



Ifremer



Université de Bretagne Occidentale

Institut universitaire européen de la mer

Ecole Doctorale des Sciences de la Mer

THESE

présentée par

PENARD Cédric

pour l'obtention du titre de DOCTEUR de l'université de Bretagne Occidentale

Soutenue le 12 novembre 2009

Détection satellitaire et modélisation opérationnelle de la production végétale non-fixée dans la bande côtière bretonne.

Jury

Xavier Carton - Président du jury

Cedric Bacher - Directeur de thèse

Alain Ménesguen - Encadrant scientifique

Gilles Billen - Rapporteur

Ramiro Neves - Rapporteur

Geneviève Lacroix - Examineur

Pascal Rivière - Examineur

Table des matières

1	Introduction	9
1.1	Contexte et justification de l'étude	12
1.2	Objectifs de l'étude	18
1.2.1	Démarche et méthodes	19
1.2.2	Outils	21
1.2.3	Plan de travail	22
1.3	Présentation du domaine d'étude	23
1.3.1	Emprise du modèle et justification de cette emprise	23
1.3.2	Caractéristiques hydrodynamiques et météorologiques de la zone	23
1.3.3	Caractéristiques biologiques de la bande côtière bretonne	26
1.4	Les images satellitales	28
1.4.1	Intérêt de l'observation par satellite	28
1.4.2	Les algorithmes optimisés pour le côtier	28
1.4.3	Le serveur d'image satellitaire NAUSICAA	29
1.4.4	Utilisation des images satellitaires	29
2	Flux de nutriments : du bassin versant à la mer	31
2.1	Quelques notions d'hydrologie	31
2.2	Description des modèles hydrologiques	34
2.2.1	La modélisation en hydrologie	34
2.2.2	Les modèles déterministes	35
2.2.2.1	Le modèle SWAT	35
2.2.2.2	Le modèle RIVERSTRAHLER	36
2.2.2.3	Le modèle CEQUEAU	36
2.2.2.4	Le modèle MODCOU et ses variantes	37
2.2.2.5	Le modèle TOPMODEL et son extension agronomique TNT	39
2.2.2.6	Le modèle GR4J	40
2.2.2.7	Les autres modèles	40
2.2.3	Les modèles stochastiques	40
2.2.3.1	Les modèles de type ARMA	40
2.2.3.2	Les réseaux de neurones artificiels	41

Table des matières

2.3	Description du modèle pluie/débit utilisé : GR4J	42
2.4	Données et méthodes	46
2.4.1	Les données utilisées pour calibrer le modèle	46
2.4.2	Méthode de calibration du modèle	52
2.5	Validation et résultats	53
2.6	Calcul des concentrations en nutriments à partir des débits	59
2.7	Aspect informatique et opérationnel	59
3	Modélisation hydrodynamique grâce au modèle MARS 3D	60
3.1	Description du modèle	60
3.1.1	Présentation générale	60
3.1.2	Les équations	60
3.1.3	Schéma numérique	62
3.1.4	Advection-diffusion des traceurs	63
3.1.5	Domaine de modélisation et grilles des rangs successifs	64
3.2	Conditions aux limites	65
3.2.1	Météo et élévation de la surface libre	65
3.2.2	Apports par les fleuves	66
3.3	Validation de la marée	68
3.4	Validation qualitative des champs de courant	71
3.4.1	Validation du modèle par comparaison des cartes de vitesse barotrope avec des études de référence sur la bande côtière bretonne	71
3.4.2	Etudes des structures hydrologiques sur des coupes nord-sud	75
3.5	Validation des champs de température par les mesures satellitaires	77
3.6	Validation des champs de salinité	81
3.7	Carte d'enrichissement de la bande côtière bretonne	84
3.7.1	Méthode de calcul	84
3.7.2	Résultats et analyse	85
3.8	Etude de l'influence de la Loire et de la Vilaine sur la bande côtière bretonne	87
3.8.1	Méthode de calcul	87
3.8.2	Résultats et analyse	88
3.9	Comparaison de l'enrichissement entre la Rade de Brest et la Baie de Douarnenez	91
3.9.1	Méthode de calcul	91
3.9.2	Résultats et analyse	92
3.10	Détermination des zones impactées par les panaches des fleuves bretons	93
3.10.1	Objectif	93
3.10.2	Méthode de calcul	93

Table des matières

3.10.3 Résultats	94
4 Modélisation bio-géochimique	96
4.1 Introduction	96
4.2 Description du modèle nominal	97
4.2.1 Schéma	97
4.2.2 Equations	99
4.2.3 Paramètres	104
4.3 Description de la variable oxygène	106
4.3.1 Présentation	106
4.3.2 Equations	106
4.3.3 Paramètres	107
4.4 Description du modèle Pseudo-Nitzschia	107
4.4.1 Equations du modèle Pseudo-Nitzschia	109
4.4.2 Paramètres du modèle	112
4.5 Technique de traçage de l'azote	112
4.5.1 Description de la technique	112
4.5.2 Equations	112
4.6 Calibration et validation du modèle biologique	113
4.7 Evaluation du modèle par comparaison de la moyenne annuelle de chlorophylle calculée par le modèle avec la climatologie annuelle satellitaire	113
4.8 Evaluation du modèle par comparaison des moyennes mensuelles de chlorophylle calculées par le modèle avec les climatologies mensuelles satellitaires	116
4.9 Présentation des réseaux de mesures hydrologiques et biologiques utilisés pour la validation du modèle.	120
4.10 Validation de la concentration en chlorophylle-a à l'aide de mesures in-situ issues des différents réseaux de mesures	121
4.11 Validation des concentrations en nutriments à l'aide de mesures in-situ issues des différents réseaux de mesures	127
4.12 Evaluation du modèle en le comparant à d'autres données de campagne	131
4.13 Analyses globales sur les résultats du modèle	136
4.13.1 Analyse de la succession spécifique dans le modèle	136
4.13.2 Analyse de la production primaire dans le front d'Iroise	140
4.13.3 Analyse de la production primaire au niveau du panache de la Loire	143
4.13.4 Résultats et comparaison entre l'année 2001 et l'année 2003	152
4.13.5 Comparaison selon le critère de la DCE entre les années 2001, 2002 et 2003	158

Table des matières

4.13.6	Résultats de la variable oxygène dissous	160
4.14	Modèle de croissance et de toxicité de Pseudo-Nitzschia	162
4.14.1	Répartition de la concentration en Pseudo-Nitzschia	162
4.14.2	Etude des cartes de toxicité	165
4.14.3	Etude pluriannuelle sur l'évolution de l'abondance et de la toxicité de Pseudo-Nitzschia	167
4.14.4	Analyse de la relation entre la croissance de Pseudo-Nitzschia et les apports des bassins versants bretons	171
4.15	Traçage de l'azote	174
4.15.1	Traçage de l'azote issu de la Loire	174
4.15.2	Origine de l'azote en Baie de Douarnenez et en Rade de Brest	176
5	Le site Internet PREVIMER et le démonstrateur D6	179
5.1	Définition de l'opérationnel et du temps réel	179
5.2	Panorama des différents sites Internet proposant en temps réel des mesures et des prédictions de la production algale.	180
5.2.1	Description des sites de modélisation opérationnelle actifs en 2009 et dont le projet est bien avancé.	180
5.2.1.1	Le site du Finish Institute of Marine Research	180
5.2.1.2	Le site du Coastal Observatory	183
5.2.1.3	National Centre for Ocean Forecasting	184
5.2.2	Autres sites	185
5.3	Description du site PREVIMER	189
5.4	Description et objectif du démonstrateur D6	190
5.4.1	Objectif	190
5.4.2	Description de l'interface du démonstrateur D6	191
5.4.3	Difficultés liés au temps réel	192
5.4.4	Calcul des données de forçage du modèle	193
5.4.4.1	Simulation en temps réel des débits avec GR4J (Perrin et al., 2003)	193
5.4.4.2	Simulation en temps réel des concentrations en nutriments	193
5.4.4.3	Forçage aux limites	194
5.5	Résultats temps-réel sur les années 2007-2008 du démonstrateur D6	194
5.5.1	Résultats de la modélisation de la croissance et de la toxicité du genre Pseudo-Nitzschia.	194
5.5.2	Résultats de la modélisation de la concentration en oxygène dissous, application à la baie de Vilaine	196
5.5.3	Comparaison des résultats du modèle avec les mesures des bouées MAREL Molit et Iroise	197

Table des matières

6 Conclusion générale	202
------------------------------	------------

Remerciements

Cette thèse a été réalisée en totalité au laboratoire DYNECO-BENTHOS du centre IFREMER de Brest. Elle a été financée à 50% par l'IFREMER et à 50% par la Région Bretagne. Je désire remercier toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de cette thèse.

Merci à Gilles Billen et Ramiro Neves d'avoir accepté d'être rapporteurs de ce travail de thèse.

Merci aux autres membres du jury qui ont accepté d'évaluer ce travail.

Je tiens à exprimer mes remerciements à Alain Ménesguen, sans qui cette thèse n'aurait jamais eu lieu. Il a su m'accorder sa confiance et il a toujours été présent pour me conseiller et m'orienter.

Je remercie aussi Cédric Bacher d'avoir accepté d'être directeur de ma thèse et d'avoir annoté mon manuscrit lors de ses relectures.

Je remercie Francis Gohin pour ses conseils et ses explications sur la télédétection.

Je remercie Franck Dumas et Valérie Garnier pour leur précieuse aide sur la mise en oeuvre de MARS 3D.

J'aimerais aussi remercier toute l'équipe du laboratoire Benthos pour la bonne ambiance, les conseils et le soutien (Philippe, Axel, Fabrice, Dominique, Michel, Aline, Xavier, Karine, Stanislas, Jean-Dominique).

Un grand merci à Jacqueline pour sa bonne humeur, sa gentillesse et son efficacité !

Merci aussi à Jean-Noel, Bertrand et Morgan qui ont partagé mon bureau avec bonne humeur.

Je remercie la personne sans qui je n'aurais jamais terminé cette thèse, qui m'a soutenu, aidé et surtout supporté tout au long de ces quatre années : ma compagne, Laurence.

Je remercie mes parents et mes amis pour leur soutien.

J'aimerais terminer ces remerciements par un clin d'oeil à ma petite chienne Flopie qui a été un excellent public lors de la préparation de ma soutenance, tu me manques beaucoup...

1 Introduction

Le phytoplancton est indispensable à la vie dans les océans, il est constitué de l'ensemble des micro-organismes végétaux en suspension dans l'eau, capables d'élaborer, par photosynthèse, leur propre substance organique, à partir de l'énergie solaire, de l'eau, du dioxyde de carbone et des sels nutritifs. Il représente ainsi le premier maillon de la chaîne trophique. On estime qu'il existe environ 500 genres et 4000 espèces de phytoplancton (Sournia et al., 1991). La taille du phytoplancton peut aller de 2 μm à 2 mm (Horner, 2002). Parmi les principales classes de phytoplancton on trouve : les Bacillariophycées (diatomées), les Dinophycées (dinoflagellés), les Raphidophycées (raphidophytes), les Coccolithacées (Coccolithophoridés), les Prymnesiophycées (Phaeocystis) et les Cyanophycées (cyanobactérie).

Le phytoplancton assimile des nutriments : nitrate, phosphate,... qu'il transforme ensuite, grâce à l'énergie lumineuse par l'intermédiaire du processus de photosynthèse, en matière organique. Certaines espèces puisent dans l'eau des éléments pour fabriquer une frustule, une sorte de carapace qui leur sert de protection. Les diatomées, par exemple, assimilent de l'acide orthosilicique, ou silicate, pour fabriquer une frustule en silice. Le phytoplancton sert ainsi de nourriture pour les échelons supérieurs du réseau trophique : il est filtré par les animaux benthiques, consommé par le zooplancton, ...

Dans certaines situations, il peut arriver que ces algues phytoplanctoniques soient sources de problèmes. La plupart du temps ces problèmes sont la conséquence d'une perturbation du milieu. Pour le phytoplancton cela se manifeste de deux façons (Menesguen et al., 2001) :

- Le phytoplancton, lorsqu'il y a trop de nutriments et assez de lumière, peut croître démesurément et proliférer dans tout le milieu. Cela se traduit par des phénomènes d'eaux colorées qui attestent de la forte concentration en algues dans le milieu (eaux vertes, rouges en fonction de l'espèce). Ensuite, il meurt et tombe au fond de l'eau. Il est décomposé par les bactéries qui consomment de l'oxygène dans ce processus. Lorsqu'il y a trop de phytoplancton, et donc trop de matière organique à décomposer, la concentration en oxygène au fond de l'eau diminue fortement et devient très faible : c'est le phénomène d'hypoxie. A ce stade la faune benthique subit les effets néfastes du manque d'oxygène et commence à mourir. Lorsque le taux d'oxygène continue à descendre et qu'il arrive à zéro c'est le phénomène d'anoxie, très grave pour un écosystème, qui provoque la mort des espèces qui

1 Introduction

vivent sur, et près du fond.

- Parmi les espèces de phytoplancton qui existent certaines de ces espèces ont la capacité de produire des toxines. Lorsque du phytoplancton toxique est consommé par les coquillages, les toxines se retrouvent dans ces derniers. Certaines de ces toxines peuvent être dangereuses pour l'homme et pour certaines espèces marines. Les raisons de l'apparition de ces espèces toxiques ne sont pas encore très bien comprises, toutefois nous savons qu'elles peuvent être favorisées lorsqu'il y a un déséquilibre dans les concentrations en nutriments (Davidson et Fehling, 2006) (prédominance d'un nutriment pas rapport aux autres). Ce phénomène amène à l'interdiction de la pêche et de la consommation des coquillages et provoque des conséquences économiques qui peuvent être lourdes pour les professionnels de la pêche.

Les algues macrophytiques contribuent aussi à la production primaire. Il existe un grand nombre d'espèces différentes. Le genre *Ulva armoricana* (appelé couramment ulve) n'est pas dangereux pour l'écosystème marin, il est à la fois une source d'abris et de nourriture pour la faune aquatique. Toutefois, lorsque le milieu est trop enrichi en nutriment, et notamment en nitrate, le développement des ulves peut être excessif et la biomasse atteinte peut être importante et entraîner des échouages en masse sur certaines plages. Ces échouages peuvent être très importants et atteindre plusieurs dizaines de centimètres de hauteur. Lorsque ces ulves échouées se décomposent, elles dégagent une odeur très forte de sulfure d'hydrogène qui provoque des nuisances olfactives : cela peut nuire au tourisme et gêner les habitants (Ménèsquen, 2003).

Ces phénomènes, pour la plupart, ont comme origine des perturbations de l'écosystème. Les activités humaines causent des changements croissants sur l'environnement. Bien que certains de ces changements améliorent notre confort et notre niveau de vie, d'autres ont une influence néfaste sur notre environnement. Depuis de nombreuses années, les milieux côtiers sont soumis à des pressions anthropiques (c'est-à-dire une pression d'origine humaine) de plus en plus fortes. Ces pressions peuvent être de différentes natures : urbanisation, pollution industrielle et agricole, accidents maritimes. En réaction à ces changements globaux les milieux subissent une transformation plus ou moins rapide et profonde.

Les écosystèmes côtiers sont les écosystèmes océaniques les plus productifs de la planète : le tiers de la production océanique annuelle totale de carbone est produit sur 8% de surface de l'hydrosphère (Wollast, 1991). La majeure partie des nutriments en milieu côtier provient des apports terrestres : ces apports conditionnent la production primaire en zone côtière. Mais les apports en sels nutritifs se sont accrus au cours des récentes décennies, certains écosystèmes côtiers ont subi des perturbations plus ou moins importantes, comme la Baie de Chesapeake, qui a vu le nombre d'épisodes hypoxiques augmenter depuis les années 50 (Boesch et al., 2001, Harding et Perry,

1 Introduction

1997), la Baie de Seine où l'on constate régulièrement de très fortes concentrations en chlorophylle-a (Guillaud et al., 2000 ; Cugier et al., 2005), la baie de Vilaine qui a connu un épisode d'anoxie grave en 1983 (Merceron, 1987), les lagunes méditerranéennes qui sont régulièrement confrontées à des problèmes d'hypoxie voire d'anoxie (Chapelle et al., 2000).

Un milieu aquatique eutrophe (du grec “eu” : « bien » et “trophein” : « nourrir ») correspond à un milieu qui reçoit une quantité trop importante de nutriments. Ce terme était à l'origine utilisé pour parler du processus de vieillissement des lacs : le lac s'enrichit et se comble progressivement pour former un marais. Le terme eutrophisation a aujourd'hui un sens proche du mot dystrophie, il vient souvent comme qualificatif de sens négatif pour des milieux aquatiques d'eau douce ou marins. Cela correspond à la détérioration d'un écosystème aquatique par la prolifération de végétaux.

L'eutrophisation, de plus en plus importante des milieux marins côtiers, représente un des impacts majeurs des activités humaines sur l'environnement. Les phénomènes d'eutrophisation sont en constante augmentation ; ces dernières décennies ont vu le nombre de sites touchés augmenter de par le monde. Ainsi les sites touchés par des phénomènes d'hypoxie sont de plus en plus nombreux, Diaz et al. (2008) évoquent que ce nombre a approximativement doublé chaque décennie depuis les années 60 pour dépasser les 400 en 2008. Ces zones mortes totalisent actuellement 800 000 kilomètres carrés sur la planète.

Druon et al. (2004) ont distingué trois principaux types de milieux eutrophisés : (1) eutrophisé et sensible, (2) mésotrophe et sensible (3) eutrophisé et résistant. Ces trois milieux correspondent à des caractéristiques hydrodynamiques et biologiques différentes, et la conséquence d'apport en nutriment est différente en fonction du type de milieu.

Parallèlement, une prise de conscience de la communauté scientifique a permis de mettre en place des programmes de surveillance et d'évaluation de l'impact des changements globaux sur l'environnement. Plusieurs programmes ont été initiés :

- Le programme LOICZ (Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone) est un programme qui s'intéresse aux zones où l'océan et les continents convergent et interagissent. Les objectifs principaux de LOICZ sont de déterminer aux échelles régionales et globales la nature de cette interaction dynamique, l'impact sur les zones côtières des changements globaux et les modifications du rôle de ces zones dans les cycles biogéochimiques globaux afin de fournir des informations scientifiques solides pour la gestion durable des zones côtières.
- L'UNEP (United Nation Environment Program) est un programme des nations unies dont l'objectif est de “coordonner l'élaboration de régimes juridiques internationaux en analysant l'état de l'environnement et en portant à l'attention des gouvernements les questions émergentes les plus pressantes”.

1 Introduction

- L’USGCRP (U.S. Global Change Research Program) est un programme américain qui vise à promouvoir la recherche sur les interactions entre les milieux naturels et les changements globaux induits par l’activité humaine et leurs implications.
- La DCE (Directive Cadre sur l’Eau) a été adoptée par l’Europe en 2000. Son objectif est d’atteindre d’ici 2015 un bon état des différents milieux aquatiques sur tout le territoire européen. Cet objectif doit être atteint en plusieurs étapes clés : un état des lieux avec la mise en place d’un programme de surveillance, la mise en place de mesures destinées à corriger les non conformités et mise en place d’un plan de gestion.
- Le PNEC (Programme National d’Environnement Côtier) est un programme français fédérateur multi-organismes. Il a été créé en 1999 pour conduire des opérations de recherche dans le cadre soit de Chantiers, soit d’Action de Recherches Thématiques. C’est un programme national auquel de nombreux organismes participent, parmi lesquels on peut citer : l’IFREMER (l’Institut Français de Recherche pour l’Exploitation de la MER), l’INSU (l’Institut National des Sciences de l’Univers), l’IRD (l’Institut de Recherche en Développement) et le BRGM (le Bureau de Recherche Géologique et Minière). Les études sont localisées sur des chantiers différents : Baie de Seine, Mont Saint Michel, Golfe de Gascogne, Golfe du Lion, Lagunes méditerranéennes, Nouvelle-Calédonie et Guyane.
- Le programme LITEAU a été créé par le Ministère de l’Ecologie et du Développement Durable en 1998 avec pour objectif de fournir des outils scientifiques d’aide à la décision et des méthodes applicables à la gestion durable du littoral. Ce programme fonctionne en relation étroite avec le PNEC. Le littoral inclut ici l’interface terre-mer, sous l’influence combinée des dynamiques marines et atmosphériques du grand large, et des apports et processus naturels ou anthropiques venus des bassins versants côtiers. Si les recherches littorales envisagées par LITEAU correspondaient initialement à une délimitation géographique restrictive (l’interfaçage étroit entre terre et mer dans les lagunes, baies, estuaires, caps), elles portent également aujourd’hui sur tous les espaces de la bande côtière définis par cette double influence marine et terrestre (falaises, plages, estrans,...).

1.1 Contexte et justification de l’étude

La Bretagne est la première région agricole de France. C’est la 9^{ème} région en superficie et la 6^{ème} en surface agricole utile. Mais ce palmarès agricole n’est pas sans conséquence pour l’environnement. En effet, l’agriculture intensive et les pratiques agricoles utilisées depuis les années 1960 ont enrichi peu à peu la terre en matière azotée. On considère que le territoire breton reçoit actuellement un excédent annuel de 117000 tonnes

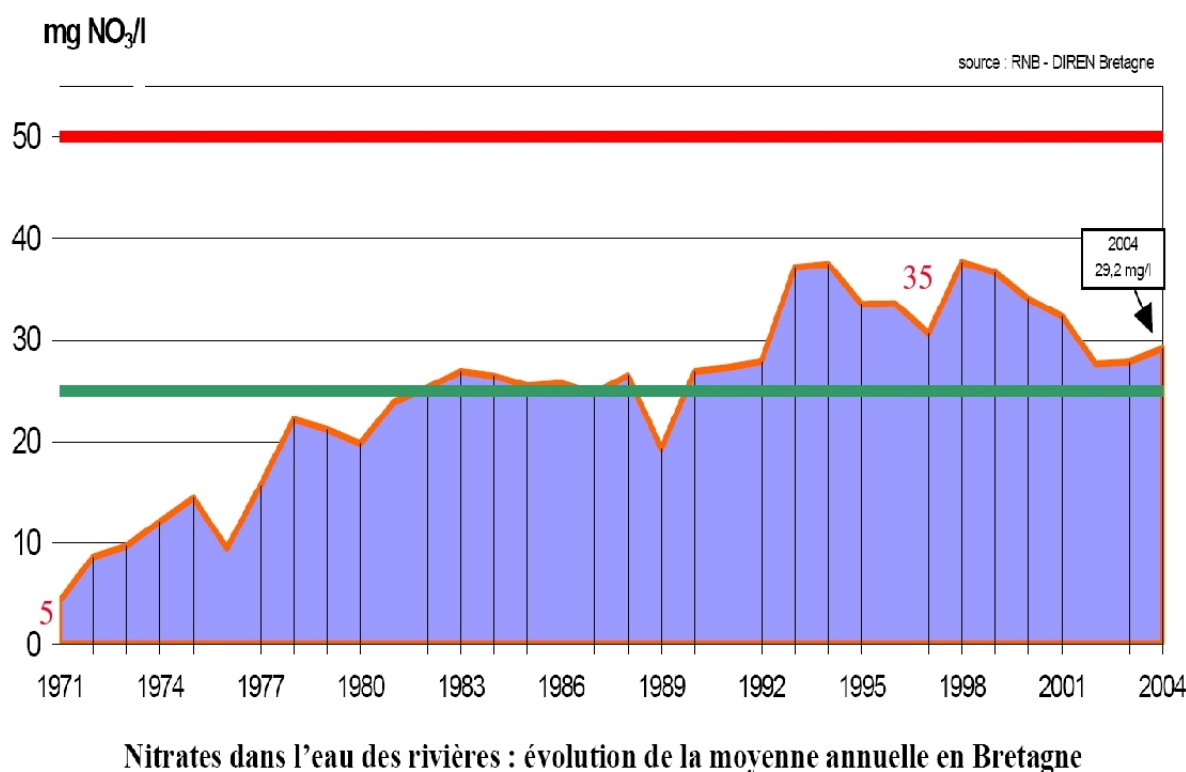


FIG. 1.1: Concentration en nitrate moyenne sur 30 années dans les rivières bretonnes. $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ correspond au seuil légal à ne pas dépasser dans l'eau potable, $25 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ la concentration maximale recommandée par la Communauté Européenne.

d'azote (Aurousseau 2005), ce qui, rapporté à la superficie des bassins versants bretons (30000 km^2) correspondrait à un apport théorique de $3900 \text{ kg/km}^2/\text{an}$ d'azote. Ce surplus d'azote se retrouve dans les rivières et, finalement, dans la mer. La figure 1.1 montre l'évolution de la concentration en nitrate depuis 30 années : celle-ci n'a cessé d'augmenter jusqu'à atteindre des valeurs extrêmes dans certains bassins versants. La France a récemment été condamnée par la cour de justice des communautés européennes (CJCE) car les concentrations en nitrate de certaines rivières (l'Horn, l'Îc, le Quillimadec, ...) dépassent le seuil légal de 50 mg/l pour la fabrication d'eau potable (Fig 1.2). Pour le moment, la CJCE a décidé de suspendre l'amende de 28 millions d'euros et les astreintes journalières de 117.882 euros. Cette clémence sera de courte durée car la France a jusqu'à fin 2009 pour ramener cette pollution à des valeurs raisonnables. Or, ces concentrations mettront plusieurs années pour redescendre à un niveau acceptable, à condition que les apports diminuent notablement.

Tous ces apports d'azote enrichissent les eaux des rivières et par conséquent les eaux côtières et favorisent le développement algal. On assiste à des proliférations algales qui peuvent être amplifiées lorsqu'elles sont conjuguées à une bathymétrie particulière et donc à des phénomènes hydrodynamiques spécifiques (Ménèsguen et al., 2001). En effet, depuis le début des années 1960, certains sites bretons sont touchés par des pro-

1 Introduction

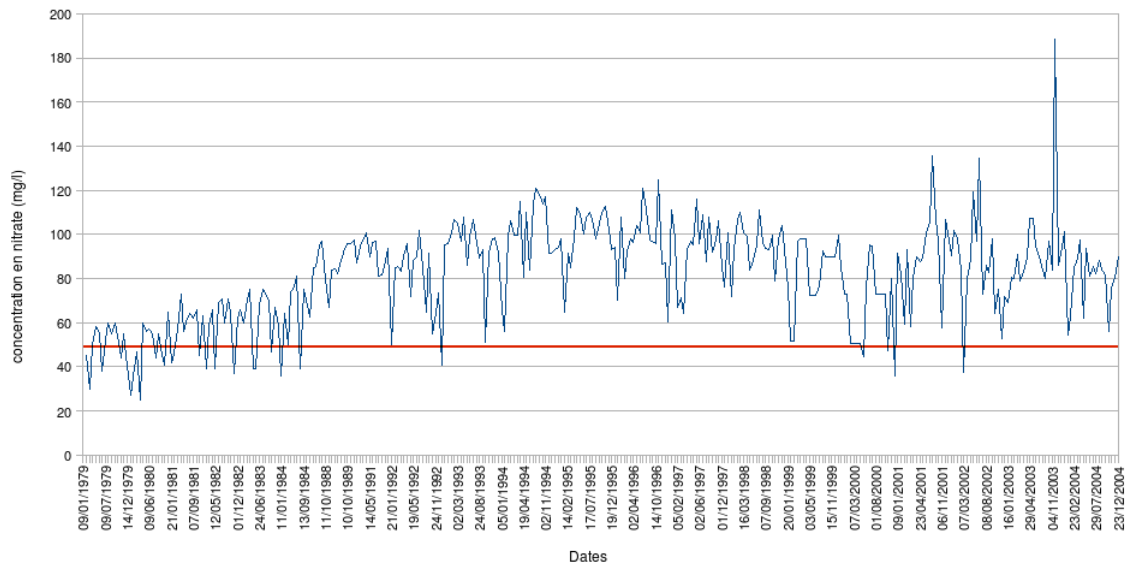


FIG. 1.2: Concentration en nitrate de l'Horn de 1979 à 2004

lifications de macro-algues appartenant au genre *Ulva* (Ménèsguen et Piriou, 1995). Le nombre de sites touchés et l'importance du phénomène n'ont pas diminué ces dernières années, et ceci malgré les efforts entrepris par les collectivités pour diminuer les rejets de nutriments, notamment d'azote, dans les rivières bretonnes. Le Finistère et les Côtes d'Armor sont les départements les plus touchés comme le montre la figure 1.3. La figure 1.4 présente les différents sites touchés et leur répartition. La figure 1.5 montre l'évolution des volumes ramassés annuellement de 1997 à 2006. L'impact sur l'activité touristique n'est pas négligeable ainsi que la gêne pour les pêcheurs et les conchyliculteurs dont les engins de pêche sont encombrés par les algues.

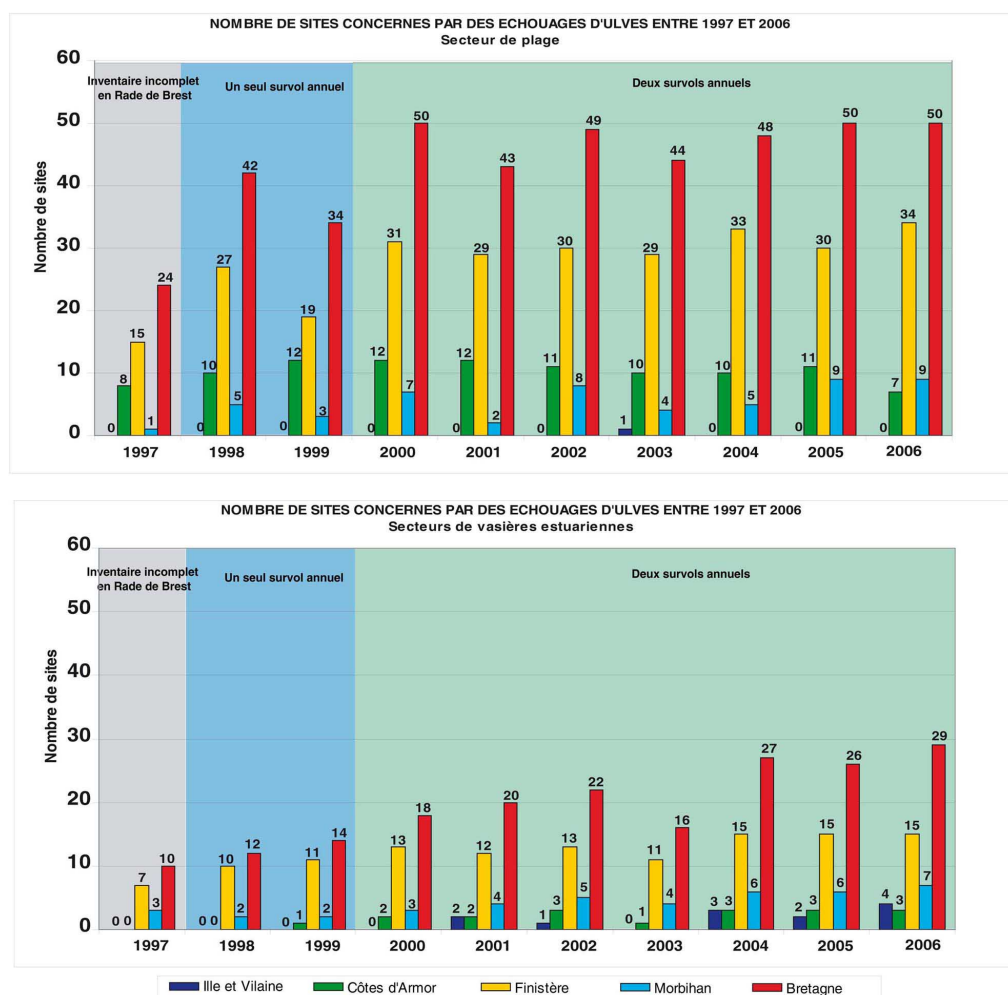
A ces problèmes de marées vertes s'ajoutent des proliférations phytoplanctoniques d'espèces diverses, dont certaines peuvent être toxiques. Ces phénomènes peuvent être importants au printemps et en été.

Les proliférations d'algues toxiques constituent une autre nuisance liée au phytoplancton. Certaines espèces de phytoplancton peuvent produire des toxines qui, consommées par les coquillages, contaminent ces derniers. Il existe trois formes d'intoxications liées à la consommation de coquillages contaminés par des algues toxiques : DSP (Diarrhetic Shellfish Poisoning), associé au phytoplancton du genre *Dinophysis*, PSP (Paralytic Shellfish Poisoning), produit par le genre *Alexandrium* et ASP (Amnesic Shellfish Poisoning) provoqué par le genre *Pseudo-nitzschia*. Le REPHY a été créé en 1984 par l'Ifremer dans le but de surveiller et contrôler la salubrité des coquillages pour protéger les consommateurs. Les premiers cas reconnus d'intoxication de type DSP sont apparus en France en 1983, les premières proliférations connues en France d'*Alexandrium minutum*, responsables des intoxications de type PSP ont eu lieu en

1 Introduction

1988, enfin ce n'est qu'en 2000 que l'on a vu pour la première fois le seuil de toxicité pour les toxines de type ASP dépassé en France. Ainsi, l'augmentation du nombre de cas d'interdiction de la vente et de la consommation de coquillages à cause de la prolifération de phytoplancton toxique provoque un impact non négligeable sur l'économie de la conchyliculture. Par exemple, en 20 ans, on a recensé 1632 jours d'interdiction de vente et de ramassage des coquillages en baie de Douarnenez (source REPHY).

Des épisodes d'hypoxies estivales ont été observés certaines années en Baie de Vilaine. En juillet 1982, on a même constaté un événement d'anoxie exceptionnel qui a entraîné une forte mortalité de poissons et d'invertébrés benthiques (Merceron, 1987 ; Chapelle et al., 1994).



Date des inventaires					
1997*	1998	1999	2000**	2001**	2002**
19, 20 et 31 juillet	25, 26 et 30 juillet	10 et 12 août	4 et 5 juillet puis 29 et 30 août	21 et 22 juin puis 6 et 7 septembre	10 et 11 juillet puis 8 et 9 août
2003**	2004**	2005**	2006**	* : inventaire incomplet en rade de Brest	
14 et 18 juillet puis 13 et 14 août	19 et 20 juillet puis 19 et 20 août	21 et 22 juillet puis 19 et 23 août	11, 12, 13 juillet puis 8 et 9 août	** : données cumulées à partir des 2 survols aériens	

L'ensemble du linéaire côtier est survolé à marée basse de fort coefficient. Les sites sont retenus à partir du moment où les dépôts sont décelables d'avion et que les contrôles de terrain mettent en évidence des proportions anormales d'ulves. Certains sites sont de très petite taille et ne correspondent pas à la description classique de "marée verte". Les années antérieures à 2000 ne comportant qu'un inventaire annuel peuvent difficilement être directement comparées aux années postérieures. L'amélioration des suivis peut permettre, en partie au moins, d'expliquer l'évolution du nombre de sites, en particulier sur les vasières qui font, au fil des années, l'objet de survols plus approfondis (fonds de Ria).



FIG. 1.3: Echouages d'ulves de 1997 à 2006

1 Introduction

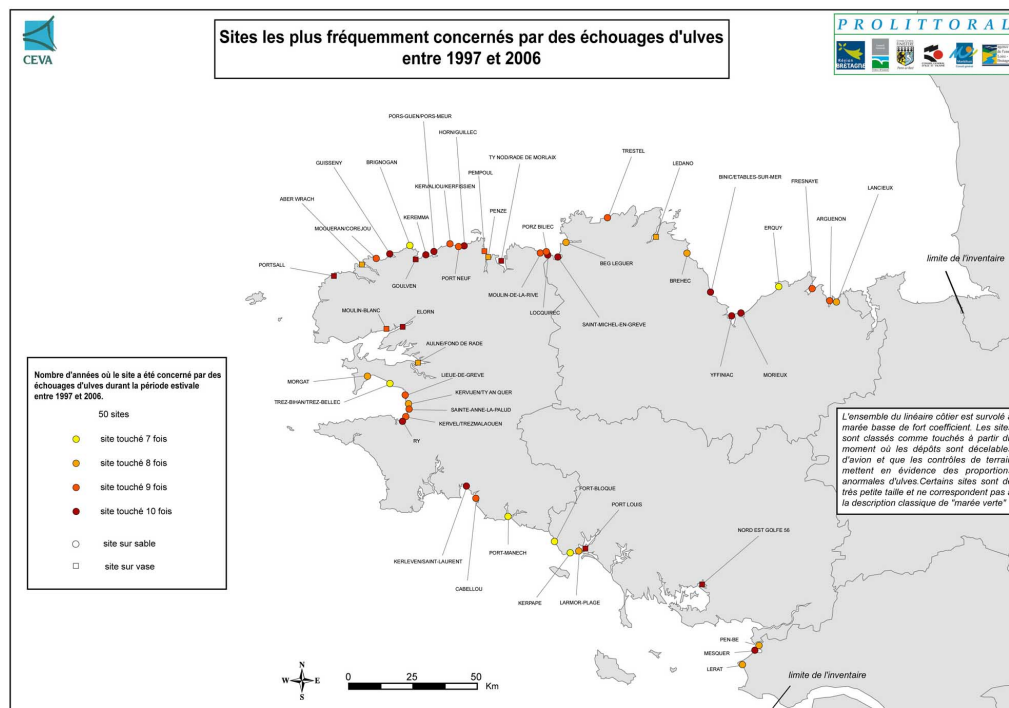


FIG. 1.4: Sites touchés par les échouages d'ulve

1 Introduction

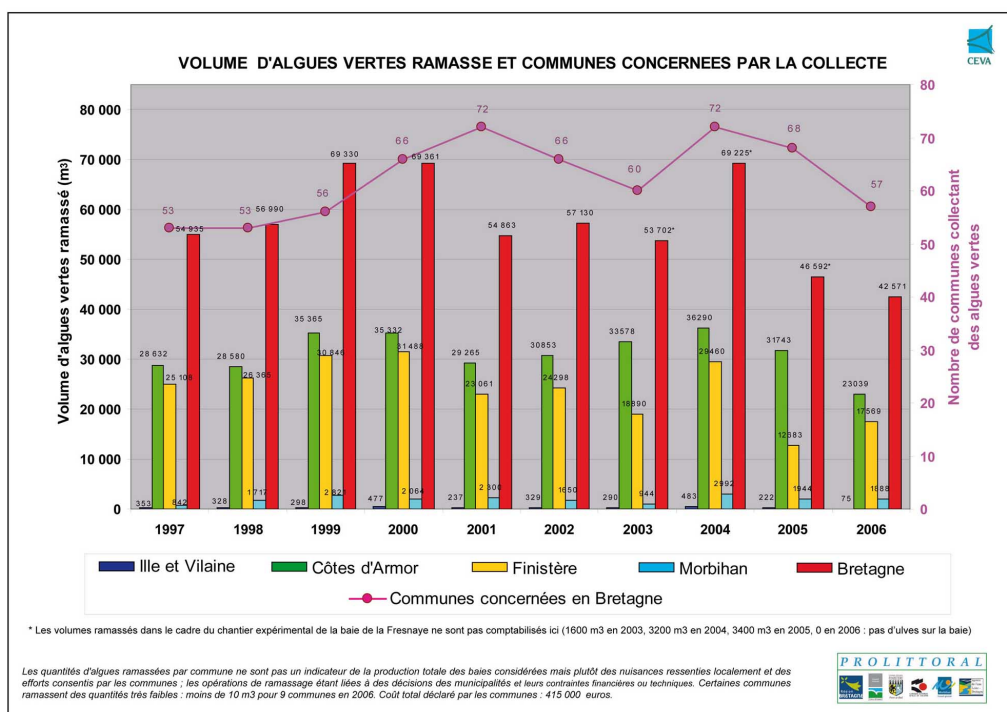


FIG. 1.5: Volume des ramassages d'ulves entre 1997 et 2006

1.2 Objectifs de l'étude

Le littoral est un système avec des interactions complexes contrôlées par des processus à la dynamique rapide (crues, tempêtes, etc...), périodique (marées, étiage, rayonnement solaire) et lente (sédimentation, érosion, évolution des populations, modification de l'environnement, etc...). Ceci implique de fortes interactions entre toutes les composantes du système aux différentes échelles spatio-temporelles. L'étude de ces systèmes nécessite d'associer des disciplines très différentes comme l'hydrologie, l'hydrodynamique, la biologie, la sédimentologie, la modélisation des écosystèmes.

Les outils couplant un modèle hydrodynamique et un modèle biogéochimique permettent l'analyse du comportement et du devenir des substances et éléments chimiques susceptibles d'affecter les écosystèmes (nutriments, matières en suspension, contaminants chimiques, etc ...). Ce couplage doit permettre de mieux analyser le fonctionnement des réseaux trophiques aquatiques et leur interaction avec leur écosystème. La modélisation permet aussi de passer de l'analyse du comportement des individus (par l'intermédiaire des processus intracellulaires par exemple) à l'analyse des populations, de l'écosystème.

L'objectif de ce travail est multiple : il vise à mettre en évidence et comprendre l'impact et le rôle des apports en nutriments sur la production primaire et l'eutrophisation des milieux côtiers. Ce travail a aussi pour ambition l'identification et la compréhension des causes des phénomènes et ainsi permettre d'apporter des solutions ou des pistes d'amélioration. Il a aussi un objectif de prévision à court terme de l'état biologique sur la zone.

Le modèle biogéochimique que nous utilisons couple un module de biologie de type NPZD au modèle hydrodynamique MARS-3D. Il permet de prévoir les concentrations en nutriments, en phytoplancton et en zooplancton. Le modèle résulte de travaux effectués à l'Ifremer sur des zones différentes : à l'échelle de tout le plateau continental français du golfe de Gascogne (Loyer 2001 et Huret 2005), à l'échelle de la Manche (Ménèsquen et Hoch, 1997 ; Cugier 1999 ; Vanhoutte-Brunier et al. 2008) et aux échelles locales : Rade de Brest (Le Pape 1999, Ménèsquen et al., 2006) et baie de Vilaine (Chapelle, 1991).

Le modèle couplé hydrodynamique/biogéochimique a été mis en oeuvre sur la bande côtière bretonne, en tant qu'outil d'étude et de visualisation du devenir des nutriments, de la production primaire et de l'eutrophisation dans la bande côtière bretonne. Ce travail a débouché sur la mise en oeuvre d'un modèle en temps réel pour présenter les résultats de simulations numériques et de mesures satellitaires sur Internet. Ceci répond à une demande croissante des gestionnaires de l'océan côtier (collectivités, administrations), des professionnels (conchyliculteurs, pêcheurs, transport maritime, industrie off-shore), des scientifiques, des bureaux d'étude en environnement et du

public (baignade, plongée, pêche à pied, nautisme), de prévisions à court terme de l'environnement côtier, de l'état biologique de la mer et de l'évolution des proliférations planctoniques. L'outil permet de répondre aux questions posées quant à l'état passé et futur de l'eutrophisation dans la bande côtière bretonne et de tester divers scénarii. Ce travail s'inscrit dans le système opérationnel côtier PREVIMER de l'Ifremer en tant que démonstrateur. PREVIMER a pour objectif de fournir une description de l'état physique et bio-géochimique de la mer côtière (de la côte à la limite du plateau continental) et de l'état des écosystèmes qu'elle abrite et d'en diffuser les informations par l'intermédiaire d'un site Internet : www.previmer.org.

1.2.1 Démarche et méthodes

La mise au point d'un modèle peut avoir trois objectifs différents :

- Le modèle comme outil de recherche. Les modèles sont utilisés ici dans le but de mieux comprendre le fonctionnement d'un écosystème, pour tester diverses hypothèses.
- Le modèle comme outil d'investigation. La modélisation permet ici de tester des scénarii, de simuler l'impact d'une modification d'une des variables forçantes du modèle.
- Le modèle comme outil de prévision. Le modèle tente ici de prévoir l'état physique et biologique de la mer.

Ce travail couvre les trois aspects décrits ci-dessus. Les modèles mis au point ont permis de comprendre l'impact des fleuves et des apports en nutriment sur la bande côtière bretonne. Ils ont aussi permis de tester des scénarii de réduction en nitrate, et notamment voir si cela a un impact sur la toxicité de l'algue *Pseudo-Nitzschia*. Enfin, le modèle a été intégré dans un système opérationnel de prévision de l'état biologique de la bande côtière bretonne.

Plusieurs modèles couplés hydrodynamique/biogéochimie ont déjà été utilisés pour tester divers scénarii de réduction d'apport et comprendre les processus responsables de ces phénomènes (Ménèsguen, 1999). Notre objectif est d'unifier ces travaux au sein d'un unique modèle couplé qui permettrait d'appréhender l'ensemble des paramètres et des conditions influençant la croissance de l'échelon primaire du réseau trophique. Le modèle, qui couvrira l'ensemble de la bande côtière bretonne, pourra être ainsi utilisé pour répondre aux questions posées : Quels sont les effets des apports azotés issus de l'agriculture ? Jusqu'où et sur quels bassins versants faudrait-il diminuer ces apports si l'on voulait diminuer les phénomènes de marées vertes et de proliférations phytoplanctoniques sur les différents sites touchés ? Quelle est l'influence de certains phénomènes météorologiques : réponse à une année humide ou à une année sèche ? Quel est l'enrichissement des eaux côtières par rapport à l'état initial, il y a un siècle ? Le

1 Introduction

modèle ainsi mis au point sur des situations passées doit ensuite être utilisé en routine de manière opérationnelle à des fins de prévision. Il permettra alors de répondre aux questions récurrentes des collectivités qui pourraient ainsi gérer de manière plus efficace le phénomène en réfléchissant sur les efforts à fournir.

Notre approche méthodologique procède en plusieurs phases :

- Mise en place d'un modèle pluie/débit sur 35 fleuves bretons et normands, calibration et validation de ce modèle.
- Mise en place, validation et premières simulations avec le modèle sans biologie pour visualiser uniquement les panaches de nitrate comme traceur conservatif.
- Calibration et validation du modèle couplé biogéochimie/hydrodynamique.
- Introduction de l'espèce *Pseudo-Nitzschia*.
- Simulation d'années passées.
- Mise en place du modèle en temps réel.

1.2.2 Outils

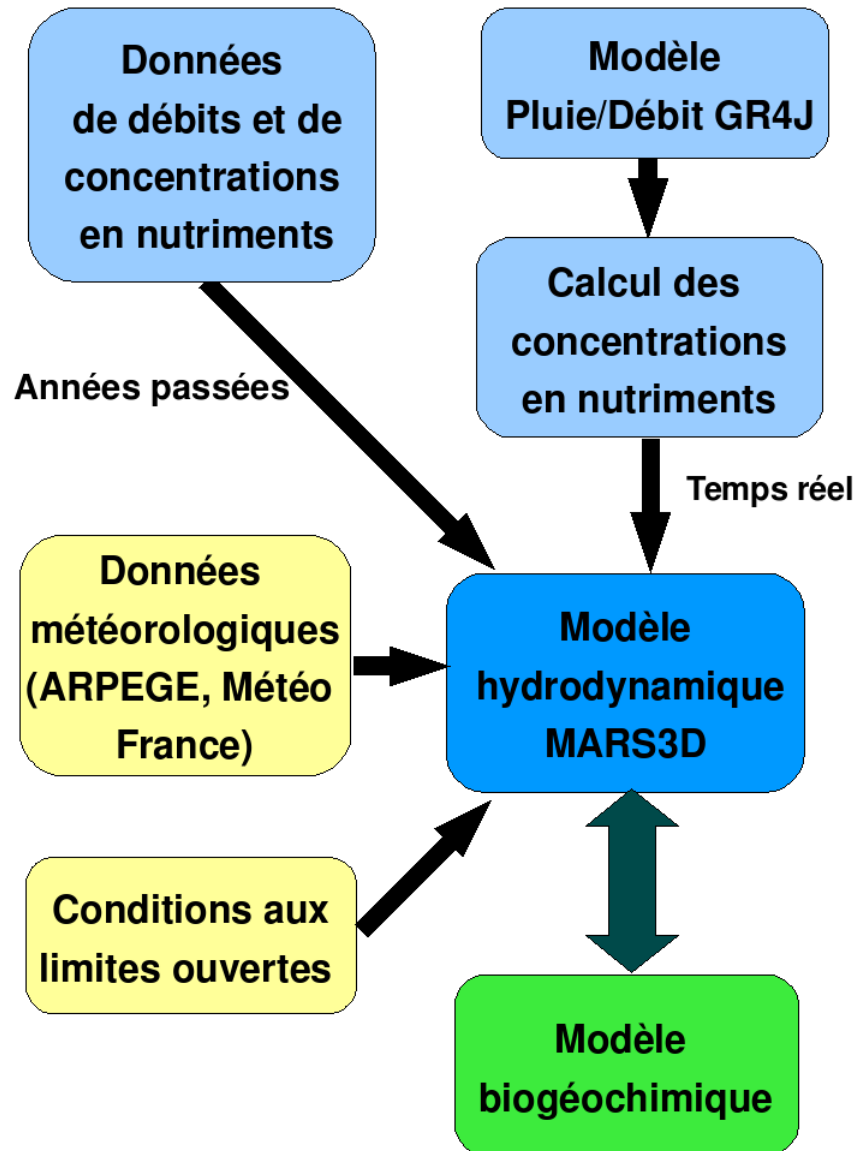


FIG. 1.6: Schéma conceptuel de l'organisation des différents modèles

Le premier outil utilisé est un modèle pluie/débit. En effet, le modèle hydrodynamique nécessite des données en débits sur les différents fleuves de la zone ; ces données sont disponibles pour les années passées, mais ne sont pas toutes disponibles en temps réel, seuls les débits de la Loire et de la Vilaine le sont. Les valeurs pour les autres fleuves bretons ne sont disponibles qu'avec un délai, de quelques semaines à quelques mois. Ainsi le modèle GR4J permet de calculer les débits des principaux fleuves bre-

tons et normands en temps réel, et d’avoir une bonne estimation des débits réels. Ce débit permet ensuite de calculer la concentration de 6 nutriments (nitrate, phosphate, silicate, ammonium, azote organique particulaire, phosphore organique particulaire) et des matières en suspension dans chaque fleuve à partir d’équations statistiques. Ce modèle est décrit au chapitre 2.

L’outil principal de ce travail est un modèle hydrodynamique côtier en trois dimensions : MARS 3D. Ce modèle permet de calculer les courants, la température, la salinité, la hauteur d’eau ainsi que la diffusion et la dispersion de traceur. Le modèle est couplé à un modèle biogéochimique qui permet de calculer l’évolution de la concentration en phytoplancton, en zooplancton et en nutriment ainsi que leur devenir au sein des cycles biologiques.

La description du modèle hydrodynamique sera abordée au chapitre 3 et la description du modèle biogéochimique sera détaillée au chapitre 4.

Le modèle couplé nécessite un certain nombre de données en entrée : des conditions aux limites ouvertes du domaine (élévation en surface libre, température, salinité, concentration en nutriments, ...), des conditions météorologiques qui seront fournies par le modèle Arpège de Météo France et les apports terrestres (débits des rivières et concentration des nutriments) qui proviendront de mesures in situ pour les simulations passées et du modèle pluie/débit pour les simulations temps-réel.

1.2.3 Plan de travail

Le travail est développé en quatre parties :

1. La première partie (chapitre 2) concerne la mise en place d’un modèle hydrologique, qui sera utilisé par le modèle opérationnel.
2. La seconde partie (chapitre 3) aborde la mise en place du modèle hydrodynamique sur la bande côtière bretonne, sa validation et l’étude de l’impact des apports fluviaux dans la bande côtière bretonne.
3. La troisième partie (chapitre 4) qui représente la majeure partie de ce travail, est la mise en place du modèle biogéochimique couplé avec le modèle hydrodynamique. Ici on verra la description, la calibration, la validation et l’analyse des résultats du modèle générique ainsi que des différents modules utilisés : croissance et toxicité de l’algue *Pseudo-Nitzschia*, évolution de la concentration en oxygène dissous et traçage de l’azote en provenance d’une source identifiée au sein du réseau trophique.
4. Enfin la quatrième partie de ce travail concerne la mise en place du modèle en temps réel (chapitre 5). Après un tour d’horizon des principaux sites Internets qui présentent des résultats en temps réel, nous verrons la description de la chaîne opérationnelle ainsi que quelques résultats du modèle temps réel.

1.3 Présentation du domaine d'étude

1.3.1 Emprise du modèle et justification de cette emprise

La Figure 1.7 montre l'emprise de la zone d'étude, elle s'étend de 46,85° à 49,3° de latitude nord et de 6° à 1,3° de longitude ouest. Ce domaine englobe l'ensemble de la bande côtière bretonne, une partie du Cotentin et la partie Nord du Golfe de Gascogne. La limite Ouest de la zone a été fixée à 6° pour éloigner le bord du domaine de la côte et des forts courants qui existent aux abords de Ouessant et de l'île de Sein. La limite Nord est quant à elle située à 49,3° pour éviter les violents courants qui règnent à la pointe du Cotentin et au Nord de Chausey (le raz Blanchard où les courants peuvent atteindre 9 noeuds). De manière à inclure l'estuaire de la Loire dans notre zone d'étude, la limite Sud est fixée légèrement au Sud de l'île de Noirmoutier. Enfin, la limite Est, qui est entièrement à la terre, permet d'englober le fond de la baie du Mont Saint Michel.

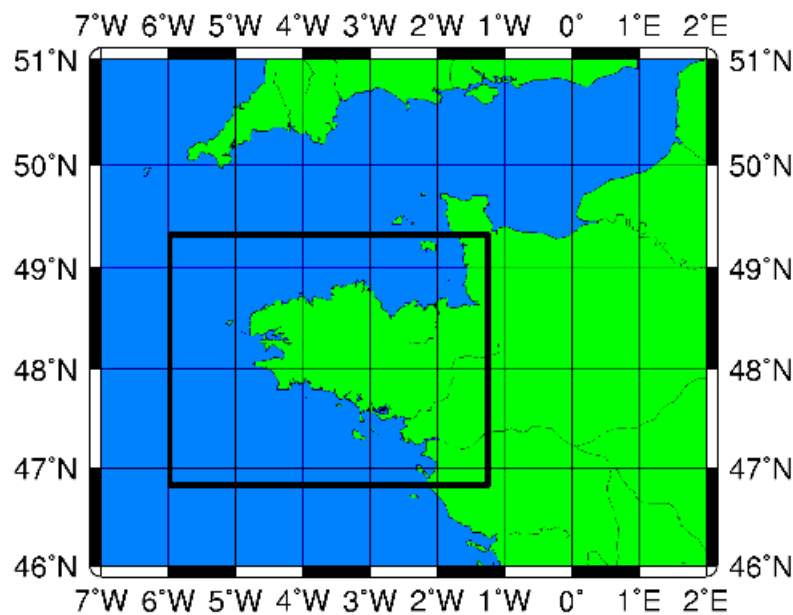


FIG. 1.7: Situation géographique de la zone d'étude

1.3.2 Caractéristiques hydrodynamiques et météorologiques de la zone

Dans le golfe de Gascogne la circulation générale est assez faible et anticyclonique de par la morphologie semi-fermée de la baie (Le Cann et Pingree, 1995). Sur le plateau continental les courants sont majoritairement gouvernés par la marée et le vent.

La Bretagne est en général soumise à des courants de marée violents, notamment au niveau des caps et des chenaux : à la pointe du Raz, au niveau du Fromveur près de l'île

1 Introduction

d'Ouessant, dans le goulet de Brest (zone étroite qui est la jonction entre la Rade de Brest et la mer d'Iroise). Ces courants sont d'autant plus variables que la bathymétrie de la zone est complexe. Ces courants sont principalement dus aux fortes marées. En effet, la Bretagne et la Normandie sont deux régions où les effets de la marée sont parmi les plus importants au monde. Le Mont Saint Michel est célèbre pour sa marée dont l'amplitude peut atteindre 14m. La marée est le premier moteur hydrodynamique ; la Bretagne est dominée par un régime macrotidal semi-diurne ; l'onde semi-diurne M2 est l'onde de marée la plus importante et la plus influente en Bretagne ; sa période est de 12h24. Les effets de la marée sont plus importants au Nord de la Bretagne et à l'Ouest où les courants sont de l'ordre du $m \cdot s^{-1}$ tandis qu'au Sud de la Bretagne les courants sont plus faibles (de l'ordre du $cm \cdot s^{-1}$), notamment au niveau des îles Glenan et de l'île de Groix où les courants peuvent être inférieurs à $10cm \cdot s^{-1}$. La circulation résiduelle est très complexe dans le sud Bretagne et les faibles courants de marée au dessus de la Grande Vasière et au niveau des Glenan font que la circulation est principalement induite par le vent (Obaton, 1996 ; Garreau, 1993).

Les forts courants au Nord ont pour conséquence de mélanger la colonne d'eau, l'empêchant de se stratifier. Même en été, la couche de mélange est très profonde, elle occupe fréquemment la totalité de la colonne d'eau. Au Sud, où la marée est moins importante et les courants plus faibles, on voit apparaître en période estivale une stratification thermique de la colonne d'eau. Cette stratification est accentuée par la présence de deux grands fleuves au Sud-Est de la Bretagne : la Loire et la Vilaine. On voit ainsi apparaître une stratification haline dans les eaux du Sud-Est de la zone, notamment en période de crue.

En mer d'Iroise se forme en début d'été un front qui sépare une zone mélangée par les forts courants de marée près de la côte, d'une zone stratifiée par la thermocline saisonnière un peu plus au large. Ce front bouge en fonction de la marée : il est plus au large en période de vives eaux car le mélange vertical est maximal. Au contraire, en période de mortes eaux, la zone mélangée est moins étendue et le front se rapproche de la côte.

Au niveau météorologique, la Bretagne est sous un climat océanique tempéré. Elle est principalement sous l'influence d'un flux d'Ouest. Les perturbations et tempêtes viennent quasiment toutes de l'Ouest. Les figures 1.8 et 1.9 montrent la provenance des vents les plus fréquents et les plus forts (valeurs calculées sur 5 ans issues du modèle Arpège de Météo France). Les vents les plus forts viennent des secteurs Sud-Ouest à Nord-Ouest comme le montre la figure 1.9.

Au Sud de la Bretagne, les vents de Nord-Ouest provoquent une circulation vers le Sud-Est. La circulation s'oriente au Nord-Ouest lorsque les vents sont de Sud-Ouest.

Les températures de l'air varient de 5°C à 21°C en moyenne dans le Finistère et de 3°C à 25°C dans l'Ille et Vilaine. La lame d'eau issue des pluies est très variable, elle

1 Introduction

suit un gradient moyen est-ouest : de 150 mm/an au niveau du bassin de Rennes à plus de 800 mm/an dans les Monts d'Arrée (voir la figure 2.10 du chapitre 2).

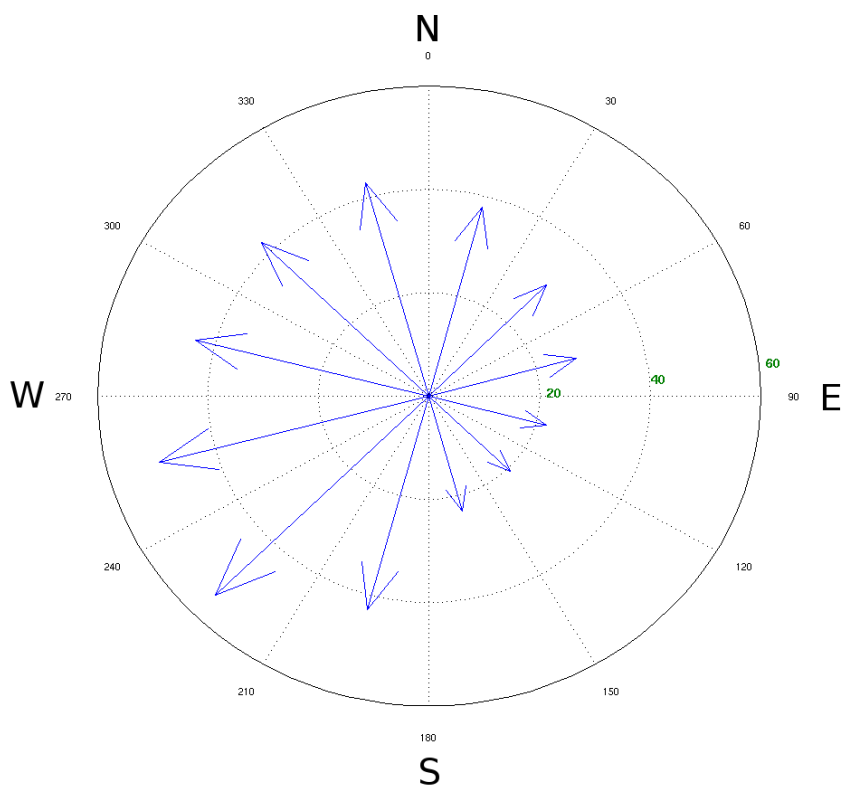


FIG. 1.8: Diagramme des vents en fonction de leur origine : fréquence ($nb_{jour} \cdot an^{-1}$)

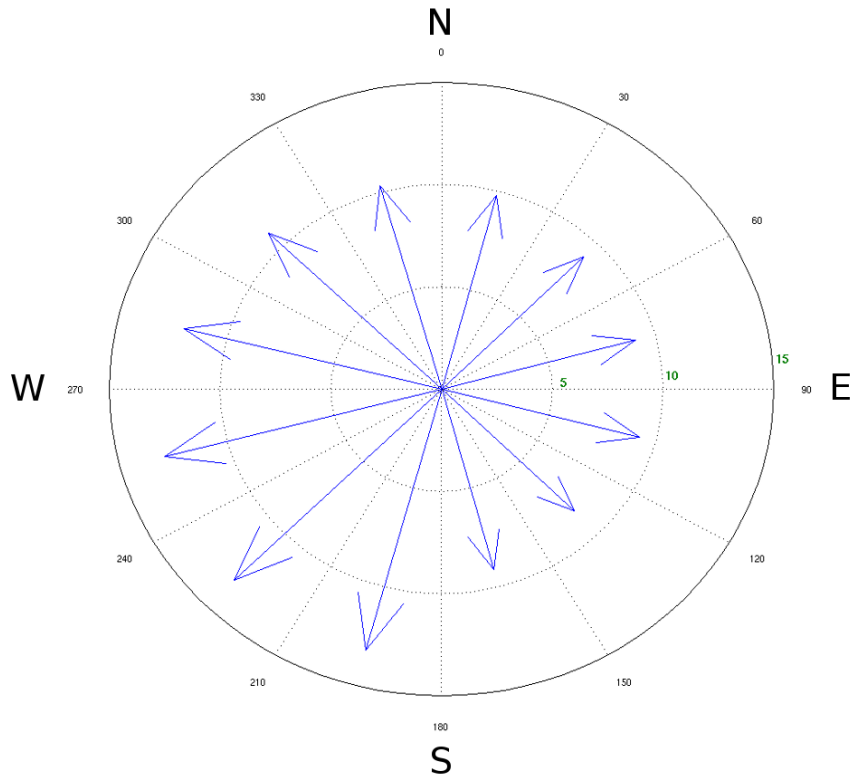


FIG. 1.9: Diagramme des vents en fonction de leur origine : quantile 90 de la vitesse ($m \cdot s^{-1}$)

1.3.3 Caractéristiques biologiques de la bande côtière bretonne

Le fonctionnement de l'écosystème est fortement influencé par les structures et les comportements hydrodynamiques. Ainsi l'hydrodynamisme et les caractéristiques physiques d'une zone, en modifiant le mélange vertical ou les apports en nutriments, par exemple, conditionnent et modifient les populations phytoplanctoniques. Lorsque la turbulence est forte les conditions sont plus favorables aux diatomées au détriment des dinoflagellés. C'est pourquoi, au Nord de la Bretagne les courants de marées plus forts et la couche de mélange plus profonde favorisent la croissance des diatomées. Dans le Sud, le brassage est moins important et la présence de la Loire et de la Vilaine favorise l'établissement d'une stratification haline. Les dinoflagellés sont favorisés après un bloom printanier de diatomées. Le Nord de la zone est moins productif que le Sud. Les apports en nutriments sont globalement plus faibles au Nord qu'au Sud, en raison de la présence de la Loire et de la Vilaine au Sud, qui provoque un enrichissement non négligeable et stimule la production primaire.

Les fronts jouent un rôle important dans la production primaire. Ces zones stables favorisent la productivité (Sournia et al., 1990). Ainsi les apports liguriens provoquent un front halin au large de l'estuaire de la Loire, qui favorise le développement phyto-planctonique (Lunven et al., 2005 ; Guillaud et al., 2008).

1 Introduction

Comme expliqué au chapitre 1.1, la bande côtière bretonne est, dans son ensemble, très productive. L'enrichissement est très important et peut provoquer en fonction du lieu et des conditions physiques une production primaire forte et quelque fois nuisible comme en baie de Vilaine. En effet, certaines zones sont soumises à un faible courant résiduel et donc à un faible taux de renouvellement de l'eau malgré une marée importante. Ces zones sont sensibles écologiquement car les apports seront confinés et les phénomènes d'eutrophisation ainsi amplifiés. A l'inverse de la zone côtière, le large est globalement oligotrophe. La production primaire y est moins forte qu'en zone côtière.

1.4 Les images satellitales

1.4.1 Intérêt de l'observation par satellite

Depuis 1957 et le lancement du premier satellite, Spoutnik 1, les satellites n'ont cessé d'évoluer et sont devenus maintenant des outils puissants et indispensables.

L'océanographie spatiale débute par l'altimétrie pour déterminer la topographie de la surface des océans et leurs variations. Les premiers altimètres sont embarqués sur Skylab et Geos3, puis sur Seasat en 1978 et Geosat en 1985. L'Esa lance ERS-1 en 1991. TOPEX/Poséidon, lancé le 10 août 1992, est le fruit d'une collaboration entre l'ESA et la NASA.

L'observation par satellite a apporté une vision synoptique des phénomènes. Cela a permis d'améliorer notre compréhension des processus physiques ou biologiques des océans.

Les images satellitaires de la couleur de l'eau proviennent de 3 capteurs différents : Seawifs, MODIS et MERIS.

En 1997, le capteur Seawifs, exploité par la NASA, permet d'obtenir des images de la couleur de l'eau. Ce capteur est embarqué à bord du satellite OrbView-2 lancé le 1er août 1997. MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) est un capteur embarqué à bord des satellites Terra lancé le 18 décembre 1999, et Aqua lancé le 4 mai 2002. Le satellite ENVISAT embarque à son bord plus de 9 instruments d'analyse et d'observation dont notamment le spectromètre imageur MERIS (Medium Resolution Imaging Spectrometer). Il a été lancé le 1er mars 2002.

Les cartes de SST (Sea Surface Temperature) sont issues des mesures dans l'infrarouge. En effet l'infrarouge est associé à la chaleur car, à température ambiante ordinaire, les objets émettent des radiations dans le domaine de l'infrarouge ; la relation est modélisée par la loi du rayonnement du corps noir (dite aussi loi de Planck). Ainsi le satellite ENVISAT embarque le radiomètre Advanced Along Track Scanning Radiometer (AATSR) qui mesure l'infrarouge sur 7 canaux ($0.55\mu m$, $0.66\mu m$, $0.87\mu m$, $1.6\mu m$, $3.7\mu m$, $11\mu m$ et $12\mu m$) à haute-résolution ($1km$ au nadir) permettant le calcul de la température de surface (source : ESA).

1.4.2 Les algorithmes optimisés pour le côtier

Depuis l'arrivée en 1977 du premier capteur de couleur de l'océan, et grâce au succès important du capteur Seawifs lancé en 1997, les images satellitaires ont permis une description synoptique du phytoplancton de surface. Les algorithmes de calcul des images satellitaires permettent d'obtenir de manière fiable la concentration en chlorophylle dans les eaux du large dites eaux du cas 1. Les eaux côtières (eaux du cas 2), plus turbides, posent des problèmes de par leurs concentrations en matière en suspension

1 Introduction

(MES). Pour améliorer la qualité des images dans les eaux du cas 2, des algorithmes spécifiques ont été développés par Gohin et al. (2002).

L'utilisation des données satellitaires se base sur l'étude de la réflectance (rapport entre l'éclairement ascendant et l'éclairement descendant) du spectre visible, c'est-à-dire de 400 à 700 nm. L'absorption de ce spectre par l'eau de mer est différente en fonction de sa composition. Lorsque l'eau de mer est pure la réflectance est maximale dans les radiations bleues. Si elle contient de la chlorophylle, l'absorption dans le bleu va être augmentée, et donc la réflectance va diminuer. Pour pouvoir calculer la concentration en chlorophylle on utilise un algorithme de conversion. On utilise ainsi le rapport 443nm/555nm (bleu sur vert-jaune) pour quantifier la concentration en chlorophylle (la chlorophylle absorbe les radiations bleues et réfléchit les radiations vertes). Plus ce rapport est faible, plus il y a de chlorophylle. Lorsque les concentrations en chlorophylle sont importantes on utilise les rapports 490nm/555nm et 510nm/555nm : c'est l'algorithme OC4 (Ocean Color 4 channels). Mais cet algorithme, qui a été développé pour les eaux du large, ne s'est pas toujours révélé efficace dans les eaux côtières. En effet, la chlorophylle n'est pas l'unique constituant dans les eaux côtières ; la présence de matières minérales en suspension (qui absorbent aussi dans le bleu et réfléchissent les radiations vert-jaune), a tendance à surestimer les concentrations calculées par les algorithmes OC4. Gohin et al. (2002) ont mis au point un algorithme sur 5 canaux pour améliorer le calcul de la concentration en chlorophylle : l'algorithme OC5, qui utilise un 5ème canal : 412nm. C'est cet algorithme qui a été utilisé pour générer toutes les images satellitaires utilisées ici.

1.4.3 Le serveur d'image satellitaire NAUSICAA

NAUSICAA est un serveur d'image satellitaire (<http://cersat.ifremer.fr/fr/data/view/nausicaa>), qui propose des images depuis 1997, avec une fréquence quasi quotidienne depuis 2001. Il est possible d'avoir des cartes de température, de chlorophylle, de matière minérale en suspension, de vent et d'irradiance solaire sur la Mer du nord, la Manche, le golfe de Gascogne et le nord-ouest de la Méditerranée.

1.4.4 Utilisation des images satellitaires

Dans notre travail les images satellitaires sont essentiellement utilisées pour la calibration et la validation des résultats fournis par le modèle. Deux variables seront tout particulièrement analysées : la concentration en chlorophylle-a et la température de surface de l'eau. Ces données seront comparées aux résultats du modèle et nous permettront d'en apprécier la qualité.

Les cartes de concentration en matières en suspension (MES) issues des mesures satellitaires seront aussi utilisées pour le calcul de l'atténuation de la lumière. Le mod-

1 Introduction

èle calcule la dispersion, le dépôt et l'érosion de la matière particulaire. Toutefois les concentrations hivernales simulées sont sous-estimées. En effet, le modèle ne prend pas en compte la remise en suspension des MES par les vagues et la houle. Pour pallier ce handicap, nous utilisons les mesures par satellite pour mieux estimer la concentration en MES dans la colonne d'eau et ainsi la lumière disponible. En chaque maille du domaine, on compare la concentration en MES simulée avec celle donnée par une climatologie satellitaire bi-mensuelle. Lorsque les valeurs satellitaires sont supérieures à celle du modèle elles sont utilisées pour le calcul de l'atténuation lumineuse.

2 Flux de nutriments : du bassin versant à la mer

Dans notre étude, il est crucial de bien évaluer les apports en nutriments des rivières bretonnes. Pour les simulations des années passées, nous disposons des données nécessaires, sur les fleuves que nous avons sélectionnés, pour fixer les conditions aux limites fluviales du modèle : concentration en nutriments et débits. Toutefois, nous avons pour objectif de tendre vers une modélisation opérationnelle en temps réel. Ainsi, nous sommes confrontés à un problème de disponibilité des données. Nous ne pouvons obtenir les valeurs des débits en temps réel que sur la Loire et la Vilaine. Pour les autres bassins versants, les débits ne sont disponibles qu’avec un différé de quelques semaines à plusieurs mois. Les concentrations en nutriments, quant à elles, seront estimées à l’aide des données de débits. Selon Perrin et al. (2001), un modèle pluie/débit contenant entre 3 et 5 paramètres est suffisant pour une bonne prédiction sur un bassin versant peu étendu (taille $< 100\text{km}$) : la structure du modèle est importante et un modèle très simple peut donner des performances satisfaisantes. Nous verrons d’abord quelques notions d’hydrologie, puis après un tour d’horizon non exhaustif des différents modèles déterministes et stochastiques existants, nous présenterons le modèle que nous avons choisi pour notre étude : le modèle GR4J de Perrin et al., (2003). Enfin, nous aborderons le problème du calcul des concentrations en nutriments, dont on retrouvera les équations en annexe.

2.1 Quelques notions d’hydrologie

L’eau est soumise à diverses transformations au cours de son périple. Le moteur de ces transformations est le soleil. Par son action, l’eau s’évapore. Cette vapeur d’eau, provenant principalement des océans, provoque la formation de nuages par condensation et produit des précipitations sous forme de pluie, neige ou grêle. Ensuite, l’eau soit s’évapore (directement ou par évapotranspiration par le biais des végétaux), soit s’infiltre dans les nappes souterraines, soit ruisselle et alimente les cours d’eau, les lacs, les rivières et revient ainsi jusqu’à l’océan. La figure 2.1 présente de manière schématique le cycle de l’eau.

Un bassin versant ou bassin hydrographique est une portion de territoire dont les

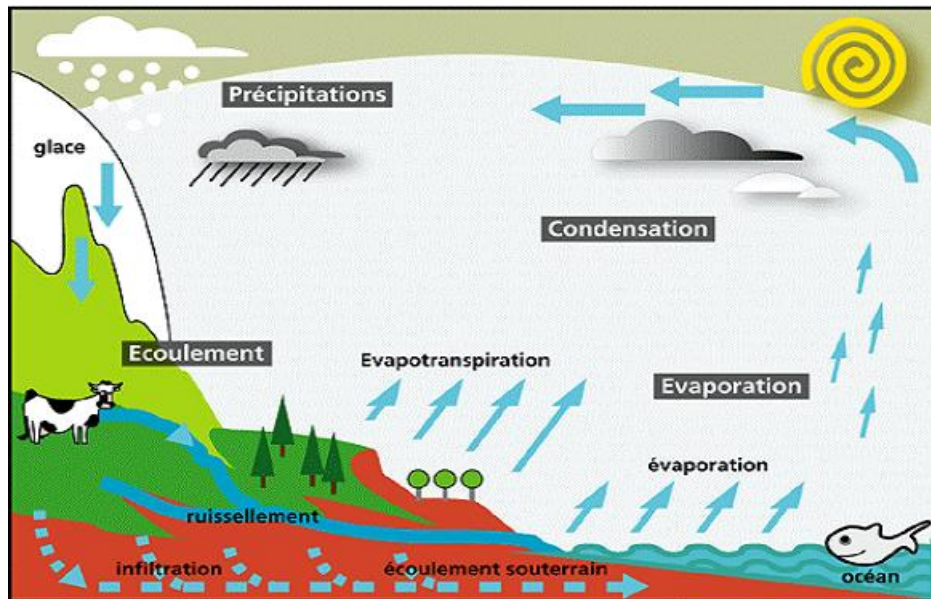


FIG. 2.1: Le cycle de l'eau (source : CNRS)

eaux alimentent un cours d'eau ou un lac. Cette portion est généralement délimitée par des frontières topographiques. Un bassin versant se caractérise par différents paramètres géométriques (surface, pente), pédologiques (capacité d'infiltration des sols) et urbanistiques (présence de bâti). Il faut toutefois prendre garde à la délimitation d'un bassin versant. Dans la majorité des cas, elle est donnée par les limites topographiques ; mais cette limite peut être erronée en raison de la géologie ou la disposition des sols. Il faut alors avoir des informations de terrain précises sur la réalité du bassin versant (formations naturelles, géologiques ou artificielles). La Figure 2.2 donne un exemple : une faille dans le bassin versant dévie une partie de l'eau dans la vallée voisine. Les limites du bassin versant sont ainsi modifiées et ne correspondent pas aux limites topographiques. C'est le cas de la Sorgue, une rivière du Vaucluse, dont le débit moyen est de $18,5\text{m}^3/\text{s}$ et la surface de son bassin versant est de 15km^2 . L'écoulement moyen rapporté à la surface du bassin versant équivaut à 38000mm , ce qui est beaucoup. Or cette rivière est alimentée par l'une des résurgences karstiques les plus importantes d'Europe. Ainsi, la surface du bassin réel est de 2500 km^2 . L'écoulement moyen n'est plus que de 233mm . En Bretagne, ce phénomène est cependant plus rare, en raison de l'absence de calcaire.

Lors du cycle de l'eau, plus de la moitié des précipitations retourne à l'atmosphère par évaporation ou par transpiration des végétaux. Les plantes ont un besoin vital en eau. Elles l'utilisent pour synthétiser leur matière végétale. Toutefois, la majeure partie de l'eau est utilisée pour la transpiration. En effet, celle-ci permet à la sève brute et élaborée de circuler dans la plante. La transpiration dépend de la température, du rayonnement solaire, du vent, de l'humidité, de la saturation du sol en eau, de l'espèce de la plante et de la saison. Ce phénomène est pris en compte par l'évapotranspiration potentielle (ETP). L'ETP peut être calculée à partir de tous les paramètres décrits

2 Flux de nutriments : du bassin versant à la mer

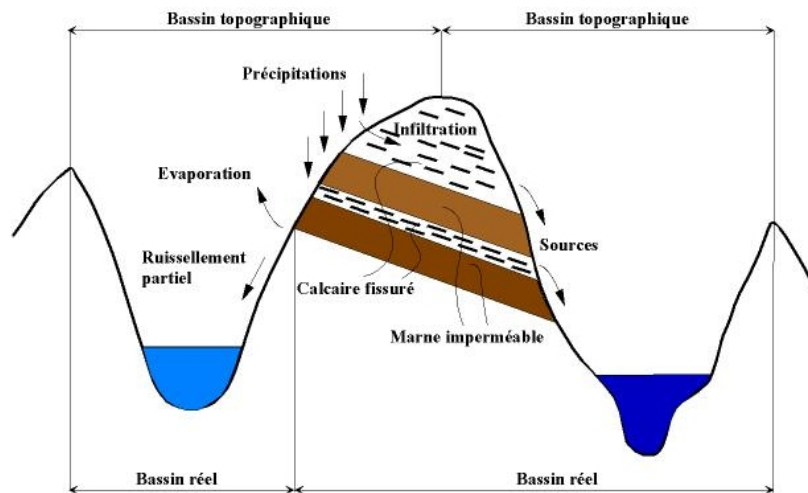


FIG. 2.2: Distinction entre bassin versant réel et bassin versant topographique (d'après Roche, 1963)

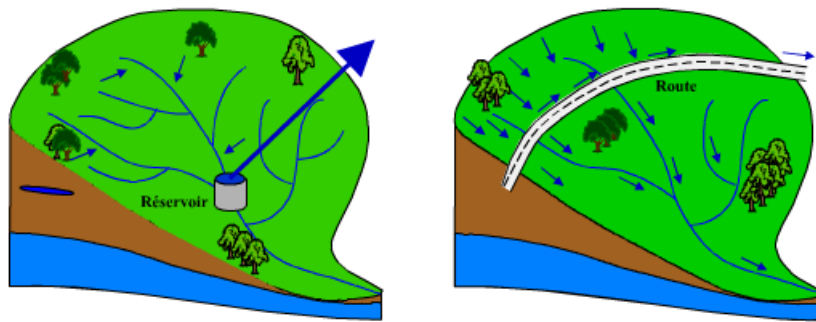


FIG. 2.3: Exemple de modification du bassin versant par des constructions artificielles (d'après André Musy)

ci-dessus par une loi empirique. L'ETP est un paramètre difficile à calculer de manière fiable. Certains modèles utilisent des valeurs pré-calculées en fonction du couvert végétal, du type de sol et de la saison, d'autres calculent de manière conceptuelle l'ETP en fonction de tous ces paramètres. Dans notre étude, nous utilisons l'ETP calculée et fournie par Météo France. Comme nous l'avons vu, au cours de son parcours, différents processus affectent l'eau au sein du bassin versant. Ainsi, il y a formation de deux types d'écoulement : les écoulements de surface et les écoulements souterrains. Les proportions de l'un et de l'autre dépendent du type de sol et de sa porosité. En moyenne, la France reçoit 700 mm d'eau par an : 400 mm retournent vers l'atmosphère, 120mm s'écoulent en surface et 180 mm en souterrain (Gaume, 2000). Dans le sol, l'eau est soumise à différentes forces qui la retiennent : ce sont les forces de succion. On distingue dans le sol la quantité d'eau libre, qui peut s'écouler librement par gravité, la réserve d'eau utile qui peut être mobilisée par les plantes (cette quantité dépend du réseau

de racines développées par la plante, de la texture et de la composition du sol) et le reste de l'eau qui n'est pas utilisable car trop fortement lié au sol. En fonction du taux d'humidité du sol, l'écoulement de l'eau va être différent. En effet, lorsque le sol est saturé, les forces de succion sont faibles et l'eau s'écoule par gravité en suivant la loi de Darcy. Lorsque le sol n'est pas saturé, les forces de succion deviennent dominantes et l'eau s'écoule plus difficilement. Enfin, l'eau peut aussi être stockée par infiltration, formant ainsi des réservoirs qui peuvent soutenir le débit en période d'étiage.

Le bilan des flux d'eau d'un bassin versant peut être schématisé de cette manière :

$$Q = P - ETP + \Delta S$$

P : précipitations

ETP : évapotranspiration

Q : débit des rivières et des nappes

ΔS : variation du stock d'eau (sol et sous-sol)

2.2 Description des modèles hydrologiques

Ce chapitre est un tour d'horizon des différents types de modèles hydrologiques qui pourraient être utilisés pour prévoir les débits des différents cours d'eau du littoral breton. Le modèle doit être simple et ne pas réclamer d'informations trop nombreuses pour son initialisation. Seul le débit des rivières à leur exutoire en mer nous intéresse : il n'est donc pas nécessaire d'utiliser un modèle qui nous fournisse les valeurs d'écoulement en surface en chaque point du bassin versant.

2.2.1 La modélisation en hydrologie

Les processus mis en jeu pour prévoir les faibles débits sont plus complexes que ceux qui se manifestent lors d'événements pluvieux. En effet, lors des périodes d'étiage, les sols ne sont pas saturés et les processus d'infiltration et d'écoulement sont plus complexes. Les conditions météorologiques sont différentes. Cela implique une prise en compte de paramètres supplémentaires et d'autres manières de modéliser les processus. Les modèles simples ont des difficultés à estimer de manière fiable les faibles débits à moyen et surtout à long terme.

La mise au point d'un modèle hydrologique répond généralement à un objectif ou à un besoin précis. Il existe trois types d'utilisation des modèles en hydrologie :

- Le modèle comme outil de recherche, qui est le domaine d'application privilégié de la modélisation en hydrologie. Les modèles sont utilisés ici dans le but de mieux comprendre le fonctionnement hydrologique d'un bassin versant, pour tester diverses hypothèses et scénarii.

- Le modèle comme outil d’extrapolation. Ici le but recherché est la reconstitution de série de données de débits. Ce type de modèle est utilisé pour le test de divers scénarii de crue, pour le calcul de débit moyen et minimal. Ceci peut avoir pour objectif le dimensionnement d’ouvrage d’art par exemple.
- Le modèle comme outil de prévision, ici l’utilisation du modèle est plus axée vers l’opérationnel. Bien souvent ce type de modèle n’est utilisé que pour prévoir les crues d’un cours d’eau.

On peut classer les modèles hydrologiques en deux grandes catégories :

- Les modèles conceptuels déterministes, explicatifs : ces modèles sont fondés sur des équations différentielles. Divisés en compartiments, ils permettent de reproduire de manière simplifiée les différents processus mis en jeu. Ils peuvent avoir de 0 à 3 dimensions.
- Les modèles stochastiques, considérés comme des « boîtes noires » : ils sont basés sur des relations statistiques entre les observations et la réponse du système. Plus simples que ceux du premier type, ces modèles ne réclament pas une connaissance précise des processus mis en jeu.

2.2.2 Les modèles déterministes

Les modèles déterministes sont des modèles basés sur la description mathématique des processus. La liste de modèles ci-dessous représente un bref tour d’horizon d’une partie des modèles hydrologiques existants. Cette liste n’est absolument pas exhaustive et se veut uniquement informative.

2.2.2.1 Le modèle SWAT

SWAT est l’acronyme de “Soil and Water Assessment Tool”. Ce modèle est développé au USDA Agricultural Research Service (Arnold et Fohrer, 2005). Ce modèle est développé pour prédire l’impact des activités humaines et de la gestion du territoire sur la pollution des eaux continentales. Il a pour objectif d’être un outil de modélisation hydrologique complet. C’est un modèle spatialisé assez complexe qui prend en compte de nombreux processus. Le modèle hydrologique est couplé à un modèle de qualité des eaux qui prend en compte les processus chimiques. Il permet, notamment, la modélisation du devenir d’une source de pollution au sein d’un bassin versant au cours du temps. Les nutriments, comme le nitrate, sont considérés comme conservatifs.

SWAT nécessite des informations spécifiques sur la topographie, la propriété des sols, la couverture végétale et l’occupation des sols sur le bassin versant étudié.

2.2.2.2 Le modèle RIVERSTRAHLER

Le modèle RIVERSTRAHLER (Billen et al., 1994), qui a été initialement développé pour la modélisation du bassin versant de la Seine, présente l'intérêt de combiner un modèle hydrologique assez simple (Hydrostrahler) et un modèle de processus biologique et chimique (RIVE). Ce modèle couplé permet ainsi de simuler de manière spatialisée la croissance des algues, le cycle bactérien et la dynamique physique et biologique des principaux nutriments. RIVERSTRAHLER est un modèle 2D, il nécessite des informations précises sur la topographie, la nature et l'occupation des sols qui composent le bassin versant étudié. Le modèle est forcé grâce aux données météorologiques et grâce aux informations sur les rejets ponctuels d'eaux usées.

Le modèle RIVERSTRAHLER permet ainsi le suivi de la concentration en oxygène, des phénomènes d'eutrophisation, du transfert et la rétention de nutriment dans l'ensemble du bassin versant. En particulier ce modèle est capable de calculer les rapports $N : P : Si$ qui sont la clé de la compréhension des problèmes d'eutrophisation dans les écosystèmes dulçaquicoles et cotiers.

2.2.2.3 Le modèle CEQUEAU

Le modèle CEQUEAU est un modèle déterministe à bilan sur 2 dimensions développé par l'Institut National de la Recherche Scientifique, Centre Eau au Canada.¹

Il prend en compte les caractéristiques physiques du bassin versant et ses variations dans l'espace.

Le domaine de modélisation est découpé de deux façons :

- Le bassin versant est découpé en surfaces élémentaires appelées « carreau entier ». Chaque carreau entier prend en compte le pourcentage de forêt, de lac, de marais et l'altitude.
- Les carreaux entiers sont découpés en carreaux partiels en fonction de la ligne de partage des eaux et des bassins versants.

Le modèle fonctionne en deux temps : tout d'abord, il calcule sur chaque carreau entier à chaque pas de temps l'écoulement vertical (pluie, fonte de la neige, évapotranspiration, infiltration, modification des stocks...). Ce calcul est appelé fonction de production et il est représenté sur la Figure 2.4. Ensuite, le modèle calcule l'écoulement dans le réseau sur chaque carreau partiel en prenant en compte l'influence des lacs, marécages, ouvrages artificiels... C'est la fonction de transfert.

Le modèle permet de prendre en compte des images satellites ou radars, des données météorologiques à certains points de la grille, de modifier la topographie du bassin versant et d'obtenir les débits simulés en n'importe quel point du domaine de modélisation. Le modèle réclame des données sur l'altitude et sur le pourcentage de forêts, de

¹<http://www.inrs-ete.uquebec.ca/activites/modeles/cequeau/index.htm>

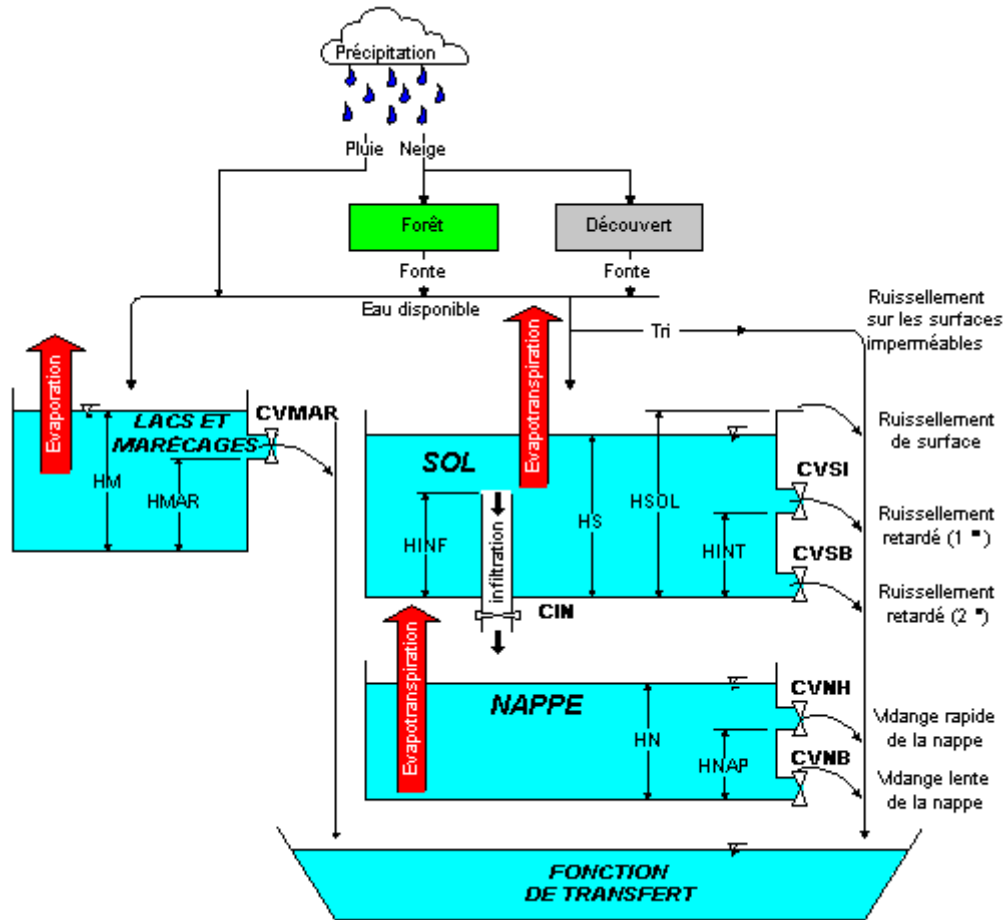


FIG. 2.4: Fonction de production du modèle CEQUEAU (source : INRS-eau, Canada)

lacs et de marais.

2.2.2.4 Le modèle MODCOU et ses variantes

Le modèle MODCOU est un modèle déterministe spatialisé en 3 dimensions à fonction de production conceptuelle. Il est développé par le Centre Informatique Géologique de l'Ecole des Mines de Paris par Ledoux E. et al. (1984). Ce modèle comporte deux parties distinctes : un modèle de surface et un modèle souterrain. MODCOU est un modèle multicouche qui utilise une fonction de production à réservoirs. Celle-ci reproduit le transfert de l'eau vers les réservoirs de surface et du sous-sol, modélisant ainsi les flux rapides et lents. Ce modèle prend en compte l'ETP, l'occupation des sols, le type de sol, ainsi que des informations précises sur le bassin versant (altitude, sens d'écoulement, géologie, ...).

2 Flux de nutriments : du bassin versant à la mer

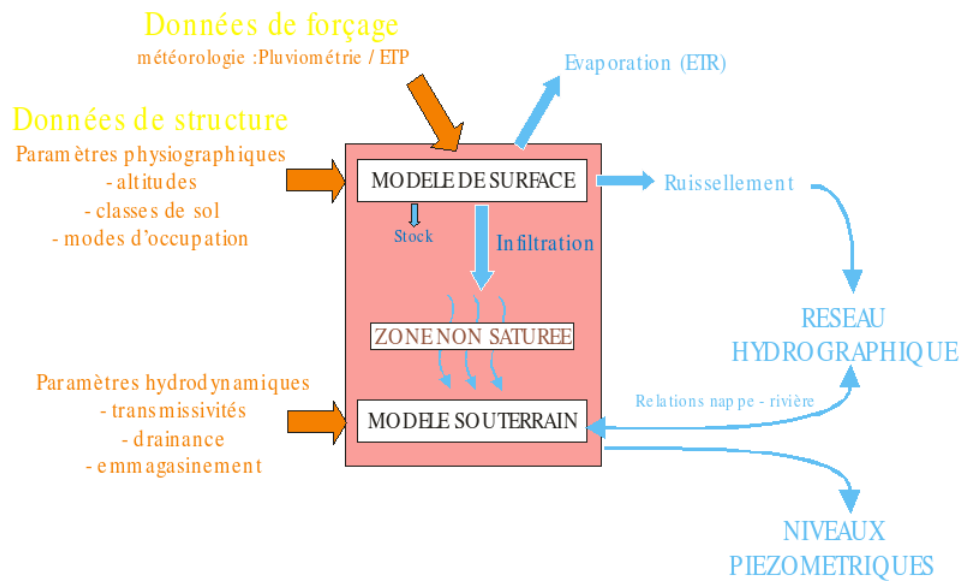


FIG. 2.5: Principe du modèle MODCOU (source : Centre d'Informatique Géologique Ecole des Mines de Paris)

Le modèle SAFRAN-ISBA-MODCOU est développé par le Centre National de Recherche Météorologique de Météo France : la fonction de production conceptuelle de MODCOU est remplacée par le modèle ISBA, qui est un modèle de transfert sol/végétation/atmosphère. C'est un modèle complexe qui prend en compte de manière locale les différents processus physiques (fonte nivale, transfert thermique dans le sol, évapotranspiration...). Ce modèle détaille les différents types de débit, les différents chemins que l'eau peut prendre avec des vitesses différentes.

Le modèle STICS est développé par Brisson et al., 1998. C'est un modèle agronomique qui peut être couplé avec MODCOU, il améliore la modélisation du système plante/sol, et il permet une meilleure précision sur le calcul de l'ETP.

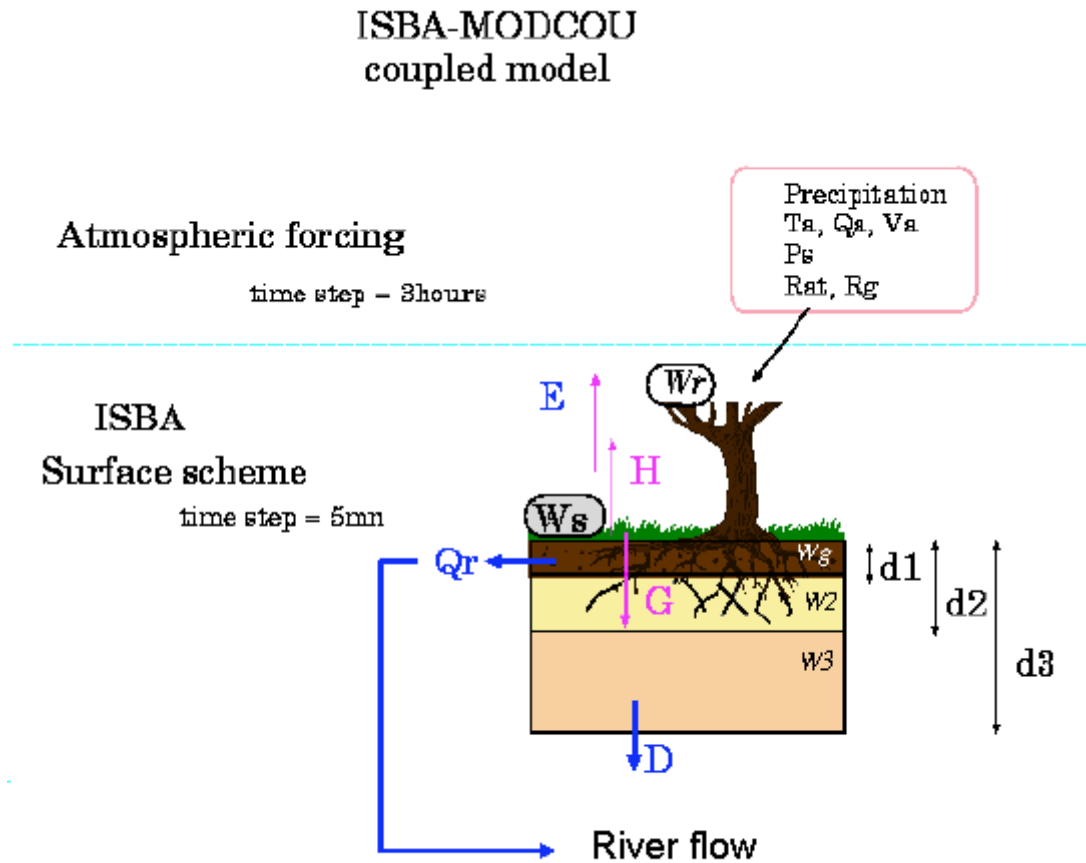


FIG. 2.6: Schéma du modèle ISBA/MODCOU (source Météo France)

2.2.2.5 Le modèle TOPMODEL et son extension agronomique TNT

TOPMODEL est un modèle déterministe de calcul de débits à partir des mesures de précipitations sur un bassin versant. Il est fondé sur une description simple des processus d'évaporation, d'infiltration et d'écoulement. Il a été initialement développé au Centre for Research in Environmental Systems and Statistics, Institute of Environmental and Natural Sciences, à l'université de Lancaster par K.J. Beven (Institute of Hydrology, Oxon) et M.J. Kirby (School of Geography, University of Leeds) en 1979 (Beven et Kirkby, 1979). Il a servi de base à de nombreux modèles. Il nécessite des informations sur la topographie, la nature du sol et le couvert végétal. Le calcul du flux d'eau en surface est basé sur la pente et la saturation du sol. Le calcul de l'ETP est basé sur le couvert végétal et la nature du sol. Le modèle est construit de manière à avoir le minimum de paramètres à estimer. Le modèle TNT (Transferts de Nitrates par Topographie) est développé par V. Beaujouan (Laboratoire de Spatialisation Numérique, ENSAR) et P. Durand (INRA de Rennes) (Beaujouan et Durand, 2002 ; Beaujouan et al., 2002). C'est un modèle simple qui simule le transfert de l'eau et du nitrate dans un bassin versant. Ce modèle est fondé sur TOPMODEL.

2.2.2.6 Le modèle GR4J

Le modèle GR4J (Perrin et al., 2003) est le modèle que nous avons choisi d'appliquer pour notre étude. C'est un modèle 0D simple, à réservoirs, ne comportant que 4 paramètres. Ce modèle est plus simple que ISBA/MODCOU et TOPMODEL, il a un pas de temps journalier, ce qui permet de calculer rapidement le débit à l'exutoire du bassin versant étudié en fonction de l'ETP et des précipitations. Il sera détaillé plus bas.

2.2.2.7 Les autres modèles

La liste précédente est loin d'être exhaustive : de nombreux autres modèles existent. Beaucoup sont complexes et plus complets : ils prennent en compte de nombreux processus différents. La plupart est en 2D voire 3D et donne donc des résultats en chaque point du bassin versant. C'est un niveau de détails qui ne nous sera pas utile et qui exige des données précises pour la définition du domaine de modélisation, l'initialisation et la paramétrisation.

2.2.3 Les modèles stochastiques

Les modèles dits « boîtes noires » sont des modèles basés sur les statistiques et qui fonctionnent par l'intermédiaire d'une fonction de transfert avec bruit. Le bruit est introduit par un ensemble de variables aléatoires (généralement gaussiennes). La fonction de transfert est donnée par la combinaison linéaire des différentes variables explicatives. Ces modèles sont dits stochastiques. Il en existe de nombreux types. Nous décrirons succinctement les deux plus utilisés en hydrologie.

2.2.3.1 Les modèles de type ARMA

Les modèles de type ARMA (Auto-Regressive Moving Average) ont été mis au point par Box et Jenkins en 1970. Ces modèles combinent un modèle autorégressif et un modèle à moyenne mobile. On peut écrire son équation de cette manière d'après Kendall et al. (1983)

$$U_t = \varphi_1 \cdot U_{t-1} + \dots + \varphi_p \cdot U_{t-a} + \varepsilon_t + \theta_1 \cdot \varepsilon_{t-1} + \dots + \theta_q \cdot \varepsilon_{t-q}$$

est la variable temporelle estimée, les U_{t-x} sont les variables temporelles d'estimée au temps $x = t - 1, \dots, t - a$; ε_t est un ensemble de variables aléatoires indépendantes, de moyenne nulle et de variance γ si U_t est un scalaire, ou de matrice de covariance Λ si U_t est un vecteur. Φ_p et Θ_q sont des paramètres du modèle d'autorégression et à moyenne mobile, respectivement. Les modèles autorégressifs utilisent l'information passée pour estimer l'avenir. Des coefficients sont déterminés pour savoir quel poids on accorde à chaque événement passé. Les modèles à moyenne mobile lissent les données.

En chaque point de la courbe une moyenne est estimée en fonction des points voisins. Chaque point voisin se voit attribuer un poids plus ou moins important en fonction de son éloignement, du type de loi et de la portée que l'on applique sur la moyenne.

La variante ARIMA (Auto-Regressive Integrated Moving Average) de la méthode ARMA résulte de l'utilité d'expliquer des séries temporelles qui présentent des variations périodiques. Cette méthode utilise les variations de la série plutôt que la série elle-même.

La méthode ARIMAX est employée lorsque le comportement de la série ne peut être suffisamment expliqué par elle-même. On utilise alors d'autres variables ou séries temporelles explicatives. La méthode ARIMAX combine en fait la méthode ARIMA avec une méthode de régression linéaire : le modèle obtenu est plus général et plus performant.

2.2.3.2 Les réseaux de neurones artificiels

Plusieurs études ont mis en évidence l'intérêt de l'approche de la modélisation hydrologique par des réseaux de neurones artificiels (RNA) (Hsu et al., 1993 ; Jain et Srinivasulu, 2004 ; Castellano-Méndez et al., 2004). Les RNA sont très utiles quand on ne connaît pas précisément la structure des phénomènes qui sont derrière les données ou lorsque l'on cherche à résoudre un problème complexe qui implique de nombreux paramètres difficiles à identifier. Ce type de modélisation semble donc une bonne alternative au modèle conceptuel pour la modélisation hydrologique, lorsque l'on ne s'intéresse pas à la structure interne et au déroulement précis des processus. La structure des RNA la plus utilisée est une structure en couches. Généralement, on considère trois couches : une couche d'entrée, une couche cachée et une couche de sortie. Chaque couche contient des neurones et les flux entre chaque couche sont régis par des fonctions de transfert. Les RNA réclament moins de connaissances sur le domaine de modélisation et ils sont plus simples qu'un modèle déterministe. C'est donc un moyen idéal pour obtenir des résultats de prédiction en temps réel. Un peu plus conceptuels que les méthodes de type ARMA, les réseaux de neurones artificiels permettent d'aborder des phénomènes complexes par l'intermédiaire d'une abstraction simple sans toutefois passer par un modèle statistique pur.

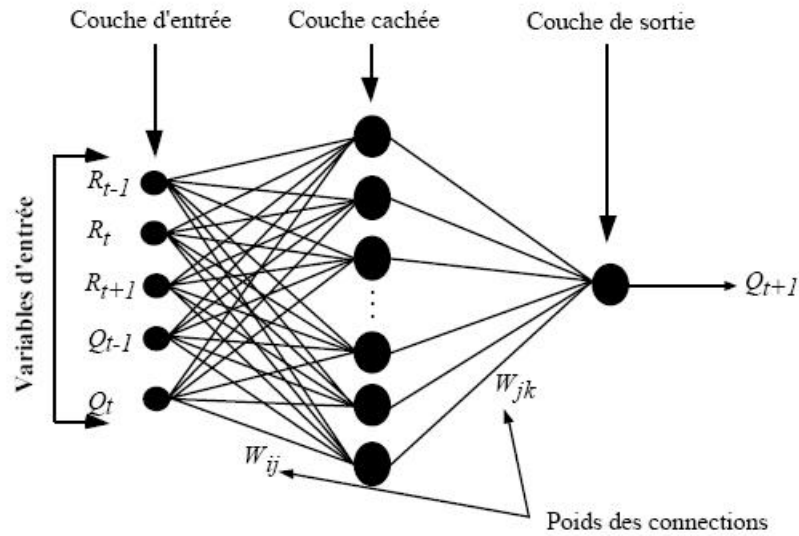


FIG. 2.7: Schéma d'un réseau de neurones artificiels

2.3 Description du modèle pluie/débit utilisé : GR4J

Pour calculer les débits des principales rivières bretonnes, après discussion avec Pierre Aurousseau (ENSAR), Patrick Durand (INRA, Rennes) et Paul Bordenave (Cemagref, Rennes), nous avons choisi une modélisation pluie/débit semi-déterministe, mais sans prise en compte de l'hétérogénéité spatiale du bassin versant. Nous avons ainsi choisi le modèle GR4J de Perrin et al. (2003). Selon Perrin et al. (2003), un modèle pluie/débit contenant entre 3 et 5 paramètres est suffisant pour une bonne prédiction : la structure du modèle est importante et un modèle très simple peut donner des performances satisfaisantes.²

²http://www.cemagref.fr/webgr/Modèles/GR4J/fonctionnement_GR4J.htm

2 Flux de nutriments : du bassin versant à la mer

D en $m^3 \cdot s^{-1}$

L en $mm \cdot j^{-1}$

S en km^2

T en s

Dans les équations suivantes, P représente les précipitations journalières sur le bassin versant étudié, E l'évapotranspiration journalière : ce sont les deux données en entrée du modèle. P provient des mesures des stations météorologiques et E est calculée par Météo France. L'hypothèse principale de GR4J est que les variables en entrée du modèle sont supposées homogènes sur l'ensemble du bassin versant. Ces valeurs sont exprimées en mm . La première étape est le calcul de P_n et E_n , précipitations et évapotranspiration nettes :

Si $P \geq E$, $P_n = P - E$ et $E_n = 0$

Si $P < E$, $P_n = 0$ et $E_n = E - P$

Le niveau du premier réservoir S , qui est le réservoir de production, est contrôlé par cette équation :

$$S_{t+1} = S_t + P_S - E_S$$

où E_S est la quantité d'eau qui s'évapore du réservoir et P_S la quantité d'eau qui le remplit :

$$P_S = \frac{x_1 \cdot \left(1 - \left(\frac{S}{x_1}\right)^2\right) \cdot \tanh\left(\frac{P_n}{x_1}\right)}{1 + \frac{S}{x_1} \cdot \tanh\left(\frac{P_n}{x_1}\right)}$$

$$E_S = \frac{S \cdot \left(2 - \frac{S}{x_1}\right) \cdot \tanh\left(\frac{E_n}{x_1}\right)}{1 + \left(1 - \frac{S}{x_1}\right) \cdot \tanh\left(\frac{E_n}{x_1}\right)}$$

Les équations de P_S et E_S proviennent de l'intégration d'équations différentielles (Edijatno et Michel, 1989). Le réservoir S ne peut dépasser la valeur x_1 qui est le premier paramètre du modèle. Ce réservoir se vide par percolation :

$$S_{t+1} = S_t - perc$$

où :

$$perc = S_t \left(1 - \left(1 + \left(\frac{4 \cdot S_t}{9 \cdot x_1}\right)^4\right)^{\frac{-1}{4}}\right)$$

Nous avons ainsi : $P_r = perc + (P_n - P_S)$ la quantité totale d'eau qui est dirigée vers les hydrogrammes unitaires. Le flux P_r est scindé en deux : $x_5 \cdot P_r$ est dirigé vers l'hydrogramme HU1 et $(1 - x_5) \cdot P_r$ vers l'hydrogramme HU2. Initialement, le paramètre x_5 est fixé et vaut 0,9 ; mais pour certains bassins versants ce paramètre a été laissé libre pour améliorer l'estimation.

Les deux hydrogrammes unitaires sont paramétrés par x_4 qui est la base de temps en jour (x_4 pour HU1 et $2 \cdot x_4$ pour HU2).

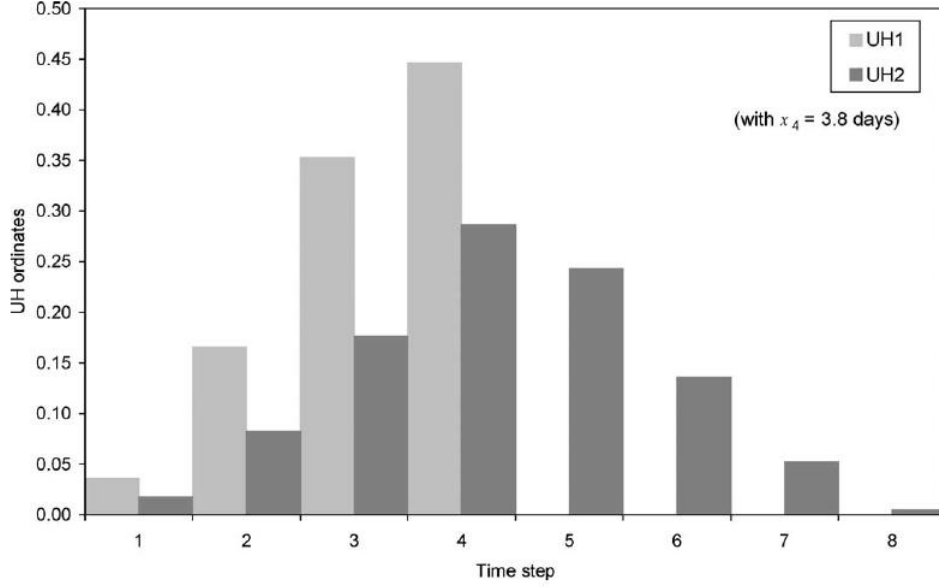


FIG. 2.9: Exemple d'hydrogrammes unitaires pour $x_4 = 3,8$ jours

Appelé aussi hydrogramme de crue, l'hydrogramme unitaire est une courbe représentant le débit en fonction du temps. Ces hydrogrammes permettent de filtrer le flux d'eau et de le répartir plus ou moins dans le temps en fonction du paramètre x_4 . On peut les comparer à des fonction de répartition. La figure 2.9 montre l'allure des hydrogrammes unitaires HU1 et HU2 pour $x_4 = 3,8$ jours.

Deux vecteurs, V_1 et V_2 représentent l'accumulation de l'eau en fonction du temps. Chaque jour, la valeur dans $V_i(n+1)$ est versée dans $V_i(n)$ auquel on ajoute $HU_i(n)$. Cela correspond à la quantité d'eau restante des jours précédents, plus la quantité d'eau arrivant le jour même. (On voit ici la fonction de l'hydrogramme qui est de répartir dans V le flux d'eau).

HU1 et HU2 sont calculés de cette manière :

$$HU1(j) = SH1(j) - SH1(j-1)$$

$$HU2(j) = SH2(j) - SH2(j-1)$$

Où j est un entier et représente les jours.

Avec :

$$\forall t \leq 0, SH1(t) = 0$$

$$\forall 0 < t < x_4, SH1(t) = \left(\frac{t}{x_4}\right)^{\frac{5}{2}}$$

$$\forall t \geq x_4, SH1(t) = 1$$

et :

$$\forall t \leq 0, SH2(t) = 0$$

$$\forall 0 < t < x_4, SH2(t) = \frac{1}{2} \left(\frac{t}{x_4}\right)^{\frac{5}{2}}$$

$$\forall x_4 < t < 2 \cdot x_4, SH2(t) = 1 - \frac{1}{2} \left(2 - \frac{t}{x_4} \right)^{\frac{5}{2}}$$

$$\forall t \geq 2 \cdot x_4, SH2(t) = 1$$

Au final, la quantité d'eau contenue dans $V_1(1)$ arrive dans R et $V_2(1)$ contribue à l'écoulement rapide Q_d . Le réservoir souterrain R , qui a une hauteur maximale x_3 , correspond à un réservoir d'échange. Il se remplit ainsi :

$$R = \max[0; R + V_1(1) + F]$$

Le réservoir R va se vider en fonction de Q_r :

$$R_{t+1} = R_t - Q_r \text{ avec :}$$

$$Q_r = R \cdot \left(1 - \left(1 + \left(\frac{R}{x_3} \right)^4 \right)^{-\frac{1}{4}} \right)$$

ceci implique $Q_r < R$

Le flux Q_d est calculé ainsi :

$$Q_d = \max(0; V_2(1) + F)$$

La fonction F correspond à un échange d'eau avec l'extérieur du bassin. Elle correspond à une perte si F est négative et à un gain dans le cas contraire. Elle est paramétrée par le coefficient d'échange x_2 et est fonction du niveau d'eau dans le réservoir R , ce qui signifie que plus le bassin est humide, plus l'échange est important. Ces échanges peuvent être causés par une mauvaise définition du bassin versant (par exemple utilisation du bassin versant topographique, qui ne correspond pas toujours à la réalité hydrologique, voir la section 2.2 page 34) mais aussi par des aménagements artificiels (une route, par exemple, peut détourner une partie de l'eau d'un bassin versant vers un autre, une station de pompage peut avoir le même effet).

$$\text{On obtient : } F = x_2 \left(\frac{R}{x_3} \right)^{\frac{7}{2}}$$

Nous avons ainsi une lame d'eau totale (en mm) :

$$Q = Q_r + Q_d$$

2.4 Données et méthodes

2.4.1 Les données utilisées pour calibrer le modèle

GR4J a besoin de deux données en entrée : la précipitation et l'évapotranspiration potentielle. Ces deux données sont considérées comme homogènes sur le bassin versant. 5 paramètres sont à estimer par bassin versant.

Les débits mesurés sont issus de la banque nationale de données sur l'hydrométrie et l'hydrologie du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. Nous possédons les débits mesurés de 31 bassins versants bretons et de 4 bassins versants normands. Les stations limnigraphiques ne sont pas situées à l'exutoire absolu des bassins versants. Nous devons donc extrapoler les valeurs de débits mesurées, pour obtenir les débits

2 Flux de nutriments : du bassin versant à la mer

estimés à l'exutoire. La méthode habituellement utilisée est le rapport de surface des bassins versants. Or, cette méthode présente l'inconvénient de ne pas prendre en compte la variabilité spatiale de la distribution des pluies. En effet elle suppose que cette distribution est homogène ce qui n'est pas le cas en Bretagne, (voir la Figure 2.10). Nous utiliserons ainsi la méthode d'Aurousseau (2005) qui consiste à prendre en compte le rapport des lames d'eau à l'exutoire et au point de mesure. Ces valeurs de lames d'eau sont estimées à partir de données trentenaires.

$$R = \frac{pcu_{exutoire}}{pcu_{station}}$$

Avec $pcu_{exutoire}$ et $pcu_{station}$ en $m^3 \cdot an^{-1}$ ou $mm \cdot an^{-1}$

Où pcu correspond à la pluie cumulée efficace ou lame d'eau (qui correspond aux précipitation auxquelles on a retiré l'ETP). Le Tableau 2.1 ci-dessous présente les valeurs de ces rapports pour chaque bassin versant avec une comparaison entre le rapport des surfaces et le rapport des lames d'eau écoulées. Le Tableau 2.2 présente le rapport de surface pour les bassins versants normands, la donnée de pcu à la station n'étant pas disponible.

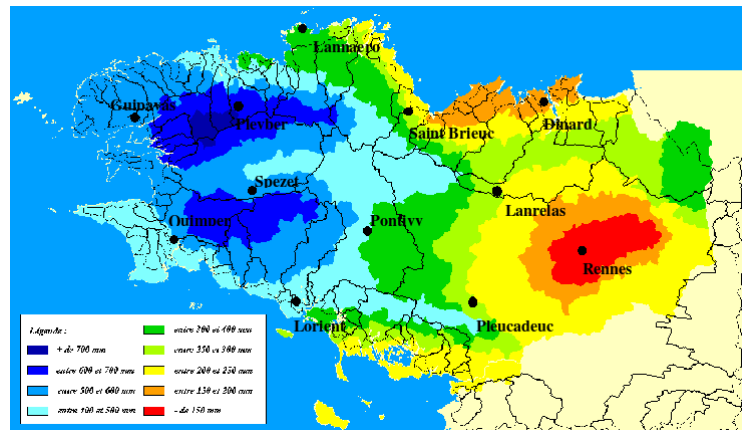


FIG. 2.10: Répartition des lames d'eau en Bretagne sur la base des données inter annuelles. Position des stations météorologiques. (source : Aurousseau, 2005)

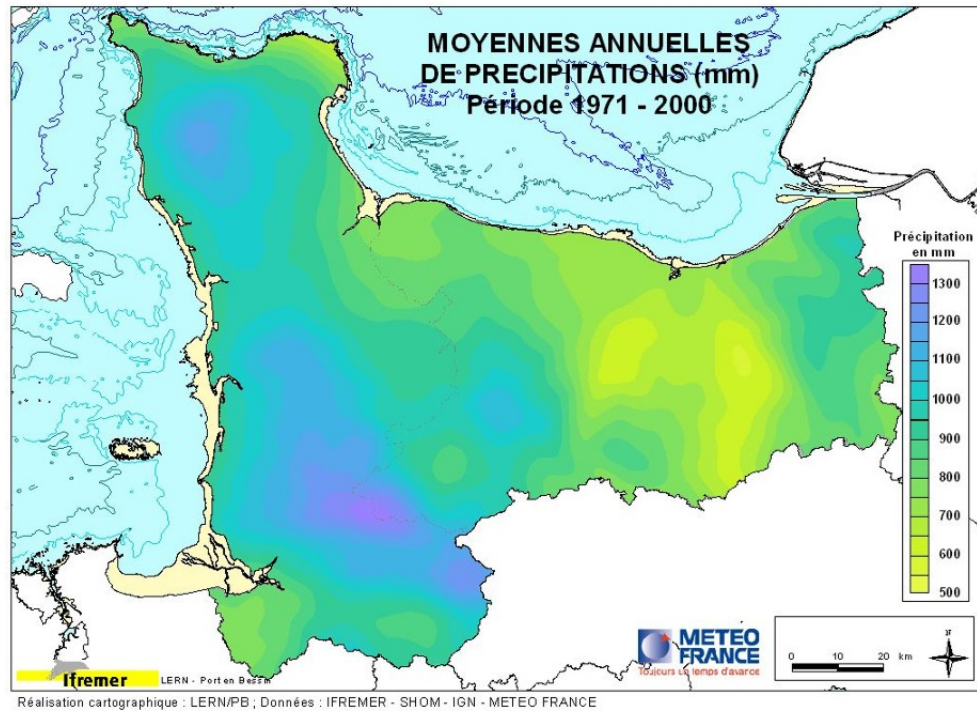


FIG. 2.11: Moyennes annuelles des précipitations en Basse Normandie (mm) (source : Météo France)

Nom	Numéro	Surface station (km^2)	Surface totale (km^2)	Rapport surface
Sélune	I9221020	771	926,5	1,202
Sée	I8002010	73,7	551,2	7,479
Ay	I6983010	9,3	170	18,280
Sienne	I7021020	84,6	585,8	6,924

TAB. 2.2: Tableau des rapports de surface pour l'extrapolation des débits des points de mesures à l'exutoire pour les bassins versants normands

Les données ont été utilisées pour la calibration du modèle mais aussi pour sa validation. Tout d'abord, nous avons noté que certaines séries temporelles d'ETP sont incomplètes et qu'à certaines stations, ce paramètre n'est pas disponible. Nous avons ainsi utilisé les données déjà existantes pour pouvoir combler les trous dans les séries de données d'ETP. Pour cela, nous avons comparé l'allure des courbes annuelles d'ETP ; l'ETP est une donnée très peu variable géographiquement sur la Bretagne : les courbes ont exactement la même forme et présentent quasiment les mêmes valeurs. L'ETP est une donnée qui varie surtout temporellement ; il a ainsi été décidé de calculer la moyenne journalière, sur toutes les stations, des valeurs d'ETP et d'utiliser cette moyenne pour remplacer les données manquantes. La Figure 2.12 montre l'évolution annuelle de l'ETP et des précipitations à Guipavas.

2 Flux de nutriments : du bassin versant à la mer

Nom	Numéro	Surface station (km^2)	Surface totale (km^2)	Rapport surface	Pcu station ($10^3 m^3 \cdot an^{-1}$)	Pcu bassin ($10^3 m^3 \cdot an^{-1}$)	Coefficient
Coueston	J0121510	510	1146,25	2,248	169995	307481	1,809
Rance	J0611610	153	961,06	6,281	41072	242283	5,899
Arguenon	J1103010	104	590,75	5,680	31633	152277	4,814
Gouessant	J1313010	242	425,5	1,758	58227	111080	1,908
Gouet	J1513010	138	251,88	1,825	58528	93203	1,592
Trieux	J1721720	417	850,69	2,040	194638	338644	1,740
Jaudy	J2023010	164	380,38	2,319	66291	140072	2,113
Leguer	J2233010	260	488,31	1,878	163259	256603	1,572
Yar	J2314910	59	84	1,424	28925	40625	1,404
Douron	J2404010	24,7	112,81	4,567	15869	60516	3,814
Dourduff	J2514010	45	77,44	1,721	22459	37641	1,676
Jarlot	J2603010	44	228,62	5,196	28316	141888	5,011
Penze	J2723010	141	205,5	1,457	97866	129262	1,321
Elorn	J3413030	260	328,25	1,263	178900	219491	1,227
Aulne	J3811810	1224	1709,12	1,396	678097	960516	1,416
Goyen	J4014010	89,1	149,44	1,677	40853	66566	1,629
Odet	J4211910	205	590,37	2,880	139716	361413	2,587
Aven	J4623020	165	198,62	1,204	100509	116803	1,162
Laïta	J4902010	831	982,37	1,182	506153	578266	1,142
Scorff	J5102210	300	399,56	1,332	164306	205616	1,251
Blavet	J5712130	1951	2054,69	1,053	838128	886219	1,057
Loc'h	J6213010	179	232	1,296	80697	95358	1,182
Vilaine	J9300610	10100	10432,62	1,033	2450813	2021673	0,825
Horn	J3014310	50	141,56	2,831	27953	74841	2,677
Guyoult	J0323010	63	170,31	2,703	17095	42011	2,457
Urne	J1405310	40,4	129,6	3,208	14347	34463	2,402
Mignonne	J3514010	70	105,31	1,504	43172	67838	1,571
Moros	J4514010	20,1	54,44	2,708	11209	27944	2,493
Aber wrac'h	J3205710	24	128,88	5,370	13681	70234	5,134
Aber benoit	J3213020	27,4	155,94	5,691	14713	84322	5,731
Aber ildut	J3223020	89,5	138,94	1,552	52284	75281	1,440

TAB. 2.1: Comparaison entre rapport de surface et rapport de pcu pour l'extrapolation des débits des points de mesures à l'exutoire pour les bassins versants bretons

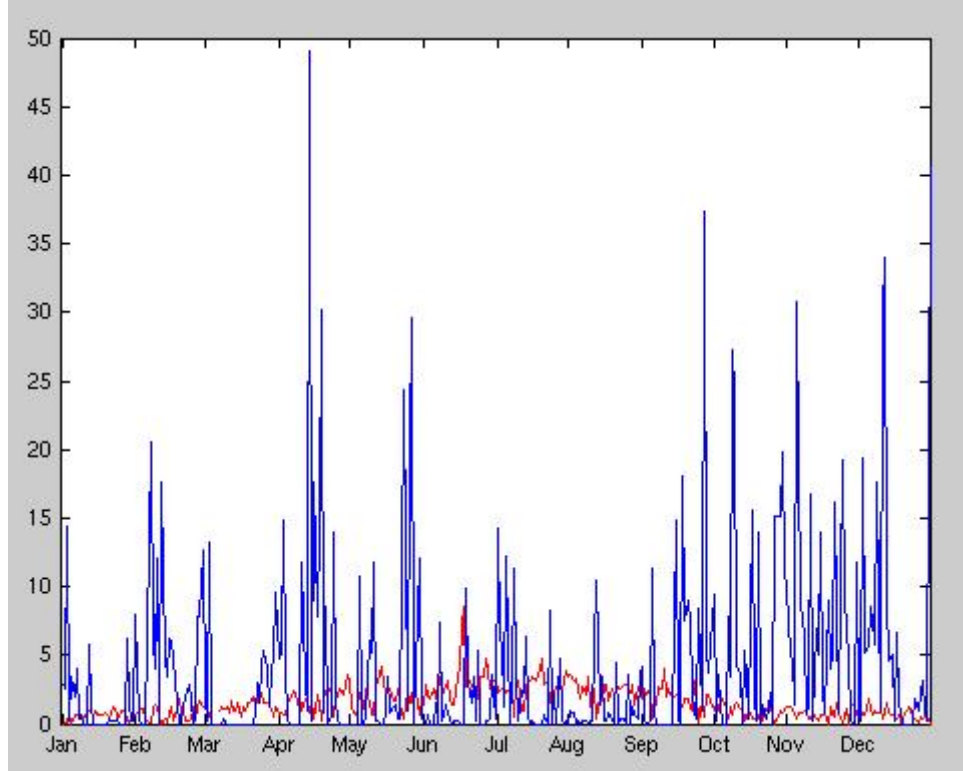


FIG. 2.12: Précipitations (en bleu) et ETP (en rouge), en mm à la station de Guipavas sur l'année 2001

Seules 12 stations météorologiques sont disponibles. Ainsi, il n'y a pas de station météorologique sur certains bassins versants. Nous devons donc choisir judicieusement la station météorologique qui servira au calcul du débit pour chaque bassin versant. Comme il y a une forte variabilité spatiale dans la distribution des pluies et des lames d'eau (voir la figure 2.10), et que la station choisie peut être dans une zone plus ou moins humide que le reste du bassin versant, il faut calculer un coefficient qui prendra en compte la pluie efficace ($pluieeff_{station}$) inter annuelle au point de la station (Figure 2.10 et Figure 2.11), la pluie cumulée (pcu) et la surface du bassin versant concerné ($surf_{bv}$). Ce coefficient sera calculé ainsi :

$$R = \frac{pcu \cdot 10^3}{surf_{bv} \cdot pluieeff_{station}}$$

où :

pcu est la pluie cumulée en $m^3 \cdot an^{-1}$

$surf_{bv}$ est la surface du bassin versant en m^2

$pluieeff_{station}$ est la valeur de pluie efficace au niveau de la station en $mm \cdot an^{-1}$.

