

Anne DANIEL
Ronan LE GOFF

Rapport Ifremer RST.DEL/02.02/PB
Mars 2002

Evaluation de l'état d'eutrophisation des eaux côtières et estuariennes de Basse-Normandie

octobre 2000 – septembre 2001

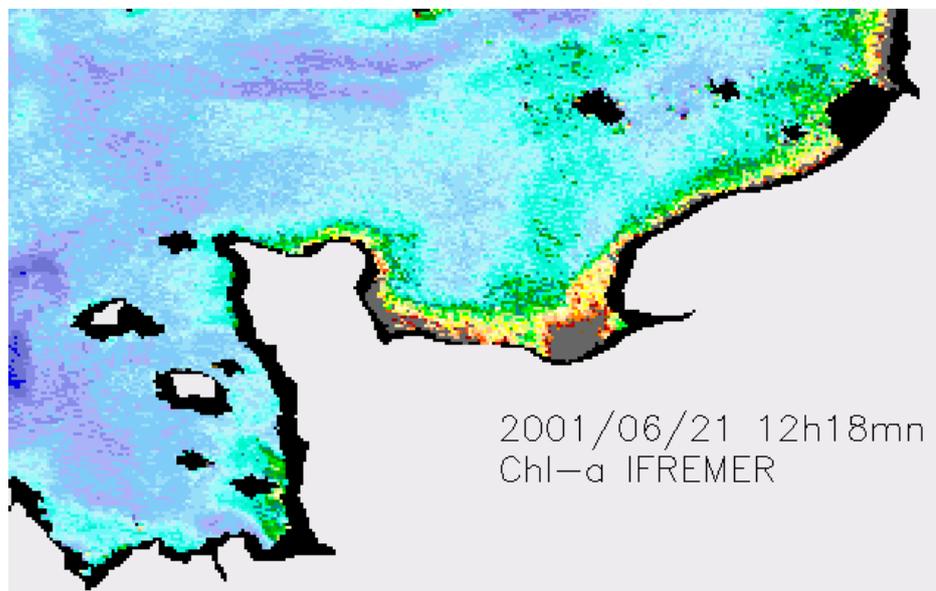


Photo NASA-Seawifs/Ifremer OC5

Fiche documentaire

Numéro d'identification du rapport : RST.DEL/ 02.02 /PB Diffusion : libre <input checked="" type="checkbox"/> restreinte <input type="checkbox"/> interdite <input type="checkbox"/> Validé par : Ronan Le Goff Adresse électronique : adaniel@ifremer.fr , rlegoff@ifremer.fr	Date de publication : Mars 2002 Nombre de pages : 72 Bibliographie : oui Illustration(s) : Cartes, tableaux, graphiques, images satellites Langue du rapport : Français
Titre et sous-titre du rapport : Evaluation de l'état d'eutrophisation des eaux côtières et estuariennes de Basse Normandie ; Octobre 2000-Septembre 2001.	
Rapport intermédiaire <input type="checkbox"/> Rapport définitif <input checked="" type="checkbox"/>	
Auteur(s) principal(aux) : Anne Daniel et Ronan Le Goff Coordination - composition- édition : Anne Daniel	Organisme / Direction / Service, laboratoire Ifremer, Direction de l'Environnement et de l'aménagement Littoral, station de Port en Bessin (DEL/PB)
Collaborateur(s) : <i>Prélèvements, analyses, métrologie :</i> Olivier Pierre Duplessix ; Vincent Justome ; Liliane Fiant ; Franck Jacqueline <i>Prélèvements :</i> Virginie Antoine ; Hervé du Boullay ; Claude Etourneau ; Laure Lamort ; Frank Maheux ; Philippe Riou Coordination – secrétariat : Anne Daniel ; Nadine Lesaulnier Référés/relecture : Alain Ménesguen ; Jean François Guillaud	Organisme / Direction / Service, laboratoire Ifremer DEL/PB Ifremer DEL/PB Ifremer DEL/PB ; SAF/PB Ifremer DEL/EC
Cadre de la recherche : Convention DIREN de Basse Normandie	
<p>Résumé : Dans le cadre du deuxième réexamen de la délimitation des zones vulnérables, la DIREN de Basse Normandie a demandé au Laboratoire Environnement Littoral de l'Ifremer à Port en Bessin d'évaluer l'état d'eutrophisation des eaux côtières en réalisant un suivi hydrologique sur 9 points du littoral des départements de la Manche et du Calvados d'octobre 2000 à fin septembre 2001. Cette étude a pour base les réseaux de mesure déjà existants (REPHY, RNO eau, IGA, MAREL) auxquels ont été rajoutés des prélèvements et des analyses : la chlorophylle a et les phéopigments, les sels nutritifs (nitrate+nitrite, ammonium, phosphate, silicate) et l'oxygène dissous dans les eaux de surface et, dans les eaux de fond, la température, la salinité et l'oxygène dissous. La fréquence de prélèvement a été bimensuelle en hiver et hebdomadaire en été. Enfin, des images de type "couleur de l'eau" du satellite SeaWiFs de la NASA ont également été utilisées.</p> <p>Ni la France, ni l'Union Européenne n'ont défini à ce jour de valeur seuil pour aucun des indicateurs permettant d'évaluer le niveau d'eutrophisation des masses d'eau marines. Néanmoins, en utilisant les seuils présentés par différents pays du nord de l'Europe et par les Etats Unis ainsi que les recommandations du rapport Ifremer "L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France" (Ménésguen <i>et al.</i>, 2001), nous constatons que la partie orientale de la baie de Seine, c'est-à-dire la zone comprise entre Ouistreham (embouchure de l'Orne) dans l'ouest et le cap d'Antifer dans l'est, est sujette à une eutrophisation marquée. En effet, les seuils basés sur les teneurs moyennes ou maximales en chlorophylle, sur le nombre de blooms annuels, sur l'apparition d'espèces phytoplanctoniques toxiques ou d'eaux colorées, ou encore sur la richesse en nutriments sont largement dépassés. Il faut cependant remarquer qu'aucune sous oxygénation des eaux de surface et du fond ainsi qu'aucun développement important de macroalgues n'ont été observés, sans doute en raison de l'importance de l'hydrodynamisme du secteur.</p> <p>Sur les autres points du littoral Bas Normand, la situation est satisfaisante. Une attention particulière reste toutefois à porter à la période de fin de premier bloom lorsque les eaux sont épuisées en phosphate mais toujours riches en nitrate. Cette courte période a en effet permis l'apparition d'espèces phytoplanctoniques toxiques et nuisibles à l'environnement : <i>Pseudonitzschia</i> et <i>Phaeocystis</i> sur la côte ouest Cotentin et <i>Phaeocystis</i> en baie des Veys. Fort heureusement, les concentrations de ces espèces n'ont pas été assez importantes pour entraîner des fermetures de zone de production, ni pour générer des nuisances environnementales.</p>	
Mots-clés : Ecosystème côtier ; Littoral bas Normand ; baie de Seine ; eutrophisation ; sels nutritifs ; chlorophylle ; oxygène dissous ; eaux colorées ; phytoplancton toxique ; bouées Marel ; images satellites	

Evaluation de l'état d'eutrophisation des eaux côtières et estuariennes de Basse - Normandie

octobre 2000 – septembre 2001

Remerciements

Les auteurs tiennent à exprimer tous leurs remerciements à Alain Ménesguen et Jean-Francois Guillaud du Département Ecologie Côtière de la Direction de l'Aménagement et de l'Environnement Littoral (Ifremer/DEL/EC) pour leur relecture attentive du manuscrit ainsi que leurs précieux conseils.

Les auteurs remercient le SeaWiFS Project et le Distributed Active Archive Center of Goddard Space Flight Center (Greenbelt, MD 20771) pour la production et la distribution des données SeaWiFS acquises à la station de Dundee, ainsi que Francis Gohin (Ifremer/DEL/EC) pour le traitement des données à l'aide de l'algorithme "IFREMER OC5" qu'il a développé.

Merci également à Pascal Lazure (Ifremer, Service Applications Opérationnelles de la DEL) pour le développement du modèle numérique hydrodynamique 2D et la représentation cartographique du potentiel de stratification des eaux littorales.

Un remerciement particulier à M. Khalanski et M. Louis-dit-Guérin d'EDF pour l'autorisation de diffusion des données acquises par le réseau de surveillance IGA sur le point "référence" du site de Flamanville.

Les auteurs remercient enfin M. Ficht de la cellule antipollution de la Seine pour la transmission des données de concentrations et de débits de la Seine.

Sommaire

1.	Introduction	1
2.	Présentation de la zone d'étude	2
2.1.	La Baie de Seine	2
2.2.	Les côtes Ouest et Nord du Cotentin	2
3.	Méthodologie	3
3.1.	Prélèvements.....	3
3.1.1.	Points de prélèvement du réseau REPHY	4
3.1.2.	Données produites par le réseau MAREL baie de Seine	4
3.1.3.	Points de prélèvement du réseau RNO.....	5
3.1.4.	Points de prélèvement du programme IGA	5
3.1.5.	Les images satellites du type "couleur de l'eau".....	5
3.1.6.	Données météorologiques.....	6
3.2.	Méthodes d'analyses.....	6
3.2.1.	Analyses <i>in situ</i>	6
3.2.2.	Analyses au laboratoire	6
4.	Résultats	8
4.1.	Côte Ouest Cotentin.....	8
4.1.1.	Pluviométrie et débits fluviaux	8
4.1.2.	Evolution saisonnière des paramètres biophysicochimiques	10
4.2.	Côte est Cotentin - Baie des Veys	18
4.2.1.	Pluviométrie et débits fluviaux	18
4.2.2.	Evolution saisonnière des paramètres biophysicochimiques	19
4.3.	Côte du Calvados et estuaire de Seine.....	24
4.3.1.	Pluviométrie et débits fluviaux	24
4.3.2.	Evolution saisonnière des paramètres biophysicochimiques	27
5.	Discussion	39
5.1.	Indicateurs d'eutrophisation.....	39

5.1.1. Teneur en oxygène	39
5.1.2. Chlorophylle	41
5.1.3. Flore phytoplanctonique	44
5.1.4. Macroalgues	50
5.1.5. Richesse en nutriments – élément potentiellement limitant	50
5.2. Synthèse de l'ensemble des indicateurs d'eutrophisation.....	53
5.3. Etendue de la zone eutrophisée.....	55
6. Conclusion.....	58
7. Bibliographie	59
8. Annexes	62

1. Introduction

Le deuxième réexamen de la délimitation des zones vulnérables (2002) nécessite une évaluation de l'état d'eutrophisation des eaux côtières et estuariennes le long du littoral français. Dans ce contexte, la DIREN de Basse Normandie a demandé au Laboratoire Environnement littoral de l'Ifremer à Port en Bessin de réaliser un suivi de l'évolution des teneurs en sels nutritifs (ammonium, phosphate, nitrate, nitrite, silicate), en chlorophylle et en oxygène dans les eaux littorales des départements de la Manche et du Calvados afin de tenter d'en évaluer le caractère eutrophe. Le suivi s'est déroulé d'octobre 2000 à fin septembre 2001 sur différents points répartis de Granville dans l'ouest à l'embouchure de Seine dans l'Est. Cette étude avait pour base les réseaux de mesure déjà existants (REPHY, RNO eau, IGA, MAREL) auxquels ont été rajoutés des prélèvements et des analyses.

La principale difficulté rencontrée lors de cette étude a été l'absence de définition claire à ce jour, c'est-à-dire acceptée et partagée par tous au niveau international, des termes "eutrophe" et "eutrophisation".

De ce fait, la conclusion de ce rapport s'appuie largement sur la synthèse réalisée par Ménesguen *et al.* (2001) intitulée "L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France". Ce rapport de synthèse, commandité par la Commission Européenne – DG – ENV.B1, recense l'ensemble des valeurs seuils de plusieurs paramètres, nommés "indicateurs d'eutrophisation", adoptées par différents pays ou recommandées dans le cadre de différentes conventions (comme Ospar, par exemple). Ces indicateurs d'eutrophisation sont la teneur en oxygène, la chlorophylle, la composition phytoplanctonique, les développements de macroalgues, et la richesse en nutriments.

2. Présentation de la zone d'étude

Deux grandes zones, *a minima*, se distinguent du point de vue hydrologique le long des côtes de Basse Normandie : la baie de Seine d'une part, et les secteurs ouest et nord du Cotentin d'autre part.

2.1. La Baie de Seine

La baie de Seine, d'une superficie de près de 4000 km², est le réceptacle du plus grand fleuve se déversant en Manche. Elle est située au débouché d'un bassin versant de 75 000 km² (15 % du territoire français) soumis à une pression agricole et urbaine représentant respectivement 20 % et 30 % de l'activité nationale (Goujon *et al.*, 1992). Elle est largement ouverte au Nord sur la Manche. Elle est délimitée à l'ouest par la presqu'île du Cotentin, au sud par les côtes du Calvados et à l'est par le pays de Caux. La baie de Seine est le siège d'une forte activité économique : elle regroupe des activités touristiques, de pêche, de conchyliculture et une forte activité industrielle portuaire, notamment au Havre.

La profondeur ne dépasse guère une trentaine de mètres. La marée y est un phénomène majeur car elle est la principale cause des courants et génère un marnage maximum de l'ordre de 7 m. Les tempêtes les plus fréquentes sont de secteur ouest. L'action du vent et de la houle entraîne des remises en suspension des sédiments, surtout dans les zones de petits fonds.

La salinité est principalement influencée par l'arrivée des eaux de la Seine (environ 95 % des apports totaux d'eau douce). Mais les apports des différents fleuves côtiers de moindre importance ne doivent pas être négligés localement (d'ouest en est on peut citer la Douve, la Taute, la Vire et l'Aure, qui se jettent en baie des Veys, puis la Seulles, l'Orne, la Dives, la Touques et la Risle). Un gradient d'ouest en est est d'ailleurs observé depuis les eaux salées de la Manche vers les eaux douces apportées par ces fleuves.

2.2. Les côtes Ouest et Nord du Cotentin

Cette zone est caractérisée par un littoral découpé présentant de nombreuses baies et pointes. La direction principale du vent est d'ouest-sud-ouest en hiver et plutôt ouest en été. Elle est gouvernée par de fortes marées et de forts courants.

Les courants sont maximaux (jusqu'à 12 nœuds par vives eaux) à la pointe nord-ouest du Cotentin dans le raz Blanchard. Dans la zone nord Cotentin, les courants de marée sont également intenses (jusqu'à 5,5 nœuds à la pointe de Barfleur et 3,5 – 4 nœuds le long de la grande digue de Cherbourg). Ces courants puissants, associés aux faibles profondeurs, provoquent un brassage continu des eaux avec pour conséquences principales une charge particulaire élevée (8 - 17 mg/L) et une faible différence de température entre la surface et le fond (thermocline pratiquement inexistante).

Dans le sud du cap de la Hague, le long de la côte ouest Cotentin, les courants peuvent encore atteindre 3 nœuds (cap de Flamanville) mais décroissent vers le large (2,7 nœuds à 7 milles de la côte). Ils sont giratoires au large alors que près de la côte, ils sont en général alternatifs et parallèles au littoral. A Granville, les vitesses maximales sont de l'ordre de 2 nœuds. Dans la baie du mont Saint-Michel, le courant tourne en sens inverse des aiguilles d'une montre (vitesse maximale de 3 nœuds).

3.1.1. Points de prélèvement du réseau REPHY

Le REPHY effectue un suivi régulier des paramètres biologiques (flores phytoplanctoniques partielles ou totales) et des paramètres physiques (température, salinité et turbidité) dans les eaux de surface de l'ensemble des côtes du littoral bas normand. Des analyses complémentaires ont été effectuées sur ces points entre octobre 2000 et septembre 2001 pour déterminer :

- dans les eaux de surface, les teneurs en chlorophylle *a* et phéopigments, en sels nutritifs (nitrate+nitrite, ammonium, phosphate, silicate) et en oxygène dissous,
- dans les eaux du fond, la température, la salinité et l'oxygène dissous.

Au cours de la période hivernale (octobre 2000 – mai 2001), trois points de prélèvements (Granville, Grandcamp et Luc/Mer) ont été suivis 2 fois par mois. De juin à septembre 2001, le suivi s'est étendu à 6 nouveaux points (Chausey, Agon, Pirou, St Germain de Varreville, Ouistreham et Cabourg) : la fréquence de prélèvement a été hebdomadaire sur les 5 points de la baie de Seine et bimensuelle sur les quatre points de la côte ouest Cotentin. Les prélèvements ont été effectués à pleine mer +/- 2 h en sub-surface (0 – 1 m) et au fond.

3.1.2. Données produites par le réseau MAREL baie de Seine

Dans le cadre du programme MAREL Baie de Seine, quatre stations automatisées de mesure des principaux paramètres météorologiques, océanologiques et descripteurs de la qualité des eaux ont été implantées à l'embouchure de la Seine. Ces bouées pompent l'eau au moyen d'un ombilic à des profondeurs pré établies (surface, mi-profondeur et fond) et les analyses sont réalisées immédiatement dans la cellule de mesure embarquée qui comprend différents capteurs (un par paramètre). Les données ainsi produites sont transmises via le réseau GSM, puis le réseau téléphonique filaire vers un serveur informatique de l'Ifremer où elles sont stockées.

Les données physico-chimiques acquises sous assurance qualité sont les suivantes : température, conductivité, oxygène, pH, chlorophylle, turbidité. Dans le cadre de la présente étude, seules les données d'oxygène et de chlorophylle mesurées dans les eaux de surface et de fond par la bouée marine de "Grande Rade" ont été utilisées. Ces paramètres sont respectivement mesurés avec des fréquences d'une heure et de 6 heures et des précisions de ± 0.2 mg/L et ± 0.5 FFU. La bouée "Grande rade" (Figure 2) est installée sur le site depuis juin 1998.



Figure 2 : Bouée "Grande rade" du réseau MAREL en Baie de Seine (photo Ifremer/TMSI)

3.1.3. Points de prélèvement du réseau RNO

Le RNO effectue une surveillance des paramètres généraux de la qualité des eaux de surface en baie de Seine et en baie des Veys depuis 1974. Les paramètres mesurés sont la température, la salinité, les sels nutritifs (nitrate et nitrite, ammonium, phosphate), la chlorophylle *a* et les phéopigments. Les prélèvements sont organisés par la Cellule Qualité des Eaux Littorales du Calvados (CQEL 14) et la Cellule Antipollution de la Seine. Les analyses sont effectuées respectivement par le laboratoire départemental du Calvados Frank Duncombe et le laboratoire municipal et régional de Rouen.

Seules les données mesurées tous les mois au niveau d'Honfleur ont été utilisées dans cette étude.

3.1.4. Points de prélèvement du programme IGA

Le programme IGA, réalisé par Ifremer sous maîtrise d'ouvrage d'EDF, consiste en une surveillance de l'impact des rejets non actifs des centrales nucléaires littorales sur les écosystèmes littoraux en général, et sur la qualité du compartiment hydrobiologique en particulier.

Chaque année, au droit de la centrale de Flamanville, des prélèvements sont effectués en sub-surface sur différents points dont un qualifié de "référence" car non impacté thermiquement par les rejets de la centrale. Cette étude a pu utiliser les résultats obtenus sur ce point de référence suite à l'autorisation accordée par EDF pour leur diffusion. Les paramètres analysés sont la température, la salinité, les sels nutritifs (nitrate + nitrite, ammonium, phosphate, silicate), la chlorophylle *a*, les phéopigments et les compositions phytoplanctoniques (flores totales).

Trois campagnes de prélèvement IGA ont été effectuées sur le point de référence de Flamanville en 2001 : le 1 avril, le 6 juillet et le 10 septembre.

Dans le cadre d'une étude de nouvelle stratégie de surveillance de l'impact des centrales nucléaires littorales, un suivi bimensuel de la chlorophylle *a* été mené en 2001 au niveau du point de référence de la centrale de Penly (Dieppe - Seine Maritime). Ces données ont été utilisées pour information sur l'état d'eutrophisation de la masse d'eau dans ce secteur de Haute-Normandie.

3.1.5. Les images satellites du type "couleur de l'eau"

Le département Ifremer DEL/EC de Brest développe depuis plusieurs années un programme ayant pour objectif d'évaluer les concentrations en chlorophylle des eaux à partir d'images produites par différents satellites.

Les images utilisées dans la présente étude sont produites par le capteur SeaWiFS (Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor) embarqué à bord du satellite SeaStar, lancé le 1^{er} août 1997 par la NASA et positionné sur une orbite héliosynchrone à 700 km d'altitude. Le capteur SeaWiFS est prévu pour fournir des données "couleur de l'eau" des océans mondiaux pendant 5 ans. Il utilise 8 bandes spectrales différentes dont les longueurs d'ondes s'étendent de 400 à 885 nm. Sa résolution est de 1,1 km pour une largeur fauchée de 2800 km.

Les données brutes produites, ainsi qu'un logiciel de traitement de ces données, le SeaDAS (pour SeaWiFS Data Analysis System) sont accessibles aux scientifiques qui en font la demande à la NASA. SeaDAS donne de bons résultats de concentration en chlorophylle dans les eaux claires océaniques. Par contre, dans les zones côtières, et plus encore dans les eaux estuariennes et de fond de baie riches en matières organiques terrigènes et en matières en suspension, les valeurs en chlorophylle sont largement surestimées.

F. Gohin (Ifremer DEL/EC) a donc développé un algorithme empirique (IFREMER OC5) à partir du logiciel SeaDAS. Ce logiciel a été adapté aux eaux de la baie de Seine à la suite de calibrations effectuées à l'aide de mesures de chlorophylle obtenues *in situ*. Cet algorithme

demande encore à être amélioré, notamment dans les zones les plus turbides où les valeurs de chlorophylle continuent à être quelque peu surestimées. Il est néanmoins intéressant d'utiliser d'ores et déjà quelques unes de ces images car elles permettent de dégager une vision globale de la répartition spatiale des biomasses chlorophylliennes sur l'ensemble de la zone et de suivre l'évolution des blooms phytoplanctoniques.

3.1.6. Données météorologiques

Les données de pluviométrie ont été achetées à Météo France et les débits des fleuves ont été fournis par la base HYDRO du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (données DIREN Basse Normandie).

3.2. Méthodes d'analyses

3.2.1. Analyses *in situ*

Les mesures de température, salinité, oxygène dissous et turbidité sont effectuées *in situ* au moyen de 3 types de sondes :

- un oxymètre de terrain WTW pour la mesure du pourcentage d'oxygène dissous. La précision est de 1 %.
- un conductimètre de terrain WTW pour la mesure de la salinité et de la température. Les précisions sont respectivement de 0,1 °C et 0,01 PSS.
- une sonde multiparamètre 6600 M YSI pour les mesures de la température, la salinité, l'oxygène, la pression, la chlorophylle. Les précisions sont respectivement de 0,15°C, 0,1 PSS, 2%, 0,3 m et de 0,3 µg/l.

3.2.2. Analyses au laboratoire

3.2.2.1. Sels nutritifs

Les échantillons de sels nutritifs sont pré-filtrés sur une membrane de 100 µm lors du prélèvement.

