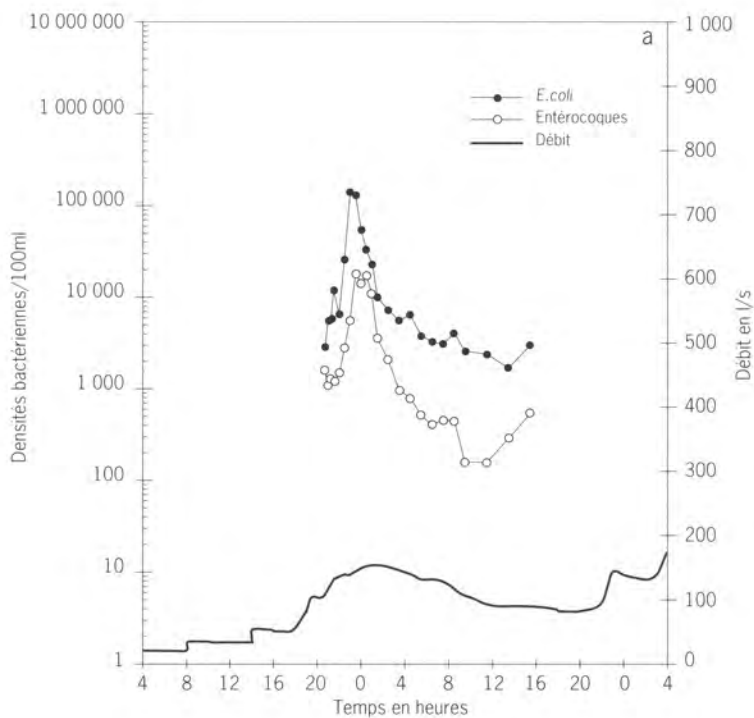
Densités bactériennes

Les apports bactériens maximums sont notés pour des crues survenant après une période de temps sec, soit principalement en automne, voire au printemps et en été. Ces crues se caractérisent généralement par :

- une montée très rapide du débit dans le cours d'eau, consécutive à des averses de forte intensité;
- un débit de pointe inférieur à 500 l/s, avoisinant dans la plupart des cas les 100 l/s;
- un rapport débit maximum/débit de base supérieur ou égal à 10. Le débit de base retenu est le débit minimal enregistré dans les quelques heures à quelques jours précédant la crue.

Les densités bactériennes des eaux du ruisseau augmentent alors de façon exponentielle parallèlement à la phase de montée en débit, et les maximums bactériens sont atteints dans les quelques minutes à quelques heures (moins de 3 heures) qui suivent le débit de pointe. Un profil type d'évolution des densités bactériennes au cours d'une crue est présenté en figure 1a.

Figure 1
Évolution des densités
bactériennes (*E. coli*
et entérocoques)
et des débits au cours
des crues :
a - du 25 novembre 1995
b - du 16 août 1997.



Les maximums bactériens se situent aux alentours de 10^5 *E. coli* ou entérocoques pour 100 ml, soit 3 log au-dessus du bruit de fond bactérien véhiculé par les eaux de la rivière hors période de crue (10^2 *E. coli*/100 ml) (fig. 1a). Ils peuvent atteindre 10^6 *E. coli*/100 ml, soit 4 log au-dessus de ce bruit de fond bactérien, au cours d'averses orageuses survenant en période estivale lorsque le cours d'eau est à sec (fig. 1b).

Une fois les maximums atteints, les densités diminuent ensuite rapidement avec la chute de débit. Plus précisément, cette diminution se fait en deux temps :

- une phase de déclin rapide, caractérisée par un tracé à forte pente avec une baisse des densités supérieure à 1 log en l'espace d'environ 3 heures ;
- une phase de déclin plus lente, caractérisée par un tracé à pente plus douce, permettant un abattement des densités d'1 log en une dizaine d'heures.

Ce schéma, observé sur plusieurs crues, ne s'est cependant pas réitéré sur le profil présenté sur la figure 1b. Cette crue, liée à une averse orageuse, est pourtant celle pour laquelle les densités bactériennes les plus fortes ont été enregistrées. Dans ce cas, les densités sont restées élevées et n'ont chuté que d'1/2 log au cours des 12 heures suivant les maximums bactériens.

La bonne corrélation intervenant entre pics de densités bactériennes et pics de débits suggère que les apports bactériens sont essentiellement liés au ruissellement de la pluie sur les sols (terres agricoles, cours de ferme, aires d'exercice...) et/ou à l'érosion des sols.

Flux bactériens

Sur une période de 20 h 45, les apports en situation de crue se situent aux alentours de 10^{12} *E. coli*, et ce pour des volumes d'eau compris entre 5 000 et 50 000 m³. Ces valeurs se situent 3 log au-dessus des flux véhiculés hors période de crue pour des volumes de 500 m³. Une exception à ces valeurs moyennes est cependant observée : celle de la crue survenue après un épisode orageux (fig. 1b) qui a généré un flux de 10^{13} *E. coli* pour un volume d'eau légèrement inférieur à 500 m³ en 12 heures.

Tableau 1 - Flux et densités d'*E. coli* véhiculés par les eaux du Coët-Dan dans différentes conditions hydrologiques.

	Débit de pointe l/s	Flux sur 20 h 45 eau (m ³)	Densités bactériennes /100 ml
Basses eaux	10	500	10^9
Crue faible	100	5 000	10^{12}
Crue forte	1 000	50 000	10^{12}
Crue d'orage	100	500	10^{13}

Ces différentes valeurs, volontairement arrondies par souci de clarté, sont reprises dans le tableau 1 et sont complétées par les densités correspondantes exprimées selon les unités usitées par les normes de qualité

d'eau, soit pour 100 ml. Un flux de période de basses eaux a été estimé. Il a été calculé sur la base d'un débit fixé arbitrairement à 10 l/s, auquel a été affecté le bruit de fond bactérien décelé au niveau du cours d'eau (soit 10^3 *E. coli*/100 ml).

À titre d'élément de comparaison, les flux bactériens (*E. coli*) journaliers engendrés par une station d'épuration type sont portés dans le tableau 2. La conception des stations d'épuration se fait actuellement sur la base de 180 l/j/ÉH (équivalent habitant) avec une part d'eau usée de 150 l/j/ÉH. Les densités en *E. coli*, mesurées en sortie de station, sont en général comprises entre 10^4 et 10^6 /100 ml, soit en moyenne 10^5 /100 ml.

Tableau 2 - Flux journaliers déversés en sortie de station d'épuration.

Nombre d'ÉH	Flux journaliers	
	eau usées (m ³)	bactéries (<i>E. coli</i>)
10 000	1 800	$1,8 \cdot 10^{12}$
100 000	18 000	$1,8 \cdot 10^{13}$

Les flux bactériens véhiculés par les eaux du Coët-Dan en période de crue sont du même ordre de grandeur que ceux émis par une station d'épuration de 10 000 ÉH. Par contre, en période d'orage, ces flux peuvent atteindre ponctuellement ceux d'une agglomération de 100 000 ÉH. Les normes actuellement en vigueur pour la qualité bactériologique des zones de baignade (directive CEE 76/160 du 8 décembre 1975) et de conchyliculture (directive CEE 91/492 du 15 juillet 1991) sont précisées dans le tableau 3.

Tableau 3 - Normes de qualité bactériologique des zones de baignade et de conchyliculture.

<i>E. coli</i>		Nombre guide	Norme impérative
Baignade	/100 ml d'eau	$1 \cdot 10^2$	$2 \cdot 0 \cdot 10^5$
Conchyliculture	/100ml de chair + liquide intervalvaire	-	$2,3 \cdot 10^2$

Les densités d'*E. coli* engendrées par les crues ne sont pas négligeables, avec des valeurs de 10 à 10 000 fois supérieures à celles des normes impératives de qualité des eaux. À ces périodes de crues sont, en outre, associées des vitesses de transfert plus élevées des eaux de surface vers les zones littorales, donc un transfert plus rapide de la contamination. Il apparaît donc que les crues sont des événements déterminants dans les émissions de germes bactériens vers les cours d'eau, et ce tant sur le plan des densités que sur celui des flux. Barbier (1984) observe ces mêmes tendances et précise de plus que, dans le cas du bassin versant du Gouessant (Côtes-d'Armor), la contamination générée par le sous-bassin agricole dépasse nettement celle du sous-bassin urbain. Ces différences entre sous-bassins agricoles et urbains peuvent être en partie attribuées aux quantités de déjections potentiellement transférables à

la rivière au cours d'un événement pluvieux. Mais ce phénomène est également à relier, comme le souligne l'auteur, au comportement hydrologique des bassins versants et par conséquent à leurs caractéristiques pédologiques. Ainsi, deux sous-bassins semblables d'un point de vue géologique peuvent présenter des différences d'un point de vue pédologique et, par là même avoir un comportement hydrologique différent. Cette double approche, en termes de densités et de flux, est intéressante à conserver.

Le calcul des flux permet en effet d'affiner les caractéristiques des crues les plus génératrices de contamination bactériologique. Utilisées sur différents cours d'eau et/ou différents bassins versants (agricoles, urbains) et extrapolées à différentes échelles (horaire, mensuelle, annuelle), elles permettraient de hiérarchiser les sources susceptibles de contaminer les zones littorales.

Le calcul des densités permet de comparer les charges polluantes à des normes de qualité d'eau et, au-delà, à des objectifs de qualité à atteindre dans les cours d'eau pour que soient préservées, en aval, les activités économiques (baignade, conchyliculture). Ces objectifs devront également tenir compte des phénomènes de dilution/dispersion en milieu marin.

Comparaison avec les paramètres physico-chimiques

Il est possible d'observer, en première approche, une bonne concordance des évolutions des densités bactériennes avec celles des concentrations en matières en suspension et en phosphates (données non publiées). Cette concordance suggère un comportement similaire des polluants associés à la fraction particulaire des sols, fraction qui est susceptible d'être entraînée lors des écoulements rapides engendrés par les pluies.

En outre, il n'est pas exclu qu'une partie de la contamination bactérienne associée aux eaux de la rivière soit liée à une remise en suspension, au moment des crues, des bactéries à partir du sédiment constituant le lit du cours d'eau. Dans ce sens, un prélèvement réalisé au niveau du sédiment après une crue montre que sa charge bactérienne est de l'ordre de 10^4 *E. coli*/ml ou par gramme.

Il ne s'agit là que d'une analyse ponctuelle, qui demanderait à être répétée en plusieurs points du cours d'eau et en plusieurs saisons, mais elle témoigne d'un apport potentiel directement lié au cours d'eau. Le sédiment joue alors un rôle d'intégrateur d'une succession d'apports en contaminants bactériens issus du bassin versant. Cette composante reste cependant très difficile à dissocier des apports directement liés à chaque événement pluvieux.

Temps de survie

Les temps de survie des germes tests de contamination fécale, appréhendés par leur T90, fluctuent de 2,5 jours à 6 jours. Les résultats obtenus à partir des inoculumis lisier et eaux du Coët-Dan sont concordants. Les valeurs les plus faibles, comprises entre 1,5 jour et 4 jours, ont été

observées à partir de la souche d'*E. coli* prise en référence. À titre de comparaison, cette même souche, immergée en milieu marin au mois de juin 1992 (Manche), montrait des T90 inférieurs à 1 jour (agence de l'Eau Seine-Normandie, 1992; Amezal *et al.*, 1996). Ces écarts de valeurs confirment que les germes fécaux sont nettement plus stressés par un rejet en mer que par un déversement en eau douce.

D'une façon générale, de nombreuses études ont été menées, *in vitro* et *in situ*, afin de cerner les paramètres extérieurs susceptibles d'agir sur la survie des germes entériques. Ces travaux, souvent difficilement comparables, mettent en cause un grand nombre de paramètres possibles, parmi lesquels il est possible de retenir :

- la lumière (Gameson & Gould, 1974; Bonefont *et al.*, 1990; Pomme-puy *et al.*, 1991);
- la salinité (Gauthier *et al.*, 1986; Dupray *et al.*, 1991);
- la matière organique (Dupray *et al.*, 1991);
- la température (Institut Pasteur, 1985);
- la charge en matière en suspension (Pomme-puy *et al.*, 1991);
- ou les phénomènes de prédation et d'antibiose (Gauthier, 1980).

Résultant de l'interaction de ces multiples paramètres, la survie de ces germes apparaît très variable d'un site à l'autre mais également d'une saison à l'autre (Gauthier & Pietri, 1989; Dawe & Pentose, 1978). Ainsi, la qualité intrinsèque du milieu récepteur joue un rôle important vis-à-vis du devenir des germes entériques dans les milieux naturels.

Tout récemment, une étude menée sur la disparition d'*E. coli* dans les rivières normandes (agence de l'Eau Seine-Normandie, 1998) a permis de définir les principaux paramètres affectant la survie de ces germes dans les cours d'eau de faible gabarit. La prédation par les organismes benthiques détiendrait le rôle majeur. Selon les auteurs, cette activité croît de manière inverse au débit et devient très importante en dessous de 300 l/s; elle augmente également avec la température, particulièrement au-delà de 15 °C, cette dernière agissant sur le métabolisme des organismes. Ces données sont importantes à prendre en compte car la technique des microcosmes utilisée dans notre étude n'intègre pas ce phénomène de prédation par le benthos. Cependant, il convient de préciser que la valeur de T90 de 10 h, annoncée dans cette étude, est basée sur des mesures *in situ* réalisées exclusivement en conditions hydrologiques de récession des cours d'eau, et en prenant en compte la disparition d'*E. coli* d'origine urbaine. Les différentes études menées sur le bassin versant du Coët-Dan montrent que les conditions prévalant en période de crue diffèrent sur plusieurs paramètres de celles des périodes d'étiage.

Ainsi, le bassin versant du Coët-Dan est situé à environ 50 km de la zone littorale. Les temps de transfert de ses eaux vers les eaux marines sont de :

- 1 à 2 jours en période de crue;
- 10 à 15 jours en période de basses eaux.

Il en résulte que l'apport bactérien des eaux douces au littoral est effectif et qu'il est surtout sensible en période pluvieuse en raison :

- de la diminution :
 - des temps de transit des eaux,
 - des processus de sédimentation,
 - de la prédation par les organismes benthiques,
 - des effets germicides des UV solaires ;
- de l'augmentation :
 - des flux bactériens,
 - des concentrations particulières et/ou organiques.

Recommandations pour l'évaluation de la qualité d'un cours d'eau

Cette étude met l'accent sur la variabilité de la charge bactérienne véhiculée par les eaux d'une rivière. D'une contamination de base de 10^2 *E. coli*/100 ml hors période de crue, les densités peuvent atteindre 10^6 *E. coli*/100 ml après une averse orageuse en passant par des valeurs généralement comprises entre 10^4 et 10^5 *E. coli* en période de crue. Les conditions météorologiques et les caractéristiques du cours d'eau prévalant au moment d'un échantillonnage doivent donc impérativement être intégrées dans la définition de la qualité d'un cours d'eau.

Des prélèvements en période de temps sec établi et en début de période pluvieuse sont au minimum indispensables pour appréhender correctement la contamination potentiellement véhiculée par le cours d'eau. Barbier (1984) précise, de plus, que la représentativité d'un seul prélèvement apparaît meilleure à faible débit qu'à débit élevé et est également meilleure pour les coliformes fécaux (dont fait partie *E. coli*) que pour les streptocoques fécaux (dont font partie les entérocoques). Il serait donc souhaitable, afin d'optimiser la précision des résultats obtenus, d'augmenter les nombres de prélèvements en période de crue.

Cette remarque vaut d'ailleurs sur un plan plus général lorsque l'évaluation de la qualité bactériologique d'un écosystème est requise. En effet, aux nombreux paramètres susceptibles d'agir sur les concentrations bactériennes (climatiques, édaphiques, biotiques...) s'ajoute une part de variabilité liée au mode de répartition agrégatif de ces microorganismes. Un jugement émis sur la qualité bactériologique d'un cours d'eau devra donc reposer, pour être fiable, sur un certain nombre de résultats. Ce nombre ne pourra être défini que par analyse statistique des données obtenues sur plusieurs bassins versants ; il devra, en outre, se situer en bonne adéquation avec les critères de fiabilité des résultats et les coûts analytiques.

À titre d'illustration des dérives d'interprétation qui peuvent être commises, les valeurs minimales (40 *E. coli* ou entérocoques pour 100 ml) et maximales ($2 \cdot 10^6$ *E. coli* ou entérocoques pour 100 ml) de densités bactériennes relevées au cours de cette étude sont placées en regard de la grille de qualité générale des cours d'eau donnée par l'agence de l'Eau Loire-Bretagne (1990) (tab. 4).

Tableau 4 - Paramètres bactériologiques (CF : coliformes fécaux, dont font partie les *E. coli* et SF : streptocoques fécaux, dont font partie les entérocoques) utilisés dans la description de la qualité des cours d'eau par l'agence de l'Eau Loire-Bretagne.

	I A	I B	2	3	HC
	très bonne	bonne	moyenne	mauvaise	très mauvaise
CF/100 ml	20	2 000	20 000		
SF/100 ml	20	1 000	10 000		

En période hors crue, les eaux du Coët-Dan sont de bonne qualité bactériologique. Par contre, en période de crue, en fonction du moment auquel sont effectués les prélèvements, la qualité des eaux pourra passer de bonne (fin de certaines crues) à mauvaise, voire à très mauvaise. Il convient de préciser que cette interprétation des résultats n'est donnée qu'à titre d'exemple et ne relève que des critères bactériologiques. La qualité générale d'un cours d'eau ne peut être appréciée, comme le définit la grille de l'agence de l'Eau, qu'au regard d'un nombre beaucoup plus conséquent de paramètres.

Conclusion

Jusqu'à présent, les bassins versants bordant directement la frange littorale étaient considérés comme les principaux responsables de la contamination bactériologique des zones estuariennes et marines. Cette étude indique que les bassins versants intérieurs à dominante agricole contribuent également à la pollution de ces eaux. En période de crue, le bassin agricole du Coët-Dan (12 km², situé à 70 km de la mer, 1 100 habitants dans le bourg de Naizin, effectifs bovins, porcins et avicoles respectivement de 3 182, 28 849 et 80 865 en 1988 avec accroissement des cheptels après cette date) (Bordenave & Merceron, dans le même ouvrage) génère une pollution bactériologique équivalente à celle d'une agglomération d'au moins 10 000 ÉH et qui peut atteindre celle d'une zone urbaine de 100 000 ÉH. en cas d'orage particulièrement violent. Compte tenu de l'importance de ce résultat, il conviendrait de confirmer cette observation par l'analyse de différents cours d'eau de bassins versants supportant des élevages intensifs.

Les conditions environnementales prévalant en situation pluvieuse et, *a fortiori*, en période de crue accentuent l'impact des bassins versants sur la qualité bactériologique des eaux douces (contamination bactérienne plus forte, temps de transit des eaux plus rapide, survie des germes bactériens accentuée).

À l'échelle de l'année, ces apports seront surtout marqués en période hivernale. En cette saison, peu propice à la baignade, ils affecteront surtout la qualité des zones conchylicoles et de pêche à pied récréative. En période printanière et estivale, les risques seront surtout concomitants aux périodes d'orage. La qualité des eaux littorales pourra alors s'en trouver ponctuellement dégradée et les activités, tant de conchyliculture que de baignade, perturbées.

Il convient toutefois de relativiser l'impact de ces apports par leur dispersion en milieu marin. Celle-ci est liée d'une part aux volumes transitant par les cours d'eau et, d'autre part, aux caractéristiques hydrodynamiques des zones littorales recevant ces cours d'eau. Les zones estuariennes, souvent génératrices d'activités conchylicoles et généralement réceptacles de bassins versants assez étendus, seraient ainsi les plus exposées à cette contamination bactériologique.

Cette étude met, en outre, l'accent sur la variabilité de la charge bactérienne véhiculée par les eaux douces. En terme méthodologique, il convient donc de prendre en compte les caractéristiques météorologiques et hydrologiques régnant au moment des prélèvements pour définir la qualité d'une eau. En effet, les densités bactériennes peuvent augmenter d'un facteur 1 000 à 10 000 entre période d'étiage et période de crue.

Ces apports bactériens étant essentiellement liés aux processus de ruissellement et d'érosion des sols par la pluie, il conviendra pour les réduire de tenter de limiter ces phénomènes. Pour ce faire, deux secteurs principaux sont à considérer : l'exploitation elle-même (fosses de stockage des déjections, aires bétonnées, blocs de traite...) et les terres agricoles (gestion des épandages).

Références bibliographiques

- Agence de l'Eau Seine-Normandie, 1992. Détermination des T90 sur la côte de Nacre (Calvados). Contrat Micromer/Créocan, 1, 47 p.
- Agence de l'Eau Seine-Normandie, 1998. Disparition des *Escherichia coli* dans les rivières normandes. Contrat Laboratoire d'études et d'analyses de la ville du Havre, 92 p.
- Amezal A., Legrand B., Corre S., 1996. Étude du devenir des bactéries sur la côte de Nacre (Calvados). TSM, 3, 170-173.
- Barbier G., 1984. Étude des mécanismes de pollution bactérienne des eaux superficielles du bassin du Gouessant par comparaison de deux sous-bassins versants; rapport final. École nationale de la Santé Publique, 122 p.
- Baxter-Potter W.R., Gilliland M.N., 1988. Bacterial pollution and runoff from agricultural lands. J. Environ. Qual., 17 (1), 27-34.
- Bonefont J.-L., Martin Y.-P., Guinnet B., 1990. Étude expérimentale de la décroissance des bactéries fécales en milieu marin, quantification, facteurs impliqués. Water Res., 24 (3), 267-273.
- Dawe L.L., Pentose W.R., 1978. "Bactericidal" property of seawater: death or debilitation? Appl. Envir. Microbiol., 829-833.
- Dupray E., Baleux B., Bonnefont J.-L., Guichaoua C., Pommepuy M., Derrien A., 1991. Les apports en bactéries par les stations d'épuration. Éd. Ifremer, Actes de colloques 11, La mer et les rejets urbains, Bendor 13-15 juin 1990, 81-97.

- Fliermans C.B., Gordon R.W., 1977. Modification of membrane diffusion chambers for deep-water studies. *Appl. Envir. Microbiol.*, 207-210.
- Gameson A.L.M., Gould, 1974. Effects of solar radiations on some terrestrial bacteria in sea water. *In: Discharges sewage from sea outfalls*. Pergamon Press, 209-219.
- Gauthier M.-J., 1980. Note sur la fréquence de production d'antibiotiques lipidiques chez les algues planctoniques. *Rev. Int. Oceanogr. Med.*, 58, 41-43.
- Gauthier M.-J., Pietri C., 1989. Devenir des bactéries et virus entériques en mer. *Chap. 12*, 319-339.
- Gauthier M.-J., Munro P.M., Mohadjer S., 1986. Influence of salts and sodium chloride on the recovery of *Escherichia coli* from seawater. *Curr. Microbiol.*, 15, 5-10.
- Institut Pasteur de Lille, 1985. Devenir des germes entériques en mer du Nord. *Contrat Ifremer 83/3046 B*, 152 p.
- Plusquellec A., 1984. Contribution à l'étude de la pollution bactérienne des eaux littorales. Cas particulier de la baie de Concarneau-La Forêt. Thèse de 3^e cycle, université de Bretagne occidentale, Brest, 202 p.
- Pompey M., Guillaud J.-F., Martin Y., Dupray E., Derrien A., L'Yavanc J, Cormier M., 1991. Le devenir des bactéries en zone littorale. Éd.Ifremer, Actes de colloques 11, La mer et les rejets urbains, Bendor 13-15 juin 1990, 89-99.

Flux bactériens et qualité sanitaire des coquillages en baie de la Fresnaye

Élisabeth Dupray⁽¹⁾, Marie-Paule Caprais⁽¹⁾, Annick Derrien⁽¹⁾, Patrick Monfort⁽²⁾, Alette Conventant⁽³⁾, Julia Penot⁽³⁾, Patrick Fach⁽⁴⁾, Françoise Dilasser⁽¹⁾, Sylvie Pérelle⁽¹⁾, Joël Grout⁽¹⁾, Michel Federighi⁽⁵⁾, Florence Jugiau⁽⁵⁾, Florence Rama⁽⁵⁾

(1) Ifremer/Del, BP 70, 29280 Plouzané

(2) Ifremer/Del, 13 rue de Kérose, Le Roudouic, 29900 Concarneau

(3) Ifremer/Del, BP 46, 35402 Saint-Malo Cedex

(4) Cneva, 43 rue de Dantzig, 75015 Paris

(5) École nationale vétérinaire de Nantes, CP 40706, 44307 Nantes Cedex 03

Généralités

Les techniques de production agricole ont évolué ces dernières décennies vers une augmentation de la taille des exploitations et leur concentration géographique. Cette intensification de la production animale concentre les rejets sur des zones géographiques limitées. De nombreux genres et espèces bactériens sont excrétés par les animaux d'élevage et se retrouvent dans les fumiers et lisiers. Parmi ces bactéries, certaines provoquent des zoonoses, c'est-à-dire qu'elles sont pathogènes tant pour l'homme que pour les animaux. Elles sont rejetées lors d'épisodes pathologiques mais aussi en l'absence de tout symptôme clinique : des animaux porteurs sains excrètent à bas bruit ces bactéries. Différentes études ont ainsi évalué la fréquence du portage sain de *Salmonella* à 7 % du cheptel chez les bovins (Morisse *et al.*, 1992), à 23 % et 10 % chez les porcs (Jones *et al.*, 1976; Käsborher *et al.*, 1997). Les concentrations en *Salmonella*, *Listeria monocytogenes*, *Yersinia enterocolitica* sont d'environ 10^5 à 10^6 par gramme de fèces chez ces porteurs sains, soit du même ordre de grandeur que les concentrations en coliformes fécaux. À l'heure actuelle, l'épandage reste le principal moyen d'épuration et de valorisation des rejets d'élevage. La survie des bactéries dans les lisiers a été montrée lorsque le stockage se fait sans brassage et à basse température (Larsen & Munch, 1980). Les technologies d'épuration des déjections animales sont encore peu développées mais devraient se généraliser dans un avenir proche, compte tenu des excédents enregistrés et des problèmes environnementaux que cela pose (circulaire Le Pensec-Voynet, 1998). Les sources de contamination de l'environnement sont les sièges d'exploitation agricole, les animaux en pâture, les épandages. Le transfert physique des bactéries (lié au ruissellement) dépendra des conditions climatiques, pédologiques et géographiques. Par ailleurs, leur survie sera fonction de leur capacité physiologique d'adaptation à des environnements divers. Les conditions hivernales apparaissent les plus à risque, compte tenu du ruissellement induit par les pluies sur des sols nus et du faible ensoleillement favorisant la survie bactérienne.

La contamination bactériologique des eaux littorales menace les activités conchylicoles et de baignade. Parmi les bactéries d'origine animale répertoriées et dont la transmission à l'homme se fait par la voie orale, la majorité d'entre elles a été isolée du milieu marin. Bien que l'on ne dispose que de peu d'études épidémiologiques évaluant le risque infectieux, la responsabilité de *Salmonella* et de *Campylobacter* a été démontrée dans des épisodes de gastro-entérites chez l'homme, après consommation de coquillages (Griffin *et al.*, 1983; Abeyta *et al.*, 1993; Greenwood *et al.*, 1998).

Des indicateurs spécifiques d'une contamination fécale humaine ou animale ont été décrits dans la littérature (revue dans Pourcher, 1991; Sinton *et al.*, 1998) mais aucun ne peut être employé de façon fiable pour le traçage d'une pollution de l'environnement, du fait soit de leur brève survie en dehors d'un tube digestif, soit de leur rejet à des concentrations faibles rendant leur détection difficile.

Introduction

Dans le but d'évaluer l'importance qualitative et quantitative de la contamination bactérienne de coquillages élevés en aval d'un bassin versant à forte densité d'élevages, l'Ifremer et ses partenaires associés au sein de Bretagne Eau Pure (agence de l'Eau Loire-Bretagne, conseil général des Côtes-d'Armor, Région Bretagne) ont mis en place un programme de recherche sur deux ans : Rejets agricoles et bactériologie (baie de la Fresnaye).

Objectifs de l'étude

De façon à satisfaire à la réglementation, le contrôle microbiologique des zones conchylicoles est assuré par l'Ifremer, au travers du dénombrement des coliformes fécaux (thermotolérants) dans les coquillages. Ces bactéries indiquent une contamination fécale mais leur présence n'est pas toujours corrélée avec celle de bactéries pathogènes. La recherche et, plus encore, le dénombrement de ces dernières nécessitent des techniques lourdes et coûteuses, difficilement applicables en surveillance. C'est pourquoi peu de données sont disponibles sur les niveaux de contamination réelle des coquillages en bactéries pathogènes.

De nombreux facteurs intervenant sur la survie et le transfert des bactéries au sein des bassins versants avant leur arrivée en mer, il a semblé préférable de rechercher directement dans des coquillages élevés en aval d'une zone agricole des bactéries potentiellement pathogènes pour l'homme et rejetées par les animaux. Les flux de ces bactéries ont été également mesurés dans les rivières se jetant dans la baie étudiée. Parallèlement à la numération des bactéries témoins de contamination fécale (coliformes et streptocoques fécaux), cinq espèces bactériennes d'intérêt sanitaire ont été dénombrées : *Salmonella*, *Campylobacter*, *Yersinia enterocolitica*, *E. coli* VTEC (producteur de vérotoxines), toutes quatre

provoquant des gastro-entérites et *Listeria monocytogenes*, responsable de méningite, avortement et septicémie.

Présentation du site d'étude

La baie

La baie de la Fresnaye, située à l'est des Côtes-d'Armor (fig. 1), a été choisie comme site d'étude compte tenu de la forte densité d'élevages sur son bassin versant et de la faible population humaine (voir ci-dessous). L'estran est sablo-vaseux, d'une superficie de 13,5 km². Une activité conchylicole s'y développe : ostréiculture (production en 1998 : 400 t/an) et mytiliculture (500 t/an). Un gisement naturel de coques s'étend au sud-ouest des tables à huîtres. Les zones de production conchylicole françaises sont classées en quatre catégories A, B, C et D par ordre décroissant de salubrité. L'arrêté du 21 juillet 1995 définit les critères d'évaluation de la qualité microbiologique d'une zone de production, basés sur le dénombrement des coliformes thermotolérants dans 100 g de chair et de liquide intervalvaire. La baie de la Fresnaye est classée B pour les bivalves non fouisseurs (moules et huîtres) et C pour les coques. Moules et huîtres ne peuvent donc être commercialisées sans purification en bassins insubmersibles ou reparcage dans une eau de bonne qualité microbiologique. Les établissements présents dans la baie sont équipés de bassins aérés.

Les plages de la Mare et de la Fresnaye, situées au nord-est de la baie, ont été classées alternativement A (eau de bonne qualité pour la baignade) et B (eau de qualité moyenne) ces trois dernières années.

Bassin versant

Quatre rivières se jettent dans la baie de la Fresnaye (fig. 1) :

- le Frémur, de 25 km de long avec un bassin versant d'une superficie de 65,5 km²;
- le Rat, 16 km de long, drainant un bassin versant de 15,75 km²;
- le Pont Pourvoi, ruisseau de 8,7 km de long, avec un bassin versant de 13,75 km²;
- le Kermiton, ruisseau de 2,7 km de long, avec un petit bassin versant de 5,25 km².

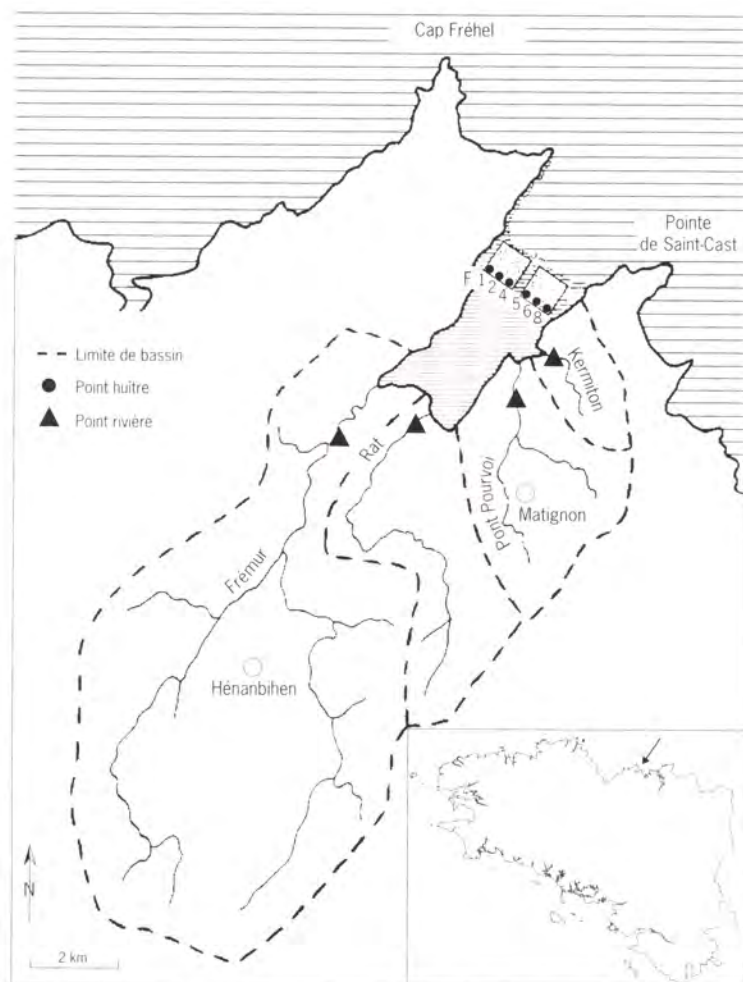
La cellule qualité des eaux littorales de la DDE des Côtes-d'Armor effectue un suivi mensuel des coliformes fécaux dans ces quatre rivières. Sur une période de 21 mois, de janvier 1997 à octobre 1998, le Pont Pourvoi apparaît comme la rivière la plus fréquemment contaminée en terme de concentration de coliformes fécaux. Notons qu'aucune rivière ne présente de contamination inférieure à 20 coliformes fécaux pour 100 ml, ni supérieure à 2.10⁴.

La population humaine est d'environ 5 800 personnes sur les bassins versants de la baie. L'habitat est de type dispersé et seules deux communes sur sept dépassent le millier d'habitants : Matignon (1 600) et Héanbihen (1 400). L'assainissement est de type individuel, excepté

pour la commune de Matignon pour laquelle les eaux usées sont traitées dans une station à boues activées, suivi d'un lagunage en traitement tertiaire.

Sur le canton de Matignon, dont les limites administratives correspondent approximativement au bassin versant de la baie, on recensait 354 exploitations agricoles en 1996, pour une surface agricole utilisée (SAU) de 13 111 ha. De nombreux élevages industriels porcins et avicoles sont implantés sur le bassin versant amont du Frémur. La production bovine est surtout concentrée sur le bassin versant du Rat. Le recensement agricole de 1988, dernier en date, fait état de 19 725 bovins, 153 668 porcins, 1 628 590 volailles sur le canton de Matignon. Bien qu'anciens, ces chiffres sont en accord avec des données plus récentes (1994) concernant les bilans d'azote par canton (source Draf/service régional de la statistique agricole). Maïs et céréales sont les cultures majoritaires.

Figure 1
Localisation des points
de prélèvement en baie
de la Fresnaye.



Le canton de Matignon est classé en zone d'excédent structurel, c'est-à-dire que la production d'azote d'origine animale dépasse les 170 kg par hectare de SAU épanachable et par an. Dans ce cas, l'azote produit est largement supérieur aux capacités de fertilisation des cultures.

Le règlement sanitaire départemental des Côtes-d'Armor définit les règles d'épandage des lisiers et fumiers. Notons que l'épandage est interdit par temps de gel, neige ou fortes pluies, les samedis et dimanches, ainsi que du 15 novembre au 31 janvier (dans les deux derniers cas, exception est faite pour les fumiers s'il y a enfouissement dans la demi-journée). Par ailleurs, l'arrêté préfectoral du 14 mars 1990 impose à chaque exploitation une capacité de stockage des déjections de six mois minimum.

Méthodes analytiques

Les rivières ont été échantillonnées à marée basse, au niveau de leur exutoire en mer. Les débits instantanés des rivières ont été mesurés à l'aide d'un moulinet hydrométrique (Ott). Six points de prélèvement d'huître répartis sur la largeur de la baie (fig. 1) ont été échantillonnés à basse mer par des coefficients de marée supérieurs à 70.

- Les coliformes thermotolérants ont été dénombrés par méthode conductance-métrique sur appareil Malthus.
- Les streptocoques fécaux ont été dénombrés par la méthode NPP (nombre le plus probable) en bouillon de Rothe puis de Litsky.
- Les bactéries pathogènes ont été recherchées de façon semi-quantitative, c'est-à-dire dans trois volumes d'eau : 1, 10 et 100 ml par filtration sur membrane Nuclepore de porosité 0,2 μm et dans trois poids de broyat d'huître : 0,2, 2,5 et 25 g.

- *Salmonella* a été recherchée par culture avec un pré-enrichissement en eau peptonée tamponnée, suivi d'un enrichissement en bouillon Rappaport et en bouillon de Muller-Kauffman, et enfin un isolement sur géloses de Rambach et XLT⁴. Les colonies suspectes sont identifiées à l'aide de galeries API 20E et sérotypées. Une seconde technique a été employée, qui ne fait pas appel à la culture mais à la détection directe du génôme, la PCR ou amplification génique. Une extraction d'ADN est conduite sur l'échantillon puis une semi-nested PCR est réalisée employant des amorces spécifiques de *Salmonella* reconnaissant le gène *invA*. La révélation se fait par électrophorèse et coloration au bromure d'éthidium.

- *Listeria monocytogenes* a été recherchée selon la norme Afnor VF V08 055 par culture en bouillon de Fraser au 1/2 puis au 1/1. L'isolement est pratiqué sur gélose Palcam et les colonies suspectes sont identifiées soit par hybridation avec une sonde GeneTrak[®] spécifique de *L. monocytogenes*, soit à l'aide de tests biochimiques.

- Les *Campylobacter* thermotolérants ont été recherchés selon la norme NF-ISO 10272 : enrichissement en bouillon de Park et Sanders sous

atmosphère microaérophile, puis isolement sur géloses de Karmali et de Skirrow. La confirmation des colonies suspectes se fait par identification par hybridation avec une sonde Accuprobe™ *Campylobacter*.

- *E. coli* VTEC, sécréteur de vérotoxines, a été recherché par amplification génique (PCR) après une phase d'enrichissement en bouillon « modified EC » additionné de novobiocine. L'amplification utilise des amorces reconnaissant les gènes *vt*s. La révélation se fait par hybridation en milieu liquide.

- *Yersinia enterocolitica* a été recherchée par nested-PCR directe, à l'aide d'amorces reconnaissant le gène *ail*.

Résultats et discussion

Six campagnes de prélèvement ont eu lieu (tab. 1).

Tableau 1 – Caractéristiques des campagnes.

	Campagnes					
	12 nov. 96	24 fév. 97	26 mai 97	17 nov. 97	12 janv. 98	19 oct. 98
Pluviométrie cumulée sur :						
2 jours précédents	6,2	0,8	0,0	0,0	0,0	4,4
5 jours précédents	10,0	1,0	0,0	3,8	5,8	17,4
10 jours précédents	22,2	19,6	15,0	23,2	47,6	29,4
Autorisation épandages	oui	oui	oui	oui	non	oui

Il s'est avéré difficile d'étudier des situations caractéristiques de crue et de sécheresse, comme cela était prévu initialement, compte tenu des contraintes analytiques, des coefficients de marée, etc. Les campagnes se sont déroulées en période plutôt sèches et de faibles pluies, ne permettant d'appréhender que partiellement le rôle du ruissellement sur la contamination des rivières et des coquillages. Néanmoins, ces conditions sont représentatives du climat moyen de cette région qui bénéficie d'un ensoleillement important et de précipitations moyennes annuelles de 654 mm, parmi les plus faibles enregistrées en Bretagne. La campagne du 17 novembre 1997 a été classée en période d'épandage car se situant deux jours seulement après la date limite d'autorisation.

Concentrations bactériennes dans les rivières

D'une façon générale, les concentrations en bactéries pathogènes relevées dans les rivières du bassin versant de la baie de la Fresnaye sont moyennes puisque :

- 10,2 % des échantillons présentaient une concentration supérieure ou égale à 100/100 ml d'une ou plusieurs bactéries pathogènes ;
- 15,7 % une concentration de 10 à 100/100 ml ;
- 12 % une concentration de 1 à 10/100 ml ;
- 62 % une concentration inférieure à 1/100 ml.

Toutes les rivières sont concernées par la présence de bactéries pathogènes. Chaque bactérie recherchée a été isolée au moins une fois dans chaque rivière, à l'exception de *Y. enterocolitica* qui n'a pas été trouvée

dans le Pont Pourvoi et des *Campylobacter* thermotolérants qui n'ont jamais été trouvés.

La fréquence d'isolement de chaque espèce bactérienne est la suivante :

- *Salmonella* (PCR) : 67 % des échantillons ;
- *L. monocytogenes* : 62 % ;
- *Y. enterocolitica* : 40 % ;
- *E. coli* VTEC : 25 % ;
- *Salmonella* (culture) : 4 % (*S. typhimurium*) ;
- *Campylobacter* : 0 %.

L'écart important observé entre les deux techniques de recherche de *Salmonella* s'explique d'une part par la surestimation liée à la PCR directe (détection de salmonelles cultivables, stressées ou mortes) et, *a contrario*, par la sous-estimation de la méthode culturale classique qui ne détecte que les bactéries cultivables. On ne dispose pas à l'heure actuelle d'une technique permettant de dénombrer dans l'environnement les bactéries physiologiquement actives (cultivables et stressées), et ce d'une façon spécifique.

Aucune relation entre concentrations en coliformes thermotolérants (fécaux) ou streptocoques fécaux et nombre d'espèces de bactéries pathogènes n'a été observée. De même, aucune relation n'a été trouvée entre les concentrations en coliformes ou streptocoques fécaux et les concentrations en bactéries pathogènes, quelle que soit l'espèce considérée.

Les concentrations et la fréquence d'isolement les plus élevées en bactéries pathogènes ont été observées en période plutôt sèche (février et novembre 1997) et d'autorisation d'épandages. Afin de déterminer le rôle du ruissellement sur la qualité bactériologique des rivières, nous avons soumis à un traitement statistique un nombre supérieur de données, en l'occurrence les concentrations en coliformes fécaux recueillies chaque mois par la cellule qualité des eaux littorales de la DDE 22, de janvier 1997 à octobre 1998. Le test du χ^2 dit « de fréquence », a été utilisé pour tester l'indépendance entre pluviométrie et contamination en coliformes fécaux. Les précipitations cumulées sur les deux ou cinq jours précédents excédant 10 mm ont un lien avec une concentration supérieure à 2 000 coliformes fécaux/100 ml. Les bassins versants étant de taille modeste, à sous-sol schisteux peu perméable, un transfert rapide est observé au-delà de ce seuil de précipitations.

Flux bactériens

Les flux maximaux mesurés dans les rivières du bassin versant sont présentés dans le tableau 2.

Tableau 2 - Flux maximaux de bactéries enregistrés dans les cours d'eau.

	Frémur	Rat	Pont Pourvoi	Kermiton
Coliformes fécaux/jour	$8,81 \times 10^{10}$	$3,04 \times 10^{10}$	$6,31 \times 10^{10}$	$2,16 \times 10^9$
Streptocoques fécaux/jour	$2,18 \times 10^{11}$	$7,41 \times 10^{10}$	$1,62 \times 10^{11}$	$5,39 \times 10^{10}$
Bactéries pathogènes/jour	$> 3,59 \times 10^{10}$	$6,74 \times 10^9$	$> 1,47 \times 10^9$	$2,25 \times 10^9$
	(<i>Salmonella</i>)	(<i>Listeria</i> , <i>Yersinia</i>)	(<i>Salmonella</i> , <i>Listeria</i>)	(<i>Salmonella</i>)

D'une façon générale, le Frémur présente les flux les plus importants. Il est difficile de faire le lien entre les sources diffuses de contamination, qui sont le cas des rejets agricoles, et les flux mesurés dans les cours d'eau. Les données de la littérature permettent de calculer un flux moyen de coliformes fécaux rejetés par jour et par animal (Geldreich, 1978; Weather *et al.*, 1979; Mara & Oragui, 1983) :

- $1,1 \cdot 10^{10}$ pour un bovin;
- $6,1 \cdot 10^{10}$ pour un porc;
- $1,4 \cdot 10^8$ pour une poule;
- $7,0 \cdot 10^9$ pour un ovin.

Le flux potentiel existant sur le bassin versant de la baie de la Fresnaye est d'environ $9 \cdot 10^{15}$ coliformes fécaux par jour. Or, le flux total mesuré dans cette étude (somme des flux des quatre rivières) a été au maximum de $1,3 \cdot 10^{11}$ coliformes fécaux par jour. Dans les conditions de cette étude, il existait donc un fort pouvoir de rétention du bassin versant, pouvant s'expliquer par des phénomènes de mortalité bactérienne lors du stockage des lisiers, du transfert dans l'environnement et par un faible entraînement par les eaux de surface.

Concentrations bactériennes dans les coquillages

Toutes les espèces bactériennes recherchées ont été mises en évidence dans les huîtres de la baie de la Fresnaye. La fréquence d'isolement de chaque espèce est la suivante :

- *Salmonella* (PCR) : 47 % des échantillons;
- *Y. enterocolitica* : 33 %;
- *E. coli* VTEC : 19 %;
- *L. monocytogenes* : 11 %;
- *Campylobacter* : 5 % (*C. jejuni* subsp. *jejuni*);
- *Salmonella* (culture) : 0 %.

Ces bactéries pathogènes ont été trouvées à des niveaux faibles pour certaines : *L. monocytogenes* et *Campylobacter* ont été détectés uniquement à une concentration de 4 à 40/100 g de broyat alors que 57 % des concentrations en *E. coli* VTEC étaient supérieures à 40/100 g. Dans le cas de *Salmonella* et *Yersinia*, détectées par PCR, un seul poids de coquillage a été analysé ne permettant pas d'avoir une quantification précise.

De même que pour les rivières, aucune relation significative n'apparaît entre concentrations en coliformes ou streptocoques fécaux et concentrations ou nombre de bactéries pathogènes.

Les huîtres provenant de la partie centrale de la baie sont les plus contaminées, ce qui s'expliquerait par la présence dans cette zone, à marée basse, des chenaux des deux principales rivières du bassin versant.

Les campagnes des 24 février 1997 et 19 octobre 1998 se distinguent par le nombre élevé d'échantillons d'huîtres contaminées par des bactéries pathogènes. L'une s'est déroulée en période de sécheresse, l'autre après de faibles pluies (tab. 1). Le lien entre pluviométrie et contamination des coquillages (concentration supérieure à 300 coliformes fécaux

pour 100 g) a été recherché par le test du χ^2 appliqué aux données mensuelles du réseau de contrôle microbiologique Rémi mis en œuvre par l'Ifremer. Un lien est observé uniquement avec la pluviométrie supérieure à 10 mm, cumulée sur les cinq jours précédents.

Conclusion

Cette étude a montré la présence de bactéries potentiellement pathogènes pour l'homme dans les rivières et dans les coquillages de la baie de la Fresnaye, lors de campagnes réalisées en période de sécheresse et de faibles pluies. Les concentrations étaient en règle générale faibles à moyennes. Aucune relation n'a été mise en évidence entre les coliformes fécaux et les bactéries pathogènes, d'où l'intérêt de rechercher ces dernières afin de mieux évaluer le risque sanitaire potentiel.

Bien que le pouvoir de rétention du bassin versant soit apparu élevé, une contamination de la zone conchylicole a été observée. Dans les conditions climatiques de cette étude, peu de différences ont été notées entre les périodes d'autorisation et d'interdiction d'épandage, que ce soit en terme de contamination des rivières ou des coquillages. Il semble donc qu'un « bruit de fond » d'apports bactériens permette la contamination de la zone conchylicole. Des données complémentaires sur les flux bactériens permettraient de mieux évaluer les possibilités de rétention du bassin versant, notamment lors de fortes pluies. D'ores et déjà, une réduction des apports et/ou un aménagement paysager du bassin versant visant à augmenter sa capacité de rétention apparaissent nécessaires pour améliorer la qualité microbiologique des coquillages de la baie.

Références bibliographiques

- Abeyta C., Deeter F.G., Kaysner C.A., Stott R.F., Wekell M.M., 1993. *Campylobacter jejuni* in a Washington state shellfish growing bed associated with illness. J. of Food Prot., 56, 323-325.
- Geldreich E.E., 1978. Bacterial populations and indicator concepts in feces, sewage, stormwater and solid wastes. In: Indicator of viruses in water of food, Berg G. (ed.), chap. 4, 51-97.
- Greenwood M., Winnard G., Bagot, 1998. An outbreak of *Salmonella enteritidis* phage type 19 infection associated with cockles. Communicable Disease and Public Health, 1, 35-37.
- Griffin M.R., Dalley M.D.E., Fitzpatrick M., Austin S.H., 1983. *Campylobacter gastroenteritis* associated with raw clams. J. of Med. Society of New Jersey, 80 (8), 607-609.
- Jones P.W., Bew J., Burrows M.R., Matthews P.R.J., Collins P., 1976. The occurrence of *Salmonella*, *Mycobacteria*, and pathogenic strains of *E. coli* in pig slurry. J. Hyg., Camb., 77, 43-50.

- Käsbohrer A.M., Geue L., Staak C., Steinbach G., Rabsch W., Helmuth R., Blaha Th., Protz D., 1997. Prevalence of *Salmonella* in German slaughter pig as detected by cultural, serological and PCR techniques. Proc. Intern. Symp. "Salmonella and salmonellosis", Ploufragan, 20-22 May 1997, 315-320.
- Larsen H.E., Munch B., 1980. Occurrence and survival of pathogenic bacteria in cattle and pig slurry. In: EEC Workshop. Walton & White (eds).
- Mara D.D., Oragui J.I., 1983. Sorbitol-fermenting bifidobacteria as specific indicators of human faecal pollution. J. of Appl. Bact., 55, 349-357.
- Morisse J.-P., Cotte J.-P., Argente G., Daniel L., 1992. Approche épidémiologique de l'excrétion de salmonelles dans un réseau de 50 exploitations bovines laitières avec et sans antécédents cliniques. Ann. Méd. Vét., 136, 403-409.
- Pourcher A.-M., 1991. Contribution à l'étude de l'origine (humaine ou animale) de la contamination fécale des eaux de surface. Thèse de doctorat de l'université de Lille Flandres Artois.
- Sinton L.W., Finlay R.K., Hannah D.J., 1998. Distinguishing human from animal faecal contaminations in water: a review. New Zealand J. Mar. Fresh. Research, 32, 323-348.
- Wheather D.W.F., Mara D.D., Oragui J., 1979. Indicator systems to distinguish sewage from stormwater run off and human from animal faecal material. Biological indicators of water quality. James A., Evison L. (ed.). Wiley J. & Sons., chap 21, 27 p.

Remerciements

Les auteurs remercient J.-P. Annezo, D. Guillerme, M. Rougerie (Ifremer/Del), P. Roussillon (CQEL, DDE Côtes-d'Armor) pour leur contribution.

Cette étude a bénéficié d'un financement Bretagne Eau Pure 2 (96/03-042).

Influence de l'hydrogéologie et des bactéries dans l'élimination du nitrate des nappes de fissures en Finistère

Jean-Pierre Faillat⁽¹⁾, Sophie Corre⁽²⁾, Tangi Sicard⁽¹⁾,
Luc Somlette⁽¹⁾

(1) Laboratoire d'hydrogéologie, Isamor, technopôle Brest-Iroise, 29280 Plouzané

(2) Micromer, technopôle Brest-Iroise, 224 rue Charles Cadiou, 29200 Brest

Introduction

Les problèmes d'ordres à la fois quantitatif et qualitatif posés par l'utilisation des eaux en Bretagne constituent d'ores et déjà un facteur limitant l'utilisation des ressources en eau de cette région et son essor économique. En particulier, les concentrations excessives de nitrate entraînent l'abandon de nombreux captages. Cependant, des forages d'exploitation profonds, pouvant dépasser la centaine de mètres, donnent des eaux dépourvues de nitrate dans un environnement où cet ion est abondant dans les captages par puits, par sources aménagées, voire dans certains forages tout aussi profonds. Une explication à cette apparente incohérence est recherchée par une étude détaillée (Faillat & Somlette, 1995 ; Somlette, 1998) dans le périmètre expérimental de Kerveldreac'h (PEK) (0,35 km²), inclus dans le bassin versant du Kerharo (50 km²). Le but de cette étude est de montrer l'influence des conditions redox et hydrodynamiques sur l'élimination du nitrate par dénitrification en profondeur, et l'existence d'une zonation hydrochimique verticale dans les nappes de fissures. Cette dernière peut être masquée par le fonctionnement interne des forages. Afin de vérifier l'hypothèse d'une dénitrification biologique profonde, les microflore bactériennes dénitrifiantes hétérotrophes et autotrophes (*Thiobacillus denitrificans*) ont été quantifiées. Le phénomène de dénitrification, qui a un rôle central, connu dans les sols depuis longtemps (Deherain & Mauguene, 1882 ; Gayon & Dupetit, 1882), a été souvent étudié depuis le début des années soixante-dix dans les nappes d'interstices ou de fissures et dans les chenaux des aquifères de bassins sédimentaires, ce qui a donné lieu à des synthèses par Mariotti (1986), Heaton (1986) et Korom (1992). Il a été bien moins abordé en milieu uniquement fissuré de socles éruptifs et métamorphiques.

Contexte hydrogéologique

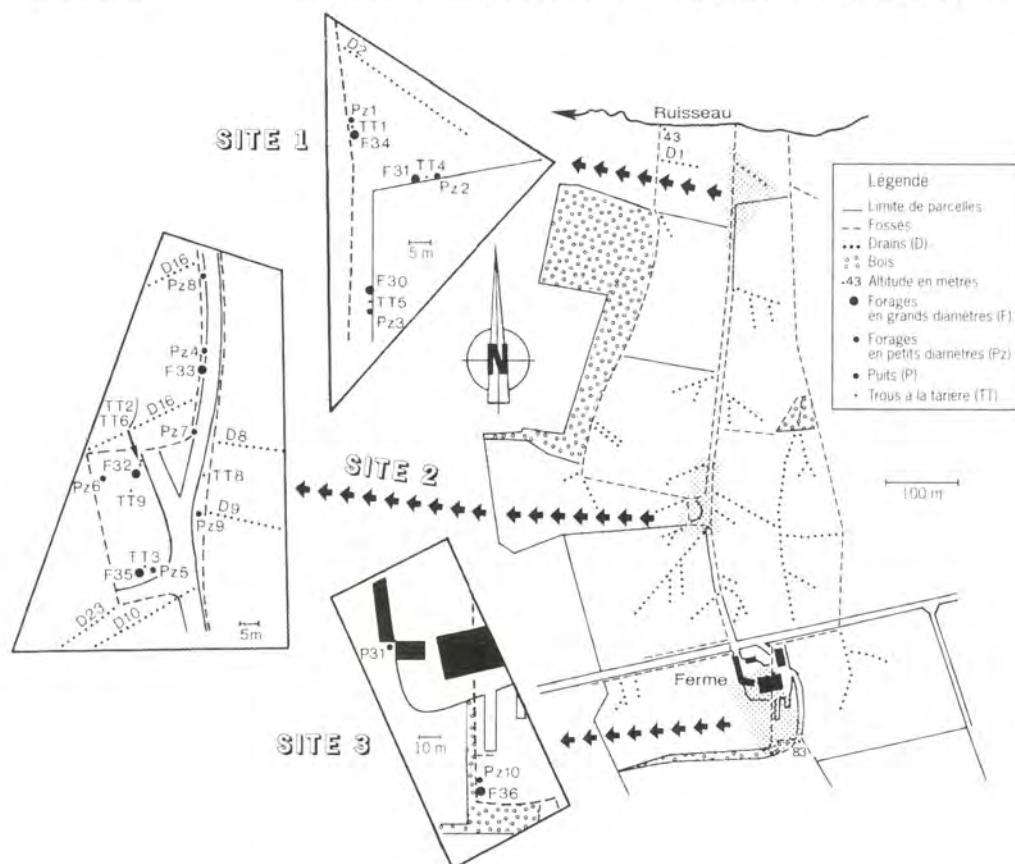
L'aquifère fissuré, situé dans le bassin versant du Kerharo, est constitué de schistes briovériens plus ou moins gréseux à faciès flysch, à structure plissée isoclinal, très redressés. Les schistes sont constitués à plus

de 75 % par de la séricite et de la chlorite et se caractérisent vis-à-vis des grès par des teneurs plus fortes en Al_2O_3 , MgO , K_2O et TiO_2 et plus faibles en SiO_2 (Darboux, 1973). Des cristaux de pyrite isolés ou en filonnets sont fréquents dans les déblais de tous les forages atteignant la roche saine.

La géométrie de l'aquifère est commandée par l'alternance de niveaux plus ou moins gréseux ou argileux, l'intensité de la schistosité et par des fractures nord-ouest - sud-est qui correspondent aux rejeux de failles tardi-hercyniennes. Sur les 364 m cumulés des huit forages les plus profonds, 38 arrivées d'eau, que l'on peut assimiler à autant de fissures ou groupes de fissures, ont été observées. Il en découle une anisotropie, une hétérogénéité et une connectivité très variable qui se manifestent, notamment, par un compartimentage de l'aquifère, parfois spectaculaire comme à mi-versant (site 2); ce dernier intervient sur le fonctionnement hydrochimique local (fig. 1, 6b).

Verticalement, il est possible de distinguer des formations superficielles (sols, colluvions, alluvions, altérites) plus ou moins argileuses, avec des transmissivités comprises dans un intervalle de 10^{-6} à $10^{-1} m^2.s^{-1}$ (10 valeurs), d'environ 10 à 15 m d'épaisseur cumulés, qui surmontent la roche saine plus ou moins fissurée. Pour celle-ci, la transmissivité et le coefficient d'emmagasinement sont respectivement de l'ordre de 10^{-5}

Figure 1
Plan du périmètre
expérimental
de Kerveldreac'h.



à $10^{-3} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ et de 10^{-4} à 10^{-3} (sept valeurs). L'importance de ces intervalles montre bien l'hétérogénéité de ces milieux. L'ensemble est assimilable à un système bicouche drain-capacité qui permet souvent un effet de drainance en pompage. Les débits instantanés maxima des sept forages profonds sont compris entre 4 et $25 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Quatre d'entre eux ont des débits spécifiques de $0,5$ à $1 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$.

La surface piézométrique est située entre +1 et -10 m par rapport au sol, suivant le lieu et la saison. La valeur positive est liée à l'artésianisme qui est observé pendant les mois d'hiver dans le compartiment sud du site à mi-versant alors que la plus grande profondeur est trouvée en haut de versant. La surface piézométrique épouse sensiblement la forme du relief, dont l'amplitude est de 50 m environ. Elle est reliée aux zones d'écoulements aériens qui constituent les principales aires d'émergence. Le sens d'écoulement général (nord-ouest) est sensiblement différent de celui de la pente topographique qui est nord. Le suivi des niveaux piézométriques des forages du périmètre montre des réponses rapides aux averses (quelques heures au plus) et des crues et des décrues d'amplitude et de vitesse variables suivant la position du versant.

Description du périmètre expérimental

Le périmètre expérimental (PEK) est situé dans le bassin versant du Kerharo qui est tributaire de la baie de Douarnenez ; leur situation est indiquée dans le présent ouvrage (Bordenave & Merceron, dans ce volume). Il correspond à une exploitation agricole polyvalente où sont pratiqués l'élevage de bovins et de porcs ainsi que la culture du maïs, de céréales, de légumineuses et de prairies. Il est entièrement situé sur un versant de morphologie simple, de 4 à 5 % de pente moyenne.

Les forages ont été disposés en trois sites distants de 300 à 400 m l'un de l'autre, dans des positions morphologiques contrastées : haut, milieu et bas de versant (fig. 1).

L'ensemble du dispositif est constitué de huit forages de 140 mm de diamètre, de 35 à 55 m de profondeur, à parois nues, avec des débits instantanés compris entre 4 et $24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, isolés des altérites par cimentation, et de dix forages de petit diamètre entièrement tubés (diamètre intérieur de 57 mm) dans les altérites, de 10 à 22 m de profondeur, isolés du sol par cimentation. Tous ces ouvrages sont distants entre eux de 3 à 60 m au plus dans un même site. Ils viennent s'ajouter à deux puits, un forage, 25 drains ($0,5$ à 1 m dans le sol) et une source, pré-existant dans le périmètre ou à proximité immédiate, ainsi qu'à 10 trous à la tarière, de $0,6$ à $2,3 \text{ m}$ de profondeur. Au total, 57 points d'observation sont disponibles sur un tiers de km^2 (fig. 1). Dans la mesure du possible, forages profonds, peu profonds et trous à la tarière ont été groupés en triplets. L'équipement du périmètre en deux campagnes de foration (août 1995 et juin 1996) a permis de distribuer au mieux les ouvrages suivant les situations naturelles rencontrées dans chacun des sites.

Matériels et méthodes

Chaque forage est équipé d'une minipompe à échantillonner en plastique, à poste fixe, immergée sous 5 à 12 m d'eau. Les prélèvements pour analyse sont faits après 0,1 à 0,2 m³ de purge. Ils correspondent donc à l'état, à un moment donné, de la colonne d'eau du forage. Quatre limnigraphes, un pluviomètre (Inra) et un pluviographe complètent le matériel en place. Le suivi en continu ou bihebdomadaire des paramètres piézométriques, physico-chimiques et chimiques est en cours depuis avril 1995 pour l'ensemble du bassin versant (forages privés et sources) et depuis août 1995 pour le périmètre.

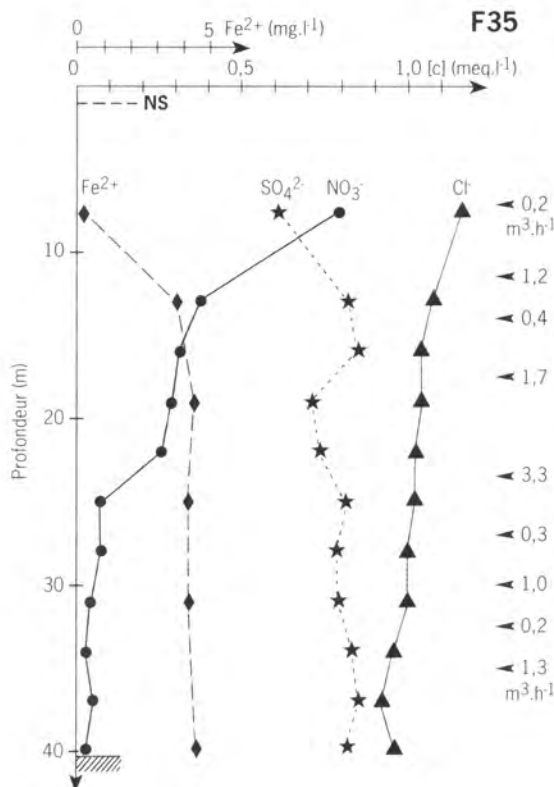
Des prélèvements d'eau et des mesures dans les forages ont également été faits à l'avancement en foration, lors de pompages globaux de longue durée à fort débit, ou encore, sélectivement, à l'aide d'un obturateur double en PVC à manchettes d'un mètre, léger et peu coûteux, opérationnel jusqu'à une cinquantaine de mètres, conçu pour permettre à la fois des prélèvements et des essais hydrauliques. Des diagraphies de température et d'électroconductivité (EC) des colonnes d'eau des forages ont été faites jusqu'à -45 m à l'aide du TLC meter de YSI, modèle 3000. D'un point de vue bactériologique, les prélèvements ont porté non seulement sur des eaux mais également sur des surfaces (fragments de roche pyritique immergés neuf mois, boues...). En effet, dans les milieux oligotrophes, c'est-à-dire peu riches en matière organique, les bactéries ont tendance à se fixer aux surfaces qui sont le siège de concentration en éléments nutritifs. Au total, 32 prélèvements ont été effectués (18 dans des eaux et 14 sur des surfaces). Cet échantillonnage a été mené sur des drains, trous à tarière, piézomètres et des fissures isolées de forages, à des débits de 0,2 à 1 m³.h⁻¹.

Résultats et interprétation

À l'avancement lors de la foration

La surveillance des forages à l'avancement, outre les données techniques et hydrodynamiques, a porté sur l'électroconductivité EC, NO₃⁻, Fe₂⁺ (terrain) et l'EC, NO₃⁻, Cl⁻, SO₄²⁻ au laboratoire. Elle a permis d'arrêter la foration lorsque des indices de dénitrification se sont manifestés. Un exemple des résultats obtenus est montré sur la figure 2. Tous les forages profonds ont présenté, plus ou moins précocement, une diminution des teneurs en nitrate et une augmentation simultanée des sulfates et du fer, quelles que soient leurs positions sur le versant. Il est ainsi possible, dans un premier temps, de repérer les fissures avec nitrate et celles qui en ont peu ou pas par un bilan chimique sommaire, compte tenu de la grande imprécision des termes de ce bilan. Globalement, compte tenu de l'espacement des arrivées d'eau, il semble qu'au-delà de -30 m la probabilité de trouver de l'eau nitratée soit faible alors qu'elle est importante avant d'atteindre -10 m.

Figure 2
 Profils hydrochimiques
 obtenus à l'avancement
 lors de la foration de F35.
 Par bilan chimique, il est
 possible de calculer
 que l'arrivée d'eau
 de $3,3 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ à $-23,5 \text{ m}$
 n'apporte pas de nitrate
 au mélange d'eau pompé
 à cette profondeur.
 (NS = niveau statique).



Chroniques

Les observations faites lors des suivis diffèrent sensiblement de celles faites lors de la foration. En effet, en suivi, l'eau analysée est prélevée après le pompage d'une centaine de litres, par une pompe placée à 10-12 m sous la surface libre. Elle correspond à l'eau contenue dans le forage à un moment déterminé. À la suite de cette approche, on constate que les caractères hydrochimiques des forages sont de deux types : présence ou absence de nitrate. Un seul forage échappe à cette alternative, le forage F31 (34,5 m de profondeur/sol), qui présente successivement l'une ou l'autre situation. Pour comprendre ce phénomène, ses réactions ont été comparées à celles du piézomètre Pz2 (12 m de profondeur/sol) distant de cinq mètres (fig. 3). Par quatre fois en 31 mois, les concentrations en nitrate des prélèvements ont diminué alors que celles en sulfate augmentaient. Systématiquement, la charge hydraulique du forage devenait supérieure à celle du piézomètre.