Le tableau 2.3 présente le coefficient R calculé sur tous les bassins versants estimés.

2 Flux de nutriments : du bassin versant à la mer

Nom	Surface (km^2)	Pluie cumulée ($10^3 m^3 \cdot an^{-1}$)	Station	Pluie efficace station (mm)	Coefficient R
Jaudy	380,38	140072	Lannaero	350	1,052
Trieux	850,69	338644	St brieuc	275	1,448
Léguer	488,31	256603	Lannaero	350	1,501
Douron	112,81	60516	Pleyber	650	0,825
Penzé	205,5	129262	Pleyber	650	0,968
Yar	84	40625	Pleyber	650	0,744
Dourduff	77,44	37641	Pleyber	650	0,748
Jarlot	228,62	141888	Pleyber	650	0,955
Couesnon	1146,25	307481	Dinard	175	1,533
Arguenon	590,75	152277	Lanrelas	275	0,937
Gouet	251,88	93203	St brieuc	275	1,346
Gouessant	425,5	111080	St brieuc	275	0,949
Elorn	328,25	219491	Guipavas	550	1,216
Rance	961,06	242283	Lanrelas	275	0,917
Aulne	1709,12	960516	Spezet	550	1,022
Goyen	149,44	66566	Quimper	450	0,990
Odet	590,37	361413	Quimper	450	1,360
Aven	198,62	116803	Spezet	550	1,069
Laïta	982,37	578266	Spezet	550	1,070
Blavet	2054,69	886219	Pontivy	450	0,958
Scorff	399,56	205616	Lorient	450	1,144
Loc'h	232	95358	Lorient	450	0,913
Vilaine	10432,62	2021673	Rennes	75	2,584
Horn	141,56	74841	Guipavas	550	0,961
Aber Benoit	155,94	84322	Guipavas	550	0,983
Aber Ildut	138,94	75281	Guipavas	550	0,985
Aber Wrac'h	128,88	70234	Guipavas	550	0,991
Moros	54,44	27944	Quimper	450	1,141
Mignonne	105,31	67838	Pleyber	650	0,991
Urne	129,56	34463	St brieuc	275	0,967
Guyoult	170,31	42011	Dinard	175	1,410

TAB. 2.3: Bassins versants bretons avec la station météorologique utilisée et le coefficient de conversion R correspondant

Nom	Surface (km^2)	Pluie cumulée ($10^3 m^3 \cdot an^{-1}$)	Station	Pluie efficace station (mm)	Coefficient R
Sélune	926,5	400507	Saint hilaire	450	0,961
Sée	551,2	173448	Saint hilaire	450	0,699
Ay	170,0	31221	Saint hilaire	450	0,408
Sienne	585,8	262695	Gavray	650	0,690

TAB. 2.4: Bassins versants normands avec la station utilisée et le coefficient de conversion R correspondant

2.4.2 Méthode de calibration du modèle

Le modèle GR4J contient initialement 4 paramètres libres :

- x_1 : hauteur maximale du réservoir de production
- x_2 : coefficient d'échange
- x_3 : hauteur du réservoir d'échange
- x_4 : base de temps des hydrogrammes

Un 5ème paramètre a été rajouté :

- x_5 : division de l'écoulement

Il faut noter que certains coefficients sont initialement fixés : les exposants de certaines équations et la division de l'écoulement en 10-90%. Ces valeurs ont été choisies et fixées par Perrin et al. (2003) car elles donnent les meilleurs résultats dans différentes conditions. De plus, laisser ces paramètres libres ne donne pas toujours de résultats acceptables et augmente la difficulté de l'estimation. Toutefois, il s'est s'avéré intéressant de tester divers scénarii de division d'écoulement sur certains bassins difficiles à paramétrer. Le paramètre x_5 , qui correspond à la division de l'écoulement, est initialement fixé à 0,9. Nous avons choisi de le laisser libre pour certains bassins versants difficiles à paramétrer ou bien dont l'estimation n'était pas satisfaisante.

Tous les paramètres sont réels, x_1 et x_3 sont positifs, x_4 est supérieur à 0,5 et x_2 peut être positif comme négatif, enfin x_5 est compris entre 0 et 1.

Pour paramétrer le modèle, nous avons utilisé dans un premier temps, la méthode du Simplex de Nelder et Mead (1965). L'algorithme du simplex disponible dans la bibliothèque de MATLAB a été utilisé. Toutefois, cette méthode a montré ses limites sur certains bassins versants où les paramètres atteignent des valeurs extrêmes. Nous avons donc utilisé la méthode du Complex de Box (1965) programmée par John D'Errico sous MATLAB. Cette méthode est la méthode du Simplex sous contraintes : les paramètres estimés sont contraints de rester entre une valeur minimale et une valeur maximale. Ceci évite que certains paramètres évoluent en dehors des valeurs acceptables pour le modèle. GR4J a été écrit sous MATLAB pour la phase d'estimation des 5 paramètres.

Des relevés de précipitations, d'ETP et de débits sur l'année 2000 sont utilisés pour paramétrer le modèle, bassin versant par bassin versant. Une première estimation, avec tous les réservoirs initialisés à 0, nous permet d'obtenir un premier jeu de paramètres. Cette première estimation nous permet aussi d'obtenir des valeurs de réservoir (V) approximatives pour initialiser le modèle pour une seconde estimation. La deuxième estimation est effectuée sur la même année, mais en réinjectant les valeurs de réservoir de la fin de la première estimation au début de la seconde estimation. Ceci permet d'améliorer la précision des paramètres obtenus et d'éviter une phase transitoire trop longue au début de l'estimation qui correspond au remplissage des réservoirs initialement à 0.

Différentes fonctions de coût ont été testées et il peut y avoir des résultats très différents selon la fonction de coût utilisée. En effet, nous avons rencontré des problèmes de qualité d'estimation sur un grand nombre de bassins versants lorsque le carré de la différence était utilisé comme fonction de coût. Les débits à l'étiage sont les plus importants pour notre étude : les apports en nitrate en période printanière et estivale étant ceux qui ont le plus d'impact sur la croissance algale. Or, le carré de la différence met en valeur les forts débits, donc les débits de période automnale et hivernale, et diminue l'influence des débits d'étiage dans l'estimation des paramètres. Cette fonction de coût a donc été abandonnée au profit de deux autres fonctions de coût qui mettent en valeur les faibles débits. En fonction de la qualité des résultats, le meilleur jeu de paramètres sera choisi.

Le carré de la différence :

$$F = \sum_{i=1}^{i_{max}} (MES(i) - MOD(i))^2$$

Le logarithme népérien de la valeur absolue de la différence (noté algorithme 1 dans l'annexe) :

$$F = \sum_{i=1}^{i_{max}} \ln(abs(MES(i) - MOD(i)) + 1)$$

Le rapport des deux valeurs moins 1 (noté algorithme 2 dans l'annexe) :

$$F = \sum_{i=1}^{i_{max}} \left(\frac{MOD(i)}{MES(i) + 10^{-3}} - 1 \right)^2$$

Ici le terme 10^{-3} permet d'éviter une division par zéro quand $MES(i) = 0$.

Dans les 3 équations ci-dessus :

$MES(i)$ sont les données mesurées

$MOD(i)$ sont les résultats du modèle

Une fois les paramètres estimés, le modèle est ensuite comparé à 4 années de mesures de débit pour une validation. Les mesures de débits utilisées pour la validation subissent évidemment les mêmes conversions que les données utilisées pour l'estimation des paramètres. En annexe, se trouvent les caractéristiques de chaque bassin versant étudié ainsi que la liste des paramètres estimés et le type de fonction de coût utilisée.

2.5 Validation et résultats

Une première validation est faite en comparant les résultats du modèle aux mesures de débit des années 2002 à 2003 (il faut noter que seuls les débits de l'année 2000 ont été utilisés pour calibrer le modèle), puis en traçant les débits calculés en fonction des débits mesurés. Cette première étape permet de juger la qualité du modèle et du jeu de paramètres. Cela permet de plus, d'apprécier qualitativement la cohérence des résultats. En annexe, se trouvent tous les tracés des 35 bassins versants estimés sur la période

allant de début 2002 à fin 2003. Une seconde validation, plus précise, consiste à calculer, à partir des débits calculés et mesurés : le critère de Nash, le biais et le coefficient de corrélation. Le biais nous permet de quantifier l'écart entre les données simulées et mesurées (valeur optimale proche de 0). Le critère de Nash mesure la part de variance expliquée par le modèle par rapport à la variance totale (valeur idéale supérieure à 0,7). Enfin, le coefficient de corrélation mesure la dépendance croisée entre les débits observés et les débits calculés, la valeur idéale est proche de 1. Ces trois critères vont permettre d'évaluer précisément la qualité du modèle et de ses paramètres pour chaque bassin versant.

$$BIAIS = 100 \cdot \frac{\frac{1}{N} \cdot \sum_{n=1}^N (sim(n) - obs(n))}{\overline{sim \& obs}} \text{ en } \%$$

où $\overline{sim \& obs}$ est la moyenne des débits observés et simulés.

$$NASH = 1 - \frac{\sum_{n=1}^N (sim(n) - obs(n))^2}{\sum_{n=1}^N (obs(n) - \overline{obs})^2}$$

$$\rho = \frac{1}{N} \cdot \frac{\sum_{n=1}^N (obs(n) - \overline{obs}) \cdot (sim(n) - \overline{sim})}{\sigma_{obs} \cdot \sigma_{sim}}$$

Où $sim()$ sont les débits simulés, $obs()$ sont les débits observés, N est le nombre maximal de valeurs (dans notre cas $N = 1827$, soit 4 années avec une donnée par jour).

Tous les résultats de validation sont consignés en annexe. Ci-après sont représentés les résultats de trois bassins versants : la Penzé, l'Aber-Ildut et la Vilaine. Les Figures 2.13, 2.15 et 2.17 présentent les débits simulés (en bleu) et mesurés (en rouge) de la Penzé, de l'Aber-Ildut et de la Vilaine respectivement. Sur les Figures 2.14, 2.16 et 2.18 nous pouvons voir les débits mesurés tracés en fonction des débits calculés. La droite rouge au centre est la droite d'équation $y = x$, qui est la position des points pour un modèle parfait. Ces graphiques permettent d'apprécier rapidement la qualité de la modélisation. Sur ceux-ci se trouvent les trois critères définis ci-dessus : le biais, le critère de Nash et le coefficient de corrélation. Pour la Penzé, le critère de Nash, supérieur à 0,7, et le coefficient de corrélation très près de 1 confirment la bonne qualité de la modélisation des débits par GR4J pour ce bassin versant. Les paramètres ont été estimés avec le premier algorithme. Il faut noter que les débits à l'étiage sont bien reproduits. On a toutefois un décalage en octobre/novembre : les débits en période hivernale semblent surestimés. Ce décalage est certainement provoqué par des processus non pris en compte dans la modélisation, ou bien sur une incertitude trop importante dans les données de pluie ou d'ETP. On ne retrouve pas ce décalage dans la modélisation des débits de l'Aber Ildut. C'est un des bassins versants qui donnent les meilleurs

résultats. GR4J modélise avec une grande qualité le comportement hydrologique de ce bassin versant (du point de vue des 3 critères choisis). Notons qu'ici le second algorithme a été utilisé et que nous avons estimé 5 paramètres. En effet, avec le 5ème paramètre fixé à 0,9 l'estimation était de moins bonne qualité.

Les Figures 2.17 et 2.18 présentent les résultats du bassin versant de la Vilaine. Ce bassin versant a été difficile à « estimer », les résultats présentés sont moins bons que sur la plupart des autres bassins versants. En effet, la principale hypothèse de GR4J est l'homogénéité des données de précipitations sur l'ensemble du bassin versant. Sur la figure 2.10 nous constatons que le bassin versant de la Vilaine, qui est le plus grand de la Bretagne, est marqué par une forte hétérogénéité des précipitations : la région autour de Rennes est extrêmement sèche comparée à la zone occidentale du bassin versant plus humide. La première hypothèse du modèle GR4J n'est donc pas vérifiée.

On peut globalement dire que GR4J donne de bons résultats ; ce modèle semble plutôt bien adapté à la modélisation pluie/débit des petits bassins versants, ou des grands bassins versants homogènes. Il semble y avoir quelques différences sur certains bassins versants, notamment en hiver, toutefois ces différences restent limitées en amplitude et dans le temps. Ces différences sont probablement dues à la fonction de coût utilisée qui privilégie les faibles valeurs. De plus, les conséquences induites sur la croissance algale par un apport hivernal en nitrate plus ou moins important dans la bande côtière, devraient être réduites. En effet, en hiver la production primaire est limitée par la disponibilité en lumière et par la température. En annexe 3 se trouvent les simulations de tous les bassins versants modélisés.

2 Flux de nutriments : du bassin versant à la mer

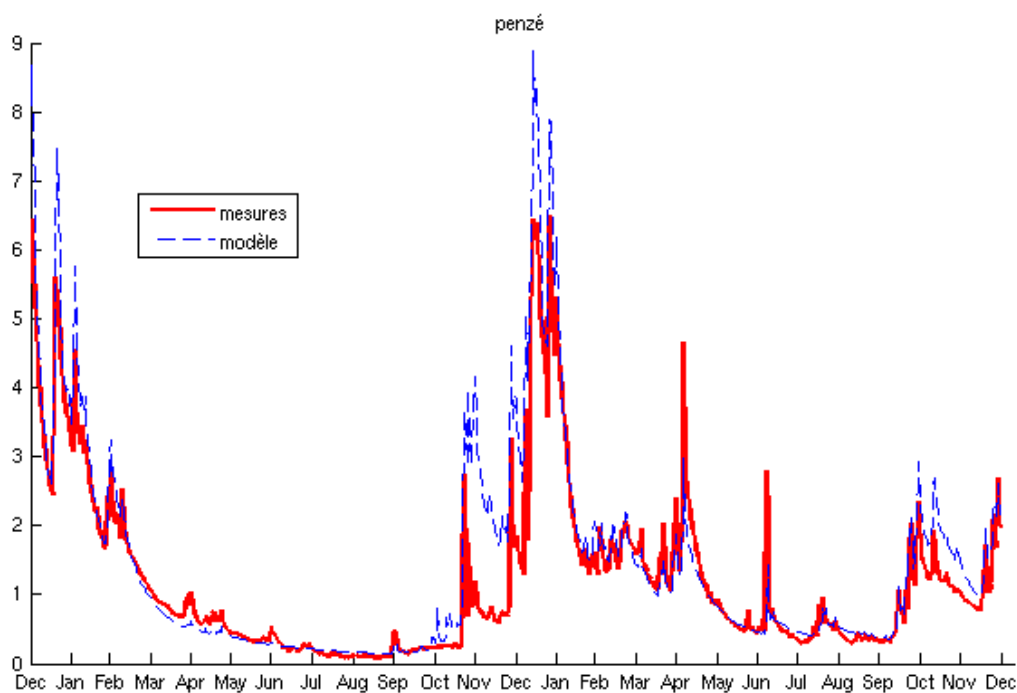


FIG. 2.13: Comparaison des débits simulés (bleu) et mesurés (rouge) sur la Penzé de début 2002 à fin 2003 (mm de lame d'eau par jour)

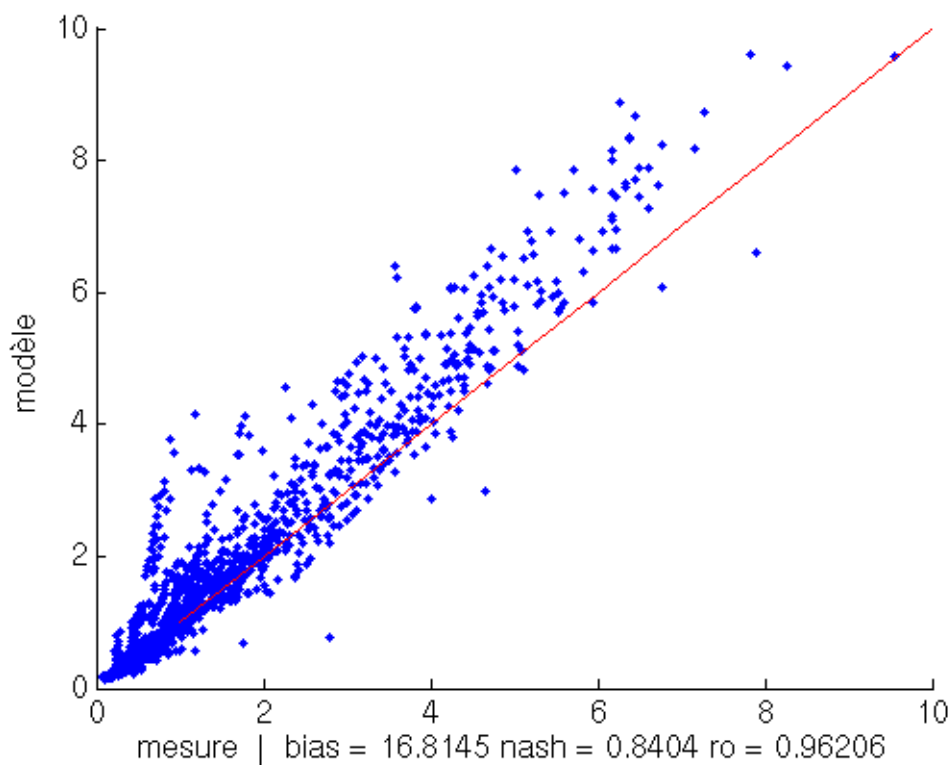


FIG. 2.14: Tracé des débits mesurés par rapport aux débits simulés sur la Penzé (mm de lame d'eau par jour)

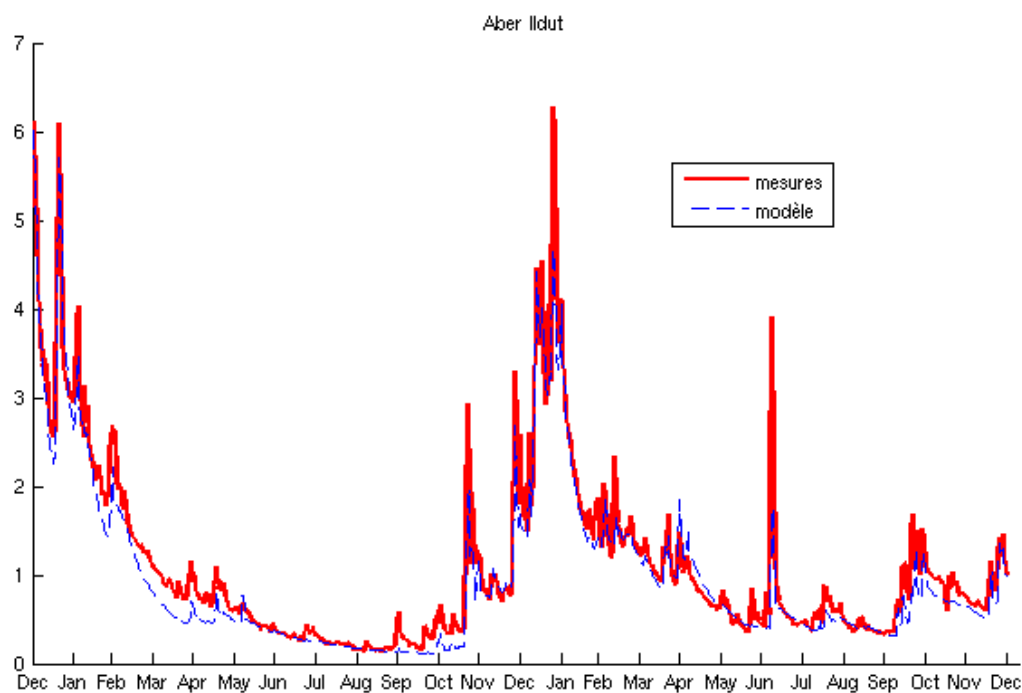


FIG. 2.15: Comparaison des débits simulés (bleu) et mesurés (rouge) sur l'Aber Ildut de début 2002 à fin 2003 (mm de lame d'eau par jour)

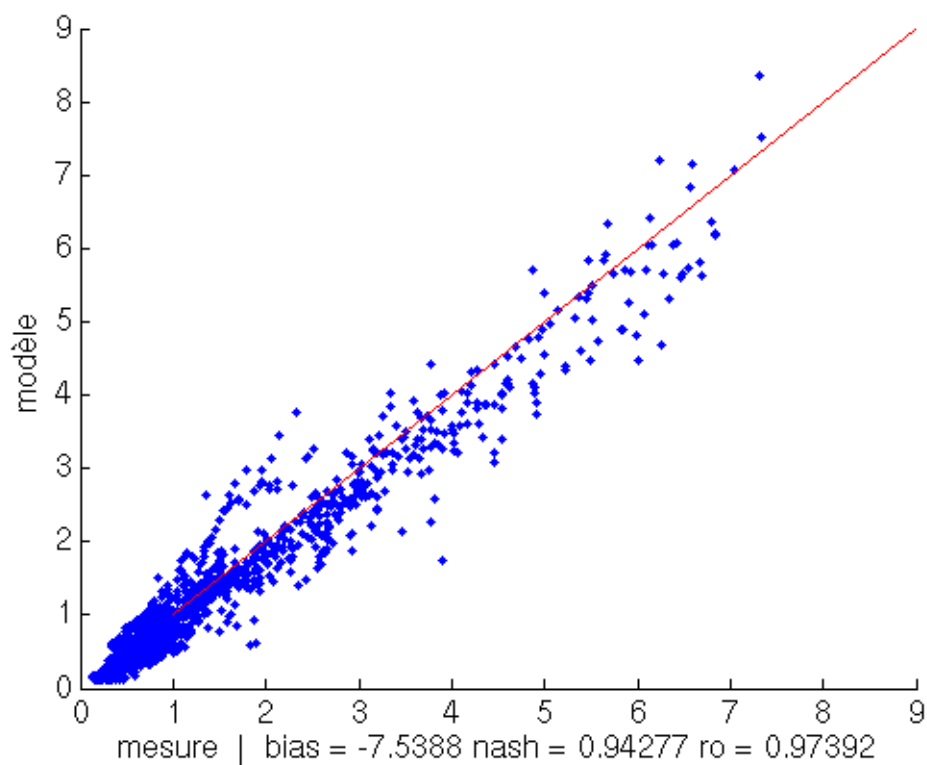


FIG. 2.16: Tracé des débits mesurés par rapport aux débits simulés sur l'Aber Ildut (mm de lame d'eau par jour)

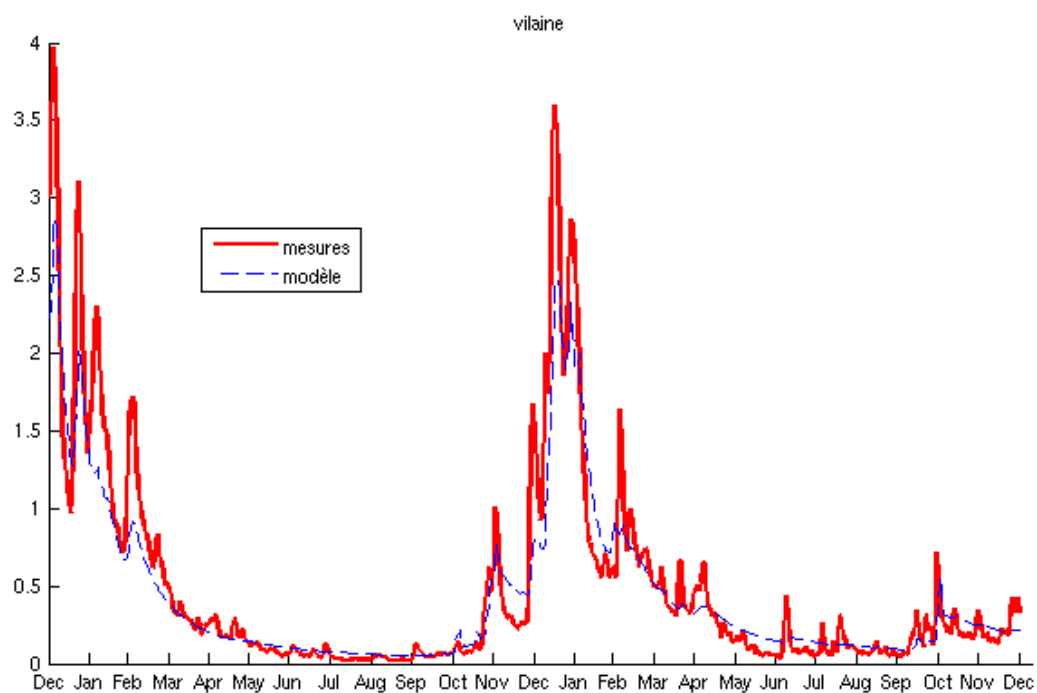


FIG. 2.17: Comparaison des débits simulés (bleu) et mesurés (rouge) sur la Vilaine de début 2002 à fin 2003 (mm de lame d'eau par jour)

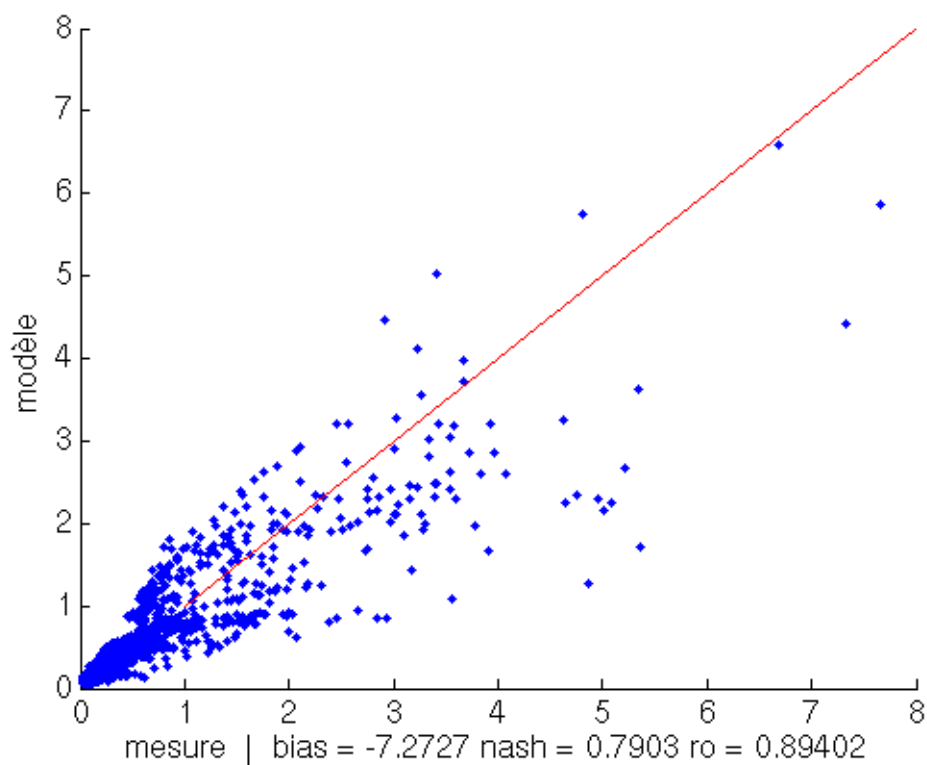


FIG. 2.18: Tracé des débits mesurés par rapport aux débits simulés sur la Vilaine (mm de lame d'eau par jour)

2.6 Calcul des concentrations en nutriments à partir des débits

A partir des données historiques mesurées sur les différents bassins versants, on a pu établir, sur la base du travail de Guillaud et Bouriel (2007) sur les nitrates, des relations entre le débit et la concentration de 6 nutriments et des matières en suspension :

- Le nitrate
- Le phosphate
- Le silicate
- L’ammonium
- L’azote organique particulaire
- Le phosphore particulaire
- Les matières en suspension

En annexe 1 sont présentées les différentes équations obtenues pour chaque bassin versant.

2.7 Aspect informatique et opérationnel

Le calcul opérationnel du débit des principales rivières bretonnes nous permet, entre autre, de calculer le flux de nutriments dans la bande côtière bretonne. Ces calculs passent, dans un premier temps, par l’écriture et la mise au point du modèle GR4J en C, en temps réel. Ce programme utilise les paramètres estimés précédemment pour calculer les débits à partir des valeurs de précipitations et d’ETP. A partir des prévisions de précipitation et d’ETP nous pouvons ainsi obtenir des prévisions réalistes de débits sur quelques jours pour pouvoir forcer le modèle hydrodynamique.

Ainsi pour les 35 bassins versants la chaîne opérationnelle gère :

- la disponibilité des données de pluie et d’ETP
- le calcul des débits
- le calcul des concentrations
- l’enregistrement des données et la mise en forme des fichiers au format “MARS”

Une évolution intéressante de ce programme serait la mise en place d’une correction des résultats du modèle par une méthode d’assimilation de données.

3 Modélisation hydrodynamique grâce au modèle MARS 3D

L'outil principal de ce travail est un modèle couplé physique/biogéochimie. La partie hydrodynamique est fournie par le code Mars3D (3D hydrodynamical Model for Application at Regional Scale) développé à IFREMER (Lazure et Dumas, 2007). Le modèle couplé permettra de simuler en 3 dimensions et de manière dynamique les courants, l'advection-diffusion horizontale et verticale, les champs de température et de salinité, mais aussi les principaux nutriments, reproduisant ainsi les conditions déterminantes de la production primaire.

3.1 Description du modèle

3.1.1 Présentation générale

Le modèle MARS-3D (3D hydrodynamical Model for Applications at Regional Scale), développé à l'IFREMER est un modèle qui utilise un schéma aux différences finies. Inspiré du modèle de Blumberg et Mellor (1987), il est fondé sur la résolution des équations primitives (i.e. Navier Stokes sous les hypothèses de Boussinesq et d'hydrostaticité). Il utilise la séparation des modes barotrope et barocline.

3.1.2 Les équations

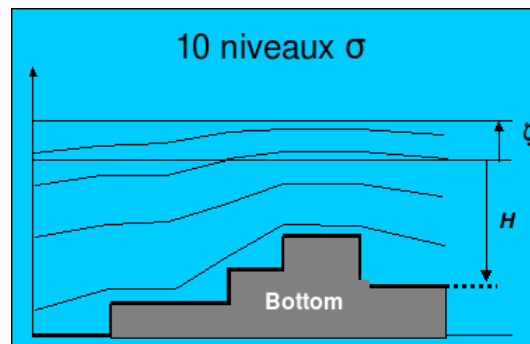


FIG. 3.1: Schéma des coordonnées sigma

3 Modélisation hydrodynamique grâce au modèle MARS 3D

La coordonnée verticale, z (m), est remplacée par une coordonnée σ de manière à garder un nombre constant de mailles sur la verticale (Fig 3.1) :

$$\sigma = \frac{d(x, y) + z}{h(x, y, t)}$$

Ici d est la profondeur et h la hauteur d'eau, avec :

$$h(x, y, t) = d(x, y) + \zeta(x, y, t)$$

où ζ correspond à l'élévation de la surface libre par rapport à son niveau de repos d . Cette notation a l'avantage de garder le même nombre de niveaux quelle que soit la hauteur de la colonne d'eau. Le modèle a 10 niveaux sigma dans cette étude.

Les équations s'écrivent alors dans le repère (x, y, σ) :

Equations de la conservation de la quantité de mouvement :

$$\begin{aligned} \frac{\partial u}{\partial t} + u \cdot \frac{\partial u}{\partial x} + v \cdot \frac{\partial u}{\partial y} + w_\alpha \cdot \frac{\partial u}{\partial \sigma} - f \cdot v &= -\frac{1}{\rho_0} \cdot \left(\frac{\partial p}{\partial x} + \frac{\partial p}{\partial \sigma} \cdot \frac{\partial \sigma}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{xx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{xy}}{\partial y} + \frac{1}{h} \cdot \frac{\partial \tau_{xz}}{\partial \sigma} \right) \\ \frac{\partial v}{\partial t} + u \cdot \frac{\partial v}{\partial x} + v \cdot \frac{\partial v}{\partial y} + w_\alpha \cdot \frac{\partial v}{\partial \sigma} + f \cdot u &= -\frac{1}{\rho_0} \cdot \left(\frac{\partial p}{\partial y} + \frac{\partial p}{\partial \sigma} \cdot \frac{\partial \sigma}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{yx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{yy}}{\partial y} + \frac{1}{h} \cdot \frac{\partial \tau_{yz}}{\partial \sigma} \right) \\ \frac{1}{h} \cdot \frac{\partial p}{\partial \sigma} &= -\rho \cdot g \end{aligned}$$

Equation de continuité :

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial (h \cdot u)}{\partial x} + \frac{\partial (h \cdot v)}{\partial y} + \frac{\partial (h \cdot w_\alpha)}{\partial \sigma} = 0$$

où w_α s'écrit :

$$w_\alpha = -\frac{\sigma}{h} \cdot \frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{u}{h} \cdot \left(\frac{\partial d}{\partial x} - \sigma \cdot \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{v}{h} \cdot \left(\frac{\partial d}{\partial y} - \sigma \cdot \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{w}{h}$$

Avec :

u : composante de la vitesse selon $O_x(m \cdot s^{-1})$

v : composante de la vitesse selon $O_y(m \cdot s^{-1})$

w : composante verticale du vecteur vitesse ($m \cdot s^{-1}$)

h : hauteur de la colonne d'eau (m)

p : pression (Pa)

τ : tenseur des contraintes

$f = 2 \cdot \Omega \sin(\phi)$: paramètre de Coriolis (s^{-1})

où :

ϕ est la latitude du point

$\Omega = \frac{2\pi}{86164}$ est la vitesse de rotation terrestre ($rad \cdot s^{-1}$)

ρ_0 : masse volumique de référence ($kg \cdot m^{-3}$)

ρ : masse volumique ($kg \cdot m^{-3}$) calculée à partir de l'équation d'état linéarisée de l'eau de mer :

$$\rho = \rho_0(1 - \alpha(T - T_0) + \beta(S - S_0))$$

avec :

$$\alpha = 0,16 \cdot 10^{-3} \text{ } ^\circ C^{-1}$$

$$T_0 = 10,0 \text{ } ^\circ C$$

$$\beta = 0,8 \cdot 10^{-3} m^3 \cdot kg^{-1}$$

3 Modélisation hydrodynamique grâce au modèle MARS 3D

$$S_0 = 35,5 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$$

Equation de la salinité :

$$\frac{\partial (h \cdot S)}{\partial t} + \frac{\partial (h \cdot u \cdot S)}{\partial x} + \frac{\partial (h \cdot v \cdot S)}{\partial y} + \frac{\partial (h \cdot w_\alpha \cdot S)}{\partial \sigma} = \frac{\partial (h \cdot F_x^S)}{\partial x} + \frac{\partial (h \cdot F_y^S)}{\partial y} + \frac{\partial F_\sigma^S}{\partial \sigma}$$

Equation de la chaleur :

$$\begin{aligned} \frac{\partial (h \cdot T)}{\partial t} + \frac{\partial (h \cdot u \cdot T)}{\partial x} + \frac{\partial (h \cdot v \cdot T)}{\partial y} + \frac{\partial (h \cdot w_\alpha \cdot T)}{\partial \sigma} = \frac{\partial (h \cdot F_x^T)}{\partial x} + \frac{\partial (h \cdot F_y^T)}{\partial y} + \frac{\partial F_\sigma^T}{\partial \sigma} \\ + \frac{1}{\rho_0 \cdot C_p} \cdot Q_T \end{aligned}$$

Avec :

C_P : la capacité calorifique de l'eau à pression constante.

Q_T : le flux de chaleur

F_x^S, F_x^S, F_x^T et F_x^T représentent la diffusion turbulente horizontale

F_σ^S et F_σ^T représentent la diffusion turbulente verticale

La diffusion turbulente peut s'écrire sous la forme :

$$F_*^V = K_* \cdot \frac{\partial V}{\partial *} \text{ avec } K_* \text{ le coefficient de diffusion turbulente pour } * (x, y \text{ ou } \sigma)$$

Dans certaines mailles de très faible profondeur la température simulée pouvait atteindre 60°C. Ceci était principalement dû à une trop forte absorption de l'énergie lumineuse et à une lacune dans la diffusion thermique par le fond. C'est pourquoi, un puits de chaleur vers le sédiment a été introduit dans la couche de fond de manière à limiter les variations de température dans les colonnes d'eau de très faible hauteur.

Nous avons ainsi ajouté un flux entre la couche de fond et un sédiment virtuel dont la température est une sinusoïde :

$$T_{sed} = 12 + 4 \cdot \cos \left(\frac{2 \cdot \pi}{365} \cdot (jour - 220) \right)$$

En régime stationnaire, Le flux thermique par unité de surface s'exprime ainsi :

$$\varphi = \frac{1}{S} \cdot \frac{dQ_{eau-sed}}{dt} = -\lambda \cdot \frac{(T_{eau} - T_{sed})}{e}$$

Avec :

$\lambda = 2 \text{ W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$ conductivité thermique du sédiment

e : épaisseur sur laquelle l'échange thermique a lieu. (on fixe cette valeur à la hauteur de la couche de fond)

A chaque pas de temps un équilibre thermique s'établit entre la couche de fond et la température du sédiment "virtuel".

3.1.3 Schéma numérique

La résolution des équations se fait par la méthode de séparation des modes interne (barocline) et externe (barotrope). Un modèle 2D est couplé au modèle 3D en utilisant

un système de prédiction-correction. Ceci permet de considérer séparément les ondes de gravité de surface et les ondes internes. Les ondes externes sont plus rapides que les ondes internes et les équations intégrées sur la verticale doivent donc être résolues avec un plus petit pas de temps ; une méthode itérative permet de contraindre les vitesses du mode barotrope à être égales aux vitesses du mode barocline intégrées sur la verticale. Le modèle 2D fournit ainsi les valeurs nécessaires au modèle 3D qui fournit en retour la valeur du frottement sur le fond et les termes non linéaires (dispersion, advection, coriolis, gradient de pression interne) intégrés sur la verticale.

MARS-3D utilise un schéma numérique en directions alternées (ADI). Cela permet de résoudre au premier demi-pas de temps les lignes et au deuxième demi-pas de temps les colonnes. La discrétisation sur l'horizontale utilise une grille d'Arakawa de type C (Fig 3.2). Les composantes du vecteur courant sont calculées sur les bords de la maille tandis que les traceurs sont calculés au centre de la maille.

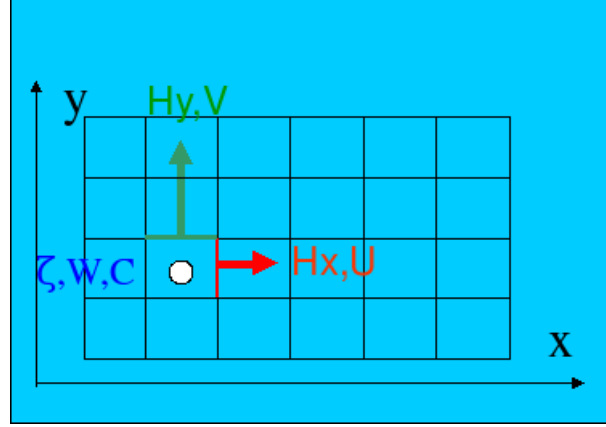


FIG. 3.2: Grille du schéma numérique

3.1.4 Advection-diffusion des traceurs

Pour décrire l'évolution de traceur dans la colonne d'eau, MARS 3D résout l'équation suivante :

$$\frac{\partial (h \cdot c)}{\partial t} + \frac{\partial (h \cdot u \cdot c)}{\partial x} + \frac{\partial (h \cdot v \cdot c)}{\partial y} + \frac{\partial (h \cdot w_\alpha \cdot c)}{\partial \sigma} = \frac{\partial (h \cdot F_x^c)}{\partial x} + \frac{\partial (h \cdot F_y^c)}{\partial y} + \frac{\partial F_\sigma^c}{\partial \sigma} + S^c - P^c$$

où c est un traceur, S^c et P^c sont des termes sources et puits pour le traceur c , F_x^C et F_y^C représentent la diffusion turbulente horizontale et F_σ^C représente la diffusion turbulente verticale.

De la même manière que la température et la salinité, la diffusion turbulente F_*^C peut s'écrire sous la forme :

$$F_*^C = K_* \cdot \frac{\partial C}{\partial \sigma} \text{ avec } K_* \text{ le coefficient de diffusion turbulente pour } * (x, y \text{ ou } \sigma)$$

3.1.5 Domaine de modélisation et grilles des rangs successifs

Comme présenté au chapitre 1, le domaine de modélisation est la bande côtière bretonne qui nécessite une résolution fine. Deux grilles de même emprise, mais de résolution différente ont été conçues.

La première grille a une maille de 3km de côté alors que la seconde a une maille plus fine de 1km. La deuxième grille permet d'avoir des résultats de simulation plus fins, toutefois les temps de calcul sont multipliés par 20 et deviennent très handicapants lorsque de nombreuses variables sont transportées. C'est pourquoi la grille à 1km de résolution n'a pas été utilisée avec le modèle biologique. En effet, il fallait près de 6 semaines de temps de calcul pour modéliser 4 années contre 48 heures sur la grille à 3km. La différence de temps de calcul peut s'expliquer par le fait qu'il y a 9 fois plus de mailles dans le maillage à 1km que dans le maillage à 3km. Ensuite, plus le maillage est fin et plus les processus modélisés sont rapides. Pour maintenir la stabilité du modèle et respecter le critère de CFL (Courant–Friedrichs–Lewy) le pas de temps maximal qui était de 800 secondes sur la grille à 3km a dû être réduit à 300 secondes sur la grille à 1km. Sans cela le modèle n'est pas stable. Cela donne donc un temps de calcul environ 24 fois plus long.

La figure 3.3 montre le maillage à 3 km de résolution. La grille fait 128 x 92 mailles.

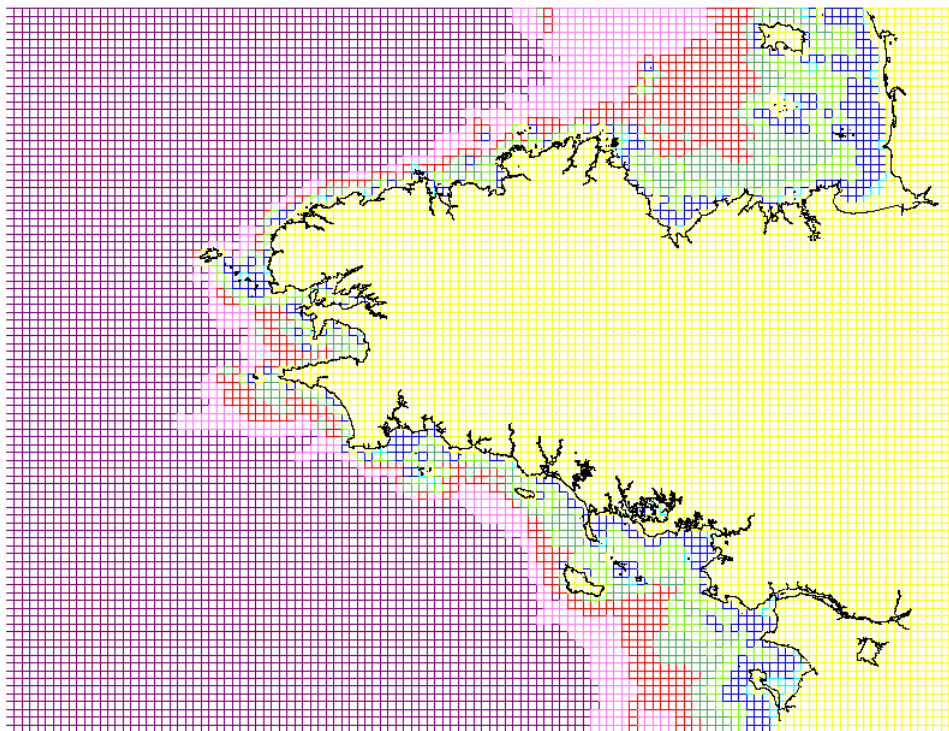


FIG. 3.3: Maillage à 3km

3.2 Conditions aux limites

Pour les limites fermées, les conditions sont des conditions de flux nul.

3.2.1 Météo et élévation de la surface libre

Les conditions aux limites ouvertes pour l'élévation de la surface libre proviennent d'un modèle 2D barotrope de plus grande emprise : le modèle de rang 0. Ce modèle couvre tout l'Atlantique nord-est et la Manche (voir figure 3.4) ; c'est un modèle Mars avec une maille de 5km. Ce modèle est lui même forcé à ses limites ouvertes par les 8 plus grandes harmoniques de marée issue du modèle FES2004 (Finite Element Solution)(Letellier et al., 2004), ainsi qu'avec la tension de vent et la variation de pression atmosphérique.

Les conditions aux limites de notre modèle pour la météo sont issues du modèle ARPEGE de météo France. Ainsi la température de l'air, la couverture nuageuse, l'humidité relative, le vent et la pression atmosphérique sont utilisés pour calculer les flux de chaleur à l'aide de formules globales classiques en météorologie et de la quantité de mouvement à l'interface océan-atmosphère.

Les données de température et de salinité aux limites ouvertes du domaine proviennent d'un modèle MARS 3D de plus grande emprise qui couvre tout le golfe de Gascogne et le sud de la Manche.

3.2.2 Apports par les fleuves

Le modèle MARS permet de prendre en compte les flux d'eau douce et les apports en nutriments issus des fleuves. Ainsi, 35 fleuves et rivières sont pris en compte dans nos simulations.

Les apports d'eau douce et de nutriments par les fleuves sont issus de mesures pour les rejets de situations passées et proviennent du modèle GR4J (décrit au chapitre 2) pour les prévisions.

Ainsi, les apports en eau et nutriments des 35 bassins versants listés sur les tableaux 2.1 page 49 et 2.2 page 48 sont pris en compte.

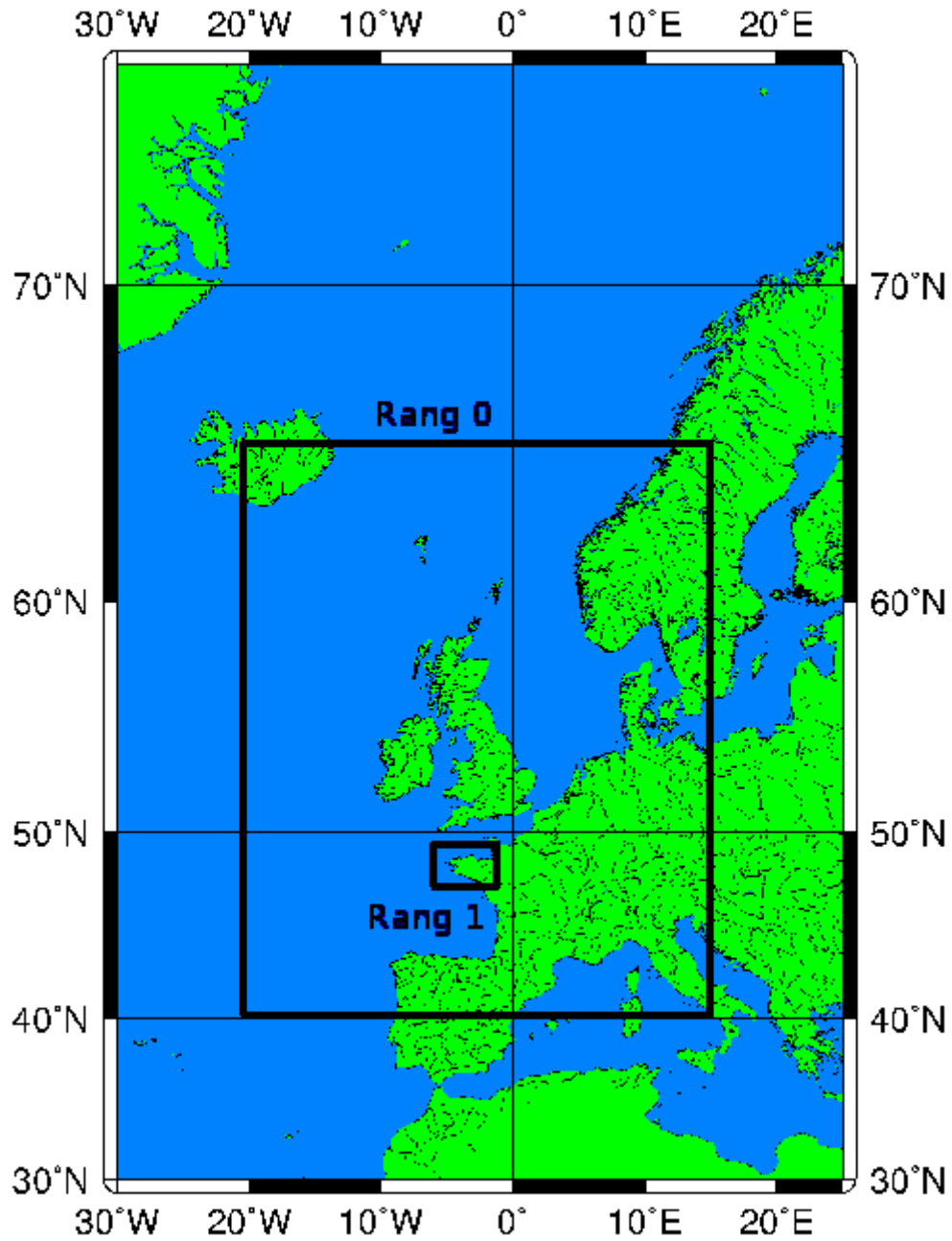


FIG. 3.4: Position des modèles de rangs 0 et 1

3.3 Validation de la marée

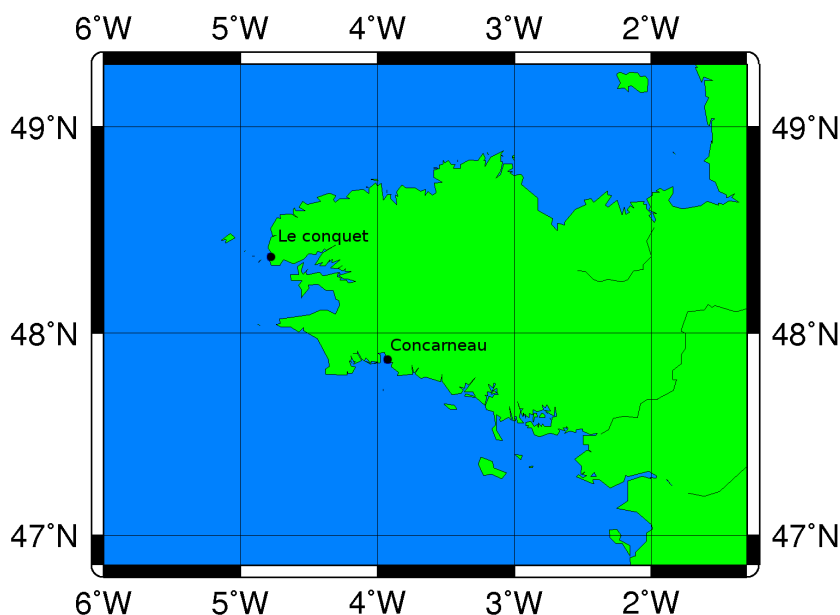


FIG. 3.5: Localisation des marégraphes

Dans un premier temps nous avons évalué la capacité du modèle à modéliser la marée. Nous avons ainsi comparé les variations de l'élévation de la surface libre avec les mesures de marée à deux stations (provenant du site www.sonel.org Système d'Observation du Niveau des Eaux Littorales) : Concarneau et Le Conquet. (Fig 3.6 et 3.7)

Le décalage temporel a été calculé en détectant le passage à mi-marée lors de la marée montante (passage à 0 de la hauteur d'eau).

L'étude de ces deux graphiques nous permet de constater que le modèle sous-estime systématiquement l'amplitude de la marée. Les erreurs sont du même ordre de grandeur à Concarneau, et au Conquet et varient entre 0 et 16% en marnage et entre 0 et 25 minutes en phase.

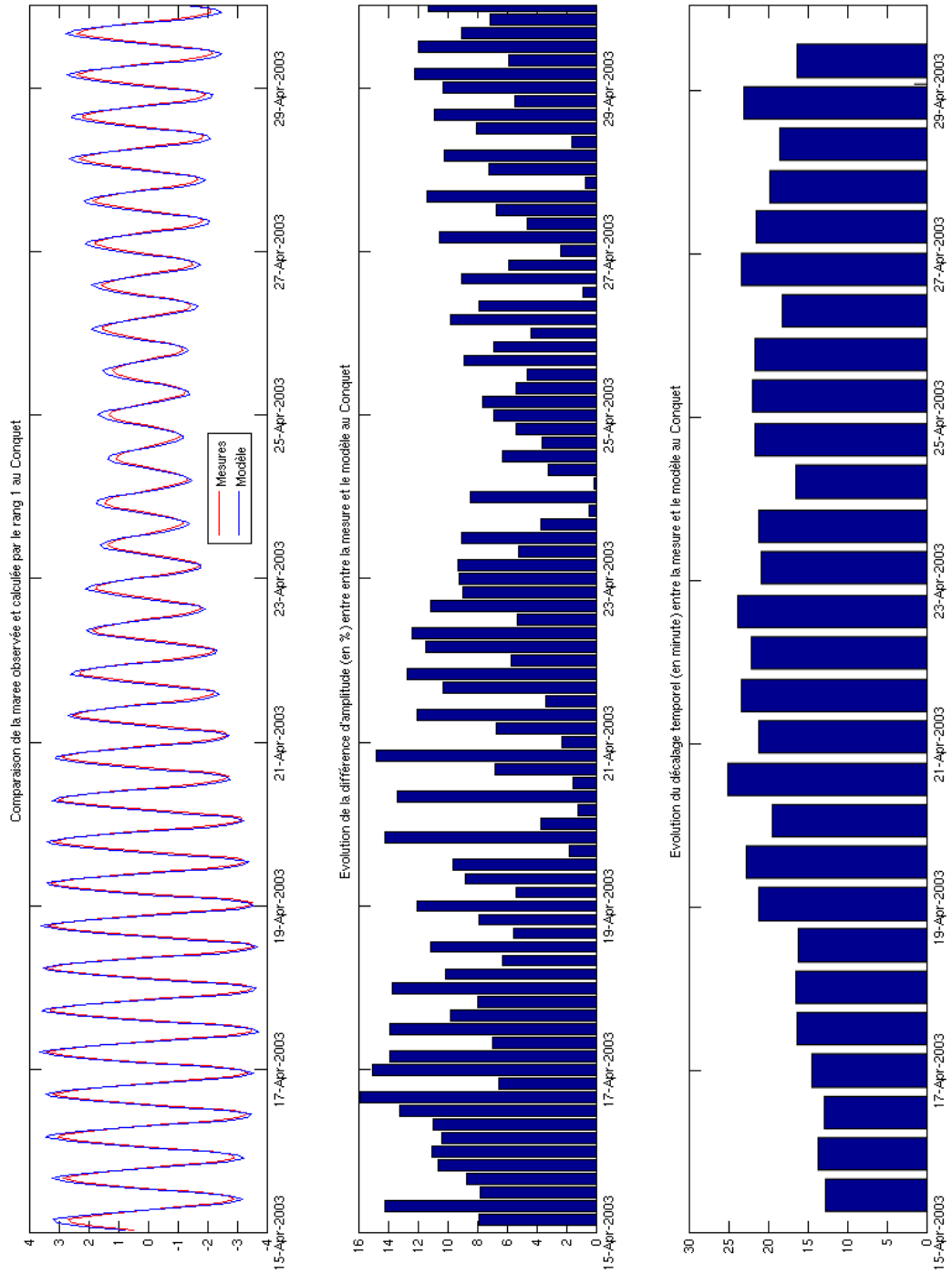


FIG. 3.6: Comparaison entre la marée mesurée et la marée calculée par le modèle au Conquet

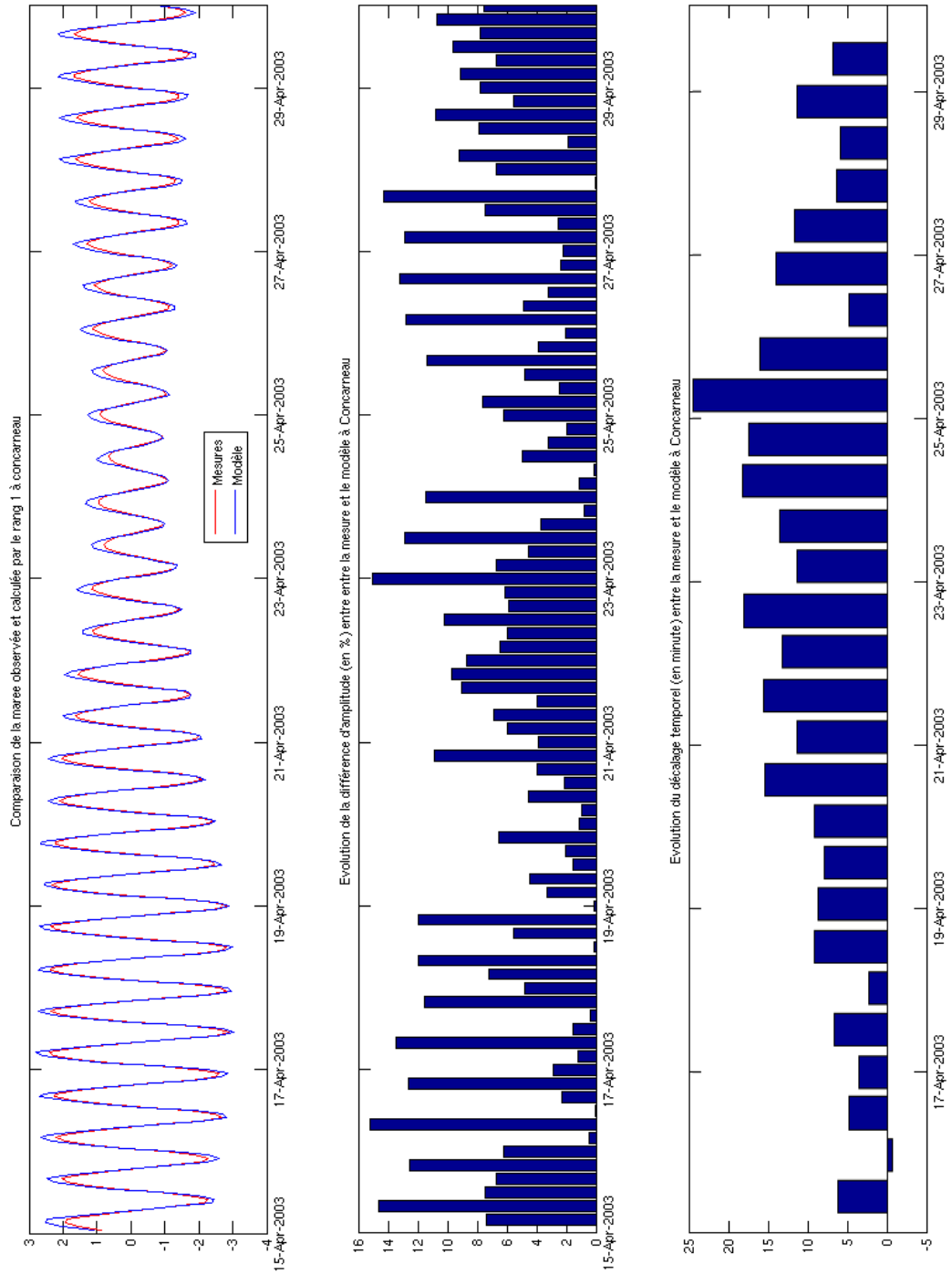


FIG. 3.7: Comparaison entre la marée mesurée et la marée calculée par le modèle à Concarneau

3.4 Validation qualitative des champs de courant

Les résultats de notre modèle peuvent être comparés avec des résultats issus d'autres modèles et des connaissances sur la zone.

3.4.1 Validation du modèle par comparaison des cartes de vitesse barotrope avec des études de référence sur la bande côtière bretonne

La figure 3.8 montre une carte de vitesse barotrope moyenne issue du modèle ; les vitesses ont été moyennées sur plusieurs cycles de marée de coefficient fixé à 70 sans prendre en compte le vent. En comparant cette carte avec les résultats du modèle MARS2D (Obaton, 1996) sur la Bretagne sud (Fig 3.9) on peut voir que le modèle donne les mêmes ordres de grandeur de vitesse et que les mêmes zones de forts courants sont modélisées. On retrouve les forts courants autour de l'île d'Ouessant où les vitesses moyennes atteignent $1,5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ et au niveau de l'île de Sein. La plupart des zones de forts courants sont induit par des caps ou des chenaux. Il y a une petite différence de vitesse, qui peut atteindre $0,1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ entre les valeurs données par notre modèle et celles de l'étude menée par Obaton (1996).

En ce qui concerne la vitesse maximale, la comparaison de notre modèle (Fig 3.10) avec celui d'Obaton (1996) (Fig 3.11) met en évidence des différences de vitesse du même ordre : $0,1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ surtout au sud de la presqu'île de Quiberon et au niveau de l'île d'Houat. La comparaison de cette carte avec celle issue de l'étude menée par Garreau (1993) sur la Bretagne nord (Fig 3.12), également avec le modèle MARS2D montre les mêmes zones de fort courant : au niveau de l'île de Bréhat, de l'île de Batz et au niveau des caps. Toutefois, quantitativement, le modèle MARS3D tend à légèrement sous estimer la vitesse maximale du courant par rapport au modèle MARS2D.

3 Modélisation hydrodynamique grâce au modèle MARS 3D

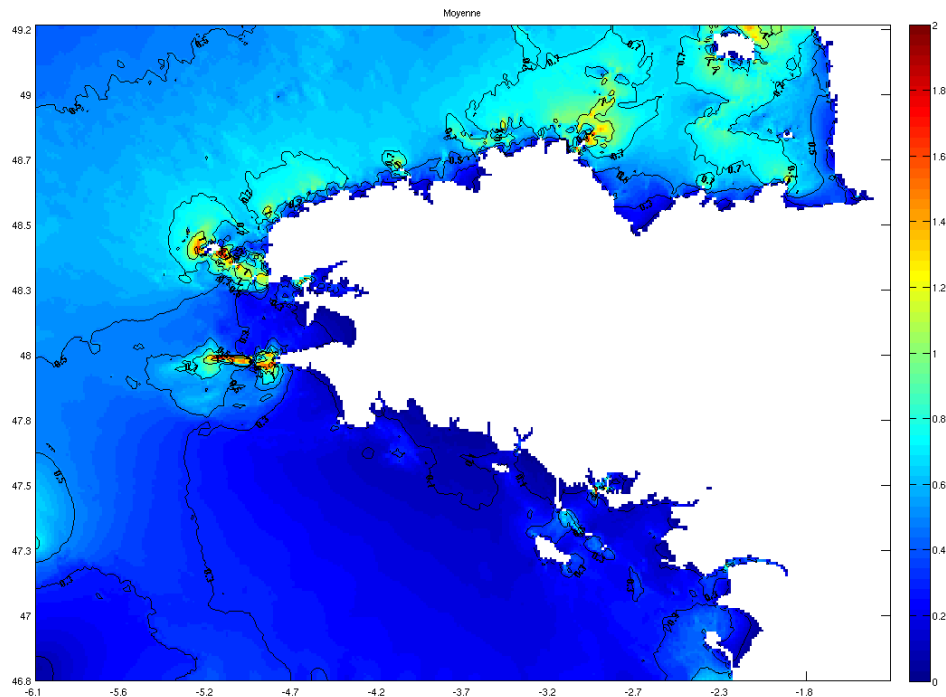


FIG. 3.8: Carte de courant barotrope moyen ($m \cdot s^{-1}$) calculé par le modèle MARS3D (sans prise en compte du vent et avec un coefficient de marée fixé à 70)

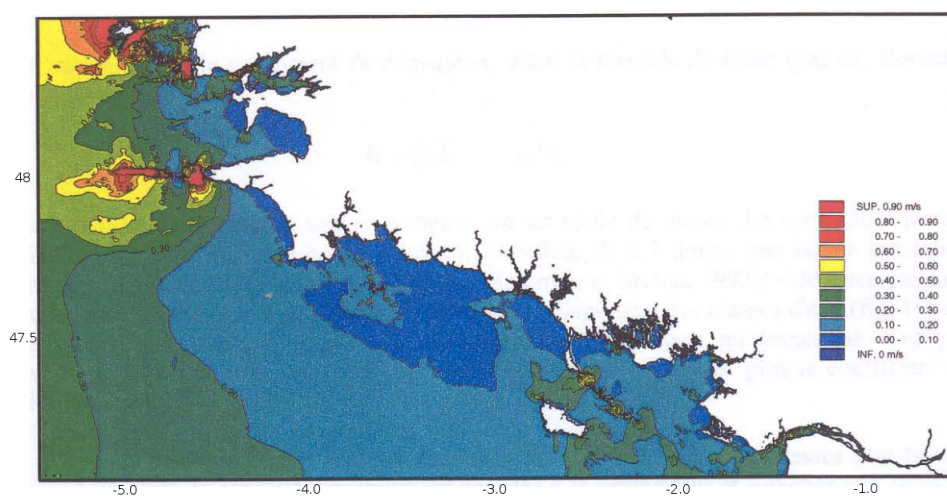


FIG. 3.9: Carte de courant barotrope moyen ($m \cdot s^{-1}$) calculé par MARS2D (Obaton, 1996)

3 Modélisation hydrodynamique grâce au modèle MARS 3D

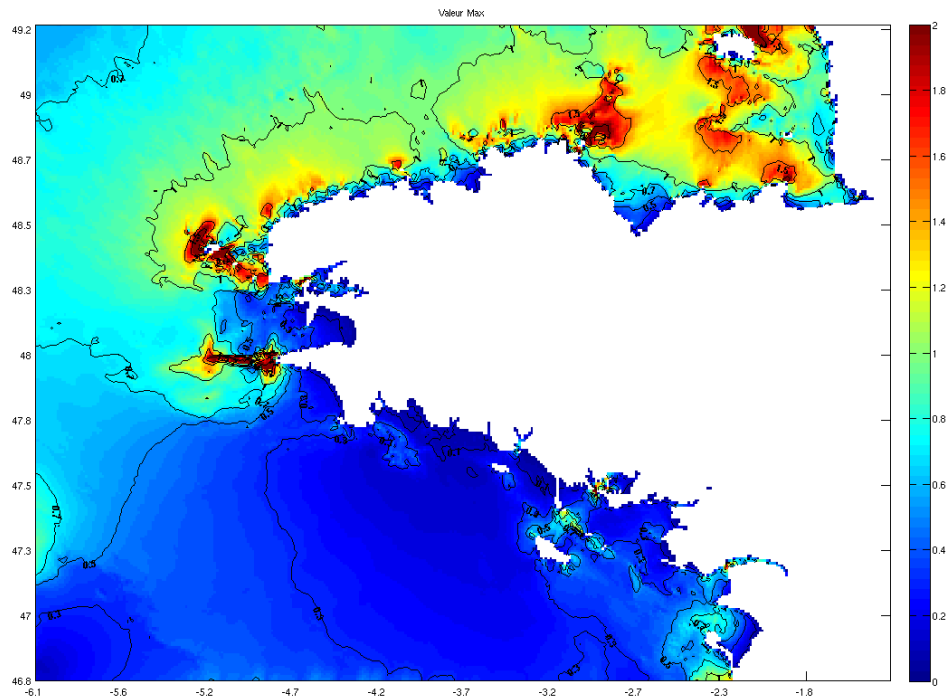


FIG. 3.10: Carte de courant barotrope maximum ($m \cdot s^{-1}$) calculé par le modèle MARS3D (sans prise en compte du vent et avec un coefficient de marée fixé à 70)

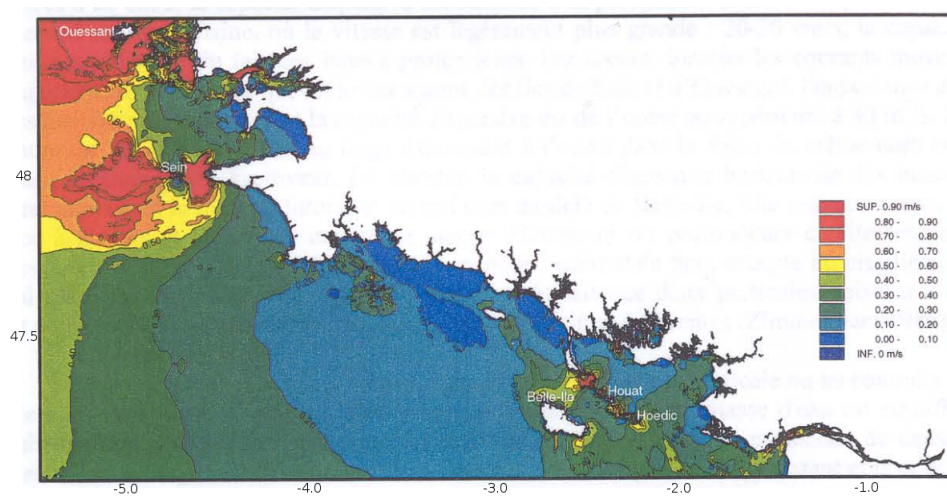


FIG. 3.11: Carte de courant barotrope maximum ($m \cdot s^{-1}$) calculé par MARS2D (Obaton, 1996)

3 Modélisation hydrodynamique grâce au modèle MARS 3D

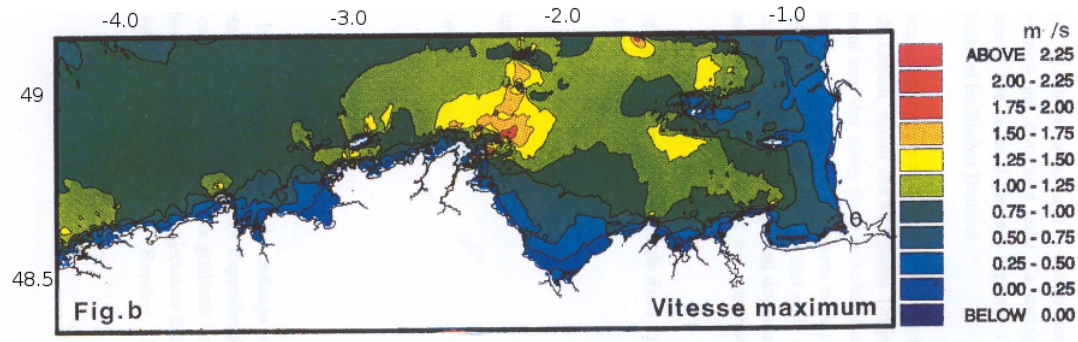


FIG. 3.12: Carte de courant barotrope maximal ($m \cdot s^{-1}$) calculé par MARS2D (Garreau, 1993)

3.4.2 Etudes des structures hydrologiques sur des coupes nord-sud

La figure 3.14 montre 4 coupes du modèle le long de la longitude $2,901^\circ$ ouest de la température et de la salinité les 4 mars 2002 et 11 août 2002. Les 4 figures montrent la nette différence entre le nord (à droite) et le sud (à gauche) ; la zone nord est mélangée et a une température et une salinité quasi constantes sur toute la verticale. La zone sud est marquée par une stratification d'origine haline en hiver. Sur la figure de la salinité du 4 mars 2002 on voit la présence d'une zone de salinité plus faible en surface près de la côte, vers la latitude $47,2^\circ\text{N}$. En été, l'ensemble de la zone sud est soumise à une stratification thermique. On remarque aisément sur la figure de la température le 11 août 2002 la thermocline située vers 25 m de profondeur. Le modèle reproduit bien les conditions hydrodynamiques connues sur les côtes bretonnes (Lazure et Jegou 1998, Loyer 2005) .

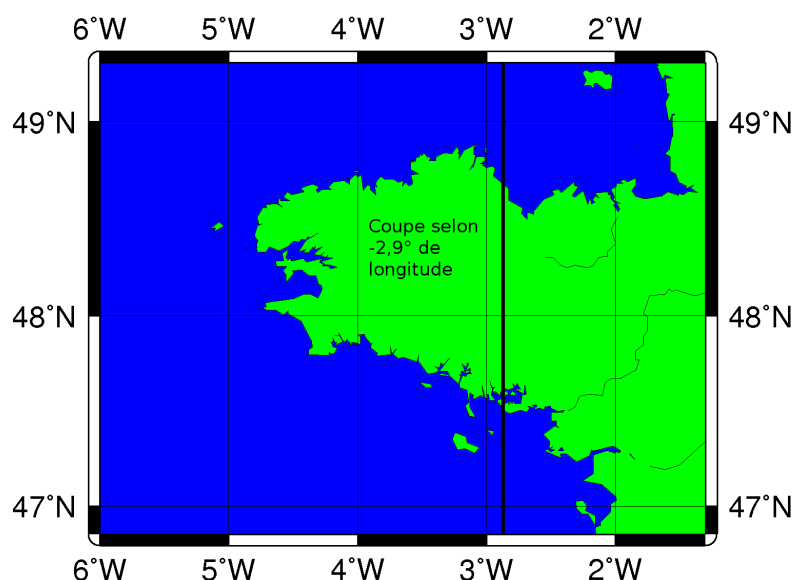
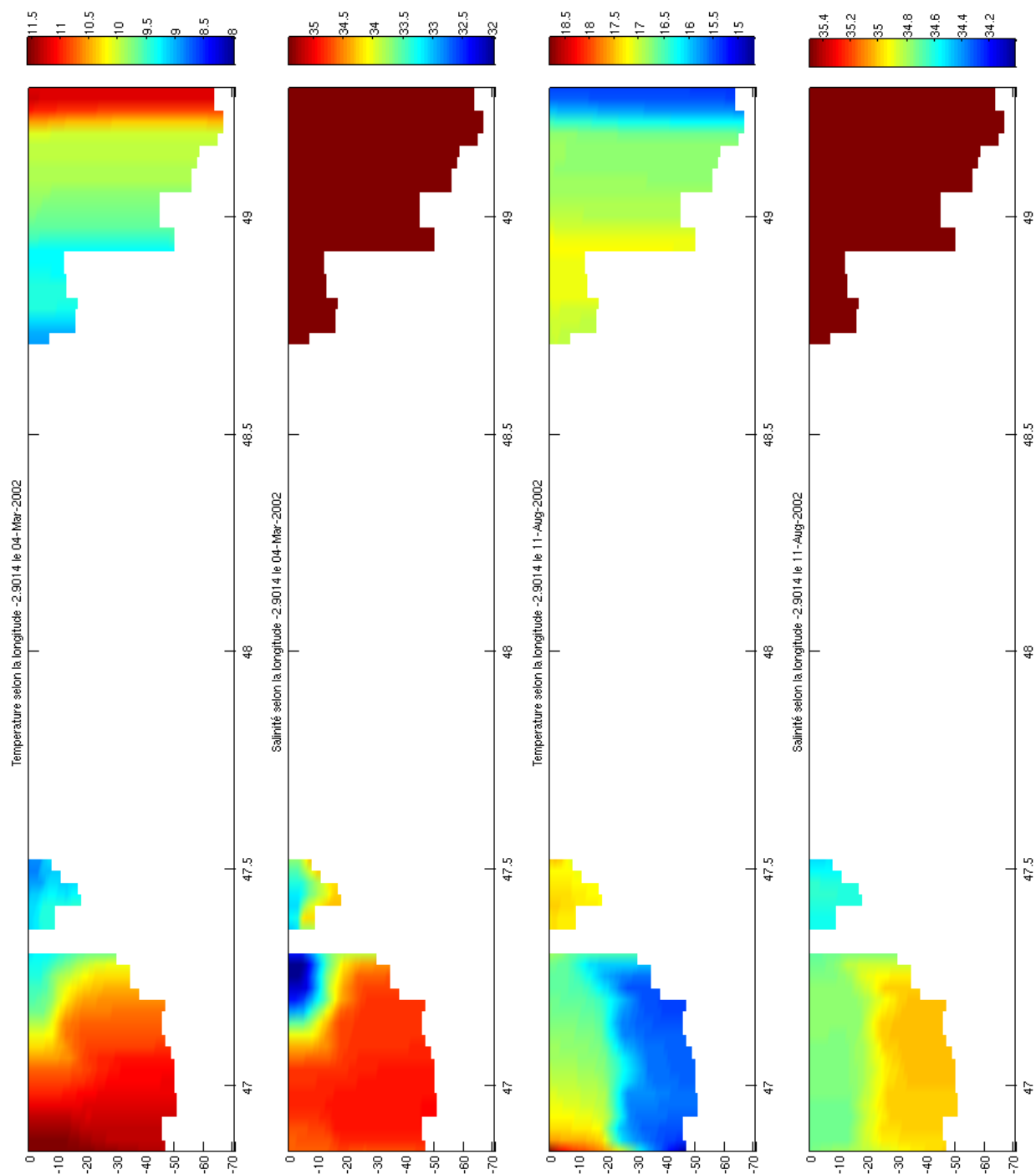


FIG. 3.13: Localisation des coupes



(a) température 04/03/02 (b) salinité 04/03/02 (c) température 11/08/02 (d) salinité 11/08/02

FIG. 3.14: Coupe nord-sud selon la longitude $2,9^\circ$ ouest de la salinité ($kg \cdot m^{-3}$) et de la température ($^\circ C$) les 4 mars et 11 aout 2002

3.5 Validation des champs de température par les mesures satellitaires

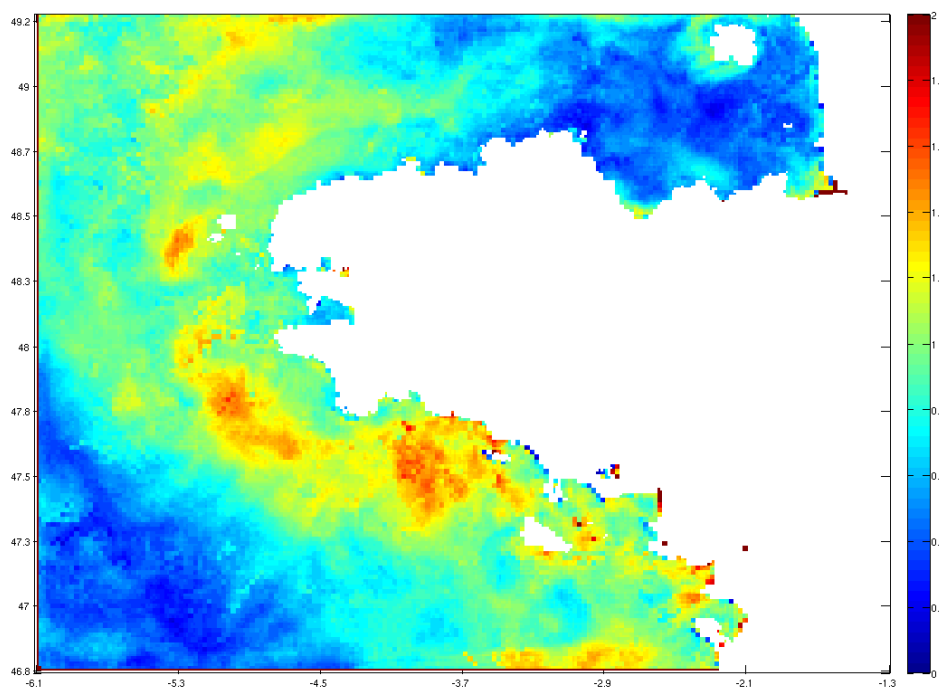


FIG. 3.15: Carte d'erreur absolue sur la température (°C)

Un autre élément de validation est la comparaison entre les champs de température de surface simulée et les thermographies satellitaires disponibles sur le serveur d'images satellitaires NAUSICAA de l'IFREMER et du CERSAT.

La Figure 3.15 représente une carte d'erreur sur la température. C'est une moyenne de l'erreur calculée pixel par pixel sur 12 cartes réparties depuis juin 2001 jusqu'à mai 2002 à raison d'une carte par mois. Les cartes satellitaires ont été choisies en fonction de leur qualité, de préférence issues de mesures de nuit. Cette carte nous montre les zones où les écarts modèle-mesures sont les plus grands sur la température. Toutefois, l'écart entre la mesure satellitaire et le modèle n'excède pas, en moyenne, 2 degrés. Les plus forts écarts se situent au niveau du front d'Ouessant, en mer d'Iroise ainsi qu'au niveau de l'archipel des îles Glénan. La différence au niveau du front d'Ouessant s'explique par un positionnement imparfait de celui-ci, dans l'espace et le temps, par le modèle. L'erreur au niveau des îles Glénan est plus difficile à expliquer. Il y a des hauts fonds dans cette zone et le modèle a tendance à représenter une remontée d'eau plus froide. La Figure 3.16 est une comparaison entre la température mesurée par le satellite et celle calculée par le modèle. Ce graphique permet de mieux appréhender

la qualité du modèle sur le calcul de la température. On remarque une tendance du modèle à surestimer les faibles températures et à sous-estimer les fortes températures.

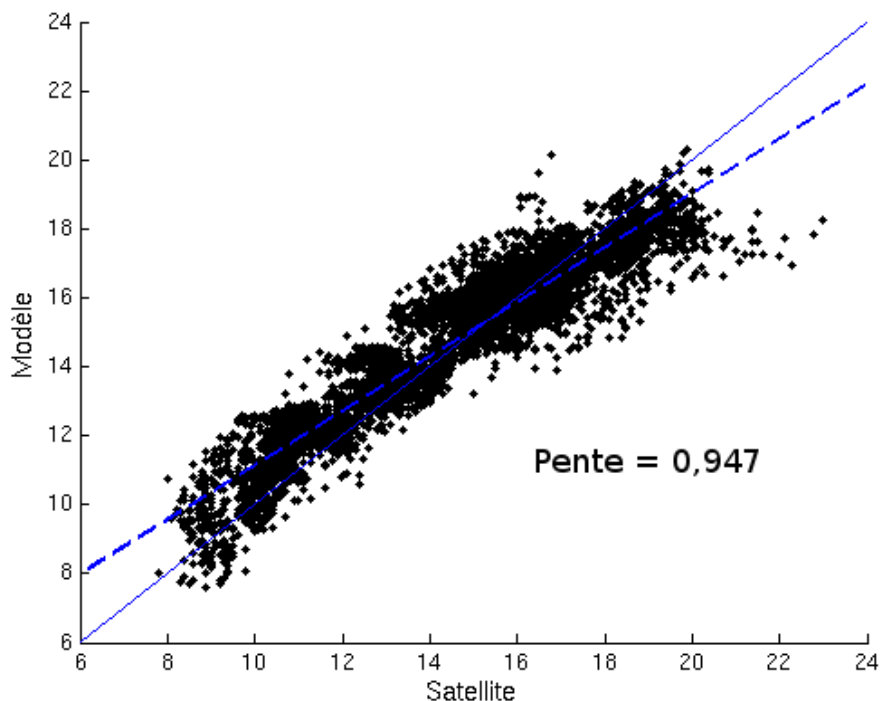


FIG. 3.16: Comparaison entre la température calculée par le modèle et les mesures satellitaires. ($\rho = 0,95$ et $r^2 = 0,8968$)

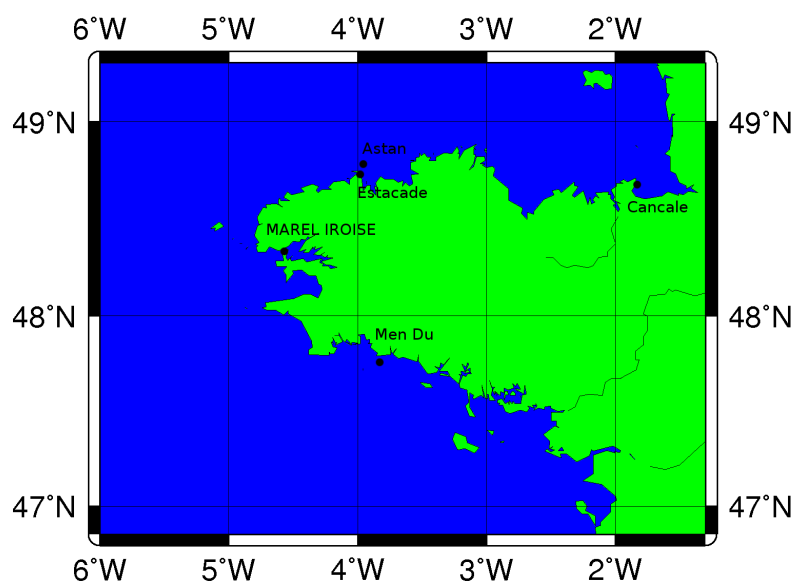


FIG. 3.17: Localisation des stations

Les graphiques 3.18, 3.19 et 3.20 montrent des comparaisons entre des mesures (issues

du REPHY¹ et de SOMLIT²) et le modèle à divers points du domaine (figure 3.17) : au niveau de la bouée MAREL Iroise à l'entrée du goulet de Brest, près de Roscoff aux points Estacade et Astan et à Cancale.

On peut voir sur la comparaison à la bouée MAREL (fig 3.18) que les valeurs simulées sont très proches des mesures, le modèle arrive même à reproduire certaines variations brutales de la température. On constate toutefois une légère surestimation de la température en été.

A Cancale (fig 3.19), par contre, le modèle sous-estime la température d'environ 2°C en été et en automne. On remarque aussi une courte période au printemps 2002 où le modèle sur-estime la température.

Aux points Astan et Estacade le modèle sur-estime la température de 1 à 2 degrés durant toute la période estivale. Cette différence est plus importante au point Astan qui se trouve plus au large qu'au point Estacade, plus côtier.

Les trois graphiques confirment ce qui a été mis en évidence précédemment. c'est-à-dire que l'erreur maximale est d'environ 2°C.

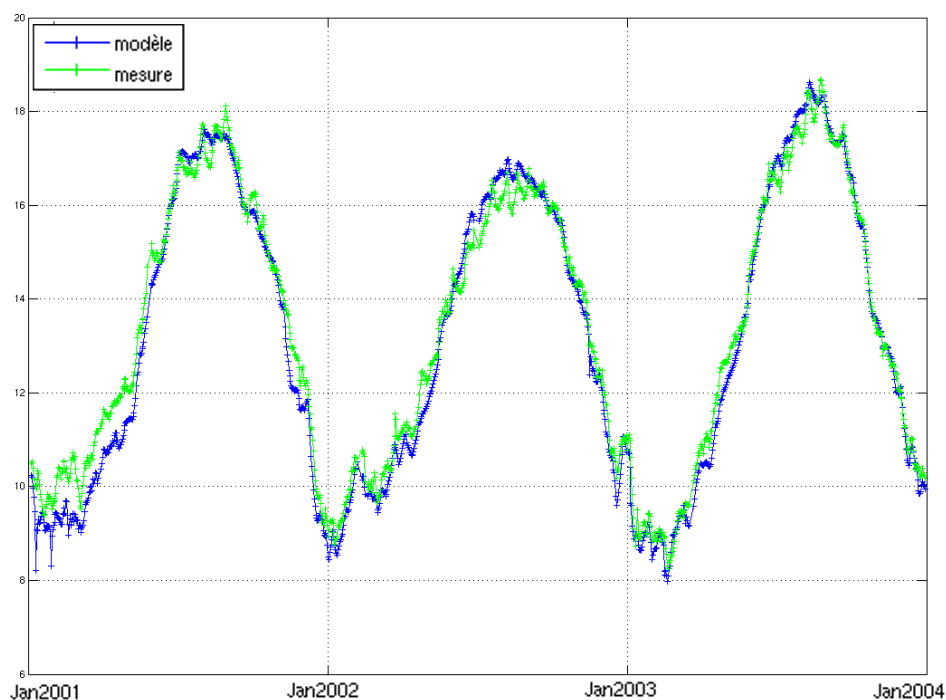


FIG. 3.18: Comparaison entre la température au point MAREL Iroise et le modèle (°C)

¹réseau de surveillance du phytoplancton et des phycotoxines

²Service d'Observation en Milieu LITtoral

3 Modélisation hydrodynamique grâce au modèle MARS 3D

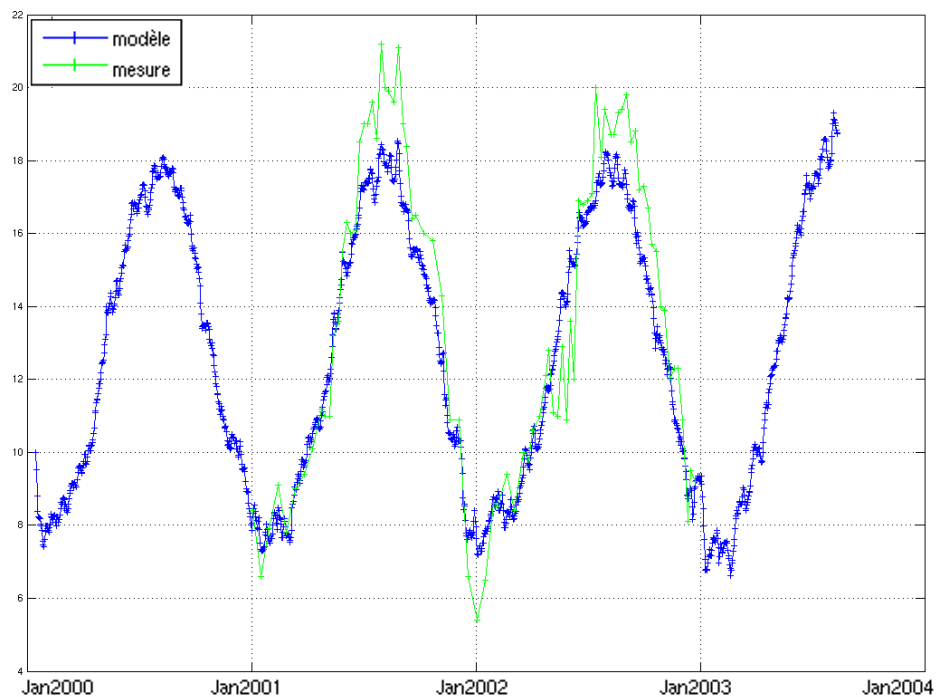


FIG. 3.19: Comparaison entre la température à Cancale et le modèle ($^{\circ}C$)

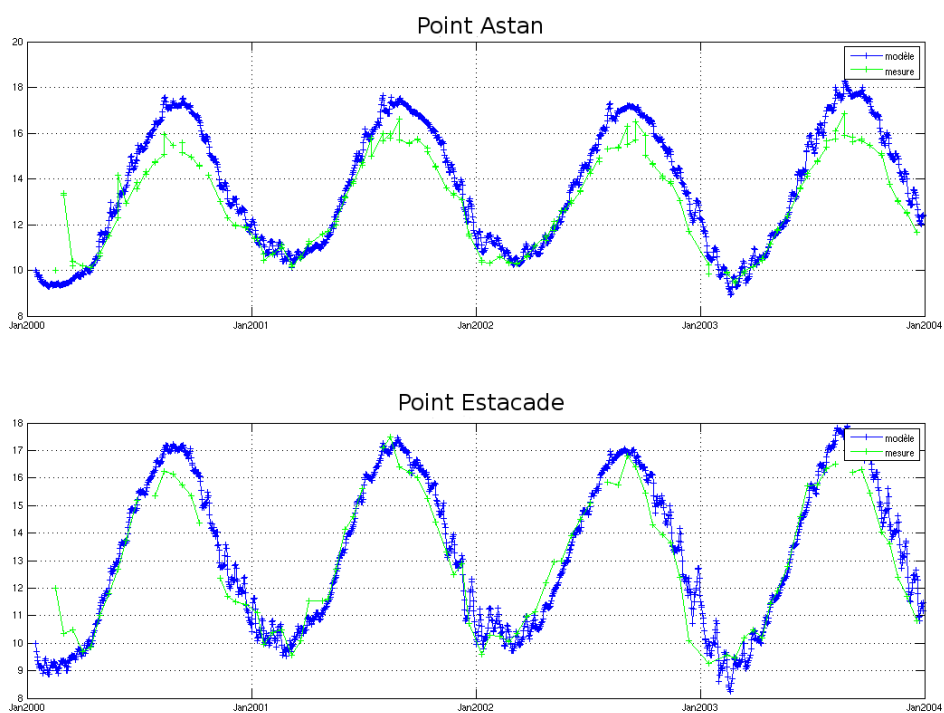


FIG. 3.20: Comparaison entre la température aux points Estacade et Astan et le modèle ($^{\circ}C$)

3.6 Validation des champs de salinité

Les figures, 3.21, 3.22 et 3.23 montrent, comme pour la température, des comparaisons entre la salinité du modèle et des mesures in-situ.

La comparaison avec la bouée MAREL Iroise sur la figure 3.21 montre une différence plus importante. En effet, la salinité du modèle est en moyenne plus faible que celle mesurée par la bouée. La différence va jusqu'à plusieurs unités. Cette différence peut s'expliquer par une mauvaise modélisation de la dynamique de la Rade de Brest. En effet, la maille faisant 3km de côté nous n'avons que dix mailles dans la Rade de Brest et surtout qu'une seule maille au niveau du goulet. Ainsi, les apports d'eau douce de l'Aulne et de l'Elorn sont probablement mal répartis. Ils contribuent à diminuer la salinité au point MAREL Iroise.

Au point Men Du, près de Concarneau, la salinité du modèle est dans l'ensemble proche des mesures ; toutefois, la variabilité de la salinité dans cette zone rend délicate la comparaison.

Nous remarquons une faible différence, de l'ordre de 0,2 à 0,3 entre la salinité du modèle et celle mesurée aux points Estacade et Astan, près de Roscoff.

Ces comparaisons nous montrent que, dans les mesures, la salinité est un signal très variable. Le modèle montre une moindre variabilité dans la salinité, et a tendance à lisser le signal. Toutefois, les grandes tendances sont bien modélisées et les ordres de grandeur sont bien respectés.

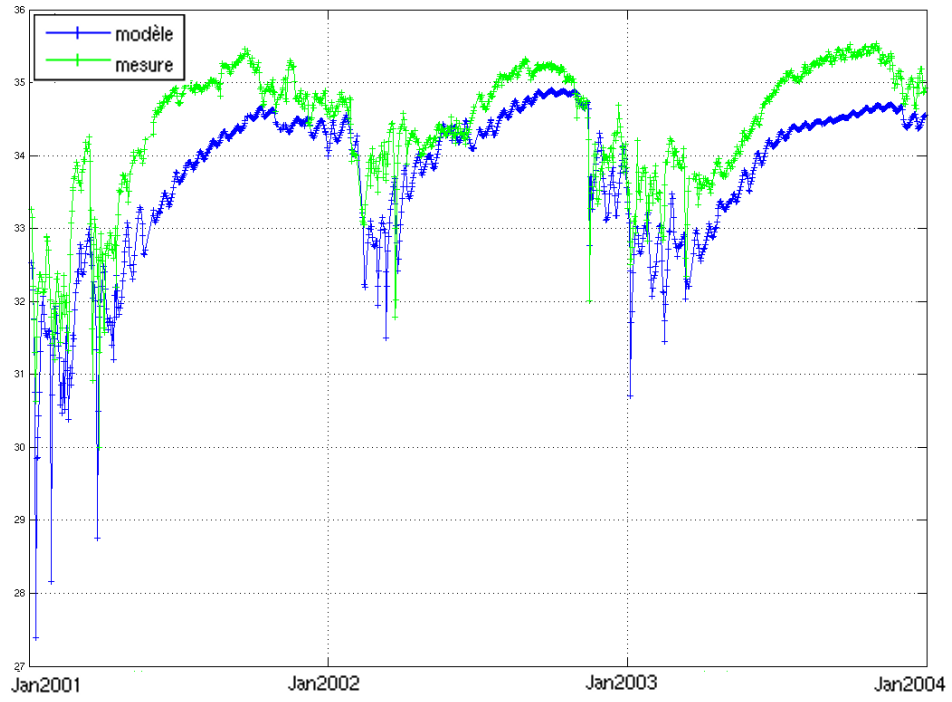


FIG. 3.21: Comparaison des salinités mesurées et simulées au point MAREL Iroise ($kg \cdot m^{-3}$)

3 Modélisation hydrodynamique grâce au modèle MARS 3D

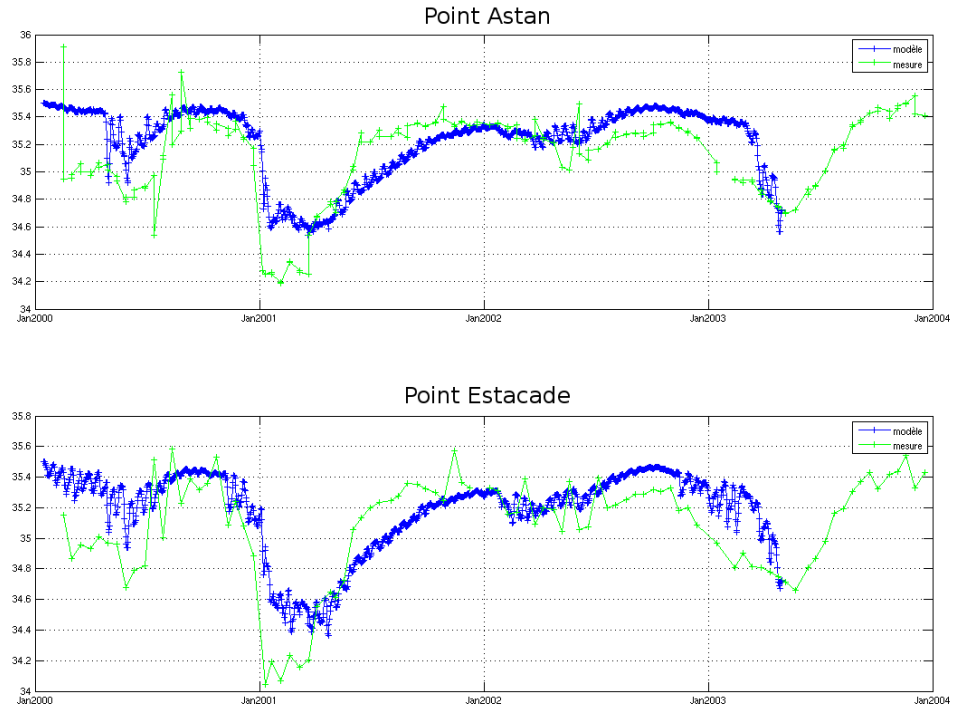


FIG. 3.22: Comparaison des salinités mesurés et simulées au point de mesure SOMLIT Astan et Estacade ($kg \cdot m^{-3}$)

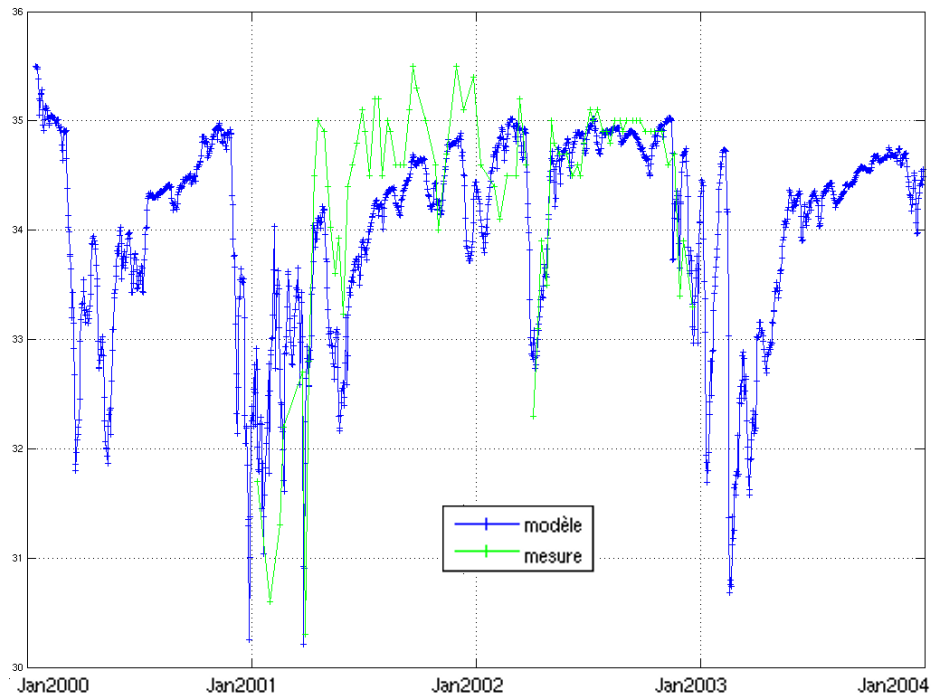


FIG. 3.23: Comparaison des salinités mesurées et simulées au point Men Du ($kg \cdot m^{-3}$)

3.7 Carte d'enrichissement de la bande côtière bretonne

La production primaire côtière est essentiellement contrôlée par les apports des fleuves qui ont donc une importance capitale sur la dynamique côtière tant au niveau physique que biologique. Ici, l'objectif est de voir l'impact des fleuves sur l'enrichissement dans la bande côtière bretonne.

3.7.1 Méthode de calcul

Nous avons effectué une analyse des concentrations simulées en nitrate supposé conservatif dans les eaux de surface sur une durée de 3 ans (année "humide" 2001, année "moyenne" 2002, année "sèche" 2003). En chaque maille du domaine, le modèle nous fournit la série temporelle de la concentration simulée en nitrate conservatif. La Figure 3.24 partie de gauche, montre l'évolution de la moyenne sur la colonne d'eau de la concentration en nitrate sur l'année 2001 sur une maille située en baie de Vilaine. En chaque point du domaine nous pouvons ordonner les valeurs obtenues et ainsi construire le quantile-plot des concentrations en nitrate (Fig 3.24 B). De ce calcul, nous en déduisons la médiane et les percentiles 10 et 90.

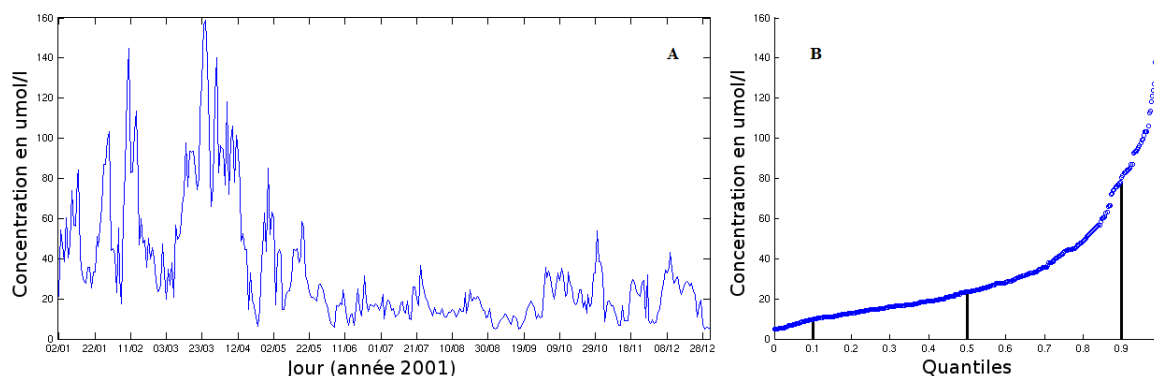


FIG. 3.24: Concentration en nitrate et quantile plot sur la maille 45,280 sur l'année 2003

Les trois graphiques suivants, Figures 3.25, 3.26 et 3.27, nous permettent d'aborder différemment la visualisation de l'extension de l'enrichissement en nitrate dans la bande côtière bretonne. La carte représentant la médiane montre la distribution spatiale des concentrations en nitrate qui sont atteintes 50% du temps de l'année. La carte du quantile 0.1 donne une idée de la concentration dépassée 90% de l'année et enfin la carte du quantile 0.9 donne l'extension des fortes valeurs, les concentrations du quantile 0.9 étant dépassées 10% du temps. Ici les apports en nitrate par les rivières sont basés sur les concentrations mesurées. On voit donc l'intérêt d'utiliser un traceur "nitrate"

plutôt que d’analyser directement la salinité : la salinité ne prend en compte que la variation de débit alors que le traceur “nitrate” conservatif prend en compte à la fois la variation de débit mais aussi les variations de concentration dans et entre les rivières.

3.7.2 Résultats et analyse

Nous pouvons remarquer que la côte sud de la Bretagne est soumise à un enrichissement plus fort et plus étendu que le reste de la zone. La présence des deux grands fleuves que sont la Loire et la Vilaine explique cela, conjuguée au fait que la zone Sud est beaucoup moins brassée que le Nord de la Bretagne, plus soumise à la stratification, comme le montre la figure 3.10. La figure 3.27 souligne les fortes concentrations atteintes de manière brève lors des crues. L’ensemble de la côte bretonne est soumis à un enrichissement en nitrate d’au moins $2,5\mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$ et peut dépasser les $10\mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$ plus de la moitié du temps par endroit, notamment le long de la côte sud, dans les baies de Saint Brieuc et du Mont Saint Michel, ainsi que dans la Rade de Brest.

Les trois graphiques soulignent que la Rade de Brest, la baie de Vilaine et l’estuaire de la Loire sont des zones extrêmement enrichies par des apports en nutriment importants.

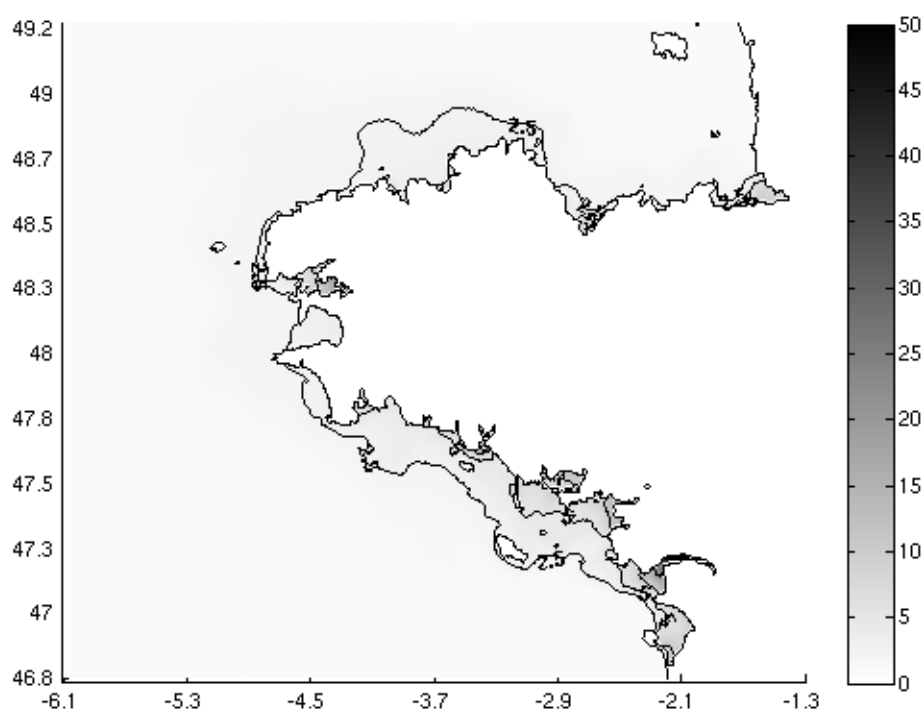


FIG. 3.25: Quantile 10 ($\mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$)

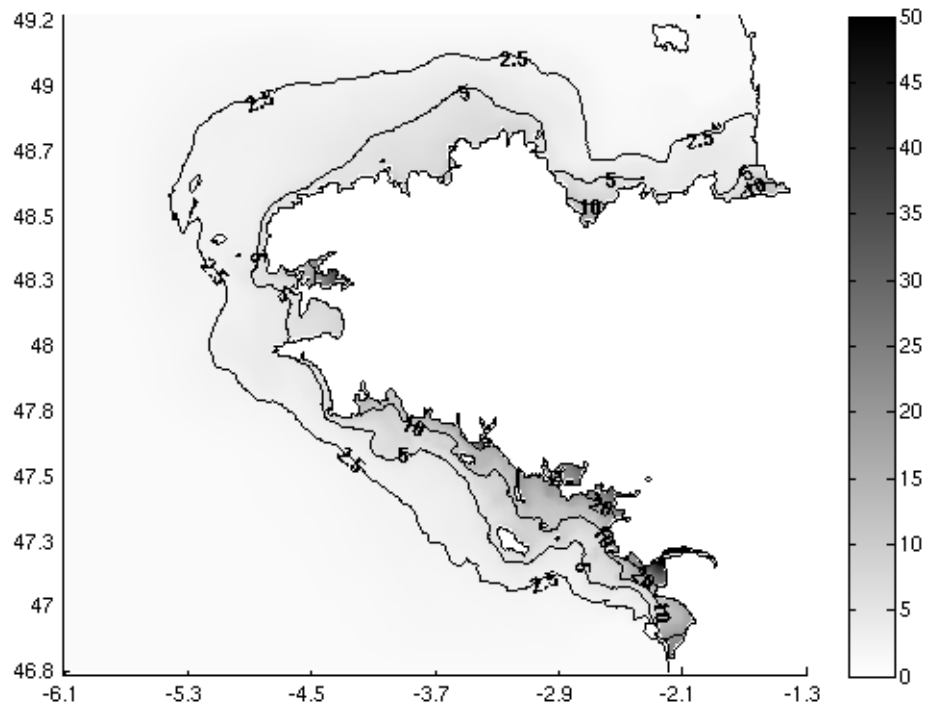


FIG. 3.26: Médiane ($\mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$)

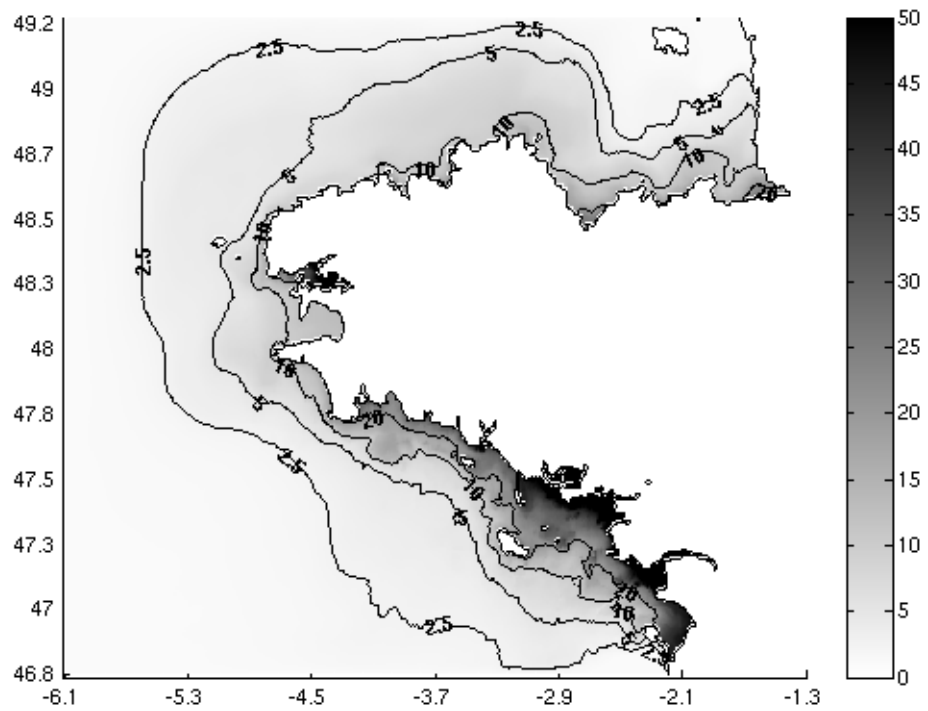


FIG. 3.27: Quantile 90 ($\mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$)

3.8 Etude de l'influence de la Loire et de la Vilaine sur la bande côtière bretonne

La Loire, la Gironde et la Vilaine représentent de 90 à 95 % des apports d'eau douce qui se déversent dans le Golfe de Gascogne. Les apports en nutriments de ces fleuves contribuent fortement à la production primaire du Golfe de Gascogne. Dans notre zone d'étude, la Loire et la Vilaine sont les deux principales sources de nutriments. Loyer et al. (2005) ont montré que l'influence des apports de la Gironde, qui sont moins importants que ceux de la Loire, reste limitée à son embouchure.

Chaumery (2006) a montré que les eaux de la Loire ont une influence jusqu'à l'entrée de la Manche. En effet, au printemps les eaux de la Loire et de la Vilaine s'étendent vers le nord-ouest, elles longent la côte sud de la Bretagne et remontent jusqu'en mer d'Iroise. Dans Chaumery (2006), la vitesse de propagation du panache de la Loire a été évaluée de l'ordre de 4 à 5,8 $cm.s^{-1}$.

Les panaches de la Loire et de la Vilaine participent ainsi à l'enrichissement du sud du littoral breton et favorisent la mise en place de la stratification haline des eaux du nord du Golfe de Gascogne. Ces conditions favorisent ainsi la production phytoplanctonique dans ces zones.

3.8.1 Méthode de calcul

Les résultats ci-après ont été obtenus en simulant l'advection des nutriments apportés par les différentes rivières comme des traceurs passifs (de la même manière qu'au 3.7). Ici, il n'y a pas de modèle biologique. Nous avons quatre variables différentes pour suivre les panaches de la Loire, de la Vilaine, des rivières de la Rade de Brest et des autres rivières du modèle. Les variables sont ainsi indépendantes. On peut calculer la contribution de la Loire seule et déterminer sa part dans l'enrichissement total. Dans cette analyse nous avons étudié l'impact d'un événement particulier sur l'enrichissement en nitrate de la bande côtière : l'influence d'un pic de débit de la Loire et de la Vilaine.

La figure 3.28 montre le débit de la Loire à l'exutoire sur les trois premiers mois de l'année 2003. On distingue deux pics de débit en janvier et février. Nous remarquons que le deuxième pic, qui a eu lieu le 10 février 2003, a engendré un pic de dessalure aux alentours du 14 février. La carte de salinité simulée du 14 février 2003 de la figure 3.29 montre l'influence et l'extension des panaches des deux grands fleuves (localisés par un point rouge).

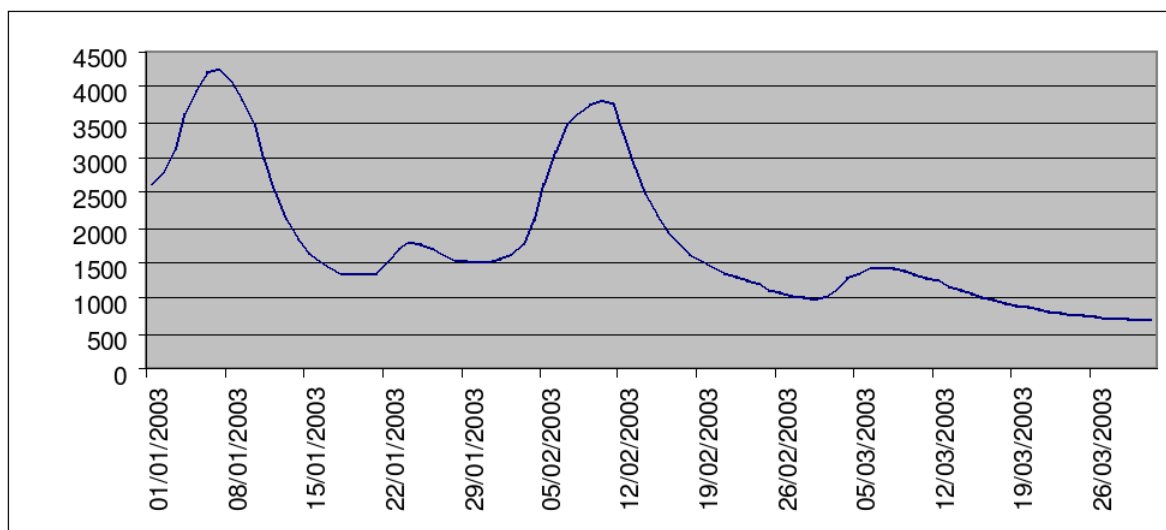


FIG. 3.28: Débit de la Loire à la sortie à l'exutoire ($m^3 \cdot s^{-1}$) au début de l'année 2003

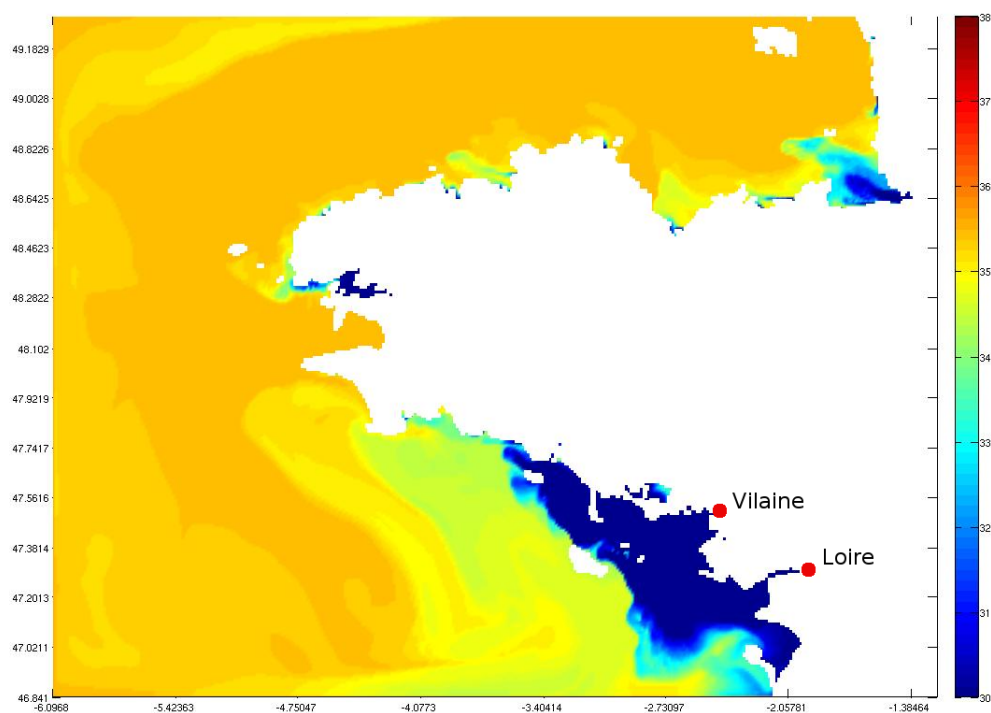


FIG. 3.29: Carte de la salinité de surface ($kg \cdot m^{-3}$) simulée le 14 février 2003

3.8.2 Résultats et analyse

La figure 3.30 représente les panaches de nitrate de toutes les rivières quatre jours après la crue, et la figure 3.31 quinze jours après. On voit clairement l'influence de cet événement hydrométéorologique ponctuel sur l'enrichissement de la bande côtière

bretonne.

La figure 3.32 montre la concentration en nitrate simulée provenant uniquement de la Loire. Cette carte met en évidence l'influence majeure de la Loire sur le littoral breton. Lorsque l'on compare les figure 3.32 et 3.31 on se rend compte qu'une grande partie du nitrate le long des côtes sud bretonnes provient des rejets de la Loire. Ces résultats montrent aussi que le panache de la Loire s'étend jusqu'au nord-ouest de la côte bretonne. Ainsi la prise en compte des apports de la Loire et dans une moindre mesure de la Vilaine est capitale pour quantifier les apports fluviaux dans la bande côtière bretonne.