Les échantillons d'ammonium sont immédiatement fixés. Ils sont ensuite conservés à l'abri de la lumière jusqu'à leur dosage au laboratoire. Ils sont analysés selon la méthode de Koroleff (1970). La précision de la mesure est de 0,05 µM.

Les échantillons de nitrate – nitrite et de phosphate sont conservés dans des flacons en polypropylène au congélateur et ceux de silicate au réfrigérateur. Les échantillons ont été analysés sur AutoAnalyser Technicon III selon la méthode décrite par Tréguer et Le Corre (1975). La précision est de 0,1 µM pour les nitrate et nitrite, de 0,05 µM pour le silicate et de 0,01 µM pour le phosphate.

3.2.2.2. Chlorophylle-a et phéophytine

Dès le retour au laboratoire, 500 ml d'échantillon sont filtrés sur filtre Whatman GF/F. Les filtres sont conservés au congélateur dans des tubes en polypropylène jusqu'à l'analyse. Ils sont analysés selon la méthode spectrophotométrique de Lorenzen (1967). La précision est de ± 5 % pour la chlorophylle et de ± 10 % pour la phéophytine.

3.2.2.3. Turbidité

Dès le retour au laboratoire, la turbidité est mesurée par néphélométrie à l'aide d'un turbidimètre HACH 2100A. La précision est de 0,05 NTU.

3.2.2.4. Flores phytoplanctoniques

Les échantillons de flores phytoplanctoniques sont immédiatement fixés par une solution de lugol acide. La détermination et le comptage des espèces phytoplanctoniques sont effectués après sédimentation dans des cuves de 10 ml selon la méthode Utermöhl (1958) à l'aide d'un microscope inversé Olympus CK2.

Les échantillons de Luc sur Mer et de Flamanville font l'objet d'une flore totale : tous les genres présents dans l'échantillon sont déterminés et comptabilisés. L'identification va jusqu'à l'espèce lorsque celle-ci est caractéristique.

Les autres échantillons font l'objet d'identifications partielles (flores partielles) : seules les espèces toxiques ou nuisibles (*Alexandrium sp.*, *Dinophysis sp.*, *Pseudo-nitzschia sp.*, *Gymnodinium*, *Heterosigma*, *Chrysochromulina*, *Phaeocystis*) ainsi que les espèces présentes à des concentrations supérieures à 100 000 cellules par litre d'eau sont identifiées et comptabilisées.

Les résultats de ces flores phytoplanctoniques sont présentés en annexe.

4. Résultats

4.1. Côte Ouest Cotentin

4.1.1. Pluviométrie et débits fluviaux

4.1.1.1. Pluviométrie

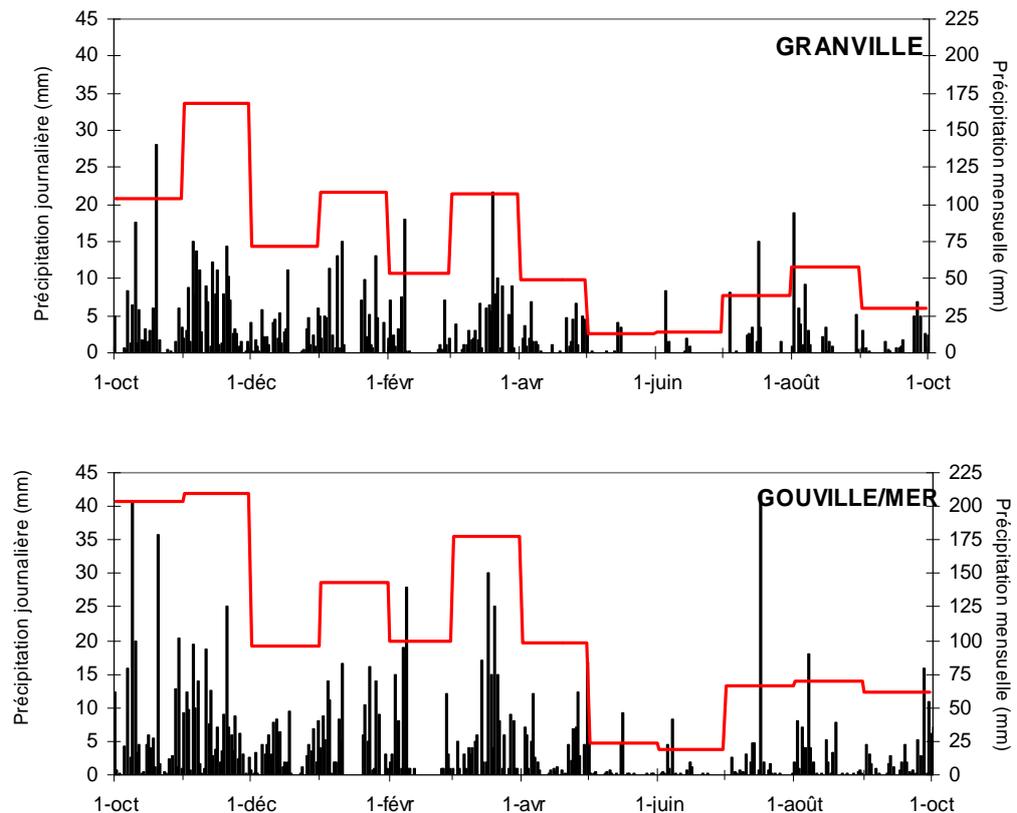


Figure 3 : Evolution des précipitations à Granville et Gouville d'octobre 2000 à fin septembre 2001.

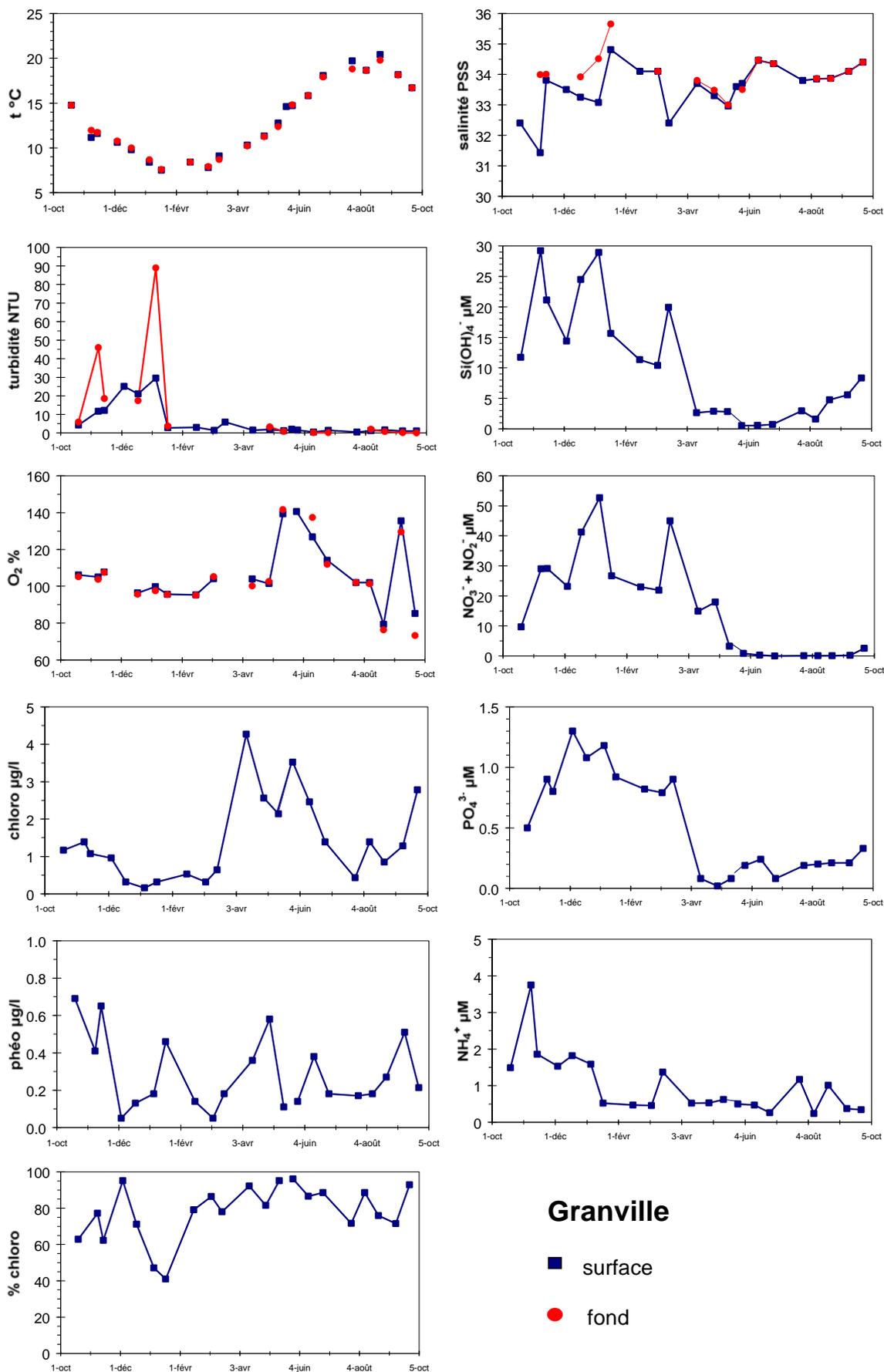
Les mesures de précipitations à Granville et Gouville sont présentées sur la Figure 3. Si l'allure des précipitations est la même sur les deux stations tout au long de l'année, on observe que la pluviométrie est plus importante sur Gouville que sur Granville.

Les mois les moins pluvieux sont mai et juin. En mars on a enregistré des précipitations aussi importantes qu'en janvier et qu'en octobre. En avril, elles ont été comparables à celles de février et de décembre.

Il est à noter qu'il a plu pratiquement tous les jours de début octobre à début février, puis de début mars à mi avril.

4.1.1.2. Débits fluviaux

Les débits des petits fleuves se déversant sur la côte ouest Cotentin ne font malheureusement pas l'objet de mesures quotidiennes.



4.1.2. Evolution saisonnière des paramètres biophysicochimiques

4.1.2.1. Granville

L'évolution des différents paramètres est représentée sur la Figure 4.

* Périodes automnale et hivernale (octobre à mi-mars) :

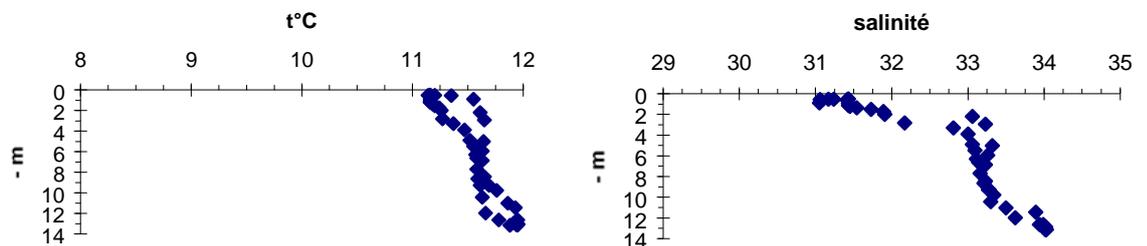
La température de la masse d'eau diminue régulièrement depuis 14,7 °C pour atteindre un minimum de 7,5°C en février. Cette diminution est à relier à la diminution de la durée de l'ensoleillement. La salinité est comprise dans une gamme de 33 à 34,5 PSS, hormis trois dessalures marquées les 19 octobre, 8 novembre et 6 mars. Il faut noter que ces apports importants d'eaux douces entraînent une stratification de la colonne d'eau (Figure 5). La turbidité augmente régulièrement d'octobre à décembre (de 4 à 29,5 NTU) puis chute à environ 3 - 5 NTU. Les valeurs élevées de turbidité sont à attribuer au fort brassage de la colonne d'eau qui provoque une remise en suspension du sédiment.

L'activité biologique est négligeable durant cette période et se traduit par un taux d'oxygénation proche des 100 %, par une très faible teneur de chlorophylle (0,2 – 1,5 µg/L), proche de la teneur en phéophytine (0,1 – 0,7 µg/L). Ceci induit les plus faibles pourcentages de chlorophylle active de l'année (entre 80 et 40%).

Les teneurs représentatives du "stock hivernal" de sels nutritifs sont atteintes après l'importante dessalure du 8 novembre. Il faut noter le pic d'ammonium (3,75 µM) à cette date qui peut être relié à un débordement ponctuel des ouvrages de collecte de la ville de Granville dans le cours d'eau "Le Boscq". Par la suite, au cours de la période hivernale, on constate que :

- Les teneurs en nitrate fluctuent entre 30 et 50 µM. Les pics de nitrate sont corrélés avec les dessalures des eaux de surface et trouvent vraisemblablement leur origine dans les apports du "Boscq" (qui draine également un bassin versant agricole).
- Les teneurs en silicate varient entre 12 et 30 µM. Leur évolution est parallèle à celle du nitrate, traduisant leur origine fluviale.
- Les teneurs en phosphate fluctuent entre 0,8 et 1,3 µM
- Les teneurs en ammonium varient peu d'octobre à début janvier, et sont de l'ordre de 1,5 µM. De janvier à mars, la concentration diminue pour se situer aux alentours de 0,5 µM.

Figure 5 : Evolution de la température et de la salinité dans la colonne d'eau le 8 novembre 2000.



* Période printanière (mi mars à mi juin) :

La colonne d'eau est homogène sur l'ensemble de cette période.

Cette période est caractérisée par une grande activité biologique. Dans un milieu où la température de l'eau augmente régulièrement (de 7,8 à 14,6 °C), où la salinité est stable (33,5 PSS) et la turbidité très faible (environ 1,5 NTU), deux blooms apparaissent successivement les 13 avril et 28 mai.

Le premier bloom apparaît lorsque la température de l'eau franchit le seuil des 10°C et à une période où les précipitations montrent un répit. Classiquement, ce premier bloom génère une chute brutale des concentrations en sels nutritifs parallèlement à une augmentation de la teneur en chlorophylle (pic à 4,27 µg/L). Ainsi, en l'espace de deux semaines, le phosphate chute de 0,9 à 0,08 µM, le nitrate de 44,9 à 14,9 µM, et le silicate de 19,9 à 2,65 µM, alors que l'ammonium reste stable aux alentours de 0,55 µM. A la fin de ce premier bloom, le milieu est complètement appauvri en phosphate.

C'est le second bloom (pic de chlorophylle à 3,52 µg/L) qui va appauvrir le milieu en nitrate et silicate (chutes respectives de 17,9 à 0,8 µM et de 2,87 à 0,53 µM). Les espèces principales de ce deuxième bloom sont *Pseudonitzschia sp.* et *Phaeocystis sp.*

Pour *Pseudonitzschia sp.*, le seuil de mise en alerte du réseau REPHY est fixé à 100 000 cell/L. Ce seuil a été dépassé les 22 et 28 mai, ce qui a déclenché la réalisation d'analyses de toxines ASP (Amnesic shellfish Poison ; toxines amnésiantes) dans les coquillages (hépatopancréas de moules). Les concentrations en toxines dans les coquillages n'ayant pas dépassé le "seuil sanitaire" de toxicité fixé à 20 µg d'acide domoïque par gramme de chair de coquillage (1,26 µg/g le 23 mai et 1,50 µg/g le 8 juin à Bréville), ces épisodes n'ont pas présenté de danger pour la santé publique. Il faut cependant noter que c'est uniquement la deuxième fois qu'une telle concentration de *Pseudonitzschia* est observée sur ce point de prélèvement (130 000 cell/L le 23 avril 1999) alors que des proliférations importantes de cette espèce sont observées depuis longtemps en d'autres secteurs du littoral français. Pour information, le seuil de toxicité ASP n'a été dépassé qu'une seule fois en France à ce jour (anse de Dinan-Finistère, 1999).

Phaeocystis sp. a été mesuré à des concentrations de 2 390 000 et 950 000 cell/L au début du deuxième bloom, respectivement les 22 et 28 mai. Ces concentrations sont inférieures à celles qui provoquent des amas muqueux considérables sur les plages de la mer du Nord et de la côte nord de la Manche, ou qui donnent un aspect "huileux" aux eaux du large (10 à 100 millions de cell/L). *Phaeocystis sp.* est une espèce phytoplanctonique (haptophycée) caractéristique des fins de blooms qui possède une matrice qui peut lui servir de réserve en carbone et en azote utilisable au cours des périodes de carence. Elle se développe lors du déclin des concentrations en diatomées. La domination des peuplements phytoplanctoniques par cette espèce est généralement interprétée comme une dystrophie du milieu, c'est à dire de déséquilibre dans les apports de nutriments (rapport Si:N très faible). C'est ce qui est observé au cours de cette période de 15 jours.

Aucune sur-saturation en oxygène n'est observée au moment du maximum de chlorophylle du premier bloom. Une sur-saturation de l'ordre de 140 % est par contre observée au moment du deuxième bloom. La concentration en phéophytine reste très faible tout au long de cette période (< 0,6 µg/L). Elle met en évidence la faible biomasse détritique du système qui ne peut provoquer aucune sous-saturation des eaux du fond.

* Période estivale (mi juin à septembre) :

L'ensemble des paramètres varie également peu dans la colonne d'eau au cours de la période estivale.

Cette période est caractérisée par une faible activité biologique liée à l'épuisement du milieu en sels nutritifs ($\text{NO}_3 < 0,1 \mu\text{M}$, $\text{PO}_4 < 0,2 \mu\text{M}$, $\text{Si(OH)}_4 < 3 \mu\text{M}$). Une augmentation régulière du silicate est observée de mi-juillet à fin septembre (0,7 à 8,3 µM) du fait que la régénération de la silice biogénique dans la colonne d'eau devient supérieure à la consommation de ce sel par le phytoplancton. Les deux petits pics d'ammonium (1,17 et 1,01 µM) sont vraisemblablement provoqués par la reminéralisation bactérienne de la matière organique. Comme la concentration en ammonium est supérieure à celle du nitrate durant la période estivale, le système fonctionne donc non plus sur une production nouvelle mais sur une production régénérée.

Un petit bloom apparaît le 25 septembre (2,8 µg/L). Il est principalement constitué de diatomées *Rhizosolenia*.

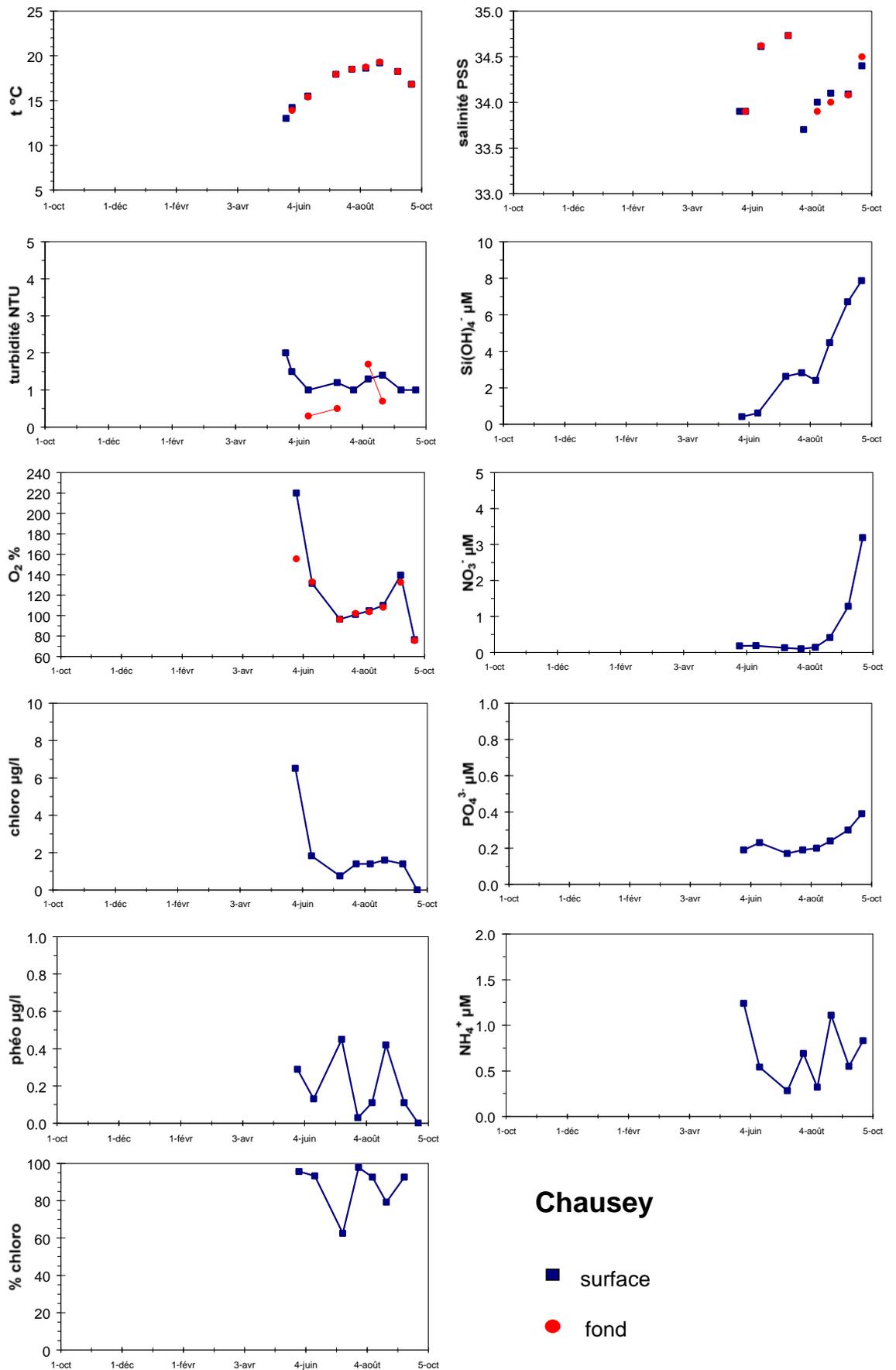


Figure 6 : Evolution des paramètres biophysicochimiques à Chausey de fin mai à fin septembre 2001.

4.1.2.2. Chausey

L'évolution des différents paramètres est représentée sur la Figure 6.

* Période printanière (mi mars à mi juin) :

Seule la fin de la période printanière a été suivie. Comme à Granville, un bloom important a eu lieu le 28 mai (6,5 µg/L de chlorophylle). Ce bloom est également constitué de *Phaeocystis sp.* et de *Pseudonitzchia sp.* (respectivement 920 000 et 74 270 cell/L). Il s'accompagne d'une sur-saturation en oxygène de l'ordre de 220 % en surface et de 155 % dans le fond, ainsi que d'un épuisement en sels nutritifs ($< 0,2 \mu\text{M NO}_3$, $< 0,3 \mu\text{M PO}_4$, $< 0,6 \mu\text{M Si(OH)}_4$). Le manque de données en période printanière ne permet pas de déterminer s'il s'agit d'un bloom secondaire ou du bloom principal.

Aucune stratification de la colonne d'eau n'est observée.

* Période estivale (mi juin à septembre) :

A la suite du bloom de fin de printemps, la teneur en biomasse chlorophyllienne passe par un minimum (environ 1,5 µg/L). Ceci provoque un faible pourcentage de chlorophylle active (60%) bien que la teneur en phéophytine soit très peu élevée. Comme à Granville, une régénération régulière de la silice biogénique est observée de fin juillet à fin septembre (de 2,6 à 7,87 µM). Une légère nitrification est décelable à partir de mi-août.