On remarquera la décroissance pluriannuelle ($30 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ environ en 2,5 ans) et les fluctuations saisonnières (5 à $10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) des concentrations en nitrate dans le piézomètre, indépendantes de la nature des cultures, au moins à cette profondeur. Elles peuvent correspondre à l'évolution des pratiques culturales (comm. pers. du propriétaire) et des conditions hydrodynamiques dans la décade antérieure.

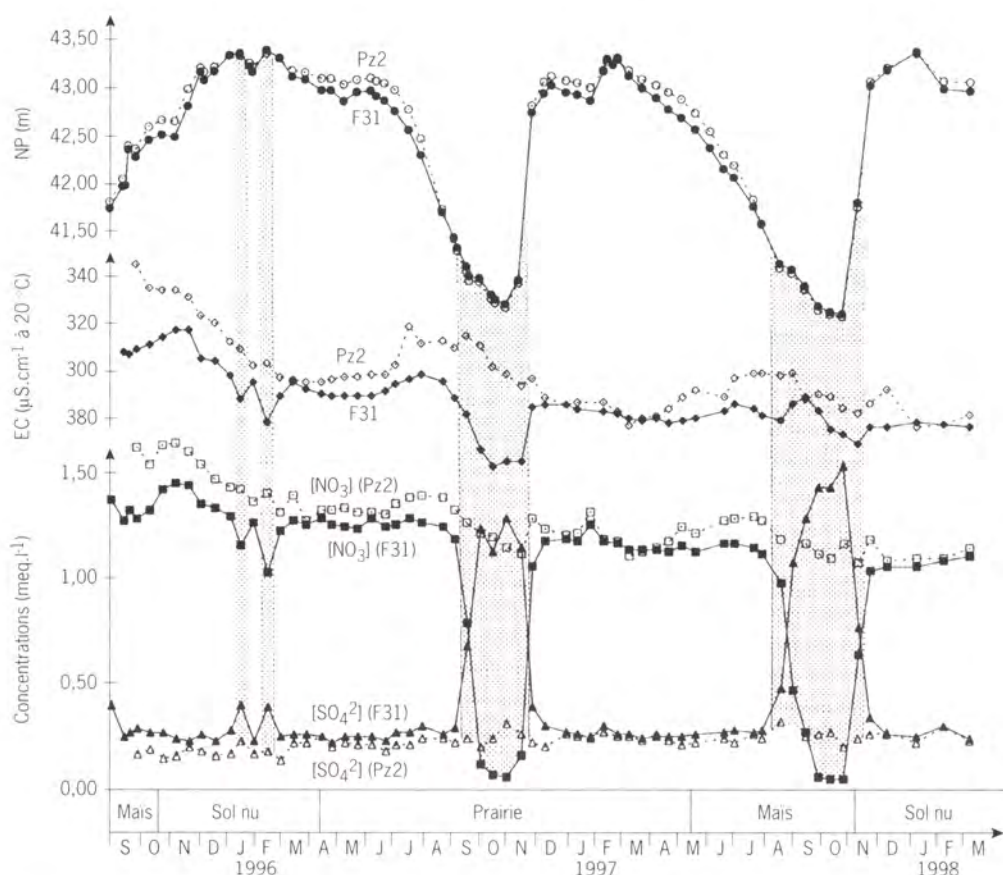


Figure 3
Chronique des niveaux piézométriques, de la conductivité électrique et des concentrations en NO_3^- et SO_4^{2-} du forage F31 et du forage Pz2 (site 1, bas de versant). (NP = niveau piézométrique; EC = électroconductivité; 1 meq.l⁻¹ de NO_3^- = 62 mg.l⁻¹; 1 meq.l⁻¹ de SO_4^{2-} = 48 mg.l⁻¹).

Diagraphies de la colonne d'eau des forages profonds

La réalisation de diagraphies de la colonne d'eau de ce même forage F31 à divers moments (Faillat & Somlette, 1996) permet de compléter ce qui précède concernant le fonctionnement complexe des forages et l'influence que cela peut avoir sur le chimisme des eaux (fig. 4). Ainsi, au repos, la charge hydraulique du piézomètre étant supérieure à celle du forage, F31 est rempli d'eau nitratée d'une conductivité de 280 à 320 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ à 20 °C (NO_3^- = 60 à 90 mg.l⁻¹), qui correspond aux diagraphies du type A sur la figure 4 alors qu'en étiage, hors pompage, lorsque le forage a une charge supérieure à celle du piézomètre, la conductivité de la colonne d'eau est plus faible de 20 à 40 $\mu\text{S.cm}^{-1}$: courbes de diagraphie du type B correspondant à des prélèvements d'eau contenant moins de 10 mg.l⁻¹ de NO_3^- .

Hypothèses sur la modification du chimisme de la colonne d'eau des forages profonds

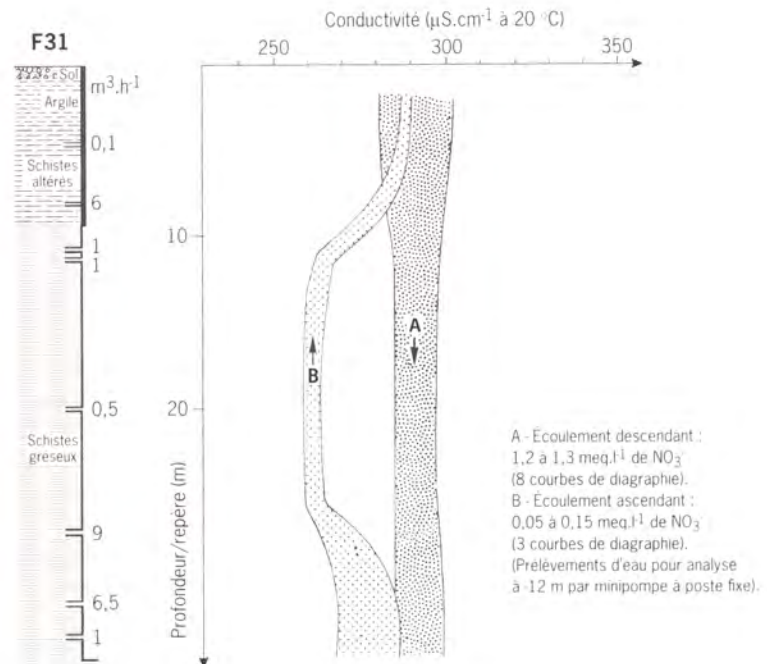
Deux hypothèses peuvent être avancées pour expliquer les observations faites dans le forage F31 et le comportement apparemment erratique

de l'ensemble des forages, par comparaison de leur chimisme pendant et après foration.

Dans la première hypothèse, le chimisme de la colonne d'eau de chaque forage serait l'image de celui de la nappe à l'aplomb de celui-ci et, pour F31, son évolution traduirait celle de l'ensemble de la nappe sur une épaisseur au moins égale à la profondeur du forage, avec des apports successifs d'eaux nitratées ou non nitratées. Ce phénomène se déclenche lorsqu'il y a inversion des niveaux piézométriques entre le forage et le piézomètre, aussi bien en hautes eaux -brièvement- qu'en basses eaux -plus longuement- que ce soit en crue ou en étiage. Cela rend difficilement acceptable cette hypothèse de renouvellement de la nappe sur plusieurs dizaines de mètres d'épaisseur plusieurs fois dans l'année, en quelques jours, quelles que soient les dispositions hydrodynamiques que l'on pourrait invoquer pour l'aquifère.

Dans la deuxième hypothèse, si l'on assimile le comportement hydrodynamique et hydrochimique du piézomètre Pz2 à celui des fissures les moins profondes du forage F31, il devient alors possible d'expliquer ce qui se passe dans F31 par des échanges d'eau entre des fissures ou des groupes de fissures plus ou moins profonds, dans un sens ascendant ou descendant. Cela permet un renouvellement relativement rapide de la colonne d'eau dans le forage seul, sans qu'il y ait de modification notable dans la nappe. Dans tous les cas, c'est la variabilité spatiale et temporelle des différences de charge hydraulique dans les fissures qui contrôle ces mouvements.

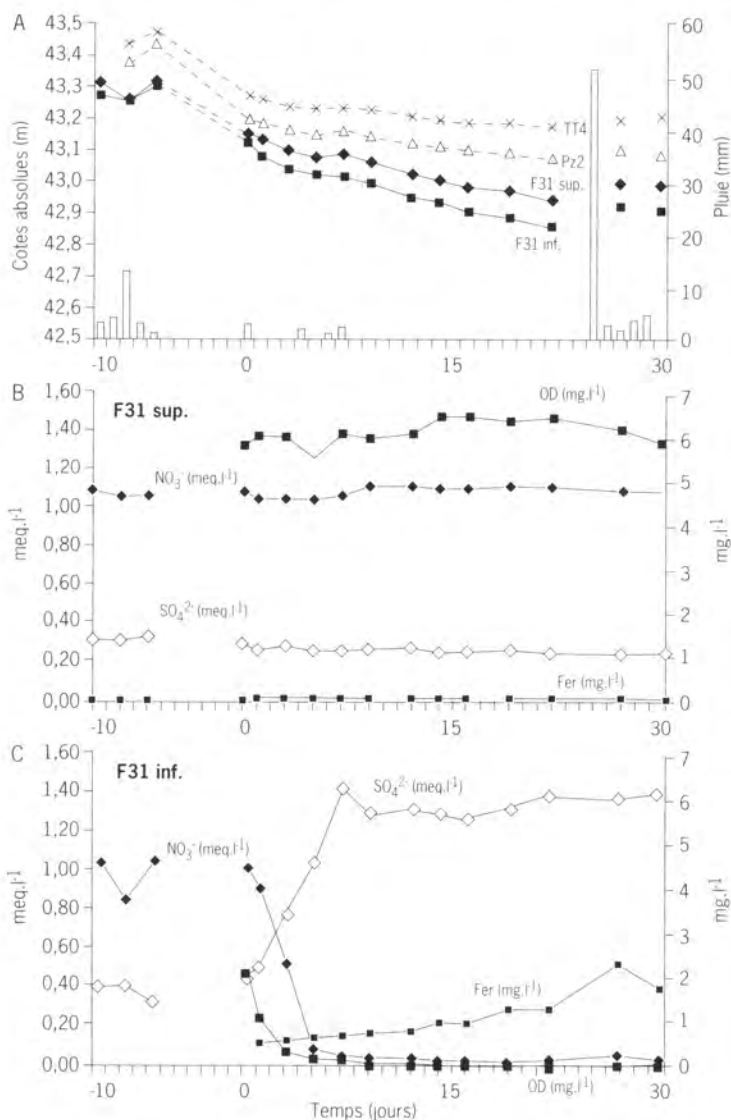
Figure 4
Coupe hydrogéologique,
venues d'eau et diagraphies
de la conductivité électrique
de la colonne d'eau
du forage F31.



Vérification de l'existence d'écoulements internes aux forages profonds

L'isolement successif des fissures du forage F31 à l'aide d'un obturateur double montre que des pompages à faible débit (inférieurs à $2 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) permettent d'obtenir de l'eau de plus en plus réductrice avec des concentrations de plus en plus faibles en nitrate à partir des fissures les plus profondes. Mais l'importance des volumes d'eau prélevés ne permet pas une aussi bonne représentativité qu'il serait souhaitable, le volume d'aquifère contaminé par un autre niveau pouvant être assez grand. Une autre approche a consisté à placer un obturateur à 23-24 m de profondeur dans le forage F31 au repos et à prélever des échantillons d'eau tous les deux ou trois jours pendant un mois dans chacune des

Figure 5
Évolution des paramètres physico-chimiques et chimiques dans les deux sections du forage F31 isolées par un obturateur, en écoulement naturel. Un premier essai interrompu par un changement d'obturateur correspond aux temps négatifs.
A : Niveaux piézométriques dans les quatre ouvrages suivis.
B : Section supérieure.
C : Section inférieure.



deux sections ainsi isolées. Au départ, la colonne d'eau du forage était entièrement nitratée, tout comme le piézomètre Pz2. La section supérieure présentait une charge hydraulique plus forte de 2 à 10 cm que celle de la section inférieure (fig. 5a). Si la partie supérieure du forage est restée dans cet état (fig. 5b) et montrait un chimisme identique à celui du piézomètre Pz2, par contre, le nitrate disparaissait de la partie inférieure en quelques jours (fig. 5c) par suite de l'écoulement de la nappe et/ou par dénitrification à proximité du forage des apports nitrates superficiels, mélangés à l'eau réductrice de la partie profonde de la nappe. Simultanément, les concentrations en sulfate et en fer augmentaient.

Ainsi, il a été possible de vérifier qu'il y avait bien un écoulement descendant dans ce forage, à cette époque de l'année, d'un débit de 24 l.h^{-1} (le déplacement de l'interface entre les deux types d'eau représente le débit d'échange entre les niveaux superficiels et profonds par unité de temps, après l'enlèvement de l'obturateur). Cela confirme bien l'existence de deux catégories d'arrivées d'eau, avec ou sans nitrate et avec des charges hydrauliques différentes. Des mouvements d'eau en conditions non influencées ont également été observés ailleurs en milieu fissuré à l'aide de courantomètres à haute résolution (Paillet, 1994, 1998) et, aussi, dans des roches meubles hétérogènes, sables et graviers (Church & Granato, 1996).

Il est à noter que les colonnes d'eau des trois forages profonds du site à mi-versant et celui du site en haut de versant ne contiennent que des eaux dénitrifiées (mouvement ascendant dans la colonne d'eau) alors que le contraire s'observe dans deux forages sur trois au niveau du site en bas de versant (mouvement descendant), ce qui ne correspond pas à ce qui a été observé à l'avancement et traduit le fonctionnement propre des forages.

Schématisation hydrochimique du versant : zonation redox

L'ensemble des résultats vus antérieurement et la projection dans un plan nord-sud de l'ensemble des ouvrages des trois sites et de leurs arrivées d'eau (AE) telles qu'elles ont été repérées lors de la foration (fig. 6a) permettent un essai de schématisation de l'organisation et du fonctionnement hydrogéologique du versant (fig. 6b) (Faillat & Somlette, 1996; Faillat *et al.*, 1999). Celui-ci fait apparaître la superposition d'une zone oxydante, d'épaisseur très variable, surmontant une zone réductrice (absence d'OD) dont elle est séparée par un front d'oxydo-réduction (FOR), notion employée par Edmunds (1973). Il faut remarquer qu'il s'agit là d'une simplification importante par rapport à la complexité des processus en jeu et du milieu. En effet, la limite entre zones est forcément irrégulière, du fait de l'hétérogénéité propre aux milieux fissurés, et doit correspondre de façon assez lâche au passage des formations superficielles à la roche saine qui contient des composés réducteurs. De plus, il est très probable que des microsites réducteurs et des enclaves peuvent exister dans un milieu globalement oxydant, suivant la disponibilité en

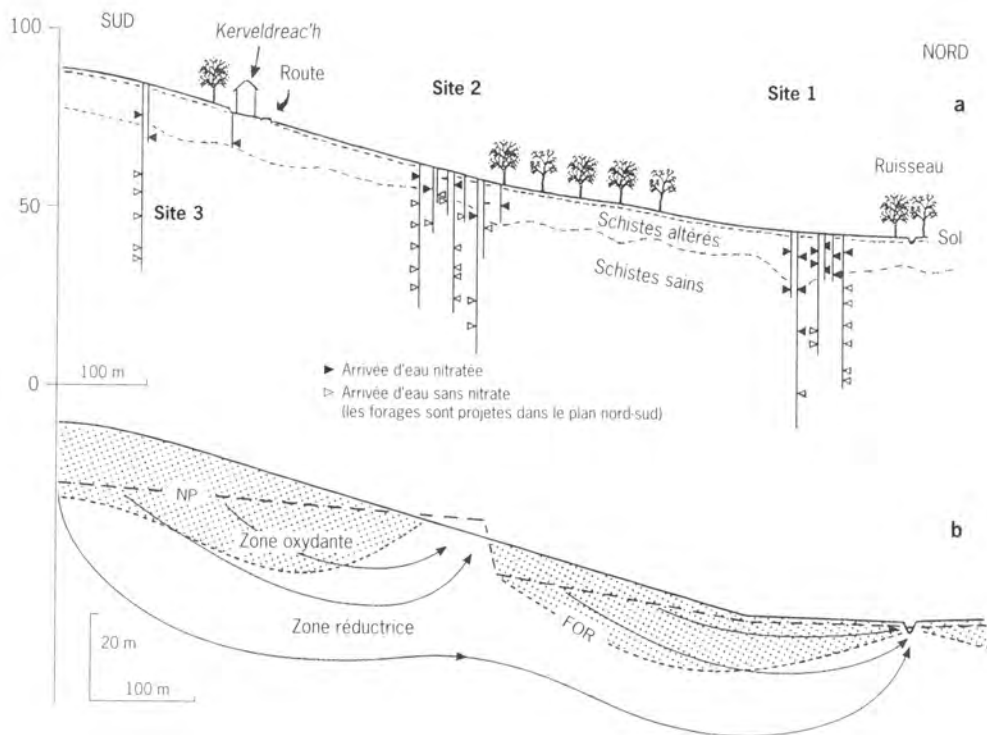


Figure 6a
Disposition des arrivées d'eau dans les forages avec indication de la présence ou absence de nitrate, suivant un profil nord-sud.

Figure 6b
Schéma interprétatif de la disposition des zones oxydante et réductrice suivant un profil nord-sud passant par les trois sites. (NP = niveau piézométrique. FOR = front d'oxydo-réduction).

corps réducteurs et la perméabilité aux gaz des sols, des altérites ou de l'aquifère fissuré. Le seuil hydraulique situé à mi-versant y explique le sens des écoulements et l'amincissement de la zone oxydante.

Le passage de l'une à l'autre zone semble se faire à des profondeurs de l'ordre de -10 à -30 m sur le versant schisteux, à l'exception de la partie fréquemment artésienne du site à mi-versant. Des datations par les chlorofluorocarbones (CFC) montrent que l'âge de la nappe à ces profondeurs est de l'ordre de dix à trente ans. À partir de l'observation de forages d'exploitation dans des roches de types variés (micaschistes, gneiss, granites) du nord du Finistère, Talbo *et al.* (1988) estimaient que la dénitrification, là où il leur était possible de la reconnaître, se produisait le plus souvent à partir de -20 m à -50 m.

Vérification de l'existence d'un processus de dénitrification bactérienne

Les analyses réalisées montrent que les peuplements bactériens dénitrifiants sont dominés quantitativement par la fraction hétérotrophe. Les bactéries hétérotrophes tirent leur énergie et effectuent leurs biosynthèses à partir de molécules organiques. Le nitrate peut alors être utilisé comme accepteur terminal d'électrons en l'absence d'oxygène (conditions anaérobies ou microaérobies). Il s'ensuit une réduction du nitrate jusqu'au stade N_2O ou N_2 . Les potentialités en matière de dénitrification révélées par l'analyse ne seront donc effectives *in situ* que si

les conditions, notamment en termes de concentrations de matière organique et d'oxygène, sont compatibles avec ce métabolisme.

Les densités de germes capables de réduire le nitrate jusqu'à l'azote moléculaire sont généralement de l'ordre de 10 à 100 bactéries par millilitre dans les eaux. Les germes tendent à se concentrer sur les surfaces et dans les boues avec des valeurs pouvant atteindre 10⁵ à 10⁶ bactéries par centimètre carré ou millilitre. Ces densités peuvent représenter jusqu'à 10 % de la microflore totale.

Il est à noter qu'une très large proportion des peuplements présents sont capables de réaliser la réduction du nitrate en nitrite.

La fraction autotrophe est également décelée dans tous les ouvrages échantillonnés. Le germe recherché, *Thiobacillus denitrificans*, couple l'oxydation de composés soufrés (dans le cas présent la pyrite, FeS₂) à la réduction du nitrate. Les densités de ce germe sont cependant faibles, avec des valeurs comprises entre 100 et 10³ bactéries par millilitre, par gramme ou centimètre carré, ce qui ne représente que 1 à 0,0001 % de la microflore totale. Là encore, les densités les plus fortes sont observées au niveau des surfaces (grattage et boue).

Cette dominance des peuplements bactériens hétérotrophes par rapport aux autotrophes est également relatée par d'autres auteurs en milieu souterrain ; plus précisément, il s'agirait de bactéries oligotrophes, c'est-à-dire capables de se développer en conditions de très faibles concentrations en éléments nutritifs (de quelques dixièmes à quelques milligrammes de carbone organique par litre ; Gounot, 1991). La proportion des bactéries capables de réduire le nitrate n'est pas clairement établie dans la littérature. Germon (1982), au niveau des sols, estime que 40 à 65 % des peuplements hétérotrophes sont capables de réaliser cette étape. Ce processus ne démarre réellement, entre autres conditions, que lorsque les teneurs en oxygène dissous dans l'eau sont inférieures à 2 ou 3 mg.l⁻¹ (Philipot, 1982).

Les concentrations en carbone organique, bien qu'assez faibles, et la quasi-absence de l'oxygène confirment que les conditions environnementales sont favorables à la réalisation du processus de dénitrification hétérotrophe. En outre, les cinétiques des réactions de dénitrification impliquant les bactéries hétérotrophes seraient plus élevées que celles des bactéries autotrophes (Haider *et al.*, 1988), suggérant par là même le rôle potentiel non négligeable de ces germes.

Toutefois, sur formation pyritique, plusieurs auteurs attribuent la dénitrification des eaux au germe autotrophe *Thiobacillus denitrificans*. Ce phénomène a été mis en évidence, soit sur pilote en laboratoire (Moreau, 1994 ; Haider *et al.*, 1988), soit directement *in situ* (Kölle *et al.*, 1982, 1983, *in Mariotti*, 1986 ; Pauwels *et al.*, 1994, 1996 ; Le Bideau & Dudoignon, 1996).

La suprématie des microflores autotrophes n'apparaît pas effective dans le cas de notre étude, malgré la cohérence des résultats obtenus sur deux années consécutives en différents secteurs du site suivi et la validation des milieux de culture utilisés par des souches de référence (collection

Institut Pasteur). Si l'hypothèse d'une action simultanée des microflores hétérotrophes et autotrophes est très probable, des investigations complémentaires seraient à mener pour affiner la part réellement attribuable à chacune. Ainsi, une méthodologie de prélèvement faisant intervenir le moment de l'échantillonnage en cours de pompage et le débit de celui-ci, pourrait être testée pour optimiser la représentativité de ces microorganismes.

Outre les bactéries dénitrifiantes à forme de bâtonnet quantifiées précédemment, de nombreuses formes filamenteuses sont notées sur quelques-uns des ouvrages analysés (planche I). Elles seraient impliquées, pour la plupart, dans le cycle du fer. Après oxydation, le fer, trivalent, est rendu insoluble sous forme d'hydroxyde puis est ensuite stocké dans des sécrétions mucilagineuses (gainés, pédoncules, capsules...). Certaines de ces formes sont hétérotrophes et appartiendraient aux genres *Leptothrix*, *Sphaerotilus*... D'autres sont autotrophes et appartiendraient présomptivement au genre *Gallionella*. Ce genre est généralement très typique des milieux microaérophiles oligotrophes, riches en fer et légèrement acides. *Gallionella ferruginea* serait également capable de réduire le nitrate en nitrite, ce dernier pouvant à son tour être réduit chimiquement en composés volatils par les ions ferreux présents (Gouy *et al.*, 1984).

Appréciation de l'importance des différents processus

Une campagne de mesures, et de dosages systématiques a été faite dans l'ensemble des forages F et Pz le 19 octobre 1996, dans des conditions d'étiage sévère où seuls ces ouvrages pouvaient être échantillonnés. Par analyse en composante principale centrée réduite et hiérarchisation des individus (les forages), elle permet de caractériser deux pôles hydrochimiques, représentant globalement chacune des zones (fig. 7). Ces deux pôles correspondent, pour l'un, à des conditions oxydantes (NO_3^- , OD et Eh forts) qui favorisent la nitrification et, pour l'autre, à des conditions réductrices (Fe^{2+} , Mn, NH_4^+ , SO_4^{2-} , pH et H_2S forts ou simplement présents), permettant la dénitrification et, peut-être, un début de désulfatation expliquant des traces de H_2S (Postma & Jakobson, 1996). Le passage d'une zone à l'autre se fait ici vers 400 mV, à des Eh un peu supérieurs aux 300 mV (plus vraisemblablement un intervalle de 200 à 400 mV d'après la figure) indiqués par Champ *et al.* (1979).

La zone réductrice peut être le siège de réactions complexes de dénitrification telles que, par exemple, celles qui sont indiquées par Mariotti (1986) ou Pedersen *et al.* (1991), avec indication des types de bactéries qui peuvent intervenir :

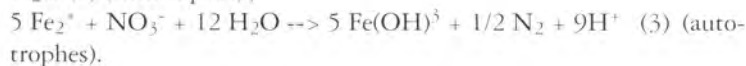
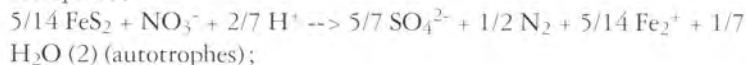
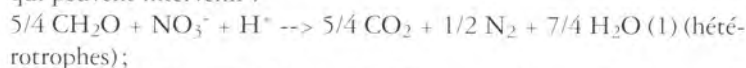
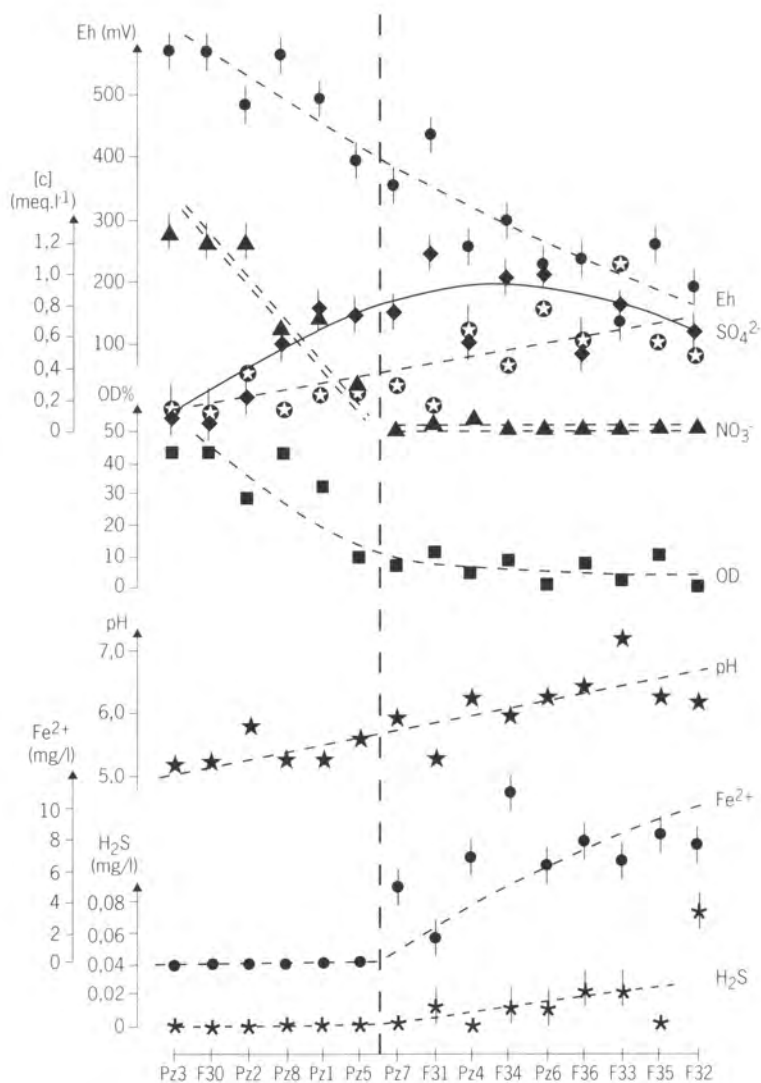


Figure 7
Caractérisation des pôles hydrochimiques des zones oxydantes (à gauche) et réductrices (à droite) après classement des forages du périmètre expérimental en fonction de leur caractère redox. Campagne d'échantillonnage d'octobre 1996. (Eh/H₂). (Eh = potentiel d'oxydo-réduction. C = concentration. OD = oxygène dissous).



La matière organique et les nitrates sont apportés essentiellement par l'agriculture et par le sol, alors que FeS₂ (pyrite) et Fe²⁺ pour partie (hydrolyse des ferromagnésiens et oxydation des pyrites) ont une origine minérale.

Ces réactions de dénitrification se produisent rapidement en présence de bactéries (Haider *et al.*, 1988; Korom, 1992), surtout en milieu finement fissuré (Pauwels *et al.*, 1997) et par conséquent peu perméable, ce qui expliquerait la faible épaisseur de la zone oxydante. En l'absence de bactérie, au moins pour le fer ferreux accompagné de certains éléments en trace, les réactions seraient bien plus lentes et limitées (Postma, 1990; Ottley *et al.*, 1997).

On constate sur la figure 7 que SO_4^{2-} , HCO_3^- et le pH ont tendance à augmenter lorsque l'eau est plus réductrice, ce qui peut signifier que les réactions (1) et (2) sont les plus actives et suffisent à conduire rapidement la dénitrification à son terme dans la partie supérieure de la zone réductrice. Il faut remarquer à ce sujet que l'énergie libre (DG°) libérée par la réaction (1) est très proche de celle de la réaction aérobie ($\text{CH}_2\text{O} + \text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$), ce qui fait qu'elle pourrait se produire dans un milieu où existe encore de l'oxygène (Mariotti, 1986).

Toutes ces réactions aboutissent à la production d'azote gazeux et, pour l'équation (1), à du dioxyde de carbone, ce qui peut expliquer le dégazage de l'eau, parfois important, durant les pompages d'essai. Le meilleur rendement est obtenu avec la matière organique puisque 1 mg de C- CH_2O peut détruire 5 mg de nitrate alors que 1 mg de pyrite ou de fer ferreux n'en détruiront respectivement que 1,4 et 0,2 mg. De plus, on a vu précédemment que le processus hétérotrophique semble très actif dans le périmètre. Il faut remarquer que 4 mg de C- CH_2O suffisent pour éliminer 10,8 mg d'OD (saturation à 12 °C). Or, il a été dosé dans treize échantillons d'eau, entre 0,4 (eau sans nitrate, profonde) et 5,9 mg.l⁻¹ (eau avec nitrate, peu profonde) de carbone organique dissous (COD), ce qui semble indiquer que la matière organique disponible, si elle est utilisable, pourrait suffire à abaisser la concentration en oxygène dissous au-dessous du seuil qui permet la dénitrification par la réaction (1). Elle débiterait donc éventuellement dans la zone saturée encore faiblement oxydée.

Possibilité de généralisation

À l'échelle du bassin versant du Kerharo, treize forages de profondeurs comparables à ceux du périmètre de Kerveldreac'h ont été suivis pendant une année environ (6 à 25 séries d'analyses). Six d'entre eux ont des concentrations en nitrate comprises entre 0 et 0,1 meq.l⁻¹, et sept entre 0,3 et 1,7, parmi lesquels trois présentent une variabilité (max/min) de 2 à 3. À première vue, on pourrait conclure à des possibilités de dénitrification localisées, distribuées de façon aléatoire, en fonction des conditions environnementales. En fait, cela montre que les données sont biaisées (fonctionnement propre des forages, positionnement de ceux-ci dans les zones d'alimentation, de circulation ou d'émergence, mélange entre les eaux de fissures à diverses profondeurs lors des pompages, moments où les prélèvements sont effectués, etc.). Ceci masque l'extension à tout le bassin versant du fonctionnement hydrochimique mis en évidence dans le périmètre expérimental. C'est là le lot commun des milliers de forages d'exploitation en région de socle.

L'organisation hydrochimique verticale, souvent masquée et biaisée par le fonctionnement hydrodynamique propre aux forages et à celui de la nappe, doit se retrouver dans tout le Briovérien schistogréseux du Massif armoricain où les effets de la dénitrification ont, par ailleurs, été reconnus ponctuellement en de nombreux endroits, comme à Naizin, en Centre-Bretagne (Pauwels, 1994; Martelat *et al.*, 1997). Il en est pro-

blement de même dans les nappes de fissures de la plupart des autres types de roches du Massif armoricain où des indices isolés de dénitrification sont fréquemment observés, tels à Ploudaniel, près de Brest, dans des gneiss ou des micaschistes (Haider, 1986; Talbo *et al.*, 1988), ou ailleurs dans des granites (études préliminaires à l'installation de périmètres de protection). Il est probable que des différences notables de profondeur du front d'oxydo-réduction existent dans des situations hydrogéologiques contrastées, à l'échelle régionale. La zonation des eaux souterraines en fonction de leur potentiel redox a été identifiée ailleurs qu'en milieu fissuré de socle par différents auteurs, ce qui montre que ce phénomène a cours dans des milieux divers.

Conclusion

Des observations et des mesures sont faites depuis trois ans en différents points d'un versant schistogréseux, à des profondeurs variables, lors de suivis ou d'opérations ponctuelles. Il a été possible d'y mettre en évidence la superposition d'une zone oxydante superficielle et peu épaisse (moins de 30-40 m) contenant du nitrate, et d'une zone réductrice où la matière organique, le sulfure et le fer ferreux sont oxydés par l'oxygène du nitrate qui est alors détruit. Un grand nombre d'indices concordants permet de vérifier l'intervention de la dénitrification, principalement : absence de nitrate et d'oxygène dissous, mais abondance de sulfates, de fer et de gaz, de bactéries, Eh faibles, etc.

De plus, les différentes observations bactériologiques de cette étude suggèrent que la potentialité du site en ce qui concerne l'activité bactérienne dénitrifiante serait surtout liée à la fraction hétérotrophe des peuplements bactériens et localisée au niveau des surfaces. Sur la base des techniques utilisées, la fraction dénitrifiante autotrophe apparaît moins bien représentée. Des investigations complémentaires seraient à mener afin de mieux cerner l'importance réelle de cette dernière composante, portant notamment sur les conditions d'échantillonnage.

Cette structure bicouche identifiable par un suivi soigneux en cours de foration sera masquée, en cours de pompage d'essai, par des mélanges d'eau provenant de diverses fissures ou par des écoulements internes aux forages. Ces phénomènes montrent l'intérêt d'une étude sélective des fissures, par exemple à l'aide de dispositifs d'obturation mobiles ou fixes, suivant les problèmes à traiter.

La généralisation de ce schéma à l'ensemble des schistes briovériens du Massif armoricain semble tout à fait licite. Une approche du même genre que celle qui a été faite dans le périmètre expérimental de Kerveldreac'h, réalisée dans le bassin versant de la Noé Sèche (Côtes-d'Armor), permettra de voir si elle s'applique aussi aux granites.

Les conséquences pratiques sont nombreuses et importantes. Elles concernent, notamment, les bilans de nitrate des bassins versants, en tenant compte de ce qui est éliminé dans les nappes au contact des aquifères pyriteux (évalué à plusieurs tonnes par an dans le périmètre),

l'utilisation éventuelle de ces aquifères dans le traitement des eaux nitrées par infiltration artificielle, le rôle des eaux souterraines dans l'existence et l'action dénitrifiante des zones humides ou dans la transmission retardée des modifications des charges polluantes aux écoulements de surface, la recherche de ressources de bonne qualité, l'adaptation des périmètres de protection, etc.

Il faut insister sur le fait que la complexité d'organisation et de fonctionnement des hydrogéosystèmes fissurés et celle des processus hydrogéo-chimiques mis en jeu ne permettront de progrès dans leur compréhension et leur modélisation (pérennité du phénomène de dénitrification liée à la présence de corps réduits et aux types de processus mis en jeu, quantification des flux, etc.) que par l'utilisation de dispositifs expérimentaux, de techniques et de méthodes appropriés au milieu fissuré où l'obtention de la continuité spatiale des observations constitue une difficulté majeure.

Références bibliographiques

- Champ D.R., Gulens J., Jackson R.E., 1979. Oxidation-reduction sequences in ground water flow systems. *Can. J. Earth Sci.*, 16, 12-23.
- Church P.E., Granato G.E., 1996. Bias in ground-water data caused by well-bore flow in long-screen wells. *Ground Water*, 34 (2), 262-273.
- Darbox J.-R., 1973. Le Briovérien de la baie de Douarnenez. Étude pétrographique et structurale. Thèse de spécialité, université de Rennes, 170 p.
- Deherain P.P., Maquenne L., 1882. Sur la réduction des nitrates dans les terres arables. *C.R. Acad. Sci. Paris*, 95, 691-693.
- Edmunds W.M., 1973. Trace element variations across an oxidation-reduction barrier in a limestone aquifer. *Proc. Symp. Hydrochemistry and Biochemistry (Tokyo, 1970)*, Ingerson E. (ed), 115-147.
- Faillat J.-P., Somlette L., 1995. Mise en place d'un périmètre expérimental à l'échelle d'une exploitation agricole pour l'étude du transfert des NO_3 dans un aquifère fissuré schisteux (Finistère). *Coll. AIH*, 21 nov., Avignon, et doc. BRGM, 256, 1996, 49-53.
- Faillat J.-P., Somlette L., 1996. Rôle des eaux souterraines dans le devenir des nitrates d'origine agricole dans un bassin versant côtier. Premiers résultats. (P.E. de Kerveldreac'h, Finistère, France). *Esra'96*, Poitiers, 9-12 sept., session 4, 33-36.
- Faillat J.-P., Somlette L., Sicard T., 1999. Contrôles redox et hydrodynamique des nitrates et zonation hydrochimique verticale des nappes de fissures du socle. Possibilité de généralisation. *Bull. Soc. géol. Fr.*, 170 (2), 229-240.
- Gayon U., Dupetit G., 1882. Sur la fermentation des nitrates. *C.R. Acad. Sci. Paris*, 95, 644-646.
- Germon J.-C., 1982. Rapport Groupe Azote, 20 p.

- Gounot A.-M., 1991. Écologie microbienne des eaux et sédiments souterrains. *Hydrogéol.*, 3, 239-248.
- Gouy J.-L., Bergé P., Labroue L., 1984. *Gallionella ferruginea*, facteur de dénitrification dans les eaux pauvres en matière organique. C.R. Acad. Sci. Paris, 298, série III, n° 6.
- Haider N., 1986. Étude du rôle des sulfures et pyrite de fer dans la dénitrification en sous-sol. Thèse, université de Rennes I, ENS de chimie, 184 p.
- Haider N., Morvan J., Le Cloarec P., Martin G., 1988. Dénitrification en réacteur garni en pyrite de fer : études en laboratoire. *Environmental Tech. Letters*, 9, 441-420.
- Heaton T.H.E., 1986. Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: a review. *Chem. Geol. (Isot. Geosci. Sect.)*, 59, 87-102.
- Korom S.K., 1992. Natural denitrification in the saturated zone: a review. *Water Resour. Res.*, 28 (6), 1657-1668.
- Le Bideau L., Dudoignon P., 1996. Mise en évidence de mécanisme de dénitrification naturelle sur substrat sulfuré sur le site de Beuxes (Vienne, France). C.R. Acad. Sci. Paris, t. 322, série IIa, 555-562.
- Mariotti A., 1986. La dénitrification dans les eaux souterraines, principes et méthodes de son identification : une revue. *J. Hydrol.*, 88, 1-23.
- Martelat A., Lachassagne P., Pauwels H., Foucher J.-C., 1997. Circulations de fluides chargés en nitrates dans un contexte de schistes pyriteux. Séance spécialisée de la SGF, Montpellier, 17-18 avril, poster et résumé étendu, 123-124.
- Ottley C.J., Davison W., Edmunds W.M., 1997. Chemical catalysis of nitrate reduction by iron (II). *Geochim. Cosmochim. Acta*, 61 (9), 1819-1828.
- Paillet F.L., 1994. Application of borehole geophysics in the characterisation of flow in fractured rocks. U.S. Geol. Surv. Water Resources Investigations Report 93-4214, 36 p.
- Paillet F.L., 1998. Flow modeling and permeability estimation using borehole flow logs in heterogeneous fractured formations. *Water Resour. Res.*, 34 (5), 997-1010.
- Pauwels H., 1994. Natural denitrification in groundwater in the presence of pyrite : preliminary results obtained at Naizin (Brittany, France). *Miner. Mag.*, 58A, 696-697.
- Pauwels H., Martelat A., Foucher J.-C., Lachassagne P., 1996. Dénitrification dans les eaux souterraines du bassin versant du Coët-Dan : suivi géochimique et hydrologique du processus. Rapport BRGM R39055, 66 p.

- Pauwels H., Klopmann W., Foucher J.-C., Lachassagne P., Martelat A., 1997. Tracer tests applied to nitrate transfer and denitrification studies in a shaly aquifer (Coët-Dan basin, Brittany, France). *Tracer Hydrology* 97, Kranjc (ed.), 327-330.
- Pedersen J.K., Bjerg P.L., Christensen T.H., 1991. Correlation of nitrate profiles with groundwater and sediment characteristics in a shallow sandy aquifer. *J. Hydrol.*, 124, 263-277.
- Philipot J.-M., 1982. Dénitrification des eaux de consommation - Une réalisation en cours en région parisienne : Éragny. *Eau, Ind., Nuis.*, novembre.
- Postma D., 1990. Kinetics of nitrate reduction by detrital Fe(II)-silicates. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 54, 903-908.
- Postma D., Jakobson R., 1996. Redox zonation : equilibration constraints on the Fe(III)/SO₄⁻ reduction interface. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 60 (17), 3169-3175.
- Somlette L., 1998. Contribution à l'étude hydrogéologique de la distribution et du devenir des nitrates dans les nappes de fissures, de l'échelle du périmètre expérimental à celle du bassin versant. Thèse UBO Brest, 308 p.
- Talbo H., Martin G., Monot B., 1988. Étude du devenir des nitrates en profondeur sur le site de la coopérative de Ploudaniel (29). Dénitrification naturelle en sous-sol. Rapport 88 SGN 584 BRE, 83 p.

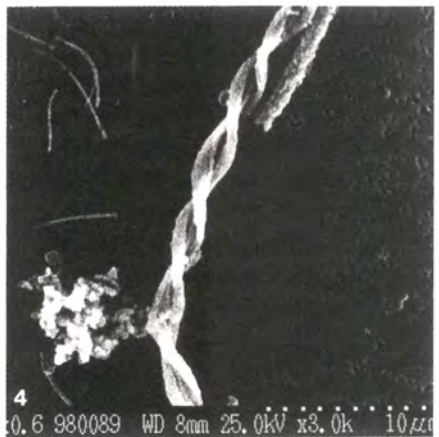
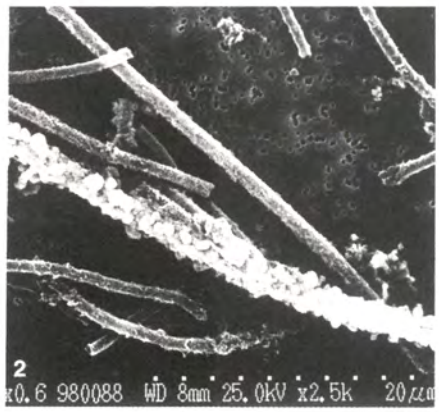


Planche 1 - Recherche de *Gallionella* sur des échantillons prélevés au niveau des eaux souterraines du bassin versant du Kerharo.

Photo 1 (x 2 500) - Fragments de formes filamenteuses. La gaine entourant ces formes ne permet pas de visualiser les cellules bactériennes.

Photo 2 (x 2 500) - Certaines de ces formes présentent des incrustations d'oxyde de fer et/ou de manganèse et pourraient appartenir au genre *Leptothrix*.

Photo 3 (x 3 500) - Photo 4 (x 3 000) - Photo 5 (x 2 500) - Photo 6 (x 4 000) - La forme torsadée très caractéristique de ces sécrétions d'hydroxydes ferriques permettrait de rattacher présomptivement ces bactéries au genre *Gallionella*.

Dénitrification des eaux souterraines du bassin versant du Coët-Dan et transfert vers les eaux de surface

Hélène Pauwels⁽¹⁾, Wolfram Kloppmann⁽¹⁾, Patrick Lachassagne⁽¹⁾,
Anne Martelat⁽¹⁾, Jean-Louis Pinault⁽¹⁾, Henri Talbo⁽²⁾

(1) BRGM, direction de la recherche, 3 avenue Claude Guillemin, 45060 Orléans

(2) BRGM, service géologique Bretagne, centre d'affaires Le Bignon, 4b rue du Bignon,
35000 Rennes

Introduction

Le bassin versant du Coët-Dan à Naizin (Morbihan) est le siège d'une activité agricole particulièrement intensive où l'élevage porcin hors sol est largement représenté entraînant une forte contamination des eaux par le nitrate. Ce bassin est représentatif d'une fraction très significative de la Bretagne par sa situation climatique, la constitution et les caractéristiques hydrogéologiques de son sous-sol, par son caractère rural et le type d'activités agricoles, même si elles y sont plus intensives qu'ailleurs. Les études récentes sur les eaux souterraines de ce bassin versant ont mis en évidence un fort abattement des teneurs en nitrate avec la profondeur qui a été partiellement interprété comme le résultat d'un double processus de dénitrification : dénitrification autotrophe par oxydation de minéraux sulfurés (les pyrites) et dénitrification hétérotrophe, par oxydation de la matière organique (Pauwels, 1998). L'existence de l'un ou l'autre de ces processus a été mis en évidence dans les eaux de nombreux aquifères (voir étude bibliographique de Korom, 1992). La coexistence des deux types de dénitrification semble plus rare et, dans tous les cas, il apparaît que les conditions de mise en œuvre de la dénitrification restent mal connues et que les paramètres sont très variables d'un aquifère à l'autre.

Le premier objectif de cette étude était de mieux appréhender le double processus de dénitrification dans cet aquifère fissuré, d'en évaluer l'importance, la cinétique et la localisation.

Le second objectif était d'évaluer la contribution des eaux souterraines, et notamment des eaux dénitrifiées, au cours d'eau.

Pour atteindre ces objectifs, un programme multidisciplinaire a été entrepris, notamment une étude hydrogéologique du bassin, une étude géochimique des eaux souterraines, un test de traçage et une modélisation inverse des séries de données (débit et chimie) acquises sur le ruisseau.

Hydrogéologie et géologie

Le sous-sol du bassin est constitué par des « schistes du Briovérien », pouvant en fait passer rapidement d'un faciès de schistes à grains très fins à un faciès gréseux. La roche est altérée sur des épaisseurs le plus souvent métriques, variables d'un point à l'autre et probablement plus importantes dans la partie amont du bassin. Des loëss ont été identifiés sur les flancs de coteaux. Les fonds de vallées sont occupés par des alluvions peu épaisses.

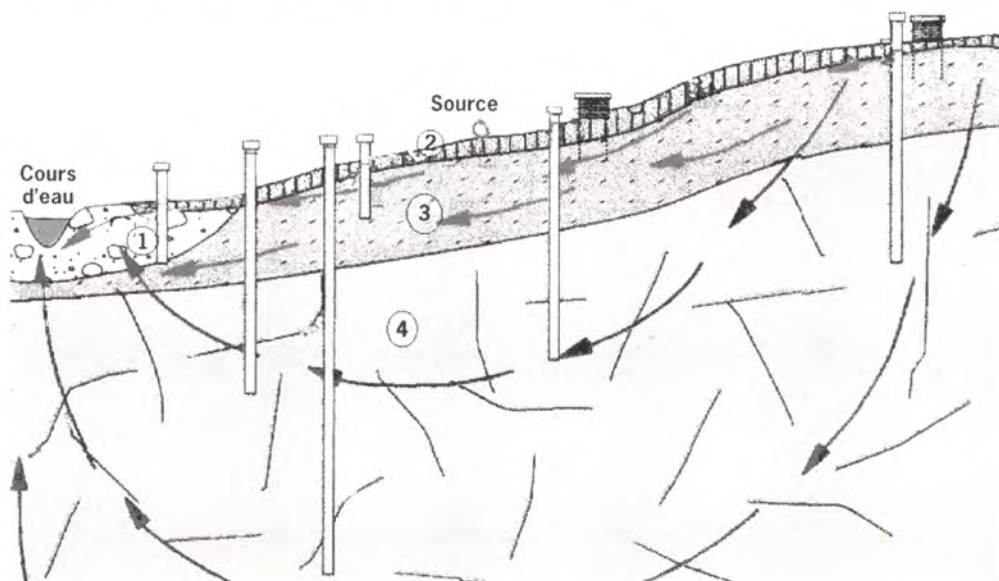
La lame d'eau écoulée à l'exutoire du Coët-Dan à Stimoës est voisine de 305 mm par an (Cann & Villebonnet, 1994). Elle est alimentée pour 70 % par les écoulements « rapides » (le ruissellement *sensu stricto*, l'écoulement hypodermique et probablement des écoulements souterrains de la partie supérieure de la nappe) et pour 30 % par les écoulements lents.

La surface de la nappe épouse sensiblement le relief; en haut de versant, elle peut être à une dizaine de mètres de profondeur, l'amplitude de son battement étant de l'ordre de 5 à 6 m entre l'étiage et les hautes eaux. En fond de vallée, la nappe est subaffleurante, son battement n'excédant pas 1 à 2 mètres.

Schématiquement, deux compartiments aquifères peuvent être distingués (fig. 1) :

- un compartiment supérieur constitué d'alluvions, colluvions et altérites (① à ③), caractérisé par une porosité d'interstices et à vocation principalement capacitive. Sa porosité pourrait être de l'ordre de 5 à 15 % (Martelat & Lachassagne, 1995). Les mesures réalisées dans ce milieu montrent des perméabilités (K) le plus souvent comprises entre 2.10^{-6} et $5.10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$;

Figure 1
Schéma conceptuel de
l'aquifère du bassin versant.



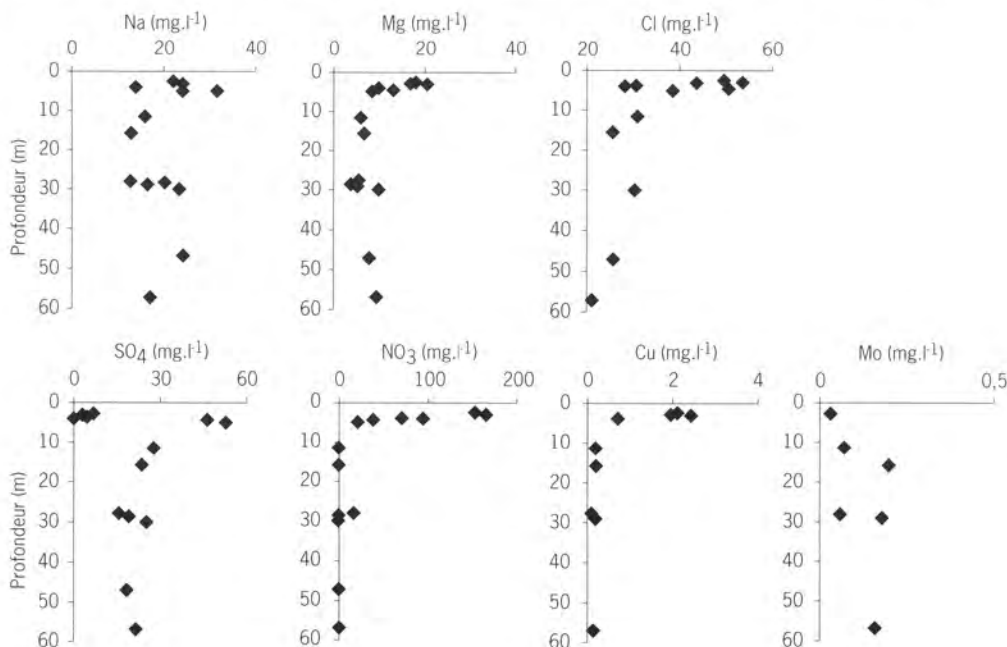
- un compartiment aquifère inférieur constitué par les schistes sains et fissurés, contenant de la pyrite (④) à vocation transmissive. En trois secteurs testés, la transmissivité varie de 1.10^{-5} à $6.10^{-4} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$, tandis que le coefficient d'emmagasinement, compris entre 1.10^{-3} et 5.10^{-4} , témoigne d'un état captif à semi-captif de la nappe.

Entre les deux niveaux aquifères, les connexions hydrauliques sont parfois malaisées et les échanges se font selon un schéma de drainance à travers une éponte semi-perméable, équivalente à une couche de 2 à 10 m d'épaisseur et de perméabilité verticale comprise entre 1 et $7.10^{-7} \text{ m}.\text{s}^{-1}$. Douze ouvrages ont été forés en trois points du bassin pour les besoins de l'étude géochimique (voir fig. 2, *in* Boredenave & Merceron dans cet ouvrage) : deux ouvrages à Kervidy et trois ouvrages à La Villeneuve qui permettent de capter les eaux du schiste. À Stimoës, près de la station de jaugeage, deux ouvrages (DNS4 et DNS6) sont courts et permettent de capter la nappe du compartiment aquifère supérieur tandis que les cinq autres ouvrages atteignent le schiste. Par ailleurs, des prélèvements ont été réalisés dans des puits agricoles.

Pollution sur le bassin

Figure 2
Variabilité de la composition chimique des eaux souterraines avec la profondeur dans l'aquifère.

Les résultats des analyses réalisées sur des échantillons prélevés au cours de la foration ou ultérieurement dans les forages montrent des teneurs très élevées en nitrate, pouvant atteindre $200 \text{ mg}.\text{l}^{-1}$ dans les premiers mètres de l'aquifère du bassin. Ces teneurs chutent en profondeur pour atteindre des valeurs inférieures à la limite de détection (fig. 2).



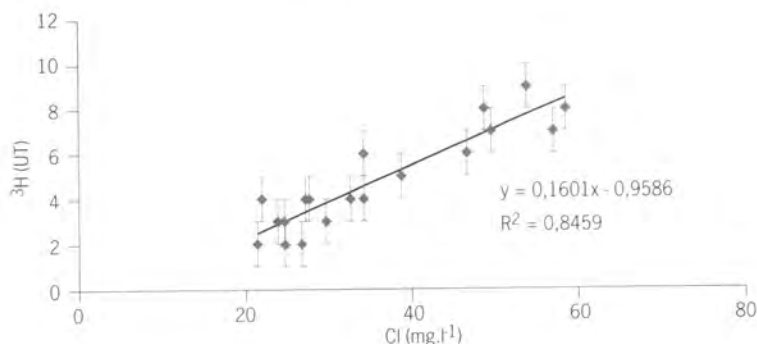
Les chlorures sont un constituant des lisiers et présentent des teneurs variables, dépassant les 50 mg.l^{-1} dans les premiers mètres de l'aquifère et passant sous les 20 mg.l^{-1} en profondeur (fig. 2). Ces importantes variations verticales sont interprétées comme le résultat de la pollution dans l'aquifère.

D'autres éléments (K, Mg, Cu, Pb, Zn) présentent également des gradients de concentrations importants avec la profondeur : les teneurs diminuent. La pollution des premiers mètres de l'aquifère semble assez généralisée sur l'ensemble du bassin et elle est responsable de l'apport de différents éléments dans les eaux. Certains éléments présentent néanmoins des teneurs plus importantes dans le compartiment aquifère profond que dans les premiers mètres : il s'agit par exemple des sulfates ou du molybdène.

Mélanges

Les échantillons prélevés dans le compartiment supérieur de l'aquifère présentent des teneurs élevées en tritium (^3H), isotope radioactif introduit en grande quantité dans l'atmosphère par les tests nucléaires réalisés entre 1951 et 1980. Ces teneurs peuvent décroître jusqu'à être nulles en profondeur. Cette variabilité des teneurs en tritium comparée à celle des concentrations en chlorures (fig. 3) peut être interprétée comme le résultat d'un mélange d'une eau ancienne dépourvue de nitrate et relativement pauvre en chlorures avec une eau récente polluée par l'activité agricole. La chute des teneurs en nitrate avec la profondeur est donc partiellement provoquée par la contribution croissante d'une eau ancienne qui n'a probablement jamais été contaminée par le nitrate.

Figure 3
Relation entre les teneurs en tritium et en chlorures au site de Stimoës.



Dénitrification autotrophe

Évidences de dénitrification

Une eau qui n'a jamais été polluée par l'activité agricole contribue donc partiellement à la chute des teneurs en nitrate. Néanmoins, l'absence de cet ion dans des échantillons dont les teneurs en chlorures et en tritium attestent de la présence d'une composante récente prouve que le nitrate a été extrait de l'eau souterraine. Par ailleurs, l'étude de la composition chimique et isotopique a permis de mettre en évidence des éléments prouvant l'existence du processus de dénitrification des eaux, c'est-à-dire de la transformation du nitrate en diazote N_2 :

- les isotopes de l'azote montrent un enrichissement du $\delta^{15}N$ des échantillons appauvris en nitrate, ce qui est typique du processus de dénitrification (Mariotti *et al.*, 1988);

- les échantillons prélevés dans le schiste sont marqués par un excès de diazote. La concentration en diazote d'origine atmosphérique est calculée à partir des teneurs en argon. Un excès par rapport à cette valeur calculée prouve que du diazote est produit dans l'aquifère (Wilson *et al.*, 1990).

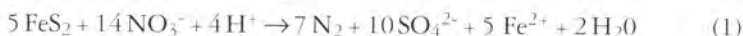
L'abaissement des teneurs en nitrate des eaux souterraines par dénitrification peut être estimé, soit à partir de l'excès de diazote constaté, soit par un calcul de mélange entre une eau récente riche en nitrate et chlorures et une eau ancienne dépourvue de nitrate (tab. 1).

Tableau 1 - Estimation par deux méthodes de la diminution des teneurs en nitrate de l'eau souterraine par dénitrification.

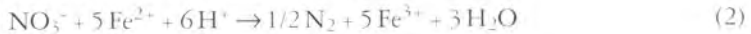
Échantillon (profondeur captée en m)	Estimation des teneurs en nitrate réduites d'après l'excès de diazote ($mg.l^{-1}$)	Estimation des teneurs en nitrate réduites d'après les teneurs en tritium ($mg.l^{-1}$)
Stimoës DNS3 (7-16)	38	71
Stimoës DNS2 (10-21)	52	50
Stimoës F1 (32-82)	26	38

Ces résultats, bien que du même ordre de grandeur, présentent quelques divergences qui peuvent s'expliquer par le fait que la dénitrification n'est pas forcément complète, c'est-à-dire qu'elle peut être stoppée avant la production de diazote, par exemple à la production de d'oxyde nitreux (N_2O). Néanmoins, ils montrent surtout que les quantités de nitrate extraites de l'eau souterraine sont importantes. L'absence de nitrite (NO_2) et d'ammonium (NH_4) dans l'eau confirme que cette disparition du nitrate est due à de la dénitrification.

La présence de pyrite (FeS_2) dans le schiste suggère que ce minéral est le donneur d'électrons nécessaire à la dénitrification, dont la réaction s'écrit alors :



Le fer est alors à son tour oxydé par le nitrate :



Cinétique de dénitrification

Un test de traçage artificiel a été réalisé dans le schiste pour estimer la vitesse de dénitrification (Pauwels *et al.*, 1998). Il consistait à introduire dans l'aquifère par un puits d'injection une solution contenant du nitrate ainsi que du bromure utilisé alors comme traceur conservatif et à suivre la composition chimique de l'eau dans un puits soumis à pompage, situé à 15 m du puits d'injection. Ce test de traçage a été réalisé dans des conditions telles que la pyrite était le seul donneur d'électrons susceptible de provoquer la dénitrification. La comparaison entre les teneurs en nitrate et celles en bromure dans l'eau du puits soumis à pompage a permis de mettre en évidence le processus de dénitrification et d'en déterminer certains paramètres. Au cours de ce test qui a duré plus de huit jours, 73 % du bromure injecté a été récupéré par le pompage contre seulement 47 % du nitrate.

L'interprétation des courbes de restitution des traceurs a montré que le milieu schisteux peut être assimilé à un milieu à double porosité dans lequel l'eau circule. Il est constitué d'une part d'un milieu à forte perméabilité (qui comprend les fractures et les fissures les plus larges) et, d'autre part, d'un milieu à faible perméabilité (celui des petites fissures). L'interaction dans le premier milieu induit un taux de dénitrification plus faible que dans le second. La cinétique de dénitrification est ici élevée en comparaison des résultats obtenus dans d'autres environnements (voir compilation de Korom, 1992). Elle peut être décrite par une réaction du premier ordre, avec un temps de demi-vie de 7,9 jours lors de la circulation dans le milieu à forte perméabilité et de seulement 2,1 jours pour l'eau circulant dans le milieu à faible perméabilité (fig. 4).

Ainsi, la vitesse de décroissance de la teneur en nitrate au cours du temps est très rapide. Par exemple, si on considère l'estimation de la teneur en nitrate extraite de DNS3 (tab. 1), la figure 5 nous montre qu'il a suffi d'une durée comprise entre 13 et 50 jours pour que la concentration chute en dessous de 1 mg.l⁻¹.

Dénitrification hétérotrophe

Les résultats du test de traçage artificiel prouvent l'existence d'un processus de dénitrification lié uniquement à l'oxydation de la pyrite présente dans le schiste. Néanmoins, un examen de la composition chimique des eaux doit indiquer si un autre processus de dénitrification peut être mis en évidence, la dénitrification hétérotrophe (*i.e.* par oxydation de la matière organique), dont la réaction s'écrit :

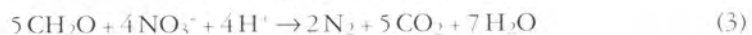


Figure 4
Schéma conceptuel
de la double porosité
du schiste.

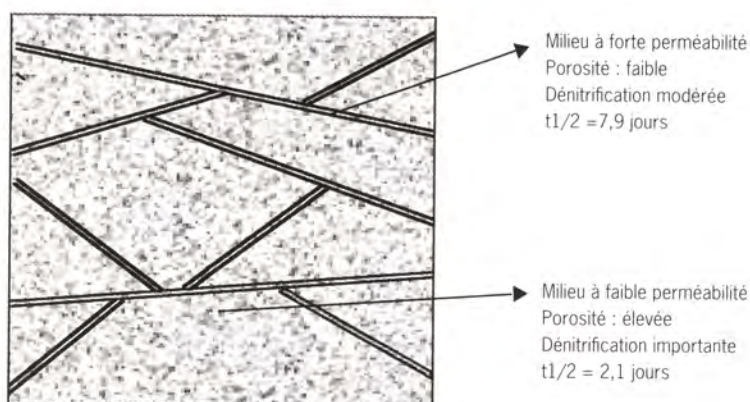
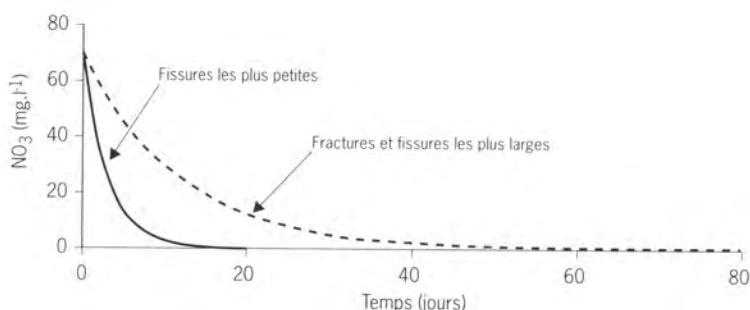


Figure 5
Vitesse de décroissance
des teneurs en nitrate
d'un échantillon contenant
initialement 70 mg.l⁻¹.



Les teneurs en carbone organique dissous (COD) dans l'eau présentent une variation temporelle et spatiale importante. À Stimoës, dans le compartiment aquifère supérieur, les teneurs varient de moins de 1 mg.l⁻¹ à plus de 30 mg.l⁻¹, avec une moyenne de 3,9 mg.l⁻¹. Ces valeurs montrent que les teneurs en carbone organique ne sont pas toujours suffisantes pour que le processus de dénitrification hétérotrophe soit significatif, puisque 1 mg.l⁻¹ de COD ne peut réduire que 4 mg.l⁻¹ de nitrate. Si tout le COD contenu dans l'eau du compartiment aquifère supérieur pouvait être mobilisé dans la dénitrification, ce mécanisme compterait pour 16 mg.l⁻¹ de nitrate réduits contre les 160 mg.l⁻¹ constatés en moyenne dans les échantillons. En fait, une variabilité temporelle importante des teneurs en nitrate a également été observée dans le compartiment aquifère supérieur, elle est marquée par une forte décroissance en été. Or, cette décroissance est accompagnée de l'apport d'eaux chargées en COD et d'une apparition de nitrite, prouvant que le processus de réduction de nitrate est enclenché. Il apparaît alors que le processus de dénitrification hétérotrophe est effectif dans le compartiment aquifère supérieur mais qu'il est limité aux mois les plus chauds de l'année. Par ailleurs, lorsque l'on examine les teneurs en carbone minéral (CIT), le produit carboné de la dénitrification hétérotrophe, dans

l'eau du schiste, on constate une faible contribution du processus hétérotrophe. En effet, à Stimoës, la teneur moyenne en CIT dans le compartiment aquifère supérieur est de 8,02 mg.l⁻¹ (23 échantillons) et, juste en dessous, dans DNS3, elle est de 8,46 mg.l⁻¹ (11 échantillons). L'augmentation est donc faible, suggérant que le COD ne peut être le principal donneur d'électrons pour la réduction du nitrate : elle correspond à un taux moyen de dénitrification inférieur à 2 mg.l⁻¹ alors que l'eau de DNS3 est généralement totalement dénitrifiée et que, selon les estimations (tab. 1), jusqu'à 70 mg.l⁻¹ de nitrate peuvent avoir été éliminés.

Contribution de l'aquifère au cours d'eau et influence sur les teneurs en nitrate

La contribution de l'aquifère au régime du cours d'eau peut se séparer en deux composantes : l'eau polluée en nitrate rencontrée dans les premiers mètres de l'aquifère et l'eau dénitrifiée qui circule plus en profondeur et qui est marquée par une plus forte teneur en sulfate.