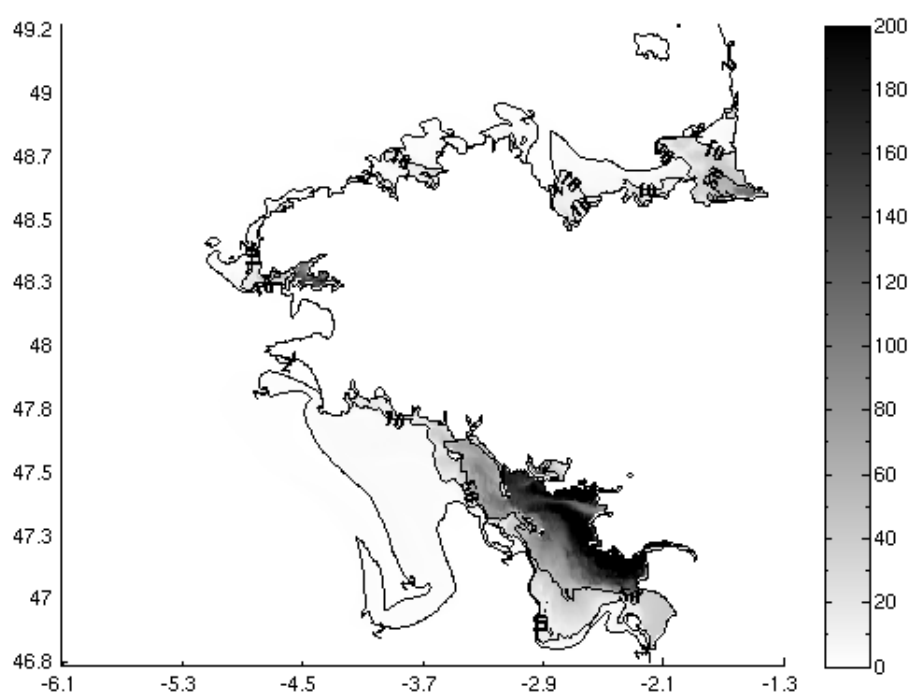


FIG. 3.30: Carte de concentrations en nitrate le 14/02/2003 ($\mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$)

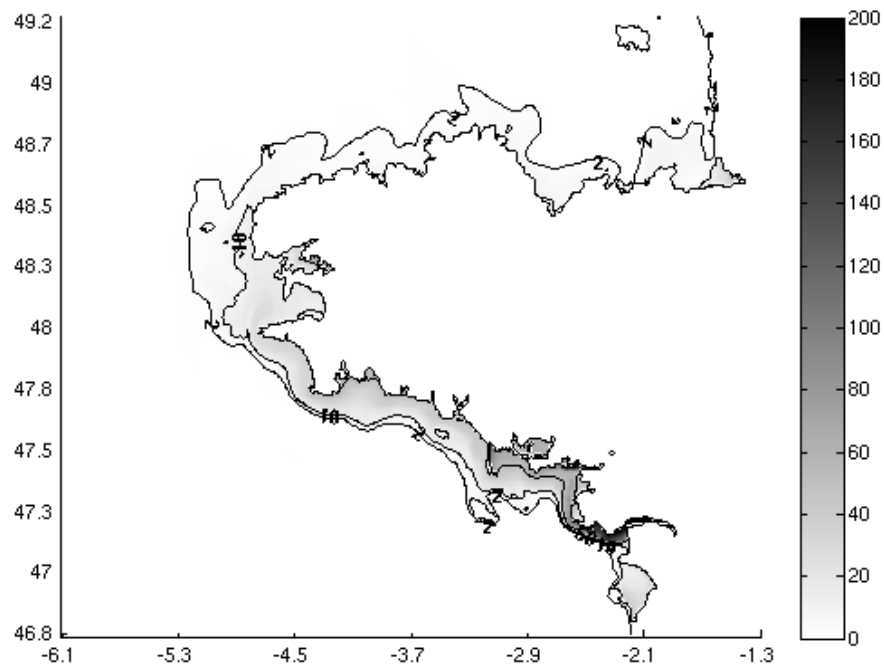


FIG. 3.31: Carte de concentrations en nitrate total le 25/02/2003 ($\mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$)

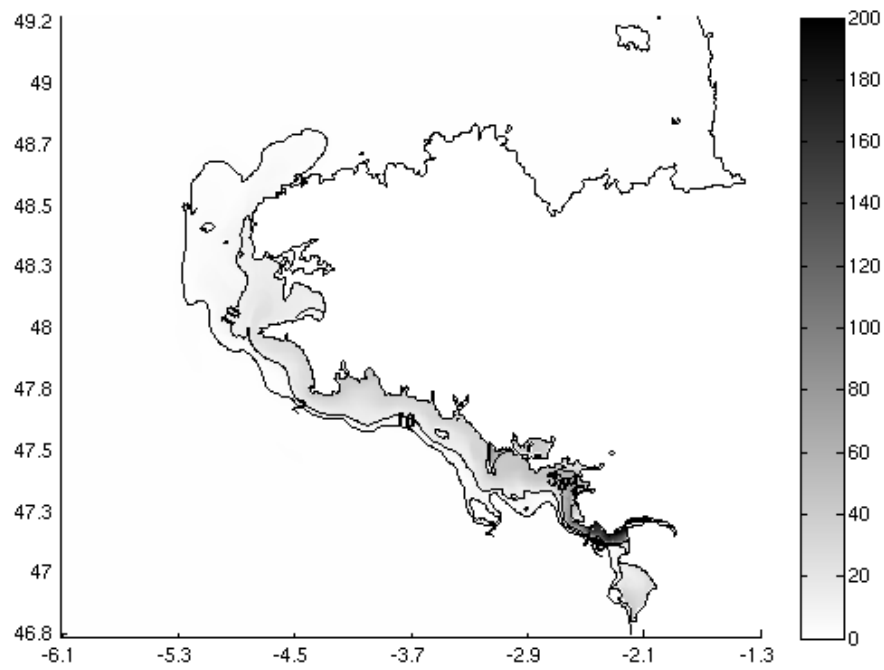


FIG. 3.32: Carte de concentrations en nitrate avec uniquement les apports de la Loire le 25/02/2003 ($\mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$)

3.9 Comparaison de l'enrichissement entre la Rade de Brest et la Baie de Douarnenez

3.9.1 Méthode de calcul

Nous avons effectué une moyenne journalière des apports en nitrate issus de quatre groupes de rivières différents dans deux volumes distincts : la Baie de Douarnenez et la Rade de Brest. Ces 4 groupes correspondent à 4 traceurs différents. Les 4 groupes de rivières sont :

- La Loire
- La Vilaine
- Les rivières de la Rade de Brest (Elorn, Aulne et Mignonne)
- Les autres rivières (dont les rivières situées en Baie de Douarnenez)

Les deux baies ont un fonctionnement hydrodynamique radicalement différent, la Rade de Brest communique avec l'océan par un étroit goulet et présente de forts courants de marée tandis que la baie de Douarnenez est une baie très ouverte sur la mer d'Iroise avec des courants faibles. La figure 3.33 présente les deux baies ainsi que la délimitation des deux zones de calcul.

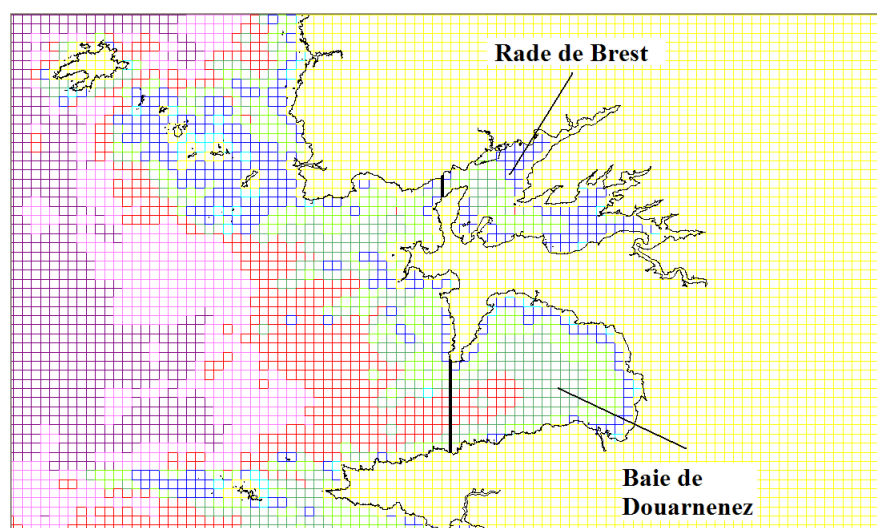


FIG. 3.33: Situation géographique et découpage de la Baie de Douarnenez et de la Rade de Brest

Le calcul a été effectué en prenant la moyenne sur toutes les mailles délimitées dans la figure 3.33 et sur les 10 niveaux sigmas. Cette moyenne a été calculée de manière journalière. La période présentée ici couvre les années 2001 et 2002.

3.9.2 Résultats et analyse

Les figures 3.34 et 3.35 montrent l'évolution au cours des années 2001-2002 des teneurs en nitrate des deux baies issus des 4 sources présentées ci-dessus. Il faut tout d'abord remarquer les différences de concentrations en nitrate total entre les deux zones : $25 \mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$ environ en moyenne pour la Rade de Brest contre $5 \mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$ pour la Baie de Douarnenez, les apports sont plus importants en Rade de Brest qu'en Baie de Douarnenez. Ensuite, ces graphiques montrent une grande différence dans l'origine des apports : 84% des apports en nitrate dans la Rade de Brest proviennent de l'Elorn, de l'Aulne et de la Mignonne tandis que la majeure partie du nitrate qui enrichit la baie de Douarnenez provient de la Loire et de la Vilaine (82%).

Ces deux graphiques soulignent les faibles niveaux d'enrichissement en Baie de Douarnenez, mais aussi le rôle important de la Loire et de la Vilaine dans les apports, contrairement à la Rade de Brest où les apports sont majoritairement d'origine locale.

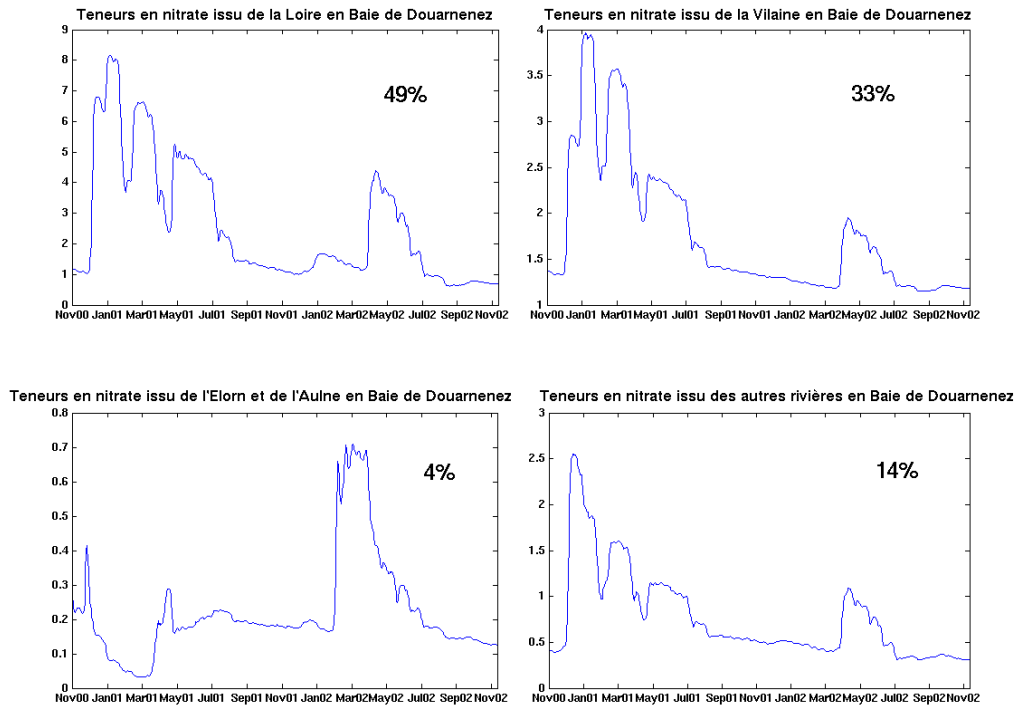


FIG. 3.34: Evolution au cours des années 2001-2002 des teneurs en nitrate de la baie de Douarnenez ($\mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$) issues de diverses sources. Les pourcentages représentent les contributions de chaque source.

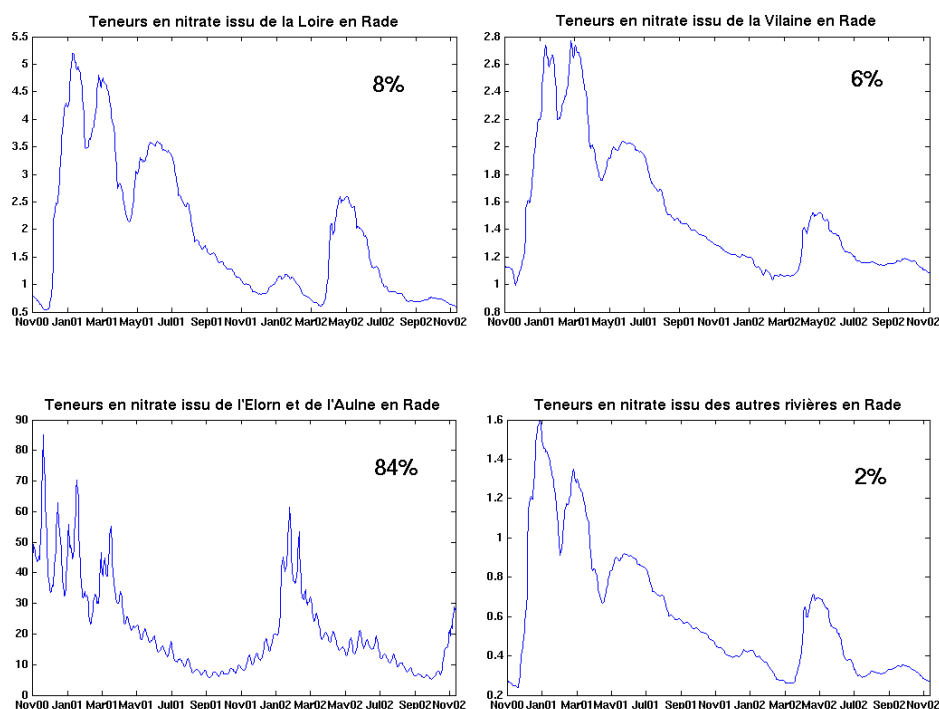


FIG. 3.35: Evolution au cours des années 2001-2002 des teneurs en nitrate de la Rade de Brest ($\mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$) issus de diverses sources. Les pourcentages représentent les contributions de chaque source.

3.10 Détermination des zones impactées par les panaches des fleuves bretons

3.10.1 Objectif

Comme nous l'avons vu précédemment, la connaissance de l'extension du panache d'un fleuve est importante pour connaître l'impact de ses rejets en nutriment sur l'environnement proche. De plus, cette zone d'influence permet de délimiter une zone de calcul sur laquelle on peut évaluer l'effet d'une réduction de la concentration en nitrate par exemple. C'est dans cette optique que ce modèle a été utilisé pour calculer la zone d'influence des principales rivières bretonnes ; ce travail est détaillé dans une étude subventionnée par la Région Bretagne et l'Agence de l'Eau Loire Bretagne (Dussauze et al., 2008).

3.10.2 Méthode de calcul

La technique déjà détaillée pour l'étude de l'influence de la Loire et de la Vilaine a été appliquée par Dussauze et Ménesguen (2008) à chaque rivière, associée à un traceur

différent. Toutefois, ici la concentration du traceur rejeté par chaque rivière a été fixée à 1. Ainsi, les cartes obtenues montrent le degré de dilution du panache et permettent de visualiser ainsi l'extension de chaque panache. Les calculs ont été faits pour les 36 bassins versants présentés sur les tableaux 2.1 page 49 et 2.2 page 48.

Pour obtenir une meilleure finesse dans les résultats 6 modèles de résolution plus fine (maille de 500m) ont été mis au point (3.36).

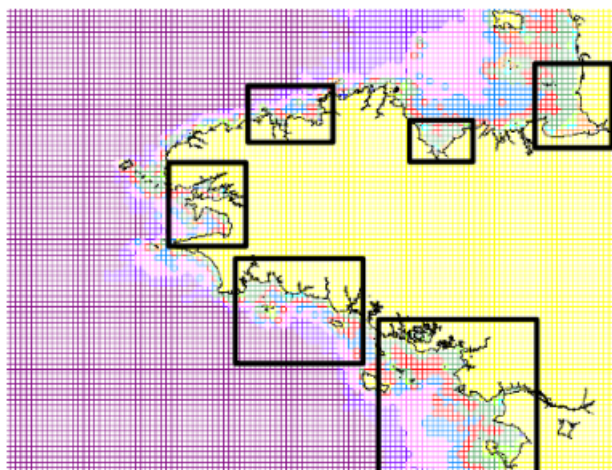


FIG. 3.36: Position et emprise des zooms de rang2

3.10.3 Résultats

Ici sont présentés les résultats d'extension des panaches sur deux bassins versants.

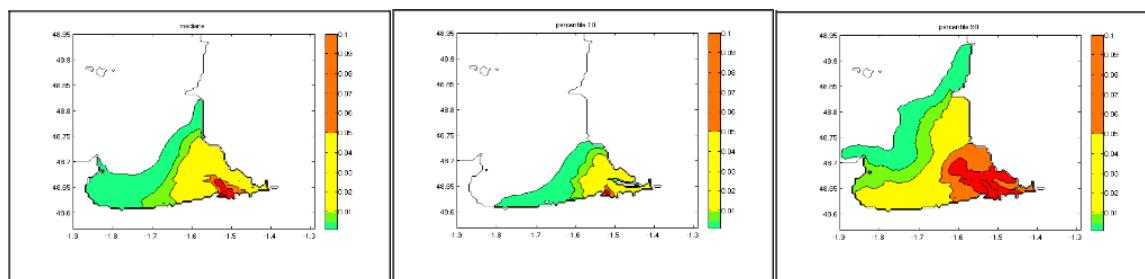


FIG. 3.37: De gauche à droite, médiane, percentile 10 et 90 de la concentration d'un traceur issu du Couesnon

Sur ces cartes on peut voir que le panache du Couesnon est limité à la baie du Mont Saint Michel. La différence d'extension entre le débit d'étiage et le débit de crue du Couesnon n'est pas importante.

A l'inverse le Blavet présente des différences très importantes entre l'extension du panache correspondant au débit d'étiage (quantile 10) et celui correspondant au débit de crue (quantile 90).

3 Modélisation hydrodynamique grâce au modèle MARS 3D

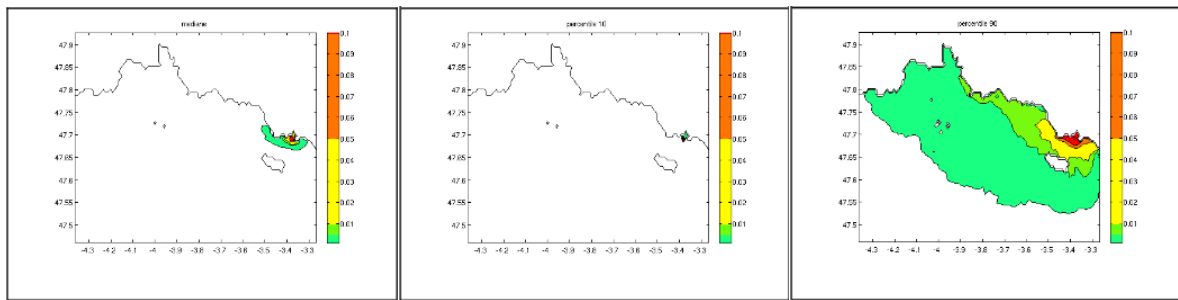


FIG. 3.38: De gauche à droite, médiane, percentile 10 et 90 de la concentration d'un traceur issu du Blavet

4 Modélisation bio-géochimique

4.1 Introduction

Au code hydrodynamique du modèle MARS 3D est couplé le modèle biogéochimique de Ménesguen et al. (2006). Le modèle biogéochimique qui a été utilisé pour ce travail est issu d'une suite de développements successifs. C'est un modèle de type NPZD (Nutriments, Phytoplancton, Zooplancton, Detritiques) qui a été repris et amélioré par de nombreux chercheurs à l'Ifremer. Ainsi, ce modèle a été appliqué sur la Manche (Hoch et Ménesguen 1997; Ménesguen et Hoch 1997; Vanhoute-Brunier et al. 2008), sur la baie de Seine (Cugier et al. 2005) et sur le golfe de Gascogne (Loyer et al. 2001; Huret 2005).

Le modèle biogéochimique utilisé ici ne comporte pas de compartiment sédimentaire. Notre travail ayant fait l'objet d'une des premières applications couplées avec la nouvelle version de MARS3D (apparue en début 2007), le compartiment sédimentaire n'était pas opérationnel.

Deux versions différentes du modèle biologique ont été utilisées selon l'emprise et l'objectif de modélisation :

- Une version nominale
- Une version avec Pseudo-Nitzschia

Deux modules supplémentaires ont été ajoutés :

- Un module calculant l'évolution de la concentration en oxygène dissous
- Un module permettant de tracer une source d'azote au sein du cycle biologique

On verra successivement la description du modèle nominal, de la variable oxygène, du modèle Pseudo-Nitzschia et de la technique de traçage de l'azote. Ensuite nous aborderons la calibration et la validation du modèle biogéochimique, suivies d'une analyse des résultats des différents modèles.

4.2 Description du modèle nominal

4.2.1 Schéma

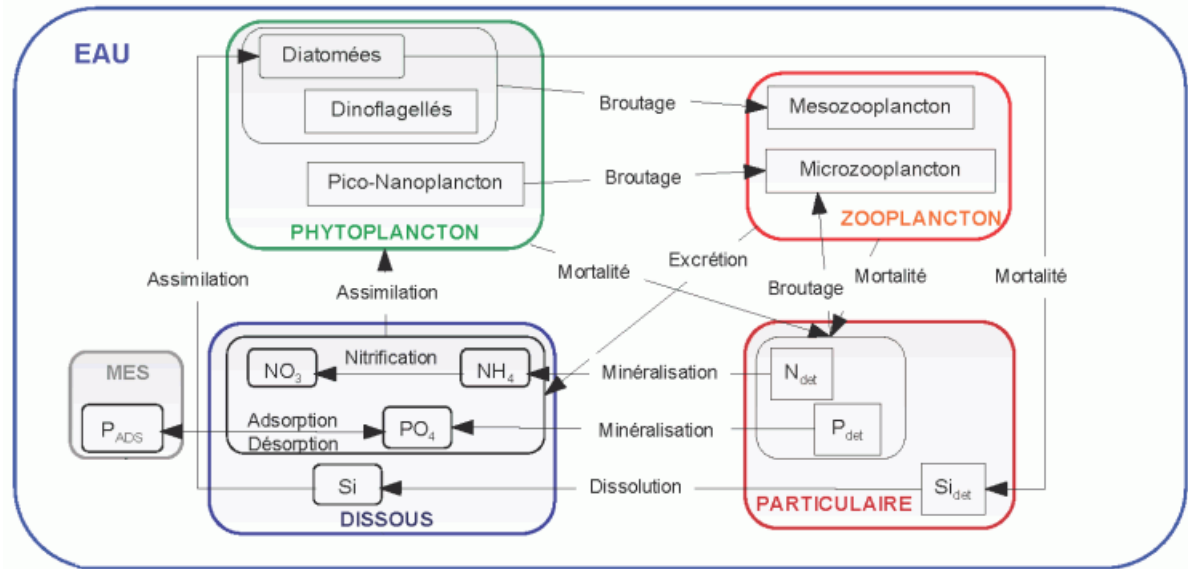


FIG. 4.1: Shéma fonctionnel du modèle biogéochimique

Le modèle biogéochimique nominal prend en compte les cycles de l'azote, du phosphore et du silicium. Ainsi quatre nutriments dissous différents sont pris en compte :

- Le nitrate
- L'ammonium
- Le phosphate
- Le silicate

Le modèle comporte trois groupes de phytoplancton (deux groupes de microphytoplancton et un groupe rassemblant les nano et les pico phytoplanctons) et deux groupes de zooplancton. Les trois groupes de phytoplancton sont :

- Les diatomées
- Les dinoflagellés
- Le pico-nanophytoplancton

Les deux types de zooplancton sont :

- Le microzooplancton
- Le mésozooplancton

Le pico-nanophytoplancton et les dinoflagellés consomment du nitrate, de l'ammonium et du phosphate. Les diatomées, phytoplancton siliceux, consomment en plus du silicate. Le pico-nanophytoplancton est un phytoplancton de petite taille, à croissance rapide, qui se développe préférentiellement dans les zones pauvres en sel nutritif. Il est consommé par le microzooplancton, qui consomme également de la matière organique particulaire. Les diatomées et les dinoflagellés, qui représentent la majeure

partie de la biomasse phytoplanctonique, sont consommés par le mesozooplancton. Les trois groupes de phytoplancton ont ainsi des caractéristiques différentes et permettent de reproduire les successions phytoplanctoniques observées au cours de l'année. Le groupe des diatomées est le seul groupe à présenter une vitesse de chute. On considère que les deux autres groupes possèdent la capacité de se maintenir dans la colonne d'eau.

Le modèle comporte 3 classes de matière détritique particulière :

- L'azote détritique
- Le phosphore détritique
- La silice détritique

En plus de ces variables une dernière variable prend en compte les phénomènes d'adsorption-désorption du phosphore sur la matière en suspension : la variable phosphate adsorbé.

Le tableau 4.1 montre la liste des différentes variables d'état qui composent le modèle biogéochimique nominal, avec les unités correspondantes.

Nom	Unité
Nitrate	$\mu\text{molN} \cdot \text{l}^{-1}$
Ammonium	$\mu\text{molN} \cdot \text{l}^{-1}$
Silicate	$\mu\text{molSi} \cdot \text{l}^{-1}$
Phosphate	$\mu\text{molP} \cdot \text{l}^{-1}$
Azote des diatomées	$\mu\text{molN} \cdot \text{l}^{-1}$
Azote des dinoflagellés	$\mu\text{molN} \cdot \text{l}^{-1}$
Azote du nano/pico phytoplancton	$\mu\text{molN} \cdot \text{l}^{-1}$
Azote détritique	$\mu\text{molN} \cdot \text{l}^{-1}$
Silice détritique	$\mu\text{molSi} \cdot \text{l}^{-1}$
Phosphore détritique	$\mu\text{molP} \cdot \text{l}^{-1}$
Phosphate adsorbé	$\mu\text{molP} \cdot \text{l}^{-1}$
Microzooplancton	$\mu\text{gC} \cdot \text{l}^{-1}$
Mesozooplancton	$\mu\text{gC} \cdot \text{l}^{-1}$

TAB. 4.1: Liste des variables d'état du modèle biogéochimique nominal

Les conditions aux limites pour les variables biologiques proviennent de climatologies mensuelles pour les nutriments et de climatologies satellitaires pour les concentrations en phytoplancton. Les concentrations aux limites en zooplancton ont été fixées à une valeur constante tout au long de l'année.

De la même manière que dans Huret (2005), la concentration en matière en suspension (MES) est un compromis entre la modélisation de la dispersion de la MES apportée par les fleuves et l'utilisation de climatologies satellitaires là où le modèle sous-estime la concentration en MES. La concentration de la matière en suspension prise en compte par le modèle est, pour chaque maille, le maximum de la valeur satellitaire climatologique et de la valeur simulée à partir de la décantation des apports des fleuves.

4.2.2 Equations

Les équations du modèle biologique ont été décrites dans Ménesguen et al. (2006). Toutefois, des variables biologiques ont été rajoutées et certaines formulations ont été changées.

La formulation de la limitation par la lumière est légèrement différente : on a pris la formulation de Smith pour les 3 groupes de phytoplancton :

$$f_L = \int_{zmin}^{zmax} \frac{\frac{I_z}{I_k}}{\left(1 + \left(\frac{I_z}{I_k}\right)^2\right)^{\frac{1}{2}}} dz$$

avec :

$I_z = I_{surf} \exp(-K_z z)$ le flux lumineux à la profondeur z (en Wm^{-2}), I_{surf} le flux lumineux en surface.

$K_z = k_{eau} + k_1 \cdot (CHLA)^{k_2} + k_{MES} \cdot MES$ le coefficient d'extinction lumineuse.

Avec $CHLA$ la concentration en chlorophylle-a dans l'eau et MES la concentration en matières en suspension minérales.

L'effet de la température est introduit par une loi du Q_{10} égale à 2 :

$$f_T = \exp(k_t T)$$

où $k_t = 0,07$ ($^{\circ}C^{-1}$)

Pour le silicium et le phosphore la limitation de la croissance est une fonction du type Michaelis-Menten :

$$f_{Nut} = \frac{Nut}{Nut + K_{Nut}}$$

Où Nut est la concentration du nutriment considéré et K_{Nut} est la constante de demi-saturation pour chaque nutriment et chaque phytoplancton (Voir le tableau des paramètres 4.3).

Pour le nitrate et l'ammonium la limitation de chaque nutriment est aussi une fonction du type Michaelis-Menten :

$$f_{NO_3} = \frac{NO_3}{NO_3 + K_{minNO_3} + NH_4 \frac{K_{minNO_3}}{K_{minNH_4}}}$$

$$f_{NH_4} = \frac{NH_4}{NH_4 + K_{minNH_4} + NO_3 \frac{K_{minNH_4}}{K_{minNO_3}}}$$

Avec K_{minNO_3} et K_{minNH_4} les constantes de demi-saturation pour, respectivement le nitrate et l'ammonium.

On a ainsi la fonction de limitation concernant l'azote :

$$f_N = f_{NO_3} + f_{NH_4}$$

La croissance de chaque phytoplancton est ainsi contrôlée par :

$$f_{lim} = \min(f_N, f_L, f_{Si}, f_P) \text{ pour les diatomées}$$

$$f_{lim} = \min(f_N, f_L, f_P) \text{ pour les autres groupes de phytoplanctons.}$$

Le mesozooplancton capture les diatomées avec une efficacité de 100%, les dinoflagellés avec une efficacité de 10%, et le microzooplancton avec une efficacité de 70% :

4 Modélisation bio-géochimique

$$capture_{mesozoo} = \max(DIAT + 0,1 \cdot DINO + 0,7 \cdot MICROZOO - Th_{mesozoo})$$

Où $Th_{mesozoo}$ est le seuil de prédation du mesozooplancton.

Le broutage est défini selon une formulation d'Ivlev :

$$broutage_{meso} = MESOZOO \cdot \mu_{maxmesozoo} \cdot f_T \cdot \frac{(1 - \exp(-\gamma_{zoo} \cdot capture_{mesozoo}))}{DIAT + 0,1 \cdot DINO + 0,7 \cdot MICROZOO}$$

Mortalité du mesozooplancton :

$$mort_{mesozoo} = \max(m_{mesozoo} f_T, m_{biozoo} \cdot f_T \cdot MESOZOO)$$

Le microzooplancton capture le nanoplancton avec une efficacité de 100% et la matière organique détritique avec une efficacité de 80% :

$$capture_{microzoo} = NANO + 0,8 \cdot \min(N_{org}, P_{org} r_{N:P})$$

On définit le broutage selon une fonction de type Michaëlis-Menten :

$$broutage_{micro} = \frac{capture_{microzoo}}{capture_{microzoo} + K_{microzoo}} \frac{MICROZOO \cdot \mu_{maxmicrozoo} \cdot f_T}{NANO + 0,8 \cdot \min(N_{org}, P_{org} r_{N:P})}$$

On a ci-dessous l'ensemble des équations du modèle biologique nominal :

Pour NO_3 :

$$\begin{aligned} \frac{dNO_3}{dt} = & k_{nitri} f_T \cdot NH_4 - \left(\mu_{maxdiat} \cdot f_T \cdot f_{lim} \frac{f_{NO_3}}{f_N} \cdot DIAT + \right. \\ & \mu_{maxdino} \cdot f_T \cdot f_{lim} \frac{f_{NO_3}}{f_N} \cdot DINO + \\ & \left. \mu_{maxnano} \cdot f_T \cdot f_{lim} \frac{f_{NO_3}}{f_N} \cdot NANO \right) \end{aligned}$$

Pour NH_4 :

$$\begin{aligned} \frac{dNH_4}{dt} = & k_{minN} \cdot f_T \cdot N_{det} - \left(\mu_{maxdiat} \cdot f_T \cdot f_{lim} \frac{f_{NH_4}}{f_N} \cdot DIAT + \right. \\ & \mu_{maxdino} \cdot f_T \cdot f_{lim} \frac{f_{NH_4}}{f_N} \cdot DINO + \\ & \left. \mu_{maxnano} \cdot f_T \cdot f_{lim} \frac{f_{NH_4}}{f_N} \cdot NANO \right) - k_{nitri} f_T \cdot NH_4 \\ & + (e_{microzoo} \cdot MICROZOO + e_{mesozoo} \cdot MESOZOO) \cdot r_{zooN:C} \end{aligned}$$

Pour $Si(OH)_4$:

$$\frac{dSi}{dt} = k_{diss} \cdot f_T \cdot Si_{part} - r_{Si:N} \cdot \mu_{maxDIAT} \cdot f_T \cdot f_{lim} \cdot DIAT$$

Pour PO_4 :

4 Modélisation bio-géochimique

$$\begin{aligned} \frac{dP}{dt} = & k_{adsorp} (Q_{0max} \cdot X_{SM} - P_{adsb}) P + k_{desorp} \frac{P_{adsb}}{Q_{0max} \cdot X_{SM}} P_{adsb} + k_{minP} \cdot f_T \cdot P_{org} + \\ & r_{P:N} (r_{N:dwzoo} \cdot f_T (e_{microzoo} \cdot MICROZOO + e_{mesozoo} \cdot MESOZOO) - \\ & (\mu_{maxdiat} \cdot f_T \cdot f_{lim} \cdot DIAT + \mu_{maxdino} \cdot f_T \cdot f_{lim} \cdot DINO + \mu_{maxnano} \cdot f_T \cdot f_{lim} \cdot NANO)) \end{aligned}$$

Pour le phosphore adsorbé :

$$\frac{dP_{adsb}}{dt} = k_{adsorp} (Q_{0max} \cdot X_{SM} - P_{adsb}) - k_{desorp} \frac{P_{adsb}}{Q_{0max} \cdot X_{SM}} P_{adsb}$$

Pour l'azote des diatomées :

$$\begin{aligned} \frac{dDIAT}{dt} = & DIAT \cdot f_T (\mu_{maxdiat} \cdot f_{lim} - m_{diat}) \\ & - DIAT \cdot broutage_{meso} \cdot r_{zooN:C} \end{aligned}$$

Pour l'azote des dinoflagellés :

$$\begin{aligned} \frac{dDINO}{dt} = & DINO \cdot f_T (\mu_{maxdino} \cdot f_{lim} - m_{dino}) \\ & - 0,1 \cdot DINO \cdot broutage_{meso} \cdot r_{zooN:C} \end{aligned}$$

Pour l'azote du pico-nanophytoplancton :

$$\begin{aligned} \frac{dNANO}{dt} = & NANO \cdot f_T (\mu_{maxnano} \cdot f_{lim} - m_{nano}) \\ & - NANO \cdot broutage_{micro} \cdot r_{zooN:C} \end{aligned}$$

Pour l'azote détritique :

4 Modélisation bio-géochimique

$$\begin{aligned}
\frac{dN_{org}}{dt} = & m_{diat} \cdot f_T \cdot DIAT + m_{dino} \cdot f_T \cdot DINO + m_{nano} \cdot f_T \cdot NANO - k_{minN} \cdot f_T \cdot N_{org} \\
& + \left(\mu_{maxmicrozoo} \cdot f_T \frac{capture_{microzoo}}{capture_{microzoo} + K_{microzoo}} (1 - Ass_{microzoo}) + m_{microzoo} \right) \cdot \\
& MICROZOO \cdot r_{zooN:C} - broutage_{micro} \cdot 0,8 \cdot N_{org} \cdot r_{zooN:C} + \\
& (\mu_{maxmesozoo} (1 - \exp(-\gamma_{zoo} \cdot capture_{mesozoo})) (1 - Ass_{mesozoo}) \\
& + m_{mesozoo}) \cdot MESOZOO \cdot r_{zooN:C}
\end{aligned}$$

Pour le phosphore détritique :

$$\begin{aligned}
\frac{dP_{org}}{dt} = & r_{P:N} (m_{diat} \cdot f_T \cdot DIAT + m_{dino} \cdot f_T \cdot DINO + m_{nano} \cdot f_T \cdot NANO - k_{minP} \cdot f_T \cdot P_{org} \\
& + \left(\mu_{maxmicrozoo} \cdot f_T \frac{capture_{microzoo}}{capture_{microzoo} + K_{microzoo}} (1 - Ass_{microzoo}) + m_{microzoo} \right) \cdot \\
& MICROZOO \cdot r_{zooN:C} - broutage_{micro} \cdot 0,8 \cdot N_{org} \cdot r_{zooN:C} + \\
& (\mu_{maxmesozoo} \cdot f_T (1 - \exp(-\gamma_{zoo} \cdot capture_{mesozoo})) (1 - Ass_{mesozoo}) \\
& + m_{mesozoo}) \cdot MESOZOO \cdot r_{zooN:C}
\end{aligned}$$

Pour la silice détritique :

$$\begin{aligned}
\frac{dSi_{org}}{dt} = & m_{diat} \cdot f_T \cdot r_{Si:N} \cdot DIAT - k_{diss} \cdot f_T \cdot Si_{org} - r_{Si:N} \cdot r_{zooN:C} \\
& \cdot DIAT \cdot broutage_{meso}
\end{aligned}$$

Pour le mesozooplancton :

$$\begin{aligned}
\frac{dMESOZOO}{dt} = & ((\mu_{maxmesozoo} \cdot f_T \cdot (1 - \exp(-\gamma_{zoo} \cdot capture_{mesozoo}))) \cdot Ass_{mesozoo} \\
& - e_{mesozoo} - mort_{mesozoo}) \cdot MESOZOO
\end{aligned}$$

Pour le microzooplancton :

4 Modélisation bio-géochimique

$$\begin{aligned} \frac{dMICROZOO}{dt} = & \left(\mu_{maxmicrozoo} \cdot f_T \cdot \frac{capture_{microzoo}}{capture_{microzoo} + K_{microzoo}} Ass_{microzoo} - \right. \\ & \left. e_{microzoo} - m_{microzoo} \right) \cdot MICROZOO \\ & - broutage_{meso} \cdot 0,7 \cdot MICROZOO \end{aligned}$$

4 Modélisation bio-géochimique

4.2.3 Paramètres

Symbole	Description	Unité	Valeur	Référence
Paramètres globaux				
$r_{Si:N}$	Rapport Si :N	$mol \cdot mol^{-1}$	0,75	Aminot et al. (1997)
$r_{N:P}$	Rapport P :N	$mol \cdot mol^{-1}$	0,0625	Redfield et al. (1963)
$r_{C:N}$	Rapport C :N du phytoplancton	$mol \cdot mol^{-1}$	6,625	Redfield et al. (1963)
$r_{zooC:N}$	Rapport C :N du zooplancton	$mol \cdot mol^{-1}$	5,45	LL93
$r_{N:Chla}$	Rapport N :Chla	$\mu mol \cdot \mu g_{Chla}^{-1}$		
Paramètres optiques				
k_{EAU}	Coefficient d'extinction de l'eau	m^{-1}	0.04	Gohin et al. (2005)
k_1	Premier coefficient d'extinction de la chlorophylle	$m^{-1} \cdot mg^{-1} \cdot l$	0.09	Gohin et al. (2005)
k_2	Deuxième coefficient d'extinction de la chlorophylle	su	0.75	Gohin et al. (2005)
k_{MES}	Coefficient d'extinction de la MES	$m^{-1} \cdot mg^{-1} \cdot l$	0,07	Gohin et al. (2005)
Diatomées				
$\mu_{maxdiat}$	Taux de croissance maximum à 0°C	j^{-1}	0,5	calibration
I_{Kdiat}	Intensité lumineuse I_k	$W \cdot m^{-2}$	50	Cugier (1999)
K_{NO_3diat}	Cste de demi-saturation pour l'assimilation du nitrate	$\mu mol \cdot l^{-1}$	2,0	Andersen et Nival (1989)
K_{NH_4diat}	Cste de demi-saturation pour l'assimilation de l'ammonium	$\mu mol \cdot l^{-1}$	1,5	Loyer (2001)
K_{Si}	Cste de demi-saturation pour l'assimilation des silicates	$\mu mol \cdot l^{-1}$	1,0	Paasche (1973)
K_{Pdiat}	Cste de demi-saturation pour l'assimilation du phosphate	$\mu mol \cdot l^{-1}$	0,15	Aksnes et al. (1995)
m_{diat}	Taux de mortalité à 0°C	j^{-1}	0,03	calibration
Dinoflagellés				
$\mu_{maxdino}$	Taux de croissance maximum à 0°C	j^{-1}	0,3	Cugier (1999)
I_{Kdino}	Intensité lumineuse I_k	$W \cdot m^{-2}$	65	Cugier (1999)
K_{NO_3dino}	Cste de demi-saturation pour l'assimilation du nitrate	$\mu mol \cdot l^{-1}$	3,8	Loyer (2001)
K_{NH_4dino}	Cste de demi-saturation pour l'assimilation de l'ammonium	$\mu mol \cdot l^{-1}$	0,9	Loyer (2001)
K_{Pdino}	Cste de demi-saturation pour l'assimilation du phosphate	$\mu mol \cdot l^{-1}$	0,08	Aksnes et al. (1995)
m_{dino}	Taux de mortalité à 0°C	j^{-1}	0,04	Cugier (1999)
Pico-nanophytoplancton				
$\mu_{maxnano}$	Taux de croissance maximum à 0°C	j^{-1}	0,8	Loyer (2001)
I_{knano}	Intensité lumineuse I_k	$W \cdot m^{-2}$	58	Loyer (2001)
K_{NO_3nano}	Cste de demi-saturation pour l'assimilation du nitrate	$\mu mol \cdot l^{-1}$	0,1	Loyer (2001)
K_{NH_4nano}	Cste de demi-saturation pour l'assimilation de l'ammonium	$\mu mol \cdot l^{-1}$	0,05	Loyer (2001)
K_{Pnano}	Cste de demi-saturation pour l'assimilation du phosphate	$\mu mol \cdot l^{-1}$	0,05	Tyrrel et Taylor (1996)
m_{nano}	Taux de mortalité à 0°C	j^{-1}	0,1	Tyrrel et Taylor (1996)
Mesozooplancton				

4 Modélisation bio-géochimique

Symbole	Description	Unité	Valeur	Référence
$\mu_{maxmesozoo}$	Taux de croissance maximum à 0°C	j^{-1}	0,3	Hoch (1998)
$Th_{mesozoo}$	Seuil de prédation	$\mu mol N \cdot l^{-1}$	0,75	Vanhoutte-Brunier (2008)
γ_{zoo}	Pente de la fonction d'Ivlev	$l \cdot \mu g^{-1}$	0,15	Vanhoutte-Brunier (2008)
$e_{mesozoo}$	Taux d'excretion	j^{-1}	0,03	Hoch (1998)
$m_{mesozoo}$	Taux de mortalité à 0°C	j^{-1}	0,03	Cugier et al. (2005)
$m_{fbiozoo}$	Taux de mortalité à 0°C dépendant de la biomasse	$j^{-1} \cdot \mu g^{-1} \cdot l$	0,0006	Cugier et al. (2005)
Microzooplankton				
$\mu_{maxmicrozoo}$	Taux de croissance maximum à 0°C	j^{-1}	0,3	Hoch (1998)
$K_{microzoo}$	Constante de demi-saturation	$\mu mol N \cdot l^{-1}$	0,5	Vanhoutte-Brunier (2008)
$e_{microzoo}$	Taux d'excretion	j^{-1}	0,1	Hoch (1998)
$m_{microzoo}$	Taux de mortalité à 0°C	j^{-1}	0,02	Hoch (1998)
Matières détritiques				
k_{adsorp}	Taux d'adsorption du phosphore	j^{-1}	0,12	Andrieux-Loyer et Aminot (2001)
k_{desorp}	Taux de désorption du phosphore	$j^{-1} \cdot l \cdot \mu mol^{-1}$	2,4	Andrieux-Loyer et Aminot (2001)
Q_{0max}	Capacité d'adsorption maximal du phosphore	$\mu mol \cdot g^{-1}$	7,0	Andrieux-Loyer et Aminot (2001)
k_{minN}	Taux de reminéralisation de l'azote détritique à 0°C	j^{-1}	0,025	Vanhoutte-Brunier (2008)
k_{nitrif}	Taux de nitrification à 0°C	j^{-1}	0,02	Chapelle (1995)
k_{minP}	Taux de reminéralisation du phosphore détritique à 0°C	j^{-1}	0,15	Hoch (1995)
k_{diss}	Taux de dissolution de la silice à 0°C	j^{-1}	0,005	Cugier (1999)

TAB. 4.3: Paramètres du modèle biologique nominal

4.3 Description de la variable oxygène

4.3.1 Présentation

L'oxygène est présent sous forme dissoute dans l'eau. C'est une molécule indispensable pour la faune aquatique en général. Les peuplements benthiques sont les plus vulnérables à la baisse de la concentration en oxygène dissous dans l'eau. Comme déjà évoqué, la baie de Vilaine est sensible au phénomène d'hypoxie. A la suite des événements de 1982 en baie de Vilaine, Chapelle et al. (1994) ont développé un modèle calculant la concentration en oxygène dissous. Ce sont les mêmes équations que nous avons introduites dans notre modèle.

4.3.2 Equations

L'ensemble des équations et des paramètres ci-dessous sont décrits dans Chapelle et al. (1994).

Le calcul de la variation de la concentration en oxygène prend en compte la production d'oxygène par la photosynthèse du phytoplancton :

$$O_{2photo} = Q_{\varphi} \cdot r_{O_2}^{photo} \cdot (DIAT \cdot f_T \cdot \mu_{maxdiat} \cdot f_{lim} + DINO \cdot f_T \cdot \mu_{maxdino} \cdot f_{lim} + NANO \cdot f_T \cdot \mu_{maxnano} \cdot f_{lim})$$

La capacité de saturation de l'eau en oxygène, qui dépend de la température et de la salinité de l'eau, est calculée par cette formule :

$$O_{2sat} = 1,429 \cdot \exp(gst)$$

Avec :

$$gst = -173,4292 + 249,6329 \cdot \frac{100}{T_{abs}} + 143,3483 \cdot \log\left(\frac{T_{abs}}{100}\right) - 21.8492 \cdot \frac{T_{abs}}{100} + S \cdot \left(-0,033096 + 0,014259 \cdot \frac{T_{abs}}{100} - 0,0017 \cdot \left(\frac{T_{abs}}{100}\right)^2\right)$$

Où T_{abs} est la température absolue en *Kelvin*

et S est la salinité de l'eau en kg/m^3

La réoxygénation par les processus physiques d'agitation de la surface de l'eau est fonction de la vitesse du vent :

$$O_{2air} = \frac{0,64 + 0,0256 \cdot \left(\frac{vent}{0,447}\right)^2}{\varepsilon_{O_2} \cdot (O_{2sat} - O_2)}$$

En surface uniquement, avec *vent* : la vitesse du vent à 10 m au dessus de la mer.

4 Modélisation bio-géochimique

La perte d'oxygène dans l'eau dépend de la respiration du phytoplancton et du zooplancton, ainsi que des processus de reminéralisation et de nitrification :

$$\begin{aligned}
O_{2pert} = & (0,01 + (1 - f_{Ldiat}) \cdot 0,1) \cdot DIAT \cdot r_{O_2}^{photo} \\
& + (0,01 + (1 - f_{Ldino}) \cdot 0,1) \cdot DINO \cdot r_{O_2}^{photo} \\
& + (0,01 + (1 - f_{Lnano}) \cdot 0,1) \cdot NANO \cdot r_{O_2}^{photo} \\
& + \varphi_{respzoo} \cdot (MESOZOO + MICROZOO) \\
& + k_{minN} \cdot f_T \cdot N_{org} \cdot r_{O_2}^{photo} + k_{nitri} \cdot f_T \cdot NH_4 \cdot r_{O_2}^{nit}
\end{aligned}$$

Au final la variation de la concentration en oxygène est calculée ainsi :

$$\frac{dO_2}{dt} = O_{2photo} + O_{2air} - O_{2pert}$$

4.3.3 Paramètres

Symbole	Description	Unité	Valeur	Référence
Q_φ	Quotient photosynthétique	<i>su</i>	2,0	Chapelle (1991)
$\varphi_{respzoo}$	Taux de respiration du zooplancton	$mg_{O_2} \cdot \mu mol_N^{-1} \cdot j^{-1}$	0,084	Chapelle (1991)
ε_{O_2}	Epaisseur d'eau intervenant dans les échanges air-eau	<i>m</i>	7	Cugier (1999)
$r_{O_2}^{photo}$	Rapport stoechiométrique $\frac{O_2}{N}$ dans la photosynthèse	$mg \cdot \mu mol^{-1}$	0,212	Chapelle (1991)
$r_{O_2}^{nit}$	Rapport stoechiométrique $\frac{O_2}{N}$ dans la nitrification	$mg \cdot \mu mol^{-1}$	0,064	Chapelle (1991)

TAB. 4.4: Tableau des paramètres de la variable oxygène

4.4 Description du modèle Pseudo-Nitzschia

Le genre Pseudo-Nitzschia appartient au groupe des diatomées. Il existe de nombreuses espèces de Pseudo-Nitzschia dont la détermination est souvent difficile. Certaines espèces de Pseudo-Nitzschia sont réputées pour être toxiques. En effet, Pseudo-Nitzschia a la capacité de synthétiser une toxine : l'acide domoïque identifié par Wright et al. (1989). Cette toxine est responsable du syndrome ASP (Amnesic Shellfish Poisoning). L'acide domoïque est thermostable, la toxine résiste donc bien aux fortes températures et n'est pas détruite lors de la cuisson des coquillages. Les premiers cas d'intoxication ont eu lieu au Canada : 145 personnes furent touchées et 4 sont mortes. Les symptômes sont des troubles digestifs, neurologiques et des pertes de mémoire qui

peuvent être temporaires, voire permanentes. La toxine se trouve essentiellement dans les bivalves (moules, coquilles Saint-Jacques, palourdes, coques, couteaux, ...), mais elle peut aussi s'accumuler dans d'autres types d'organismes comme les anchois.

Avant 2000, très peu de cas de présence d'acide domoïque ont été rapportés en France. En mai 2000, les taux de toxine mesurés dans les coquilles Saint Jacques ont dépassé le seuil sanitaire à la pointe de la Bretagne avec un maximum de $53\mu g \cdot g_{chair}^{-1}$. En novembre 2004, le seuil sanitaire a été dépassé en baie de Seine et en Rade de Brest dans les coquilles Saint-Jacques. La toxine met longtemps à disparaître, ce qui induit de grosses nuisances sur les activités conchylicoles car les périodes d'interdiction de consommation peuvent s'étaler sur plusieurs mois.

Toutefois la présence de *Pseudo-Nitzschia* n'implique pas nécessairement une production d'acide domoïque. Le genre *Pseudo-Nitzschia* est une diatomée, qui s'entoure donc d'une frustule composée de silice. Pour cela, elle puise du silicate dans l'eau de mer, la frustule grandit avec la taille de la diatomée. De nombreuses études (Pan et al., 1996 ; Fehling et al., 2004 ; Davidson et Fehling, 2006 ; ...) ont mis en évidence le rôle du silicium dans la production d'acide domoïque, plus exactement le rôle du rapport $\frac{N}{Si}$. Il est connu que la production de toxine par une cellule phytoplanctonique est une réponse à un stress provoqué par le milieu dans lequel elle vit. Ainsi la production d'acide domoïque serait favorisée lorsque le milieu est carencé en silicium, donc lorsque le rapport $\frac{N}{Si}$ est grand. Le phosphate, dans une moindre mesure, a aussi un rôle dans la dynamique de production de l'acide domoïque. Ainsi, de la même manière que pour le silicium, lorsque le milieu est carencé en phosphate, la cellule produit de l'acide domoïque. L'acide domoïque étant un amino-acide il n'est pas produit lors des conditions de limitation en azote. Au contraire, Bates et al. (1993) ont montré qu'une forte concentration en ammonium ou nitrate dans le milieu favorise la production d'acide domoïque par la cellule.

Le modèle de la croissance et de la toxicité de *Pseudo-Nitzschia* que nous avons utilisé est inspiré du modèle de Davidson et Fehling (2006). Pour cette étude nous avons considéré uniquement l'influence du quota de Silicium dans la production d'acide domoïque, ceci permet de simplifier le modèle. L'influence d'une limitation par le phosphore est moindre (Davidson et Fehling, 2006), mais non négligeable. Toutefois, dans un premier temps nous avons choisi de ne prendre en compte que le quota de silicium de manière à simplifier le modèle et bien comprendre son fonctionnement dans cette configuration. Le tableau 4.5 décrit les trois variables concernant le modèle *Pseudo-Nitzschia*. La figure 4.2 montre le schéma du modèle biologique avec *Pseudo-Nitzschia*.

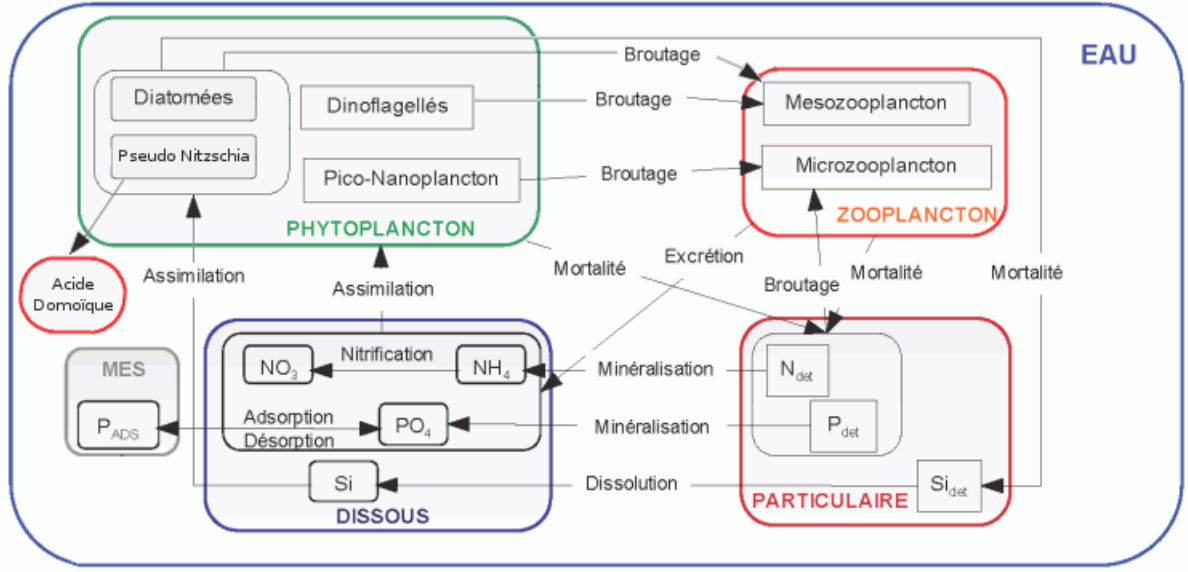


FIG. 4.2: Shéma fonctionnel du modèle biogéochimique

Nom de la variable	Unité
Contenu en azote de Pseudo-Nitzschia	$\mu\text{molN} \cdot \text{l}^{-1}$
Contenu en silicium de Pseudo-Nitzschia	$\mu\text{molSi} \cdot \text{l}^{-1}$
Concentration en acide domoïque	$\mu\text{gAD} \cdot \text{l}^{-1}$

TAB. 4.5: Variables d'état du modèle Pseudo-Nitzschia

4.4.1 Equations du modèle Pseudo-Nitzschia

Le schéma de la figure 4.2 montre que le modèle est globalement identique ; seule l'algue Pseudo-Nitzschia et la variable acide domoïque ont été rajoutées. L'absorption de l'azote et du phosphore est identique à celle des diatomées, décrite au 4.2.2. La dynamique du silicium est différente : nous avons pris en compte un stockage cellulaire, qui influence la production d'acide domoïque.

Les paramètres sont présentés dans le tableau 4.7.

La limitation par la lumière est prise en compte de la même manière que pour les autres groupes de phytoplancton :

$$f_L = \int_{z_{min}}^{z_{max}} \frac{\frac{I_z}{I_k}}{\left(1 + \left(\frac{I_z}{I_k}\right)^2\right)^{\frac{1}{2}}} dz$$

avec :

$I_z = I_{surf} \exp(-K_z z)$ où I_z est le flux lumineux à la profondeur z et I_{surf} le flux lumineux de surface (en Wm^{-2}).

$K_z = k_{eau} + k_1 \cdot (CHLA)^{k_2} + k_{MES} \cdot MES$ le coefficient d'extinction lumineuse.

Avec $CHLA$ la concentration en chlorophylle-a dans l'eau et MES la concentration en matières en suspension minérales.

4 Modélisation bio-géochimique

L'effet de la température est identique :

$$f_T = \exp(k_t T) \text{ où } k_t = 0,07^\circ C^{-1}$$

Pour le phosphore la limitation de la croissance est une fonction du type Michaelis-Menten :

$$f_P = \frac{P}{P + K_{Ppsnz}}$$

Où P est la concentration en phosphate dans l'eau.

Pour le nitrate et l'ammonium la limitation de chaque nutriment est aussi une fonction du type Michaelis-Menten :

$$f_{NO_3} = \frac{NO_3}{NO_3 + K_{NO_3psnz} + NH_4 \frac{K_{NO_3psnz}}{K_{NH_4psnz}}}$$

$$f_{NH_4} = \frac{NH_4}{NH_4 + K_{NH_4psnz} + NO_3 \frac{K_{NH_4psnz}}{K_{NO_3psnz}}}$$

De même qu'au 4.2.2, on a ainsi la fonction de limitation concernant l'azote :

$$f_N = f_{NO_3} + f_{NH_4}$$

La limitation de la croissance par la silice est fonction du quota interne en silicium :

$$f_{Si} = \frac{Q_{SiPSNZ} - q_{minSi}}{K_{Q_{Si}} + Q_{SiPSNZ} - q_{minSi}}$$

Où Q_{SiPSNZ} est le quota interne en silicium :

$$Q_{SiPSNZ} = \frac{PSNZ_{Si}}{PSNZ}$$

La croissance est ainsi contrôlée par :

$$f_{lim} = \min(f_N, f_L, f_{Si}, f_P)$$

L'absorption en silicium est une fonction du type Michaelis-Menten :

$$uptk_{Si} = \frac{V_{maxSi} \cdot Si}{K_{SiPSNZ} + Si}$$

Pseudo-Nitzschia est brouté de la même manière que les diatomées par le mesozooplancton, ainsi :

$$capture_{mesozoo} = \max(DIAT + PSNZ + 0,1 \cdot DINO + 0,7 \cdot MICROZOO - Th_{mesozoo})$$

Où $Th_{mesozoo}$ est le seuil de prédation du mesozooplancton.

Et donc :

$$broutage = \frac{MESOZOO \cdot \mu_{maxmesozoo} \cdot f_T \cdot (1 - \exp(-\gamma_{zoo} \cdot capture_{mesozoo}))}{PSNZ + DIAT + 0,1 \cdot DINO + 0,7 \cdot MICROZOO}$$

Evolution de la concentration en Pseudo-Nitzschia :

$$\frac{dPSNZ}{dt} = PSNZ \cdot (f_{lim} \cdot f_T \cdot \mu_{maxpsnz} - m_{psnz} - broutage \cdot r_{zooN:C})$$

Evolution du quota interne :

$$\frac{dQ_{SiPSNZ}}{dt} = uptk_{Si} - f_{lim} \cdot f_T \cdot \mu_{maxpsnz} \cdot Q_{SiPSNZ}$$

Comme on ne peut transporter des quotas (qui sont des rapports), on est donc obligé

4 Modélisation bio-géochimique

de considérer la masse correspondante, c'est à dire le contenu en silicium du total des Pseudo-Nitzschia. Ainsi l'évolution du contenu en silicium $PSNZ_{Si}$ s'écrit :

$$\frac{dPSNZ_{Si}}{dt} = PSNZ \cdot uptk_{Si} - PSNZ_{Si} \cdot (m_{psnz} + broutage \cdot r_{zooN:C})$$

Car :

$$\text{On a : } Q_{SiPSNZ} = \frac{PSNZ_{Si}}{PSNZ}$$

Donc on peut écrire :

$$dQ_{SiPSNZ} = \frac{dPSNZ_{Si} \cdot PSNZ - PSNZ_{Si} \cdot dPSNZ}{PSNZ^2}$$

On a ainsi :

$$\frac{dPSNZ_{Si}}{dt} = \frac{dQ_{SiPSNZ}}{dt} \cdot PSNZ + \frac{Q_{SiPSNZ}}{PSNZ} \cdot \frac{dPSNZ}{dt}$$

La production d'acide domoïque est contrôlée par le niveau de stress provoqué par la limitation en silicium du milieu. Ainsi Davidson et Fehling (2006) ont défini un quota minimal en dessous duquel l'algue est considérée comme stressée et commence à produire de l'acide domoïque. La vitesse de dégradation de l'acide domoïque est faible.

L'évolution de la concentration de l'acide domoïque dans le milieu est modélisée ainsi :

$$\frac{dAD}{dt} = \begin{cases} PSNZ \cdot \gamma_{ad} - \zeta \cdot AD & \text{si } \frac{Q_{SiPSNZ}}{q_{minSi}} < \theta_{ad} \\ -\zeta \cdot AD & \text{sinon} \end{cases}$$

Les équations présentées au chapitre 4.2.2 modifiées pour prendre en compte le modèle de croissance et toxicité de Pseudo-Nitzschia sont présentées en annexe 2 .

4.4.2 Paramètres du modèle

Symbole	Description	Unité	Valeur
Pseudo-Nitzschia			
$\mu_{maxpsnz}$	Taux de croissance maximum à 0°C	J^{-1}	0,3
I_{kpsnz}	Flux lumineux I_k	$W \cdot m^{-2}$	50
K_{NO_3psnz}	Constante de demi-saturation pour l'assimilation de nitrate	$\mu mol N \cdot l^{-1}$	2,0
K_{NH_4psnz}	Constante de demi-saturation pour l'assimilation de l'ammonium	$\mu mol N \cdot l^{-1}$	1,5
K_{Sipsnz}	Constante de demi-saturation pour l'assimilation des silicates	$\mu mol Si \cdot l^{-1}$	0,43
K_{Ppsnz}	Constante de demi-saturation pour l'assimilation du phosphore	$\mu mol P \cdot l^{-1}$	0,15
V_{maxSi}	Vitesse maximale d'absorption pour le silicium	$\mu mol Si \cdot \mu mol N^{-1} \cdot j^{-1}$	0,37
q_{minSi}	Quota minimal pour le silicium	$\mu mol Si \cdot \mu mol N^{-1}$	0,85
K_{QSi}	Constante de demi-saturation pour le quota en silicium	$\mu mol Si \cdot \mu mol N^{-1}$	0,28
m_{psnz}	Taux de mortalité	j^{-1}	0,02
γ_{ad}	Vitesse de production d'acide domoïque	$\mu g AD \cdot \mu mol N^{-1} \cdot j^{-1}$	0,04
ζ_{ad}	Vitesse de dégradation de l'acide domoïque	j^{-1}	0,01
θ_{ad}	Constante de stress	su	1,2

TAB. 4.7: Tableau des paramètres du modèle de croissance et toxicité de Pseudo-Nitzschia (valeur inspirées de Davidson et Fehling, 2006)

4.5 Technique de traçage de l'azote

4.5.1 Description de la technique

Le traçage de l'azote est une technique mise au point par Ménesguen et al. (2006). Elle consiste à suivre un élément chimique issu d'une source donnée au sein du cycle biologique entier. Cette technique a été utilisée pour tracer le nitrate issu de la Loire, la Vilaine, l'Aulne et l'Elorn. Pour chaque source tracée, il est nécessaire de dédoubler entièrement les variables du cycle de l'azote. Cela augmente le nombre de variables et par conséquent le temps de calcul, c'est pourquoi une seule source, et donc une seule rivière sera tracée à chaque simulation.

4.5.2 Equations

Dans les équations les traceurs de la variable X sont notés T_X ; T_X est le produit de la concentration X par sa signature moyenne courante S_X . Dans l'équation de bilan du traceur X , les variables azotées entrant dans la composition des sources y entrent avec leur propre signature, tandis que les puits de la variable X sortent avec la signature S_X .

$$\frac{dT_{x_i}}{dt} = \sum (source_{i,j}(X_j) \cdot S_j - puits_i \cdot (X_i) \cdot S_i)$$

Le détail des équations est en annexe 3.

4.6 Calibration et validation du modèle biologique

Les paramètres initiaux viennent pour la plupart du travail de thèse d’Alice Vanhoutte-Brunier. Pour la majorité d’entre eux ils ont pour origines les travaux de Cugier (1999) et Loyer (2001). Le modèle a été calibré de manière empirique, par ajustement successif des paramètres en fonction des niveaux de chlorophylle-a et du comportement du modèle. Il y a un grand nombre de paramètres ; le nombre de variables d’état et le temps de calcul font qu’il n’est pas possible d’utiliser une méthode mathématique (les moindres carrés par exemple) pour calibrer le modèle de manière moins heuristique.

Il a été nécessaire de modifier les paramètres suivants :

- Taux de croissance des diatomées
- Taux de mortalité des diatomées

D’autres paramètres ont été modifiés pour tenter d’améliorer les résultats du modèle. Mais ils ont été remis à leur valeur initiale, faute de meilleurs résultats.

La liste des paramètres, leur valeur et leur origine sont détaillés dans le tableau 4.3.

La calibration a consisté à reproduire les niveaux de chlorophylle-a au printemps et en été, à reproduire le bloom printanier de diatomées et la succession phytoplanctonique au cours de l’année. Les images satellitaires ont été utilisées pour cela.

La validation du modèle s’articule autour de trois points :

1. validation globale de la moyenne annuelle du modèle
2. validation des moyennes mensuelles : le modèle doit reproduire de manière acceptable la variation saisonnière de chlorophylle-a
3. validation par comparaison des sorties avec des mesures in-situ de chlorophylle-a et de nutriments

Les mesures de débit et de concentrations en nutriments ont été utilisés pour toutes les simulations effectuées sur la période de 2000 à 2003. Seules les simulations en temps réel, présentées au chapitre 5 utilisent les résultats du modèle GR4J.

4.7 Evaluation du modèle par comparaison de la moyenne annuelle de chlorophylle calculée par le modèle avec la climatologie annuelle satellitaire

La figure 4.3 montre la moyenne annuelle sur les années 2001 à 2003 de la concentration en chlorophylle-a du modèle et la figure 4.4 représente la climatologie annuelle (sur 10 ans) de la concentration en chlorophylle-a issue du capteur MODIS.

4 Modélisation bio-géochimique

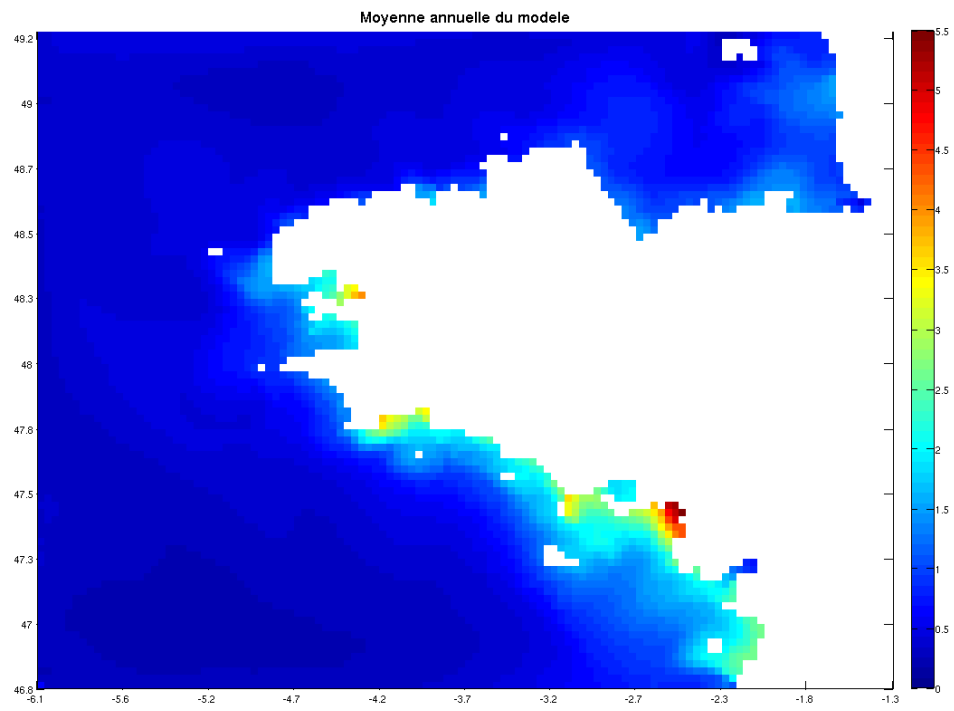


FIG. 4.3: Moyenne annuelle de la chlorophylle du modèle

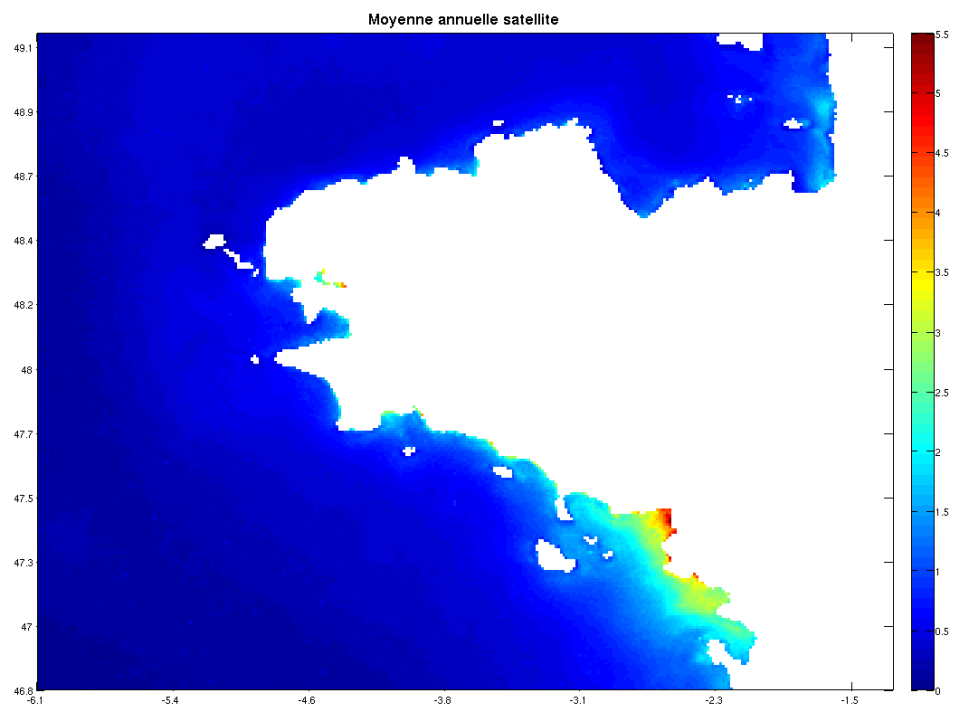


FIG. 4.4: Moyenne annuelle de la chlorophylle du satellite

En première approche, la comparaison de ces deux cartes nous montre que les concentrations en chlorophylle-a en provenance du modèle et du satellite sont du même ordre de grandeur. Les différences notables sont situées au niveau de la baie de Concarneau et de l'anse de Bénodet, au niveau de l'estuaire de la Loire, en Rade de Brest et au niveau de la Baie du Mont Saint Michel.

La première hypothèse que l'on peut avancer pour expliquer ces différences est la modélisation inadéquate de la matière en suspension (MES). En effet, notre modèle ne dispose pas de module calculant la remise en suspension des MES par l'effet de la houle et des vagues. Pour pallier ce manque, nous utilisons des climatologies satellitaires bi-mensuelles de MES pour améliorer la concentration en MES calculée à partir du seul apport des fleuves et la remise en suspension par les courants. Toutefois, même si la prise en compte de ces climatologies satellitaires améliore grandement la qualité des résultats du modèle, le modèle est incapable de prendre en compte les événements exceptionnels comme les coups de vent et tempêtes qui participent de manière non négligeable à la remise en suspension des MES ou au contraire les moments de calme caractérisés par une eau claire et peu chargée en MES. Ainsi, la prise en compte d'une climatologie satellitaire pour le calcul de la concentration en MES a tendance à lisser et à moyenniser les effets sur la production primaire.

4.8 Evaluation du modèle par comparaison des moyennes mensuelles de chlorophylle calculées par le modèle avec les climatologies mensuelles satellitaires

La figure 4.5 montre la comparaison entre les moyennes mensuelles de la concentration en chlorophylle-a sur les années 2001 à 2003 calculées à partir du modèle avec les climatologies mensuelles de chlorophylle-a issues du satellite.

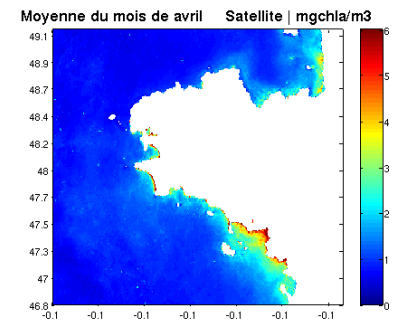
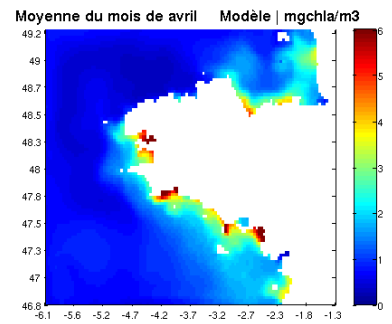
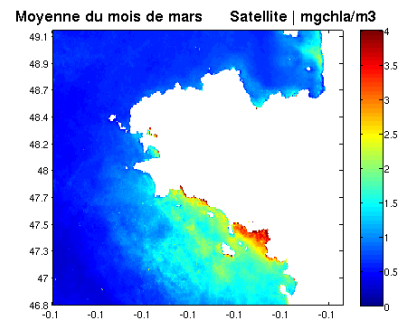
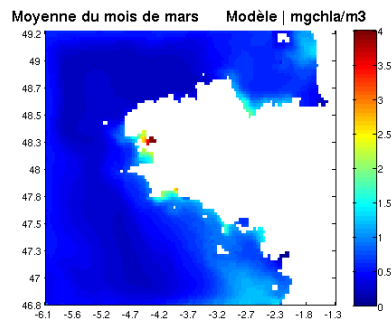
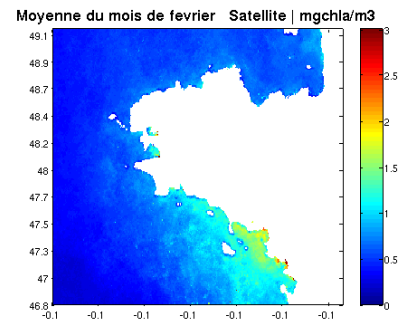
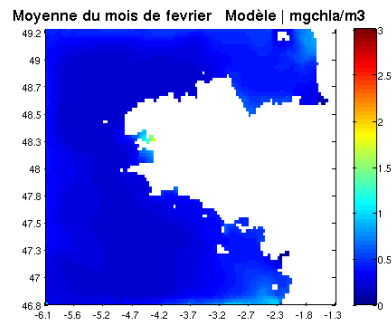
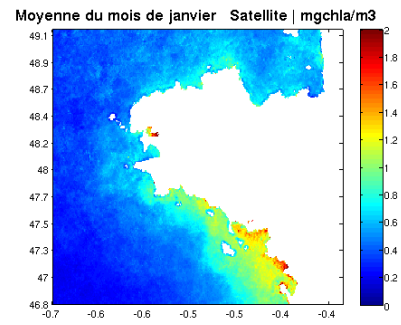
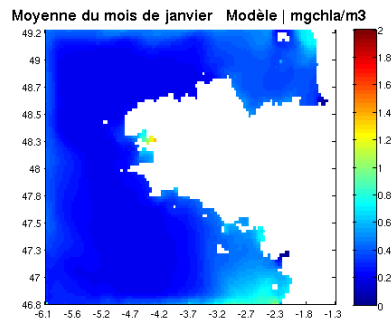
Nous pouvons tout d'abord remarquer que le modèle sous-estime la concentration en chlorophylle-a en hiver, les valeurs des mois de janvier et février sont beaucoup trop faibles. A l'inverse, le modèle surestime la concentration en chlorophylle-a en été, les mois de juin à septembre montrent des niveaux plus forts que ceux donnés par le satellite, en particulier pour le mois de juillet. Le bloom printanier semble commencer en retard : les valeurs au mois avril sont plus faibles, en particulier en baie de Vilaine et dans l'estuaire de la Loire où les concentrations en chlorophylle-a sont faibles. La concentration en chlorophylle-a des mois de mai et d'octobre à décembre est bien reproduite par le modèle.

La sous-estimation de la concentration en chlorophylle-a en hiver par notre modèle avait déjà été remarquée dans les études précédentes, notamment par Loyer (2001) qui avait conclu à une paramétrisation inappropriée pour la croissance des espèces phytoplanctoniques hivernales.

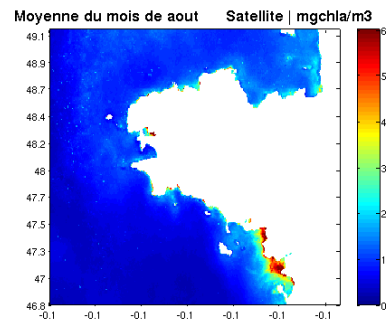
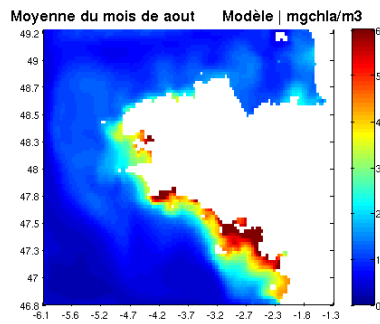
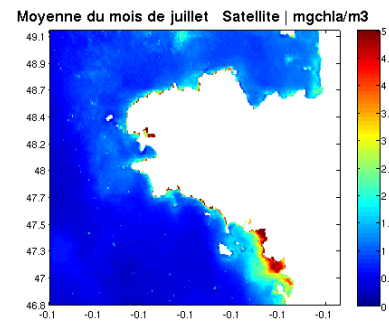
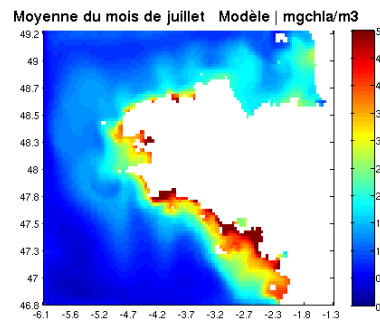
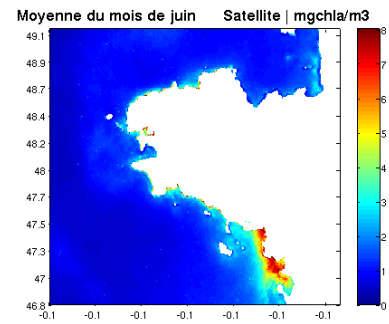
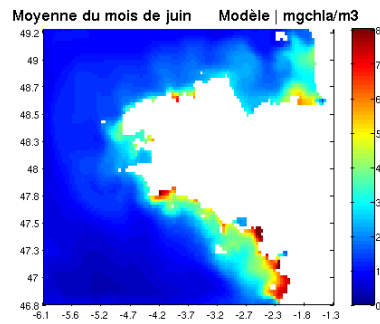
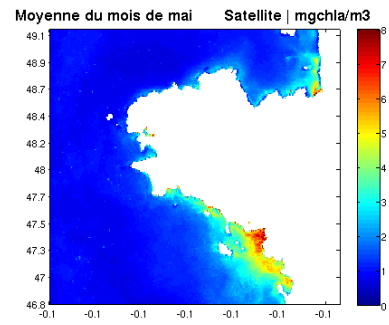
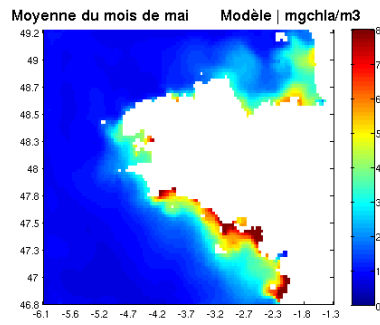
On peut remarquer aussi que le modèle ne reproduit pas toujours correctement le gradient côte-large : la production phytoplanctonique au niveau de la cote s'étend trop au large.

On notera l'influence de la condition à la limite sud qui augmente la concentration en chlorophylle au sud-est de la zone.

4 Modélisation bio-géochimique



4 Modélisation bio-géochimique



4 Modélisation bio-géochimique

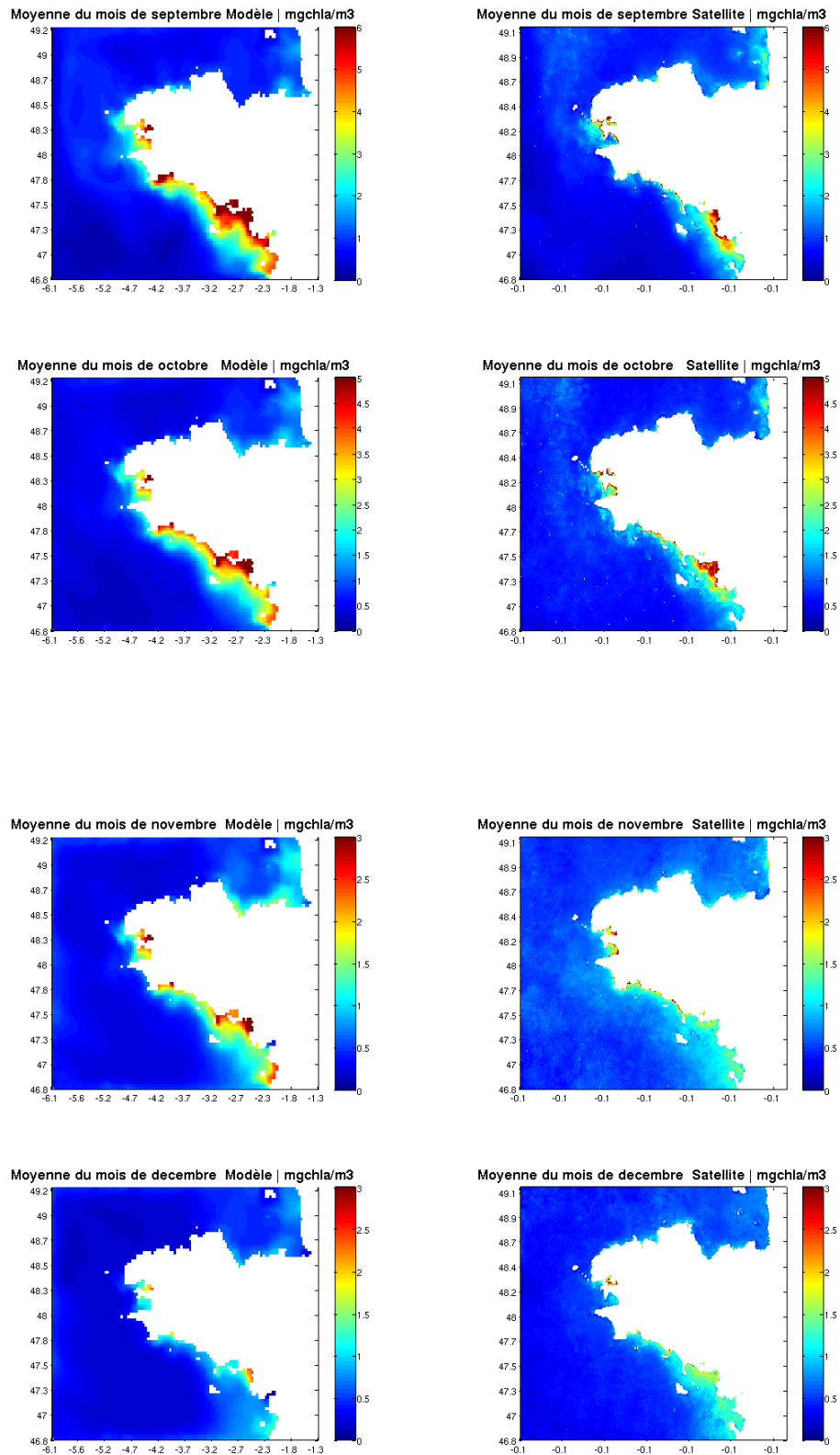


FIG. 4.5: Comparaison entre les moyennes mensuelles de concentration en chlorophylle-a du modèle et du satellite

4.9 Présentation des réseaux de mesures hydrologiques et biologiques utilisés pour la validation du modèle.

Les données utilisées pour valider le modèle sont issues des principaux réseaux de mesures français : le REPHY (réseau de mesure du phytoplancton) le RNO (Réseau National d'Observation) et SOMLIT.

Le REPHY a été créé en 1984, il est géré par l'IFREMER. Le REPHY a deux objectifs principaux : le premier vise à collecter des informations sur la distribution spatio-temporelle des différentes espèces phytoplanctoniques des eaux côtières et lagunaires de France métropolitaine et le second objectif est de détecter l'apparition des espèces toxiques et de surveiller que les concentrations en phycotoxines (PSP, DSP, ASP) dans la chair des coquillages ne dépassent pas les seuils réglementaires (Belin & Raffin 1998).

Le RNO est coordonné par l'IFREMER, il a été mis en place par le Ministère chargé de l'Environnement. Ainsi depuis juin 1974 le RNO a pour objectif l'évaluation des niveaux et des tendances des polluants et des paramètres généraux de la qualité du milieu marin. Les paramètres hydrologiques de base qui sont mesurés, et qui permettent de comprendre l'activité biologique d'un écosystème côtier sont : la température, la salinité, les sels nutritifs (nitrate, nitrite, ammonium, phosphate), la chlorophylle et les phéopigments. Sur certains sites, l'oxygène dissous et le silicate sont aussi mesurés.

Le réseau SOMLIT a été créé en 1997 par l'INSU (l'Institut National des Sciences de l'Univers) pour coordonner les activités d'observation des sept stations marines réparties sur les trois façades maritimes du littoral français, de la Manche et de l'Atlantique : Wimereux, Roscoff, Brest, Arcachon, Banyuls, Marseille et Villefranche sur Mer. Ainsi, l'acquisition d'un ensemble de paramètres (hydroclimatiques, chimiques et biologiques) communs à tous les sites est faite de manière homogène : température, salinité, oxygène dissous, pH, ammonium, nitrite, nitrate, phosphate, silicate, matière en suspension, carbone organique particulaire, azote organique particulaire et chlorophylle a.

La figure 4.6 présente la localisation des points de mesure que l'on a utilisés.

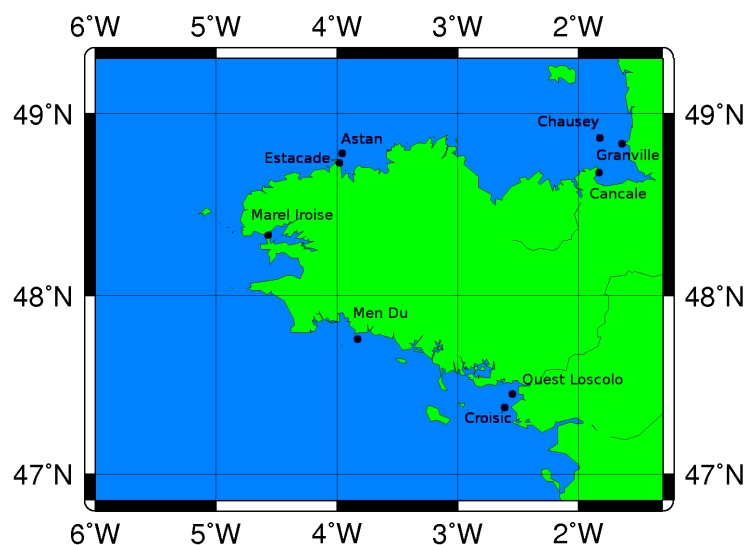


FIG. 4.6: Position des stations

La fréquence de mesure dépend des points et de la présence de système automatique de mesure. Sur la bouée MAREL Iroise, par exemple, l'intervalle entre 2 mesures est de 20 minutes pour la température, la salinité, l'oxygène dissous, le pH, la chlorophylle a, la turbidité et le PAR (Rayonnement photosynthétique). Les mesures en nutriments sont faites manuellement à fréquence hebdomadaire comme la plupart des données SOMLIT. (source : IUEM)

4.10 Validation de la concentration en chlorophylle-a à l'aide de mesures in-situ issues des différents réseaux de mesures

Les figures 4.7 à 4.14 montrent des comparaisons entre la chlorophylle-a calculée par le modèle et celle mesurée en différents points du domaine (figure 4.6).

On peut voir sur les figures 4.7, 4.9 et 4.10 que le modèle évalue bien la concentration en chlorophylle-a dans le golfe Normand-Breton. Comme mentionné précédemment, la comparaison avec les points à Cancale et Granville montre que le modèle sous-estime la concentration en chlorophylle-a en hiver.

On arrive aux mêmes conclusions à Roscoff lorsque l'on analyse la figure 4.8 : le modèle sous-estime la concentration en hiver et la surestime en été. Au printemps on peut noter que le modèle ne montre pas le pic de chlorophylle-a que l'on peut voir en 2002 et 2003 aux deux stations.

Le modèle surestime presque tout le temps la concentration en chlorophylle-a en Rade de Brest (Fig 4.11). De plus, le bloom printanier semble ici en avance par rapport aux données, mais aussi par rapport au reste du modèle qui a plutôt tendance à le retarder.

On peut émettre un doute quant à la qualité de la modélisation hydrodynamique de la Rade de Brest avec une maille de 3km. De plus l'abondance des filtreurs benthiques de la Rade de Brest n'est pas prise en compte.

Il est intéressant de noter l'importante variabilité du signal de chlorophylle-a (Fig 4.12 et 4.13) en Baie de Vilaine. Cette variabilité est certainement liée au déplacement du panache de la Vilaine. Il est difficile de pouvoir comparer les deux courbes : le signal du modèle est beaucoup moins variable que celui des données. On peut toutefois constater que les ordres de grandeur sont les mêmes et que le modèle sous estime ici aussi la concentration en chlorophylle-a en hiver.

Près des Glénan (figure 4.14) le signal mesuré est variable et le modèle ne présente pas une variabilité aussi importante. La concentration en hiver est ici aussi sous-estimée et le bloom printanier est en retard par rapport aux données.

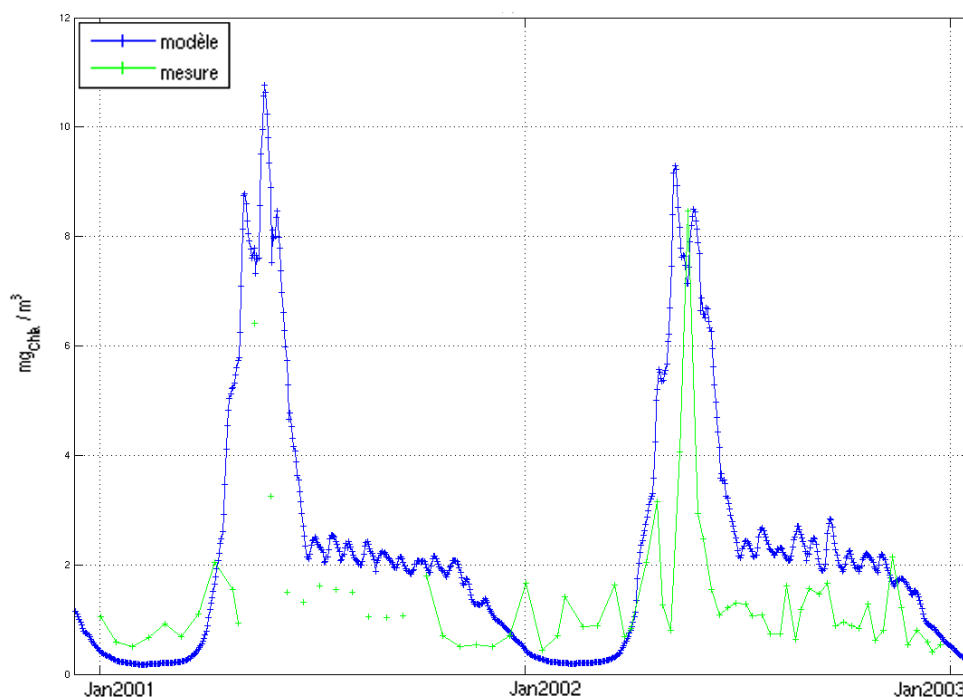


FIG. 4.7: Comparaison entre la chlorophylle mesurée à Cancale et le modèle ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)

4 Modélisation bio-géochimique

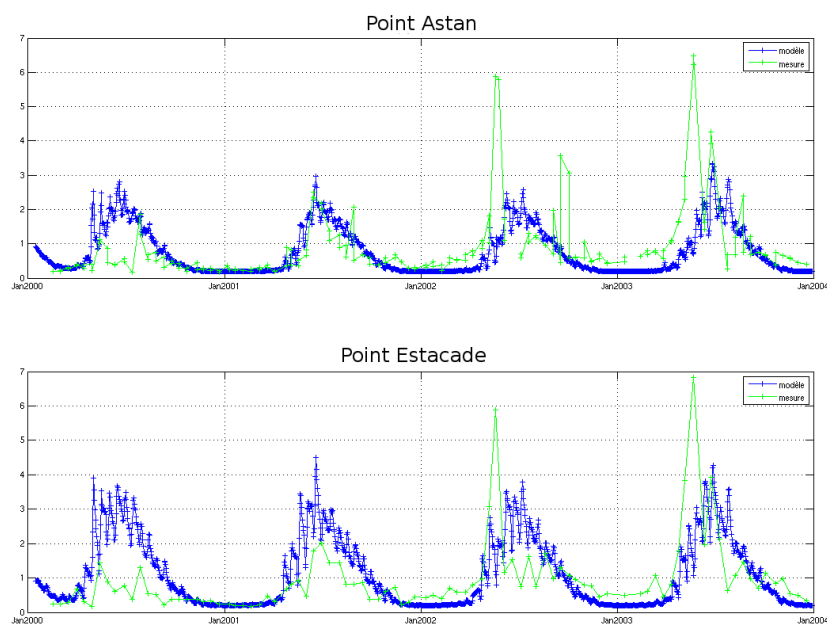


FIG. 4.8: Comparaison entre la chlorophylle mesurée aux points Estacade et Astan et le modèle ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)

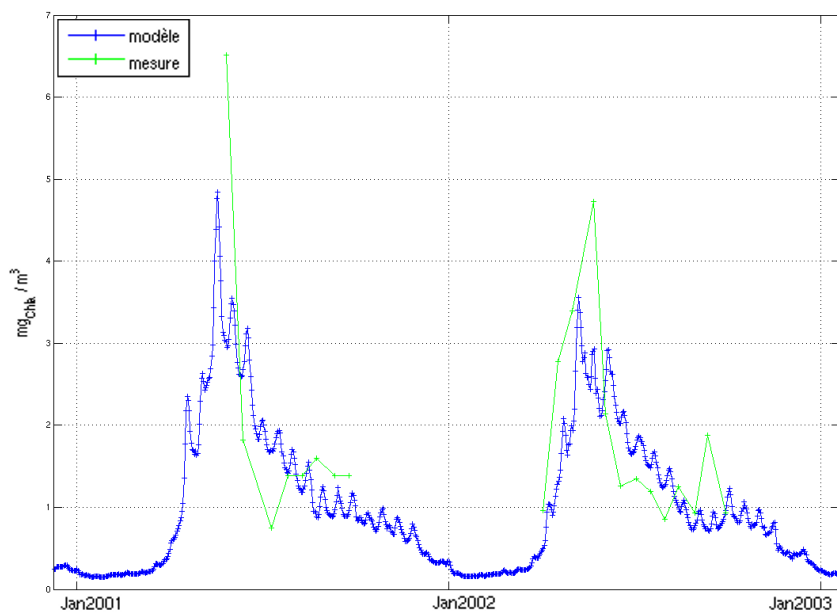


FIG. 4.9: Comparaison entre la chlorophylle mesurée à Chausey et le modèle ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)

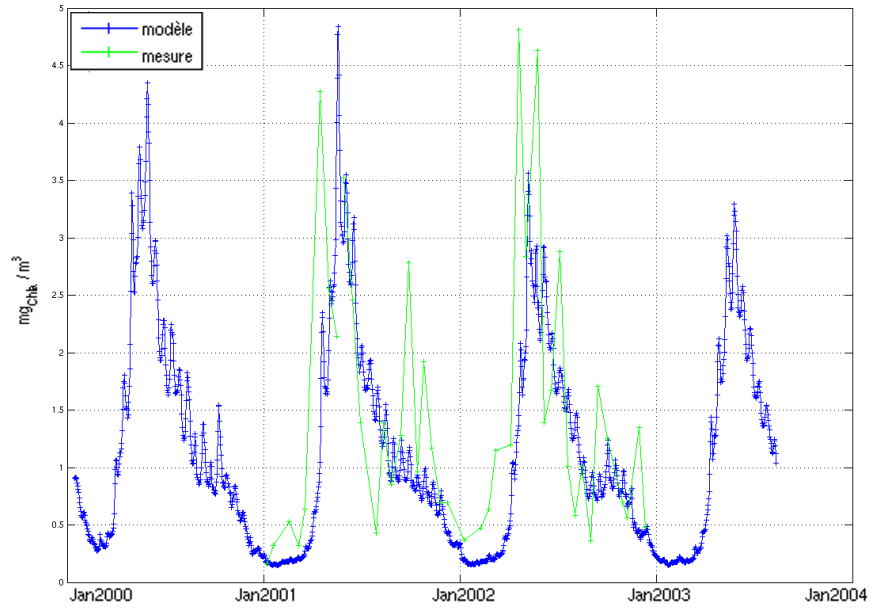


FIG. 4.10: Comparaison entre la chlorophylle mesurée à Granville et le modèle ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)

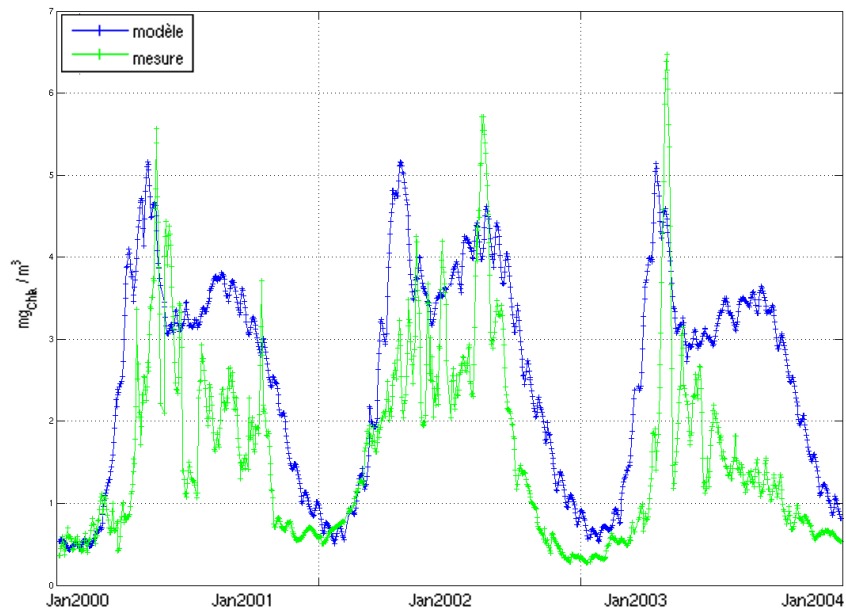


FIG. 4.11: Comparaison entre la chlorophylle mesurée à la bouée Marel Iroise et le modèle ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)

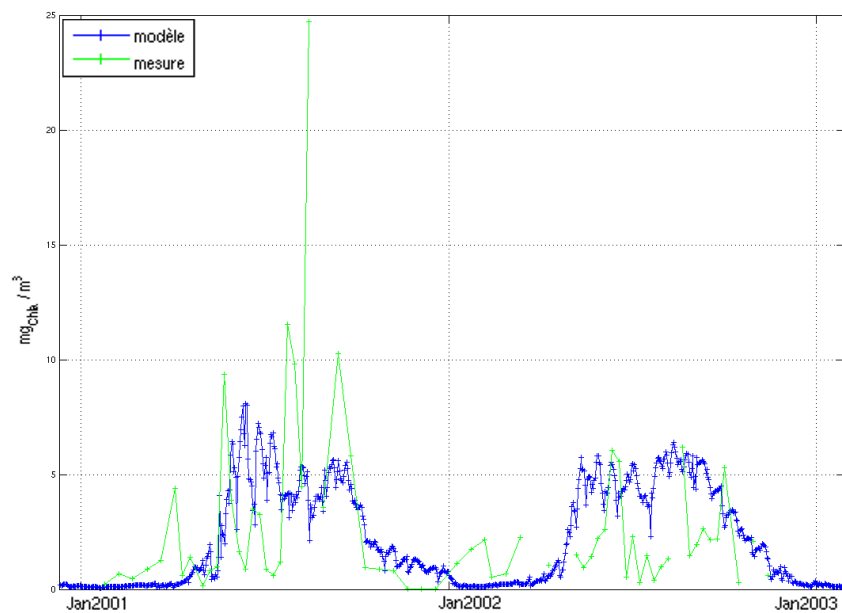


FIG. 4.12: Comparaison entre la chlorophylle mesurée au Croisic et le modèle ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)

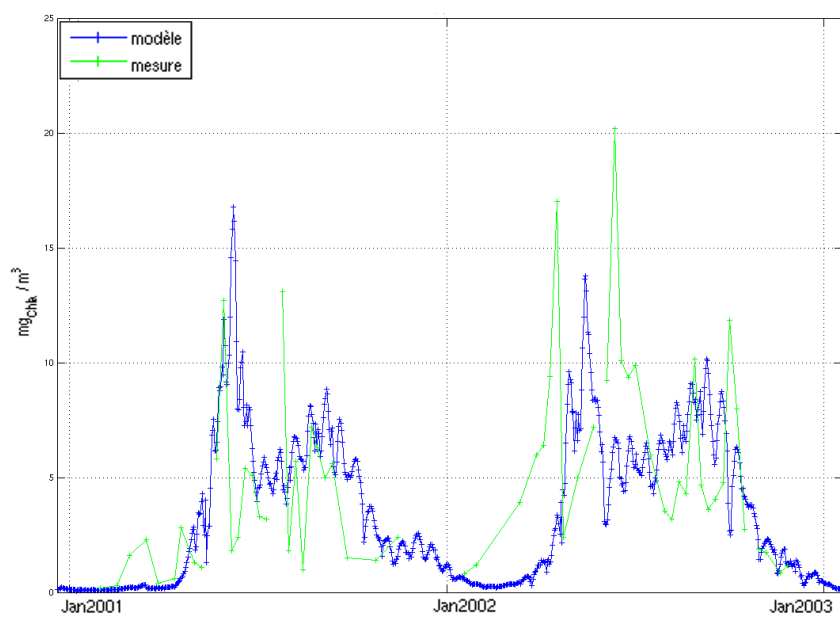


FIG. 4.13: Comparaison entre la chlorophylle mesurée à Loscolo et le modèle ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)

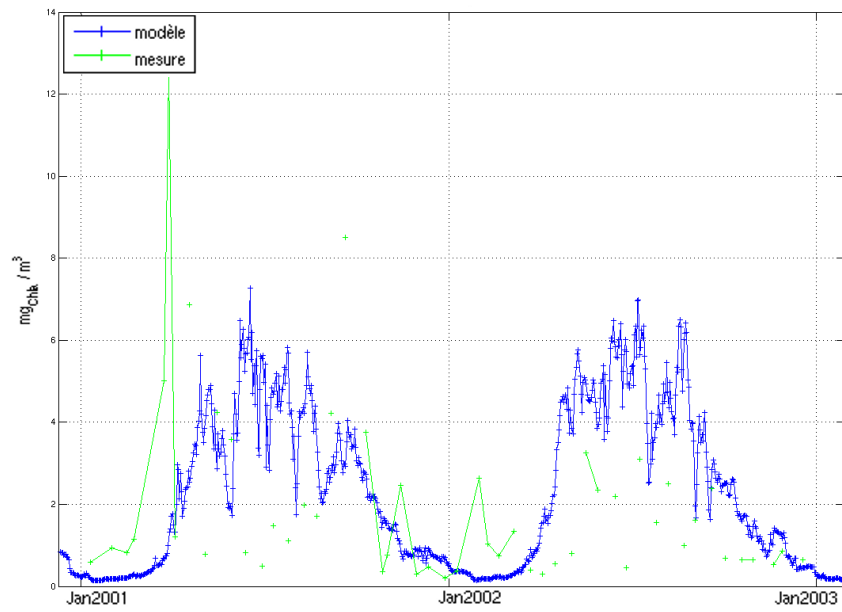


FIG. 4.14: Comparaison entre la chlorophylle mesurée à Men Du et le modèle ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)

4.11 Validation des concentrations en nutriments à l'aide de mesures in-situ issues des différents réseaux de mesures

Les figures 4.15 à 4.20 montrent des comparaisons entre les concentrations en nitrate, phosphate et silicium calculées par le modèle et mesurées aux point Astan, Estacade et Marel Iroise (voir la figure 4.6 pour la position des stations).

Les figures 4.15, 4.17 et 4.19 montrent que le modèle donne les mêmes ordres de grandeur que les mesures. Toutefois, nous pouvons remarquer sur les figures 4.17 et 4.19 que le modèle reproduit mal la chute des concentrations en phosphate et en silicium à la fin du printemps.

Sur la figure 4.16 le modèle affiche des concentrations en nitrate plus faibles que sur les mesures, en particulier en hiver. De plus, il y a un décalage d'un mois environ par rapport à la chronologie des mesures. Nous retrouvons le même phénomène de décalage sur les figures 4.18 et 4.20. Or, ce phénomène de décalage est faible sur la comparaison de la concentration en chlorophylle-a (figure 4.8). Pour le phosphate et le silicate, les concentrations ont le même ordre de grandeur, même si certaines fortes valeurs ne sont pas atteintes par le modèle, en hiver en particulier. Le décalage mis en évidence à Roscoff ne se retrouve pas en rade de Brest, sauf pour le phosphate. On peut supposer que l'origine de ce décalage est due au fait que le modèle sous-estime de manière importante la biomasse phytoplanctonique en hiver, ce qui crée un retard dans la reprise de la croissance au printemps et aussi dans la consommation des nutriments. Une mauvaise représentation hydrodynamique dans la zone ou bien une mauvaise calibration de la reminéralisation peuvent aussi avoir une influence sur ce décalage.

4 Modélisation bio-géochimique

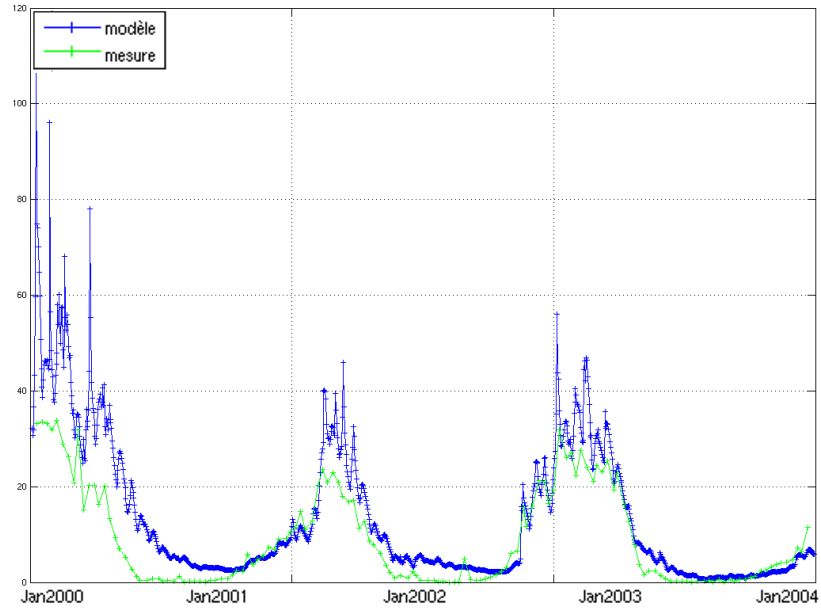


FIG. 4.15: Comparaison entre les concentrations en nitrate calculées par le modèle et mesurées au point Marel Iroise situé en Rade de Brest ($\mu\text{molN} \cdot \text{m}^{-3}$)

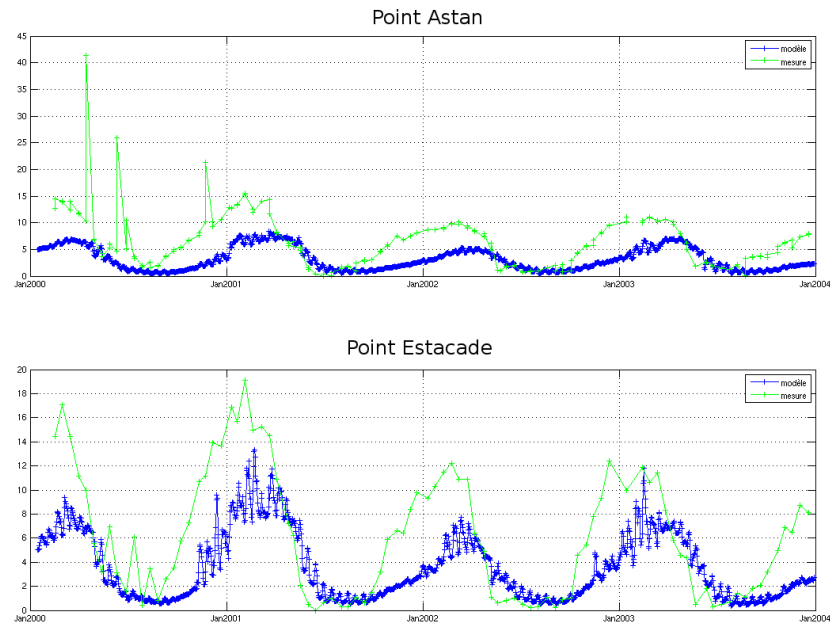


FIG. 4.16: Comparaison entre les concentrations en nitrate calculées par le modèle et mesurées aux points Astan et Estacade ($\mu\text{molN} \cdot \text{m}^{-3}$)

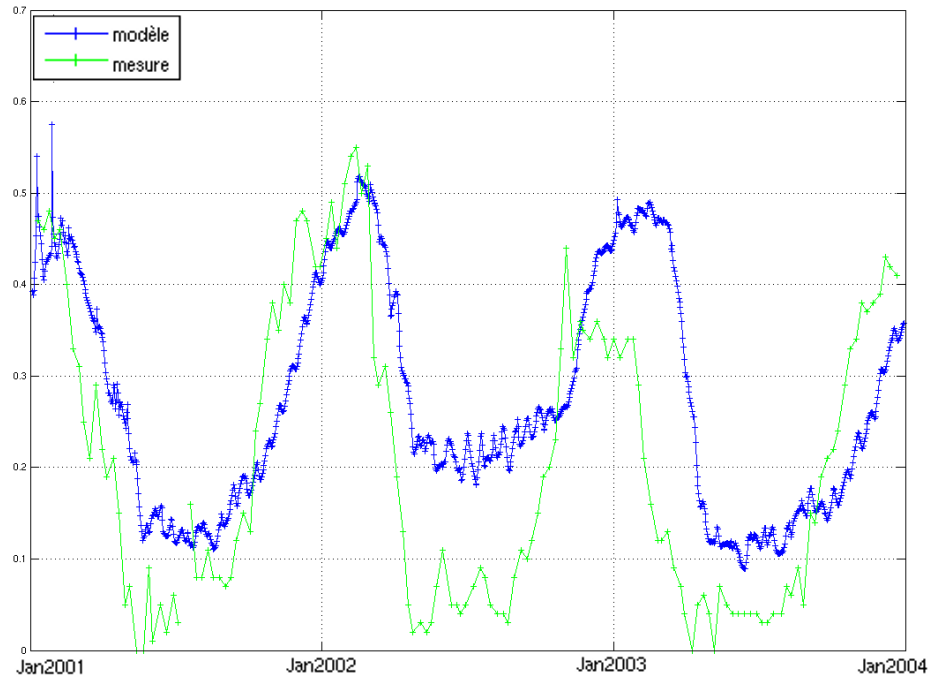


FIG. 4.17: Comparaison entre les concentrations en phosphate calculées par le modèle et mesurées au point Marel Iroise situé en Rade de Brest ($\mu\text{molP} \cdot \text{m}^{-3}$)

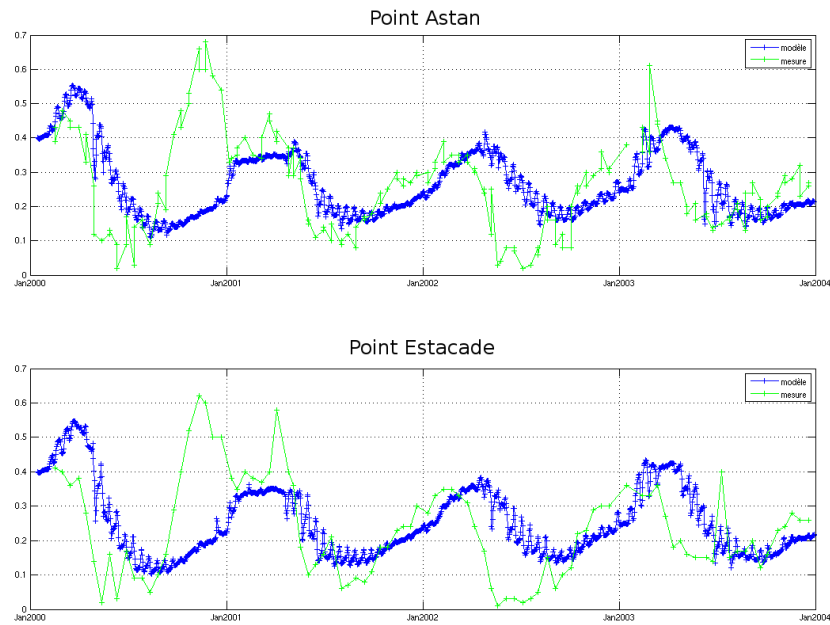


FIG. 4.18: Comparaison entre les concentrations en phosphate calculées par le modèle et mesurées aux points Estacade et Astan ($\mu\text{molP} \cdot \text{m}^{-3}$)

4 Modélisation bio-géochimique

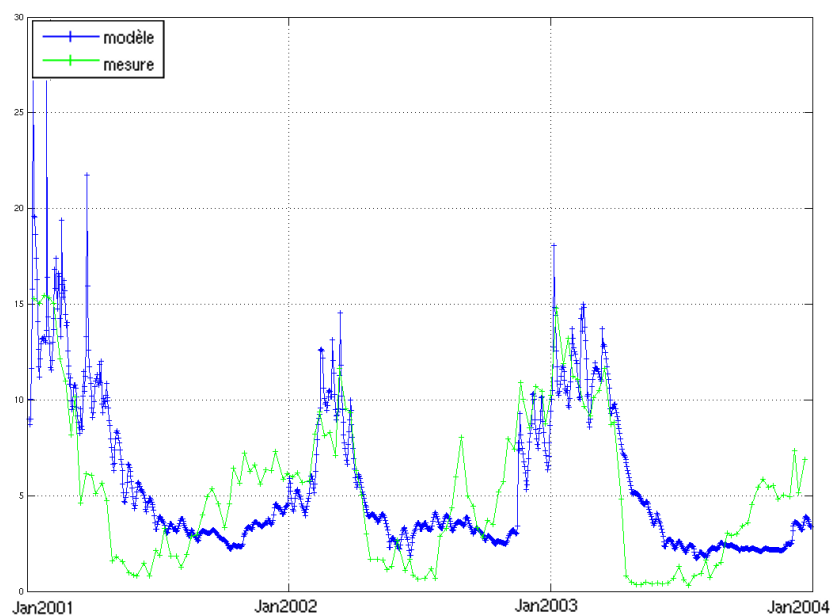


FIG. 4.19: Comparaison entre les concentrations en silicate calculées par le modèle et mesurées au point Marel Iroise situé en rade de Brest ($\mu\text{molSi} \cdot \text{m}^{-3}$)

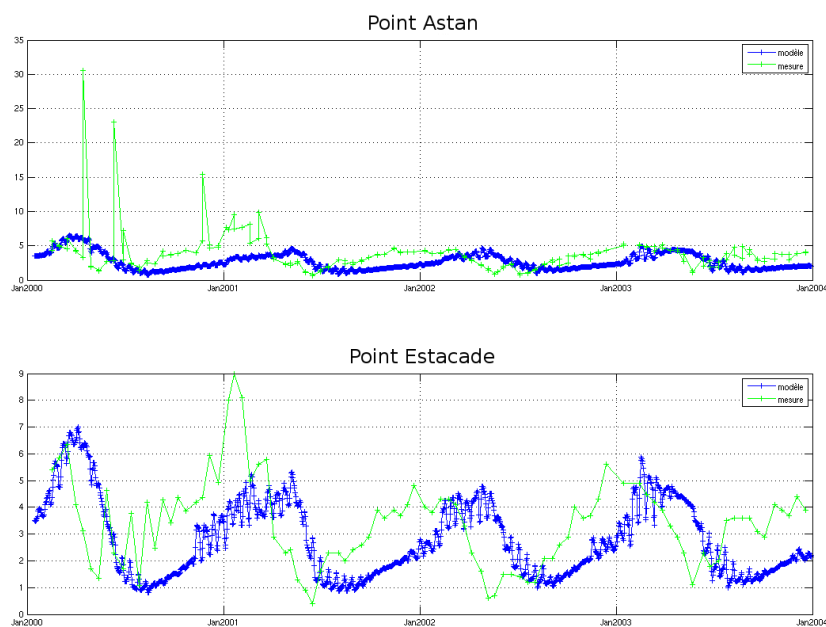


FIG. 4.20: Comparaison entre les concentrations en silicate calculées par le modèle et mesurées aux point Astan et Estacade ($\mu\text{molSi} \cdot \text{m}^{-3}$)

4.12 Evaluation du modèle en le comparant à d'autres données de campagne

Nous avons fait une comparaison des résultats du modèle avec des données des campagnes SATIR datant de 1983. Même si 1983 est loin de la période que nous avons simulée (2000-2003), l'objectif est de comparer les structures mises en évidence dans le travail de Chaumery (2004) avec celles montrées par le modèle. Les figures 4.21, 4.23, 4.25 et 4.27 sont des coupes verticales en mer d'Iroise de la concentration en nitrate et en silicate mesurées lors des campagnes SATIR 83 A et B aux mois d'avril et de juin 1983. Ces cartes sont issues du travail de thèse de Chaumery (2004). Les figures 4.22 à 4.28 montrent des coupes verticales en mer d'Iroise de la concentration en nitrate et en silicium calculées par le modèle aux mois d'avril et juin. Ce sont des moyennes mensuelles sur les années 2001 à 2003. La comparaison est purement indicative et n'a pas la prétention d'être qualifiée de validation étant donné que les campagnes SATIR sont relativement anciennes (1983) par rapport aux simulations de notre modèle (2001-2003).

La comparaison entre les coupes du modèle et celles issues des travaux de Chaumery (2004) montre qu'au mois d'avril nous retrouvons les mêmes structures. Les gradients horizontaux de nutriment sont très semblables. Au mois de juin le modèle montre une surestimation de la concentration en nitrate en surface, les gradients et les concentrations étant semblables par ailleurs. Pour les concentrations en silicate, les valeurs calculées par le modèle sont plus fortes et les structures sont sensiblement différentes. Ces comparaisons révèlent que les concentrations en nutriments ne sont pas assez faibles en surface dans le modèle. Cette concentration trop élevée en nitrate et en silicate en été se retrouve aussi sur les comparaisons avec les mesures aux points REPHY. On peut avancer plusieurs hypothèses pour expliquer cela :

- Les constantes des rapports N/Si et N/P du modèle ne sont peut-être pas assez fortes.
- L'exportation de la matière organique vers le fond est peut-être trop faible, ou au contraire la remontée de nutriments en surface est trop forte.
- Une mauvaise calibration des paramètres de croissance et de luminosité des groupes phytoplanctoniques peut engendrer un problème de chronologie.