4.1.2.3. Agon

L'évolution des différents paramètres est représentée sur la Figure 7.

* Période printanière (mi mars à mi juin) :

Seule la fin de la période printanière a été suivie. Contrairement à Granville et Chausey, aucun bloom significatif n'a été observé (chlorophylle $< 0,9 \mu\text{g/L}$) en cette fin de printemps alors que l'eau de surface contient 187 200 cell/L de *Pseudonitzchia sp.*. Les sels nutritifs sont déjà tous épuisés le 28 mai ($< 0,4 \mu\text{M NH}_4$, $< 0,15 \mu\text{M NO}_3$, $< 0,2 \mu\text{M PO}_4$, $< 2 \mu\text{M Si(OH)}_4$). Il s'agit probablement d'une fin de bloom qui vient d'épuiser le milieu en sels nutritifs.

* Période estivale (mi juin à septembre) :

Cette période est comparable à la fin de la période printanière pour l'ensemble des paramètres observés. Seul le silicate augmente régulièrement à partir de fin juillet en raison de la régénération de la silice biogénique.

4.1.2.4. Pirou

L'évolution des différents paramètres est représentée sur la Figure 8.

* Période printanière (mi mars à mi juin) :

Seule la fin de la période printanière a été suivie. La situation observée sur ce point est comparable à celle d'Agon :

- aucun bloom significatif (chlorophylle $< 0,5 \mu\text{g/L}$) alors que l'eau de surface contient 119 400 cell/L de *Pseudonitzchia sp.*,
- les sels nutritifs sont déjà tous épuisés le 28 mai ($< 0,45 \mu\text{M NH}_4$, $< 0,25 \mu\text{M NO}_3$, $< 0,25 \mu\text{M PO}_4$, $< 1,4 \mu\text{M Si(OH)}_4$).

* Période estivale (mi juin à septembre) :

Un petit bloom apparaît le 10 août (3 µg/L de chlorophylle). Il survient à un moment où il y a une légère recharge en éléments nutritifs sans doute provoquée par une remise en suspension du sédiment (hauteur de la colonne d'eau = 4 m) caractérisée par une augmentation de la turbidité. C'est à la suite de ce bloom que le pourcentage de chlorophylle active est le plus faible (60 %).

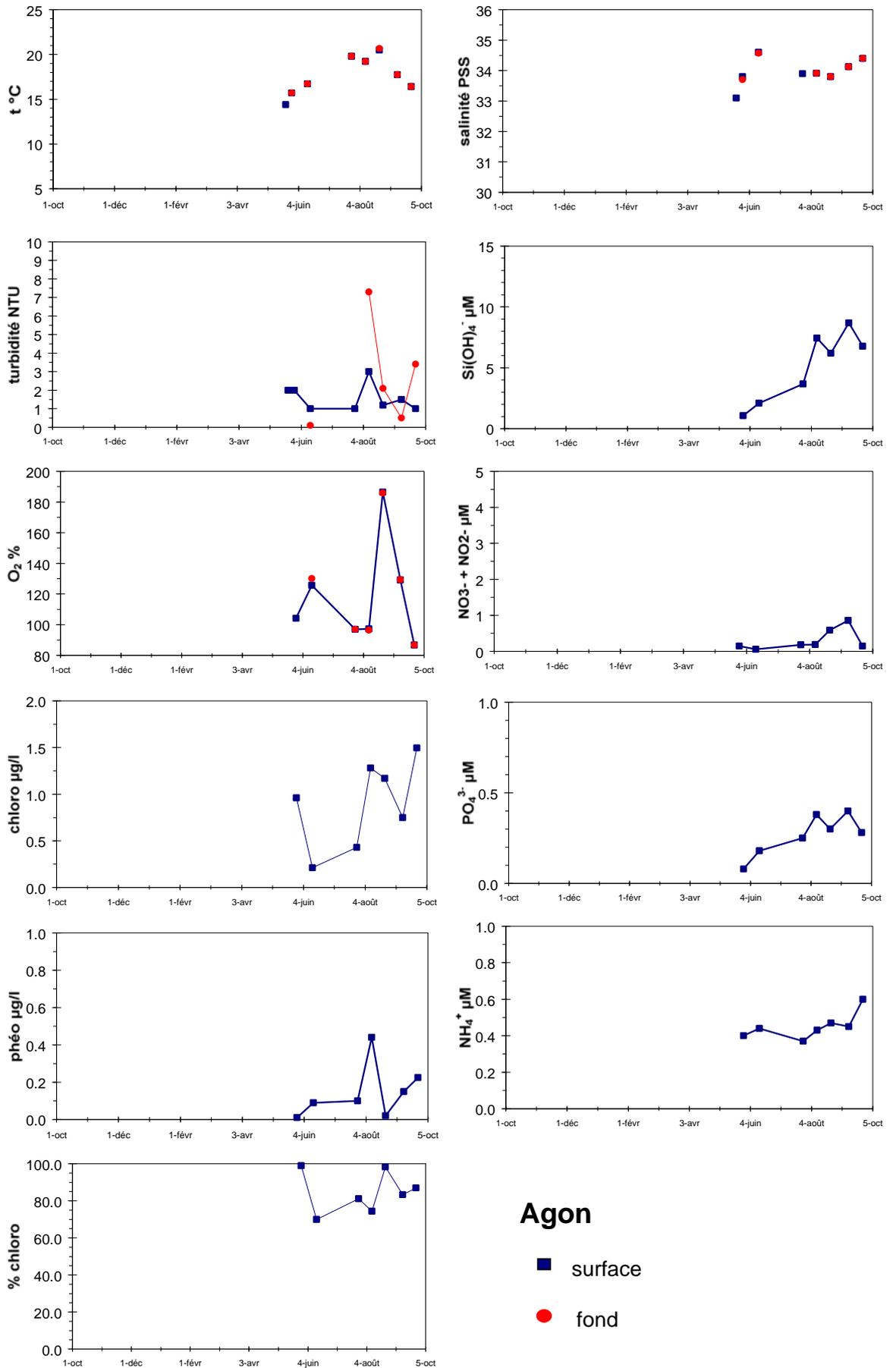


Figure 7 : Evolution des paramètres biophysicochimiques à Agon de fin mai à fin septembre 2001.

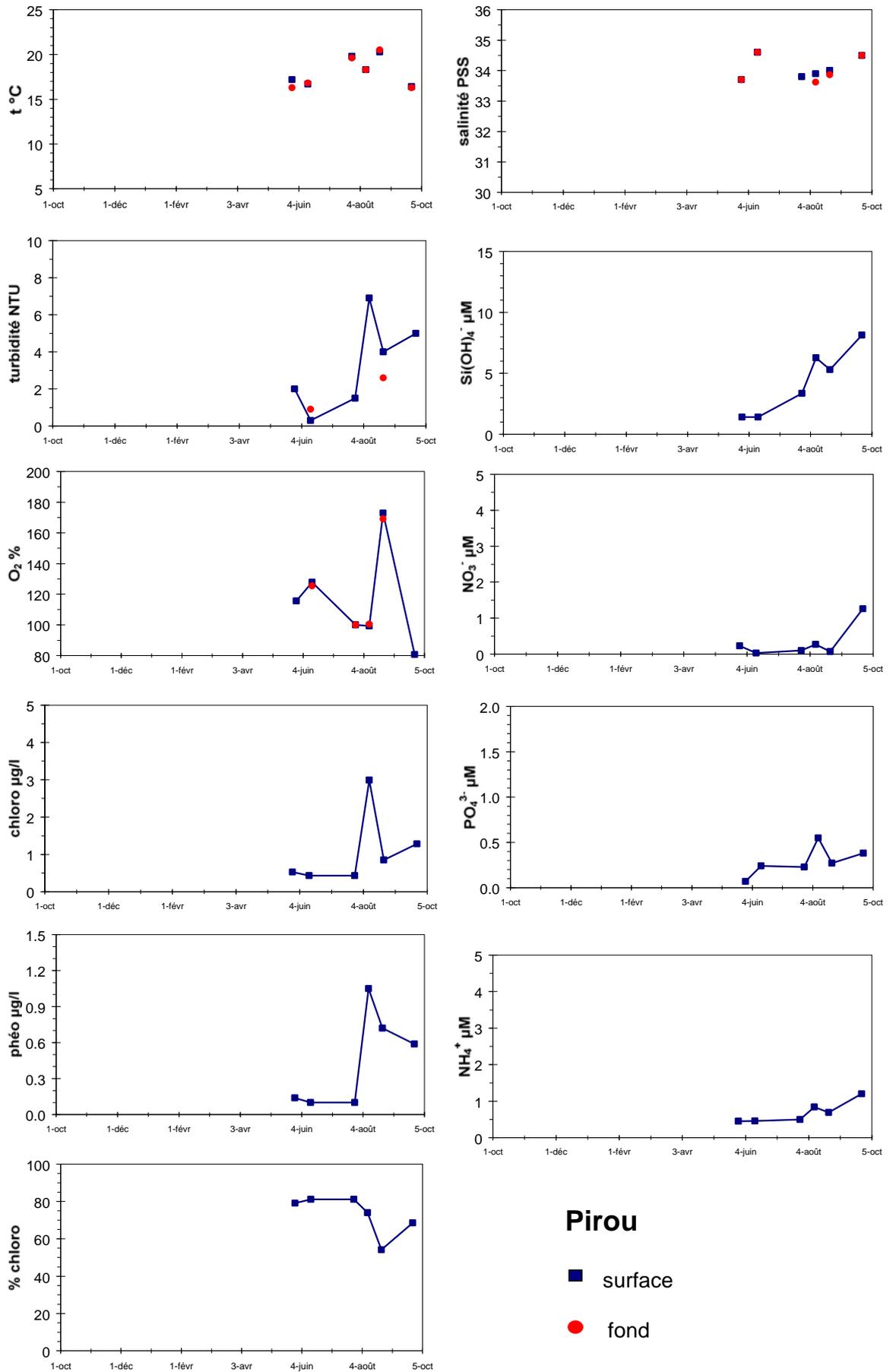


Figure 8 : Evolution des paramètres biophysicochimiques à Pirou de fin mai à fin septembre 2001.

4.1.2.5. Flamanville

L'évolution des différents paramètres est représentée sur la Figure 9 (données EDF).

** Fin de période hivernale (prélèvement du 1^{er} avril) :*

Les résultats d'analyses de chlorophylle et d'ammonium, ainsi que les lectures de flores phytoplanctoniques montrent que le prélèvement de fin de période hivernale 2001 a été effectué avant le déclenchement du premier bloom saisonnier (0,35 µg/L de chlorophylle a correspondant à 11 100 cell/L). A cette période, les eaux de la Manche sont en général sous l'influence des eaux de l'Atlantique et sont caractérisées par des teneurs de l'ordre de 5-6 µM NO₃, 0-0,6 µM NO₂, 0,4-0,5 µM PO₄, 3-4 µM Si(OH)₄ pour des salinités comprises entre 35,25 et 35,30 (Laane, 1992). Les concentrations mesurées en 2001 (respectivement 11,45 µM, 0,27 µM, 0,17 µM, 0,59 µM, 4,74 µM) sont parmi les plus élevées depuis 1987 et donc supérieures aux concentrations habituellement relevées en Manche occidentale. Ces valeurs coïncident avec la plus faible valeur de salinité (34,3) mesurée sur la même période en raison des fortes précipitations relevées au printemps 2001. L'influence des apports telluriques n'a donc pas été négligeable en 2001. Notons qu'une situation similaire à celle de cette année a déjà été observée en 1988 au large de la presqu'île du Cotentin par Bentley et Maillard-Quisthoudt (1990).

** Période estivale (prélèvement du 6 juillet) :*

Les concentrations des différents paramètres montrent que le prélèvement estival 2001 a été effectué à la suite d'un ou de plusieurs blooms phytoplanctoniques. En effet, l'accumulation d'ammonium n'est associée ni à un maximum de chlorophylle a, ni à un maximum de cellules phytoplanctoniques. Ceci indique vraisemblablement la présence de processus de régénération ou d'excrétion zooplanctonique. D'autre part, les teneurs en sels nutritifs relevées à cette période sont caractérisées par la classique chute des nitrate, phosphate et silicate en raison de leur consommation lors du développement phytoplanctonique printanier.

** Début de période automnale (prélèvement du 10 septembre) :*

En automne, les teneurs en sels nutritifs ont tendance à augmenter mais sans atteindre leur niveau hivernal. Cette augmentation est due à l'effet des processus de nitrification plus intenses durant cette saison ainsi qu'à la régénération de la silice biogénique.

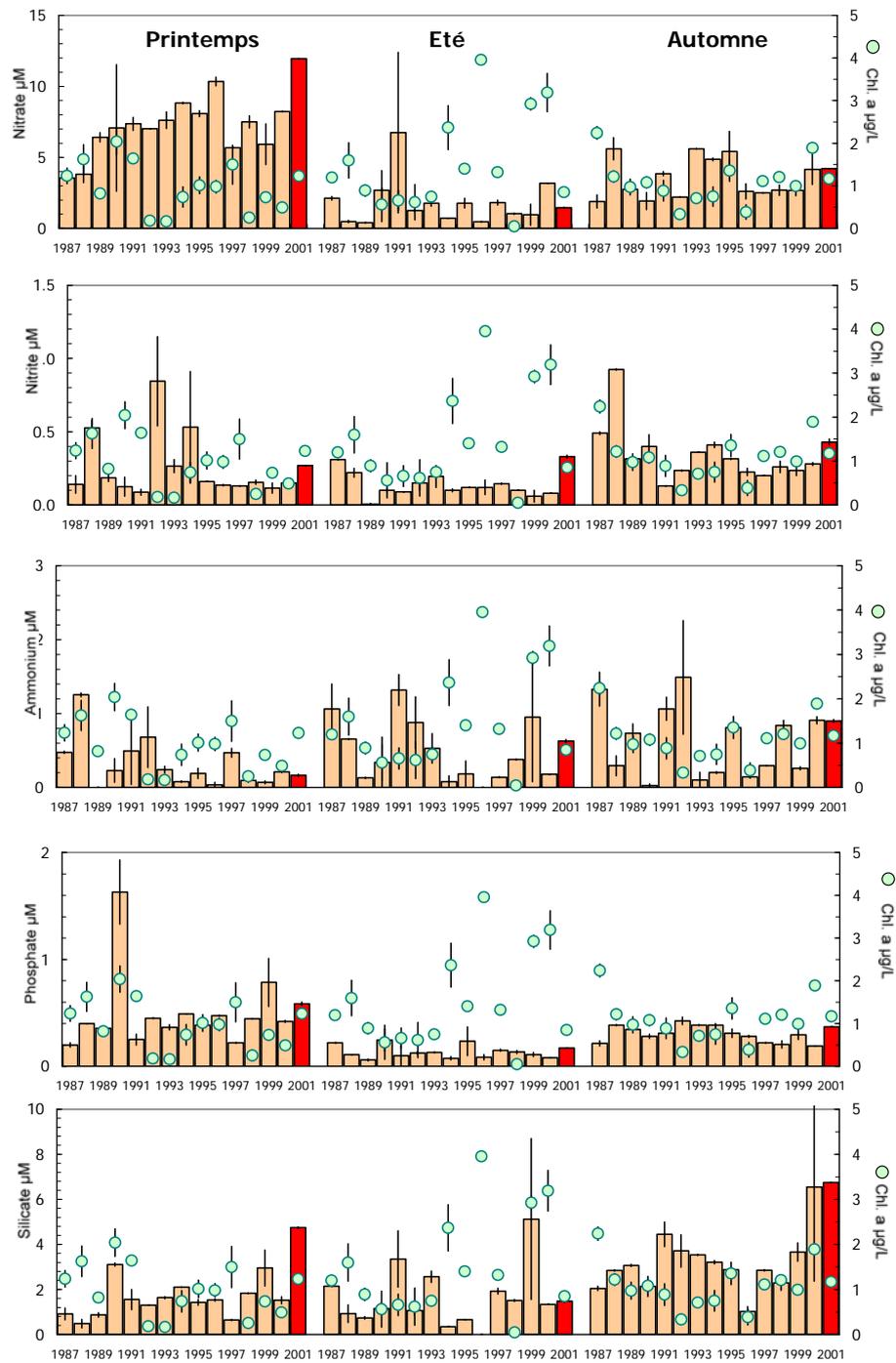
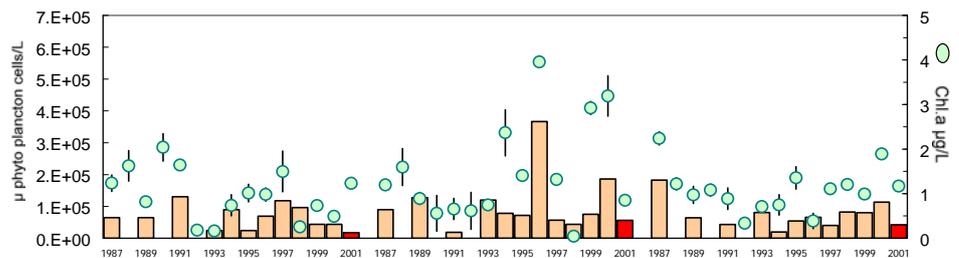


Figure 9 : Evolution des paramètres biophysicochimiques sur le point "référence" de Flamanville au printemps, en été et en automne de 1987 à 2001 (données EDF).



4.2. Côte est Cotentin - Baie des Veys

4.2.1. Pluviométrie et débits fluviaux

4.2.1.1. Pluviométrie

Les mesures de précipitations à Enquesville-la-Percée sont présentées sur la Figure 10. Les mois les moins pluvieux sont mai, juin et juillet. Les mois d'octobre 2000, novembre 2000, janvier et mars 2001 ont connu des précipitations équivalentes (environ 35 mm/mois). D'autre part, les mois de décembre 2000, février, avril, août et septembre 2001 sont également comparables entre eux avec une pluviométrie moyenne de l'ordre de 18 mm/mois. Dans l'ensemble, il a plu pratiquement tous les jours d'octobre à début février puis de début mars à fin avril.

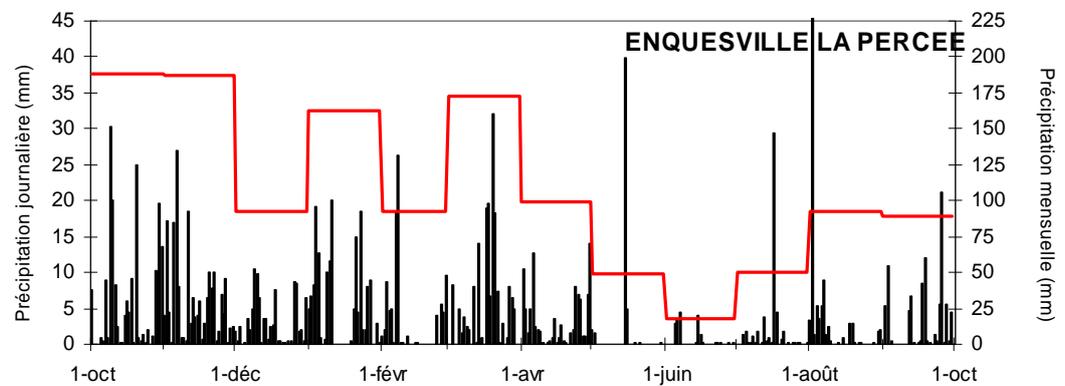


Figure 10 : Evolution des précipitations à Enquesville-la-Percée d'octobre 2000 à fin septembre 2001.

4.2.1.2. Débits fluviaux

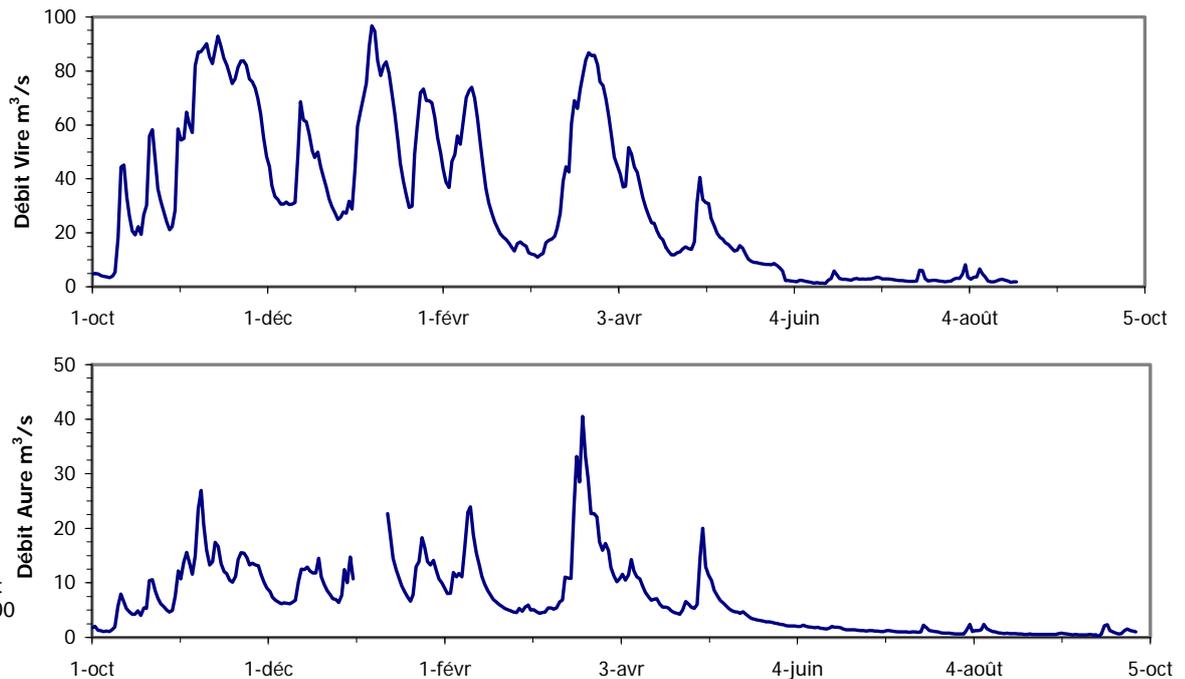


Figure 11 : Evolution des débits de la Vire et de l'Aure d'octobre 2000 à fin septembre 2001.

Les 4 cours d'eaux principaux se jetant dans la Baie des Veys sont la Douve et la Taute qui se réunissent pour former le chenal de Carentan dans l'ouest de la baie, et l'Aure et la Vire qui forment le chenal d'Isigny dans l'est.

Sur l'ensemble de la période d'étude, les débits de la Vire et de l'Aure montrent des évolutions relativement comparables (Figure 11). Des crues d'assez courtes durées (environ une semaine) sont observées en octobre, décembre, février et mai. Deux crues longues d'environ 1 mois sont observées en novembre et en mars. Les débits maximums enregistrés sont de l'ordre de $90 \text{ m}^3/\text{s}$ pour la Vire et de $40 \text{ m}^3/\text{s}$ pour l'Aure. Une période d'étiage est observée de début juin à fin septembre avec un débit moyen de l'ordre de 4 et $2 \text{ m}^3/\text{s}$ respectivement pour la Vire et l'Aure.