Pour évaluer la contribution relative, une interprétation quantitative des données recueillies par le Cemagref à la station de jaugeage du Coët-Dan située à l'exutoire du bassin versant (débit, flux de nitrate et de sulfate) a été réalisée par analyse spectrale des séries temporelles. À ce propos, un code de déconvolution « Dialog » a été développé pour corrélérer les séries temporelles. Il est basé sur un concept très général de relation linéaire et non linéaire entre les séries temporelles.

La relation la plus générale entre des séries temporelles s'écrit :

$$Y = \Gamma_1 * X_1 + \dots + \Gamma_m * X_m \quad (4)$$

où * est le produit de convolution, les fonctions $\Gamma_1, \dots, \Gamma_m$ sont les réponses impulsionnelles et Y, X_1, \dots, X_m les séries temporelles. Le problème inverse consiste alors à estimer les réponses impulsionnelles à partir des séries temporelles.

Dans le cas qui nous intéresse, une série temporelle X_1 est la pluie alors que les données de débit ou les flux de nitrate ou de sulfate sont représentés par la série Y .

Le débit d'eau à l'exutoire du Coët-Dan, $D(t)$, résulte de deux composantes : l'écoulement superficiel et la contribution de la nappe. Ces deux composantes peuvent être distinguées à partir de leur réponse impulsionnelle à une pluie : l'hydrogramme unitaire produit par les écoulements de surface décroît rapidement (en 2 jours) alors que la contribution de la nappe souterraine induit une décroissance beaucoup plus lente.

La figure 6 compare le débit mesuré à l'exutoire du bassin au débit calculé par le modèle. On note un très bon accord général entre les deux courbes. Les quelques divergences observées sont très probablement dues à des difficultés d'échantillonnage représentatif des pluies.

Une reconstitution de l'hydrogramme unitaire à partir des réponses impulsionnelles des flux de nitrate et de sulfate a été réalisée (fig. 7). Le meilleur ajustement pour la composante lente de l'hydrogramme unitaire est obtenu avec 70 % d'eau enrichie en nitrate et 30 % d'eau enrichie en sulfate. Ainsi, l'hydrogramme peut être scindé en deux composantes dont les moyennes annuelles (sur un cycle hydrologique) représentent respectivement 70 % et 30 % du débit.

Figure 6
Comparaison entre le débit mesuré et le débit modélisé.

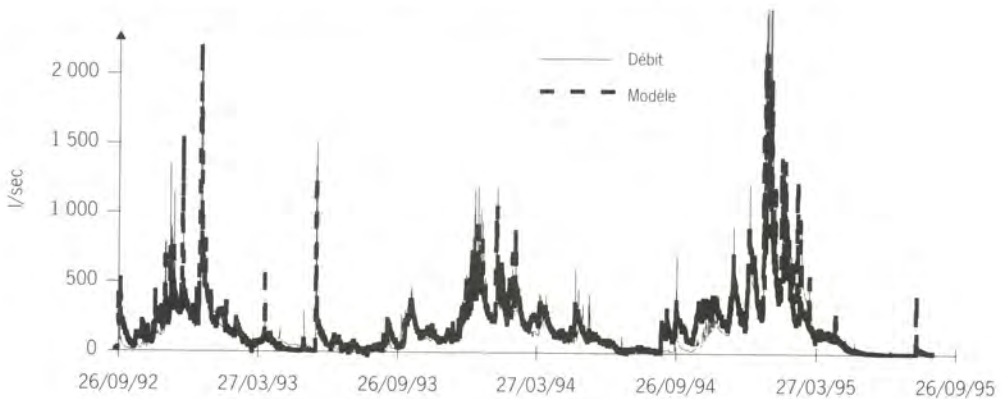
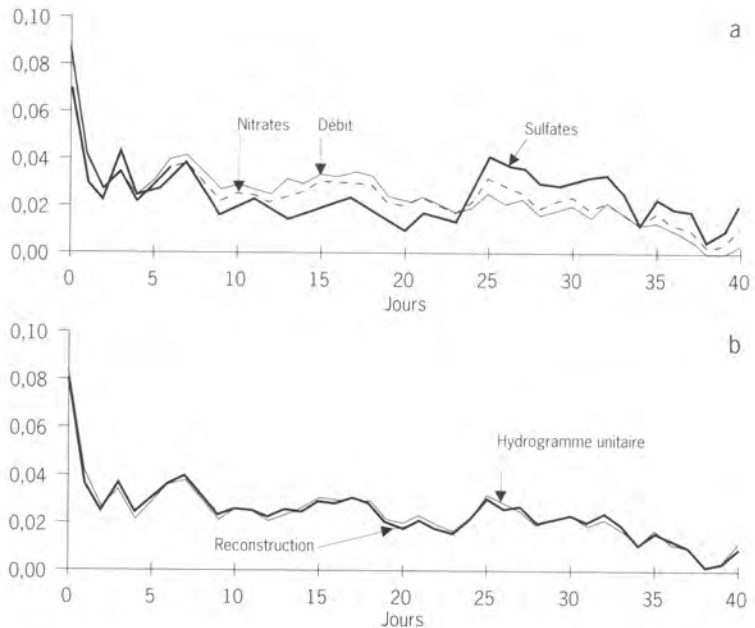


Figure 7
a) Réponse impulsionnelle du débit et des flux de sulfate et nitrate à une pluie;
b) Reconstruction de la réponse impulsionnelle avec 30 % d'eau enrichie en sulfate et 70 % d'eau enrichie en nitrate.



Cette proportion de chaque type d'eau est probablement assez hétérogène à l'échelle du bassin. Ce rapport reflète la consommation de pyrite par dénitrification et il est très certainement variable d'un bassin à l'autre et risque de diminuer au cours du temps. Le suivi de ce rapport permet de connaître l'évolution de la dénitrification.

Précipitation de minéraux secondaires

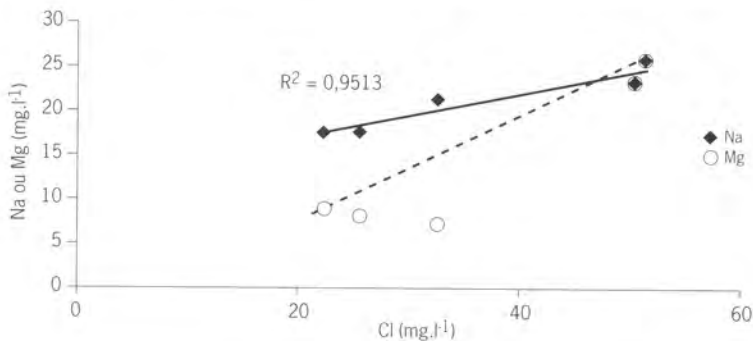
Compte tenu des conditions du test de traçage artificiel et de l'abattement des teneurs en nitrate qui en a résulté, nous avons conclu au processus de dénitrification autotrophe par oxydation des pyrites. Cependant, les teneurs en sulfate, produit de la dénitrification autotrophe, restent modestes; elles ne dépassent que très rarement 35 mg.l^{-1} . Par ailleurs, le processus de dénitrification hétérotrophe par oxydation de la matière organique semble très limité. Si le processus de dénitrification autotrophe est responsable de l'abattement des teneurs en nitrate calculé au tableau 1 et lors du test de traçage, le sulfate doit partiellement être extrait de l'eau après l'oxydation de la pyrite.

L'étude minéralogique réalisée sur les cuttings d'un forage a permis de mettre en évidence des phases sulfatées : un sulfate de fer amorphe, de la jarosite ($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$) et de la natroalunite ($\text{NaAl}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$). Ces deux dernières phases sont généralement connues pour précipiter dans des conditions acides et elles auraient pu précipiter après échantillonnage par contact avec l'oxygène atmosphérique. Néanmoins, une étude thermodynamique réalisée à partir des données de Baron & Palmer (1996) sur 83 échantillons a montré que 10 % étaient saturés ou sur-saturés vis-à-vis de la jarosite. Or, parmi les échantillons sous-saturés, il y a ceux qui ont été prélevés dans le compartiment aquifère supérieur où la dénitrification autotrophe n'est pas active. La dénitrification autotrophe dans le compartiment aquifère inférieur est donc un processus plus actif que ne le laissent supposer les teneurs en sulfate. Celui-ci est en effet extrait de l'eau par précipitation de phases amorphes ou cristallisées telles que la jarosite.

La précipitation d'un autre minéral a pu également être mise en évidence. Si les teneurs en sodium sont parfaitement corrélées à celles des chlorures, attestant du mélange entre deux eaux de minéralisation différente, on peut noter une différence avec le magnésium. En effet, le diagramme Cl-Mg (fig. 8) établi à partir de la moyenne des données acquises au site de Stimoës ne reflète pas le mélange entre une eau riche en chlorures et en magnésium infiltrée récemment et une eau plus ancienne et plus pauvre en ces deux éléments. Les échantillons à teneur intermédiaire en chlorures montrent un net appauvrissement en magnésium par rapport à la droite de mélange, démontrant que cet élément est extrait rapidement de la phase aqueuse lorsque l'eau s'infiltré en profondeur. L'examen de la phase solide a mis en évidence la précipitation de minéraux secondaires contenant du magnésium : les smectites

$(\text{Na}_{0,5}(\text{Al},\text{Mg})_6(\text{Si},\text{Al})_8\text{O}_{18}(\text{OH})_{12}\cdot 5\text{H}_2\text{O})$. Cette précipitation est alors interprétée comme responsable de l'abatement des teneurs en magnésium avec la profondeur dans l'eau des schistes. L'altération des chlorites du schiste conduit sans pollution anthropique particulière à la précipitation des smectites. Néanmoins, les teneurs élevées en magnésium observées dans les premiers mètres de l'aquifère doivent être apportées par les lisiers et elles favorisent la précipitation des smectites.

Figure 8
Moyenne des concentrations en sodium et magnésium en fonction de la moyenne des concentrations en chlorures au site de Stimoës.



Conclusion

L'approche pluridisciplinaire engagée a permis de répondre à plusieurs questions posées sur les conditions de mise en œuvre de la dénitrification dans les eaux souterraines du bassin versant du Coët-Dan :

- l'importance du processus de dénitrification autotrophe par rapport au processus hétérotrophe a notamment pu être démontrée ; ce processus permet la disparition de plusieurs dizaines de milligrammes de nitrate par litre d'eau. Les zones d'existence des deux processus sont distinctes : le premier a lieu dans le schiste sain et fissuré en présence de pyrite, tandis que le second est préférentiellement actif dans les altérites, alluvions et colluvions, et uniquement lorsque les conditions climatiques et les apports de carbone organique sont favorables ;
- la cinétique de dénitrification est très rapide mais variable selon la perméabilité du milieu ;
- la contribution des eaux souterraines dénitrifiées au régime du cours d'eau a pu être évaluée pour une année hydrogéologique : elle atteint 30 % de la contribution de la nappe mais est très probablement variable à l'échelle du bassin et de la saison, et éventuellement selon les années. Si les capacités de dénitrification sont importantes, notamment parce que la cinétique est rapide, les résultats de cette étude soulèvent également quelques questions sur les conséquences et la pérennité du processus ;
- la dénitrification génère une consommation importante des pyrites dont les teneurs en profondeur dans le schiste varient entre seulement 5 et 40 % ;

- il semble que le processus de dénitrification ne soit pas complet : il se pourrait qu'il produise du N_2O , gaz attaquant la couche d'ozone et contribuant à l'effet de serre. Cette hypothèse doit néanmoins être vérifiée par des analyses de N_2O dans les eaux souterraines ;
- par ailleurs, la pollution anthropique conduit à la précipitation de minéraux secondaires dont l'impact sur les propriétés du réservoir reste à établir.

Références bibliographiques

- Baron D., Palmer C.D., 1996. Solubility of jarosite at 4-35°C. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 60, 185-195.
- Cann C., Villebonnet C., 1994. Suivi de la qualité de l'eau. Étude menée sur le bassin versant expérimental du Coët-Dan (Morbihan), 2^e année. Rapport Cemagref, Rennes, France.
- Korom S.F., 1992. Natural denitrification in the saturated zone: A review. *Water Resour. Res.*, 28, 1657-1668.
- Mariotti A., Landreau A., Simon B., 1988. ^{15}N isotope biogeochemistry and natural denitrification process in groundwater: Application to the chalk aquifer of northern France. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 52, 1869-1878.
- Martelat A., Lachassagne P., 1995. Bassin versant représentatif du Coët-Dan (Naizin, Morbihan) - Hydrologie : détermination des caractéristiques hydrodynamiques du système aquifère au lieu-dit Le Stimoës. Rapport BRGM n° R38474DR/HYT95, 54 p.
- Pauwels H., 1998. Comportement de l'azote dans l'aquifère du bassin versant du Coët-Dan. Agriculture intensive et qualité des eaux. Cheverry C. (éd.), Inra éditions, 209-221.
- Pauwels H., Kloppmann W., Foucher J.-C., Martelat A., Fritsche V., 1998. Field tracer test for denitrification in a pyrite-bearing schist aquifer. *Appl. Geochem.*, 13(6), 767-778.
- Wilson G.B., Andrews J.N., Bath A.H., 1990. Dissolved gas evidence for denitrification in the Lincolnshire Limestone groundwaters, eastern England. *J. Hydrol.*, 113, 51-60.

Typologie des bassins versants bretons

Pierre Watremez⁽¹⁾, Henri Talbo⁽²⁾

(1) BRGM, antenne de Brest, Ifremer, BP 70, 29280 Plouzané

(2) BRGM, 4b rue du Bignon, 35000 Rennes

Introduction

De très nombreux bassins versants côtiers et estuariers ne font pas l'objet, en Bretagne, de mesures systématiques de débit et de concentration en nutriments. Le calcul des flux réels de nitrate et de phosphate apportés au milieu marin est donc le plus souvent impossible et on est conduit à réaliser des estimations basées sur des hypothèses plus ou moins simplificatrices.

Récemment, le Massif armoricain était encore considéré comme pratiquement imperméable et les études privilégiaient les écoulements superficiels rapides ; il était admis que les excédents nets sur les bassins versants, résultant pour l'essentiel des pratiques agricoles, se retrouvaient intégralement à l'échelle de l'année dans la zone côtière. Quelques études soulignaient cependant l'importance de la géologie et de l'existence d'écoulements souterrains pouvant expliquer les variations de débit et de concentration de nitrate observées en cours d'année (Piriou *et al.*, 1993).

Les écoulements souterrains très lents sont caractérisés par des échelles de temps pouvant varier de quelques mois à plusieurs années, très différentes de celles des écoulements superficiels rapides (dont le ruissellement) qui sont comprises entre quelques heures et quelques jours. Ils peuvent donc, selon leur importance relative, jouer un rôle significatif dans les temps de transferts du nitrate au milieu marin.

Nous analysons dans cet article le rôle de la géologie dans les écoulements souterrains et montrons l'importance de ceux-ci dans les variations saisonnières des flux à l'exutoire. En nous basant sur l'analyse précise du comportement de 45 bassins versants jaugés du Finistère avec l'estimation de la contribution relative de paramètres pluviométriques, morphologiques et géologiques, nous avons élaboré une typologie des bassins versants qui permet de rattacher tout bassin ne faisant pas l'objet d'un suivi régulier à une classe déterminée au sein de laquelle il est possible d'estimer des flux.

Cadre général

Les bassins versants ont des caractéristiques morphologiques, géologiques, climatiques et pluviométriques très différentes.

Le réseau hydrographique très dense (fig. 1, p. 346) témoigne du caractère limité des écoulements souterrains. Aucun point en Bretagne n'est

situé à plus de 80 km de la mer, ce qui explique que les bassins versants bretons soient généralement de petite taille avec des superficies de quelques dizaines de kilomètres carrés à quelques milliers de kilomètres carrés. La Rance (1 080 km²), le Couesnon (1 091 km²), l'Aulne (1 806 km²), le Blavet (2 051 km²), la Vilaine (10 400 km²) possèdent les plus grands bassins.

La géologie du Massif armoricain est celle d'un vieux massif : il est formé d'un socle très ancien, érodé et fracturé de façon très hétérogène. Le socle précambrien (570 millions d'années), de nature schisteuse ou granitique, a été recouvert par des terrains sédimentaires primaires qui, plissés ensuite lors des mouvements hercyniens, constituent des bandes de faisceaux synclinaux plus ou moins complexes dirigés d'est en ouest. Durant la phase hercynienne (- 350 à - 285 millions d'années), des massifs intrusifs de roches cristallines ou cristallophylliennes se sont développés selon deux axes, l'un parallèle au littoral de la Manche et l'autre parallèle à celui de l'Atlantique. Le réseau hydrographique actuel est fortement influencé par la tectonique tertiaire (- 65 à - 5 millions d'années) qui a réactivé la fracturation hercynienne. L'érosion a aplani le Massif armoricain en dégageant quelques reliefs granitiques ou gréseux. Ce sont les fractures et les niveaux altérés qui constituent les réservoirs des « aquifères » bretons. On est très loin ici du concept de nappe aquifère des bassins sédimentaires.

La pluviométrie présente une répartition hétérogène. Elle varie de 660 à 1 400 mm par an. Les zones côtières et la partie est de la Bretagne sont les moins pluvieuses. Le Finistère, qui montre un gradient pluviométrique élevé de la côte vers l'intérieur des terres, constitue la zone la plus arrosée ; il existe deux maxima, l'un situé dans les monts d'Arrée et l'autre plus au sud au niveau de La Montagne. L'évapotranspiration (évaporation au niveau du sol ou par l'intermédiaire des végétaux) représente 40 à 55 % de la pluie totale.

Les débits des cours d'eau ne sont pas très importants et les étiages sont parfois très marqués. La grande variabilité des débits en cours d'année et les faibles étiages soulignent la relative faiblesse de la contribution des écoulements souterrains au débit des rivières. Une analyse plus poussée montre des bassins très différents quant à la stabilité relative du débit et à l'amplitude des variations de concentration de nitrate au cours du temps.

Rappels et méthodologie

Rappelons brièvement le cycle de l'eau : la pluie apporte une certaine quantité d'eau dont 40 à 55 % retourne à l'atmosphère par évapotranspiration ; le reste constitue la pluie efficace. Cette eau, pour une partie, ruisselle soit à la surface du sol soit dans les formations superficielles et atteint assez rapidement le cours d'eau le plus proche et, pour une autre partie, s'infiltré dans le sous-sol pour ressortir dans la rivière beaucoup plus tard.

Le débit d'une rivière résulte du mélange d'eaux superficielles et d'eaux d'origine profonde. La courbe de variation du débit est la somme d'une composante lentement variable représentant les eaux souterraines résurgentes et d'une composante constituée des écoulements superficiels qui présente des variations beaucoup plus rapides. En période d'étiage, saison d'été où les pluies efficaces sont faibles voire inexistantes, le débit résulte essentiellement de la composante souterraine alors qu'en hiver cette composante se combine aux eaux de ruissellement.

Pour analyser le comportement des bassins versants, nous avons dans cette étude utilisé quatre approches complémentaires : l'analyse d'hydrogrammes, la modélisation, l'élaboration d'une typologie des bassins versants, l'analyse statistique. Nous nous sommes intéressés particulièrement au Finistère car, sur une surface réduite, sa géologie est bien représentative de l'ensemble de la géologie de la Bretagne.

Dans cet article, pour permettre la comparaison et s'affranchir des effets de surface, tous les débits considérés sont des débits spécifiques, c'est-à-dire rapportés à la surface du bassin versant correspondant.

Le flux étant le produit du débit par la concentration, nous avons d'abord considéré séparément chacune de ces composantes.

Comparaison des débits

Cette comparaison fournit une première image des contributions relatives des écoulements rapides et des écoulements souterrains lents au débit des rivières (Bouchon, 1996). Il s'agit de comparer le débit moyen (Q_{moy}), débit de la rivière lorsque les apports souterrains et les écoulements rapides sont mélangés, au débit en période d'étiage. Nous avons utilisé le QCN30, débit spécifique d'étiage ou plus exactement débit minimal non dépassé pendant 30 jours consécutifs. Le rapport QCN30/ Q_{moy} fournit une première image de la proportion d'eau provenant des eaux souterraines. L'image obtenue est fruste : correspondant par définition au débit d'étiage, le QCN30 sous-estime plus ou moins fortement les apports souterrains annuels et ce, d'autant plus que la période sans pluie efficace est longue. Par ailleurs, d'un système aquifère à l'autre, les conditions de vidange peuvent être très différentes, gouvernées par le gradient et la conductivité hydrauliques et les dimensions du réservoir. Un étiage soutenu en année sèche ou moyennement pluvieuse témoigne d'apports souterrains conséquents ; des étiages sévères peuvent être dus à des contributions souterraines faibles ou à des aquifères très perméables, rapidement vidangés.

Modélisation

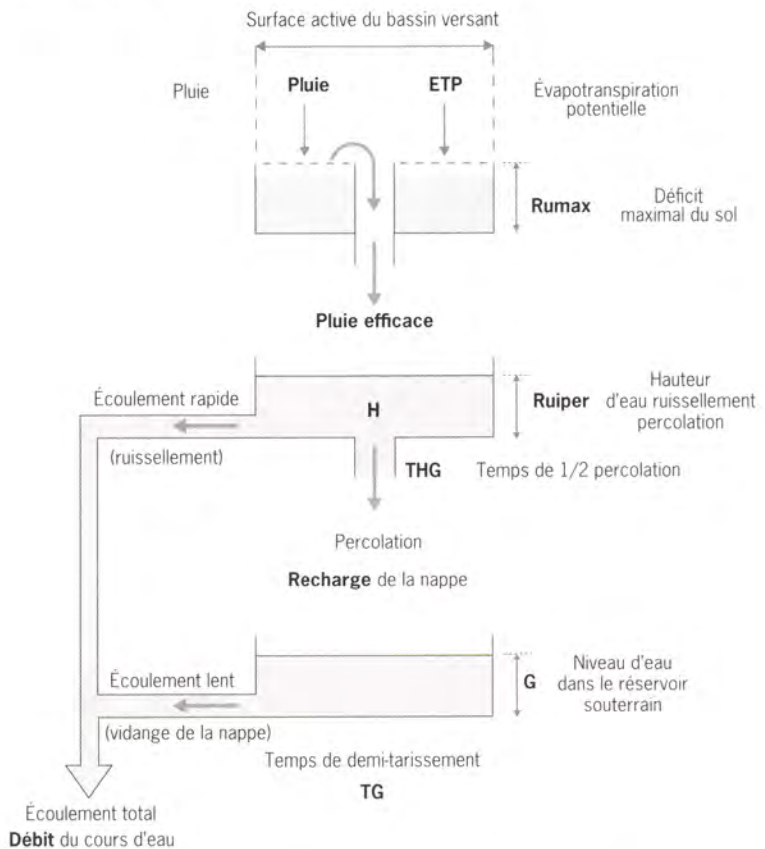
Celle-ci a été effectuée avec le logiciel Gardenia. Élaboré par le BRGM (Boisson & Thiery, 1991), ce logiciel est basé sur un modèle hydrologique global (fig. 2) qui s'appuie sur un bilan des entrées et sorties totales du bassin versant (pluies efficaces et débits) ; il simule les mécanismes du cycle de l'eau (pluie, évapotranspiration, infiltration, écoulement) à l'aide d'une succession de réservoirs possédant leurs propres lois de remplissage et de

vidange. Ces lois sont régies par divers paramètres : la réserve utile, les temps de transfert, les seuils de débordement. Les différentes zones réservoirs prises en compte sont les suivantes :

- les quelques dizaines de centimètres de sol où s'effectue l'évapotranspiration : la réserve facilement utilisable (RFU);
- la zone non saturée;
- la zone saturée représentée par un ou deux réservoirs ayant des caractéristiques différentes (capacité, constantes de temps de remplissage et de vidange).

Les paramètres sont déterminés par calage automatique à partir de longues séries chronologiques réelles. Ce type de logiciel permet la prévision des débits futurs.

Figure 2
Principe du modèle
Gardenia.



Système d'information géographique et étude statistique

L'étude des rôles relatifs des différents paramètres contribuant au fonctionnement du bassin versant a été effectuée par analyse statistique sur des données rassemblées dans un système d'information géographique (SIG). Cette analyse a porté sur les débits et sur les variations de concentration en nitrate.

Le SIG regroupe différentes couches d'information : pluviométrie, débit, relief, géologie et les paramètres dérivés calculés à partir du modèle numérique de terrain (MNT). L'échelle retenue est le 1/100 000. Le logiciel SynerGis a été utilisé. Développé par le BRGM, il permet la gestion et la combinaison de données géoréférencées, l'analyse multicritère, statistique en particulier, et la visualisation. Deux types de données coexistent dans le SIG, des données raster (relief par exemple) et des données de type vecteur (point, ligne, polygone représentant les bassins versants) possédant leur typologie et leurs attributs thématiques. Une particularité intéressante de SynerGis réside dans les possibilités de combiner des données de couverture avec les images : rasterisation, contourage et génération d'objets vecteurs à partir de données raster. Cette fonction a été notamment utilisée pour le calcul des pourcentages de classes lithologiques et le calcul de la pluviométrie moyenne par bassin versant.

Le système mis au point peut désormais déterminer automatiquement et rapidement les limites du bassin versant et l'ensemble de ses caractéristiques (attributs thématiques) correspondant à tout point sélectionné sur un cours d'eau.

Après un classique examen de la matrice de corrélation, nous avons utilisé deux méthodes statistiques, l'analyse en composantes principales (ACP) et la classification ascendante hiérarchique (CAH) pour obtenir les regroupements. Les formules de prévision ont été obtenues par régression linéaire.

Données utilisées

Les données utilisées ont été fournies pour la pluviométrie par Météo-France, pour les débits mesurés aux stations de jaugeage par le ministère de l'Environnement, pour les concentrations par le Cemagref.

Le MNT est celui de l'IGN à mailles de 100 mètres. Les paramètres dérivés (pente, réseau de drainage, ravinement, limite des bassins correspondant aux stations de jaugeage, etc.) ont été calculés par le BRGM et la géologie a été numérisée par le BRGM.

À l'opposition classique mais très grossière entre terrains schisteux et granitiques, nous avons préféré le regroupement de la lithologie en cinq grandes classes : les formations plutoniques à dominante granitique, les formations métamorphiques métasédimentaires et métavolcano-sédimentaires représentant les micaschistes, les autres formations métamorphiques que sont les gneiss et les migmatites, les formations sédimentaires primaires (schistes et grès primaires), les formations sédimentaires du Briovérien (schistes et grès briovériens). Les formations superficielles et volcaniques, peu développées en Finistère, n'ont pas été retenues.

La liste complète des données prises en compte pour ce travail est donnée dans le tableau 1.

Résultats obtenus

Nous présentons ici les résultats obtenus sur les 45 bassins versants jaugés du Finistère. Ils soulignent clairement la diversité qui existe entre eux et l'importance des écoulements souterrains.

Transfert hydrique

L'analyse du rapport QCN_{30}/Q_{moy} montre que la proportion ainsi évaluée d'eau d'origine souterraine dans les volumes écoulés annuellement varie de 2 à 70 % en fonction des années et des bassins versants. Ceux-ci ont des fonctionnements très différents (fig. 3, p. 346). Les valeurs les plus faibles sont observées sur les bassins versants de l'Aulne et de l'Hyères. Pour les sous-bassins versants de l'Horn correspondant aux stations de jaugeage de Pont-Milin et de Kerhouant, la contribution des eaux souterraines est particulièrement importante, comprise entre 40 et 70 %.

Les simulations (planche couleurs, page 347) avec Gardenia, réalisées sur quelques bassins présentant des caractéristiques différentes (ils appartiennent aux différentes classes définies ci-dessous), montrent que le rapport QCN_{30}/Q_{moy} reste un indicateur grossier qui systématiquement sous-estime le pourcentage d'eaux souterraines. Il ne permet pas la détermination absolue du comportement des bassins. Les temps de demi-montée des réservoirs souterrains sont de l'ordre du mois (le Jarlot, avec six mois, constitue une exception) tandis que les temps de demi-vidange sont plus longs et compris entre deux et six mois.

L'analyse statistique permet de comprendre les différences de comportement entre les bassins et de regrouper les bassins étudiés en classes statistiques selon des critères physiques et géologiques.

La nature lithologique apparaît jouer un rôle fondamental. Nos résultats démontrent que l'opposition classique entre terrains schisteux et terrains granitiques (Mazenc *et al.*, 1984) est beaucoup trop sommaire. Pour le Nord-Finistère, les micaschistes favorisent les contributions souterraines tandis que les granites régularisent les résurgences qui varient peu dans le temps (exemple du bassin versant de l'Aber-Wrac'h). Pour le Sud-Finistère, ce sont les granites, gneiss et migmatites qui semblent former les meilleurs réservoirs.

L'ACP et la CAH ont mis en évidence cinq classes statistiques (André, 1997). Elles correspondent souvent à une nature géologique prépondérante : gneiss (groupe 1), micaschistes (groupe 2), granite (groupe 4). Quand la lithologie est mélangée, c'est la part de micaschiste qui est un facteur déterminant d'appartenance à un groupe. Deux groupes contenant essentiellement du schiste se distinguent par leur densité de drainage (forte densité de drainage avec le groupe 3 et faible densité de drainage avec le groupe 5). Le groupe 3 apparaît en fait comme le groupe le plus hétérogène avec un critère de sélection peu marqué.

La figure 4, page 347 montre la répartition des bassins selon les classes obtenues. Le premier axe est expliqué par les variables SCHI et PENT, le deuxième axe par les variables GNEI et DENS (tab. 1).

Tableau 1 - Paramètres utilisés dans l'étude statistique.

a) Paramètres hydrologiques	
PT	pluie totale ou lame d'eau exprimée en mm
NJPA	nombre de jours de pluie par an
PJXD	pluie journalière de retour 10 ans
ECOUI	écoulement moyen
Q_{moy}	débit moyen (spécifique exprimé en l/s/km ²)
$Q_{méd}$	débit médian
Q_{CN30}	débit spécifique d'étiage
Q_{30}	débit d'étiage à 30 j classés
Q_{60}	débit d'étiage à 60 j classés
Q_{90}	débit d'étiage à 90 j classés
$CE = ECOUI/PT$	coefficient d'écoulement annuel
$RE = Q_{60}/Q_{méd}$	rapport d'étiage
b) Paramètres morphologiques	
ALLO	allongement du bassin versant
AIRE	surface du bassin versant
$FORM = AIRE/(DRMA)^2$	
GRAV	indice de Gravelius, compacité du bassin versant
ALTR	altitude moyenne du milieu du cours d'eau
RELI	altitude moyenne du bassin versant
DRMA	drainage
DENS	densité de drainage
PENT	pente moyenne
RAVI	ravinement
c) Paramètres géologiques	
GRAN	pourcentage de granite
SCHI	pourcentage de schistes
GNEI	pourcentage de gneiss
MICA	pourcentage de micaschistes

Pour chacune de ces classes, des relations entre les débits et les caractéristiques définissant ces groupes ont été établies par régression linéaire. Elles figurent dans le tableau 2.

Tableau 2 - Récapitulation des régressions obtenues sur les différents groupes.

Groupes	QMoy	Coeff.
1	-38,7964-0,0487.PT+5,45.PENT-13,3.GRAN-18,6.MICA	97,6 %
2	-58,1644+0,0841.PT	99,7 %
3	-46,5329+0,829.PT-10,4.SCHI	99,6 %
4a	-26,124+0,0487.PT	85,27 %
4b	16,3011+10,8.MICA+1,76.PENT-15.GRAN	95,5 %
5	4,189-0,026.DENS+0,00575.PT+6,65.SCHI+18,4.MICA	86,33 %
Groupes	QCN30	Coeff.
1	-15,5929+0,0124.PT+1,51.PENT+3,1.GNEI	88,4 %
2	5,09816-0,614.PENT+3,39.MICA	98,3 %
3	-0,84+0,952.PENT+3,34.MICA	83 %
4a	6,58132-0,496.PT+125.GNEI-24,8.MICA	92,2 %
4b	4,6859-0,757.PENT+10.GRAN+5,54.MICA-0,00304.PT	96,2 %
5	2,504+0,00166.PT-1,2.SCHI+11,3.GNEI	81,7 %

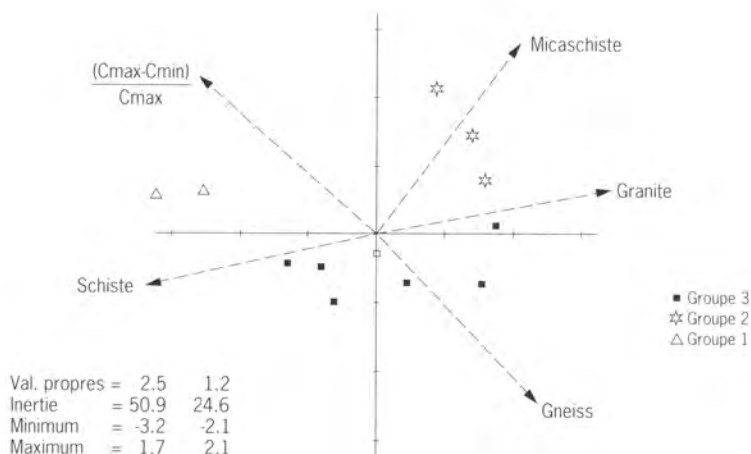
Variation des concentrations en nitrate

Un des articles précédents de cet ouvrage (Pauwels) analyse les processus de la dénitrification en profondeur. Celle-ci, qui peut conduire à de considérables diminutions de concentration en nitrate, est souvent liée à la présence de sulfures. La répartition géographique et en profondeur de ceux-ci reste encore mal connue.

Nous nous sommes intéressés ici au rôle de la géologie dans l'évolution des concentrations en cours d'année. C. Cann (comm. pers.) a cherché à établir une relation entre la variation relative des concentrations en nitrate $(C_{max}-C_{min})/C_{max}$, rapport qui permet de comparer les bassins entre eux, et la proportion de schiste de 17 bassins finistériens. En prenant ce seul paramètre, on constate que ce sont les bassins schisteux qui présentent les plus fortes variations, mais cette observation reste sommaire.

En prenant le même rapport $(C_{max}-C_{min})/C_{max}$ mais en utilisant les cinq classes lithologiques définies au début de cet article, nous avons réalisé une nouvelle ACP. Nous obtenons trois groupes (fig. 5). Les variations annuelles les plus fortes (rapport élevé) sont observées pour les bassins où les schistes prédominent. Ces bassins présentent des débits souterrains peu importants, un faible soutien de la nappe en période d'étiage et un régime hydraulique très irrégulier car particulièrement sensible aux écoulements rapides. Les bassins du deuxième groupe rassemblent ceux pour lesquels la valeur du rapport est moyenne; ils contiennent une proportion importante de micaschistes. Le troisième groupe inclut les bassins ayant le rapport $(C_{max}-C_{min})/C_{max}$ le plus faible. Ils ont des compositions lithologiques mélangées et contiennent souvent du gneiss.

Figure 5
Résultat de l'ACP
pour les variations
interannuelles
de la concentration
en nitrate et la géologie.



D'autres facteurs que les seules vitesses d'écoulement (ruissellement, écoulement souterrain), qui peuvent expliquer la variabilité des concentrations en nitrate, n'ont pas été pris en compte ici. Les apports souterrains participant à l'alimentation d'un cours d'eau sont constitués pour partie d'eau chargée en nitrate ayant circulé dans les niveaux supérieurs de l'aquifère, pour partie d'eau dénitrifiée (processus autotrophe et/ou hétérotrophe) et, pour partie enfin, d'eau « ancienne » n'ayant probablement jamais été contaminée (l'absence de tritium ^3H mise en évidence récemment dans certaines eaux profondes indique qu'elles ont dû s'infiltrer antérieurement à 1952). En allant des hautes eaux vers l'étiage, les écoulements souterrains peu profonds (chargés de nitrate) s'amenuisent et les écoulements plus profonds (dénitrifiés ou non contaminés) voient leur importance relative augmenter dans le débit de la rivière.

Les variations de concentration qui peuvent être observées au cours d'une année dépendent de la contribution globale des eaux souterraines au régime du cours d'eau mais aussi du volume d'eau stocké dans le réservoir aquifère, de son état de contamination plus ou moins complet, de l'importance des phénomènes de dénitrification qui peuvent y exister, de l'époque où se sont infiltrées les eaux les plus anciennes qu'il contient et de la participation de ces dernières à l'écoulement total.

Conclusion

Cet article souligne l'importance, considérée jusqu'ici comme négligeable, des écoulements souterrains. Ils peuvent constituer une part très significative du débit des rivières avec une contribution qui peut dépasser 40 %. Ils jouent également un rôle de régulateur des concentrations de nitrate.

Les résultats obtenus démontrent que la géologie est un paramètre fondamental mais que l'opposition, classique, schiste-granite est trop schématique : les proportions de gneiss et de micaschistes doivent être

prises en compte. Ceci signifie que les formules de prédiction des flux faisant intervenir le seul pourcentage de granite sont à proscrire.

À partir des bassins jaugés du Finistère, une typologie en cinq classes a été obtenue. Désormais, tout bassin versant présentant des caractéristiques similaires peut être rattaché à telle ou telle classe pour laquelle des formules de calcul des caractéristiques du débit ont été établies.

Nous avons considéré ici que la géologie du Finistère pouvait être représentative de la géologie de l'ensemble de la Bretagne. Sans doute. Mais la fracturation plus ou moins bien connue selon les échelles a sans aucun doute une influence. La fracturation est différente selon la nature lithologique et elle est implicitement prise en compte quand on considère la géologie. Cependant, la tectonique en Bretagne est très hétérogène et l'extrapolation des formules à d'autres départements présentant un état de fracturation différent de celui du Finistère demande une validation. Ceci rend nécessaire la réalisation d'une étude identique sur le reste de la Bretagne.

On remarquera que l'étude des concentrations de nitrate reste assez limitée. La méthodologie et les outils logiciels pour aller plus loin existent. Mais le problème vient du fait que l'accès aux données reste très limité, qu'il s'agisse des excédents sur les bassins versants pour lesquels la composante minérale n'est pas connue ou des mesures de concentration en rivière.

Références bibliographiques

- André S., 1997. Transferts des nitrates des bassins versants au littoral. Région Bretagne. Rapport de stage de fin d'études (École nationale supérieure des Mines de Nancy). BRGM, direction de la recherche.
- Boisson M., Thiery D., 1991. Logiciel Gardenia. Modèle global à réservoirs pour la simulation des débits et des niveaux aquifères. Rapport BRGM R 32 209.
- Bouchon A., 1996. Étude du rôle des eaux souterraines dans le processus d'apport de nitrates à la mer. Rapport de stage de fin d'études (École nationale supérieure des Mines de Nancy). BRGM, direction de la recherche.
- Mazenc B, Sanchez M., Thiery D., 1984. Analyse de l'influence de la physiographie d'un bassin versant sur les paramètres d'un modèle hydrologique global et sur les caractéristiques à l'exutoire. *J. Hydrol.*, 69, 97-118.
- Piriou J.-Y., Mérot P., Jégou A.-M., Garreau P., Yoni C., Watremez P., Urvois M., Hallegouet B., Aourousseau P., Monbet Y., Cann C., 1993. Cartographie des zones sensibles à l'eutrophisation ; cas des côtes bretonnes. Rapport de synthèse. Rapport Ifremer à la CE et à la Région Bretagne, 78 p.

Pratiques agricoles et pollution diffuse des eaux de surface.

Premiers résultats sur l'ion nitrate dans le bassin versant du Coët-Dan (Naizin - 56) et ses sous-bassins de Kervidy et de La Villeneuve

Johann Abrassart

Direction départementale de l'agriculture, 68 rue Alsace-Lorraine, BP 8722, 79029 Niort Cedex 9

Introduction

Nous ne reviendrons pas sur la situation environnementale alarmante que connaît la Bretagne depuis une vingtaine d'années. Mais, depuis quelque temps, la dégradation de la qualité de ses eaux s'est généralisée. La principale ressource d'eau potable, en l'occurrence ses eaux de surface, est menacée : les teneurs maximales admises sont très souvent dépassées (Ouest France du 22 avril 1999). Les eaux littorales connaissent, elles aussi régulièrement l'été, de véritables « marées vertes ». Cette pollution facilement visible sur les plages nuit dans certains secteurs aux activités conchylicoles mais surtout au tourisme, deuxième activité économique du pays. L'ion nitrate est considéré comme un des principaux facteurs de cette dégradation que ce soit pour les eaux douces (Soulard, 1989) ou les eaux de mer (Mènesguen dans cet ouvrage). Pour la région Bretagne, cet azote provient essentiellement de l'activité agricole (Anonyme, 1994). Celle-ci a connu après guerre un essor considérable engendrant parallèlement des apports d'azote de plus en plus importants aux sols soit par l'utilisation d'engrais minéraux pour augmenter les rendements des cultures soit par l'épandage des déjections des animaux élevés dans cette région (Abrassart, 1996). L'excédent dû à cette activité est estimé à près de 140 000 t d'azote (soit 616 000 t de nitrate) par an depuis 1994 (Chapelle, 1999). Pour une grande part, l'azote en excès se retrouve sous forme de nitrate dans les sols en fin de culture puis est entraîné par les pluies hivernales pour finalement arriver dans le ruisseau. Pendant toute cette période, il peut connaître différents processus biochimiques. Les rivières bretonnes amènent annuellement près de 400 000 t d'azote par an aux côtes (Aurousseau *et al.*, 1995). Avant de définir des stratégies de réductions de la charge « externe », il est nécessaire de regarder au-delà de ces sorties pour comprendre d'où vient le polluant. Quels sont les types d'émetteurs ? Comment sont-ils répartis sur le bassin versant ? Qui les manipule ? Que se passe-t-il lors du transport dans le réseau hydrographique (Dorioz, 1995) ?

Pour répondre à ces multiples questions de base, tout le problème est de découvrir, dans un ensemble aussi complexe qu'un bassin versant, les processus clés, leurs interactions notamment avec les phénomènes hydrologiques, leurs enchaînements, leurs localisations privilégiées. Ces processus et leurs propriétés peuvent être regroupés dans un vocable « système de transfert ». Le travail détaillé par la suite se situera donc dans le domaine de la recherche d'une méthode d'identification du système de transfert, c'est-à-dire dans l'analyse du fonctionnement de ce système pour mettre en évidence les indicateurs pertinents et les variables de contrôle.

Pour cette problématique, deux approches sont souvent entreprises : l'une volontairement réductrice mais qui peut s'appliquer facilement car elle est raisonnée au pas de temps annuel et l'autre, plus complexe, car faisant appel à des modèles plus ou moins mécanistes et tournant alors à un pas de temps plus fin qui est le plus souvent celui de la journée. Cette première méthode est dite statique et se fonde sur l'élaboration de bilans annuels azotés et hydriques. La deuxième est dynamique et s'appuie sur une modélisation du drainage de l'eau et du lessivage d'azote. Nous avons retenu les deux méthodes *a priori* et nous avons regardé comment nous pouvions les appliquer dans notre cas d'étude. Nous détaillerons pour chacune d'elles tout d'abord la méthode et les outils retenus puis les protocoles mis en place pour estimer le poids des différentes variables d'entrées sur les sorties. Nous exposerons ensuite les premiers résultats de notre recherche.

Approche statique - Évaluation des relations entre les pratiques agricoles et les pertes potentielles de nitrate

Une typologie d'exploitation, de fertilisation par système de culture est le plus souvent utilisée pour définir des niveaux de risques

Beaucoup d'études et de recherches supposent que la concentration en nitrate de l'eau percolée sous la zone racinaire est plus ou moins exclusivement dépendante du mode d'occupation du sol. En d'autres termes, l'hypothèse faite est de considérer que l'occupation du sol est le paramètre le plus déterminant dans la concentration en nitrate (Mary *et al.*, 1996). Un calcul de balance des éléments chimiques est alors réalisé. Il est le plus souvent déterminé à l'exploitation et ensuite ramené à la parcelle. Les calculs partent d'un bilan global à l'exploitation de type Corpen (Anonyme, 1988). Ce même bilan peut être discrétisé à la parcelle (Benoît, 1992). Il peut être calculé par système de culture et donc sur plusieurs années dans le cas des exploitations d'élevage (Gaury, 1992). Les données servant de base à ces calculs, mises à part les données recueillies par enquête auprès des exploitants agricoles, sont le plus souvent des normes. Ces outils, même dans les meilleurs des cas, ne sont proposés que comme des outils de diagnostic sur le moyen terme. Différentes tentatives ont toutefois été menées sur différents sites pour rapprocher les résultats issus de ces calculs des concentrations en nitrate constatées dans les eaux.

Nous nous sommes attachés à vérifier ces hypothèses, le plus souvent admises comme des postulats, dans un contexte breton d'élevages intensifs. En effet, certains travaux sur des exploitations d'élevages en situation d'excédents (Abrassart, 1992) montrent que ce paradigme peut être remis en cause par l'existence de parcelles « poubelles ». Certaines parcelles peuvent recevoir des quantités très importantes de déjections. Ce type de pratique ne peut être mis à jour que grâce à un enregistrement dans le temps des pratiques sur l'exploitation : cahier de fertilisation, passage régulier d'un technicien aux époques d'épandage. Un des objectifs visés à travers cette étude est de pouvoir vérifier dans quelles mesures les études de pollution diffuse en azote dans les bassins versants bretons peuvent s'affranchir de la connaissance fine des pratiques agricoles.

Deux sous-bassins retenus : Kervidy et La Villeneuve

Sur l'ensemble du bassin versant du Coët-Dan à Naizin, il existe plus d'un millier de parcelles. Afin de réduire notre champ d'investigation et de ne prendre en compte que les rejets agricoles, nous nous sommes limités à deux sous-bassins : Kervidy et La Villeneuve (fig. 1, p. 348). Une enquête auprès des agriculteurs a pu être réalisée pour actualiser les données générales des exploitations ainsi que les pratiques réalisées. Il était demandé à chaque agriculteur de la zone concernée de choisir deux à trois parcelles où l'ensemble des pratiques seraient enregistrées durant le programme de recherche (fig. 1, p. 348). L'ensemble des parcelles des deux sous-bassins représente environ la moitié de la surface de l'ensemble du bassin du Coët-Dan et celles suivies « finement » 228 ha, soit 15 % de la surface des sous-bassins. Un suivi des apports de fertilisants a pu être effectué pendant trois ans sur l'ensemble des parcelles de ces deux sous-bassins.

Protocoles de suivi pour la validation des bilans azotés à l'exploitation et à la parcelle

Pour valider ou non les résultats sortis des méthodes de bilans, un protocole de mesures « terrain » au niveau des parcelles et des eaux de surface a été mis en place.

- **L'estimation des reliquats d'azote minéral susceptibles d'être lixivés**

Une estimation du stock d'azote minéral potentiellement lixiviable en hiver a été réalisée pour les sous-bassins de Kervidy et La Villeneuve. Les prélèvements ont été réalisés à la tarière, par horizon suivant la profondeur des sols (0-30 cm, 30-60 cm, 90-120 cm) et par parcelle culturale (avec une pression d'échantillonnage de cinq à dix prélèvements par hectare, la pression diminuant avec l'augmentation de la surface de la parcelle culturale). Pour les saisons 1996-1997 et 1997-1998, la totalité des parcelles des sous-bassins de Kervidy et La Villeneuve, soit environ 250 parcelles (600 ha), a été échantillonnée. Nous disposons des humidités pondérales et des concentrations d'azote ammoniacal et

nitrique. Ces prélèvements ont été réalisés à l'automne avant la reprise du drainage.

- Le suivi de la qualité des eaux de surface

Une comparaison des teneurs estimées de nitrate dans les eaux (soit à partir des bilans azotés, soit avec les quantités mesurées dans les sols) avec les teneurs réelles mesurées a été proposée. Pour augmenter le nombre de points de comparaison possible, en plus des stations de mesure et de prélèvement installées aux exutoires des deux sous-bassins, nous avons décidé de mettre en place un suivi des concentrations en nitrate le long du réseau hydrographique pendant deux années hydrologiques (Kervidy 50 points et 15 points pour La Villeneuve). Tout d'abord, une investigation sur le terrain a été nécessaire pour réaliser une cartographie numérique du réseau hydrographique réel (fig. 2, p. 348). La fréquence d'échantillonnage fut de l'ordre de la décade en évitant les crues. Le suivi des débits a pu être réalisé au moment de la prise de l'échantillon grâce à l'installation de seuils à paroi mince (fig. 3, p. 349). La hauteur d'eau au déversoir nous donne une bonne estimation des débits instantanés après application de formules empiriques et de quelques calages.

Une démarche nécessaire d'intégration des données sur un bassin versant

Pour pouvoir calculer des bilans à l'échelle des sous-bassins, il est nécessaire de connaître le contour exact des bassins associés à un point exutoire, en l'occurrence pour nous un point de suivi hydrologique. Les limites des parcelles doivent être, elles aussi, repérées le plus exactement possible car l'ensemble des données agricoles sont connues à cette échelle. Ce travail a été permis grâce à l'utilisation d'un système d'information géographique (SIG).

- La qualité des données de bases

Durant l'année 1994, une mise à jour de la cartographie simplifiée des parcelles (anciens fonds de cartes réalisés par C. Walter - Ensar) a été lancée. Mais, des erreurs se sont révélées parfois importantes (fig. 3, p. 349) comme, par exemple, une sous-estimation de 20 % de la surface emblavée en maïs sur le bassin de La Villeneuve en 1995. Il a été nécessaire de ressaisir le parcellaire à partir de la numérisation du cadastre, de l'utilisation d'un théodolite et du suivi des limites intraparcélaires par un système de positionnement par satellite (GPS). De même, la saisie du réseau hydrographique sur l'ensemble du bassin de Naizin s'est faite à partir de relevés « terrain » sur le cadastre. Pour connaître les limites des sous-bassins déterminées par les points de suivi hydrologique, nous avons utilisé le modèle numérique de terrain (MNT) à pas de 20 m présent au laboratoire de spatialisation numérique de l'Ensar et des logiciels réalisés par ce laboratoire. Ce MNT provient de la stéréorestitution d'images panchromatiques du satellite Spot.

- Le SIG : outil intégrateur

L'ensemble de ces données est intégré dans un système d'information géographique (SIG). Nous sommes encore dans la phase d'intégration des différentes données acquises tout au long de ce programme. C'est pourquoi nous ne donnons ici que les premiers résultats.

Des premiers résultats

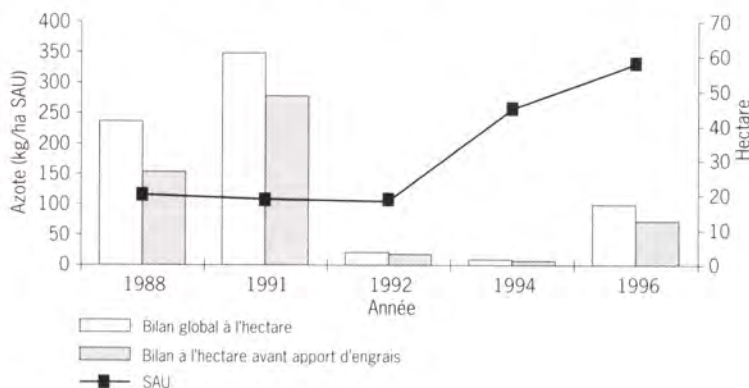
- Des variabilités importantes (inter et intra-exploitation) dans les bilans azotés

En 1996, nous avons lancé une enquête nous permettant de réaliser des bilans par exploitation et des bilans par parcelle de 1994 à 1998 grâce au suivi réalisé sur les parcelles. À partir des enquêtes faites antérieurement sur le bassin (1988, 1991, 1992, 1994), des bilans des éléments fertilisants (N, P, K) ont été réalisés par exploitation et, dans certains cas, par parcelle (1992 et 1994). Les données de base sont de qualités très diverses. Dans beaucoup de cas, nous n'avons pas assez de renseignements pour établir des bilans de façon fiable. De plus, la grande majorité des questionnaires n'a été remplie qu'à partir des enquêtes antérieures. En 1992, les données recueillies ont permis une démarche de bilan par parcelle (Mimault, 1993). Cette tentative a concerné la moitié des exploitations sur le sous-bassin de Kervidy et à peine un quart du bassin de La Villeneuve. Malheureusement, les données reflètent plus souvent les préconisations de conseillers agricoles de l'époque que les pratiques réelles. Le travail est toujours en cours pour avoir l'ensemble des bilans des exploitations ayant une parcelle dans les deux sous-bassins versants plus particulièrement étudiés. Nous pensons pouvoir ensuite définir des trajectoires d'évolution.

Au vu des premiers résultats, les situations des exploitations présentent des soldes globalement très excédentaires. Un bon nombre d'exploitations, à partir des années 1992-1994, voient leurs excédents diminuer grâce, notamment, à l'augmentation des surfaces et à la cession de déjections. Le cas d'une exploitation type située sur le sous-bassin de La Villeneuve est donné (fig. 4, 5, 6).

Les autres exploitations moins intensives du bassin voient, elles, par contre, leur solde augmenter pendant la même période car elles ont les parcelles réceptrices des déjections excédentaires. C'est ainsi qu'à

Figure 4
Bilan global d'azote :
cas d'une exploitation
sur le sous-bassin
de La Villeneuve.



l'échelle du bassin versant, pendant cette période, il y a une augmentation globale de la pression de déjections sur les parcelles.

Figure 5
Apports d'azote :
cas d'une exploitation
sur le sous-bassin
de La Villeneuve.

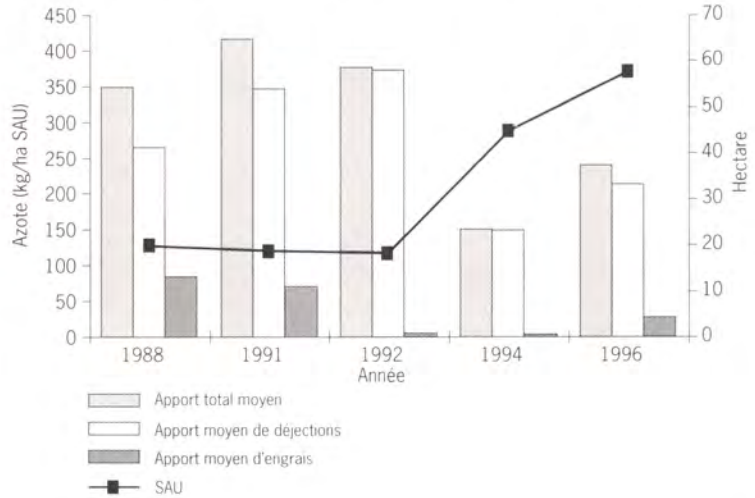
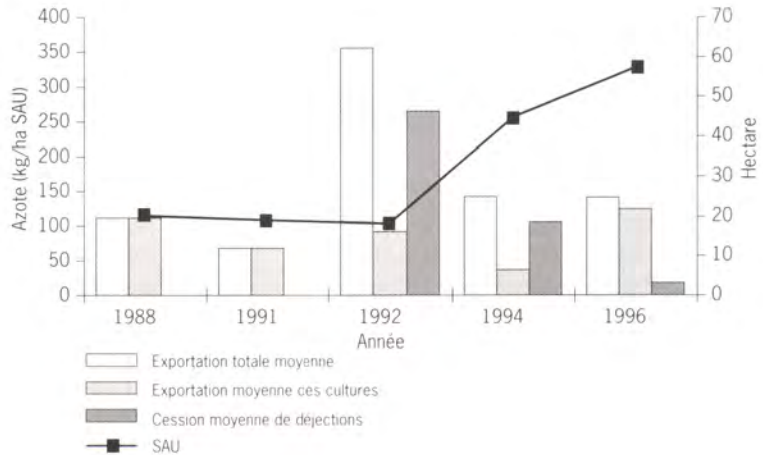


Figure 6
Exportations d'azote :
cas d'une exploitation
sur le sous-bassin
de La Villeneuve.



- Des quantités et des qualités des déjections épandues très variables

Les déjections épandues sur le bassin sont très diverses ; 74 % des échantillons collectés concernent le lisier et 54 % proviennent de la production porcine (fig. 7).

Globalement, la variabilité de la qualité fertilisante des déjections épandues est très importante. La valeur moyenne des échantillons collectés correspond bien aux normes le plus souvent utilisées (fig. 8).

Nous avons souvent plusieurs lisiers utilisés par exploitation avec des qualités différentes par lieu de stockage mais aussi parfois par époque d'épandage. Une analyse des déjections aux lieux de stockage avant chaque période d'épandage est nécessaire car les estimations faites en utilisant des normes ou des valeurs moyennes se révèlent fausses au niveau d'une parcelle et d'une année données.

Figure 7
Nature des déjections
épanchées sur le bassin
de Naizin (1995-1998).

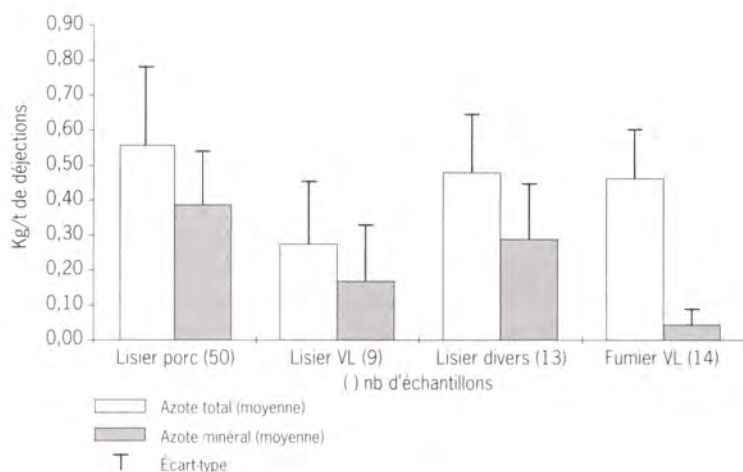
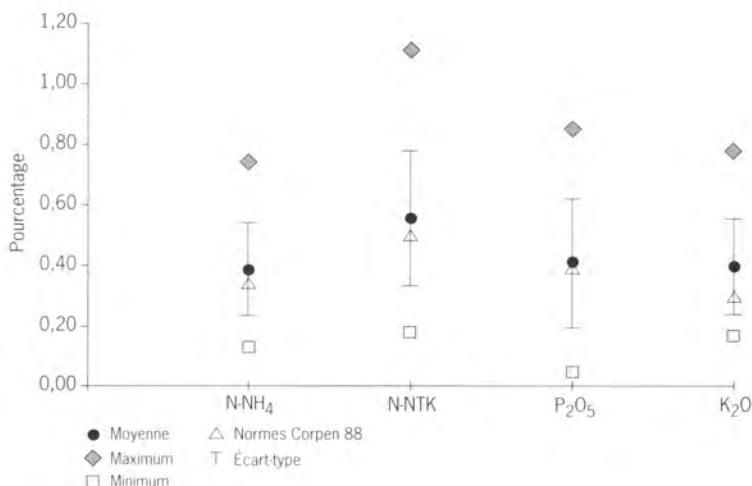


Figure 8
Qualité des lisiers de porc
échantillonnés comparée
aux normes Corpen
(50 échantillons
1995-1998).



Nous avons pu calculer pour certaines exploitations les balances azotées sur les parcelles présentes sur le bassin depuis 1991. Nous avons, par exemple, ce type de données sur trois parcelles du sous-bassin de La Villeneuve pour une même exploitation (fig. 9). Les calculs diffèrent à partir de 1994, date à laquelle nous avons commencé le suivi.

• À l'échelle de la parcelle

Les parcelles échantillonnées aux automnes 1996 et 1997 montrent des stocks d'azote minéral relativement importants (moyenne proche de 190 kg d'azote/ha). Mais ces données présentent une très grande variabilité entre les parcelles. Il n'existe pas de relation directe entre le stock d'azote à l'automne et la culture principale réalisée (fig. 10, 11).

Figure 9
Balances azotées cumulées sur trois parcelles d'une exploitation du sous-bassin de La Villeneuve (1991-1996). Comparaison entre l'utilisation de normes et des valeurs des analyses des déjections (1994-1996).

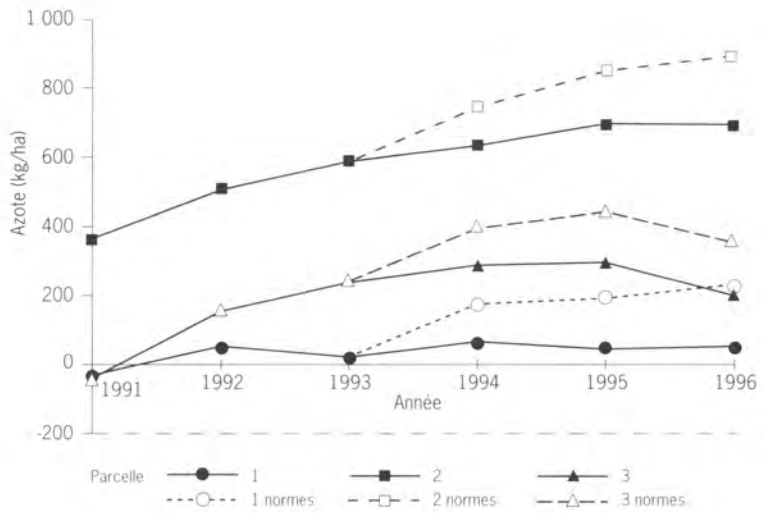


Figure 10
Estimation des reliquats d'azote minéral dans les parcelles des sous-bassins de Kervidy et de La Villeneuve à la fin de l'automne 1996 par type de culture.

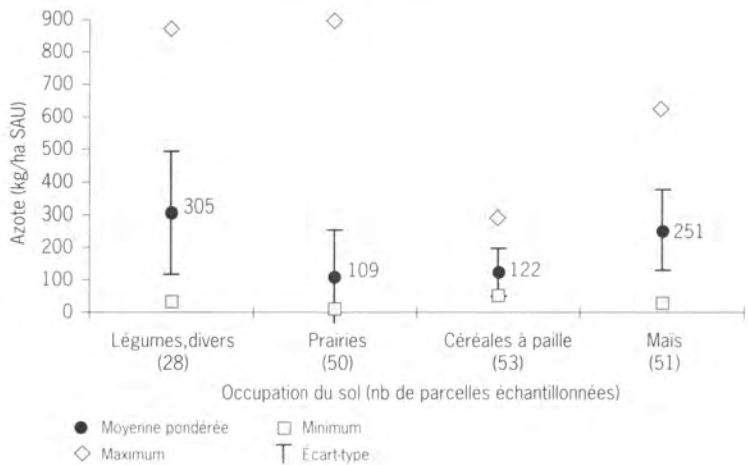
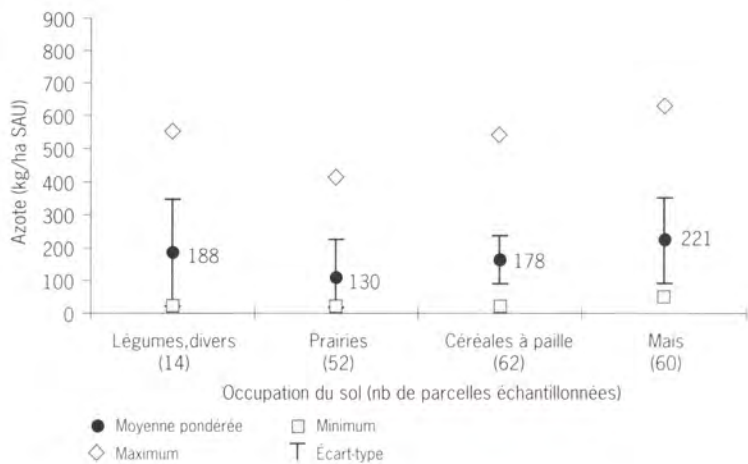
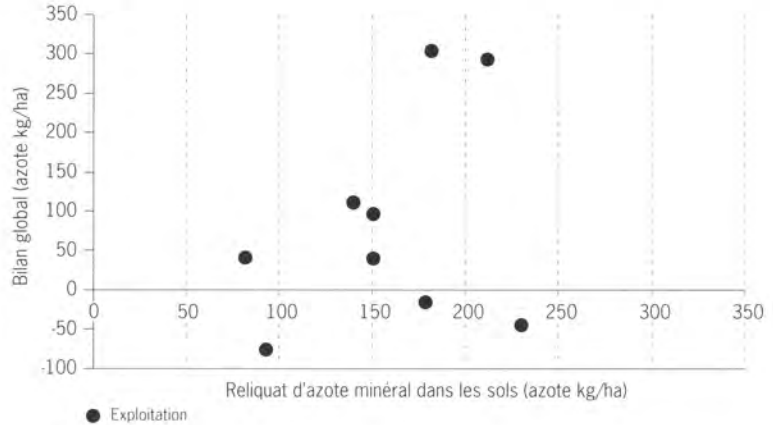


Figure 11
Estimation des reliquats d'azote minéral dans les parcelles des sous-bassins de Kervidy et de La Villeneuve à la fin de l'automne 1997 par type de culture.



Une première comparaison entre le bilan global à l'exploitation et la teneur moyenne des sols en azote minéral a pu être réalisée sur quelques cas (fig. 12).

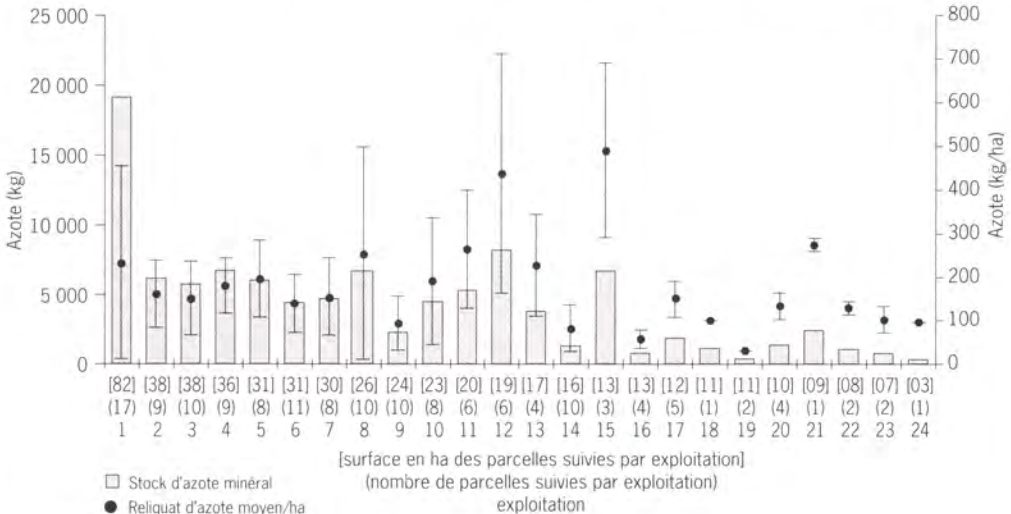
Figure 12
Comparaison des bilans globaux à l'exploitation avec les teneurs moyennes des reliquats d'azote minéral dans les parcelles. Quelques cas sur le bassin de Naizin (automne 1996).