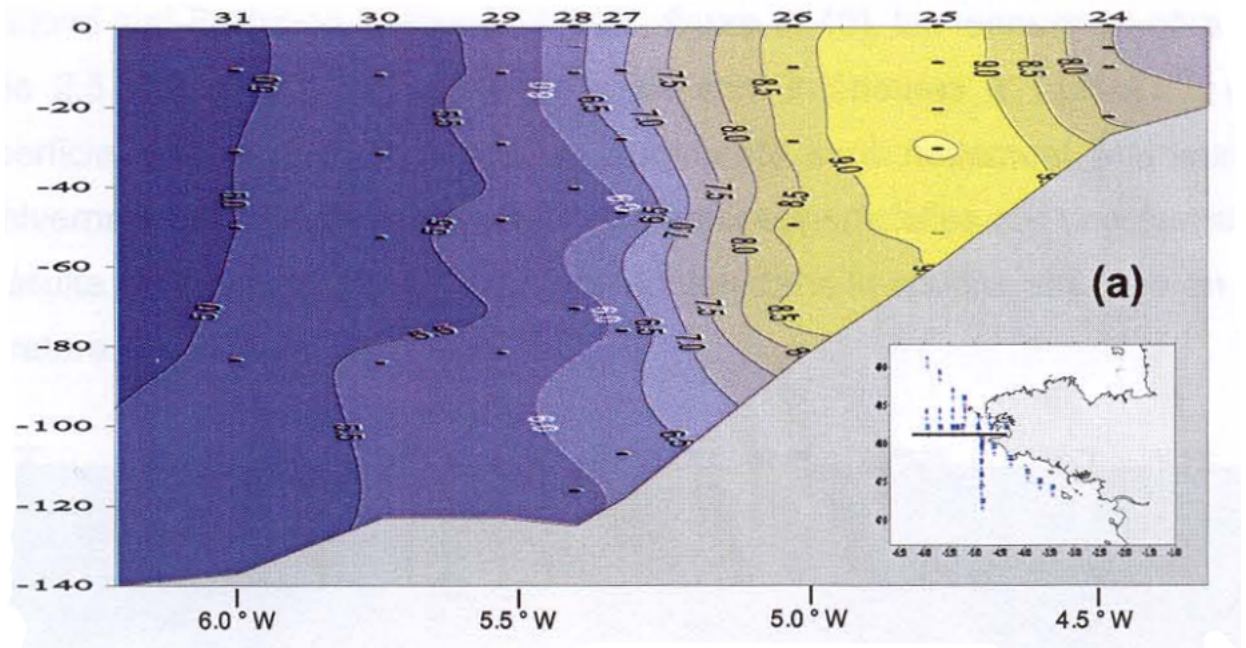


FIG. 4.21: Coupe verticale selon l'axe est-ouest en mer d'Irlande de la concentration en nitrate en avril 1983 ($\mu\text{molN} \cdot \text{m}^{-3}$) (Chaumery, 2004)

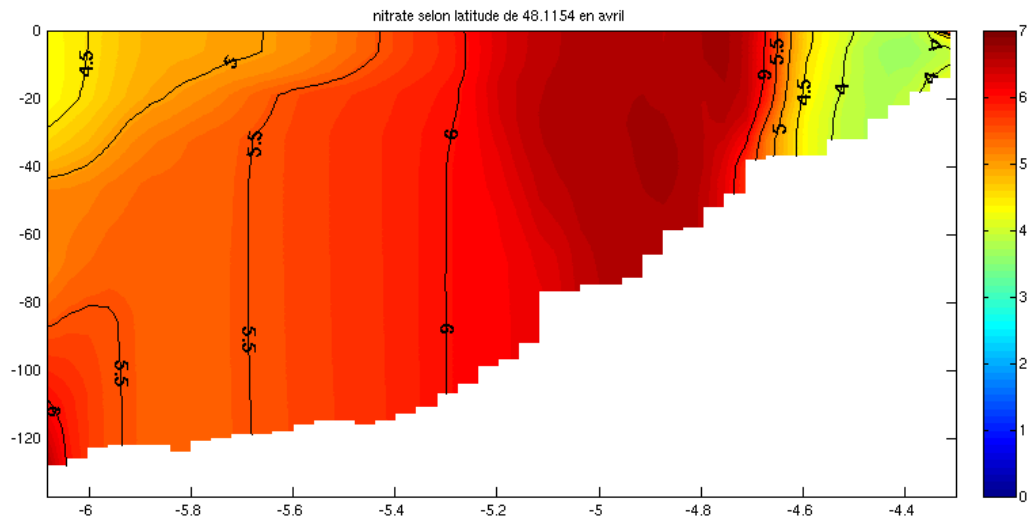


FIG. 4.22: Coupe verticale selon l'axe est-ouest en mer d'Irlande de la concentration en nitrate en avril calculée par le modèle ($\mu\text{molN} \cdot \text{m}^{-3}$)

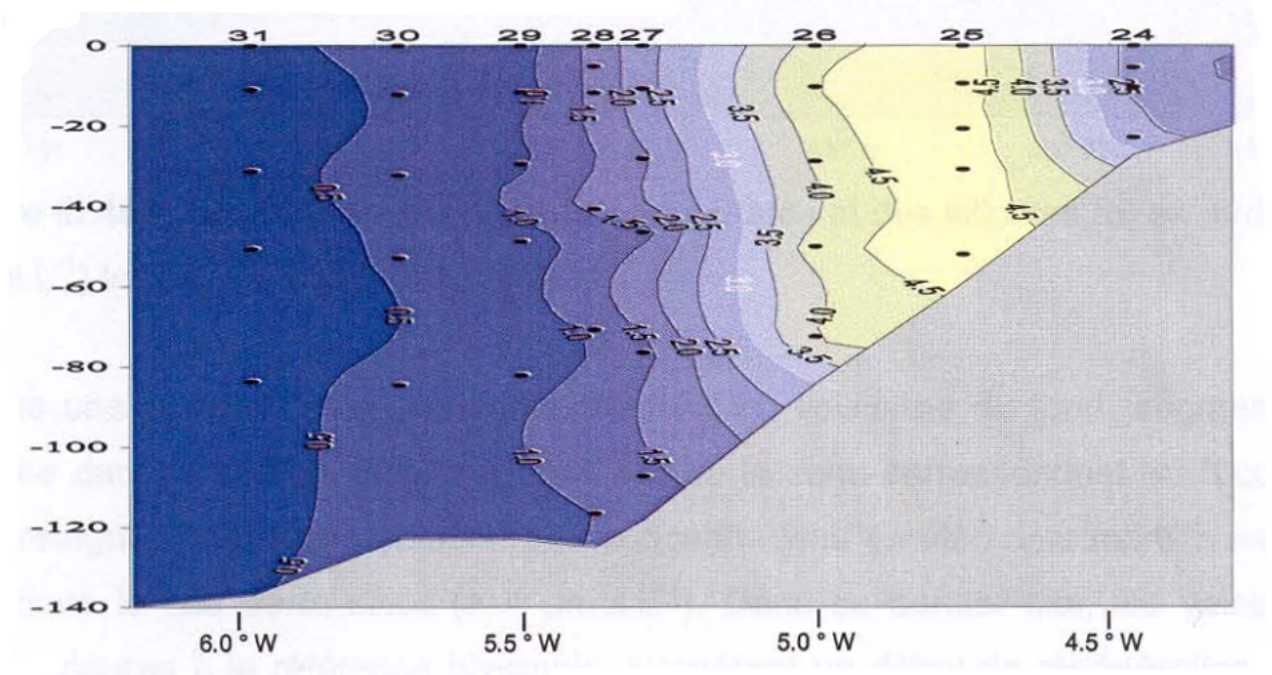


FIG. 4.23: Coupe verticale selon l'axe est-ouest en mer d'Iroise de la concentration en silicium en avril 1983 ($\mu\text{molSi} \cdot \text{m}^{-3}$) (Chaumery, 2004)

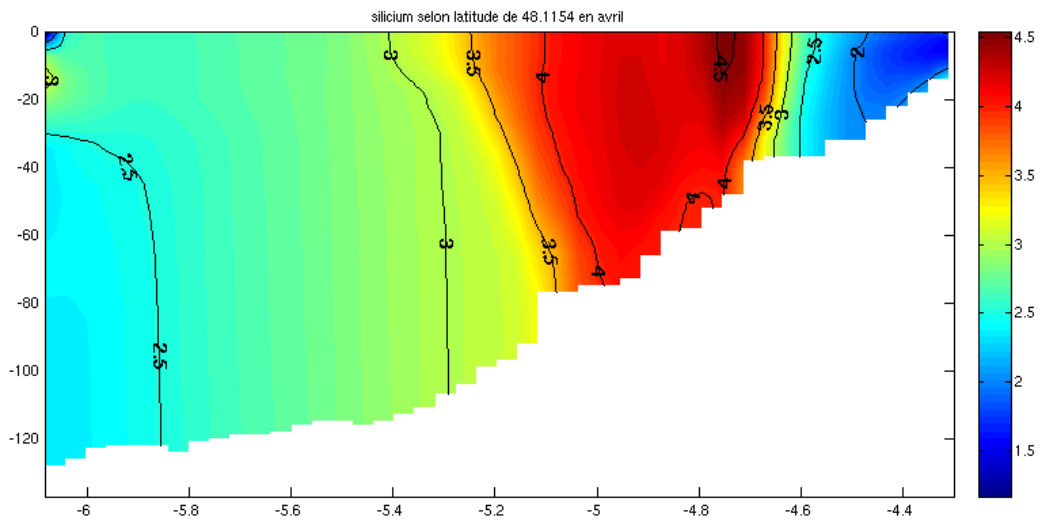


FIG. 4.24: Coupe verticale selon l'axe est-ouest en mer d'Iroise de la concentration en silicium en avril calculée par le modèle ($\mu\text{molSi} \cdot \text{m}^{-3}$)

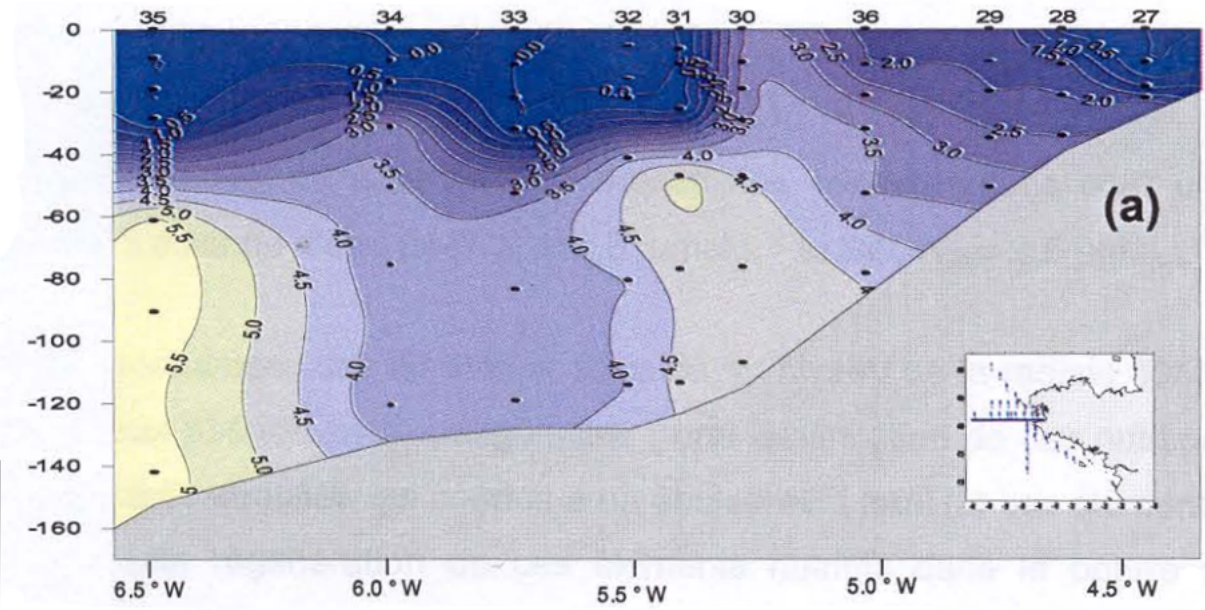


FIG. 4.25: Coupe verticale selon l'axe est-ouest en mer d'Iroise de la concentration en nitrate en juin 1983 ($\mu\text{molN} \cdot \text{m}^{-3}$) (Chaumery, 2004)

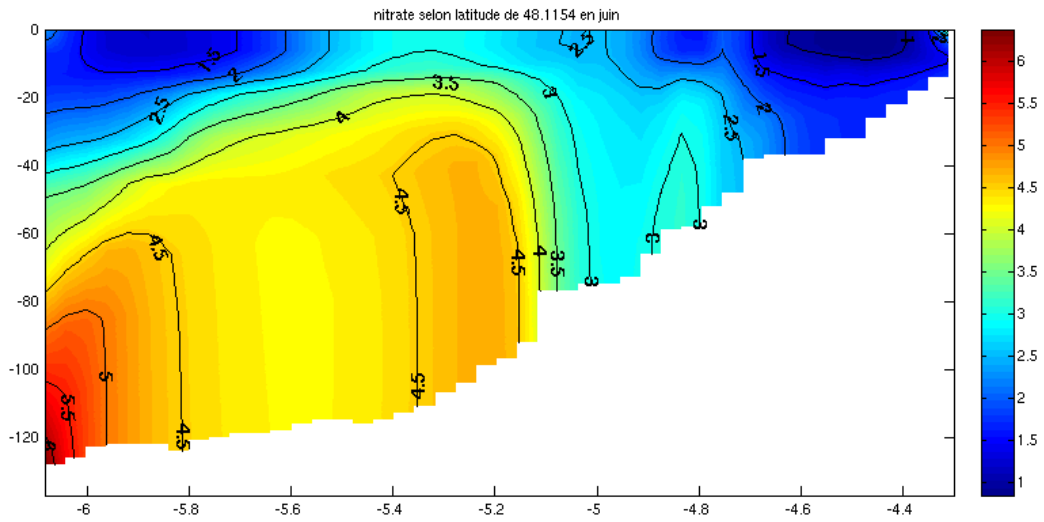


FIG. 4.26: Coupe verticale selon l'axe est-ouest en mer d'Iroise de la concentration en nitrate en juin calculée par le modèle ($\mu\text{molN} \cdot \text{m}^{-3}$)

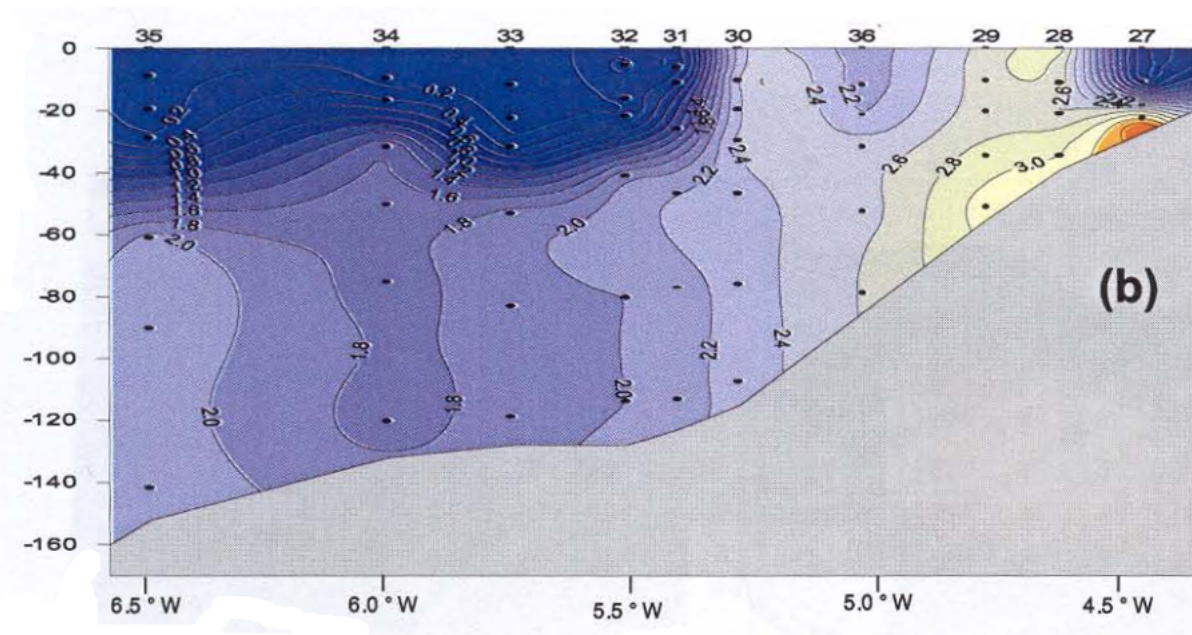


FIG. 4.27: Coupe verticale selon l'axe est-ouest en mer d'Iroise de la concentration en silicium en juin 1983 ($\mu\text{molSi} \cdot \text{m}^{-3}$) (Chaumery, 2004)

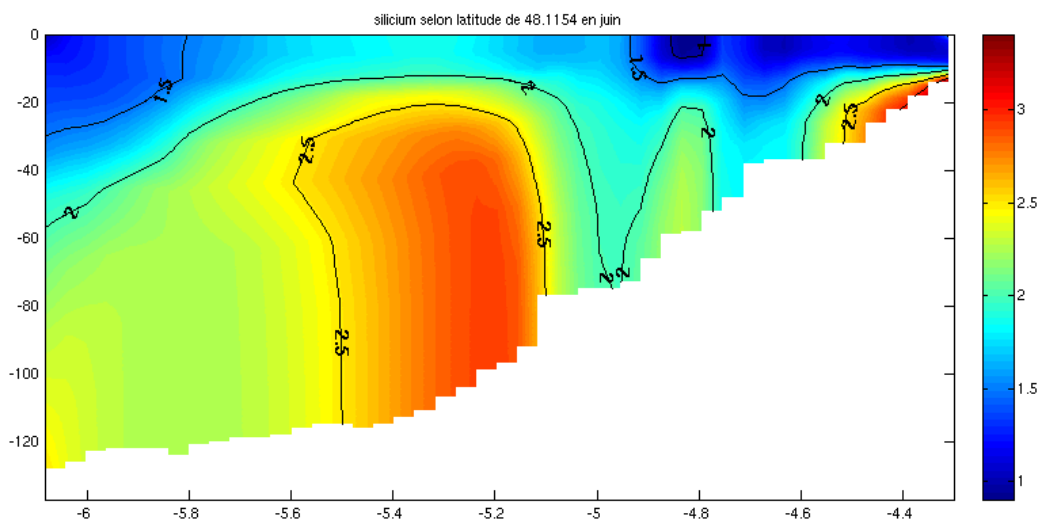


FIG. 4.28: Coupe verticale selon l'axe est-ouest en mer d'Iroise de la concentration en silicium en juin calculée par le modèle ($\mu\text{molSi} \cdot \text{m}^{-3}$)

4.13 Analyses globales sur les résultats du modèle

4.13.1 Analyse de la succession spécifique dans le modèle

Le modèle reproduit correctement la structuration spécifique du phytoplancton due aux processus physiques et à la différence de comportement hydrodynamique entre le nord et le sud de la zone. Les figures 4.29 à 4.32 montrent des cartes de concentrations en diatomées et en dinoflagellés les 8 mai 2001 et 27 juillet 2001. Ces cartes montrent la succession phytoplanctonique entre le printemps et l'été. Le modèle reproduit la croissance des dinoflagellés au sud de la zone en été, et leur quasi absence au nord. En effet, en Manche on observe une dominance des diatomées ce qui s'explique par un apport en eau douce moins important et de forts courants de marée qui provoquent un brassage important de la colonne d'eau. Au sud de la zone (nord du golfe de Gascogne), le milieu est plus stratifié et calme, ce qui favorise l'apparition des dinoflagellés : ceux-ci étant sensibles aux conditions hydrodynamiques turbulentes et brassées, la stratification thermique assure des conditions idéales de croissance pour les dinoflagellés.

Il est établi qu'en baie du Mont Saint Michel et dans le sud de la Manche le début du bloom printanier est dominé par les diatomées, ensuite un bloom de *Phaeocystis* accompagnés de diatomées apparaît. Enfin, un bloom estival dominé par les diatomées a lieu. Les dinoflagellés sont absents à cause des conditions hydrodynamiques provoquées par les forts courants de marées dans cette zone (brassage important nuisant à la croissance des dinoflagellés). *Phaeocystis* est favorisé lorsqu'il y a peu de silice (les diatomées étant ainsi limitées dans leur croissance).

Sur la figure 4.31 on remarque deux structures en arc de cercle en mer d'Iroise. Ces structures sont provoquées par les mouvements verticaux au niveau du front d'Iroise. Si l'on regarde la figure 4.33 qui représente une carte de température de surface le 27 juillet 2001, on remarque très bien le gradient thermique horizontal et les deux bulles d'eau froide autour des îles de Ouessant et de Sein.

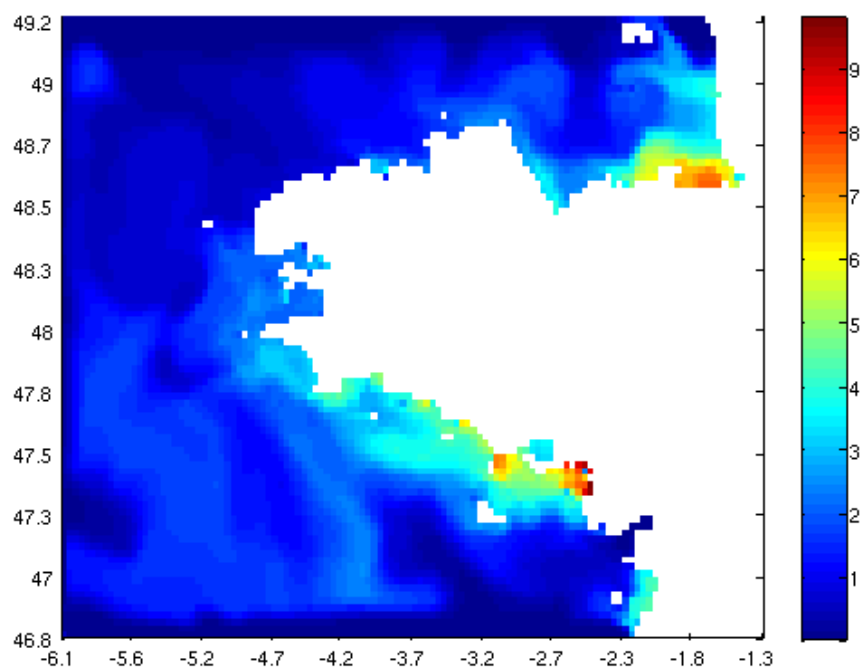


FIG. 4.29: Concentration en diatomées le 8 mai 2001 ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)

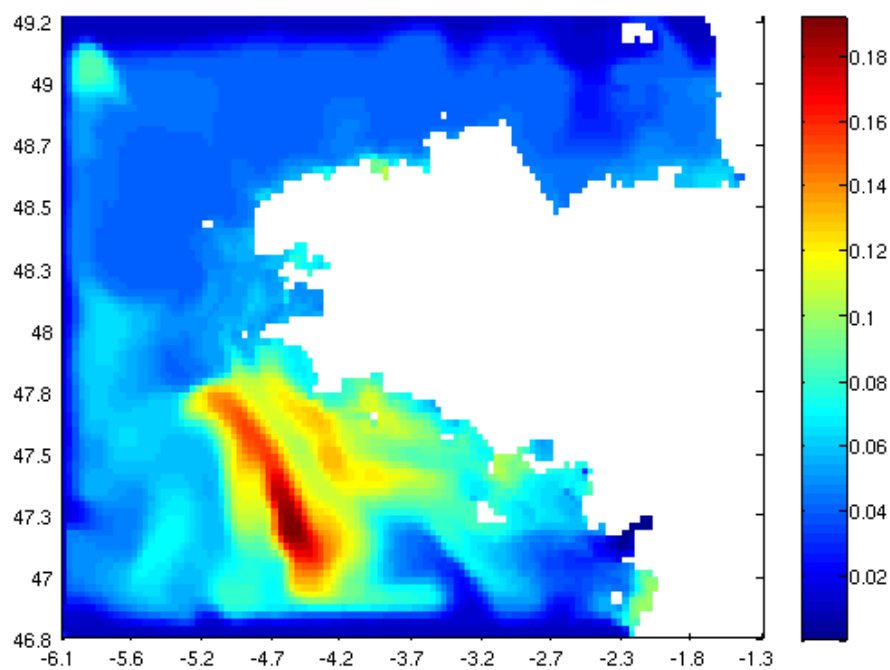


FIG. 4.30: Concentration en dinoflagellés le 8 mai 2001 ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)

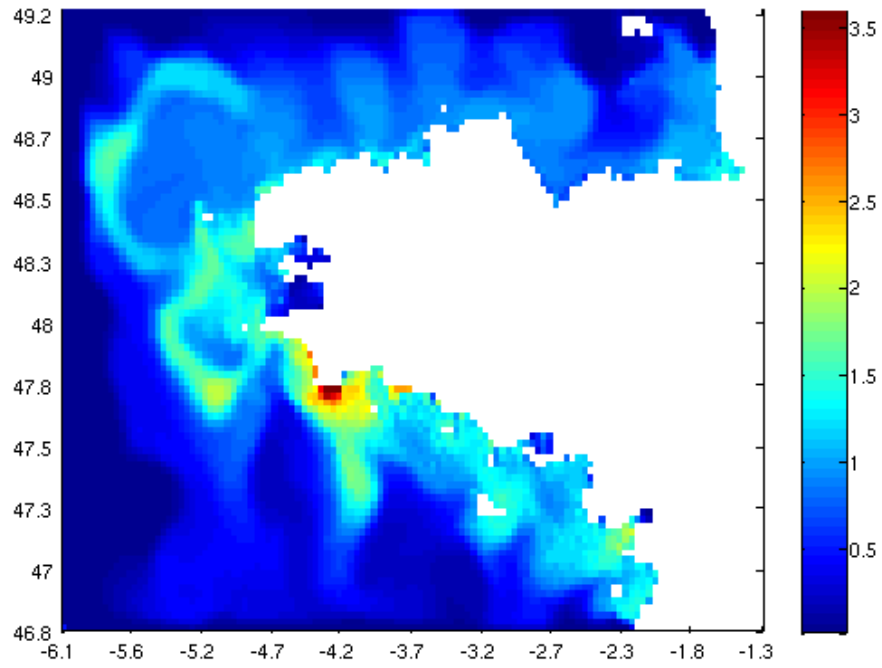


FIG. 4.31: Concentration en diatomées le 27 juillet 2001 ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)

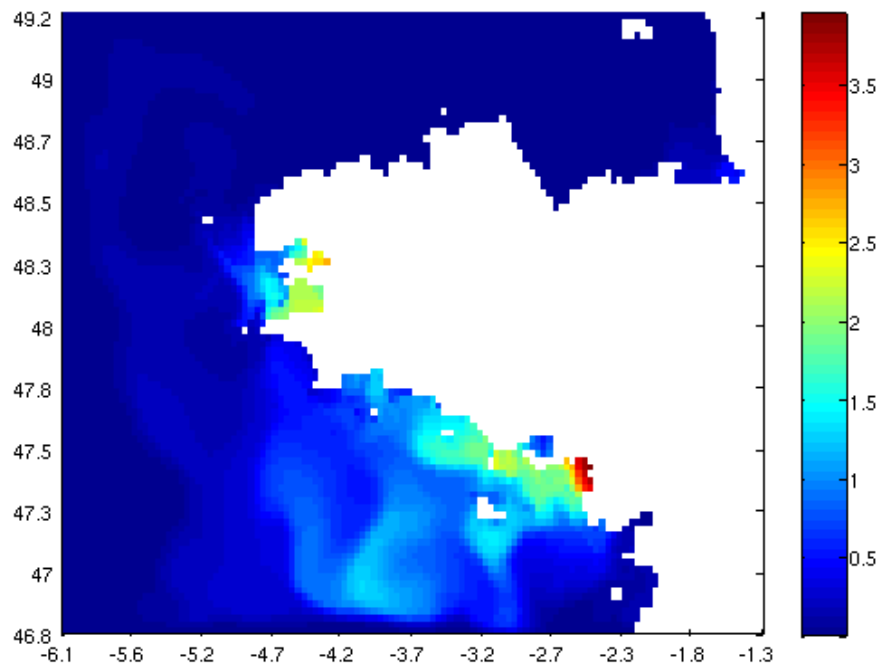


FIG. 4.32: Concentration en dinoflagellés le 27 juillet 2001 ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)

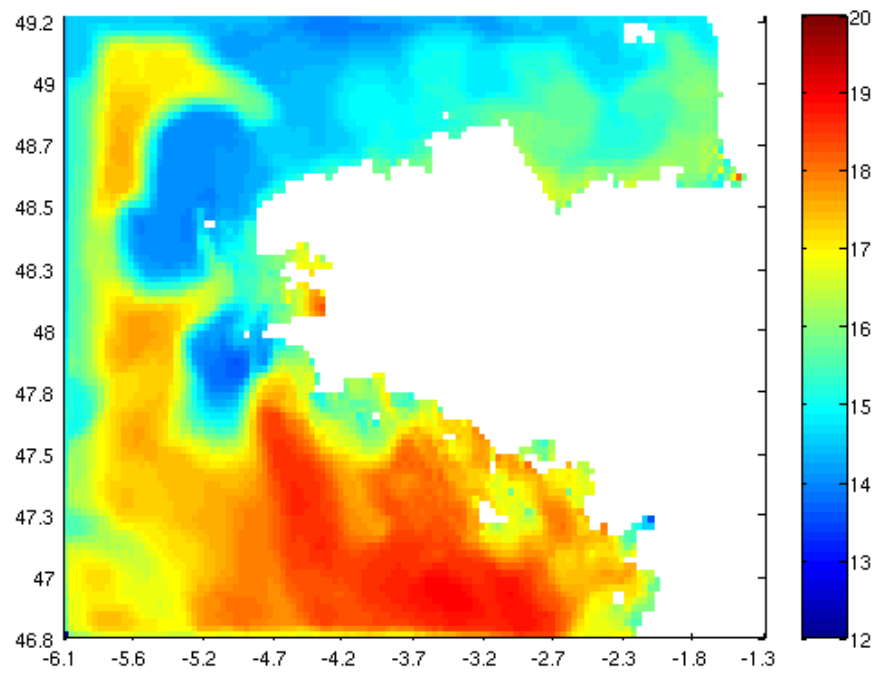


FIG. 4.33: Température de surface le 27 juillet 2001 ($^{\circ}C$)

4.13.2 Analyse de la production primaire dans le front d'Iroise

La mer d'Iroise, à l'ouest de la pointe de la Bretagne, est marquée par un front : le front d'Iroise. Comme expliqué au chapitre 1.3.2, ce front est provoqué par l'action de la marée sur les masses d'eau dans les zones de faibles profondeurs à la côte. En été, les masses d'eau ont tendance à se stratifier sous l'action du réchauffement de la surface. Ce réchauffement provoque l'apparition d'une thermocline saisonnière plus ou moins profonde en fonction de l'intensité du réchauffement et du mélange vertical. Lorsque de forts courants de marées sont présents dans des eaux peu profondes, la colonne d'eau se mélange et empêche l'installation de la thermocline. Ces eaux se réchauffent moins et moins vite. Plus au large, dans les zones de plus grandes profondeurs, le mélange vertical est moins intense : la couche de mélange de surface est moins profonde et permet le développement d'une thermocline. Entre ces deux zones un gradient thermique horizontal se met en place.

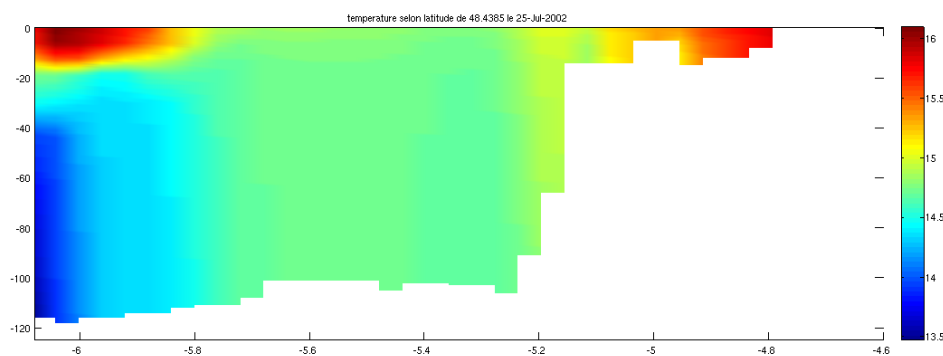


FIG. 4.34: Coupe verticale de température à la latitude de 48,4° le 25 juillet 2002 (°C)

La figure 4.34 montre une coupe verticale de température selon la latitude de 48,4° nord. Elle coupe le front d'Iroise dans le sens transversal ; à gauche se trouve le large et à droite la côte de la pointe Bretagne. Nous pouvons parfaitement distinguer le front d'Iroise vers 5,8° de longitude ouest. La stratification thermique est bien établie. On remarque qu'entre 5,2° et 5,8° de longitude ouest la colonne d'eau est parfaitement mélangée et homogène bien que la profondeur atteigne 100m. La forme et la position du front sont conformes à ce que l'on retrouve dans Muller et al. (2007).

La figure 4.35 présente une coupe verticale de la concentration en chlorophylle-a selon la même latitude et à la même date que pour la température. On peut voir au niveau de la zone stratifiée que la concentration en chlorophylle-a est plus forte. Ici, la stratification thermique permet de favoriser la croissance du phytoplancton au niveau du front d'Iroise. Les deux figures 4.36 et 4.37 montrent deux coupes verticales de la concentration en chlorophylle-a des groupes des diatomées et des dinoflagellés selon la latitude de 48,4° nord. Ces deux figures montrent la répartition des espèces le long du front d'Iroise. Nous pouvons voir que les dinoflagellés sont très présents

4 Modélisation bio-géochimique

au fond de la baie de Douarnenez, près de la côte. Leur concentration dans la zone mélangée est faible toutefois on peut remarquer que dans la zone stratifiée en bordure externe du front (à gauche) ce sont des diatomées qui représentent la majeure partie de la biomasse phytoplanctonique, ce qui n'est pas représentatif de la réalité. En effet comme l'expliquent Le Corre et al. (1992), les dinoflagellés prennent la succession des diatomées en été dans la zone stratifiée au large.

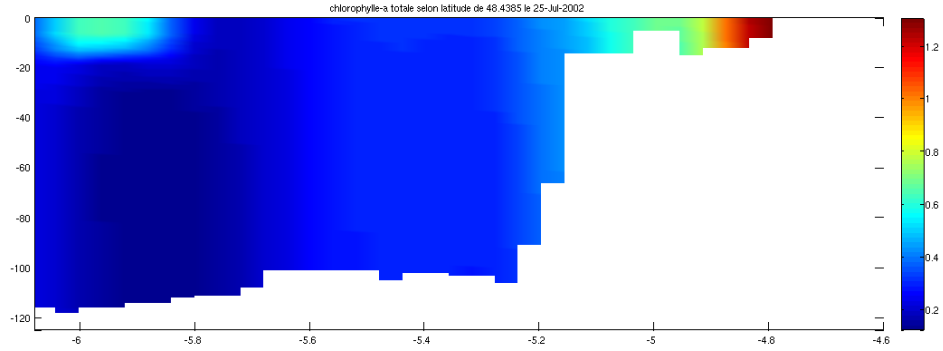


FIG. 4.35: Coupe verticale de concentration en chlorophylle-a à la latitude de $48,4^\circ$ le 25 juillet 2002 ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)

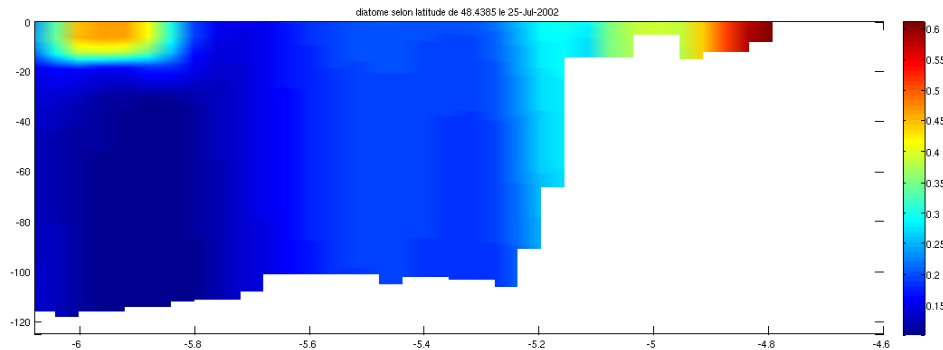


FIG. 4.36: Coupe verticale de la concentration en chlorophylle-a du groupe des diatomées selon la latitude de $48,4^\circ$ le 25 juillet 2002 ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)

4 Modélisation bio-géochimique

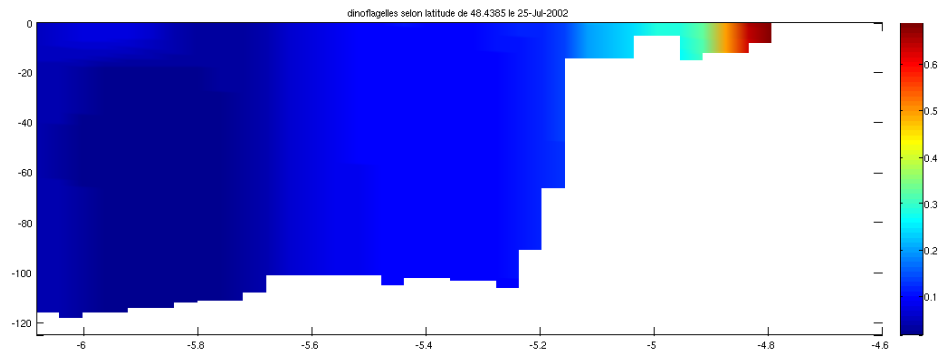


FIG. 4.37: Coupe verticale de la concentration en chlorophylle-a du groupe des dinoflagellés à la latitude de 48,4° le 25 juillet 2002 ($mg_{chl-a} \cdot m^{-3}$)

4.13.3 Analyse de la production primaire au niveau du panache de la Loire

Toutes les coupes sont localisées dans le panache de la Loire selon 47,2° de latitude (figure 4.38).

Les 18 figures de 4.43 à 4.58 montrent des coupes dans le panache de la Loire de la température, de la salinité, des concentrations en nitrate, phosphate et silicate et enfin de la concentration en chlorophylle-a. Ces coupes sont réparties sur trois périodes : début du printemps (mois d'avril), fin du printemps (mois de juin) et été (mois d'août).

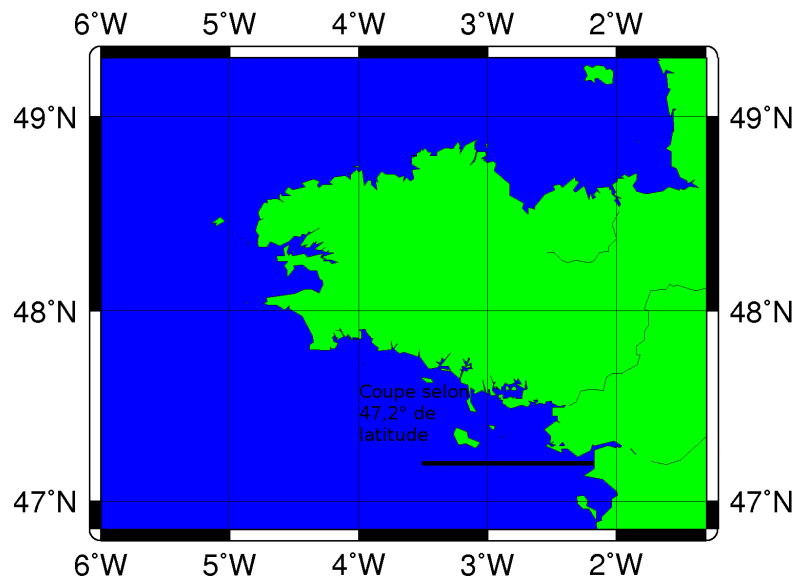


FIG. 4.38: Localisation de la coupe

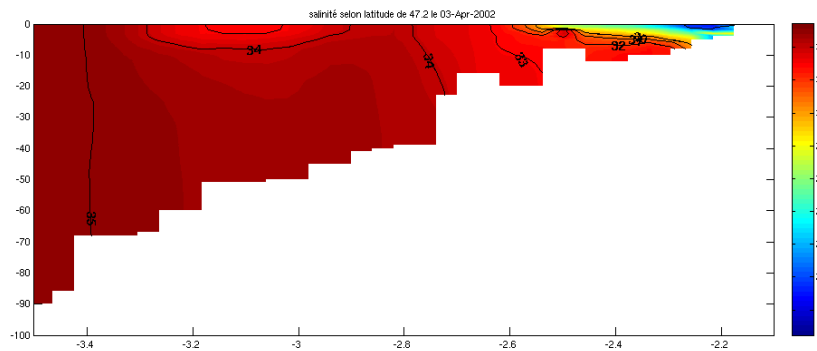


FIG. 4.39: Coupe de la salinité dans le panache de la Loire en avril 2002 ($kg \cdot m^{-3}$)

4 Modélisation bio-géochimique

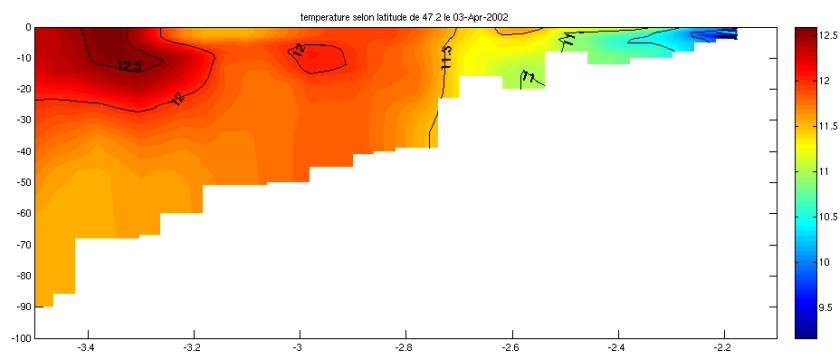


FIG. 4.40: Coupe de la température dans le panache de la Loire en avril 2002 ($^{\circ}C$)

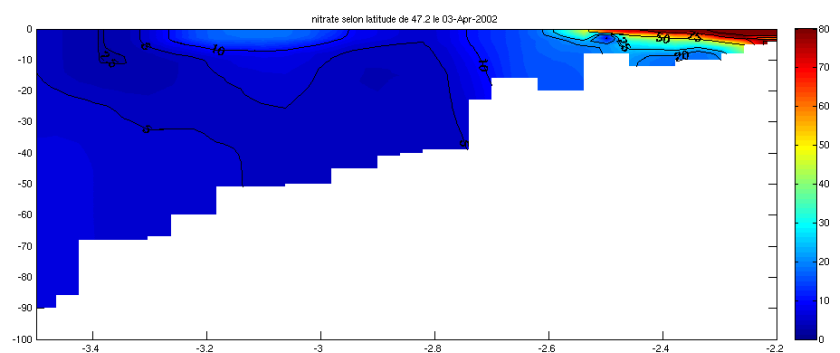


FIG. 4.41: Coupe de la concentration en nitrate dans le panache de la Loire en avril 2002 ($\mu mol N \cdot m^{-3}$)

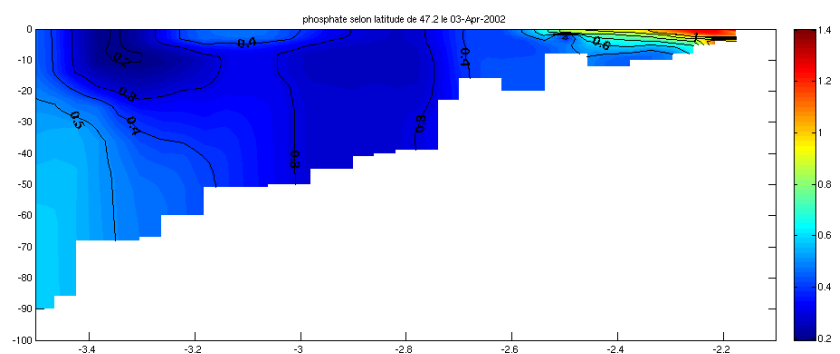


FIG. 4.42: Coupe de la concentration en phosphate dans le panache de la Loire en avril 2002 ($\mu mol P \cdot m^{-3}$)

4 Modélisation bio-géochimique

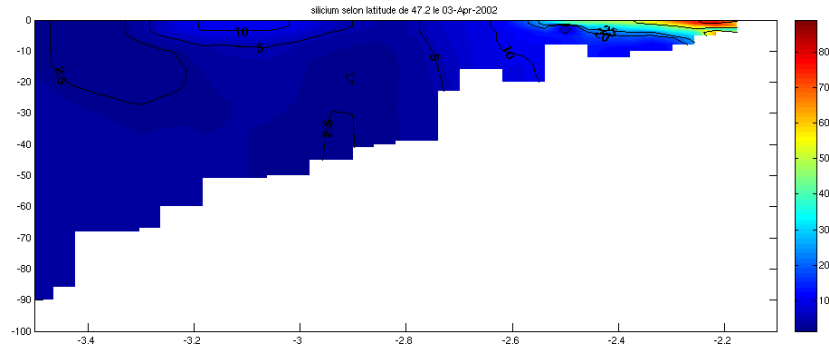


FIG. 4.43: Coupe de la concentration en silicium dans le panache de la Loire en avril 2002 ($\mu\text{molSi} \cdot \text{m}^{-3}$)

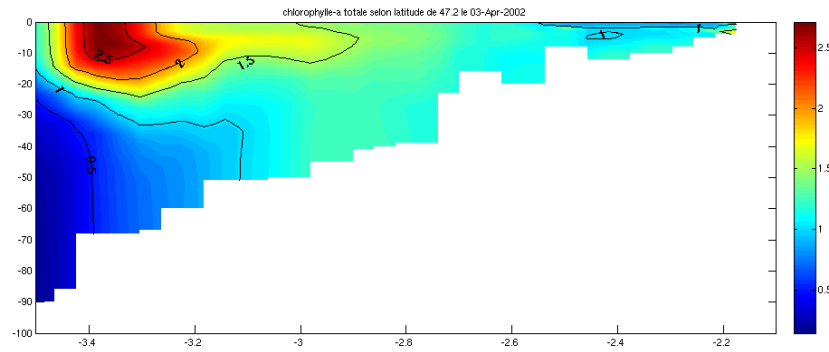


FIG. 4.44: Coupe de la concentration en chlorophylle dans le panache de la Loire en avril 2002 ($\text{mg}_{\text{chla}} \cdot \text{m}^{-3}$)

Sur les coupes de température et de salinité effectuées au mois d'avril, nous pouvons voir la présence très nette du panache de la Loire. Les températures sont relativement faibles. On peut voir une structure au large qui montre un début de stratification. Les concentrations en nutriments sont assez fortes, la principale limitation à cette période est provoquée par la faible lumière disponible pour les algues. Le seul endroit où l'on trouve de la chlorophylle est dans la petite zone stratifiée au large.

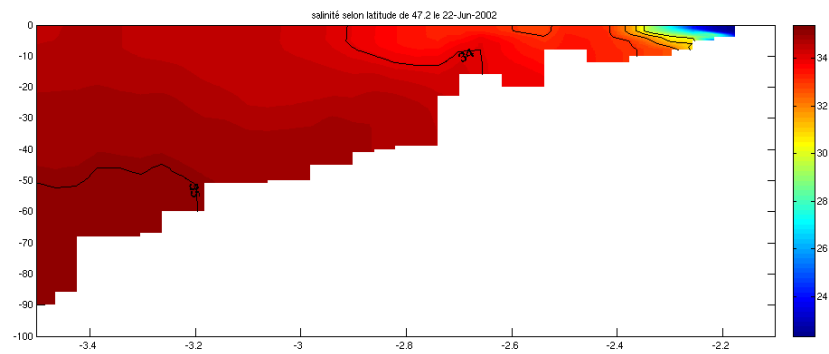


FIG. 4.45: Coupe de la salinité dans le panache de la Loire en juin 2002 ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$)

4 Modélisation bio-géochimique

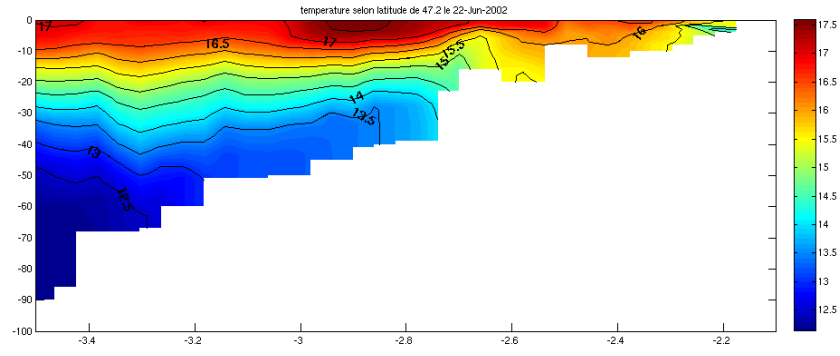


FIG. 4.46: Coupe de la température dans le panache de la Loire en juin 2002 ($^{\circ}\text{C}$)

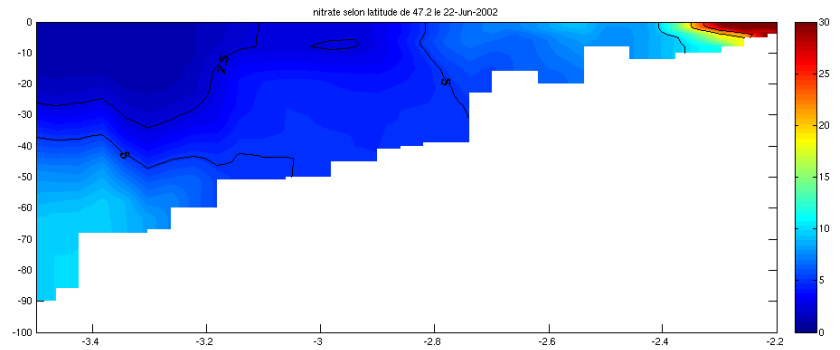


FIG. 4.47: Coupe de la concentration en nitrate dans le panache de la Loire en juin 2002 ($\mu\text{molN} \cdot \text{m}^{-3}$)

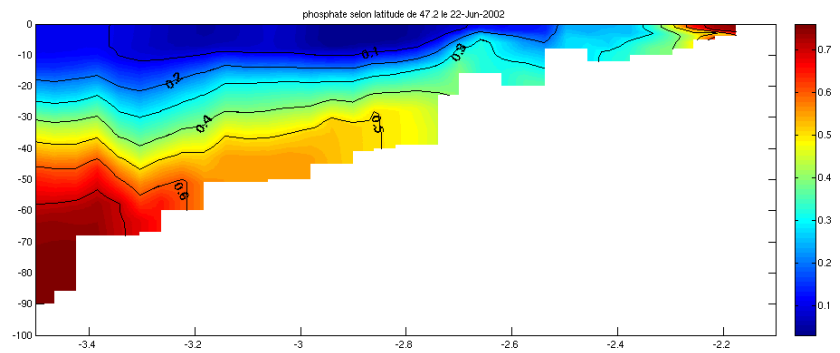


FIG. 4.48: Coupe de la concentration en phosphate dans le panache de la Loire en juin 2002 ($\mu\text{molP} \cdot \text{m}^{-3}$)

4 Modélisation bio-géochimique

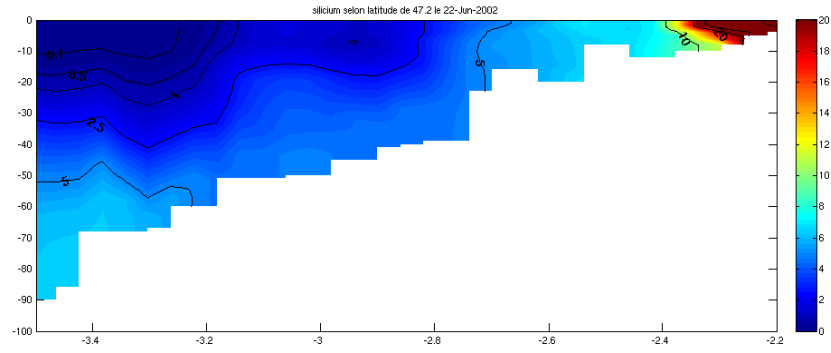


FIG. 4.49: Coupe de la concentration en silicium dans le panache de la Loire en juin 2002 ($\mu\text{molSi} \cdot \text{m}^{-3}$)

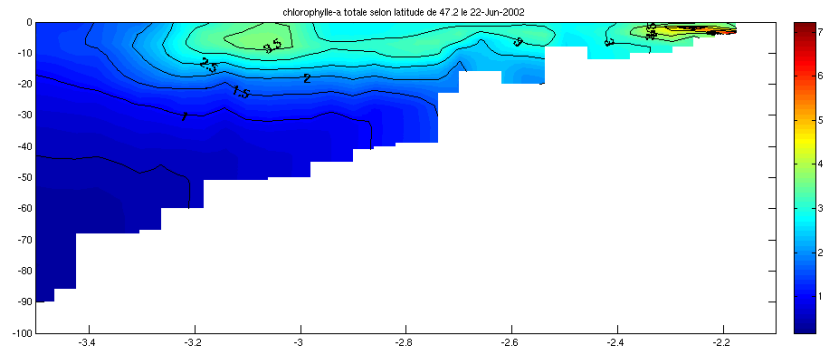


FIG. 4.50: Coupe de la concentration en chlorophylle dans le panache de la Loire en juin 2002 ($\text{mg}_{\text{chla}} \cdot \text{m}^{-3}$)

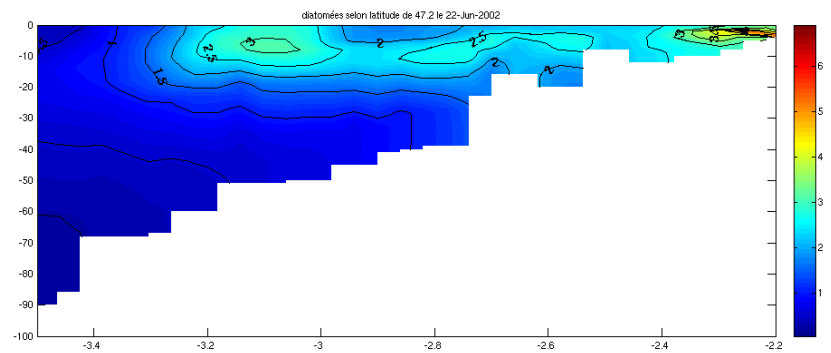


FIG. 4.51: Coupe de la concentration en chlorophylle des diatomées dans le panache de la Loire en juin 2002 ($\text{mg}_{\text{chla}} \cdot \text{m}^{-3}$)

4 Modélisation bio-géochimique

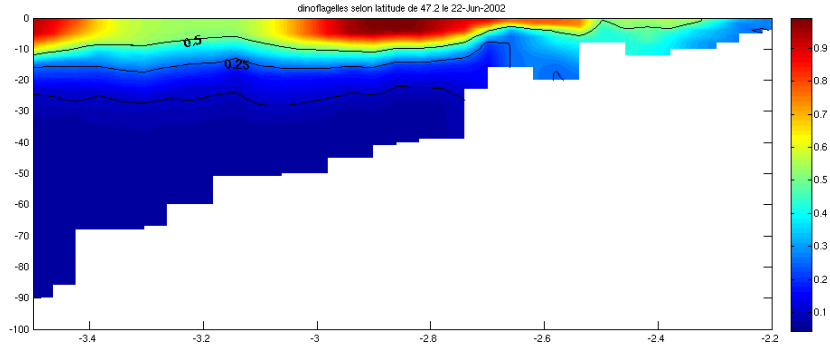


FIG. 4.52: Coupe de la concentration en chlorophylle des dinoflagellés dans le panache de la Loire en juin 2002 ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)

Le front halin est plus près de la côte au mois de juin. L'eau de surface s'est nettement réchauffée et l'on distingue bien la thermocline située aux alentours de 20 m. Les concentrations en nitrate ont diminué et sont descendues en dessous de $5 \mu mol N \cdot m^{-3}$ au large. Les concentrations en phosphate sont faibles en surface, moins de $0,1 \mu mol P \cdot m^{-3}$. Les concentrations en silicate sont très faibles, surtout au large. Les silicates sont devenus l'élément limitant la croissance des diatomées. Les concentrations en nutriments sont fortes sous la thermocline. Le maximum de croissance phytoplanctonique est situé près de la côte. On peut voir au large que la chlorophylle atteint un maximum de $3,5 mg_{chla} \cdot m^{-3}$ situé en subsurface et dominé par le groupe des diatomées. Les dinoflagellés profitent de la stratification thermique pour se développer en surface.

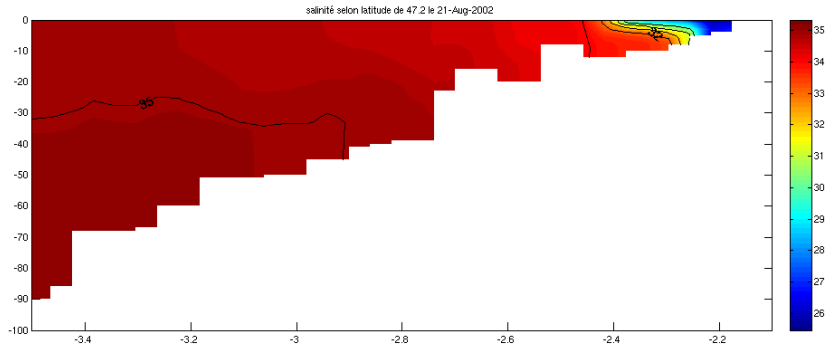


FIG. 4.53: Coupe de la salinité dans le panache de la Loire en août 2002 ($kg \cdot m^{-3}$)

4 Modélisation bio-géochimique

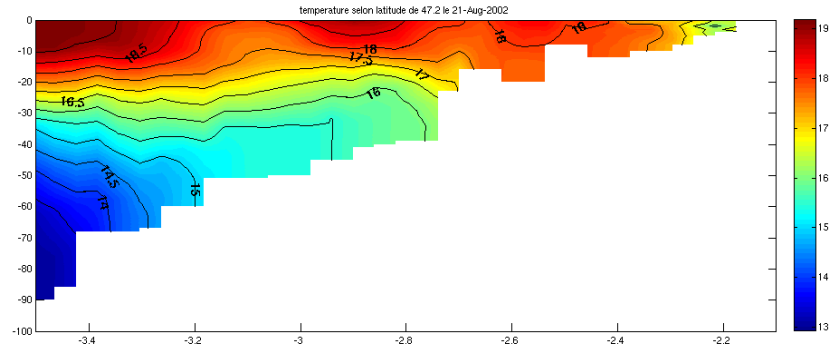


FIG. 4.54: Coupe de la température dans le panache de la Loire en août 2002 ($^{\circ}C$)

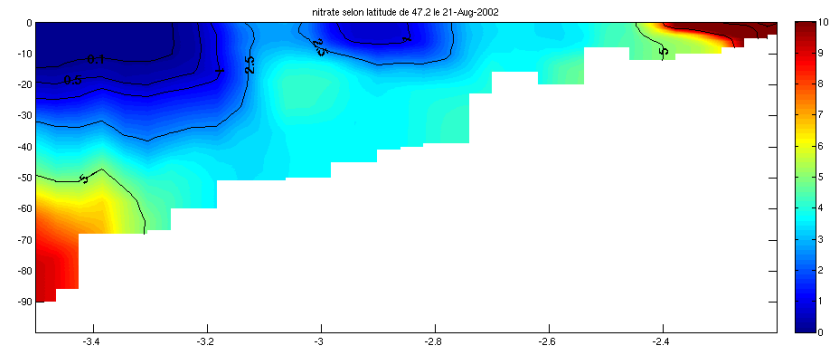


FIG. 4.55: Coupe de la concentration en nitrate dans le panache de la Loire en août 2002 ($\mu\text{molN} \cdot \text{m}^{-3}$)

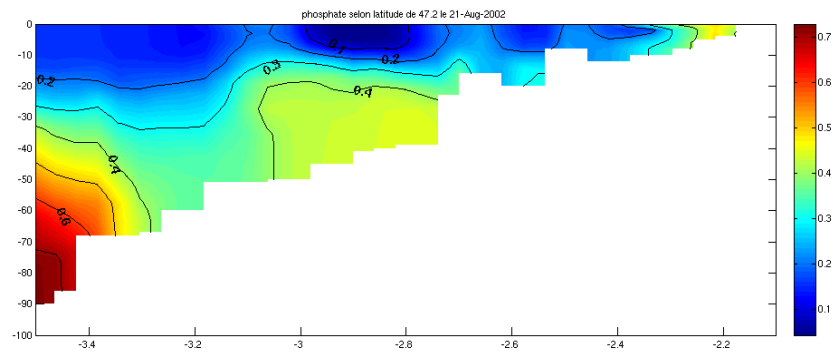


FIG. 4.56: Coupe de la concentration en phosphate dans le panache de la Loire en août 2002 ($\mu\text{molP} \cdot \text{m}^{-3}$)

4 Modélisation bio-géochimique

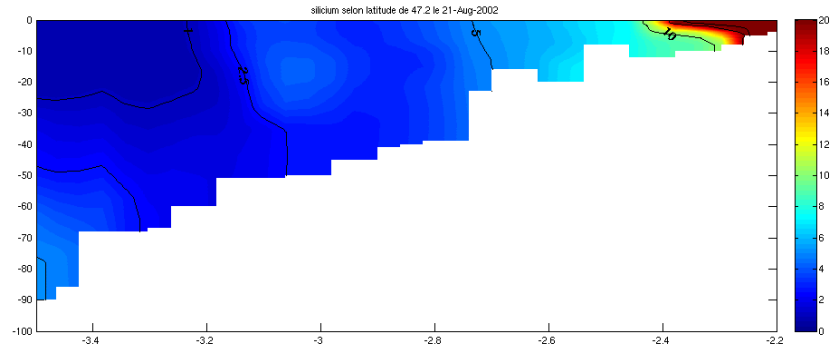


FIG. 4.57: Coupe de la concentration en silicium dans le panache de la Loire en août 2002 ($\mu\text{molSi} \cdot \text{m}^{-3}$)

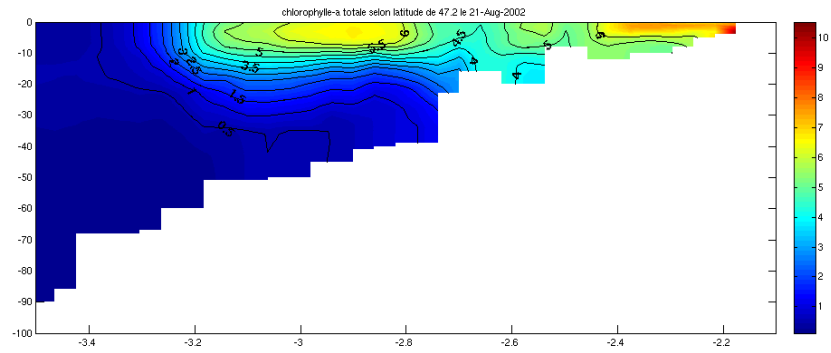


FIG. 4.58: Coupe de la concentration en chlorophylle dans le panache de la Loire en août 2002 ($\text{mg}_{\text{chla}} \cdot \text{m}^{-3}$)

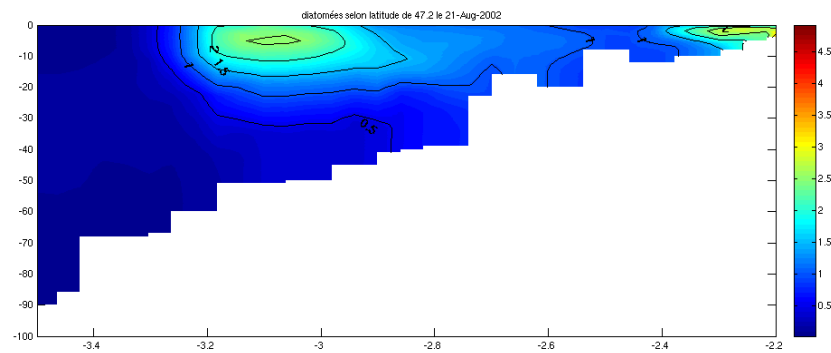


FIG. 4.59: Coupe de la concentration en chlorophylle des diatomées dans le panache de la Loire en août 2002 ($\text{mg}_{\text{chla}} \cdot \text{m}^{-3}$)

4 Modélisation bio-géochimique

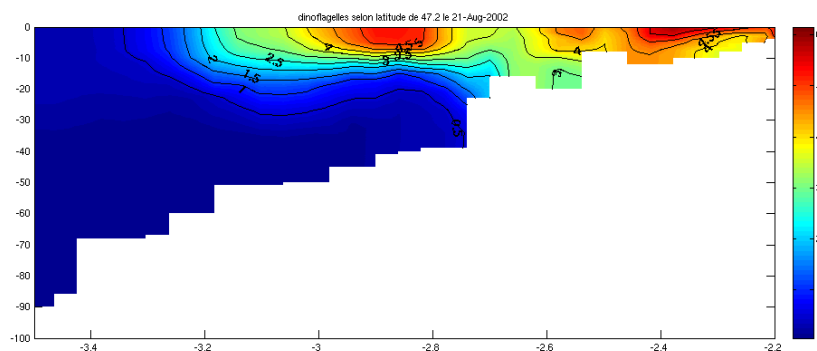


FIG. 4.60: Coupe de la concentration en chlorophylle des dinoflagellés dans le panache de la Loire en août 2002 ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)

En août, l'eau s'est encore réchauffée et la thermocline est bien établie. Le front halin est situé très près de la côte. Les concentrations en nitrate et phosphate sont assez faibles en surface. La concentration en chlorophylle est toujours très forte près de la côte. On voit qu'elle atteint plus de $6 mg_{chla} \cdot m^{-3}$ au large. Le groupe des dinoflagellés domine maintenant le phytoplancton.

On peut voir sur ces figures que la Loire apporte de grandes quantités de nutriments dans la zone côtière. Le fleuve favorise la stabilisation et la stratification de la colonne d'eau au printemps. Lorsque les débits diminuent, une stratification thermique prend le relais. Celle-ci permet le développement du phytoplancton en surface au large tout d'abord puis près de la côte, au niveau de l'estuaire. Pendant l'été, les apports en nutriments diminuent avec les débits, mais restent importants. Ces nutriments permettent les fortes concentrations en chlorophylle au niveau de l'estuaire tandis que la limitation en nitrate et phosphate au large freine la croissance algale. Les structures montrées par le modèle sont les mêmes que celles mises en évidence dans Lunven et al. (2005) et Guillaud et al. (2008). Toutefois les niveaux de chlorophylle-a mesurés pendant les campagnes GASPROD (avril 2002) et VILOIR (juin 2003) sont plus forts que ceux montrés par le modèle. De plus, les concentrations en phosphate et nitrate du modèle sont légèrement plus fortes en période estivale. Ceci peut expliquer les concentrations en chlorophylle-a surestimées au large, alors qu'en réalité une limitation par l'azote et le phosphore ralentit cette production phytoplanctonique.

4.13.4 Résultats et comparaison entre l'année 2001 et l'année 2003

La figure 4.61 montre une comparaison entre les moyennes mensuelles de précipitations des années 2001 (en bleu) et 2003 (en rouge) à la station météorologique de Guipavas. Cette comparaison montre que l'hiver et le printemps de l'année 2001 ont été beaucoup plus pluvieux qu'en 2003. De plus, la pluviométrie des mois de juillet et août a été plus importante en 2001 qu'en 2003. L'année 2001 est considérée comme une année humide, alors que l'année 2003 est considérée comme une année sèche. Les différences de pluviométrie impliquent une différence dans les débits des rivières et par conséquent une différence au niveau des apports en nutriments.

Lorsque l'on compare les figures 4.62 à 4.65, on remarque, tant sur les cartes de moyennes que de quantiles 90, que l'année 2001 présente des concentrations en nitrate plus fortes et plus étendues que l'année 2003. Les différences de pluviométrie expliquent cela : l'année 2003, moins arrosée, présente un enrichissement de la bande côtière moins important que l'année 2001.

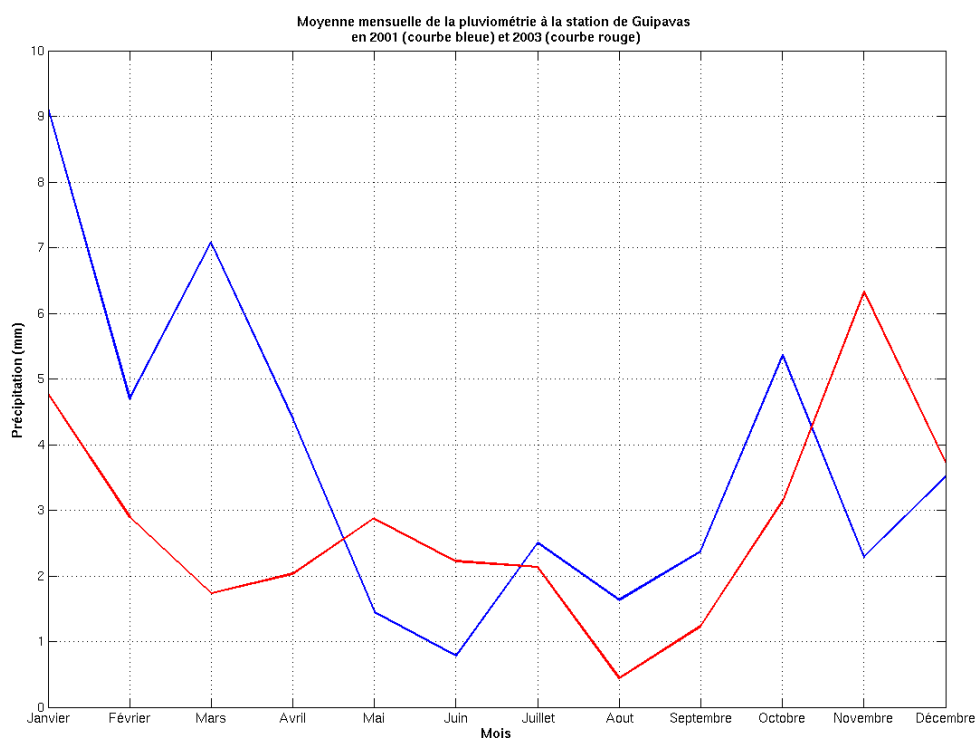


FIG. 4.61: Comparaison des moyennes mensuelles de pluviométrie des années 2001 et 2003 à la station de Guipavas (*mm*)

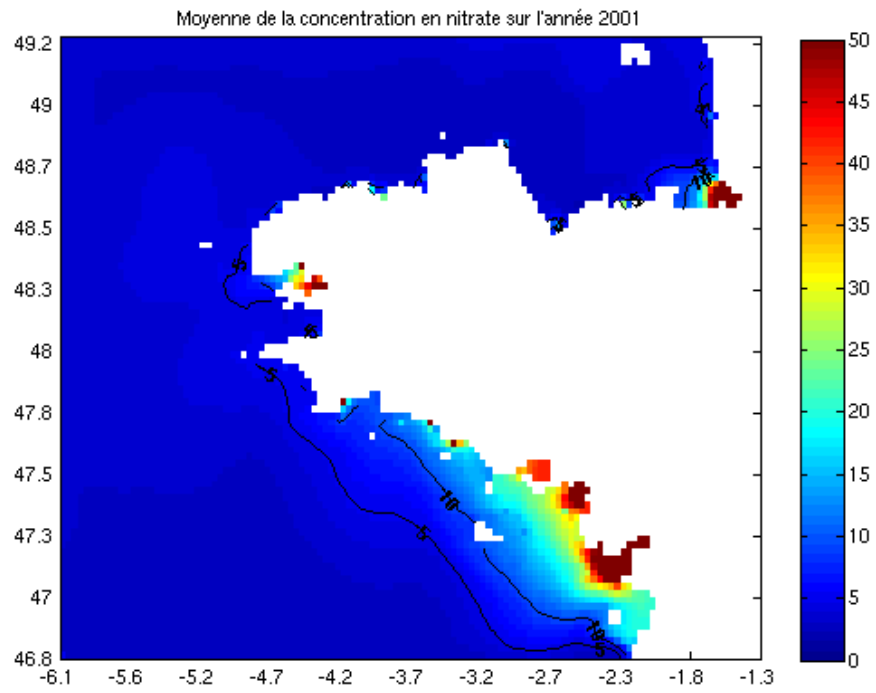


FIG. 4.62: Carte de la concentration moyenne en nitrate sur l'année 2001 ($\mu\text{molN} \cdot \text{m}^{-3}$)

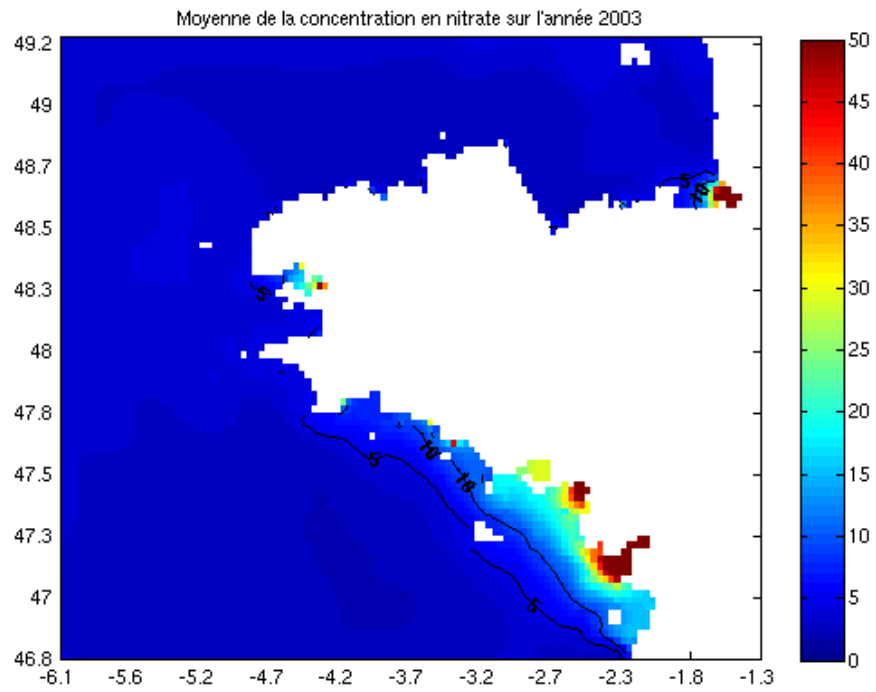


FIG. 4.63: Carte de la concentration moyenne en nitrate sur l'année 2003 ($\mu\text{molN} \cdot \text{m}^{-3}$)

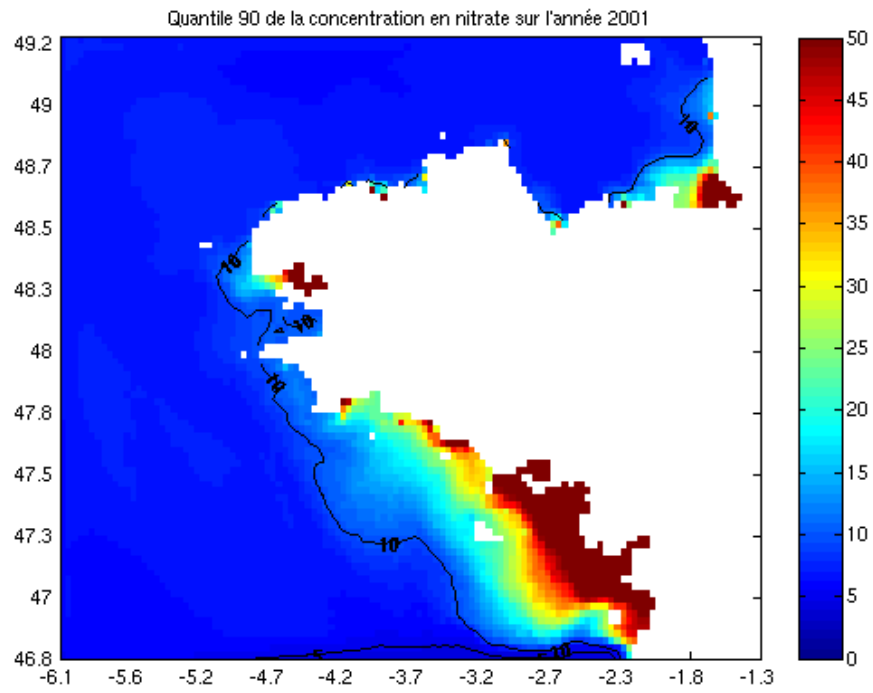


FIG. 4.64: Carte du quantile 90 de la concentration en nitrate sur l'année 2001 ($\mu\text{mol N} \cdot \text{m}^{-3}$)

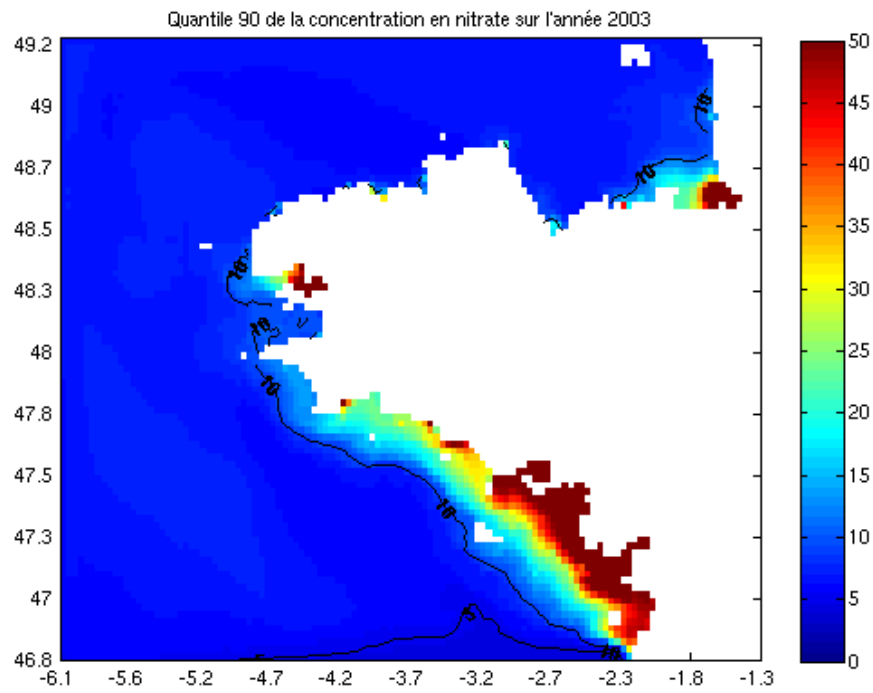


FIG. 4.65: Carte du quantile 90 de la concentration en nitrate sur l'année 2003 ($\mu\text{mol N} \cdot \text{m}^{-3}$)

Les figures 4.66 à 4.69 montrent des cartes de moyenne et de quantile 90 de la concentration en chlorophylle-a sur les années 2001 et 2003. On remarque peu de différences entre les cartes de moyennes. La chlorophylle-a est plus étendue vers le large sur l'année 2001 par rapport à l'année 2003 où la bande côtière riche en chlorophylle-a est plus étroite. La différence est plus marquée sur les cartes de quantile 90. En effet, l'année 2001 montre que les concentrations en chlorophylle-a ont atteint des valeurs plus fortes qu'en 2003.

Les apports en nutriments pendant la période hivernale et printanière sont importants : ils conditionnent le bloom printanier. On peut voir que la différence de pluviométrie entre l'année 2001 et 2003 a joué un rôle important sur le niveau d'enrichissement de la bande côtière bretonne. Cette différence d'enrichissement se retrouve par la suite sur la production primaire.

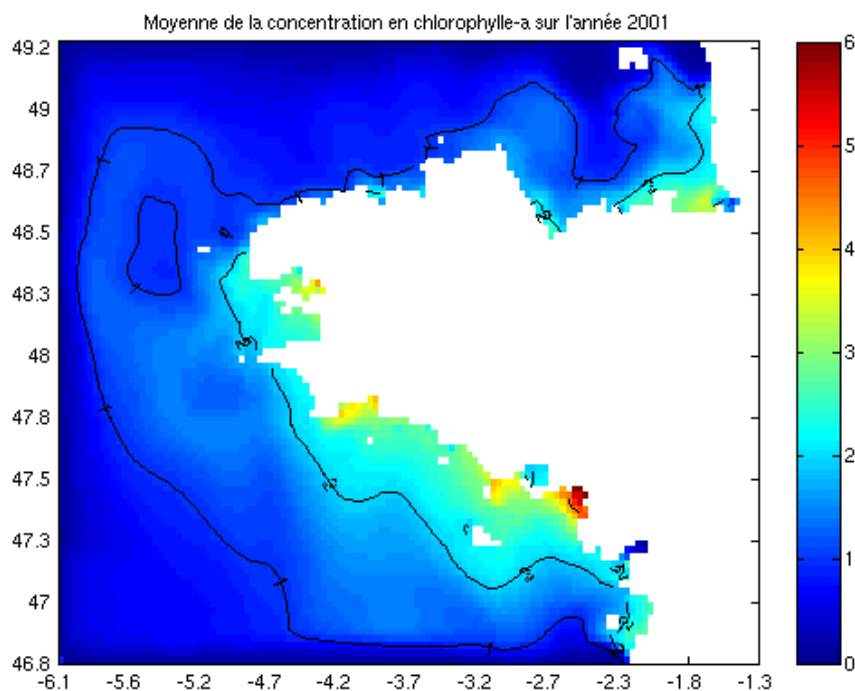


FIG. 4.66: Carte de la concentration moyenne en chlorophylle-a sur l'année 2001 ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)

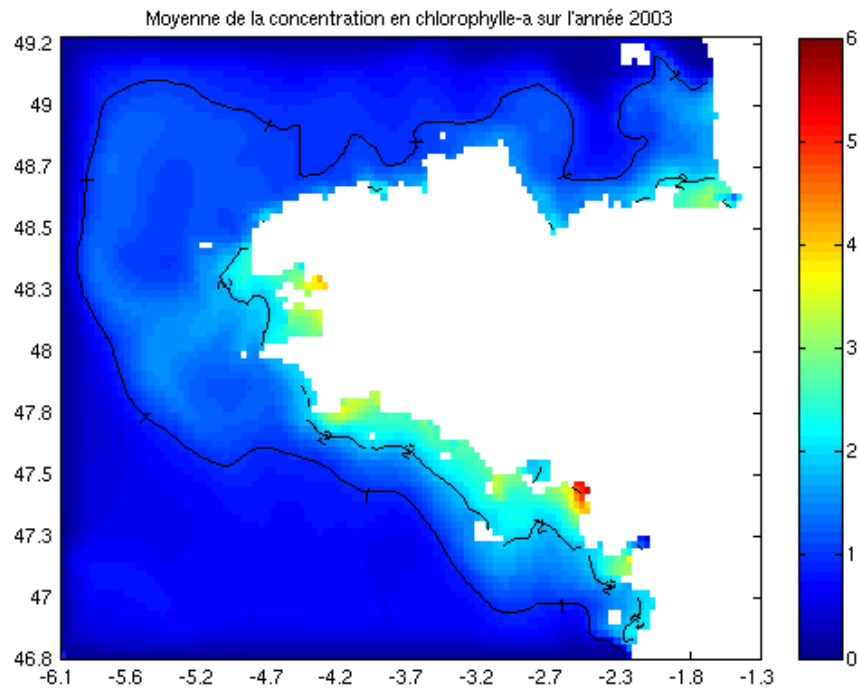


FIG. 4.67: Carte de la concentration moyenne en chlorophylle-a sur l'année 2003 ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)

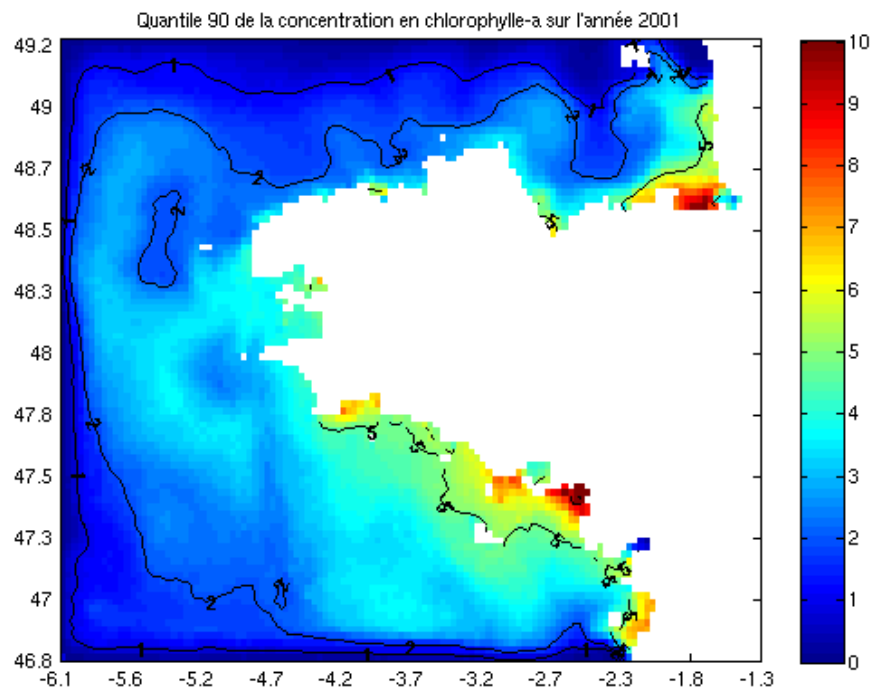


FIG. 4.68: Carte du quantile 90 de la concentration en chlorophylle-a sur l'année 2001 ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)

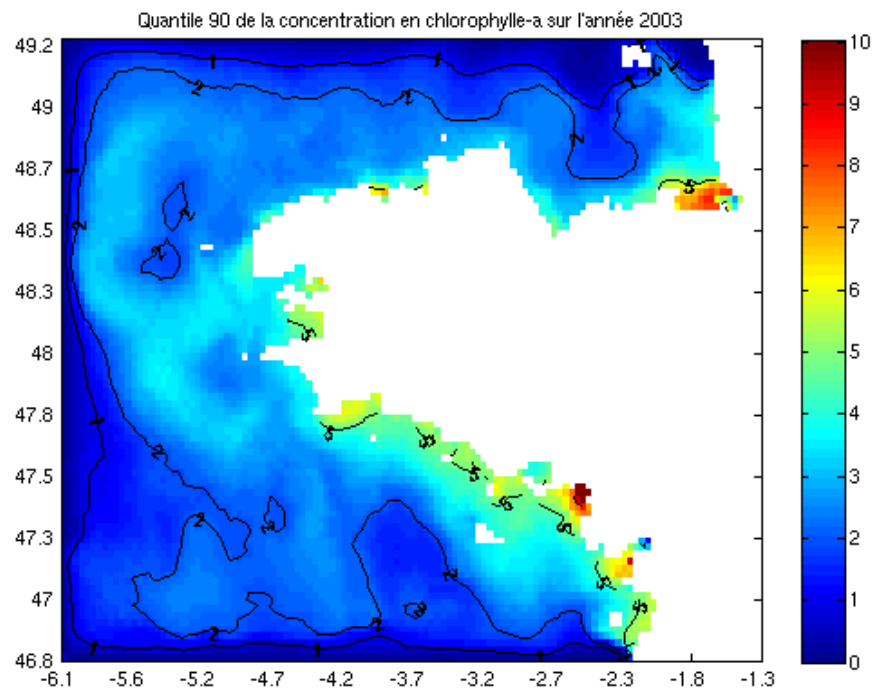


FIG. 4.69: Carte du quantile 90 de la concentration en chlorophylle-a sur l'année 2003 ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)

4.13.5 Comparaison selon le critère de la DCE¹ entre les années 2001, 2002 et 2003

La DCE est une directive du parlement Européen publiée le 23 octobre 2000 proposant un cadre pour établir une politique communautaire sur la gestion de l'eau. Des masses d'eau côtières ont été délimitées pour lesquelles un état de bonne qualité doit être atteint avant 2015 (figure 4.70).



FIG. 4.70: Répartition des masses d'eau DCE sur la Bretagne

Sur chaque masse d'eau on utilise le quantile 90 de la chlorophylle-a sur la période productive (de mars à octobre pour la Manche et l'Atlantique). L'état écologique de chaque masse d'eau est évalué ainsi et classé selon 5 classes : très bon, bon, moyen, médiocre, mauvais.

Classement de la masse d'eau	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
Quantile 90 ($\mu g_{chla} \cdot l^{-1}$)	0-5	5-10	10-20	20-40	>40

TAB. 4.8: Grille de classement des masses d'eau DCE pour la concentration en chlorophylle

Les figures 4.71 à 4.73 montrent ainsi des cartes de classement selon le critère des masses d'eau DCE sur les années 2001, 2002 et 2003.

¹Directive Cadre Eau

4 Modélisation bio-géochimique

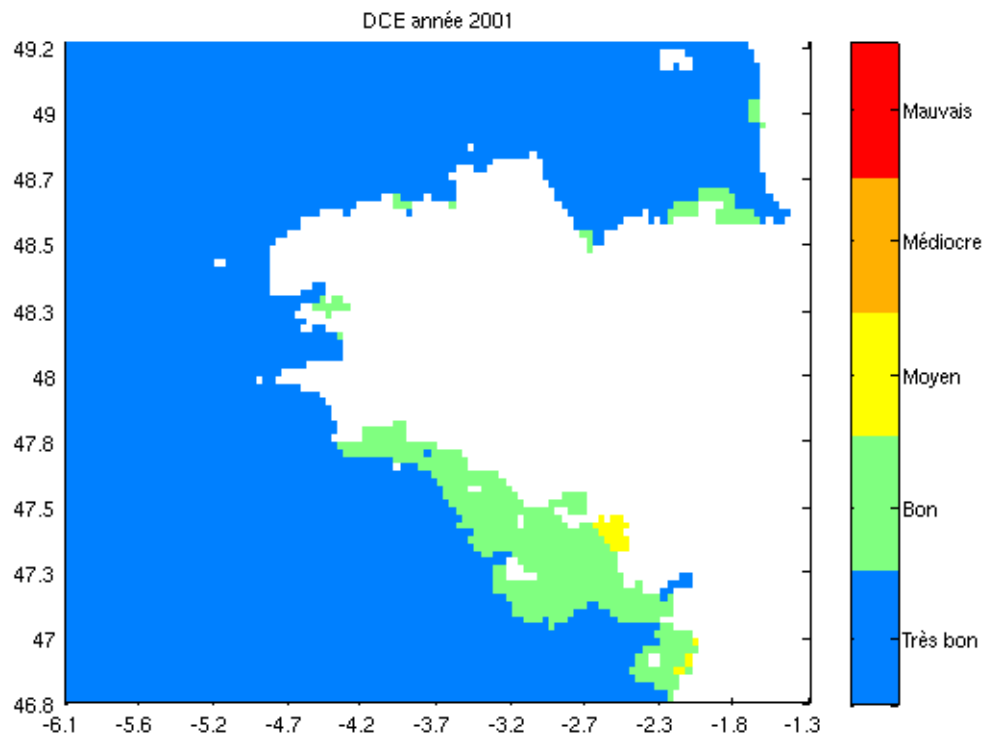


FIG. 4.71: Classement des eaux selon le critère de la DCE sur l'année 2001

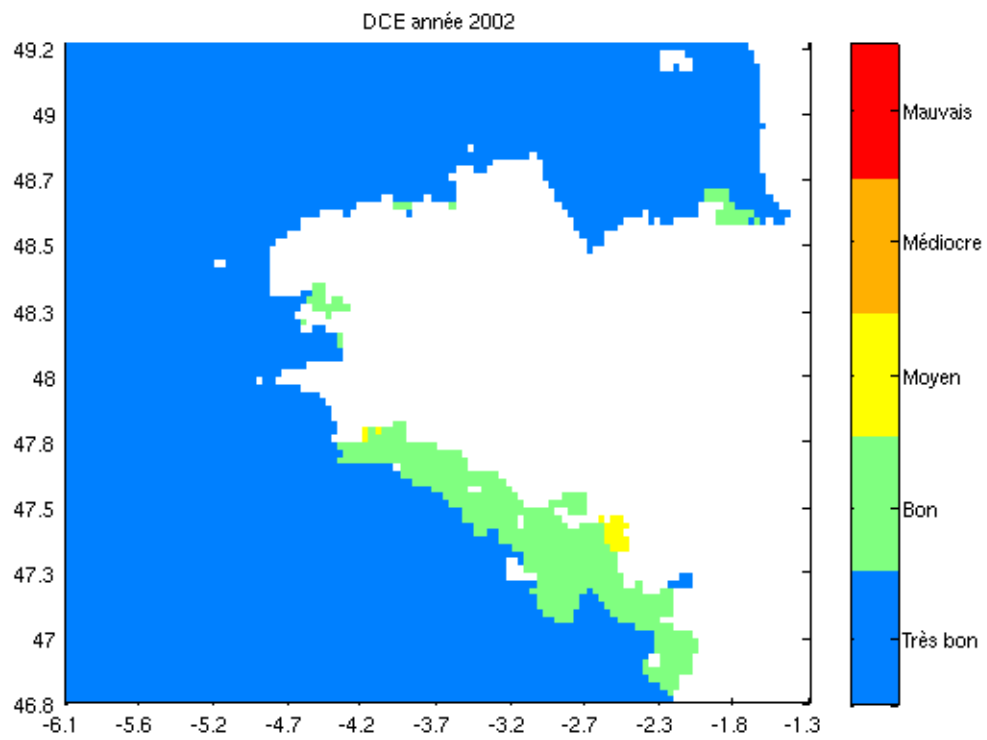


FIG. 4.72: Classement des eaux selon le critère de la DCE sur l'année 2002

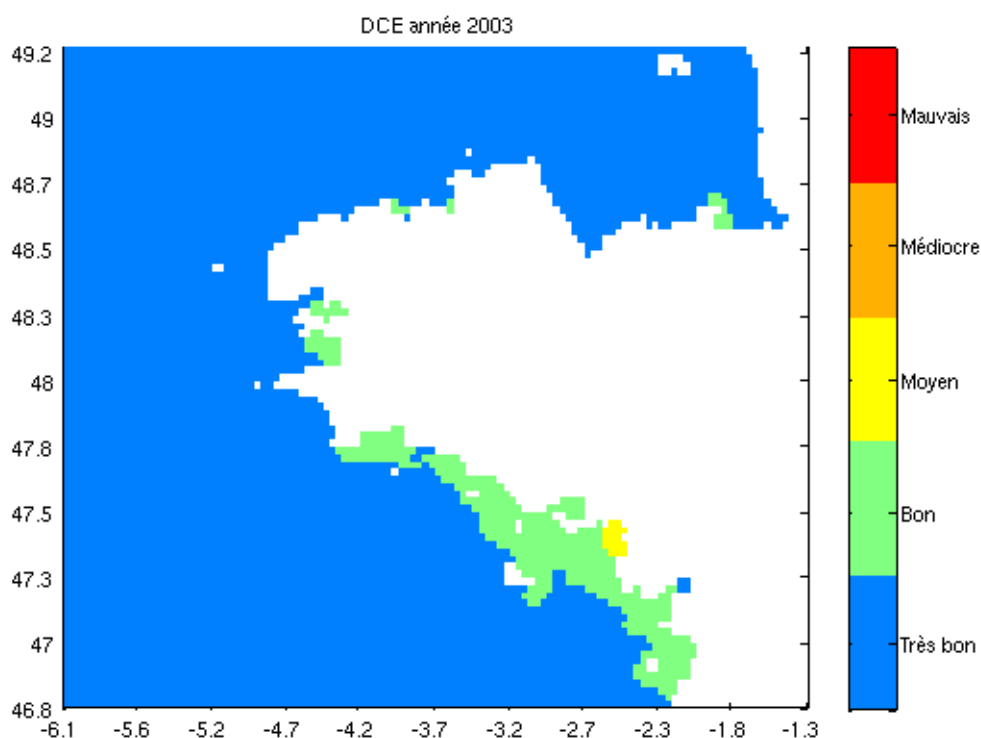


FIG. 4.73: Classement des eaux selon le critère de la DCE sur l'année 2003

On peut voir qu'il y a peu de changements entre les 3 années. 2001 présente une étendue plus importante des eaux de qualité "bon" et "moyen". Ceci s'explique par le fait que l'année 2001 a été une année humide, où les apports en sels nutritifs ont été plus importants.

4.13.6 Résultats de la variable oxygène dissous

Comme abordé dans l'introduction, la concentration en oxygène dissous dans l'eau est un indicateur pertinent de l'état d'eutrophisation d'un milieu aquatique. Diaz et Rosenberg (2008) dressent une liste des différents sites, de par le monde, qui ont montré des phénomènes d'hypoxie plus ou moins importants. On peut remarquer que 20 sites sont localisés en France dont 9 dans notre zone d'étude :

- Baie de Vilaine
- Estuaire de la Loire
- Baie d'Arguenon
- Baie de Douarnenez
- Baie de la Fresnaye
- Baie de Lannion
- Baie de Morlaix
- Baie de Saint-Brieuc

– Baie de Concarneau

Pour visualiser les zones où le modèle signale des concentrations en oxygène faible, nous avons appliqué le critère de la DCE sur les résultats du modèle.

Les critères de la DCE sont basés sur le quantile 10 de la concentration en oxygène au fond. Les masses d'eau sont classées selon le tableau 4.9.

Classement de la masse d'eau	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
Quantile 10 ($mgO_2 \cdot l^{-1}$)	> 5	3-5	2-3	1-2	< 1

TAB. 4.9: Grille de classement des masses d'eaux DCE pour la concentration en oxygène

Nous avons ainsi calculé sur les années 2001-2003 le quantile 10 de la concentration en oxygène pour pouvoir dresser la carte présentée sur la figure 4.74.

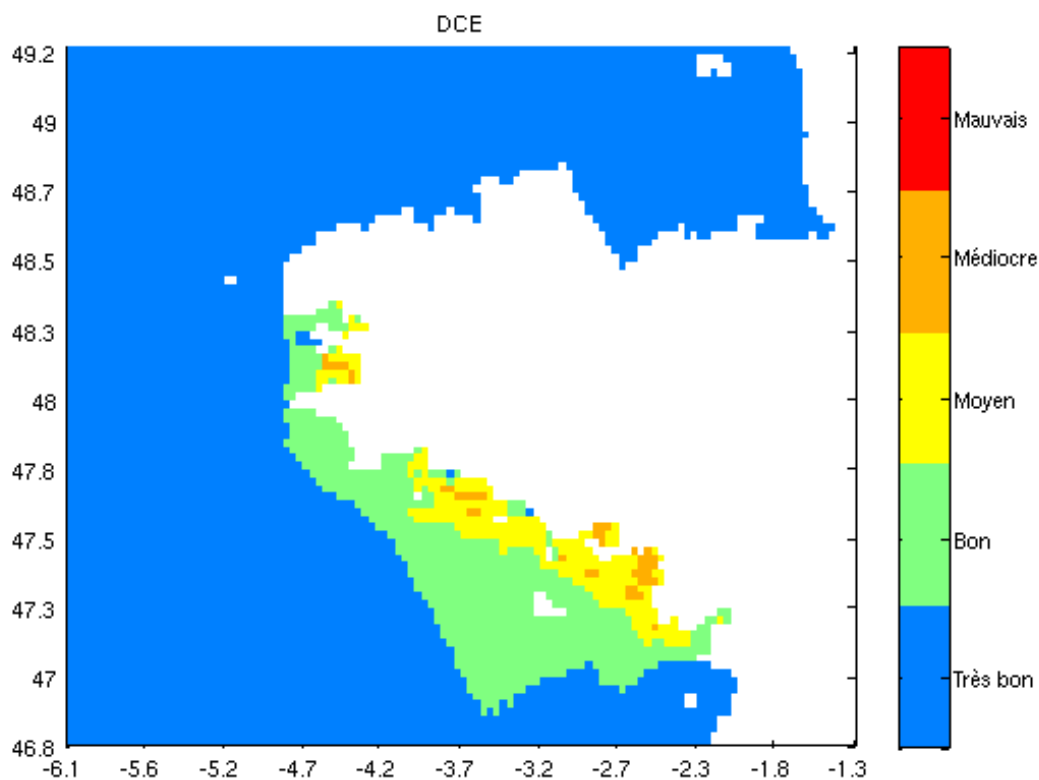


FIG. 4.74: Classement des eaux selon le critère de la DCE pour la concentration en oxygène

Nous pouvons voir sur la figure 4.74 que seul le sud et l'ouest de la Bretagne présentent des niveaux moyens à médiocres. Parmi les zones citées ci-dessus, l'estuaire de la Loire, la Baie de Vilaine, la Baie de Concarneau ainsi que la Baie de Douarnenez sont soumis à des concentrations en oxygène qui peuvent être faibles. Le modèle ne montre pas de niveaux faibles en oxygène pour les autres zones sur les années 2001 à 2003,

et pose la question de la fiabilité de la synthèse opérée par Diaz et Rosenberg (2008). Comme, à notre connaissance, il n'existe pas de mesures d'oxygène ayant montré une réelle hypoxie dans les baies du Nord Bretagne (Fresnaye, Arguenon, Saint-Brieuc, Lannion, Morlaix), mais seulement des mesures de biomasse végétale (ulves et/ou phytoplancton) localement très fortes dans ces baies, il semble que Diaz et Rosenberg aient conservé tous les sites eutrophisés à forte biomasse, sans vérifier l'hypoxie sur des mesures d'oxygène.

La concentration en oxygène dissous au fond est un bon indicateur pour la localisation et la classification des zones eutrophisées, Druon et al. (2004) ont mis ainsi au point un indice qui caractérise le risque pour un écosystème de subir des phases d'hypoxie. Il y a un intérêt économique réel dans la prévision de tel évènement, notamment pour la conchyliculture. Par exemple, Chapelle et al. (2000) ont travaillé sur la modélisation des évènements anoxiques dans la lagune de Thau qui ont un impact fort sur les élevages de coquillages.

4.14 Modèle de croissance et de toxicité de Pseudo-Nitzschia

4.14.1 Répartition de la concentration en Pseudo-Nitzschia

Les figures 4.75 et 4.76 montrent, respectivement, une carte de la moyenne et du quantile 90 de la concentration en Pseudo-Nitzschia calculée par le modèle. La figure 4.77 présente une compilation des données du REPHY sur les années 2000 à 2003. La taille des pastilles correspond à la moyenne, et la couleur à la concentration maximale. Les données du REPHY montrent que les zones où il y a les plus fortes concentrations en Pseudo-Nitzschia sont surtout situées dans le sud de la Bretagne, en particulier en baie de Vilaine, près de la presqu'île de Quiberon, près de l'île de Groix, aux alentours des Glénan, au sud de la baie d'Audierne, en baie de Douarnenez, et en mer d'Iroise. Au nord, les concentrations moyennes sont plus faibles. Toutefois, on trouve de fortes concentrations en baie de Saint-Brieuc, en baie de Cancale et au sud de l'île de Chausey. Dans le modèle, la plupart de ces zones présentent de fortes concentrations en Pseudo-Nitzschia, notamment : la baie de Vilaine, la presqu'île de Quiberon, les baies de Concarneau et de Benodet, les baies du Mont Saint Michel et de Cancale. La baie de Douarnenez semble moins soumise à de fortes concentrations sur le modèle.

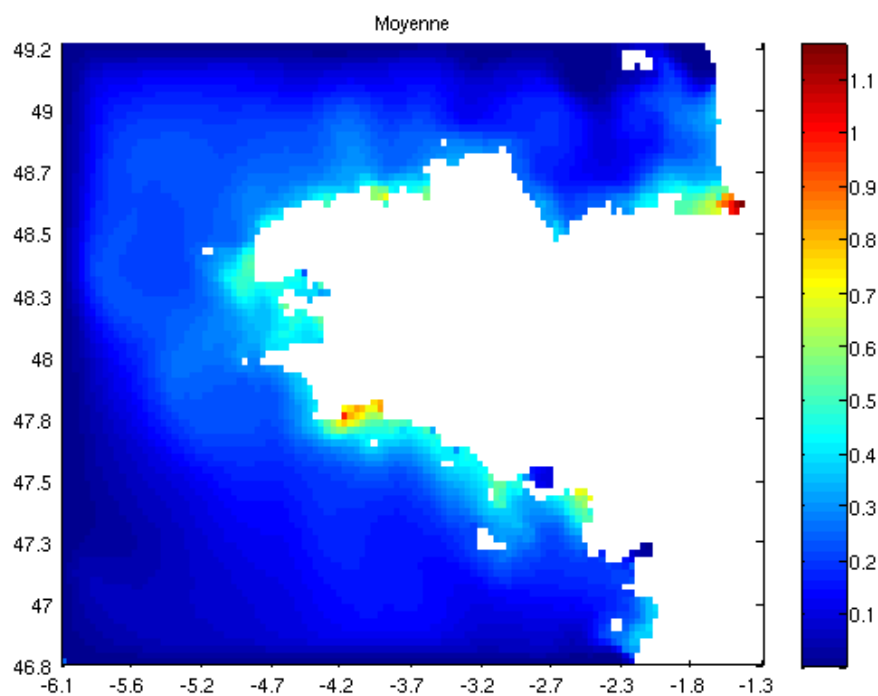


FIG. 4.75: Carte de moyenne de la concentration en Pseudo-Nitzschia simulée ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)

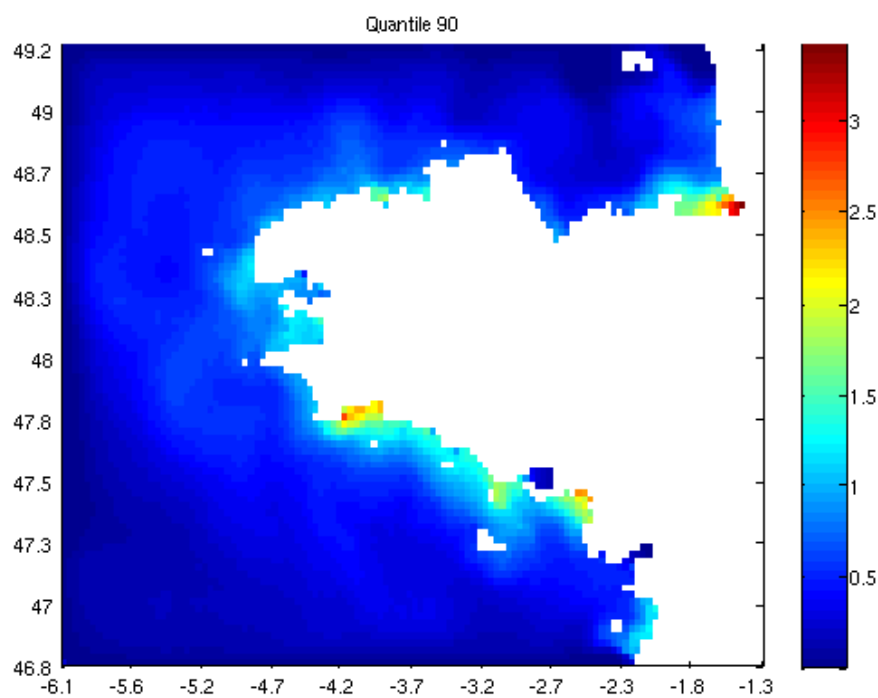


FIG. 4.76: Carte du quantile 90 de la concentration en Pseudo-Nitzschia simulée ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)

4 Modélisation bio-géochimique

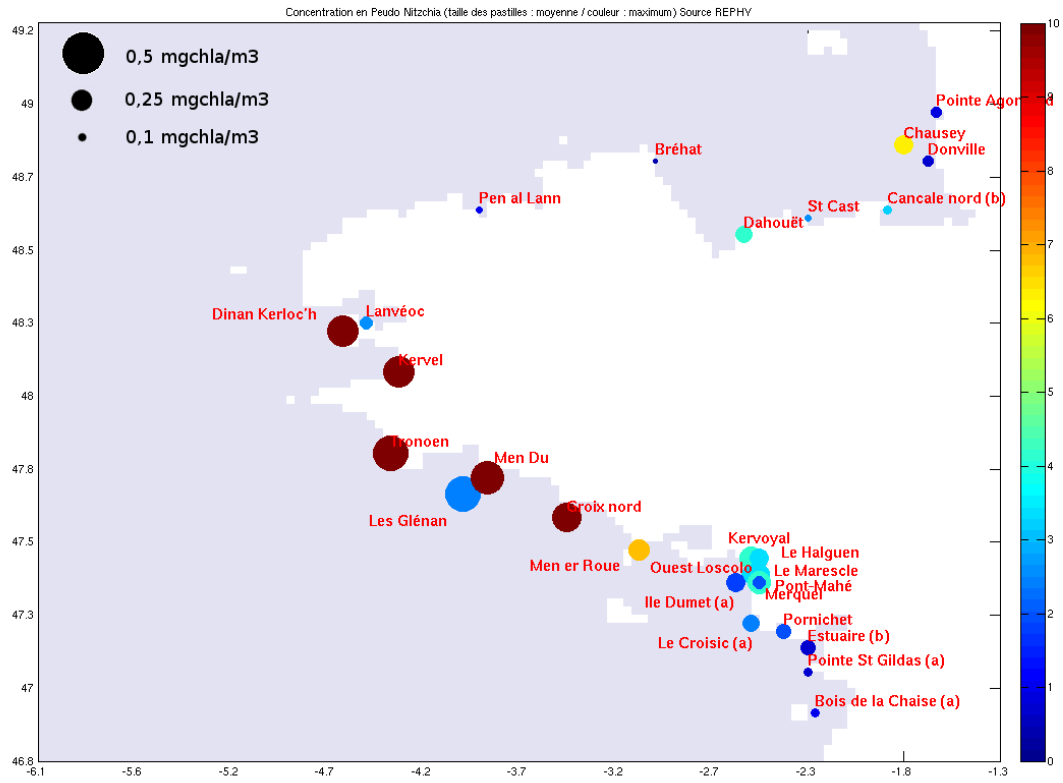


FIG. 4.77: Carte de compilation (1999-2005) des mesures du REPHY des concentrations en Pseudo-Nitzschia ($mg_{chl a} \cdot m^{-3}$) (le diamètre des pastilles correspond à la moyenne et leur couleur correspond à la valeur maximale)

4.14.2 Etude des cartes de toxicité

La figure 4.78 montre une carte du quantile 90 de la concentration en acide domoïque simulée dans l'eau. La figure 4.79 montre quant à elle une compilation des mesures du REPHY de la concentration en acide domoïque dans la chair des coquillages entre 2000 et 2003. Les deux compartiments de mesure étant différents, il est difficile de comparer quantitativement les deux concentrations. Toutefois, il est possible de faire une comparaison qualitative entre la répartition des zones où l'on a relevé la présence de coquillages contaminés et celle où le modèle montre des concentrations en acide domoïque fortes.

Nous pouvons voir que le modèle donne une concentration en acide domoïque élevée sur la côte sud de la Bretagne ; notamment en baie de Douarnenez, en baie de Concarneau, en baie de Vilaine et près de la presqu'île de Quiberon. Les données du REPHY montrent des concentrations élevées près de Belle île, des îles Glénan en baie de Douarnenez, en baie de Vilaine et en mer d'Iroise. On peut remarquer que le modèle ne montre pas de toxicité en baie de Saint Brieuc ce qui est conforme aux mesures du REPHY. Il montre une faible toxicité en Baie du Mont Saint Michel malgré la présence d'une forte concentration en *Pseudo-Nitzschia* mise en évidence sur la figure 4.76.

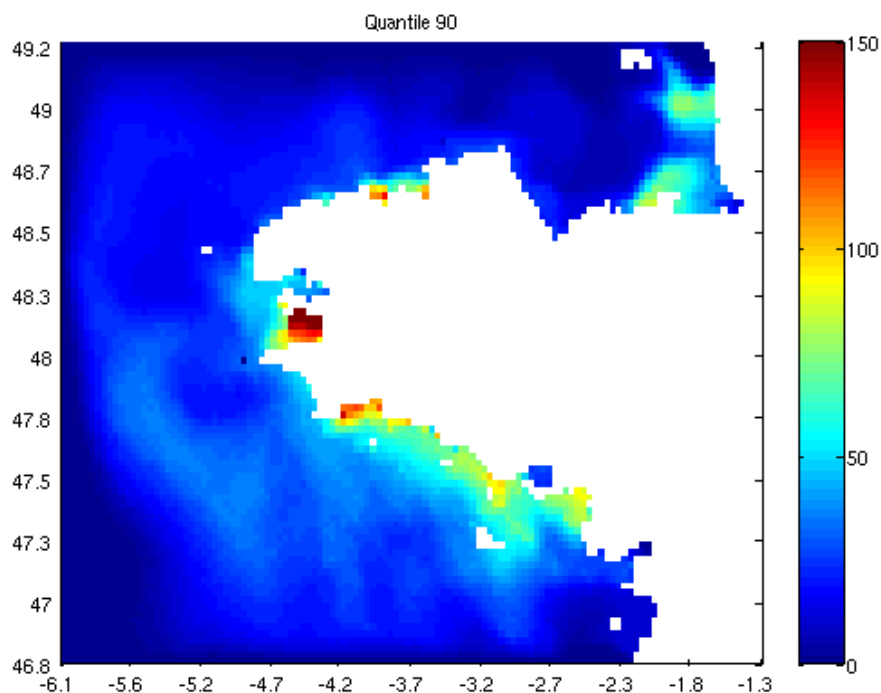


FIG. 4.78: Carte du quantile 90 de la concentration en acide domoïque dans l'eau ($\mu\text{gAD} \cdot \text{m}^{-3}$)

Les zones de toxicité montrées par le modèle sont plus côtières que celles mises en évidence par les données du REPHY. Ainsi, les fortes concentrations mesurées au sud

4 Modélisation bio-géochimique

de Belle île et au niveau des Glénans sont mal représentées par le modèle. En rade de Brest, le modèle montre de faibles niveaux de toxicité ce qui ne concorde pas avec les mesures. Enfin, il n'y a pas de mesure pouvant valider les fortes concentrations localisées en baie de Lannion et de Morlaix.

Le faible nombre de mesures et l'impossibilité de les comparer de manière quantitative avec le modèle limitent les possibilités de validation. Toutefois, le modèle ne montre pas de résultats incohérents, au contraire. Il présente des résultats intéressants et encourageants, ce qui nous permet de faire une analyse exploratoire des résultats de ce modèle.

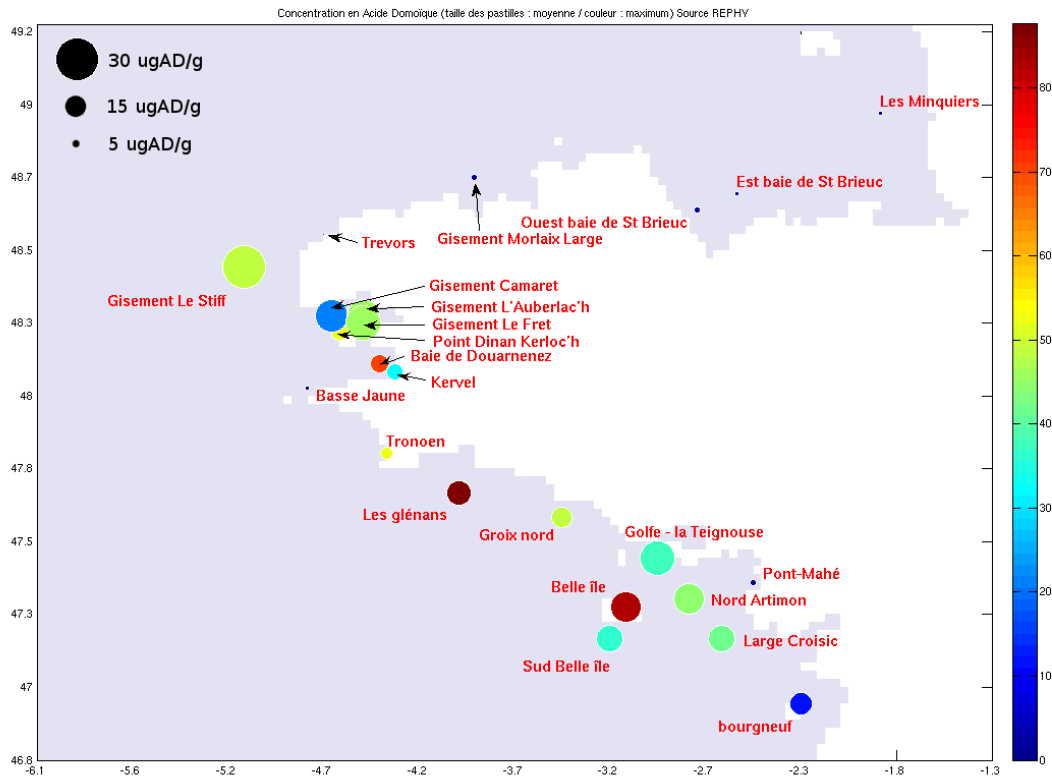


FIG. 4.79: Carte de compilation (1999-2005) des mesures de concentration en acide domoïque dans la chair des coquillages ($\mu gAD \cdot g^{-1}$) (le diamètre des pastilles correspond à la moyenne et leur couleur correspond à la valeur maximale)

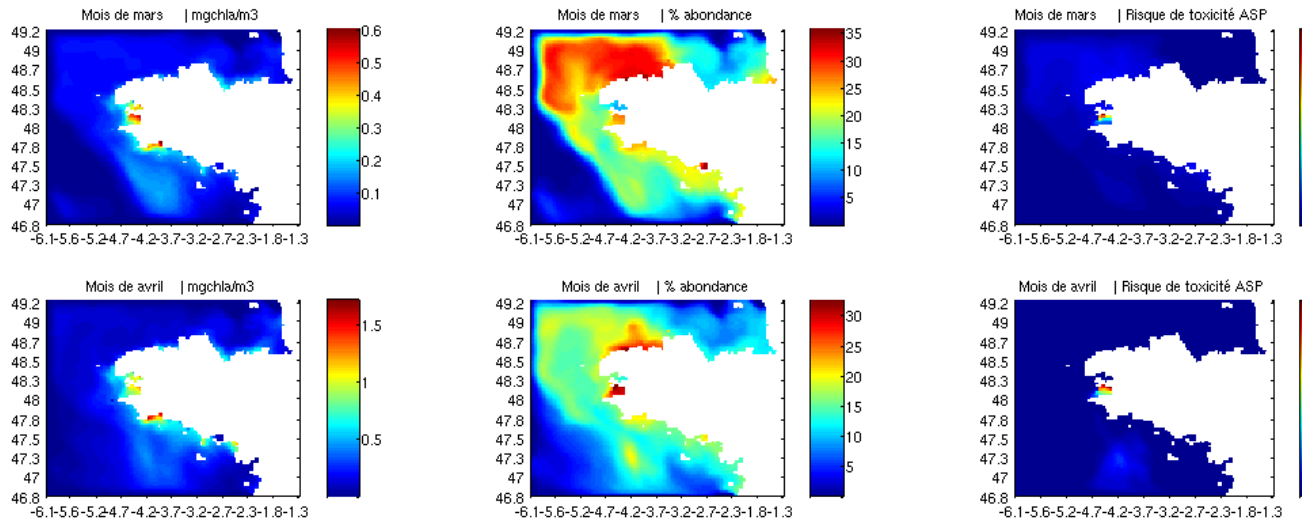
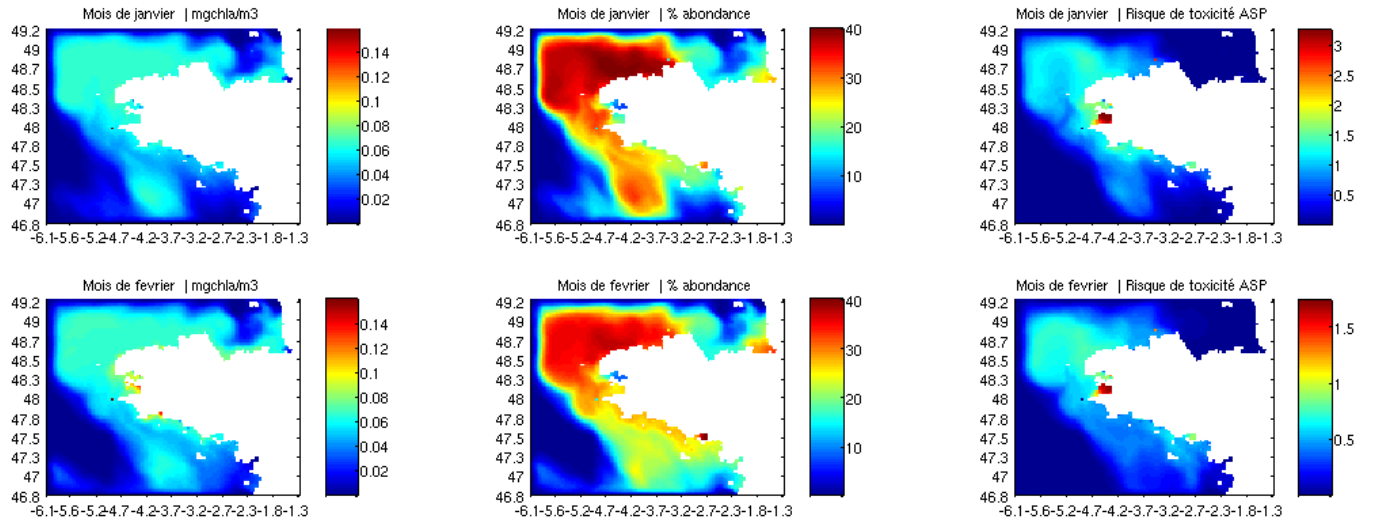
4.14.3 Etude pluriannuelle sur l'évolution de l'abondance et de la toxicité de *Pseudo-Nitzschia*

Les figures 4.80 à 4.85 montrent des cartes de moyennes mensuelles de la concentration en *Pseudo-Nitzschia*, de l'abondance relative de *Pseudo-Nitzschia* vis à vis des 3 autres groupes de phytoplancton du modèle et de la concentration en acide domoïque rapportée au seuil de $100\mu g \cdot g^{-1}$, au-delà duquel la contamination des bivalves sera considérée comme certaine (d'où l'appellation de risque de toxicité). Ces moyennes ont été calculées sur les années 2001 à 2003.

On peut voir tout d'abord que l'algue *Pseudo-Nitzschia* atteint de fortes concentrations aux mois d'avril, de mai, et de juin, avec un maximum au mois de mai. L'abondance de l'algue diminue très rapidement à partir du mois de juillet pour atteindre un minimum au mois de janvier. On remarque que les abondances les plus fortes se trouvent au sud au printemps et au nord le reste de l'année. L'abondance relative moyenne de *Pseudo-Nitzschia* est plus ou moins constante, elle se situe autour de 30-40%. Ce résultat est à relativiser car les blooms de cette algue sont souvent très courts et elle peut représenter la totalité de la biomasse algale. Par exemple, le 15 mai 2000 le REPHY a mesuré une abondance de 1,6 million de cellules de *Pseudo-Nitzschia* par litre d'eau sur une abondance totale de 1,65 million de cellules phytoplanctoniques par litre d'eau : cela correspond à une abondance relative de 96%. Deux semaines plus tard, le 29 mai 2000 seulement 200 cellules de *Pseudo-Nitzschia* par litre d'eau ont été comptées. Le modèle est incapable de reproduire de tels pics de biomasse.

La toxicité est relativement faible en période hivernale, par contre elle monte très vite au printemps, dès le mois d'avril et atteint son maximum aux mois de mai et juin pour diminuer doucement en été. Il est à noter que du printemps à l'été ce ne sont pas les mêmes zones qui sont touchées par un fort niveau de concentration en acide domoïque. Au printemps, la baie de Douarnenez, puis la baie de Concarneau, l'anse de Benodet et la baie de Vilaine sont les principaux sites touchés. En été, les baies de Cancale, Lannion et Morlaix ont de fortes concentrations en acide domoïque. La baie de Douarnenez reste la zone qui présente les plus fortes concentration tout au long de l'année.