Les débits de la Douve et de la Taute ne sont malheureusement pas disponibles dans la base HYDRO du ministère de l'environnement. Les débits moyens de ces 2 fleuves ont respectivement été estimés à $15 \text{ m}^3/\text{s}$ pour la Douve et à $5 \text{ m}^3/\text{s}$ pour la Taute en 1993 (Godefroy *et al.*, 1997).

4.2.2. Evolution saisonnière des paramètres biophysicochimiques

4.2.2.1. Grandcamp

L'évolution des différents paramètres est représentée sur la figure 13.

* Périodes automnale et hivernale (octobre à mi mars) :

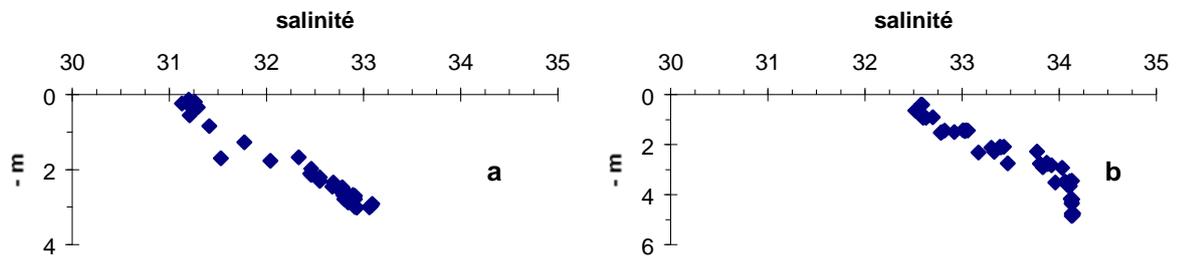


Figure 12 : Evolution de la salinité dans la colonne d'eau à Grandcamp (a) le 6 novembre et (b) le 30 novembre 2000.

La température de la masse d'eau diminue régulièrement de $15 \text{ }^\circ\text{C}$ pour atteindre un minimum de $7,3 \text{ }^\circ\text{C}$ en février. Cette diminution est reliée à la diminution de l'ensoleillement. La salinité est comprise dans une gamme de $33,2$ à $30,7$ PSS. Deux dessalures sont observées dans la colonne d'eau les 6 et 30 novembre (Figure 12) : elles se traduisent par un gradient régulier de $1,5$ PSS sur l'ensemble de la colonne d'eau et par le plus faible pourcentage de chlorophylle active enregistré au cours de la période d'étude (20%) dans les eaux de surface. La turbidité reste malgré tout relativement faible au cours de cette période et varie entre $1,8$ et 9 NTU.

L'activité biologique est négligeable durant cette période et se traduit par un pourcentage d'oxygénation proche du seuil de 100% et par une teneur de chlorophylle très faible ($0,16 - 1,17 \text{ } \mu\text{g/L}$). La phéophytine, très faible durant cette période ($0,06 - 1,22 \text{ } \mu\text{g/L}$), met en évidence la faible teneur en matière organique détritique d'origine phytoplanctonique du milieu.

Les teneurs en nitrate varient de 18 à $36 \text{ } \mu\text{M}$ avec une valeur moyenne du stock hivernal de nitrate de $27,6 \text{ } \mu\text{M}$ ce qui met en évidence l'impact du bassin versant à forte vocation agricole. Le silicate fluctue entre 13 et $21,5 \text{ } \mu\text{M}$ et sa courbe présente la même allure que celle du nitrate. Les teneurs en phosphate et ammonium sont relativement stables durant cette période et se situent respectivement autour de $0,9 \text{ } \mu\text{M}$ et de $1 \text{ } \mu\text{M}$.

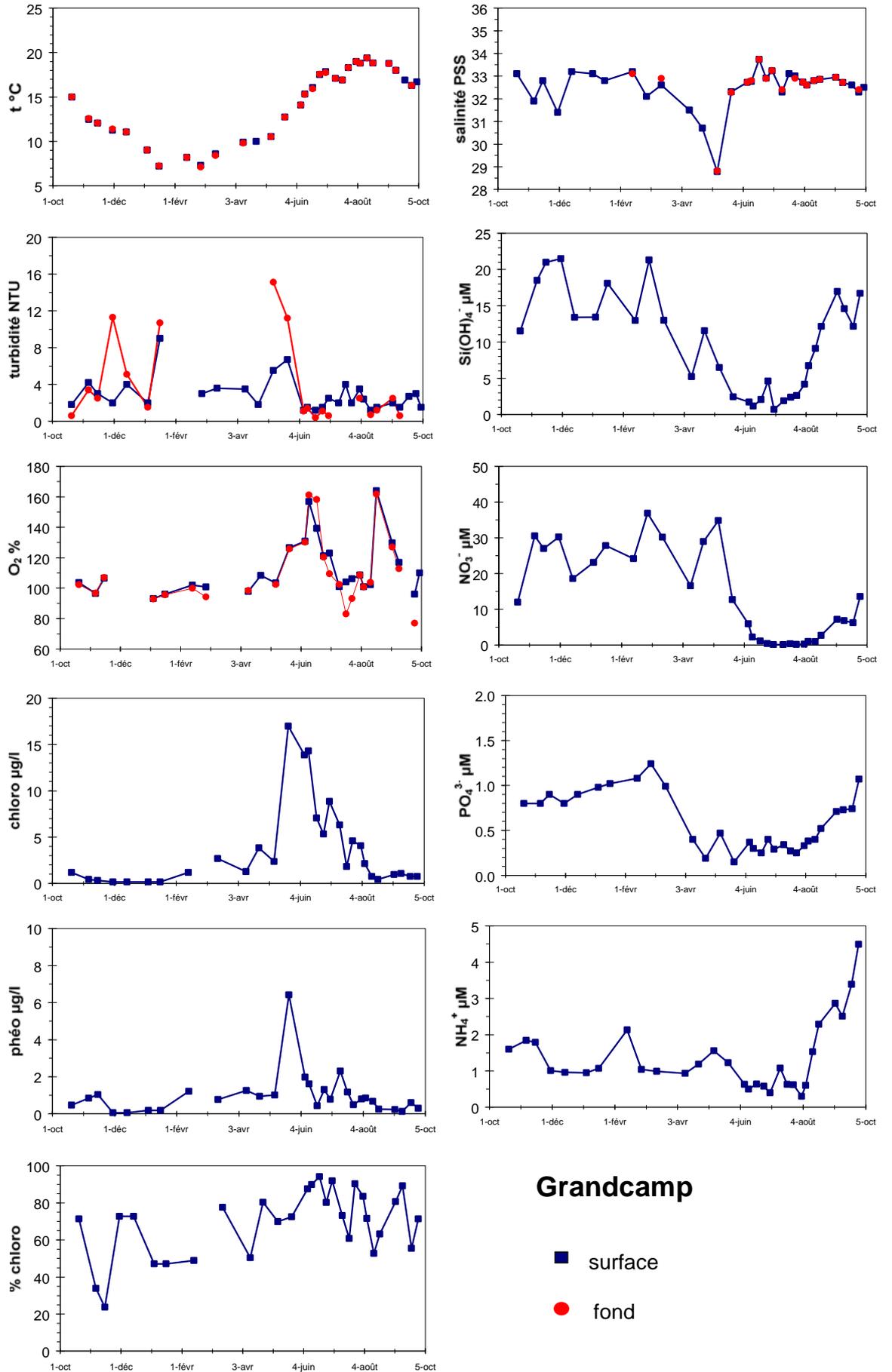


Figure 13 : Evolution des paramètres biophysicochimiques à Grandcamp d'octobre 2000 à fin septembre 2001.

* Période printanière (mi mars à mi juin) :

La colonne d'eau est progressivement réchauffée à partir de mi mars. Une panne de sonde n'a malheureusement pas permis d'observer l'homogénéité de la colonne d'eau en mars et avril. La turbidité reste faible car inférieure à 6 NTU.

Une augmentation de la chlorophylle est observée le 24 avril (3,84 µg/L) mais la période productive se déclare réellement aux alentours du 23 mai et se prolonge jusqu'au 3 août. Cette période productive peut être séparée en trois blooms où la biomasse chlorophyllienne est de moins en moins importante : le premier du 23 mai au 20 juin (17 et 14 µg/L), le second du 20 juin au 13 juillet (8,9 µg/L), et le troisième du 13 juillet au 3 août (4,6 µg/L).

Plusieurs facteurs permettent d'émettre l'hypothèse que le premier bloom a débuté avant le 23 mai et que la valeur de chlorophylle de 17 µg/L n'est sans doute pas la valeur maximale atteinte lors de ce bloom. En effet, l'état physiologique des cellules phytoplanctoniques ne semble pas correspondre à celui de cellules en pleine croissance : la concentration en phéophytine est élevée (6 µg/L), le taux de chlorophylle active n'est que de 72 %, le pourcentage d'oxygène dissous n'est que de 120 % (ce qui est relativement faible pour une teneur en chlorophylle de 17 µg/L) et les concentrations en phosphate (0,2 µM) et en silicate (2,44 µM) montrent que ces 2 sels sont déjà quasiment épuisés. Il semble donc que ce premier bloom se soit déclenché environ une semaine plus tôt, au cours d'une période de stabilité des eaux de surface (période de mortes eaux et apports importants d'eaux douces caractérisés par une salinité de 31 PSS) et que le pas de prélèvement ne nous a pas permis d'observer la chute de la teneur en chlorophylle entre le 23 mai et le 8 juin. L'évolution des espèces phytoplanctoniques semble appuyer cette hypothèse. En effet, plusieurs espèces sont présentes le 23 mai : des diatomées (17 500 cell/L de *Pseudonitzschia sp.* et 230 000 cell/L de *Rhizosolenia sp.*) et l'espèce majoritaire *Phaeocystis sp.* (1 080 000 cell/L). Il semble que le bloom de *Phaeocystis* était en fin de croissance alors que les *Rhizosolenia* étaient en augmentation pour former un bloom quasi monospécifique le 8 juin (1 610 000 cell/L). C'est vraisemblablement l'épuisement du milieu en nitrate combiné à une très faible valeur de silicate (inférieure à la constante de demi saturation $K_m = 2 \mu\text{M}$, Fisher *et al.* 1988) qui provoque la chute de ce bloom le 27 juin.

* Période estivale (mi juin à septembre) :

Le deuxième bloom apparaît le 3 juillet. Le milieu est toujours limité en nitrate et phosphate. Par contre, un léger ré-enrichissement du milieu en silice est observé grâce à la régénération de la silice biogénique contenue dans la colonne d'eau. Cette hypothèse semble être confirmée par le fait que la flore phytoplanctonique est dominée à cette période par les diatomées *Chaetoceros* qui possèdent la faculté de former des colonies, sous la forme de matrice gélatineuse, et qui coulent et atteignent les couches d'eau de fond plus riches en sels nutritifs. Cette espèce a également la caractéristique d'avoir un taux de chlorophylle relativement faible ce qui peut expliquer la teneur en chlorophylle plus faible lors de ce deuxième bloom. Il semble que la chute de ce bloom soit à corrélérer avec la diminution de la température de l'eau de surface observée du 13 au 20 juillet.

Le troisième bloom apparaît du 26 juillet au 3 août. Comme les teneurs en phosphate et nitrate restent respectivement inférieures à 0,4 et 1 µM, ce bloom doit fonctionner grâce à la régénération des nutriments à l'interface eau-sédiment. La période productive s'arrête début août au moment où la température de l'eau commence à diminuer après avoir atteint son maximum de l'année. La fin de ce bloom, tout comme celle des deux premiers blooms, est caractérisée par la chute du taux de chlorophylle active montrant ainsi le mauvais état physiologique du phytoplancton. Aucune espèce phytoplanctonique n'a une concentration supérieure à 100 000 cell/L au cours de ce troisième bloom.

Une augmentation de la concentration de l'ensemble des sels nutritifs est observée à partir de mi-août en raison de la fin de la période productive (consommation négligeable de ces sels par le phytoplancton) et de la régénération de ces sels dans la colonne d'eau et au niveau du sédiment (nitrification, dissolution de la silice biogénique, phénomènes de désorption du phosphate). Il faut noter une concentration remarquable d'ammonium à la fin

de cette période d'étude provoquée par la reminéralisation bactérienne (maximum de 4,5 μM).

4.2.2.2. St Germain de Varreville

L'évolution des différents paramètres est représentée sur la Figure 14.

* *Période printanière (mi mars à mi juin) et période estivale (mi juin à septembre) :*

Seule la fin de la période printanière a été suivie. Sur l'ensemble de la période d'étude, l'allure de l'ensemble des paramètres est similaire à ce que l'on observe à Grandcamp. La seule différence notable est la dominance du bloom de juillet caractérisé par *Cerataulina* (11 000 000 cell/L) contrairement au bloom de Grandcamp qui est lui dominé par *Chaetoceros*. La colonne d'eau est toujours homogène pour l'ensemble des paramètres.

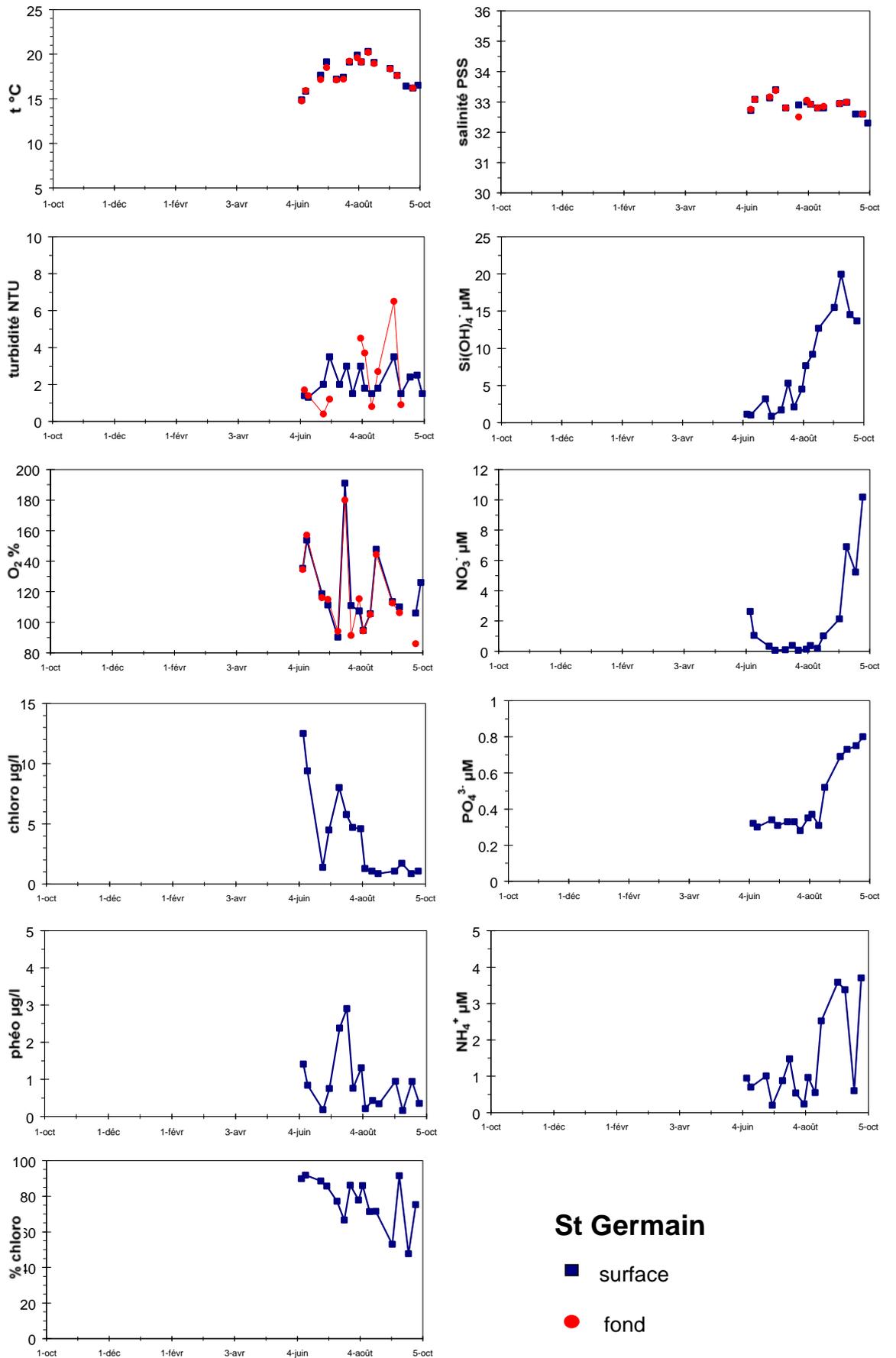


Figure 14 : Evolution des paramètres biophysicochimiques à St Germain de Varreville de fin mai à fin septembre 2001.

4.3. Côte du Calvados et estuaire de Seine

4.3.1. Pluviométrie et débits fluviaux

4.3.1.1. Pluviométrie

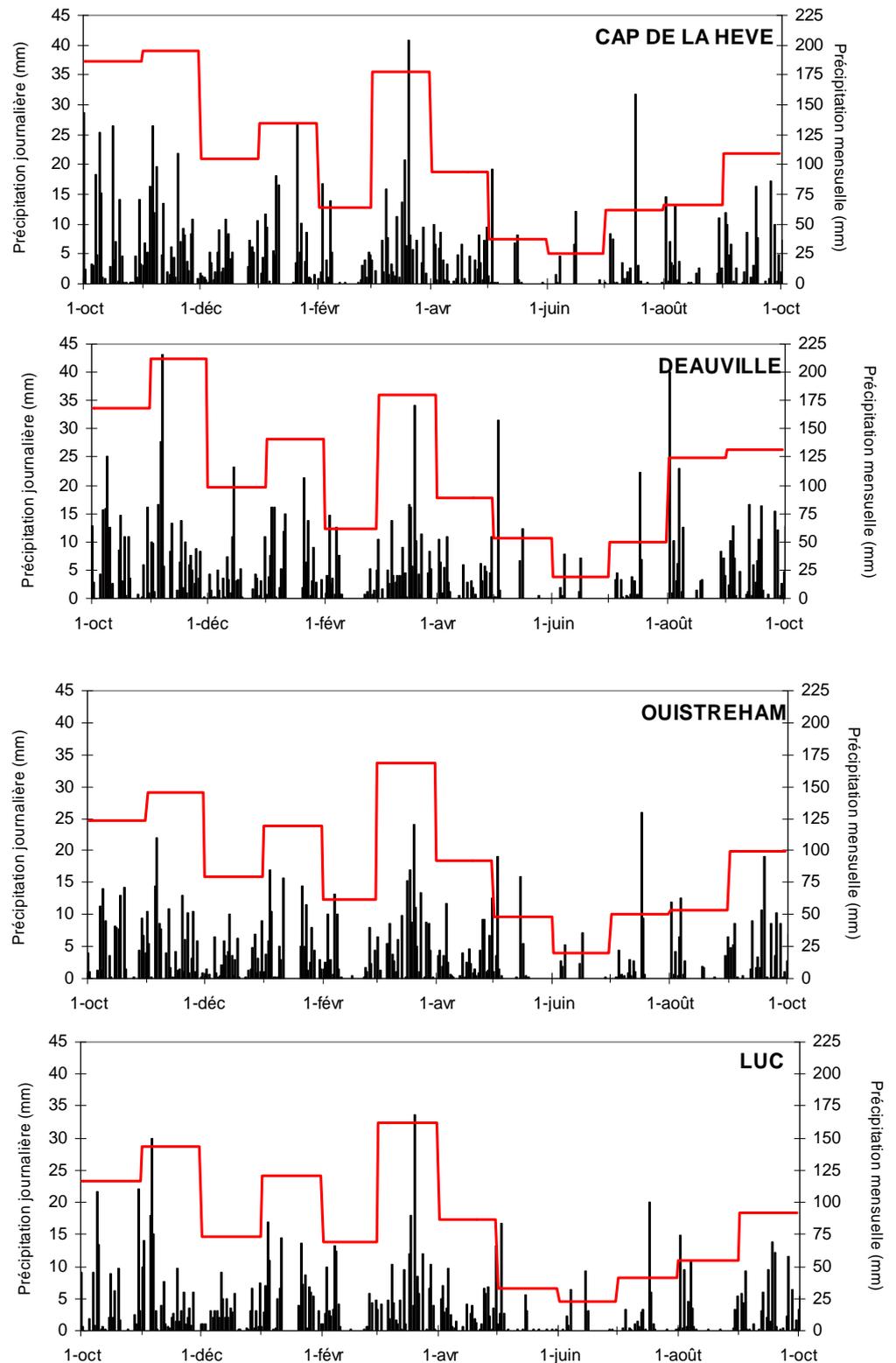


Figure 15 : Evolution des précipitations à Luc, Ouistreham, Deauville et au cap de la Hève d'octobre 2000 à fin septembre 2001.

Les mesures de précipitations à Luc, Ouireham, Deauville et au cap de la Hève sont présentées sur la Figure 15. Si l'allure des précipitations est la même sur toutes les stations, on observe que la pluviométrie est plus importante à Deauville et au cap de la Hève en octobre-novembre 2000 qu'à Luc et Ouireham. Le mois d'août 2001 a également été plus pluvieux à Deauville qu'aux trois autres stations. Le mois le plus sec est juin. Au mois de mars, des valeurs comparables à celles d'octobre et de novembre 2000 ont été enregistrées.

Globalement, il a plu pratiquement tous les jours d'octobre à fin avril sur l'ensemble des 4 stations (période sèche maximale de 6 jours).