Au vu de ces premiers résultats, il n'existe pas *a priori* de relations simples entre le bilan global de l'exploitation et le reliquat d'azote minéral mesuré à l'automne dans les parcelles. La dispersion du nuage de points est expliquée par la variabilité des reliquats intra-exploitation. En effet, cette variabilité est généralisée à l'ensemble des exploitations et est d'autant plus importante que l'exploitation a un poids substantiel dans le stock d'azote évalué à l'automne 1996 pour les bassins de Kervidy et La Villeneuve (fig. 13).

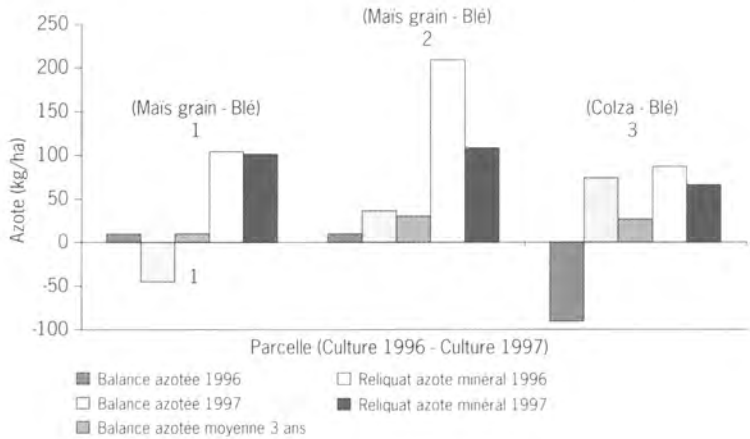
Figure 13
Variabilité des reliquats d'azote minéral par exploitation et poids des exploitations dans le stock d'azote minéral estimé pour les bassins de Kervidy et de La Villeneuve (automne 1996).

Des analyses complémentaires sont en cours pour comprendre les fortes teneurs rencontrées. Il semble que, plus l'exploitation a des stocks importants de déjections à gérer, plus le risque de trouver des parcelles « poubelles » dans son plan d'épandage existe. Bien que les résultats



des balances azotées ne soient pas directement comparables aux mesures de reliquats d'azote minéral avant l'hiver, les premiers essais de mise en relation entre ces deux variables semblent encourageants quand les balances parcelaires sont calculées sur un système de culture (trois ou cinq ans) et non annuellement (fig. 14) et avec des données vérifiées de qualité de lisier et non des normes.

Figure 14
Comparaison
entre les balances azotées
de 3 parcelles
d'une exploitation
de La Villeneuve
et les reliquats d'azote
minéral mesurés
avant les hivers 1996-1997
et 1997-1998.

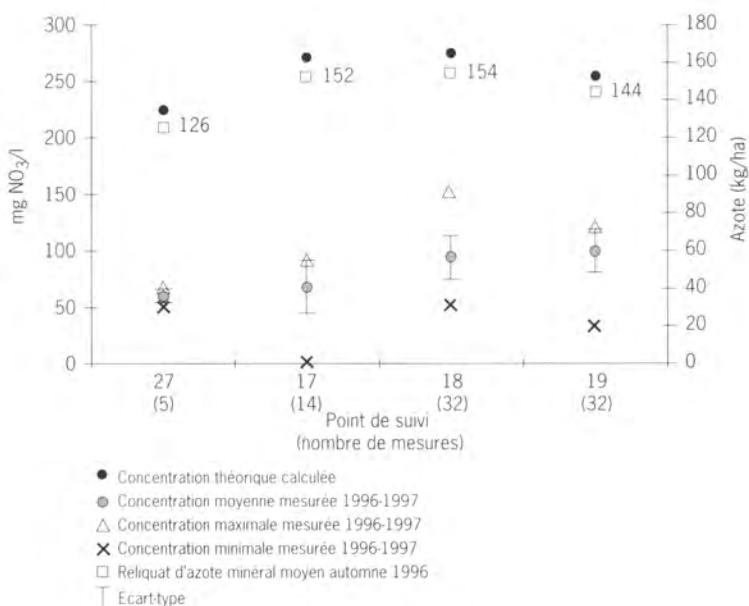


• À l'échelle du bassin versant

Une première intégration de cette méthode a été lancée à l'échelle du bassin versant de La Villeneuve. Par le croisement des couches d'informations intégrées au SIG « parcelles culturales » et « limite des sous-bassins », nous obtenons le stock d'azote minéral de chaque sous-bassin avant la période de drainage de l'hiver 1996-1997. Le drainage hivernal pour 1996-1997 (P-ETP du 1^{er} octobre 1996 au 31 mars 1997) étant estimé à 250 mm, nous pouvons calculer une concentration théorique aux différents points de suivi du réseau hydrographique du sous-bassin de La Villeneuve (fig. 15).

Nous remarquons une surévaluation globale des concentrations théoriques par rapport à celles mesurées mais les tendances par sous-bassin sont conservées. Il est à noter qu'avec les 250 mm de drainage estimés pour cet hiver, les profils n'ont pas été entièrement lessivés. Selon l'estimation du lessivage faite en faisant tourner un modèle de lixiviation de type Burns (1975) (voir deuxième partie : approche dynamique), 30 à 50 % des quantités d'azote présentes à l'automne sont restés dans le profil. Ces quantités sont dépendantes de la profondeur et de la nature des sols. Cette approche statique donne des premiers signes de validation. Il est donc possible de classer les différents sous-bassins en fonction de leur charge azotée. Le classement est d'autant meilleur que les bilans parcelaires sont calculés non à partir de normes de qualité de déjections mais avec des données réelles et mesurées, et que les calculs se font sur les systèmes de culture et non annuellement.

Figure 15
 Comparaison
 des sous-bassins
 de La Villeneuve d'après
 les concentrations mesurées
 aux différents points de suivi
 et les concentrations
 théoriques calculées (saison
 hydrologique 1996-1997).



Évaluation dynamique des pertes de nitrate Cas des sous-bassins de Naizin

Démarche d'étude

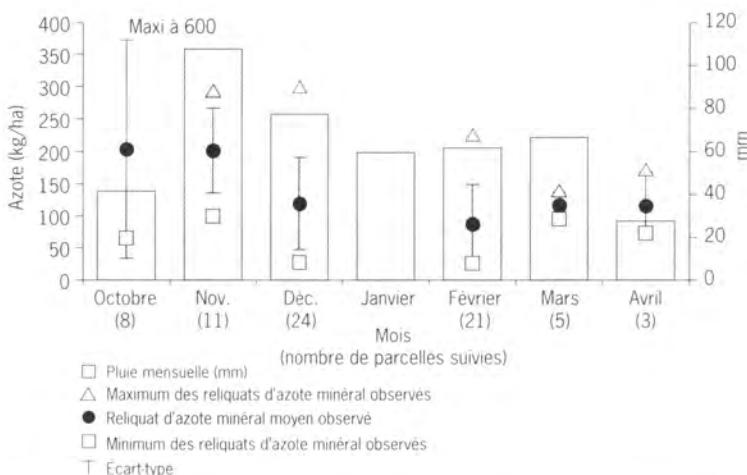
Le reliquat d'azote minéral à l'automne est un indicateur intéressant pour faire un classement approximatif des risques de pertes de différents systèmes de culture mais il doit être combiné avec des modèles dynamiques pour pouvoir évaluer les pertes de nitrate vers les eaux (Mary *et al.*, 1996). Le pas de temps choisi est celui de la journée. Nous avons fait le choix de séparer les problématiques. Nous avons tout d'abord considéré les pertes d'azote à la parcelle et ensuite l'intégration de ces données dans un modèle hydrologique nous permettant de calculer les pertes dans les eaux de surface. Pour le modèle de lixiviation, le choix s'est porté sur un modèle simple car il est difficile de calibrer de façon robuste et fiable des modèles complexes dans des situations variées. Nous avons opté pour le modèle de Burns (1975) largement validé en contexte breton et nous avons privilégié le recours à des mesures fréquentes pour réinitialiser le modèle. Sur les parcelles en « suivi fin » (fig. 1, p. 348), en plus du prélèvement de sol de fin d'automne comme sur toutes les parcelles des sous-bassins de Kervidy et La Villeneuve, un protocole de prélèvements a été mis en place pour suivre l'évolution des stocks d'azote minéral dans les sols tout au long de l'hiver. De deux à quatre prélèvements ont été réalisés durant cette période correspondant à des fins de périodes d'épandage ou de pluies importantes. Pour la partie hydrologique, notre travail s'appuie sur les travaux de couplage de modèles hydrologique et de lixiviation actuellement en cours au

laboratoire de sciences du sol (Inra Rennes). Ainsi, il est possible de coupler un modèle de lixiviation de type Burns (en intégrant éventuellement les autres divers flux d'azote) et un modèle hydrologique de type Topmodel (Durand & Juan Torres, 1996). Une estimation journalière des concentrations en nitrate au point exutoire du bassin est alors possible. Ce type de modèle peut donc fonctionner pour chacun des sous-bassins définis par les points de suivi hydrologique. Topmodel a été calé sur le sous-bassin de Kervidy par P. Durand (Inra) avec un MNT à pas de 40 mètres. Notre travail a donc consisté tout d'abord à la validation du modèle hydrologique sur les différents sous-bassins du Coët-Dan considérés. La mise en œuvre de la modélisation couplée n'étant pas encore terminée, nous ne présenterons ici que les résultats issus de la modélisation de la lixiviation à la parcelle et les premiers résultats de validation de la modélisation hydrologique.

Résultats à l'échelle parcellaire

Les parcelles suivies présentent des niveaux importants de stock d'azote minéral avec une forte variabilité interparcellaire conservée tout au long de l'hiver. La figure 16 illustre les résultats du premier hiver suivi, 1995-1996.

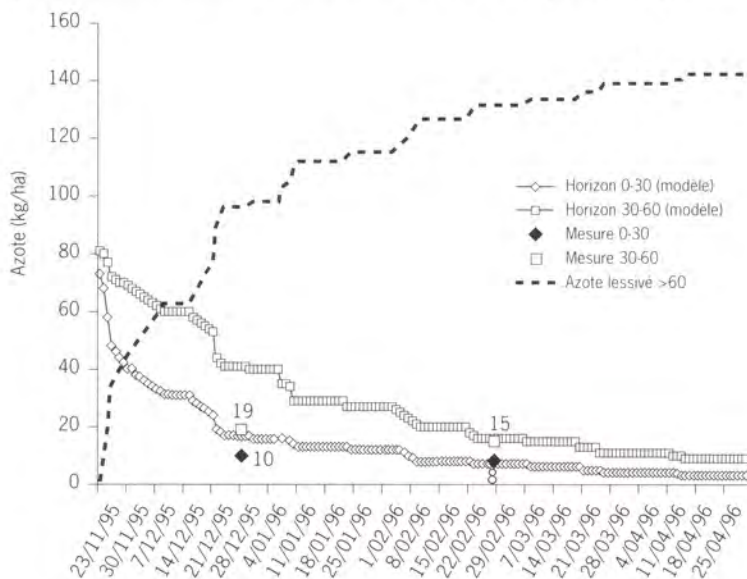
Figure 16
Reliquats mesurés
sur l'ensemble des parcelles
en « suivi fin », 1995-1996.



Les sorties du modèle correspondent relativement bien aux mesures des reliquats effectuées pendant l'hiver. Il existe parfois des écarts, comme dans le cas de cette parcelle (fig. 17) implantée en maïs en 1995, où un ray-grass a été semé après la récolte. L'utilisation du modèle de Burns simple ne suffit plus quand les flux provenant du prélèvement d'azote par la plante ne sont pas négligeables ou compensés par ailleurs. Des modèles plus complexes, intégrant plus de variables, devront être testés. Ils prennent en compte les flux possibles d'azote à l'intérieur du sol comme la minéralisation des matières organiques, les prélèvements des plantes, la dénitrification éventuelle. Pendant cette période « fin

d'automne-hiver-début du printemps », les conditions climatiques permettent normalement de négliger ces flux. Stics, PC-Azote (modèles développés par l'Inra) pourront être utilisés sur les parcelles en « suivi fin » pour définir le niveau de ces différentes variables pendant cette période suivant l'année, la couverture des sols et les pratiques agricoles.

Figure 17
Comparaison
des estimations
des réserves de nitrates
dans le sol élaborées
par le modèle de Burns
et les stocks mesurés *in situ*.
Cas d'une parcelle
durant l'hiver 1995-1996.



Modèle hydrologique

Pour une approche dynamique et quantitative, différents travaux préliminaires viennent s'ajouter à ceux cités dans la partie précédente sur la comparaison des données sol (reliquat/balance). La représentativité de nos observations sera à relativiser par une étude fréquentielle des deux années climatiques considérées. Dans le cadre de cette recherche, nous utilisons Topmodel calibré sur Kervidy. Nous avons pu le valider sur La Villeneuve (Loisy, 1998) en utilisant les mêmes calages de paramètres (fig. 18, p. 349).

Le pas de quarante mètres du MNT utilisé s'est révélé insuffisant pour tenir compte du réseau hydrographique réel. La cartographie réalisée montre une forte anthropisation du réseau. Nous avons donc utilisé un MNT à pas de vingt mètres de même origine que le précédent et nous l'avons corrigé sous contrainte de ce réseau. Nous avons étudié la pertinence de ce nouveau MNT avec Topmodel sans changement des paramètres précédemment calés. L'étude a porté sur le bassin de Kervidy et ses sous-bassins définis par les points de suivi hydrologique. Pour Kervidy, les résultats sont assez bons (fig. 19, p. 349). L'utilisation des paramètres tels qu'ils ont été calés par P. Durand donne de bons résultats pour les sous-bassins ayant une courbe de distribution de l'indice topographique proche de celle observée sur l'ensemble du bassin de Kervidy. Par contre, de nouveaux calages seront nécessaires pour des bassins ayant une courbe de distribution nettement différente.

Discussion

Tous ces premiers résultats présentés ici sont à prendre avec beaucoup de réserves mais ils montrent un avant-goût de ce qui est possible avec les données agronomiques collectées et mises en forme dans un SIG. Ils seront à interpréter au vu de l'ensemble des données disponibles sur les parcelles et des périodes de suivi. D'autres investigations complémentaires ont été menées sur le programme de recherche (les résultats ne seront pas exposés ici) pour :

- améliorer l'estimation de la surface réelle cultivée de chaque parcelle. En effet, les limites des parcelles culturales ne correspondent pas, pour beaucoup de cas, à la limite cadastrale (présence de bandes non cultivées, bord de talus...);
- améliorer l'estimation de la quantité réelle d'excédent d'azote minéral à l'automne. Le croisement des couches cartographiques pédologiques et des quantités estimées par parcelle permettra de redéfinir le niveau des stocks réels d'azote par parcelle suivant les profondeurs de sols rencontrés. De même, une connaissance plus fine des parcelles et, par horizon de sol, de la charge réelle en cailloux, du pourcentage réel de terre fine et de la densité apparente semble possible par l'utilisation combinée de la carte pédologique, des analyses granulométriques réalisées sur certaines parcelles et des quelques relevés de terrain réalisés (méthode des cylindres de grand diamètre) pour estimer le pourcentage de cailloux et l'humidité à la capacité au champ présent de l'horizon labouré;
- connaître la variabilité intraparcélaire de la répartition des nitrates. En effet, peu d'études sur des parcelles recevant de fortes doses de déjections dans des conditions réelles de pratiques agricoles ont été lancées. D'après la bibliographie, le coefficient de variation du reliquat semble varier de 10 % pour les parcelles sans apport azoté à 20-35 % pour les zones avec apports d'engrais minéraux et de 25 à 100 % pour les parcelles avec des apports d'azote provenant d'effluents d'élevage. Un protocole a donc été mis en place pour répondre à cette question et a été financé dans un programme PNRH (CNRS, Inra, Cemagref). Il consiste en un suivi durant l'hiver 1997-1998 de trois transects longs de 300 mètres environ (où sont d'ailleurs installés des piézomètres) et situés sur le sous-bassin de Kervidy. Une quinzaine d'échantillons le long du transect sont analysés, ce qui représente de trois à six stations de comparaison par parcelle agricole.

Conclusion

Nous avons donné ici un aperçu des premiers résultats obtenus et des méthodes mises en œuvre pour mettre en relation les pratiques agricoles et la pollution constatée en terme de nitrate dans les eaux de surface sur le bassin du Coët-Dan et essentiellement sur deux de ses sous-bassins, Kervidy et La Villeneuve.

Sébillotte & Meynard (1995) évoquent l'évolution générale de l'agriculture, notamment la séparation de l'agriculture et l'élevage, pour expliquer la pollution diffuse. Nous avons vu que certaines parcelles, dans notre cas d'étude, reçoivent plus de déjections que d'autres au sein même d'une exploitation, que celle-ci soit excédentaire ou non. Ces pratiques d'épandage ne sont pas mises à jour lors des enquêtes mais lorsqu'est mis en place un suivi des pratiques d'épandage. La voie de la modélisation semble prometteuse pour la compréhension des transferts de nitrate des activités agricoles vers les eaux de surface. L'utilisation d'un modèle simple met bien en évidence le rôle des pratiques et du milieu sur la qualité des eaux. Pour avancer dans la connaissance des transferts d'azote au sein d'un bassin versant, l'utilisation de modèles dynamiques couplés est indispensable afin de connaître l'effet réel des pratiques sur la qualité des eaux de surface. Mais cette investigation demande un important travail sur la qualité des données recueillies et pour leur intégration dans un SIG.

Remerciements

Nous tenons à remercier les nombreuses personnes ayant collaboré pour le prélèvement des échantillons tout au long de ce programme, notamment Fabrice Garon qui a participé à l'élaboration ainsi qu'à la mise en œuvre des différents protocoles de suivi.

Références bibliographiques

- Abrassart J., 1992. Gesufer : Méthode de suivi de la gestion de la fertilisation dans les exploitations d'élevage. Rapport de suivi des fermes de lycées agricoles du réseau Oppla. Rapport interne, Cemagref Rennes, 15 p.
- Abrassart J., 1996. Modélisation et cartographie régionales des apports de nutriments agricoles au milieu naturel, cas de l'azote en Bretagne de 1955 à 1994. Colloque Hydrologie dans les pays celtiques, Rennes (France), 8-11 juillet 1996. Ed. Inra Paris 1996, Les Colloques, 79, 203-214.
- Anonyme, 1988. Bilan global à l'exploitation. Corpen, ministère de l'Agriculture et de la Forêt, mission eaux et nitrates, novembre 1988, 35 p.
- Anonyme, 1994. Bilan des actions et premiers éléments de prospective en vue de l'élaboration de Bretagne Eau Pure 2. Conseil régional de Bretagne, 43 p. + annexes.
- Arousseau P., Baque M.-C., Squidant H., 1995. Les bassins versants de Bretagne et leur charge polluante. Rapport de convention Draf Bretagne, Rennes, 30 p.
- Benoît M., 1992. Un indicateur des risques de pollution nommé « Bascule » : Balance azotée spatialisée des systèmes de culture de l'exploitation. Fourrages.

- Burns I. G., 1975. An equation to predict the leaching of surface-applied nitrate. *J. Agr. Sci., Cambridge* 1975, 85. 443-454.
- Chapelle C., 1999. Bilan de l'azote agricole : détérioration de 1995 à 1997. *Agreste Primeur*, 53, mars 1999, MAP Paris.
- Dorioz J.-M., 1995. Fonctionnement des bassins versants et transferts de phosphore vers les lacs et les plans d'eau : le cas des bassins lémaniques et sa portée générale. Colloque Transfert des polluants dans les hydrosystèmes, 11-12 mai 1995. Presses de l'école nationale des Ponts et Chaussées, Paris.
- Durand P., Juan Torres J.-L., 1996. Solute transfert in agricultural catchments : the interest and limits of mixing model. *J. Hydrol.*, 181, 1-22.
- Gaury F., 1992. Systèmes de culture et teneurs en nitrates des eaux souterraines. Thèse Ensa Rennes, 229 p. + annexes.
- Loisy V., 1998. Utilisation de modèles hydrologiques sur le bassin versant du Coët-Dan (56), contribution à la modélisation couplée des flux d'eau et de transfert de nitrates. Mémoire de DAA Génie de l'environnement, option transferts hydriques et énergétiques, Ensa Rennes, 68 p.
- Mary B., Beaudoin N., Benoît M., 1996. Prévention de la pollution nitrique à l'échelle du bassin d'alimentation en eau. *In* : Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes, Reims 19-20 novembre 1996, Lemaire G., Nicolardot B. (éd.), Inra Paris, 325 p.
- Mimault S., 1993. Les pratiques agricoles susceptibles d'engendrer une pollution nitrique sur le bassin versant de Naizin : diagnostic et propositions. Mémoire de DAA Sciences et techniques des productions végétales, INAPG, 90 p. + annexes.
- Sébillotte M., Meynard J.-M., 1995. Systèmes de culture, systèmes d'élevage et pollutions azotées. *In* : Nitrates, agriculture, eau. R. Calvet (éd.), Inra Paris, 289-372.
- Soulard B., 1989. Fertilisation et pollution des eaux. *Encyclopédie des techniques agricoles*, 6, 1395, 14 p.

Chapitre III

Solutions techniques

Le devenir des algues ramassées

Hervé Tanguy, Françoise Lidou

Conseil général des Côtes-d'Armor, direction de l'agriculture et de l'environnement,
2 rue du Parc, BP 2375, 22023 Saint-Brieuc Cedex 1

Introduction

Les « marées vertes » constituent depuis maintenant de nombreuses années un souci majeur de nombreuses communes littorales bretonnes. Le conseil général des Côtes-d'Armor a, dès l'origine, décidé d'aider les communes touchées à supporter la charge financière lourde qu'entraîne un ramassage rendu nécessaire par les nuisances occasionnées par les marées vertes. Il a parallèlement impulsé directement différents travaux de recherche sur les causes et les mécanismes de ces marées vertes ainsi que la mise en place, à titre pilote, d'actions préventives sur les facteurs déterminant la prolifération de ces algues.

Cependant, l'effet des mesures préventives ne sera pas immédiat et il est très probable que le phénomène des marées vertes aura lieu encore pendant longtemps. Il y a donc lieu, parallèlement à la mise en place de mesures de réduction des pollutions à la source, d'organiser au mieux le ramassage et l'élimination des algues ramassées sur les plages. La plus grande partie des informations contenues dans le texte qui suit est issue du travail réalisé par le conseil général des Côtes-d'Armor dans le cadre de son programme de lutte contre les marées vertes subventionné par l'Europe (Feder-Objectif 2) et Bretagne Eau Pure 2, en s'appuyant, d'une part, sur une mission confiée au bureau d'études Setur et, d'autre part, sur une concertation étroite avec les élus des communes littorales concernées et la profession agricole.

Historique des ramassages dans les Côtes-d'Armor

Aspects quantitatifs

Dans les Côtes-d'Armor, les premières délibérations municipales faisant état de décisions de ramassages d'algues échouées datent du début des années soixante-dix. L'évolution des ramassages depuis douze ans par secteur est illustrée par le tableau 1 ; elle est liée à plusieurs facteurs :

- une augmentation régulière du nombre de sites touchés par la prolifération des algues vertes ;
- les conditions climatiques de l'année, plus ou moins favorables aux proliférations algales ;
- les périodes d'échouage et les contraintes qu'elles entraînent par rapport à l'activité touristique (on ramasse plus et plus vite en pleine période estivale) ;

- la sensibilité des populations et des acteurs vis-à-vis de la gêne occasionnée par les algues vertes.

Tableau 1 - Évolution des quantités ramassées dans les Côtes-d'Armor (en m³)

Communes	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Binic		3 000	1 000			60	1 600	2 920	6 975	1 975	1 686	4 105
Erquy							87	3 131	1 705	2 523	953	1 106
Étables-sur-Mer	390	412	446	332	74	60	947	150	620	358	250	795
Fréhel								1 620	392	896		
Hillion	7 970	9 710	10 910	10 010	13 600	13 720	6 210	10 150	3 520	2 625	6 838	4 627
Lancieux						330		840	150	266		412
Lannion										900		
Morieux				150		500	300	223	295	172	450	362
Penvenan						125	263	120				
Planguenoual		80	180			140	126	197	125	304	100	204
Pléneuf	200		6 900	24		100	209	1 111	191	323		
Plérin	1 250		1 374	800	136	2 294	2 429	1 914	1 355	1 394	4 100	728
Plestin-les-Grèves	8 382	7 768	8 568	7 926	8 229	6 906	11 493	7 959	5 630	1 694	2 516	4 386
Plougrescant		100	250	300	380			30				
Pordic		200	100			400	1 500	200				612
Saint-Brieuc												
St-Cast-le-Guildo	400	90		145	76	150	103	575	612	596	21	134
St-Jacut-de-la-Mer	450	400	650	300	650	2 950	100	1 710	995	577	176	298
St-M.-en-Grève	7 638	8 086	9 456	9 816	8 988	10 167	16 107	10 074	9 995	7 226	7 359	10 996
St-Quay-Portrieux	85	40	80	271	64	60	34	70	12			71
Trédrez										345	110	
Tréveneuc						75	30	60	25	45	5	53
Totaux	26 765	29 886	39 914	30 074	32 197	38 037	41 538	43 054	32 597	22 219	25 176	28 277

Il convient cependant de bien distinguer :

- la prolifération, qui constitue les biomasses d'algues en mer ;
- l'échouage, qui dépend de nombreux facteurs, principalement d'ordre climatique local (vents, courants...) : ce phénomène revêt donc un caractère nettement plus variable que la prolifération et n'est pas toujours exactement représentatif du développement algal en mer ;
- le ramassage. L'acte est conditionné par une décision municipale et constitue donc autant un indicateur de perception de la nuisance qu'un indicateur de prolifération ou d'échouage.

L'étude des volumes ramassés sur les douze dernières années indique par ailleurs une forte variabilité, à l'échelle communale, des quantités.

Répartition géographique

La répartition géographique des sites de marée verte, dans les Côtes-d'Armor, est bien représentative des conditions favorables au développement des algues vertes du type *Ulva* (et aussi d'autres espèces, comme l'algue brune *Pilayella*) : faible renouvellement des masses d'eau, exposition à l'ensoleillement, hydrodynamisme, apport de nutriments

terrestres. Le phénomène est très bien installé, et depuis longtemps, sur quelques secteurs localisés et identifiés. Il s'installe sur d'autres secteurs et tend à s'étendre à des communes jusqu'alors peu ou pas touchées. Du point de vue du ramassage, il est possible de distinguer différents cas de figures :

- les communes qui ramassent des algues depuis plus de dix ans. Les quantités sont importantes et traduisent une installation durable du phénomène d'échouage dans ces secteurs ;
- les communes pour lesquelles le ramassage est plus récent mais effectué chaque année ;
- enfin, certains secteurs n'ont dû procéder au ramassage que sporadiquement, et pour de faibles quantités.

Gestion des opérations - Financement

Le ramassage des algues échouées est du ressort des communes concernées. Ce sont les municipalités qui décident et organisent le ramassage et l'évacuation des algues, le ramassage étant effectué soit en régie, soit par une entreprise, avec une implication plus ou moins forte des subdivisions de la direction départementale de l'Équipement.

Les opérations sont financées à 80 % par le conseil général, le reste étant à la charge de la commune (la part d'autofinancement étant plafonnée à 3 % de la DGF). Les données disponibles concernant le coût des opérations et le coût par mètre cube ramassé montrent une grande disparité, aussi bien d'une commune à l'autre que d'une année sur l'autre. Cette variabilité est également fonction du contexte local (configuration du terrain, accessibilité...). Ainsi, en 1996, le coût moyen du ramassage s'élevait à 59 F/m³ mais il variait de 23 F/m³ à 173 F/m³. Le coût global de l'opération varie de 1,3 à 1,9 million de francs HT sur l'ensemble du département selon les années, pris en charge à hauteur de 1 à 1,5 million par le conseil général.

Réalisation d'un diagnostic de la situation

Méthodologie

Le conseil général a réalisé un état des lieux de la gestion des algues vertes ramassées sur l'ensemble de son littoral. Une enquête a été réalisée en 1998 auprès de toutes les communes des Côtes-d'Armor concernées par le ramassage des algues vertes, de tous les agriculteurs ayant reçu récemment celles-ci ainsi que de tous les utilisateurs potentiels.

Le ramassage

La décision de ramasser est motivée par les nuisances qu'occasionnent les algues vertes : nuisance visuelle, d'autant plus grave que la marée verte a lieu dans presque tous les cas sur des plages fréquentées par les estivants, mais aussi nuisances olfactives liées à la décomposition rapide des algues.

Le matériel utilisé pour le ramassage des algues vertes est géré par la commune elle-même (régie) dans un peu plus de trois quarts des cas. Un appel à un intervenant extérieur peut être fait en sus, en particulier si les quantités à ramasser sont importantes. C'est ainsi que, dans 38 % des cas, un prestataire privé, intervient à la demande de la commune (entreprise de transport, voire entreprise de travaux agricoles). Le matériel employé est généralement un matériel polyvalent, celui dont disposent les communes ou les prestataires : chargeurs, tractopelles, camions, remorques.

Devenir des algues vertes ramassées

Trois voies d'élimination des algues vertes sont pratiquées :

- le dépôt ou la mise en décharge ;
- l'épandage sur terrains agricoles ;
- le compostage.

• La mise en décharge

Cette solution est généralement considérée comme la seule envisageable par les douze communes qui y ont recours.

Ces décharges ne sont pas aménagées pour recevoir ce type de déchets ; ce sont des décharges autorisées ou tolérées, « classe III », c'est-à-dire pour les déchets inertes, voire des terrains privés ou de statut non clairement défini, dont la localisation n'est pas toujours précisée. Les personnes rencontrées paraissent conscientes des inconvénients réglementaires que représente cette solution mais elle apparaît généralement comme un dernier recours.

Dans pratiquement tous les cas, les algues sont simplement déposées. Ces dépôts ne sont pas contrôlés, ni suivis. Un seul site est clôturé et surveillé. Dans un autre cas, les algues sont enfouies.

• La valorisation agricole

Cette voie apparaît comme la solution privilégiée (63 % des communes y ont recours quand elles le peuvent) et elle concernerait un ordre de grandeur de 65 à 70 % des tonnages recensés en 1995 et 1996. Elle présente, pour les communes, l'avantage d'éviter la mise en décharge.

L'utilisation des algues en agriculture

Les agriculteurs acceptant de prendre des algues se concentrent principalement dans les secteurs qui coïncident avec les plus gros tonnages ramassés (grève de Saint-Michel, baie de Saint-Brieuc) mais aussi dans lesquels la concurrence avec d'autres produits organiques n'est pas trop forte (déjections animales en ZES). Dans certains secteurs, il existe de plus une tradition d'utilisation d'algues ou de « traез ».

Les agriculteurs utilisent les algues comme un amendement calcique permettant de relever le pH et d'améliorer la structure des sols. Par contre,

ils ne connaissent pas en général la valeur agronomique des sols et ne bénéficient d'aucun conseil en la matière de la part d'organismes de développement.

La pratique la plus couramment rencontrée consiste à recevoir directement les algues ramassées pour un stockage « en bout de champ » pendant 8 à 18 mois et épandage d'un produit sableux. Cette pratique est souvent source de nuisances olfactives lors du pourrissement des algues et susceptible de générer des pollutions locales par ruissellement ou lessivage.

L'épandage en frais, lorsqu'il est pratiqué, se heurte à des difficultés pratiques : disponibilité des terres, disponibilité des personnes pour le chantier d'épandage, présence de corps étrangers dans les algues (galets, débris divers).

Composition des algues

Le tableau 2 présente les principales caractéristiques des algues ramassées ainsi que, à titre de comparaison, les valeurs pour quelques paramètres d'autres produits utilisés en agriculture. La composition des algues ramassées est variable, notamment en fonction de la qualité agronomique en tant qu'amendement calcomagnésien, leur valeur en azote étant deux fois moins forte que celle d'un lisier.

Au cours du stockage, les pertes sont de 60 % en volume et en poids, et concernent principalement l'eau, la matière organique et les éléments minéraux solubles. Les jus issus de tas importants d'algues vertes font apparaître des risques de pollutions azotées (sous forme d'ammoniac), organique, bactérienne ainsi que des concentrations élevées en chlorures.

Tableau 2 - Composition des algues. Évolution au cours du stockage. Comparaison avec d'autres produits utilisés en agriculture.

Nature du produit	Composition des algues Composition en kg/t de produit brut (en fonction de la durée du stockage)			Produit de référence (Moyenne à titre de comparaison)		
	Algue verte fraîche	Algue (5 mois) aspect liquide ou pâteux	Algue stockée (1 an et plus) aspect sableux	Fumier de bovin	Lisier de porc	Maërl broyé
Azote (N)	1,7 à 3,2 (moy=2,3)	2 à 4,5 (moy=3,4)	1,6	5,5	3,5	
Phosphore (P ₂ O ₅)	0,5 à 0,7 (moy=0,7)	0,7 à 0,9 (moy=0,8)	1,3	2,6	3	/
Potasse (K ₂ O)	2,5 à 8,9 (moy=4,2)	0,7 à 1,1 (moy=1)	0,9	7,2	2,8	
Chaux (CaO)	17,5 à 156,8 (moy=93,9)	87,8 à 191,4 (moy=126,7)	326	~5	~2,5	420
Magnésie (MgO)	4,2 à 8,7 (moy=7,5)	5,5 à 9,7 (moy=7,1)	10,2	~1,8	~1	40
Matière organique	61 à 115 (moy=72,4)	29 à 46 (moy=39)	38	150 à 200	35	/
C/N	de l'ordre de 12	de l'ordre de 5,5	5,6	18 à 20	~3	/

Élaboration de plans de gestion par site

Principes retenus

- Suppression des mises en décharge

La suppression des mises en décharge est retenue comme une priorité en raison des pollutions et nuisances occasionnées. De plus, cette pratique sera interdite à partir du 1^{er} juillet 2002 en vertu de la loi du 15 juillet 1975 relative à l'élimination des déchets (articles 1^{er} et 2.1).

- Épandage sur les terres agricoles

La valorisation agricole directe apparaît comme la voie à privilégier dans la mesure où c'est une solution relativement simple et peu coûteuse.

Lorsque cette solution est envisageable, elle doit s'accompagner d'un effort sur les points suivants :

- concertation avec la profession agricole ;
- diffusion d'informations sur les caractéristiques du produit et son utilisation ;
- planification et organisation des apports ;
- amélioration du ramassage pour éviter les corps étrangers ;
- évaluation des surfaces agricoles disponibles : dans les Côtes-d'Armor, environ 60 % des ramassages d'algues ont lieu avant le 15 juillet, à une période où peu de terres peuvent en recevoir ;
- promotion des épandages en frais plutôt que de la pratique des dépôts « en bout de champs ».

Afin d'éviter les effets phytotoxiques du chlorure de sodium, les apports d'algues fraîches doivent être limités à 50 m³/ha au maximum (dose à conseiller : 30 m³/ha), apportés tous les trois ou quatre ans. À cette dose, l'apport correspond à un chaulage d'entretien équivalent à 6 t de maerl brut (environ 2 500 unités de CaO).

L'épandage peut être fait avec du matériel agricole classique, dans la mesure où les algues ne comportent pas (ou peu) de corps étrangers.

- Stabilisation ou compostage des algues vertes ramassées

Pour pallier l'absence locale de débouché agricole, deux techniques ont été expérimentées (essais au CAT des 4 Vaulx-Jardin en 1992 et années suivantes ; essais au Smitom de Launay-Lantic en 1995, 1997 et 1998).

La stabilisation

Cette technique consiste à mélanger les algues fraîches avec un support carboné (paille, sciure, déchets végétaux de jardin), dans des proportions permettant d'éviter une fermentation anaérobie. Le produit obtenu n'est pas un compost élaboré mais un produit stabilisé provisoirement, pouvant être repris ultérieurement pour épandage agricole ou incorporation dans un process de compostage.

Le compostage

Afin de limiter les coûts d'investissement et de bénéficier d'une logistique existante, il convient de s'appuyer sur des structures déjà en place.

À titre d'exemple, le cocompostage d'algues fraîches, de déchets verts broyés et de compost d'ordures ménagères permet d'aboutir à un produit de bonne qualité, structuré, intéressant pour les producteurs de légumes (tab. 3). Les dernières expérimentations menées sur le site de traitement des ordures ménagères de Launay-Lantic ont donné d'intéressants résultats. Le mélange réalisé était de un tiers pour chaque produit dans les conditions suivantes : tout d'abord un lit de compost urbain frais, des végétaux broyés et par-dessus, les algues vertes. L'andain constitué est repris trois fois par une andaineuse pour homogénéisation et aération avec formation, en final, d'andains plus volumineux.

La phase de compostage-maturation est alors de quatre mois. L'aspect du compost mûré est homogène, pouvant nécessiter un criblage avant la vente du fait de la présence d'indésirables (branches, plastiques d'échouage, galets...). L'objectif du traitement d'algues est atteint par ce procédé :

- absence d'odeur nauséabonde ;
- absence de jus ;
- intégration totale des algues au mélange.

Tableau 3 - Composition des produits élaborés et comparaison avec quelques produits de référence.

Nature du produit	Produits avec algues vertes (composition en kg/t de produit brut)				Produits de référence (moyennes à titre de comparaison)			
	Algue stabilisée (paille 1 t/ 25 t d'algues fraîches)	Algues stabilisées avec déchets verts (thuyas)	Compost ordures ménagères + algues + déchets verts	Compost «alga forestier» de 4 Vaulx- Jardin (Corseul)	Compost ordures ménagères	Fumier bovin	Lisier porc	Maërl broyé
Azote (N)	1,6	3,4	6,1	8,5	6,5	5,5	3,5	
Phosphore (P ₂ O ₅)	1	1,5	3,2	10,5	3,1	2,6	3	/
Potasse (K ₂ O)	4,2	4,4	5,3	10	2,4	7,2	2,8	
Chaux (CaO)	129,5	82,7	44,4	70	33	~ 5	~ 2,5	420
Magnésie (MgO)	5,9	5,8	5,2	6	3,6	~ 1,8	~ 1	40
Matière organique	58,8	133,3	184	150 à 180	308	150 à 200	35	/
C/N	19,8	14,2	14,4	15	22,8	18 à 20	~ 3	/

Élaboration de plans de gestion par site

À partir des principes exposés ci-dessus, des plans de gestion par site ont été élaborés en s'appuyant sur la connaissance approfondie du contexte local :

- possibilités de débouché agricole (inventaire exhaustif des exploitations recevant des algues ou susceptibles d'en recevoir) ;
- inventaire exhaustif des déchetteries existantes et estimation du gisement potentiel de déchets verts ;
- inventaire des unités de compostage voisines.

On aboutit à un « schéma de gestion des algues ramassées » à l'échelon départemental. Ce « schéma » n'a pas de valeur réglementaire mais sert de cadre pour les actions entreprises par les communes ainsi que

pour les financements apportés par le conseil général. Il a été présenté à toutes les communes concernées.

Le département a ainsi été découpé en cinq secteurs.

Le tableau 4 présente de façon synthétique les orientations retenues par site. Ces orientations, définies en 1998, entrent progressivement en application dès 1999. On peut citer par exemple :

- Pour le secteur Baie de Lannion :
 - le lancement d'une consultation d'entreprises en mars 1999 comprenant d'une part un lot pour le ramassage et le transport des algues et, d'autre part, un lot pour l'épandage en frais de ces algues,
 - la réalisation d'un inventaire précis de parcelles destinées à recevoir des algues, avec la mise au point de documents de suivi (registre des receveurs, cahier des livraisons),
 - le lancement d'une opération concertée d'épandage des algues associant le conseil général, la communauté de communes de Lannion-Plestin, les communes littorales et la profession agricole ;
- Pour le secteur Côte du Goëlo
 - construction en 1998 d'une aire de cocompostage d'algues sur le site du Smitom de Launay-Lantic (5 000 m²) et acquisition de matériel adapté en mars 1999,
 - suppression de décharges d'algues.

Références bibliographiques

- Conseil général des Côtes-d'Armor. Lutte préventive et curative contre la prolifération des algues vertes. Gestion des algues ramassées. Tome 1 : État des lieux. Setur, février 1999, 65 p.
- Conseil général des Côtes-d'Armor. Lutte préventive et curative contre la prolifération des algues vertes. Gestion des algues ramassées. Tome 2 : Propositions. Setur, février 1999, 31 p.
- 4 Vaulx-Jardin. Traitement de l'algue verte de la baie de Saint-Brieuc. Programme de dépollution et valorisation. Modélisation de l'unité pilote de traitement de stabilisation de l'algue verte par compostage sur le site d'Hillion-Orientations des filières de stabilisation : approche des investissements et coûts de fonctionnement, traitement total ou partiel, mai 1993, 33 p.
- Sogea/Conseil général des Côtes-d'Armor - (Sattom). Traitement par compostage des algues vertes de la baie d'Hillion avec le compost urbain. Compte rendu des essais réalisés à l'usine de compostage du Smitom de Launay-Lantic d'octobre 1992 à février 1993, février 1993.
- Sogea/Conseil général des Côtes-d'Armor - (Sattom). Traitement par compostage des algues vertes de Binic avec le compost urbain et les déchets végétaux. Compte rendu des essais réalisés à l'usine de compostage du Smitom de Launay-Lantic de juillet 1996 à décembre 1997, février 1997.

Tableau 4 - Plans de gestion par site des algues ramassées dans les Côtes-d'Armor.

Secteur	Atouts	Problèmes	Gestion des algues proposée
Baie de Lannion	- Débouché agricole existant - Rotations légumières	- Planification des apports - Stockage « bour de champ » - Apparition site estuaire Léguer	- Privilégier la valorisation agricole - Développer le débouché existant en renforçant l'épandage direct en frais - Confirmer les disponibilités de terrains de mai à juillet ou possibilités de stabilisation - Sur Beg Léguer solution ponctuelle de compostage à Pleumeur-Bodou
Côte de Goëlo	- Existence d'une unité de compostage (Launay-Lantic)	- Peu ou pas de débouchés agricoles	- Utilisation de l'unité de compostage existante avec création d'une aire de cocompostage algues vertes + déchets verts + ordures ménagères - Unités de stabilisation près des sites de ramassage pour « lisser » les apports dans l'année (Plérin) - En cas d'année de très fort ramassage, prévoir un répertoire d'agriculteurs acceptant des algues vertes en dépannage
Hillion - Morieux	- Débouché agricole partiel - Pratiques d'épandage en frais	- Insuffisance des surfaces agricoles - Zone d'excédents structurels (ZES) - Agriculteurs moins motivés	<ul style="list-style-type: none"> • À court terme : - fiabiliser le débouché agricole - renforcer le suivi agricole (information-répartition) - unité de stabilisation (au moins pour la période de mai à mi-juillet) • À moyen terme : - intégrer les algues vertes dans les réflexions en cours sur le compostage
Côte de Penthièvre	- Débouché agricole existant pour des petites quantités	- ZES - Peu d'agriculteurs concernés - Pas de terres disponibles de mai à mi-juillet	- Privilégier la filière agricole directe - Unité de stabilisation et/ou « volant de sécurité » agricole pour les à-coups
Côte d'Émeraude	- Une unité de compostage existe (CAT de 4 Vaulx-jardin)	- Pas de débouché agricole, actuellement - Exigences de qualités du CAT	- Valoriser et renforcer la filière compostage - Prospector le débouché agricole en solution complémentaire, si besoin

Programme de reconquête de la qualité de l'eau sur le bassin versant de l'Ic (Côtes-d'Armor) de 1996 à 1998

Vincent Têtu

Syndicat mixte de la côte du Goëlo, 22 rue Pasteur, 22680 Étables-sur-Mer

Nous verrons ici l'action de reconquête de la qualité de l'eau engagée sur l'Ic, petit bassin versant côtier des Côtes-d'Armor, par le syndicat mixte de la côte du Goëlo entre 1996 et 1998. L'approche se fera essentiellement sous l'angle de l'azote. Le volet phytosanitaire avait lui aussi été inclus dans la démarche mais il ne sera pas abordé ici.

Le site

L'Ic est l'un des nombreux cours d'eau qui se jettent en baie de Saint-Brieuc (Côtes-d'Armor). Son bassin versant se situe au nord-ouest de l'agglomération briochine. Sa superficie est de 8 620 ha, 9 220 ha en y associant le ruisseau de Gué Esnart qui, comme l'Ic, se jette dans le port de Binic.

Le débit moyen annuel est estimé à 0,80 m³/s ou 9,80 l/s/km². Sur sols schisteux et granitiques, l'Ic connaît des périodes d'étiage prononcé avec un débit de 0,14 m³/s.

Le littoral s'est développé autour de l'activité touristique. La proximité de Saint-Brieuc et l'amélioration de la desserte routière ont permis à une population active nouvelle de venir s'installer sur la côte, de Pordic à Saint-Quay-Portrieux. La population permanente de ces communes littorales est actuellement de près de 15 000 habitants. La population du bassin versant de l'Ic est, quant à elle, estimée à 12 000 personnes.

La pêche en mer est toujours présente, notamment celle de la coquille Saint-Jacques à Saint-Quay-Portrieux.

L'activité agricole est fortement développée sur la partie amont du bassin versant.

La distribution d'eau

Actuelle

Les communes littorales de Binic, Étables-sur-Mer et Saint-Quay-Portrieux, regroupées au sein du syndicat intercommunal des eaux de l'Ic (SIEI), sont les seules à s'approvisionner en eau brute à partir de l'Ic. Elles alimentent plus de 5 900 abonnés. L'unité de production d'eau potable est située à proximité de l'exutoire du bassin, au lieu-dit « Le Chien Noir » à Binic. L'exploitation en a été confiée à la Générale des Eaux. La production avoisine les 550 000 m³. Ces communes, situées en

partie seulement sur le bassin versant, n'en constituent qu'un dixième du territoire.

Paradoxalement, les autres communes constituant 90 % du bassin versant ne s'y approvisionnent pas. Elles possèdent des forages, situés en dehors du bassin, ou sont alimentées par l'eau du Gouët *via* le syndicat mixte de la côte du Goëlo (SMCG).

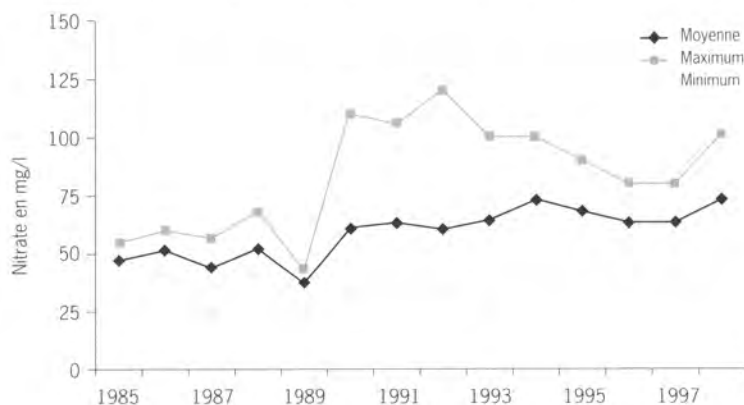
Le SMCG est un syndicat de distribution d'eau. Il achète de l'eau déjà potabilisée à la ville de Saint-Brieuc et l'achemine jusqu'à chacune des structures adhérentes. Ces dernières regroupent environ 35 000 abonnés, soit 66 000 habitants, répartis entre Plérin et Paimpol. Le SMCG n'est pas producteur d'eau, il n'a pas, au départ, de compétences dans le domaine de la préservation ou de la reconquête de la qualité d'une ressource en eau.

Toutes les communes du bassin versant de l'Ic sont adhérentes du SMCG.

Historique : du curatif au préventif (1987-1995)

Au début des années quatre-vingt, la qualité de l'eau dans l'Ic continue de se dégrader en ce qui concerne le paramètre nitrate. Elle dépasse régulièrement la norme des 50 mg par litre (fig. 1). Par contre, les quantités d'algues ramassées alors à Binic sont relativement peu importantes et ne feront d'ailleurs pas l'objet d'estimation précise avant 1992 (fig. 2).

Figure 1
Évolution des teneurs moyennes annuelles en nitrate de l'eau brute dans l'Ic à Binic de 1985 à 1998, source DDASS des Côtes-d'Armor.

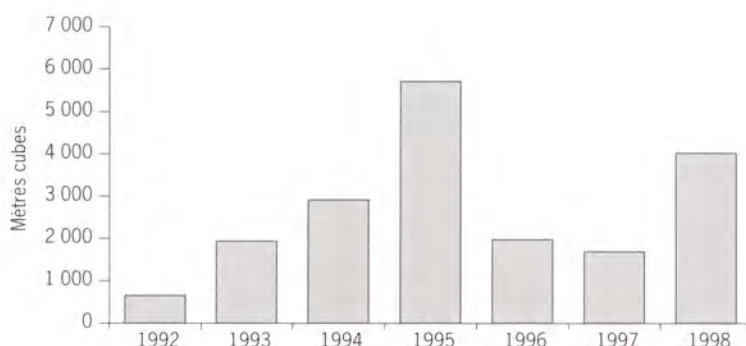


Les directives européennes de 1975, 1979 et 1980, relatives à la qualité des eaux brutes superficielles et traitées, font référence aux 50 mg de nitrate par litre mais ne font pas l'objet d'une application nationale.

Les élus locaux du SIEI et la compagnie fermière n'ignorent cependant pas que l'évolution de la situation du nitrate dans l'Ic n'est pas encourageante. Ils devront, à plus ou moins court terme, intégrer l'application de la réglementation européenne. Deux options s'offrent alors.

La première est l'achat d'eau à la ville de Saint-Brieuc, *via* le SMCG, afin de diluer la production locale ; la seconde option est le traitement de la pollution locale, afin de fournir une eau distribuée à moins de 50 mg par litre.

Figure 2
Volumes d'ulves ramassés
sur les plages de Binic
entre 1992 et 1998.



La ville de Saint-Brieuc s'approvisionne en eau brute dans le Gouët. Au début des années quatre-vingt, la concentration en nitrate, en croissance régulière, y évolue entre 20 et 35 mg par litre. Le risque pour le syndicat de l'Ic est de voir les volumes nécessaires à la dilution croître au fur et à mesure que ces deux rivières verront leur qualité, en terme de nitrate, se dégrader et d'aboutir, à moyen terme, à l'arrêt de la production locale à l'usine du Chien Noir.

Finalement, en accord avec la Générale des Eaux, il est décidé en 1986 d'équiper le Chien Noir d'une unité de dénitrification. L'objectif est de distribuer une eau à 25 mg par litre. La production locale peut donc être maintenue. L'unité est installée en 1987.

Le programme de reconquête de 1996 à 1998

Les prémices

Le sentiment qu'il faut agir à la source, c'est-à-dire en direction de l'activité agricole, existe mais, à l'époque, les élus locaux du SIEI ne voient pas de quelle façon intervenir sur une activité économique présente sur le territoire d'autres collectivités. La problématique bassin versant n'est pas alors quelque chose de familier. Les programmes réglementaires ne sont pas encore mis en place.

En 1990, apparaît au niveau régional le programme Bretagne Eau Pure 1, développé autour d'actions ponctuelles réparties sur les quatre départements bretons. L'efficacité de ces actions n'étant pas démontrée, le programme Bretagne Eau Pure 2, centré sur la démarche bassin versant, voit le jour en 1994. Les élus du syndicat de l'Ic demandent alors à ce que le bassin versant de l'Ic soit retenu comme bassin versant d'action renforcée.

En 1994, près de 3000 m³ d'algues sont ramassés à Binic. Dans l'Ic, le taux de nitrate oscille entre 45 et 100 mg par litre. Cependant, ne répondant pas aux critères de sélection des sites BEP 2, l'Ic n'est pas retenu. Malgré cela, cette même année, le SMCG, dont l'ensemble des communes du bassin versant sont adhérentes, est choisi par ces dernières comme maître d'ouvrage de l'opération de restauration de la qualité de l'eau sur le bassin versant de l'Ic.

Au premier semestre 1995, il engage une réflexion avec l'ensemble des collectivités locales, les administrations de l'État, le conseil général, l'agence de l'Eau Loire-Bretagne, les coopératives, les syndicats agricoles et la chambre d'agriculture. Il est alors décidé d'engager au plus vite une démarche centrée sur l'agriculture sur le bassin versant de l'Ic.

But

Un programme est mis en place en 1996. Il est uniquement dirigé vers les sources de pollution diffuse d'origine agricole. Son objectif n'est pas quantifié en terme de réduction des concentrations ou des flux de nitrate, ou même de marées vertes.

Il s'agit, plus simplement, d'accompagner les programmes généraux (PMPOA, programmes de résorption, programmes d'actions de la directive nitrate) ainsi que les démarches individuelles déjà engagées, en développant des pratiques agronomiques qui permettront de mieux utiliser les productions d'azote organique et de diminuer la pollution des eaux par le nitrate et les phytosanitaires. L'action est basée sur le volontariat des agriculteurs. Aucune aide financière directe ou indirecte n'est prévue pour l'accompagnement. La durée du contrat est fixée à trois années.

Moyens

Un technicien agricole est recruté par la chambre d'agriculture en janvier 1996. Son poste est financé par une participation du SMCG de 250 000 francs par an.

Sa mission est de favoriser la connaissance, l'appropriation et la mise en application par les agriculteurs des techniques qui permettent une gestion plus environnementale des pratiques agronomiques. Ces techniques existent déjà pour la plupart. Elles sont centrées sur une meilleure gestion de la fertilisation, des techniques limitant les transferts de polluants vers les cours d'eau ou l'utilisation, pour les phytosanitaires, de matières actives classées comme moins dangereuses pour l'environnement.

Afin d'atteindre cet objectif, il dispose de différents outils : l'information par des réunions ou des bulletins techniques, des démonstrations et des visites sur des thèmes précis, le conseil individuel et de groupe. L'ensemble est précédé d'un diagnostic agricole des pratiques culturales et des productions qui doit permettre de mieux cerner la situation et les éventuelles attentes.

Cette première étape consiste à réaliser un diagnostic « à dire d'expert », c'est-à-dire effectuer un bilan par sous-bassin, grâce à un contact avec deux ou trois agriculteurs par commune. Cette démarche montre dès le départ ses limites. Conjointement, le SMCG et la chambre d'agriculture décident alors d'effectuer un diagnostic complet, par enquêtes individuelles, auprès des 140 exploitations situées sur le bassin versant. Ces contacts individuels vont permettre à l'animateur agricole de se faire connaître auprès de chacun des agriculteurs et d'évaluer la situation directement et de façon quasi exhaustive. La relation directe animateur-

agriculteur se révélera être très importante pour la suite, en favorisant les contacts, les échanges et la confiance.

Cette étape (enquête, traitement des données et restitution) se déroule pendant le premier semestre 1996. La surface agricole utile (SAU) du bassin versant est évaluée à 6900 hectares. La taille moyenne des exploitations était de 45 ha en 1996, elle est de 51 ha en 1998. La moyenne régionale est de 30 ha. La typologie des exploitations est caractérisée par deux productions animales dominantes : le porc et le lait. Ensemble, ces deux productions représentent l'activité principale de 87 % des exploitants sur le bassin versant de l'Ic (tab. 1). Les productions avicole et bovin-viande sont très peu représentées. Les exploitations dont le porc est la production dominante ont un atelier moyen de 140 truies naisseur-engraisseur. Celles dont c'est le lait ont un quota moyen de 230 000 litres. Enfin, les mixtes ont 65 truies naisseur-engraisseur et 235 000 litres de lait.

Tableau 1 - Principales productions animales et cultures sur le bassin versant de l'Ic en 1996 (source : chambre d'agriculture des Côtes-d'Armor).

Productions animales principales	Porc	Lait	Lait et Porc	Viandes	Volailles	Divers
140 exploitations (1996)	35 %	32 %	20 %	4 %	8 %	1 %
Répartition des cultures	Maïs	Herbe	Céréales	Colza	Légumes	Divers
140 exploitations (1996)	33 %	19 %	37 %	3 %	2 %	6 %

L'implication des partenaires habituels des agriculteurs (coopératives, privés, groupements, syndicats...) n'est pas formalisée dans le projet. Cependant, l'animateur contacte les techniciens de terrain pour leur expliquer la démarche. La cohérence des messages techniques délivrés en est améliorée.

Un comité de pilotage, regroupant l'ensemble des parties concernées par la qualité de l'eau dans le bassin versant, est constitué à l'automne 1996. Y sont représentés les administrations, les collectivités locales, la profession agricole, les associations de défense de l'environnement, les pêcheurs, etc. Il comprend une trentaine de membres et se réunit deux fois par an. Le comité de pilotage est surtout un organe consultatif et informatif.

Un comité professionnel agricole (CPA), qui s'appelle alors « Groupe d'agriculteurs représentatifs », est créé autour d'une quinzaine d'agriculteurs. C'est au sein de ce groupe et, ensuite, au comité de pilotage que sont discutées les orientations à prendre et restituées les informations.

Au cours du diagnostic, si le contact avec chaque exploitant va permettre d'acquérir un nombre important de données fiables quant à l'activité agricole, il va également permettre d'expliquer à chacun la démarche et de prendre réellement le temps de préciser qu'il s'agit d'une action basée sur le volontariat, que la dégradation de la qualité de l'eau (chiffres à l'appui) est réelle et qu'il est nécessaire de faire quelque chose. Sur ce point, plus de 95 % des agriculteurs rencontrés sont conscients du problème.

Le diagnostic va servir de référence, « d'état zéro » et de base de travail pour le CPA et l'animateur. Même si les premières actions se déroulent pendant la phase diagnostic, un programme directif annuel, basé sur la saison culturale, est préparé en octobre 1996.

Les types d'actions mises en place sont les mêmes que ceux programmés alors dans les projets Bretagne Eau Pure 2 : couvert végétal hivernal, lisier sur céréales au printemps, lisier sur prairies, « désherbinage » du maïs, prise de conscience de la valeur fertilisante des déjections animales, orientation des pratiques phytosanitaires vers des matières actives considérées comme moins polluantes et vers une première sensibilisation quant à la notion de parcelles à risques, etc.

Le SMCG n'ayant pas obtenu de financement extérieur pour la mise en place d'un programme, l'action sur l'Ic va se résumer au travail du technicien animateur. Ainsi, aucune analyse de reliquat d'azote dans le sol ou de déjections animales, aucun achat de semences ou de matériel, aucun réglage de pulvérisateur et, enfin, aucune intervention extérieure ne seront financés. L'absence de moyens techniques mis à la disposition de l'animateur va l'obliger à développer des solutions alternatives.

Ainsi, par exemple, les faibles surfaces recensées en couvert végétal des sols nus en hiver n'étaient pas dues au prix des semences mais au temps à y passer (trois à quatre passages, pour une culture sans rendement économique). Le technicien, avec le CPA, a promu une technique simplifiée déjà appliquée chez un agriculteur du bassin versant : l'utilisation d'un petit semoir électrique ne nécessitant qu'un à deux passages. Cette pratique va se développer rapidement et de façon totalement volontaire de la part des agriculteurs, sans financement d'aucune sorte.

À part le volet agricole, le programme comprend également un suivi du paramètre nitrate dans l'eau. Treize points de prélèvements et six mesures de débits, couvrant les principaux sous-bassins versants, sont réalisés mensuellement à partir de janvier 1996 par la cellule qualité des eaux littorales de la DDE des Côtes-d'Armor. Ces données vont permettre de mettre en avant les sous-bassins les plus touchés par la pollution par le nitrate et de préciser ainsi l'origine géographique des apports dans l'Ic. Elles servent de base à la publication d'un flash d'information sur la qualité de l'eau, qui est distribué à une trentaine d'organismes.

Suite au programme d'actions 1996-1997, une évaluation auprès de 100 exploitants est réalisée pendant l'été 1997. La deuxième campagne 1997-1998 a donné lieu également à une seconde évaluation auprès de 100 agriculteurs.

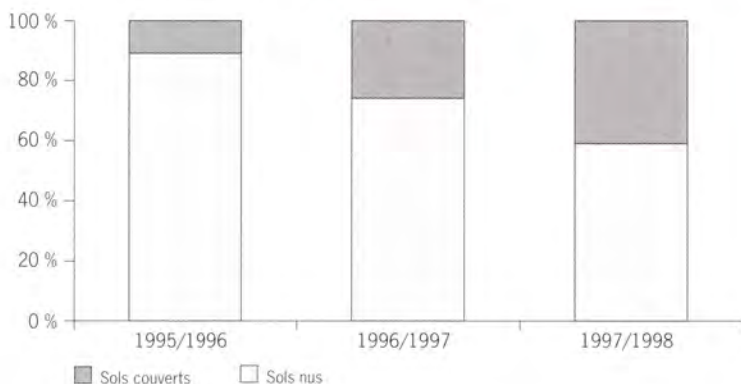
Le budget investi dans le programme est de 260 000 francs par an, 250 000 francs pour l'animation agricole, 10 000 francs dans le suivi de la qualité de l'eau.

Réalisations

Réalisations techniques : l'évolution des pratiques

Le couvert végétal qui protégeait 11 % des sols potentiellement nus en hiver en 1996, est passé à 26 % l'année suivante et à 41 % en 1998, ce qui a diminué d'autant le lessivage hivernal de l'azote (fig. 3). La technique s'est beaucoup plus développée dans les exploitations à dominante porc (dont 60 % des sols potentiellement nus sont couverts en hiver) que chez les laitiers (35 %).

Figure 3
Évolution de la proportion de sols potentiellement nus en hiver faisant l'objet d'un couvert végétal.



L'analyse de la valeur fertilisante des déjections animales est devenue une pratique courante dans certaines exploitations. Ainsi, en 1998, 90 % des exploitations à dominante porc en ont réalisée mais seulement 4 % de celles à dominante lait. La plus grande facilité d'analyse du lisier et son coût modique par rapport au fumier sont les principales explications de cet écart. Cette technique a contribué à ajuster au mieux l'apport de fertilisant azoté et fait prendre conscience de la grande variabilité de la richesse en azote des fumures et de la nécessité de bien évaluer les apports aux cultures.

Les surfaces en céréales à paille recevant du lisier de porc au printemps sont passées de 8 à 20 % entre 1996 et 1998. La technique s'est là aussi plus développée chez les producteurs de porcs : 31 % de la SAU en céréales contre 16 % chez les mixtes (lait + porcs). Cette pratique a contribué à la diminution de l'utilisation d'engrais minéral.

Les surfaces en herbe ont reçu une fertilisation de 190 kg d'azote par hectare en 1998, en baisse de 40 unités par rapport à 1996. Dans la répartition de cet apport, la quantité d'azote organique s'est maintenue au même niveau. Vingt-trois pour cent des surfaces en herbe ont reçu du lisier de porc pour le premier passage en sortie d'hiver, soit un chiffre stable par rapport aux deux années précédentes.

En 1996, la fertilisation organique était en moyenne de 263 unités par hectare de SAU épanachable. La SAU épanachable représente 73 % de la SAU totale. Afin de pouvoir comparer l'évolution globale des apports azotés (organique et minéral), il est intéressant de ramener la fertilisa-

tion organique à l'ensemble de la SAU, soit 191 unités (ou kg) par hectare. La fertilisation minérale était de 83 unités par hectare de SAU. En 1996, la fertilisation totale moyenne sur le bassin versant était donc de 274 unités par hectare de SAU. L'excédent, par rapport à la norme des 170 unités d'azote à l'hectare, est de 460 000 unités pour l'organique auquel on doit ajouter l'utilisation des 564 000 unités de minéral. À titre d'exemple, le maïs qui occupe 33 % de la SAU recevait, en moyenne, plus de 305 unités d'azote par hectare et l'herbe, qui occupe 20 % de la SAU, en recevait 222 (tab. 2).

Deux ans plus tard, en 1998, la fertilisation organique était de 232 unités d'azote par hectare de SAU (159 unités par hectare de SAU et 73 pour le minéral). La diminution est de 42 unités par rapport à 1996. Les données de 1996 étaient peut-être un peu surestimées et celles de 1998 reposent sur un échantillon de cent exploitations, ce qui peut expliquer quelques variations.

Tableau 2 - Évolution entre 1996 et 1998 de la fertilisation azotée organique et minérale sur les principales cultures du bassin versant de l'Ic (source : chambre d'agriculture des Côtes-d'Armor).

Type de culture	Moyenne	Maïs	Céréales à paille	Herbe
Proportion de la SAU - 140 exploitants (1996)	100 %	32,8 %	37 %	19,1 %
Fertilisation organique en 1996 en kg N/ha de SAU	191	275	6	35
Fertilisation minérale en 1996 en kg N/ha de SAU	83	30	112	187
Fertilisation totale en 1996 en kg N/ha de SAU	274	305	118	222
Proportion de la SAU - 100 exploitants (1998)	100 %	31,5 %	39,5 %	19,9 %
Fertilisation organique en 1998 en kg N/ha de SAU	159	240	33	35
Fertilisation minérale en 1998 en kg N/ha de SAU	73	20	94	155
Fertilisation totale en 1998 en kg N/ha de SAU	232	260	127	190

Sur ces deux années, la mise en place de deux stations de traitement du lisier a permis de diminuer de 60 000 unités l'azote organique à épandre. La baisse de consommation de l'azote minéral a représenté 90 000 unités, essentiellement grâce à l'épandage de lisier de porcs sur céréales au printemps.

Réalisations conceptuelles

L'activité de l'animateur agricole, les orientations prises dans la promotion et la façon de mettre en place telle ou telle pratique ont été gérées avec souplesse et pragmatisme.

Le fait que le programme ne soit pas détaillé précisément à l'avance, qu'il n'y ait pas d'intervention de tiers programmée permet de tout modifier assez rapidement en fonction des résultats, des évolutions, des opportunités, des discussions, des propositions de chacun ou de ce qui se passe sur d'autres bassins versants.