4 Modélisation bio-géochimique



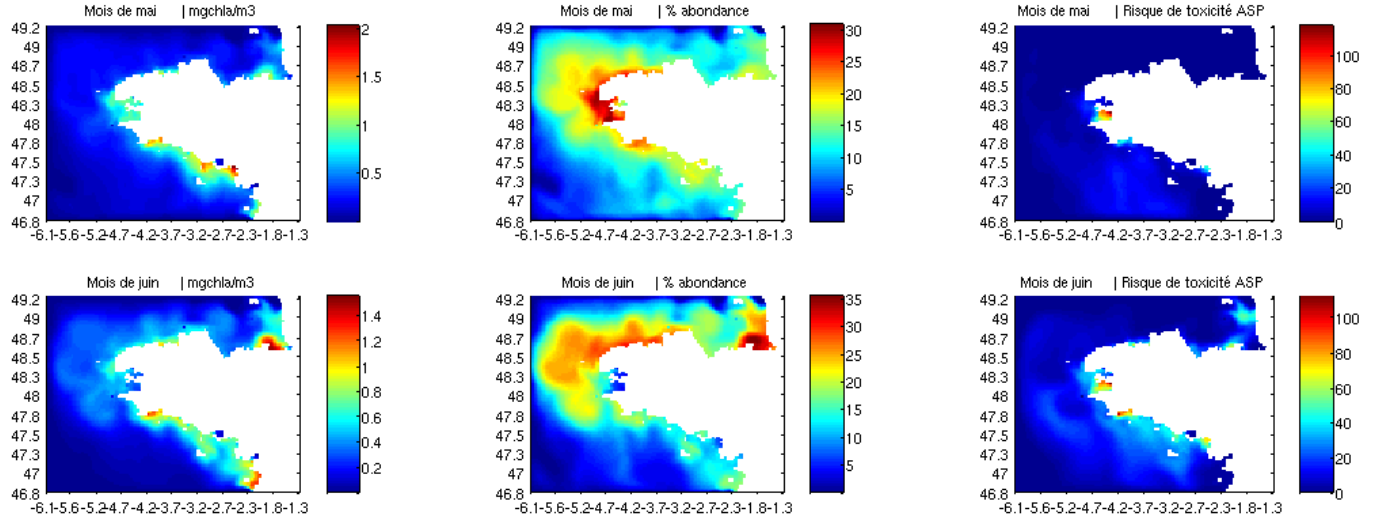


FIG. 4.82: Cartes de moyennes mensuelles de la concentration en Pseudo-Nitzschia, du pourcentage d'abondance de Pseudo-Nitzschia et du risque de toxicité ASP aux mois de mai et de juin ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)

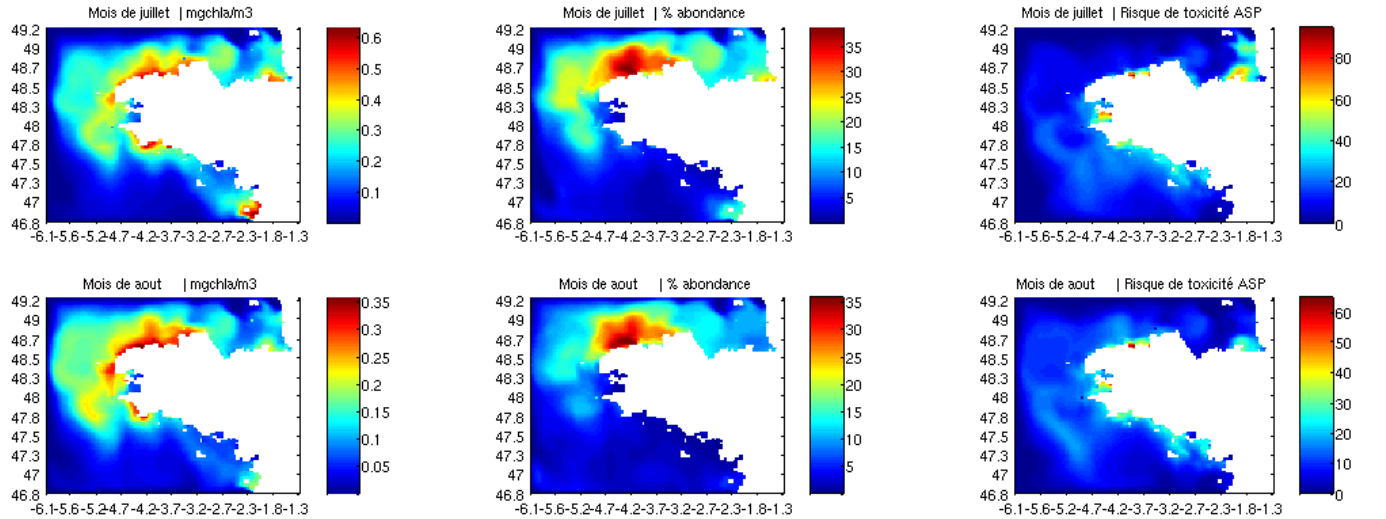


FIG. 4.83: Cartes de moyennes mensuelles de la concentration en Pseudo-Nitzschia, du pourcentage d'abondance de Pseudo-Nitzschia et du risque de toxicité ASP aux mois de juillet et d'août

4 Modélisation bio-géochimique

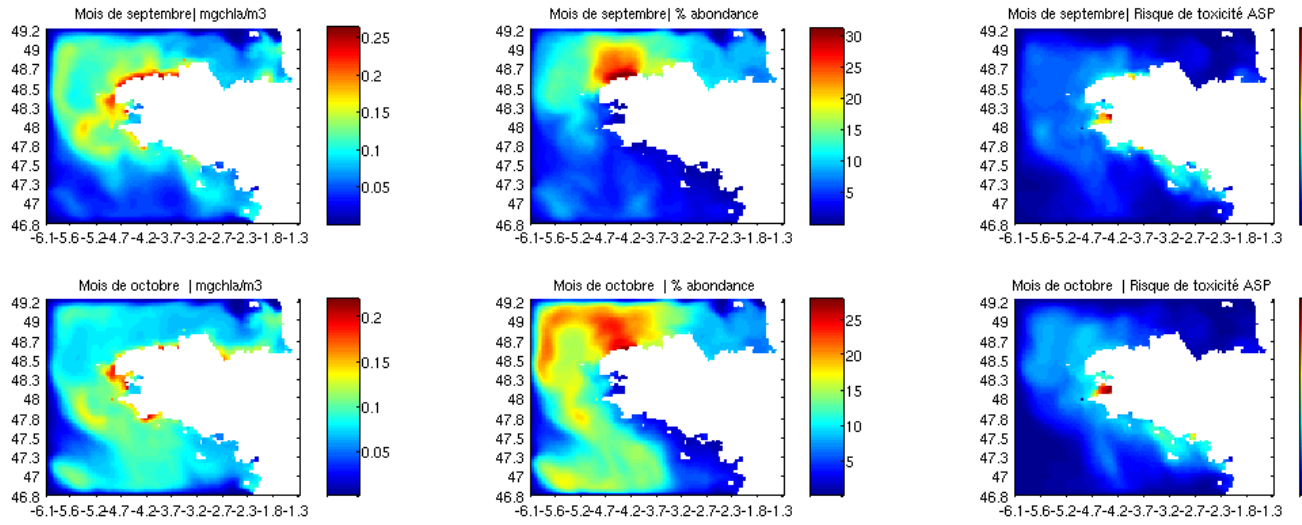


FIG. 4.84: Cartes de moyennes mensuelles de la concentration en Pseudo-Nitzschia, du pourcentage d'abondance de Pseudo-Nitzschia et du risque de toxicité ASP aux mois de septembre et d'octobre

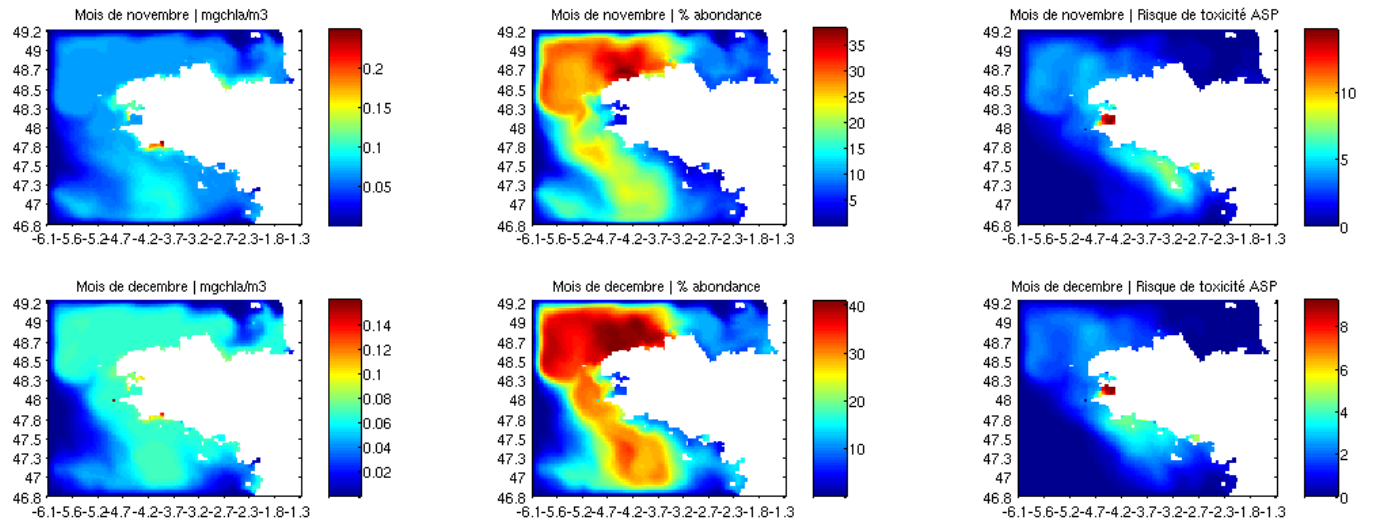


FIG. 4.85: Cartes de moyennes mensuelles de la concentration en Pseudo-Nitzschia, du pourcentage d'abondance de Pseudo-Nitzschia et du risque de toxicité ASP aux mois de novembre et de décembre

4.14.4 Analyse de la relation entre la croissance de Pseudo-Nitzschia et les apports des bassins versants bretons

Les forts apports en azote issus des rivières, surtout au sud de la Bretagne, provoquent une forte croissance phytoplanctonique en général et de diatomées en particulier. La croissance des algues est ainsi favorisée par ces apports. Mais l'apport excessif d'azote par rapport aux autres nutriments, en particulier le silicium, provoque un déséquilibre dans les rapports N/P et N/Si. Dans le cas de Pseudo-Nitzschia, nous avons vu que cette algue devient toxique dans certaines conditions de stress, notamment lors de carence en silicium. Ainsi, l'abondance d'azote a tendance à favoriser la carence relative en silicium et par conséquent la production d'acide domoïque par Pseudo-Nitzschia. Lorsque l'on regarde la répartition de la toxicité par Pseudo-Nitzschia selon le modèle ou bien selon les données du REPHY, il apparaît que le sud de la Bretagne, en particulier la baie de Vilaine, Belle île, les Glénan et la mer d'Iroise sont régulièrement touchés par des événements de toxicité ASP. Ces zones sont aussi très enrichies en nutriments par les rivières du sud de la zone.

Nous avons utilisé le modèle pour tester l'impact d'une réduction de 50% de l'apport en nitrate de l'ensemble des rivières bretonnes. Nous avons donc comparé les résultats de la simulation dite "nominale" (qui correspond à une simulation avec les concentrations en nitrate réelles) à une simulation qu'on nommera "réduite" où les concentrations en nitrate de toutes les rivières bretonnes ont été divisées par deux. Hormis les concentrations en nitrate, ces deux simulations ont été faites dans les mêmes conditions.

Les figures 4.86 et 4.87 montrent deux cartes du quantile 90 de la concentration en Pseudo-Nitzschia, la première issue de la simulation "nominale" la seconde, de la simulation "réduite". La comparaison des deux cartes montre très peu de différences de la concentration en chlorophylle-a de l'algue Pseudo-Nitzschia. La réduction de la concentration en nitrate dans les rivières bretonnes n'a quasiment aucun effet sur l'abondance de cette algue. Les figures 4.88 et 4.89 montrent, quant à elles, deux cartes du quantile 90 de la concentration en acide domoïque. Par contre, on distingue de nettes différences entre les deux simulations. En particulier au nord de la Bretagne, dans le golfe normand-breton, dans les baies de Morlaix et de Lannion où la concentration en acide domoïque est fortement diminuée. Au sud de la zone, l'impact est moins fort, mais il y a des différences notables comme en baie de Vilaine, en baie de Concarneau et dans l'anse de Benodet où les valeurs sont sensiblement plus faibles. Cette expérience permet de mettre en évidence que la concentration en nitrate a une influence sur la toxicité de l'algue Pseudo-nitzschia dans le modèle. Néanmoins, le modèle de croissance et de toxicité de l'algue Pseudo-Nitzschia est encore dans une phase de développement. Ces résultats, bien qu'encourageants, ne sont pas encore complètement validés.

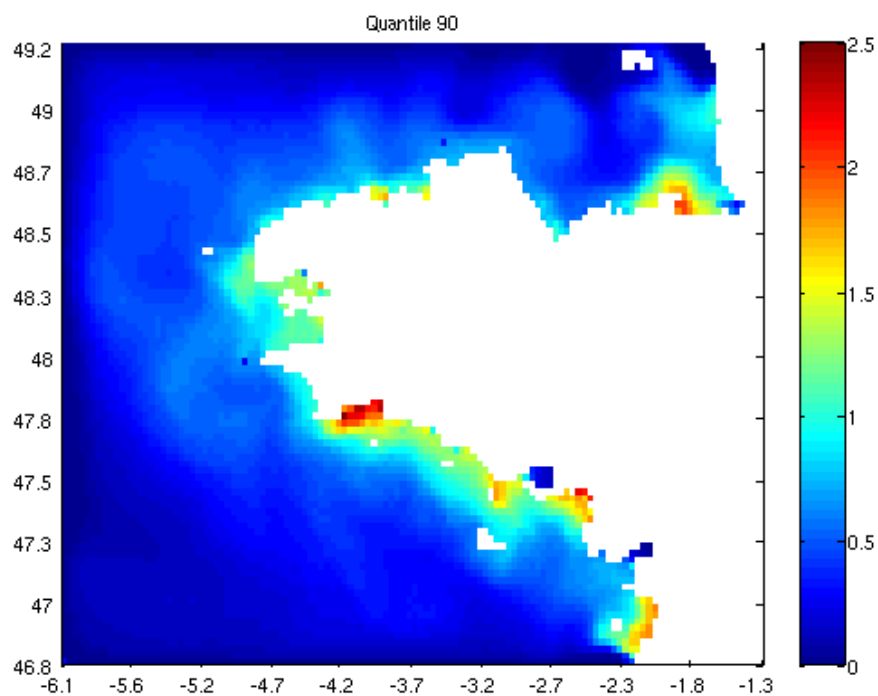


FIG. 4.86: Carte du quantile 90 de la concentration en Pseudo-Nitzschia situation nominale ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)

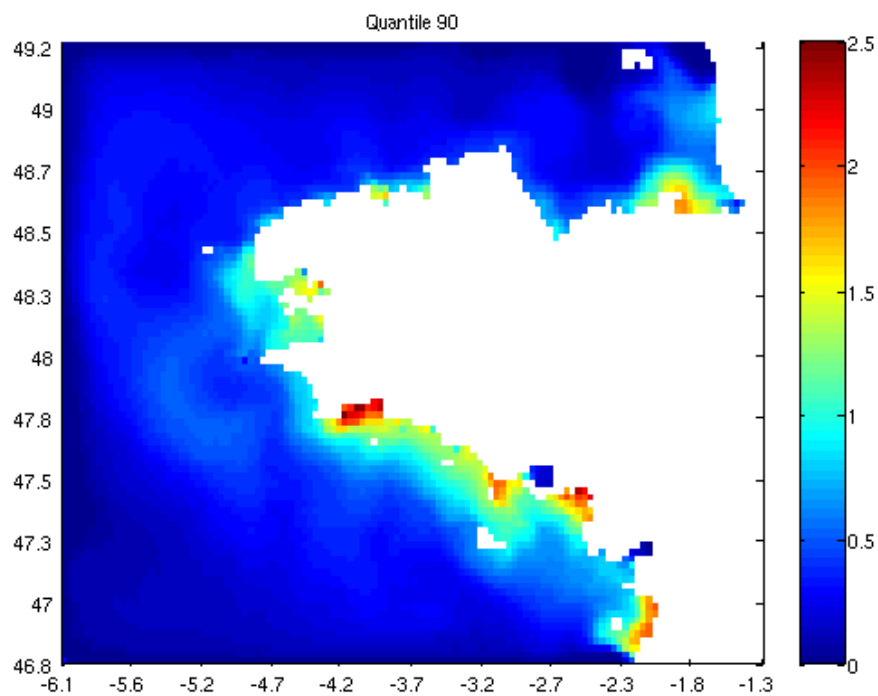


FIG. 4.87: Carte du quantile 90 de la concentration en Pseudo-Nitzschia situation réduite ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)

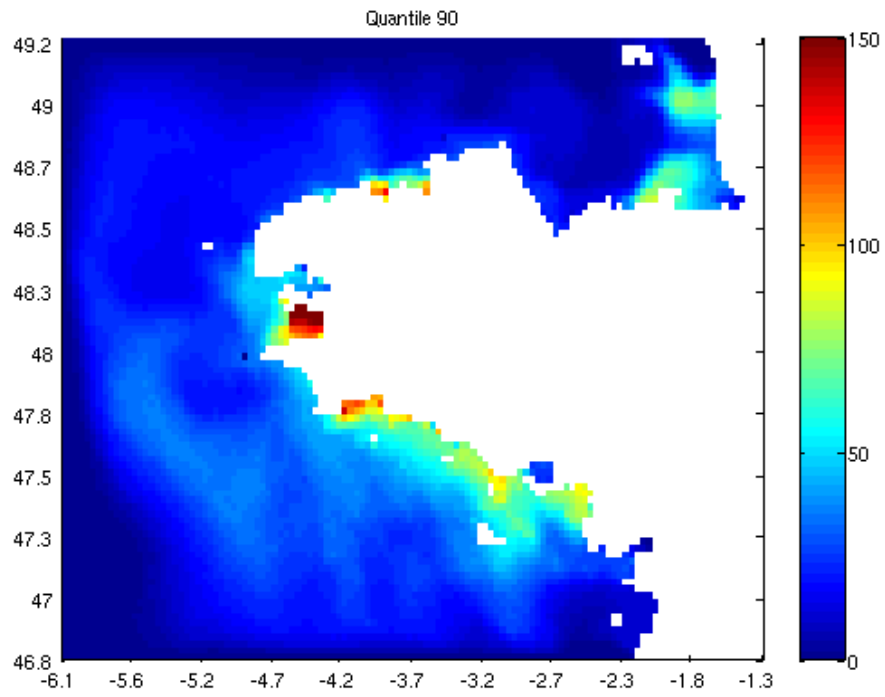


FIG. 4.88: Carte du quantile 90 de la teneur en acide domoïque situation nominale ($\mu\text{gAD} \cdot \text{m}^{-3}$)

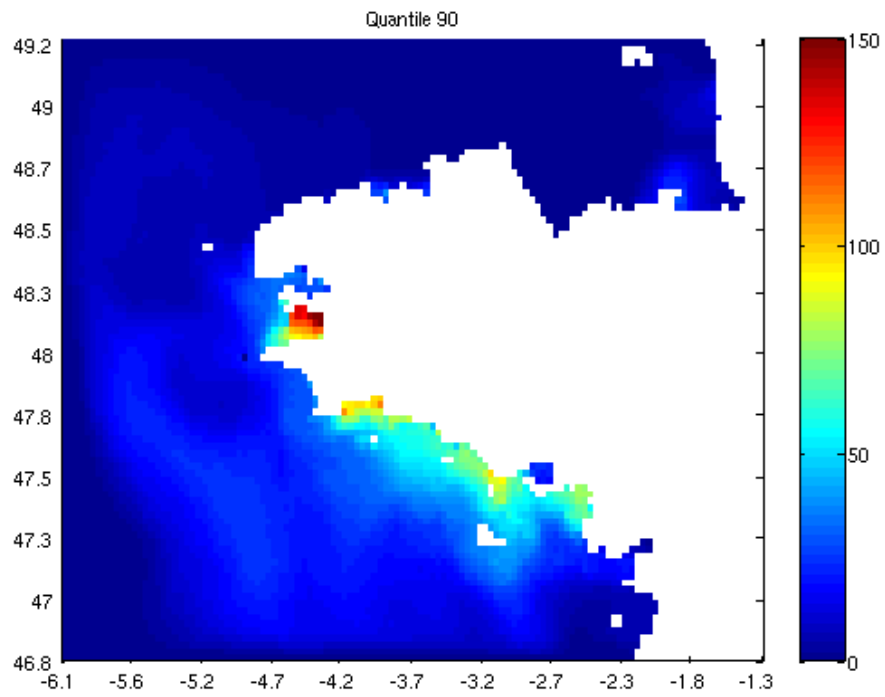


FIG. 4.89: Carte du quantile 90 de la teneur en acide domoïque situation réduite ($\mu\text{gAD} \cdot \text{m}^{-3}$)

4.15 Traçage de l'azote

L'utilisation de la technique de traçage de l'azote de Ménesguen et al. (2006) décrite précédemment, nous a permis de faire le même type de simulation qu'au chapitre 5, mais avec le modèle biologique. Ici l'intérêt est de pouvoir suivre un atome d'azote à l'intérieur du cycle biologique.

4.15.1 Traçage de l'azote issu de la Loire

La figure 4.90 montre une carte du pourcentage de l'azote du phytoplancton en provenance de la Loire le 18 mai 2003. On peut voir l'extension de l'influence de la Loire au printemps sur le sud de la zone mais aussi en Baie de Douarnenez.

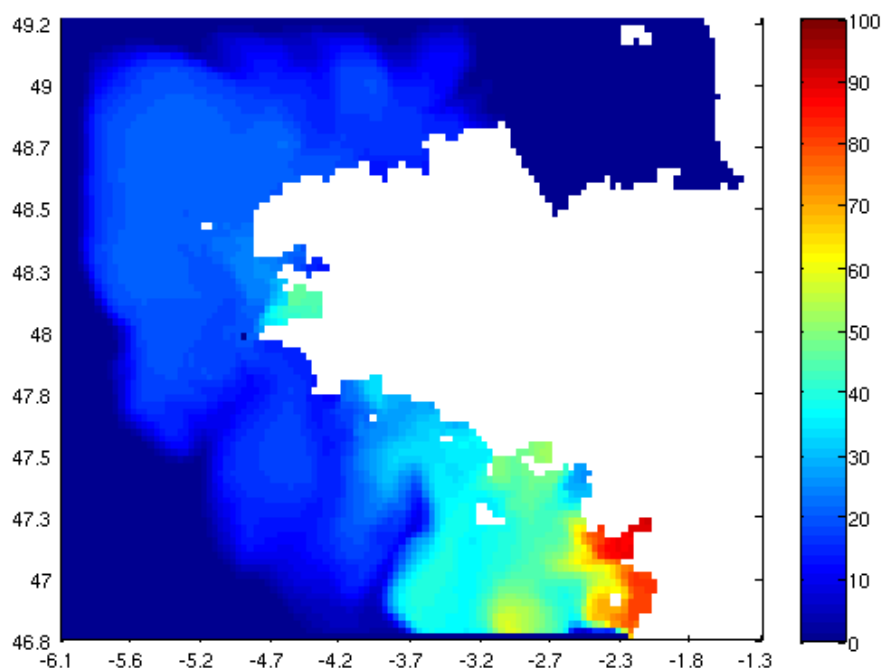


FIG. 4.90: Pourcentage de l'azote du phytoplancton en provenance de la Loire le 18 mai 2003

Les figures 4.91 et 4.92 montrent des cartes de quantile 90 des pourcentages de la part de l'azote de la Loire dans le nitrate et la chlorophylle-a. Ces deux cartes donnent une bonne indication sur la part de la Loire dans la production primaire du sud de la Bretagne. Près de l'embouchure de la Loire et dans la Baie de Bourgneuf la production primaire est influencée à 70-90% par les apports de la Loire. Depuis le sud du domaine jusqu'à Belle île et la presqu'île de Quiberon la chlorophylle-a de la zone peut contenir jusqu'à 60% d'azote en provenance de la Loire. On peut noter que jusqu'à 35% de l'azote du phytoplancton de la baie de Douarnenez provient de la Loire.

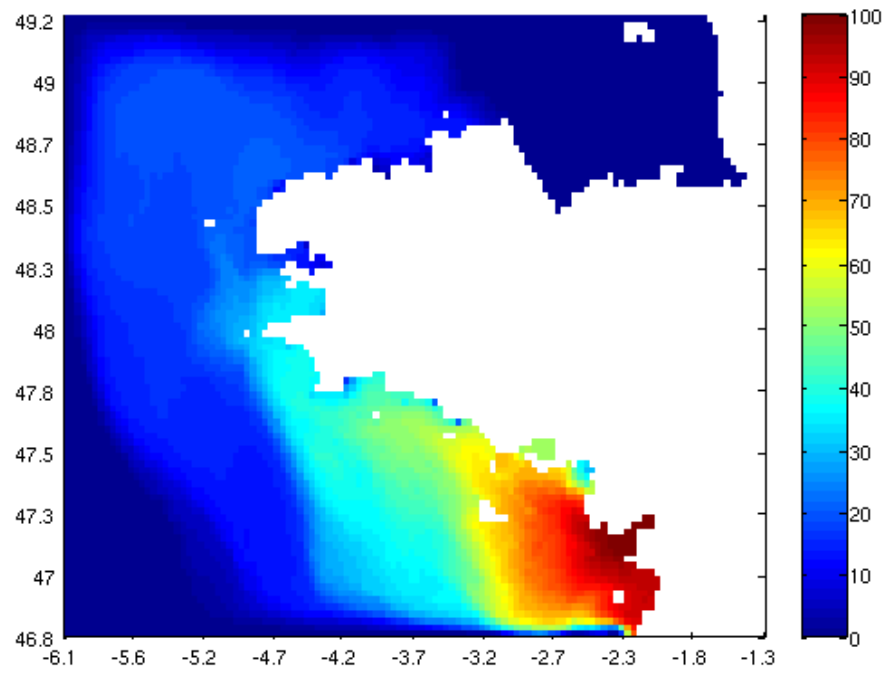


FIG. 4.91: Traçage du pourcentage d'azote du nitrate issu de la Loire

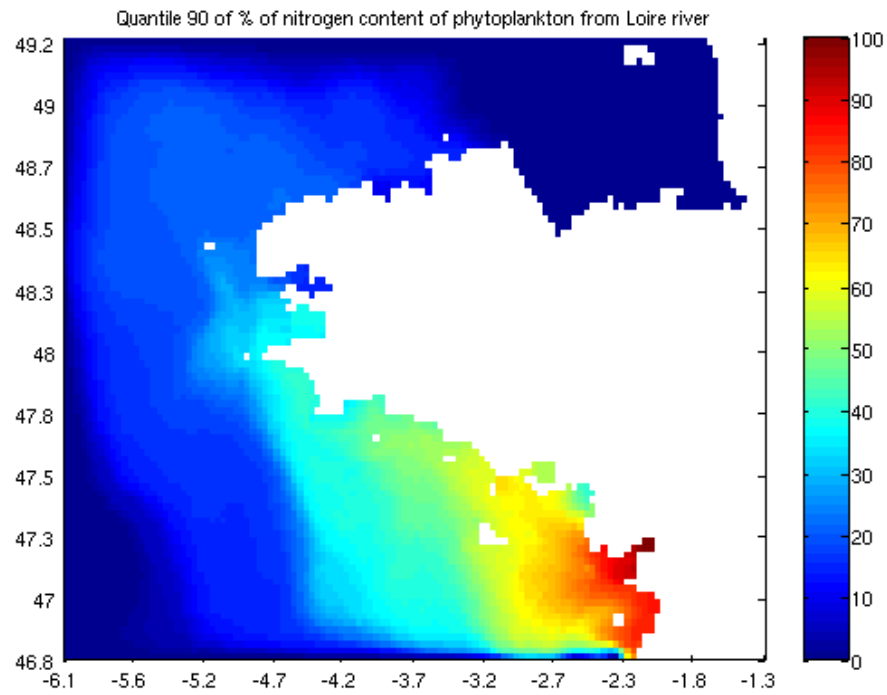


FIG. 4.92: Traçage du pourcentage de l'azote du phytoplancton issu de la Loire

4.15.2 Origine de l'azote en Baie de Douarnenez et en Rade de Brest

Ici les mêmes calculs qu'au chapitre 3.9 ont été effectués. Les deux figures 4.93 et 4.94 montrent les résultats des calculs, respectivement sur la rade de Brest et sur la baie de Douarnenez, des concentrations de l'azote total et en provenance de la Loire, contenu dans le nitrate et le phytoplancton.

Nous pouvons tout d'abord voir sur ces deux figures que les apports en nitrate de la Loire en baie de Douarnenez et en Rade de Brest sont moins importants qu'au 3.9. Ceci s'explique évidemment par le fait que dans la précédente étude il n'y avait pas de biologie, et le nitrate n'était pas consommé par le phytoplancton, contrairement au cas présent où la consommation du nitrate par le phytoplancton doit favoriser l'exportation de l'azote sous forme particulaire vers le fond, et donc réduire la quantité d'azote apportée en mer d'Iroise. La Loire fournit de l'azote au phytoplancton de la Baie de Douarnenez à hauteur de 18,6% ; ceci est 4 fois plus important qu'en Rade de Brest où l'influence est d'environ 3,9%. On peut voir que l'influence en Rade de Brest est surtout notable en été et à l'automne, alors qu'en Baie de Douarnenez l'influence est à peu près identique tout le long de la période productive.

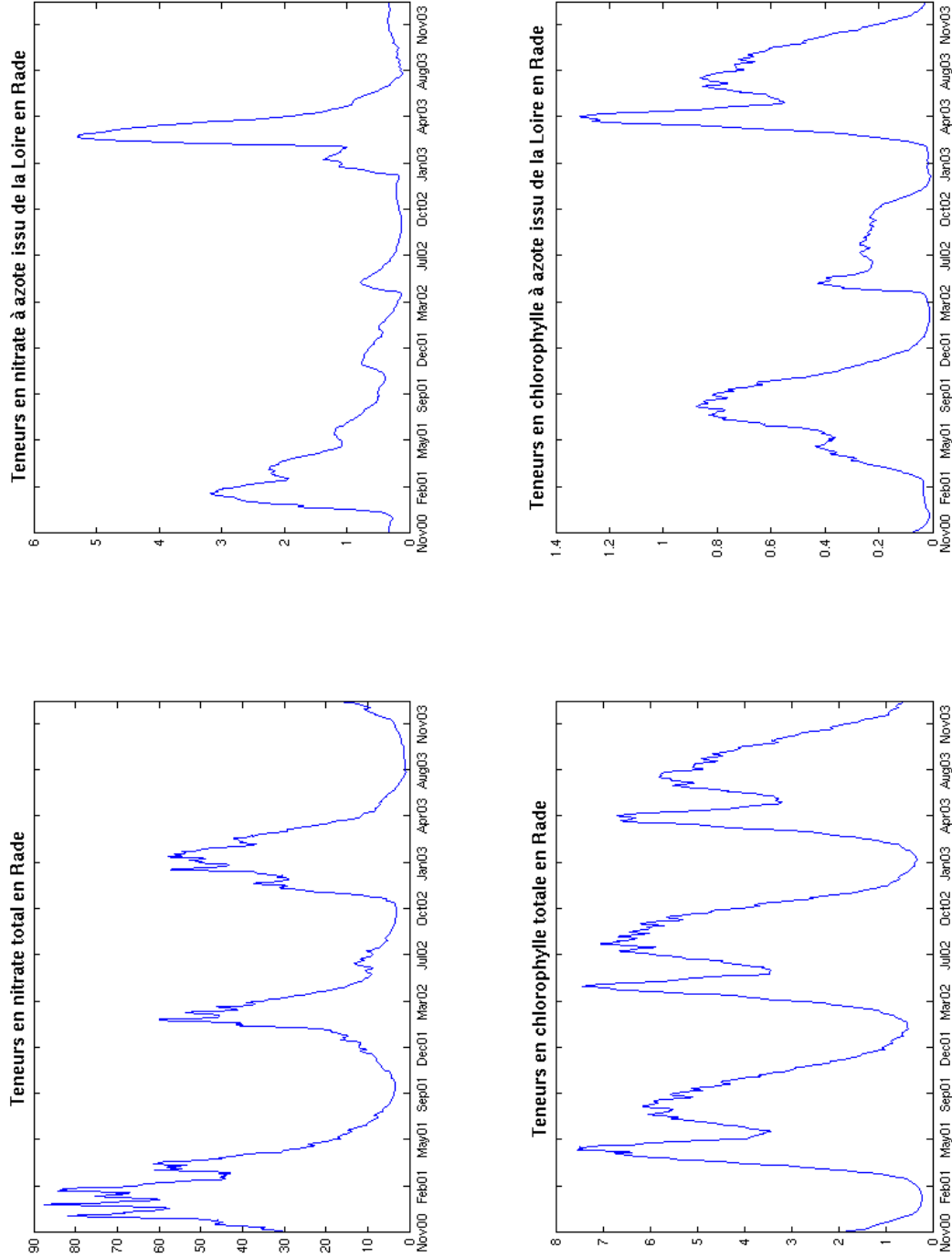


FIG. 4.93: Enrichissement azoté par la Loire et part prise dans la biomasse pytoplanc-tonique en rade de Brest (Unités : nitrate : $\mu\text{mol}_N \cdot \text{m}^{-3}$ chlorophylle : $\text{mg}_{\text{chla}} \cdot \text{m}^{-3}$)

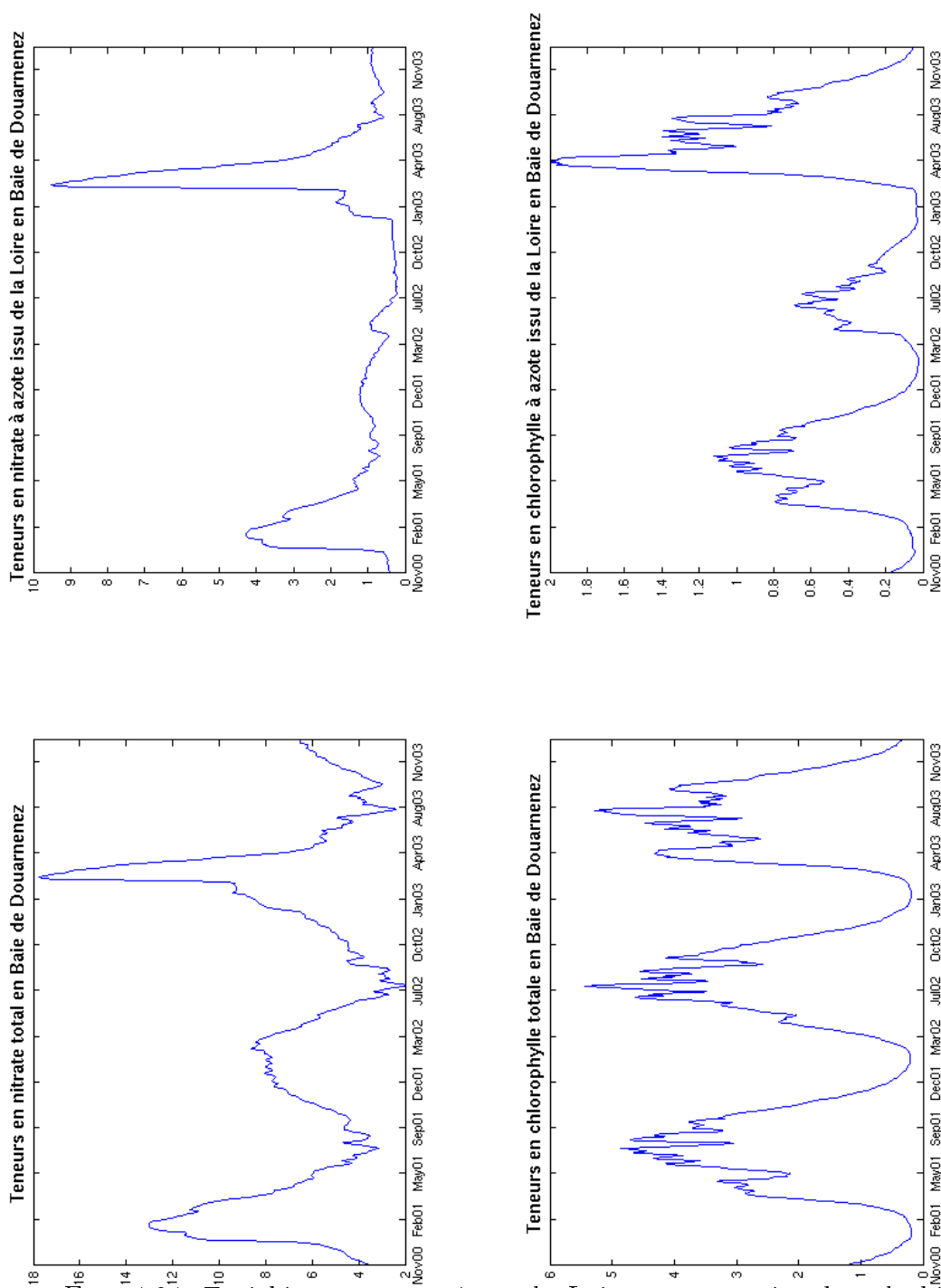


FIG. 4.94: Enrichissement azoté par la Loire et part prise dans la biomasse phyto-planctonique en Baie de Douarnenez (Unités : nitrate : $\mu\text{mol}_N \cdot \text{m}^{-3}$ chlorophylle : $\text{mg}_{chla} \cdot \text{m}^{-3}$)

5 Le site Internet PREVIMER et le démonstrateur D6

5.1 Définition de l'opérationnel et du temps réel

La définition du mot opérationnel est : “Qui est disponible de suite, peut être mis en service immédiatement”.

Un système temps réel est une application ou plus généralement un système pour lequel le respect des contraintes temporelles dans l'exécution des traitements est aussi important que le résultat de ces traitements (source wikipedia).

Dans ces définitions on devine tout à fait le défi de l'océanographie opérationnelle qui est de pouvoir mettre à disposition des outils capables de répondre rapidement à une question ou une demande.

Un système temps-réel possède donc une double contrainte sur le temps d'exécution des calculs et sur la validité des résultats. Toutefois cette notion a des significations et des contraintes différentes en fonction du système et du domaine d'application. Ainsi, les contraintes temporelles sont strictes et de l'ordre de la micro/milli seconde lorsque le système temps réel concerne le contrôle du pilotage d'un appareil (avion, satellite, missile, ...), d'une réaction nucléaire, ... Dans l'océanographie, comme en météorologie, les notions de durée ne sont pas du même ordre de grandeur, de l'ordre de l'heure, voire de la journée.

Il y a la nécessité de mettre en place un système, une chaîne de calculs capable de gérer toutes les contraintes liées à la modélisation temps-réel.

L'océanographie opérationnelle peut ainsi permettre d'étudier le déroulement de certains phénomènes en temps réel, d'effectuer des scénarii, mais aussi de simuler l'état de la mer à plus ou moins long terme. Les applications sont variées : qualité des eaux, prévision des pollutions accidentelles, gestion des ressources, ...

5.2 Panorama des différents sites Internet proposant en temps réel des mesures et des prédictions de la production algale.

Il existe très peu de sites Internet proposant des outils de visualisation et/ou de prédiction en temps réel de la production algale. Seuls deux sites semblent être actifs et opérationnels en ce qui concerne la biologie : le site Finlandais du Finish Institute of marine research et le site Anglais du National Centre for Ocean Forecasting. Le site Anglais du Coastal Observatory ne fait pas de prédiction sur la biologie, mais est très bien construit et propose des mesures en temps réel de nombreux paramètres. Beaucoup de projets sont en cours de développement mais peu sont déjà opérationnels. En ce qui concerne la physique des océans, plusieurs sites sont opérationnels et de nombreux projets sont également en cours de développement. Nous en décrivons certains brièvement en seconde partie.



FIG. 5.1: Localisation des zones sur lesquelles un site Internet propose une modélisation biogéochimique en temps réel (en vert) et une surveillance par satellite dont le projet est d'effectuer une modélisation opérationnelle de l'état biologique de la mer (en rouge). (carte non exhaustive)

5.2.1 Description des sites de modélisation opérationnelle actifs en 2009 et dont le projet est bien avancé.

5.2.1.1 Le site du Finish Institute of Marine Research

La mer Baltique est une mer continentale, confrontée régulièrement à des problèmes d'efflorescences algales. Ces efflorescences ont un impact négatif sur l'environnement soit par toxicité directe, soit par eutrophisation du milieu. Pour comprendre les processus responsables de ces phénomènes de bloom, des études et des campagnes de mesures sur la mer Baltique ont été menées. Le Finish Institute of Marine Research a

développé une modélisation de la mer Baltique pour tenter de prévoir ces événements et pour mieux les comprendre.

Le Finish Institute of Marine Research propose des mesures sur la mer Baltique ainsi que quelques résultats de prédiction de la salinité, de la température et de la concentration en cyanobactéries. Les informations disponibles sur le site Internet sont peu nombreuses. On peut reprocher quelquefois un manque de clarté dans la présentation des données. Il existe un lien vers un autre site : le Baltic Sea Portal¹.

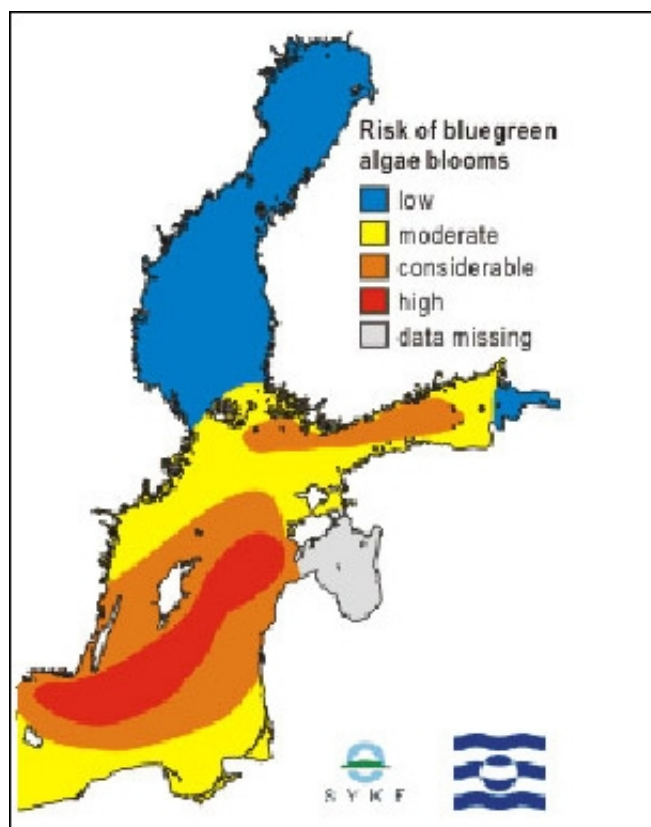
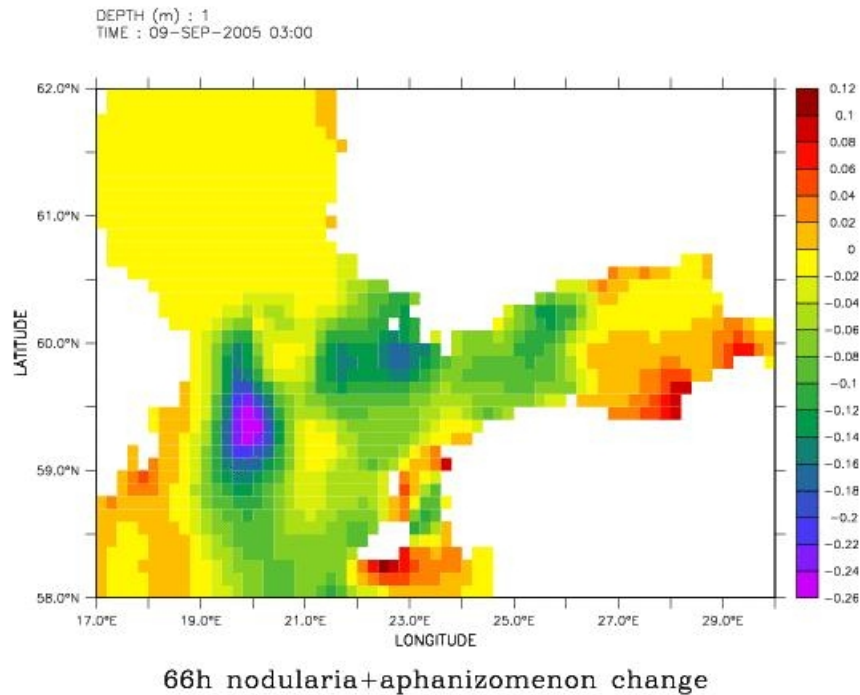


FIG. 5.2: Carte de prévision de concentrations en cyanobactérie sur la mer Baltique

¹[http ://www.fimr.fi/en/itamerinyt/en_GB/itamerinyt/](http://www.fimr.fi/en/itamerinyt/en_GB/itamerinyt/)

Cyanobacterial biomass forecast



The picture presents the forecast for the change of surface water total cyanobacterial biomass in the next three days ($\mu\text{mol/l}$ nitrogen in the biomass). The forecasted change can be a result of cyanobacterial growth and mortality, or surface flow and vertical mixing.

FIG. 5.3: Carte de risque de bloom de cyanobactérie

Le site contient des explications sur les blooms de phytoplancton et leurs impacts ainsi qu'une base de données et des cartes. Des pages sont consacrées aux mesures de l'état des glaces (avec une mise à jour en hiver uniquement). Une page concerne les mesures et la prédiction de la houle (il est d'ailleurs dommage que les résultats ne soient pas comparés à des mesures pour voir la qualité des prédictions du modèle) et une autre affiche des mesures du niveau de la mer. Un lien vers le Baltic Sea Portal nous présente différentes mesures de températures, de salinité, de turbidité, de nutriments et de concentrations en chlorophylle-a et en phycocyanine (caractéristique des cyanobactéries). On peut suivre grâce à ces données l'évolution des blooms phytoplanctoniques en mer Baltique. Plusieurs pages sont consacrées plus spécifiquement à la prédiction, avec des cartes présentant les résultats du modèle : la houle, l'impact du vent sur la surface de l'eau, la température, la salinité et la partie écologique du modèle.

La prédiction est basée sur l'exploitation d'un modèle et permet de nous présenter une carte de risque de blooms de cyanobactéries, et une prévision à 3 jours de la situation (la mise à jour n'est pas régulière). Le modèle est un modèle couplé physique biologie, les mailles ont une taille de 6 milles (environ 10.8 km), sur 21 niveaux sur la verticale. Le modèle biologique est constitué de trois groupes de phytoplancton : diatomées, dinoflagellés et cyanobactéries avec un taux de mortalité constant, et de trois types de nutriments (phosphate, silicium et nitrate).

Le site Internet du Finnish Institute of Marine Research est l'un des rares (avec le Met Office) qui présente, à notre connaissance, des résultats de modélisation biogéochimique en temps réel.

5.2.1.2 Le site du Coastal Observatory

Le site anglais du Coastal Observatory² semble être le site le plus agréable et le mieux construit que nous ayons visité : les données y sont présentées de manière simple mais efficace. De nombreux paramètres sont mesurés (température, salinité, conductivité, chlorophylle, turbidité), tous affichés en temps réel. Il présente une modélisation prédictive sur la mer d'Irlande de la température, de la salinité, de l'élévation de la surface libre ainsi que de la houle grâce au modèle de circulation hydrodynamique POLCOM³. Le but de cette étude est de mieux comprendre l'influence sur la mer d'Irlande des forçages naturels et de l'impact des activités humaines. Les mesures proviennent de diverses sources : station automatique, sonde mais aussi d'un ferry qui fait la navette entre Liverpool, Belfast et Dublin. La marée est aussi mesurée en diverses stations ainsi que les caractéristiques de la houle. Une station météo propose des mesures en temps réel et les débits des rivières principales sont mesurés une fois par jour. Des photos satellitaires sont utilisées pour présenter des cartes de température, de concentrations en chlorophylle-a et de matières en suspension.

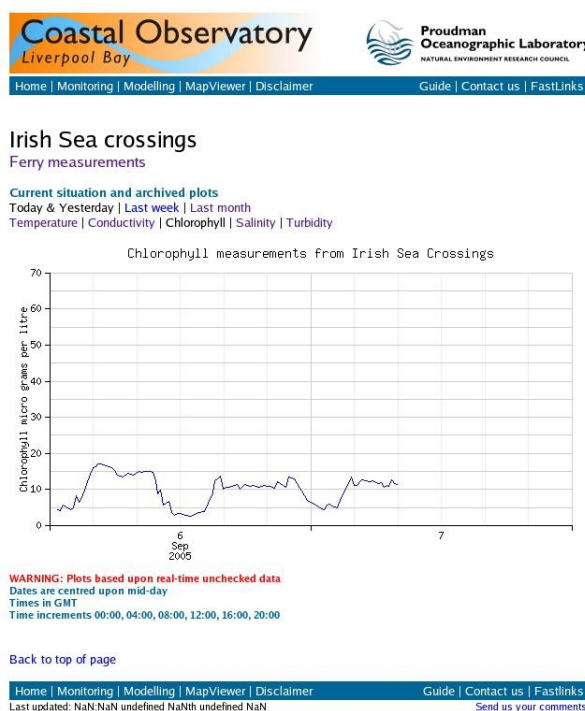


FIG. 5.4: Mesure en temps réel de la concentration de la chlorophylle

²<http://coastobs.pol.ac.uk>

³<http://coastobs.pol.ac.uk/modl/metfcst/irs.html>

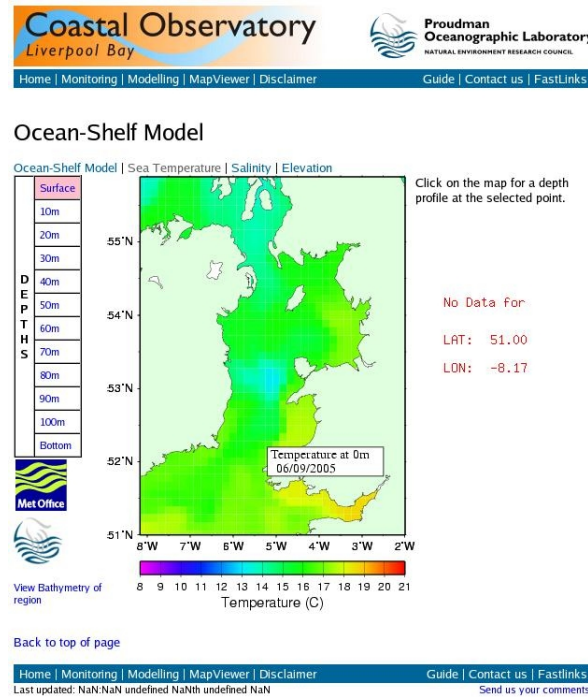


FIG. 5.5: Prévion de la température

5.2.1.3 National Centre for Ocean Forecasting

Le site du National Centre for Ocean Forecasting⁴ (NCOF) présente des simulations journalières de la salinité, la température, la concentration en phytoplancton, sa production instantanée et la concentration de zooplancton sur l'ensemble du plateau continental entourant le Royaume-Uni.

Le NCOF d'Angleterre a pour projet de mettre au point des outils opérationnels permettant de prédire l'état de l'océan⁵. Ils ont pour mission d'assurer une aide aux activités humaines liées à la mer. Leur objectif est de pouvoir prévoir les courants, la température, la houle, les blooms phytoplanctoniques, les événements naturels catastrophiques... Fondé sur une collaboration entre plusieurs laboratoires, ce projet se rapproche du projet Français MERCATOR. Plusieurs modèles sont utilisés, notamment un modèle de circulation océanique à 3 dimensions qui est couplé avec un modèle biologique du cycle du carbone pour les prévisions concernant la biologie. On peut noter aussi la présence d'un modèle qui prédit plus spécifiquement les tempêtes, ainsi qu'un modèle de houle. Le domaine de modélisation se limite au pourtour du Royaume-Uni (Mer du Nord, Manche, Atlantique nord). Le projet semble bien avancé, donnant accès en ligne à des prévisions sur deux jours pour les paramètres physiques et à de nombreux résultats de mesures et de simulations sur l'Angleterre et l'Atlantique nord.

⁴<http://www.ncof.co.uk/Ecosystems-Model-Forecast.html>

⁵<http://www.ncof.gov.uk/index.html>

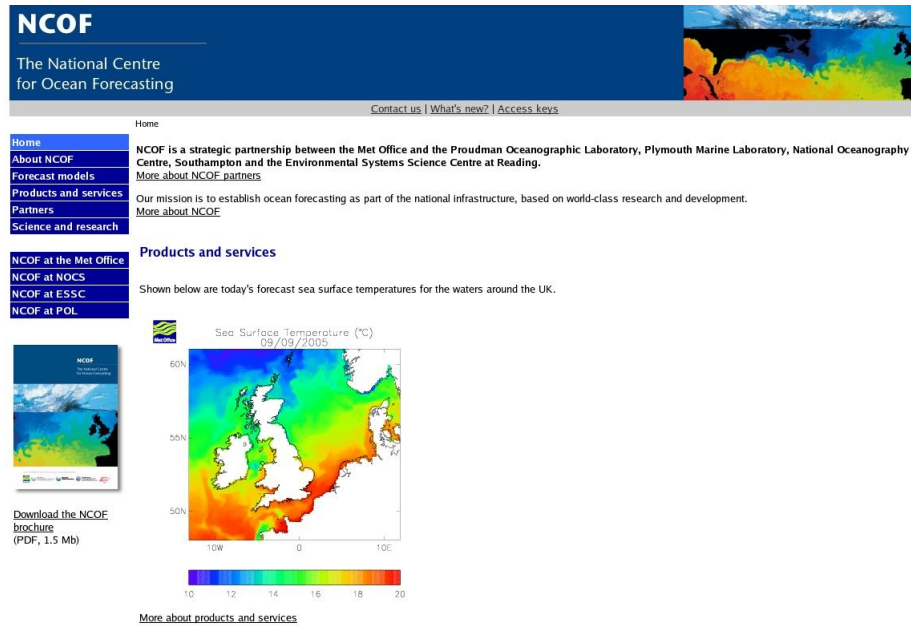


FIG. 5.6: Première page du site du NCOF

Les prévisions biologiques sont issues du modèle MRCS (Medium-Resolution Continental Shelf) qui est un modèle couplé physique biologie où la partie physique est issue de POLCOMS (Proudman Oceanographic Laboratory Coastal Ocean Modelling System). Développé au Plymouth Marine Laboratory, le modèle biologique est issu de ERSEM (European Regional Seas Ecosystem Model) conçu lors de programmes européens successifs. Le domaine de modélisation est centré sur les îles britanniques, entre 12° Ouest et 13° Est et entre 48° Nord et 62° Nord. La maille fait approximativement 6 km avec une résolution verticale sur 18 niveaux sigma, la grille est de type Arakawa-B (les concentrations sont au centre, les vitesses dans les coins). Le modèle biologique est composé de 4 variables pour le phytoplancton, 3 variables décrivant le zooplancton, une seule pour les bactéries et différentes variables modélisant les cycles du carbone, de l'azote, du phosphore et du silicium. Des cartes présentant les résultats des simulations sont disponibles en ligne : chlorophylle, biomasse zooplanctonique et production primaire. Toutefois, aucune comparaison n'est faite avec des cartes satellitaires pour évaluer la validité du modèle. Le site est esthétique avec en première page une carte de prévisions de la température du jour. Toutefois, l'accès aux informations et aux données n'est pas toujours clair. Les cartes de prévisions sont bien présentées mais peu expliquées.

5.2.2 Autres sites

Ici nous exposons de manière plus succincte divers sites de modélisation opérationnelle axée plutôt sur la physique. Certains sites mentionnent des projets de réalisation d'une modélisation opérationnelle des écosystèmes océaniques, mais peu sont

avancés. Les sites abordant la modélisation en temps réel des paramètres physiques de l'océan sont nombreux, certains sont bien construits et proposent des simulations en temps réel et des cartes de mesures.

CORIOLIS

Le projet CORIOLIS⁶ est un système d'océanographie opérationnelle en cours de développement qui a pour rôle de proposer des mesures et des prédictions de l'état de l'océan. Ce projet est composé de trois parties :

- des observations satellitaires de l'océan
- des mesures in situ depuis des navires, des systèmes embarqués ou autonomes
- un système d'analyse des données in situ et satellitaires dans un modèle de circulation, accompagné de prévisions

Ce projet a pour objectif de développer un réseau permanent d'observation en continu et en temps réel ; il est issu de la collaboration de différents organismes français : Ifremer, Cnes, Cnrs, Ipev, Ird, Météo-France et Shom.

MERCATOR

Le projet MERCATOR⁷ initié en 1995 a pour but de développer un système d'océanographie opérationnelle. Le projet utilise des données in situ et satellitaires pour les intégrer dans un modèle qui permet ainsi la prévision de l'océan jusqu'à 14 jours. Mercator utilise des données issues notamment du projet Coriolis. Mercator participe au projet international GODAE Global Ocean Data Assimilation Experiment.

Le LEGOS a un projet de modélisation opérationnelle qui est en cours de développement : le projet BIONUTS⁸. Ayant pour base le projet MERCATOR, le projet BIONUTS a pour but de coupler un modèle biologique avec le projet MERCATOR. Le modèle, dont le domaine se situe en Atlantique nord, évoluera vers le temps réel et la prévision.

ARGO

Le projet ARGO⁹ est un projet de mesure de l'océan par l'intermédiaire de sondes automatiques. Toutes les données récoltées par ces sondes sont disponibles sur le site. Les sondes restent immergées la plupart du temps, descendent à 2000m et remontent pour effectuer un profil de température et de salinité et envoyer leurs informations ainsi que leur position. On obtient ainsi des données en quasi temps réel de l'état de l'océan. Un nombre conséquent de sondes a été mis en service pour le moment : 1929 au 12 septembre 2005. L'objectif de ce projet est d'avoir des données pour comprendre le rôle

⁶<http://www.coriolis.eu.org/default.htm>

⁷<http://www.mercator-ocean.fr>

⁸<http://www.legos.obs-mip.fr/fr/projets/bionuts/>

⁹<http://www.argo.ucsd.edu>

de l'océan dans le climat mondial, surveiller ses changements et initialiser les modèles de prédiction. En collaboration avec de nombreux laboratoires, ce projet international est réalisé à l'échelle de la planète.

POSEIDON

Le projet POSEIDON du Massachusetts Institute of Technology a pour but de constituer un modèle prédictif en temps réel pluridisciplinaire. L'objectif est d'obtenir des prévisions pour la gestion des quotas de pêche, la gestion des pollutions ainsi qu'une meilleure compréhension des écosystèmes et des réseaux trophiques. Le projet semble être fortement orienté vers le côté opérationnel et l'optimisation du calcul, ainsi que vers le développement d'interfaces avec les utilisateurs extérieurs et le public. Ce projet est en cours de développement et aucun résultat n'est pour l'instant présenté.

TOPAZ

Le projet TOPAZ¹⁰ proposait à l'origine des prévisions en temps réel de paramètres physiques sur plusieurs régions du globe. Il évolue vers un modèle couplé physique/biogéochimie sur l'Atlantique nord et la Mer du Nord. Toutefois le site n'est pas encore optimisé, il est difficile à utiliser et les données sont difficiles à obtenir.

COOE

Le CSIRO Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation, en Australie, développe actuellement le projet COOE¹¹ Cooperative Ocean Observing Experiment. Ce projet a pour objectif d'utiliser une nouvelle approche pour mieux surveiller et comprendre les implications climatiques et biologiques sur les océans australiens. Ils font appel à la télédétection satellitaire, à des stations de mesure autonomes en pleine mer ainsi qu'à des navires pour récolter leurs données. A terme, un modèle sera utilisé pour effectuer des prédictions. Pour le moment, on peut trouver sur le site les résultats des mesures provenant des diverses sondes et des navires. Le site est clair et le projet est bien présenté. Toutefois, on reprochera l'absence de carte interpolée sur la zone d'étude. En effet, on a seulement accès aux différents profils de température et de salinité des sondes autonomes.

ROFS

Le projet américain ROFS (Regional Ocean Forecast System)¹² présente les résultats d'un modèle de circulation océanique 3D (le Princeton Ocean Model¹³) qui est utilisé

¹⁰<http://topaz.nersc.no>

¹¹<http://www.per.marine.csiro.au/cooe/index.html>

¹²<http://polar.ncep.noaa.gov/cofs/>

¹³<http://www.aos.princeton.edu/WWWPUBLIC/htdocs.pom>

pour effectuer des prédictions sur 48 heures. Ce projet est le fruit de la collaboration entre différents laboratoires et agences américains, notamment le National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). Le domaine de modélisation se limite aux zones côtières des USA. Un autre site dépendant de la NOAA présente des mesures de températures de surface¹⁴.

Le site du Harmful Algal Bloom bulletins de la NOAA propose une série de bulletins d'information sur les blooms phytoplanctoniques dans le golfe du Mexique. Ces bulletins sont construits grâce à des images satellitaires, des prélèvements in situ et des prévisions de vents¹⁵.

AOSN

Le site américain du projet AOSN (Autonomous Ocean Sampling Network¹⁶) de mesures autonomes en temps réel de paramètres dans l'océan a pour but d'obtenir des données pour alimenter un modèle prédictif des paramètres physiques de l'océan. A terme l'objectif est de mieux comprendre les processus physiques et biologiques en jeu dans l'océan.

ECOMAR

Le projet européen ECOMAR sur la mer Baltique, la Méditerranée et la mer Noire, qui vise à développer une mise en ligne de données satellitaires et de mesures, dans le but d'effectuer une surveillance de ces zones pour mieux comprendre le fonctionnement de ces écosystèmes et surveiller leurs évolutions¹⁷.

Data Buoy Center

Le site du National Data Buoy Center¹⁸ présente un projet de modélisation des processus physiques de l'océan, et un site expérimental de présentation des données.

esmeralda

En dehors du domaine de l'océanographie, on peut aussi citer les sites Internet du réseau de qualité de l'air comme air normand¹⁹ ; sur ces sites on trouve des mesures en temps réel de la qualité de l'air et des prévisions sur 24 heures (ou plus en fonction de la région) des taux d'ozone et de dioxyde d'azote grâce à un modèle de prévision de la qualité de l'air : esmeralda²⁰.

¹⁴<http://polar.ncep.noaa.gov/sst/>

¹⁵http://coastwatch.noaa.gov/hab/bulletins_ns.htm

¹⁶<http://www.mbari.org/aosn/>

¹⁷http://ies.jrc.cec.eu.int/Action_2121_-_ECOMAR.74.0.html

¹⁸<http://www.gomoos.org/buoy/circulation.html>

¹⁹<http://www.airnormand.asso.fr>

²⁰<http://www.esmeralda-web.fr>

Il existe de nombreux sites Internet présentant des résultats de mesures et d'analyses en ligne, dont certains sont en temps réel. Mais il en existe très peu effectuant une modélisation temps réel, et encore moins proposant des prévisions sur des variables biologiques. L'intérêt de mettre au point un projet de modélisation temps réel, avec un site Internet pour présenter les résultats est de pouvoir proposer aux scientifiques, mais aussi au grand public, une passerelle simple et interactive présentant les résultats des recherches et des avancées obtenues grâce aux modèles. De plus ce type de projet peut devenir un outil d'aide à la décision. Le projet de modélisation temps réel sur les côtes bretonnes s'inscrit dans une volonté politique de réduire l'émission d'azote dans les rivières bretonnes, de prévoir et limiter les effets les plus néfastes et les plus visibles, notamment les efflorescences phytoplanctoniques ainsi que les marées vertes à ulves. L'intérêt de développer ce genre d'outil est de guider les autorités et les organismes concernés dans les choix de lutte, et sur la manière dont évolue le phénomène.

L'autre intérêt, plus scientifique celui là, est d'avoir à disposition des résultats de modèle qui permettent d'avoir une vision synoptique de la situation en temps réel. L'outil doit permettre par exemple d'analyser sur le vif des événements ponctuels, comme l'impact d'un orage ou d'une perturbation sur les apports nutritifs dans la bande côtière et ainsi les efflorescences algales que cela peut induire.

Toutefois le temps réel pose des problèmes et des difficultés qu'il faut résoudre, notamment dans la disponibilité des données de forçage, la validation et le calcul de l'incertitude sur les résultats.

5.3 Description du site PREVIMER

Le site previmer.org a commencé à diffuser des informations en 2006. Petit à petit, les résultats des différents démonstrateurs ont été mis en place sur le site Internet.

L'objectif principal de PREVIMER est de fournir des prévisions sur l'état de l'environnement marin dans la zone côtière à des échelles spatiales allant de la façade à la baie avec une possibilité de zooms locaux. Les échelles temporelles couvrent à la fois des analyses rétrospectives et des prévisions à court terme (48 h correspondant aux prévisions fines de Météo France).

Différents thèmes sont ainsi abordés : la circulation hydrodynamique, l'état de mer, le suivi de traceurs passifs conservatifs ou non (en particulier d'origine microbiologique), l'état biogéochimique et la production primaire.

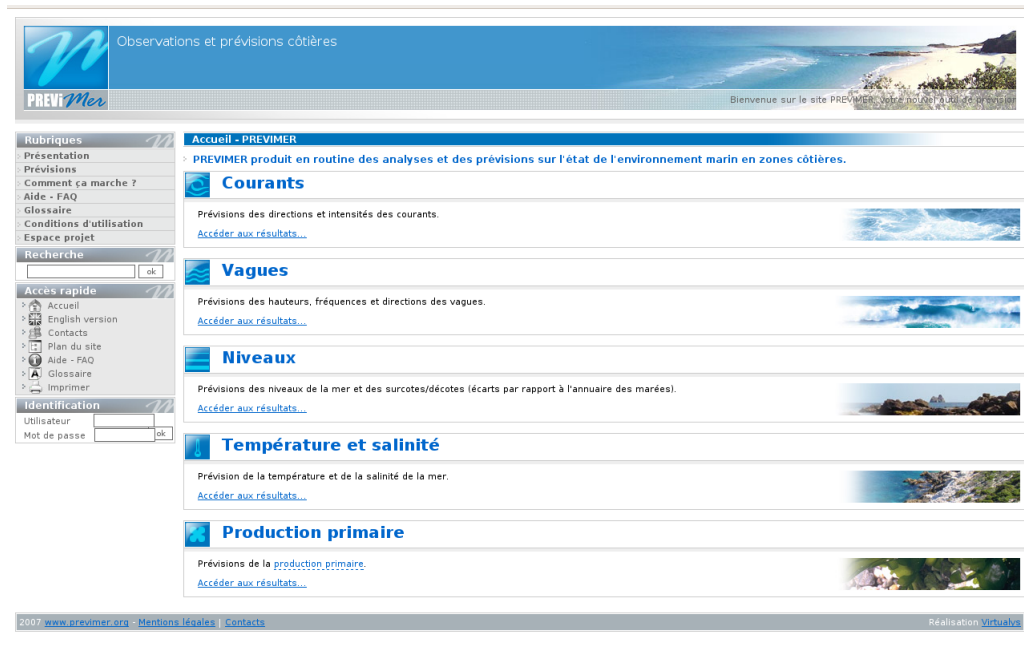


FIG. 5.7: Capture d'écran du site prévimer

5.4 Description et objectif du démonstrateur D6

5.4.1 Objectif

L'objectif du démonstrateur D6 est de modéliser et de prévoir au jour $j+1$ l'état biologique de la bande côtière bretonne. Le démonstrateur D6 va permettre de montrer les résultats du modèle présenté dans ce manuscrit :

- Affichage des concentrations en nutriments et en chlorophylle-a
- Visualisation des apports en azote en provenance de la Loire
- Suivi de la saturation en oxygène de l'eau, qui est un paramètre important dans la manifestation de l'eutrophisation
- Simulation de la concentration et de la toxicité de l'algue du genre *Pseudo-Nitzschia*

5.4.2 Description de l'interface du démonstrateur D6

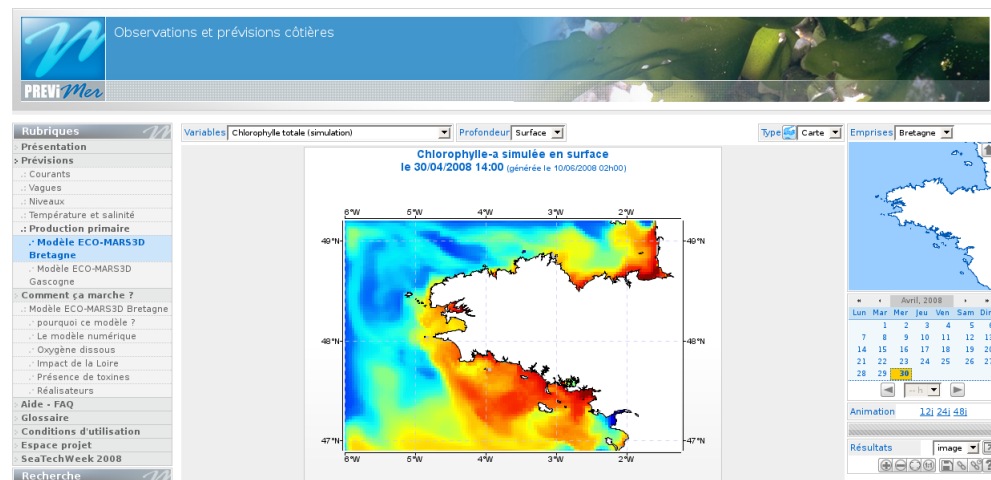


FIG. 5.8: Capture d'écran du site du démonstrateur D6

La page du démonstrateur D6 se présente comme le montre la figure 5.8. A droite se trouve un calendrier. On peut afficher une simulation depuis le 15 mai 2007 jusqu'au jour j et la prévision du lendemain. On peut faire une animation sur 12, 24 ou 48 jours. En haut de la page se trouve un menu déroulant qui affiche les différentes variables du modèle. 21 variables sont visualisables, en surface et au fond dont deux sont des données issues d'observations satellitaires (disponible uniquement en surface) :

- Température (simulation)
- Température (obs. satellite)
- Salinité
- Matière en suspension minérale
- Nitrate
- Phosphate
- Silicium
- Chlorophylle totale (simulation)
- Chlorophylle totale (obs. satellite)
- Chlorophylle des diatomées
- Chlorophylle des dinoflagellés
- Chlorophylle des pico-nanoflagellés
- Chlorophylle des diatomées *Pseudo-Nitzschia*
- Risque de contamination ASP
- % du nitrate venant de la Loire
- % d'azote du phytoplancton total venant de la Loire
- % azote des diatomées venant de la Loire
- % d'azote des dinoflagellés venant de la Loire

– % de saturation en oxygène

5.4.3 Difficultés liés au temps réel

La modélisation en temps réel nous confronte à divers problèmes techniques liés à la disponibilité des données, mais aussi à la mise en place de la chaîne de modélisation et de la gestion des éventuels problèmes (indisponibilité de certaines données, panne, erreur de calcul, ...).

Le diagramme 5.9 montre la succession des différentes étapes d'une simulation opérationnelle. Chaque jour une séquence de tâches prédéterminées (script) est lancée par l'intermédiaire d'un Cron (gestion des tâches répétitives et pré-programmée sous linux). Ce script lance les différents programmes nécessaires à l'obtention des résultats de manière séquentielle :

1. Initialisation des variables du script
2. Préparation des données météorologiques
3. Lancement du rang 0 (marée barotrope 2D sur l'ensemble du plateau européen)
4. Lancement du programme d'hydrologie qui met à jour les débits et les concentrations en nutriments
5. Lancement du rang 1 (modèle écologique 3D sur la zone Bretagne)
6. Lancement du script qui va générer les images pour le site Internet
7. Si tout s'est bien passé mise en place des fichiers de reprise et enregistrement des dates pour la prochaine simulation

A chaque étape des tests sont effectués pour vérifier que les étapes se déroulent sans encombre. Au moindre problème le script envoie un e-mail sur une liste de diffusion pour indiquer la nature du problème.

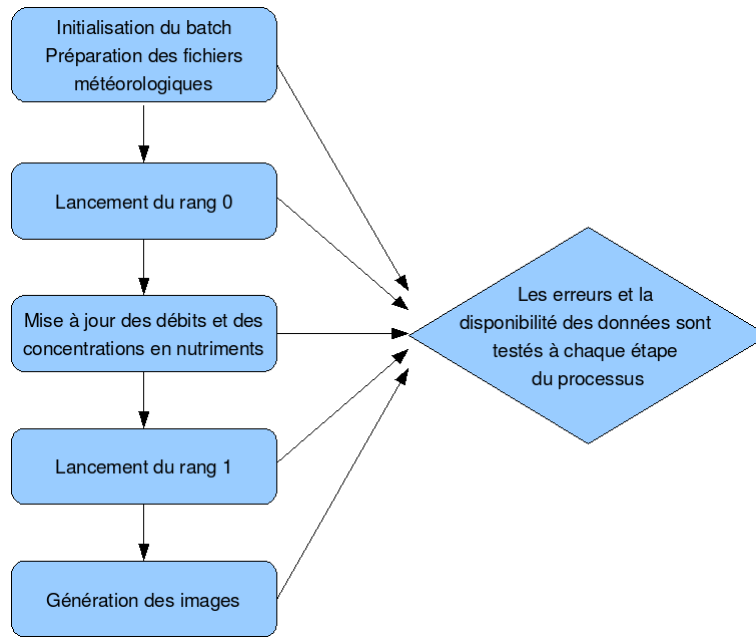


FIG. 5.9: Diagramme temps réel

5.4.4 Calcul des données de forçage du modèle

5.4.4.1 Simulation en temps réel des débits avec GR4J (Perrin et al., 2003)

Comme expliqué dans le chapitre 2, les débits ne sont pas disponibles sur tous les fleuves en temps réel, d'où la nécessité d'un modèle pluie-débit pour le calcul des débits.

Le modèle GR4J permet ainsi de calculer les débits à partir des mesures de pluie et d'ETP. Ces données de pluie et d'ETP sont fournies par Météo-France et sont mises à disposition par l'intermédiaire d'une base de données. Il est à noter que les débits de deux fleuves de notre domaine sont disponibles en temps réel : les débits de la Loire et de la Vilaine.

Une application écrite en C a été développée pour gérer le calcul des débits et la mise en forme des fichiers de résultats pour MARS sur les 35 bassins versants.

5.4.4.2 Simulation en temps réel des concentrations en nutriments

Comme expliqué au chapitre 2 les concentrations en nutriments sont calculées à partir d'équations statistiques, elles-mêmes établies à l'aide des données de concentrations historiques. En annexe se trouvent les différentes équations utilisées pour chaque bassin versant. La gestion du calcul des concentrations en nutriments est assurée par la même application en C évoquée ci-dessus. Ici aussi l'application met en forme les fichiers de résultats pour qu'ils soient lisibles par MARS.

5.4.4.3 Forçage aux limites

Le rang 0 est exécuté pour générer les conditions aux limites en élévation de surface libre pour le rang 1.

Pour le moment, une climatologie annuelle est utilisée pour le forçage aux frontières ouvertes pour la température, la salinité, les concentrations en nitrate, le silicium, le phosphate et pour les quatre types de phytoplancton.

Une valeur constante est injectée aux limites pour le zooplancton.

Toutefois la condition aux limites est visible sur certaines cartes, surtout pour la concentration en chlorophylle-a. Il semble donc que l'utilisation d'une climatologie ne soit pas suffisante dans ce cas. A terme ces variables devront être toutes issues des résultats de simulations en temps réel du modèle Golfe de Gascogne. Cette solution apportera sûrement une amélioration notable des résultats près des frontières.

5.5 Résultats temps-réel sur les années 2007-2008 du démonstrateur D6

5.5.1 Résultats de la modélisation de la croissance et de la toxicité du genre *Pseudo-Nitzschia*.

Pour les résultats présentés sur le site Internet, nous avons assimilé la concentration en acide domoïque à un risque de toxicité jugé plus compréhensible pour le grand public. Ainsi on considère qu'à partir d'une concentration en acide domoïque dans l'eau de $100 \mu g \cdot m^{-3}$ la contamination des bivalves est certaine (et correspond ainsi à un risque de 100%).

La figure 5.10 montre une carte de quantiles 90 du risque de toxicité de janvier à juin 2008 simulée par le modèle opérationnel. Les figures 5.11, 5.12 et 5.13 montrent des cartes du modèle opérationnel les 24 avril, 27 avril et 11 mai 2008.

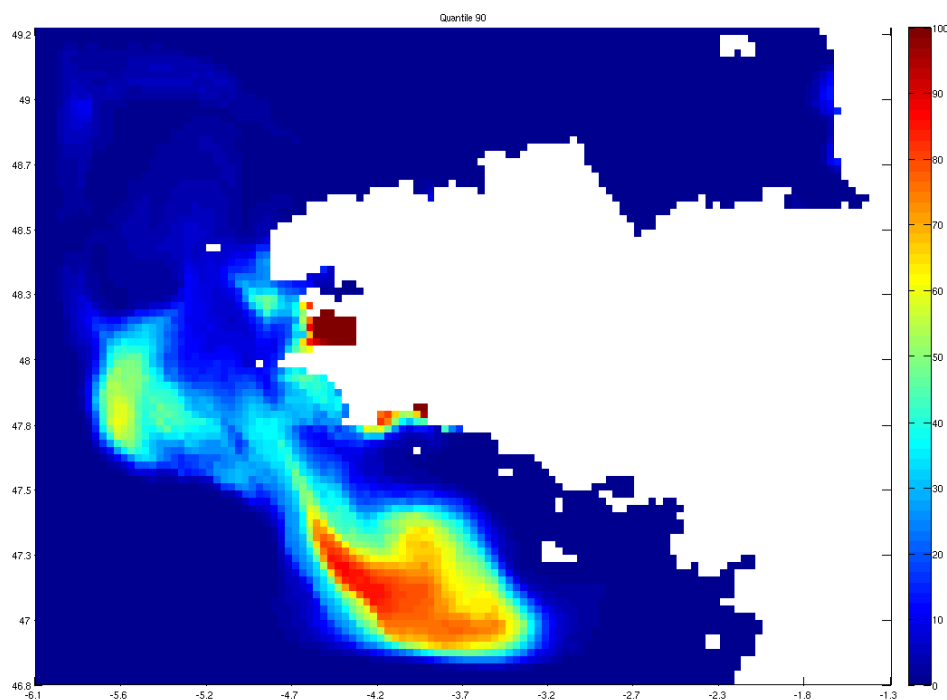


FIG. 5.10: Carte du quantile 90 du risque de toxicité ASP de janvier à juin 2008

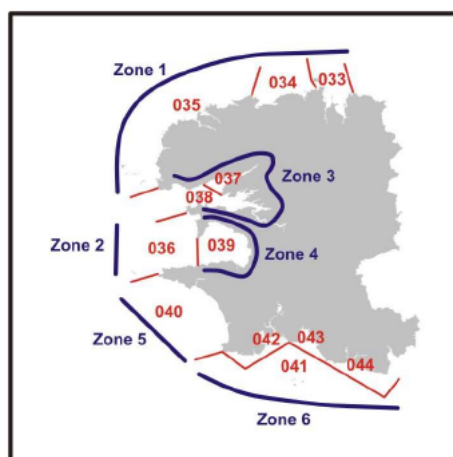


FIG. 5.14: Carte des zones Quadriges sur la baie de Douarnenez et la rade de Brest (source REPHY)

Les mesures du REPHY montrent que lors de la semaine 17 (entre le 21 avril et le 27 avril 2008) il y a eu des mesures de toxicité dépassant le seuil sanitaire dans les coquilles Saint Jacques ($23,6 \mu gAD \cdot l^{-1}$). Ces mesures ont été faites dans le secteur 36 (Gisement Sein Armen, voir la figure 5.14). D'autres fortes valeurs de concentration en acide domoïque ont été mesurées dans les secteurs 40 et 44 (Tronoën et Plouguin). Comme nous pouvons le voir, le modèle montre un risque de toxicité en augmentation

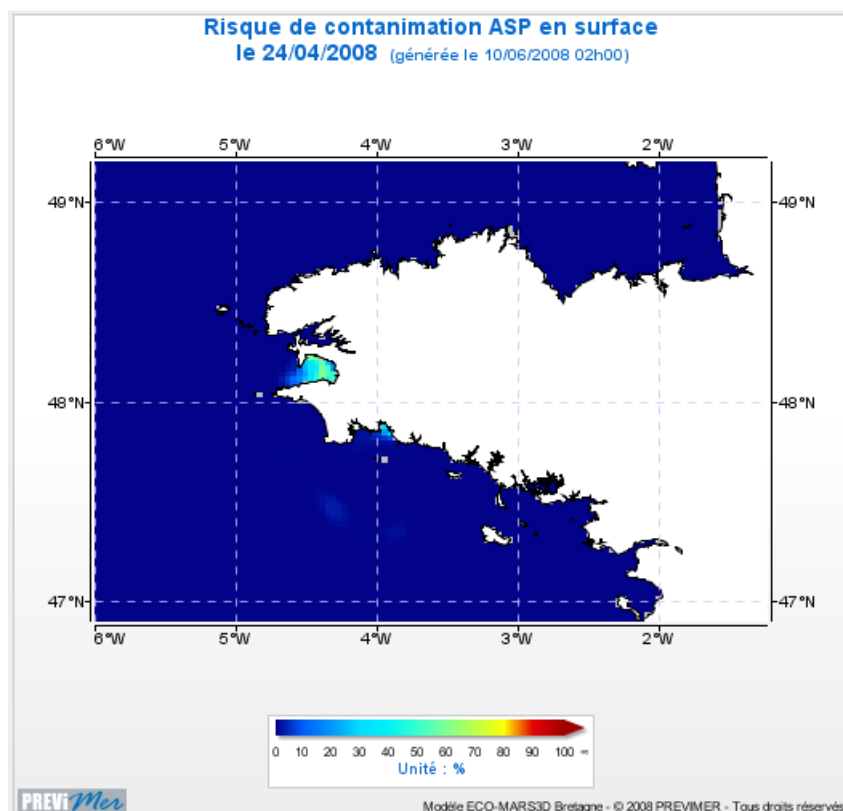


FIG. 5.11: Carte de risque de toxicité ASP le 24 avril 2008

pendant cette semaine : ce risque est passé d'une valeur relativement faible en baie de Douarnenez et en baie de Concarneau à une valeur très forte à la fin de la semaine. Toutefois on peut remarquer qu'il faut attendre 2 semaines supplémentaires pour voir de très fortes valeurs en mer d'Iroise, en baie d'Audierne, en baie de Concarneau et en baie d'Odé, valeurs concordantes avec les mesures. Le modèle semble effectivement prévoir avec un peu de retard la toxicité de l'algue *Pseudo-Nitzschia*. Par contre, la présence de l'algue détectée par le REPHY à partir du 7 avril en baie de Douarnenez au point Kervel large est bien représentée par le modèle.

Il est à noter que le nombre de mesures est assez faible. Certains résultats du modèle ne peuvent pas être validés car nous n'avons pas de données. Toutefois, le modèle donne une indication intéressante sur la répartition de la toxicité et sa dynamique.

5.5.2 Résultats de la modélisation de la concentration en oxygène dissous, application à la baie de Vilaine

Comme déjà abordé précédemment, la baie de Vilaine est une zone sensible au phénomène d'hypoxie. La baie étant très productive, lorsqu'une grande quantité de matière organique sédimente, cela provoque une forte consommation de l'oxygène dissous de l'eau. Ces phénomènes amènent la concentration en oxygène dissous à chuter

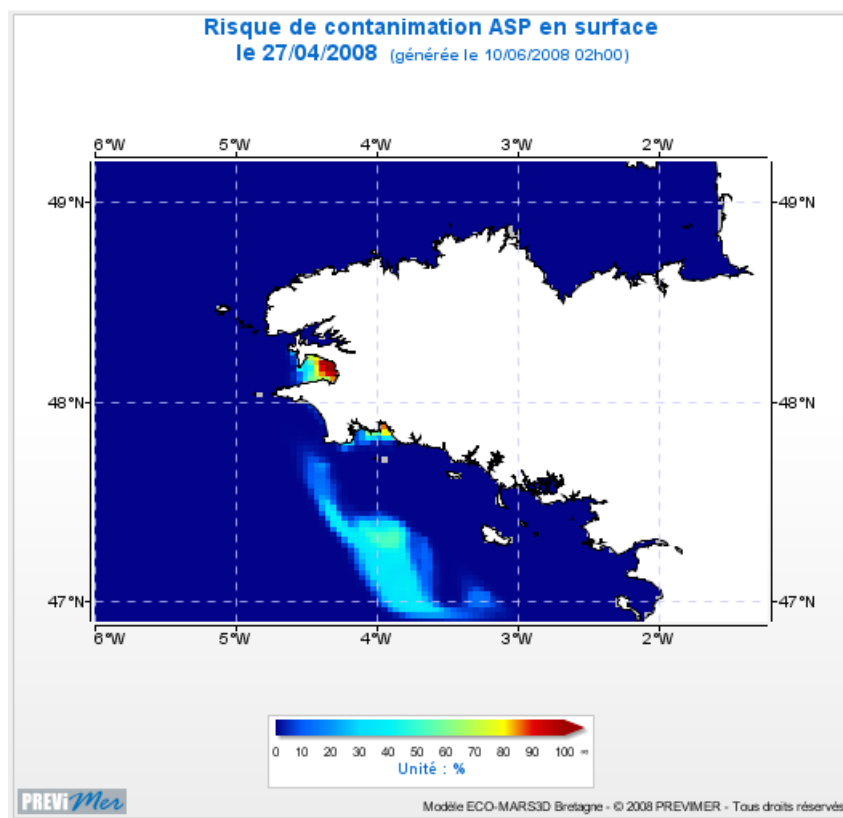


FIG. 5.12: Carte de risque de toxicité ASP le 27 avril 2008

de manière importante ce qui peut avoir des conséquences néfastes sur l'écosystème benthique. En dessous de $5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ cela peut occasionner un stress biologique et en dessous de $2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ le milieu est en état d'hypoxie. Ces baisses d'oxygène peuvent occasionner des comportements et des mortalités inhabituels sur les animaux benthiques. A $0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ c'est l'état d'anoxie, mortel pour un écosystème marin.

La figure 5.15 montre une carte de pourcentages de saturation en oxygène le 27 juillet 2007. On y voit très bien la faible saturation en oxygène en baie de Vilaine : seulement 20-30%. On a frôlé le seuil d'hypoxie à ce moment de l'année à cet endroit.

5.5.3 Comparaison des résultats du modèle avec les mesures des bouées MAREL Molit et Iroise

Depuis le 17 octobre 2007, une bouée automatique a été mise en service au centre de la baie de Vilaine : la bouée MOLIT. Cette bouée permet la mesure automatique de la température, de la salinité, de la fluorescence, de la turbidité et de la concentration en oxygène dissous en surface et au fond. Les mesures de la bouée MOLIT nous permettent de comparer les résultats de la variable oxygène du modèle et de voir la qualité de la modélisation de cette variable.

Les figure 5.16 à 5.18 présentent des comparaisons entre les résultats du modèle et

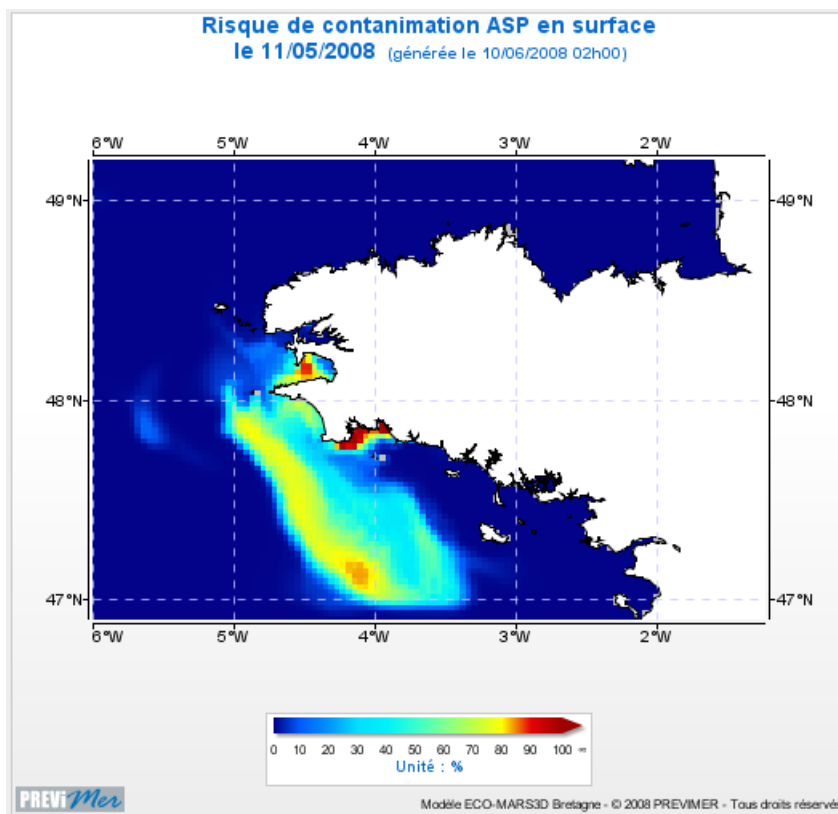


FIG. 5.13: Carte de risque de toxicité ASP le 11 mai 2008

les mesures faites par la bouée MAREL MOLIT pour l'oxygène dissous, la température et la fluorescence (convertie en chlorophylle-a).

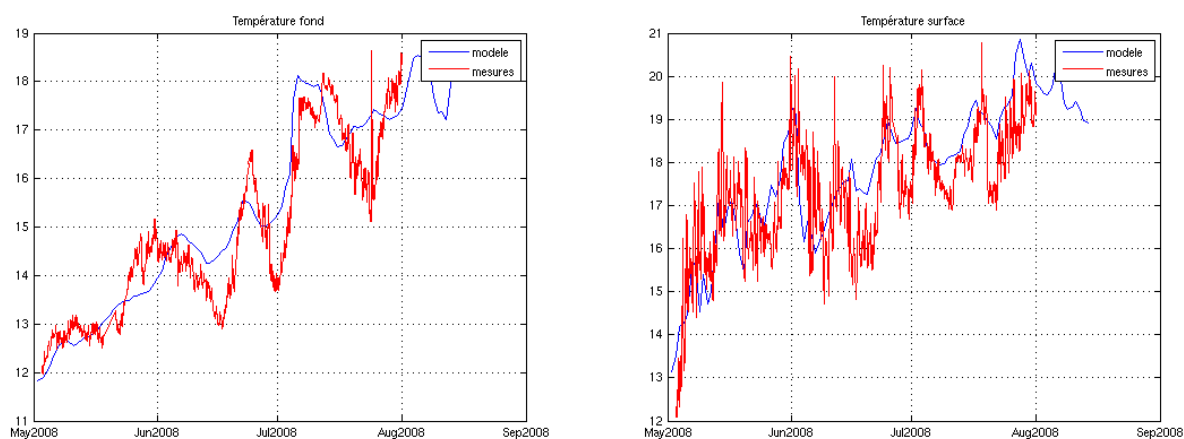


FIG. 5.16: Comparaison entre les données de température mesurées à la bouée MAREL MOLIT et le modèle.

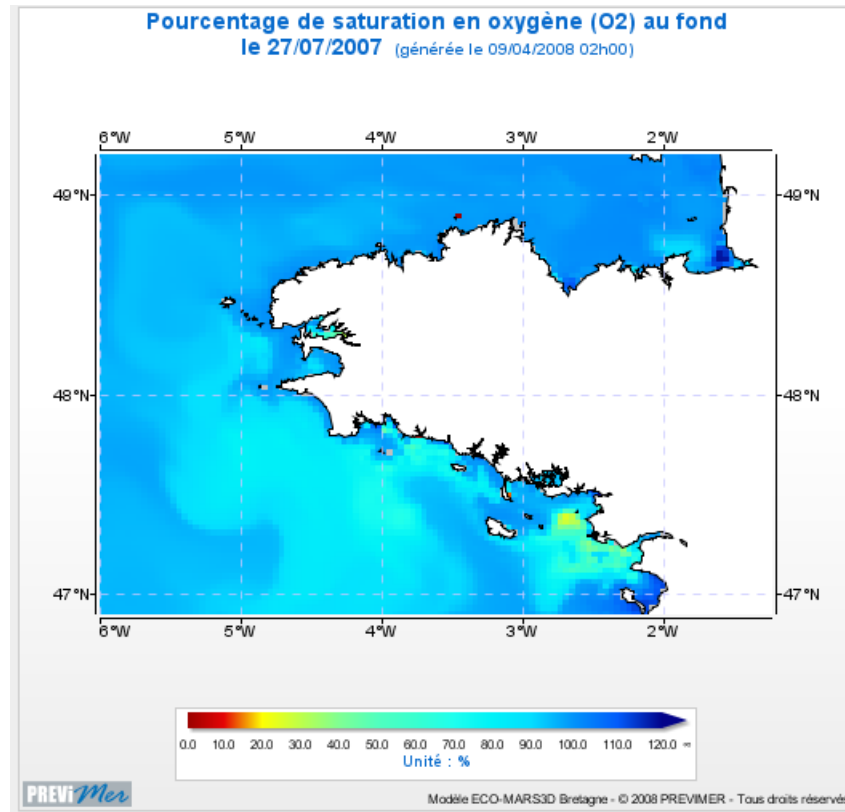


FIG. 5.15: Pourcentage de saturation de l'oxygène dissous au fond le 27 juillet 2007

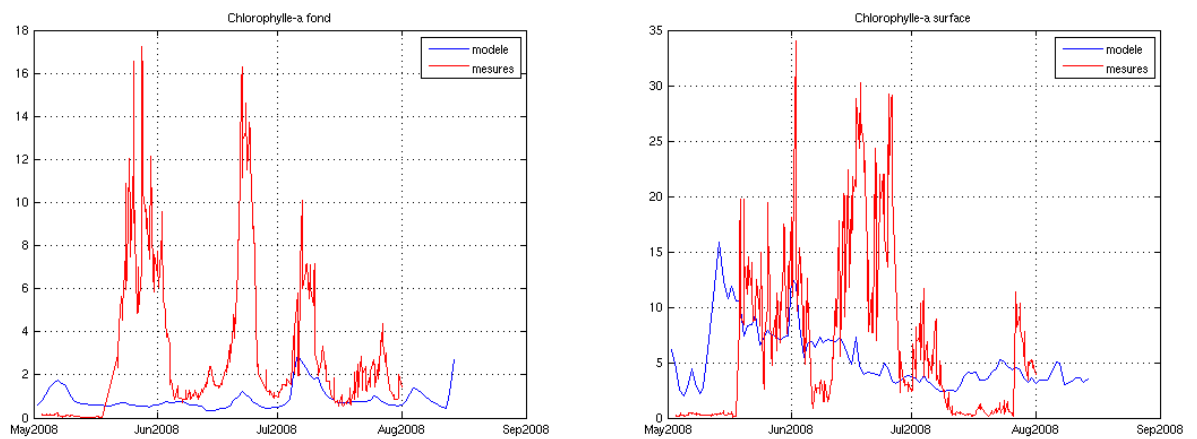


FIG. 5.17: Comparaison entre les données de chlorophylle-a mesurées à la bouée MAREL MOLIT et le modèle.

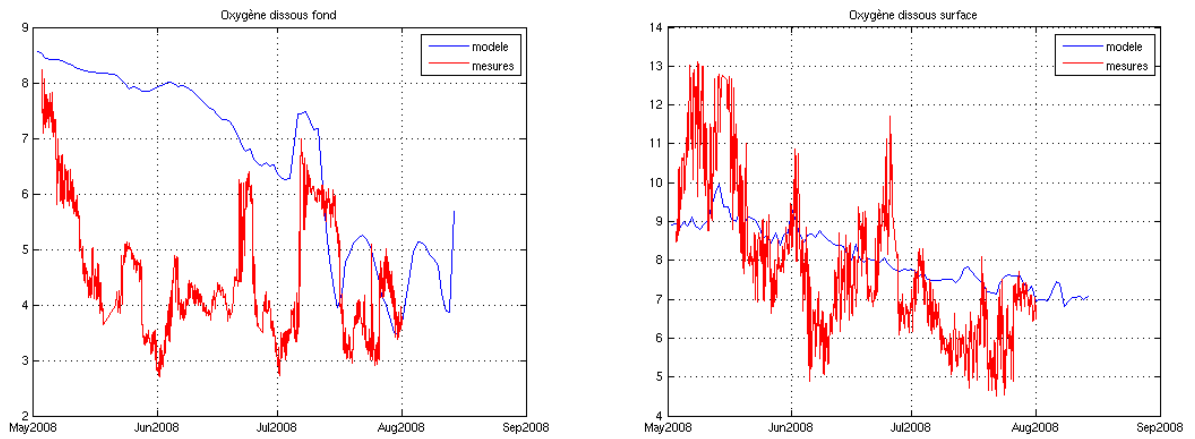


FIG. 5.18: Comparaison entre les données d'oxygène dissous mesurées à la bouée MAREL MOLIT et le modèle.

On constate dans un premier temps la très forte variabilité des mesures : pour les trois variables l'amplitude de variation est très grande. Le modèle est incapable de saisir cette variabilité. Si la température est plutôt bien modélisée, la comparaison pour la variable oxygène montre que le modèle surestime la concentration au fond jusqu'en juillet. Le modèle semble trop mélanger la colonne d'eau jusqu'au mois de juillet. De la même manière la comparaison entre la chlorophylle-a mesurée et calculée montre d'importantes différences, seules les données mesurées la nuit sont prises en considération car les valeurs données par fluorescence semble être biaisées sur les mesures effectuées le jour (Blain et al., 2004). Nous avons déjà évoqué le fait que le modèle a tendance à moyenner, à lisser les résultats par rapport aux mesures. Le phénomène est très marqué. De plus, la baie de Vilaine est sous l'influence des panaches de la Vilaine et, dans une moindre mesure, de la Loire. Ceci induit une grande variabilité hydrodynamique et biologique au niveau de la baie. Le modèle est incapable de reproduire une telle variabilité, surtout avec une maille 3km.

Les figures 5.19 et 5.20 montrent des comparaisons entre les résultats du modèle et les mesures faites par la bouée MAREL IROISE pour la température et la fluorescence (convertie en chlorophylle-a). La première chose que l'on peut constater est que l'amplitude des variations est plus faible sur la bouée MAREL IROISE que sur la bouée MAREL MOLIT, le milieu est plus mélangé par la marée et les forts courants qui règnent dans le goulet de Brest et cela a tendance à homogénéiser les masses d'eau et à limiter les fortes variations. Le modèle montre de meilleurs résultats sur ces deux figures, les niveaux de chlorophylle sont sensiblement différents, mais du même ordre de grandeur. La température présente des différences maximale d'environ 1,5°C. Ici aussi le modèle est incapable de reproduire les brusques variations de température ou de concentration en chlorophylle.

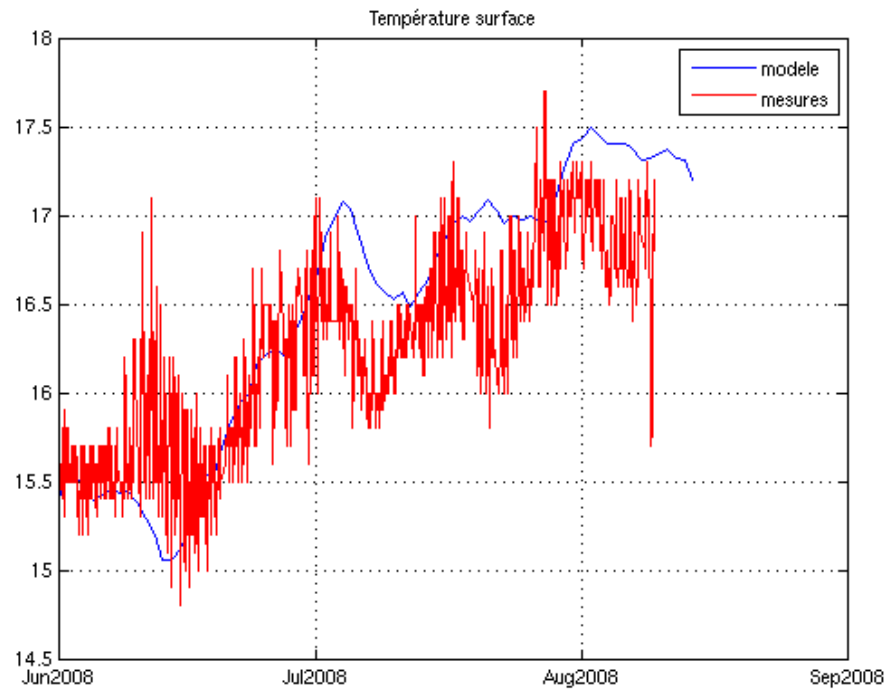


FIG. 5.19: Comparaison entre les données de température mesurées à la bouée MAREL IROISE et le modèle.

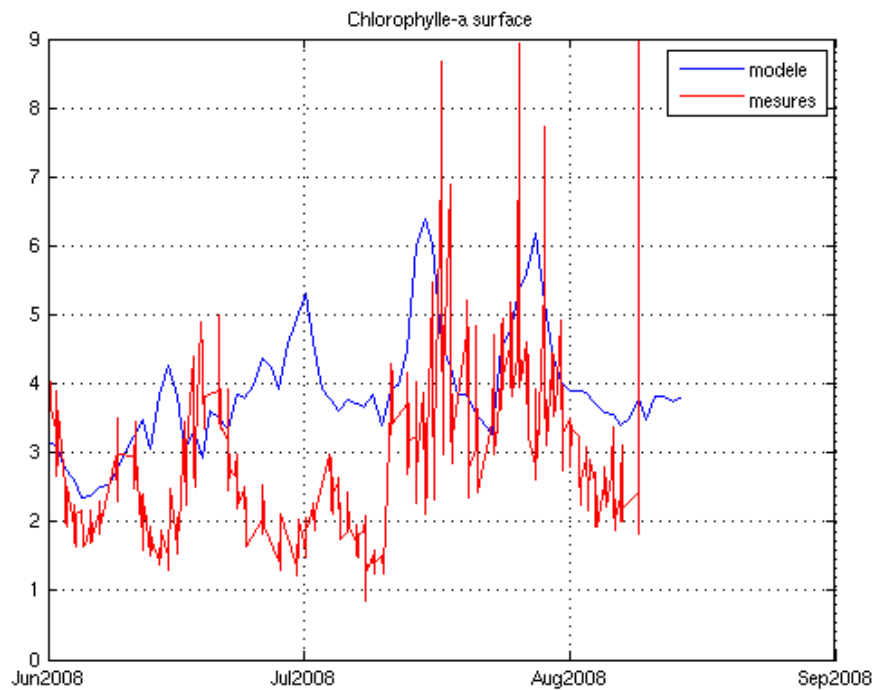


FIG. 5.20: Comparaison entre les données de chlorophylle-a mesurées à la bouée MAREL IROISE et le modèle.

6 Conclusion générale

Diaz et al. (2008) ont montré que les zones hypoxiques sont en constante augmentation. L'impact négatif de l'homme sur l'environnement est de plus en plus incontestable. Depuis plusieurs décennies, le nombre de problèmes liés de près ou de loin à des causes anthropiques est en augmentation. L'environnement côtier dans son ensemble est très exposé à l'impact de l'homme. Il est à la fois le premier à être exposé aux apports continentaux et il contient aussi des milieux aquatiques vulnérables et riches en biodiversité.

Pour mieux appréhender les conséquences de l'impact de l'homme sur le milieu marin, la modélisation est un puissant outil d'investigation. Le modèle apporte une vision synoptique sur les phénomènes mis en jeu. De plus, il permet de comprendre la dynamique des processus, les raisons et le fonctionnement de certaines structures biologiques. Certains résultats ne sont accessibles que par la modélisation, comme le traçage de l'azote en provenance d'un fleuve, le calcul de flux, l'étude de scénarii... Dans cette étude, trois aspects de la modélisation sont utilisés :

- le modèle comme outil de compréhension
- le modèle comme outil d'exploration
- le modèle comme outil de prévision

L'objectif de cette étude était de mettre en évidence le rôle et l'impact des apports en nutriments sur la production primaire et sur l'eutrophisation dans la bande côtière bretonne. Cette étude avait aussi pour objectif la prévision à court terme de l'état biologique sur cette zone. Ainsi le modèle hydrodynamique MARS3D d'Ifremer, couplé à un modèle biogéochimique a été utilisé.

La première étape de ce travail a consisté en la mise en place du modèle hydrodynamique seul, sans modèle biologique, avec ses forçages, en particulier les apports des fleuves. Les fleuves sont le principal lien entre le continent et l'océan et une des premières sources en nutriments pour le milieu côtier. Ainsi, 35 bassins versants sont pris en compte dans notre modèle. Des simulations d'enrichissement nous ont permis d'étudier l'influence des apports des principaux fleuves, en particulier celle de la Loire et de la Vilaine.

La seconde étape a permis de coupler le modèle biogéochimique au modèle hydrodynamique. Il a été calibré et partiellement validé grâce aux images satellitaires de chlorophylle-a, ainsi qu'aux mesures in-situ du REPHY, du RNO et de SOMLIT. Au

modèle biogéochimique de base, un module modélisant la croissance et la toxicité de l'algue *Pseudo-Nitzschia* a été adapté et ajouté (Davidson et Fehling, 2006). La technique de traçage de l'azote mise au point par Ménesguen et al. (2006) a été utilisée pour tracer le devenir de l'azote en provenance de la Loire et de la Vilaine. Enfin, une variable modélisant la concentration en oxygène a été ajoutée.

Le modèle couplé a été utilisé pour produire des résultats en temps réel. Pour atteindre cet objectif, un modèle pluie/débit a été utilisé : le modèle GR4J (Perrin et al., 2003). En effet, pour les simulations "off-line", des mesures de débits et de concentrations ont été utilisées, mais pour les simulations en temps réel, ces données ne sont pas toutes disponibles. Ainsi, nous avons calculé les débits et les concentrations à l'aide d'un modèle. Ce modèle a été calibré, validé et utilisé pour prévoir les débits des 35 fleuves bretons et normands. A partir des débits nous avons ainsi pu estimer les concentrations en 7 nutriments issus de ces 35 fleuves (Guillaud et Bouriel, 2007). Toute une chaîne opérationnelle a été mise en place pour gérer les calculs des différents modèles, les conditions aux limites, les données de forçages, etc ... Les résultats du modèle hydrodynamique couplé sont présentés sur le site Internet www.previmer.org.

Validité des modèles

Pour évaluer les qualités des différents modèles, nous avons utilisé les trois paramètres décrits au 2.5 : le biais, le critère de Nash et le coefficient de corrélation, à toutes les séries temporelles que nous avons utilisées pour valider les modèles. La qualité de modélisation des 8 variables suivantes est ainsi évaluée : le débit du modèle GR4J (qui n'entre en compte que pour la modélisation temps réel), l'élévation de la surface libre, la température et la salinité de l'eau calculées par le modèle physique MARS3D, les concentrations en chlorophylle, nitrate, phosphate et silicate calculées par le modèle biologique. Les performances du modèle peuvent être évaluées ainsi (Allen et al., 2007) :

- Pour le critère de Nash
 - $>0,65$ excellent
 - $0,65 - 0,5$ très bon
 - $0,5 - 0,2$ bon
 - $<0,2$ mauvais
- Pour le Biais
 - $< 10\%$ excellent
 - $10-20\%$ très bon
 - $20-40\%$ bon
 - $>40\%$ mauvais
- Pour le coefficient de corrélation, le carré de celui-ci représente la part de la dis-

6 Conclusion générale

portion totale des données que l'on peut expliquer par le modèle. Ainsi, si l'on obtient une valeur de $R^2 = 0,81$ (et donc $\rho = 0,90$), cela signifie que le modèle explique 81% de la variance totale des données.

Variables	Biais	critère de Nash	R^2
Débits	2,33 %	0,79	0,79
Elévation de la surface libre	4,29 %	0,97	0,98
Température	1,00 %	0,81	0,94
Salinité	0,37 %	-0,13	0,59
Chlorophylle	23,06 %	-0,41	0,40
Nitrate	40,33 %	-0,17	0,51
Phosphate	9,61 %	0,02	0,37
Silicate	25,18 %	-0,31	0,21

TAB. 6.1: Evaluation de la qualité des variables du modèle

Le tableau 6.1 présente les 3 critères calculés pour les principales variables du modèle.

Comme déjà abordé au chapitre 2, on peut voir que le modèle GR4J donne de très bons résultats.

Le modèle physique reproduit très bien la marée, avec peu d'erreurs. La reproduction de l'évolution de la température est très bonne aussi, le biais est faible. La salinité est moins bien modélisée ; si le biais du modèle est très faible, celui-ci n'arrive pas à expliquer plus de 59% de la variabilité observée dans les données.

Pour les variables du modèle biogéochimique, les résultats sont moins bons. Le modèle a trop tendance à "moyenner" les résultats. Le biais est fort pour l'ensemble des variables biogéochimiques surtout pour la concentration en nitrate. La part de variabilité dans les données expliquées par le modèle est assez faible. Le modèle biogéochimique est moins précis que le modèle physique, nous avons vu qu'il reproduit correctement les grandes tendances à des échelles spatiales et temporelles plus importantes que le modèle physique. Mais il est incapable de saisir la variabilité présente dans les mesures.

La confrontation du modèle avec les données et l'analyse des résultats du modèle ont permis de mettre en évidence certains points à améliorer. Nous avons constaté le même problème que Loyer (2001) au niveau de la production hivernale de chlorophylle : a trop faible par rapport aux mesures. Cette constatation souligne l'intérêt d'étudier plus précisément les raisons pour lesquelles le modèle n'est pas performant en hiver. Une piste serait d'avoir certains paramètres qui varient au cours de l'année, notamment les paramètres d'intensité lumineuse optimale.

Une autre constatation concerne l'incapacité du modèle à reproduire les variations rapides des concentrations en chlorophylle observées in-situ. Les modèles ont en général tendance à moyenner et lisser l'effet des phénomènes. Ceci est principalement provoqué par le fait que les mesures in-situ se font sur des prélèvements de quelques litres d'eau de mer, alors que le modèle donne une concentration moyenne sur une maille représen-

6 Conclusion générale

tant plusieurs millions de mètres cubes d'eau. La variance sur les mesures in-situ est donc beaucoup plus importante que celle dans la maille du modèle. Si l'on veut mieux modéliser les phénomènes d'échelles plus petites et donc d'évolution temporelle plus rapide, il faut augmenter la résolution du modèle et diminuer le pas de temps.

Les comparaisons avec les données du REPHY, du RNO et de SOMLIT et avec les travaux de Chaumery (2004) ont permis de mettre en évidence des difficultés pour le modèle à représenter les faibles concentrations en nutriments en surface en été. Différents essais de calibration et de modification du code n'ont pas permis de corriger ces problèmes. Notamment l'ajout d'un compartiment benthique pour la matière organique détritique au fond (pour représenter les processus de dépôt/érosion/reminéralisation) n'a pas changé le comportement du modèle ni ses résultats. Il reste ici un travail d'identification du problème qui est sûrement à l'origine des fortes concentrations en chlorophylle-a calculées par le modèle en période estivale (la limitation en azote normalement constatée étant moins forte dans le modèle).

Un autre point sur lequel le modèle pourrait être amélioré concerne la prise en compte de la remise en suspension des sédiments (MES). En effet, l'utilisation de climatologies satellitaires bimensuelles présente l'inconvénient de lisser le signal de MES. La concentration en MES influençant de manière très importante la production primaire, il peut être judicieux d'améliorer la prise en compte du signal de MES. Deux pistes différentes sont possibles : la première consiste à prendre en compte, dans le modèle, la remise en suspension des sédiments par les vagues, ceci impose donc de coupler ou de forcer le modèle MARS3D par un modèle de houle (Tessier, 2006). La seconde piste est l'utilisation de données satellitaires plus précises : cartes journalières complétées à l'aide de climatologies, comme le travail actuellement effectué par Gohin et al. (2008).

Une autre remarque concerne la relative proximité des limites du domaine de la zone d'intérêt. Les conditions aux limites peuvent influencer les résultats, surtout au niveau du sud-est de la zone où il semble que la production phytoplanctonique soit insuffisante : la condition en limite du sud-est de la zone est trop pauvre en phytoplancton et provoque une dilution de la concentration en chlorophylle-a. Un couplage complet entre le nouveau modèle golfe de Gascogne et notre modèle, c'est-à-dire l'utilisation des sorties du modèle golfe de Gascogne pour générer les conditions aux limites de toutes les variables biologiques du modèle Bretagne, améliorerait les résultats de manière significative, en particulier au sud-est de la zone.

Le nombre de variables, de paramètres et les temps de calcul étant très important, il était difficile de faire une étude de sensibilité du modèle aux paramètres et aux forçages. Ainsi la méthode utilisée pour calibrer le modèle est très heuristique : nous avons simulé plusieurs années, que l'on a comparées aux données satellitaires pour pouvoir ajuster un certain nombre de paramètres, les autres paramètres étant issus de la littérature.

Les principaux résultats du modèle

Le modèle reproduit de manière satisfaisante les grandes tendances de la concentration en chlorophylle-a et de son cycle annuel. Il met en évidence l'importance des rôles limitant du phosphate et du silicate. Les concentrations en nutriments sont rythmées par les apports fluviaux.

La première constatation qui vient à l'issue de ces travaux est l'indéniable influence des facteurs physiques sur la production primaire. Le niveau de la production primaire et la position des zones productives sont liés à la position des panaches et à l'intensité des courants et du vent. Ainsi, les différences de populations phytoplanctoniques entre le nord et le sud Bretagne sont principalement dues à deux régimes hydrodynamiques différents. Au nord, les forts courants de marée ont pour conséquence de générer une couche de mélange profonde et une circulation turbulente et agitée. Ces conditions nuisent fortement à la croissance des dinoflagellés tout au long de l'année. Au sud, les courants de marée plus faibles et surtout la présence des deux grands fleuves que sont la Loire et la Vilaine stabilisent la colonne d'eau et favorisent une stratification d'origine haline au printemps et d'origine thermique en été. Ainsi, après le bloom printanier dominé par les diatomées, les dinoflagellés sont favorisés en été lorsque la croissance des diatomées est limitée par le silicium.

Un autre point qui a déjà été mis en évidence par Loyer (2001), Huret (2005) et Chaumery (2004) est l'influence des grands fleuves que sont la Loire et la Vilaine sur la production primaire dans le nord du Golfe de Gascogne. Ils représentent une des principales sources d'eau douce et de nutriments dans le sud Bretagne. Leur panache peut s'étendre très loin. La mise en évidence de l'extension du panache de la Loire jusqu'en mer d'Iroise et la quantification de la proportion d'azote contribuant à la croissance des algues en baie de Douarnenez ont montré que la prise en compte des apports ligériens dans l'étude de l'impact du nitrate d'origine terrigène sur la production primaire est indispensable. Le modèle donne des niveaux moyen de production primaire d'environ $160 \text{ } gC \cdot m^{-2} \cdot an^{-1}$ dans les zones côtières soumises à de forts apports en nutriments, notamment en baie de Vilaine et dans l'estuaire de la Loire.

Le modèle nous a aussi permis de calculer la part de l'azote en provenance de la Loire dans la production primaire. La technique permet de suivre un atome d'azote tout au long du cycle biologique. Cette technique nous a permis de calculer les contributions de la Loire à la production phytoplanctonique de la baie de Douarnenez et de la rade de Brest. Il est apparu dans cette étude que la proportion de l'azote en provenance de la Loire en baie de Douarnenez est d'environ 19% et en rade de Brest de 4%. Le panache de la Loire s'étend jusqu'en mer d'Iroise, comme Chaumery(2004) l'a montré par l'analyse de données de campagnes. Toutefois, il faut relativiser ce calcul pour deux raisons principales. Tout d'abord le modèle a une tendance dispersive ; il n'est pas exclu

que l'extension du panache soit trop importante par rapport à la réalité. Ensuite, la technique de traçage suit l'azote quel que soit le nombre de cycles qu'il parcourt. Une question se pose ici sur le nombre de cycles qu'il faut considérer pour que l'on ait atteint l'état d'équilibre de la signature azotée.

Une des applications de notre modèle a été son utilisation comme outil pour tester des scénarii d'abattement de nitrate sur les principales rivières bretonnes. L'objectif a été de quantifier l'effet de ces abattements sur la production primaire. Subventionné par l'Agence de l'Eau Loire Bretagne, ce travail est une valorisation de l'outil mis en place. Ces résultats sont détaillés par Dussauze et Ménesguen (2008).

Pour finir, l'ensemble des modèles développés dans le cadre de ce travail a été mis en place de manière à produire tous les jours une prévision de l'état biologique de la bande côtière bretonne. Pour obtenir des données de débits dans les fleuves de notre zone nous avons mis en place un modèle pluie-débit : GR4J (Perrin et al., 2003). Grâce aux valeurs de débits, les concentrations en nutriments ont été calculées à l'aide d'équations issues des travaux de Guillaud et Bouriel (2007). Une chaîne opérationnelle a ainsi été mise en place et permet de lancer successivement les différents modèles et de calculer, tous les jours, une prédiction pour le lendemain de l'état physique et biologique de la mer sur notre zone. Ces résultats sont présentés en ligne sur le site Internet www.previmer.org.

La modélisation de la croissance et la toxicité de l'algue *Pseudo-Nitzschia*

Une des originalités de ce travail a été la mise au point d'un modèle de croissance et de toxicité de l'algue du genre *Pseudo-Nitzschia*. Fondé sur le modèle de Davidson et Fehling (2006), ce modèle reproduit la croissance de l'algue ainsi que la production d'acide domoïque. Le modèle reproduit globalement les mêmes zones de toxicité que les mesures du REPHY. Le faible nombre de mesures rend difficile la validation de ce module. De plus, le REPHY mesure des concentrations en nombre de cellules par litre, et notre modèle travaille en $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$; or, il existe peu de données pour calculer un coefficient de conversion fiable. Une des prochaines étapes de développement et d'amélioration de ce modèle est la mise en place d'une variable représentant la bio-accumulation de la toxine dans les coquillages pour pouvoir comparer les résultats avec les données du REPHY car nos résultats ne prennent pas en compte la notion de bio-accumulation.

Perspectives et enjeux de la modélisation biogéochimique en temps réel

Les processus physiques, chimiques et biologiques qui régissent notre planète ne connaissent pas les frontières des pays. Aucune initiative locale même dotée de moyens considérables n'a de chance d'aboutir à des résultats cohérents sans une collaboration internationale. Très tôt, la Météorologie a été reconnue comme un domaine important, dans lequel les préoccupations sont planétaires, indispensable à tous. C'est pourquoi, l'Organisation Météorologique Mondiale (WMO World Meteorological Organization) a été créée en 1950. C'est depuis un réseau mondial qui unifie les Services Météorologiques et Hydrographiques des nations, permettant mondialement un libre échange des données, informations et services en temps réel.

Dans les domaines de l'océanographie physique et biologique ce statut n'existe pas. Grâce à plusieurs initiatives, des réseaux coexistent. Plusieurs organisations dont l'objectif est de travailler pour le bénéfice de l'environnement et de l'humanité ont été créées. Elles ont des relations d'échanges entre elles mais pas d'unité. GOOS (The Global Ocean Observing System) a été créé en 1991. Soutenue par la IOC (Intergovernmental Oceanographic Commission de l'UNESCO), l'UNEP (United Nation Environment Program), le WMO (World Meteorological Organization) et l'ICSU (International Council for Science), cette organisation a pour but de répondre au désir de nombreuses nations d'améliorer la gestion des océans et des mers, leur surveillance, les prévisions climatiques ainsi que l'évaluation de l'impact des changements globaux sur l'environnement océanique.

La connaissance de notre planète a progressé de manière très inégale : tout d'abord on peut mentionner les processus physiques et chimiques de l'atmosphère avec les applications opérationnelles bien connues en météorologie citées précédemment. Les premiers modèles prévisionnels en météorologie sont apparus dans les années 1950, bien avant les premiers modèles de circulation océanique. Ensuite, des étapes très importantes ont été franchies pour les processus physiques, par exemple en océanographie physique où il existe maintenant des modèles robustes de prévisions opérationnelles de la circulation océanique aux échelles globale, régionale et locale. Il est important de mentionner que ces progrès ont bénéficié d'une part du développement important de l'observation spatiale et d'autre part du développement sans cesse croissant des moyens informatiques. Enfin, la connaissance de la biosphère, des processus bio-chimiques et biologiques, bien qu'en progrès constant, n'a pas suivi le même rythme de croissance. Ceci est principalement dû à la très grande complexité des phénomènes, à la biodiversité des écosystèmes marins et côtiers, à leurs interactions encore imparfaitement connues avec les processus physiques et plus généralement aux difficultés de modélisation de ces processus. La modélisation est intimement liée à la quantité, la densité et la qualité des réseaux

6 Conclusion générale

d'observations. Sans observation, il n'est possible ni de valider les modèles ni de les calibrer. La compréhension du fonctionnement des écosystèmes que l'on modélise passe tout d'abord par la connaissance de ces écosystèmes et donc par l'analyse des données. Les données restent malheureusement encore trop peu nombreuses en biogéochimie.

Quels sont les enjeux de la modélisation biogéochimique en temps réel ? Le modèle biogéochimique mis en place dans le cadre de cette thèse donne des éléments de réponses aux questions posées par les institutions et agences gouvernementales. On peut ainsi envisager une analyse en continu de l'évolution de l'impact des apports en nutriments sur la production primaire dans la bande côtière bretonne et ainsi voir l'influence que peuvent avoir les politiques de gestion des bassins versants bretons.

Ce travail a aussi permis la mise en place d'un modèle de croissance et de toxicité de l'algue *Pseudo-Nitzschia*. Ce modèle a été appliqué en temps réel pour permettre d'évaluer au jour le jour le risque de toxicité ASP. On comprend le rôle important et les enjeux économiques et sanitaires non négligeables liés à la modélisation de l'efflorescence d'algues toxiques. Toutefois, la difficulté d'identifier les processus impliqués et de les modéliser pose la question de la pertinence de ce type de prévisions : la modélisation fiable de phénomènes tels que les blooms d'algues toxiques est-elle possible au jour d'aujourd'hui ? Si l'objectif est de prévoir précisément le moment, l'ampleur et la durée d'un tel phénomène la réponse est plutôt non, la plupart des mécanismes physiologiques mis en jeu dans l'apparition de la toxicité des algues étant encore mal connus. Le modèle permet toutefois d'apporter des réponses sur les causes du phénomène, et permet d'évaluer approximativement les zones qui peuvent être touchées et dans quelle mesure. Mais au delà de sa fiabilité le modèle permet surtout d'améliorer la compréhension de tels phénomènes.