4.3.1.2. Débit des fleuves

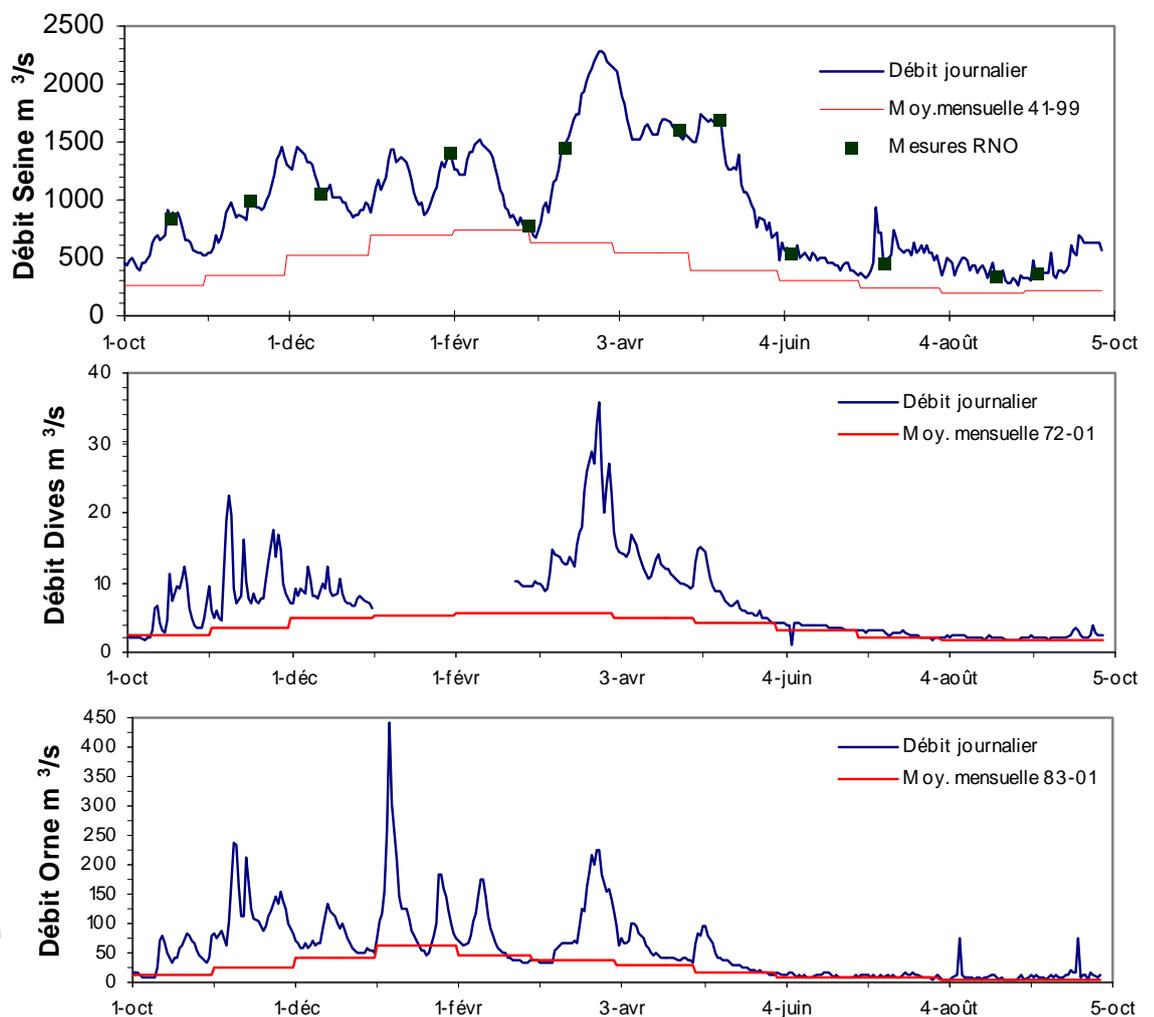


Figure 16 : Débits de la Seine, de la Dives et de l'Orne d'octobre 2000 à fin septembre 2001.

Les conditions hydrologiques de la période d'étude sont celles d'une période particulièrement humide où les étiages sont peu sévères (Figure 16).

Le débit moyen de la Seine sur la période d'étude est de $947 \text{ m}^3/\text{s}$. Ce débit moyen est un record au regard de l'ensemble des débits moyens annuels enregistrés depuis 50 ans qui n'ont jamais dépassé $749 \text{ m}^3/\text{s}$. Il correspond d'ailleurs à plus du double de la moyenne établie depuis 1941 ($419 \text{ m}^3/\text{s}$). Le régime est assez classique en ce qui concerne la

répartition de crues assez courtes en période hivernale (décembre, janvier, février environ $1500 \text{ m}^3/\text{s}$). La période printanière est caractérisée par une crue continue de mi-mars à mai. Aucune période d'étiage n'a été observée : la valeur de débit minimale est de $277 \text{ m}^3/\text{s}$ fin août.

Les débits de l'Orne et de la Dives représentent respectivement environ 5 % et 1 % du débit de la Seine. Ces débits sont également largement supérieurs aux débits moyens mensuels observés depuis une vingtaine d'années d'octobre à début juin. Plusieurs crues de courte durée sont observées en novembre, janvier et février. Une crue d'environ deux semaines est observée fin mars - début avril. La période estivale est caractérisée par des débits couramment rencontrés à cette période de l'année sur ces deux rivières.

4.3.1.3. Flux de nutriments apportés par la Seine

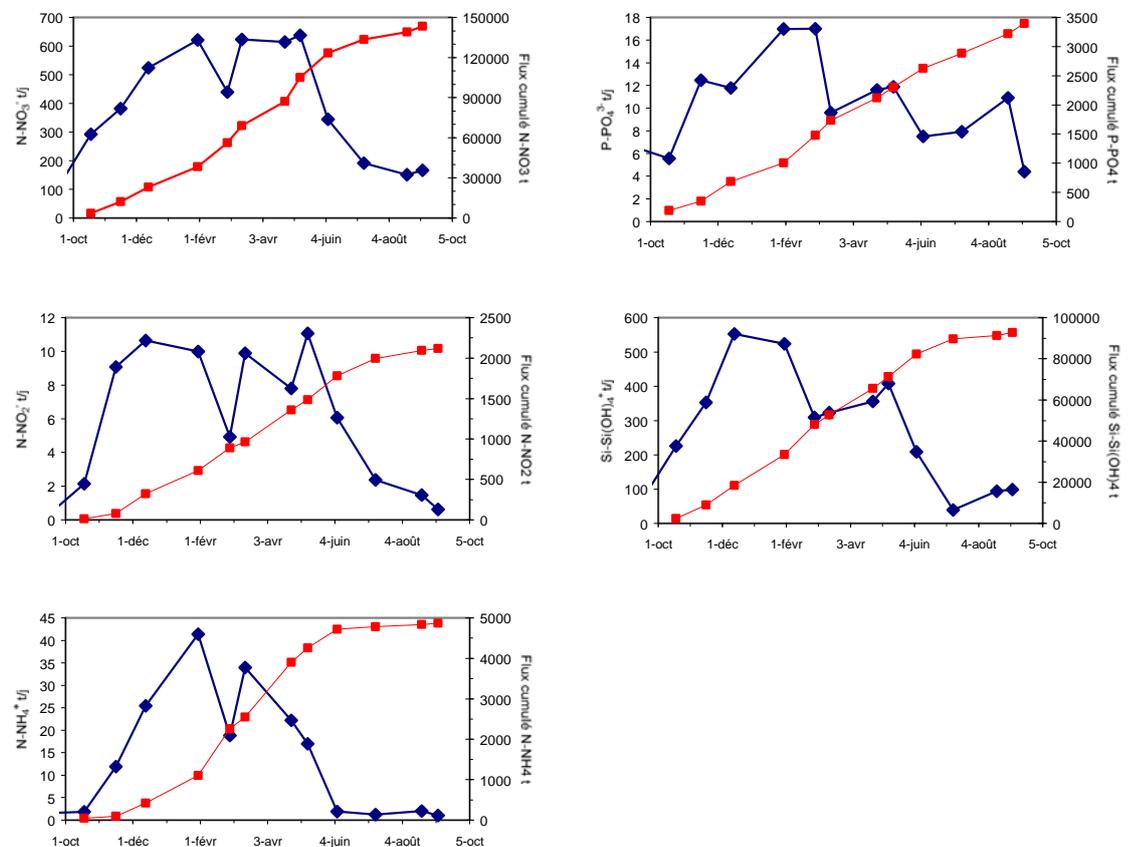


Figure 17 : Evolution des flux de nutriments apportés par la Seine à Honfleur d'octobre 2000 à septembre 2001.

Les flux de sels nutritifs déversés en Baie de Seine (Figure 17) sont calculés à partir des concentrations relevées à Honfleur par le RNO et des débits de la Seine mesurés à Poses (auxquels sont appliqués des facteurs correctifs, A. Ficht comm. pers.).

Les flux maximaux d'azote minéral dissous sont mesurés en décembre, janvier, mars et avril. Une chute de ces flux est observée en février parallèlement à la diminution du débit. Les flux de nitrate sont supérieurs à $150 \text{ t N-NO}_3/\text{j}$ en juillet-août. Les flux de silicate ont une allure globalement similaire à ceux du nitrate : maximum au début de la période hivernale (décembre-janvier) et maintien d'un flux relativement élevé de février à mai (supérieurs à $300 \text{ t Si-Si(OH)}_4/\text{j}$). Comme pour le nitrate, le flux estival est environ 6 fois inférieur au flux hivernal. Les flux de phosphate sont eux maximum ($17 \text{ t P-PO}_4/\text{j}$) lors d'une chute de débit fin janvier-début février, et restent supérieurs à $7 \text{ t P-PO}_4/\text{j}$ jusqu'au début du mois d'août.

Tableau 3 : Débit moyen de la Seine et flux d'éléments nutritifs (a) à Caudebec en 1994 d'après Aminot *et al.* (1998), (b) à Honfleur en oct. 00 – sept. 01.

Année	Débit moyen m ³ /s	Flux t/an		
		N –(NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻ + NH ₄ ⁺)	P-PO ₄ ³⁻	Si-Si(OH) ₄ ⁻
1994 ^a	669	132 000	6 800	77 000
oct. 00 – sept. 01 ^b	947	155 215	3 450	94 098
Différence %	+ 30	+ 15	- 50	+ 18

Le débit moyen de la Seine au cours de la période d'étude est le débit record mesuré depuis 1941. Si l'on compare ces flux de nutriments avec ceux d'une autre année à débit élevé (1994), on observe une augmentation d'environ 15 % du flux d'azote minéral dissous et de 18 % de celui du silicate (Tableau 3). Cette augmentation est environ deux fois moins élevée que celle du débit moyen. Ces résultats peuvent s'expliquer par le fait qu'en période de crue les concentrations d'azote minéral dissous ont tendance à se diluer et donc à ne plus être proportionnels aux débits. La diminution de 50 % du flux de phosphate peut s'expliquer d'une part, par le fait que la concentration en phosphate et le débit sont inversement proportionnels et par le fait que le flux de phosphate apporté par la région Rouennaise ne cesse de décroître depuis plusieurs années (d'environ 34 t P-PO₄/j en 1974 à 1,4 t P-PO₄/j en 2000, Cellule Antipollution de la Seine 2001).

4.3.2. Evolution saisonnière des paramètres biophysicochimiques

4.3.2.1. Luc sur Mer

L'évolution des différents paramètres est représentée sur la Figure 18.

* *Périodes automnale et hivernale (octobre à mi mars) :*

La température de la masse d'eau diminue régulièrement de 15°C pour atteindre un minimum de 7,3 °C fin janvier. Cette diminution est reliée à la baisse de l'ensoleillement. La salinité est comprise dans une gamme de 33,8 à 31,9 PSS. L'ensemble des paramètres physiques est homogène dans la colonne d'eau durant cette période sauf la turbidité qui est toujours plus élevée dans le fond. La turbidité a tendance à augmenter au cours de la période hivernale de 0,6 à 6,4 NTU en relation avec le brassage intensif de la colonne d'eau.

L'activité biologique est négligeable durant cette période. Le pourcentage d'oxygénation est donc proche du seuil de 100 %, et la teneur en chlorophylle très faible (0,16 – 1,60 µg/L), proche de la teneur en phéophytine (0,11 – 0,74 µg/L). Le pourcentage de chlorophylle active est compris entre 70 et 30 %.

Les teneurs en nitrate augmentent régulièrement au cours de cette période pour passer de 16,1 à 43,7 µM. La concentration en ammonium diminue de 3 à 1 µM entre octobre et début décembre (fin de la période de régénération bactérienne) puis reste comprise entre 1 et 2 µM jusque fin mars. Le phosphate et le silicate sont relativement stables au cours de cette période (respectivement 1,1 µM et 15 µM). Les concentrations maximales de l'hiver ont été mesurées le 28 février. Elles sont reliées à une valeur de salinité hivernale minimale (32 PSS) traduisant un apport important d'eau douce.

La flore phytoplanctonique est peu abondante au cours de l'hiver et est principalement constituée des diatomées *Skeletonema costatum* et *Paralia sulcata* qui sont des espèces très communes en Manche, notamment en période "froide". *Paralia sulcata* est une espèce fixée sur le sédiment à l'aide d'un coussin de mucus. Sa présence dans l'eau peut être expliquée par la remise en suspension des sédiments lors des fortes tempêtes.

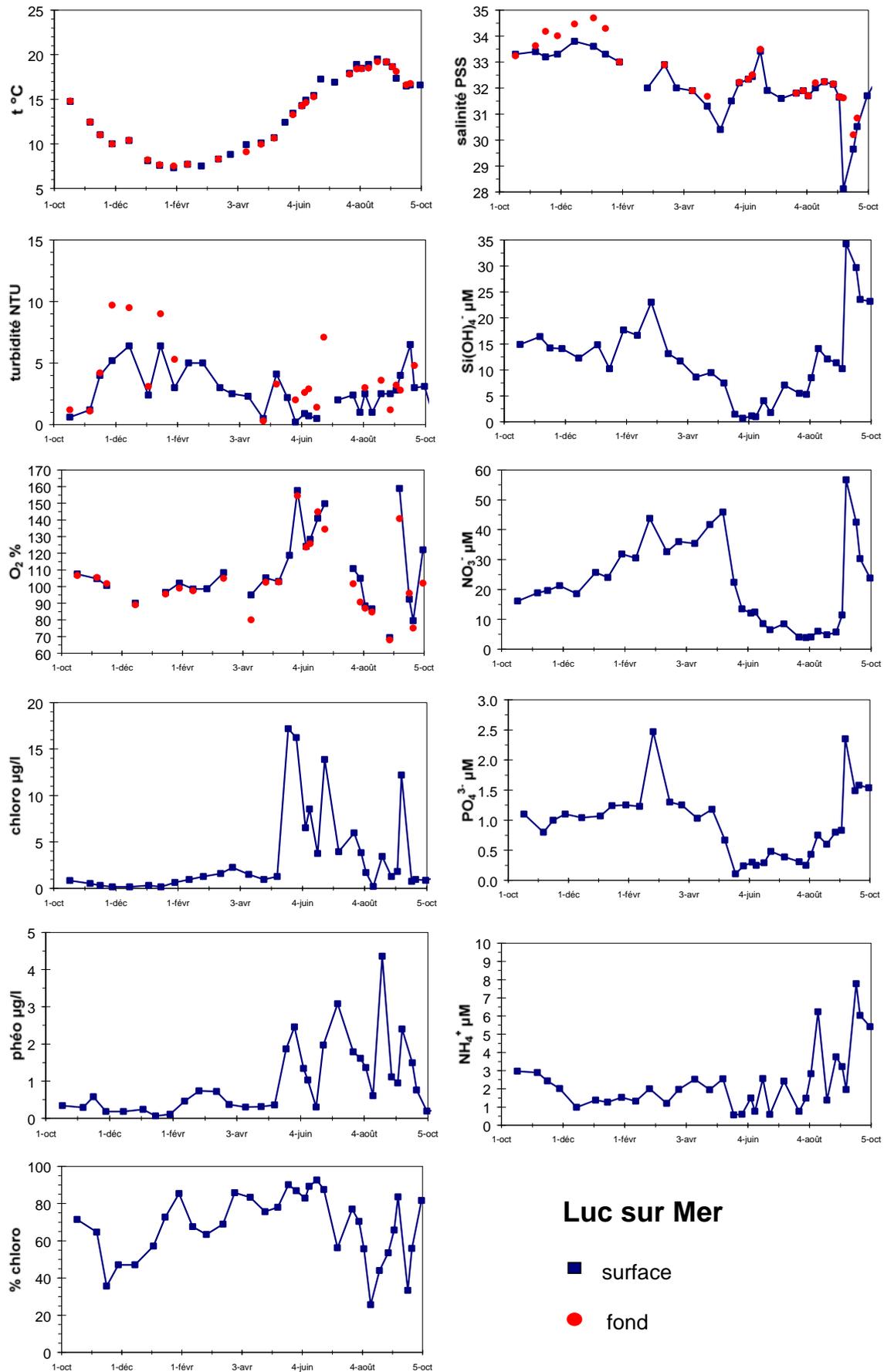


Figure 18 : Evolution des paramètres biophysicochimiques à Luc sur Mer d'octobre 2000 à fin septembre 2001.

* Période printanière (mi mars à mi juin) :

La colonne d'eau est progressivement réchauffée à partir de mi mars et reste homogène durant cette période. La turbidité reste faible, inférieure à 6 NTU.

La période productive, qui s'étend du 21 mai à mi-septembre, peut être séparée en 6 blooms successifs : le premier du 21 mai au 7 juin, le second du 7 au 19 juin, le troisième du 19 juin au 10 juillet, le quatrième du 10 juillet au 1^{er} août, le cinquième du 13 au 31 août et le sixième le 10 septembre.

Le premier bloom se déclenche au même moment qu'à Grandcamp, à la suite d'une dessalure de la couche de surface, en période de mortes eaux et lorsque la température de l'eau a dépassé les 10 °C. Une sur-saturation en oxygène de 120 et 160 % est observée en surface comme au fond. Ce bloom provoque un épuisement des silicate et phosphate. La concentration de nitrate reste par contre supérieure à 10 µM à la fin de ce premier bloom. L'ammonium a également été consommé car sa concentration est passée de 2,5 µM à 0,6 µM. Comme à Grandcamp, le début de ce bloom était majoritairement constitué de *Phaeocystis* (2 000 000 cell/L), *Rhizosolenia* (295 800 cell/L), *Chaetoceros* (160 000 cell/L) et *Skeletonema costatum* (94 200 cell/L). La fin de ce bloom était monospécifique car seules apparaissaient les *Rhizosolenia* à 4 700 000 cell/L.

Le deuxième bloom est plus faible que le premier (8,5 µg/L) et très court (< 10 jours). Il est composé de diatomées *Chaetoceros sociale* (560 000 cell/L) qui, comme à Grandcamp, apparaissent à la suite d'un premier bloom qui a limité le milieu en silicate mais qui a fourni à la colonne d'eau de la silice biogénique à régénérer. Ce bloom pourrait avoir été limité par le broutage du zooplancton car la teneur en ammonium augmente de 0,6 à 2,6 µM.

* Période estivale (mi juin à septembre) :

Le troisième bloom est dominé par les diatomées *Cerataulina* (420 800 cell/L) et *Rhizosolenia* (83 000 cell/L). Il s'est déclenché à un moment où la concentration de silicate dissous a augmenté grâce à la régénération de la silice biogénique. Ce bloom consomme du nitrate dont la concentration passe de 12,5 à 6,5 µM. Il provoque une sur-saturation en oxygène de 150 %.

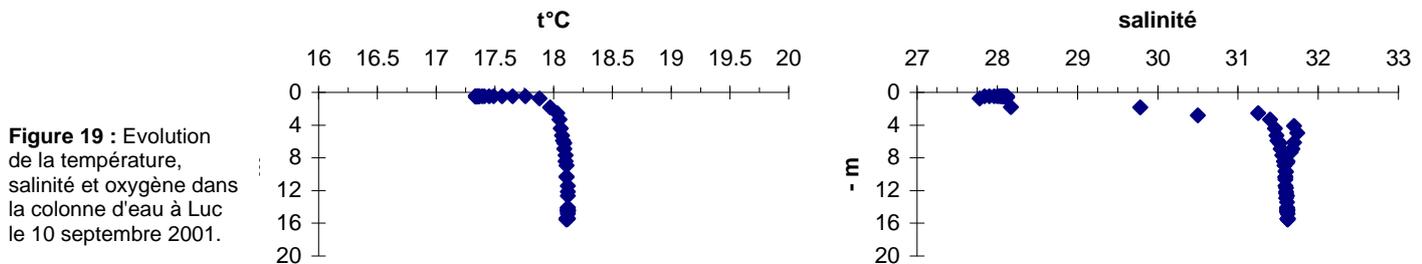
Le quatrième bloom correspond à une plus faible biomasse (6 µg/L de chlorophylle). Il s'agit d'un bloom de *Rhizosolenia stolterfothii* (59 200 cell/L) qui provoque une légère sur-saturation de 110 %.

Il semble que l'activité phytoplanctonique ait été ralentie au mois d'août du fait d'une importante activité zooplanctonique. En effet, une brusque augmentation de l'ammonium de 1 à 6 µM, provoquée par l'excrétion du zooplancton et la dégradation microbienne, est reliée à une concentration de phéophytine assez importante (4 µg/L). Le taux de chlorophylle active est alors seulement égal à 20 %. Cet arrêt de la production phytoplanctonique permet aux concentrations de silicate et de phosphate d'augmenter et au milieu de ne plus être limité par le phosphate. C'est à cette période que l'espèce toxique *Dinophysis* apparaît à Luc sur Mer. Notons que sa concentration n'a pas dépassé 1 500 cell/L et qu'aucune toxicité des coquillages n'a été mise en évidence (C.F. tests souris du REPHY). Un bloom de *Chaetoceros* (492 600 cell/L) a toutefois été relevé le 22 août au moment où la concentration en ammonium diminue. Cette espèce étant connue pour son faible taux de chlorophylle, la concentration en chlorophylle n'a atteint que 4 µM.

Un phénomène remarquable s'est produit le 10 septembre (Figure 19) : une dessalure exceptionnelle (28.1 PSS) accompagnée d'une chute de température et de très fortes concentrations de nitrate, silicate et phosphate ont été observées dans les 2 premiers mètres de la colonne d'eau. Il s'agit des concentrations de sels nutritifs les plus élevées relevées au cours de l'année 2001 et de la salinité la plus faible. Du fait de la localisation très peu profonde dans la colonne d'eau du phénomène et qu'aucune crue n'a été relevée à cette période, il s'agit probablement d'une lentille d'eau douce "échappée" de l'estuaire de la Seine. Ce phénomène a déjà été observé au cours de l'été 2000 au niveau de la bouée Marel "Banc de Seine" (Riou et Jacqueline, comm. pers.). Le bloom entraîné par cette

lentille d'eau douce était constitué de 230 000 cell/L de dinoflagellés *Prorocentrum* (*minimum* et *triestinum*) et a provoqué une sur-saturation en oxygène de 160 %.

Il faut noter que *Pseudonitzschia* a été présent pratiquement tout au long de la période productive à de faibles concentrations (maximum de 9 100 cell/L).



4.3.2.2. Ouistreham

L'évolution des différents paramètres est représentée sur la Figure 21.

* Période printanière (mi mars à mi juin) :

Seule la fin de la période printanière a été suivie. Des thermoclines et haloclines assez marquées (de 1 à 2,5 °C et de 0,5 à 4,5 PSS) sont observées vers 2-3 m à 5 reprises (11 et 26 juin, 1^{er} juillet, 13 août et 10 septembre ; Figure 20).

La période productive s'étend jusque mi septembre. Elle présente une valeur minimale de biomasse chlorophyllienne ("de base") de 5 µg/L sur l'ensemble de la période au cours de laquelle apparaissent au moins 6 pics marqués de production.

Du 29 mai au 19 juin, l'allure de la biomasse est similaire à celle observée à Luc : 2 pics successifs de chlorophylle à 11,5 et 10 µg/L corrélés à des sur-saturations en oxygène de 160 et 170 %. Il ne s'agit probablement pas des premiers blooms car les silicate et phosphate sont déjà épuisés le 29 mai (respectivement 0,9 et 0,2 µM). Le premier pic de chlorophylle correspond à une population de *Rhizosolenia* (1 480 000 cell/L) et le deuxième à des *Chaetoceros* (420 000 cell/L). Ces espèces sont les mêmes que celles observées à Luc à cette période. Cette période se termine le 19 juin par un apport d'eaux du large (augmentation de la salinité à 33,4 PSS) qui provoque une chute de la chlorophylle à 1,7 µg/L. Cet arrêt de la consommation de sels nutritifs permet au milieu de se recharger en silicate (7,6 µg/L).