Au bout de trois années de ce programme, plusieurs constatations peuvent être faites. La prise de conscience de l'importance du problème de la qualité de l'eau n'a fait que s'amplifier chez les exploitants. Ils ont parfaitement intégré le fait que l'environnement est devenu un paramètre à part entière dans le développement agricole. Le manque de moyens du programme et donc son ampleur limitée ont été constatés par les agriculteurs au fil du temps. Ils ont pratiquement tous connaissance des programmes Bassins versants BEP 2, que ce soit sur le Gouët, le Haut-Blavet, le Haut-Gouessant ou l'Arguenon. Beaucoup connaissent la différence entre les deux démarches et comprennent d'où elle découle.

Le manque de moyens s'est surtout fait sentir au niveau du suivi-évaluation des reliquats d'azote dans le sol. Même si les exemples de suivi sur les bassins BEP 2, dans le cadre départemental, ont servi de bases et de preuves, ils n'avaient pas aux yeux des agriculteurs la même valeur que s'ils avaient été réalisés localement.

Les bassins versants BEP 2 ont procuré certaines références techniques, notamment phytosanitaires, et fait prendre conscience de ce qu'est une démarche bassin versant « officielle » avec ses avantages et ses inconvénients. Mais, sur les types d'action à engager, le programme sur l'Ic a fonctionné de façon assez autonome, se basant sur l'existant et sur des propositions locales. Il s'est même dégagé une certaine fierté chez les agriculteurs quant aux résultats obtenus concernant l'évolution des pratiques.

Limites

Parmi les manques dans la mise en place de ce programme, l'absence de partenariat direct avec les « institutionnels » (administrations de l'État ou départementales, agence de l'Eau) est à souligner. Les contacts avec les différents organismes scientifiques sont eux aussi restés au stade de relations épisodiques, notamment lors des comités de pilotage.

Les actions qui ont été menées sur le terrain n'ont pas été réfléchies selon des critères locaux précis mais plutôt en fonction de ce qui existait comme types d'outils, les priorités n'ont pas été définies. L'allocation des moyens n'a donc pas été optimum. Il n'y a pas eu de programmation, de lignes directrices données à l'ensemble.

Hormis la participation de la direction départementale de l'Équipement, au travers de la cellule qualité des eaux littorales, et une participation financière ponctuelle du conseil régional en 1997, aucune action ou démarche n'a été menée avec des tiers, ce qui s'est traduit par une ambition et un angle d'attaque beaucoup plus limités du programme.

Aucune étude particulière n'a été réalisée afin de définir et de connaître le fonctionnement du milieu naturel qu'il soit terrestre (réseau hydrologique, zones dénitrifiantes...) ou marin (courantologie, évaluation des masses d'algues, origine des flux nutritifs) et, par conséquent, l'approche du programme sur l'Ic n'a pas été en mesure de définir des

objectifs en termes de concentration en nitrate ou de réduction des marées vertes.

De la même façon, le problème de la qualité de l'eau n'a pas été apprécié sous un angle global (agricole, non agricole, aménagement de l'espace, connaissances scientifiques...).

Le SMCG n'a pas pu suivre directement ce qui se passait, faute de moyens humains. Cela s'est traduit notamment par une impression d'opacité de l'opération pour la majorité des parties représentées au sein du comité de pilotage.

Les tiers (associations, administrations, collectivités locales, consommateurs d'eau, professionnels du tourisme...) n'ont pas été intégrés, que ce soit au niveau de leurs demandes d'explication et d'information, des attentes et des exigences ou de leur capacité à apporter des réponses ou des pistes de réflexions. En fait, l'information autour de ce qui se faisait a été quasi inexistante, faute de réelle gestion du projet, d'où peut-être l'impression que rien n'a été fait au cours de ces trois années.

Le manque de réelle programmation des actions sur le moyen terme fait apparaître les lacunes d'une gestion au jour le jour avec tous les inconvénients que cela suppose.

Enseignements

La valorisation des actions techniques engagées chez les exploitants est d'autant plus réussie que la mise aux normes et la résorption des excédents avancent et se concrétisent. Il est donc important que les deux types de programmes, Bassins versants et programme réglementaire avancent de pair.

Sur le bassin versant de l'Ic, 60 % des exploitations sont intégrables au titre du programme de maîtrise des pollutions d'origine agricole (PMPOA) et la zone est entièrement située sur des cantons classés en zone d'excédents structurels (ZES). Ces programmes généraux donnent aux exploitants concernés la possibilité technique d'intégrer l'environnement dans la gestion de leurs exploitations au travers de leur fertilisation. Les programmes Bassins versants doivent proposer aux agriculteurs une démarche afin de mettre en pratique les possibilités offertes par cette base réglementaire.

Si le programme Bassins versants prend du retard et n'est pas appliqué dès le départ, le risque est de voir les exploitants agricoles qui ont réalisé leur mise aux normes et leur programme de résorption penser que tout est fait et qu'ils n'ont plus rien à modifier.

Inversement, si les programmes réglementaires prennent du retard par rapport aux programmes Bassins versants, les agriculteurs vont prendre conscience de tout ce qu'ils peuvent mettre en pratique au niveau de la gestion de la fertilisation, sans en avoir la possibilité technique à cause, notamment, de la présence d'excédents.

Le bilan « sociologique » de ces trois années montre que l'on peut regrouper les agriculteurs du bassin versant de l'Ic en quatre catégories :

- Les motivés

Ils appliquent déjà d'eux-mêmes des pratiques culturales intégrant l'environnement. Ils ont une approche agronomique de l'utilisation de leur fumure. C'est cette catégorie qui a servi de groupe pilote. Elle représente 10 à 15 % des exploitants.

- Les demandeurs

Ils ont compris et assimilé les problèmes environnementaux. Ils observent ce que font les agriculteurs du premier groupe. Ils sont conscients qu'ils peuvent agir à leur niveau mais il leur manque un conseil technique pour passer à l'acte. C'est ici que l'animateur agricole va jouer un rôle important. Par son action et par la façon dont il va estimer l'attente de chaque agriculteur et la meilleure façon d'y répondre, il va donner la possibilité à cette catégorie d'évoluer. Elle représente 30 à 40 % des agriculteurs.

- Les indécis

Ces agriculteurs continuent de gérer leur exploitation comme avant. Si, dans l'ensemble, ils savent que cela peut poser problème, ils n'envisagent pas vraiment de bouger. Ils attendent. Le poids des habitudes est suffisamment fort pour freiner toute évolution. Celle-ci n'est pas conditionnée par une quelconque aide financière ou un appui technique mis à leur disposition mais par un temps nécessaire de réflexion non maîtrisable et variable selon les individus. Ils représentent également de 30 à 40 % des exploitants.

- Les irréductibles

Chez ces agriculteurs, différents critères comme l'habitude, le niveau de connaissances techniques, la culture familiale, l'évolution personnelle expliquent qu'ils restent totalement insensibles à la démarche Bassin versant et n'ont pas l'intention d'envisager, même à long terme, le moindre changement. Cela ne veut pas dire qu'ils ne soient pas au courant de la dégradation de la qualité de l'eau mais elle n'est pas prise en considération. Cette dernière catégorie représente 10 à 15 % des agriculteurs.

Le programme sur l'Ic a donc permis à moindre coût (1 820 francs par exploitation ou 38 francs par hectare de SAU par an) d'accompagner l'évolution des motivés et de toucher les demandeurs très rapidement. Les résultats obtenus au niveau des pratiques l'ont été grâce à ces deux groupes.

Quant aux indécis, ils sont restés en retrait. L'approche de ces agriculteurs doit donc être revue. Elle impliquera certainement un temps d'adaptation plus long.

Les irréductibles risquent de rester immobiles quels que soient la démarche, les moyens engagés et la pression de l'environnement extérieur. Il semble que seule une réglementation forte, contraignante et suivie de contrôles, puisse dans ce cas obtenir des résultats.

Quant aux pressions extérieures (associations de défense de l'environnement, presse, positionnement des élus, manifestation de juin 1998 à Binic, contacts directs agriculteurs-associations, comités de pilotage), elles ont des impacts différents sur le monde agricole selon leur nature et leur forme. Les échanges constructifs des avis, des positions et des attentes de chacun peuvent faire évoluer les agriculteurs demandeurs plus rapidement et décider une partie des indécis à rejoindre ceux-ci. Que le positionnement des tiers devienne radical et le risque sera réel de voir une partie des demandeurs devenir des indécis et ainsi de suite. Il en résultera des besoins en moyens techniques et financiers beaucoup plus importants pour arriver à une évolution positive, et ceci dans un délai plus long.

Le SMCG ne s'est jamais positionné en lien direct avec les agriculteurs. Cette simplification du fonctionnement a permis une plus grande confiance des agriculteurs vis-à-vis de l'animateur, et donc de ses préconisations. La souplesse laissée, d'une part par le SMCG et d'autre part par la chambre d'agriculture, à l'animateur et au comité professionnel agricole pour gérer et mener à bien la mission qui leur était confiée a permis d'éviter de donner l'impression d'une contrainte, d'une surveillance ou d'un contrôle à la démarche.

La qualité du travail de l'animateur agricole, l'appui technique de la chambre d'agriculture, l'engagement de certains agriculteurs dans l'encadrement de l'opération et la confiance entre les différents partenaires ont permis de surmonter en grande partie les lacunes nées du manque de cadrage de l'opération.

La mise en place d'une alternative à la démarche Bassin versant Bretagne Eau Pure 2 par les partenaires institutionnels n'étant apparue qu'en 1998, avec l'expérience du Léguer, on peut conclure que ce qui s'est fait sur l'Ic de 1996 à 1998 était sans nul doute une solution abordable et raisonnable pour une collectivité locale désirant entamer une action de restauration de la qualité de l'eau sur un bassin versant.

La corrélation entre le bilan de la modification des pratiques et l'évolution du nitrate ou l'ampleur des marées vertes sur les plages de Binic n'a pas fait l'objet d'analyse particulière au cours de ce travail. Les résultats qui peuvent être attendus de ce type de démarche ne peuvent être visibles qu'à moyen terme. Toute corrélation sur deux années, surtout quand on connaît l'importance des conditions climatiques, n'a que très peu de représentativité.

Au cours de ce programme, le rôle du syndicat mixte de la côte du Goëlo n'a pas été de modifier le modèle agricole en place. Il a été plutôt de favoriser une gestion du système actuel en y intégrant au maximum l'environnement, en accompagnement de l'action réglementaire.

Perspectives

Après ces trois années de programme « artisanal », les démarches Bassins versants, Alimentation en eau potable (AEP) et Algues vertes ont été proposées par l'agence de l'Eau Loire-Bretagne et le conseil régional de Bretagne aux collectivités locales désirant s'engager dans un programme de reconquête de la qualité de l'eau. L'opération lancée sur l'Ic par le SMCG depuis 1996 ayant atteint les limites de ce qu'elle permettait d'envisager, ces démarches AEP et Algues vertes sont venues à point nommé pour donner aux élus locaux les moyens et le cadre pour une nouvelle impulsion, plus ambitieuse et plus rigoureuse.

En 1998, le SMCG a pris la maîtrise d'ouvrage du programme sur le bassin versant du Leff, voisin de l'Ic, dans une optique « AEP ». Le recrutement d'un coordinateur Bassins versants a alors permis à la structure de suivre et gérer les deux opérations (Ic et Leff).

Sur l'Ic, en 1999, le programme d'actions Alimentation en eau potable est préparé et sera mis en route à l'automne. Simultanément, le programme de lutte contre les algues vertes est en cours d'établissement. Celui-ci est totalement orienté sur la problématique nitrate.

Au début de cette année, pendant la période de flottement entre l'ancienne et la nouvelle formule, l'interrogation des agriculteurs quant à la poursuite de l'opération et à la disponibilité de l'animateur agricole aura démontré concrètement leur attente envers ce type d'actions.

Références bibliographiques

- Dagorne D., 1993. Bassin versant de l'Ic, état des lieux. Rapport de stage IUT de Brest, direction départementale de l'Équipement des Côtes-d'Armor, 34 p.
- SMCG, 1997. Compte rendu du comité de pilotage pour le bassin versant de l'Ic du 3 juin 1997 à Lantic, 30 p.
- SMCG, 1997. Compte rendu du comité de pilotage pour le bassin versant de l'Ic du 19 novembre 1997 à Pordic, 37 p.
- SMCG, 1998. Compte rendu du comité de pilotage pour le bassin versant de l'Ic du 7 mai 1998 à Plélo, 46 p.
- SMCG, 1998. Compte rendu du comité de pilotage pour le bassin versant de l'Ic du 12 novembre 1998 à Trégoeur, 30 p.
- Stéphan E., 1996. Diagnostic des pratiques agricoles, bassin versant de l'Ic, 1995-1996. Chambre d'agriculture des Côtes-d'Armor, 26 p.
- Stéphan E., 1997. Évaluation des pratiques agricoles, bassin versant de l'Ic, 1996-1997. Chambre d'agriculture des Côtes-d'Armor, 26 p.
- Stéphan E., 1998. Évaluation des pratiques agricoles, bassin versant de l'Ic, 1997-1998. Chambre d'agriculture des Côtes-d'Armor, 24 p.

La lutte préventive contre la prolifération des algues vertes : démarche engagée en baie de Saint-Michel-en-Grève

Hervé Tanguy, Françoise Lidou

Conseil général des Côtes-d'Armor, direction de l'agriculture et de l'environnement,
2 rue du Parc, BP 2375, 22023 Saint-Brieuc Cedex 1

Introduction

Depuis de nombreuses années, le conseil général des Côtes-d'Armor mène des actions visant à apporter des réponses au phénomène de prolifération des algues vertes. En effet, les conséquences de cette prolifération sont préjudiciables à l'activité touristique et, potentiellement, à l'ensemble des activités du département et de la région.

En 1994, s'appuyant sur l'expérience qu'il avait acquise sur les marées vertes, le conseil général des Côtes-d'Armor a élaboré un vaste programme allant de l'amélioration des connaissances sur ce phénomène à la recherche d'actions préventives ou curatives. Ce programme a reçu le soutien financier de l'Europe au titre du Fédér-Objectif 2 et de Bretagne Eau Pure 2. Il a été réalisé en maîtrise d'ouvrage du conseil général et a fait appel à de nombreux maîtres d'œuvre scientifiques et techniques. Ce programme a cherché à préciser les causes et les mécanismes de la prolifération des algues vertes par des actions de suivi sur l'ensemble des sites littoraux concernés, des mesures *in situ* des caractéristiques du développement des algues ainsi que par un suivi fin des apports terrestres provenant des bassins versants débouchant dans les sites concernés. Il a également permis des avancées sur l'amélioration du ramassage et la gestion des algues ramassées, le ramassage restant, dans l'attente d'autres solutions, indispensable pour limiter les nuisances des marées vertes.

Par ailleurs, le secteur de la baie de Lannion a été choisi pour préciser les possibilités de mener des actions de lutte préventive, tant du point de vue méthodologique que du contenu des actions.

L'ensemble des informations qui suit témoigne de la démarche engagée sur ce secteur; elle s'est faite en plusieurs temps :

- études du milieu marin;
- étude des bassins versants concernés;
- élaboration d'un programme d'actions.

Études du milieu marin

À partir de 1993, afin d'établir une comparaison avec la baie de Saint-Brieuc, des suivis spécifiques ont été mis en place sur le secteur de la baie de Lannion, portant sur :

- le développement des algues ;
- les biomasses présentes ;
- les croissances des algues ;
- les contenus internes en azote et phosphore ;
- les apports des cours d'eau en éléments nutritifs.

De plus, le conseil général a souhaité faire examiner de plus près le comportement hydrodynamique de la baie de Saint-Michel-en-Grève afin de préciser :

- la courantologie du secteur et donc les bassins versants principalement responsables des marées vertes ;
- les objectifs de qualité à atteindre aux embouchures des cours d'eau pour un abattement significatif des marées vertes.

Étude de courantologie et de dispersion en baie de Lannion

Pour définir des mesures propres à lutter contre le phénomène des marées vertes sur le secteur de la baie de Lannion, une étude de courantologie et de dispersion dans la baie a été confiée à l'Ifremer. Son objectif est de décrire les principaux mécanismes de l'hydrodynamique, leur effet sur la dispersion des eaux douces et quantifier l'influence de chacune des rivières potentiellement responsables de la prolifération des algues de l'est à l'ouest de la zone.

Une précédente étude du nord de la Bretagne avait déjà mis en évidence le très faible mélange des masses d'eau dans le fond de la baie de Lannion lié à la faiblesse des courants de marée. La mise en place d'un modèle 3D a permis d'aboutir aux conclusions suivantes :

- le Léguer n'a quasiment aucune influence dans la baie de Saint-Michel-en-Grève ; sa contribution à l'enrichissement des eaux côtières de la baie reste, même dans les conditions les plus défavorables, inférieure à 1 % ;
- le Douron et le Dourmeur contribuent également très peu aux apports dans la baie ; leur maximum de contribution, par vent de secteur ouest, est de 10 % ;
- le Quinquis, le Kerdu et le Traou Bigot restent confinés et n'ont qu'un rôle très local ;
- le Yar et le Roscoat amènent les principaux apports, contribuant respectivement pour 60 % et 25 % à l'enrichissement des eaux.

Cette étude a donc également bien établi l'existence de trois marées vertes sur ce secteur :

- l'estuaire du Léguer, sous influence stricte du Léguer ;
- l'estuaire du Douron, sous influence stricte du Douron (et du Dourmeur) ;
- la baie de Saint-Michel-en-Grève, où le Yar et le Roscoat sont responsables à hauteur de 85 % de la marée verte de ce secteur.

Détermination d'objectifs de qualité en nutriments dissous pour les rivières alimentant la marée verte de la baie de Lannion

L'étude courantologique présentée précédemment ayant permis de cibler les bassins versants majoritairement responsables des marées vertes en baie de Saint-Michel-en-Grève, il s'avérait indispensable de connaître les objectifs de qualité à atteindre, en sortie de ces cours d'eau, pour abattre significativement la marée verte de ce secteur. Pour ce faire, un travail de modélisation mathématique a été confié à l'Ifremer.

Au-delà des confirmations scientifiques qu'a permises cette modélisation mathématique, il a été démontré, en particulier, que pour diminuer d'un tiers la marée verte actuelle, il convenait d'abattre de 50 % les apports de nitrate (NO_3^-) du Yar; ce qui revient, sur la base des données de l'année 1994, à atteindre une concentration en NO_3^- entre 15 et 20 mg/l.

Cette approche du milieu, à la fois maritime et terrestre, a permis de centrer les réflexions sur la baie de Saint-Michel-en-Grève au sens strict et plus spécialement, sur les bassins versants du Yar et du Roscoat, identifiés comme principaux responsables de la marée verte du fond de la baie, l'objectif étant un rétablissement des concentrations en NO_3^- à un niveau se situant entre 10 et 20 mg/l pendant la période de prolifération des algues vertes.

Ces principaux éléments qui ont fait l'objet de restitution auprès d'un large public ont servi de fil conducteur par la suite aux réflexions menées en compagnie des acteurs locaux.

Étude des bassins versants concernés : étude préalable à la mise en place d'un programme de lutte contre les algues vertes en baie de Lannion

Organisation générale

Afin de permettre les échanges et de faire avancer la réflexion, deux structures ont été initiées dès 1997 par le conseil général des Côtes-d'Armor :

- un groupe de travail technique, instance volontairement restreinte, qui se composait de la communauté de communes, de la chambre d'agriculture des Côtes-d'Armor, de l'agence de l'Eau, d'experts scientifiques et du conseil général des Côtes-d'Armor, maître d'ouvrage;
- un comité de pilotage, instance plus large, regroupant élus des communes concernées et de la communauté de communes de Lannion-Pleslin, administrations, financeurs, professionnels agricoles locaux et départementaux, associations, experts scientifiques.

Les principales missions du groupe de travail technique étaient les suivantes : examiner les cahiers des charges des études envisagées, suivre et réorienter, si besoin, les travaux réalisés, expertiser les travaux finaux pour présentation au comité de pilotage, ce dernier ayant quant à lui un rôle de validation finale des travaux.

La profession agricole s'est par ailleurs mobilisée dès le début de 1997 : assemblée cantonale, interventions sur le thème des marées vertes, réunions d'informations sur le terrain en compagnie de scientifiques.

Cette mobilisation s'est concrétisée par la création d'un comité professionnel agricole « algues vertes » dont le premier rôle a été le suivi des travaux engagés pour restitution et information auprès des agriculteurs des bassins versants.

La communauté de communes a, de plus, dès juillet 1997, à l'issue des travaux engagés par le conseil général des Côtes-d'Armor et après concertation avec celui-ci, décidé d'assurer la maîtrise d'ouvrage d'un programme d'actions.

L'ensemble des travaux réalisés dans le cadre du diagnostic a donc été suivi par ces différentes structures ; cette démarche a ainsi permis des échanges continus et une information locale en temps réel pour une mobilisation des différents acteurs.

Les études préalables : le diagnostic

L'étude préalable à la mise en place d'actions préventives réalisées sur ce secteur s'est décomposée en trois volets déclinés ensuite en dix thèmes. Ces différents travaux ont associé plusieurs partenaires scientifiques et techniques. Les pages suivantes livrent les principales conclusions des travaux menés.

- Description du contexte général des bassins versants de la baie de Lannion
L'objectif de cette approche visait une description générale du contexte physique et humain des bassins versants, de Locquirec à Saint-Michel-en-Grève.

Dans un premier temps, une description des caractéristiques géologiques et pédologiques du bassin versant a été réalisée. Les activités agricoles ont été décrites par l'interprétation de données statistiques ou d'enquêtes auprès des principaux prescripteurs intervenant sur le secteur d'étude. Par ailleurs, l'occupation du sol du secteur a pu être décrite par interprétation des images du satellite Spot, ceci pour la saison culturale 1996-1997. Cette approche a été complétée par l'utilisation des données du RGA (1979 et 1988) et des déclarations « PAC 1997 ». De plus, sur la base d'une analyse des activités humaines sur le bassin versant, les sources de pollutions azotée et phosphorée ont été identifiées. Globalement, il apparaît une grande homogénéité des contextes naturels et humains.

Ce premier volet de l'étude a montré l'origine essentiellement agricole du nitrate responsable des marées vertes. L'agriculture locale, bien qu'apparaissant comme l'une des moins intensives du département, produit des quantités d'azote excédentaires trop importantes au vu de la sensibilité du littoral aux marées vertes. Cette première approche a mis en évidence l'aspect crucial des problèmes de gestion de l'azote et la nécessité d'un diagnostic agricole approfondi.

- Suivi de la qualité de l'eau à l'exutoire des cours d'eau
Les concentrations en nitrate des cours d'eau de la baie de Lannion ont régulièrement augmenté depuis une vingtaine d'années (+ 0,8 mg NO₃/l/an pour le Yar de 1978 à 1998). Le conseil général des Côtes-d'Armor a

réalisé depuis 1993 un suivi de la qualité de l'eau sur la période d'avril à septembre à l'exutoire des cours d'eau de la baie de Lannion, de façon à suivre l'évolution des flux de sels nutritifs (azote et phosphore) émis par les bassins versants.

Les concentrations de nitrate observées dans les cours d'eau du sud de la baie de Lannion pendant la période d'avril à septembre sont comprises entre 30 et 40 mg NO₃/l. Leurs variations interannuelles et intersaisonnières sont faibles (inférieures à 10 mg/l) du fait du contexte géologique et hydrologique de ces bassins versants qui a pour conséquence un maintien des flux de nitrate à un niveau relativement élevé au printemps et en début d'été par rapport aux flux hivernaux. La répartition des apports de nitrate apparaît stable d'une année à l'autre, le Yar participant toujours au moins pour moitié et le Roscoat représentant le quart des flux émis en baie de Saint-Michel-en-Grève.

La contribution des stations d'épuration des bassins versants de la baie de Lannion à la pollution azotée émise en baie est très inférieure à 1 %. Leur contribution à la pollution phosphorée n'apparaît pas non plus prépondérante du fait de la taille limitée des stations, de la faible quantité des effluents traités ainsi que de l'éloignement de certains rejets par rapport à l'exutoire des cours d'eau.

Les apports d'azote, facteur limitant de la croissance des ulves, proviennent donc à 99 % des apports de nitrate d'origine agricole et à 1 % des apports d'ammoniacque des bassins versants de la baie de Lannion en considérant la période de suivi d'avril à septembre, de 1993 à 1998.

• Cartographie des flux de nitrate

Afin de mettre en évidence des apports relatifs différents entre secteurs de bassins versants, des mesures de concentrations de nitrate et de débits ont été réalisées par sous-bassins versants sur les bassins versants du Yar et du Roscoat sur plus de 50 points, dont 15 points de jaugeage, les autres débits étant évalués par extrapolation en appliquant la règle de conservation des flux et des débits. Trois campagnes ont ainsi été réalisées en sortie d'hiver sur le Yar et le Roscoat. Pour chacune d'elles, trois représentations ont ensuite été réalisées.

Étant donné le faible nombre de mesures pour chaque point, l'important intervalle entre deux mesures et la forte variabilité inter et intra-annuelle des flux spécifiques (notamment, du fait de la pluviométrie), il importe de rester prudent dans l'interprétation de ces premiers résultats. Le classement des sous-bassins permet toutefois de tirer d'ores et déjà quelques conclusions :

- à l'exception de l'amont du Roscoat, toutes les concentrations moyennes sont croissantes de 1996 à 1998 ;
- à la différence du Yar, les sous-bassins du Roscoat montrent une faible diversité de classement.

Aujourd'hui, il n'est pas possible de procéder à un découpage totalement fiable des bassins versants du Yar et du Roscoat, *via* les flux spécifiques azotés ; leur approche devra être poursuivie et affinée.

- Inventaire de l'occupation du sol et des milieux naturels

Afin d'avoir une vision précise de l'occupation du sol et des milieux naturels sur l'ensemble du Yar et du Roscoat, les données issues de l'étude du contexte général ont été complétées de façon à préciser les points essentiels suivants :

- existence de milieux naturels pouvant jouer un rôle vis-à-vis du transfert d'éléments nutritifs vers la baie ;
- évaluation de l'intérêt de ces milieux (conservation, amélioration).

Les bassins du Yar et du Roscoat ont une surface totale de 88 km² pour une SAU enquêtée de 5 100 hectares. Ils sont caractérisés par un relief marqué, les fortes pentes étant cependant plus présentes sur le Yar. Par ailleurs, les sous-bassins aval, attenants à ces deux cours d'eau principaux, possèdent un relief plus marqué que les autres sous-bassins versants. À ce niveau, les transferts de l'eau et des nutriments associés sont ainsi accélérés.

Concernant la répartition des zones humides fonctionnelles, il apparaît que le centre du bassin du Yar est quasiment dépourvu de zones humides fonctionnelles. Par contre, à l'amont du Yar et du Roscoat, elles ont été mieux préservées et représentent en moyenne 10 à 15 % de la surface. Il importe de souligner, pour les actions à venir, qu'elles peuvent représenter pour certaines zones de 15 à 30 % de la surface du sous-bassin versant.

La forte présence de l'élevage bovin peut expliquer, par ailleurs, l'état globalement bien préservé du bocage. Une importante disparité existe cependant entre sous-bassins versants en ce qui concerne le linéaire de haies (majoritairement associées à un talus). Pour le Yar, les sous-bassins versants du sud (excepté l'extrême sud) rassemblent les linéaires les plus importants ; quant au Roscoat, ce sont ceux du centre qui se distinguent par les linéaires les plus importants.

Ainsi, les conditions de transfert paraissent globalement peu perturbées du fait de facteurs de milieu bien préservés. Cependant, les zones humides jouant un rôle de limitation des transferts d'azote par dénitrification, les conditions d'amélioration de leurs performances seront à envisager dans le cadre du programme d'actions.

- Diagnostic des systèmes de production et de pratiques agricoles

Un diagnostic des systèmes de production et des pratiques agricoles a été confié à la chambre d'agriculture des Côtes-d'Armor, sur l'ensemble des exploitations des bassins versants du Yar et du Roscoat. Il a été réalisé en concertation permanente avec le comité professionnel agricole. Au total, l'ensemble des exploitations, soit 149 fermes, a fait l'objet d'une enquête approfondie basée sur quatre volets principaux :

- le cheptel et la capacité de stockage des déjections animales ;
- l'assolement ;
- les pratiques culturales ;
- la place de l'environnement et de la lutte contre les algues vertes dans les préoccupations des agriculteurs.

L'agriculture des bassins versants du Yar et du Roscoat est vouée à l'élevage bovin (80 % des exploitations); 15 % des exploitations du secteur ont un atelier hors sol. La SAU utilisée moyenne est de 50 ha avec cependant de fortes disparités. L'assolement moyen est composé de 49 % de prairies, 23 % de maïs et 19 % de céréales. Il existe cependant une grande hétérogénéité de moyens de production parmi les exploitations bovines : 46 % de SAU sont occupés par de la prairie pour les laitiers spécialisés contre 69 % pour les bovins viande.

Les pratiques de fertilisation étudiées montrent des surfertilisations ponctuelles mais notables. Les déjections animales sont épandues sur seulement 30 % de la surface avec une concentration sur le maïs (60 % de l'azote organique), l'azote minéral étant, quant à lui, utilisé à plus de 60 % sur les prairies. Par ailleurs, des importations de déjections animales hors sol se font dans près de 30 % des exploitations (provenance à plus de 50 % de l'extérieur des bassins versants du Yar et du Roscoat). Ainsi, les excédents Corpen, avant apports minéraux, atteignent en moyenne 60 kg d'azote par hectare (sauf pour les volailles hors sol); après intégration de la fertilisation minérale, ils sont globalement de 80 kg d'azote par hectare.

Un examen précis des pratiques indique l'existence de marges de manœuvre technique : optimisation des systèmes de production (meilleure valorisation des apports sur prairies), réduction globale de la fertilisation sur maïs, meilleure gestion des déjections animales...

- Élaboration d'une typologie des modes de production

Afin d'identifier et de caractériser les différents types de fonctionnement d'exploitation, d'analyser les pratiques en matière de gestion de l'azote, de proposer une évaluation relative des risques environnementaux associés à ces pratiques et, enfin, de mettre en évidence les relations entre pratiques de gestion de l'azote et types de fonctionnement des exploitations, une enquête complémentaire à celle de la chambre d'agriculture des Côtes-d'Armor a été réalisée par l'école nationale supérieure agronomique de Rennes. Elle a porté sur une trentaine d'exploitations qui s'étaient déclarées volontaires lors de l'enquête de la chambre d'agriculture des Côtes-d'Armor.

La typologie réalisée a essentiellement concerné les producteurs de lait. Après analyse du fonctionnement de chaque exploitation et comparaison entre elles, deux facteurs déterminants sont apparus : la place dans le cycle de vie et la taille économique de l'exploitation, appréciée notamment par le quota laitier. Il semble y avoir une relation entre la position dans le cycle de vie de l'exploitation et les risques d'atteinte globale à l'environnement par l'azote. À l'installation, on a généralement des risques élevés pouvant être liés à :

- un défaut de maîtrise technique de l'agriculteur ;
- une connaissance insuffisante de l'exploitation ;
- un souci d'assurer sa production en prenant des marges de sécurité importantes sur les intrants (fertilisation du maïs, alimentation des animaux).

Après quelques années et suite à des investissements pour moderniser l'appareil de production, le risque diminue :

- meilleur ajustement des pratiques (amélioration de la connaissance de l'exploitation);
- souci de faire des économies d'intrants.

Lorsqu'on atteint un rythme de croisière, on observe généralement une reprise des risques; cela peut correspondre à :

- un « relâchement » de l'attention (basculement dans un système de routine);
- agriculteurs plus âgés (niveaux de formation moins avancés);
- nouvelle période d'investissement entraînant des « comportements d'assurance ».

La typologie a permis de proposer trois thèmes à privilégier dans le cadre des actions à venir : la conduite du maïs (ajustement de la fertilisation minérale et organique, autres espaces d'épandages des effluents à trouver) et des prairies (notamment les dates de fertilisation), les sols nus en hiver (assez largement en liaison avec le maïs), le rationnement en azote des animaux au pâturage.

• Approche de la circulation de l'eau

Afin d'évaluer le temps de réponse du bassin à un changement de pratiques agricoles, l'unité sol et agronomie de l'institut national de recherche agronomique Rennes-Quimper a réalisé une approche des temps de circulation de l'eau, comprenant une synthèse des connaissances et un essai d'application au bassin versant du Yar.

Il est prévu que cette approche, qui concerne plutôt les couches superficielles, soit complétée par un travail sur la circulation de l'eau dans les couches saturées profondes, confié au Bureau de recherche géologique et minière, les proportions respectives de ces différents types de circulation restant également à préciser.

Cette première approche aboutit à la conclusion que les temps de transfert de l'eau seraient variables suivant la position topographique considérée : plus rapides en fonds de vallée et sur les versants (quelques mois?) et plus longs sur les zones de plateaux (à compter en années, dont le nombre reste à préciser). Mais, des processus biogéochimiques viennent interagir sur le transfert du nitrate par l'eau : transformation du nitrate en azote atmosphérique au sein des zones humides, accroissement du pool de nitrate en jeu par minéralisation.

Concernant l'ensemble des processus intervenant dans les zones de fond de vallée et à la base des versants où les temps de transfert seraient inférieurs à l'année, les pratiques à encourager seront la diminution des apports d'azote dans les parties basses des paysages et la création, l'extension ou la réhabilitation de zones humides, dans la mesure où ces actions localisées devraient avoir un impact plus rapide sur la qualité de l'eau.

Pour les zones concernées par des temps de transfert longs (plateaux et hauts de versants), les pratiques préconisées viseraient à diminuer la

concentration des eaux de lessivage sortant des profils de sols ; il s'agit notamment de la fertilisation, la gestion de l'interculture par rapport à la minéralisation automnale, les changements de système de production. Ces dernières demanderont un effort soutenu pour une modification à long terme de la qualité de l'eau.

• Description et analyse du réseau socio-économique

L'objectif de cette approche était, d'une part, de collecter les avis et les différents points de vue de l'ensemble des acteurs locaux sur le phénomène des marées vertes (origine, conséquences, solutions à mettre en œuvre) et, d'autre part, de sonder le degré d'implication potentielle des acteurs face aux solutions envisageables.

Un panel de 70 personnes a été enquêté : élus locaux, associations locales, structures d'animation touristique et professionnels du tourisme, agriculteurs du comité professionnel agricole et professionnels du secteur para-agricole.

Il ressort, tout d'abord, une bonne perception des facteurs réellement responsables du phénomène ; il persiste cependant un doute chez certaines personnes enquêtées sur la seule responsabilité de l'agriculture locale, peu intensive, dans le phénomène de prolifération des algues. De même, l'origine quasi unique du nitrate, du Yar et du Roscoat, est également mal acceptée.

Par ailleurs, les impacts économiques du phénomène sont reconnus par tous. En terme d'actions à mettre en place, il n'existe pas *d'a priori*. Aucun facteur discriminant n'apparaît sur les grands thèmes à traiter. L'ensemble des actions agricoles envisageables ayant fait l'objet d'une présentation au secteur agricole, ceci permet d'avoir une idée de la marge de manœuvre existante. En terme de moyens, l'hypothèse de primes en contrepartie d'un cahier des charges est globalement acceptée ainsi que les conseils avec une préférence pour la dynamique de groupe.

Le point le plus important de cette approche réside dans la motivation de l'ensemble des enquêtés pour s'investir au sein d'un programme d'actions. La valorisation des efforts de la profession agricole par le secteur non agricole semble acquis, sous réserve de résultats. Ainsi, l'idée de création d'une filière de produits locaux, symbole de qualité et de reconquête de l'environnement, séduit.

Élaboration d'un programme d'actions

Synthèse du diagnostic

Les travaux réalisés dans le cadre du diagnostic ont permis de répertorier les problèmes environnementaux majeurs, dont les grands axes sont les suivants :

- les principaux apports azotés en baie de Saint-Michel-en-Grève sont issus du Yar et du Roscoat ;
- l'azote est majoritairement d'origine agricole ;
- le milieu (bocage, zones humides fonctionnelles) est globalement préservé ;

- les excédents moyens sont de 80 kg d'azote par hectare SAU ;
- les pratiques à risques sont la conduite du maïs, les sols nus en hiver et la conduite des prairies (pression de pâturage, alimentation, fertilisation minérale...);
- la motivation de l'ensemble des acteurs pour participer à un programme, même si les résultats ne pourront être visibles qu'à moyen terme, semble acquise, dans la mesure où des actions significatives sont menées.

Le diagnostic a aussi clairement mis en évidence la sensibilité forte de la baie de Saint-Michel-en-Grève à la prolifération des algues vertes. Ce constat pose le problème des moyens à mettre en œuvre pour agir de façon préventive ; ils devront être particulièrement performants et adaptés au contexte local. Différentes simulations ont été réalisées qui aboutissent aux conclusions suivantes :

- pour répondre aux objectifs ambitieux fixés, il convient d'obtenir une mobilisation générale de l'ensemble des agriculteurs ;
- dans ce secteur, une augmentation importante de la charge globale en azote inhiberait les efforts de réduction des flux azotés dans la baie ;
- afin d'obtenir une réduction importante des excédents d'azote, il est essentiel d'agir à la fois sur les azotes organique et minéral ;
- dans le cadre des actions prévues, la contractualisation offre les garanties de résultats les plus importantes mais elle ne pourra pas concerner l'ensemble des agriculteurs ; il convient d'imaginer différents outils adaptés à l'évolution des différents types d'exploitations ;
- les résultats des actions ne seront pas visibles à court terme ; il importe donc de placer le programme dans la durée, par une communication adaptée et la mise en place d'indicateurs intermédiaires suivis régulièrement.

Axes du programme d'actions

Les grands axes de la synthèse du diagnostic ont permis l'élaboration d'un cadrage du programme d'actions à mettre en place. Ce programme d'actions est défini autour de quatre volets qui concerne l'organisation, les actions, la communication et le suivi/évaluation.

- L'organisation du programme d'actions devrait se faire selon un schéma similaire à celui en place pendant la période du diagnostic :
 - un maître d'ouvrage, ici la communauté de communes de Lannion-Plestin en collaboration avec celle de Beg ar Chra et le syndicat d'alimentation en eau potable ;
 - des structures de pilotage : comité de pilotage et groupe de travail technique, le rôle de ce dernier portant sur les expertises techniques et les orientations ;
 - des structures professionnelles agricoles organisées autour du comité professionnel agricole, interlocuteur privilégié dont le rôle porte essentiellement sur les points suivants : représentation du monde agricole, émission de propositions pour l'orientation du programme et relais avec le monde agricole ;

- des maîtres d'œuvre dont les relations seront établies par l'intermédiaire d'un coordonnateur en charge de l'animation générale du projet, de la gestion administrative, du suivi et de l'évaluation.

- Les actions proposées dans le cadrage du programme d'actions ont toutes, à terme, un objectif de réduction des pertes d'azote sur l'exploitation et des flux de nitrate à l'exutoire des cours d'eau de la baie de Saint-Michel-en-Grève. Les problèmes soulevés portent sur la gestion :
 - des échanges de matière organique ;
 - de la fertilisation des cultures ;
 - des assolements (morcellement du parcellaire) ;
 - des zones humides ;
 - des systèmes d'exploitation.

Différentes actions transversales aux bassins versants seront mises en place après une définition précise de leur contenu :

- charte de gestion des effluents visant à améliorer et optimiser les conditions d'épandage des effluents et les conditions de création ou d'extension d'élevage dans le bassin versant ainsi qu'à établir une position pour les extensions sur le bassin de plans d'épandage d'élevages extérieurs ;
- charte d'installation de nouveaux agriculteurs sur des systèmes d'exploitation respectueux de l'environnement ;
- échanges de parcelles à l'amiable de façon à diminuer le morcellement parcellaire des exploitations et favoriser ainsi des rotations équilibrées ;
- gestion des zones humides dont l'objectif est d'améliorer leur pouvoir épurateur.

En complément de ces actions transversales aux bassins versants, des actions à l'échelle des exploitations pourront être choisies par les agriculteurs parmi ces types d'outils, par exemple :

- le conseil individuel et collectif ;
- la contractualisation (réduction des intrants, conversion à l'agriculture biologique, contrat spécifique « marées vertes » adapté au contexte local dont le contenu reste à définir, en liaison avec la réflexion sur les contrats territoriaux d'exploitation) ;
- l'acquisition foncière en vue de boisements.

Enfin, différents scénarios ont été simulés afin d'évaluer l'impact de l'amélioration des pratiques de fertilisation et d'épandage ainsi que de l'accroissement de la quantité d'azote organique épandue.

- Le volet de communication se développera selon deux axes. La communication liée aux actions agricoles visera à mobiliser l'ensemble des agriculteurs autour des actions lors du lancement du programme, à présenter le conseil technique et à préparer le suivi du programme d'actions. Une communication générale à l'intérieur du bassin aura pour objectif d'informer la population locale de l'état d'avancement du programme et de développer une solidarité entre cette population et les agriculteurs. Les touristes pourront également être informés des actions en place par une campagne de communication spécifique.

- L'évaluation du programme d'actions afin de se donner les moyens d'adapter régulièrement son contenu sera assurée à partir d'indicateurs :
 - des indicateurs de moyens (par exemple, moyens financiers et humains engagés par rapport aux prévisions, nombre d'hectares touchés par action, participation aux différentes réunions, nombre de visiteurs à une exposition, nombre de brochures distribuées à la population locale et aux touristes);
 - des indicateurs d'évolution des pratiques agricoles (par exemple, évolution générale de l'agriculture des bassins versants, gestion des effluents, fertilisation, gestion des prairies, alimentation du cheptel, épandage des algues);
 - des indicateurs liés aux résultats (spécificité climatique de l'année, évolution du paysage, qualité des eaux, évolution des marées vertes).

- Le pré-programme 1999

Prenant appui sur ce travail, la communauté de communes de Lannion-Plestin a été retenue dans le cadre du programme régional Algues vertes, pour l'année de pré-programme. Cette phase de pré-programme doit aboutir à l'élaboration d'un programme d'actions préventives précis, à ce jour prévu pour cinq années, et à l'organisation de la structure du programme.

Le pré-programme comprend plusieurs volets :

- la création d'un poste de coordonnateur afin d'assurer le bon déroulement du programme d'actions ; ce poste a été pourvu en février 1999. Le coordonnateur assurera à la fois des fonctions d'animation, de coordination, de gestion administrative et technique, notamment au niveau agricole ;
- la mise en place d'une campagne de mobilisation générale dont le but est de légitimer la démarche du programme auprès de l'ensemble de la population et de favoriser les échanges entre tous les acteurs ;
- les actions de communication spécifiques envers les agriculteurs, essentiellement par le biais de réunions, déjà initiées dans le cadre du diagnostic ;
- la gestion du système d'information géographique mis en place lors de la phase de diagnostic ;
- la définition du contenu précis du programme d'actions, principalement orienté vers des actions agricoles ; elle se fera en deux étapes : une phase de concertation avec les acteurs puis la formalisation des actions ;
- l'acquisition de références et la sensibilisation des agriculteurs, par le biais notamment de la gestion des épandages d'algues et des campagnes de mesures de reliquats azotés ;
- le repérage des zones humides et le suivi du projet d'aménagement de l'étang du Moulin Neuf initié par la communauté de communes avec une réflexion sur le désenvasement du plan d'eau ;
- le suivi des marées vertes avec une évaluation de la biomasse algale et des teneurs internes des algues en azote et phosphore dont les résultats serviront à la construction d'indicateurs de suivi ;
- la mise en place d'indicateurs pertinents pour le suivi.

Conclusion

La démarche engagée en baie de Saint-Michel-en-Grève s'est appuyée sur une méthodologie précise, en trois temps :

- un examen du contexte maritime pour la mise en évidence des cours d'eau responsables des proliférations algales du secteur ;
- la définition d'objectifs de qualité à retrouver à l'exutoire des cours d'eau concernés, pour abattre significativement la marée verte ;
- un diagnostic des bassins versants concernés ;
- la définition d'un programme d'actions.

Les deux premières approches sont indispensables, en préalable au diagnostic des bassins versants. En effet, les actions à mettre en œuvre dans le cadre d'une démarche « algues vertes » sont bien spécifiques par rapport à une démarche « Alimentation eau potable » (AEP) de par les objectifs que l'on se fixe, nécessitant une définition pour chaque site, et, dans bien des cas, elles sont plus sévères qu'un objectif AEP fixé à 50 mg NO₃/l, impliquant de ce fait une mobilisation large et la mise en place de moyens adaptés pour y aboutir.

Cette démarche s'appuie également sur une logique de territoire et l'instauration d'une dynamique locale entre agriculteurs et non-agriculteurs, les premiers s'engageant à agir, les seconds s'engageant à valoriser les efforts réalisés par la profession agricole. Ce contrat moral s'appuie ainsi sur la nécessaire solidarité de l'ensemble des acteurs.

Références bibliographiques

Centre d'études et de valorisation des algues. Suivi de l'eutrophisation en baies de Lannion et de Saint-Brieuc (teneurs internes en azote et phosphore, croissance...) pour les années 1994, 1995, 1996, 1997 et 1998 dans le cadre de conventions ou de marchés passés avec le conseil général des Côtes-d'Armor.

Centre d'études et de valorisation des algues. Estimation des biomasses en baie de Lannion pour les années 1995, 1996 et 1997.

Conseil général des Côtes-d'Armor. Conception d'un programme d'actions préventives en baie de Lannion. Description du contexte général des bassins versants de la baie de Lannion. SCE, février 1999, 62 p.

Conseil général des Côtes-d'Armor. Conception d'un programme d'actions préventives en baie de Lannion. Description du contexte général des bassins versants de la baie de Lannion : Suivi de la qualité de l'eau à l'exutoire des cours d'eau. Conseil général des Côtes-d'Armor, direction de l'agriculture et de l'environnement, décembre 1998, 57 p.

- Conseil général des Côtes-d'Armor. Conception d'un programme d'actions préventives en baie de Lannion. Description approfondie des bassins versants du Yar et du Roscoat : Cartographie des flux de nitrates. Synthèse des années 1996, 1997, 1998. Setur, mars 1999, 24 p.
- Conseil général des Côtes-d'Armor. Conception d'un programme d'actions préventives en baie de Lannion. Description approfondie des bassins versants du Yar et du Roscoat : Inventaire de l'occupation du sol et des milieux naturels. SCE, février 1999, 23 p.
- Conseil général des Côtes-d'Armor. Conception d'un programme d'actions préventives en baie de Lannion. Description approfondie des bassins versants du Yar et du Roscoat : Élaboration d'une typologie des modes de productions agricoles. Ensar, janvier 1999, 43 p.
- Conseil général des Côtes-d'Armor. Conception d'un programme d'actions préventives en baie de Lannion. Description des bassins versants du Yar et du Roscoat : Diagnostic des systèmes de production et des pratiques agricoles. Chambre d'agriculture des Côtes-d'Armor, février 1999, 71 p.
- Conseil général des Côtes-d'Armor. Conception d'un programme d'actions préventives en baie de Lannion. Description approfondie des bassins versants du Yar et du Roscoat : Approche de la circulation de l'eau. Inra, avril 1998, 25 p.
- Conseil général des Côtes-d'Armor. Conception d'un programme d'actions préventives en baie de Lannion. Description approfondie des bassins versants du Yar et du Roscoat : Description et analyse du réseau socio-économique. SCE, février 1999, 31 p.
- Conseil général des Côtes-d'Armor. Conception d'un programme d'actions préventives en baie de Lannion. Synthèse du diagnostic et cadrage du programme d'actions. SCE, mai 1999.
- Lazure P., 1996. Lutte préventive et curative contre la prolifération des algues vertes en baie de Lannion. Étude de courantologie et dispersion en baie de Lannion. Rapport Ifremer/Del, convention n° 96/2.210920/FC entre l'Ifremer et le conseil général des Côtes-d'Armor, novembre 1996, 24 p.
- Ménesguen A., 1998. Lutte préventive et curative contre la prolifération des algues vertes en baies de Lannion et de Saint-Brieuc. Détermination d'objectifs de qualité en nutriments dissous pour les rivières alimentant la marée verte des baies de Saint-Brieuc et Lannion. Rapport Ifremer/Del, convention n° 96/2.210919/FC entre l'Ifremer et le conseil général des Côtes-d'Armor, janvier 1998, 24 p.

Abattement de l'azote par le marais côtier de Kervigen et potentiel breton

Jean-Yves Piriou⁽¹⁾, †Daniel Coïc⁽²⁾, Michel Merceron⁽¹⁾

(1) Ifremer/Del, BP 70, 29280 Plouzané

(2) EEL, 20 hameau des Quatre vents, 29260 Ploudaniel

Introduction

Sur tout bassin versant breton, entre le moment où son flux de nitrate est entraîné par l'écoulement des eaux douces et l'instant où il débouche en mer (avec les conséquences prévisibles sur les sites sensibles), celui-ci peut subir une réduction naturelle. La dénitrification souterraine semble avoir une importance plus élevée que celle qui était soupçonnée il y a encore quelques années (Pauwels, 1998). La dénitrification en surface, quant à elle, peut aussi jouer un rôle important à condition que l'espace rural soit aménagé en conséquence (Durand *et al.*, 1998). Or, depuis quelques décennies, beaucoup de zones humides à pouvoir dénitrifiant ont été comblées, drainées ou déconnectées de la circulation des eaux. Une autre solution technique pour réduire les apports d'azote* à la mer est d'entretenir ou de réhabiliter ces zones humides pour qu'elles retrouvent leur pouvoir de dénitrification naturelle. Il existe des zones humides de plateau (tourbières élevées...), d'autres de fond de vallée (prairies de bord de cours d'eau) et enfin quelques-unes sont sous forme de marais qui se situent généralement dans des dépressions de la partie aval des bassins versants et qui sont assez proches du débouché en mer.

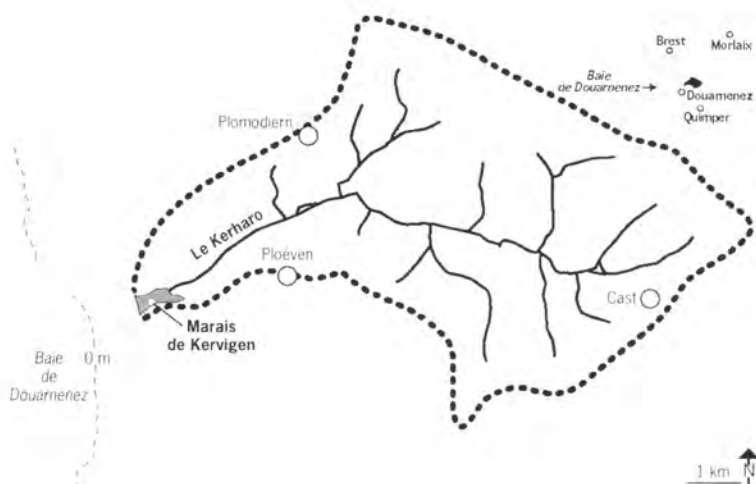
L'objectif de cette étude consiste à analyser le pouvoir dénitrifiant du marais côtier de Kervigen (bordant la baie de Douarnenez en Finistère), puis à inventorier les marais et zones hydromorphes du littoral breton qui pourraient être utilisés pour lutter contre les proliférations d'algues vertes marines.

Sites et méthodes

Le marais de Kervigen se situe à l'exutoire du bassin versant du Kerharo (45 km²) se déversant en baie de Douarnenez (fig. 1). Le ruisseau de Kerharo apporte des flux printaniers d'azote d'origine agricole dans une zone côtière où les eaux se dispersent peu, ceci expliquant la prolifération annuelle d'algues vertes marines (Piriou *et al.*, 1991).

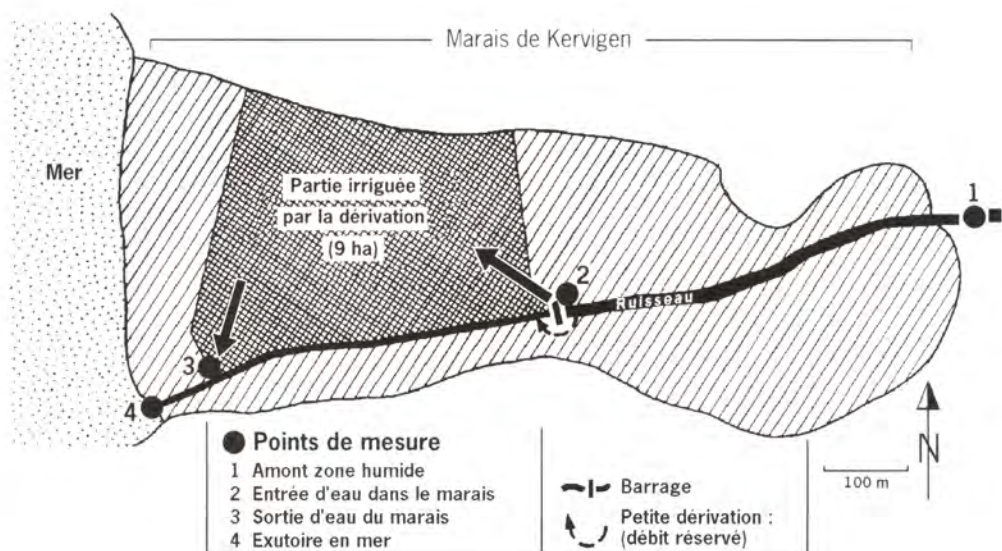
* Dans la suite de ce rapport, il ne sera fait référence qu'à l'azote qui, dans le cas des eaux des bassins versants agricoles bretons, est essentiellement sous forme de nitrate dissous. Pour convertir un poids d'azote (N) en poids de nitrate (NO₃), la formule la plus simple est : NO₃ = 4,4 N.

Figure 1
Le bassin versant
du Kerharo et le marais
de Kervigen en bordure
de la Baie de Douarnenez
(Finistère-Sud).



Le marais, d'une superficie totale de 22 ha, est séparé de l'estran par un cordon de galets (fig. 2). La flore très fournie est actuellement composée essentiellement de roseaux de l'espèce *Phragmites australis* (Roudaut, 1995). Le substrat tourbeux, plutôt imperméable, a la faculté de retenir l'eau en surface et donc il a, *a priori*, une humidité permanente superficielle et une anoxie nécessaires à la dénitrification naturelle hétérotrophe. De plus, sa surface presque plane permet un écoulement lent des eaux et une bonne mise en contact de l'azote nitrique avec les bactéries dénitrifiantes. Le marais de Kervigen possède donc *a priori* les conditions naturelles très favorables à un abattement efficace du nitrate. Encore faut-il que les eaux venant du bassin versant agricole y transitent.

Figure 2
Le marais de Kervigen
et ses aménagements.



Or, en 1960, le cours d'eau qui serpentait auparavant naturellement à l'intérieur du marais de Kervigen a été canalisé de manière rectiligne et bordé de digues. Ces travaux, menés par la DDA du Finistère et l'association syndicale des propriétaires, avaient pour but de tenter d'assécher la zone marécageuse pour gagner des terres agricoles (Cuillandre, 1998). Malgré la mise en place de vannes du côté mer, des intrusions ponctuelles d'eaux marines à travers le cordon de galets ont fait échouer ce projet de mise en culture. Malgré ceci, l'aménagement est resté en place jusqu'en 1993, date à laquelle l'Ifremer a soumis au maire de Ploéven l'idée de tester une remise en eau du marais en faisant des brèches dans une digue de la rivière canalisée. Un essai très succinct en 1993 a permis de montrer que l'opération était techniquement possible.

L'année 1994 a servi à tester la mise en place d'un barrage mobile dans le lit de la rivière pour faire entrer une partie de l'eau dans le marais. L'autre partie de l'eau étant le débit réservé du cours d'eau pour les poissons (loi Pêche du 29 juin 1984), contourne le barrage par une petite dérivation. La partie du débit qui transite dans le marais à *Phragmites* de 9 ha revient par une seconde brèche dans la digue du cours d'eau principal en aval, avant que l'ensemble ne se jette en baie de Douarnenez. Ce détournement ne se pratique qu'entre les mois d'avril et septembre, période pendant laquelle il est nécessaire de réduire les flux d'azote arrivant au littoral pour tenter de lutter contre la croissance des algues vertes proliférantes. Il est aussi admis que c'est la période des basses eaux pendant laquelle le détournement risque le moins de gêner les agriculteurs situés en amont par des inondations potentielles de leurs prairies.

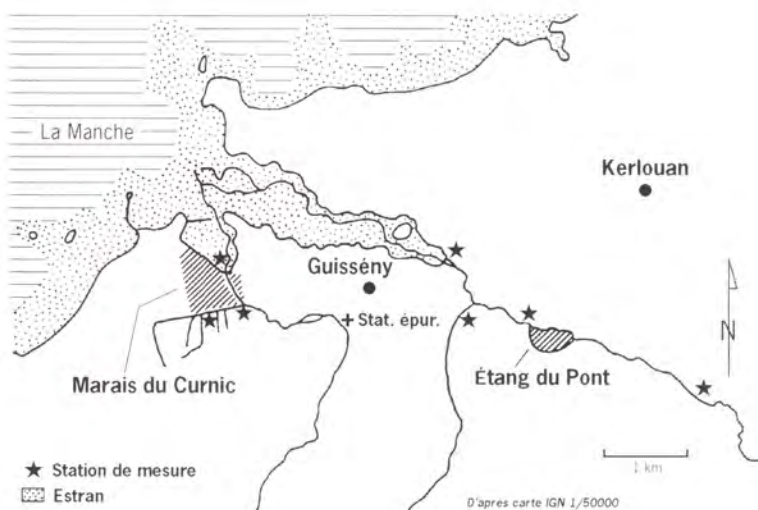
Ces aménagements étant en place, des mesures régulières ont été effectuées au printemps et en été 1995 et 1996 : débits et concentrations en sels nutritifs, en entrée et sortie du marais ainsi qu'à l'exutoire en mer. Il a été ainsi possible de calculer précisément l'action du marais concernant l'épuration de l'azote et du phosphore.

Durant l'année 1996, dans un but de comparaison, des mesures de flux d'azote amont et aval ont été réalisées aussi sur deux marais du Nord-Finistère. Le marais du Curnic à Guissény (fig. 3) est une zone humide de plus de 25 ha artificiellement endiguée en bord de mer. En période de basses eaux, la superficie du marais où transite le flux azoté est de l'ordre de 10 ha dont seulement deux sont colonisés par des roseaux. L'étang du Pont à Kerlouan (fig. 3) est un site à écluses dont l'eau alimente un moulin et par lequel transite la totalité du débit du Quillimadec, cours d'eau d'un bassin versant de 75 km² au total. La totalité de l'important flux d'azote transite par cet étang de 10 hectares dont deux sont couverts d'une roselière.

Enfin, en 1997, une étude spécifique a eu pour but d'identifier, sur les parties aval des bassins versants bretons alimentant les principales zones de marée verte, les zones humides qui peuvent avoir un rôle dénitrifiant et/ou être aménagées dans l'objectif d'améliorer cette fonction.

Parmi les bassins versants bretons alimentant les principales proliféra-

Figure 3
Le marais
du Curnic et l'étang du Pont
près de l'anse de Guissény
(Finistère-Nord).



tions d'algues vertes marines, une première sélection de sites potentiels a été réalisée à partir de cartes IGN. Elle a permis d'écartier d'emblée certains bassins versants possédant *a priori* de trop faibles superficies de fonds de vallée (cours d'eau non retenus, fig. 8). Ensuite, des prospections aériennes et des vérités de terrain ont permis de classer les zones humides de vallée en plusieurs catégories selon leur utilisation actuelle et leur végétation.

Résultats

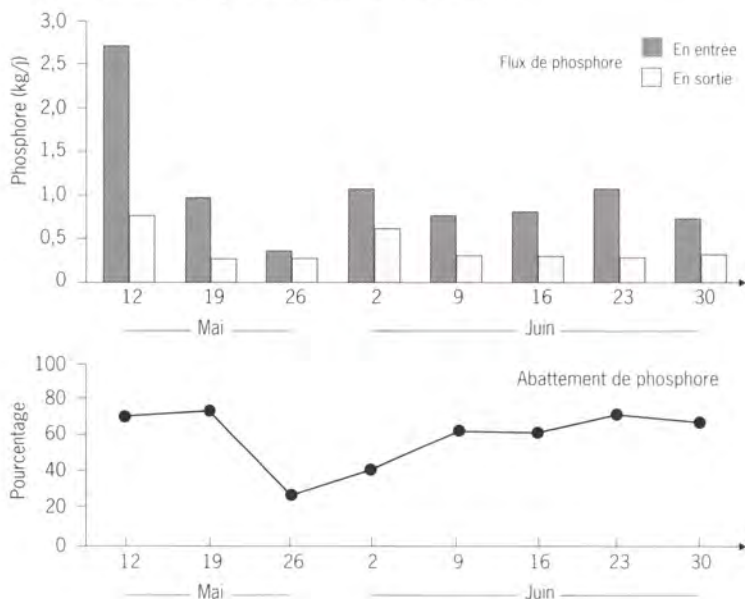
Marais de Kervigen

Le temps de transit des eaux dans le marais de Kervigen a été estimé au minimum à 12 heures et au maximum à 5 jours selon les débits entrants. Plus le débit d'entrée est élevé, plus le temps de transit est court. Cependant, il est probable que même un temps de 12 heures pour parcourir environ 1 km de marais soit suffisamment long pour que la dénitrification naturelle ait le temps de s'effectuer de manière efficace. Durant le printemps et l'été 1995, l'ouvrage faisant entrer l'eau de la rivière dans le marais a été relativement bien entretenu : les débits entrants se sont situés entre 21 % et 70 % du débit total du Kerharo, avec une moyenne de 46 %. Par contre, l'ouvrage a moins bien fonctionné en 1996 : les entrées d'eau se sont situées entre 10 et 47 % avec une moyenne de 28 % du débit total. Or, on constate que, à partir du mois de mai, plus le flux d'azote entrant est élevé (très lié au débit), plus la quantité d'azote consommée par le marais est importante (fig. 4 et tab. 1). Il est à noter, que chaque année au mois d'avril, le début de fonctionnement est peu efficace. Par contre, le mois de mai 1995 a vu de fortes valeurs de consommation (jusqu'à 124 kg N/j), liées à des entrées d'azote élevées.

Par différence, on considère donc que la dénitrification par voie micro-biologique enlève en moyenne 26,5 kg d'azote par jour à l'eau qui y circule (équivalant à 116 kg de nitrate par jour).

Le phosphore dissous a été mesuré en entrée et sortie du marais de Kervigen en mai et juin 1995, uniquement sous sa forme orthophosphate, fraction directement utilisable pour la production primaire (plantes et algues en eaux douces et marines). Globalement, les entrées de phosphore dans le marais sont faibles : de 0,3 à 2,8 kg P/j (fig. 5). L'abattement de cette forme dissoute de phosphore par la traversée du marais est d'un niveau élevé, allant de 29 % à 75 % avec une moyenne de 61 %. Le flux phosphoré dissous éliminé par le marais varie entre 0,1 et 2,02 kg P/j avec une moyenne de 0,70 kg P/j. Une grande partie est probablement extraite par la croissance des roseaux.

Figure 5
Abattement du phosphore
dissous par le marais
de Kervigen.



Comparaison de trois sites finistériens

En dehors des mesures sur Kervigen, des analyses plus succinctes ont été effectuées en 1996 sur le marais du Curnic et l'étang du Pont ; elles ont permis des comparaisons entre sites (tab. 2). S'agissant du marais du Curnic à Guissény, les résultats montrent un abattement d'azote très irrégulier lors du printemps et de l'été. Celui-ci passe d'une valeur nulle à une consommation maximale de 67 kg N/j. La moyenne d'abattement est de 20,5 kg N/j pour un flux moyen entrant évalué à 75,8 kg N/j. Le taux d'abattement moyen est de 29 % mais la variabilité est très forte, allant de 0 à 63 % (fig. 6).

L'étang du Pont à Kerlouan voit transiter en son sein la totalité de l'important flux d'azote provenant de la partie amont du Quillimadec (880 kg N/j en moyenne aux printemps et été 1996). De ce flux entrant,

l'étang du Pont n'en consomme que 10 % en moyenne (fig. 6). Cette valeur paraît faible mais elle correspond en fait à une consommation moyenne de 74 kg N/j qui est en fait beaucoup plus forte que celles qui ont été mesurées sur les deux autres sites (40 kg N/j en moyenne pour le marais de Kervigen et 20,5 kg N/j pour le marais du Curnic). La comparaison est aussi significative quand l'abattement d'azote est rapporté à l'hectare de marais (fig. 7). On remarque que les potentialités de consommation d'azote (correspondant aux valeurs maximales dans les meilleures conditions) sont globalement élevées sur les trois sites considérés : de 7 à 14 kg d'azote par hectare de marais et par jour. Le marais de Kervigen a le comportement dénitrifiant le plus régulier dans des valeurs moyennes proches de 4 kg N/ha/j. Le marais du Curnic, pour sa part, est irrégulier dans des valeurs généralement plus faibles dont la moyenne est voisine de 2 kg N/ha/j.

Tableau 2 - Bilan azoté de trois marais finistériens en 1996.

Dates	Marais de Kervigen (Ploéven) (9 ha)			Marais du Curnic (Guissény) (10 ha)			Étang du Pont (Kerlouan) (10 ha)		
	Flux abattu kg N/jour	% abattu	Abattement par hectare	Flux abattu kg N/jour	% abattu	Abattement par hectare	Flux abattu kg N/jour	% abattu	Abattement par hectare
11-4				2,7	2	0,3	45,8	3	4,6
29-04	46,5	61	5,2	67,0	50	6,7			
13-04	36,0	67	4,1	21,1	20	2,1			
30-05	46,7	55	5,2						
13-06	19,3	88	2,1	9,3	14	0,9			
27-06				26,9	63	2,7	90,0	9	9,0
8-07	27,2	72	3,0				19,8	3	2,0
24-07	4,2	87	0,5	0,2	1	0	104,2	15	10,4
29-07	5,5	81	0,6				60,4	10	6,0
26-08	35,0	67	3,9	16,7	50	1,7	121,6	19	12,2

Figure 6
Taux d'abattement d'azote
sur 3 sites en 1996, par
rapport aux flux entrants.