Bibliographie

- Aknes D., Ulvestad K., Balino B., Berntsen J., Egge J., Svendsen E., 1995. Ecological modelling in coastal waters : towards predictive physical-chemical-biological simulation models. *Ophelia*, 41, pp. 5-36.
- Allen J.I., Somerfield P.J., Gilbert F.J., 2007. Quantifying uncertainty in high-resolution coupled hydrodynamic-ecosystem models. *Journal of Marine System*, 64, pp. 3-14.
- Andersen V., Nival P., 1989. Modelling of phytoplankton population dynamics in an enclosed water column. *J. Mar. Biol. Assoc.*, 69, pp. 625-646.
- Andrieux - Loyer F., Aminot A., 2001. Phosphorus forms related to sediment grain size and geochemical characteristics in French coastal areas. *Est. Coast. Shelf Sci.*, 52, pp. 617-629.
- Arousseau P., 2005. Les bassins versants de Bretagne et leur charge polluante.
- Arousseau P., 2005. Méthode d'extrapolation spatiale des données de débit. Pour la compréhension des bassins versants et le suivi de la qualité de l'eau. Fiche E9, pp. 155-158.
- Arnold J.G., Fohrer N., 2005. SWAT2000 : current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. *Hydrological Processes*, Vol 19, pp.563-572.
- Bates S.S., Worms J., Smith J.C. 1993. Effects of ammonium and nitrate on domoic acid production by *Nitzschia pungens* in batch culture. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* Vol 50 pp. 1248-1254.
- Blain S., Guillou J., Tréguer P., Woerther P., Delauney L., Follenfant E., Gontier O., Hamon M., Leildé B., Masson A., Tartu C., Vuillemin R. 2004. High frequency monitoring of the coastal marine environment using the MAREL buoy. *J. Environ. Monit.* Vol 6, pp. 569-575.
- Beven K.J., Kirkby M.J., 1979. A physically based variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrol. Sci. Bull.* 24(1), pp. 43-69.
- Beaujouan V., Durand P., 2002. A hydrological model dedicated to topography-based simulation of nitrogen transfer and transformation : rationale and application to the geomorphology-denitrification relationship. *Hydrological Processes*. 16(2), pp. 493-507.
- Beaujouan V., Durand P., Ruiz L., 2002. Modelling the effect of the spatial distri-

6 Conclusion générale

- bution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. *Ecological modelling*. 37(1), pp. 93-105.
- Belin C., Raffin B., 1998. Les espèces phytoplanctoniques toxiques et nuisibles sur le littoral français, résultats du REPHY (réseau de surveillance du phytoplancton et des phycotoxines). Rapport interne IFREMER/RST.DEL/MP-AO 98-16, 283 p.
 - Beven K., Kirkby M. J., 1979. A physically-based variable contribution area model of catchment hydrology. *Hydrology Science Bulletin*. Vol 24(1), pp. 43-69.
 - Billen G., Garnier J., Hanset Ph., 1994.. Modelling phytoplankton development in whole drainage networks : the RIVERSTRAHLER model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia*, Vol 289, pp. 119-137.
 - Blumberg A., Mellor G., 1987. A description of a three-dimensional coastal ocean circulation model. *Heaps. Three-Dimensional Coastal Ocean Model*, Vol 4, 208 p.
 - Boesch D.F., Brinsfield R.B., Magnien R.E., 2001. Chesapeake Bay Eutrophication : Scientific Understanding, Ecosystem Restoration, and Challenges for Agriculture. *Journal of Environmental Quality*, Vol 30, pp. 303-320.
 - Bordenave P., Bouraoui F., Gascuel-Odoux C., Molénat J., P. Mérot, 1999. Décalages temporels entre modifications des pratiques agricoles et diminution de nitrate dans les eaux superficielles. *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*. IFREMER, pp. 311-333.
 - Box G.E.P., Jenkins G.M., 1970. Time series analysis, forecasting and control. Holden Day San Francisco.
 - Brisson N., Mary B., Ripoche D., Jeuffroy M.H., Ruget F., Gate P., Devienne-Barret F., Antonioletti R., Durr C., Nicoullaud B., Richard G., Beaudoin N., Recous S., Tayot X., Plenet D., Cellier P., Machet J.M., Meynard J.M., Delécolle R., 1998. STICS : a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balance. I. Theory and parametrization applied to wheat and corn. *Agronomie* Vol 18, pp. 311-346.
 - Castellano-Méndez M., Gonzalez-Manteiga W., Febrero-Bande M., Prada-Sanchez J.M., Lozano-Calderon R., 2004. Modeling of the monthly and daily behaviour of the runoff of the Xallas river using Box-Jenkins and neural networks methods. *Journal of Hydrology*. 296, pp. 38-58.
 - Chapelle A., 1991. Modélisation d'un écosystème marin côtier soumis à l'eutrophication : la Baie de Vilaine (sud Bretagne). Etude du phytoplancton et du bilan en oxygène. Thèse de Doctorat, Université de Paris VI, 201 p.
 - Chapelle A., Lazure P., Ménesguen A., 1994. Modelling eutrophication events in a coastal ecosystem. Sensitivity analysis. *Estuarine Coastal Shelf Science*. 39(6), pp. 529-548.
 - Chapelle A., 1995. A preliminary model of nutrient cycling in sediments of a

6 Conclusion générale

- Mediterranean lagoon. *Ecol. Model.*, Vol 80, pp. 131-147.
- Chapelle A., Lazure P., Souchu P., 2000. Modélisation numérique des crises anoxiques (malaïgues) dans la lagune de Thau (France). *Oceanologica Acta*, Vol 24, pp. 87-97.
 - Chaumery C., 2006. Répartitions des éléments nutritifs sur le plateau continental armoricain et en mer d'Iroise en relation avec le régime hydrique de la Loire. Assimilation-régénération. Facteur limitant la production phytoplanctonique. Thèse de Doctorat, Univ de Bretagne Occidentale IUEM, France, 309 p.
 - Cugier P., Menesguen A., Guillaud J.-F., 2005. Three-dimensional (3D) ecological modelling of the Bay of Seine (English Channel, France) *Journal of Sea Research*. Vol. 54, no. Spec. Issue 1, pp. 104-124..
 - Cugier P. 1999, Modélisation du devenir à moyen terme dans l'eau et le sédiment des éléments majeurs (N, P, Si) rejeté par la Seine en baie de Seine. Thèse de doctorat, Univ. de Caen-basse normandie, 250 p.
 - Davidson K., Fehling J., 2006. Modelling the influence of silicon and phosphorus limitation on the growth and toxicity of *Pseudo-nitzschia seriata*. *African Journal of Marine Science*, Vol 28(2), pp. 357-360.
 - Diaz R.J. et Rosenberg R., 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*. Vol 321. pp. 926-929.
 - Druon J.-N., Schrimpf W., Dobricic S., Stips A., 2004. Comparative assessment of large-scale marine eutrophication : North Sea area and Adriatic Sea as case studies. *Marine Ecology Progress Series* Vol 272, pp. 1–23.
 - Dussauze M., Ménesguen A., 2008. Simulation de l'effet sur l'eutrophisation côtière bretonne de 3 scénarios de réduction des teneurs en nitrate et en phosphate de chaque bassin versant breton et de la Loire. Rapport Ifremer pour la Région Bretagne et l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne, 160 p.
 - Etchanchu D., 1988. Géochimie des eaux de la Garonne. Transfert de matières dissoutes et particulières vers l'océan atlantique. Thèse de Doctorat, Univ. Toulouse III, France, 178 p.
 - Fehling J., Davidson K., Bolch C.J., Bates S., 2004. Growth and domoïc acid production by *Pseudo-Nitzschia seriata* (Bacillariophyceae) under phosphate and silicate limitation. *Journal of Phycology*, Vol 40, pp. 674-683.
 - Gaume E., 2000. Hydrologie : cycle de l'eau et modélisation pluie-débit.
 - Garreau P., 1993. Conditions hydrodynamiques sur la côte nord Bretagne. IFREMER, 20 p.
 - Gohin F., Loyer S., Luven M., Labry C., Froidefond J.-M., Delmas D., Huret M., Herbland A., 2005. Satellite-derived parameters for biological modelling in coastal waters : illustration over the eastern continental shelf of the Bay of Biscay. *Remote Sens. Environ.*, Vol 95(1), pp. 29-46.

6 Conclusion générale

- Gohin F., Druon J.N., Lampert L., 2002. A five channel chlorophyll concentration algorithm applied to SeaWiFS data processed by SeaDAS in coastal waters. *International Journal of Remote Sensing*, Vol 23, 8, pp. 1639-1661.
- Gohin F., Saulquin B., Oger-Jeanneret H., Lozac'h L., Lampert L., Lefebvre A., Riou P., Bruchon F., 2008. Towards a better assessment of the ecological status of coastal waters using satellite-derived chlorophyll-a concentrations. *Remote Sensing of Environment*, Vol 112(8), pp. 3329-3340.
- Guillaud J.F., Andrieux F., Menesguen A., 2000. Biogeochemical modelling in the Bay of Seine (France) : an improvement by introducing phosphorus in nutrient cycles. *Journal of Marine Systems* 25, pp. 796-822.
- Guillaud J.F., Bouriel L., 2007. Variations saisonnières et évolutions à long terme des concentrations en nitrate dans les principales rivières bretonnes (France) *Revue des Sciences de l'Eau (Journal of Water Science)*. 20 (2), 213-226.
- Guillaud J.-F., Aminot A., Delmas D., Gohin F., Lunven M., Labry C., Herbland A., 2008. Seasonal variation of riverine nutrient inputs in the northern Bay of Biscay (France), and patterns of marine phytoplankton response. *Journal of Marine Systems*. Vol. 72(1-4), pp. 309-319.
- Harding L.H. Jr., Perry E.S., 1997. Long-term increase of phytoplankton biomass in Chesapeake Bay, 1950–94. *Marine Ecology Progress Series* 157, pp. 39–52.
- Hoch T., 1998. Modélisation du réseau trophique pélagique et de la production primaire en Manche. *Oceanologica Acta*, Vol 21(6), pp. 871-885.
- Hoch T., Menesguen A., 1997. Modelling the biogeochemical cycles of elements limiting primary production in the English Channel. 2. Sensitivity analyses *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 146, no. 1-3, pp. 189-205.
- Horner R. A., 2002. A taxonomic guide to some common marine phytoplankton. *Biopress Ltd., Bristol, England*, 195 p.
- Hsu K., Vijai Gupta H., Sorooshian S., 1993. Artificial neural network modeling of the rainfall-runoff process. *Water resources Research*. 29(4), pp. 1185-1194.
- Huret M., 2005. Apports des données “couleur de l’eau” à la modélisation couplée physique-biogéochimie en milieu dynamique côtier. *Thèse de Doctorat, Université de Toulouse III*, 269 p.
- Jain A., Srinivasulu S., 2004. Development of effective and efficient rainfall-runoff models using integration of deterministic, real-coded genetic algorithms and artificial neural network techniques. *Water resources research*. 40, W04302.
- Kendall M., Stuart A., Ord J.K., 1983. *The advanced theory of statistics*. Griffin. Vol 3, pp. 612-656.
- Kite G.W., 1978. Development of a hydrologic model for a Canadian watershed. *Revue canadienne de génie civil*. 5(1), pp. 126-134.
- Lazure P., Dumas F., 2007. Circulation on the Armorican shelf (Bay of Biscay) in

6 Conclusion générale

- autumn. *Journal of Marine Systems*, Vol 72(1-4), pp. 218-237.
- Le Cann B., Pingree R., 1995. Circulation dans le golfe de Gascogne : une revue des travaux récents. *Actes du IVe Colloque international d'océanographie du Golfe de Gascogne*. pp. 217-234.
 - Le Corre P., L'Helguen S., Morin P., Birrien J.L., 1992. Conditions de formation d'eaux colorées toxiques sur le plateau continental Manche - Atlantique ; Cas de *Gyrodinium cf. aureolum*. *Hydroécol. Appl.* Vol 2(4), pp. 173-188.
 - Le Pape O., 1996. Modélisation des cycles biogéochimiques des éléments limitant la production phytoplanctonique en rade de Brest. Thèse de doctorat, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, 195 p.
 - Ledoux E., Girard G., Villeneuve J.P., 1984. Proposition d'un modèle couplé pour la simulation conjointe des écoulements de surface et des écoulements souterrains sur un bassin hydrologique. *La Houille Blanche*, pp. 101-110.
 - Letellier T., Lyard F., Lefebvre F., 2004. The new global tidal solution : FES2004. *Jason SWT Meeting Abstracts*, St Petersburg, Florida, USA.
 - Loyer S., Lampert L., Menesguen A., Cann P., Labasque T., 2005. Seasonal evolution of the nutrient pattern on Biscay Bay continental shelf over the years 1999-2000. *Scientia Marina*. 70(1), pp. 31-46
 - Loyer S., 2001. Modélisation de la production phytoplanctonique dans la zone côtière atlantique enrichie par les apports fluviaux. Thèse de doctorat, Université de Paris VI, 232 p.
 - Lunven M., Guillaud J.-F., Youenou A., Crassous M.-P., Berric R., Le Gall E., Kerouel R., Labry C., Aminot A., 2005. Nutrient and phytoplankton distribution in the Loire River plume (Bay of Biscay, France) resolved by a new Fine Scale Sampler. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol. 65(1-2), pp. 94-108.
 - Martin C., 2003. Mécanismes hydrologiques et hydrochimiques impliqués dans les variations saisonnières des teneurs en nitrate dans les bassins versants agricoles (Approche expérimentale et modélisation). Thèse de Doctorat, Univ. Rennes 1, France, 268 p.
 - Ménesguen A., Cugier P., Leblond I., 2006. A new numerical technique for tracking chemical species in a multi-source, coastal ecosystem, applied to nitrogen causing *Ulva* blooms in the Bay of Brest (France). *Limnology and Oceanography*, Vol. 51(1), pp. 591-601.
 - Ménesguen A., 2003. Les "marées vertes" en Bretagne, la responsabilité du nitrate. *IFREMER*, 12 p.
 - Ménesguen A., Aminot A., Belin C., Chapelle A., Guillaud J.-F., Joanny M., Lefebvre A., Merceron M., Piriou J.-Y., Souchu P., 2001. L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France. *IFREMER*, 59 p.
 - Ménesguen A., Guillaud J.-F., Cugier P., Le Hir P., Leblond I., Mortreux P.,

6 Conclusion générale

- Pecters P., Maillard X., Loyer S., 2002. Synthèse sur les flux de nutriments apportés par les rivières bretonnes aux eaux côtières. Modélisation de leurs effet sur l'eutrophisation littorale. Rapport IFREMER/DEL-EC 02-01, Rapport final LITEAU LT 98042, 118 p. + 86 p. d'annexes.
- Ménesguen A., Hoch T., 1997. Modelling the biogeochemical cycles of elements limiting primary production in the English Channel. 1. Role of thermohaline stratification Marine Ecology Progress Series. Vol. 146, no. 1-3, pp. 173-188.
 - Ménesguen A., Piriou J.-Y., 1995. Nitrogen loadings and macroalgal (*Ulva* sp.) mass accumulation in Brittany (France). *Ophelia*, 42, pp. 227-237.
 - Merceron M., 1987. Mortalités de poissons en baie de Vilaine (juillet 1982). Cause, mécanisme, proposition d'action. IFREMER, 99 p.
 - Muller H., Dumas F., Blanke B., Mariette V., 2007. High resolution atmospheric forcing for regional oceanic model : The Iroise Sea. *Ocean Dynamics*, Vol 57(4-5).
 - Musy A. Cours d'hydrologie générale. Laboratoire d'Hydrologie et Aménagements (HYDRAM) (<http://hydram.epfl.ch/e-drologie>).
 - Obaton D., 1996. Caractéristiques hydrodynamiques du littoral sud Bretagne. IFREMER 23p.
 - Paasche E., 1973. Silicon and the ecology of marine plankton diatoms. Silicate-uptake kinetics in five diatom species. *Mar. Biol.*, Vol 19, pp. 262-269.
 - Pan Y., Subba Rao D.V., Mann K.H., Brown R.G., Pocklington R., 1996. Effects of silicate limitation on production of domoic acid, a neurotoxin, by the diatom *Pseudo-nitzschia multiseries* (Hasle). I. Batch culture studies. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 131 : 225-233.
 - Pan Y., Subba Rao D.V., Mann K.H., Li W.K.W., Harrison W.G., 1996. Effects of silicate limitation on production of domoic acid, a neurotoxin, by the diatom *Pseudo-nitzschia multiseries* (Hasle). II. Continuous culture studies. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 131 : 235-243.
 - Perin C., Michel C., Andreassian V., 2001.. Does a large number of parameters enhance model performance ? Comparative assessment of common catchment model structures on 429 catchments. *Journal of Hydrology*, 242, pp. 275-301.
 - Perin C., Michel C., Andreassian V., 2003. Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation. *Journal of Hydrology*, 279, pp. 275-289.
 - Roche - Hydrologie de surface, Ed. Gauthier-Villars, Paris 1963.
 - Rousset F., 2004. Hydrometeorological modeling of the Seine basin using the SAFRAN-ISBA-MODCOU system. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 109, no. D14.
 - Sigleo A., Frick W., 2003. Seasonal variations in nutrient concentrations and river flow in a northwestern USA watershed. In K.G. RENARD et al. (Editors). *Proceedings First Interagency Conference on Research in the Watersheds*, Benson,

6 Conclusion générale

- AZ, October 2003, U.S. Department of Agriculture, pp. 370-375.
- Sournia A., Chrétiennot-Dinet M.-J., Ricard M., 1991. Marine phytoplankton : how many species in the world ocean ? *Journal of Plankton Research*, Vol. 13, pp. 1093-1099.
 - Tessier C., 2006. Caractérisation et dynamique des turbidités en zone côtière : l'exemple de la région marine Bretagne Sud. Thèse de Doctorat, Univ de Bordeaux 1 IFREMER, France, 428 p.
 - Vanhoutte-Brunier A., Fernand L., Menesguen A., Lyons S., Gohin F., Cugier P., 2008. Modelling the *Karenia mikimotoi* bloom that occurred in the western English Channel during summer 2003. *Ecological Modelling*. Vol. 210, no. 4, pp. 351-376.
 - Wollast R., 1991. Evaluation and comparison of the global carbon cycle in the coastal zone and in the open ocean. *The Global Coastal Ocean : Processes and Methods. The Sea : Ideas and Observations on Progress in the Study of the Seas*. Vol 10. pp. 213-252
 - Wright J.L.C., Boyd R.K., Defreitas A.S.W., Falk M., Foxall R.A., Jamieson W.D., Laycock M.V., McMulloch A.W., McInnes A.G., Odense P., Pathak V., Quilliam M.A., Ragen M., Sim P.G., Thibault P., Walter J.A., Gilgan M., Richard D.J.A., Dewar D., 1989. Identification of domoic acid, a neuroexcitatory amino acid, in toxic mussels from eastern Prince Edward Island. *CAN. J. CHEM./J. CAN. CHIM.* Vol. 67(3), pp. 481-490.

Table des figures

1.1	Concentration en nitrate moyenne sur 30 années dans les rivières bretonnes. $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ correspond au seuil légal à ne pas dépasser dans l'eau potable, $25 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ la concentration maximale recommandée par la Communauté Européenne.	13
1.2	Concentration en nitrate de l'Horn de 1979 à 2004	14
1.3	Echouages d'ulves de 1997 à 2006	15
1.4	Sites touchés par les échouages d'ulve	16
1.5	Volume des ramassages d'ulves entre 1997 et 2006	17
1.6	Schéma conceptuel de l'organisation des différents modèles	21
1.7	Situation géographique de la zone d'étude	23
1.8	Diagramme des vents en fonction de leur origine : fréquence ($nb_{\text{jour}} \cdot \text{an}^{-1}$)	25
1.9	Diagramme des vents en fonction de leur origine : quantile 90 de la vitesse ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)	26
2.1	Le cycle de l'eau (source : CNRS)	32
2.2	Distinction entre bassin versant réel et bassin versant topographique (d'après Roche, 1963)	33
2.3	Exemple de modification du bassin versant par des constructions artificielles (d'après André Musy)	33
2.4	Fonction de production du modèle CEQUEAU (source : INRS-eau, Canada)	37
2.5	Principe du modèle MODCOU (source : Centre d'Informatique Géologique Ecole des Mines de Paris)	38
2.6	Schéma du modèle ISBA/MODCOU (source Météo France)	39
2.7	Schéma d'un réseau de neurones artificiels	42
2.8	Schéma de principe du modèle GR4J. (d'après Perrin et al., 2003) . . .	43
2.9	Exemple d'hydrogrammes unitaires pour $x_4 = 3,8$ jours	45
2.10	Répartition des lames d'eau en Bretagne sur la base des données inter annuelles. Position des stations météorologiques. (source : Aurousseau, 2005)	47
2.11	Moyennes annuelles des précipitations en Basse Normandie (mm) (source : Météo France)	48

Table des figures

2.12	Précipitations (en bleu) et ETP (en rouge), en mm à la station de Guipavas sur l'année 2001	50
2.13	Comparaison des débits simulés (bleu) et mesurés (rouge) sur la Penzé de début 2002 à fin 2003 (mm de lame d'eau par jour)	56
2.14	Tracé des débits mesurés par rapport aux débits simulés sur la Penzé (mm de lame d'eau par jour)	56
2.15	Comparaison des débits simulés (bleu) et mesurés (rouge) sur l'Aber Ildut de début 2002 à fin 2003 (mm de lame d'eau par jour)	57
2.16	Tracé des débits mesurés par rapport aux débits simulés sur l'Aber Ildut (mm de lame d'eau par jour)	57
2.17	Comparaison des débits simulés (bleu) et mesurés (rouge) sur la Vilaine de début 2002 à fin 2003 (mm de lame d'eau par jour)	58
2.18	Tracé des débits mesurés par rapport aux débits simulés sur la Vilaine (mm de lame d'eau par jour)	58
3.1	Schéma des coordonnées sigma	60
3.2	Grille du schéma numérique	63
3.3	Maillage à 3km	65
3.4	Position des modèles de rangs 0 et 1	67
3.5	Localisation des marégraphes	68
3.6	Comparaison entre la marée mesurée et la marée calculée par le modèle au Conquet	69
3.7	Comparaison entre la marée mesurée et la marée calculée par le modèle à Concarneau	70
3.8	Carte de courant barotrope moyen ($m \cdot s^{-1}$) calculé par le modèle MARS3D (sans prise en compte du vent et avec un coefficient de marée fixé à 70)	72
3.9	Carte de courant barotrope moyen ($m \cdot s^{-1}$) calculé par MARS2D (Obaton, 1996)	72
3.10	Carte de courant barotrope maximum ($m \cdot s^{-1}$) calculé par le modèle MARS3D (sans prise en compte du vent et avec un coefficient de marée fixé à 70)	73
3.11	Carte de courant barotrope maximum ($m \cdot s^{-1}$) calculé par MARS2D (Obaton, 1996)	73
3.12	Carte de courant barotrope maximal ($m \cdot s^{-1}$) calculé par MARS2D (Garreau, 1993)	74
3.13	Localisation des coupes	75
3.14	Coupe nord-sud selon la longitude $2,9^\circ$ ouest de la salinité ($kg \cdot m^{-3}$) et de la température (C) les 4 mars et 11 aout 2002	76
3.15	Carte d'erreur absolue sur la température ($^{\circ}C$)	77

Table des figures

3.16	Comparaison entre la température calculée par le modèle et les mesures satellitaires. ($\rho = 0,95$ et $r^2 = 0,8968$)	78
3.17	Localisation des stations	78
3.18	Comparaison entre la température au point MAREL Iroise et le modèle ($^{\circ}C$)	79
3.19	Comparaison entre la température à Cancale et le modèle ($^{\circ}C$)	80
3.20	Comparaison entre la température aux points Estacade et Astan et le modèle ($^{\circ}C$)	80
3.21	Comparaison des salinités mesurées et simulées au point MAREL Iroise ($kg \cdot m^{-3}$)	82
3.22	Comparaison des salinités mesurés et simulées au point de mesure SOM-LIT Astan et Estacade ($kg \cdot m^{-3}$)	83
3.23	Comparaison des salinités mesurées et simulées au point Men Du ($kg \cdot m^{-3}$)	83
3.24	Concentration en nitrate et quantile plot sur la maille 45,280 sur l'année 2003	84
3.25	Quantile 10 ($\mu mol \cdot l^{-1}$)	85
3.26	Médiane ($\mu mol \cdot l^{-1}$)	86
3.27	Quantile 90 ($\mu mol \cdot l^{-1}$)	86
3.28	Débit de la Loire à la sortie à l'exutoire ($m^3 \cdot s^{-1}$) au début de l'année 2003	88
3.29	Carte de la salinité de surface ($kg \cdot m^{-3}$) simulée le 14 février 2003	88
3.30	Carte de concentrations en nitrate le 14/02/2003 ($\mu mol \cdot l^{-1}$)	89
3.31	Carte de concentrations en nitrate total le 25/02/2003 ($\mu mol \cdot l^{-1}$)	90
3.32	Carte de concentrations en nitrate avec uniquement les apports de la Loire le 25/02/2003 ($\mu mol \cdot l^{-1}$)	90
3.33	Situation géographique et découpage de la Baie de Douarnenez et de la Rade de Brest	91
3.34	Evolution au cours des années 2001-2002 des teneurs en nitrate de la baie de Douarnenez ($\mu mol \cdot l^{-1}$) issus de diverses sources. Les pourcentages représentent les contributions de chaque source.	92
3.35	Evolution au cours des années 2001-2002 des teneurs en nitrate de la Rade de Brest ($\mu mol \cdot l^{-1}$) issus de diverses sources. Les pourcentages représentent les contributions de chaque source.	93
3.36	Position et emprise des zooms de rang2	94
3.37	De gauche à droite, médiane, percentile 10 et 90 de la concentration d'un traceur issu du Couesnon	94
3.38	De gauche à droite, médiane, percentile 10 et 90 de la concentration d'un traceur issu du Blavet	95

Table des figures

4.1	Shéma fonctionnel du modèle biogéochimique	97
4.2	Shéma fonctionnel du modèle biogéochimique	109
4.3	Moyenne annuelle de la chlorophylle du modèle	114
4.4	Moyenne annuelle de la chlorophylle du satellite	114
4.5	Comparaison entre les moyennes mensuelles de concentration en chlorophylle- a du modèle et du satellite	119
4.6	Position des stations	121
4.7	Comparaison entre la chlorophylle mesurée à Cancale et le modèle ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)	122
4.8	Comparaison entre la chlorophylle mesurée aux points Estacade et Astan et le modèle ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)	123
4.9	Comparaison entre la chlorophylle mesurée à Chausey et le modèle ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)	123
4.10	Comparaison entre la chlorophylle mesurée à Granville et le modèle ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)	124
4.11	Comparaison entre la chlorophylle mesurée à la bouée Marel Iroise et le modèle ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)	124
4.12	Comparaison entre la chlorophylle mesurée au Croisic et le modèle ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)	125
4.13	Comparaison entre la chlorophylle mesurée à Loscolo et le modèle ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)	125
4.14	Comparaison entre la chlorophylle mesurée à Men Du et le modèle ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)	126
4.15	Comparaison entre les concentrations en nitrate calculées par le modèle et mesurées au point Marel Iroise situé en Rade de Brest ($\mu mol N \cdot m^{-3}$)	128
4.16	Comparaison entre les concentrations en nitrate calculées par le modèle et mesurées aux points Astan et Estacade ($\mu mol N \cdot m^{-3}$)	128
4.17	Comparaison entre les concentrations en phosphate calculées par le mod- èle et mesurées au point Marel Iroise situé en Rade de Brest ($\mu mol P \cdot m^{-3}$)	129
4.18	Comparaison entre les concentrations en phosphate calculées par le mod- èle et mesurées aux points Estacade et Astan ($\mu mol P \cdot m^{-3}$)	129
4.19	Comparaison entre les concentrations en silicate calculées par le modèle et mesurées au point Marel Iroise situé en rade de Brest ($\mu mol Si \cdot m^{-3}$)	130
4.20	Comparaison entre les concentrations en silicate calculées par le modèle et mesurées aux point Astan et Estacade ($\mu mol Si \cdot m^{-3}$)	130
4.21	Coupe verticale selon l'axe est-ouest en mer d'Iroise de la concentration en nitrate en avril 1983 ($\mu mol N \cdot m^{-3}$) (Chaumery, 2004)	132
4.22	Coupe verticale selon l'axe est-ouest en mer d'Iroise de la concentration en nitrate en avril calculée par le modèle ($\mu mol N \cdot m^{-3}$)	132

Table des figures

4.23	Coupe verticale selon l'axe est-ouest en mer d'Iroise de la concentration en silicium en avril 1983 ($\mu\text{molSi} \cdot \text{m}^{-3}$) (Chaumery, 2004)	133
4.24	Coupe verticale selon l'axe est-ouest en mer d'Iroise de la concentration en silicium en avril calculée par le modèle ($\mu\text{molSi} \cdot \text{m}^{-3}$)	133
4.25	Coupe verticale selon l'axe est-ouest en mer d'Iroise de la concentration en nitrate en juin 1983 ($\mu\text{molN} \cdot \text{m}^{-3}$) (Chaumery, 2004)	134
4.26	Coupe verticale selon l'axe est-ouest en mer d'Iroise de la concentration en nitrate en juin calculée par le modèle ($\mu\text{molN} \cdot \text{m}^{-3}$)	134
4.27	Coupe verticale selon l'axe est-ouest en mer d'Iroise de la concentration en silicium en juin 1983 ($\mu\text{molSi} \cdot \text{m}^{-3}$) (Chaumery, 2004)	135
4.28	Coupe verticale selon l'axe est-ouest en mer d'Iroise de la concentration en silicium en juin calculée par le modèle ($\mu\text{molSi} \cdot \text{m}^{-3}$)	135
4.29	Concentration en diatomées le 8 mai 2001 ($\text{mg}_{chla} \cdot \text{m}^{-3}$)	137
4.30	Concentration en dinoflagellés le 8 mai 2001 ($\text{mg}_{chla} \cdot \text{m}^{-3}$)	137
4.31	Concentration en diatomées le 27 juillet 2001 ($\text{mg}_{chla} \cdot \text{m}^{-3}$)	138
4.32	Concentration en dinoflagellés le 27 juillet 2001 ($\text{mg}_{chla} \cdot \text{m}^{-3}$)	138
4.33	Température de surface le 27 juillet 2001 ($^{\circ}\text{C}$)	139
4.34	Coupe verticale de température à la latitude de $48,4^{\circ}$ le 25 juillet 2002 ($^{\circ}\text{C}$)	140
4.35	Coupe verticale de concentration en chlorophylle-a à la latitude de $48,4^{\circ}$ le 25 juillet 2002 ($\text{mg}_{chla} \cdot \text{m}^{-3}$)	141
4.36	Coupe verticale de la concentration en chlorophylle-a du groupe des diatomées selon la latitude de $48,4^{\circ}$ le 25 juillet 2002 ($\text{mg}_{chla} \cdot \text{m}^{-3}$) . .	141
4.37	Coupe verticale de la concentration en chlorophylle-a du groupe des dinoflagellés à la latitude de $48,4^{\circ}$ le 25 juillet 2002 ($\text{mg}_{chla} \cdot \text{m}^{-3}$) . . .	142
4.38	Localisation de la coupe	143
4.39	Coupe de la salinité dans le panache de la Loire en avril 2002 ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$)	143
4.40	Coupe de la température dans le panache de la Loire en avril 2002 ($^{\circ}\text{C}$)	144
4.41	Coupe de la concentration en nitrate dans le panache de la Loire en avril 2002 ($\mu\text{molN} \cdot \text{m}^{-3}$)	144
4.42	Coupe de la concentration en phosphate dans le panache de la Loire en avril 2002 ($\mu\text{molP} \cdot \text{m}^{-3}$)	144
4.43	Coupe de la concentration en silicium dans le panache de la Loire en avril 2002 ($\mu\text{molSi} \cdot \text{m}^{-3}$)	145
4.44	Coupe de la concentration en chlorophylle dans le panache de la Loire en avril 2002 ($\text{mg}_{chla} \cdot \text{m}^{-3}$)	145
4.45	Coupe de la salinité dans le panache de la Loire en juin 2002 ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$)	145
4.46	Coupe de la température dans le panache de la Loire en juin 2002 ($^{\circ}\text{C}$)	146

Table des figures

4.47	Coupe de la concentration en nitrate dans le panache de la Loire en juin 2002 ($\mu\text{molN} \cdot \text{m}^{-3}$)	146
4.48	Coupe de la concentration en phosphate dans le panache de la Loire en juin 2002 ($\mu\text{molP} \cdot \text{m}^{-3}$)	146
4.49	Coupe de la concentration en silicium dans le panache de la Loire en juin 2002 ($\mu\text{molSi} \cdot \text{m}^{-3}$)	147
4.50	Coupe de la concentration en chlorophylle dans le panache de la Loire en juin 2002 ($\text{mg}_{chla} \cdot \text{m}^{-3}$)	147
4.51	Coupe de la concentration en chlorophylle des diatomées dans le panache de la Loire en juin 2002 ($\text{mg}_{chla} \cdot \text{m}^{-3}$)	147
4.52	Coupe de la concentration en chlorophylle des dinoflagellés dans le panache de la Loire en juin 2002 ($\text{mg}_{chla} \cdot \text{m}^{-3}$)	148
4.53	Coupe de la salinité dans le panache de la Loire en août 2002 ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$)	148
4.54	Coupe de la température dans le panache de la Loire en août 2002 ($^{\circ}\text{C}$)	149
4.55	Coupe de la concentration en nitrate dans le panache de la Loire en août 2002 ($\mu\text{molN} \cdot \text{m}^{-3}$)	149
4.56	Coupe de la concentration en phosphate dans le panache de la Loire en août 2002 ($\mu\text{molP} \cdot \text{m}^{-3}$)	149
4.57	Coupe de la concentration en silicium dans le panache de la Loire en août 2002 ($\mu\text{molSi} \cdot \text{m}^{-3}$)	150
4.58	Coupe de la concentration en chlorophylle dans le panache de la Loire en août 2002 ($\text{mg}_{chla} \cdot \text{m}^{-3}$)	150
4.59	Coupe de la concentration en chlorophylle des diatomées dans le panache de la Loire en août 2002 ($\text{mg}_{chla} \cdot \text{m}^{-3}$)	150
4.60	Coupe de la concentration en chlorophylle des dinoflagellés dans le panache de la Loire en août 2002 ($\text{mg}_{chla} \cdot \text{m}^{-3}$)	151
4.61	Comparaison des moyennes mensuelles de pluviométrie des années 2001 et 2003 à la station de Guipavas (mm)	152
4.62	Carte de la concentration moyenne en nitrate sur l'année 2001 ($\mu\text{molN} \cdot \text{m}^{-3}$)	153
4.63	Carte de la concentration moyenne en nitrate sur l'année 2003 ($\mu\text{molN} \cdot \text{m}^{-3}$)	153
4.64	Carte du quantile 90 de la concentration en nitrate sur l'année 2001 ($\mu\text{molN} \cdot \text{m}^{-3}$)	154
4.65	Carte du quantile 90 de la concentration en nitrate sur l'année 2003 ($\mu\text{molN} \cdot \text{m}^{-3}$)	154
4.66	Carte de la concentration moyenne en chlorophylle-a sur l'année 2001 ($\text{mg}_{chla} \cdot \text{m}^{-3}$)	155

Table des figures

4.67	Carte de la concentration moyenne en chlorophylle-a sur l'année 2003 ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)	156
4.68	Carte du quantile 90 de la concentration en chlorophylle-a sur l'année 2001 ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)	156
4.69	Carte du quantile 90 de la concentration en chlorophylle-a sur l'année 2003 ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)	157
4.70	Répartition des masses d'eau DCE sur la Bretagne	158
4.71	Classement des eaux selon le critère de la DCE sur l'année 2001	159
4.72	Classement des eaux selon le critère de la DCE sur l'année 2002	159
4.73	Classement des eaux selon le critère de la DCE sur l'année 2003	160
4.74	Classement des eaux selon le critère de la DCE pour la concentration en oxygène	161
4.75	Carte de moyenne de la concentration en Pseudo-Nitzschia simulée ($mg_{chla} \cdot$ m^{-3})	163
4.76	Carte du quantile 90 de la concentration en Pseudo-Nitzschia simulée ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)	163
4.77	Carte de compilation (1999-2005) des mesures du REPHY des concen- trations en Pseudo-Nitzschia ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$) (le diamètre des pastilles correspond à la moyenne et leur couleur correspond à la valeur maximale) 164	
4.78	Carte du quantile 90 de la concentration en acide domoïque dans l'eau ($\mu gAD \cdot m^{-3}$)	165
4.79	Carte de compilation (1999-2005) des mesures de concentration en acide domoïque dans la chair des coquillages ($\mu gAD \cdot g^{-1}$) (le diamètre des pastilles correspond à la moyenne et leur couleur correspond à la valeur maximale)	166
4.80	Cartes de moyennes mensuelles de la concentration en Pseudo-Nitzschia, du pourcentage d'abondance de Pseudo-Nitzschia et du risque de toxicité ASP aux mois de janvier et de février	168
4.81	Cartes de moyennes mensuelles de la concentration en Pseudo-Nitzschia, du pourcentage d'abondance de Pseudo-Nitzschia et du risque de toxicité ASP aux mois de mars et d'avril	168
4.82	Cartes de moyennes mensuelles de la concentration en Pseudo-Nitzschia, du pourcentage d'abondance de Pseudo-Nitzschia et du risque de toxicité ASP aux mois de mai et de juin ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)	169
4.83	Cartes de moyennes mensuelles de la concentration en Pseudo-Nitzschia, du pourcentage d'abondance de Pseudo-Nitzschia et du risque de toxicité ASP aux mois de juillet et d'août	169

Table des figures

4.84	Cartes de moyennes mensuelles de la concentration en Pseudo-Nitzschia, du pourcentage d'abondance de Pseudo-Nitzschia et du risque de toxicité ASP aux mois de septembre et d'octobre	170
4.85	Cartes de moyennes mensuelles de la concentration en Pseudo-Nitzschia, du pourcentage d'abondance de Pseudo-Nitzschia et du risque de toxicité ASP aux mois de novembre et de décembre	170
4.86	Carte du quantile 90 de la concentration en Pseudo-Nitzschia situation nominale ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)	172
4.87	Carte du quantile 90 de la concentration en Pseudo-Nitzschia situation réduite ($mg_{chla} \cdot m^{-3}$)	172
4.88	Carte du quantile 90 de la teneur en acide domoïque situation nominale ($\mu g_{AD} \cdot m^{-3}$)	173
4.89	Carte du quantile 90 de la teneur en acide domoïque situation réduite ($\mu g_{AD} \cdot m^{-3}$)	173
4.90	Pourcentage de l'azote du phytoplancton en provenance de la Loire le 18 mai 2003	174
4.91	Traçage du pourcentage d'azote du nitrate issu de la Loire	175
4.92	Traçage du pourcentage de l'azote du phytoplancton issu de la Loire	175
4.93	Enrichissement azoté par la Loire et part prise dans la biomasse phytoplanctonique en rade de Brest (Unités : nitrate : $\mu mol_N \cdot m^{-3}$ chlorophylle : $mg_{chla} \cdot m^{-3}$)	177
4.94	Enrichissement azoté par la Loire et part prise dans la biomasse phytoplanctonique en Baie de Douarnenez (Unités : nitrate : $\mu mol_N \cdot m^{-3}$ chlorophylle : $mg_{chla} \cdot m^{-3}$)	178
5.1	Localisation des zones sur lesquelles un site Internet propose une modélisation biogéochimique en temps réel (en vert) et une surveillance par satellite dont le projet est d'effectuer une modélisation opérationnelle de l'état biologique de la mer (en rouge). (carte non exhaustive)	180
5.2	Carte de prévision de concentrations en cyanobactérie sur la mer Baltique	181
5.3	Carte de risque de bloom de cyanobactérie	182
5.4	Mesure en temps réel de la concentration de la chlorophylle	183
5.5	Prévision de la température	184
5.6	Première page du site du NCOF	185
5.7	Capture d'écran du site prévimer	190
5.8	Capture d'écran du site du démonstrateur D6	191
5.9	Diagramme temps réel	193
5.10	Carte du quantile 90 du risque de toxicité ASP de janvier à juin 2008	195

Table des figures

5.14	Carte des zones Quadriges sur la baie de Douarnenez et la rade de Brest (source REPHY)	195
5.11	Carte de risque de toxicité ASP le 24 avril 2008	196
5.12	Carte de risque de toxicité ASP le 27 avril 2008	197
5.13	Carte de risque de toxicité ASP le 11 mai 2008	198
5.16	Comparaison entre les données de température mesurées à la bouée MAREL MOLIT et le modèle.	198
5.15	Pourcentage de saturation de l'oxygène dissous au fond le 27 juillet 2007	199
5.17	Comparaison entre les données de chlorophylle-a mesurées à la bouée MAREL MOLIT et le modèle.	199
5.18	Comparaison entre les données d'oxygène dissous mesurées à la bouée MAREL MOLIT et le modèle.	200
5.19	Comparaison entre les données de température mesurées à la bouée MAREL IROISE et le modèle.	201
5.20	Comparaison entre les données de chlorophylle-a mesurées à la bouée MAREL IROISE et le modèle.	201

Liste des tableaux

2.2	Tableau des rapports de surface pour l'extrapolation des débits des points de mesures à l'exutoire pour les bassins versants normands	48
2.1	Comparaison entre rapport de surface et rapport de pcu pour l'extrapolation des débits des points de mesures à l'exutoire pour les bassins versants bretons	49
2.3	Bassins versants bretons avec la station météorologique utilisée et le coefficient de conversion R correspondant	51
2.4	Bassins versants normands avec la station utilisée et le coefficient de conversion R correspondant	51
4.1	Liste des variables d'état du modèle biogéochimique nominal	98
4.3	Paramètres du modèle biologique nominal	105
4.4	Tableau des paramètres de la variable oxygène	107
4.5	Variables d'état du modèle Pseudo-Nitzschia	109
4.7	Tableau des paramètres du modèle de croissance et toxicité de Pseudo-Nitzschia (valeur inspirées de Davidson et Fehling, 2006)	112
4.8	Grille de classement des masses d'eau DCE pour la concentration en chlorophylle	158
4.9	Grille de classement des masses d'eaux DCE pour la concentration en oxygène	161
6.1	Evaluation de la qualité des variables du modèle	204

Annexe 1

Fiches techniques sur 35 bassins bassins de Bretagne et de Normandie

Table des matières

1	Présentation des fiches techniques	11
2	Les points de suivi utilisés dans le calcul des paramètres et la validation	13
3	Les stations météorologiques utilisés pour la modélisation pluie/débit	14
4	L'ABER BENOIT	15
4.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	15
4.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	15
4.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	16
5	L'ABER ILDUT	17
5.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	17
5.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	17
5.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	18
6	L'ABER WRAC'H	19
6.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	19
6.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	19
6.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	20
7	L'ARGUENON	21
7.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	21
7.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	21
7.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	22
7.4	Evolution des débits et du nitrate	22
7.5	RELATION DEBIT-CONCENTRATION	23
7.5.1	Relation pour le nitrate	23
7.5.2	Relation pour le phosphate	23
7.5.3	Autres éléments	24
8	L'AULNE	25
8.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	25
8.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	25
8.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	26
8.4	Evolution des débits et du nitrate	26
8.5	RELATION DEBIT-CONCENTRATION	27
8.5.1	Relation pour le nitrate	27

8.5.2	Relation pour le phosphate	27
8.5.3	Relation pour le silicium	27
8.5.4	Autres éléments	28
9	L'AVEN	29
9.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	29
9.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	29
9.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	30
9.4	RELATION DEBIT-CONCENTRATION	30
9.4.1	Relation pour le nitrate	30
9.4.2	Relation pour le phosphate	30
9.4.3	Autres éléments	31
10	LE BLAVET	32
10.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	32
10.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	32
10.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	33
10.4	RELATIONS GRAPHIQUES : EVOLUTION DES PARAMETRES	33
10.5	RELATION DEBIT-CONCENTRATION	34
10.5.1	Relation pour le nitrate	34
10.5.2	Autres éléments	34
11	LE COUESNON	35
11.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	35
11.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	35
11.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	36
11.4	Evolution des débits et du nitrate	36
11.5	RELATION DEBIT-CONCENTRATION	37
11.5.1	Relation pour le nitrate	37
11.5.2	Relation pour le phosphate	37
11.5.3	Autres éléments	37
12	LE DOURDUFF	39
12.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	39
12.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	39
12.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	40
12.4	Evolution des débits et du nitrate	40
12.5	RELATION DEBIT-CONCENTRATION	41
12.5.1	Relation pour le nitrate	41
12.5.2	Relation pour le phosphate	41
12.5.3	Autres éléments	41
13	LE DOURON	43
13.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	43
13.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	43

13.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	44
13.4	Evolution des débits et du nitrate	44
13.5	RELATION DEBIT-CONCENTRATION	45
13.5.1	Relation pour le nitrate	45
13.5.2	Relation pour le phosphate	45
13.5.3	Autres éléments	46
14	L'ELORN	47
14.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	47
14.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	47
14.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	48
14.4	Evolution des débits et du nitrate	48
14.5	RELATION DEBIT-CONCENTRATION	49
14.5.1	Relation pour le nitrate	49
14.5.2	Relation pour le phosphate	49
14.5.3	Autres éléments	50
15	LE GOUessant	51
15.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	51
15.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	51
15.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	52
15.4	Evolution des débits et du nitrate	52
15.5	RELATION DEBIT-CONCENTRATION	53
15.5.1	Relation pour le nitrate	53
15.5.2	Relation pour le phosphate	53
15.5.3	Autres éléments	53
16	LE GOUET	55
16.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	55
16.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	55
16.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	56
16.4	Evolution des débits et du nitrate	56
16.5	RELATION DEBIT-CONCENTRATION	57
16.5.1	Relation pour le nitrate	57
16.5.2	Relation pour le phosphate	57
16.5.3	Autres éléments	58
17	LE GOYEN	59
17.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	59
17.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	59
17.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	60
17.4	Evolution des débits et du nitrate	60
17.5	RELATION DEBIT-CONCENTRATION	61
17.5.1	Relation pour le nitrate	61
17.5.2	Autres éléments	61

18 LE GUYOULT	62
18.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU	62
18.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	62
18.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	63
19 L'HORN	64
19.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU	64
19.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	64
19.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	65
19.4 Evolution des débits et du nitrate	65
19.4.1 RELATION DEBIT-CONCENTRATION	66
19.4.2 Relation pour le nitrate	66
19.4.3 Relation pour le phosphate	66
19.4.4 Autres éléments	67
20 LE JARLOT	68
20.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU	68
20.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	68
20.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	69
20.4 RELATION DEBIT-CONCENTRATION	69
20.4.1 Relation pour le nitrate	69
20.4.2 Relation pour le phosphate	69
20.4.3 Autres éléments	70
21 LE JAUDY	71
21.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU	71
21.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	71
21.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	72
21.4 Evolution des débits et du nitrate	72
21.5 RELATION DEBIT-CONCENTRATION	73
21.5.1 Relation pour le nitrate	73
21.5.2 Relation pour le phosphate	73
21.5.3 Autres éléments	73
22 LA LAITA	74
22.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU	74
22.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	74
22.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	75
22.4 Evolution des débits et du nitrate	75
22.5 RELATION DEBIT-CONCENTRATION	76
22.5.1 Relation pour le nitrate	76
22.5.2 Autres éléments	76
23 LE LEGUER	77
23.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU	77

23.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	77
23.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	78
23.4	Evolution des débits et du nitrate	78
23.5	RELATION DEBIT-CONCENTRATION	79
23.5.1	Relation pour le nitrate	79
23.5.2	Relation pour le phosphate	79
23.5.3	Autres éléments	79
24	LE LOC'H	80
24.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	80
24.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	80
24.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	81
24.4	Evolution des débits et du nitrate	81
24.5	RELATION DEBIT-CONCENTRATION	82
24.5.1	Relation pour le nitrate	82
24.5.2	Autres éléments	82
25	LA MIGNONNE	83
25.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	83
25.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	83
25.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	84
26	LE MOROS	85
26.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	85
26.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	85
26.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	86
27	L'ODET	87
27.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	87
27.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	87
27.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	88
27.4	Evolution des débits et du nitrate	88
27.5	RELATION DEBIT-CONCENTRATION	89
27.5.1	Relation pour le nitrate	89
27.5.2	Autres éléments	89
28	LA PENZE	90
28.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	90
28.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	90
28.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	91
28.4	Evolution des débits et du nitrate	91
28.5	RELATION DEBIT-CONCENTRATION	92
28.5.1	Relation pour le nitrate	92
28.5.2	Relation pour le phosphate	92
28.5.3	Relation pour le silicium	92

28.5.4	Autres éléments	93
29	LA RANCE	94
29.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	94
29.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	94
29.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	95
29.4	Evolution des débits et du nitrate	95
29.5	RELATION DEBIT-CONCENTRATION	96
29.5.1	Relation pour le nitrate	96
29.5.2	Relation pour le phosphate	96
29.5.3	Autres éléments	97
30	LE SCORFF	98
30.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	98
30.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	98
30.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	99
30.4	Evolution des débits et du nitrate	99
30.5	RELATION DEBIT-CONCENTRATION	100
30.5.1	Relation pour le nitrate	100
30.5.2	Relation pour le phosphate	100
30.5.3	Autres éléments	101
31	LE TRIEUX	102
31.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	102
31.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	102
31.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	103
31.4	Evolution des débits et du nitrate	103
31.5	RELATION DEBIT-CONCENTRATION	104
31.5.1	Relation pour le nitrate	104
31.5.2	Relation pour le phosphate	104
31.5.3	Relation pour le silicium	104
31.5.4	Autres éléments	105
32	L'URNE	106
32.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	106
32.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	106
32.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	107
32.4	RELATION DEBIT-CONCENTRATION	107
32.4.1	Relation pour le nitrate	107
32.4.2	Relation pour le phosphate	108
32.4.3	Autres éléments	108
33	LA VILAINE	109
33.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	109
33.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	110

33.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	110
33.4	Evolution des débits et du nitrate	110
33.5	RELATION DEBIT-CONCENTRATION	111
33.5.1	Relation pour le nitrate	111
33.5.2	Autres éléments	111
34	LE YAR	112
34.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	112
34.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	112
34.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	113
34.4	Evolution des débits et du nitrate	113
34.5	RELATION DEBIT-CONCENTRATION	114
34.5.1	Relation pour le nitrate	114
34.5.2	Autres éléments	114
35	LES BASSINS VERSANTS NORMANDS	115
35.1	STATIONS METEOROLOGIQUES ET LIMNIGRAPHIQUES	115
35.2	CARTES DES BASSINS VERSANTS ET DES PRECIPITATIONS MOYNNES . . .	116
36	LA SEE	117
36.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	117
36.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	117
36.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	118
36.4	RELATION DEBIT-CONCENTRATION	118
36.4.1	Relation pour le nitrate	118
36.4.2	Relation pour le phosphate	119
36.4.3	Autres éléments	119
37	LA SELUNE	120
37.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	120
37.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	120
37.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	121
37.4	RELATION DEBIT-CONCENTRATION	121
37.4.1	Relation pour le nitrate	121
37.4.2	Autres éléments	122
38	LA SIENNE	123
38.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	123
38.2	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4 . . .	123
38.3	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	124
38.4	RELATION DEBIT-CONCENTRATION	124
38.4.1	Relation pour le nitrate	124
38.4.2	Autres éléments	125
39	L'AY	126

39.1	PRESENTATION DU COURS D'EAU	126
39.1.1	VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4126	
39.1.2	GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION	127

1 Présentation des fiches techniques

Chacun des cours d'eau étudiés et modélisés est présenté sommairement (localisation, problèmes majeurs concernant la qualité des eaux, chiffres clés du bassin versant, proliférations algales rencontrées et importance...). Ensuite les paramètres calculés et l'algorithme utilisé sont précisés (voir page 23). Une figure avec les débits mesurés et calculés est présentée avec un encart qui montre la comparaison des débits calculés en fonction des débits mesurés, la droite représentant la bissectrice d'équation : $y = x$. Trois coefficients mesurant la qualité de la modélisation sont présentés : le critère de Nash, le biais et le coefficient de corrélation. Ces coefficients sont calculés sur 4 années. Leur calcul et signification sont détaillés plus longuement au chapitre 1.3.4 (page 23). Les graphiques, tableaux et commentaires concernant les nutriments sont issus du rapport Liteau (Ménésguen et al., 2002) pour une partie des bassins versants.

Les sources des chiffres présentés sont les suivantes :

- Les données relatives au climat (pluies efficaces), leurs surfaces, pluie cumulée sont tirées du rapport d'Aurousseau et al. (1996), "Les bassins versants de Bretagne et leur charge polluante"
- Les pourcentages lithologiques sont issus du travail réalisé par le BRGM sur le Finistère, intitulé "Etude du rôle des eaux souterraines dans les processus d'apport de nitrates à la mer" (Bouchon, 1996). Quelques surfaces de bassins versants, non disponibles dans les ouvrages consultés, ont été calculées grâce au SIG des bassins versants bretons du BRGM
- Les modules, débits d'étiage et de crue proviennent de "l'Inventaire des débits trimestriels spécifiques des bassins versants littoraux bretons" réalisé en 1993 par le cabinet Saunier Eau et Environnement ; le paramètre "% sout." correspond à une estimation de la contribution des réservoirs souterrains dans la formation des débits, obtenu en effectuant le rapport entre le débit d'étiage et le module (approximation qui peut-être considérée comme assez représentative, mais qui varie selon les années ; ici, c'est une valeur moyenne, sur 20 ans)
- Les données relatives à la pression de pollution sont tirées de "l'Etude statistique des apports en nutriments à la mer par les rivières du littoral Loire-Bretagne" réalisée par le cabinet Saunier Eau et Environnement en 1993 (données essentiellement issues du RGA de 1988)
- Les émissions azotées nettes par unité de surface sont issues du rapport "Les bassins versants de Bretagne et leur charge polluante" réalisé par Aurousseau et al. (1996).
- Les indices de prolifération algale sont tirés de la "Cartographie des zones sensibles à l'eutrophisation : Cas des côtes bretonnes" réalisée par l'Ifremer. L'indice 10 de marées vertes (indice semi-quantitatif) est calé par rapport au maximum observé (baie de Saint-Brieuc) ; les indices de proliférations phytoplanctoniques correspondent au nombre d'efflorescences observées entre 1975 et 1990.
- Les valeurs de biais sont en %.
- Les formules d'extrapolation des concentrations en nutriments à partir des débits sont le fruit du travail de Guillaud et Bouriel (2007).
- Les concentrations des nutriments sont en μM et des MES en $mg \cdot l^{-1}$.

Les jeux de données utilisés sont présentés (voir la carte synthétique représentant tous les points de suivi utilisés, et le tableau), et les données succinctement commentées.

2 Les points de suivi utilisés dans le calcul des paramètres et la validation

N°	Nom	Numéro	Commune	X	Y	Dép.	Org.
1	Aber Benoit	J3213020	PLABENNEC	102350	2413090	29	DIREN
2	Aber Ildut	J3323020	BRELES	81482	2407217	29	DIREN
3	Aber Wrac'h	J3205710	DRENNEC	105716	2413556	29	DIREN
4	Arguenon	J1103010	JUGON-LES-LACS	254344	2388435	22	DIREN
5	Aulne	J3811810	CHATEAUNEUF-DU-FAOU	139357	2369936	29	SBLB
6	Aven	J4623020	PONT-AVEN	146333	2338178	29	DIREN
7	Blavet	J5712130	LOCHRIST	184363	2329274	56	DIREN
8	Couesnon	J0121510	ROMAZY	315440	2381040	35	DIREN
9	Dourduff	J2514010	GARLAN	150101	2418526	29	DIREN
10	Douron	J2404010	PONTHOU	157780	2412150	22	DIREN
11	Elorn	J3413030	PLOUDIRY	122014	2407348	29	DIREN
12	Gouessant	J1313010	ANDEL/COETMIEUX	237523	2398633	22	DIREN
13	Gouët	J1513010	SAINT-JULIEN	217710	2395667	22	DIREN
14	Goyen	J4014010	PONT CROIX	92775	2359735	29	DIREN
15	Guyoult	J0323010	EPINIAC	302689	2399535	56	DIREN
16	Horn	J3014310	MESPAUL	131382	2422062	29	DIREN
17	Jarlot	J2603010	PLOUGONVEN	147387	2414123	29	DIREN
18	Jaudy	J2023010	MANTALLOT	187569	2427561	22	DIREN
19	Laïta	J4902010	QUIMPERLE	161259	2332324	29	DIREN
20	Léguer	J2233010	BELLE ISLE EN TERRE	176800	2409800	22	DIREN
21	Loc'h	J6213010	BRECH	200000	2316000	56	DIREN
22	Mignonne	J3514010	IRVILLAC	115206	2396655	29	DIREN
23	Moros	J4514010	CONCARNEAU	135882	2338855	29	DIREN
24	Odet	J4211910	ERGUE GABERIC	122908	2353587	29	DIREN
25	Penzé	J2723010	TAULE	138468	2416958	29	DIREN
26	Rance	J0611610	SAINT-JOUAN-DE-L'ISLE	265689	2371252	35	DIREN
27	Scorff	J5102210	PLOUAY	170043	2338644	56	DIREN
28	Trieux	J1721720	SAINT CLET	194974	2424302	22	DIREN
29	Urne	J1405310	PLEDRAN	223841	2397490	22	DIREN
30	Vilaine	J9300610	RIEUX	264429	2296264	56	DIREN
31	Yar	J2314910	TREDUDER	164418	2421795	22	DIREN

TAB. 2.1: Liste des bassins versants

Les coordonnées sont exprimées en Lambert II étendu (mètres). Elles ont servi à l'élaboration de la carte présentant les points de suivi utilisés dans la présente étude.

3 Les stations météorologiques utilisés pour la modélisation pluie/débit

N°	Nom	Numéro	Pluie moyenne	Dép.	Org.
1	St Brieuc	22372001	275	22	DIREN
2	Dinard	35228001	175	35	DIREN
3	Guipavas	29075001	550	29	DIREN
4	Lanaero	22113006	350	22	DIREN
5	Lanrelas	22114003	275	35	DIREN
6	Lorient	56185001	450	56	DIREN
7	Pleucadeuc	56159001	275	35	DIREN
8	Pleyber	29163003	650	29	DIREN
9	Pontivy	56178003	450	56	DIREN
10	Quimper	29216001	450	29	DIREN
11	Rennes	35281001	75	35	DIREN
12	Spezet	29278001	550	29	DIREN

TAB. 3.1: Liste des stations météorologiques

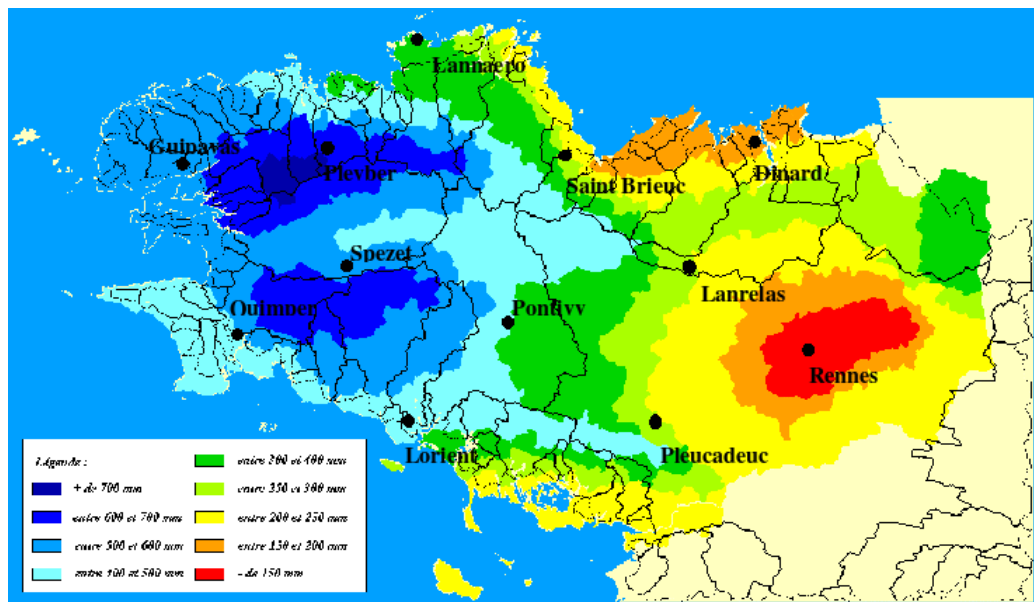


FIG. 3.1: Distribution des pluies efficaces avec la position des stations météorologiques.

4 L'ABER BENOIT

4.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	84322 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		541 mm		155,94 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	3,8 $m^3 \cdot s^{-1}$		0,65 $m^3 \cdot s^{-1}$		46,9 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
	99 %	0 %	1 %	0 %		
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
($en kg/jdeN$)						
	Emissions azotées nettes par unité de surface			26,5 $kg/km^2/jdeN$		
				97 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	non observé				
	Phytoplancton	0 < indice < 2				

4.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
198,4	-5,344	543,3	1,507	0,9(fixe)	2eme

4.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

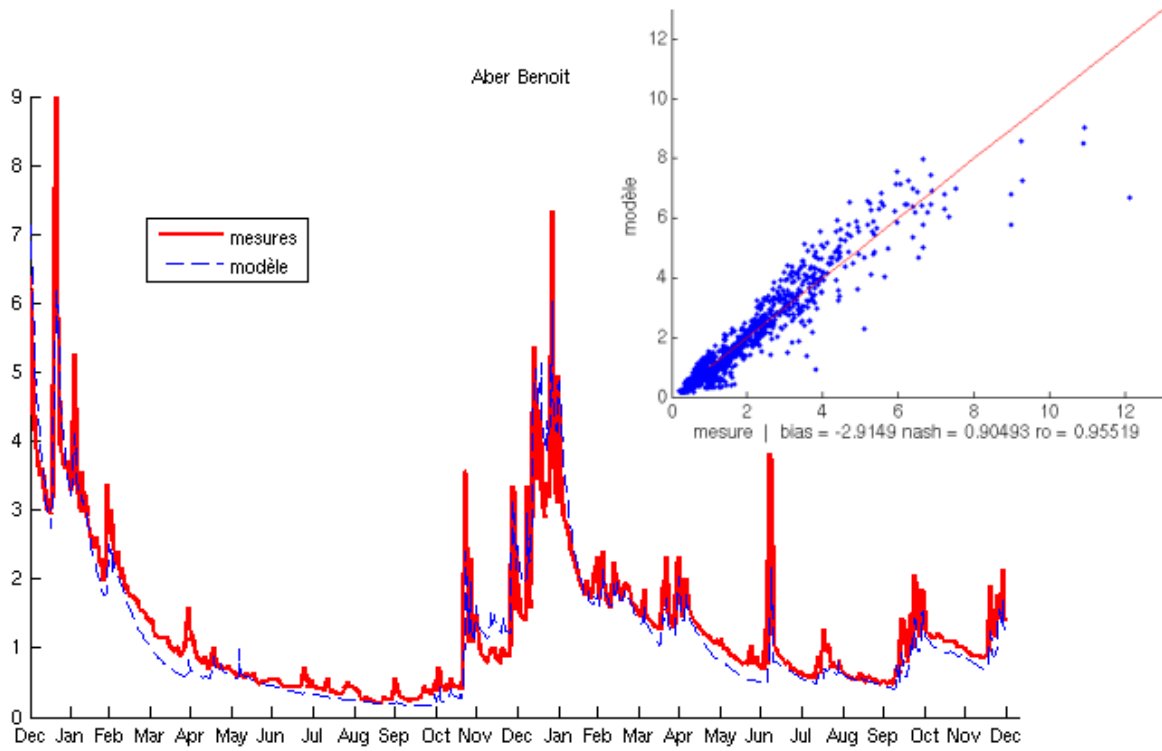


FIG. 4.1: Tracé des débits (lame d'eau en mm) calculé (bleu) et mesuré (rouge) de l'Aber Benoit en 2004 et 2005

5 L'ABER ILDUT

5.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Situé à l'ouest de l'Aber Benoit, l'Aber Ildut traverse le pays d'Iroise avant de se jeter près de Lanildut.

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	75281 $10^3 \text{ m}^3 \cdot an^{-1}$		541 mm		138,94 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	2,18 $m^3 \cdot s^{-1}$		0,35 $m^3 \cdot s^{-1}$		14,7 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
	59 %	0 %	18 %	12 %		
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
($en kg/jdeN$)						
	Emissions azotées nettes par unité de surface			16,9 $kg/km^2/jdeN$		
				62 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	non observé				
	Phytoplancton	Indice 0				

5.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
270,2	-10,00	450,4	2,039	0,8529	2eme

5.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

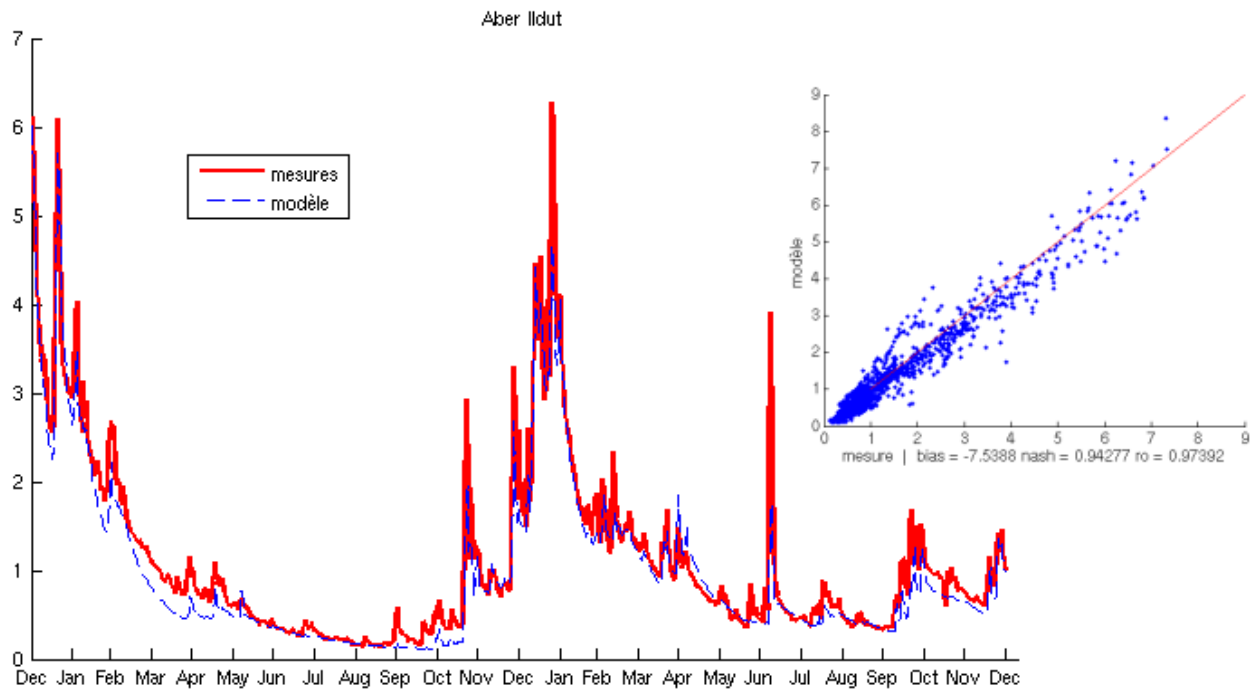


FIG. 5.1: Tracé des débits (lamme d'eau en mm)calculé (bleu) et mesuré (rouge) de l'Aber Ildut en 2004 et 2005

6 L'ABER WRAC'H

6.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	70234 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		545 mm		128,88 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	1,9 $m^3 \cdot s^{-1}$		0,38 $m^3 \cdot s^{-1}$		30,0 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
	89%		7%	2%		
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)						
	Emissions azotées nettes par unité de surface			20,8 $kg/km^2/jdeN$		
				76 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	non observé				
	Phytoplancton	Indice 0				

6.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
226,6	-5,634	608,6	1,477	0,9(fixe)	2eme

6.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

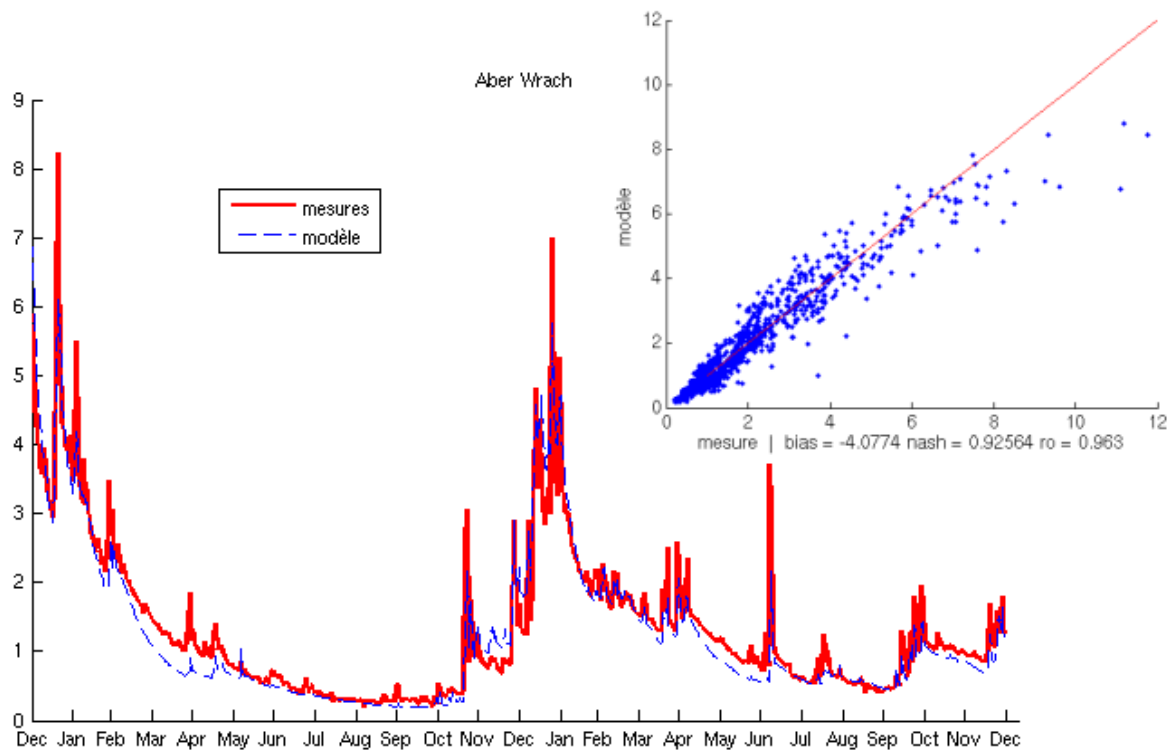


FIG. 6.1: Tracé des débits (lame d'eau en mm) calculé (bleu) et mesuré (rouge) de l'Aber Wrac'h en 2004 et 2005

7 L'ARGUENON

7.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

L'Arguenon reçoit en rive droite des affluents importants qui forment l'étang de Jugon-les-lacs ; ensuite, il alimente la retenue de la Ville-Hatte. Ces deux systèmes sont des pièces maîtresses dans l'alimentation en eau potable de l'est des Côtes d'Armor. L'eutrophisation de ces plans d'eau est limitée par la déphosphatation des effluents de Jugon et par des traitements algicides. Une usine de dénitrification a été mise en place sur l'Arguenon à la condition qu'une politique de restauration de la qualité du cours d'eau soit engagée. L'Arguenon est un bassin à très forte concentration d'élevages porcins. On dénote un impact de la commune de Plénée-Jugon qui décline la qualité générale qui devient à ce niveau "mauvaise" (critères Agence de l'Eau Loire-Bretagne. La baie est de plus en plus touchée par les phénomènes de marées vertes. L'Arguenon bénéficie d'un plan d'action renforcé dans le cadre de Bretagne Eau Pure n°2.

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	$152277 \text{ } 10^3 \text{ } m^3 \cdot an^{-1}$		$84 \text{ } mm$		$1806 \text{ } km^2$	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	$3,9 \text{ } m^3 \cdot s^{-1}$		$0,15 \text{ } m^3 \cdot s^{-1}$		$68 \text{ } m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
					4%	
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)	6816	15900	9800	28000	26000	250
	Emissions azotées nettes par unité de surface			$15,0 \text{ } kg/km^2/jdeN$		
				$55 \text{ } kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	assez importantes en baie de l'Arguenon, indice 5				
	Phytoplancton	pas d'efflorescences signalées				

7.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
146,9	-7,801	186,1	1,847	0,8422	2eme

7.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

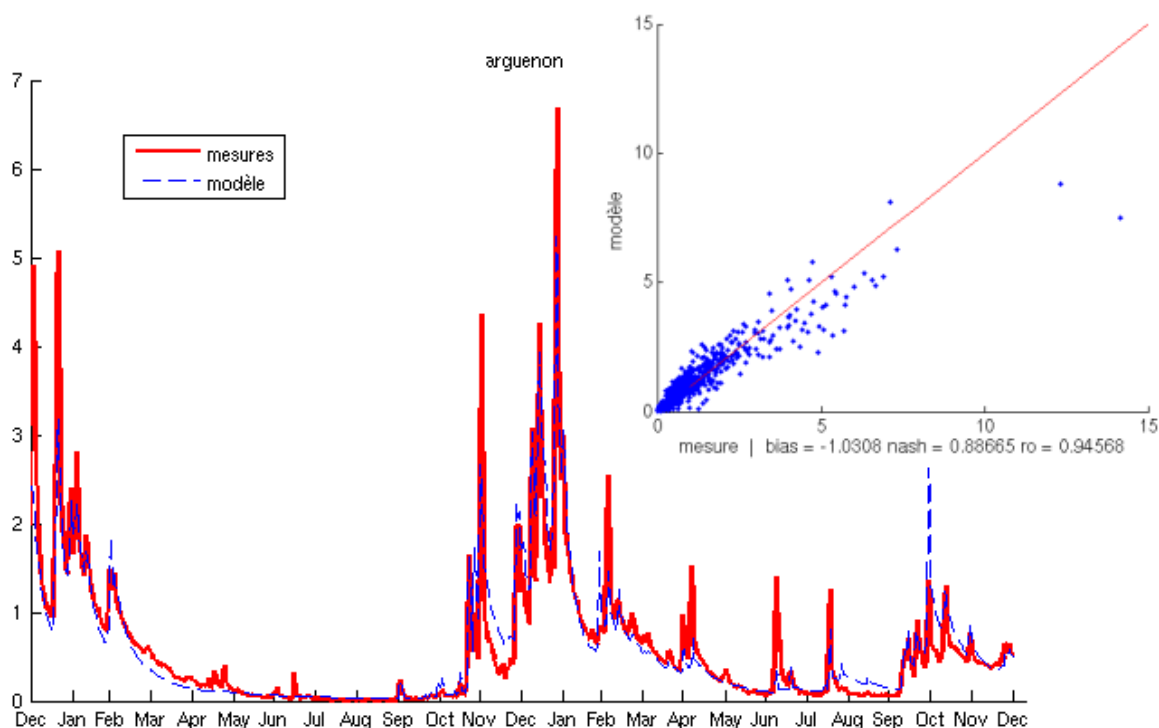


FIG. 7.1: Tracé des débits (lamme d'eau en mm)calculé (bleu) et mesuré (rouge) de l'Arguenon en 2004 et 2005

7.4 Evolution des débits et du nitrate

Dans le graphique ci-dessous semble se dégager une tendance pluri-annuelle d'augmentation des teneurs en nitrate, troublée par les années 1989 et 1992 qui ont vu les concentrations chuter fortement, et 1993-1994 qui ont connu des teneurs dans l'ensemble plus élevées que la normale. Malgré l'hétérogénéité des données, on discerne cependant le cycle annuel (il suit les variations de débit), d'amplitude forte et dont les minima restent assez faibles (5 à 20 mg/l de nitrate). Les valeurs maximales de nitrate sont très élevées, atteignant parfois 120 g/l. Les maxima augmentent fortement avec le temps. Il ne faut pas trop se fier à la courbe de nitrate à Pleven (astérisques) car ce sont des mesures en aval de la retenue de la Ville-Hatte, et il semblerait qu'elles subissent l'effet du barrage (les concentrations sont très lissées). Pour le traitement statistique, mieux vaut se fier au point RNB.

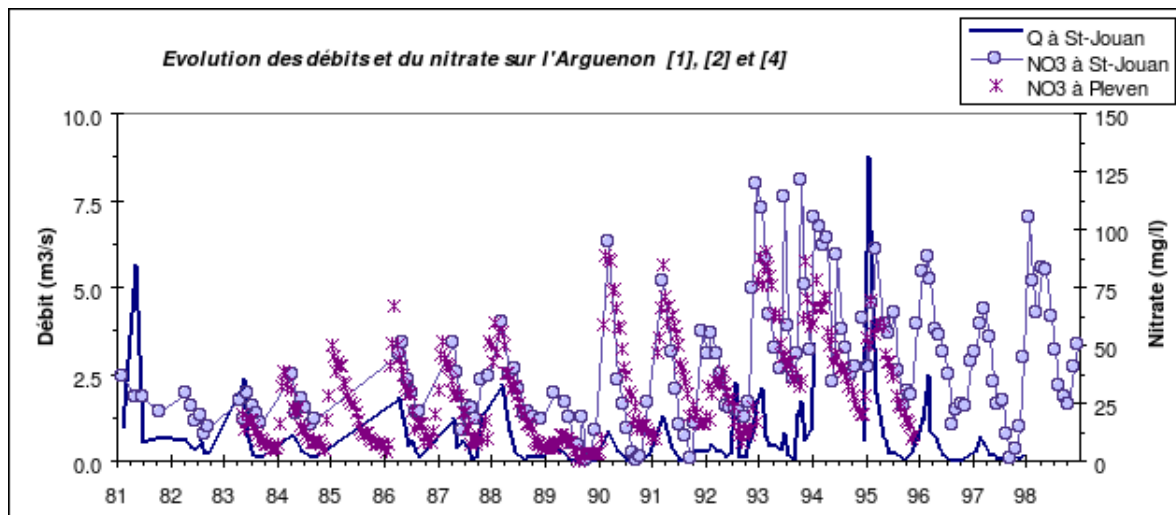


FIG. 7.2: Evolution des débits et de la concentration en nitrate dans l'Arguenon

7.5 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

7.5.1 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = -19192 + 202,5 \cdot (\ln(Q) - 12) + 0,84 \cdot \text{date} - 2,24 \cdot 10^{-10} \cdot \text{date}^3 - 5,45 \cdot Q$$

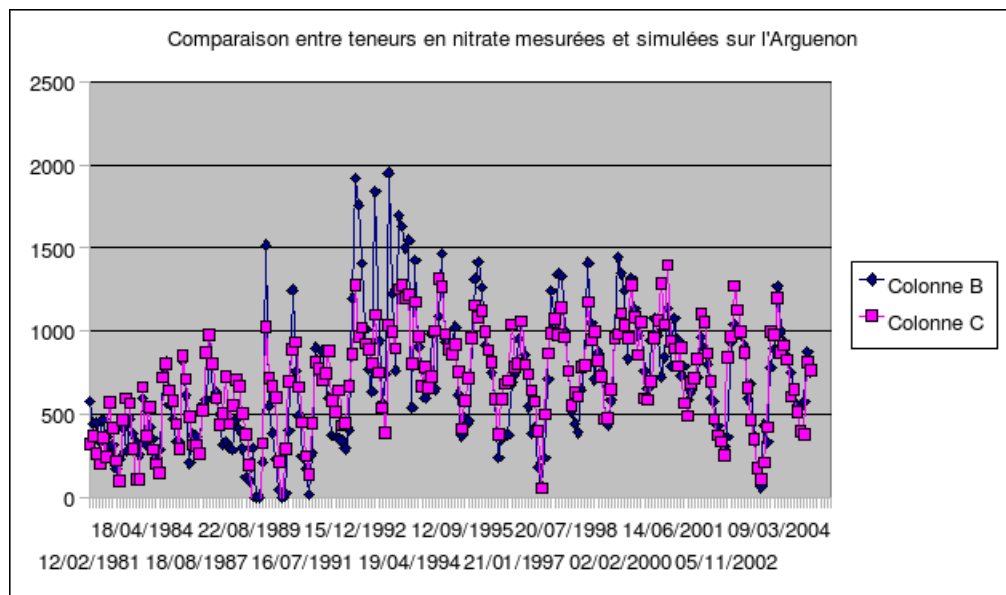


FIG. 7.3: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans l'Arguenon

7.5.2 Relation pour le phosphate

$$PPO4 = 1,836 + 0,0479 \cdot Q - 0,3529 \cdot \ln(Q)$$

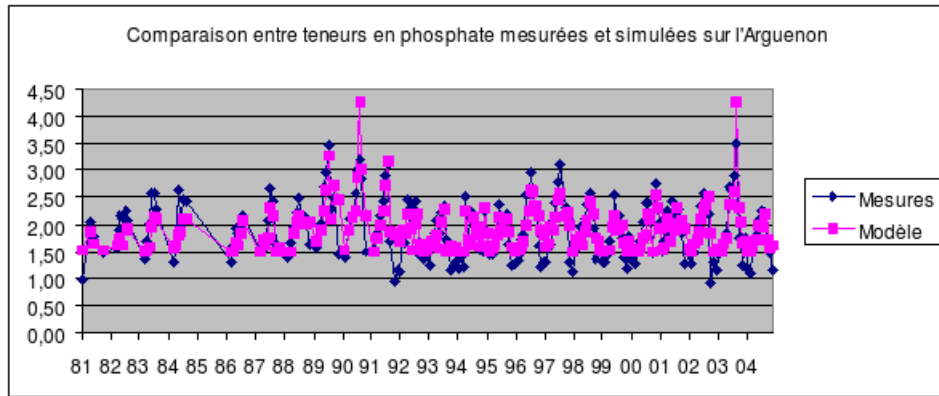


FIG. 7.4: Comparaison entre la concentration en phosphate simulé et en phosphate mesuré dans l'Arguenon

7.5.3 Autres éléments

$$Si = 229$$

$$NNH4 = 4,8$$

$$Ppart = 0,0676 \cdot MES + 1,8272$$

$$Norg = 94,7$$

$$MES = 5,6675 \cdot Ln(Q) + 11,351$$

Le modèle (voir figure ci-dessus) suit bien les cycles annuels, il atteint les minima et la plupart des maxima. Il ne peut cependant atteindre les maxima des années 1993 et 1994 (nombreuses données), ni ceux des années 1990 et 1991 (peu de données). L'erreur de simulation vient de l'atypicité de ces années, marquées par des amplitudes, des minima et des maxima particulièrement élevés. Peut-être faut-il y voir un effet de la sécheresse de 1989 (peu de lessivage), qui a permis un accroissement important des stocks d'azote dans les sols.

8 L'AULNE

8.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Par son étendue, l'Aulne est le troisième fleuve breton, venant juste après la Vilaine et le Blavet. Il prend sa source dans les Côtes d'Armor en zone granitique, à la limite du Finistère, avant de traverser les schistes de Chateaulin. Canalisé sur près de la moitié de son parcours (canal de Nantes à Brest), il se jette en fin de course dans le fond de la rade de Brest après avoir décrit de larges méandres. C'est une rivière de première catégorie piscicole sur sa partie non canalisée. En amont de la partie canalisée, la qualité des eaux est affectée par des rejets de piscicultures. La partie canalisée est eutrophisée. Les étiages sont sévères et l'Aulne reçoit depuis quelques années un soutien en étiage grâce aux lâchers depuis la retenue de Brennilis.

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	960516 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		562 mm		1709 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	31 $m^3 \cdot s^{-1}$		1,3 $m^3 \cdot s^{-1}$		422 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
	10%	85%	0%	0%	4,2%	
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)	35600	6200	58548	72746	66000	1220
	Emissions azotées nettes par unité de surface			10,1 $kg/km^2/jdeN$		
				37 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	indice 3, sud-est de la rade de Brest				
	Phytoplancton	0<indice<2				

8.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithmme
56,99	-2,329	243,3	1,788	0,9 (fixe)	2eme

8.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

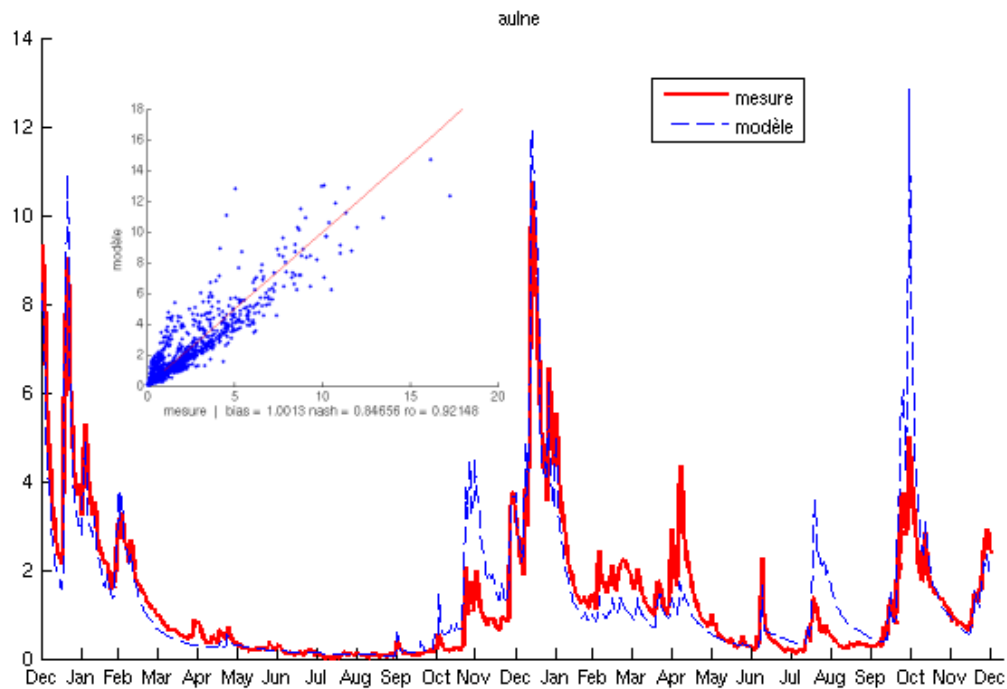


FIG. 8.1: Tracé des débits (lame d'eau en mm) calculé (bleu) et mesuré (rouge) de l'Aulne en 2004 et 2005

8.4 Evolution des débits et du nitrate

La courbe du nitrate suit un cycle annuel très marqué, avec des maxima en hiver coïncidant avec les pointes de débit, et des minima l'été qui avoisinent 5 à 10 mg/l de NO_3 . Les concentrations semblent donc très bien réagir aux débits, et ce de façon rapide. L'amplitude de variation des concentrations est forte (20 à 30 mg/l) et croît avec le temps. Les minima restent assez stables alors que les maxima augmentent de façon notable.

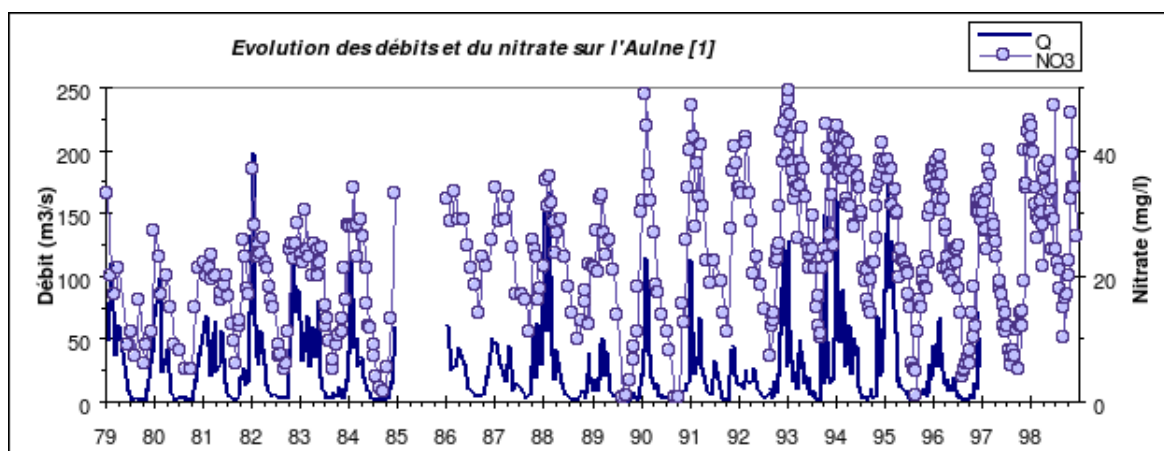


FIG. 8.2: Evolution des débits et de la concentration en nitrate dans l'Aulne

8.5 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

8.5.1 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = -6067 + 93,73 \cdot (\ln(Q) - 10) + 0,27 \cdot date - 7,62 \cdot 10^{-11} \cdot date^3$$

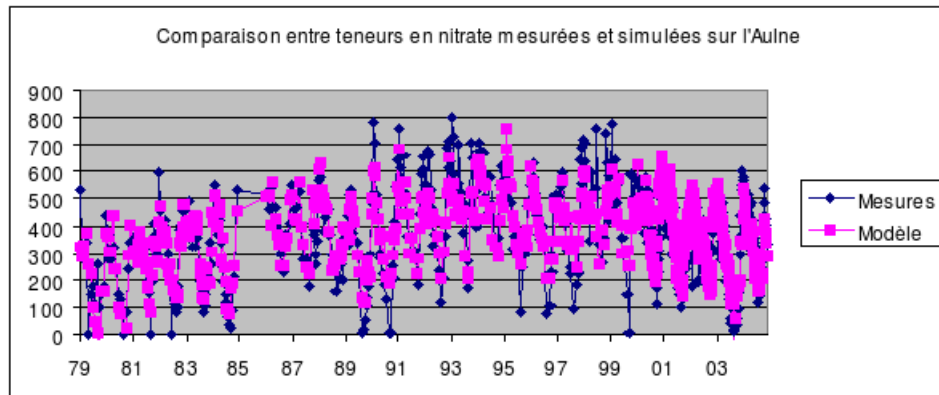


FIG. 8.3: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans l'Aulne

8.5.2 Relation pour le phosphate

$$PPO4 = 0,3998 + 0,0791 \cdot \ln(Q)$$

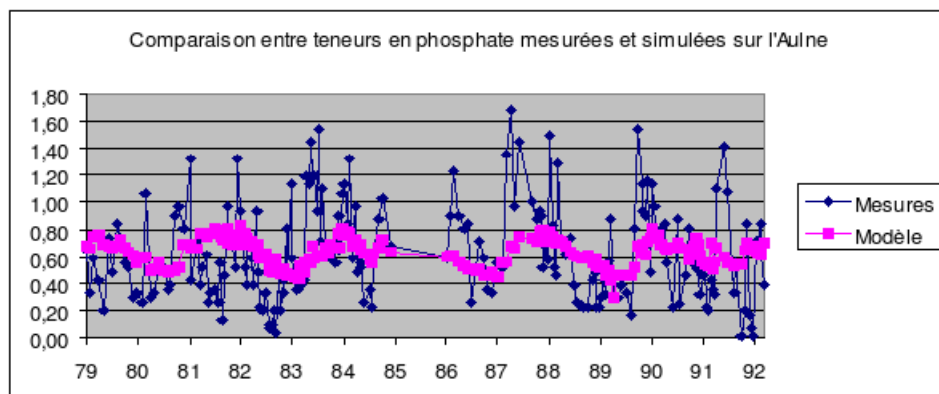


FIG. 8.4: Comparaison entre la concentration en phosphate simulé et en phosphate mesuré dans l'Aulne

8.5.3 Relation pour le silicium

$$Si = 43,39 \cdot \ln(Q) - 0,6392 \cdot Q$$

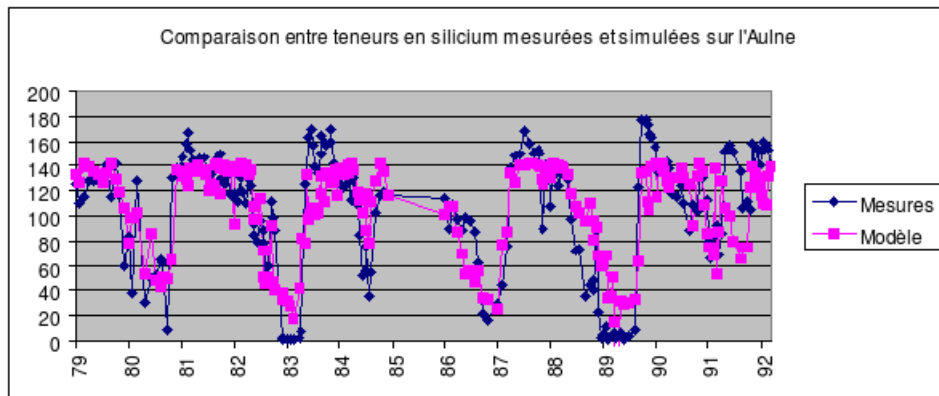


FIG. 8.5: Comparaison entre la concentration en silicium simulé et en silicium mesuré dans l'Aulne

8.5.4 Autres éléments

$$NNH4 = 5,56$$

$$P_{part} = 3,63$$

$$N_{org} = 125$$

$$MES = 0,0006 \cdot Q^2 + 0,0274 \cdot Q + 9,7122$$

9 L'AVEN

9.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	116803 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		588 mm		198,62 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	4,1 $m^3 \cdot s^{-1}$		0,63 $m^3 \cdot s^{-1}$		45,6 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
	55%	45%	0%	0%		
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)						
	Emissions azotées nettes par unité de surface			6,83 $kg/km^2/jdeN$		
				25 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	non observé				
	Phytoplancton	indice 2				

9.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
218,2	-8,811	558,0	1,494	0,851	2eme

9.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

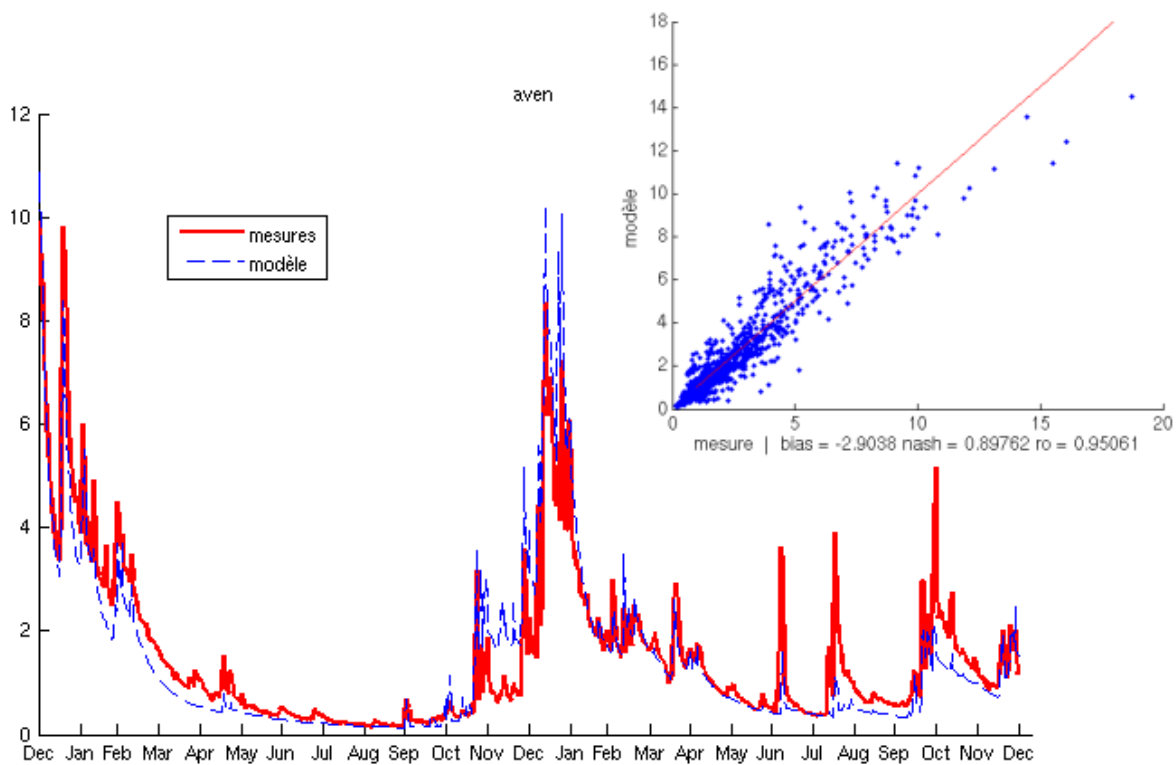


FIG. 9.1: Tracé des débits (lame d'eau en mm) calculé (bleu) et mesuré (rouge) de l'Aven en 2004 et 2005

9.4 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

9.4.1 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = -6664 + 20,18 \cdot \ln(Q - 142) - 4,58 \cdot Q + 0,32 \cdot date - 9,16 \cdot 10^{-11} \cdot date^3$$

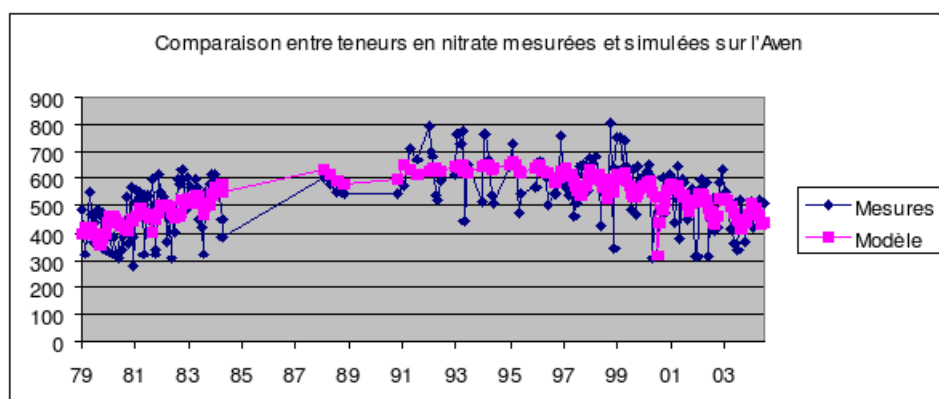


FIG. 9.2: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans l'Aven

9.4.2 Relation pour le phosphate

$$PPO4 = 3,016 - 1,15 \cdot \ln(Q) + 0,06 \cdot Q$$

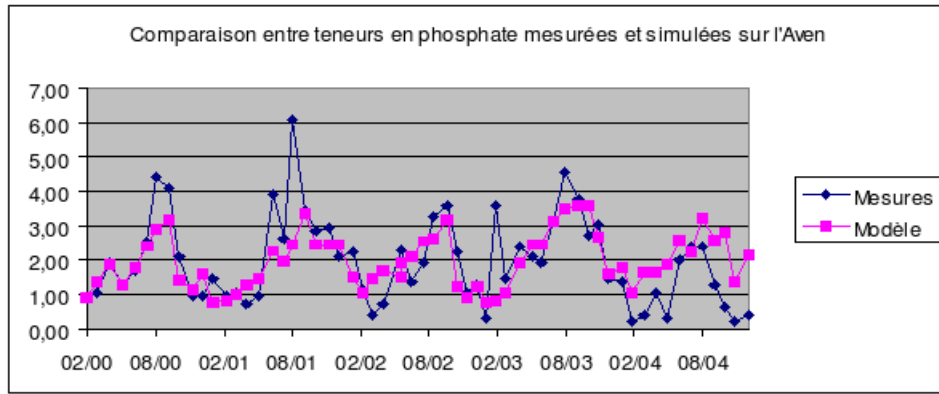


FIG. 9.3: Comparaison entre la concentration en phosphate simulé et en phosphate mesuré dans l'Aven

9.4.3 Autres éléments

$$Si = 136$$

$$NNH4 = -3,46 \cdot \ln(Q) + 14,3$$

$$Ppart = 1,149 \cdot MES^{0,46}$$

$$Norg = 26,46 \cdot \ln(MES) + 16,1$$

$$MES = 5,56 \cdot (Q^{0,37})$$

10 LE BLAVET

10.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Avec plus de 2000 km², le Blavet est le deuxième fleuve breton de par sa superficie. Issu des Côtes d'Armor, il est canalisé avant de pénétrer dans le Morbihan au niveau du lac de Guerlédan. Dans sa partie amont, il coule dans un massif granitique avant de franchir les formations schisteuses puis cristallines sud armoricaines. Le bassin amont se situe dans une région à l'agriculture diversifiée (polyculture, bovins, ovins). Le Blavet alimente la troisième retenue des Côtes d'Armor (retenue de Kerne-Uhel), ainsi que celle de Guerlédan (utilisée pour l'AEP des Côtes d'Armor et du Morbihan). Au niveau de Peumerit-Quintin, on observe une pollution importante imputable aux gros élevages avicoles du secteur. Les eaux sont d'une bonne qualité. Les eaux du cours inférieur subissent une nette eutrophisation, et l'Evel (affluent de la rive gauche drainant une zone très chargée en élevages porcins et avicoles) est source d'une pollution azotée importante. L'estuaire du Blavet (agglomération de Lorient) est une zone soumise à d'importantes pollutions bactériologiques, ainsi que de contaminations par les métaux lourds.

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	886219 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		431 mm		2055 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	24 $m^3 \cdot s^{-1}$		2,3 $m^3 \cdot s^{-1}$		318 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
	99%				9,6%	
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)	25900	67100	49100	134900	136400	1065
	Emissions azotées nettes par unité de surface			15,0 $kg/km^2/jdeN$		
				55 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	indice 4 en rade de Lorient				
	Phytoplancton	2<indice<5				

10.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
96,95	-5,965	365,6	1,847	0,9 (fixe)	2eme

10.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

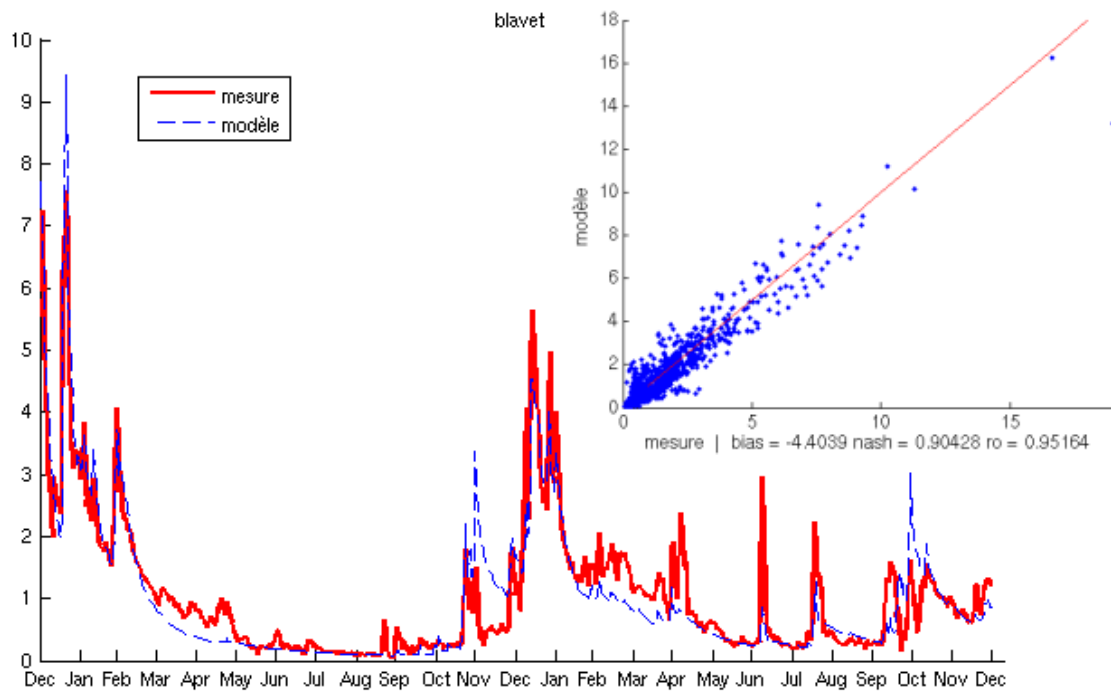


FIG. 10.1: Tracé des débits (lambe d'eau en mm) calculé (bleu) et mesuré (rouge) du Blavet en 2004 et 2005

10.4 RELATIONS GRAPHIQUES : EVOLUTION DES PARAMETRES

Evolution des débits et du nitrate La courbe des teneurs en nitrate décrit un cycle annuel marqué, avec d'importantes amplitudes. Les maxima sont observés en hiver et correspondent aux pointes de débit, ou leur succèdent de peu; les minima sont observés à l'été. Les étiages ne sont pas trop sévères : la contribution des eaux souterraines est de l'ordre de 10%. Amplitude des variations, minima, maxima et moyenne augmentent avec le temps. Il semblerait que la pente représentant l'évolution linéaire des minima avec le temps soit inférieure à celle de la moyenne, tout comme celle de la moyenne comparativement à celle des maxima. L'augmentation des minima traduit certainement la pollution des réserves souterraines dont on sait que leur contribution augmente en étiage. On observe une rupture entre les périodes 1976-1982 et 1983-1997 : la première période correspond à une dégradation très nette du point de vue du nitrate et doit marquer le début de la pollution azotée sur le Blavet (intensification de l'agriculture).

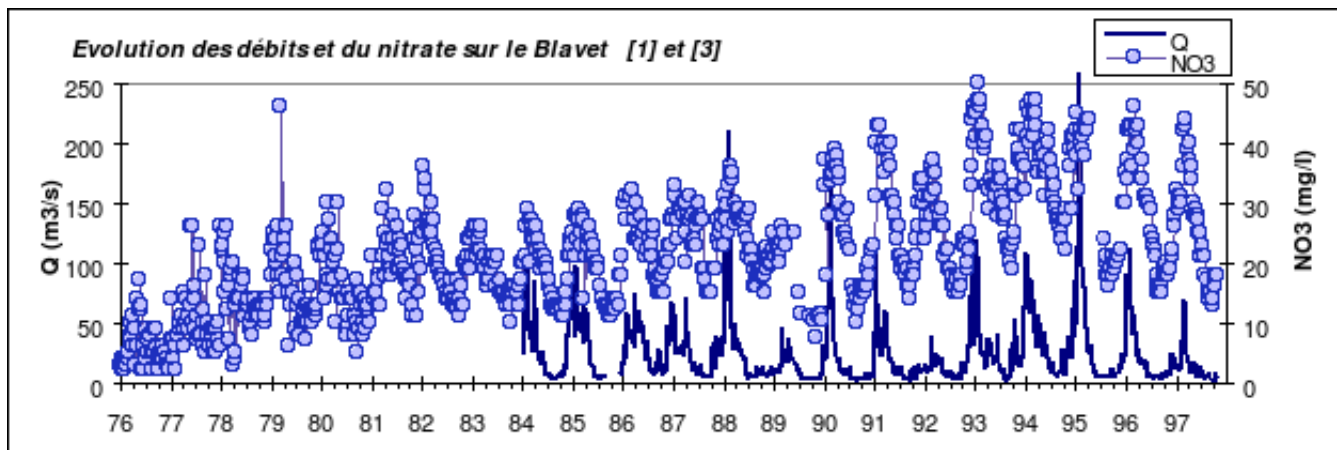


FIG. 10.2: Evolution des débits et de la concentration en nitrate dans l'Arguenon

10.5 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

10.5.1 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = -7303 + 100,46 \cdot \ln(Q - 13) + 0,32 \cdot \text{date} - 8,44 \cdot 10^{-11} \cdot \text{date}^3$$

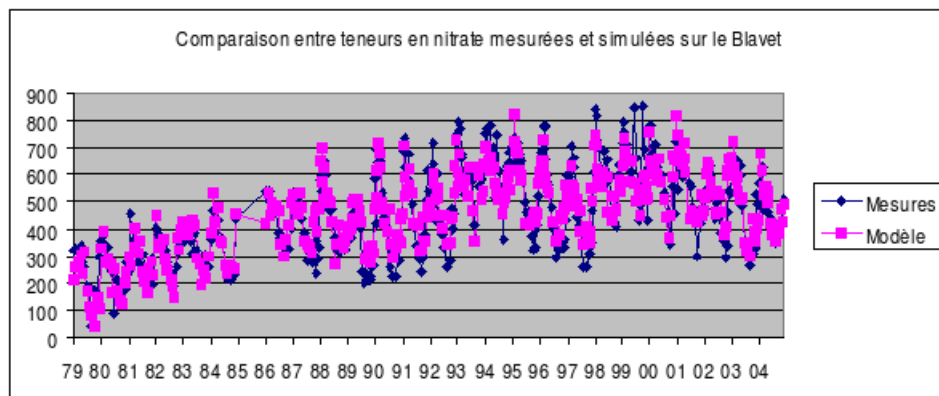


FIG. 10.3: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans le Blavet

10.5.2 Autres éléments

$$PPO4 = 1,16$$

$$Si = 24,49 \cdot \ln(Q) + 67,9$$

$$NNH4 = 5,4$$

$$Ppart = 1,50 \cdot MES^{0,301}$$

$$Norg = 183 \cdot Q^{-0,201}$$

$$MES = 9,10 \cdot EXP(0,0074 \cdot Q)$$

11 LE COUESNON

11.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Débouchant en baie du Mont Saint-Michel, le Couesnon se situe sur un bassin versant majoritairement schisteux, hormis pour les affluents de rive droite issus du massif granitique de Fougères dont les débits spécifiques d'étiage sont parmi les plus élevés de Bretagne. L'agriculture est intensive ; l'élevage bovin prédomine. Malgré l'implantation de prairies, le taux de nitrates reste élevé. La qualité des eaux relativement aux paramètres nitrate et phosphore est jugée très mauvaise (critères Agence de l'Eau Loire-Bretagne). Deux prises d'eau sont situées en Ile et Vilaine sur le Couesnon : l'une dessert Rennes, l'autre alimente les environs d'Antrain. Sur cette dernière, on observe une pollution importante par le nitrate et les pesticides ; de plus, 90% de la pollution est d'origine industrielle. Trois foyers de pollution sont relevés : ce sont les agglomérations de Fougères, Saint Brice en Cogles et Antrain.

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	307481 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		268 mm		1146 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	10,2 $m^3 \cdot s^{-1}$		0,9 $m^3 \cdot s^{-1}$		108 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
	45%	55%			9%	
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)	33900	27000	31600	74200	78500	921
	Emissions azotées nettes par unité de surface			3,28 $kg/km^2/jdeN$		
				12 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	non signalé				
	Phytoplancton	0<indice<2				

11.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
176,8	-0,5650	111,1	1,517	0.9(fixe)	1er

11.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

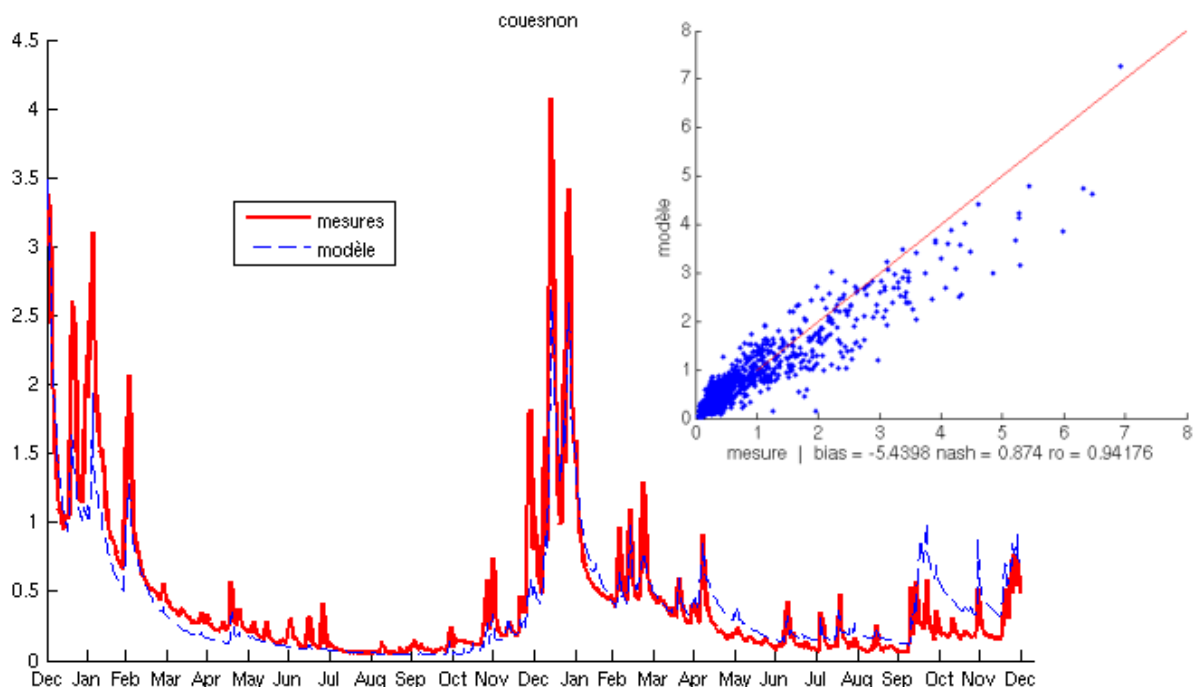


FIG. 11.1: Tracé des débits (lame d'eau en mm) calculé (bleu) et mesuré (rouge) du Couesnon en 2004 et 2005

11.4 Evolution des débits et du nitrate

Les données sont d'une qualité très moyenne. On devine cependant le cycle annuel de variation du nitrate, avec des pointes de concentration en hiver et des minima l'été. Les variations réagissent au débit. Sur la période étudiée, au demeurant assez courte semble se dégager une tendance à la hausse du paramètre nitrate, lequel passe de 35 à environ 50 mg/l en dix ans.

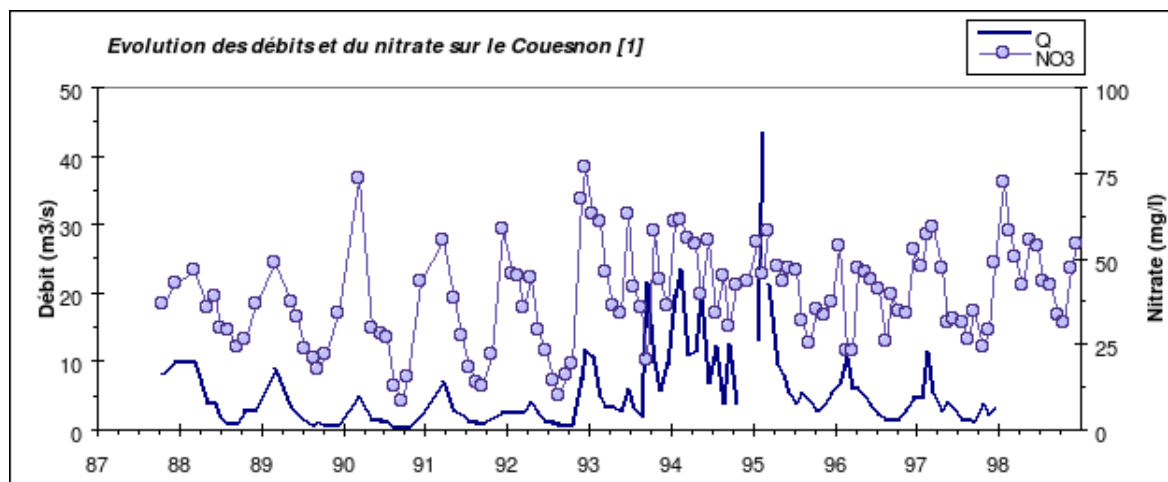


FIG. 11.2: Evolution des débits et de la concentration en nitrate dans l'Arguenon

11.5 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

11.5.1 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = -9030 + 154,7 \cdot (\ln(Q) - 6) - 8,35 \cdot Q + 0,41 \cdot date - 1,09 \cdot 10^{-10} \cdot date^3$$

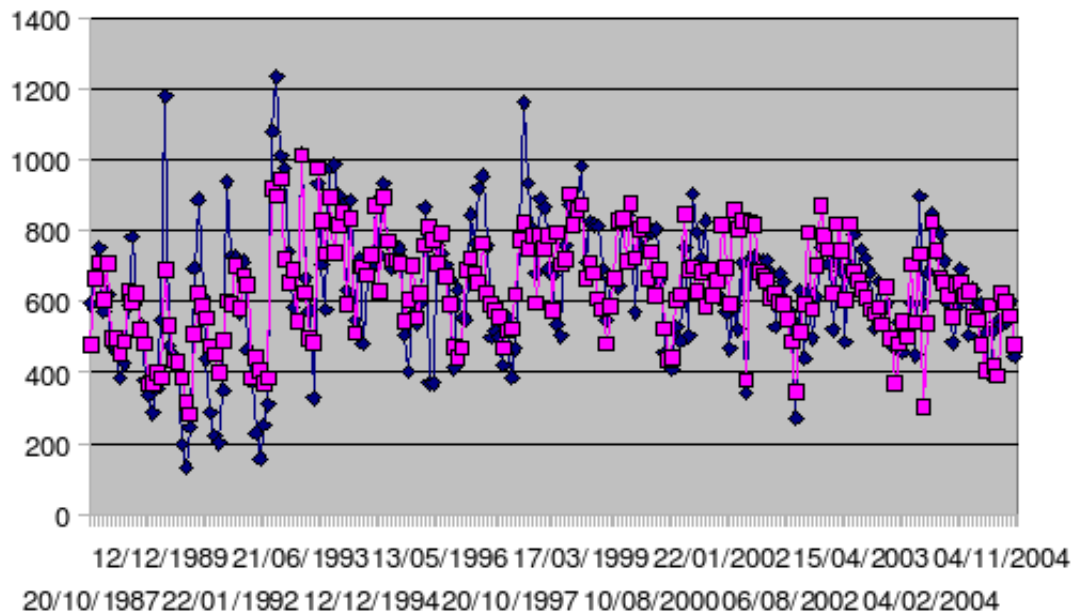


FIG. 11.3: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans le Couesnon

11.5.2 Relation pour le phosphate

$$PPO4 = 9,689 - 4,258 \cdot \ln(Q) + (0,2247 \cdot Q)$$

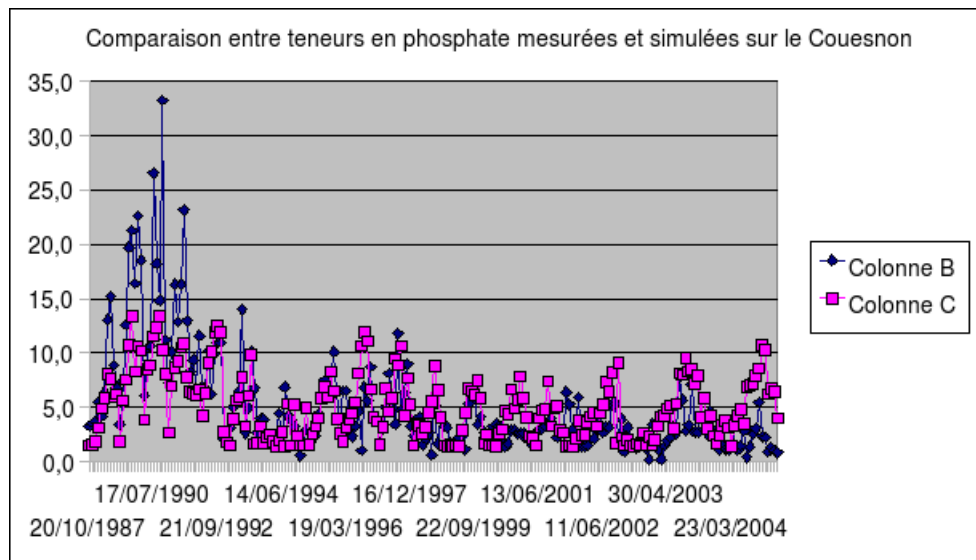


FIG. 11.4: Comparaison entre la concentration en phosphate simulé et en phosphate mesuré dans le Trieux

11.5.3 Autres éléments

$$Si = 209$$

$$NNH4 = 6., 4$$

$$P_{part} = 0,0543 \cdot MES + 2,92$$

$$Norg = 102$$

$$MES = 1,311 \cdot Q + 16,86$$

12 LE DOURDUFF

12.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Cours d'eau se jettant en fond de baie de Morlaix, le Dourduff est pollué par trois piscicultures (phosphore, partie aval) ainsi que par une activité agricole intensive (nitrate). Le dourduff alimente le district de Morlaix en eau potable.

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	37641 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		486 mm		77,44 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	1,12 $m^3 \cdot s^{-1}$		0,164 $m^3 \cdot s^{-1}$		15,0 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)						
	Emissions azotées nettes par unité de surface			8,20 $kg/km^2/jdeN$		
				30 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	indice 4, est de la baie de Morlaix				
	Phytoplancton	2<indice<5				

12.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
35,64	-1,412	252,6	1,745	0,8864	2eme

12.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

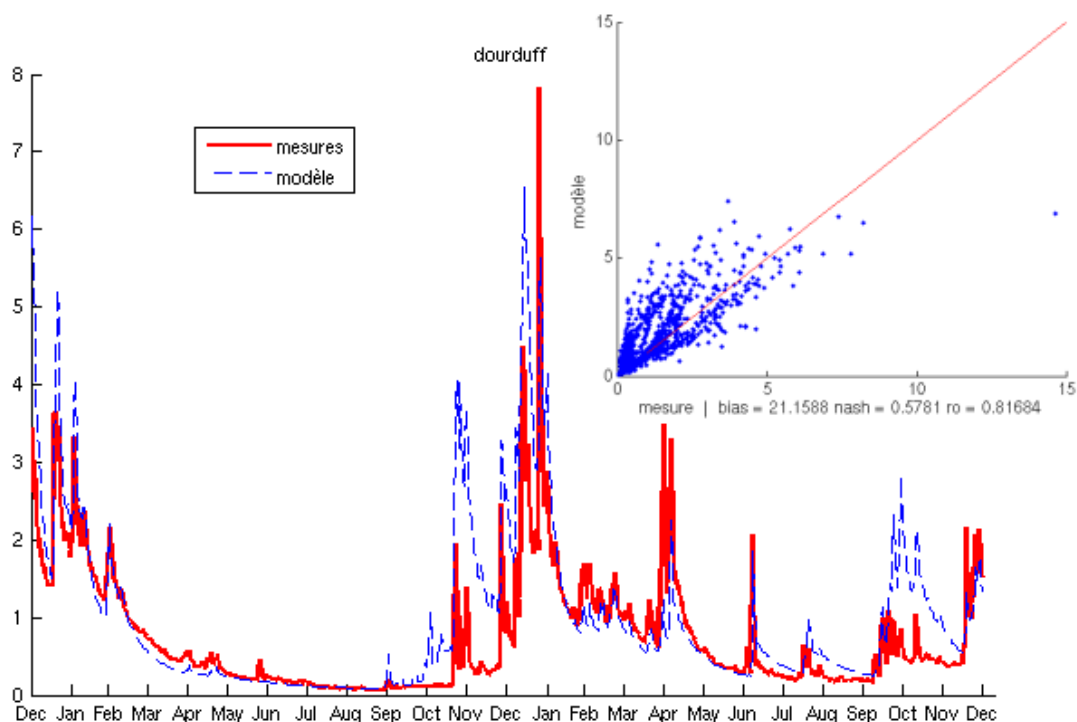


FIG. 12.1: Tracé des débits (lamme d'eau en mm) calculé (bleu) et mesuré (rouge) du Dourduff en 2004 et 2005

12.4 Evolution des débits et du nitrate

La teneur en nitrate a globalement augmenté en 15 ans, passant de 30 à 50 mg/l. Les maxima sont observés en début d'année, et les minima à l'automne. Les variations du nitrate suivent celles des débits, bien que certaines ne semblent pas être reliées à des variations de débit.