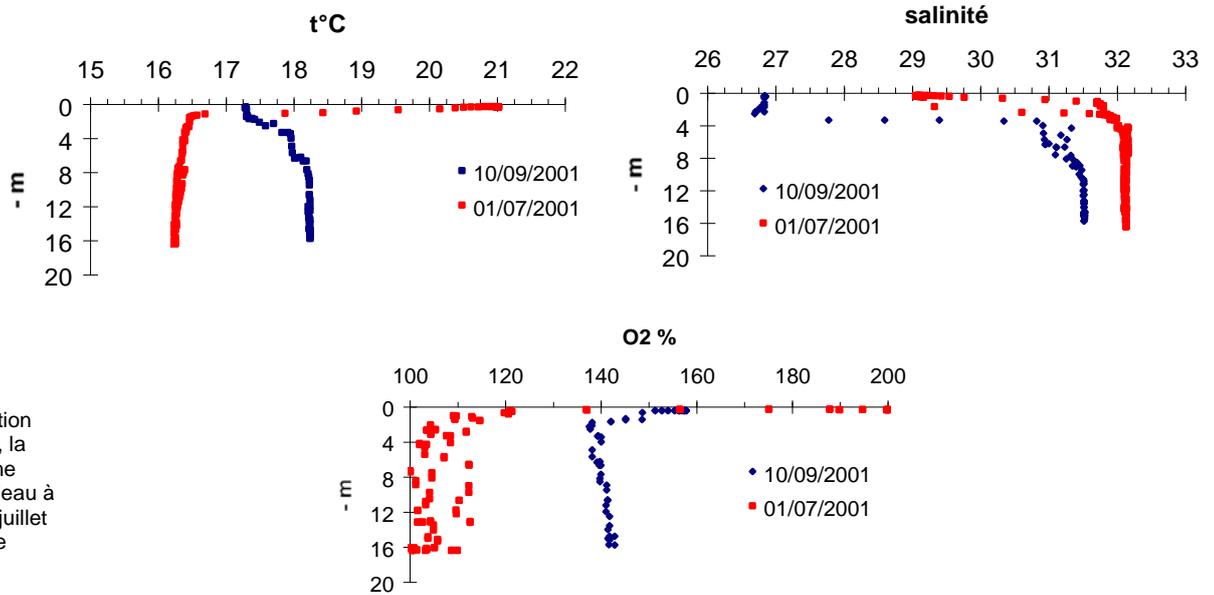


Figure 20 : Evolution de la température, la salinité et l'oxygène dans la colonne d'eau à Ouisseham le 1^{er} juillet et le 10 septembre 2001.

* Période estivale (mi juin à septembre) :

Un nouveau bloom (13.9 µg/L de chlorophylle), favorisé par l'établissement de petites thermocline et halocline à 4 m de profondeur, apparaît le 26 juin. Il est constitué d'un ensemble de diatomées : *Cerataulina* (1 450 000 cell/L), *Eucampia* (180 000 cell/L) et *Skeletonema costatum* (160 000 cell/L). Cet ensemble de diatomées va consommer du silicate et du nitrate. Ce bloom va être considérablement stimulé par un apport d'eau douce le 2 juillet qui va augmenter l'importance de la thermocline et de l'halocline (différence de 2.5°C et de 3 PSS en 2 m). Cet apport d'eau douce, riche en nitrate et phosphate, permet l'établissement d'une biomasse chlorophyllienne de 39 µg/L constituée essentiellement de *Cerataulina* (1 100 000 cell/L). Cette forte biomasse s'accompagne d'un pic de phéophytine à 5,5 µg/L. L'hypothèse d'une présence d'une lentille d'eau douce échappée de l'estuaire de Seine à cette date est également envisageable car aucune crue notable de l'Orne n'est observée à cette période.

Ce bloom majeur disparaît le 10 juillet alors que la colonne d'eau est redevenue homogène. L'état physiologique du phytoplancton est alors très dégradé car le pourcentage de chlorophylle active est seulement de 48 %. L'activité zooplanctonique et microbiologique se traduit par un pic d'ammonium à 3.1 µM. C'est à cette période qu'apparaît l'espèce *Dinophysis* en faible quantité (100 cell/L) ainsi que l'espèce caractéristique des eaux colorées *Prorocentrum micans*.

Dinophysis va régulièrement proliférer pour atteindre un pic à 8 200 cell/L le 1^{er} août corrélé à un pic de chlorophylle de 16,9 µg/L, à un pic de phéophytine de 5,3 µg/L et à une sur-saturation en oxygène de 260 %. Ces phénomènes peuvent être expliqués par l'établissement de nouvelles thermocline et halocline importantes dans la colonne d'eau à cette date. Comme le 2 juillet, se pose de nouveau la question de la présence d'une lentille d'eau douce. Notons également que malgré la présence de *Dinophysis* à concentration élevée, les seuils de toxicité DSP n'ont pas été atteints dans les coquillages de cette zone en 2001.

A partir de cette date, le milieu n'est plus limité en aucun sel nutritif. Ceci permet à un bloom de *Gymnodinium spendens* (33 400 cell/L) d'apparaître le 22 août. Il s'ensuit une augmentation de la chlorophylle jusqu'à 11,5 µg/L.

Toujours comme à Luc, il semble qu'une lentille d'eau soit apparue le 10 septembre : on observe une halocline très accentuée (différence de 4,5 PSS en 4 m avec une valeur minimale de 27 PSS en surface) corrélée à une thermocline moins importante (différence de 1°C en 4 m). Ce phénomène provoque un bloom générant 12 µg/L de chlorophylle et caractérisé par la présence d'une multitude d'espèces dont aucune ne dépasse 100 000 cell/L. Ce bloom est suivi d'une forte reminéralisation d'ammonium (8,9 µM).

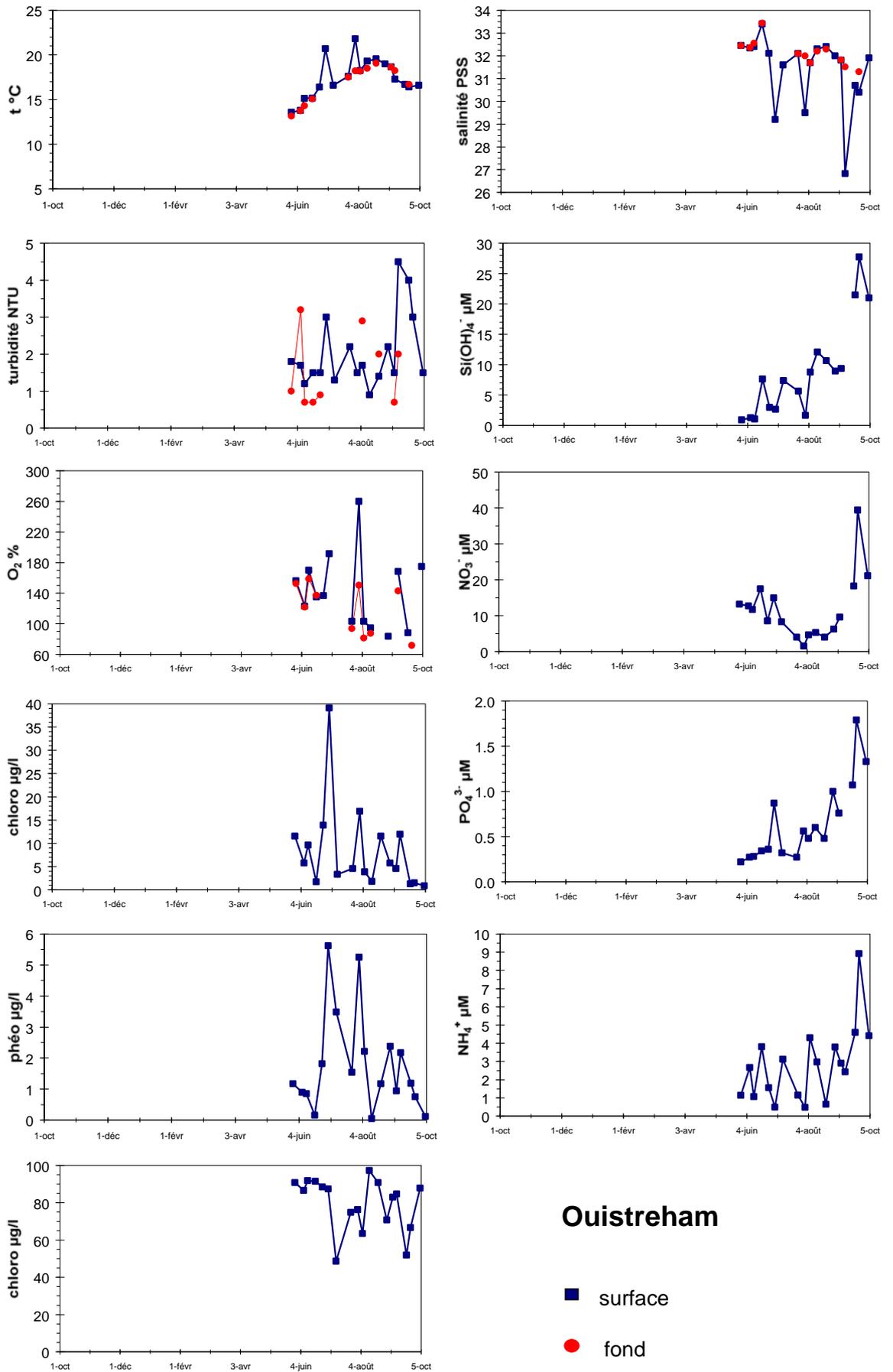


Figure 21 : Evolution des paramètres biophysicochimiques à Ouistreham de fin mai 2000 à fin septembre 2001.

4.3.2.3. Cabourg

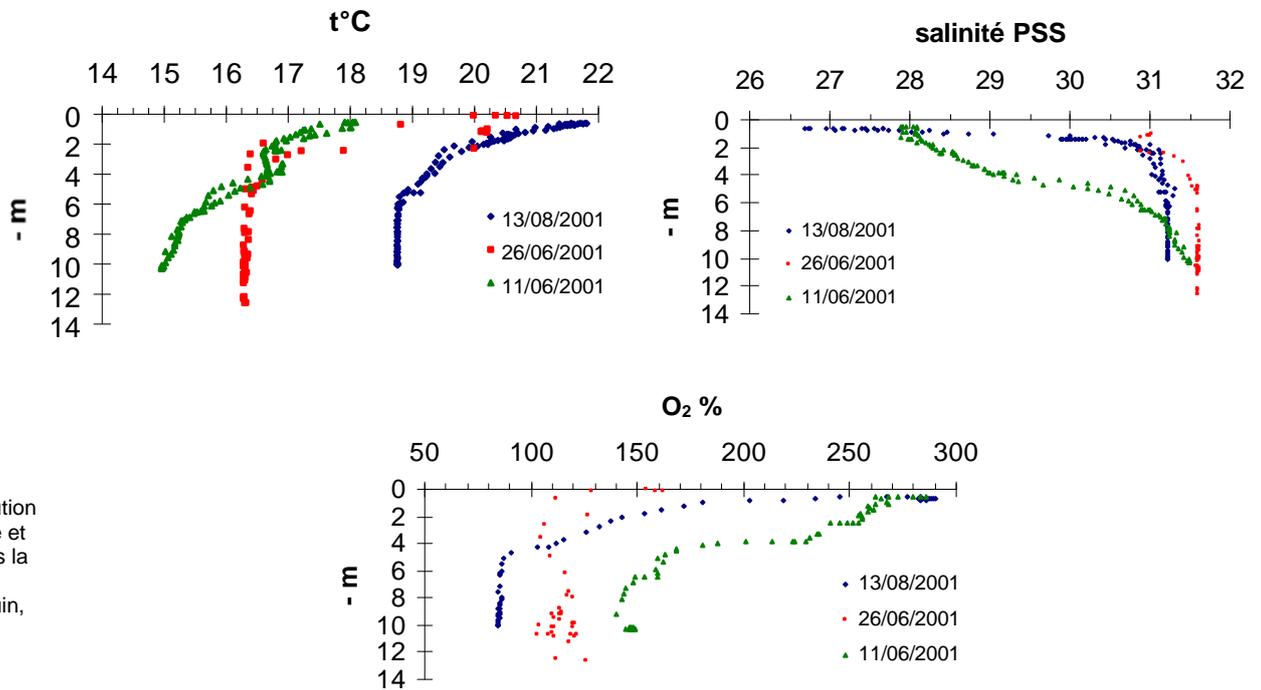


Figure 22 : Evolution de la température et de la salinité dans la colonne d'eau à Cabourg les 11 juin, 26 juin et 13 août 2001.

L'évolution des différents paramètres est représentée sur la Figure 23.

* *Période printanière (mi mars à mi juin) :*

Seule la fin de la période printanière a été suivie. Ce point, le plus proche de l'embouchure de la Seine est peu profond (12 m). Il est caractérisé par :

- une colonne d'eau quasiment toujours stratifiée du 11 juin à mi septembre (Figure 22),
- des teneurs très élevées de nitrate au cours de toute la période productive.
- une succession continue de blooms brefs (8 jours) mais très intenses (maximum de 68 $\mu\text{g/L}$) jusqu'à mi septembre.

Il est fort probable que plusieurs blooms de diatomées ont eu lieu avant début juin car à cette période le milieu est assez pauvre en silicate et phosphate (respectivement 1,4 et 0,5 μM). La période de début juin est caractérisée par un très fort bloom (31,5 $\mu\text{g/L}$ de chlorophylle et 260 % de sur-saturation en oxygène) de diatomées *Chaetoceros* (13 000 000 cell/L) qui provoque un phénomène d'eaux colorées brunes - rouges de Cabourg à Franceville. Ce bloom de *Chaetoceros* est à rapprocher de ceux observés à Luc et Ouistreham en quantité moindre à la même époque. A ce fort bloom ne correspond qu'un pic de phéophytine de 6 $\mu\text{g/L}$, ce qui permet au système d'avoir un taux de chlorophylle active de 80 %. Ce bloom s'est produit au cours d'une période de stratification marquée de la colonne d'eau.

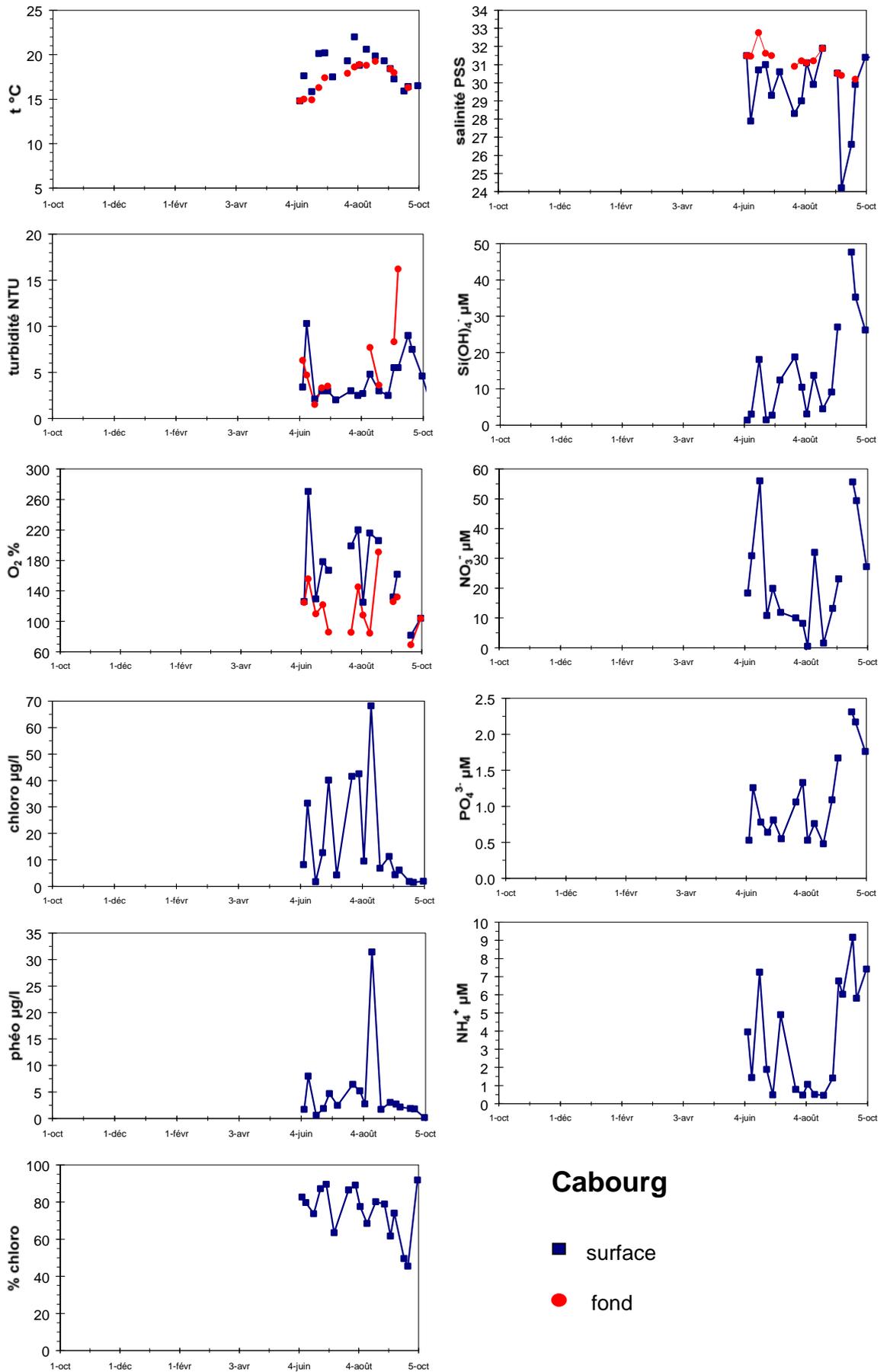


Figure 23 : Evolution des paramètres biophysicochimiques à Cabourg de fin mai 2000 à fin septembre 2001.

* Période estivale (mi juin à septembre) :

Bien que la colonne d'eau soit toujours stratifiée, la chlorophylle chute à 1,7 µg/L le 19 juin. Cette chute peut vraisemblablement s'expliquer, comme à Luc et Ouistreham, par l'action de broutage du zooplancton qui est caractérisée par une forte concentration d'ammonium (7,3 µM). Cet arrêt de la production phytoplanctonique permet au milieu de se recharger en silicate (18 µM) et en nitrate (56 µM).

Le bloom de fin juin - début juillet (40 µg/L) se produit également en période de stratification de la colonne d'eau (Figure 22). C'est un bloom quasi mono spécifique de *Cerataulina* (1 600 000 cell/L) qui consomme beaucoup de nitrate (chute à 10 µM) et de silicate (chute à 1,5 µM). Ce bloom semble également arrêté par le zooplancton en raison du pic d'ammonium à 5 µM qui apparaît la semaine suivante.

La période mi juillet – mi août est totalement différente de celle observée sur les points de Luc et Ouistreham. En effet, un long bloom (avec une valeur de chlorophylle de l'ordre de 40 µg/l) est observé fin juillet. Ce bloom provoque d'importantes sur-saturations en oxygène de l'ordre de 220 %. Alors que les apports d'eaux douces sont significatifs (salinité de 29 PSS), ce bloom ne consomme quasiment pas de silicate (augmentation de 12 à 18 µM) mais il consomme indubitablement du nitrate (chute de 12 à 8 µM). Le début de ce bloom est caractérisé par la présence d'une forte concentration de dinoflagellés *Hétérocapsa triquetra* (9 953 000 cell/L) et en concentration moindre de *Dinophysis* (1600 cell/L). *Hétérocapsa triquetra*, espèce très commune dans les eaux estuariennes, est la cause des eaux colorées observées sur la zone de Cabourg à cette période. Sa présence dans des eaux colorées a déjà été signalée en 1979 et 1983 sur côtes bretonnes et normandes (Paulmier et Joly, 1986).

Un changement de population phytoplanctonique s'effectue début août. En effet, on observe l'apparition des dinoflagellés *Dinophysis* (15 600 cell/L), *Prorocentrum micans* (68 400 cell/L), *Prorocentrum minimum* (75 200 cell/L) et *Protoperdinium* (150 000 cell/L). Ces espèces provoquent également un nouveau phénomène d'eaux colorées à cette période. *Prorocentrum* est une espèce répandue sur les côtes européennes qui provoque fréquemment des eaux colorées après des périodes de dessalure, notamment dans le voisinage de grands estuaires. Sa présence est fréquente en estuaire de Seine depuis 1978. Son maximum saisonnier correspond généralement à celui d'espèces toxiques. Ceci est vérifié cette année (corrélation avec le pic de *Dinophysis*). La chute de silicate observée à la suite de ce bloom peut être expliquée par la présence de diatomées *Chaetoceros* et *Rhizosolenia* en concentration inférieure à 100 000 cell/L. Ce bloom cesse lorsque la colonne d'eau redevient homogène en salinité et température.

Le bloom le plus important à Cabourg est observé le 13 août (68 µg/L de chlorophylle). Il intervient alors que la colonne d'eau s'est de nouveau stratifiée (Figure 22) et que de fortes concentrations de nitrate et silicate ont réapparu (respectivement 32 et 13 µM). Ce bloom est constitué de dinoflagellés *Prorocentrum* et de diatomées *Skeletonema costatum*. Il provoque une sur-saturation en oxygène de 220 % et s'accompagne d'une concentration de 31 µg/L de phéophytine. Cette matière organique détritique est rapidement éliminée car sa concentration n'est plus que de 1,7 µg/L une semaine plus tard.

Si *Dinophysis* est toujours présent en faible concentration jusque fin septembre, les deux blooms de cette fin de période productive sont majoritairement constitués de diatomées *Chaetoceros* (450 000 cell/L), *Skeletonema costatum* (2 016 000 cell/L), *Minutocellus* (1 065 000 cell/L). Il faut toutefois signaler la présence du dinoflagellé *Scrippsiella* le 10 septembre (32 200 cell/L). Cette période est caractérisée par une augmentation de la concentration de l'ensemble des sels nutritifs, classique en cette période de forte régénération et reminéralisation.