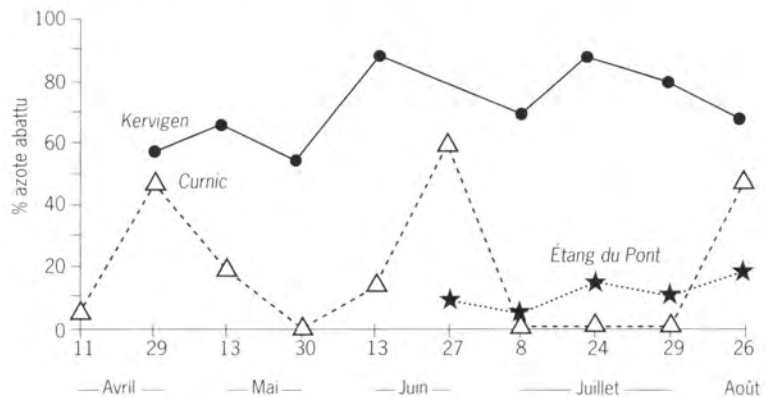
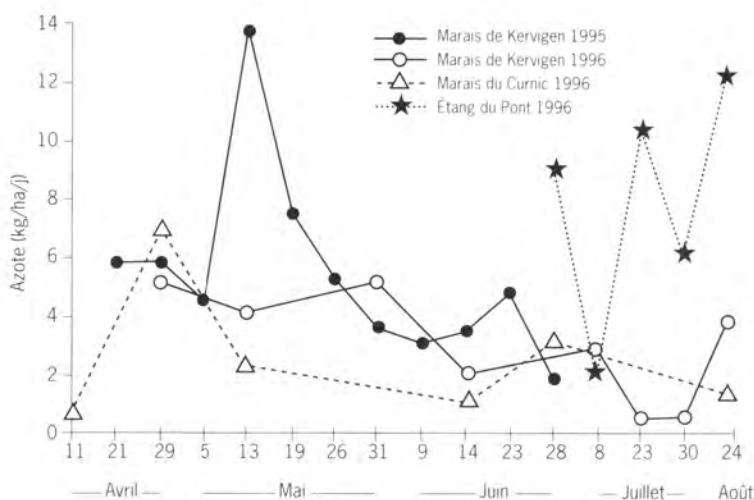


Figure 7
Abattement d'azote
par hectare de marais
et par jour sur trois sites.



L'étang de Pont est irrégulier mais avec une valeur moyenne d'été forte de 7 kg N/ha/j. Il est à signaler que la dénitrification dans l'étang du Pont à Kerlouan n'a été vraiment mesurée qu'en période de basses eaux (été 1996), quand les eaux sont retenues de nuit avant d'être lâchées en journée pour activer la roue du moulin. Le niveau de l'eau est alors en moyenne assez bas et le débit lent, conditions favorisant l'action des bactéries dénitrifiantes. Par contre, au printemps, quand le débit et la vitesse des eaux sont importantes, l'abattement d'azote paraît très faible ou insignifiant.

Inventaire des zones humides dénitrifiantes sur l'aval des bassins versants bretons (fig. 8)

Après sélection des sites, ceux-ci ont été expertisés, puis classés selon l'utilisation agricole et les espèces hydrophiles présentes (tab. 3).

Une cartographie a permis de situer chacune de ces zones (Coïc, 1997) et d'y affecter des superficies potentiellement utilisables pour réduire les flux d'azote qui se déversent sur les principales zones littorales sensibles aux proliférations d'algues vertes.

Cet inventaire montre qu'à l'échelle de la Bretagne il existe en définitive relativement peu de superficies de zones humides de bas bassins versants utilisables pour lutter contre les algues vertes marines. Cependant, le tableau précédent montre que certains bassins versants en sont bien pourvus. Des aménagements pourraient les faire tendre vers une efficacité maximale.

À titre de comparaison, des analyses succinctes d'abattement d'azote ont été réalisées en juillet 1997 sur trois bassins versants avec roselières : le Quillimadec, le Névet et le Ty-Anquer (ces deux derniers bordant la baie de Douarnenez).

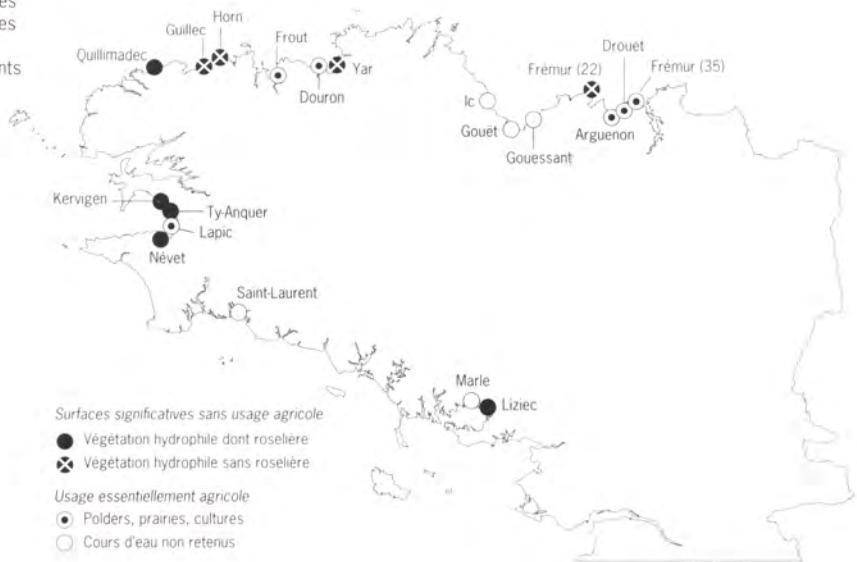
À l'étang du Pont à Kerlouan dans lequel coule le Quillimadec sont confirmés les résultats précédents par une consommation de 6,8 kg d'azote par hectare de marais et par jour d'été. La roselière de Ty-Anquer

a un résultat assez faible avec 2,1 kg/ha/j. La vallée du Névet doit être divisée en deux parties : la retenue d'eau de Keratry et ses zones humides amont enlèvent 4,9 kg N/ha/j. Par contre la vallée aval (entre Keratry et la mer) n'enlève que 0,8 kg d'azote par hectare de zone humide et par jour.

Tableau 3 - Superficies des zones humides dans la partie aval des bassins versants sensibles (en dessous de la courbe de niveau des 15 mètres).

Bassins versants des rivières	Surfaces (hectares) de zones humides permanentes		Surfaces (hectares) à humidité temporaire : prairies permanentes et espèces hydrophiles éparées
	avec roselières	avec autres espèces hydrophiles denses	
Quillimadec	37		85
Névet	27		18
Kerharo	14	8	
Liziec	10		7
Ty-Anquer	1,5		-
Frémur 22		24	10
Yar		13	
Horn		44	
Guillec		26	
Douron		4	11
Froot		3	25
Arguenon		5	-
Drouet		1	-
Frémur 35		2	8

Figure 8
Inventaire des zones humides potentielles des parties aval des bassins versants sensibles de Bretagne.

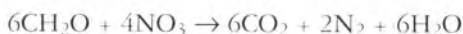


Discussion

La littérature internationale sur le sujet donne certains bilans de consommation d'azote par des zones humides ou des marais : 1,8 kg N/ha/j dans un marais planté, dont 82 % par dénitrification et 18 % par rétention (Lowrance *et al.*, 1984); 1,8 kg N/ha/j pour un marais salé (Sherr *et al.*, 1977); 3,0 kg N/ha/j sur un marais d'eau douce (Graetz *et al.*, 1980); 3,5 kg N/ha/j au maximum sur une zone humide d'eau douce (Sloey *et al.*, 1978).

Les valeurs moyennes obtenues dans les marais finistériens, à savoir 2 kg N/ha/j pour le marais du Curnic, 4 kg N/ha/j pour le marais de Kervigen et 7 kg N/ha/j en été pour l'étang du Pont, montrent que nous nous situons globalement dans des valeurs similaires aux données internationales, voire dans la gamme supérieure pour le marais de Kervigen et l'étang du Pont. La capacité de dénitrification des marais bretons paraît très forte. Une première approche analytique menée par le laboratoire Micromer (Créocéan, 1995) indique que jusqu'à 100 % de la microflore bactérienne cultivable associée à l'eau et au sédiment du marais de Kervigen sont capables de dénitrification. Les densités de bactéries dénitrifiantes hétérotrophes trouvées (*a priori* du genre *Pseudomonas* sp.) atteignent ainsi 2.10^4 cellules/ml d'eau et 10^7 cellules/g de sédiment durant l'été 1995. L'abondance de la matière organique (déchet de roseaux), le manque d'oxygène dans la partie superficielle du sédiment tourbeux, le transit lent des eaux chargées de nitrate, combinés à la richesse en microflore hétérotrophe ainsi qu'une température de l'eau jamais froide assurent l'efficacité *in situ* de la dénitrification naturelle dans le marais.

La forme la plus simple de la réaction est celle-ci :



L'azote retourne sous forme gazeuse (N_2) dans l'atmosphère. Il est détourné de la production primaire voisine.

Les rendements élevés mesurés en été sur le site de l'étang du Pont (7 kg N/ha/j) ainsi qu'à la retenue d'eau du Névet avec sa zone humide en amont de Keratry (4,9 kg N/ha/j) s'expliquent probablement par la présence simultanée de plusieurs facteurs favorables à la dénitrification :

- une retenue d'eau qui augmente considérablement le temps de séjour de l'eau en amont quand le débit n'est pas très élevé. *A contrario*, certaines mesures sur le Quillimadec, au printemps, montrent un manque de dénitrification dû à une circulation d'eau rapide à cause d'un fort débit continu malgré le barrage ;
- une zone étendue et plutôt plane en amont qui permet d'imbiber d'eau nitratée une superficie importante de marais. En effet, la dénitrification naturelle est dépendante de la surface de contact entre les bactéries dénitrifiantes du sédiment et l'eau sur une pellicule de quelques centimètres. Ce n'est donc pas le volume d'eau retenu qui est important mais la superficie de contact entre une mince pellicule d'eau et le sédiment ;

- des superficies de roselières assez importantes (tab. 3). Ce roseau (*Phragmites australis*) est la plante la plus anciennement utilisée en phyto-épuration. Son action est multiple. Tout d'abord, au cours de son cycle végétatif (croissance de mars à octobre), elle assimile et concentre divers éléments présents dans l'eau comme l'azote et le phosphore. L'important système racinaire (racines et rhizomes) colonise une épaisseur de substrat d'en moyenne un mètre de profondeur et un mètre de large. Ce système permet d'alimenter en oxygène les bactéries et les invertébrés aérobies qui digèrent rapidement la matière organique et la minéralisent (Radoux, 1980). Les tiges immergées du roseau constituent également un support de fixation pour des organismes épurateurs tels que les épiphytes ou bien les bactéries nitrifiantes ou dénitrifiantes, désignées sous le nom global de périphyton. Tout ceci favorise la création d'une mosaïque de microzones aérobies et anaérobies (dues à une saturation du sol en eau) dans lesquelles s'opèrent les réactions de nitrification et dénitrification (ministère de l'Environnement, 1987). Au cours de leur décomposition, les roseaux libèrent en outre le carbone organique nécessaire à la croissance des bactéries hétérotrophes (Weisner *et al.*, 1994).

Par contre, une très faible dénitrification a été mesurée sur la partie aval de la vallée du Névet (entre la retenue de Keratry et la mer), et ceci malgré la présence d'une superficie importante (14 ha) de zone hydromorphe à végétation hydrophile. Ceci pourrait s'expliquer par la faible imprégnation des zones potentiellement dénitrifiantes (qui, dans ce cas, ne jouent pas leur rôle) par le flux nitraté du cours d'eau.

Pour optimiser la dénitrification d'une zone humide, il est nécessaire d'y faire transiter le maximum de débit sur le maximum de superficie et à la vitesse la plus faible possible. Dans ce but, on peut imaginer de mettre en place soit des seuils dans le lit de la rivière, soit des ouvrages de détournement d'une partie du débit, comme dans le cas du marais de Kervigen. Dans ce dernier site, le conseil général du Finistère a acheté une grande partie des parcelles pour pouvoir utiliser et protéger le marais. De plus, dans le cadre de la loi sur l'Eau de 1992, une étude d'impact de l'aménagement du marais de Kervigen a été réalisée en 1998 (SCE, 1998) qui tend à montrer que seule la période des travaux risque d'influencer de façon notable la faune et la flore locales. Le programme de démonstration « Algues vertes » qui sera mis en place à partir de l'an 2000 sur quelques bassins versants littoraux, par la Région Bretagne et l'agence de l'Eau Loire-Bretagne, devrait tester l'utilisation grandeur nature de plusieurs marais et zones humides qui ont été répertoriés dans cette recherche préalable.

Conclusion

Les mesures effectuées sur trois marais finistériens et, en particulier, le marais de Kervigen qui borde la baie de Douarnenez ont montré que ceux-ci peuvent, quand l'aménagement est adéquat, consommer une

partie notable (10 à 61 %) des apports de nitrate des bassins versants avant que ces flux nutritifs n'atteignent les zones côtières sensibles à l'eutrophisation. Cette consommation comporte une part de prélèvement biologique et une grande partie de dénitrification microbienne. Celle-ci dépend de la superficie de la zone immergée, du flux d'azote entrant, du temps de transit dans la zone humide et des biomasses bactériennes en place.

La consommation peut atteindre des valeurs de 4 à 7 kg d'azote par hectare de marais et par jour, ce qui est supérieur aux données de la bibliographie internationale. La présence de roseaux sur ces sites favorise certainement la dénitrification. On manque de données sur les sites qui en sont dépourvus.

Ces chiffres indiquent que, en saison, sur certains sites favorables, une forte réduction des apports d'azote au littoral pourra s'opérer rapidement. C'est le cas du marais de Kervigen qui peut consommer en moyenne 67 % des apports de nitrate en transit et 30 % des apports totaux de la rivière, le Kerharo, avant qu'ils n'arrivent en baie de Douarnenez, zone très sensible aux proliférations d'algues vertes.

Environ 300 ha de marais dans les parties aval de quelques bassins versants bretons pourront être utilisés pour diminuer l'alimentation azotée des algues vertes proliférantes. Sans considérer ici les potentialités diffuses de dénitrification sur les parties amont des bassins versants, les superficies utilisables pour cette fonction paraissent relativement restreintes dans les vallées aval. C'est dire qu'une importante réduction de l'eutrophisation littorale bretonne ne pourra s'envisager sans la mise en place d'orientations agricoles adaptées : respect des réglementations, fortes réductions d'intrants, bonnes pratiques agronomiques.

Références bibliographiques

- †Coïc D., 1996. Suivi des concentrations et des flux d'azote (nitrate, ammonium) en baies de Douarnenez et Tressény (Finistère) au cours du printemps et de l'été 1996. Estimation de leur abattement par les marais littoraux de Kervigen et du Curnic et par l'étang du Pont. Rapport EEL, contrat Ifremer, 27 p.
- †Coïc D., 1997. Étude du potentiel de dénitrification de marais littoraux en Bretagne et recherche de sites susceptibles d'accueillir des roselières dénitrifiantes. Rapport EEL, contrat Ifremer, 29 p.
- Créocéan, 1995. Étude du fonctionnement et de l'effet épurateur d'un marais littoral, le marais de Kervigen. Contrat Ifremer, 14 p. + annexes.
- Cuillandre J.-P., 1998. Étude relative à l'actualisation des connaissances sur le marais de Kervigen. Biotopes. Conseil général du Finistère, Union européenne 47 p. + annexes.
- Durand P., Henault C., Bidois J., Trolard F., 1998. La dénitrification en zone humide de fonds de vallée. *In*: Agriculture intensive et qualité des eaux, Inra-éditions, 223-231.

- Graetz D.A., Krottje P.A., Erickson N.L., Fiskell J., Rothwell D.F., 1980. Denitrification in wetlands as a means of water quality improvement. Florida Water Resour. Res. Cent., Publ. n° 48.
- Levet D., 1979. Une roselière et sa microflore épiphyte dans un lone du Rhône. Conséquences du faucardage. Thèse 3^e cycle, université de Lyon I, 139 p.
- Lowrance R.R., Todd R.L., Asmussen L.F., 1984. Nutrient cycling in an agricultural watershed : 1. Phreatic movement; 2. Streamflow and artificial drainage. J. Environ. Qual., 13 (1), 22-32.
- Merceron M., Piriou J.-Y., 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*. Éd. Ifremer, Actes de colloques 22, 122-129.
- Ministère de l'Environnement, 1987. Utilisation des plantes en épuration des eaux : bilan et perspectives. Rapport du groupe de travail Macrophytes-Microphytes, 150 p.
- Pauwels H., 1998. Comportement de l'azote dans l'aquifère du bassin du Coët-Dan. *In: Agriculture intensive et qualité des eaux*. Inra-éditions, 209-221.
- 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*. ESCA 19th Symp., Elliot M., Ducrottoy J.-P. (eds), 117-122.
- Radoux M., 1980. The potential use of *Phragmites australis* for the treatment of wastewaters : an ecological and experimental approach. Trib. Cebedeau, 33, 329-339.
- Roudaut C., 1995. Lutte contre les marées vertes. Exemple d'actions à mener sur un bassin versant. Mém. Dass, univ. Lille, 60 p.
- SCE, 1998. Projet d'aménagement du marais de Kervigen. Contrat de la communauté de communes du Porzay/Ménez-Hom, 43 p. + annexes.
- Sherr B.F., 1977. The ecology of denitrifying bacteria in salt marsh soils: an experimental approach. Ph. D. Thesis, University of Georgia.
- Sloey W.E., Spangler F.L., Fetter C.W. J.r., 1978. Management of freshwater wetlands for nutrient assimilation. *In: "Proc. conf. freshwater wetlands: ecological processes and management potential"*, Good R.E., Whigham D.F., Simpson R.L. (eds), Academic Press, New York, 321 p.
- Weismer S., Peder G.E., Graneli W., Leonarson L., 1994. Influence of macrophytes on nitrate removal in wetlands. *Ambio*, 23 (6), 363-366.

L'aménagement des zones humides ripariennes pour reconquérir la qualité des eaux : l'expérience de Kerveldreac'h

Jean Bidois, Patrick Durand, Philippe Mérot

Inra Rennes-Quimper, unité sol et agronomie, 35042 Rennes Cedex

Introduction

L'idée d'utiliser les zones humides bordant les cours d'eau (ripariennes) pour lutter contre la contamination de ces cours d'eau par les polluants agricoles d'origine diffuse a fait l'objet de nombreux développements depuis une quinzaine d'années (Pinay, 1986; Haycock *et al.*, 1993; Mitsch & Gosselink, 1993).

Un ensemble de travaux convergents réalisés en Bretagne, en particulier par l'UR en sciences du sol de l'Inra de Rennes et par l'URA 1854 du CNRS, tend à montrer que, si les zones humides armoricaines ont un potentiel épurateur important, vis-à-vis de l'azote en particulier, ce potentiel ne s'exprime pas totalement dans l'état actuel. La cause essentielle en est, en dehors de la destruction pure et simple de ces zones par drainage, un défaut de connexion hydrologique entre les zones humides et les deux milieux entre lesquels elles se situent, le versant cultivé source de pollution et le cours d'eau cible de cette pollution. En schématisant, l'efficacité épuratoire de ces zones est limitée par le flux de nitrate les traversant effectivement. Cependant, il existe aussi une limite supérieure au flux de nitrate susceptible d'être « traité » par une zone humide, liée aux caractéristiques hydrodynamiques de cette zone (conductivité hydraulique, essentiellement), à sa vitesse maximale d'épuration de l'azote (par dénitrification ou par immobilisation dans la biomasse) et à la concentration en nitrate de l'eau à traiter, ces données déterminant la charge azotée maximale admissible de la zone considérée (Peterjohn & Correll, 1984; Charbeaux, 1994; Novotny & Olem, 1995).

S'il existe des données bibliographiques permettant d'évaluer ces paramètres dans le cas de systèmes très artificiels (type lagune), rien ne permet, jusqu'à présent, d'aller au-delà de considérations qualitatives dans le cas d'aménagements légers préservant l'usage agricole ou paysager d'une zone humide (Mitsch & Cronk, 1992; Novotny & Olem, 1995; Wood, 1995). Or, en Bretagne, les surfaces de zones humides situées en amont dans le bassin versant (c'est-à-dire, en bordure de cours d'eau d'ordre 1 ou 2) susceptibles de faire l'objet de ce type d'aménagement sont considérables alors que les sites où un aménagement lourd est envisageable sont limités à quelques cas particuliers (Coat, 1994). Le but de l'expérimentation décrite ici est d'une part de tester, en vraie

grandeur et en situation, la faisabilité d'aménagements de type léger et, d'autre part, d'estimer l'efficacité épuratoire de tels aménagements afin d'évaluer l'intérêt opérationnel de ce type d'action. Elle s'intègre d'une part dans l'étude globale des transferts d'azote dans le bassin du Kerharo et, d'autre part, dans une étude intégrant des expériences d'aménagement de différents types sur plusieurs sites bretons.

Matériels et méthodes

Le choix du site de Kerveldreac'h a fait suite à une caractérisation spatiale des niveaux de contamination et de la variabilité des zones humides dans le bassin du Kerharo (baie de Douarnenez, Finistère, France), et s'est fait en concertation avec l'Isamor.

Situation, caractéristiques générales

La ferme de Kerveldreac'h, située dans le sud du bassin versant du Kerharo (fig. 1), est une exploitation mixte (120 places de porcs à l'engrais et 160 000 litres de lait). La superficie de l'exploitation est de 30 hectares. Cette exploitation est fortement drainée. Ces drains rejettent une eau dont les teneurs en nitrate vont de 50 mg/l à environ 150 mg/l. Deux conditions étaient nécessaires pour une bonne acceptation des aménagements :

- ne pas soustraire une surface trop importante à l'exploitation ;
- éviter de heurter de front la politique d'assainissement des terres menée par l'exploitant.

Le choix s'est donc porté sur un bosquet d'environ 400 m² situé directement en aval de l'exutoire de deux collecteurs de drain d'une parcelle d'environ 1 hectare. Le substrat est du schiste briovérien. Les sols sont peu profonds, caillouteux, reposant sur une altérite de schiste très compacte. Ce bosquet ne présente pas de trace d'utilisation agricole passée et il est constitué d'un mélange de chênes, de frênes et d'aulnes.

Aménagements réalisés

Dans son état initial, la zone était traversée par un ru issu du collecteur de drain, sans interaction notable avec le sol. Le but de l'aménagement était de permettre l'infiltration la plus uniforme possible de l'eau dans l'horizon superficiel du sol de la zone.

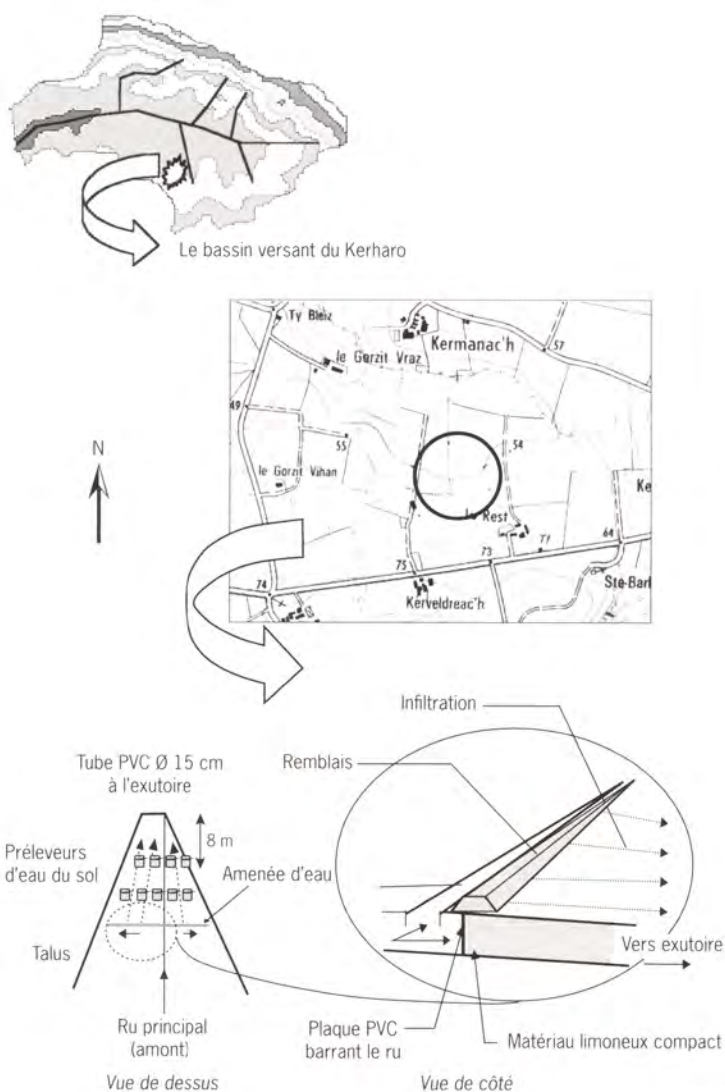
Le site a été aménagé durant le mois de janvier 1997. Les eaux provenant du collecteur de drain ont été dérivées dans la zone par creusement de deux fossés borgnes sur une profondeur de 30 cm et sur une longueur de 10,5 m rive gauche et 6,5 m rive droite (fig. 1). L'ancienne voie de circulation de l'eau a été obstruée par une plaque de PVC. Ces travaux ont été réalisés à l'automne 1996, pour un coût nul (terrassment manuel par nos soins).

Dispositifs et méthodes de mesure

Neuf dispositifs de prélèvements d'eau du sol mis au point au laboratoire ont été installés à l'intérieur de la zone, sur deux transects parallèles aux aménées d'eau et distants de 4 mètres. L'exutoire du site a été aménagé afin de permettre les mesures de débits par empotement ou dilution et des prélèvements propres.

Les prélèvements ont été effectués en moyenne tous les quinze jours. Les paramètres mesurés sont les concentrations en NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} (chromatographie ionique), P-PO_4^{3-} , P total (colorimétrie), N total (absorption UV après oxydation).

Figure 1
Carte de localisation
et schéma
des aménagements.



Des tests colorimétriques de terrain ont été utilisés pour déterminer, sur la motte, l'état redox du sol. Des échantillons de sol ont été prélevés et incubés pour déterminer les paramètres biochimiques (potentiel dénitrifiant et consommation d'oxygène). Sur ces prélèvements, des analyses de sol classiques ont été réalisées pour mettre en relation l'activité dénitrifiante et des paramètres plus accessibles, dans une perspective d'extrapolation.

L'ensemble des dispositifs et méthodes de mesures est décrit dans le détail par ailleurs (Bidois, 1999).

Résultats et discussion

La qualité des eaux et les zones humides ripariennes du Kerharo

En préalable à l'expérimentation menée sur le site de Kerveldreac'h, un diagnostic de la qualité des eaux et des zones ripariennes a été réalisé sur l'ensemble du bassin versant du Kerharo. Il ressort de cette étude une forte zonation de la pollution sur le bassin versant, les parties gréseuses au nord étant moins polluées que les parties schisteuses. De même, une forte variabilité de l'état des zones humides a été constatée. Les sols hydromorphes à très hydromorphes couvrent 23 % de la superficie totale du bassin versant. Globalement, une part importante, entre le tiers et la moitié, de cette surface a été drainée et mise en culture, et les ruisseaux recalibrés. Là encore, la partie gréseuse est, en général, mieux préservée. Il reste toutefois, de manière discontinue et irrégulière, des zones de friches, de bois ou de prairies humides n'ayant pas été drainées. Ces zones présentent des potentialités intéressantes en matière d'épuration, bien que la majorité d'entre elles n'ait pas de rôle décelable sur la qualité des eaux (Bidois, 1995).

Il ressort de ce diagnostic rapide que le bassin versant dans son ensemble présente une surface importante de zones humides susceptibles de faire l'objet d'aménagements légers permettant d'en restaurer ou d'en améliorer la capacité épuratoire. Pour certaines d'entre elles, à l'image de la zone de Kerveldreac'h, ces aménagements n'empiéteraient pas ou peu sur la surface agricole utile.

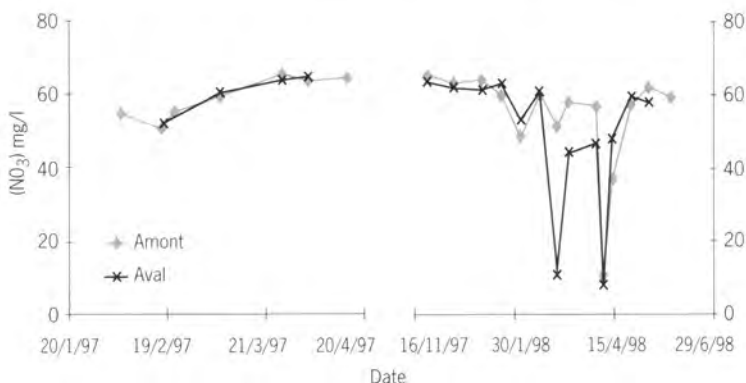
Il fallait ensuite déterminer les paramètres à respecter pour la réalisation de ces aménagements et le bénéfice que l'on pouvait en attendre en terme de qualité des eaux. Ceci a constitué l'objet de l'expérimentation de Kerveldreac'h.

Site de Kerveldreac'h : comparaison amont - aval des concentrations

Durant toute la période de suivi, les débits en aval de la zone ont varié de 0 à 4 l/s. La première année de suivi a été exceptionnellement sèche. La deuxième année a présenté une pluviométrie plus proche de la normale, caractérisée par deux périodes humides, de novembre à janvier et en avril. Les débits amont et aval ne sont pas significativement différents. La capacité maximale d'infiltration dans le site (débit au-delà duquel un débordement du seuil amont se produit) est estimée à 0,2 l/s.

En moyenne, les drains desquels naît le ruisseau présentent une eau modérément chargée en nitrate (50 à 65 mgNO₃/l). À la fin de l'hiver 1996-1997, il n'existe pas de différence significative entre les concentrations en nitrate en amont et en aval (fig. 2). Ces teneurs augmentent de 50 mgNO₃/l en février 1997 à 65 mgNO₃/l fin avril. Les variations sont plus complexes en 1997-1998. Partant de valeurs comparables mi-novembre (65 mgNO₃/l), les concentrations amont et aval divergent en début de printemps, après les épisodes pluvieux hivernaux. Ainsi, début mars 1998, la concentration en nitrate dans le ruisseau en aval de la zone humide du Kerharo descend à 12,4 mgNO₃/l alors que la valeur amont reste à 51,3 mg/l. Le printemps pluvieux est marqué par le retour à des concentrations similaires en amont et en aval.

Figure 2
Évolution des concentrations en nitrate dans le ruisseau en amont et en aval de la zone humide aménagée du Kerharo pendant les hivers 1997 et 1997-1998.



L'ion Cl⁻ étant conservatif, l'observation du rapport Cl/NO₃ permet de mieux mettre en évidence la modification qualitative de l'eau au passage dans la zone humide. Une augmentation de ce rapport dénote un processus de rétention du nitrate, dénitrification ou réorganisation. On constate ainsi qu'une légère rétention du nitrate s'opère sur l'ensemble de la période de suivi, avec un maximum ayant lieu entre les deux périodes humides de 1998 (fig. 3).

Figure 3
Évolution des rapports Cl/NO₃ amont - aval de la zone humide aménagée du Kerharo pendant les hivers 1997 et 1997-1998.

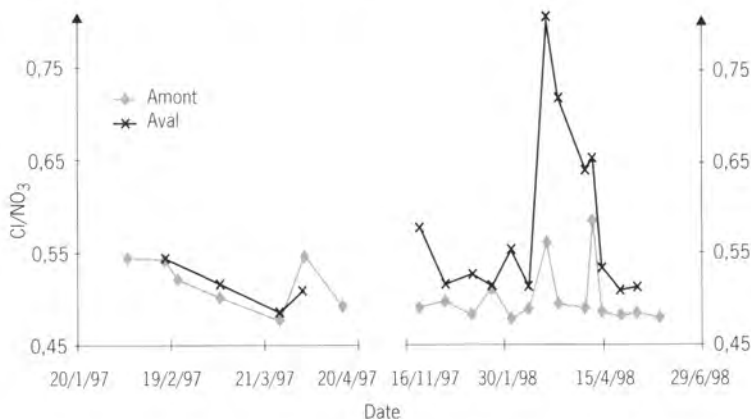
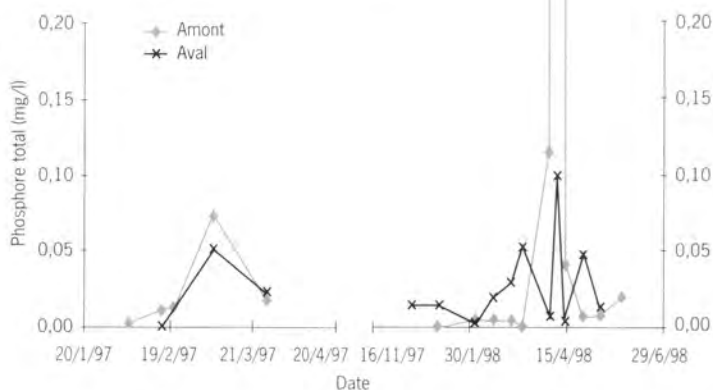


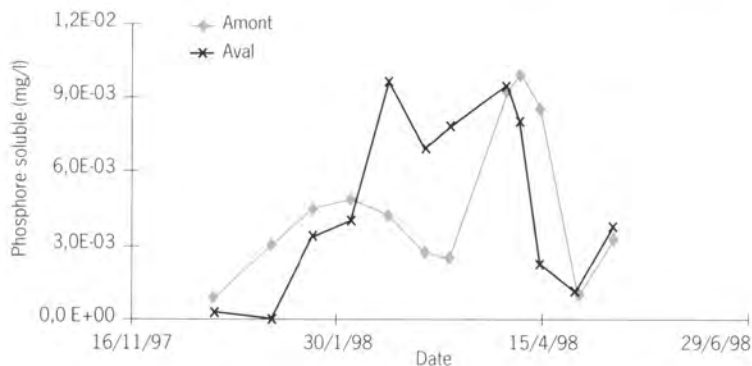
Figure 4
Évolution des concentrations en phosphore total en amont et en aval de la zone humide aménagée du Kerharo pendant les hivers 1997 et 1997-1998.



Les teneurs en phosphore soluble sont encore plus faibles que celles en phosphore total (fig. 5). Les valeurs ne doivent donc être prises qu'à titre indicatif. Toutefois, il semble qu'il y ait un abattement amont-aval sur la période automne-hiver 1997-1998. La tendance s'inverse ensuite entre début février et mi-mars 1998. Puis, de nouveau, on observe un abattement et ce, jusqu'à la fin du suivi, le 28 mai 1998.

Cette comparaison amont-aval met en évidence deux faits importants. D'une part, une faible rétention de nitrate s'opère en permanence mais elle ne devient sensible sur les concentrations absolues que dans une plage de débit limitée. D'autre part, la zone retient également du phosphore mais, lorsque la rétention d'azote est maximale, du phosphore soluble est relâché.

Figure 5
Évolution des concentrations en phosphore soluble en amont et en aval de la zone humide aménagée du Kerharo pendant l'hiver 1997-1998.

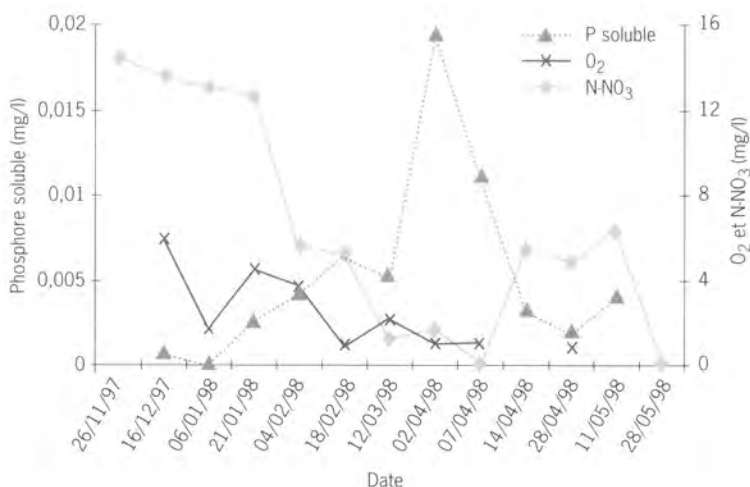


Fonctionnement interne de la zone

• La chimie des eaux du sol

Les préleveurs d'eau du sol installés sur l'ensemble du site montrent des variations de composition chimique assez diversifiées dans le détail. Certains préleveurs situés en aval de la zone montrent des caractéristiques proches de celles de l'arrivée d'eau, révélant des circulations préférentielles rapides dans la zone. Toutefois, des tendances générales peuvent être identifiées, illustrées par les résultats recueillis dans un préleveur situé au cœur de la partie ouest du site (fig. 6).

Figure 6
Évolution des teneurs en oxygène dissous, azote nitrique et phosphore soluble dans l'eau du sol.



La phase épuratoire de fin d'hiver mise en évidence dans le ruisseau correspond à une phase de disparition de nitrate et d'oxygène dissous et une mise en solution de phosphore dans le sol. Il s'agit donc clairement du développement de conditions réductrices s'accompagnant de dénitrification et de dissolution des oxydes fixateurs de phosphore.

• Conditions de circulation de l'eau dans la zone

Une expérience de traçage au chlorure de sodium a été conduite pour déterminer les temps de résidence de l'eau dans la zone en période peu humide (débit de 0,02 l/s). Cette expérience révèle qu'une quantité importante de traceur passe à travers le site en quelques heures, en empruntant des voies de circulation préférentielle. Toutefois, la part du traceur s'infiltrant effectivement dans le sol a un temps de transit de 10 à 100 h dans la partie ouest et de 24 à 240 h dans la partie est de la zone. Ces observations sont cohérentes avec des mesures de conductivité à saturation effectuées dans la zone (méthode dite du « trou de tarière »). Ces conductivités sont très variables, la médiane se situant à 10 m/j avec quelques valeurs supérieures à 60 m/j.

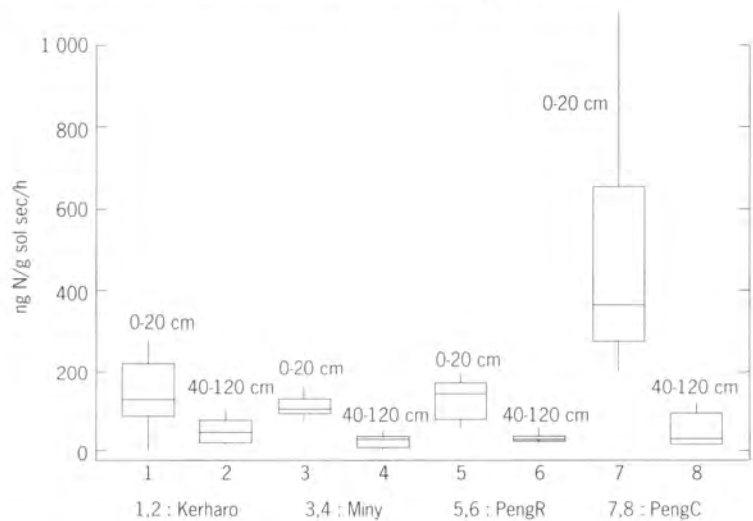
• Capacité dénitrifiante des sols

L'activité dénitrifiante des sols est une grandeur difficile à mesurer *in situ* de par sa grande variabilité et la nature gazeuse des produits de la réaction. Une méthode prometteuse d'un point de vue opérationnel consiste à mesurer en conditions standard, au laboratoire, l'activité dénitrifiante potentielle (hors limitations d'anaérobiose et de nitrate) et à modéliser l'effet des facteurs environnementaux (température, teneur en nitrate...) sur cette activité.

Dans une perspective de généralisation, la démarche utilisée dans cette étude a visé de plus à relier la dénitrification potentielle à différentes températures et à des propriétés du sol classiquement analysées (teneurs en carbone et azote organique, phosphore, granulométrie, pH). Pour ce faire, soixante échantillons ont été prélevés et analysés dans quatre sites bretons, dont Kerveldreac'h. L'activité dénitrifiante a été estimée par la cinétique de dégagement de N_2O sur échantillons incubés en présence d'acétylène.

La figure 7 montre que les sols de Kerveldreac'h présentent en surface une activité dénitrifiante à 20 °C relativement élevée et que cette capacité dénitrifiante décroît rapidement avec la profondeur.

Figure 7
Distribution des mesures de la capacité dénitrifiante à 20 °C des sols de quatre sites bretons.



L'analyse statistique montre que cette activité est fortement corrélée à la teneur en carbone et en azote organique, et au phosphore total. Aucune relation significative n'a été trouvée avec les autres paramètres mesurés. Plusieurs types de régression multiple permettent de rendre compte de ces corrélations. L'équation suivante a paru la plus adéquate :

$$\text{Dénitrification (20 °C)} = 19,6.N^{1,69} + 617.P^{1,25} - 62 \quad (r^2 = 0,76) \quad [1]$$

avec N, azote Kjeldahl en g/kg de sol et P phosphore total en g/100 g de sol.

En s'inspirant des travaux de Dorland & Beauchamp (1991), la variation de l'activité dénitrifiante entre 5 °C et 20 °C a pu être modélisée sous la forme suivante :

$$D_{T^{\circ}C} = (a \cdot (T^{\circ}C - 20) + \sqrt{D_{20^{\circ}C}})^2 \quad [2]$$

avec

$D_{T^{\circ}C}$: capacité dénitrifiante à $T^{\circ}C$ en ng N/g sol sec/h,

$T^{\circ}C$: température en degré Celsius.

Cependant, la pente de cette relation a est variable selon les échantillons. Elle est cependant fortement dépendante de C, N et P. Une bonne estimation de ce coefficient est obtenue par l'équation :

$$100 \cdot a = 11,6 \cdot N + 3,2 \quad (r^2 = 0,72) \quad [3].$$

Ces trois équations permettent donc de prédire correctement la capacité dénitrifiante des sols et sa variation en fonction de la température. Un test effectué sur un autre site breton donne des résultats satisfaisants ; ils permettent d'envisager la généralisation de ce mode d'estimation, au moins dans un contexte régional.

Une autre conséquence importante de ce résultat est que la capacité épuratoire de sols soumis à des apports réguliers de nutriments est appelée à augmenter avec le temps, l'augmentation des teneurs en azote et phosphore dans le sol entraînant une augmentation de son activité biologique.

En supposant la zone de Kerveldreac'h homogène et irriguée uniformément par un flux d'eau contaminée, la capacité dénitrifiante théorique de cette zone à 13 °C serait de l'ordre de 17 gN/jour, ce qui, pour une concentration moyenne de 60 mg/l de NO_3 , représente un débit d'eau de 0,01 l/s. Cela signifie que, lorsque la zone est à son maximum d'infiltration, la capacité d'épuration maximum théorique est largement excédée.

Conclusion

Le site de Kerveldreac'h, en raison de sa taille réduite, de ses limites hydrologiques bien définies et de son organisation simple, représente un cas expérimental de grand intérêt pour la compréhension du fonctionnement d'une zone humide aménagée. Son étude détaillée permet d'établir un diagnostic précis et riche d'enseignements. Globalement, son impact sur la qualité des eaux est faible pour trois raisons. D'une part, la capacité d'infiltration limitée des sols conduit à des débordements fréquents du dispositif. D'autre part, les conditions de circulation de l'eau infiltrée sont hétérogènes, ce qui détermine des voies de circulations trop rapides pour permettre l'épuration. Enfin, la surface restreinte de la zone lui confère une capacité dénitrifiante réduite au regard des flux incidents.

Cependant, lorsque les flux incidents sont proportionnés à la taille de la zone, l'effet épuratoire est manifeste et important (25 à 80 % des flux incidents en mars-avril 1998) et ce, malgré la rusticité de l'aménagement.

Ceci illustre bien l'importance d'un dimensionnement correct de la zone à aménager en fonction des flux à traiter, ou réciproquement. Les approches mises en œuvre ici permettent de proposer des outils simples pour réaliser ce dimensionnement.

Très concrètement, ce travail montre également que certaines zones négligées ou abandonnées par l'agriculture, relativement fréquentes dans les fonds de vallée, pourraient être mises à profit immédiatement moyennant un investissement extrêmement faible. Ceci pourrait constituer le premier pas vers un aménagement raisonné et concerté de l'ensemble des fonds de vallée.

Références bibliographiques

- Bidois J., 1995. Programme marées vertes, bassin versant du Kerharo (Finistère). Rapport intermédiaire n° 2, Inra, 50 p.
- Bidois J., 1999. Aménagement de zone riparienne pour la reconquête de la qualité de l'eau, expérimentation et modélisation. Thèse de doctorat, université de Rennes I, 214 p. (à paraître).
- Charbeaux P., 1994. Étude bibliographique : rôle épurateur des zones humides vis-à-vis des pollutions diffuses d'origine agricole. Université d'Orléans, Esem, 75 p.
- Coat G., 1994. Étude des marées vertes en baie de Douarnenez. Rapport de stage de maîtrise d'océanographie, Ifremer, 50 p.
- Dorland S., Beauchamp E., 1991. Denitrification and ammonification at low soil temperatures. *Can. J. Soil Sci.*, 71, 293-303.
- Haycock N.E., Pinay G., Walker C., 1993. Nitrogen retention in river corridors: European perspective. *Ambio*, 22(6), 340-346.
- Mitsch W.J., Cronk J.K., 1992. Creation and restoration of wetlands: Some design considerations for ecological engineering. *Adv. Soil Sci.*, 17, 217-254.
- Mitsch W., Gosselink J.G., 1993. *Wetlands*, 2nd ed., VNR, New York, 721 p.
- Novotny V., Olem H., 1995. Water quality prevention, identification, and management of diffuse pollution. *Ecol. Eng.*, 17, 861-979.
- Peterjohn W.T., Correll D.L., 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of riparian forest. *Ecol.*, 65 (5), 1466-1475.
- Pinay G., 1986. Relations sol-nappe dans les bois riverains de la Garonne. Étude de la dénitrification. Thèse de doctorat, université de Lyon I, 155 p.
- Wood A., 1995. *Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their understanding*. SRK Consulting Engineers Inc, New York, 55 p.

Modélisation du transfert de nitrate dans les bassins versants ruraux : présentation et premières applications du modèle TNT1

Patrick Durand, Philippe Mérot, Jean Bidois

Inra Rennes-Quimper, unité sol et agronomie, 35042 Rennes Cedex

Introduction

De l'application de fumure azotée au champ à la sortie de nitrate dans la rivière, le transfert et les transformations de l'azote mettent en jeu un ensemble de mécanismes complexe et diversifié (Burt *et al.*, 1993). Une partie est liée aux transformations de l'azote dans l'agrosystème (volatilisation, minéralisation, dénitrification, prélèvements par les plantes...), une autre aux processus hydrologiques responsables du stockage et du transfert des nitrates. Pour limiter les pertes nitriques à l'exutoire des bassins versants agricoles, les solutions envisagées visent soit à réduire l'azote potentiellement lessivable dans les parcelles (fertilisation raisonnée, cultures intermédiaires hivernales, gestion ou traitement des effluents organiques excédentaires), soit à augmenter le pouvoir tampon du milieu (maintien ou aménagement des zones humides dénitrifiantes, raisonnement sur la localisation des cultures à risques, ralentissement des flux d'eau) (Cheverry, 1998). Afin de juger de l'efficacité individuelle ou cumulée de ces solutions et du délai nécessaire avant d'espérer des résultats significatifs, l'expérimentation en vraie grandeur s'avère trop longue et trop complexe. Il est donc nécessaire de développer des outils de simulation numérique permettant de tester différents scénarios. Un grand nombre d'outils de ce type existe déjà, recouvrant une large gamme de complexité, depuis la simple application de lois empiriques jusqu'aux modèles couplés hydrologiques et biogéochimiques les plus complets (pour une revue, voir Ball & Trudgill, 1995). Pour avoir une bonne valeur prédictive, de tels modèles doivent intégrer de manière réaliste les mécanismes prépondérants dans le système considéré. Pour être opérationnels, ils doivent aussi être suffisamment simples et robustes pour pouvoir être mis en œuvre à partir d'informations d'acquisition facile et peu coûteuse.

L'analyse, d'une part, des outils existants et disponibles et, d'autre part, de l'ensemble des connaissances acquises ces dernières années sur les processus régissant les transferts et les transformations de l'azote d'origine agricole dans le contexte armoricain (Cheverry, 1998; Somlette, 1998; Molénat, 1999) a révélé qu'il n'existait pas à l'heure actuelle de modèle permettant de satisfaire valablement ces exigences. En particulier, en raison des interactions complexes entre le sol et la nappe superficielle qui caractérisent l'hydrologie des zones tempérées sur socle, les pertes en nitrate à l'exutoire d'un bassin versant diffèrent très notablement de

la somme des pertes individuelles de chaque parcelle (Aurousseau *et al.*, 1995), ce qui n'est pas ou mal simulé par les modèles existants. Le développement d'un nouveau modèle adapté à ce problème est donc apparu nécessaire. Cet article vise à décrire une tentative allant dans ce sens, dont l'objectif premier est de mieux rendre compte des processus intervenant entre le lessivage parcellaire et l'exutoire.

La démarche adoptée

La première étape de la construction du modèle a consisté à identifier et hiérarchiser les processus de transfert et de transformation de l'azote dans le contexte armoricain. Le volet concernant le lessivage et les transformations de l'azote au champ doit être compris comme une étape intermédiaire visant à simuler le lessivage hivernal, avant l'intégration d'un véritable modèle agronomique permettant de prédire sur une base interannuelle le devenir des intrants azotés.

L'azote dans la parcelle agricole

Du point de vue de l'azote, l'agriculture bretonne est caractérisée par la combinaison entre une forte proportion d'intrants sous forme organique et un contexte pédoclimatique (climat doux, précipitations régulièrement réparties, sols riches en matière organique) favorisant l'activité biologique durant presque toute l'année. Il a été considéré que, si les reliquats azotés automnaux et les dates et doses d'apports étaient supposés connus (c'est-à-dire qu'ils figurent explicitement dans les scénarios à tester comme variables de forçage), les trois processus à prendre en compte étaient la minéralisation, la lixiviation et le prélèvement de nitrate par les végétaux présents pendant la saison de drainage, soit d'octobre à avril. Compte tenu du fait que, pour l'ensemble d'un bassin versant, les variables de forçage ne seraient renseignées que de manière assez grossière, le choix s'est porté vers une représentation simplifiée de ces processus.

Le transfert de l'azote lessivé

Les processus hydrologiques dominants dans les bassins versants tempérés agricoles sur substratum cristallin sont bien identifiés, même si des incertitudes subsistent quant à leur importance respective (Cheverry, 1998; Durand & Juan Torres, 1996; Molénat, 1999).

Le ruissellement de surface sur sol non saturé en eau, dit ruissellement par refus d'infiltration ou ruissellement hortonien, représente à l'échelle de l'année une faible quantité d'eau (quelques pour-cent du flux annuel) mais il a une grande importance qualitative (dilution des concentrations) et peut être ponctuellement important lors des crues allant de la fin du printemps au début de l'automne. Il a lieu sur des surfaces imperméabilisées (routes, zones construites) ou sur des sols présentant une croûte de battance, encore faut-il que ces surfaces soient directement connectées au réseau de drainage. À l'échelle du bassin

versant, son déterminisme est difficile à formaliser. Là encore, une solution très simple a été adoptée.

Globalement, le bassin versant peut être divisé en deux domaines :

- un domaine de plateau et de haut de versant, dans lequel l'infiltration se fait verticalement jusqu'à une nappe d'altérite dont le toit se situe entre au-delà de la zone d'exploration des racines et jusqu'à une quinzaine de mètres de profondeur. Cette nappe d'altérite alimente latéralement le bas de versant et la rivière, et verticalement l'aquifère fissuré dans la roche saine. Eu égard aux gradients et aux perméabilités en présence, il est généralement admis que le flux latéral est nettement plus important que le flux vertical (Carluer, 1998 ; Molénat, 1999). La nappe d'altérite constitue vis-à-vis du nitrate un compartiment de stockage relativement inerte chimiquement en raison des faibles taux de carbone organique et de minéraux réducteurs qu'on y rencontre. Par contre, la roche saine peut contenir des minéraux tels que la pyrite permettant une dénitrification autotrophe importante (Pauwels, 1998 ; Somlette, 1998) ;

- un domaine de bas de versant correspondant au recoupement de la surface topographique par le toit de la nappe. Les sols y sont hydromorphes et moins perméables, ils sont saturés en eau pendant une partie de l'année, ce qui détermine des circulations latérales, soit par refus d'infiltration (ruissellement sur zones saturées), soit par exfiltration de nappe, soit par écoulement de subsurface. L'extension de ce domaine varie au cours du temps en fonction de la hauteur de nappe. Du point de vue de l'azote, ce domaine a trois fonctions : d'une part, le ruissellement sur zone saturée dilue les concentrations ; d'autre part, les sols saturés peuvent être le siège d'une dénitrification hétérotrophe ; enfin, le nitrate issu du lessivage des parties amont et transitant dans la nappe d'altérite retrouve la zone racinaire où il peut être prélevé par les végétaux. Ces interactions entre la nappe et le sol, contrôlées par la topographie, ne sont que très rarement prises en compte dans les modèles de pollution diffuse agricole existants (Mérot & Durand, 1996), si ce n'est dans des modèles mécanistes très complexes de type Shetran (Bathurst & Purnama, 1991). C'est la volonté de modéliser ce mécanisme qui a déterminé l'architecture générale du modèle, baptisé TNT1 (transfert de nitrate et topographie).

D'un point de vue hydrologique, plusieurs modèles permettent de simuler la dynamique de la zone saturée et les écoulements latéraux de subsurface. Notre choix s'est porté sur le Topmodel (Beven & Kirkby, 1979) en raison d'une part de sa simplicité et, d'autre part, du fait qu'il a été testé très en détail dans le contexte armoricain, tant du point de vue de la reconstitution des débits que de celui de la simulation des variations d'extension de la zone saturée (Gineste, 1998).

D'un point de vue qualitatif, le mode de fonctionnement des zones saturées de fond de vallée et la contribution relative des différents types d'eau (eau dénitrifiée de surface, eau dénitrifiée de profondeur, eau de la nappe d'altérite non dénitrifiée, eau de ruissellement) sont encore mal

connus. L'intensité de la dénitrification dans les zones humides et leur contribution à l'écoulement sont conditionnées par le flux de nitrate qui traverse réellement les zones actives, c'est-à-dire les horizons de surface saturés. Une part importante de l'eau de la nappe d'altérite rejoint directement le réseau hydrographique, soit qu'elle transite sous les horizons de surface, soit qu'elle emprunte des voies de circulation rapide naturelles (macropores) ou artificielles (fossés, zones humides drainées). La contribution directe des eaux de la nappe profonde dénitrifiée à l'écoulement augmente fortement en étiage et devient négligeable en période de hautes eaux, comme le montre l'analyse de l'évolution du rapport nitrate/sulfate dans la rivière (Molénat, 1999).

Compte tenu de ces observations, les choix de modélisation ont été les suivants. La taille du compartiment « eau du sol dénitrifiée » et sa contribution relative à l'écoulement ont été assujetties à la dynamique de l'extension des zones saturées prédite par Topmodel. L'intensité de la dénitrification y est contrôlée par la concentration en nitrate et la température. La contribution relative de la nappe profonde, considérée comme complètement dénitrifiée, a été supposée comme diminuant linéairement avec l'écoulement de base.

Description du modèle

Topmodel

Topmodel est l'un des modèles hydrologiques de recherche les plus utilisés et de nombreuses descriptions détaillées ont été publiées (Gineste, 1998). On se contentera ici d'en rappeler les caractéristiques principales. L'idée fondatrice de Topmodel est de pouvoir rendre compte physiquement du concept de zone contributive variable dans l'espace tout en utilisant des équations simples, faisant appel à des paramètres globaux moyens, en nombre limité. Pour cela, il est fait appel à la notion de similarité hydrologique : dans un bassin versant, on peut regrouper les points de l'espace en fonction d'un comportement hydrologique identique. Cette notion est basée sur le rôle de la topographie dans l'organisation interne du fonctionnement du bassin versant : les points sont donc regroupés sur la base d'un indice topographique. De plus, Topmodel suppose que c'est la dynamique de la nappe de subsurface qui est la clef du fonctionnement hydrologique du bassin versant. Les hypothèses de base de la version la plus courante du modèle sont les suivantes :

- les écoulements sont régis par la loi de Darcy selon laquelle le débit est proportionnel au gradient de la nappe, le facteur de proportionnalité étant la transmissivité du milieu ;
- le gradient est constant au cours du temps et égal à la pente topographique ;
- la transmissivité est uniforme sur le bassin versant et décroît exponentiellement avec la profondeur ;
- la recharge de la nappe est uniforme sur le bassin versant et est égale, à chaque pas de temps, au flux sortant (quasi-stationnarité).

Sous ces hypothèses, l'indice topographique de similarité hydrologique s'exprime sous la forme $\text{Log}(a/\text{tg}\beta)$, a étant l'aire drainée en amont du point considéré et $\text{tg}\beta$ la pente topographique locale. Tous les points ayant le même indice se comportant de la même façon, ils ont en particulier le même état hydrique. Autrement dit, la zone saturée à un instant donné sera déterminée par tous les points ayant un indice supérieur à un seuil donné, dépendant de l'état hydrique moyen à cet instant.

Le modèle nécessite donc le calcul de l'indice topographique en tout point du bassin versant, réalisé à partir d'un modèle numérique de terrain. Les paramètres principaux sont la transmissivité hydraulique en surface (T_0), le paramètre de décroissance exponentielle (M) et un paramètre de délai de recharge de nappe (T_d).

L'intégration de Topmodel au modèle TNT1 a nécessité quelques adaptations mineures, les principales étant l'ajout d'un paramètre de génération de ruissellement hortonien (pourcentage fixe P_{mac} de la pluie efficace au-delà d'un seuil de pluie journalière P_{min}), d'un seuil de profondeur de nappe (SDT) en deçà duquel une évapotranspiration directe à partir de la nappe est possible, afin de pouvoir simuler le prélèvement biologique dans les bas-fonds, et surtout d'une taille maximale de nappe (Maxnap) dans laquelle le mélange de nitrate est total (la nappe de Topmodel étant initialement de taille infinie).

Modèle de nitrate dans le sol

Le lessivage de nitrate dans le sol est modélisé par le modèle de Burns : le sol est divisé en couches d'épaisseur constante (ici 10 cm) caractérisées par une réserve utile ; la différence pluie-ETP (évapotranspiration potentielle) ajoute ou retranche de l'eau à la couche supérieure ; il y a un mélange instantané du nitrate. Si la réserve utile (RU) est remplie, l'excédent alimente la couche sous-jacente et ainsi de suite.

Le prélèvement hivernal de nitrate est calculé sur la base d'une courbe de dilution moyenne d'un blé d'hiver en fonction de la somme des températures depuis le semis. Ce prélèvement a lieu dans les trente premiers centimètres de sol.

La minéralisation de l'azote du sol et les arrière-effets des fumures organiques sont calculés sur la base d'une minéralisation annuelle potentielle, modulée et répartie quotidiennement en fonction de la température (loi d'Arrhénius avec $Q_{10} = 2$) et de la teneur en eau du sol (si la moyenne décadaire est supérieure à 80 % de la RU ou inférieure à 10 % de la RU , la minéralisation est divisée par deux). Cette minéralisation a lieu dans les trente premiers centimètres de sol.

Fonctionnement de la zone humide

La proportion de l'écoulement de nappe entrant et sortant de la zone humide est considérée comme égale à la proportion de surface saturée du bassin versant estimée par Topmodel. Le compartiment dénitrifiant a une profondeur de 30 cm, une porosité de 50 % et une surface égale à celle de la zone saturée. La dénitrification est estimée en adaptant

le modèle Nemis proposé par Hénault (1993) aux sols saturés et au contexte local :

$$VED = VPD \times f_N \times f_T$$

avec :

VED = vitesse effective de dénitrification (kgN/ha/j),

VPD = vitesse potentielle de dénitrification (kgN/ha/j), à 20 °C en anoxie et avec nitrate en excès,

f_T : loi d'Arrhénius avec un Q_{10} de 2 entre 10 °C et 20 °C et 10 entre 0 °C et 10 °C (Bidois *et al.*, dans ce volume),

f_N : loi de Michaelis-Menten avec $K_m = 22$ mgN/g de sol sec.

À chaque pas de temps, la concentration en azote est calculée par le bilan de masse sur le pas de temps. Il est à noter que, comme la taille du compartiment varie d'un pas de temps à l'autre alors que les flux entrant et sortant sont supposés identiques, le bilan de masse n'est pas respecté entre deux pas de temps. Ceci n'affecte toutefois pas le bilan de masse global du bassin versant car la variation de taille reste interne au système.

Le prélèvement biologique dans la zone humide est modélisé différemment. Comme expliqué plus haut, un seuil de profondeur de nappe accessible aux racines a été intégré à Topmodel, déterminant une surface plus étendue que la zone totalement saturée où la demande évapotranspiratoire non satisfaite par le sol est prélevée directement dans la nappe. Il a été considéré que ce flux d'eau s'accompagnait d'un flux de nitrate proportionnel à la concentration de la nappe.

Autres facteurs de diminution des concentrations en nitrate

Pendant les crues, la lame d'eau ruisselée est considérée comme totalement dépourvue de nitrate, ceci entraînant une dilution des concentrations dans le ruisseau.

La dénitrification autotrophe par oxydation de la pyrite dans le schiste sain est considérée comme totale. La contribution réelle de l'eau dénitrifiée par cette voie à l'écoulement a été modélisée comme étant égale à une fraction de l'écoulement de base décroissant linéairement quand celui-ci augmente. Les paramètres de cette décroissance (pente A_{pyr} et constante B_{pyr}) ont été ajustés en fonction des connaissances disponibles et du rapport NO_3/SO_4 dans le ruisseau.

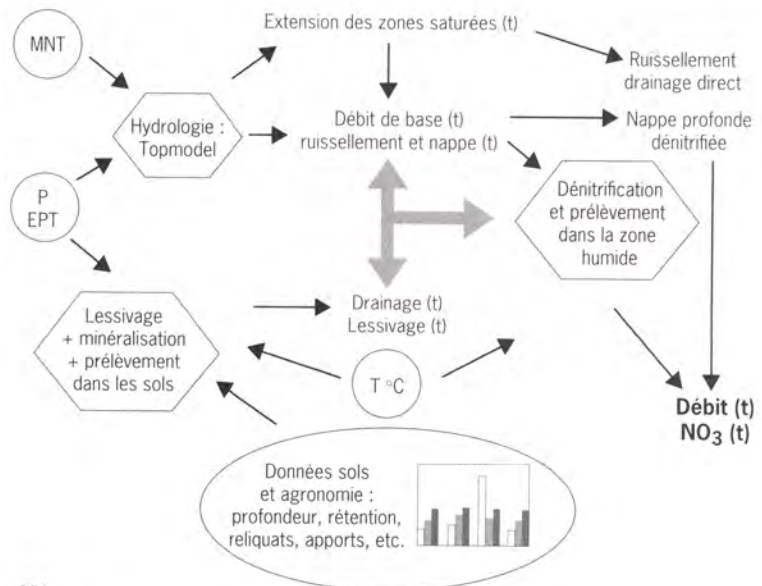
Paramétrisation et structure informatique

Le tableau 1 résume les variables de forçage et les paramètres du modèle complet. La figure 1 représente son organigramme. Topmodel est écrit en Fortran 77, avec des fichiers d'entrée et de sortie en Ascii. Le reste du modèle se présente sous la forme de quatre fichiers Excel reliés, un pour la minéralisation et le prélèvement, un pour le lessivage, un pour l'hydrologie et un « chef d'orchestre » calculant les flux et concentrations à l'exutoire.

Tableau 1 - Principaux paramètres et variables de forçage de TNT1.

Valeurs utilisées dans les deux calages présentés.

Paramètres et variables	unité	Valeur calée Kervidy	Valeur calée Kerharo
Topmodel :			
Facteur de décroissance exponentielle M	m	0,032	0,035
Transmissivité maximale T0	m ² /h	1,47	1,70
Déficit seuil de la nappe SDT	m	0,10	0,15
Taille maximale de nappe Napmax	m	2,0	1,5
Zones humides			
Activité dénitrifiante maximale (VPD)	kgN/ha/j	30	30
Porosité	%	50	50
Profondeur active	m	0,30	0,30
Proportion d'écoulement de base intercepté EFZH ($Q_{int} = EFZH \times \% \text{ sat} \times Q_{base}$)	-	2	2
Nappe profonde			
($Q_{pyr} = (A_{pyr} \cdot Q_b + B_{pyr}) \cdot Q_b$)			
Pente Apyr	h.m ⁻¹	-100	-125
Constante Bpyr	%	30	40
Sol			
RU 0-30cm	%	26	26
RU 30-120cm	%	24	24
Minéralisation potentielle	kgN/ha/an	100	100
Distribution des profondeurs	hist.	tiré de la carte des sols	
Distribution des indices topographiques	hist.	tiré du MNT	
Variables de forçage			
P, ETP	m	données météo	
Temp. moy. décadaire du sol à 10cm	°C	données météo	
Reliquat azoté automnal	kgN/ha	200	125
Pourcentage sol nu hiver	%	50	50

Figure 1
Schéma conceptuel
du modèle TNT1.

Calibration

Par rapport à la plupart des modèles de transfert de solutés en bassin versant, TNT1 est un modèle très économe en paramètres. Ce nombre réduit de paramètres a été obtenu en maximisant la sensibilité du modèle à chacun d'entre eux. Malgré cela, les processus pris en compte sont nombreux et interdépendants. Un test rigoureux et un calage non équivoque du modèle nécessiteraient une quantité et une qualité de données tant hydrologiques qu'agronomiques qui ne sont pour l'instant disponibles sur aucun bassin versant breton. Les résultats présentés ci-dessous sont donc à considérer non pas comme une validation du modèle mais comme la démonstration qu'il est capable de reproduire de façon réaliste et fidèle une diversité de situations observées sur deux bassins versants différents.

Calibration sur le bassin versant de Kervidy

Le bassin versant de Kervidy est un sous-bassin versant amont de 5 km² du bassin versant du Coët-Dan à Naizin, situé en Bretagne centrale sur des schistes briovériens. Ce bassin versant fait l'objet d'études hydrologiques, hydrochimiques et pédologiques depuis 1992. Il est décrit en détail par ailleurs (Cheverry, 1998).

Le calage a été effectué sur cinq cycles hydrologiques, de 1993 à 1998, pour lesquels les données climatiques, hydrologiques et hydrochimiques étaient disponibles.