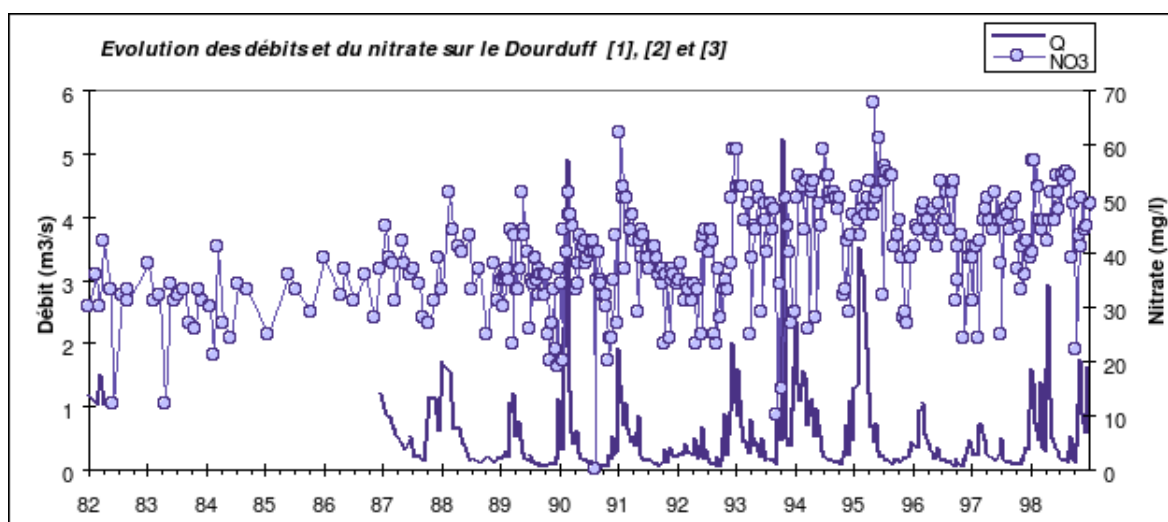


FIG. 12.2: Evolution des débits et de la concentration en nitrate dans le Dourduff

12.5 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

12.5.1 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = -13408 + 55,1 \cdot (\ln(Q) - 72) - 35 \cdot Q + 0,60 \cdot date - 1,59 \cdot 10^{-10} \cdot date^3$$

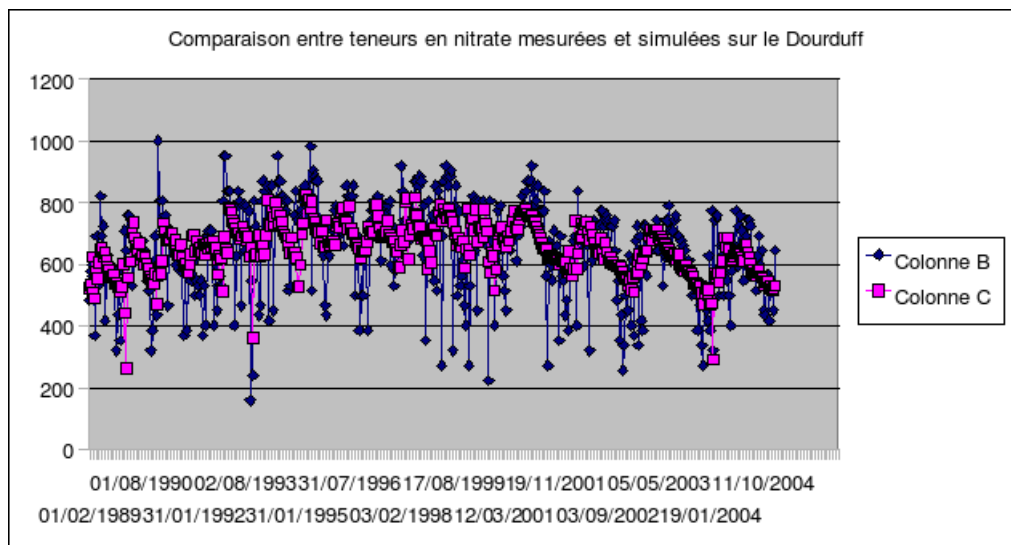


FIG. 12.3: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans le Dourduff

12.5.2 Relation pour le phosphate

$$PPO4 = 1,2458 - 1,768 \cdot \ln(Q) + 0,812 \cdot Q$$

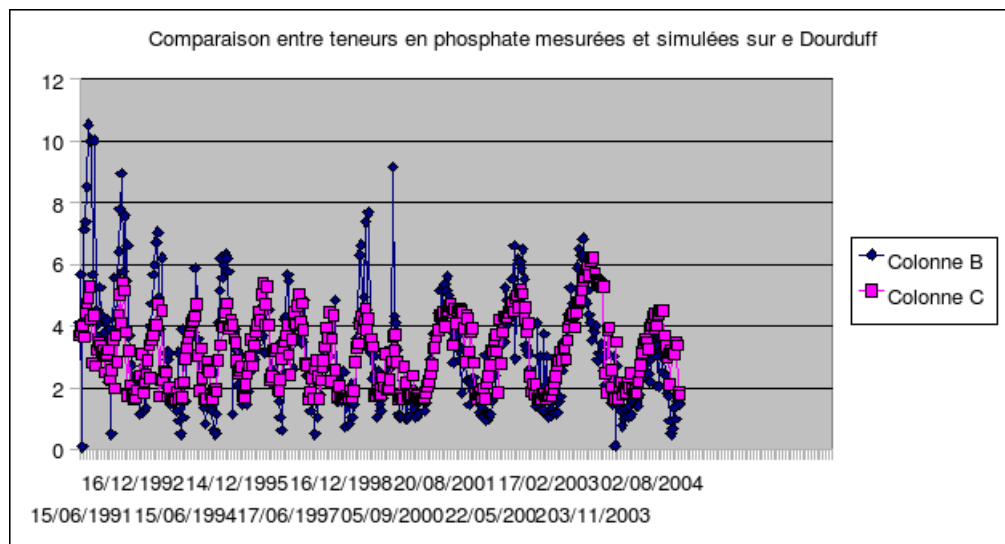


FIG. 12.4: Comparaison entre la concentration en phosphate simulé et en phosphate mesuré dans le Dourduff

12.5.3 Autres éléments

$$Si = 229,3 \cdot \exp(-0,0696 \cdot Q)$$

$$NNH4 = 7,9$$

$$Ppart = 1,6$$

$$Norg = 100$$

$$MES = 4,22 \cdot EXP(0,48 \cdot Q)$$

13 LE DOURON

13.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Le Douron est une frontière naturelle entre les départements des Côtes d'Armor et du Finistère. Il se jette en baie de Loquirec, près de Plestin-les-Grèves et alimente une marée verte importante. L'agriculture y est développée, mais ce sont trois piscicultures qui sont à l'origine de la dégradation de la qualité vis-à-vis du Phosphore.

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	60516 $10^3 \text{ m}^3 \cdot an^{-1}$		536 mm		112,81 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	1,5 $m^3 \cdot s^{-1}$		0,29 $m^3 \cdot s^{-1}$		19 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
	8%	15%	0%	63%	19%	
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)	2000	2800	2700	13300	6600	60
	Emissions azotées nettes par unité de surface			3,83 $kg/km^2/jdeN$		
				14 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	indice 6 en baie de Loquirec				
	Phytoplancton	Indice 0				

13.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
38,84	1,608	343,8	1,187	0,9(fixe)	1er

13.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

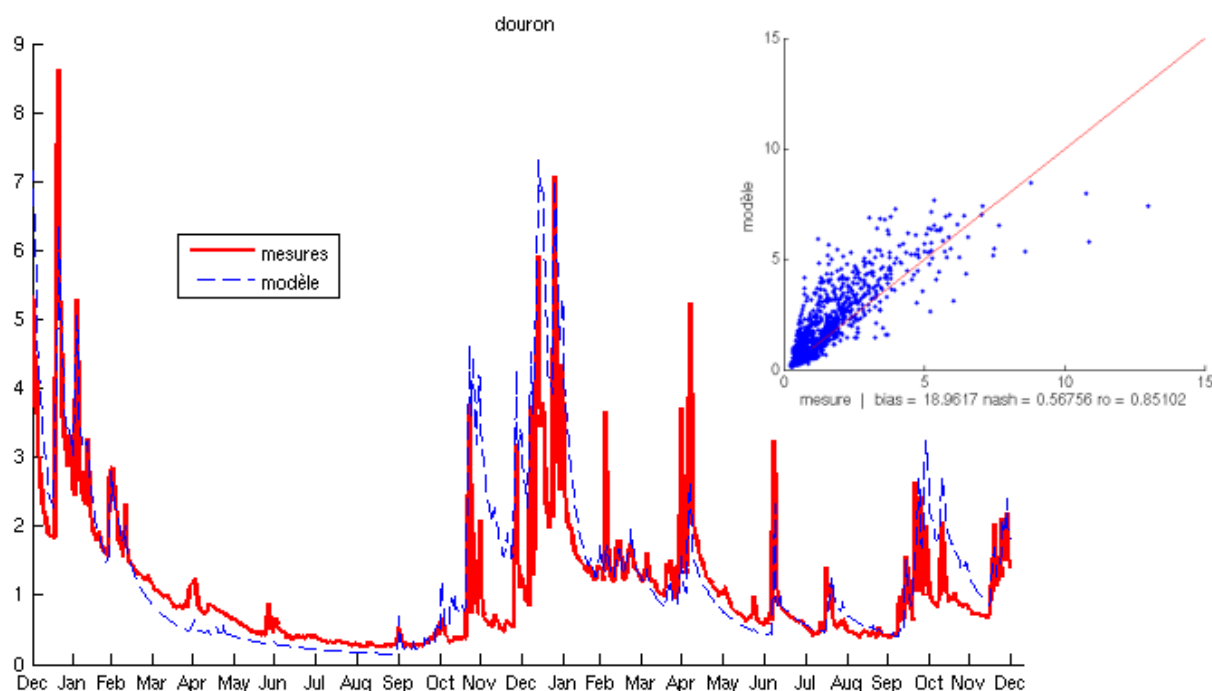


FIG. 13.1: Tracé des débits (lame d'eau en mm) calculé (bleu) et mesuré (rouge) du Douron en 2004 et 2005

13.4 Evolution des débits et du nitrate

La position limitrophe du cours d'eau s'est traduite par un suivi commun de la part des conseils généraux des Côtes d'Armor et du Finistère (ainsi que la CQEL, en coopération avec le SDAE), lesquels menaient leurs suivis en deux points voisins, qui plus est à l'exutoire. Ceci nous permet de disposer d'une bonne série de mesures entre 1992 et 1998. Le cycle annuel du nitrate se traduit par des amplitudes assez faibles, avec des maxima en été et des minima plutôt en automne-hiver. Les concentrations réagissent au débit (voir l'année 1993, avec plusieurs pointes de débit soldées par deux oscillations du nitrate), mais avec un peu de retard semble-t-il. Sur la période étudiée, les concentrations restent stables.

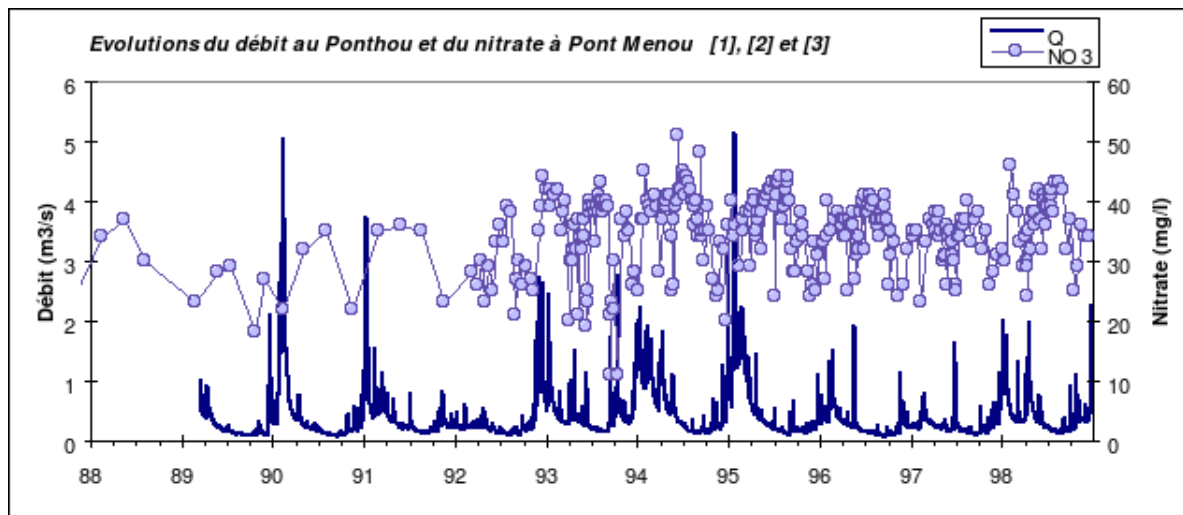


FIG. 13.2: Evolution des débits et de la concentration en nitrate dans le Douron

13.5 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

13.5.1 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = -7605 + 52,1 \cdot (\ln(Q) - 65) - 21 \cdot Q + 0,35 \cdot \text{date} - 9,1 \cdot 10^{-11} \cdot \text{date}^3$$

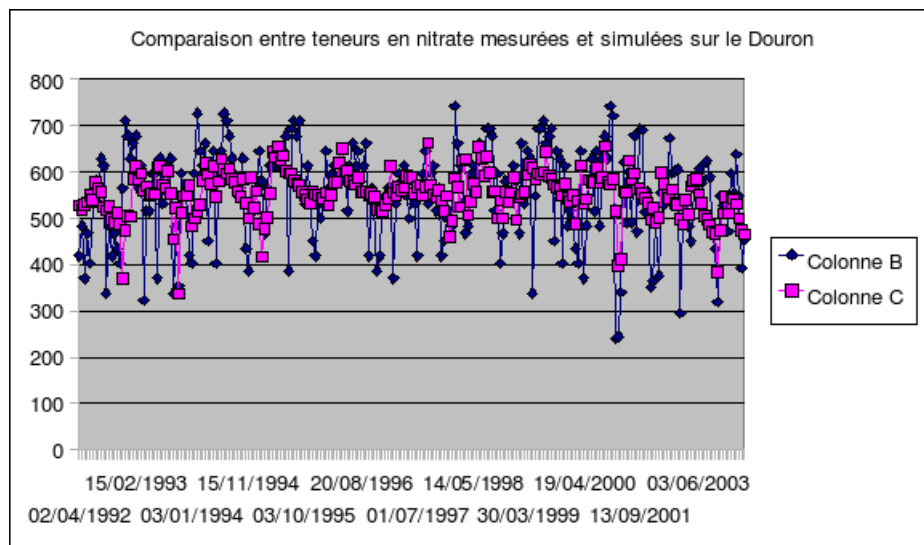


FIG. 13.3: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans le Douron

13.5.2 Relation pour le phosphate

$$PPO4 = 2,91 - 3,133 \cdot \ln(Q) + 0,735 \cdot Q$$

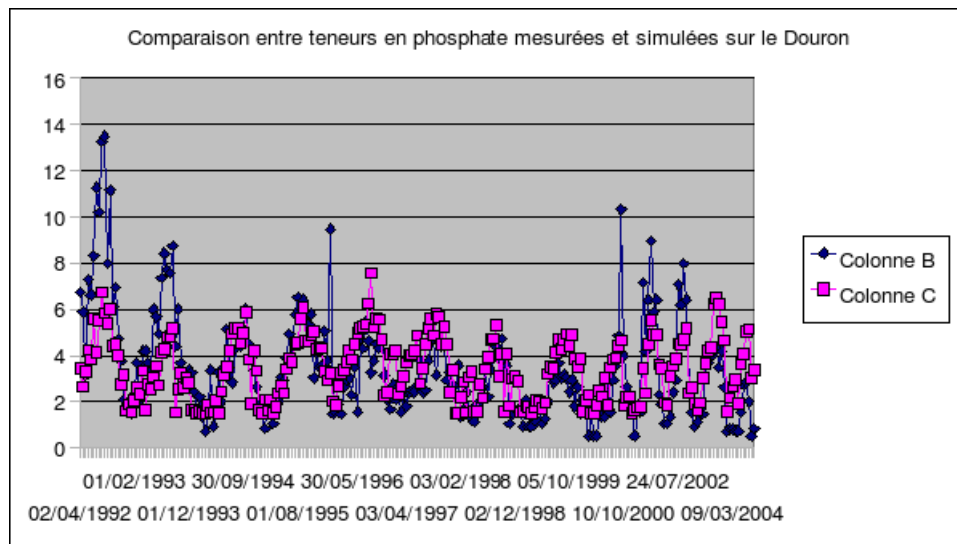


FIG. 13.4: Comparaison entre la concentration en phosphate simulé et en phosphate mesuré dans le Douron

13.5.3 Autres éléments

$$Si = 222$$

$$NNH4 = 3,93 \cdot \ln(Q) + 4,49$$

$$P_{part} = 0,066 \cdot MES + 2,068$$

$$Norg = 80$$

$$MES = 2,93 \cdot 4,6 \cdot Q^{0,45}$$

14 L'ELORN

14.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

L'Elorn est le bassin le plus important du Nord Finistère. Il prend sa source dans les Monts d'Arrée et se jette au Nord-Est de la rade de Brest. Il alimente sur son passage la retenue du Drennec, ouvrage qui permet le soutien des étiages en été, et depuis quelques années la dilution de la pollution azotée provenant des affluents de la rive Nord (rive droite surtout, pays du Léon). En effet, la station de pompage de Pont ar Bled (partie aval) assure l'alimentation en eau potable de la région de Brest ; d'un rôle purement quantitatif (soutien des étiages et de l'alimentation en eau), le barrage du Drennec a pris désormais un rôle qualitatif. De plus, on note une dégradation de la qualité physicochimique au niveau des rejets d'industries agro-alimentaires de Landivisiau. Sur le linéaire du cours de l'Elorn, la teneur en nitrate triple : elle est jugée globalement mauvaise à très mauvaise. Pour le phosphore, la qualité n'est pas trop dégradée (bonne à moyenne).

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	219491 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		669 mm		328,3 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	7,3 $m^3 \cdot s^{-1}$		1,3 $m^3 \cdot s^{-1}$		64 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
	11%	60%	8%	20%	18%	
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)	8260	13210	14300	55300	64000	627
	Emissions azotées nettes par unité de surface			19,4 $kg/km^2/jdeN$		
				71 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	indice 7 dans l'anse du Moulin Blanc, rade de Brest				
	Phytoplancton	2<indice<5				

14.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
236,7	-4,195	549,8	1,583	0,8384	2eme

14.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

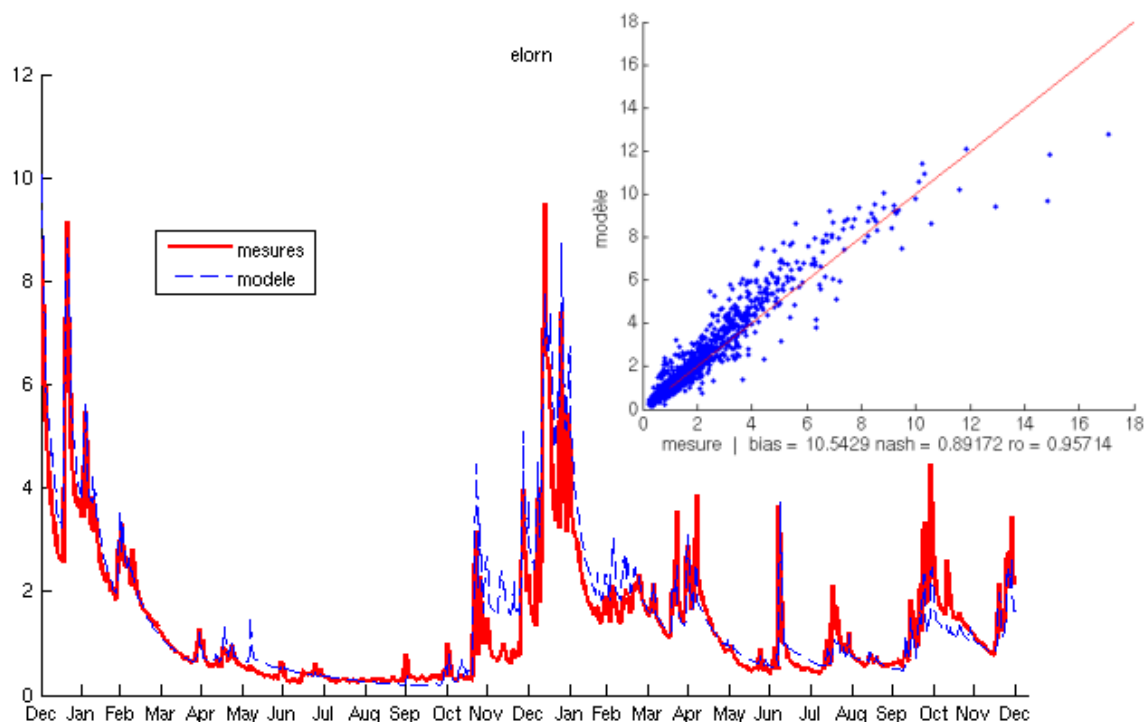


FIG. 14.1: Tracé des débits (lamme d'eau en mm) calculé (bleu) et mesuré (rouge) de l'Elorn en 2004 et 2005

14.4 Evolution des débits et du nitrate

Le cycle annuel est très confus, et les variations à l'échelle de l'année sont très importantes. Il se dégage une tendance pluriannuelle d'évolution à la hausse des teneurs en nitrate, qui en 18 ans sont passées de 28mg/l à près de 40mg/l.

La figure suivante, issue de cinq années de mesures quotidiennes de débit et de concentration à Pont ar Bled, permet de mieux comprendre le fonctionnement de l'Elorn. On discerne mieux le cycle annuel : les maxima ont lieu vers la fin de l'hiver et les minima vers la fin de l'été et l'automne. L'amplitude de variation des concentrations est relativement faible, la concentration ne descendant pas en-dessous de 20 mg/l de NO₃. On s'aperçoit qu'au cycle annuel se superposent des variations plus fines des concentrations qui correspondent aux fortes pluies de printemps ou d'été. De plus, les maxima de concentration apparaissent légèrement décalés par rapport aux pointes hivernales de débit.

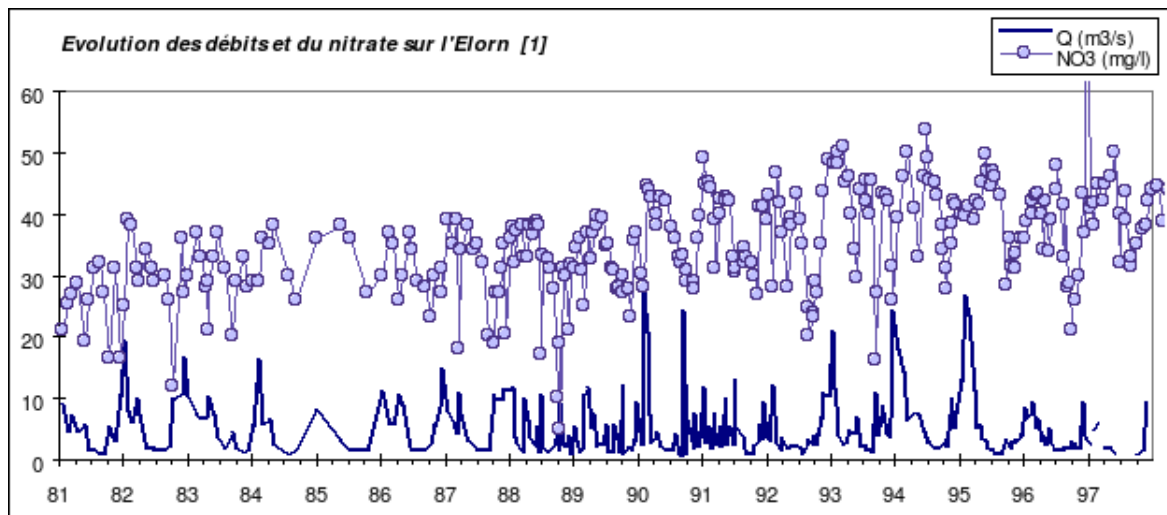


FIG. 14.2: Evolution des débits et de la concentration en nitrate dans l'Elorn

14.5 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

14.5.1 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = -7716 + 54,57 \cdot (\ln(Q) - 82) - 2,15 \cdot Q + 0,35 \cdot date - 9,67 \cdot 10^{-11} \cdot date^3$$

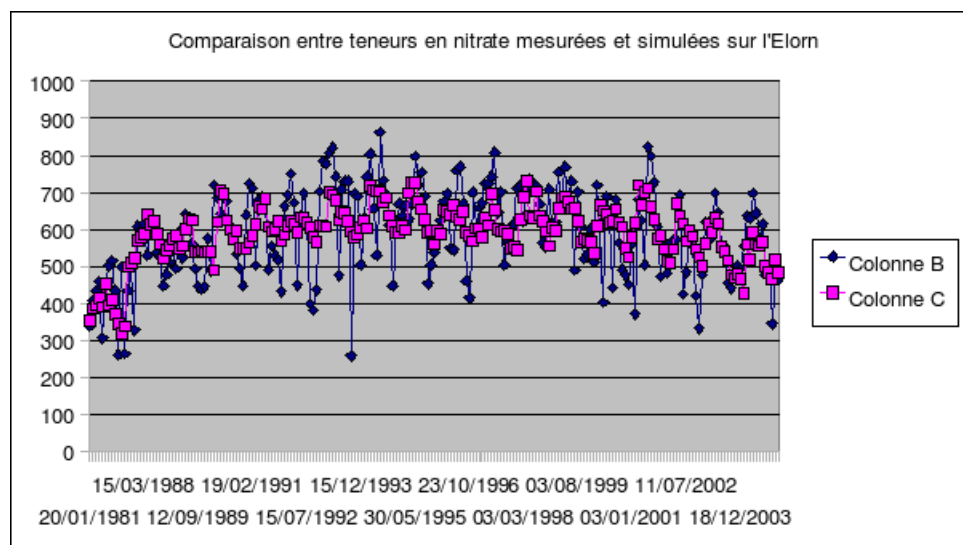


FIG. 14.3: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans l'Elorn

14.5.2 Relation pour le phosphate

$$PPO4 = 4,10 - 1,89 \cdot \ln(Q) + 0,131 \cdot Q$$

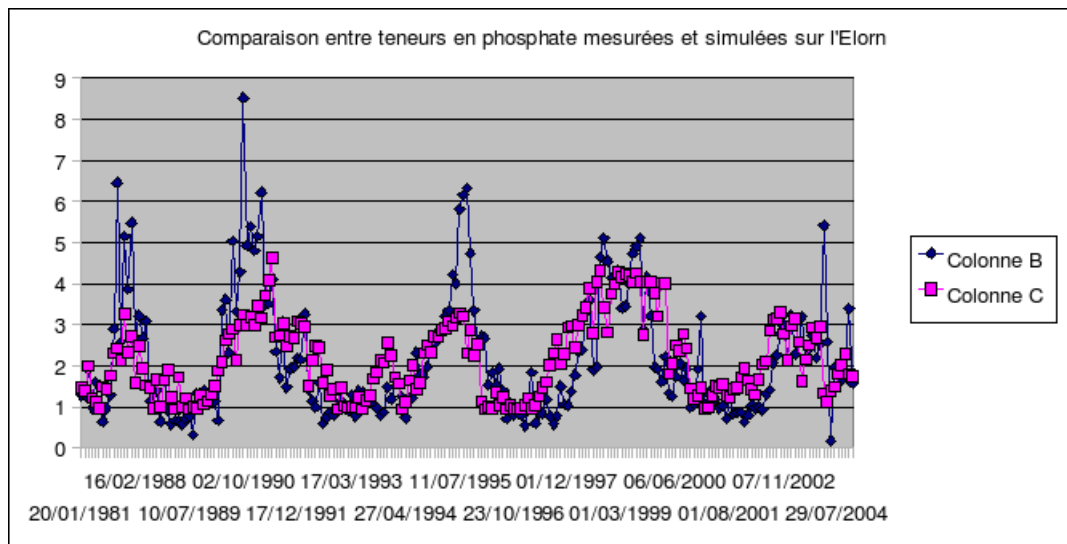


FIG. 14.4: Comparaison entre la concentration en phosphate simulé et en phosphate mesuré dans l'Elorn

14.5.3 Autres éléments

$$Si = -11,72 \cdot \ln(Q) + 169$$

$$NNH4 = 1,61 \cdot \ln(Q) + 2,50$$

$$Ppart = 2,35 \cdot EXP(0,0138 \cdot MES)$$

$$Norg = 79$$

$$MES = 3,55 \cdot Q^{0,59}$$

15 LE GOUessant

15.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Le Gouessant coule dans le département des Côtes d'Armor ; il se jette dans le fond de la baie de Saint-Brieuc. Le bassin du Gouessant est marqué par l'importance des élevages porcins. Le secteur est également fortement drainé. A noter la prise d'eau de l'agglomération et l'impact des rejets de la station d'épuration de Lamballe ; de plus, de nombreux rejets ne sont pas raccordés.

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	111080 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		261 mm		425,5 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	2,8 $m^3 \cdot s^{-1}$		0,12 $m^3 \cdot s^{-1}$		75 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
	30%	60%	0%	10%	4,3%	
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)	5400	20800	15600	27700	28600	627
	Emissions azotées nettes par unité de surface			27,3 $kg/km^2/jdeN$		
				100 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	très importantes (baie de St-Brieuc), indice 10				
	Phytoplancton	0<indice<2				

15.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
95,68	-9,998	355,3	2,2910	0,6636	1er

15.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

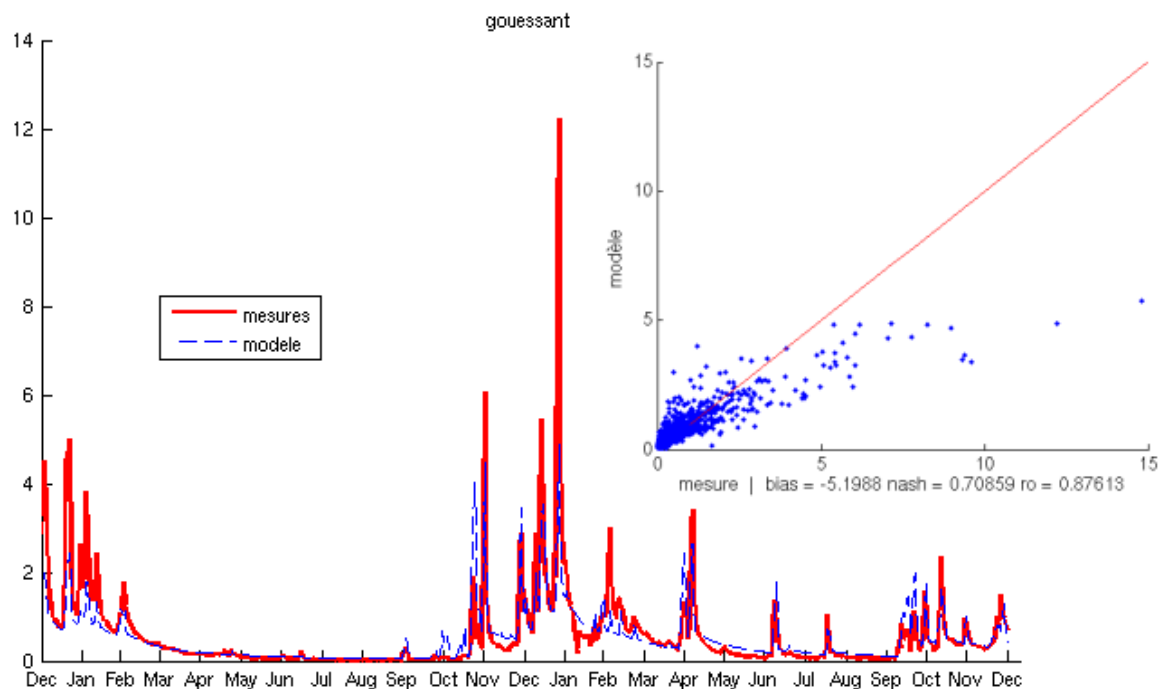


FIG. 15.1: Tracé des débits (lame d'eau en mm) calculé (bleu) et mesuré (rouge) du Gouessant en 2004 et 2005

15.4 Evolution des débits et du nitrate

Le cycle annuel du nitrate apparaît très heurté les années 1993-1995. Il dessine de fortes amplitudes et suit les variations de débit. Les minima sont très faibles (faible soutien souterrain) hormis les années 1992-1994 où ils atteignent 20 mg/l; ils ont lieu en période d'été. Les maxima se produisent lors du lessivage hivernal des sols. La crue printanière de 1993 est suivie d'une remontée des teneurs en nitrate, preuve que les minima estivaux sont imputables à l'absence de pluies importantes.

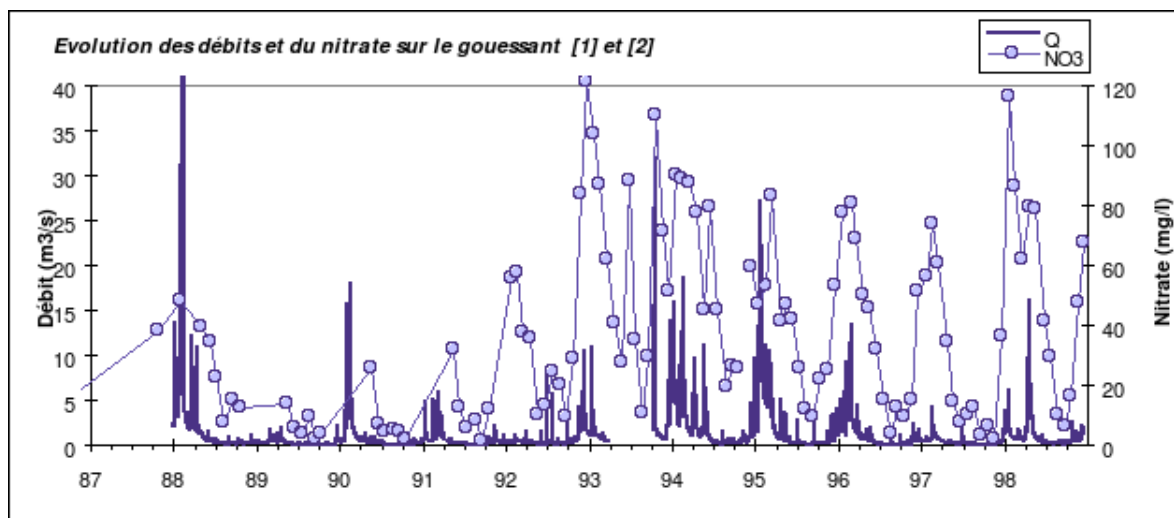


FIG. 15.2: Evolution des débits et de la concentration en nitrate dans le Gouessant

15.5 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

15.5.1 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = -48623 + 289,4 \cdot (\ln(Q) - 8) - 15,6 \cdot Q + 2,8 \cdot date - 4,05 \cdot 10^{-5} \cdot date^3$$

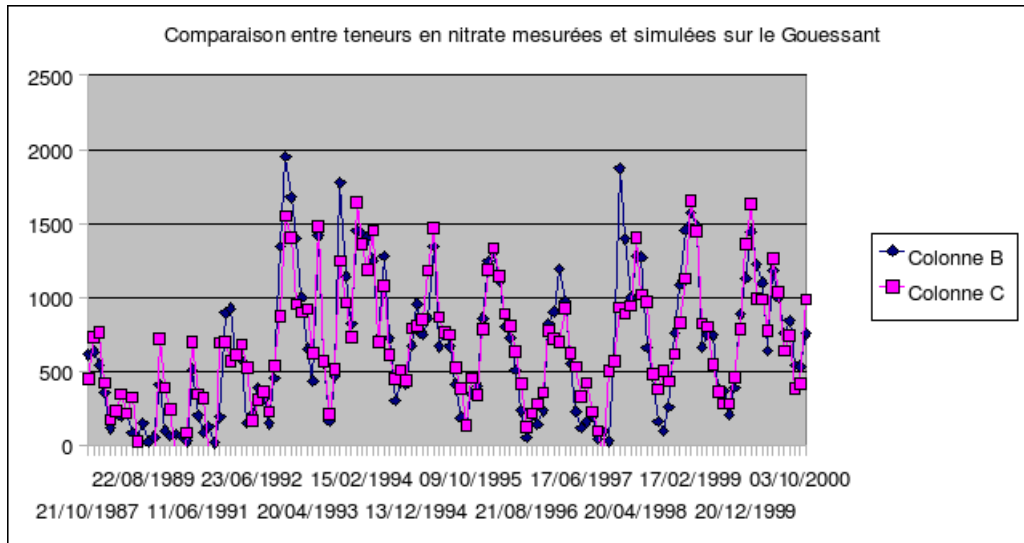


FIG. 15.3: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans le Gouessant

15.5.2 Relation pour le phosphate

$$PPO4 = 5,89 - 3,98 \cdot \ln(Q) + 0,52 \cdot Q$$

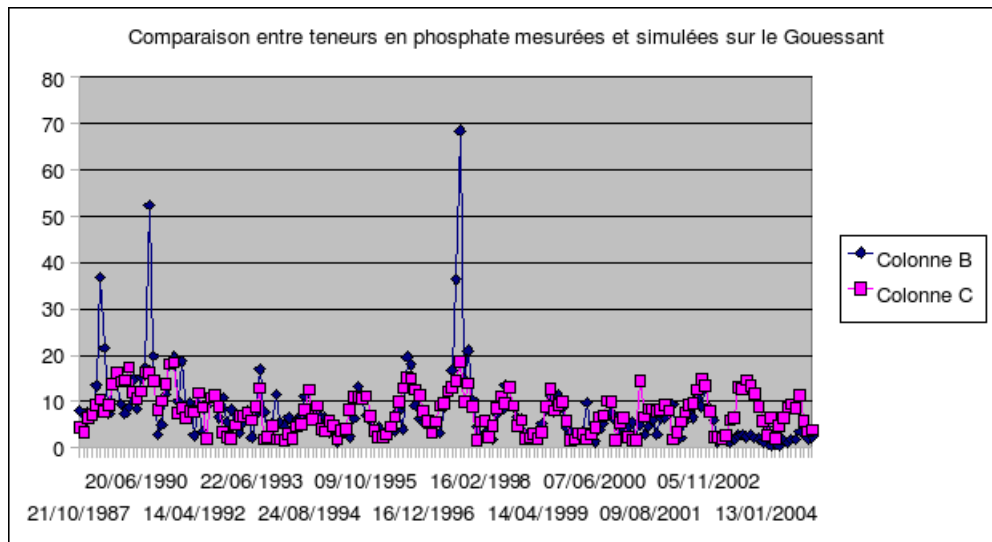


FIG. 15.4: Comparaison entre la concentration en phosphate simulé et en phosphate mesuré dans le Gouessant

15.5.3 Autres éléments

$$Si = 200 \cdot Q^{0,101}$$

$$NNH4 = 14,6$$

$$Ppart = 1,28 \cdot MES^{0,315}$$

$$Norg = 5,526 \cdot Q + 135,8$$

$$MES = 1,92 \cdot Q + 14,79$$

16 LE GOUËT

16.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Né sur les formations granitiques de Quintin, le Gouët se jette du côté ouest de la baie de Saint-Brieuc. Il alimente la retenue de la Méaugon, deuxième réserve d'eau potable du département (approvisionnement de l'agglomération briochine). La retenue présente des problèmes d'eutrophisation : des centres de déphosphatation ont été mis en place, et les eaux de la retenue sont réoxygénées en profondeur. Présence d'activités industrielles (abattoirs, laiteries). La qualité de la Maudouve (affluent rive gauche) est fortement dégradée par la présence d'élevages avicoles. Le bassin du Gouët a été retenu comme bassin d'action renforcé dans le cadre du programme Bretagne Eau Pure n°2. Par ailleurs, le sous-bassin de la Noé Sèche a été retenu comme bassin de démonstration.

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	93203 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		370 mm		251,9 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	2,9 $m^3 \cdot s^{-1}$		0,3 $m^3 \cdot s^{-1}$		38 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
	60%	35%	5%	0%	4,3%	
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)	2730	7260	4870	62900	69900	560
	Emissions azotées nettes par unité de surface			12,8 $kg/km^2/jdeN$		
				47 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	en fond de baie de St-Brieuc, très importantes ; indice 10				
	Phytoplancton	0<indice<2				

16.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
152,6	-10,00	436,6	1,434	0,8472	1er

16.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

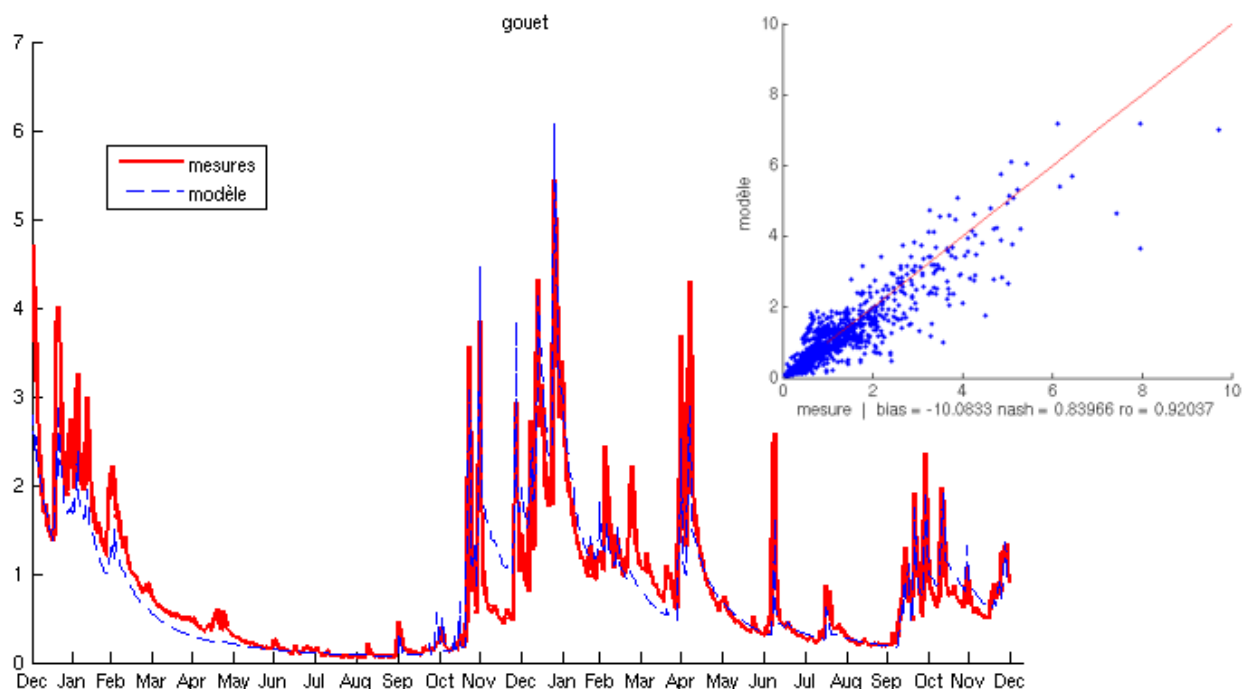


FIG. 16.1: Tracé des débits (lambe d'eau en mm) calculé (bleu) et mesuré (rouge) du Gouët en 2004 et 2005

16.4 Evolution des débits et du nitrate

Sur ces 13 années de mesures bimensuelles, on remarque une nette tendance pluriannuelle : minima, maxima et amplitudes augmentent. La pente des maxima est cependant plus élevée que celle des minima. Le cycle du nitrate réagit bien au débit ; cependant, les maxima ne semblent pas être simultanés, les pointes de débit précédant la remontée des concentrations. Un temps de latence est certainement à rechercher dans la pédologie ou la géologie du bassin. Il est intéressant de remarquer que sur le Gouët, les minima surviennent en fin d'automne et les maxima en fin d'hiver-début de printemps.

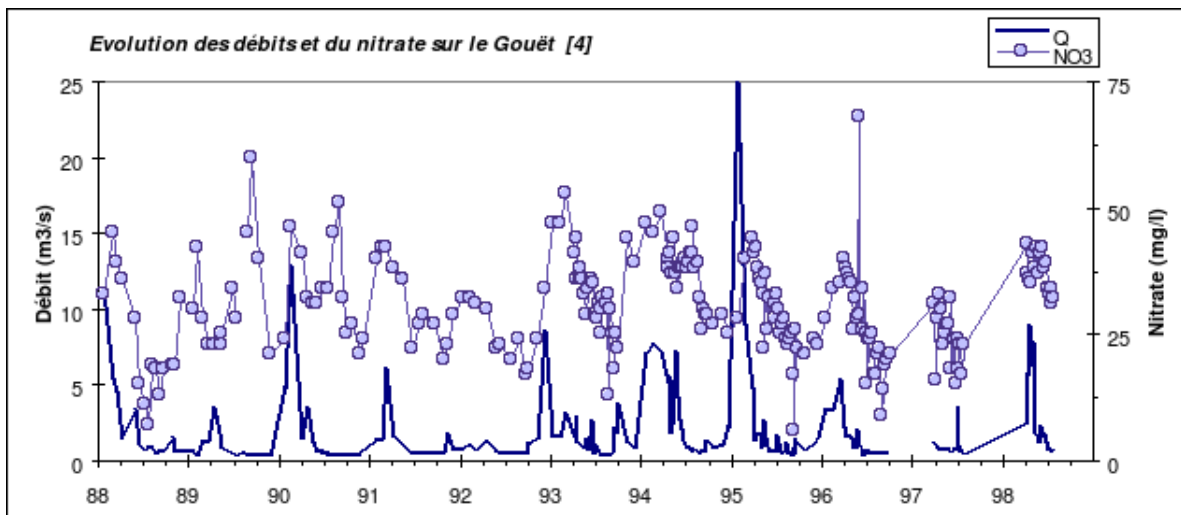


FIG. 16.2: Evolution des débits et de la concentration en nitrate dans le Gouët

16.5 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

16.5.1 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = -22745 + 101 \cdot (\ln(Q) - 26) - 13,4 \cdot Q + 1,3 \cdot \text{date} - 1,85 \cdot 10^{-5} \cdot \text{date}^3$$

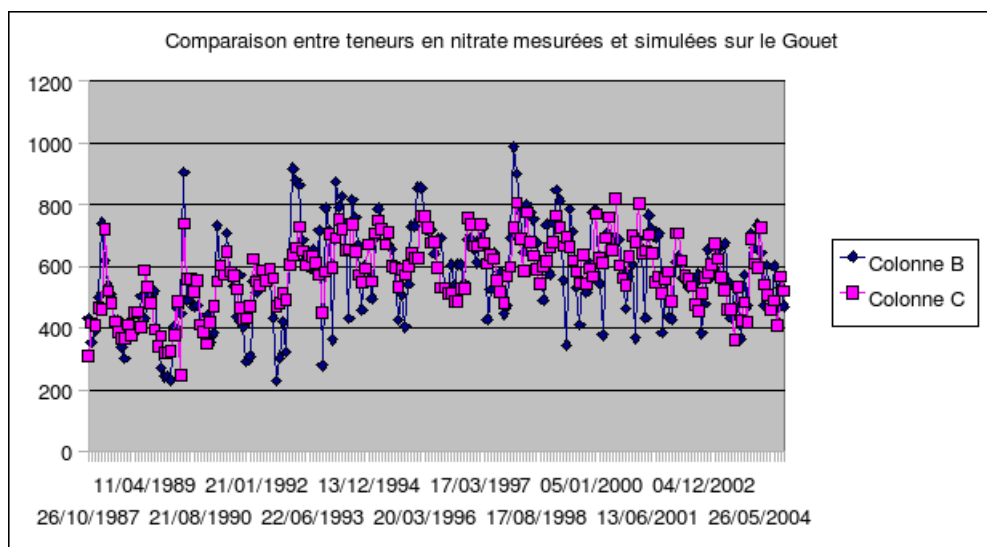


FIG. 16.3: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans le Gouët

16.5.2 Relation pour le phosphate

$$PPO4 = 2,58 - 1,77 \cdot \ln(Q) + 0,31 \cdot Q$$

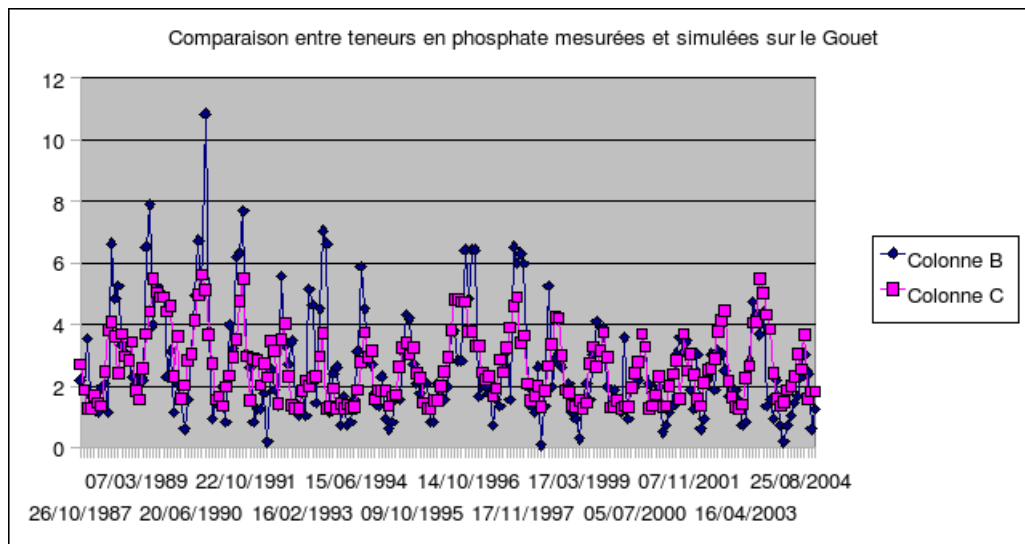


FIG. 16.4: Comparaison entre la concentration en phosphate simulé et en phosphate mesuré dans le Gouet

16.5.3 Autres éléments

$$Si = 208,2 \cdot Q^{0,159}$$

$$NNH4 = 5,3$$

$$P_{part} = 0,0986 \cdot MES + 2,05$$

$$Norg = 89$$

$$MES = 6,15 \cdot Q^{0,68}$$

17 LE GOYEN

17.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	66566 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		455 mm		149,44 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	2,2 $m^3 \cdot s^{-1}$		0,27 $m^3 \cdot s^{-1}$		17,3 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
	80%	0%	17%	3%	12,3%	
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)	3600	3800	3800	14250	12400	120
	Emissions azotées nettes par unité de surface			10,9 $kg/km^2/jdeN$		
				40 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	Indice 3				
	Phytoplancton	2<indice<5				

17.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
129,9	-8,464	345,8	1,427	0,9(fixe)	2eme

17.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

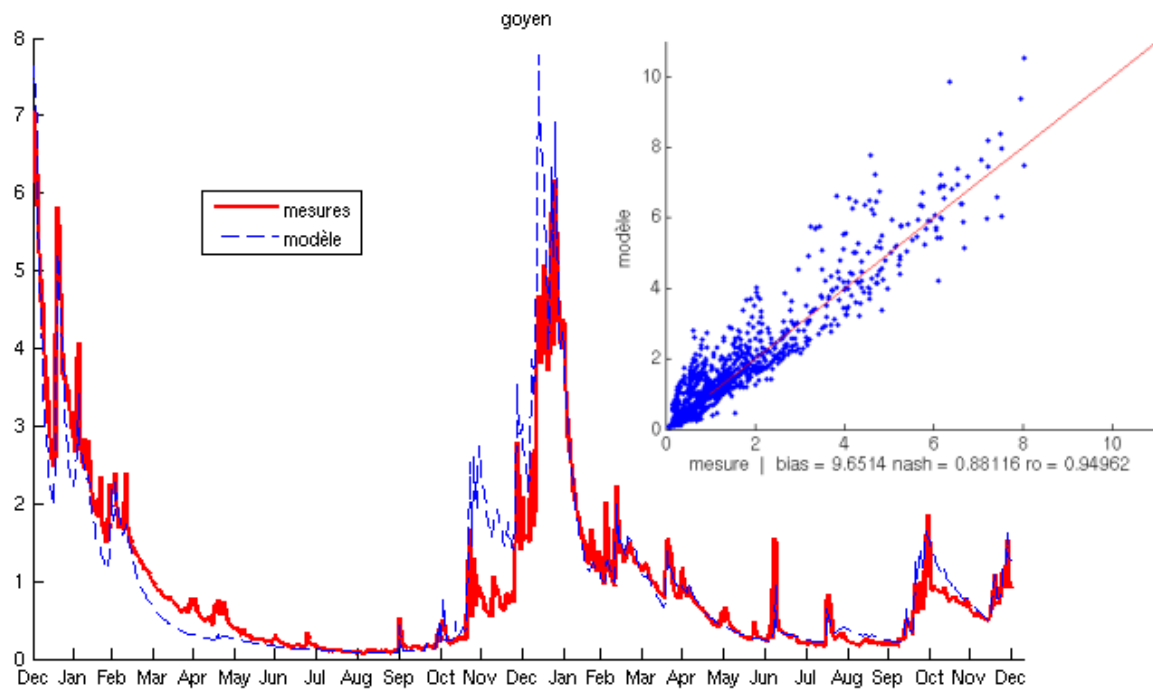


FIG. 17.1: Tracé des débits (lamme d'eau en mm)calculé (bleu) et mesuré (rouge) du Goyen en 2004 et 2005

17.4 Evolution des débits et du nitrate

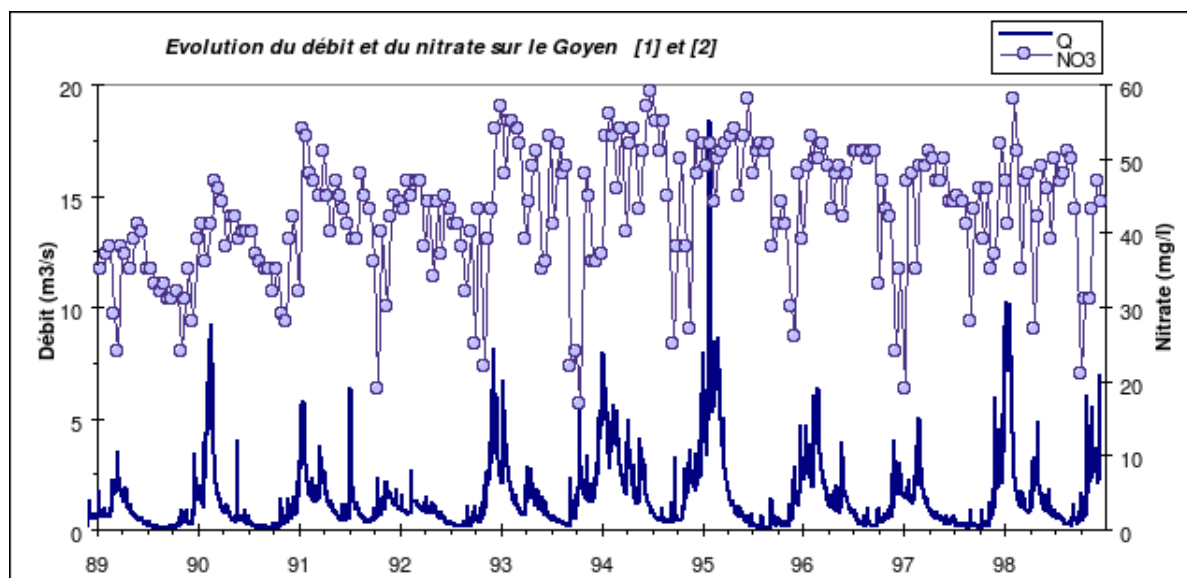


FIG. 17.2: Evolution des débits et de la concentration en nitrate dans le Goyen

17.5 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

17.5.1 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = -8899 + 64,19 \cdot \ln(Q - 29) - 15,19 \cdot Q + 0,53 \cdot \text{date} - 7,41 \cdot 10^{-6} \cdot \text{date}^2$$

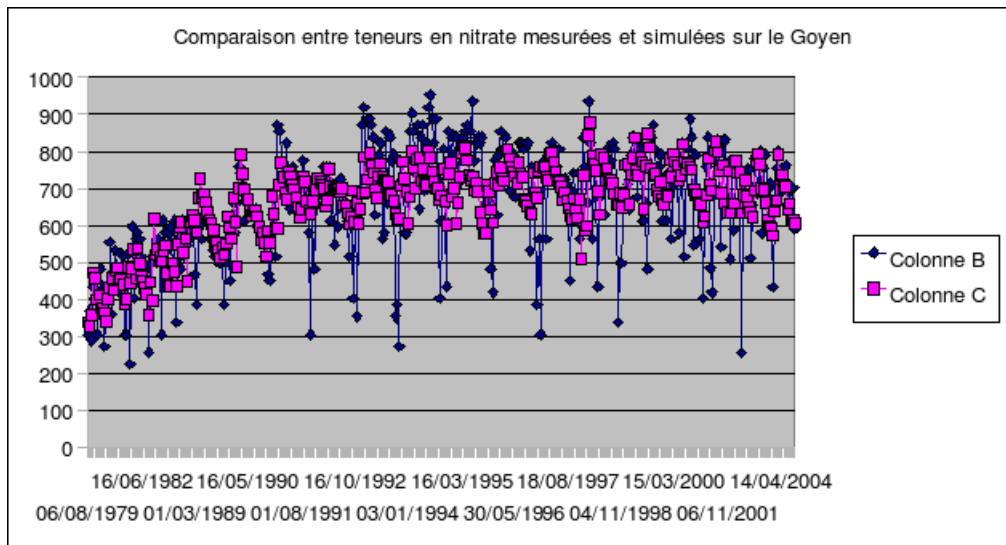


FIG. 17.3: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans le Goyen

17.5.2 Autres éléments

$$Si = -20,91 \cdot \ln(Q) + 248,42$$

$$NNH4 = 4,8$$

$$Ppart = 1,158 \cdot MES^{0,314}$$

$$Norg = 21,24 \cdot MES^{0,373}$$

$$MES = 3,78 \cdot (4,65 \cdot Q)^{0,372}$$

18 LE GUYOULT

18.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	42010 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		247 mm		170,31 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	1,5 $m^3 \cdot s^{-1}$		0,016 $m^3 \cdot s^{-1}$		16,4 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
	60%	40%	0%	0%		
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)						
	Emissions azotées nettes par unité de surface			1,37 $kg/km^2/jdeN$		
				5 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	non				
	Phytoplancton	0 < indice < 2				

18.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
58,33	-10	170,3	2,0	0,8472	2eme

18.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

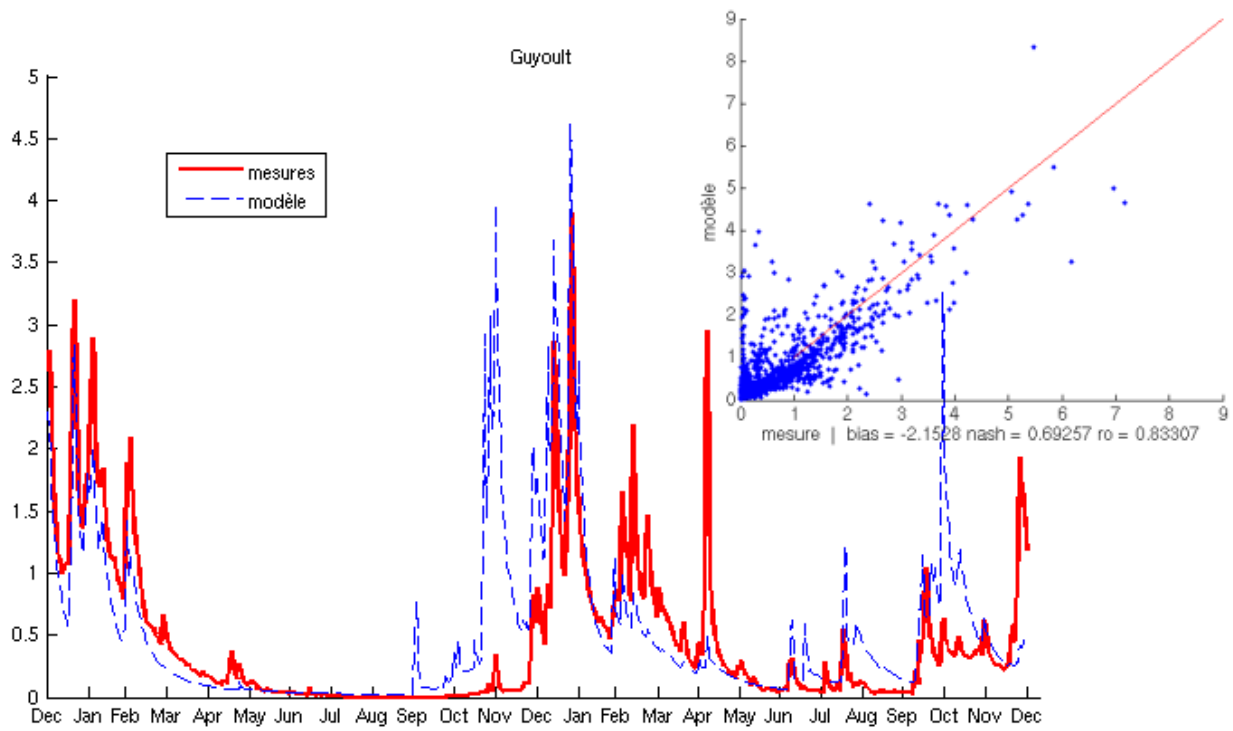


FIG. 18.1: Tracé des débits (lamme d'eau en mm) calculé (bleu) et mesuré (rouge) du Guyoult en 2004 et 2005

19 L'HORN

19.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Ce bassin versant, qui couvre une surface de 141,56 km² est, dans notre étude, l'addition de deux bassins versants différents : l'Horn et le Guillec. Le Guillec qui se jette plus au nord.

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	74841 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		529 mm		141,56 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	1,1 $m^3 \cdot s^{-1}$		0,4 $m^3 \cdot s^{-1}$		11,4 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
	0%	0%	94%	6%	4,3%	
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)	2300	4100	5100	6900	6800	60
	Emissions azotées nettes par unité de surface			27,9 $kg/km^2/jdeN$		
				102 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	en baie de Plougoulm, indice 6				
	Phytoplancton	Indice 0				

19.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
340,2	-10	411,9	1,539	0,8221	2eme

19.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

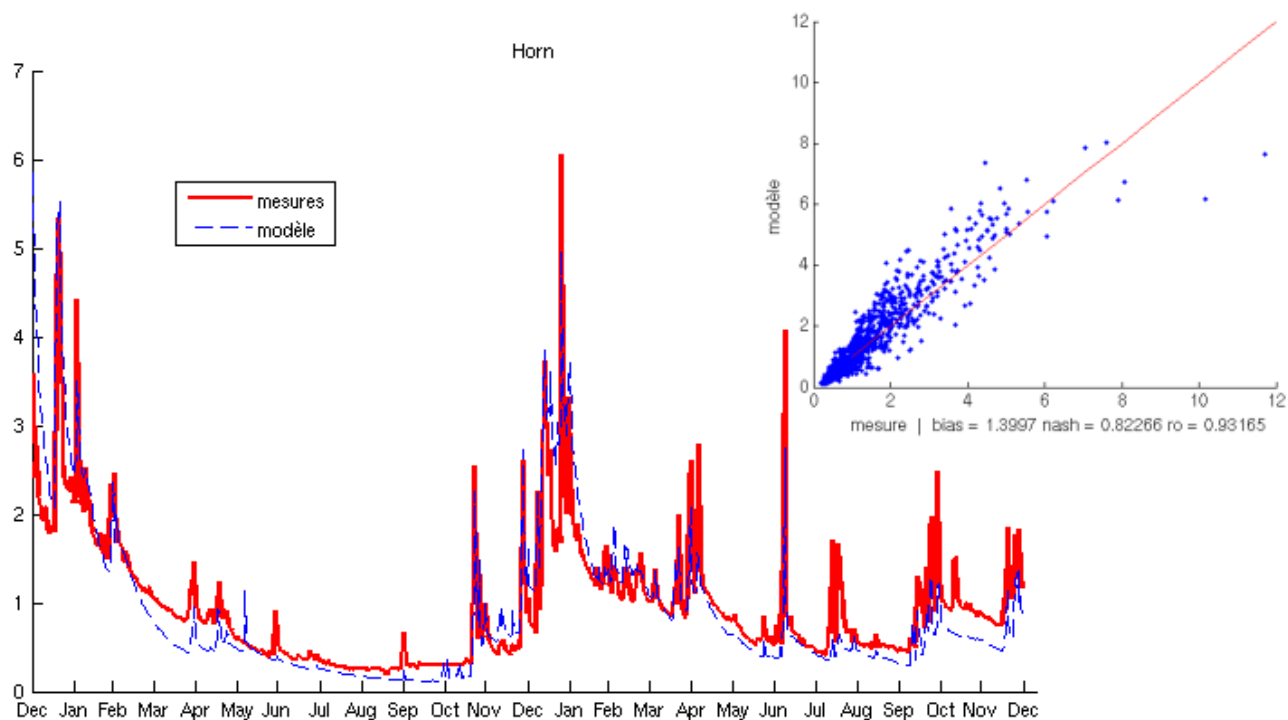


FIG. 19.1: Tracé des débits (lampe d'eau en mm) calculé (bleu) et mesuré (rouge) de l'Horn en 2004 et 2005

19.4 Evolution des débits et du nitrate

L'évolution des teneurs en nitrate sur l'Horn est frappante. Approchant déjà les 50 mg/l en 1979, la teneur moyenne a doublé en vingt ans. On remarque une rupture dans la pente d'évolution des concentrations moyennes en 1995, et il semblerait qu'on ait atteint là un seuil de pollution par le nitrate. Cette tendance se confirmera-t-elle dans les années à venir ? L'amplitude de variation du nitrate est faible, tamponnée par les apports souterrains qui avoisinent ici les 40%. Les maxima se produisent au printemps, et les minima lors des pointes de débit.

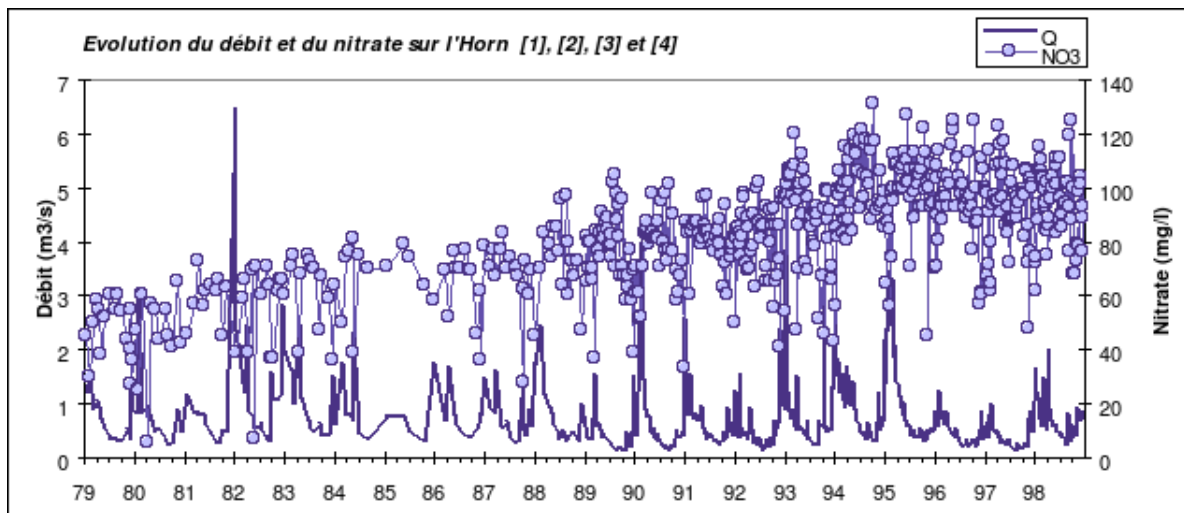


FIG. 19.2: Evolution des débits et de la concentration en nitrate dans l'Horn

19.4.1 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

19.4.2 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = -15517 - 60,5 \cdot Q + 0,7 \cdot \text{date} - 1,95 \cdot 10^{-10} \cdot \text{date}^3$$

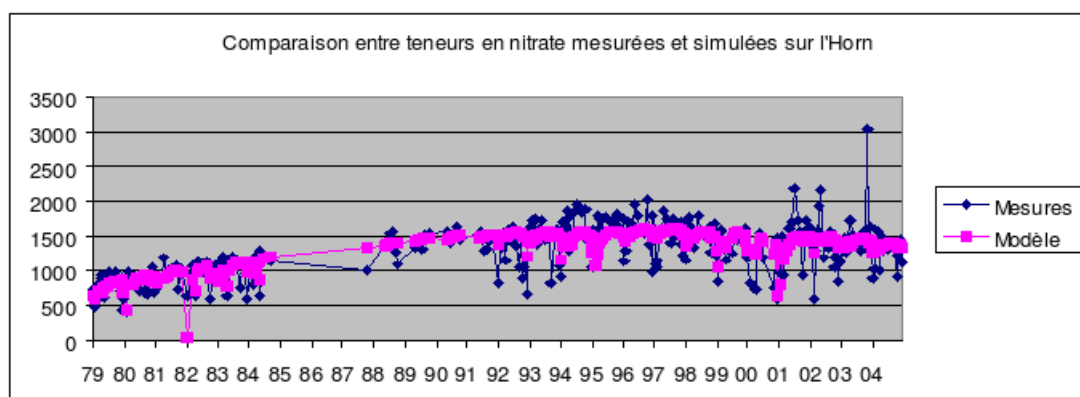


FIG. 19.3: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans l'Horn

19.4.3 Relation pour le phosphate

$$PPO4 = 4,74 - 3,28 \cdot \ln(Q) + 0,581 \cdot Q$$

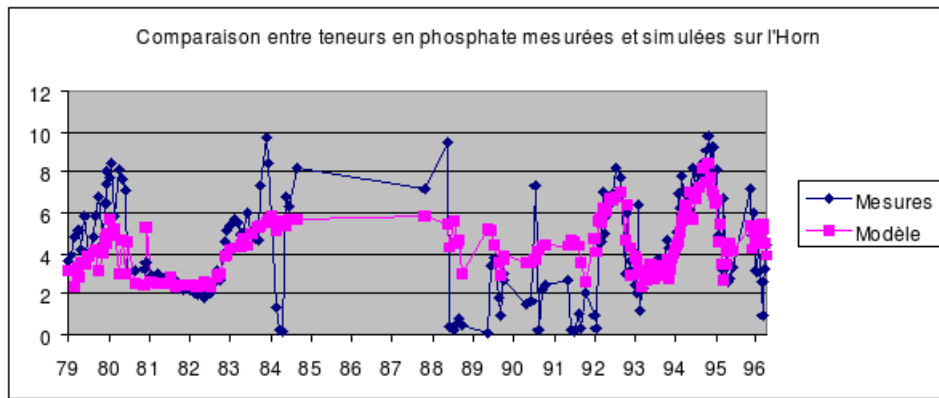


FIG. 19.4: Comparaison entre la concentration en phosphate simulé et en phosphate mesuré dans le Horn

19.4.4 Autres éléments

$$Si = 234,2 - 25,98 \cdot \ln(Q)$$

$$NNH4 = 13,8$$

$$Ppart = 0,087 \cdot MES + 2,29$$

$$Norg = 96,2$$

$$MES = 6,4 \cdot Q^{0,82}$$

20 LE JARLOT

20.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Le Jarlot est un des fleuves qui se jette dans la baie de Morlaix. Dans notre étude le Jarlot est la somme de 4 bassins versants : le Jarlot, le Queffleuth, le Tromorgant et la pennelée. Ces 4 bassins versants drainent une surface totale de 228,62 km².

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	141888 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		621 mm		228,62 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	3,5 $m^3 \cdot s^{-1}$		0,52 $m^3 \cdot s^{-1}$		47,5 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
	28%	25%	0%	46%		
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)						
	Emissions azotées nettes par unité de surface			7,65 $kg/km^2/jdeN$		
				28 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	Indice 4				
	Phytoplancton	2< indice < 5				

20.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
14,84	-8,512	515,2	1,474	0,9(fixe)	2eme

20.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

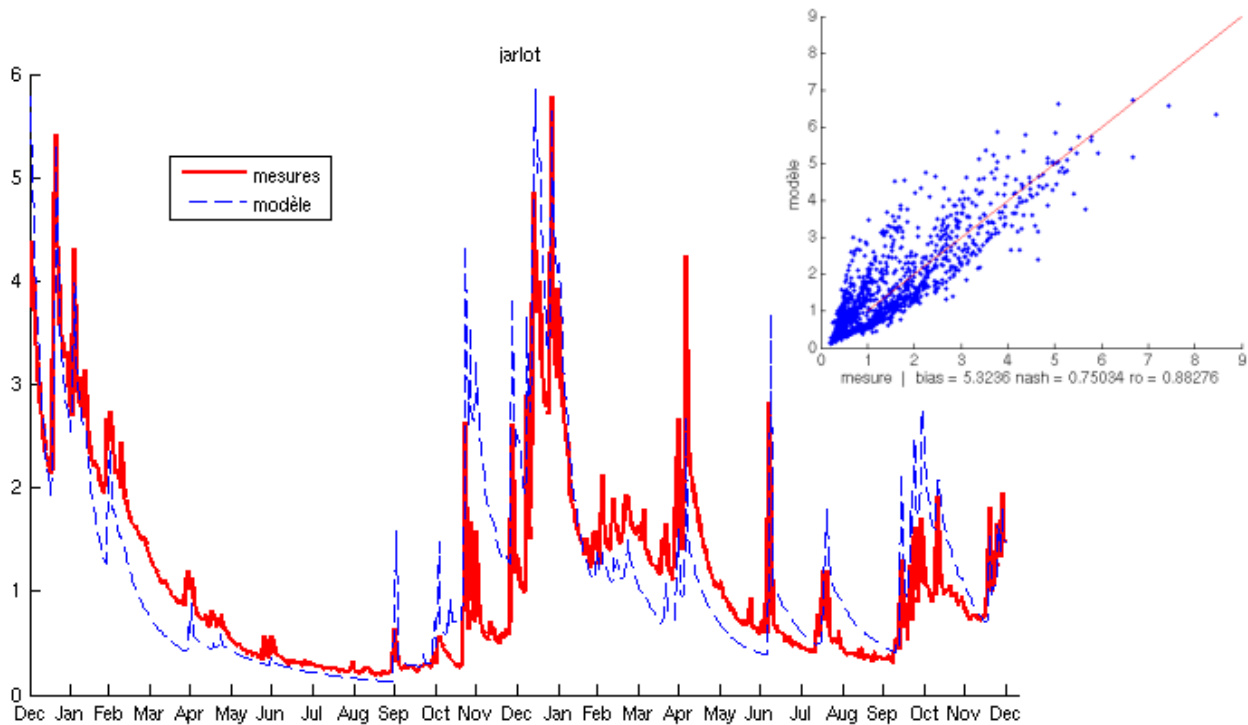


FIG. 20.1: Tracé des débits (lamme d'eau en mm) calculé (bleu) et mesuré (rouge) du Jarlot en 2004 et 2005

20.4 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

20.4.1 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = 432,9 + 34,28 \cdot \ln(Q - 90) - 3,825 \cdot Q$$

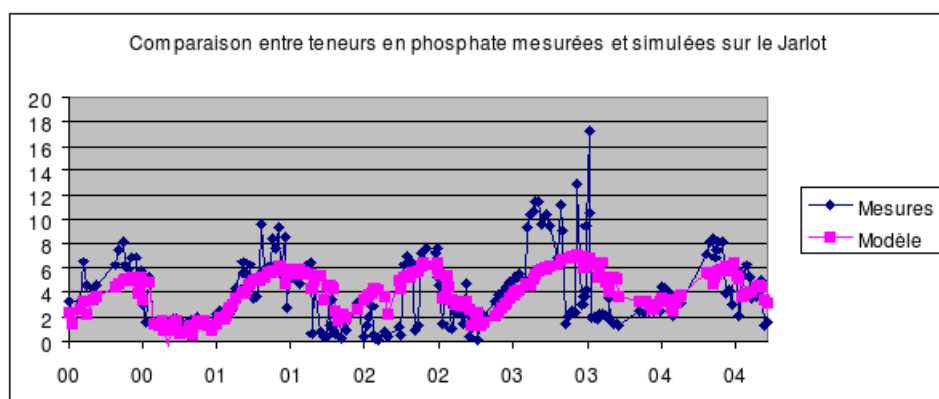


FIG. 20.2: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans le Jarlot

20.4.2 Relation pour le phosphate

$$PPO4 = 5,88 - 2,01 \cdot \ln(Q)$$

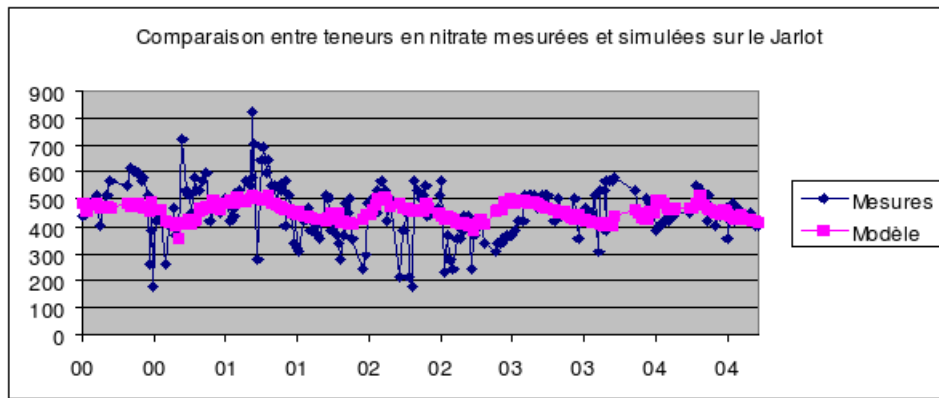


FIG. 20.3: Comparaison entre la concentration en phosphate simulé et en phosphate mesuré dans le Jarlot

20.4.3 Autres éléments

$$Si = 221,37 - 20,11 \cdot \ln(Q)$$

$$NNH4 = 52,12 \cdot Q^{-0,72}$$

$$P_{part} = 2,17 \cdot \exp(0,0336 \cdot MES)$$

$$N_{org} = 81$$

$$MES = 4,22 \cdot \exp(0,13 \cdot Q)$$

21 LE JAUDY

21.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Rivière peu profonde au courant assez rapide, le Jaudy traverse des terres agricoles dominées par des élevages hors-sol porcins, avant de se jeter à la mer après un long et étroit estuaire. On remarque la présence de quelques établissements conchylicoles en zone estuarienne. L'eau du Jaudy est pompée au niveau de Brelidy et alimente la région de Bégard ; le teneur élevée en nitrate pose des problèmes de traitement de l'eau.

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	14007210 ³ $m^3 \cdot an^{-1}$		368 mm		380,38 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	3,9 $m^3 \cdot s^{-1}$		0,58 $m^3 \cdot s^{-1}$		83,8 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
	80%	15%	0%	5%	15%	
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)	4900	12100	7600	27800	27800	200
	Emissions azotées nettes par unité de surface			13,4 $kg/km^2/jdeN$		
				49 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	non				
	Phytoplancton	pas d'efflorescences recensées				

21.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
213,1	-0,8537	109,9	1,398	0,9	1er

21.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

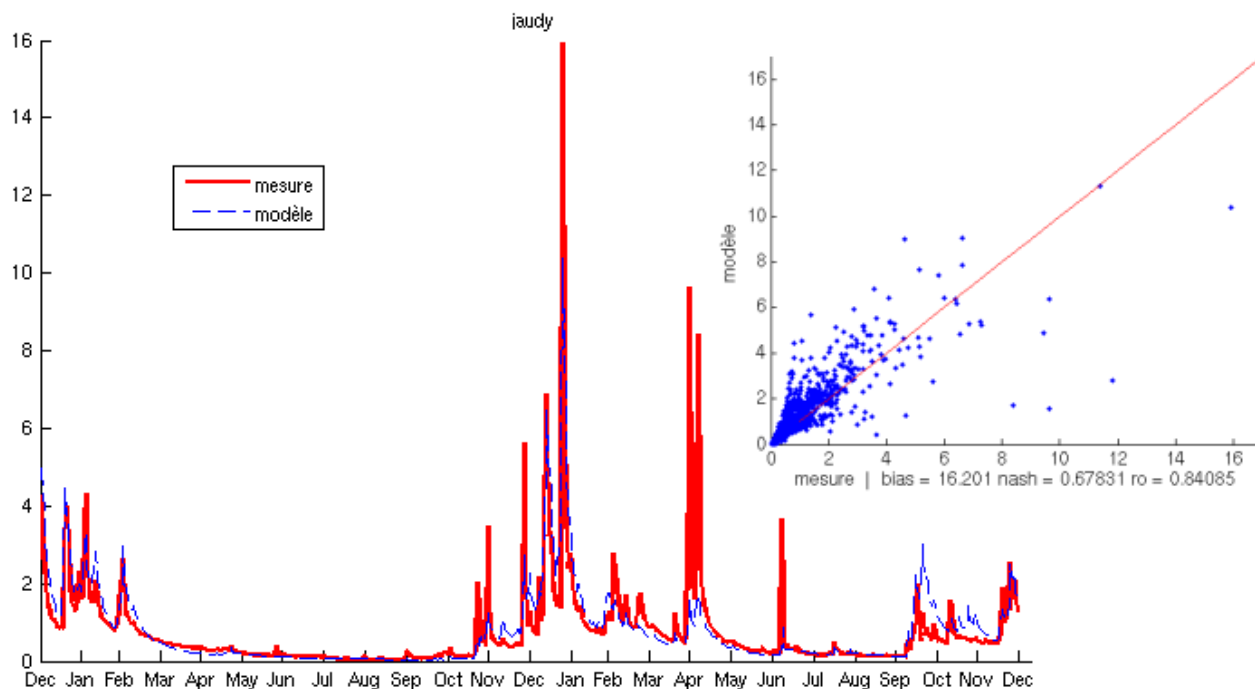


FIG. 21.1: Tracé des débits (lamme d'eau en mm) calculé (bleu) et mesuré (rouge) du Jaudy en 2004 et 2005

21.4 Evolution des débits et du nitrate

A partir de 1992, la fréquence des prélèvements est accrue, ce qui permet de mieux cerner le fonctionnement du cours d'eau, notamment sa réaction au débit. Les maxima de nitrate se produisent au printemps, et les minima en automne. Ces derniers ne descendent jamais en dessous de 20 mg/l, sur la période considérée. L'amplitude de variation des concentrations est moyenne : environ 30 mg/l de nitrate. Les variations du nitrate suivent les débits, et ce avec un léger retard (cf. l'année 1998).

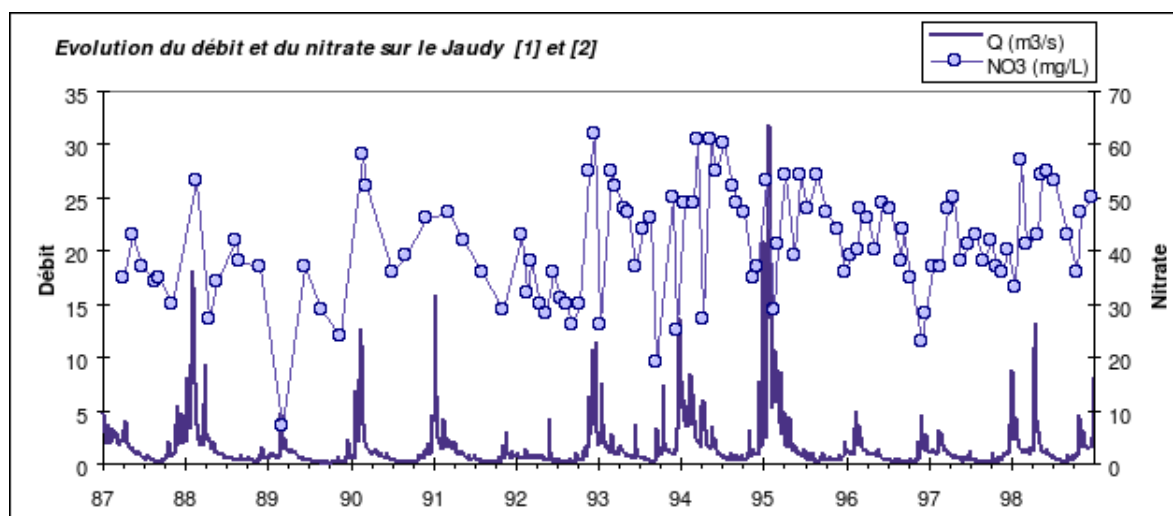


FIG. 21.2: Evolution des débits et de la concentration en nitrate dans le Jaudy

21.5 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

21.5.1 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = -8242 - 12,6 \cdot Q + 2,13 \cdot 10^{-5} \cdot date^2 - 3,97 \cdot 10^{-10} \cdot date^3$$

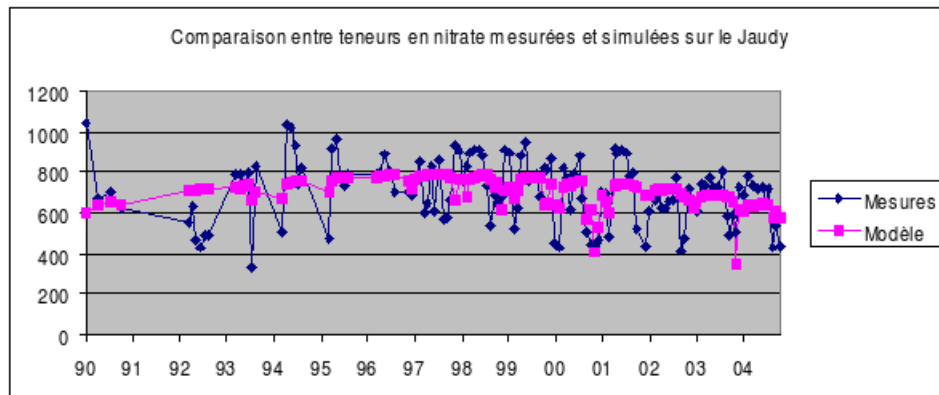


FIG. 21.3: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans le Jaudy

21.5.2 Relation pour le phosphate

$$PPO4 = 3,86 - 1,11 \cdot \ln(Q) + 0,12 \cdot Q$$

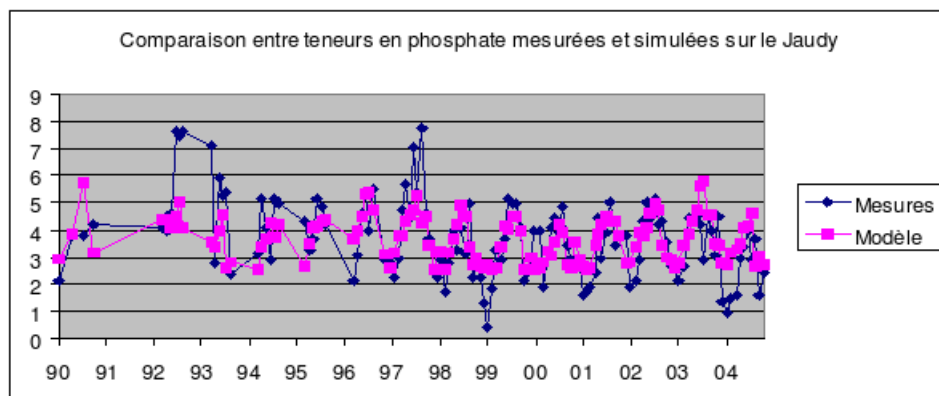


FIG. 21.4: Comparaison entre la concentration en phosphate simulé et en phosphate mesuré dans le Jaudy

21.5.3 Autres éléments

$$Si = 308,6 - 21,40 \cdot \ln(Q)$$

$$NNH4 = 4,1$$

$$Ppart = 0,069 \cdot MES + 1,81$$

$$Norg = 88$$

$$MES = 4,88 \cdot EXP(0,143 \cdot Q)$$

22 LA LAÏTA

22.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

La Laïta est le résultat de la confluence de deux rivières, l'Isole et l'Ellé. Elle se jette à la mer à l'issue d'un long et étroit estuaire. La marée remonte jusque Quimperlé. L'Isole et l'Ellé sont deux rivières de première catégorie piscicole, de bonne qualité physico-chimique globale et de mauvaise qualité vis-à-vis du nitrate. La Laïta, qui est le prolongement de ces deux bassins, est très fortement polluée par les rejets de Quimperlé (abattoirs, collectivité, papeterie).

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	578266 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		589 mm		982,37 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	16,3 $m^3 \cdot s^{-1}$		1,6 $m^3 \cdot s^{-1}$		213 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
	60%	3%	37%	1%	10%	
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)	14120	23600	19400	53400	51000	1216
	Emissions azotées nettes par unité de surface			8,20 $kg/km^2/jdeN$		
				30 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	non observé				
	Phytoplancton	2<indice<5				

22.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
43,73	-1,631	129,9	1,880	0,8447	2eme

22.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

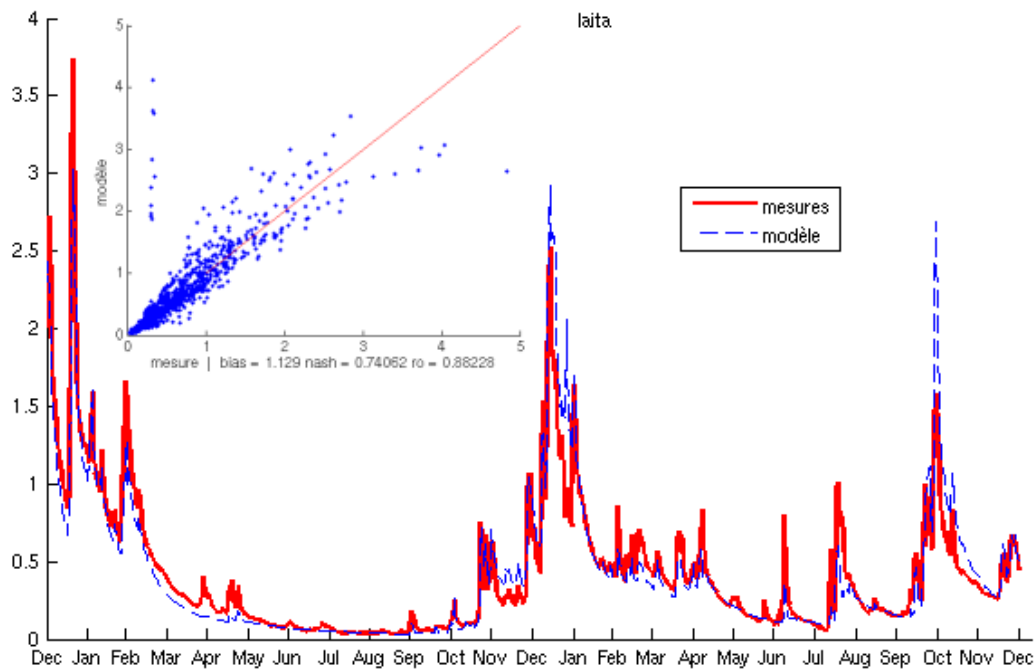


FIG. 22.1: Tracé des débits (lamme d'eau en mm) calculé (bleu) et mesuré (rouge) de la Laïta en 2004 et 2005

22.4 Evolution des débits et du nitrate

Le fichier de données est très morcelé, comme le montre le graphique ci-dessous. On voit cependant une évolution à la hausse des concentrations en nitrate. L'amplitude de variation du nitrate est modérée, les maxima ont lieu l'hiver et les minima l'été. Le cycle apparaît très heurté, et certaines variations sont très brusques : certains minima estivaux, notamment, semblent marquer une rupture dans l'évolution du cycle annuel.

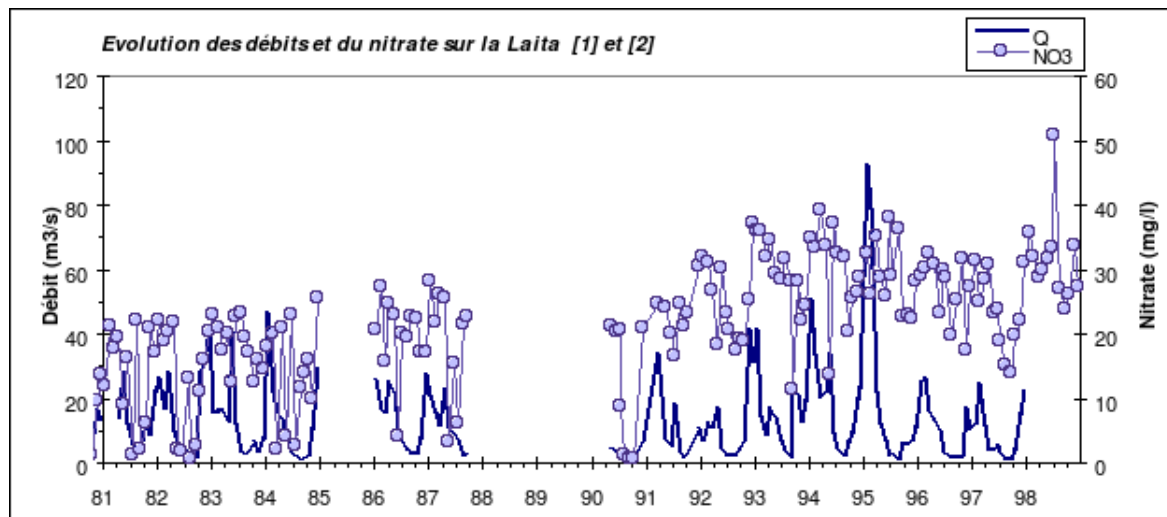


FIG. 22.2: Evolution des débits et de la concentration en nitrate dans la Laita

22.5 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

22.5.1 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = -4796 + 48,01 \cdot \ln(Q - 15) + 0,21 \cdot \text{date} - 5,64 \cdot 10^{-11} \cdot \text{date}^3$$

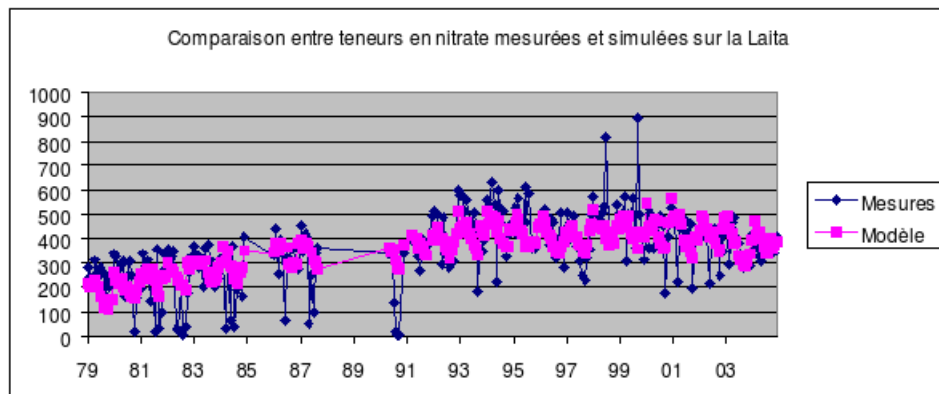


FIG. 22.3: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans la Laita

22.5.2 Autres éléments

$$PPO4 = 38,11 \cdot Q^{-0,637}$$

$$Si = 92,8 \cdot Q^{0,206}$$

$$NNH4 = 3,5$$

$$Ppart = 5$$

$$Norg = 75$$

$$MES = 15$$

23 LE LEGUER

23.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Classée en première catégorie, fréquentée par les migrateurs (truite de mer, saumon), cette rivière rapide et assez profonde draine un secteur très dense en élevages avicoles. Dans son cours moyen, présence de nombreux élevages porcins également ; une pisciculture à Plounévez-Moedec. En ce qui concerne l'alimentation en eau potable, on note trois prises d'eau sur la commune de Vieux-Marché, et une sur le Milin Ran (affluent rive gauche de bonne qualité), desservant l'agglomération de Lannion. Le Guic, affluent principal du Léguer, voit son cours pollué par les abattoirs de Guerlesquin ; cependant, de gros efforts sont entrepris en matière d'épuration des eaux usées. Une prise d'eau est implanté à Guerlesquin, et une pisciculture à Loc-Envel.

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	256603 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		525 mm		488,31 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	9 $m^3 \cdot s^{-1}$		1 $m^3 \cdot s^{-1}$		117 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
	45%	50%	0%	5%	11%	
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)	5600	10800	5600	36200	35900	246
	Emissions azotées nettes par unité de surface			7,10 $kg/km^2/jdeN$		
				26 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	indice 9 en fond de baie de Lannion				
	Phytoplancton	pas d'efflorescences recensées				

23.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
80,72	-5,434	484,0	1,377	0,9	2eme

23.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

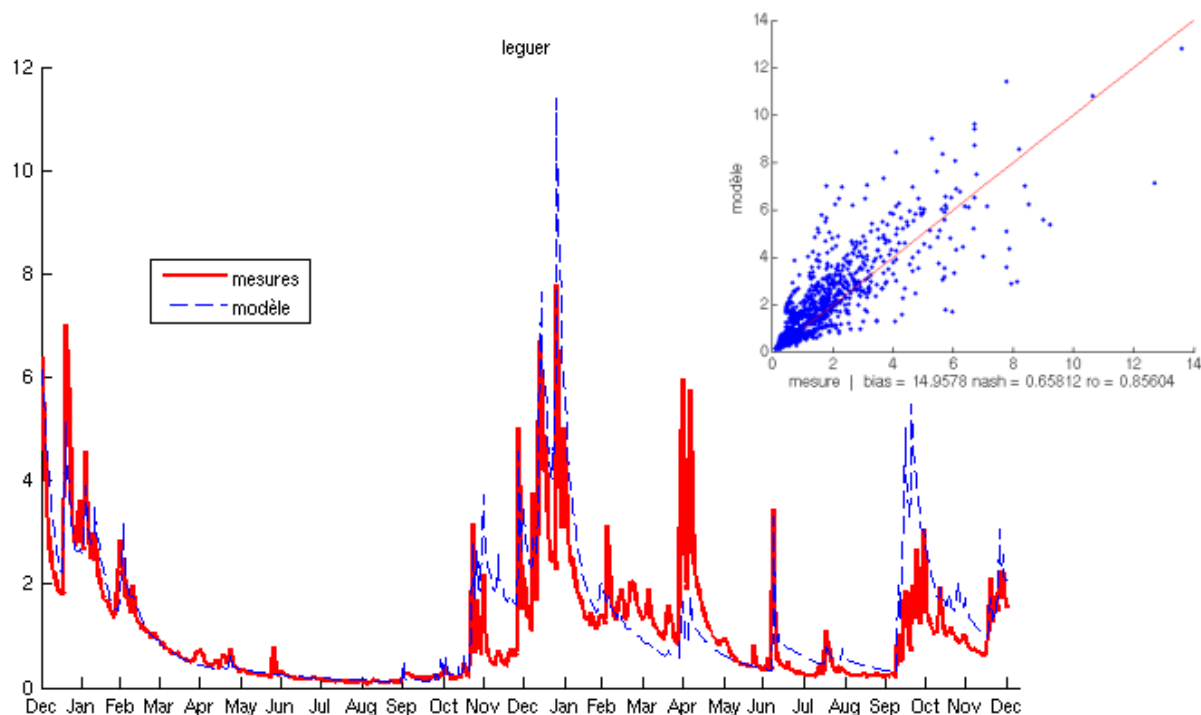


FIG. 23.1: Tracé des débits (lame d'eau en mm) calculé (bleu) et mesuré (rouge) du Leguer en 2004 et 2005

23.4 Evolution des débits et du nitrate

L'amplitude de variation des teneurs en nitrate est relativement faible ; les variations sont brutales. A partir de 1992, l'échantillonnage s'accroît : sur ces données, il est cependant toujours difficile de relier les variations de débit aux concentrations. Les pointes de débit sont suivies tantôt d'une légère hausse du nitrate, tantôt d'une baisse. La concentration moyenne semble avoir augmenté sur la période étudiée.

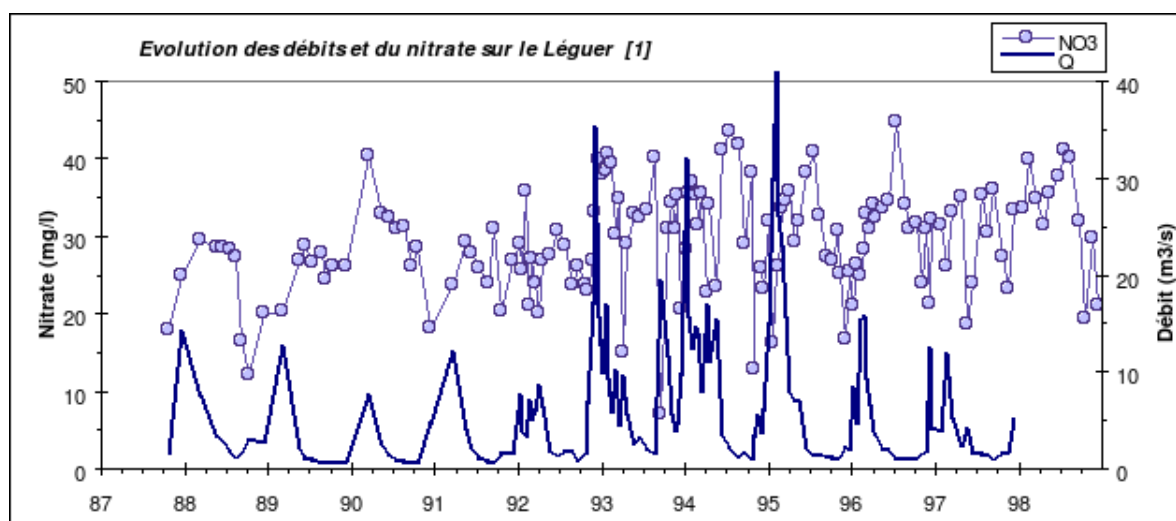


FIG. 23.2: Evolution des débits et de la concentration en nitrate dans le Légier

23.5 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

23.5.1 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = 442 + 31,6 \cdot \ln(Q - 50) - 3,63 \cdot Q$$

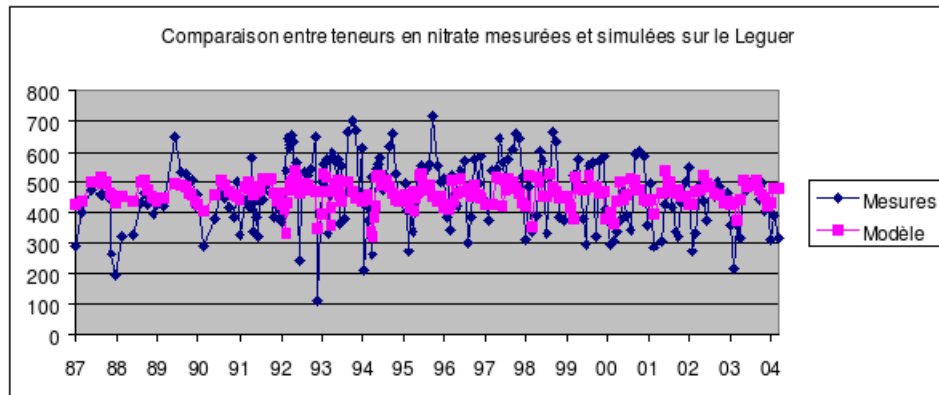


FIG. 23.3: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans le Leguer

23.5.2 Relation pour le phosphate

$$PPO4 = 5,12 - 2,17 \cdot \ln(Q) + 0,12 \cdot Q$$

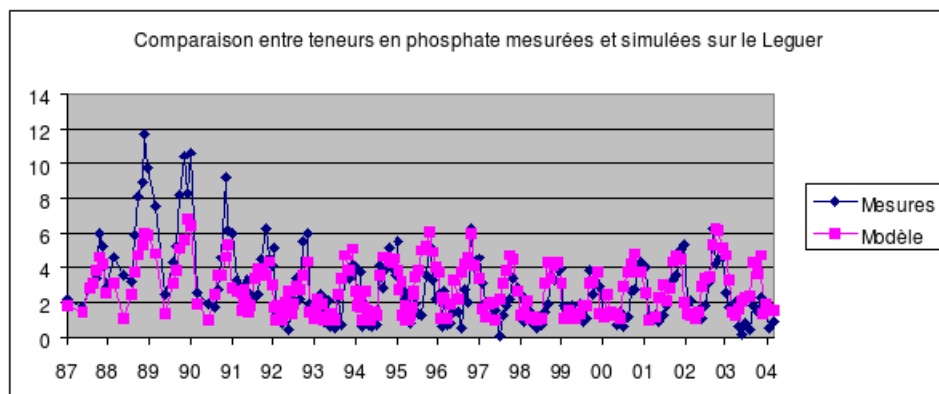


FIG. 23.4: Comparaison entre la concentration en phosphate simulé et en phosphate mesuré dans le Leguer

23.5.3 Autres éléments

$$Si = 222$$

$$NNH4 = 4,8$$

$$Ppart = 0,066 \cdot MES + 2,068$$

$$Norg = 81$$

$$MES = 2,93 \cdot Q^{0,449}$$

24 LE LOC'H

24.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Le Loc'h est le plus important cours d'eau se jettant dans le golfe du Morbihan. Sur son cours a été aménagée une retenue destinée à l'alimentation en eau potable, retenue touchée par des problèmes d'eutrophisation. Au sud d'Auray, le Loc'h alimente une petite marée verte. L'eutrophisation marine ne touche donc que ponctuellement le golfe du Morbihan. Un contrat de baie a été mis en place.

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	995358 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		411 mm		232 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	4,1 $m^3 \cdot s^{-1}$		0,19 $m^3 \cdot s^{-1}$		38,5 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
	75%	25%	0%	0%	4,6%	
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)	4200	8400	5700	35600	36300	280
	Emissions azotées nettes par unité de surface			10,1 $kg/km^2/jdeN$		
				37 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	Indice 4 dans le Golfe du Morbihan				
	Phytoplancton	0 < indice < 2				

24.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
121,2	0,4465	120,6	1,713	0,9 (fixe)	2eme

24.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

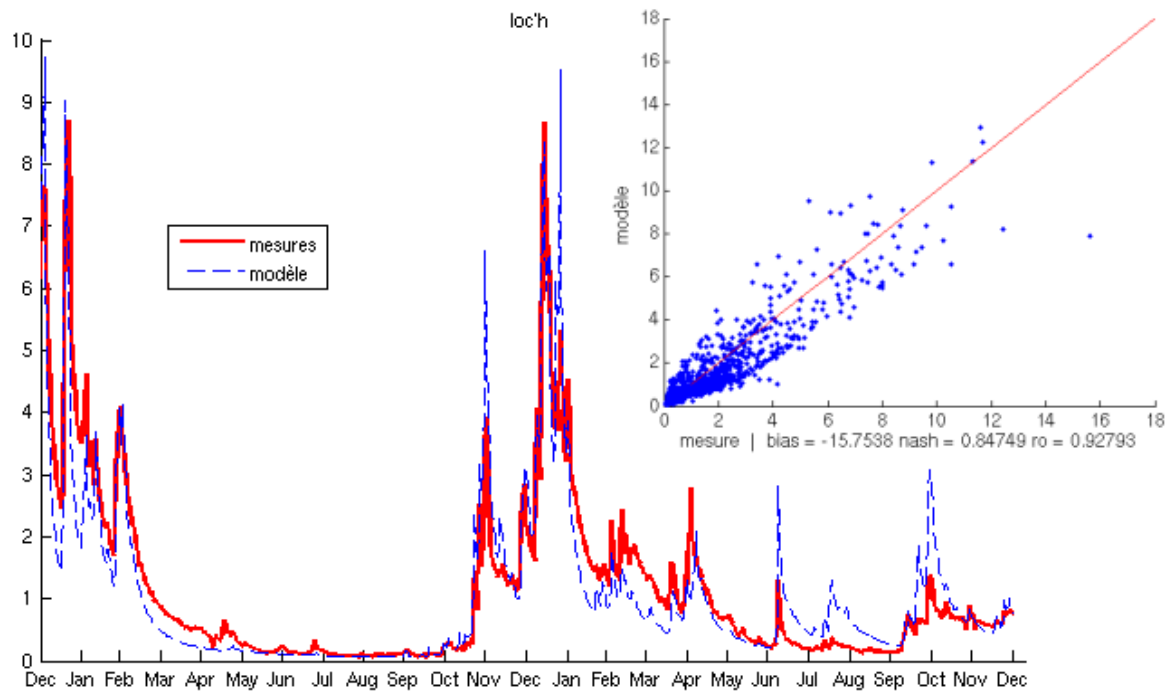


FIG. 24.1: Tracé des débits (lambe d'eau en mm) calculé (bleu) et mesuré (rouge) du Loc'h en 2004 et 2005

24.4 Evolution des débits et du nitrate

La faiblesse de l'échantillonnage rend l'interprétation graphique hasardeuse. Sur les dernières années, pour lesquelles le suivi des concentrations s'est accentué, on s'aperçoit que la réaction du nitrate au débit est rapide : chaque période de crues ou de forts débits se traduit par une remontée instantanée des concentrations. L'amplitude de variation des concentrations est moyenne, les minima semblent stables alors que les maxima marquent une légère tendance à la hausse.

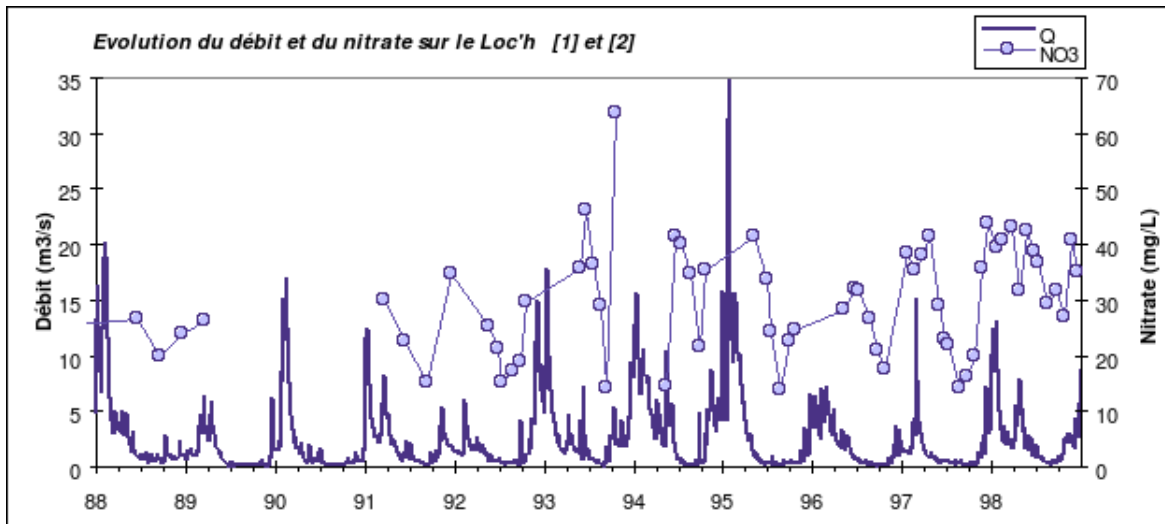


FIG. 24.2: Evolution des débits et de la concentration en nitrate dans le Loc'h

24.5 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

24.5.1 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = -8470 + 87,1 \cdot \ln(Q - 17) - 11,04 \cdot Q + 0,38 \cdot \text{date} - 1 \cdot 10^{-10} \cdot \text{date}^3$$

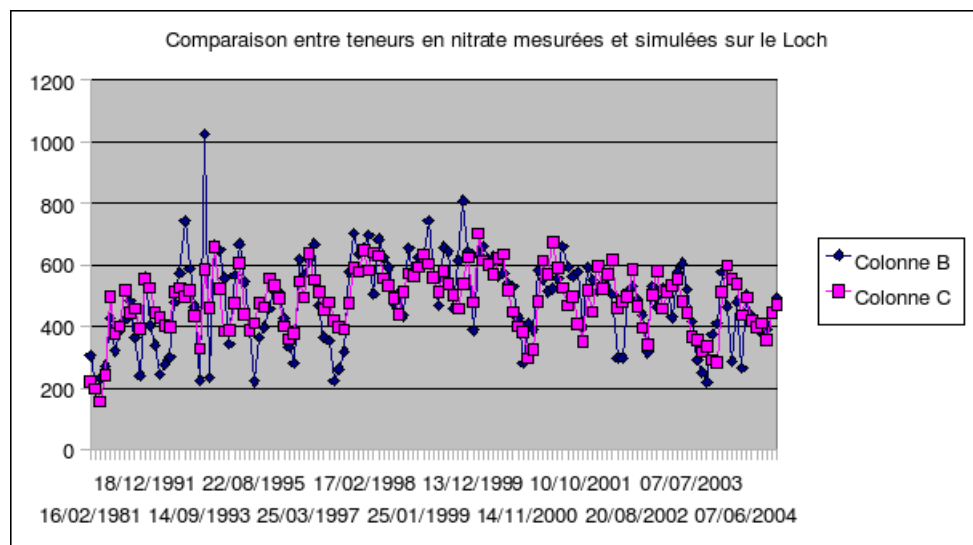


FIG. 24.3: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans le Loc'h

24.5.2 Autres éléments

$$PPO4 = 1,63 \cdot Q^{-0,173}$$

$$Si = 20,59 \cdot \ln(Q) + 181,7$$

$$NNH4 = 3,7$$

$$Ppart = 2,5$$

$$Norg = 66$$

$$MES = 1,612 \cdot Q + 7,73$$

25 LA MIGNONNE

25.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	67838 $10^3 \text{ m}^3 \cdot an^{-1}$		644 mm		105,31 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	2,1 $m^3 \cdot s^{-1}$		0,20 $m^3 \cdot s^{-1}$		28 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
	0%	100%	0%	0%		
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)						
	Emissions azotées nettes par unité de surface			10,4 $kg/km^2/jdeN$		
				38 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	non observé				
	Phytoplancton	0 < indice < 2				

25.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
61,79	1,763	178,4	1,449	0,7747	2eme

25.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

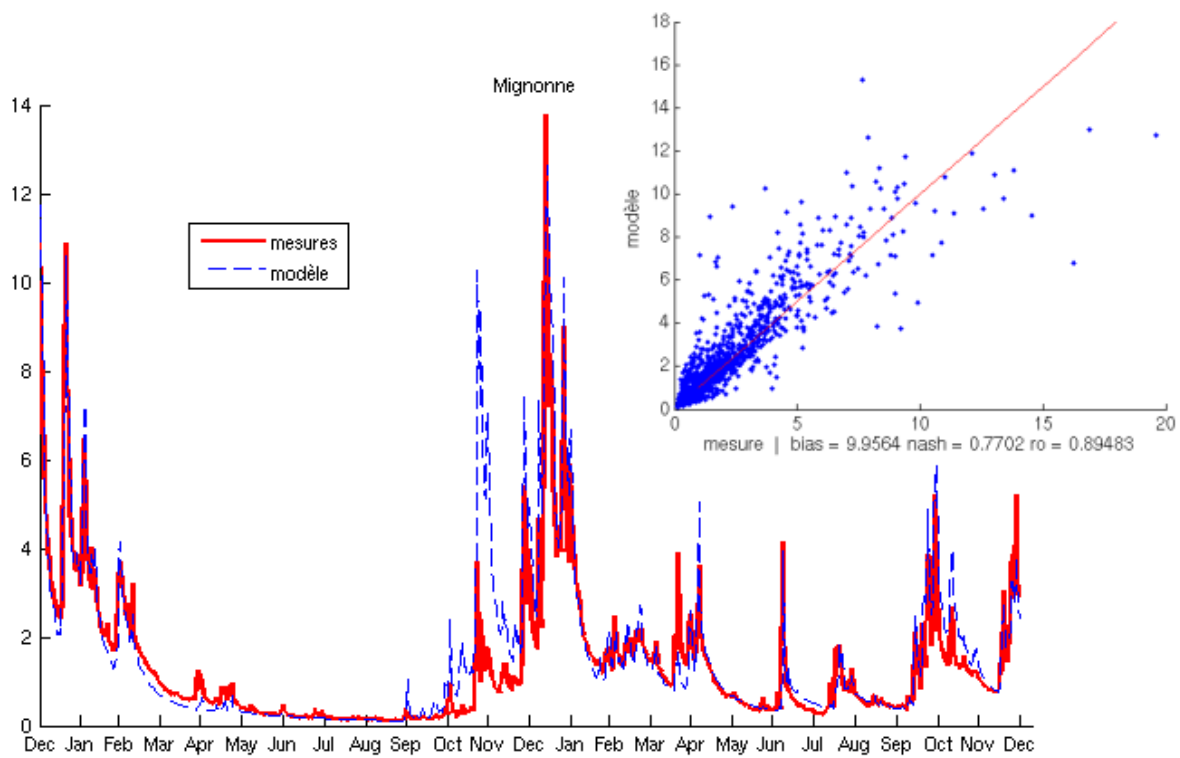


FIG. 25.1: Tracé des débits (lambe d'eau en mm) calculé (bleu) et mesuré (rouge) de la Mignonne en 2004 et 2005

26 LE MOROS

26.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	$27944\ 10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		513 mm		$54,44\ km^2$	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	$0,9\ m^3 \cdot s^{-1}$		$0,14\ m^3 \cdot s^{-1}$		$9,1\ m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
	2%	0%	2%	71%		
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)						
	Emissions azotées nettes par unité de surface			$7,38\ kg/km^2/jdeN$		
				$27\ kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	Indice 9 : proche de la Baie de Concarneau				
	Phytoplancton	$2 < indice < 5$				

26.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
436,6	-10,0	543,5	1,536	0,9 (fixe)	2eme

26.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

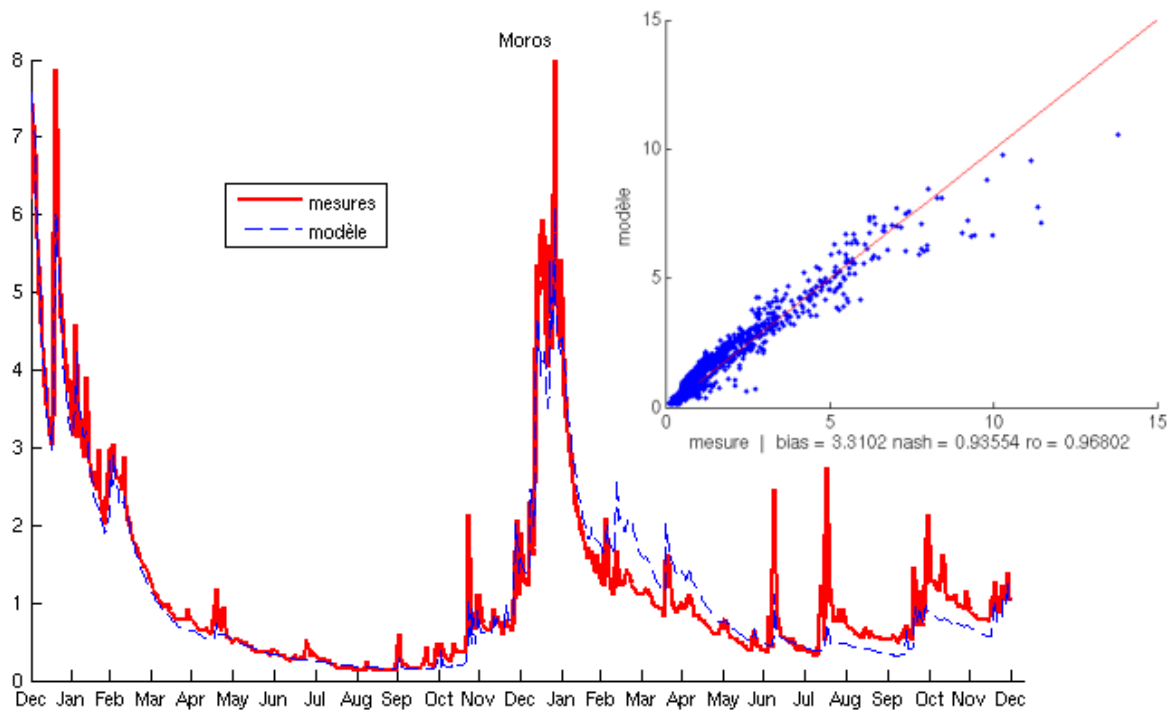


FIG. 26.1: Tracé des débits (lambe d'eau en mm)calculé (bleu) et mesuré (rouge) du Moros en 2004 et 2005

27 L'ODET

27.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

L'Odet prend sa source dans la Montagne Noire, et draine un bassin schisteux. Dans sa partie aval, il reçoit le Jet puis le Steir. Le point de salinité nulle se situe à Quimper, que l'on peut considérer comme l'exutoire. Ensuite, l'Odet emprunte un estuaire très allongé avant de se jeter dans l'anse de Bénodet. La qualité relative aux paramètres nitrate et phosphore est globalement mauvaise.

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	361413 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		612 mm		590,37 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	15,2 $m^3 \cdot s^{-1}$		1,4 $m^3 \cdot s^{-1}$		220 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
	15%	52%	30%	1%	9%	
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)	17300	19500	20700	110400	104400	760
	Emissions azotées nettes par unité de surface			7,65 $kg/km^2/jdeN$		
				28 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	non signalé				
	Phytoplancton	0<indice<2				

27.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
152,2	-9,206	480,6	1,632	0,8547	2eme

27.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

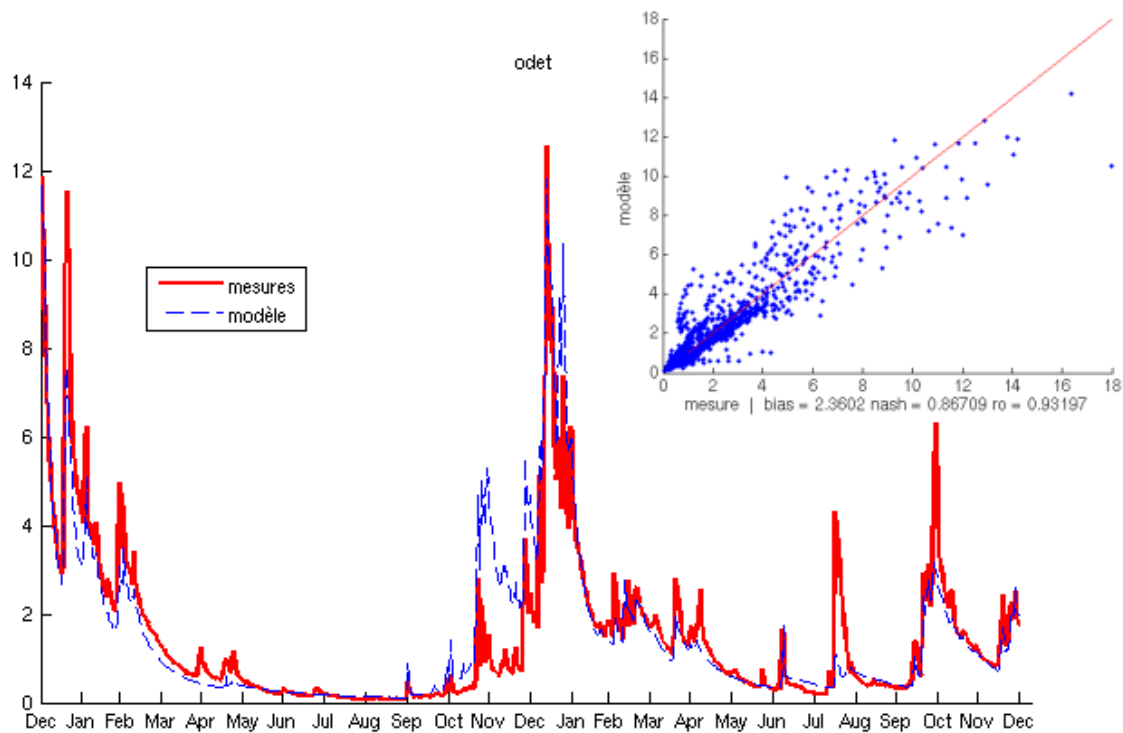


FIG. 27.1: Tracé des débits (lamme d'eau en mm) calculé (bleu) et mesuré (rouge) de l'Odet en 2004 et 2005

27.4 Evolution des débits et du nitrate

Sur les dix années représentées sur le graphique qui suit, on n'observe pas d'évolution notable des concentrations. Le cycle apparaît très perturbé, l'écart-type des concentrations reste assez faible alors que les amplitudes maximales atteignent près de 30 mg/l. Les maxima ont lieu en hiver, puis les concentrations chutent plus ou moins régulièrement au long de l'année.