4.3.2.4. Données de chlorophylle et d'oxygène mesurées par la bouée MAREL de Grande Rade

4.3.2.4.1 Chlorophylle

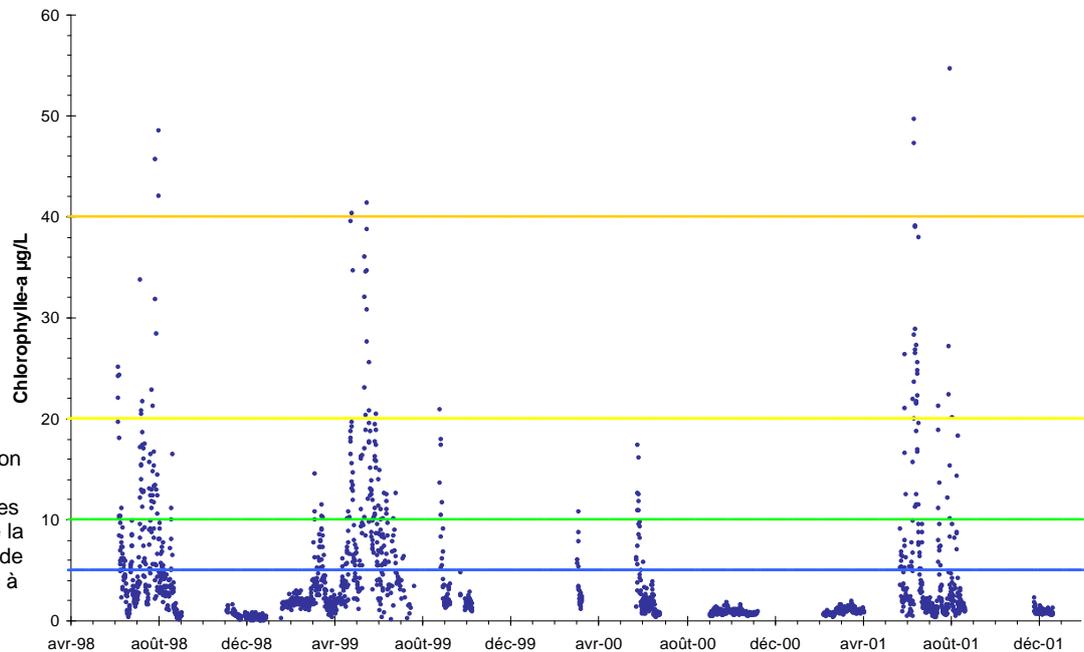


Figure 24 : Evolution de la teneur en chlorophylle dans les eaux de surface de la bouée Marel "Grande Rade" de juin 1998 à décembre 2001.

La Figure 24 représente les valeurs de chlorophylle enregistrées par la bouée MAREL "Grande rade" dans les eaux de surface depuis sa mise à l'eau en juin 1998 jusqu'en décembre 2001. Les concentrations en chlorophylle en $\mu\text{g/L}$ sont obtenues à partir de mesures de fluorescence obtenues en FFU (Fluorescence Flow Unit) qui ont été multipliées par 2.23 (Lossouarn *et al.*, 2000). Ce graphe met en évidence des périodes productives s'étendant globalement de début mai à fin septembre. Ces périodes productives sont formées d'une succession de blooms, au minima 5 dont 3 au mois d'août, présentant des maxima de l'ordre de 40-50 $\mu\text{g/L}$.

Un petit bloom a été mis en évidence dès la fin mars 1999 (Figure 25) : il n'a pas pu s'étendre dans le temps en raison de l'augmentation soudaine de l'agitation du milieu (coefficient de marée, vent : Riou *et al.* 2000). En 1999, la période productive démarre réellement début mai : le premier bloom a une intensité d'environ 20 $\mu\text{g/L}$ et s'étend sur une dizaine de jours. Un second bloom d'environ 40 $\mu\text{g/L}$ apparaît fin mai. Au lieu de chuter à 1-2 $\mu\text{g/L}$ comme le premier bloom, ce second bloom va rester supérieur à 10 $\mu\text{g/L}$ jusque mi-juillet. Le manque de données ne permet pas de décrire la période estivale mais un dernier bloom (20 $\mu\text{g/L}$) est observé mi-septembre.

Les données ne sont disponibles qu'à partir de début juin en 2001 (Figure 26). Elles permettent l'observation de deux blooms en juin : un premier très bref d'environ 10 $\mu\text{g/L}$ et un second plus important (deux semaines) atteignant des valeurs de l'ordre de 40 $\mu\text{g/L}$. L'arrêt de ce second bloom correspond à une période de tempête. La production phytoplanctonique va être réduite tout le mois de juillet et redémarrer début août avec un bloom de 20 $\mu\text{g/L}$. Une dernière biomasse importante sera mesurée les deux dernières semaines d'août : des pics de l'ordre de 20 $\mu\text{g/L}$ de chlorophylle seront détectés.

Figure 25 : Evolution de la teneur en chlorophylle dans les eaux de surface de la bouée Marel "Grande Rade" lors de la période productive de 1999.

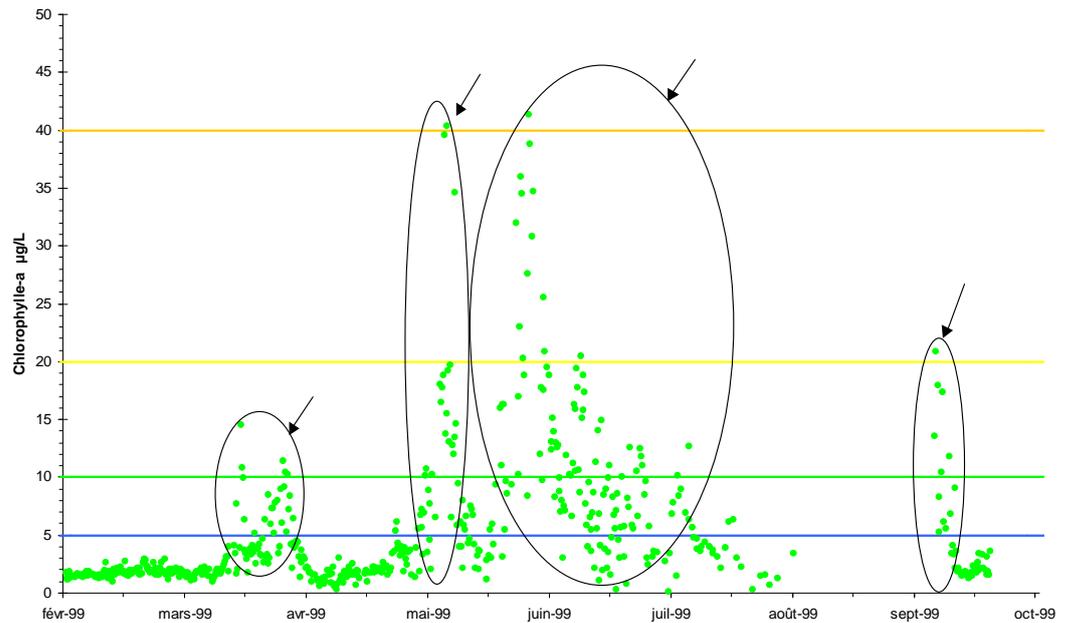
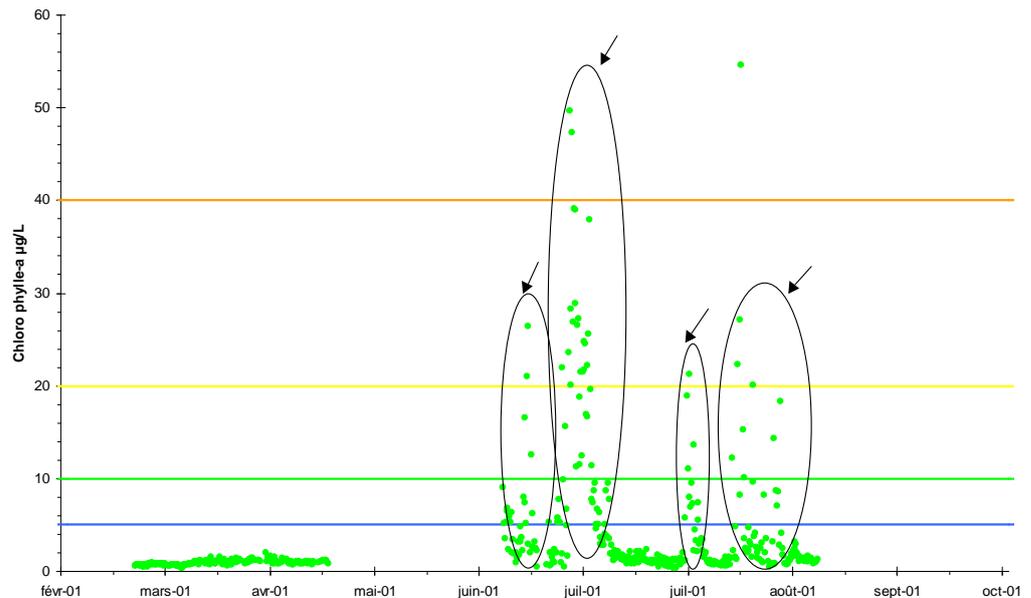


Figure 26 : Evolution de la teneur en chlorophylle dans les eaux de surface de la bouée Marel "Grande Rade" lors de la période productive de 2001.



4.3.2.4.2 Oxygène

Les mesures d'oxygène sont regroupées sur la figure 27. Les périodes productives déterminées à l'aide de la chlorophylle sont ici caractérisées par des sur-saturations dans les eaux de surface. La majorité de ces sur-saturations est comprise entre 100 et 120 % mais les blooms génèrent des valeurs supérieures à 150 %. Quelques sous-saturations sont observées à la fin de l'été au moment où la matière organique détritique est minéralisée mais elles ne sont jamais inférieures à 70%. La gamme des teneurs d'oxygène enregistrées depuis juin 1998 dans les eaux de surface est comprise entre 5,08 et 17,22 mg/L.

Bien qu'il existe seulement des données d'oxygène entre juin 1998 et octobre 1999 dans le fond de la colonne d'eau (profondeur de 20 mètres), on peut observer que la période productive ne produit pas de sur-saturation majeure dans le fond. Les données sont globalement circonscrites dans l'enveloppe 80-120% de saturation. Seules quelques très rares valeurs ponctuelles montrent des sous-saturations inférieures à 80 % à la fin de l'été.

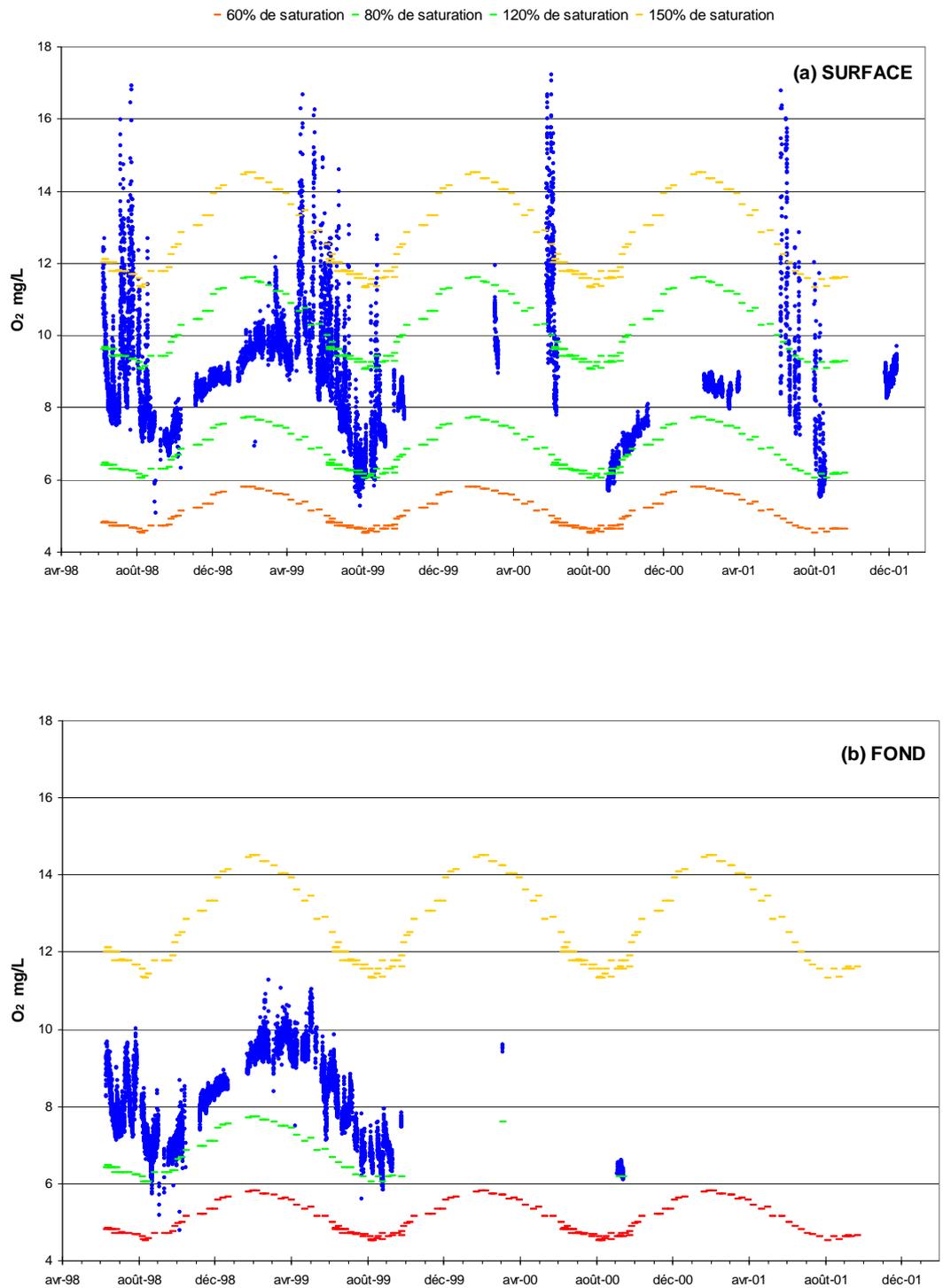


Figure 27 : Variation des teneurs en oxygène enregistrées par la bouée Marel de la Grande rade (a) en surface et (b) au fond de juin 1998 à décembre 2001. Les courbes vertes correspondent à 80 et 120% de saturation, la courbe rouge à 60% et la courbe orange à 150%.

5. Discussion

5.1. Indicateurs d'eutrophisation

5.1.1. Teneur en oxygène

Les variations de la teneur en oxygène dissous dans l'eau de mer sont la résultante de diverses actions opposées : facteurs physiques (température, salinité, pression atmosphérique, diffusion et mélange au sein de la masse d'eau), biologiques (photosynthèse, respiration, dégradation de la matière organique) et chimiques (photo-oxydation, oxydation chimique). Les fortes sur-saturations sont dues à des apports d'oxygène endogène provoqués par les poussées phytoplanctoniques qui produisent de l'oxygène plus rapidement qu'il n'est évacué vers l'atmosphère.

Différentes études ont cherché à définir les concentrations en oxygène à partir desquelles apparaissent des hypoxies pouvant avoir des effets sur la faune, et quelques pays se sont fixé des valeurs seuils à partir desquelles ils concluent à une eutrophisation du milieu. Guillaud et Souchu (in Ménesguen *et al.*, 2001) ont réalisé une synthèse de ces différentes valeurs seuils. Cette synthèse met en évidence deux niveaux d'oxygène dissous principaux qui pourraient permettre d'évaluer le degré d'eutrophisation des eaux côtières : 5 mg/L et 2 mg/L. La première valeur seuil de 5 mg/L pourrait marquer la limite du domaine de l'eutrophisation. En effet, au-delà de ce seuil, "peu ou pas d'effets négatifs sont constatés", alors qu'en-deçà commencent à apparaître des réactions d'évitement de la faune. Le deuxième niveau se situe aux alentours de 2 mg/L. Il correspond à la limite au-delà de laquelle des mortalités massives sont rapportées par plusieurs études.

Le suivi réalisé de septembre 2000 à septembre 2001 n'a jamais mis en évidence de teneur en oxygène dissous inférieure à 5 mg/L, ni au fond, ni en surface.

La Figure 28 représente les valeurs de saturation en oxygène mesurées au cours de la période productive, et regroupées en quatre classes : valeurs inférieures à 80 %, comprises entre 80 et 120 %, comprises entre 120 et 150 % et supérieures à 150 %.

La majorité des valeurs mesurées en surface est comprise entre 80 et 120 % sauf à Ouistreham et Cabourg où cette classe ne regroupe respectivement que 39 et 8 % des données acquises. Ces deux points sont caractérisés par le nombre de sur-saturations supérieures à 150 % (38 et 61 %), signe de la très forte productivité du milieu. Le Graphe 1 de la Figure 28 montre que les valeurs maximales sont généralement comprises entre 140 et 170 % sauf à Chausey, Ouistreham et Cabourg où elles atteignent respectivement 230, 260 et 270 %.

La répartition des valeurs de saturation en oxygène dans les quatre classes est comparable en surface et au fond de Granville, dans le sud ouest de la zone d'étude, jusqu'à Ouistreham dans le nord est. Ceci est lié à l'homogénéité de la colonne d'eau sur l'ensemble de ces points caractérisés par des eaux peu profondes (maximum 12 m à Granville). Il faut tout de même noter qu'une valeur inférieure à 80 % a été enregistrée à Luc fin août. A Cabourg, les saturations en oxygène sont moins importantes dans le fond qu'en surface mais aucune sous-saturation n'a été mesurée. Le Graphe 2 de la Figure 28 représentant les valeurs minimales mesurées sur chaque point met en évidence des valeurs proches de 100 % sur la côte Ouest Cotentin et des valeurs comprises entre 70 et 90 % en baie des Veys et sur la côte du Calvados.

La bouée "Grande rade" de MAREL n'a mesuré qu'une seule valeur inférieure à 5 mg/L (4,79 mg/L le 14 septembre 1998) dans les eaux de fond sur 6376 valeurs mesurées au total depuis juin 1998. Les fortes sur-saturations enregistrées au cours de la période productive, notamment dans la partie orientale de la baie de Seine, ne se sont donc pas traduites par des sous-saturations équivalentes lors de la minéralisation de la matière organique produite lors des poussées phytoplanctoniques. Ceci pourrait s'expliquer par l'importance de

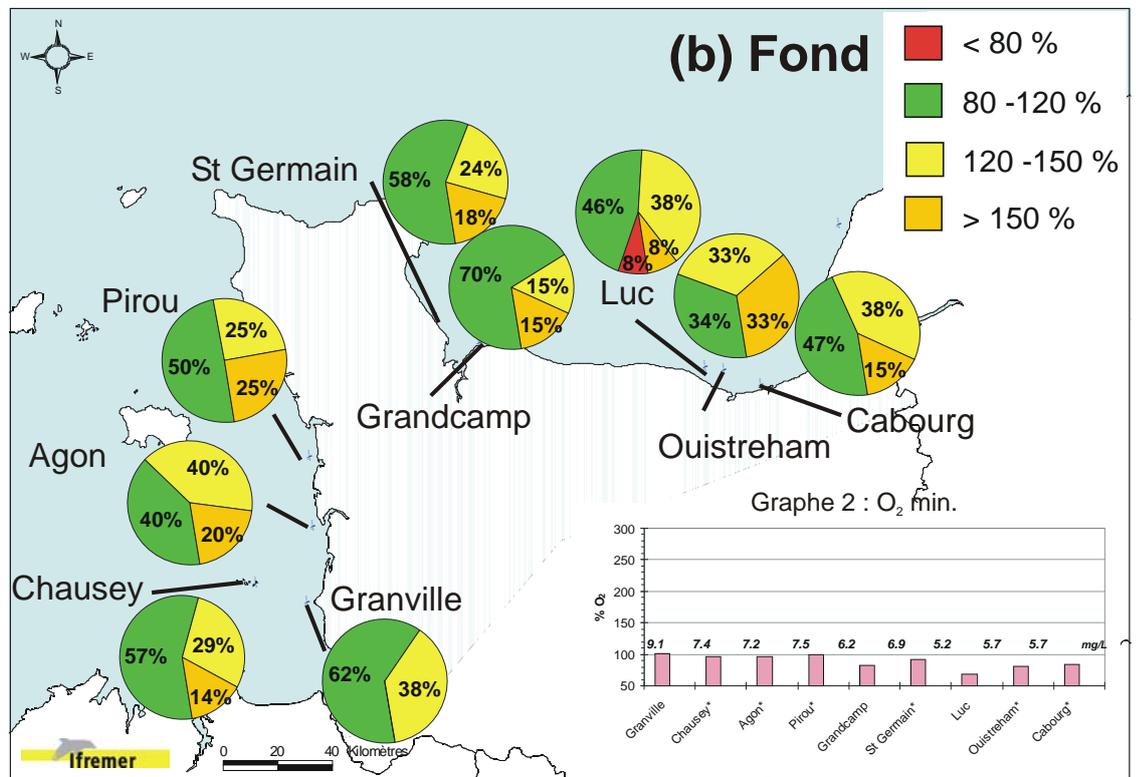
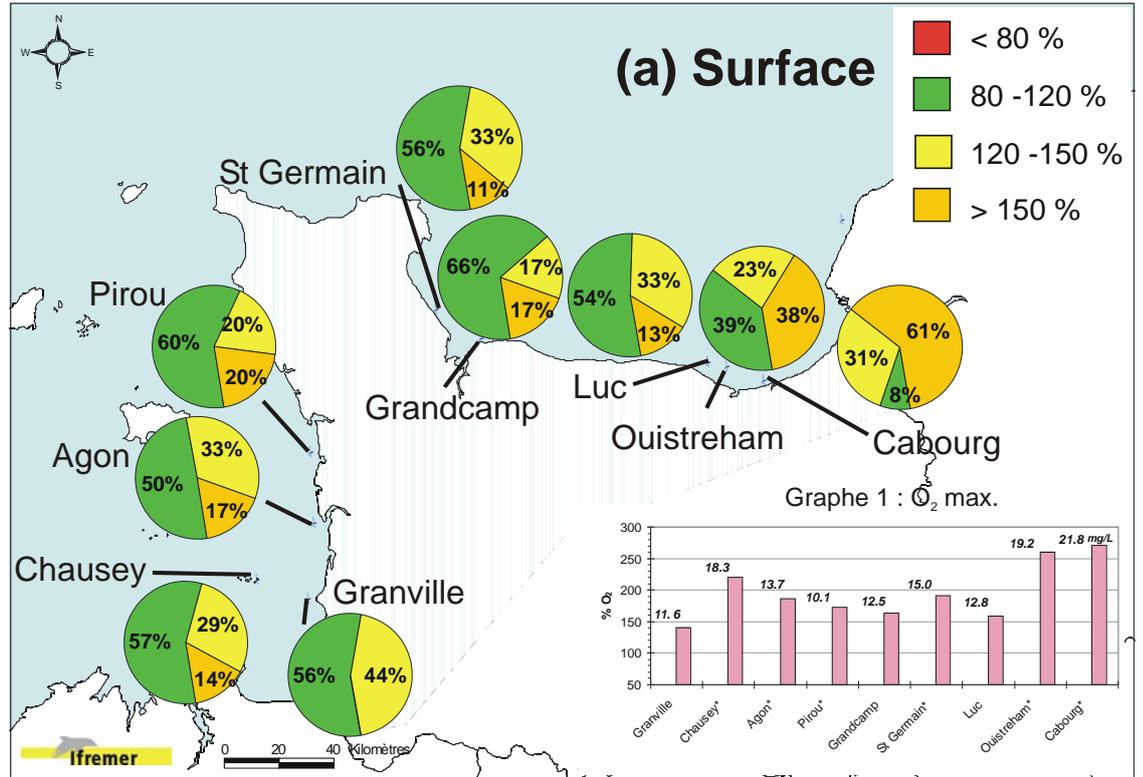


Figure 28 : Répartition des valeurs de saturation en oxygène dissous mesurées au cours de la période productive (a) dans les eaux de surface et (b) de fond du littoral bas normand. Les graphes 1 et 2 de cette figure représentent respectivement les valeurs maximales mesurées en surface et minimales mesurées au fond (en % et mg/L)

l'hydrodynamisme (marée et courants) qui permet une réoxygénation de la colonne d'eau et une exportation de la matière détritique vers le large. En conclusion, les données d'oxygène dissous ne permettent donc pas de conclure à une quelconque eutrophisation des eaux littorales de Basse Normandie (en référence aux valeurs seuils relevées par Ménesguen *et al.*, 2001).