En l'absence de données agronomiques détaillées, il a été considéré que les reliquats d'azote d'automne étaient égaux et uniformes sur le bassin pendant toute la période, et fixés à 200 kgN/ha en se basant sur des relevés effectués en 1996. Ils ont été réinitialisés chaque année. Compte tenu des données d'utilisation des sols disponibles, la moitié de la surface du bassin est supposée en sol nu en hiver et l'autre moitié couverte d'un blé d'hiver.

La minéralisation nette potentielle des sols a été fixée à 100 kgN/ha/an, correspondant à la valeur couramment admise dans ce type de conditions. Les caractéristiques pédologiques sont issues des travaux détaillés menés sur le site. Topmodel a été calé non seulement sur les débits à l'exutoire mais aussi en ajustant l'extension moyenne des zones saturées à l'extension des sols hydromorphes. Tous les paramètres ont été ajustés à l'intérieur d'une gamme de valeurs jugée réaliste compte tenu des connaissances disponibles.

La figure 2, page 350 illustre les résultats obtenus. Le modèle est capable de simuler correctement l'essentiel des variations journalières et intermensuelles de débit et de concentration en nitrate à l'exutoire. Il est à remarquer que la période étudiée couvre une gamme très large de conditions climatiques, allant d'années très sèches comme 1996-1998 à des années très humides comme 1994-1995, et que l'ajustement est correct avec un jeu unique de paramètres. Les simplifications outrancières faites sur les entrées agronomiques ne mettent pas en cause ce

résultat mais simplement la valeur des paramètres ajustés et donc l'importance relative des différents processus modélisés : des tests rapides ont montré que l'ajustement était possible avec des données d'entrée s'écartant très largement de celles utilisées ici.

Application au Kerharo

Le bassin versant du Kerharo en baie de Douarnenez (Finistère) a une surface de 42 km², dont les deux tiers se situent sur des schistes briovériens et un tiers sur du grès. Les débits et les concentrations en nitrate à Saint-Nicodème, en amont du marais littoral aménagé sur les conseils de l'Ifremer, ont été suivis pendant deux ans. Comme pour Kervidy, la carte des sols et le MNT étaient disponibles. Les excédents agricoles ont été estimés, par deux méthodes différentes, à 100 et 127 kg N/ha/an (Bidois, 1995 ; Talec, 1992). Ces valeurs sont équivalentes compte tenu des incertitudes liées aux méthodes et aux données disponibles et, arbitrairement, la deuxième valeur a été retenue. Là encore, l'excédent a été considéré uniforme sur le bassin versant et la proportion sol nu/culture d'hiver a été fixée à 50 %.

L'ajustement est aussi satisfaisant qu'à Kervidy pour les deux années considérées (fig. 3, p. 350).

Les flux annuels sont restitués à environ 20 % près et les concentrations moyennes à moins de 10 %. L'impression de surestimation des concentrations à certaines périodes est accentuée par le fait que la majorité des observations a été effectuée en période de crue. Il est à noter que le modèle reproduit de façon très satisfaisante (à 8 % près) les flux de fin de printemps et d'été, ce qui était l'objectif fixé dans la problématique de lutte contre les marées vertes. Le modèle a également été appliqué sur l'année 1994-1995, sur laquelle les débits n'étaient pas enregistrés en continu, afin d'être utilisé pour tester les scénarios en année humide (voir ci-dessous) : là encore, l'ajustement de la simulation aux données disponibles a été jugé satisfaisant.

Les paramètres ajustés diffèrent peu entre les deux bassins. Il est à noter toutefois qu'à Kerharo la valeur de transmissivité hydraulique à saturation est plus élevée qu'à Kervidy (5,5 contre 4,3 m²/h) et la capacité de la nappe plus faible (1 500 contre 2 000 mm), ce qui se traduit par une inertie plus importante de la nappe de Kervidy.

Tests de scénarios

Afin d'illustrer les potentialités de TNTI comme outil d'évaluation de mesures de lutte contre la pollution et de juger de la cohérence des résultats qu'il fournit, différents scénarios d'évolution ont été testés. Il est bien clair que ces résultats n'auront de valeur prédictive que lorsque le modèle aura été testé et validé à partir d'un jeu de données suffisamment contraignantes, notamment sur le plan agronomique. Cet exercice a été effectué pour le bassin du Kerharo, pour trois années hydrologiquement contrastées : 1994-1995 (hiver très humide et printemps

sec), 1997-1998 (hiver assez humide et printemps très humide) et 1996-1997 (année très sèche).

Le premier jeu de scénarios a consisté à faire varier les reliquats azotés automnaux entre 0,5 fois et 2 fois la valeur calibrée (fig. 4a). On constate que le bassin versant réagit immédiatement à ces variations mais de manière très amortie, et ce d'autant plus que l'année est sèche et que le reliquat est fort. Ainsi, une diminution du reliquat de 200 à 125 kgN/ha se traduit par une diminution de flux exporté de 9 kgN/ha seulement en 1996-1997. Cette différence est liée d'une part aux puits d'azote qui sont d'autant plus importants que les quantités mises en jeu sont grandes et aux variations de stocks qui interviennent à l'échelle de plusieurs années.

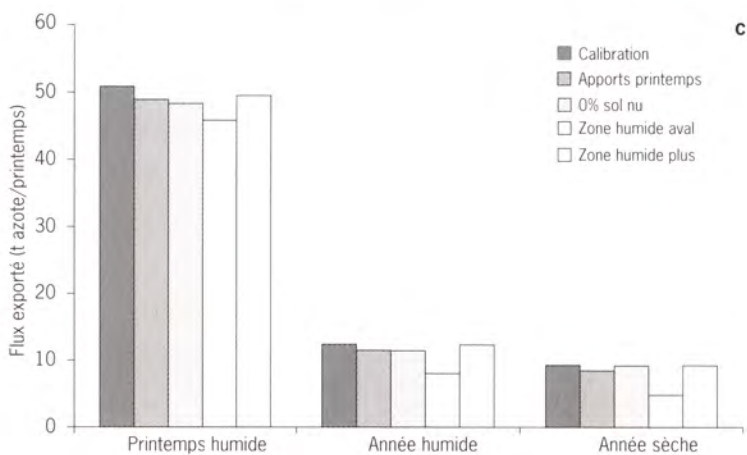
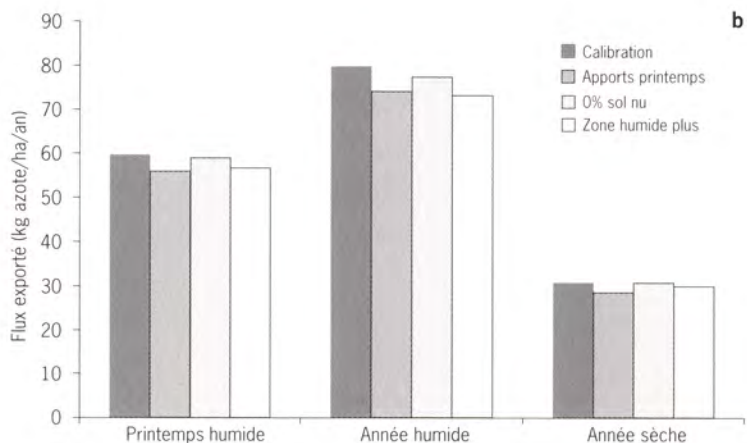
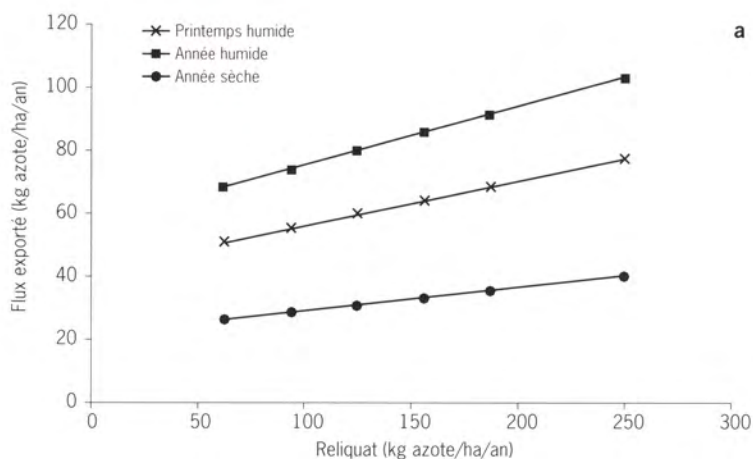
Afin d'estimer le temps de stabilisation du système, les trois années 1994-1995, 1996-1997 et 1997-1998 ont été enchaînées et répétées plusieurs fois avec le même niveau de reliquat. Dans tous les cas, un état stationnaire est atteint au bout d'une dizaine d'années. Il faut bien noter qu'il ne s'agit là que d'une estimation de la « mémoire hydrologique » du système : à cette échelle de temps, le rôle tampon joué par la matière organique du sol et par les différences d'exportation par les cultures, induites par la variation des niveaux d'intrants, ne peut pas être négligé comme c'est le cas actuellement dans le modèle.

Le deuxième jeu de scénarios a visé à évaluer l'efficacité respective de diverses mesures à apports azotés constants (fig. 4b) : report de la moitié de la fertilisation d'automne au printemps sur les cultures d'hiver, suppression des sols nus hivernaux et augmentation de l'efficacité épuratoire des zones humides en augmentant de 50 % les flux les traversant (noté « zone humide plus » sur le graphique). On constate que ces trois mesures ont des effets analogues. L'effet de l'aménagement des zones humides est toutefois moins marqué en année sèche.

Enfin, l'effet spécifique de ces mesures sur les flux de printemps a été testé (Fig. 4c) en rajoutant une autre option d'aménagement de zone humide, à savoir l'utilisation « à plein rendement » de 0,5 % de la surface du bassin versant, soit 20 ha (notée « zone humide aval » sur le graphique). Les résultats suggèrent que le report au printemps de la fertilisation n'a aucun effet dommageable sur les flux de printemps, au contraire même lorsqu'elle est suivie d'un printemps très pluvieux. De plus, une action globale sur les flux transitant par les zones humides a peu d'effet sur les flux printaniers alors que l'aménagement optimisé d'une surface réduite en aval est très efficace, permettant une diminution de 10 à 50 % des flux selon les années (par contre, cette option est beaucoup moins efficace pour la réduction des flux annuels totaux).

Ces résultats sont assez conformes à la logique et permettent de fixer les idées sur l'ordre de grandeur des réponses à attendre et sur l'effet mémoire hydrologique du bassin versant. D'un point de vue opérationnel, ils montrent tout l'intérêt de jouer sur la complémentarité des mesures envisageables, chacune d'elles ayant un effet limité, et illustrent la difficulté d'estimer à court terme l'efficacité de ces mesures à partir d'observations à l'exutoire.

Figure 4
Résultats des simulations de scénarios :
a. flux annuels exportés en fonction des reliquats automnaux ;
b. flux annuels exportés à apports constants ;
c. effet sur les flux printaniers.



Conclusion

Le modèle de transfert de nitrate TNT1, dont la validation est encore incomplète, modélise explicitement des processus peu formalisés jusque-là, en particulier le rôle des zones humides de fonds de vallées sur les transferts à l'échelle du bassin versant. Il est simple à utiliser et à renseigner, et s'avère apte à modéliser l'essentiel des variations de flux et de concentration de nitrate aux exutoires des deux bassins versants sur lesquels il a été appliqué. Il est aussi potentiellement utile pour évaluer l'effet comparé de diverses mesures de lutte contre la pollution. Toutefois, avant de pouvoir réellement être utilisé comme modèle prédictif, il doit encore être testé en détail sur un jeu de données plus contraignant, notamment en ce qui concerne les entrées agronomiques. Ceci pourra éventuellement conduire à modifier le formalisme adopté pour certains processus, en fonction du progrès des connaissances. De plus, la réponse d'un bassin versant dépassant largement l'échelle annuelle, il serait important d'adjoindre à TNT1 un module agronomique moins fruste afin de pouvoir le faire tourner sur plusieurs cycles consécutifs sans réinitialisation. Enfin, il faut souligner que cette approche a servi de base de réflexion au développement d'un outil plus ambitieux, couplant un modèle agronomique complet avec un modèle hydrologique spatialisé maillé, pour une description plus précise de l'hétérogénéité des interactions cultures/sol/nappe.

Références bibliographiques

- Aurousseau P., Baque M.-C., Squividant H., 1995. Les bassins versants de Bretagne et leur charge polluante. Rapport de convention Draf de Bretagne, Rennes, 30 p.
- Ball J., Trudgill S.T., 1995. Overview of solute modelling. *In*: Solute modelling in catchment systems. John Wiley (ed.), Chichester, 473 p.
- Bathrust J.C., Purnama A., 1991. Design and application of a sediment and contaminant transport modelling system. IAHS publication, 203, 305-313.
- Beven K., Kirkby M.J., 1979. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrol. Sci. J.*, 24, 1, 43-69.
- Bidois J., 1995. Rapport intermédiaire n° 2. Programme « marées vertes ». Bassin versant du Kerhau (Finistère). Rapport Inra, 58 p.
- Burt T.P., Heathwait A.L., Trudgil S.T., 1993. Nitrate: Processes, patterns and management. John Wiley (ed), Chichester, 430 p.
- Carluer N., 1998. Vers une modélisation hydrologique adaptée à l'évaluation des pollutions diffuses : prise en compte du réseau anthropique. Thèse université Pierre et Marie Curie, Paris, 450 p.
- Cheverry C., 1998. Agriculture et qualité des eaux. Le programme Cormoran. Inra Éd., Science Update, 297 p.

- Durand P., Juan Torres J.L., 1996. Solute transfer in agricultural catchments: the interest and limits of mixing models. *J. Hydrol.*, 181, 1-22.
- Gineste P., 1998. Contribution de l'imagerie satellitale radar ERS à la détection des zones saturées et à la modélisation hydrologique d'un petit bassin versant agricole par Topmodel. Thèse Engref, Montpellier, 230 p.
- Hénault C., 1993. Quantification de la dénitrification dans les sols à l'échelle de la parcelle cultivée, à l'aide d'un modèle prévisionnel. Thèse Ensa, Montpellier, 132 p.
- Mérot P., Durand P., 1996. Modelling the interactions between the buffer zones and the catchment. Internat. Conf. on Buffer zones: their processes and potential in water protection. Heythrop Park, Enstone, U.K., 30 August-2 September 1996.
- Molénat J., 1999. Rôle de la nappe sur les transferts d'eau et de nitrate dans un bassin versant agricole. Étude expérimentale et modélisation. Thèse université Rennes I, 268 p.
- Pauwels H., 1998. Comportement de l'azote dans l'aquifère du Coët-Dan. *In: Agriculture intensive et qualité des eaux*, Chevrey (ed.), Inra Éd., 209-221.
- Somlette L., 1998. Contribution à l'étude hydrogéologique de la distribution et du devenir des nitrates dans les nappes de fissures, de l'échelle du périmètre expérimental à celle du bassin versant côtier. Thèse université de Bretagne occidentale, Brest, 340 p.
- Talec P., 1992. Étude de la sensibilité des bassins versants finistériens vis-à-vis de l'eutrophisation littorale. Rapport UBO/Ifremer, Brest, 79 p.

Décalages temporels entre modifications des pratiques agricoles et diminution de nitrate dans les eaux superficielles

Paul Bordenave⁽¹⁾, Fayçal Bouraoui⁽¹⁾, Chantal Gascuel-Oudou⁽²⁾, Jérôme Molénat⁽²⁾, Philippe Mérot⁽²⁾

(1) Cemagref Rennes, URE Gere, 17 avenue de Cucillé, 35044 Rennes Cedex

(2) Inra Rennes-Quimper, unité sol et agronomie, 65 route de Saint-Brieuc, 35042 Rennes Cedex

Introduction

En Bretagne, des actions incitatives visant à réduire la pollution des eaux en nitrate ont été promues avec les opérations Bretagne Eau Pure (BEP). Deux programmes successifs ont été mis en place sur vingt bassins versants dans les programmes BEP 1 (de 1992 à 1994) puis BEP 2 (en cours). Pour ce qui concerne le volet agricole de ces actions, les buts sont d'orienter les agriculteurs vers l'utilisation de pratiques agricoles moins polluantes et de favoriser ainsi l'évolution vers des systèmes de production plus durables et économiquement viables. Face au constat souvent admis de dégradation constante de la qualité des eaux, la question est maintenant posée de l'évaluation de l'efficacité de ces mesures et plus particulièrement des délais nécessaires pour espérer voir une baisse, ou tout au moins une stabilisation durable, des concentrations et des flux de nitrate dans l'eau. Des résultats rapides sont maintenant attendus de façon de plus en plus pressante.

Selon leur plus ou moins grande facilité technique d'adoption et de réalisation, on peut classer les modifications à apporter en deux grands groupes. Le premier rassemble les modifications envisageables à court terme, pour lesquelles on dispose d'une évaluation assez précise de l'efficacité technique au niveau de la parcelle cultivée. Il s'agit d'actions qui visent à optimiser les systèmes actuels et à promouvoir et développer des modes de production plus économes en intrants. Dans ce premier type on peut ranger : la réduction des intrants dont la fertilisation raisonnée et l'amélioration de la répartition des effluents d'élevage qui lui est nécessairement liée en Bretagne, la mise en place de cultures dérobées à l'automne et la gestion de l'interculture, l'optimisation de la gestion des pâturages et de l'alimentation des animaux, l'augmentation de la part de l'herbe pâturée dans l'alimentation des bovins au détriment des fourrages annuels conservés...

Un deuxième type regroupe toutes les actions dont le but est d'augmenter le pouvoir tampon du milieu (Cheverry, 1998) : maintien ou aménagement des zones humides, raisonnement de la localisation des

cultures et des pratiques qui leur sont associées dans le paysage en fonction des risques pour l'environnement. Pour celles-ci, une amélioration des connaissances en termes de processus et de généralisation est encore nécessaire.

La Bretagne dispose d'un réseau de stations expérimentales bien équipées (stations des instituts techniques, des chambres d'agriculture et de l'Inra) qui ont permis de tester, à l'échelle de la parcelle expérimentale et plus récemment du système d'élevage, l'efficacité des principales améliorations préconisées sur les concentrations en nitrate des eaux de percolation. Des avancées récentes dans le domaine du raisonnement de la fertilisation des prairies ont également été obtenues. Finalement, nous disposons dans la région d'un éventail de solutions de plus en plus élaborées et validées pour les modifications du premier groupe.

Pour l'azote et à l'échelle d'un bassin versant, même de petite taille, le système semble présenter une inertie importante. Plusieurs études montrent que les concentrations en azote dans l'eau à l'exutoire sont sensiblement plus stables dans le temps que les flux qui sont, eux, principalement contrôlés par les pluies. Ainsi, sur des petits bassins versants de quelques kilomètres carrés et pendant la période de drainage intense (octobre à avril), il est souvent possible de prévoir les flux d'azote à des pas de temps courts, parfois journalièrement, à partir d'un modèle relativement simplifié pluie-débit auquel on applique une concentration constante tout au long de l'année. Ceci traduit une certaine stabilité, au moins annuelle, de la teneur des nappes alimentant les ruisseaux pendant la période hivernale (Bordenave *et al.*, 1999). L'activité du sol et les systèmes de culture tendent aussi à stabiliser, à l'échelle pluriannuelle, les quantités d'azote disponibles pour le lessivage. Ainsi, lorsque la pression polluante, telle qu'on peut l'évaluer par les méthodes des « bilans » annuels, est relativement stabilisée dans le temps, le système évolue inexorablement vers un nouvel équilibre dynamique.

Pour ces raisons, la principale difficulté dans l'évaluation à terme des effets des modifications de pratiques sur la teneur des eaux en nitrate à l'exutoire d'un bassin versant est de différencier les effets provenant de l'évolution « naturelle » du système vers un nouvel équilibre et des variations climatiques de ceux provenant de l'évolution des systèmes de production ou des améliorations qui y sont éventuellement apportées. Cette distinction peut être réalisée par une approche diachronique à partir de mesures sur de longues périodes. Sur le bassin versant du Coët-Dan à Naizin (56), pour lequel nous disposons de mesures depuis 1977, il est intéressant d'étudier l'évolution dans le temps des flux et des concentrations en nitrate. Ce bassin versant n'a été l'objet d'aucune action formalisée de reconquête de la qualité de l'eau et constitue donc un témoin.

Évolution de la teneur en nitrate dans le Coët-Dan à l'exutoire du bassin versant de 1977 à 1997

Au début des années quatre-vingt-dix, sept régions, dont la Bretagne, avaient des eaux de qualité non satisfaisante. La concentration en nitrate, qui dépassait 50 mg/l pour 80 % des points de mesure bretons évoluait nettement dans le sens d'une dégradation (Ifen, 1997). Cann (1994) explique de manière statistique que l'évolution de la teneur en nitrate mesurée sur le bassin du Coët-Dan est liée principalement au nombre de porcs présents sur le bassin, le nombre de porcs étant considéré comme un indicateur de l'intensification de l'agriculture. Il conclut à une augmentation annuelle de la teneur en nitrate de 3,45 mg/l par an entre 1977 et 1991. Étant donné l'accroissement continu de la production de porcs au-delà de 1991, une forte augmentation des teneurs en nitrate devrait être observée.

Une analyse statistique a été conduite pour étudier l'évolution de la teneur en nitrate des eaux superficielles du bassin versant du Coët-Dan entre 1988 et 1997. Ce bassin est en excédent structurel, avec une production de porcs en nette augmentation. D'après les critères établis par la directive européenne sur la lutte contre les pollutions par les nitrates, un canton est en excédent structurel lorsque les apports d'azote dans les effluents animaux dépassent la valeur seuil de 170 kg d'azote par hectare de surface agricole utile (SAU) épanachable.

Le test non paramétrique de Mann-Kendall (Gilbert, 1987) a été utilisé pour tester l'hypothèse de l'absence de tendance de la teneur en nitrate. Ce test non paramétrique a été choisi pour deux raisons principales : il n'y a aucune hypothèse sous-jacente à la distribution des données à analyser et les séries incomplètes ainsi que la saisonnalité des données peuvent être prises en compte. Le test statistique consiste à déterminer la valeur de la somme des signes des $n(n-1)/2$ différences entre les paires (x_j, x_k) avec $j > k$ selon la convention suivante :

$$S = \sum_{k=1}^{n-1} \sum_{j=k+1}^n s(x_j - x_k), \text{ avec } \begin{cases} s(x_j - x_k) = 1 & \text{si } x_j - x_k > 0; \\ s(x_j - x_k) = 0 & \text{si } x_j - x_k = 0; \\ s(x_j - x_k) = -1 & \text{si } x_j - x_k < 0; \end{cases} \quad (1)$$

où x_j représente la concentration en nitrate pour le mois j .

La variance de S est déterminée comme suit :

$$\text{Var}(S) = \frac{1}{18} \left[n(n-1)(2n+5) - \sum_{p=1}^g t_p(t_p-1)(2t_p+5) \right] \quad (2)$$

où g représente le nombre de groupes ayant une valeur identique et t_p est le nombre de points dans chaque groupe de valeur identique.

Le test statistique Z est ensuite calculé comme suit :

$$\begin{aligned} Z &= \frac{S-1}{\text{Var}(S)^{0,5}} && \text{si } S > 0; \\ Z &= 0 && \text{si } S = 0; \\ Z &= \frac{S+1}{\text{Var}(S)^{0,5}} && \text{si } S < 0. \end{aligned} \quad (3)$$

La valeur calculée de Z est comparée à celle obtenue pour une distribution normale pour le seuil de tolérance préalablement fixé. Ainsi, pour un seuil de tolérance de 0,05, la probabilité normale associée est 1,6449 et l'hypothèse d'absence de tendance (H_0) est rejetée si la valeur de Z excède celle associée au seuil de tolérance (1,6449).

Les variables hydrologiques étant caractérisées par une forte saisonnalité, un test modifié de Mann-Kendall peut être utilisé. Celui-ci consiste à déterminer respectivement les valeurs de S et $\text{Var}(S)$ pour chaque saison j , puis à réaliser leur somme et calculer la nouvelle valeur de Z selon l'équation 3.

L'analyse statistique a porté sur les concentrations mensuelles et annuelles. La concentration moyenne est déterminée comme étant le cumul des flux instantanés de nutriments divisé par le cumul des débits. Les analyses statistiques ont été menées sur les résidus entre les concentrations mesurées et les concentrations prédites à partir d'un ajustement avec les débits afin de limiter l'impact de la fluctuation des débits sur l'analyse des tendances.

Les concentrations mensuelles en nitrate sont caractérisées par une forte saisonnalité. La limite des 50 mg/l est dépassée en moyenne du mois de décembre jusqu'au mois de mai. Les concentrations les plus élevées sont observées entre décembre et mars et sont relativement stables. On observe une baisse de la concentration en nitrate à partir du mois d'avril jusqu'au mois d'octobre. L'augmentation de la teneur en nitrate à partir de novembre peut s'expliquer par une augmentation de l'humidité du sol qui, associée aux températures relativement douces, entraîne une forte augmentation de la nitrification dans le sol.

Les résultats de l'analyse statistique sont présentés dans le tableau 1. Considérant un seuil de tolérance de 0,05, seul le mois de novembre est caractérisé par une tendance significative (diminution). Considérant l'ensemble des mois, il n'y a aucune évidence statistique quant à l'augmentation des concentrations mensuelles sur la période de dix ans d'étude (tab. 1). Ce résultat est confirmé en effectuant un test de Mann-Kendall sur les concentrations annuelles représentées sur la figure 1. Une analyse similaire a été conduite sur les teneurs mensuelles maximales en nitrate. Seul le mois d'octobre présente une tendance significative (diminution). Sur l'ensemble des dix ans d'étude, il n'y a pas d'évolution significative de la teneur maximale en nitrate.

En conclusion, aucune tendance n'a pu être détectée pour l'évolution des concentrations en nitrate sur la période 1988-1997. Ces résultats sont fortement intéressants car, étant donné la forte augmentation de la production porcine (plus de 60 % entre 1988 et 1994), une augmentation des pertes en nutriments était prévisible. Pour expliquer cette absence d'augmentation, trois enquêtes réalisées auprès des agriculteurs ont été analysées; les principaux résultats sont résumés dans le tableau 2. Il ressort de cette analyse que l'augmentation de la production porcine s'est bien accompagnée d'une augmentation de la production de lisier. Par contre, les agriculteurs ont diminué leurs achats d'engrais minéral, entraînant donc sur la période d'étude une stabilisation de l'excédent azoté. De plus, on assiste à une meilleure gestion de la fertilisation avec une meilleure répartition des épandages de lisier illustrée par les échanges croissants d'engrais organiques entre les différents agriculteurs (tab. 2).

Tableau 1 - Test statistique de Mann-Kendall pour l'analyse de tendance d'évolution des teneurs mensuelles moyennes et maximales en nitrate.

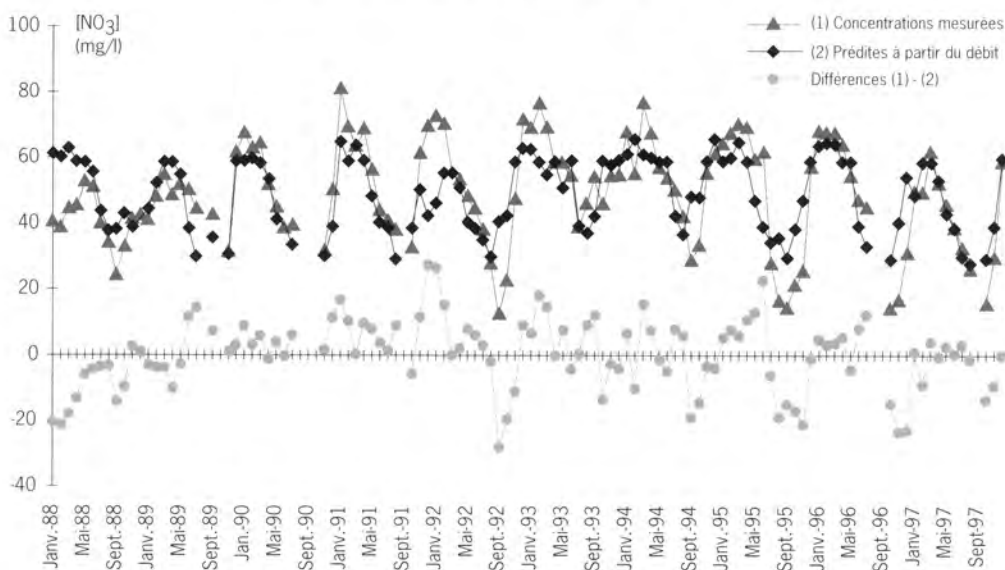
	Concentration moyenne	Concentration maximale
Janvier	0,431	0,300
Février	0,300	0,500
Mars	0,078	0,146
Avril	0,054	0,054
Mai	0,300	0,108
Juin	0,431	0,054
Juillet	0,500	0,431
Août	0,500	0,242
Septembre	0,500	0,360
Octobre	0,199	0,035*
Novembre	0,008**	0,199
Décembre	0,108	0,146
Test global	0,056	0,795

*Seuil de tolérance 5 %. ** Seuil de tolérance 1 %.

Tableau 2 - Budget des nutriments pour les années 1988, 1991 et 1994.

	Azote			Phosphore		
	1988	1991	1994	1988	1991	1994
Achat engrais minéraux (t)	113,5	81,7	76,9	26,2	16,6	16,8
Achat engrais organiques (t)	42,4	25,4	26,4	15,6	11,2	13,0
Engrais organiques produits (t)	240,0	267,6	279,9	36,9	32,6	43,2
Engrais organiques échangés (t)	0,0	4,6	7,1	0,0	1,6	2,7
Absorption par les plantes (t)	165,5	152,0	147,2	19,0	15,0	15,4
Excédent (t)	230,4	227,3	243,1	59,7	47,0	60,3

Figure 1
Concentrations de nitrate
à l'exutoire
du bassin versant
du Coët-Dan (56)
de 1988 à 1997.



Pendant toute la période de l'étude, l'excédent annuel est certes stabilisé mais reste à un niveau très élevé. Depuis 1988, un nouvel équilibre dynamique, régulé notamment par l'activité microbienne du sol, semble atteint.

Les facteurs de variation de l'azote et de sa lixiviation dans le sol agricole

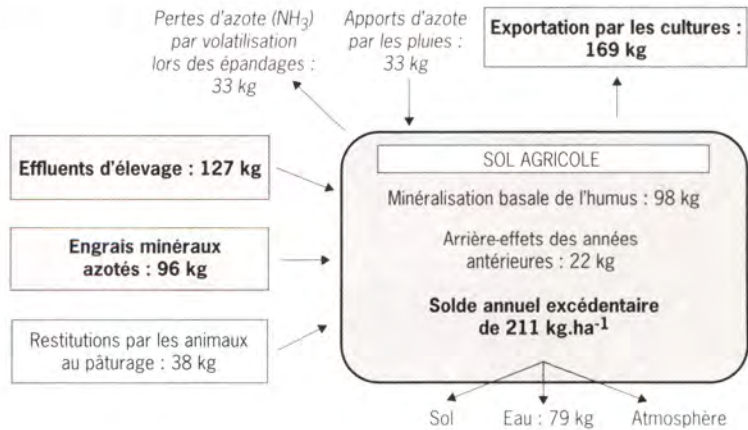
Le sol est le point de passage obligé de toute la pollution azotée provenant de l'agriculture. Notamment, la couche labourée est le siège de phénomènes microbiens agissant à des pas de temps allant de quelques jours, voire quelques mois (minéralisation, organisation, volatilisation, dénitrification), à au moins quelques dizaines d'années (humification). L'inertie du système est très élevée en raison de l'intégration rapide des apports dans la matière organique du sol et du couplage entre le cycle de l'azote et celui du carbone. En résumé, l'activité microbienne dans la couche superficielle du sol, correspondant approximativement à l'épaisseur de la couche labourée, détermine la première répartition de l'azote apporté entre les trois compartiments (atmosphère, sol, eau) depuis les écoulements superficiels en dessous de la zone labourée jusqu'aux écoulements souterrains à grande profondeur. L'activité du sol est profondé-

ment déterminée par sa nature même, très variable dans l'espace. Elle est marquée par une forte saisonnalité en interaction avec le climat et les activités de l'agriculture à toutes les échelles d'espace : parcelles, versant, bassin versant. Se préoccuper des temps de réponse dans l'eau à des modifications de pratique suppose donc de se préoccuper du cycle de l'azote à l'échelle du bassin versant.

Des modifications des pratiques agricoles, techniquement réalisables à court terme, sont susceptibles de réduire de façon importante le potentiel de pollution

Sur le bassin versant du Kerouallon dans le Nord-Finistère, nous avons quantifié le plus précisément possible les apports et les sorties d'azote au niveau des sols cultivés. Ceci a été réalisé par un suivi en temps réel des pratiques agricoles dans les élevages et sur les parcelles pendant trois ans. Ce suivi a été accompagné de nombreuses pesées des appareils d'épandage, de dosages des effluents dans les fosses de stockage et lors des épandages, de mesures dans les sols... En complétant ceci par des évaluations et des modélisations pour les nombreux termes du bilan non mesurables directement (volatilisation, restitution par les animaux au pâturage, fourniture du sol...) et en sommant les bilans des 245 parcelles culturales du bassin, il a été établi (Bordenave & Orain, 1998; Turpin *et al.*, 1996) le bilan moyen annuel pondéré par hectare de surface agricole utile qui est présenté dans la figure 2.

Figure 2
Bilan annuel de l'azote minéral par hectare de surface agricole utile (SAU) sur les sols du bassin versant du Kerouallon à Ploudiry (29).
Calculs à partir des données de suivi des pratiques agricoles et des sols (1994-1995-1996).



Comme dans le cas du bassin versant du Coët-Dan à Naizin, l'excédent annuel sur les sols agricoles est élevé. Les deux valeurs ne sont cependant pas complètement comparables car les méthodes de calcul sont différentes. Dans les deux cas cependant, l'excès provient des effluents d'élevage, eux-mêmes déterminés par les entrées d'aliments du bétail et des engrais minéraux azotés.

Nous avons ensuite évalué la réduction de l'excédent du bilan de l'azote minéral qu'il serait possible d'obtenir sur ce bassin versant en remplaçant

les engrais minéraux azotés par les effluents d'élevage, en répartissant mieux les apports entre les cultures (diminution sur les cultures de maïs, augmentation sur celles de céréales et les prairies) et en intégrant les restrictions liées à l'épandage des lisiers (pente trop élevée, distances aux habitations insuffisantes, époques d'interdiction d'épandage, distances aux cours d'eau...). Nos calculs tiennent aussi compte du fait que la substitution totale des engrais azotés minéraux par du lisier sur les céréales et sur les prairies n'est pas constamment réalisable techniquement en raison notamment des aléas climatiques. Finalement, les résultats indiquent qu'une réduction de 25 % de l'excédent d'azote pourrait être obtenue en mettant en œuvre ces modifications des pratiques.

Pour réaliser cet objectif, modeste compte tenu des excédents actuels, il faut impérativement répartir différemment les effluents entre les exploitations, et pas seulement entre les parcelles d'une même exploitation. Cela suppose une mobilisation de l'ensemble des agriculteurs du bassin. Il faut aussi que les quantités d'azote épandues sous forme d'effluents n'augmentent pas. Pour chaque atelier de production animale, nous avons déterminé l'effet sur les rejets d'effluents d'une amélioration des pratiques de conduite de l'élevage dont, notamment, l'alimentation des animaux et la gestion des pâturages. En cumulant les actions proposées sur les élevages porcins (Orain, 1996) et bovins (Turpin *et al.*, 1996) avec celles possibles sur les parcelles, nous arrivons finalement à une possibilité de réduction pour l'azote de 46 % de l'excédent actuel (Bordenave & Orain, 1998). Cette réduction potentielle de l'excédent d'azote n'est donc pas du tout négligeable et certaines modifications peuvent avoir des effets immédiats. Ainsi, une diminution des reliquats d'azote minéral mesurés à l'automne dans les sols est constatée entre 1994 et 1996 sur douze parcelles de prairies exploitées par des agriculteurs ayant amorcé en 1995 des modifications de leurs pratiques de fertilisation et de gestion du pâturage alors qu'une augmentation est constatée pendant la même période sur douze autres parcelles de prairies exploitées sans modifications (Turpin *et al.*, 1998).

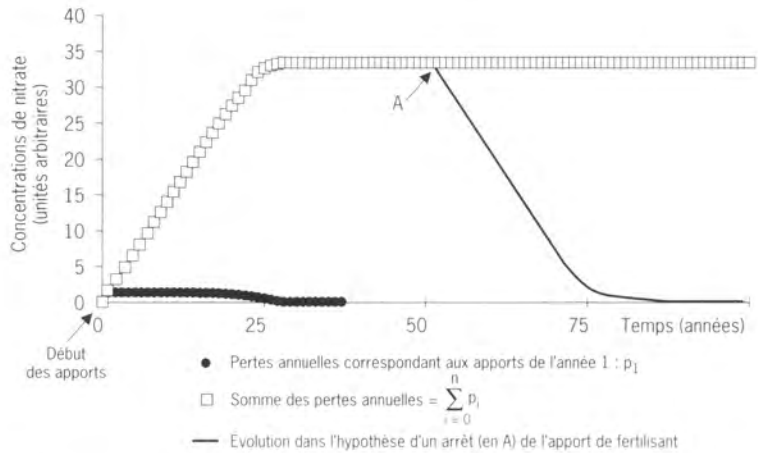
Cependant, les modifications envisagées ci-dessus nécessitent un engagement fort des agriculteurs et ne suffisent pas à réduire totalement les excédents. Par ailleurs, on ne sait ni de combien, ni quand, la réduction effective des excédents se traduira par une diminution des concentrations dans l'eau. Pour apporter quelques éléments de réponse, il convient de se préoccuper à la fois de la dynamique de l'azote dans le sol et des mécanismes de la circulation de l'eau au sein du bassin versant.

Les biotransformations de l'azote dans le sol conduisent à un décalage temporel entre les apports et l'azote entraîné par l'eau sous le profil cultural

L'expérimentation de longue durée menée à Châlons (Mariotti, 1996) sur des lysimètres avec de l'azote marqué (^{15}N) montre qu'après quinze ans d'apports de 150 kg/ha/an (2 250 kg au total) dans des conditions normales de culture, 570 kg d'azote ont été lessivés (25 %), dont seulement

9 kg provenant de l'apport de la première année (soit 6 %). Les quantités lixiviées annuellement résultent du cumul dans le temps des faibles pertes des apports annuels successifs. Ainsi, si on arrête totalement les apports, il faut plusieurs décennies pour revenir à l'état initial (fig. 3).

Figure 3
Modèle de cumul
dans le temps des pertes
des apports annuels
successifs de fertilisants
d'après Mariotti, 1996.
 p_i = pertes des apports
d'une année i .

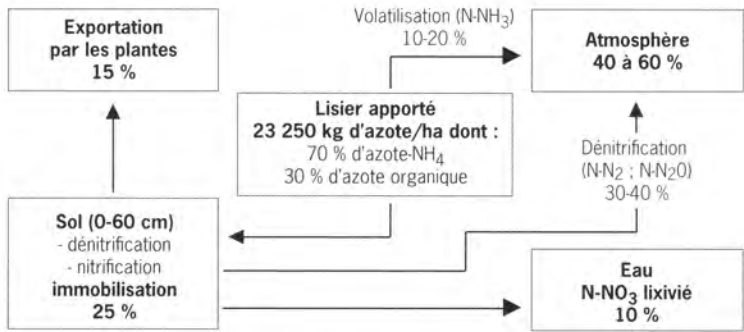


Cette représentation simple montre qu'il existe dans le sol cultivé une composante lente à très lente dans la réponse à une diminution des apports. On ne peut cependant pas en déduire que tous les temps de réaction relèvent de ce principe. En Bretagne, le principal problème posé actuellement est celui de la réduction des excédents, et non pas celui de la diminution d'une fertilisation qui serait déjà optimisée. Par ailleurs, les apports réguliers d'effluents d'élevage ont une influence quantitative, due à l'accumulation d'azote organique dans le sol, mais également une influence qualitative en augmentant la proportion de matière organique « active » et la biomasse active (Morvan *et al.*, 1996) qui sont susceptibles de réagir rapidement à une modification des apports. De nombreux essais sur cultures annuelles et sur prairies montrent que l'ajustement des apports aux besoins des cultures ou une modification des techniques d'exploitation se traduisent dès les premières années de mise en œuvre par une réduction des concentrations et des flux d'azote mesurés sous les parcelles et parfois à l'exutoire de petits bassins versants. Pour illustrer cela, et sans vouloir être exhaustif, nous prendrons pour exemple trois cas : celui du pilote Solépur caractérisé par des apports très supérieurs à ceux des parcelles agricoles, même les plus excédentaires, puis les cas du site expérimental de l'ITCF à La Jaillière en Loire-Atlantique et du ruisseau du Montoussé dans le Gers dans des conditions plus normales d'exploitation, et enfin le bassin versant du Kerouallon.

Le pilote Solépur utilise le sol comme support principal d'un système d'épuration de lisier de porc. Ce dispositif expérimental grandeur réelle, conçu et conduit par le Cemagref de Rennes, est à l'étude depuis huit ans à Plouvorn dans le nord du Finistère. Il comprend une parcelle aménagée en drainage intégral, avec sol reconstitué sur 60 cm d'épaisseur.

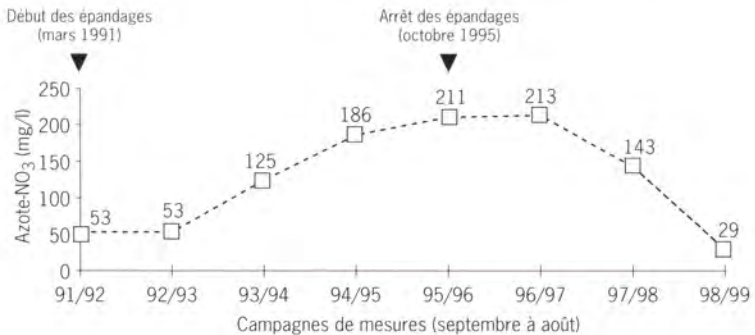
Cette parcelle a reçu des épandages intensifs et répétés de lisier de porcs d'avril à octobre à doses élevées (986 m³/ha/an pendant cinq ans). Le sol est occupé par une culture de ray-grass implantée après labour et détruite annuellement. Les eaux de drainage de la parcelle sont suivies en débit et concentration sur un ensemble de paramètres, dont l'azote nitrique (nitrites et nitrates) et ammoniacal, puis sont dirigées vers plusieurs bassins permettant la collecte, le stockage et le traitement secondaire par dénitrification. Après quatre années d'épandage, un bilan de l'azote a été établi à la sortie de la parcelle, avant le traitement des eaux de drainage dans les réservoirs de dénitrification (fig. 4) (Martinez, 1997).

Figure 4
Flux d'azote indicatifs sur le pilote Solépur en pourcentage de l'apport total après quatre années d'épandage de lisier porcin à hautes doses (4 950 kg d'azote.ha⁻¹.an⁻¹) d'après Martinez, 1997.



Les flux d'azote dans l'air, du fait de la volatilisation lors des épandages et de la dénitrification, ont été estimés à partir des mesures ponctuelles réalisées à plusieurs reprises (Moal, 1994; Chadwick *et al.*, 1998). Cette estimation, basée sur des mesures et non pas seulement sur un défaut de bilan, a été confortée par recoupement entre différentes approches. Malgré cela, les chiffres présentés doivent être considérés comme des ordres de grandeur. Le bilan montre que le sol a stocké de l'azote en grande quantité (25 % des apports), ce qui s'est traduit, compte tenu des quantités très importantes épandues, par un doublement du stock d'azote organique en quatre ans. Les fuites dans l'atmosphère sont bien plus importantes que celles dans l'eau. Une bonne partie de ces pertes a lieu sous forme polluante, soit d'ammoniac, soit de protoxyde d'azote (N₂O); les pertes en monoxyde d'azote n'ont pas été évaluées.

Figure 5
Concentrations moyennes (flux annuel d'azote/flux annuel d'eau) en azote nitrique (N-NO₃) des eaux de drainage du pilote Solépur pendant et après les épandages d'après Martinez & Peu, 1999.



Malgré la constitution d'une réserve importante d'azote organique dans le sol, l'arrêt des épandages en octobre 1995 est suivi deux ans après d'une réduction importante et rapide de la concentration moyenne des eaux (fig. 5) (Martinez & Peu, 1999). En 1999, lors de la quatrième campagne après l'arrêt total des apports, la concentration des eaux de drainage est redevenue inférieure à celle de départ.

Sur le dispositif expérimental de drainage de La Jaillière, une réduction notable des pertes mesurées en azote sous prairies (tab. 3) est obtenue pendant quatre années en augmentant la part de fauche (Laurent *et al.*, 1999). L'effet de la réduction de dose est également net. Des résultats similaires sont obtenus sur prairies pâturées dans les stations expérimentales de Kerlavic (Finistère) et Crécom (Côtes-d'Armor) (mêmes auteurs). Sur le bassin versant du Montoussé, sous-bassin de 3,28 km² de superficie du bassin d'Auradé dans le Gers, une diminution très perceptible de la teneur en nitrate des eaux de surface est obtenue par la mise en pratique de mesures de raisonnement de la fertilisation et d'enherbement des bords du ruisseau. La concentration des eaux, initialement très supérieure à 50 mg de nitrate/l repasse durablement en dessous (depuis 1993) un an après le retour à un quasi-équilibre du sol-de (entrées-sorties) du bilan d'azote (Dugast, 1998). On note toutefois que la concentration reste encore à un niveau élevé, supérieur à 40 mg/l, ce qui montre que les modifications relativement simples mises en œuvre ici sont efficaces mais ont aussi leurs limites.

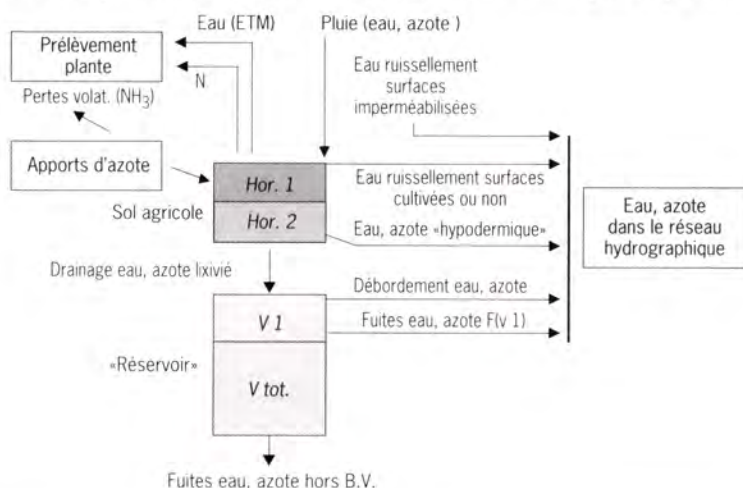
Tableau 3 - Effet de la dose d'azote et du mode d'exploitation sur le lessivage d'azote sous prairie pâturée (kg d'azote.ha⁻¹.an⁻¹). Dispositif expérimental de La Jaillière - 44 - (Cemagref-Inra-ITCF) d'après Laurent *et al.*, 1999.

Année	Mode d'exploitation			
	Pâturage 200 N	Pâturage 100 N	Fauche-pâturage 200 N	Fauche 200 N
1992-1993	25	13	9	2
1993-1994	23	15	12	1
1994-1995	53	28	25	4
1995-1996	14	7	8	7
Moyenne	29	16	14	3

Sur le bassin versant du Kerouallon, un modèle de transfert de nitrate entre les parcelles agricoles et l'exutoire (modèle NBV1), dont le diagramme simplifié est indiqué sur la figure 6, a été calé en 1993 (Bordenave et Orain, 1998). Le modèle NBV1 utilise le principe du modèle de Burns (Burns, 1974) pour la partie verticale du transfert de l'azote dans le sol et un modèle conceptuel à réservoir pour la partie hydrologique. À partir du suivi de l'azote minéral dans les sols d'un échantillon de parcelles, on calcule l'azote lixivié sous les parcelles, les fournitures d'azote par le sol, les flux et concentrations à l'exutoire. Les résultats présentés sur la figure 7 montrent bien les décalages temporels entre les apports, les périodes de drainage les plus intenses et l'azote minéral du sol. Celui-ci est très variable dans le temps en fonction des conditions

de pluie et de température et selon les successions de cultures. Les flux d'azote sous les parcelles et à l'exutoire sont principalement alimentés par l'azote minéral présent dans le sol en automne. Le modèle NBV1 montre aussi que ce stock d'azote minéral soumis au lessivage est réalimenté en hiver, à la faveur des périodes de remontée des températures, par la minéralisation et la nitrification dont une partie provient certainement de l'azote minéral réorganisé en fin d'été (Bordenave *et al.*, 1996). On note que, dans une parcelle donnée, l'azote potentiellement lessivable à un moment donné est plutôt déterminé par la température alors que l'azote effectivement lixivié est déterminé par les pluies.

Figure 6
Schéma fonctionnel
journalier du modèle NBV1.

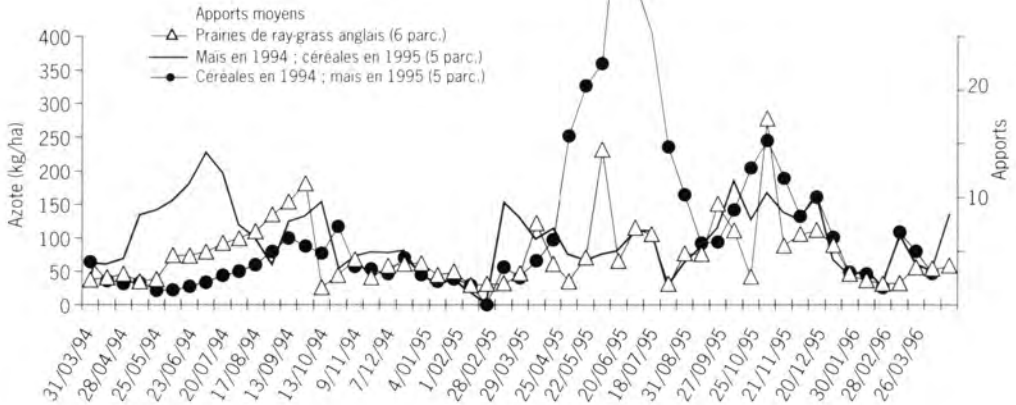


Pendant la période de drainage intense, les flux calculés issus des parcelles influent de façon perceptible sur les concentrations à l'exutoire (fig. 8) avec un décalage de 15 jours à un mois maximum. Ceci semble indiquer l'existence d'une composante rapide dans les transferts entre les parcelles et le ruisseau, sans toutefois permettre de la quantifier précisément en raison de la simplification extrême de la partie hydrologique du modèle qui ne tient pas compte notamment de l'espace et des vitesses de circulation de l'eau (fig. 6).

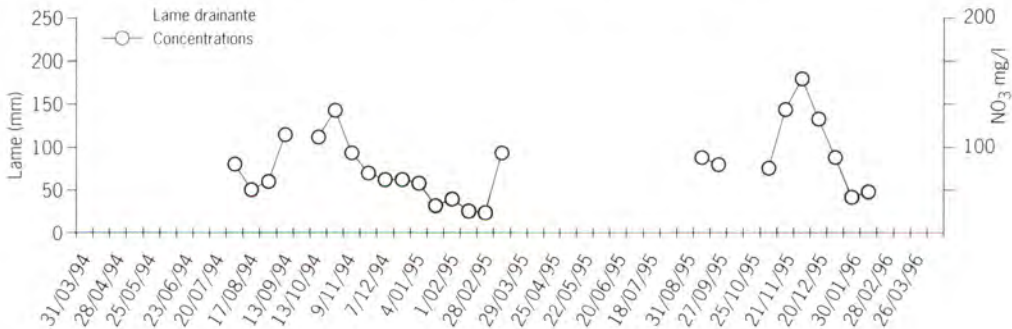
Le flux d'azote mesuré dans l'eau à l'exutoire ne représente qu'une partie de l'excédent minéral apporté sur les parcelles : 50 % pendant la période de drainage 1994-1995 et seulement 25 % pendant la période de drainage 1995-1996. La variation importante du flux d'azote lixivié à la fin de chaque période s'explique en grande partie par la forte différence de pluviosité, et donc de la lame drainée, comme cela apparaît sur la figure 7b. Le modèle NBV1 fournit quelques éléments d'appréciation sur cette disparition apparente de l'excédent d'azote non retrouvé dans l'eau : 29 % se produit dans les parcelles, principalement de prairies, dans l'horizon de surface (0-30 cm) et en dessous (30 à 60 cm); 18 % au niveau du « réservoir » du modèle, c'est-à-dire lors du transfert dans les eaux souterraines entre les parcelles agricoles sous 60 cm

Figure 7 - Décalages temporels entre les apports d'azote et l'azote minéral dans les sols (A); la lame drainante et sa concentration de nitrate calculées par le modèle NBV1 (B); les flux, mesurés et modélisés par NBV1, et la concentration de nitrate dans l'eau (C) à l'exutoire du bassin versant du Kerouallon à Ploudiry (29).

A - Décalages entre les apports d'azote et l'azote minéral (kg/ha) mesuré dans les sols par quinzaine pour 3 successions de culture de mars 1994 à avril 1996



B - Lame drainante en mm par quinzaine ; sa concentration de nitrate en mg/l dans l'eau à 60 cm de profondeur calculée par NBV1 du 3 août 1994 au 9 avril 1996



C - Flux mesurés et modélisés par NBV1 à l'exutoire, cumulés par quinzaine en tonnes de nitrate ; concentrations mesurées par quinzaine en mg NO₃/l du 3 août 1994 au 9 avril 1996

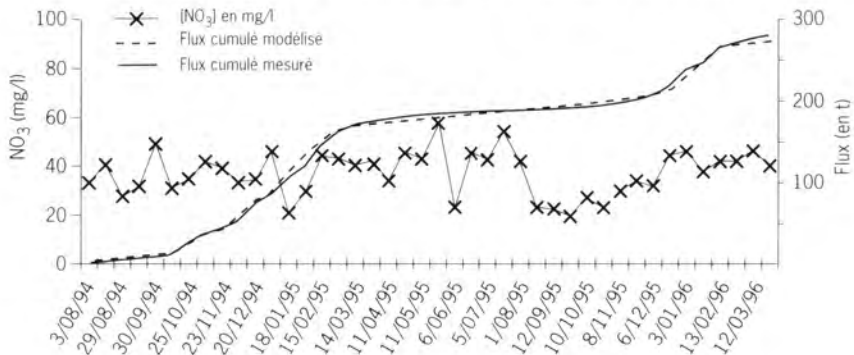
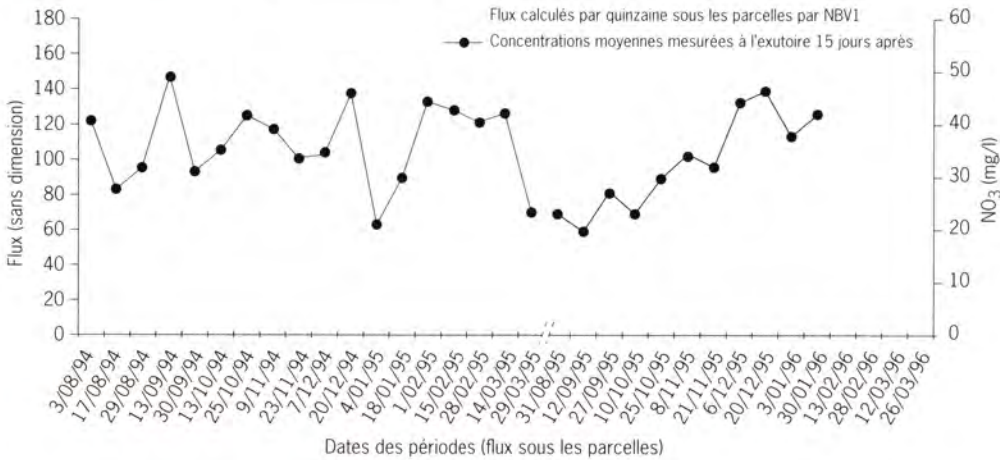


Figure 8
Évolution des flux d'azote calculés par périodes de 15 jours sous les parcelles par le modèle NBV1 et des concentrations moyennes en nitrate mesurées à l'exutoire pendant la quinzaine suivante durant la saison de drainage en 1994/1995 et 1995/1996 sur le bassin versant du Kerouallon à Ploudiry (29).



Sur le bassin du Kerouallon, les pertes d'azote cumulées évaluées par le modèle NBV1 pendant deux campagnes hydrologiques (1^{er} septembre au 31 août) sont en moyenne beaucoup plus élevées pour les successions à base de cultures annuelles (160 kg N/ha/an) que pour celles à base de prairies pâturées (93 kg N/ha/an) alors que les bilans annuels d'azote minéral sont équivalents. La minéralisation nette cumulée dans l'horizon de surface du sol au terme de l'étude est proche de zéro dans le cas des prairies alors qu'elle atteint 240 kg N/ha (soit environ 120 kg N/ha/an) pour les successions de cultures annuelles (céréales-maïs). Finalement, 76,5 % des excédents azotés des successions de cultures annuelles (céréales-maïs) sont entraînés sous la zone racinaire par les eaux contre seulement 44 % pour les prairies. Pour ces dernières, on sait qu'une partie de l'azote ainsi immobilisé est libérée dans les quatre à cinq ans suivant le retournement (Loiseau *et al.*, 1995). Cependant, on peut aussi avancer l'hypothèse que l'action conjointe du pâturage et de l'augmentation du temps de séjour de l'azote dans le sol accentue globalement les fuites dans l'atmosphère du fait de la volatilisation ammoniacale à partir des bouses et pissats, de la dénitrification ou par les émissions

Figure 9
Concentrations de nitrate
à l'exutoire des sous-bassins
« php » et « phc » du bassin-
versant du Kerouallon
de juin 1996 à mars 1999.

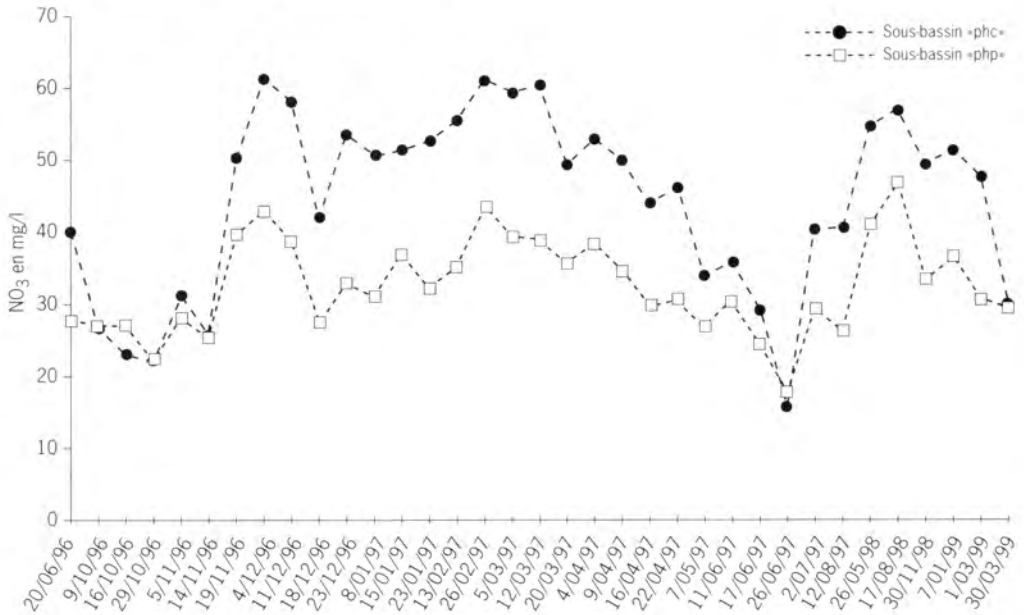


Tableau 4 - Occupation du sol et concentrations de nitrate
sur les sous-bassins « php » et « phc » du bassin versant du Kerouallon
à Ploudiry (29).

	Sous bassin « php »	Sous bassin « phc »
Surface totale (ha)	190	130
Surface en maïs (%)	18,9	37,6
Surface en céréales (%)	27,5	26,8
Surface en prairies de rga ** (%)	39,1	21,1
Surface en prairies humides (%) *	14,0	14,4
Excédent du bilan azoté minéral (kg/ha)	215	205
Concentration moyenne en nitrates en mg/l (35 mesures de juin 1996 à mars 1999)	32,5	44,3

rga : prairies intensives assolées à base de ray-grass anglais.

* Surface des zones humides. Sur ce bassin, les zones humides sont occupées par des prairies.

** Prairies majoritairement exploitées par pâturage.

Une mesure de la dénitrification dans la couche superficielle du sol sur 12 cm d'épaisseur par la méthode du blocage à l'acétylène à quatre époques de l'année a été réalisée sur des parcelles en prairies de la zone humide de bas-fond, du versant et du plateau bien drainés. Ces résultats ponctuels (tab. 5) ne peuvent être étendus à tout le bassin versant. Ils montrent cependant que la dénitrification dans la couche superficielle du sol (0-12 cm) peut occasionner à certaines époques de l'année (automne, printemps) un transfert d'azote important du sol vers l'air, y compris sur des parcelles bien drainées occupées par des cultures annuelles. Dans tous les cas, la part du protoxyde d'azote dans la perte totale d'azote est importante. Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus par Rismondo (1993) sur le bassin versant du Coët-Dan à Naizin.

Tableau 5 - Pertes en azote par dénitrification (N en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$) et en N_2O (en pourcentage de la perte totale en N) mesurées par la méthode du blocage à l'acétylène sur 12 cm de profondeur pour 5 sites à Ploudiry sur le bassin versant du Kerouallon en 1997-1998.

Sites de mesure		Dates de mesure			
Occupation du sol	Localisation	27/11/97	12/03/98	26/03/98	09/04/98
Prairie permanente de graminées	Zone humide en fond de vallée	1,18 (56,6)	0,01 (0,0)	0,22 (48,8)	0,56 (73,5)
Prairie longue durée (>7 ans) de rga	Zone humide en fond de vallée	0,77 (23,2)	0,07 (7,7)	0,11 (35,0)	2,02 (92,0)
Prairie permanente de graminées	Zone humide d'amont	0,65 (100,0)	0,04 (69,2)	0,06 (36,4)	0,27 (25,8)
Prairie temporaire de rga (4 ans)	versant bien drainé	1,73 (54,5)	0,04 (64,3)	0,17 (52,4)	0,09 (75,0)
Prairie temporaire de rga sans lisier récent	versant bien drainé	-	-	0,10 (24,3)	0,19 (7,1)
Idem ci-dessus avec lisier récent(*)	idem ci-dessus (même site)	-	-	0,17 (18,0)	0,21 (71,2)
Céréale d'hiver avec apport de lisier(**)	plateau bien drainé	-	-	0,03 (36,4)	1,42 (33,7)
Médianes		0,97 (55,6)	0,04 (36,0)	0,11 (36,4)	0,27 (71,8)

(xx,x) Pertes en protoxyde d'azote (N_2O) en pourcentage de la perte totale en azote.

(*) Apport de $35 \text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$ de lisier de porc en début mars (environ $100 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$).

(**) Apport de $40 \text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$ de lisier de porc le 27 mars (environ $120 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$).

rga = ray-grass anglais.

Les mécanismes de la circulation de l'eau

La connaissance des mécanismes de la circulation de l'eau dans les bassins versants bretons est plus avancée pour les temps courts (événements averse-crue). Pour ceux-ci, il a été montré que les baisses de concentration observées au cours des crues ne sont pas dues à une simple dilution par l'eau de pluie mais à la conjugaison de différents processus : baisse de la contribution de la nappe, contribution d'eau dénitrifiée provenant des zones humides riveraines, ruissellement proprement

dit, contribution de l'eau en provenance des horizons superficiels des versants. Ces résultats, même s'ils éclairent le fonctionnement général de l'hydrologie des bassins, n'apportent pas de connaissances sur la dynamique à long terme de ces systèmes. Notons malgré tout que les modèles hydrologiques couplés à des modules hydrogéochimiques basés sur ces résultats sont susceptibles à brève échéance de permettre la simulation du fonctionnement des bassins soumis à des pratiques ou des aménagements différents et donc d'évaluer leur impact.

L'étude des mécanismes de la circulation de l'eau sur les temps longs est moins avancée. Cependant, des travaux engagés depuis trois ans permettent de proposer un schéma spatial de la circulation de l'eau et des vitesses de transfert, incluant la composante profonde des écoulements (Molénat, 1999). Cette approche répond *pro parte* à la question des temps de transfert longs. Elle a des conséquences importantes sur l'évaluation de l'impact des pratiques et des aménagements. Ce schéma général divise le bassin en deux composantes spatiales :

- les plateaux et les hauts de versant où les temps de transfert, tant verticaux, dans la zone non saturée, que latéraux dans la zone saturée, sont largement supérieurs à l'année ;

- les fonds de vallée et les versants où les temps de transfert sont largement inférieurs à l'année (transferts de l'ordre de quelques mois, en hiver), tant pour les transferts verticaux dans les horizons superficiels du sol que pour les transferts latéraux dans la partie saturée du profil. Ces différences sont dues au jeu de trois éléments : l'épaisseur de la zone non saturée (et donc la profondeur de la zone saturée), l'évolution des gradients hydrauliques entre l'amont et l'aval, le contraste de perméabilité entre le sol et l'altérite.

Ces résultats généraux sur la circulation de l'eau indiquent déjà les ordres de grandeur des vitesses de transfert. Bien qu'acquis sur un bassin versant de recherche (le Coët-Dan), ils ont un caractère de généralité valable pour de nombreux bassins bretons et notamment celui du Yar. Ce schéma général serait sans doute à moduler pour les bassins versants fortement arrosés de l'ouest de la Bretagne.