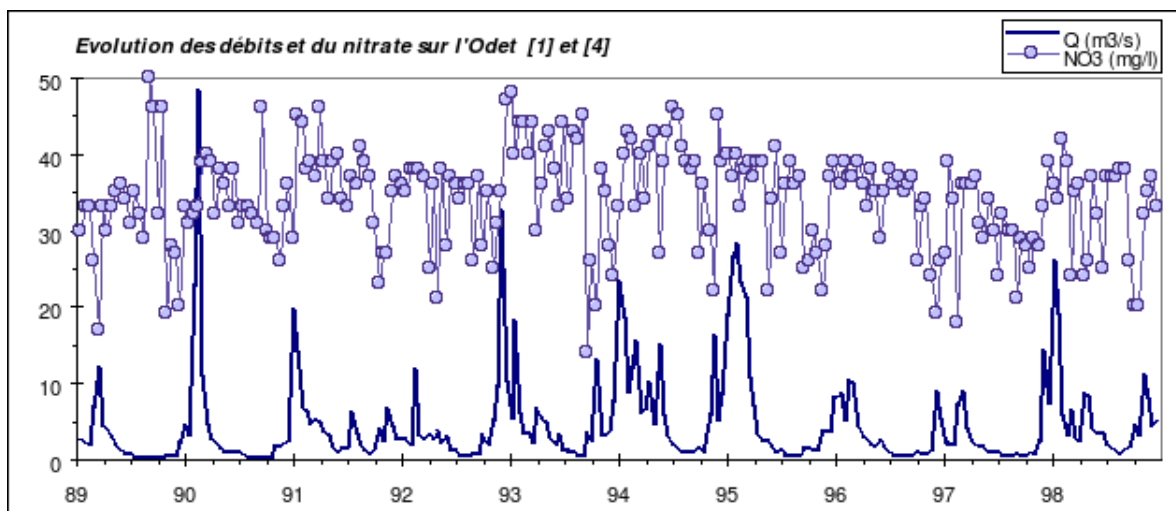


FIG. 27.2: Evolution des débits et de la concentration en nitrate dans l'Odet

27.5 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

27.5.1 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = -8840 + 34,42 \cdot \ln(Q - 55) - 1,78 \cdot Q + 0,41 \cdot date - 1,15 \cdot 10^{-10} \cdot date^3$$

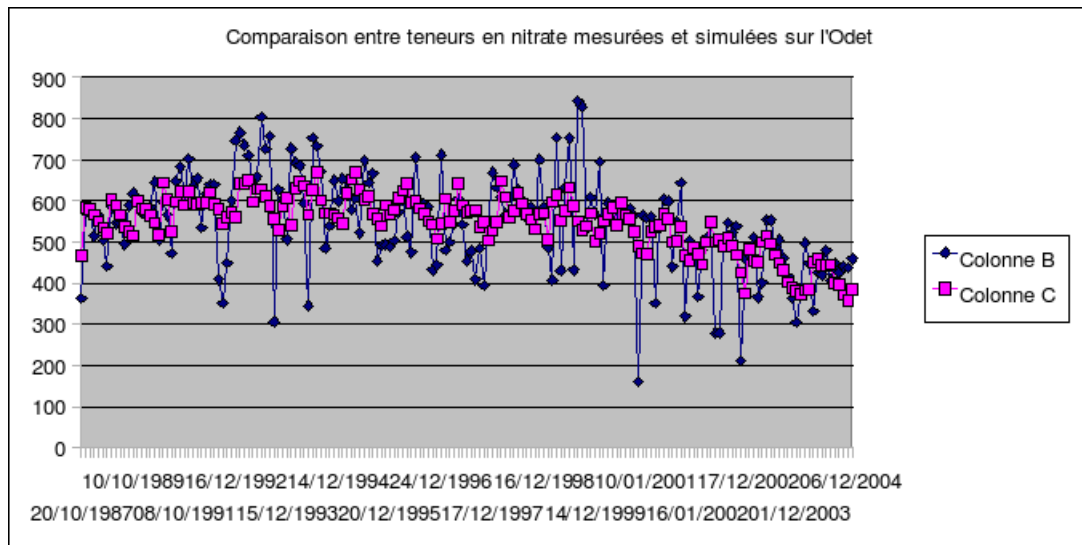


FIG. 27.3: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans l'Odet

27.5.2 Autres éléments

$$PPO4 = 2,187 \cdot Q^{-0,397}$$

$$Si = 24,45 \cdot \ln(Q) + 84,71$$

$$NNH4 = 6,4$$

$$Ppart = 1,16 \cdot MES^{0,314}$$

$$Norg = 21,24 \cdot MES^{0,373}$$

$$MES = 3,78 \cdot Q^{0,372}$$

28 LA PENZE

28.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Rivière de première catégorie piscicole, la Penzé subit sur l'un de ses affluents, le Coatoulzac'h, une pollution provenant d'élevages piscicoles (rejets phosphorés). Le cours aval draine une importante zone légumière.

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	129262 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		629 mm		205,5 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	4,0 $m^3 \cdot s^{-1}$		0,5 $m^3 \cdot s^{-1}$		60 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
	355%	35%	10%	20%	12,5%	
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)	5000	8900	10000	16000	12700	90
	Emissions azotées nettes par unité de surface			21,0 $kg/km^2/jdeN$		
				77 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	indice 3				
	Phytoplancton	2<indice<5				

28.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
98,23	1,602	330,7	1,461	0,9 (fixe)	1er

28.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

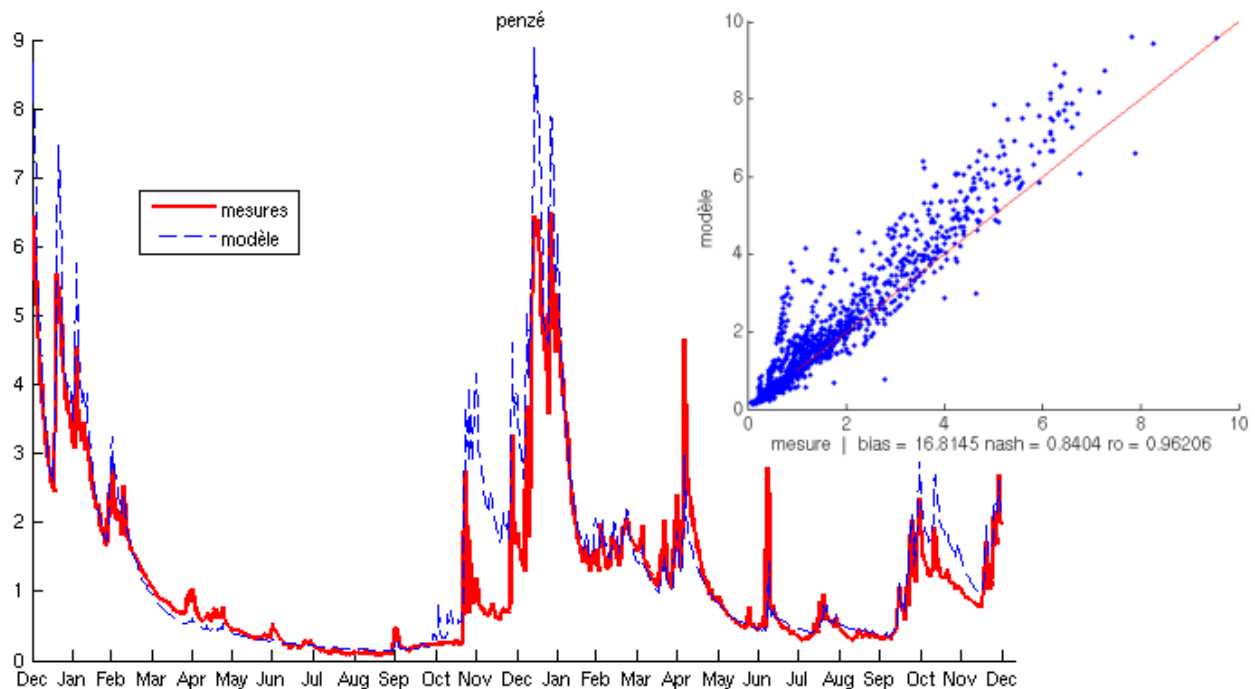


FIG. 28.1: Tracé des débits (lamme d'eau en mm) calculé (bleu) et mesuré (rouge) de la Penzé en 2004 et 2005

28.4 Evolution des débits et du nitrate

Le cycle annuel du nitrate apparaît très perturbé, de faible amplitude. Le lien entre débits et nitrate paraît difficile à identifier. Les maxima de nitrate ont souvent lieu au printemps, mais certains se produisent lors des crues hivernales.

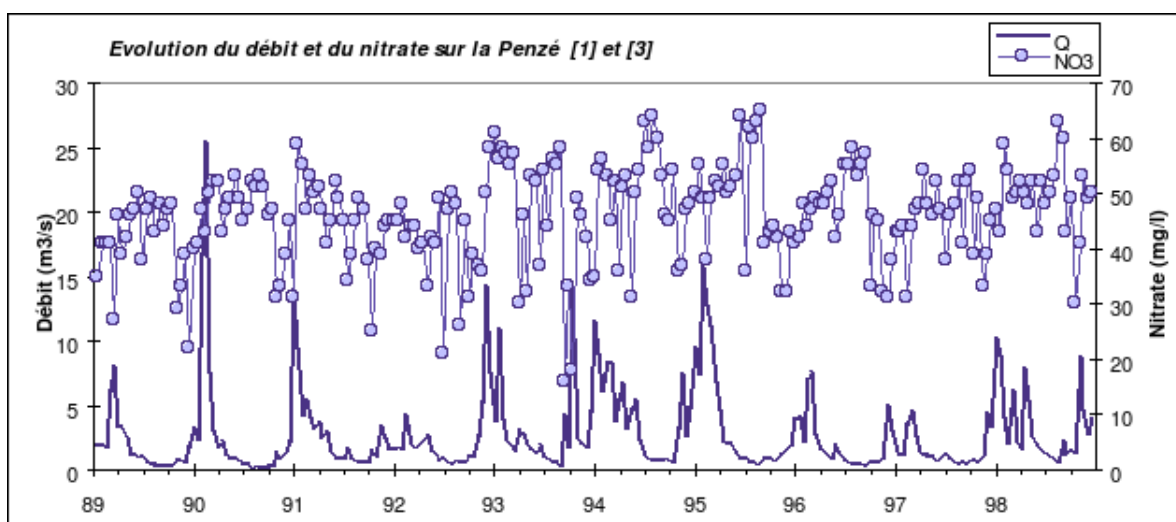


FIG. 28.2: Evolution des débits et de la concentration en nitrate dans la Penzé

28.5 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

28.5.1 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = -196 + 50,8 \cdot \ln(Q - 85) + 0,026 \cdot date$$

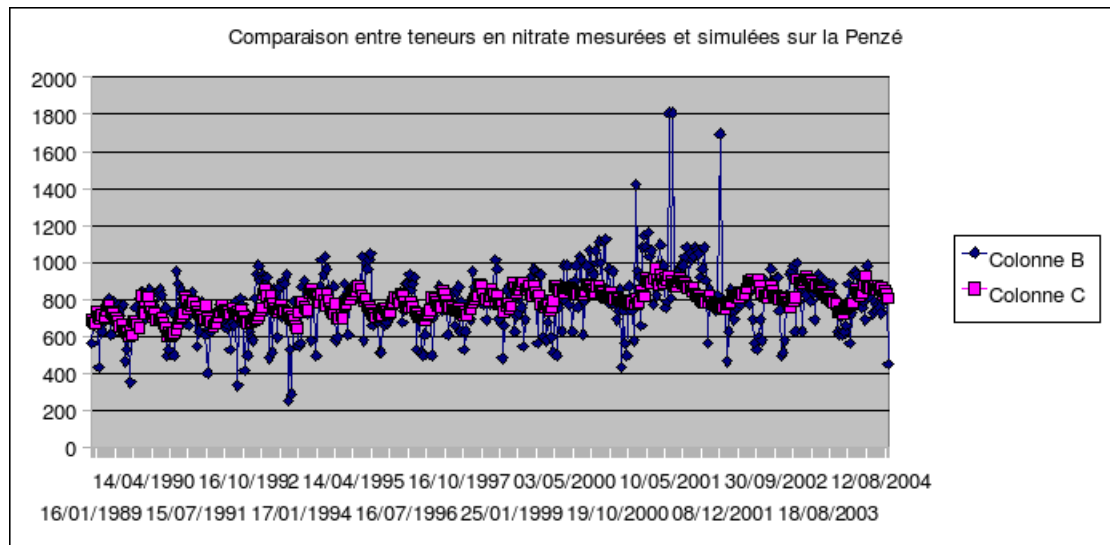


FIG. 28.3: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans la Penzé

28.5.2 Relation pour le phosphate

$$PPO4 = 7,74 - 4,07 \cdot \ln(Q) + 0,347 \cdot Q$$

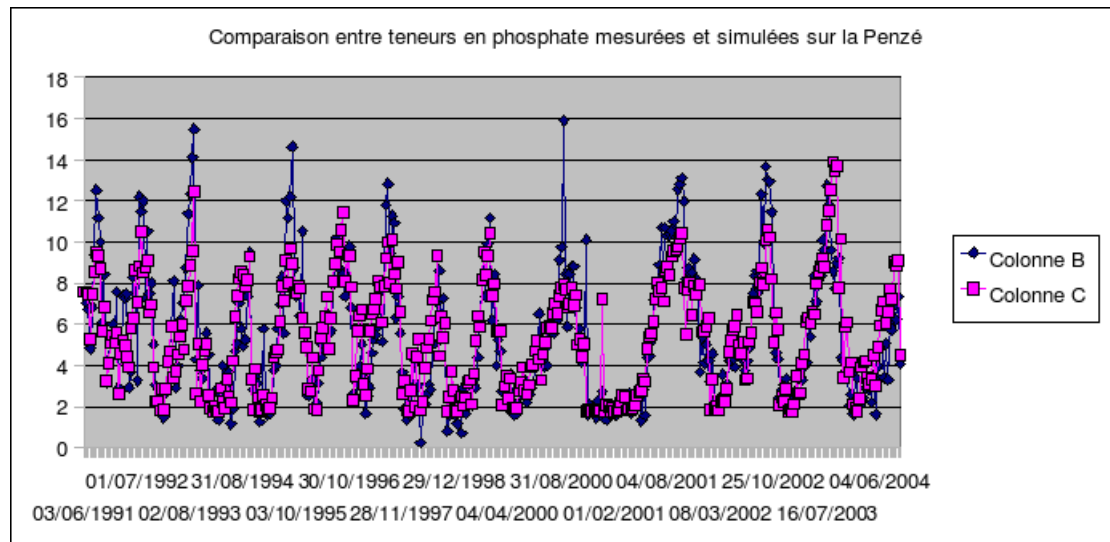


FIG. 28.4: Comparaison entre la concentration en phosphate simulé et en phosphate mesuré dans la Penzé

28.5.3 Relation pour le silicium

$$Si = 209,6 - 16,9 \cdot \ln(Q) + 1,385 \cdot Q$$

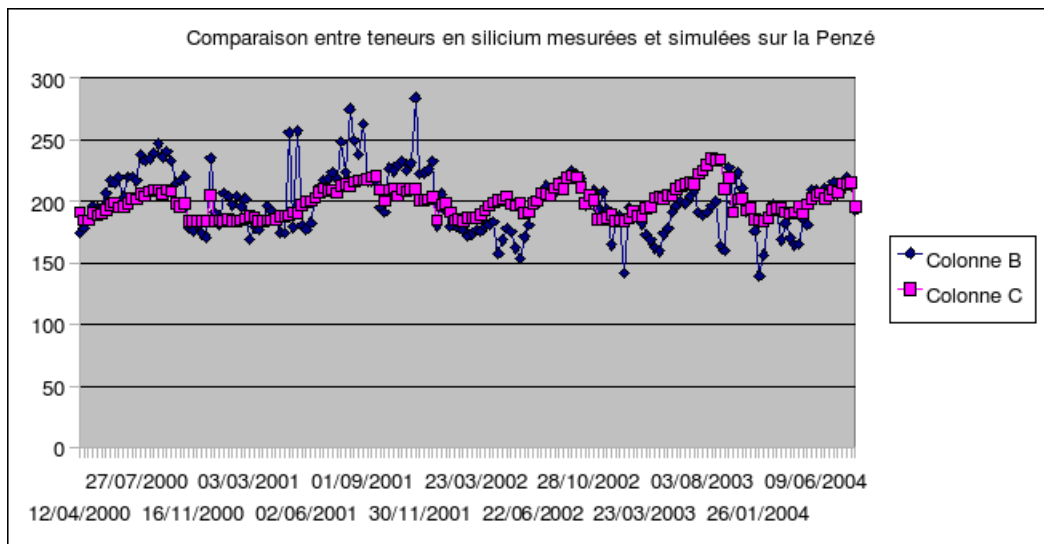


FIG. 28.5: Comparaison entre la concentration en silicium simulé et en silicium mesuré dans la Penzé

28.5.4 Autres éléments

$$NNH4 = 14,3$$

$$Ppart = 2,173 \cdot EXP(0,032 \cdot Q)$$

$$Norg = 80$$

$$MES = 4,216 \cdot EXP(1,24 \cdot Q)$$

29 LA RANCE

29.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Située à l'est du département des Côtes d'Armor, la Rance est une rivière peu profonde à courant assez rapide. L'exutoire se situe au niveau de Dinan, puis la Rance emprunte un long et large estuaire avant de se jeter dans la Manche au niveau de Saint-Malo. C'est un bassin versant à vocation agricole (élevages hors-sol notamment) ; on note la présence d'industries agro-alimentaires à Collinée et Saint-Jacut-du-Méné, qui ne sont pas sans avoir un certain impact sur la qualité des eaux (bien qu'elles soient pourvues de stations d'épuration).

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	242283 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		252 mm		961,06 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	7,5 $m^3 \cdot s^{-1}$		0,37 $m^3 \cdot s^{-1}$		209 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
					5%	
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)	21900	24100	20700	114000	100000	680
	Emissions azotées nettes par unité de surface			8,74 $kg/km^2/jdeN$		
				32 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	non				
	Phytoplancton	5<indice<9				

29.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithmme
434,9	-0,6741	33,80	1,823	0,9 (fixe)	2eme

29.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

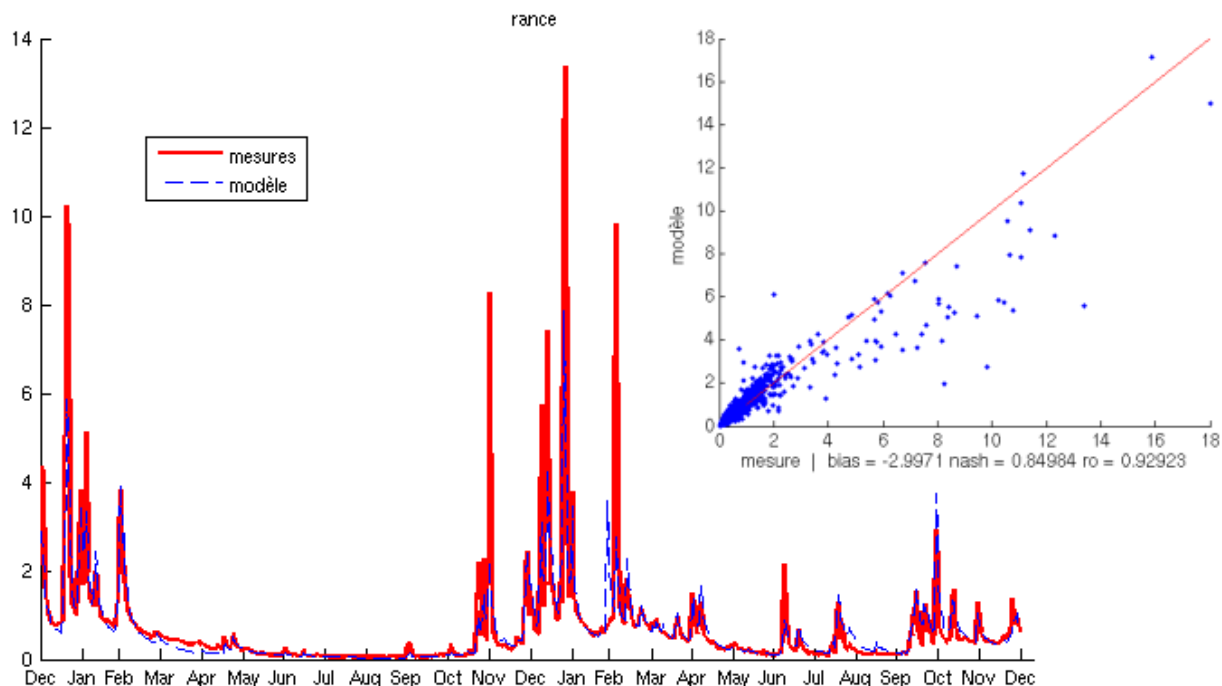


FIG. 29.1: Tracé des débits (lame d'eau en mm) calculé (bleu) et mesuré (rouge) de la Rance en 2004 et 2005

29.4 Evolution des débits et du nitrate

On ne dispose pas d'une très longue série temporelle sur la Rance. On peut cependant remarquer que les maxima de concentration en nitrate se produisent lors des pointes de débit, c'est-à-dire en hiver. Les minima estivaux sont très faibles de 1988 à 1991, alors que par la suite ils ont globalement tendance à augmenter. L'amplitude annuelle varie entre 20 et 40 mg/l de nitrate. La valeur moyenne semble avoir augmenté sensiblement en dix ans, ce de façon assez régulière même si les années 1995-1997 ont vu les teneurs en nitrate chuter.

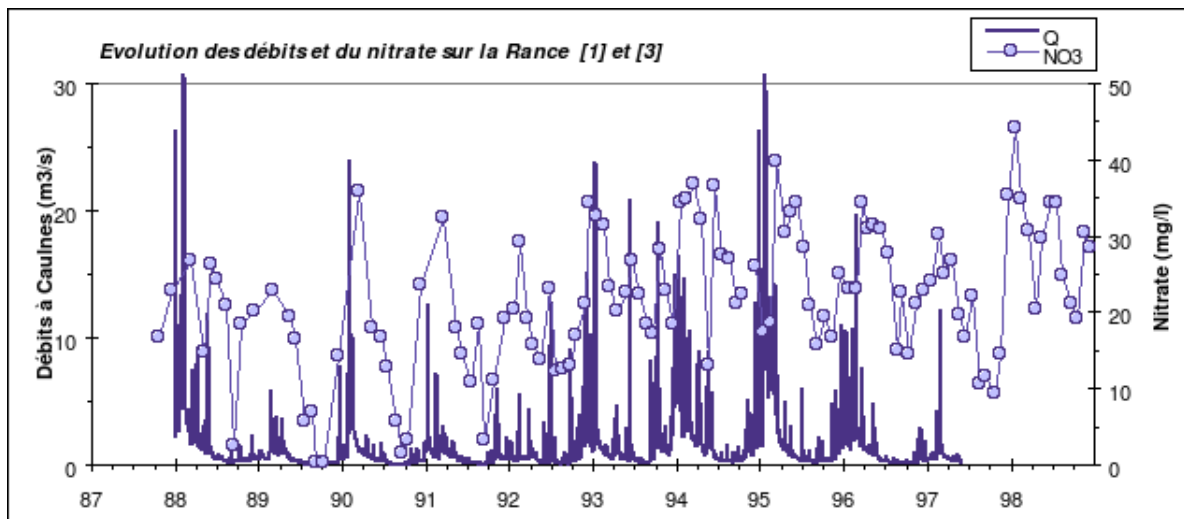


FIG. 29.2: Evolution des débits et de la concentration en nitrate dans la Rance

29.5 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

29.5.1 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = -6933 + 81,28 \cdot \ln(Q - 30) - 3,91 \cdot Q + 0,29 \cdot date - 6,96 \cdot 10^{-11} \cdot date^3$$

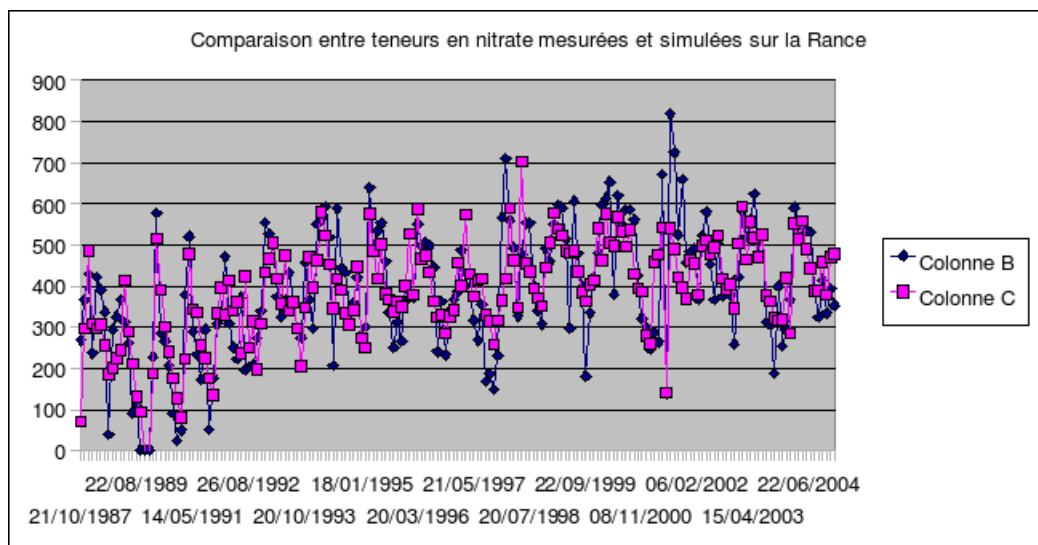


FIG. 29.3: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans la Rance

29.5.2 Relation pour le phosphate

$$PPO4 = 8,19 \cdot Q^{-0,86}$$

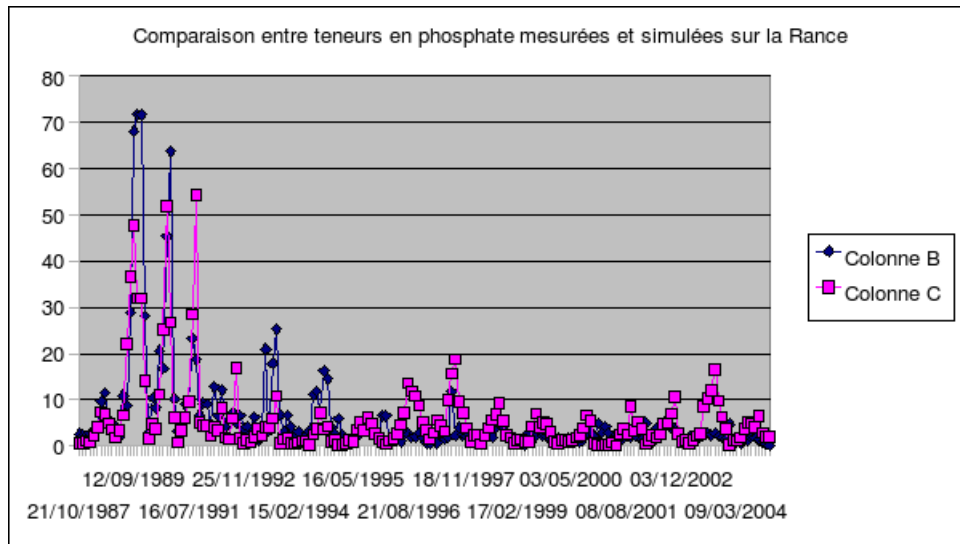


FIG. 29.4: Comparaison entre la concentration en phosphate simulé et en phosphate mesuré dans la Rance

29.5.3 Autres éléments

$$Si = 191$$

$$NNH4 = 5, 12$$

$$P_{part} = 1,31 \cdot MES^{0,35}$$

$$Norg = 93$$

$$MES = 7,08 \cdot Q^{0,34}$$

30 LE SCORFF

30.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Le Scorff est un cours d'eau côtier se jettant dans l'océan à la hauteur de Lorient par un estuaire commun avec le Blavet. Il prend sa source dans un massif granitique et traverse successivement des formations schisteuses puis cristallines. Deux prises d'eau s'y alimentent, l'une au niveau de Guéméné, l'autre près de Lorient. Les pollutions ponctuelles proviennent surtout des piscicultures ; on note également l'implantation d'industries agro-alimentaires au niveau de Plouay. Le Scorff fait l'objet d'un contrat de rivière.

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	205616 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		515 mm		399,56 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	7 $m^3 \cdot s^{-1}$		1 $m^3 \cdot s^{-1}$		100 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
					14%	
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)	5700	10500	7300	46600	50600	450
	Emissions azotées nettes par unité de surface			6,56 $kg/km^2/jdeN$		
				24 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	indice 4 en rade de Lorient				
	Phytoplancton	2<indice<5				

30.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
309,0	2,129	313,0	1,831	0,7531	1er

30.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

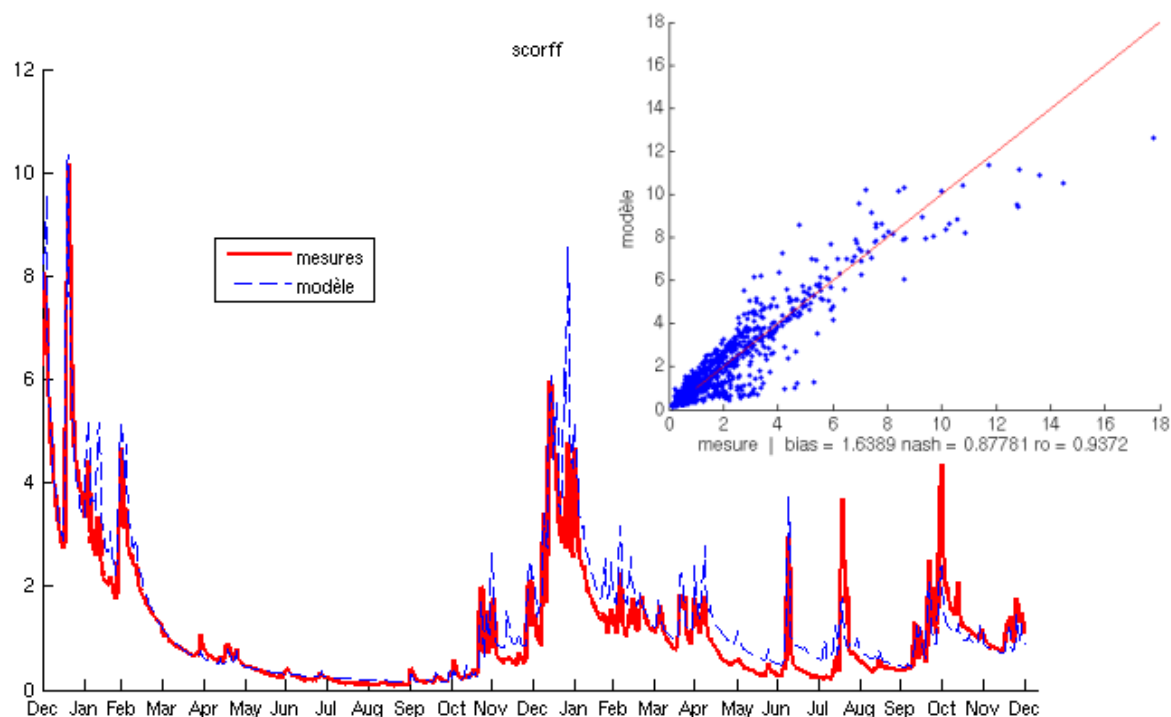


FIG. 30.1: Tracé des débits (lambe d'eau en mm)calculé (bleu) et mesuré (rouge) du Scorff en 2004 et 2005

30.4 Evolution des débits et du nitrate

La dégradation de la qualité des eaux du Scorff relativement au nitrate est assez frappante. En l'espace de 20 ans, les teneurs moyennes en nitrate sont passées de 5 mg/l à près de 25 mg/l, ce de façon continue. Maxima comme minima augmentent de façon quasi-continue avec le temps, selon une pente voisine, ce qui laisse suggérer que les aquifères, qui interviennent pour près de 15% dans la formation des débits moyens, sont fortement pollués et ne permettent pas la chute des concentrations en étiage.

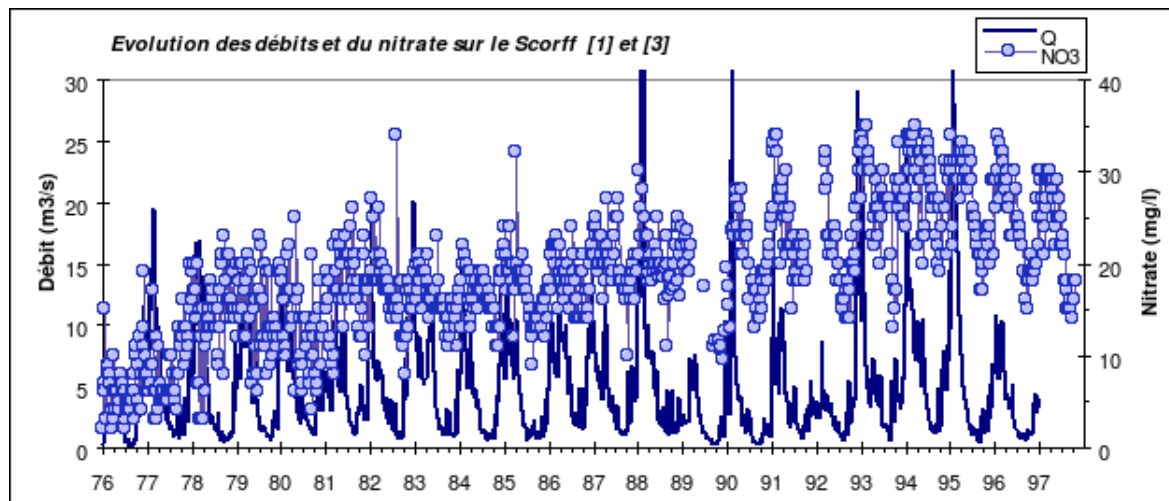


FIG. 30.2: Evolution des débits et de la concentration en nitrate dans le Scorff

30.5 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

30.5.1 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = -3010 + 65,86 \cdot \ln(Q - 22) - 2,25 \cdot Q + 0,75 \cdot \text{date} - 1,05 \cdot 10^{-5} \cdot \text{date}^2$$

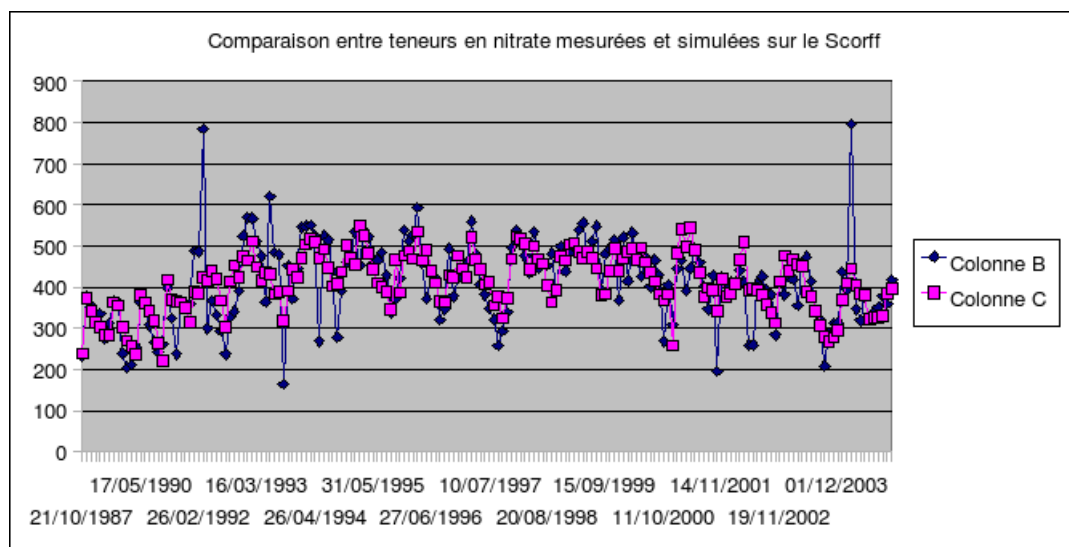


FIG. 30.3: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans la Scorff

30.5.2 Relation pour le phosphate

$$PPO4 = 3,126 - 0,86 \cdot \ln(Q) + 0,025 \cdot Q$$

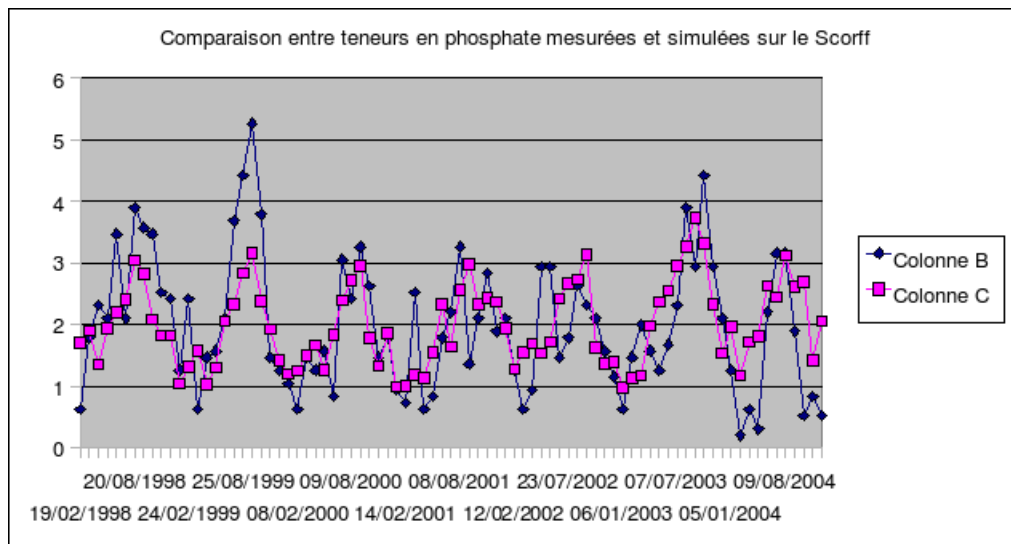


FIG. 30.4: Comparaison entre la concentration en phosphate simulé et en phosphate mesuré dans le Scorff

30.5.3 Autres éléments

$$Si = 44,61 \cdot \ln(Q) + 97,6$$

$$NNH4 = 2,7$$

$$P_{part} = 1,38 \cdot MES^{0,213}$$

$$N_{org} = 62$$

$$MES = 3,49 \cdot Q^{0,324}$$

31 LE TRIEUX

31.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Le bassin du Trieux a une forte vocation agricole, notamment en amont (nombreux élevages avicoles), ce qui dégrade la qualité générale du cours d'eau, et plus particulièrement la qualité relative au nitrate. On note également des pollutions générées par une importante pisciculture installée à Ploumagoar et les rejets des stations d'épuration de Guingamp (effluents domestiques, industries agro-alimentaire et électronique). Les prises d'eau potable se situent à Guingamp (région guingampaise) et à Saint-Clet (région de Pontrieux). Le secteur aval, autour de Paimpol, est dominé par les cultures maraîchères.

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	338644 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		398 mm		850,69 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	8,6 $m^3 \cdot s^{-1}$		0,95 $m^3 \cdot s^{-1}$		155 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
					11%	
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)	9700	28550	19900	57500	55800	342
	Emissions azotées nettes par unité de surface			14,2 $kg/km^2/jdeN$		
				52 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	non				
	Phytoplancton	non				

31.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
218,1	-3,056	149,9	1,783	0,8737	1er

31.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

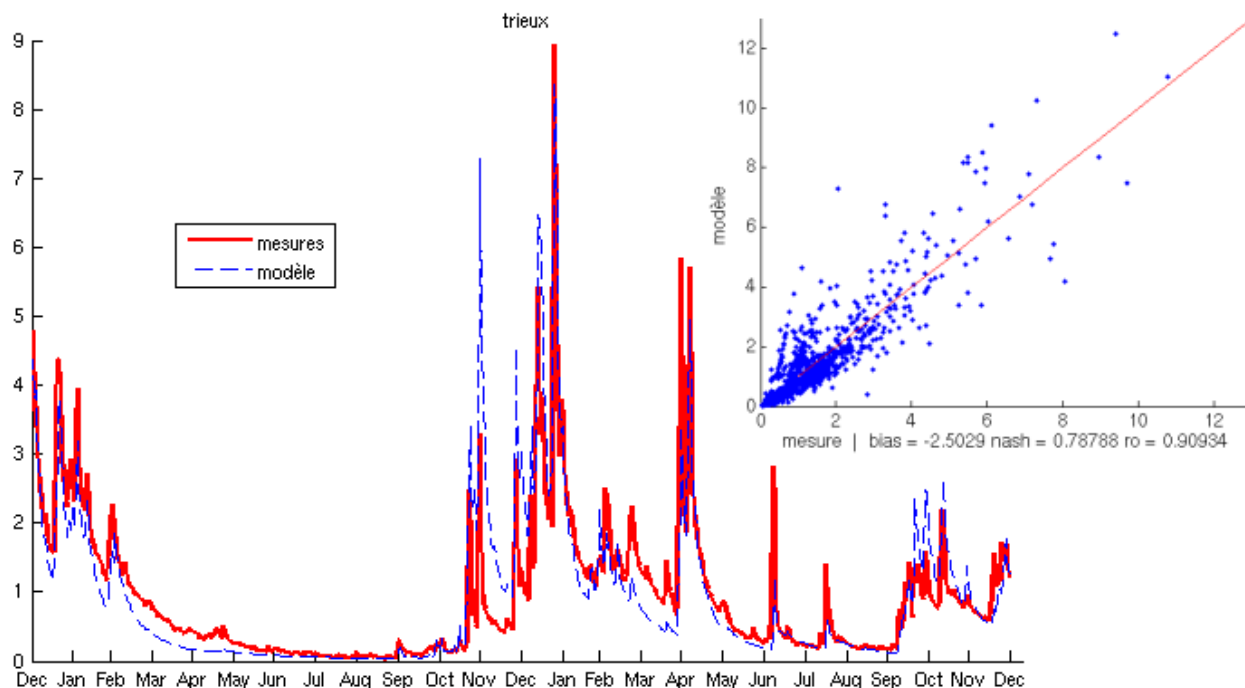


FIG. 31.1: Tracé des débits (lamme d'eau en mm) calculé (bleu) et mesuré (rouge) du Trieux en 2004 et 2005

31.4 Evolution des débits et du nitrate

Bien que la période étudiée soit courte, on peut remarquer, en dix années, une nette augmentation des teneurs en nitrate sur le Trieux. Minima et maxima ont dans l'ensemble augmenté, même si le cycle du nitrate paraît très heurté. Les variations du nitrate suivent celles des débits, et les périodes de crues sont marquées par une augmentation des concentrations. Les années où plusieurs crues se succèdent (1998, voire 1993,1991), l'augmentation des teneurs en nitrate lors de la deuxième crue est toujours plus faible que lors de la première, traduisant la diminution du stock d'azote dans les sols (faux en 1994). Cependant, certaines variations ne semblent pas explicables par les débits (1995 notamment).

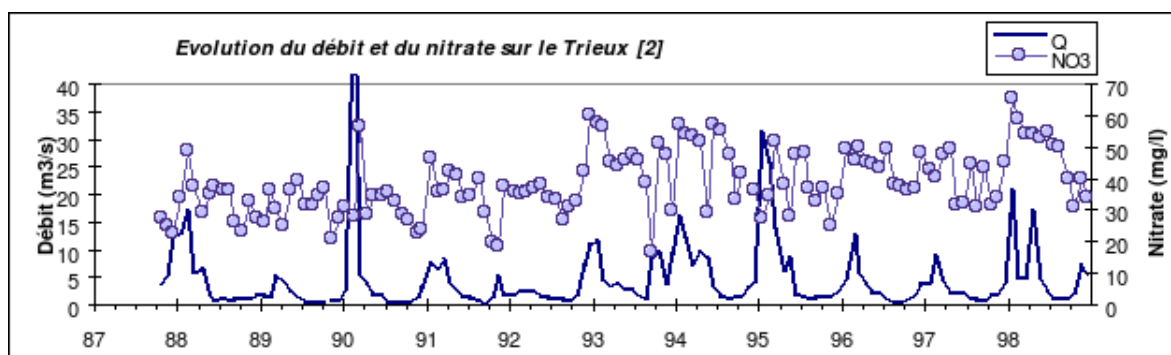


FIG. 31.2: Evolution des débits et de la concentration en nitrate dans le Trieux

31.5 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

31.5.1 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = 519 + 91,89 \cdot \ln(Q - 32) - 3,34 \cdot Q$$

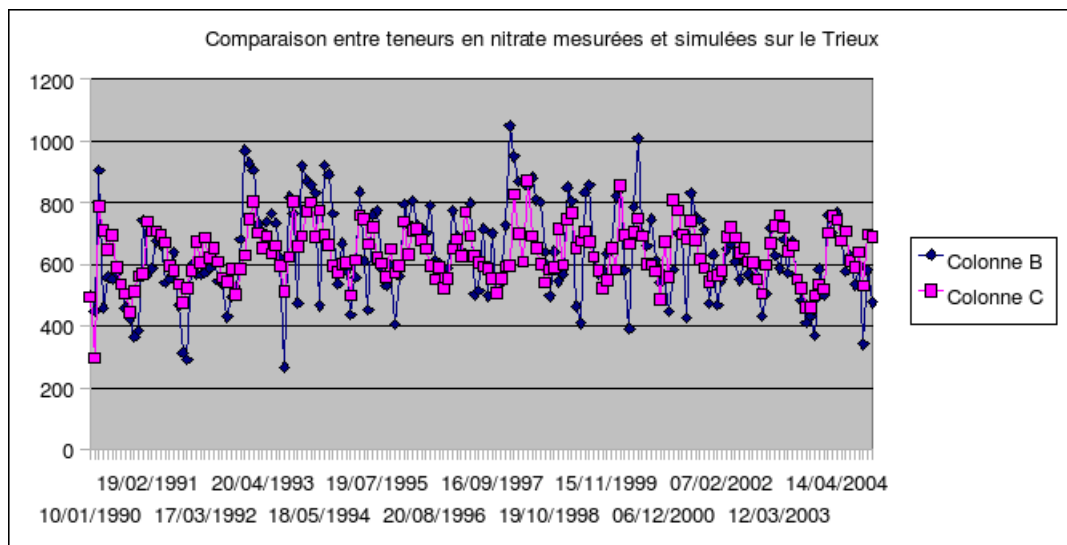


FIG. 31.3: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans le Trieux

31.5.2 Relation pour le phosphate

$$PPO4 = 8,91 - 3,16 \cdot \ln(Q) + 0,10 \cdot Q$$

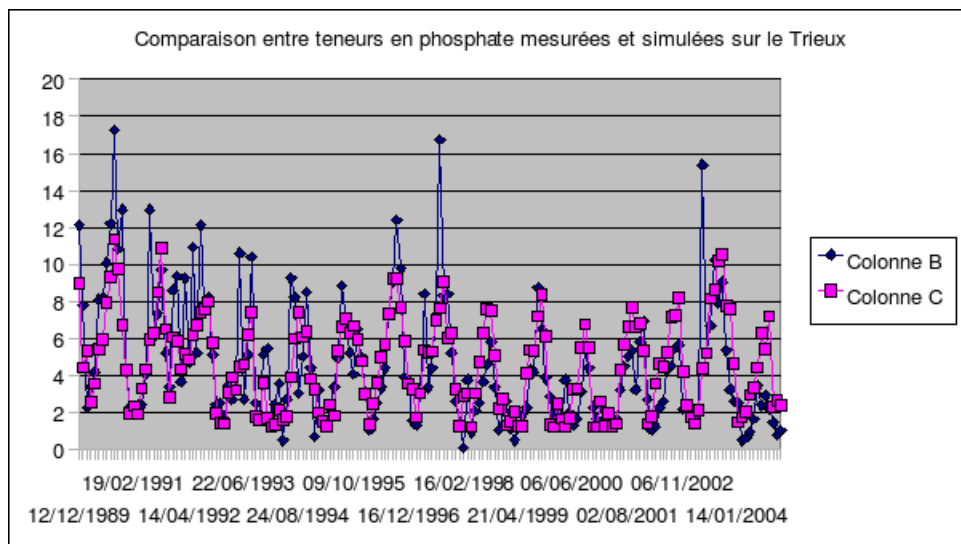


FIG. 31.4: Comparaison entre la concentration en phosphate simulé et en phosphate mesuré dans le Trieux

31.5.3 Relation pour le silicium

$$Si = 229 + 59,8 \cdot \ln(Q) - 9,29 \cdot Q$$

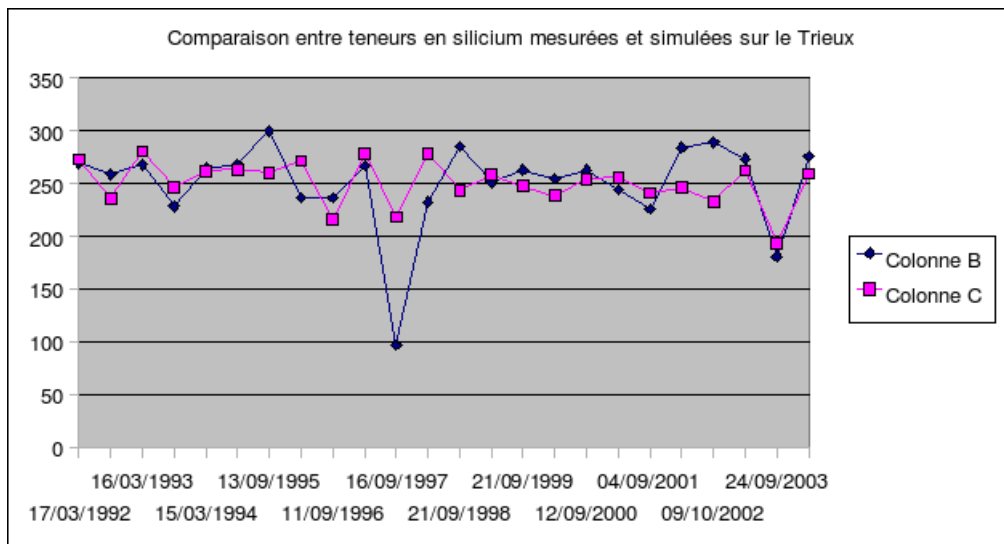


FIG. 31.5: Comparaison entre la concentration en silicium simulé et en silicium mesuré dans le Trieux

31.5.4 Autres éléments

$$NNH4 = 7,8$$

$$P_{part} = 1,37 \cdot MES^{0,26}$$

$$N_{org} = 71$$

$$MES = 1,34 \cdot Q + 0,87$$

32 L'URNE

32.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	34463 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		266 mm		129,56 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	0,51 $m^3 \cdot s^{-1}$		0,061 $m^3 \cdot s^{-1}$		14,4 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)						
	Emissions azotées nettes par unité de surface			17,2 $kg/km^2/jdeN$		
				63 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	Très importante 10 fond de baie de Saint Brieuc				
	Phytoplancton	0 < indice < 2				

32.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
88,33	-4,752	178,2	1,227	0,8696	1er

32.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

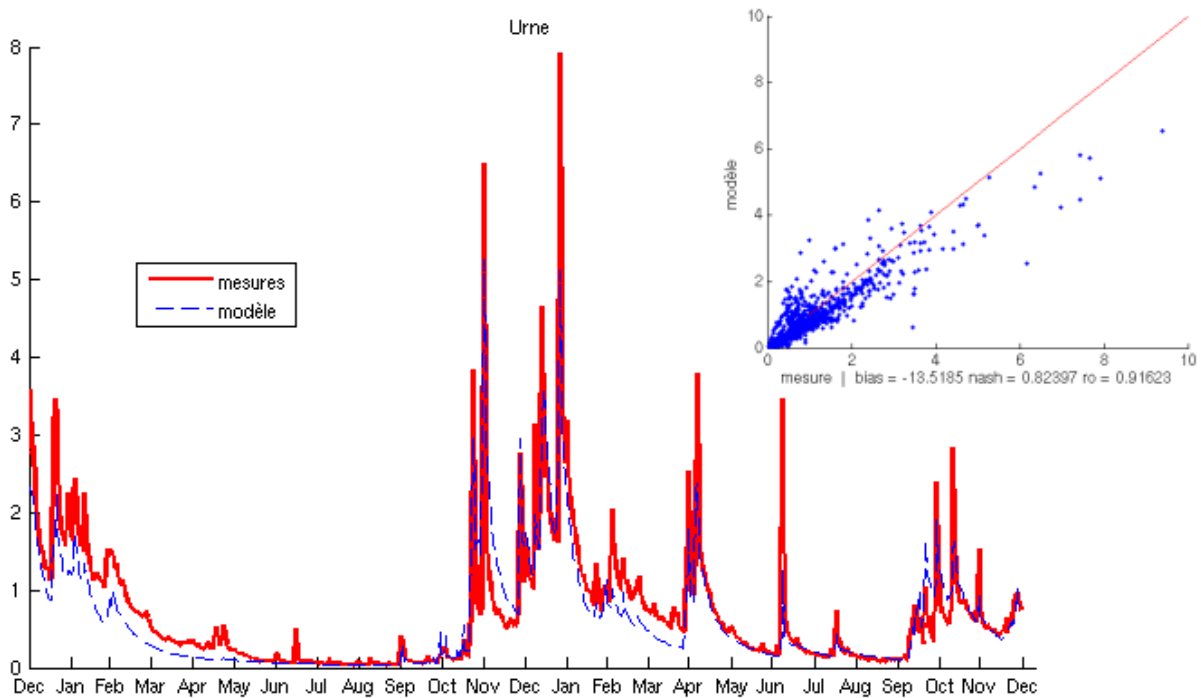


FIG. 32.1: Tracé des débits (lamme d'eau en mm)calculé (bleu) et mesuré (rouge) de l'Urne en 2004 et 2005

32.4 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

32.4.1 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = 796 + 123 \cdot \ln(Q - 22) - 27,88 \cdot Q$$

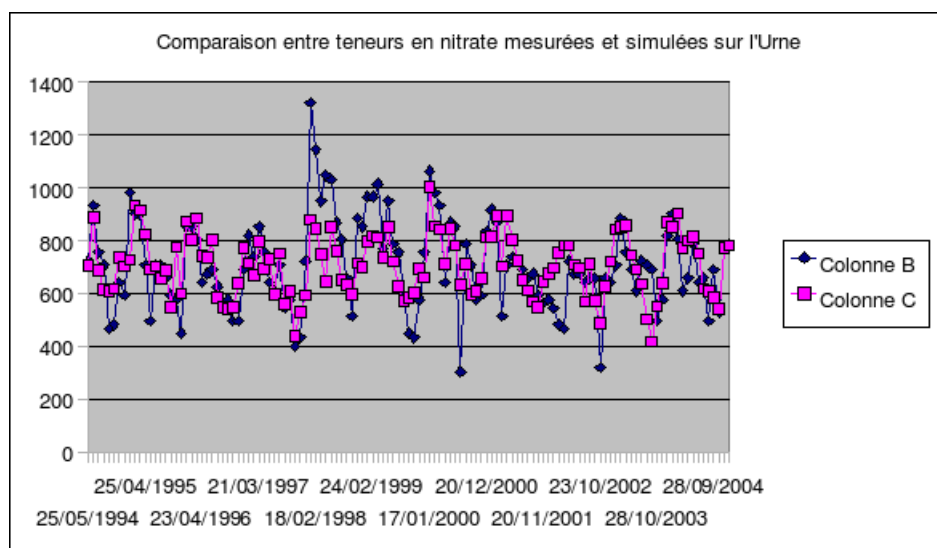


FIG. 32.2: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans l'Urne

32.4.2 Relation pour le phosphate

$$PPO4 = 0,55 - 2,70 \cdot \ln(Q) + 1,158 \cdot Q$$

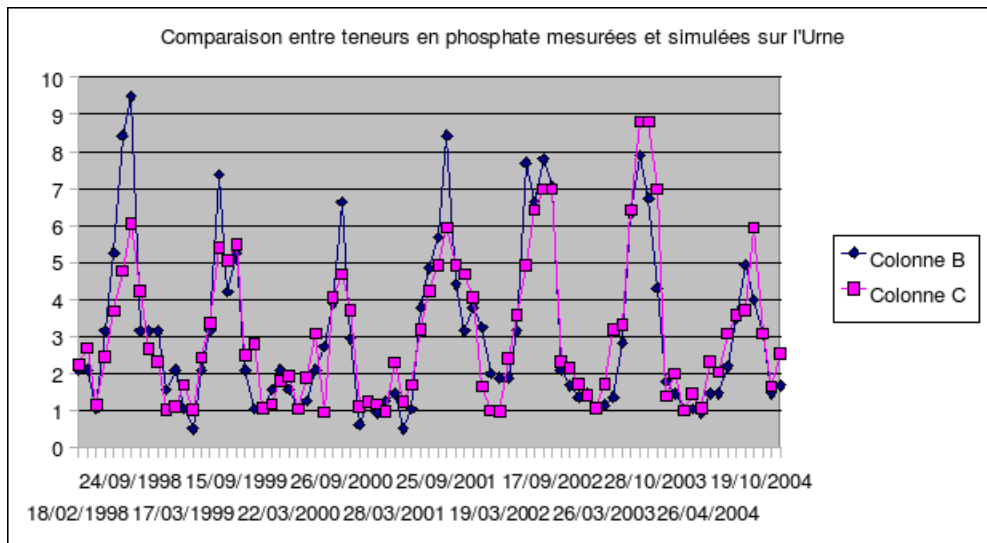


FIG. 32.3: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans l'Urne

32.4.3 Autres éléments

$$Si = 273$$

$$NNH4 = 4,8$$

$$Ppart = 0,406 \cdot MES^{0,536}$$

$$Norg = 26,87 \cdot MES^{0,216}$$

$$MES = 16,69 \cdot Q^{0,68}$$

33 LA VILAINE

33.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

La Vilaine est de loin le plus gros cours d'eau breton. Elle occupe le quart Sud-Est de la région Bretagne, et se jette dans l'Océan Atlantique au niveau de la Roche-Bernard. D'une superficie de 10400 km², soit environ les 2/5e de la Bretagne, son bassin versant est peu arrosé : il reçoit en moyenne 700 à 900 mm/an, hormis dans les régions de Rennes et de Paimpont où les précipitations descendent en-dessous des 700 mm/an. Il repose en grande majorité sur un substrat schisteux, associé à quelques grès et quartzites au Sud-Ouest de Rennes et un peu de granit au niveau de l'exutoire. Ces caractéristiques expliquent la sévérité des étiages sur la Vilaine, ainsi que les problèmes liés à l'AEP (faiblesse des ressources souterraines, et superficielles en étiage). Des retenues ont été construites tout au long de la Vilaine (Valière, Chapelle-Erbrée, Cantache, Arzal) et visent trois objectifs : l'alimentation en eau potable, le soutien des étiages, l'écrêtage des crues. En effet, les agglomérations de Rennes et de Vitré ont un impact très négatif sur la qualité des eaux. La prise d'eau de Férel (proche du barrage d'Arzal, exutoire) est la plus importante de Bretagne ; elle connaît des remontées salines qui perturbent la production d'eau potable, ainsi qu'une importante eutrophisation dulçaquicole. Les classements réalisés par l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne sur la période 1989-93 font état d'une qualité biochimique mauvaise sur la majorité du linéaire, avec quelques zones classées "très mauvais" (aval Rennes et Vitré) ou "bon" (affluents tels que la Chèze, la Flume).

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	2021673 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		194 mm		10432 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	73 $m^3 \cdot s^{-1}$		4,3 $m^3 \cdot s^{-1}$		826 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
	22%	68%	10%	0%	6%	
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)						
	Emissions azotées nettes par unité de surface			6,6 $kg/km^2/jdeN$		
				24 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	non				
	Phytoplancton	13<indice<17, site le plus touché en Bretagne				

33.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
79,87	-10,0	335,9	5	0,9 (fixe)	2eme

33.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

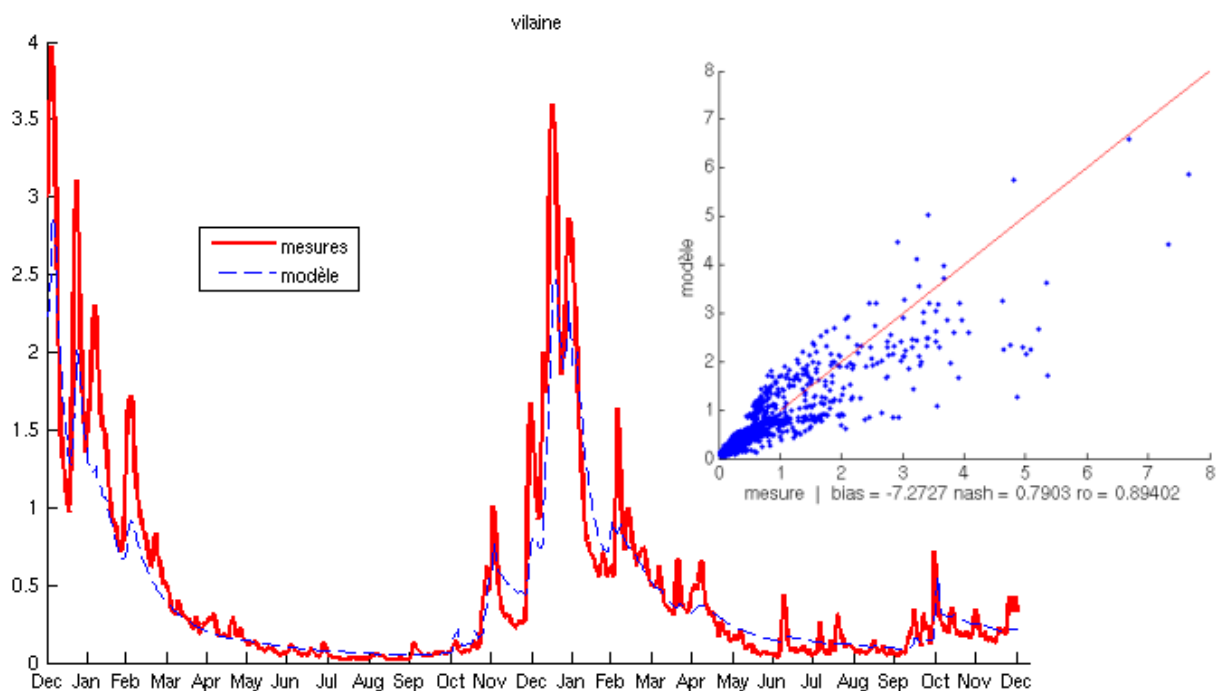


FIG. 33.1: Tracé des débits (lame d'eau en mm) calculé (bleu) et mesuré (rouge) de la Vilaine en 2004 et 2005

33.4 Evolution des débits et du nitrate

Le graphique ci-dessous montre une augmentation progressive des teneurs en nitrate, ainsi qu'un fort accroissement de l'amplitude de variation des concentrations. Les minima restent stables, aux alentours de 5 mg/l, à la différence des maxima qui augmentent de façon remarquable.

Sur de telles données, il est difficile de juger de l'effet des débits, et donc implicitement de la pluie, sur les concentrations. Par contre, le graphique suivant, construit à partir de données quotidiennes (Q_{moy} , $NO3_{moy}$) sur 4 ans, nous montre un cycle d'une grande pureté et des oscillations des teneurs en nitrate répondant très bien aux variations de débit. Les périodes hivernales sont marquées par des concentrations maximales en nitrate atteignant parfois 60 mg/l, alors que les étiages, relativement sévères, voient les concentrations en nitrate chuter jusque 5-10 mg/l. Il convient cependant de rester prudent à l'égard de telles données de concentrations qui, provenant d'une retenue, peuvent subir des effets de lissage et de consommation par le phytoplancton, lesquels pourraient expliquer une telle pureté de signal.

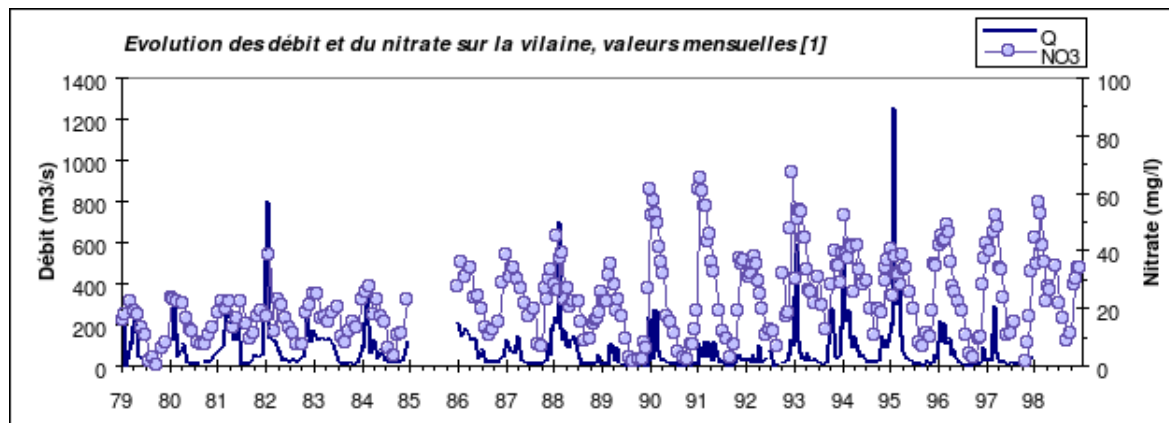


FIG. 33.2: Evolution des débits et de la concentration en nitrate dans la Vilaine

33.5 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

33.5.1 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = -9022 + 129 \cdot \ln(Q - 13) - 0,25 \cdot Q + 0,39 \cdot \text{date} - 1,10 \cdot 10^{-10} \cdot \text{date}^3$$

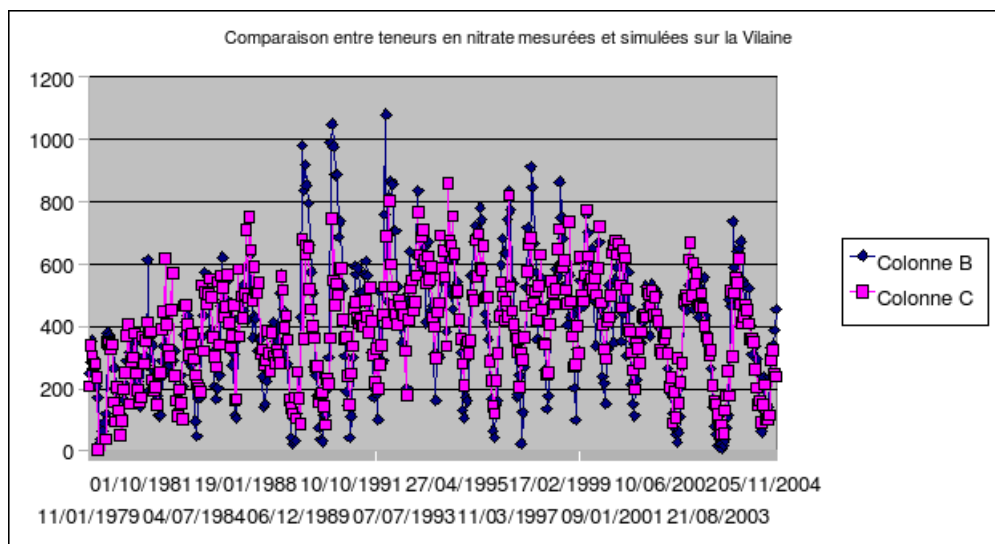


FIG. 33.3: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans la Vilaine

33.5.2 Autres éléments

$$PPO4 = 2,62 \cdot Q^{0,144}$$

$$Si = 27,16 \cdot Q^{0,323}$$

$$NNH4 = 8,8$$

$$Ppart = 0,052 \cdot MES + 2,5$$

$$Norg = 32,5 \cdot MES^{0,36}$$

$$MES = 18,14 \cdot EXP(0,002 \cdot Q)$$

34 LE YAR

34.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Cours d'eau se jettant en fond de baie de Lannion, et responsable pour partie d'une très importante marée verte, le Yar bénéficie pourtant d'une bonne qualité physicochimique générale. La qualité nitrate y est mauvaise (épandages de fumier de bovins notamment) mais les flux azotés restent très modérés. C'est la configuration de l'estran sableux et l'hydrodynamique locale qui expliquent la marée verte.

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	40625 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		484 mm		84 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	0,8 $m^3 \cdot s^{-1}$		0,15 $m^3 \cdot s^{-1}$		10,5 $m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
	99%	0%	0%	0%	19%	
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)	700	1400	900	2260	1670	10
	Emissions azotées nettes par unité de surface			3,01 $kg/km^2/jdeN$		
				11 $kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes	indice 9, grèves de St-Michel et St-Efflam (baie de Lannion)				
	Phytoplancton	non signalé				

34.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
5,818	-3,266	320,7	1,924	0,9 (fixe)	2eme

34.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

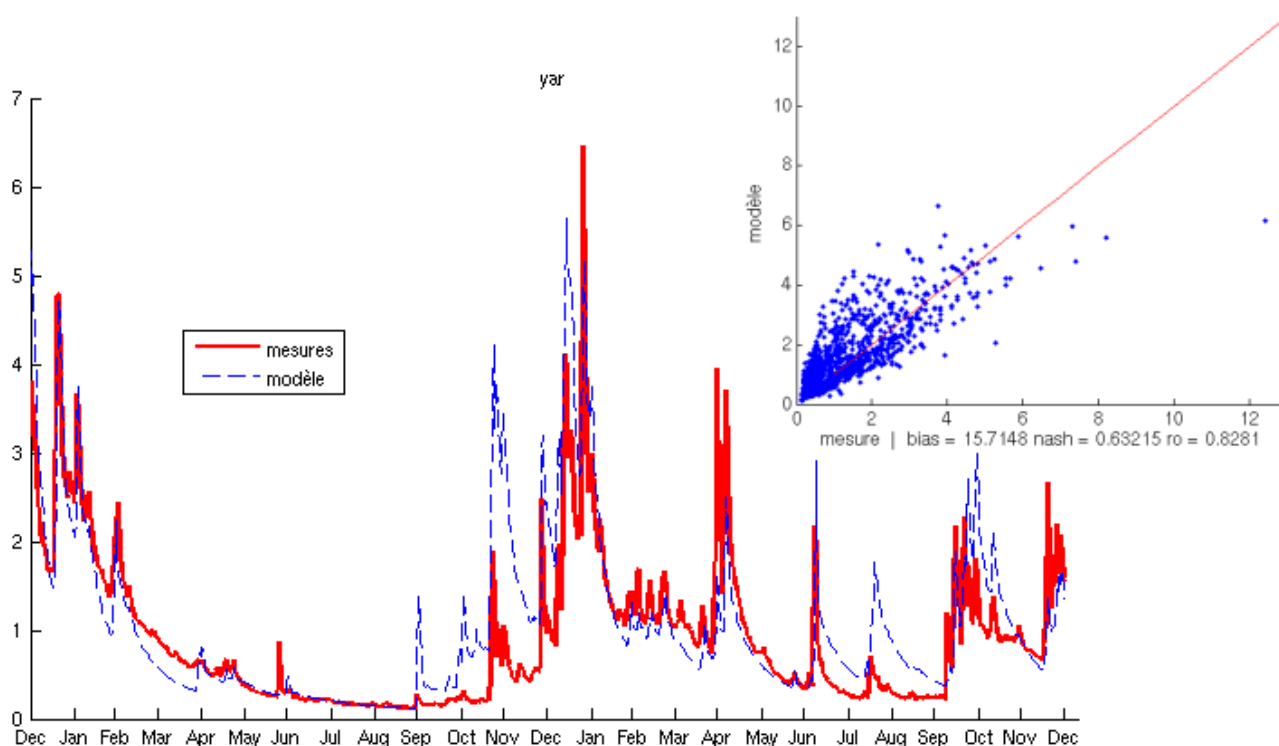


FIG. 34.1: Tracé des débits (lamme d'eau en mm)calculé (bleu) et mesuré (rouge) de le Yar en 2004 et 2005

34.4 Evolution des débits et du nitrate

Malheureusement, on ne disposait pas de longues et denses séries de mesures sur le Yar. Le nombre de prélèvements a cependant été accru à partir des années 1988. Les variations du nitrate décrivent de faibles amplitudes avec des minima généralement en automne-hiver et des maxima en fin d'été, cas relativement rare. Il est difficile de qualifier le comportement du cours d'eau au vu d'un simple graphique ; les variations semblent chaotiques et peu reliées au débit, ce qu'il faut vérifier statistiquement.

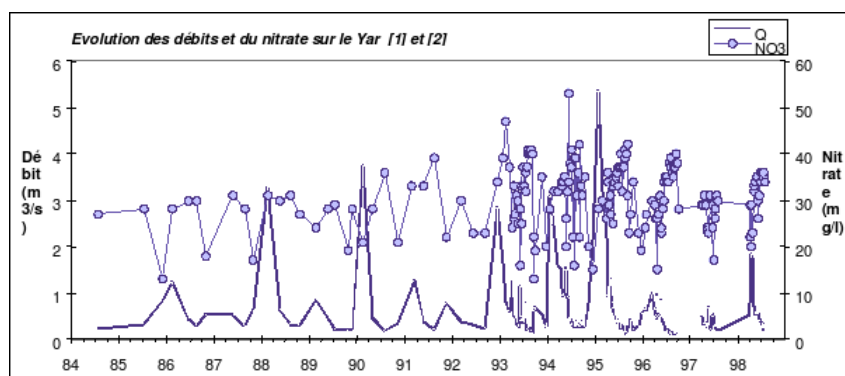


FIG. 34.2: Evolution des débits et de la concentration en nitrate dans le Yar

34.5 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

34.5.1 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = 635 + 45,11 \cdot \ln(Q - 177) - 23,47 \cdot Q - 2,93 \cdot 10^{-12} \cdot date^3$$

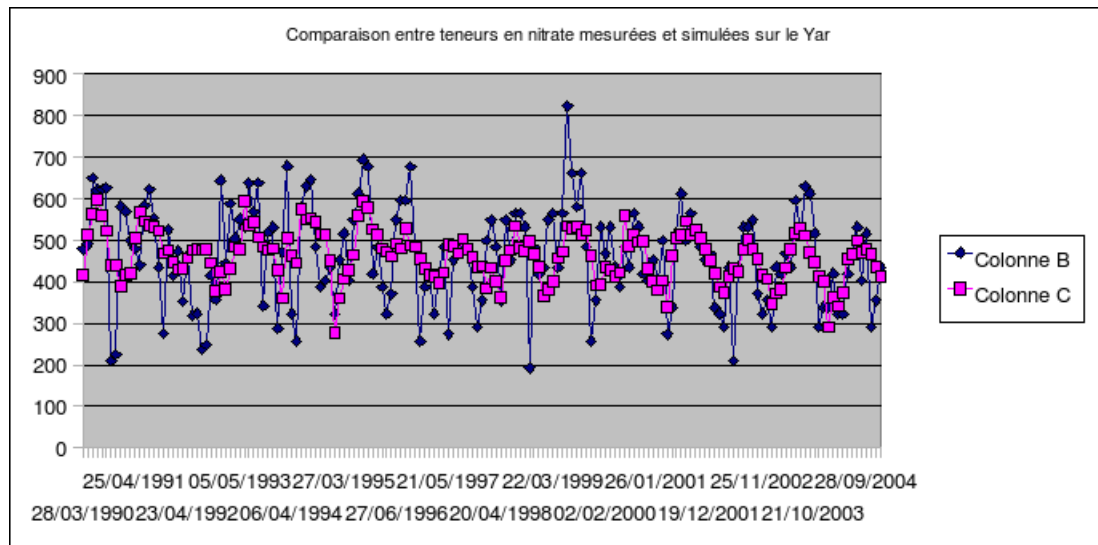


FIG. 34.3: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans l'Yar

34.5.2 Autres éléments

$$PPO4 = 0,78 \cdot Q^{-0,182}$$

$$Si = 211$$

$$NNH4 = 3,2$$

$$Ppart = 0,084 \cdot MES + 0,44$$

$$Norg = 25,7 \cdot MES^{0,267}$$

$$MES = 11,41 \cdot Q^{0,67}$$

35 LES BASSINS VERSANTS NORMANDS

Notre domaine de modélisation monte jusqu'à la latitude de 49°30. Nous devons compléter notre liste de bassins versants par quelques bassins versants normands dont l'apport en nutriments, notamment dans la baie du mont saint Michel est non négligeable. Quatre bassins versants ont été choisis : la Sélune, la Sée, la Sienne et l'Ay. Deux stations météorologiques ont été ajoutées : celles de Gavray et de Saint Hilaire. Le même modèle et les mêmes méthodes sont appliqués à ces quatre bassins versants. Ils sont présentés sur les mêmes bases que les bassins versants bretons.

Les sources des chiffres présentés sont les suivantes : L'agence de l'eau Seine-Normandie et l'agence de l'eau Loire-Bretagne qui ont édité un rapport sur « L'Etude méthodologique d'évaluation des flux polluants en Baie du Mont-Saint-Michel ». De ce rapport ont été extraites les données de modules et de pluie efficace de quelques bassins versants. Les indices de prolifération algale sont estimées à partir du rapport du RHLN (Réseau Hydrologique Littoral Normand) de l'IFREMER sur les « cycles annuels 2001-2003 et la proposition d'indicateur d'eutrophisation » et son extension 2001-2004. Les données de surface et les cartes de bassin versant et de moyennes annuelles de précipitations proviennent de l'ATLAS « Etat des lieux et des milieux de la zone littorale de Basse Normandie » de l'IFREMER Port en Bessin.

35.1 STATIONS METEOROLOGIQUES ET LIMNIGRAPHIQUES

N°	Nom	Numéro	Pluie moyenne	Dép.	Org.
1	Gavray	50197002	450	50	DIREN
2	St Hilaire	50484002	350	50	DIREN

N°	Nom	Numéro	Commune	X	Y	Dép.	Org.
1	Selune	I9221020	TERREGATE	332290	2405912	50	DIREN
2	Sée	I8002010	CHERENCE-LE-ROUSSEL	353213	2417888	50	DIREN
3	Sienne	I7021020	SAINTE-CECILE	340211	2432365	50	DIREN
4	Ay	I6983010	ANCTEVILLE	322199	2463398	50	DIREN

35.2 CARTES DES BASSINS VERSANTS ET DES PRECIPITATIONS MOYNNES

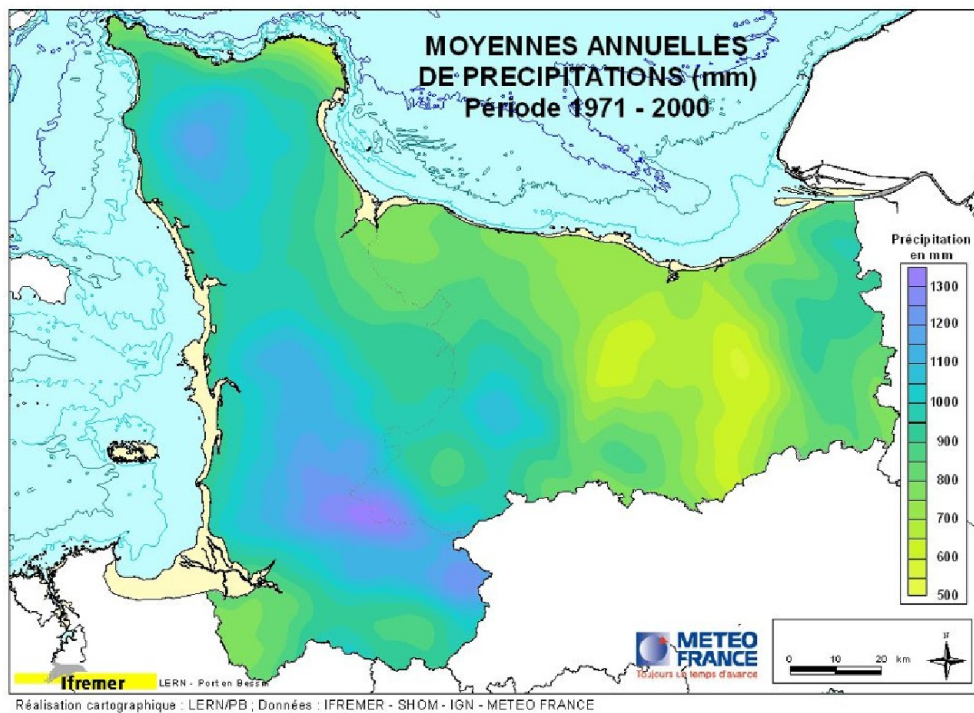


FIG. 35.1: Carte de précipitation sur la Normandie

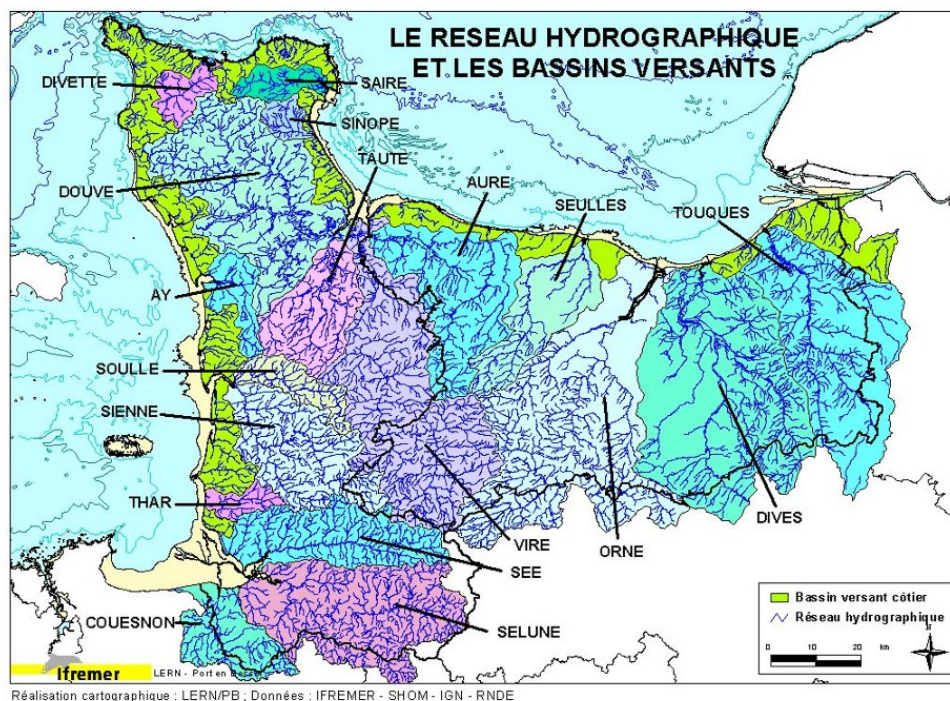


FIG. 35.2: Carte du découpage des bassins versants normands

36 LA SEE

36.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Le bassin versant de la See est couvert en grande partie par des prairies. L'écoulement est libre jusqu'à l'exutoire. Il est à noter que ce bassin versant est caractérisé par un fort ruissellement. Il est encaissé entre deux grands massifs granitiques qui s'étendent d'est en ouest. La pluviométrie moyenne annuelle y est très forte : supérieure à 1000 mm/an. Les réserves en eau de ce bassin versant sont faibles. L'activité agricole y est importante, 92% du territoire est couvert par des surfaces agricoles utiles. Cette activité est dominée par l'élevage : on a recensé près de 85000 têtes de bovin en 1988. En 1994 on a déterminé que 140 km² étaient consacrés à la culture de céréales dont 115 km² de maïs.

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	213183 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		387 mm		551,2 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	5,5 $m^3 \cdot s^{-1}$		1,1 $m^3 \cdot s^{-1}$		$m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)						
	Emissions azotées nettes par unité de surface			$kg/km^2/jdeN$		
				$kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes					
	Phytoplancton	Indice 3				

36.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
28,56	6,56	564,8	1,42	0,88	2eme

36.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

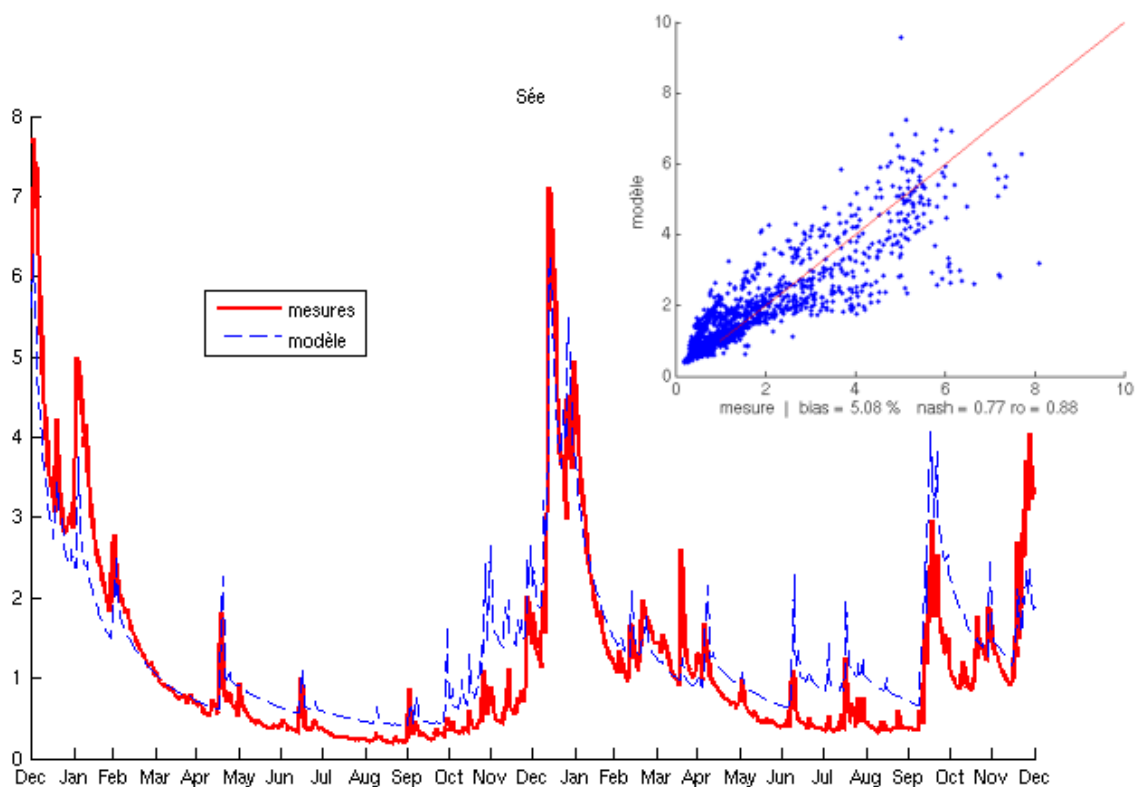


FIG. 36.1: Tracé des débits (lamme d'eau en mm)calculé (bleu) et mesuré (rouge) de la Sée en 2004 et 2005

36.4 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

36.4.1 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = 489,5 + 63,15 \cdot (\ln(Q) - 32) - 3,24 \cdot Q - 2,16 \cdot 10^{-12} \cdot date^3$$

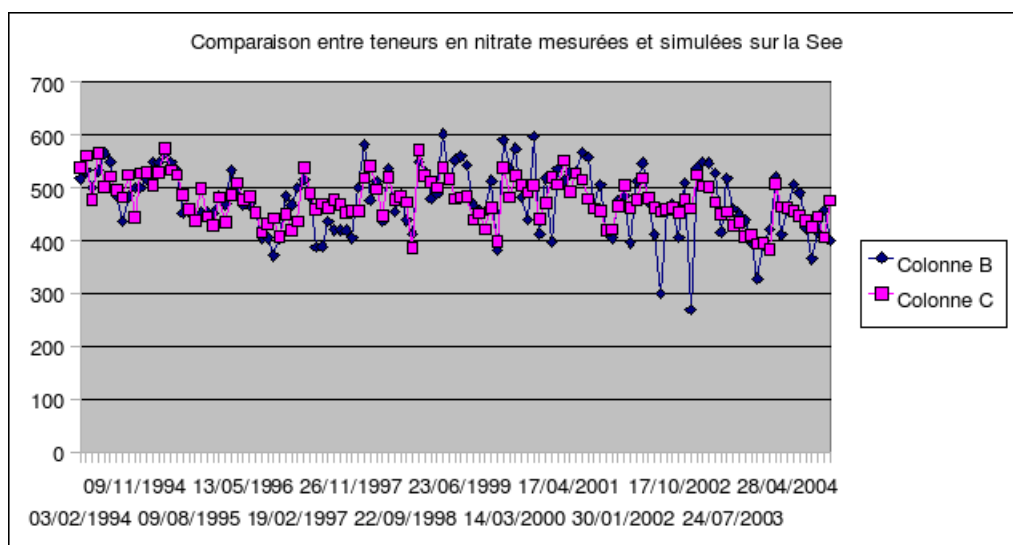


FIG. 36.2: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans la See

36.4.2 Relation pour le phosphate

$$PPO4 = 3,29 - 1,56 \cdot \ln(Q) + 0,1467 \cdot Q$$

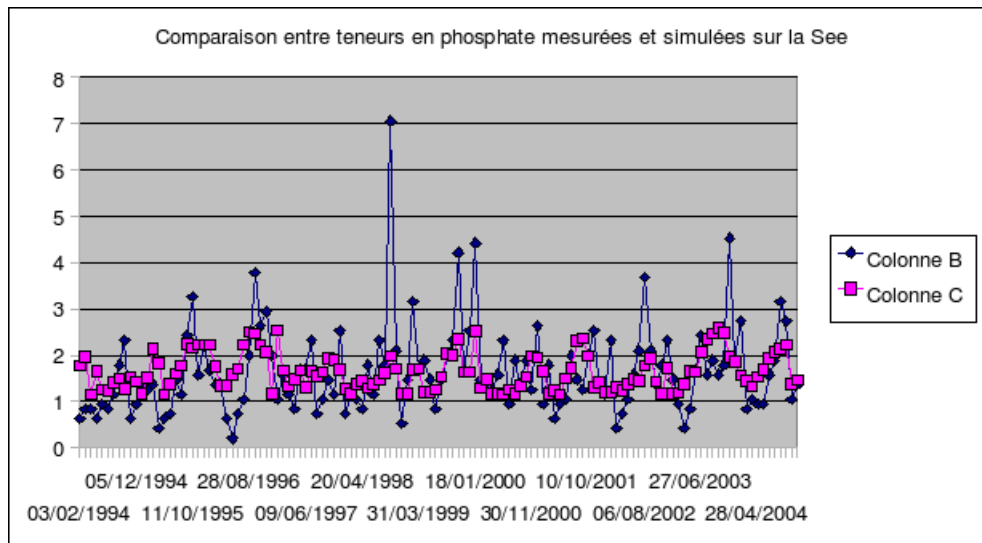


FIG. 36.3: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans la See

36.4.3 Autres éléments

$$Si = 230$$

$$NNH4 = 3,3$$

$$Ppart = 0,0462 \cdot MES + 1,465$$

$$Norg = 0,4746 \cdot MES + 38,68$$

$$MES = 7,64 \cdot Q^{0,578}$$

37 LA SELUNE

37.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

La Sélune prend sa source à 140m d'altitude, et s'étend sur 68km de long. Elle est coupée par deux barrages EDF à la Roche-qui-boit et Vezin, l'écoulement est donc contraint par ces barrages. 55 % de la zone couverte par son bassin versant sont occupés par des surfaces agricoles (prairie, terres cultivées). L'impact anthropique est fort : d'après certaines études, la majeure partie des flux azotés est d'origine agricole.

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	318517 $10^3 \text{ m}^3 \cdot an^{-1}$		344 mm		926,5 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	12,7 $m^3 \cdot s^{-1}$		1,6 $m^3 \cdot s^{-1}$		$m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)						
	Emissions azotées nettes par unité de surface			$kg/km^2/jdeN$		
				$kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes					
	Phytoplancton	Indice 3				

37.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
180,6	1,055	224,3	1,867	0,9 (fixe)	1er

37.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

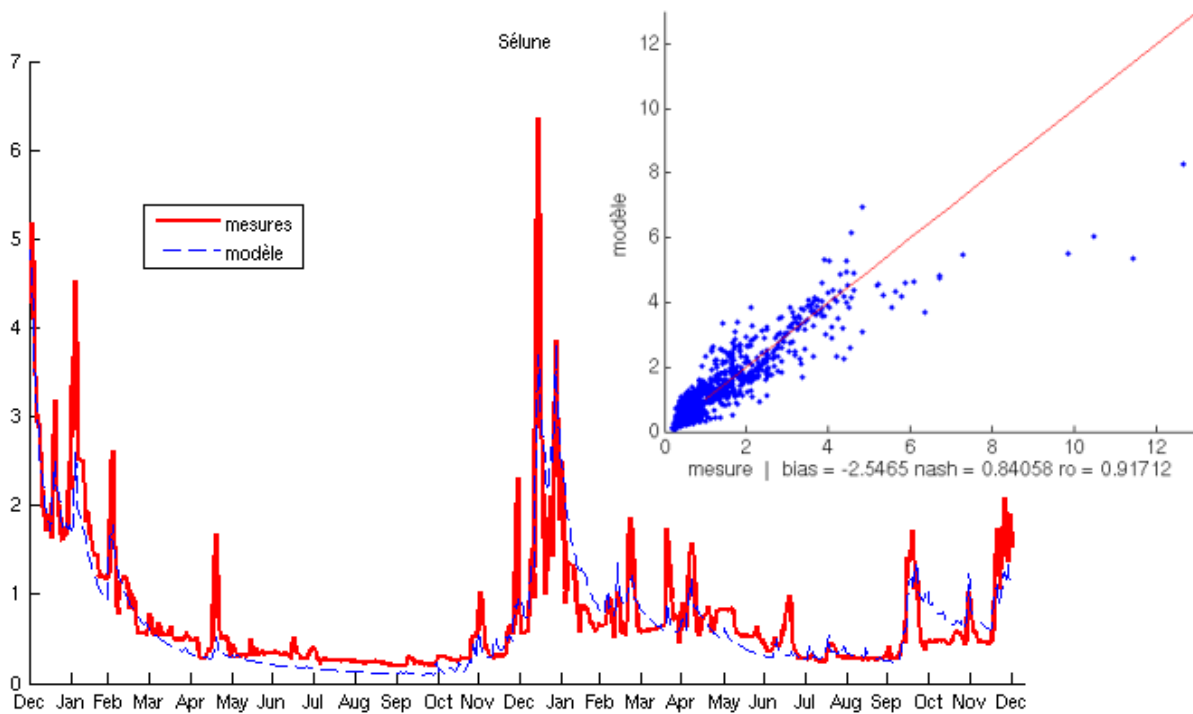


FIG. 37.1: Tracé des débits (lamme d'eau en mm) calculé (bleu) et mesuré (rouge) de la Selune en 2004 et 2005

37.4 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

37.4.1 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = -18766 + 75,27 \cdot \ln(Q - 32) + 1,06 \cdot Date - 1,47 \cdot 10^{-5} \cdot Date^2$$

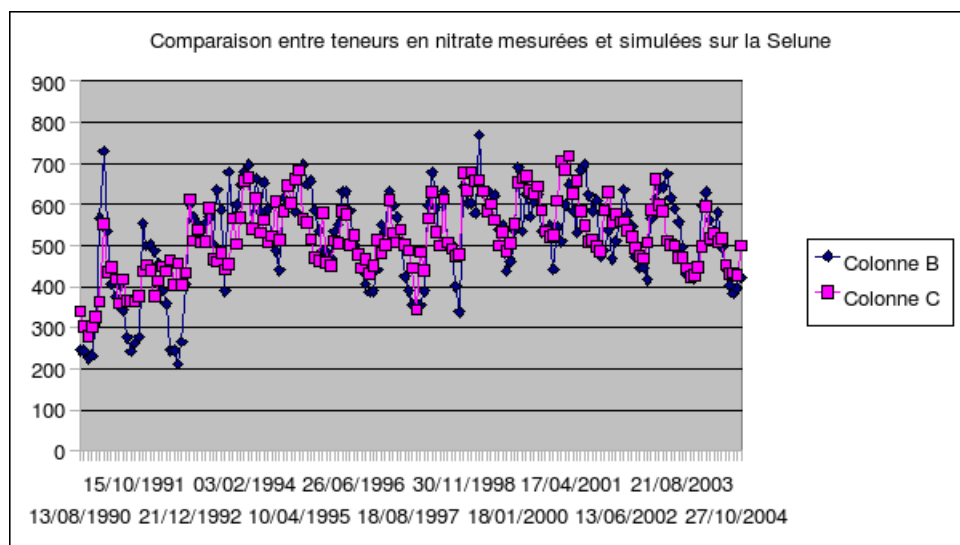


FIG. 37.2: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans la Selune

37.4.2 Autres éléments

$$PPO4 = 0,2128 \cdot Ln(Q) + 0,935$$

$$Si = 14,325 \cdot Ln(Q) + 189,2$$

$$NNH4 = 1,159 \cdot Q^{0,536}$$

$$Ppart = 1,219 \cdot MES^{0,3021}$$

$$Norg = 57$$

$$MES = 3,339 \cdot Q^{0,4114}$$

38 LA SIENNE

38.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	262695 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		448 mm		585,8 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	$m^3 \cdot s^{-1}$		$m^3 \cdot s^{-1}$		$m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)						
	Emissions azotées nettes par unité de surface			$kg/km^2/jdeN$		
				$kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes					
	Phytoplancton	2<indice<3				

38.2 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
279,2	4,302	172,2	1,327	0,767	2eme

38.3 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

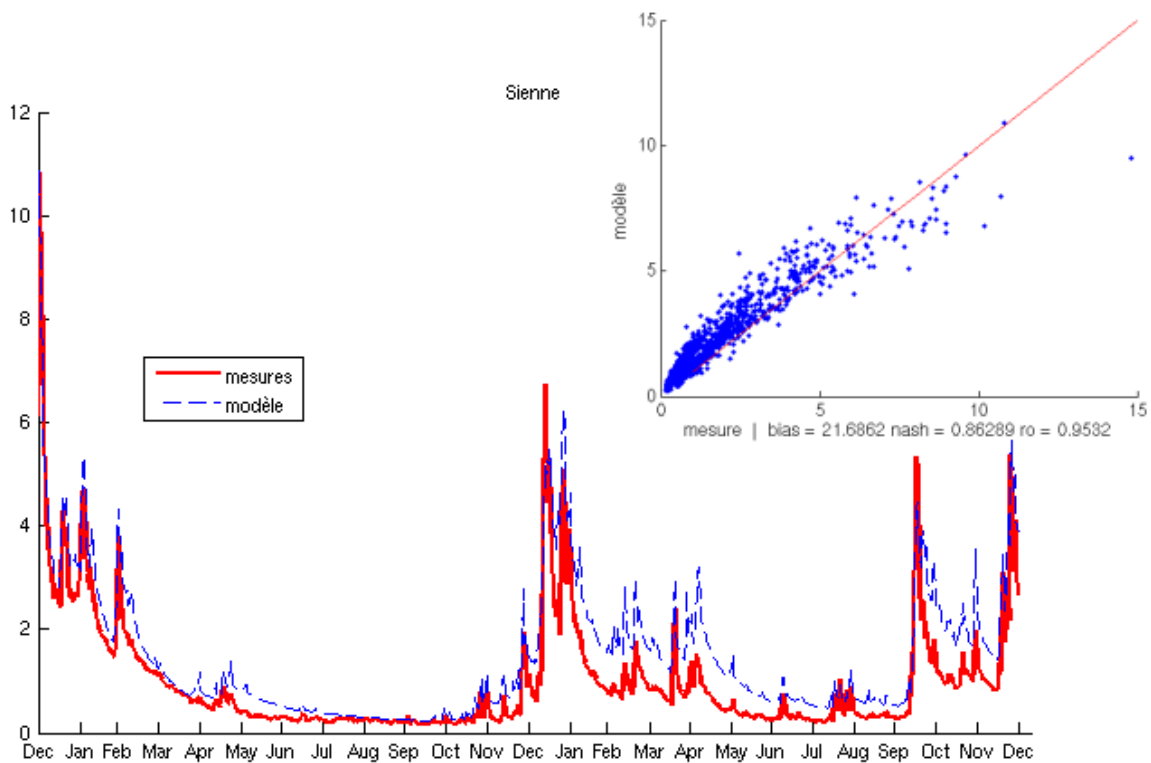


FIG. 38.1: Tracé des débits (lamme d'eau en mm) calculé (bleu) et mesuré (rouge) de la Sienne en 2004 et 2005

38.4 RELATION DEBIT-CONCENTRATION

38.4.1 Relation pour le nitrate

$$NNO3 = 126,78 + 83,83 \cdot (Ln(Q) - 2) - 2,23 \cdot Q$$

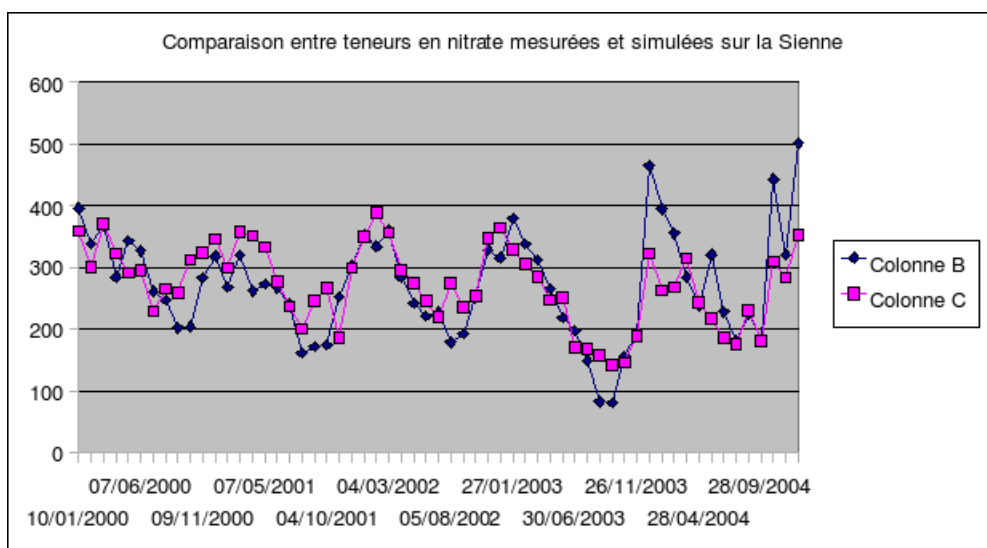


FIG. 38.2: Comparaison entre la concentration en nitrate simulé et en nitrate mesuré dans la Sienne

38.4.2 Autres éléments

$$PPO4 = 6,42 - 1,197 \cdot Ln(Q)$$

$$Si = 157$$

$$NNH4 = 4,2$$

$$Ppart = 0,9622 \cdot MES^{0,3787}$$

$$Norg = 0,6723 \cdot MES + 51,26$$

$$MES = 8,014 \cdot Ln(Q) + 2,11$$

39 L'AY

39.1 PRESENTATION DU COURS D'EAU

Climat	Pluie efficace cumulée		Pluie efficace cumulée par km^2		Surface totale	
	31221 $10^3\ m^3 \cdot an^{-1}$		184 mm		170 km^2	
Hydrométrie	Module		Débit d'étiage		Débit de crue	
	$m^3 \cdot s^{-1}$		$m^3 \cdot s^{-1}$		$m^3 \cdot s^{-1}$	
Géologie	% granite	% schiste	% micaschiste	% gneiss	% sout.	
Pression de pollution	Agriculture			Population		Emissions
	Minéral	Animal	Excédent	Eté	Hiver	hors agric.
(en $kg/jdeN$)						
	Emissions azotées nettes par unité de surface			$kg/km^2/jdeN$		
				$kg/ha/andeN$		
Sensibilité du site	Marées vertes					
	Phytoplancton	Indice 3				

39.1.1 VALEURS ESTIMEES DES PARAMETRES DU MODELE PLUIE-DEBIT GR4

P1	P2	P3	P4	P5	Algorithme
264,4	1,519	160,7	1,228	0,9 (fixe)	2eme

39.1.2 GRAPHIQUE : EVOLUTION DES DEBITS, VALIDATION

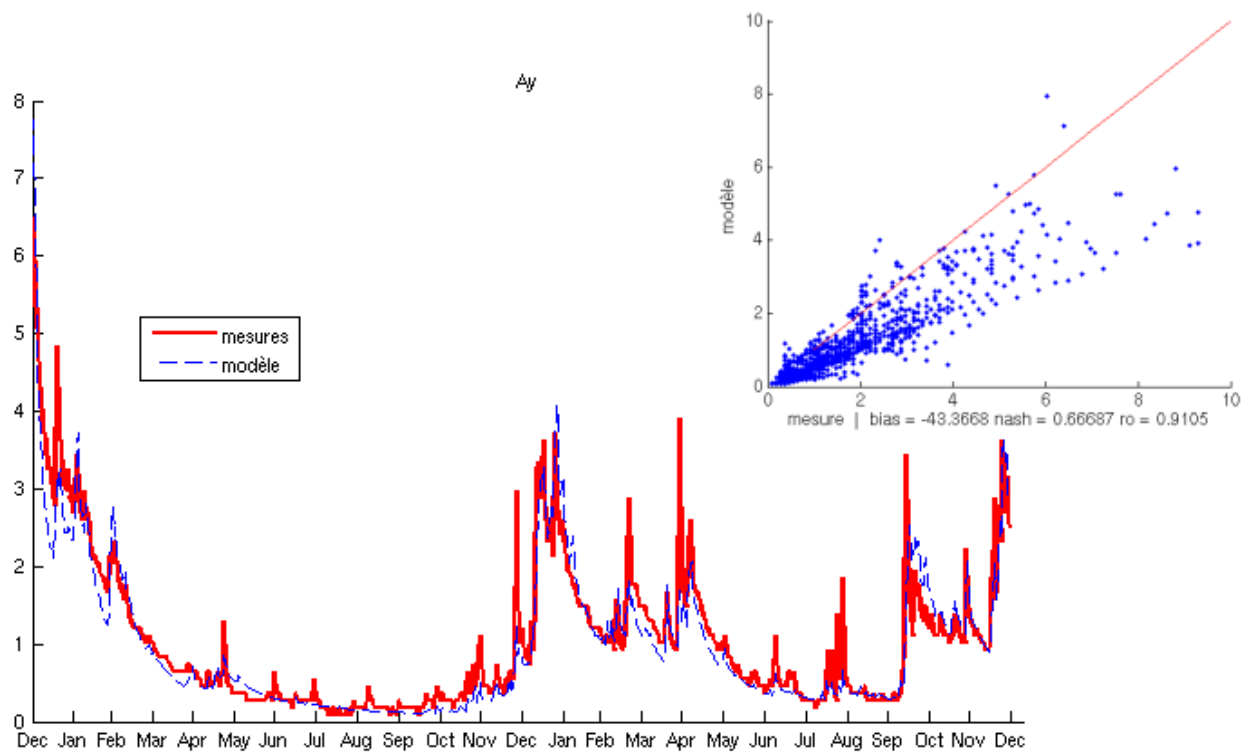


FIG. 39.1: Tracé des débits (lame d'eau en mm) calculé (bleu) et mesuré (rouge) de l'Ay en 2004 et 2005

Annexe 2

Equations du modèle biologique avec les variables décrivant la croissance de Pseudo-Nitzschia

Pour NO_3 :

$$\begin{aligned} \frac{dNO_3}{dt} = & k_{nitrif} \cdot NH_4 - \left(\mu_{maxdiat} \cdot f_T \cdot f_{lim} \frac{f_{NO_3}}{f_N} DIAT + \right. \\ & \mu_{maxdino} \cdot f_T \cdot f_{lim} \frac{f_{NO_3}}{f_N} DINO + \\ & f_{lim} \cdot f_T \cdot \mu_{maxpsnz} \cdot \frac{f_{NO_3}}{f_N} PSNZ + \\ & \left. \mu_{maxnano} \cdot f_T \cdot f_{lim} \frac{f_{NO_3}}{f_N} NANO \right) \end{aligned}$$

Pour NH_4 :

$$\begin{aligned} \frac{dNH_4}{dt} = & k_{minN} \cdot f_T \cdot N_{det} - \left(\mu_{maxdiat} \cdot f_T \cdot f_{lim} \frac{f_{NH_4}}{f_N} DIAT + \right. \\ & \mu_{maxpsnz} \cdot f_T \cdot f_{lim} \cdot \frac{f_{NH_4}}{f_N} PSNZ + \\ & \mu_{maxdino} \cdot f_T \cdot f_{lim} \frac{f_{NH_4}}{f_N} DINO + \\ & \left. \mu_{maxnano} \cdot f_T \cdot f_{lim} \frac{f_{NH_4}}{f_N} NANO \right) \\ & + (e_{microzoo} \cdot MICROZOO + e_{mesozoo} \cdot MESOZOO) \cdot r_{zooN:C} \end{aligned}$$

Pour Si :

$$\begin{aligned} \frac{dSi}{dt} = & k_{diss} \cdot f_T \cdot Si_{part} - r_{Si:N} \cdot f_T \cdot \\ & (f_{lim} \cdot \mu_{maxpsnz} \cdot PSNZ + f_{lim} \cdot \mu_{maxDIAT} \cdot DIAT) \end{aligned}$$

Pour P :

$$\begin{aligned} \frac{dP}{dt} = & k_{adsorp} (Q_{0max} \cdot X_{SM} - P_{adsb}) P + k_{desorp} \frac{P_{adsb}}{Q_{0max} \cdot X_{SM}} P_{adsb} + k_{minP} \cdot P_{org} + \\ & r_{P:N} (r_{N:dwzoo} \cdot f_T (e_{microzoo} \cdot MICROZOO + e_{mesozoo} \cdot MESOZOO) - \\ & (\mu_{maxdiat} \cdot f_T \cdot f_{lim} \cdot DIAT + \mu_{maxpsnz} \cdot f_T \cdot f_{lim} \cdot PSNZ + \\ & \mu_{maxdino} \cdot f_T \cdot f_{lim} \cdot DINO + \mu_{maxnano} \cdot f_T \cdot f_{lim} \cdot NANO)) \end{aligned}$$

Azote détritique :

$$\begin{aligned}
\frac{dN_{org}}{dt} = & f_T \cdot (m_{diat} \cdot DIAT + m_{psnz} \cdot PSNZ + m_{dino} \cdot DINO + m_{nano} \cdot NANO) \\
& - k_{minN} \cdot N_{org} + \left(\mu_{maxmicrozoo} \cdot f_T \frac{capture_{microzoo}}{capture_{microzoo} + K_{microzoo}} (1 - Ass_{microzoo}) \right. \\
& \left. + m_{microzoo} \right) \cdot MICROZOO \cdot r_{zooN:C} - broutage_{micro} \cdot 0,8 \cdot N_{org} \cdot r_{zooN:C} + \\
& (\mu_{maxmesozoo} (1 - \exp(-\gamma_{zoo} \cdot capture_{mesozoo})) (1 - Ass_{mesozoo}) \\
& \left. + m_{mesozoo} \right) \cdot MESOZOO \cdot r_{zooN:C}
\end{aligned}$$

Phosphore détritique :

$$\begin{aligned}
\frac{dP_{org}}{dt} = & r_{P:N} \cdot f_T \cdot (m_{diat} \cdot DIAT + m_{psnz} \cdot PSNZ + m_{dino} \cdot DINO + m_{nano} \cdot NANO) \\
& - k_{minP} \cdot P_{org} + \left(\mu_{maxmicrozoo} \cdot \frac{capture_{microzoo}}{capture_{microzoo} + K_{microzoo}} (1 - Ass_{microzoo}) \right. \\
& \left. + m_{microzoo} \right) \cdot MICROZOO \cdot r_{zooN:C} - broutage_{micro} \cdot 0,8 \cdot N_{org} \cdot r_{zooN:C} + \\
& (\mu_{maxmesozoo} \cdot f_T (1 - \exp(-\gamma_{zoo} \cdot capture_{mesozoo})) (1 - Ass_{mesozoo}) \\
& \left. + m_{mesozoo} \right) \cdot MESOZOO \cdot r_{zooN:C}
\end{aligned}$$

Silice détritique :

$$\begin{aligned}
\frac{dSi_{org}}{dt} = & m_{diat} \cdot f_T \cdot r_{Si:N} \cdot DIAT - k_{diss} \cdot f_T \cdot Si_{org} - \\
& r_{Si:N} \cdot r_{zooN:C} \cdot broutage_{meso} \cdot (DIAT + PSNZ)
\end{aligned}$$

Pour le microzooplancton :

$$\begin{aligned}
\frac{dMICROZOO}{dt} = & \left(\mu_{maxmicrozoo} \cdot f_T \frac{capture_{microzoo}}{capture_{microzoo} + K_{microzoo}} Ass_{microzoo} - \right. \\
& \left. e_{microzoo} - m_{microzoo} \right) MICROZOO - \\
& MESOZOO \cdot \mu_{maxmesozoo} \cdot f_T \cdot (1 - \exp(-\gamma_{zoo} \cdot capture_{mesozoo})) \\
& \frac{0,7 \cdot MICROZOO}{PSNZ + DIAT + 0,1 \cdot DINO + 0,7 \cdot MICROZOO}
\end{aligned}$$

Annexe 3

Equations de la technique de traçage de l'azote

Ci-dessous sont présentées les équations pour le traçage du cycle de l'azote dans le modèle décrit au ??.

Dans les équations qui suivent, les traceurs de la variable X sont notés T_X .

T_{NO_3} :

$$\begin{aligned} \frac{dT_{NO_3}}{dt} = & k_{nitrif} \cdot T_{NH_4} - \frac{T_{NO_3}}{NO_3} \cdot \left(\mu_{maxdiat} \cdot f_T \cdot f_{lim} \frac{f_{NO_3}}{f_N} \cdot DIAT + \right. \\ & \mu_{maxdino} \cdot f_T \cdot f_{lim} \frac{f_{NO_3}}{f_N} \cdot DINO + \\ & \left. \mu_{maxnano} \cdot f_T \cdot f_{lim} \frac{f_{NO_3}}{f_N} \cdot NANO \right) \end{aligned}$$

T_{NH_4} :

$$\begin{aligned} \frac{dT_{NH_4}}{dt} = & k_{minN} \cdot f_T \cdot T_{Ndet} - \frac{T_{NH_4}}{NH_4} \left(\mu_{maxdiat} \cdot f_T \cdot f_{lim} \frac{f_{NH_4}}{f_N} \cdot DIAT + \right. \\ & \mu_{maxdino} \cdot f_T \cdot f_{lim} \frac{f_{NH_4}}{f_N} \cdot DINO + \mu_{maxnano} \cdot f_T \cdot f_{lim} \frac{f_{NH_4}}{f_N} \cdot NANO \Big) \\ & - k_{nitrif} \cdot T_{NH_4} + (e_{microzoo} \cdot T_{MICROZOO} + e_{mesozoo} \cdot T_{MESOZOO}) \cdot r_{zooN:C} \end{aligned}$$

T_{DIAT} :

$$\begin{aligned} \frac{dT_{DIAT}}{dt} = & DIAT \cdot f_T \cdot \mu_{maxdiat} \cdot f_{lim} \cdot \left(\frac{f_{NH_4}}{f_N} \cdot \frac{T_{NH_4}}{NH_4} + \frac{f_{NO_3}}{f_N} \cdot \frac{T_{NO_3}}{NO_3} \right) \\ & - T_{DIAT} \cdot m_{diat} - r_{zooN:C} \cdot broutage_{meso} \cdot \frac{T_{DIAT}}{DIAT} \end{aligned}$$

T_{DINO} :

$$\begin{aligned} \frac{dT_{DINO}}{dt} = & DINO \cdot f_T \cdot \mu_{maxdino} \cdot f_{lim} \cdot \left(\frac{f_{NH_4}}{f_N} \cdot \frac{T_{NH_4}}{NH_4} + \frac{f_{NO_3}}{f_N} \cdot \frac{T_{NO_3}}{NO_3} \right) \\ & - T_{DINO} \cdot m_{dino} - r_{zooN:C} \cdot broutage_{meso} \cdot \frac{T_{DINO}}{DINO} \end{aligned}$$

T_{NANO} :

$$\begin{aligned} \frac{dT_{NANO}}{dt} = & NANO \cdot f_T \cdot \mu_{maxnano} \cdot f_{lim} \cdot \left(\frac{f_{NH_4}}{f_N} \cdot \frac{T_{NH_4}}{NH_4} + \frac{f_{NO_3}}{f_N} \cdot \frac{T_{NO_3}}{NO_3} \right) \\ & - T_{NANO} \cdot m_{nano} - r_{zooN:C} \cdot broutage_{micro} \cdot \frac{T_{NANO}}{NANO} \end{aligned}$$

T_{Norg} :

$$\begin{aligned}
\frac{dN_{org}}{dt} = & m_{diat} \cdot f_T \cdot T_{DIAT} + m_{dino} \cdot f_T \cdot T_{DINO} + m_{nano} \cdot f_T \cdot T_{NANO} - k_{minN} \cdot f_T \cdot T_{Norg} \\
& + r_{zooN:C} \cdot (m_{mesozoo} \cdot T_{MESOZOO} + m_{microzoo} \cdot T_{MICROZOO} \\
& + broutage_{microzoo} (1 - Ass_{microzoo}) \left(\frac{T_{NANO}}{NANO} + \frac{T_{Norg}}{Norg} \right) \\
& + broutage_{mesozoo} \left(\frac{T_{DIAT}}{DIAT} + \frac{T_{DINO}}{DINO} + \frac{T_{MICROZOO}}{MICROZOO} \right) \\
& \cdot (1 - Ass_{mesozoo}) - broutage_{micro} \cdot 0,8 \cdot \frac{T_{Norg}}{Norg}
\end{aligned}$$

$T_{MESOZOO}$:

$$\begin{aligned}
\frac{dT_{MESOZOO}}{dt} = & -(e_{mesozoo} + mort_{mesozoo}) \cdot T_{MESOZOO} + \\
& \left(\frac{T_{DIAT}}{DIAT} + \frac{T_{DINO}}{DINO} + \frac{T_{MICROZOO}}{MICROZOO} \right) \\
& \cdot broutage_{mesozoo} \cdot Ass_{mesozoo}
\end{aligned}$$

$T_{MICROZOO}$:

$$\begin{aligned}
\frac{dT_{MICROZOO}}{dt} = & -(e_{microzoo} + m_{microzoo}) \cdot T_{MICROZOO} + \\
& \left(\frac{T_{NANO}}{NANO} + \frac{T_{Norg}}{Norg} \right) \cdot broutage_{microzoo} \cdot Ass_{microzoo} \\
& - broutage_{mesozoo} \cdot \frac{T_{MICROZOO}}{MICROZOO}
\end{aligned}$$

Résumé

Titre : Détection satellitaire et modélisation opérationnelle de la production végétale non-fixée dans la bande côtière bretonne.

L'eutrophisation des milieux marins côtiers, de plus en plus importante, représente un des impacts majeurs des activités humaines sur l'environnement. Les phénomènes d'eutrophisation sont en constante augmentation ; ces dernières décennies ont vu le nombre de sites touchés augmenter de par le monde. La bande côtière bretonne est particulièrement concernée par ce phénomène. L'eutrophisation s'y manifeste de deux façons :

- Des phénomènes de marée vertes, très localisées, qui sont provoqués par la croissance excessive et l'échouage de macro-algues du genre *Ulva* dans ces zones riches en azote ;
- Des blooms de phytoplancton à l'origine des phénomènes d'eaux colorées, qui peuvent aussi provoquer des interdictions de consommation de coquillages lorsque les espèces mises en jeu sont toxiques (*Pseudo-Nitzschia*, *Alexandrium*, *Dinophysis*).

L'objectif de ce travail est multiple : il vise à mettre en évidence et à comprendre l'impact et le rôle des apports en nutriments sur la production primaire et l'eutrophisation des milieux côtiers. Ce travail a aussi pour ambition l'identification et la compréhension des causes des phénomènes d'eutrophisation et permettre ainsi d'apporter des solutions ou des pistes d'amélioration. Enfin, il a aussi un objectif de prévision à court terme de l'état biologique sur la zone. Pour atteindre ces objectifs, un modèle en temps réel a été mis en oeuvre. Les résultats de simulations numériques et de mesures satellitaires sont présentés sur internet : www.previmer.org.

L'outil principal de ce travail est un modèle couplé physique/biogéochimie. La partie hydrodynamique est fournie par le code Mars3D (3D hydrodynamical Model for Application at Regional Scale) développé à IFREMER. Au code hydrodynamique Mars3D est couplé le modèle des cycles de l'azote, du phosphore et du silicium d'IFREMER. Le modèle couplé permet de simuler en 3 dimensions et de manière dynamique les courants, le brassage horizontal et vertical, les champs de température et de salinité, mais aussi les principaux cycles de nutriments, reproduisant ainsi les conditions déterminantes de la production primaire. La croissance des algues est modélisée, et nous permet de voir l'influence des panaches de dilution des principales rivières bretonnes sur leur croissance.

Les difficultés du modèle à correctement simuler les concentrations en phytoplancton près des zones côtières, sont probablement dues à l'utilisation d'une climatologie de concentration en matière en suspension fondée sur des données satellitaires. Tout d'abord, les pixels côtiers des images satellitaires sont entachés d'erreurs, ensuite une climatologie n'est pas capable de représenter les apports soudains des fleuves lors des crues. Cela peut expliquer l'incapacité du modèle à représenter certains blooms liés à des périodes ensoleillées et calmes.

A ce modèle de base nous avons ajouté un genre spécifique de phytoplancton : le genre *Pseudo-Nitzschia*. Certaines espèces de *Pseudo-Nitzschia* sont réputées toxiques. En effet, ce phytoplancton a la capacité de synthétiser une toxine : l'acide domoïque. Cette toxine est responsable du syndrome ASP (Amnesic Shellfish Poisoning). Le modèle reproduit globalement les mêmes zones de toxicité que les mesures du REPHY, et donne des résultats encourageants.

L'étude montre que la Loire influence une large partie de la bande côtière bretonne ; son panache remonte jusqu'au nord de la mer d'Iroise, et contribue pour une grande part à l'enrichissement du sud et de l'ouest de la Bretagne. Le traçage de l'azote en provenance de la Loire au sein des cycles biogéochimiques nous a permis de quantifier cet enrichissement.

Mots clés :

Bande côtière bretonne, modèle couplé hydrodynamique-biogéochimie, nutriments, chlorophylle-a, production primaire, eutrophisation, modèle opérationnel, *Pseudo-Nitzschia*.

Summary

Title : Remote sensing and operationnal modelling of non-fixed algal production on the French Brittany coastal shelf.

The negative impact of the man on the environment unquestionably increases. The coastal environment as a whole is the maritime environment which is the most exposed to man-made eutrophication. For instance, nitrate loads to coastal waters off Brittany (France) have increased 10 times (from 3 to $\sim 30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{NO}_3$) during the four last decades. Eutrophication of this coastal zone is now a recurrent problem, more and more worrying. This eutrophication exhibits two main forms :

- « green tides », which are caused by local proliferations and stranding of green macro-algae (particularly the *Ulva* species) in nitrogen-enriched areas ;
- phytoplanktonic blooms, which are responsible for coloured water events, toxic species can be present (*Pseudo-Nitzschia*, *Alexandrium*, *Dinophysis*), and induce banning of shell fish consumption.

The objectives of this study are to assess the respective role of various rivers (especially the Loire and the Vilaine) in the eutrophication of the Brittany shelf ecosystem and test the impact of nitrogen enrichment in the triggering of *Pseudo-Nitzschia* toxicity. For these purposes, a coupled hydrodynamical/biogeochemical 3D model has been developed and validated against past measured time-series and satellite images. After a brief analysis of primary production over the Brittany shelf under different conditions, we show a description of the real time adaptation of this model. Daily results are currently presented in real time on www.previmer.org web site.

The inability of the model to correctly simulate near shore phytoplankton is worsened in this model by the fact that the turbidity field used is a climatological one, made by satellite images averaged on a decadal basis. First, near shore pixels of satellite images are scarcely reliable, secondly a climatological mean cannot represent the sudden bursts or drops of the real turbidity, highly dependent on the actual sea-state : this can explain also why the model at this moment fails to reproduce a sudden bloom occurring in a short period of sunny and calm weather.

The simulated *Pseudo-Nitzschia* biomass and induced risk of toxicity in the water column cannot really be validated offshore, because monitoring measurements are available only near the coast, and deal only with toxicity in benthic filter feeders. To get temporarily rid of that problem, an interesting improvement would be to add to the operational model the bio-accumulation of toxin in the shellfishes : simulated concentrations in shellfish flesh would become directly comparable with usual measurements of the monitoring networks.

Our model points out the important impact of Loire river loads on the primary production off the western and southern Brittany. This result is crucial for administrations in charge of reducing the terrestrial loadings responsible for eutrophication, because it can delay reduction programs on small tributaries until the main input from the Loire has been significantly reduced. A question arises, about the reliability of the haline stratification in the model, because the horizontal extent of the Loire plume will be enhanced by a stronger stratification.

Keywords :

French Brittany coastal shelf, hydrodynamical – biogeochemical coupled model, nutrients, chlorophyll-a, primary production, eutrophication, operational model, *Pseudo-Nitzschia*.