Le temps de transfert sur le Coët-Dan et sur le Yar

Une approche spécifique du temps de transfert a été faite sur le Yar à l'aide d'une méthode spectrale associée à un modèle déterministe. On a procédé également à cette approche sur d'autres bassins versants, à la fois pour valider la méthode et parce que les résultats trouvent leur pertinence dans la comparaison de différents bassins. Au niveau hydrologique, les différents bassins apparaissent fortement marqués par une dynamique annuelle déjà visible sur la chronique simple des données hydrologiques. Le Yar présente également une deuxième fréquence, autour de 170 jours, non expliquée à ce jour. Au niveau hydrochimique, l'analyse fréquentielle a pu être faite sur quelques bassins où les données étaient suffisantes. On observe également sur les différents bassins une réponse fortement marquée par un cycle annuel. Cependant,

la comparaison du Coët-Dan, représentatif à ce niveau de dynamique régionale, et d'un bassin rural alpin montre qu'en Bretagne le signal hydrochimique est très lié à l'hydrologie du système, avec association de pics de débit et de pics de concentration, la « source » en nitrate apparaissant illimitée, à l'opposé du bassin alpin où le signal hydrochimique de sortie est beaucoup plus pointu en début de saison, semblant être régulé ensuite par un épuisement des réserves de nitrate.

Le temps de réponse calculé pour le Yar, obtenu par l'inversion du modèle de transfert, correspond au temps moyen de propagation d'une onde entre le moment de l'impulsion (la pluie) et la réponse à la sortie du bassin. Ce temps de réponse est de l'ordre de quatre mois. Notons que ce temps est relativement long comparé à celui obtenu sur le Coët-Dan (60 jours). Mais cela est cohérent avec la différence de substratum. Ce temps de réponse ne rend malgré tout pas compte de la dynamique interannuelle qui dépend du volume d'eau stocké dans la nappe et des gradients qui ont été évoqués dans le paragraphe précédent.

Les mécanismes géochimiques intervenant sur les temps de réponse du bassin

Ces temps de transfert hydrologique, qui expriment également les temps de transfert de nitrate lorsqu'ils ne sont soumis ni à des processus biologiques, ni à des processus géochimiques, sont modulés par ces processus biogéochimiques qui ont leur propre dynamique. On a choisi de présenter, non pas une analyse exhaustive de ces processus, mais leur impact à terme en fonction des structures paysagères ou agronomiques dans lesquelles ils interviennent de façon hiérarchisée.

La dénitrification hétérotrophe est en jeu principalement dans les zones humides. C'est un processus instantané par rapport au problème qui nous intéresse. Il présente deux aspects contradictoires : déjà active actuellement, la dénitrification réduit les fuites de nitrate arrivant dans les cours d'eau ; toutes les études menées à différentes échelles de temps et d'espace montrent que les teneurs seraient beaucoup plus fortes si elle n'était pas active. La première conclusion - négative - est que toute diminution des excédents ne va pas se répercuter intégralement sur les eaux, du fait de l'abattement qui existe déjà sur la source et parce que cet abattement diminue avec la teneur en nitrate de la source. La deuxième conclusion - positive - est qu'une augmentation significative de la superficie des zones humides (ou de leur efficacité) devrait diminuer immédiatement les teneurs en nitrate des eaux. La difficulté à promouvoir une politique systématique de réhabilitation et d'aménagement des zones humides est la méconnaissance relative de l'efficacité quantifiée des zones humides et de leur impact sur d'autres polluants.

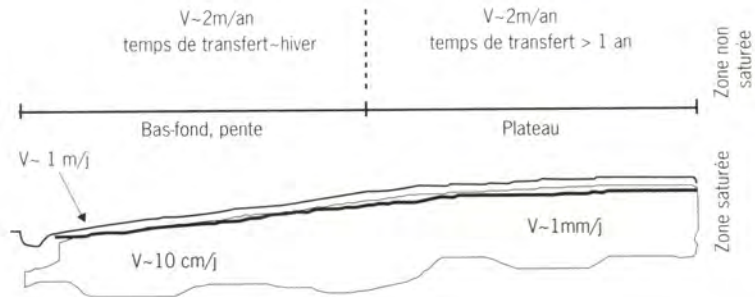
La dénitrification autotrophe, liée à la présence de pyrite dans les aquifères, est un des autres processus actifs actuellement qui « découplent » la teneur en nitrate des eaux par rapport aux entrées du système. Peu de données existent sur la pérennité d'un tel mécanisme. Les travaux

du BRGM laissent cependant supposer à terme (10 ans ? 50 ans ?) un arrêt progressif du processus lorsque les pyrites auront été consommées.

Proposition d'un schéma hydrogéochimique en relation avec la structure du bassin versant et les pratiques et aménagements

On arrive *in fine* au schéma hydrogéochimique suivant (fig. 10).

Figure 10
Ordres de grandeur
des vitesses réelles de l'eau
dans le bassin versant
d'après Molénat, 1999.



Les temps de transfert courts, inférieurs à l'année, sont liés à l'ensemble des processus qui surviennent dans les zones de fond de vallée et à la base des versants. Les processus de régulation géochimique y sont actuellement insuffisants en regard des flux pour diminuer la teneur en nitrate avant leur arrivée dans le ruisseau. La saturation des sols, liée à une remontée des nappes à proximité de la surface ou à la surface des sols, la perméabilité des sols, les gradients facilitent un lessivage latéral rapide des nitrates contenus dans le profil. Les pratiques à encourager seraient la diminution des apports d'azote dans les parties basses des paysages et la mise en place ou la réhabilitation de zones humides.

Les temps de transfert longs, supérieurs à l'année, sont liés à l'ensemble des processus qui surviennent sur les plateaux et sur les hauts de versant. Les flux de nitrate sont régulés en aval par des processus géochimiques (dénitrification, prélèvement biologique) qui, lorsque les conditions de flux sont favorables (période estivale et automnale), entraînent une diminution importante des concentrations en sortie du système. Les pratiques à préconiser, qui doivent viser à diminuer la concentration et les flux à la base des profils (fertilisation raisonnée associée à des intercultures), auront des effets à l'échelle de ces temps longs, donc largement supérieurs à l'année.

L'évaluation des impacts

Le dernier point abordé est celui des outils d'évaluation de l'amélioration de la qualité des eaux suite à des modifications de pratiques et à des aménagements. En effet, la réponse effective des systèmes aux modifications des pratiques agricoles sera « parasitée » par la variabilité hydrologique annuelle et interannuelle. Une réflexion est donc proposée sur l'évaluation des flux de nitrate, objectif final visé dans le cas des

marées vertes, et sur l'analyse des concentrations. La mesure des flux est indispensable mais il s'avère que c'est avant tout sur les concentrations que l'analyse doit porter. Cette analyse doit être fine et, notamment, segmentée en fonction de la période de l'année pour analyser de façon pertinente l'impact des pratiques ou aménagements effectués.

On notera l'intérêt d'une méthode d'estimation des flux parcimonieuse en mesures (mesures mensuelles) ainsi que, dans les cas où cela est possible, l'intérêt de la modélisation hydrologique qui permet de faire des simulations s'affranchissant de la variabilité climatique pour révéler ainsi l'impact des mesures prises.

En terme d'évaluation de l'évolution des flux globaux de nitrate, il sera impossible, sur des séries de données inférieures à dix ans, de parler d'amélioration ou de dégradation de la situation liées aux modifications des pratiques agricoles (au contraire d'un raisonnement en concentration) puisque la plus grosse part de la variabilité des flux est due à la variabilité des débits.

Conclusion

Une partie de l'excédent des apports d'azote provenant des effluents d'élevage et de la fertilisation minérale est incorporée dans la matière organique du sol, ce qui conduit à des temps de réaction longs. Le retrait n'est cependant pas définitif. Par exemple, les évolutions à long terme de la température en relation avec la pollution de l'atmosphère (effet de serre, trou d'ozone) ou l'évolution des systèmes de production ne seront vraisemblablement pas sans effet sur la matière organique des sols et, par conséquent, sur le cycle de l'azote et de ses aspects quantitatifs. Cependant, selon notre approche, la diminution des apports devrait entraîner une réduction assez rapide dans un premier temps des pertes d'azote sous le sol agricole. Sur des bassins versants bien connus agronomiquement et hydrologiquement, il devrait être possible de relier temporellement cette réduction à une baisse des flux et des concentrations dans les eaux en complétant les suivis habituels (débits, concentrations) dans le réseau hydrographique, qui sont nécessaires mais pas suffisants, par une modélisation hydrologique continue et spatialisée et par des études sur les fuites gazeuses d'azote. L'optimisation des systèmes intensifs de production actuels et les modifications des pratiques agricoles associées peuvent conduire rapidement à une réduction non négligeable de la pollution azotée des eaux et il faut donc les mettre en œuvre sur une surface significative. C'est certainement au niveau de cette mise en œuvre que se trouvent les temps de réaction les plus longs en raison de la complexité technique et socio-économique des systèmes de production en zone d'élevage intensif. Il apparaît aussi que cela sera insuffisant et qu'il ne sera pas facile, voire impossible à l'échelle de quelques années, de repasser en dessous de la norme de concentration

en nitrate qui définit l'eau potable, sans parler de celles plus basses encore qui peuvent présenter des risques pour les écosystèmes dans les zones les moins arrosées de la région pour lesquelles l'effet annuel de dilution par les pluies est limité. Il faudra donc utiliser toutes les mesures de façon coordonnée si l'on veut obtenir une diminution durable des flux d'azote transférés dans l'eau et dans l'atmosphère. Parmi celles-ci, la réhabilitation, voire le réaménagement, de certaines zones humides sont à privilégier pour l'azote, mais aussi pour d'autres polluants (phosphore...). *In fine*, il n'est pas possible de parler d'un temps de réponse global ou moyen du bassin à des pratiques ou des aménagements visant à la reconquête de la qualité des eaux. Par contre, une réponse peut être apportée à partir d'une approche spatialisée d'une part des processus et, d'autre part, des pratiques ou des aménagements. Certaines actions, peu nombreuses et encore incertaines (aménagement raisonné des zones humides par exemple), permettent d'agir sur le court terme (l'année). D'autres, mieux connues mais qui demandent un haut niveau de technicité et un engagement fort (fertilisation raisonnée et gestion intégrée des effluents d'élevage, gestion de l'interculture, réduction des intrants par exemple) sont nécessaires pour une modification à long terme de la qualité des eaux.

Références bibliographiques

- Bordenave P. *et al.*, 1996. Pratiques agricoles et qualité de l'eau : les cultures et les sols, 25 p. *In*: Flux d'origine agricole vers la rade de Brest. Expérience pilote du bassin versant du Kerouallon. Contrat de baie Rade de Brest. Cemagref Rennes, chambre d'agriculture, établissement départemental de l'élevage (EDE) du Finistère, rapport final 1996, 81 p.
- Bordenave P., Orain B., 1998. Évaluation des effets des pratiques agricoles sur les flux d'azote à l'échelle d'un bassin versant d'élevage intensif. Ingénieries-EAT, septembre 1998, 15, 19-32.
- Bordenave P., Serrand P., Thierry J., 1999. Flux d'azote sur le bassin versant de Saint-Léger (Ille-et-Vilaine). Association générale des producteurs de maïs (AGPM). Rapport d'étape de la 1^{re} année d'étude, 83 p.
- Burns I.G., 1974. A model for predicting the redistribution of salts applied to fallow soils after excess rainfall or evaporation. *J. soil Sci.*, 25, 165-177.
- Cann C., 1994. Les facteurs du transfert des nitrates vers l'eau et leur mode d'action. *J. Eur. Hydrol.*, 25(2), 153-167.
- Chadwick D.R., van der Weerden T., Martinez J., Pain B.F., 1998. Nitrogen transformations and losses following pig slurry applications to a natural soil filter system (Solepur Process) in Brittany, France. *J. Agr. Eng. Res.*, 69, 85-93.

- Cheverry C., 1998. Agriculture intensive et qualité des eaux. Science Update. Inra Éd., Cheverry (éd.), Science Update, 297 p.
- Dugast P., 1998. L'expérience du bassin versant d'Auradé : comment concilier une agriculture durable avec la diminution des pertes d'azote dans les eaux de surface : Agriculture et Environnement. Les produits entraînés par l'eau. Colloque d'hydrotechnique, 159^e session du comité scientifique et technique. Paris, novembre 1998. Publication de la Société hydrotechnique de France, 187-194.
- Gilbert O.R., 1987. Statistical methods for environmental pollution monitoring. Van Nostrand Reinhold Company Inc., New York.
- Ifen, 1997. L'environnement en France : approche régionale. Paris. La Découverte.
- Laurent F., Farrugia A., Vertès F., Kerveillant P., 1999. Journée technique «Fertilisation azotée des prairies dans l'ouest», Rennes, 25 février 1999. Chambres d'Agriculture Pays de la Loire, Bretagne, Normandie, ITCF, institut de l'Élevage. Recueil des communications, Inra Éd., 113-132.
- Loiseau P., Delpy R., Pépin D., Dublanchet J., 1995. Utilisation de la lysimétrie en sol nu pour apprécier la minéralisation de l'azote en fonction des systèmes de culture fourragers précédents. Colloque Lysimétrie : évaluation et contrôle des transferts d'azote. In: C. R. Acad. Agr. Fr., avril 1995, 81 (4), 85-100.
- Mariotti A., 1996. Quelques réflexions sur le cycle biogéochimique de l'azote dans les agrosystèmes. Lemaire G., Nicolardot B. (éds). Inra Éd. Les colloques, Reims (France) novembre 1996. Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes, 9-22.
- Martinez J., 1997. Solepur: a soil treatment process for pig slurry with subsequent denitrification of drainage water. J. of Agr. Eng. Res., 66, 51-62.
- Martinez J., Peu P., 1999. Étude du suivi d'un dispositif expérimental (biologique et physico-chimique) de sur-épandage de lisiers de porcs (1 000 m³/ha/an). Agence de l'Eau Loire-Bretagne, Cemagref Rennes. Rapport d'étude, janvier 1999, 22 p. + annexes.
- Moal J.-E., 1994. Volatilisation de l'azote ammoniacal des lisiers après épandage. Quantification et étude des facteurs d'influence. Thèse université de Perpignan, Cemagref Rennes, 230 p.
- Molénat J., 1999. Rôle de la nappe sur les transferts d'eau et de nitrate dans un bassin versant agricole. Étude expérimentale et modélisation. Thèse de doctorat, université de Rennes 1, 268 p.
- Morvan T., Le Houérou B., Martinez J., Hacala S., 1996. La valorisation des effluents d'élevage. In : Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes. Les colloques : Reims (France), novembre 1996. Inra éd., Lemaire G., Nicolardot B. (éds), 233-254.

- Orain B., 1996. Pratiques agricoles et qualité de l'eau : les élevages porcins. *In*: Flux d'origine agricole vers la rade de Brest. Expérience pilote du bassin versant du Kerouallon. Contrat de baie Rade de Brest. Cemagref Rennes-Chambre d'agriculture, Établissement départemental de l'élevage (EDE) du Finistère. Rapport final 1996, 81 p.
- Rismondo L., 1993. Activité dénitrifiante des sols en fonction de leur position topographique dans un bassin versant. Mesure de l'activité dénitrifiante réelle et potentielle sur des sols du bassin versant de Naizin. Ensa Rennes, mémoire de DAA.
- Simon J.-C., 1995. Lessivage de l'azote nitrique et des cations accompagnateurs. Une situation de référence : le climat atlantique très pluvieux ; quelques éléments de comparaison avec les autres situations françaises. *In*: Colloque Lysimétrie : évaluation et contrôle des transferts d'azote. C. R. Acad. Agr. Fr., avril 1995, 81 (4), 55-70.
- Turpin N., Tranvoiz M., Bordenave P., Orain B., Dequin A., L'Hostis J., Billant R., Serrand P., Coppenet J., 1996. Flux d'origine agricole vers la rade de Brest. Expérience pilote du bassin-versant du Kerouallon. Contrat de baie Rade de Brest. Cemagref Rennes, chambre d'agriculture, établissement départemental de l'élevage (EDE) du Finistère. Rapport final, 81 p.
- Turpin N., Bouraoui F., Tranvoiz M., 1998. Pratiques agricoles et qualité de l'eau dans un petit bassin versant d'élevage intensif. *In*: Agriculture et Environnement. Les produits entraînés par l'eau. Colloque d'hydrotechnique. 159^e Session du comité scientifique et technique. Paris, 18, 19 novembre 1998. Publications de la société hydrotechnique de France, 177-186.

Réalisation, mise en page : XLC (02 98 30 50 07)

Achévé d'imprimer sur les presses de Cloître Imprimeurs

ISSN 0761-3962

ISBN 2-84433-017-7 / Dépôt légal 3^e trimestre 1999

© 1999, Ifremer. Tous droits de reproduction, même partielle,
par quelque procédé que ce soit, sont réservés pour tous pays.

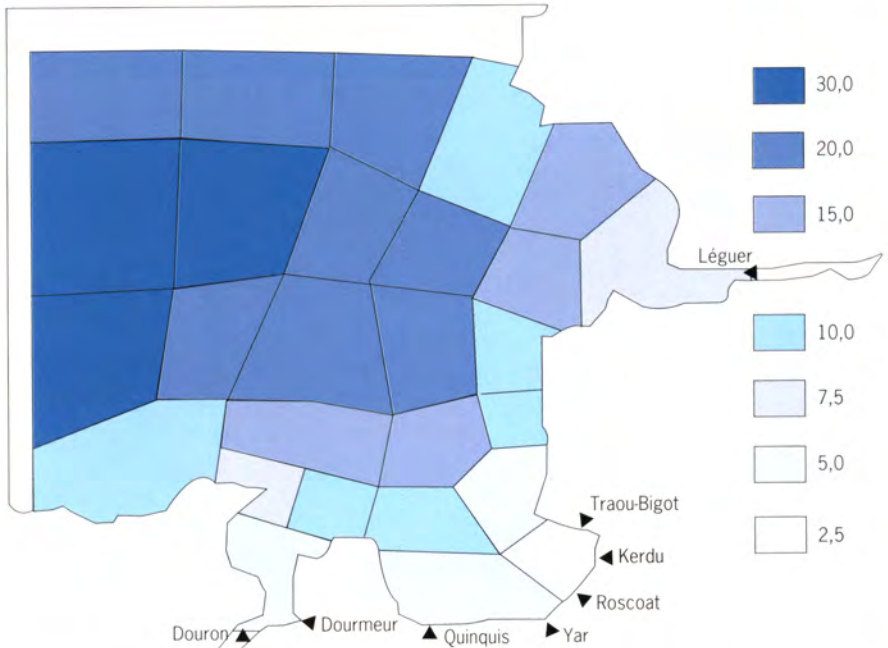


Figure 1 - Découpage en 27 boîtes de la baie de Lannion et profondeur moyenne des boîtes à mi-marée (en mètres).

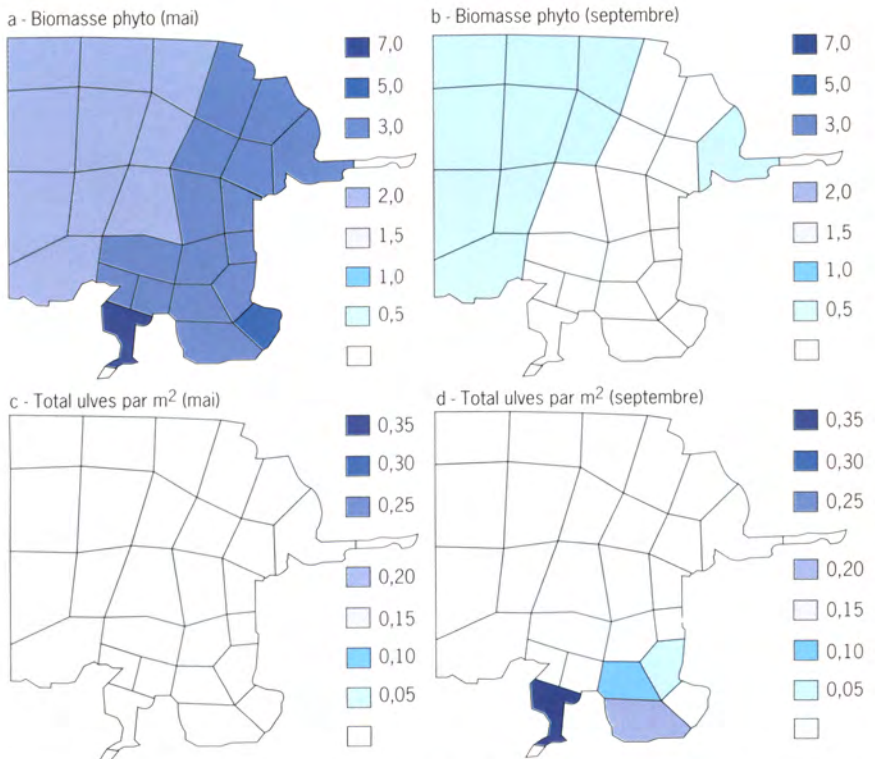


Figure 2 - Répartition spatiale du phytoplancton (ligne du haut, fig. 2a et 2b, en mg chlorophylle a/m³) et des ulves (ligne du bas, fig. 2c et 2d, en kg de poids sec/m²) en début mai (colonne de gauche) et début septembre (colonne de droite).

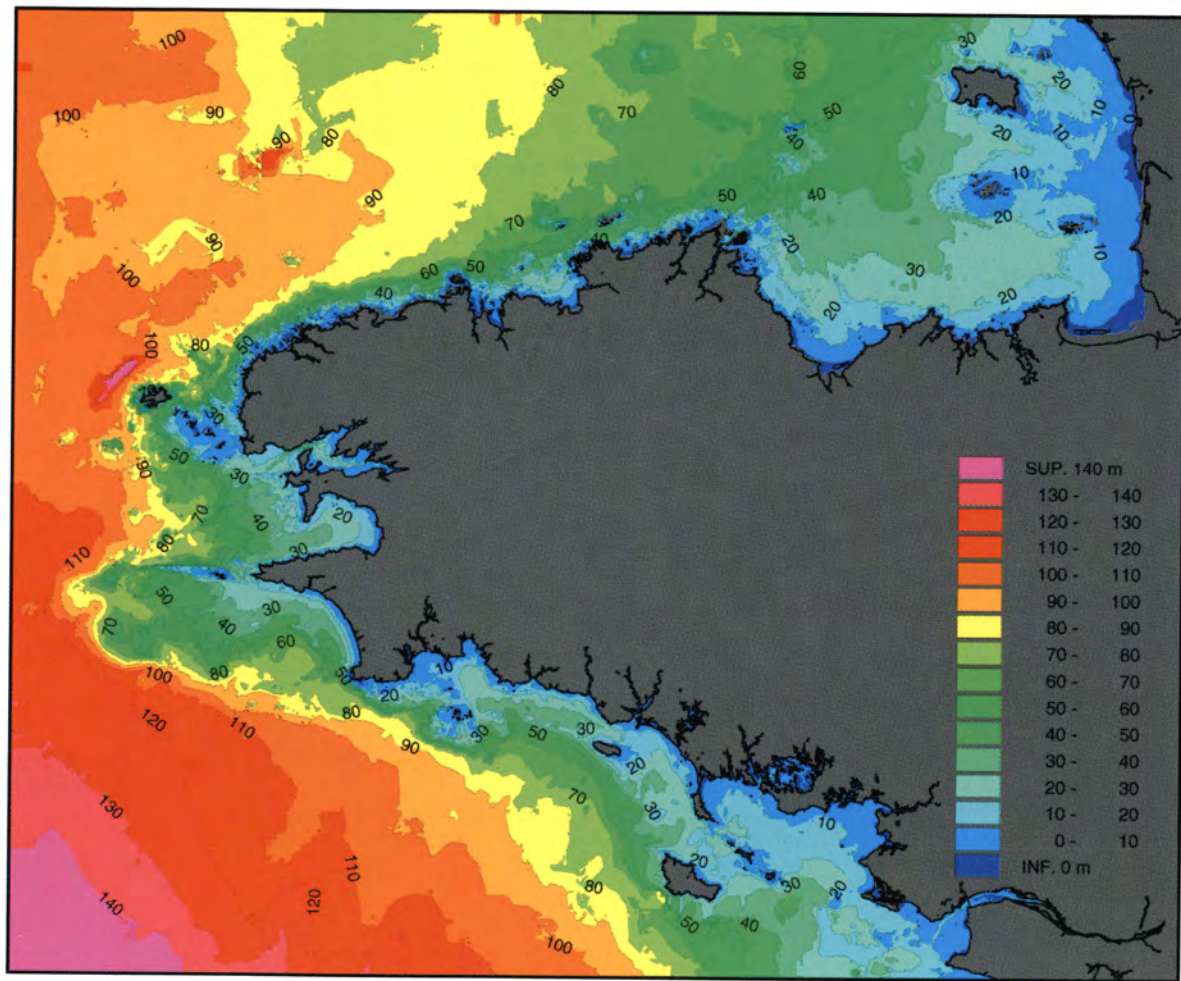


Figure 1 - Bathymétrie du littoral breton, exprimée en mètres.

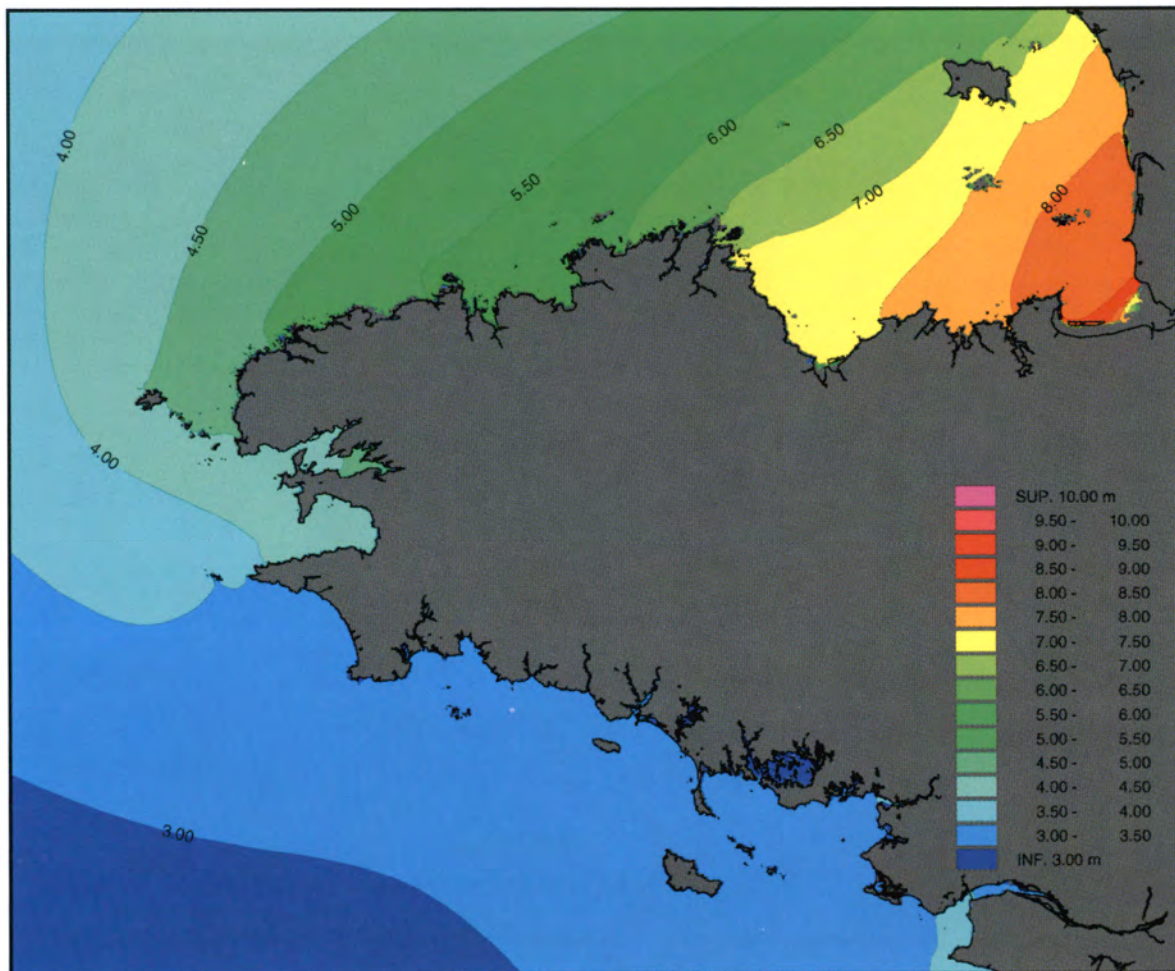


Figure 2 - Marnage (différence de hauteurs entre la haute et la basse mer) exprimé en mètres.

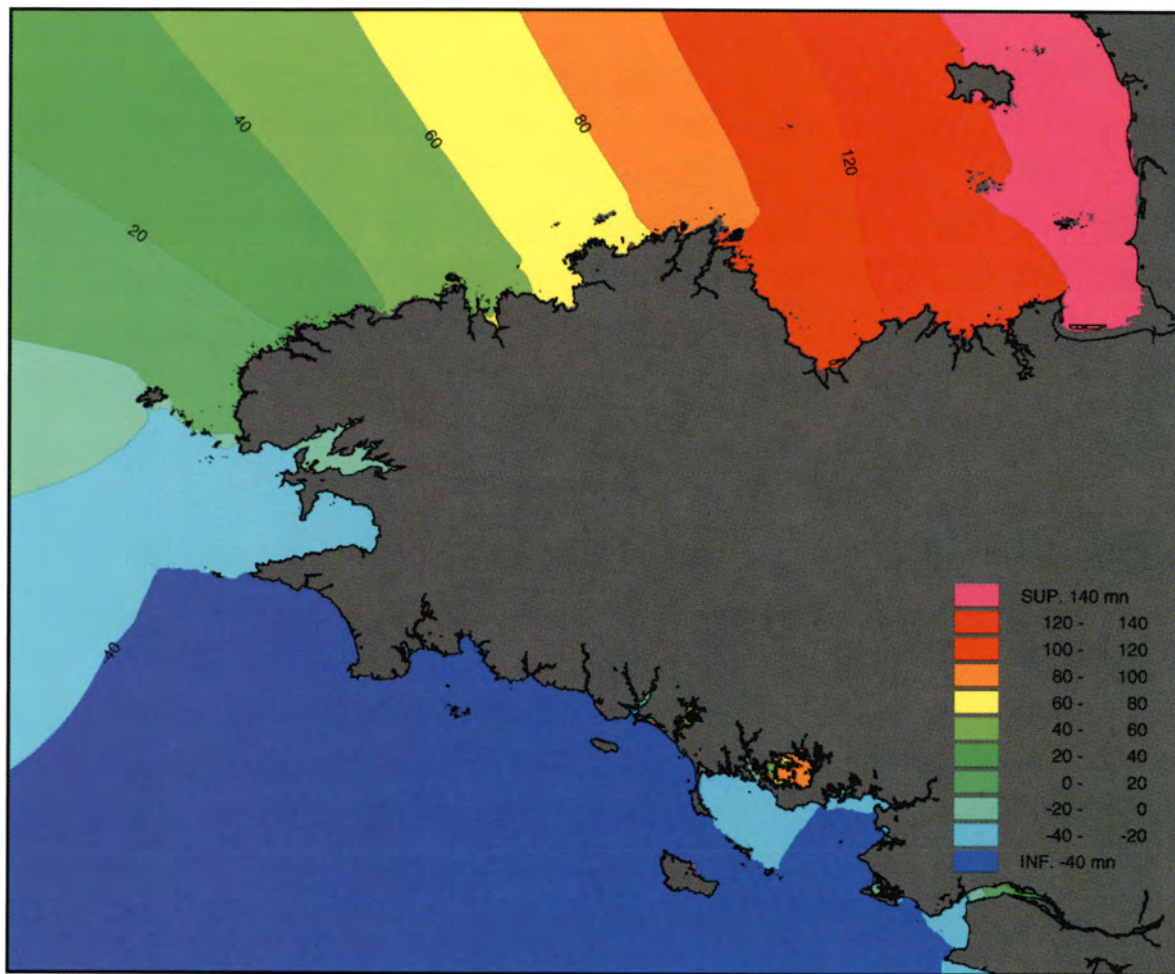


Figure 3 - Avance (valeur > 0) ou retard (valeur < 0) de la pleine mer par rapport à Brest, exprimé en minutes.

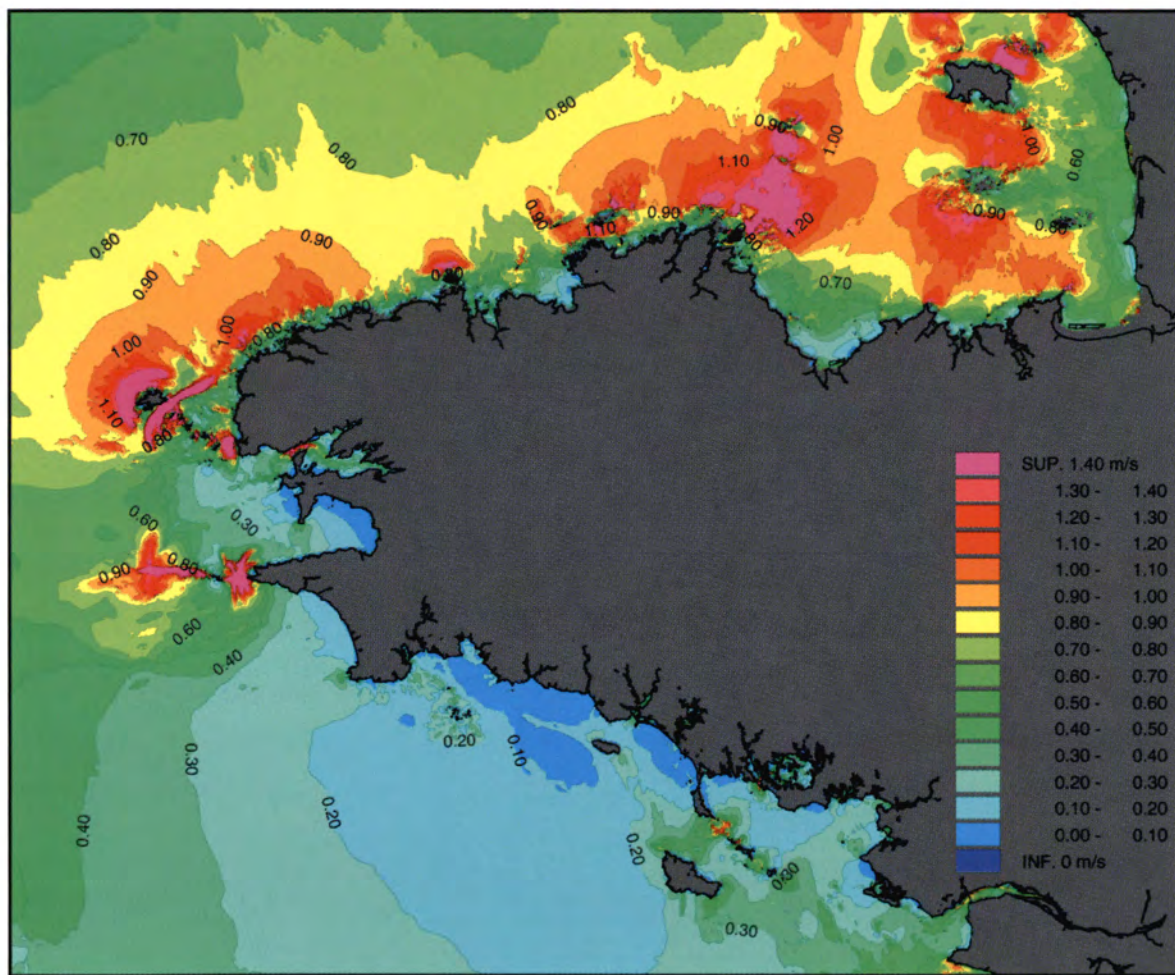


Figure 4 - Vitesse maximale exprimée en m/s.

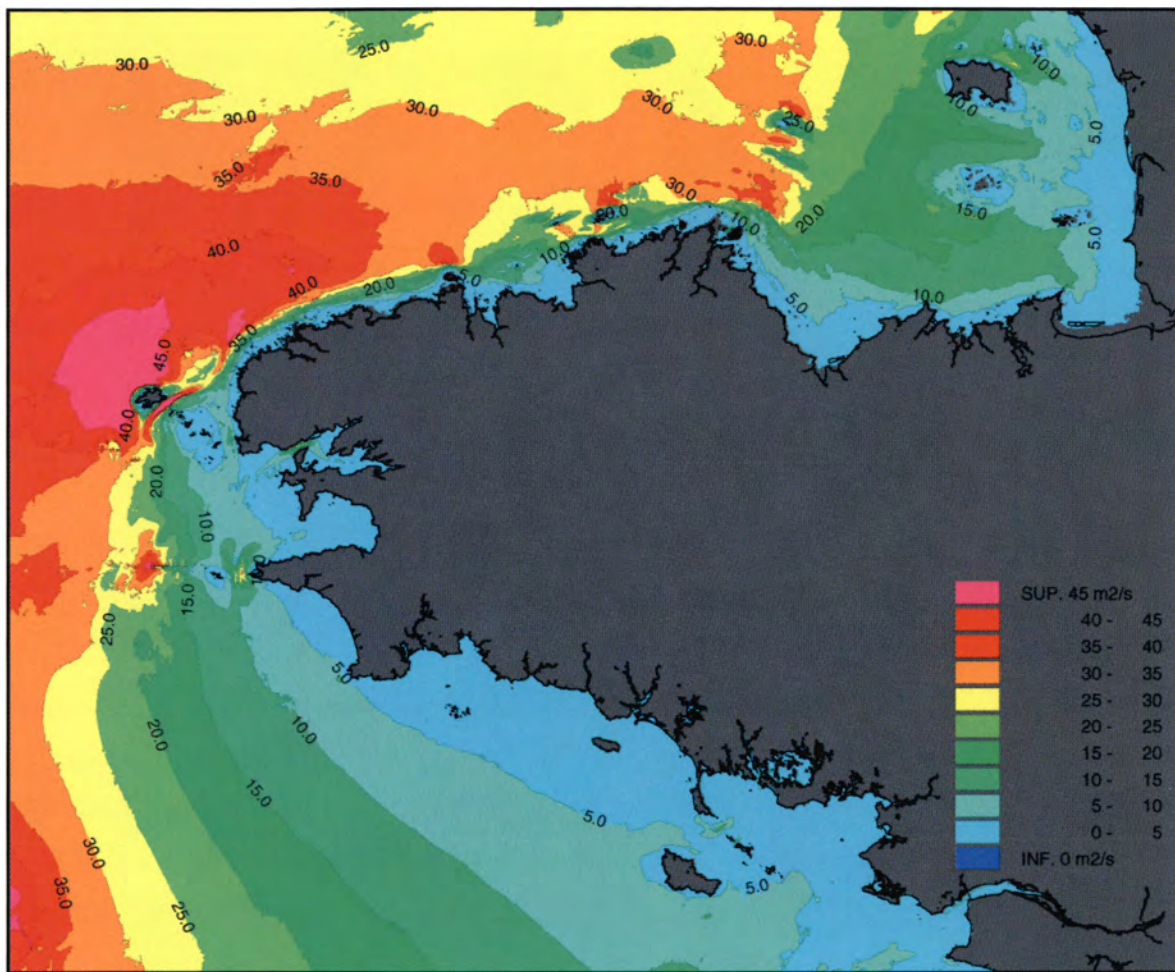


Figure 5 - Capacité dispersive exprimée en m^2/s .

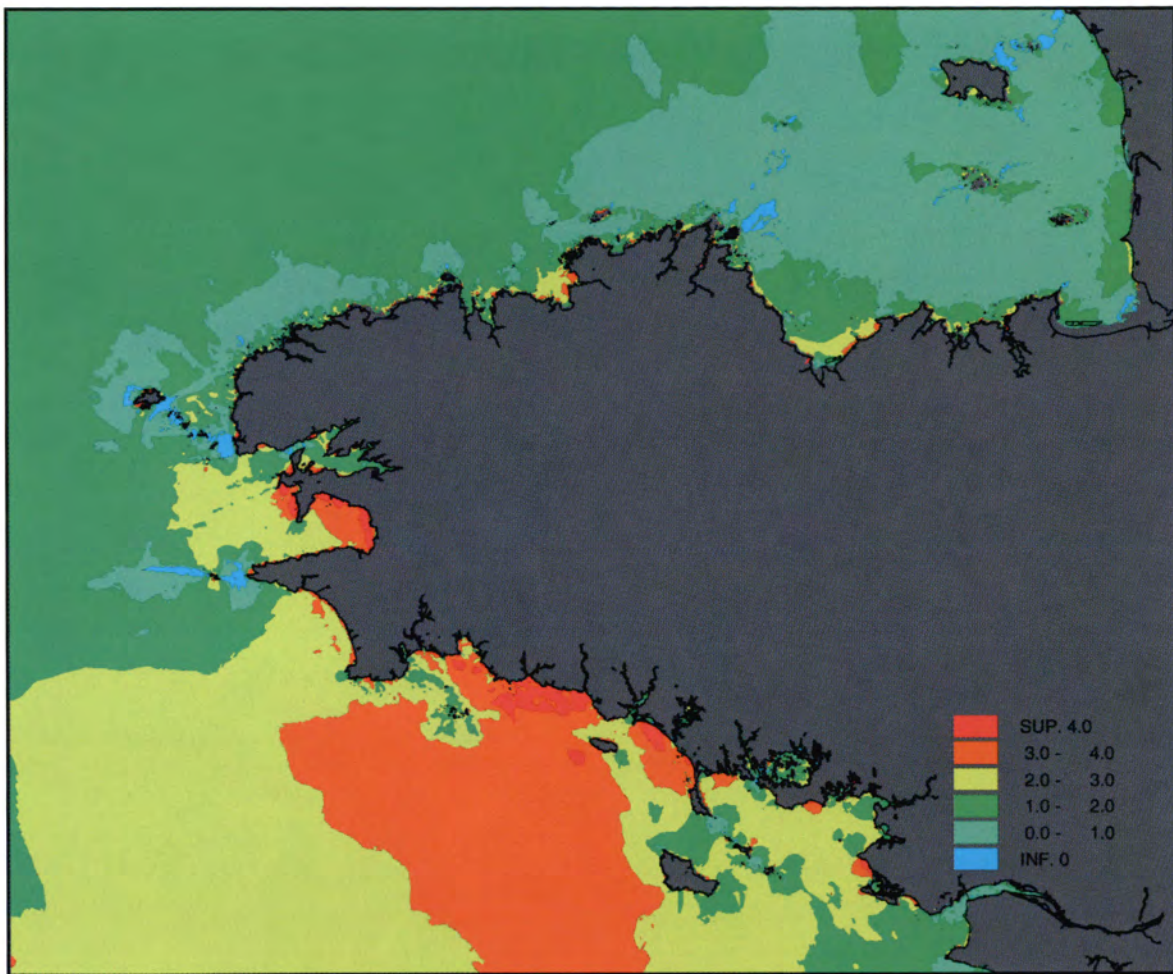


Figure 6 - Indice de stratification thermique.

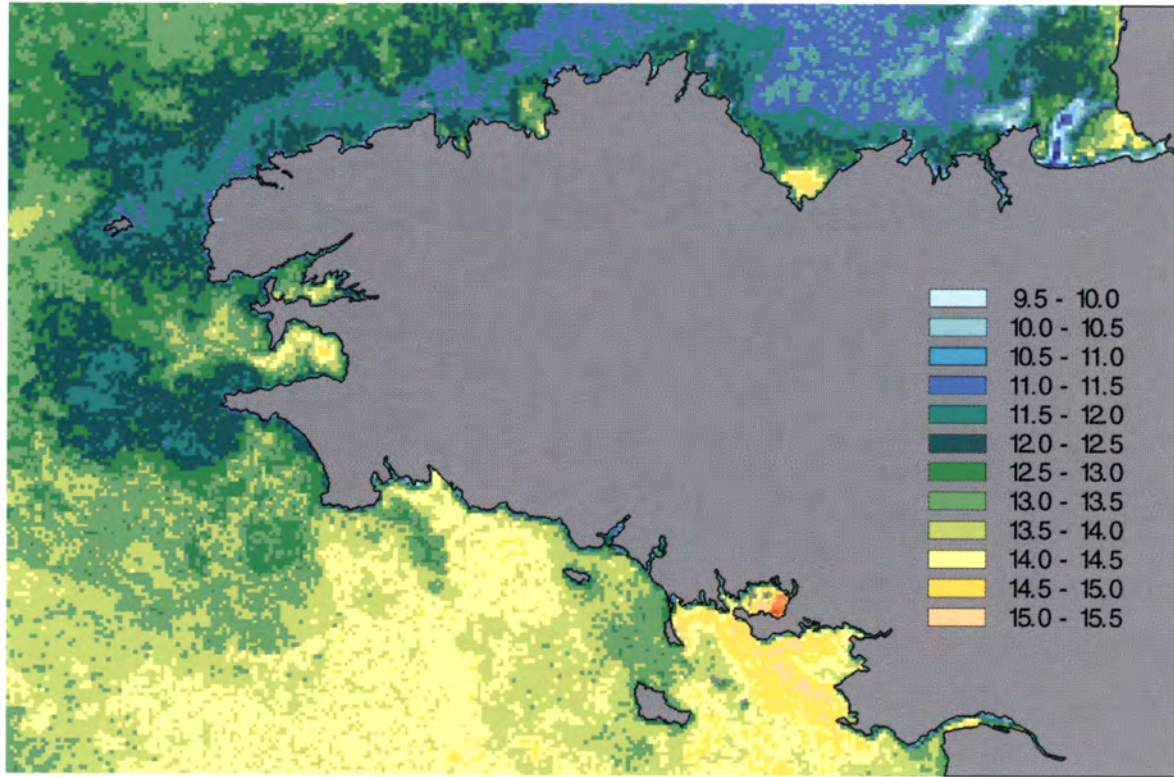


Figure 7 - Température de surface; photographie satellite du 25 mai 1991 (Jégou, 1993).

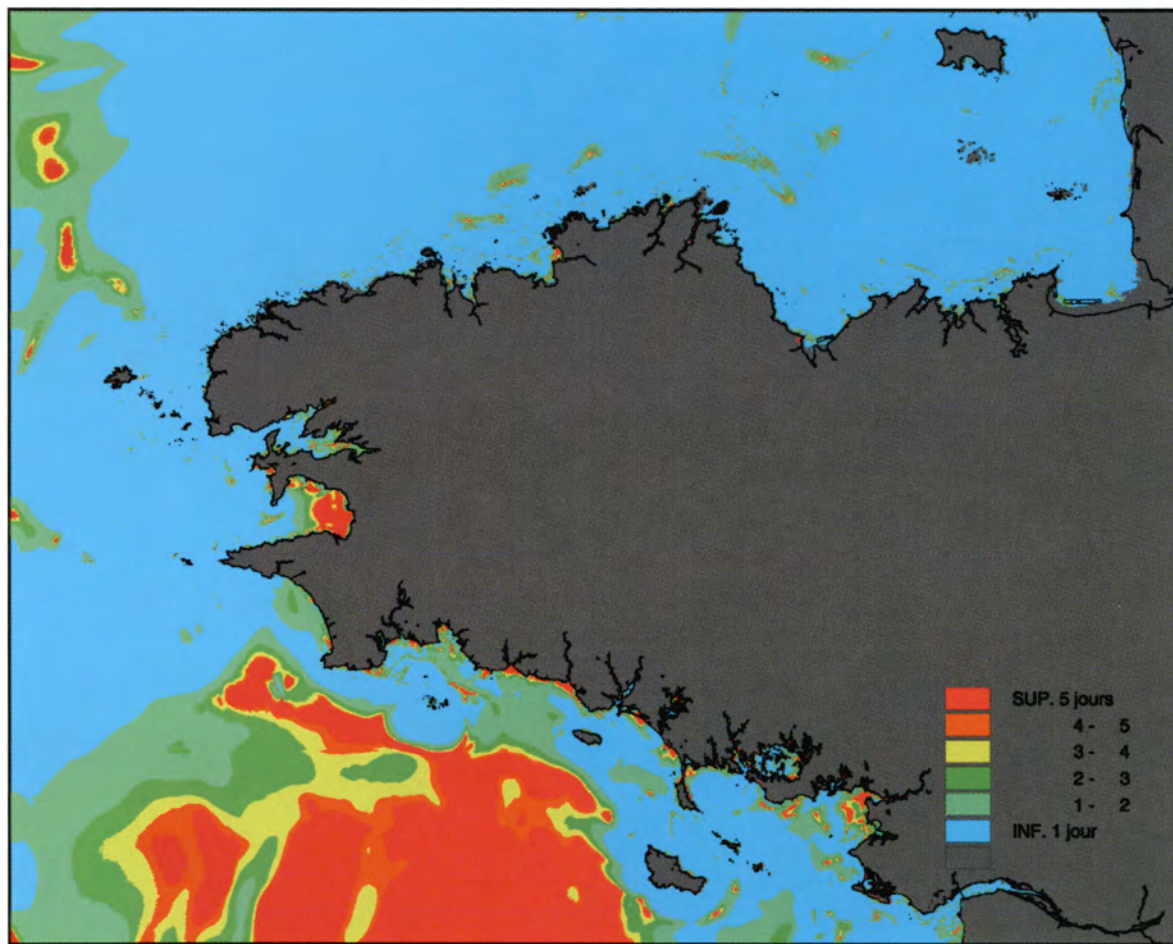


Figure 9 - Temps de résidence sur 500 m, exprimé en jours.

Figure 1
Réseau hydrographique
(Bretagne).

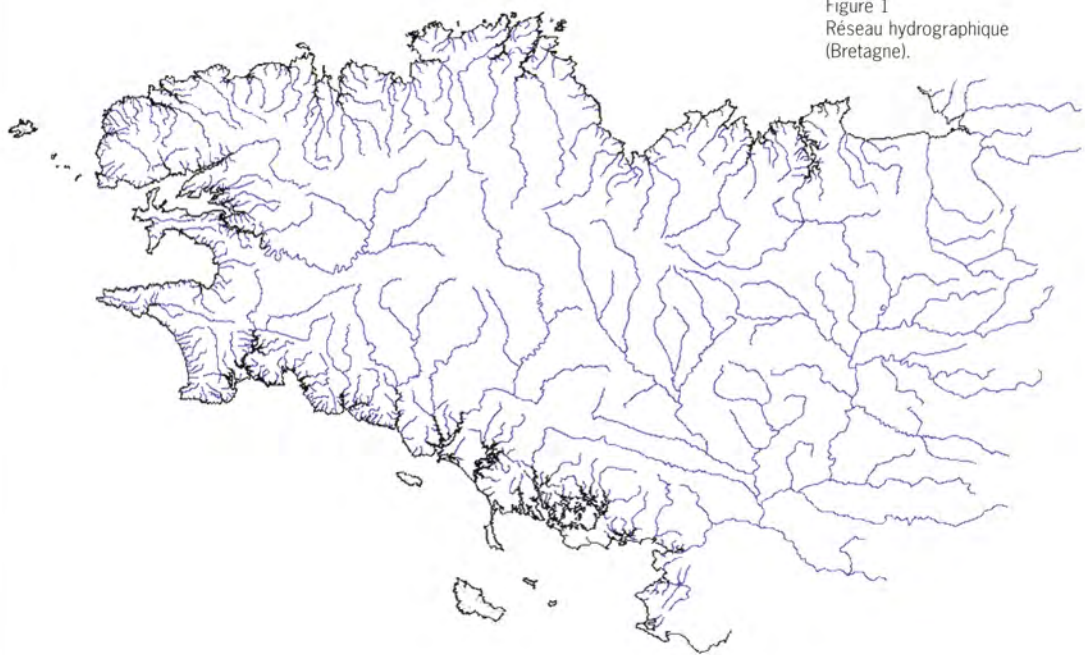


Figure 3
Contribution
des écoulements
souterrains.

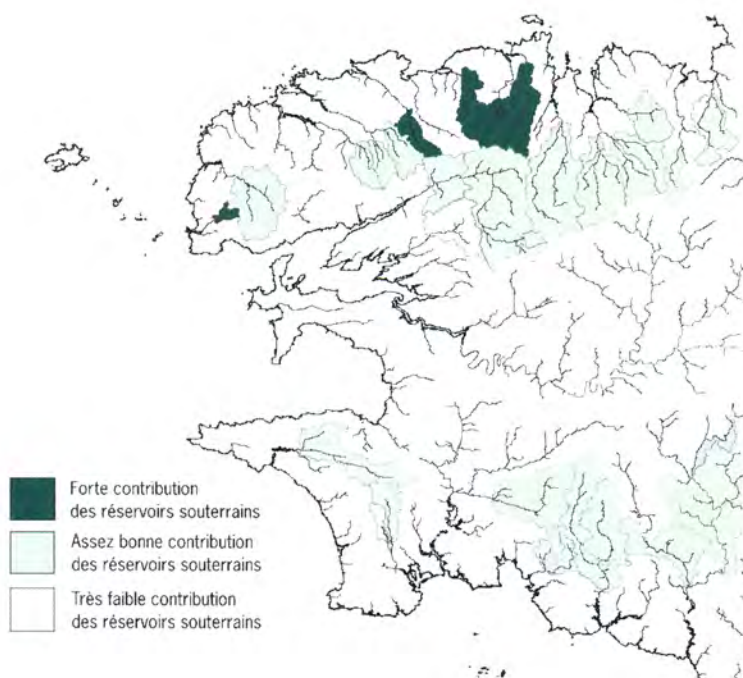


Figure 4
Classification des bassins versants selon des critères géologiques et physiques expliquant la contribution de leurs eaux souterraines aux débits.

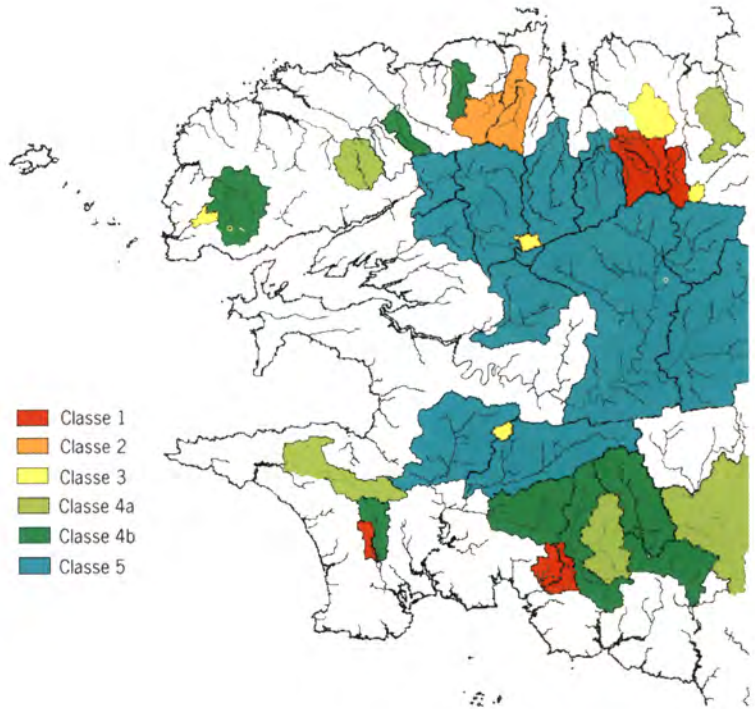


Planche n° 1
Exemple de simulation.

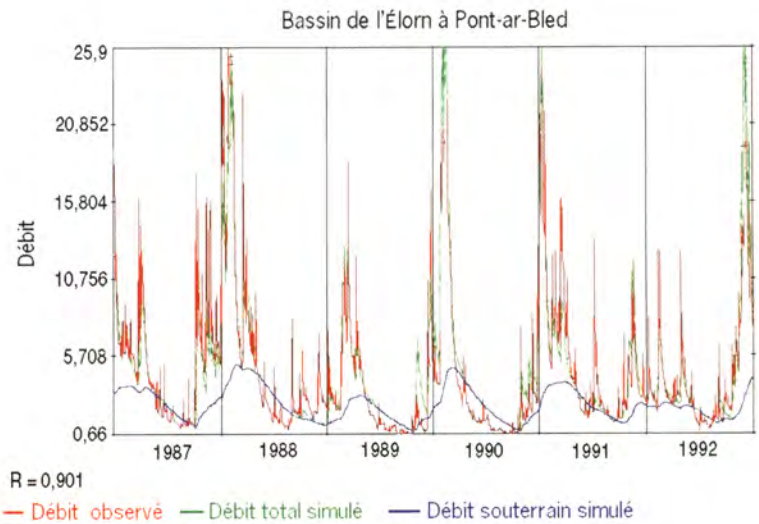




Figure 1
Carte des parcelles
du bassin du Coët-Dan
(rouge : limite
des sous-bassins de Kervidy
et La Villeneuve;
bleu foncé : réseau
hydrologique de Kervidy;
bleu clair : réseau
hydrologique
de La Villeneuve;
vert : parcelles en suivi
« fin » 1995-1998).
Fond cartographique
des limites de parcelles
C. Walter, Ena Rennes,
mis à jour par J. Abrassart.

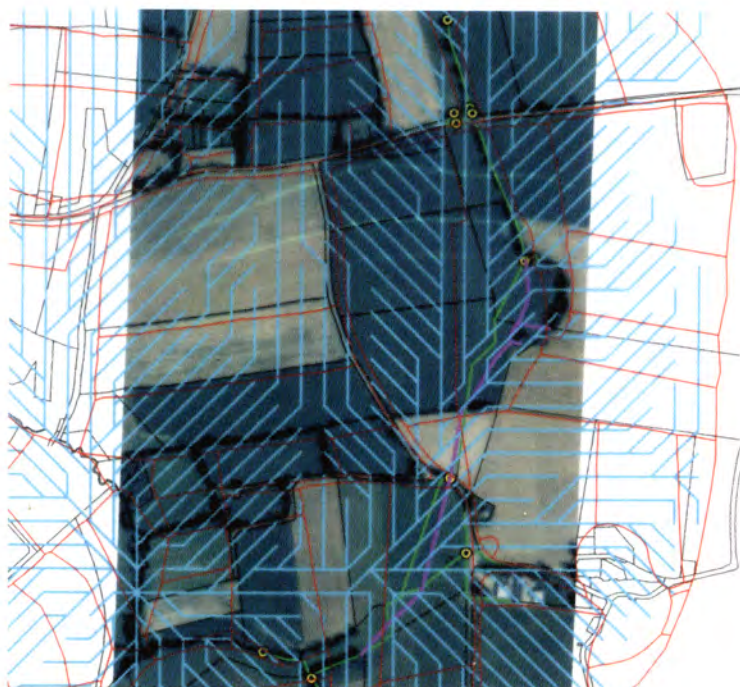


Figure 2
Carte du bassin versant
de La Villeneuve sur fond
de photographie aérienne IGN
(violet : réseau
hydrologique à partir
du relevé terrain;
jaune : points de suivi
hydrologique 1996-1997
1997-1998;
bleu clair : réseau
hydrologique théorique tiré
du MNT à pas de 40 m,
Ensa Rennes;
rouge : fonds parcellaire
d'origine C. Walter,
Ensa Rennes;
noir : limites parcellaires
provenant du cadastre
(numérisation J. Abrassart).

Figure 3
Exemple d'un seuil à paroi mince installé sur les points de suivi hydrologique 1996-1997, 1997-1998.



Figure 18
Débits observés et simulés par Topmodel La Villeneuve 1994-1995 (MNT à pas de 40 m, Ensa Rennes).

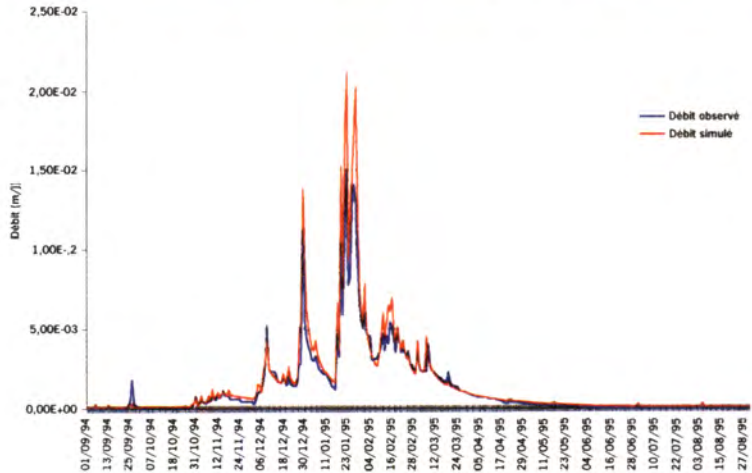


Figure 19
Débits observés et simulés par Topmodel Kervidy 1995-1996 (MNT à pas de 20 m corrigé sous contrainte du réseau hydrographique et paramètres de Topmodel étant ceux calés sur le MNT à pas de 40 m).

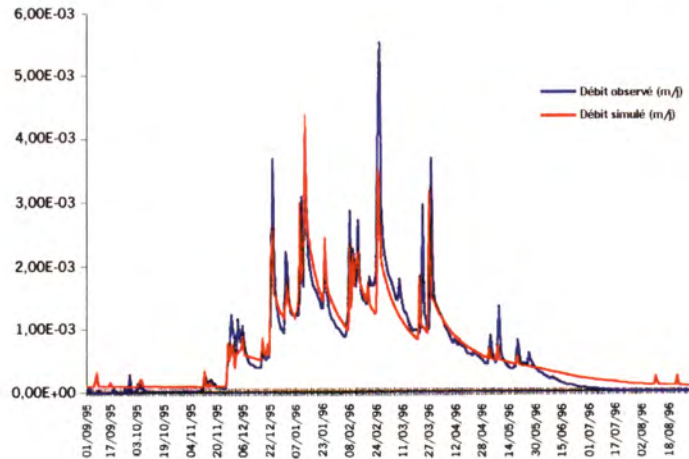


Figure 2
Débits et teneurs en nitrate
observés et simulés
par TNT1 dans le bassin
versant de Kervidy de 1993
à 1998.

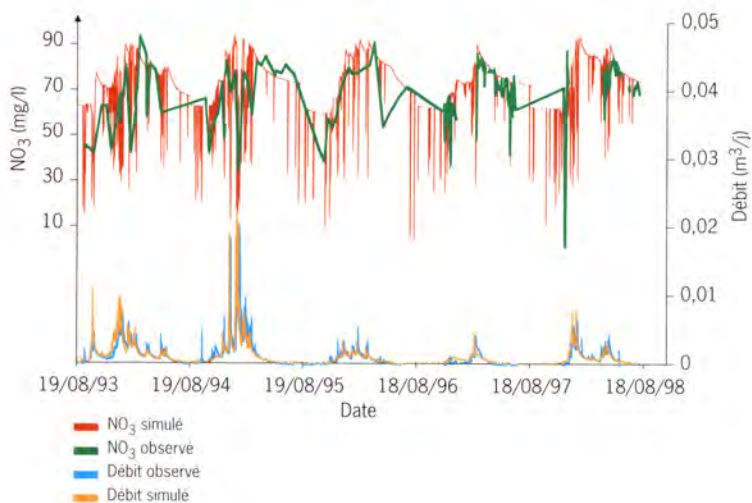
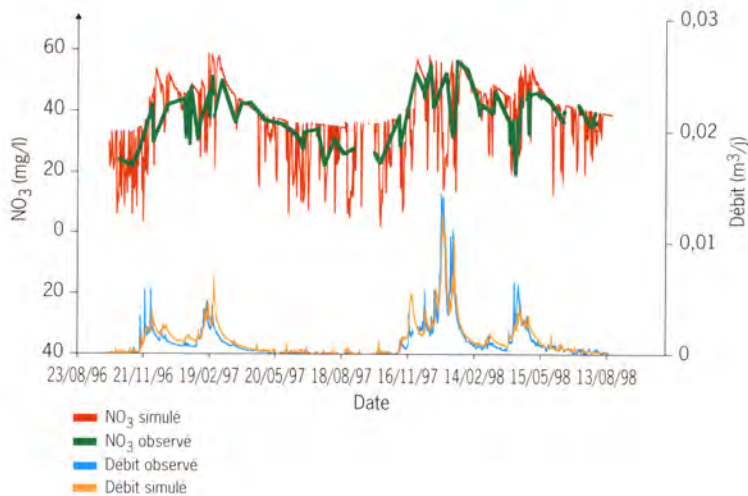


Figure 3
Débits et teneurs en nitrate
observés et simulés
par TNT1 dans le bassin
versant du Kerharo de 1996
à 1998.



Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral

(Saint-Brieuc, Ploufragan - septembre 1999)

Les actes de ce colloque rassemblent les principaux résultats des cinq années de travaux de recherche du programme «Bassins versants et transmission des pollutions au littoral». Ce programme financé par le contrat de plan État-Région Bretagne 1994-1998, visait à connaître les transferts de nitrate, des bactéries d'origine fécale et des principaux pesticides, de la parcelle exploitée au cours d'eau et au littoral, dans le cadre d'agriculture intensive. Les relations «nitrate marées vertes» ont été étudiées, ainsi que leur extension vers le large. Quelques contributions extérieures au programme et proches de sa thématique sont rassemblées. Même si la restauration d'une bonne qualité de l'eau en Bretagne dépend de la mise en œuvre de nouvelles pratiques agricoles, des bases scientifiques pour d'autres actions sont posées.

Mots-clés : pollution diffuse, agriculture, bassin versant, nitrate, bactéries fécales, pesticide, marée verte.

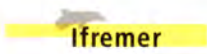
Nonpoint source pollutions : from watershed to seashore

(Saint-Brieuc, Ploufragan - september 1999)

The proceedings of this conference gather the main results of five years of research of the programme «Bassins versants et transmission des pollutions au littoral». This programme funded by the *Contrat de plan Etat-Région Bretagne* 1994-1998, aimed to know the transfers of nitrate, faecal bacteria and common pesticides, from field to stream and sea coast, within the context of an intensive agriculture. The relation between nitrate and green tides were studied, including their seaward development. Some contributions outside of the programme and of close matter and included. Even if the reconquest of a fair water quality in Brittany depends on implementing new agricultural practices, scientific bases for other actions are laid.

Key words : nonpoint source pollution, agriculture, watershed, nitrate, faecal bacteria, pesticide, green tide.

Organisateurs



Financeurs



Éditions Ifremer
BP 70, 29280 Plouzané, France
tél. 02 98 22 40 13
fax 02 98 22 45 86
e-mail : editions@ifremer.fr

Diffusion : ALT Brest
Service Logistique
3, rue Édouard Belin - BP 23
29801 Brest Cedex 9
tél. 02 98 02 34 12
fax 02 98 02 05 84
e-mail : alt.brest@alt.cci-brest.fr

ISSN 0761-3962
ISBN 2-84433-017-7

190 F - 28,97 €



9 782844 330178