5.1.2. Chlorophylle

La chlorophylle a est un pigment indispensable à la photosynthèse des algues. Bien que le contenu cellulaire en chlorophylle puisse varier en fonction de l'espèce phytoplanctonique et de son état physiologique, la chlorophylle a est un marqueur universel qui permet de bien représenter la biomasse phytoplanctonique du milieu. Son évolution dans les eaux superficielles est essentiellement saisonnière car le développement phytoplanctonique est tributaire des variations de l'énergie lumineuse, du stock des sels nutritifs, de la stabilité des masses d'eaux et de l'intensité du broutage par le zooplancton. La donnée de phéopigments, principaux produits de dégradation de la chlorophylle a, est utilisée comme indicateur de l'état physiologique des populations phytoplanctoniques : plus la proportion des phéopigments est élevée par rapport à la chlorophylle, plus les cellules algales sont vieilles, dégradées ou broutées par le zooplancton.

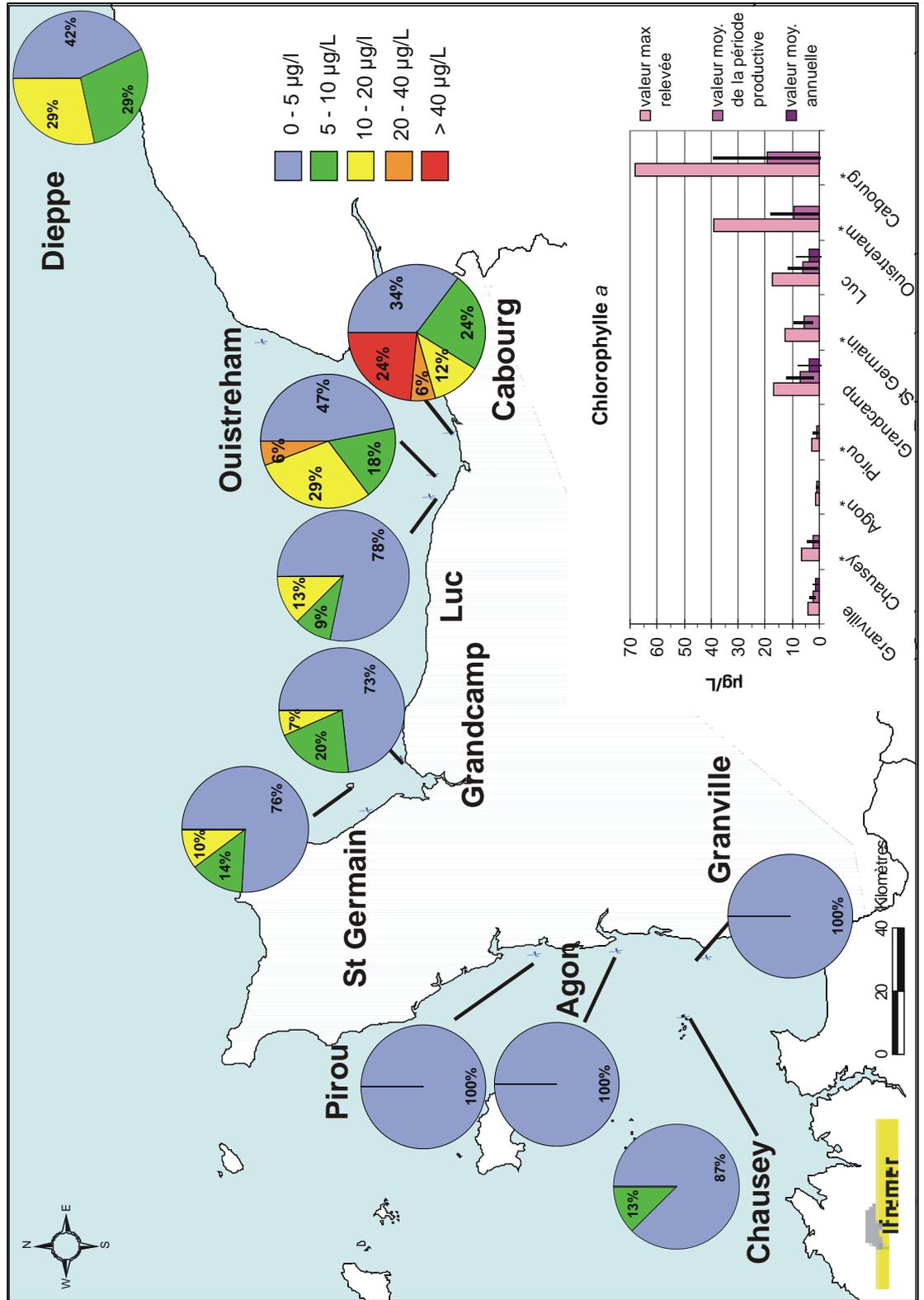
La concentration en chlorophylle est évoquée par de nombreux pays comme critère synthétique permettant d'évaluer le niveau d'eutrophisation en zone côtière ou estuarienne (Ménesguen *et al.*, 2001). Par contre, aucune valeur seuil d'eutrophisation n'est proposée au niveau international et c'est donc au sein de chaque pays que des valeurs seuils ont été retenues (Tableau 4, d'après Ménesguen *et al.* 2001). Trois types de concentrations sont généralement retenus : la concentration maximale mesurée, la concentration moyenne au cours de la période productive et la concentration moyenne annuelle.

Pays	Concentration maximale (µg/L)	Concentration moyenne de la période productive (µg/L)	Concentration moyenne annuelle (µg/L)
USA	< 5 : eutrophisation faible 5-20 eutrophisation moyenne 20 – 60 : eutrophisation élevée > 60 : hyper eutrophisation	/	/
Allemagne	25 : eutrophisation	10 : eutrophisation	/
Grande Bretagne	/	10 : eutrophisation	/
Norvège	/	7 : eutrophisation "mauvaise" 20 : eutrophisation "très mauvaise"	/
Suède	/	5 : eutrophisation	/
Adriatique, Mer Noire	/	/	5 : eutrophisation 10 : hyper eutrophisation

Tableau 4 : Valeurs seuils de chlorophylle retenues par différents pays pour évaluer les niveaux d'eutrophisation des écosystèmes marins ou littoraux.

Ces trois types d'évaluation de l'eutrophisation à l'aide du facteur chlorophylle ont été utilisés pour les mesures acquises au cours de la présente étude (graphe de la Figure 29). La concentration moyenne annuelle n'a pu être déterminée que pour les trois points qui ont été suivis sur l'ensemble de l'année (Granville, Grandcamp et Luc).

La concentration moyenne de la période productive a été calculée après avoir défini la période productive comme étant la période pendant laquelle la concentration de chlorophylle est supérieure à 1,5 µg/L.



Cette période productive s'étend donc de début avril à fin septembre à Granville, de mi-mai à mi-août à Grandcamp et de mi-mai à fin septembre à Luc. Le calcul de cette valeur moyenne de la période productive est à utiliser avec précaution sur les points qui n'ont été suivis que de début juin à fin septembre (Chausey, Agon, Pirou, St Germain, Ouistreham et Cabourg) car elles sont probablement sous évaluées du fait que les valeurs de début de bloom sont manquantes.

Sur la Figure 29, les données de concentration en chlorophylle obtenues au cours de la période productive ont été regroupées en cinq classes : de 0 à 5 µg/L, de 5 à 10 µg/L, de 10 à 20 µg/L, de 20 à 40 µg/L, et > 40 µg/L. Ceci permet de mettre en évidence un gradient de concentrations de plus en plus élevées depuis la côte ouest Cotentin jusqu'à la Baie de Seine. Quatre zones principales peuvent ainsi être distinguées : (1) la côte ouest Cotentin, (2) la baie des Veys et Luc, (3) le secteur de Ouistreham et enfin (4) celui de Cabourg.

Sur la côte ouest Cotentin, un premier bloom relativement bref et intense apparaît mi-avril suivi d'un petit bloom secondaire et d'un bloom automnal. La biomasse chlorophyllienne est relativement faible : concentration maximale de 6,5 µg/L à Chausey, moyenne maximale de la période productive de 2,4 µg/L à Granville et moyenne annuelle de 1,4 µg/L à Granville. Il est fort peu probable que les maxima de blooms sur les points non suivis en avril et mai aient dépassés de beaucoup la valeur maximale mesurée à Chausey au vu de la concentration de sels nutritifs début juin et de l'évolution de l'ensemble des paramètres au cours de l'été. En accord avec les valeurs seuils utilisées dans le Tableau 4, cette zone peut donc être considérée comme non eutrophe.

La seconde zone s'étend de St Germain à Luc. La période productive débute mi-mai, soit environ un mois après la côte ouest Cotentin. L'évolution saisonnière de la chlorophylle fait apparaître un premier bloom d'intensité élevée relativement long (1 mois) suivi de 2 blooms d'intensités plus faibles fin juin et fin juillet. La biomasse chlorophyllienne est environ trois fois supérieure à celle observée sur la côte ouest Cotentin : concentration maximale en chlorophylle de 17 µg/L, concentration moyenne de la période productive de 6 et 7 µg/L, et moyenne annuelle de 3.6 µg/L. Les valeurs mesurées sur les trois points sont relativement homogènes. Cette zone ne peut donc pas non plus être considérée comme eutrophisée au regard des valeurs seuils utilisées à l'étranger car seule la valeur moyenne de la période productive est légèrement supérieure au seuil appliqué en Suède (5 µg/L).

Tableau 5 :

Estimation du volume d'eau filtré par les bivalves et les lanices de la baie des Veys pour une température moyenne de l'eau de 16°C (paramètres utilisés : surface du parc ostréicole 1.6 km², surface totale de la baie des Veys 16 km², hauteur d'eau moyenne de la baie 2 m).

Nbre de litres d'eau filtrés par heure en fonction du poids sec d'huîtres		Nbre de litres d'eau filtrés par heure en fonction du poids sec de lanices		% de volume d'eau filtré en 1 jour par rapport à la masse d'eau ...	
1 g	poids sec total de la baie des Veys (482.8 t) ^a	1 g	poids sec total de la Baie des Veys (1 161 t) ^c	... située sur les parcs	... totale de la baie des Veys
4,711 ^b	2 274 741 406	0,225 ^d	261 243 711	18,8 %	1,88 %

^a : d'après Kopp et al., 2001, ^b : d'après Bougrier et al., 1995, ^c : d'après Ropert 1999, ^d : d'après Ropert et al., 2000

Etant donné l'importance du parc ostréicole en baie des Veys, on peut s'interroger sur l'impact du stock d'huîtres dans la régulation de la concentration en chlorophylle *a*. Ce parc ostréicole exploite 10 000 t d'huîtres (soit 482,8 t de poids sec) sur une zone de 1,6 km² et est colonisée par des lanices (1 161 t de poids sec). Sachant que les huîtres et les lanices sont capables d'épurer totalement l'eau qu'ils filtrent en particules, un calcul a été mené pour déterminer le volume d'eau épuré (Tableau 5). Il en ressort qu'environ 19 % de la masse d'eau située au-dessus des parcs est épurée chaque jour. Ramené à l'ensemble de la masse d'eau de la baie des Veys, ce pourcentage n'est plus que de 1,88 %. Ce calcul ne tenant pas compte de l'effet de dilution de la masse d'eau, l'impact de la filtration des huîtres

et lanices est donc *a priori* peu important sur la concentration de chlorophylle de la baie : il est inférieur à l'incertitude de la mesure analytique de la chlorophylle qui est de $\pm 5\%$.

La troisième zone se situe à Ouistreham. Si le premier bloom qui a appauvri le milieu en phosphate et silicate n'a pas pu être suivi, la période estivale est caractérisée par une succession de 5 blooms brefs mais d'intensité élevée (de 10 à 39 $\mu\text{g/L}$). La concentration maximale est donc de 39 $\mu\text{g/L}$ et la concentration moyenne sur la période productive est de 9,2 $\mu\text{g/L}$. En appliquant les seuils relatifs à la valeur maximale de concentration en chlorophylle utilisés aux USA et en Allemagne, nous pouvons conclure que cette zone est eutrophisée. Nous constatons également que la valeur moyenne des teneurs en chlorophylle obtenue sur la période productive est très proche du seuil utilisé en Allemagne et en Grande Bretagne (10 $\mu\text{g/L}$), et supérieure au seuil utilisé en Suède et en Norvège (5 et 7 $\mu\text{g/L}$). On peut émettre l'hypothèse que si le suivi avait débuté début mai sur ce point, la valeur moyenne aurait vraisemblablement dépassé le seuil de 10 $\mu\text{g/L}$ et l'on doit pouvoir conclure que les données de chlorophylle obtenues démontrent que cette zone est le siège de phénomènes d'eutrophisation.

La zone de Cabourg quant à elle peut être considérée comme hyper-eutrophisée, tous les seuils étant largement dépassés. En effet, la valeur maximale relevée sur ce point est de 68 $\mu\text{g/L}$ et la valeur moyenne sur la période productive atteint 19,4 $\mu\text{g/L}$. Cette dernière valeur est probablement sous estimée du fait que le premier bloom de la période productive n'a pas été suivi. Par ailleurs, l'évolution estivale de la biomasse chlorophyllienne est caractéristique d'une zone eutrophisée car on peut observer un chapelet de blooms d'intensité de plus en plus élevée (entre 30 et 68 $\mu\text{g/L}$).

Bien que cette étude concerne le littoral de Basse-Normandie, les données de chlorophylle recueillies dans le cadre d'une étude de nouvelle stratégie de surveillance de l'impact de la centrale nucléaire de Penly (Dieppe - Seine Maritime) ont été intégrées à la Figure 29 pour information. Ces résultats confirment que ce secteur de Haute-Normandie est largement influencé par les apports de la Seine du fait de l'existence du "fleuve côtier" dans cette zone (le fleuve côtier longe l'ensemble des côtes de Seine-Maritime). En effet, 42 % des concentrations chlorophylliennes mesurées en période productive sont supérieures à 20 $\mu\text{g/L}$.

5.1.3. Flore phytoplanctonique

La variation saisonnière des conditions environnementales agit sur la composition et la succession des assemblages phytoplanctoniques. Ainsi dès 1958, Margalef propose un schéma général comprenant trois phases successives : le premier stade est caractérisé par une croissance élevée des petites diatomées, le second par une dominance de diatomées de plus grande taille à faible taux de croissance et le troisième par l'apparition de dinoflagellés, également de grande taille et à taux de croissance encore plus faible que les grandes diatomées. Le passage du premier stade au troisième s'accompagne d'une diminution de la concentration de sels nutritifs dans le milieu. La transition entre chaque stade est souvent caractérisée par une variation de la stabilité de la colonne d'eau. Le brassage vertical de la colonne d'eau joue un rôle central dans la dominance relative des diatomées et des flagellés : en effet, il favorise la croissance de diatomées, la croissance des flagellés étant au contraire associée à une stratification de la colonne d'eau. Ce schéma général de succession des assemblages phytoplanctoniques, gouverné par la variabilité saisonnière de la stratification de la colonne d'eau, peut être perturbé par des conditions environnementales exceptionnelles et peut se traduire par la croissance excessive d'une population phytoplanctonique qui produit des effets indésirables sur l'écosystème ou sur les activités économiques ou de loisir qui en dépendent. Les nuisances engendrées par ces événements ne sont pas obligatoirement liées à une augmentation significative de la biomasse car de nombreuses espèces phytoplanctoniques peuvent être nuisibles à faible concentration (de l'ordre de 100 cell/L). Ainsi deux types d'organismes peuvent être distingués :

- les organismes producteurs de toxines qui peuvent être nocifs même à faible concentration,

- les organismes qui ne produisent pas de toxines, mais qui ont un effet néfaste sur l'environnement ou sur les organismes marins.

L'ensemble de ces phénomènes est rassemblé sous l'appellation internationale "Harmful Algal Bloom" (HAB) qui remplace l'ancienne terminologie "marées rouges".

5.1.3.1. Espèces phytoplanctoniques productrices de toxines

Les espèces phytoplanctoniques productrices de toxines rencontrées au cours de cette étude sur les côtes normandes sont *Dinophysis* sp. et *Pseudonitzschia* sp. (Figure 30). Ces espèces produisent des toxines qui sont accumulées par les organismes supérieurs (principalement les mollusques bivalves mais aussi les gastéropodes, crustacés et certains poissons) qui jouent le rôle de vecteurs sains. Ils ne sont en effet pas affectés par ces toxines mais les transmettent à l'homme lors de leur consommation.

La diatomée *Pseudonitzschia* synthétise une neurotoxine (l'acide domoïque) qui provoque des problèmes intestinaux mais également neurologiques qui peuvent entraîner la mort dans les cas les plus graves. Ces effets toxiques peuvent se révéler lorsque la concentration de cellules est supérieure à 100 000 cell/L. Si cette espèce est rencontrée fréquemment à faible concentration sur les côtes normandes, seule la côte ouest Cotentin a enregistré des concentrations supérieures à 100 000 cell/L (Granville, Agon et Pirou) en période de fin de bloom printanier fin mai. Cette espèce apparaît alors que le milieu est épuisé en phosphate, proche de la constante de demi saturation en silicate ($K_m = 2 \mu\text{M}$, Fisher *et al.* 1988) mais riche en nitrate (18 μM), c'est à dire à une période où il existe une dystrophie marquée. Cette période a duré environ 2 semaines en 2001. Lors de son apparition, *Pseudonitzschia* était en concurrence avec l'haptophycée *Phaeocystis*. Grâce à la formation de jets de mucus, *Pseudonitzschia* est une diatomée relativement mobile contrairement aux diatomées centriques observées en début de bloom. Cette mobilité lui permet de se déplacer dans la colonne d'eau et donc d'éventuellement assimiler les sels nutritifs nécessaires à sa croissance. Suite aux dépassements du seuil de 100 000 cell/l, des recherches d'acide domoïque dans les coquillages ont été réalisées. Comme la concentration d'acide domoïque était largement inférieure au seuil sanitaire de toxicité fixé à 20 μg d'acide par gramme de chair de coquillage, aucune fermeture de zone n'a été arrêtée par le Préfet du département de la Manche. Notons que la variabilité de production d'acide domoïque et que la présence de souches toxiques et non toxiques au sein de la colonie de *Pseudonitzschia* ne sont pas encore expliquées.

Le dinoflagellé *Dinophysis* sécrète plusieurs toxines (l'acide okadaïque et ses dérivés) responsables de symptômes gastro-intestinaux (douleurs abdominales, diarrhées, nausées et vomissements). *Dinophysis* fait partie du phytoplancton à faible taux de développement et n'est donc pratiquement jamais associé à des phénomènes d'eaux colorées. Il est potentiellement toxique dès l'apparition de quelques cellules par litre d'eau. *Dinophysis* a été observé en période estivale seulement sur les côtes du Calvados et de Seine Maritime : à partir de début juillet à Antifer, Cabourg et Ouistreham puis à partir de début août à Luc. Il a disparu de Luc fin septembre, de Ouistreham et de Cabourg début octobre et d'Antifer début novembre. Des recherches de toxines dans les coquillages ont été effectuées tout au long de cette période : des concentrations significatives de toxines ont été détectées seulement sur le secteur d'Antifer qui a été fermé du 17 août au 27 septembre par arrêté préfectoral. *Dinophysis* est une espèce régulièrement rencontrée dans ce secteur de la Baie de Seine depuis 1983 (Paulmier 1986, Lassus 1990, Maggi *et al.* 1992, Lassus 1993, Legrand 1994) où 125 cas d'intoxication alimentaire avaient été dénombrés. Depuis cette date, les suivis réguliers à Antifer montrent que les concentrations peuvent atteindre un million de cellules par litre en été (Legrand, 1994). Néanmoins à ce jour, aucune étude n'a permis d'identifier une corrélation simple et partout vérifiée entre la concentration de *Dinophysis*, la toxicité induite des coquillages du secteur, et les autres facteurs du milieu. Ce qui est établi est que, tous les ans, *Dinophysis* succède à des proliférations de diatomées et qu'une relation globale existe entre son abondance et la stabilité de la colonne d'eau (réchauffement, stratification, faible turbulence hydrodynamique ; Sournia *et al.*, 1990).

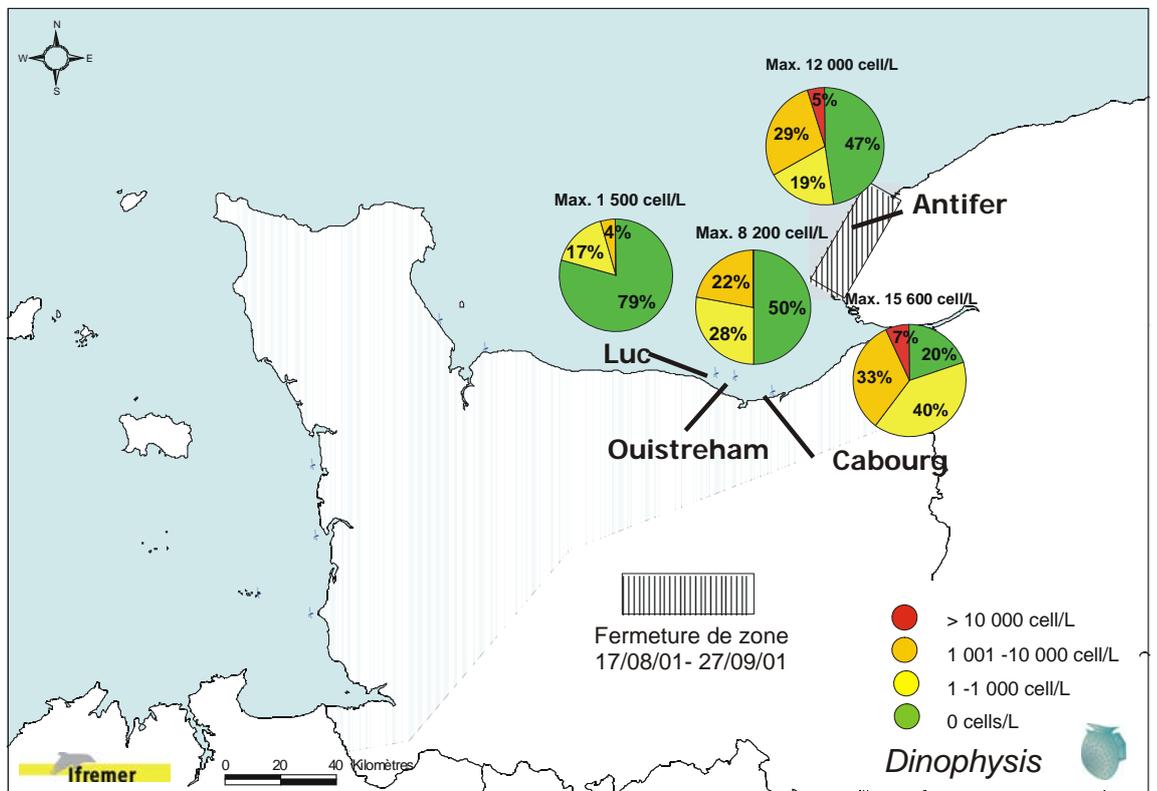
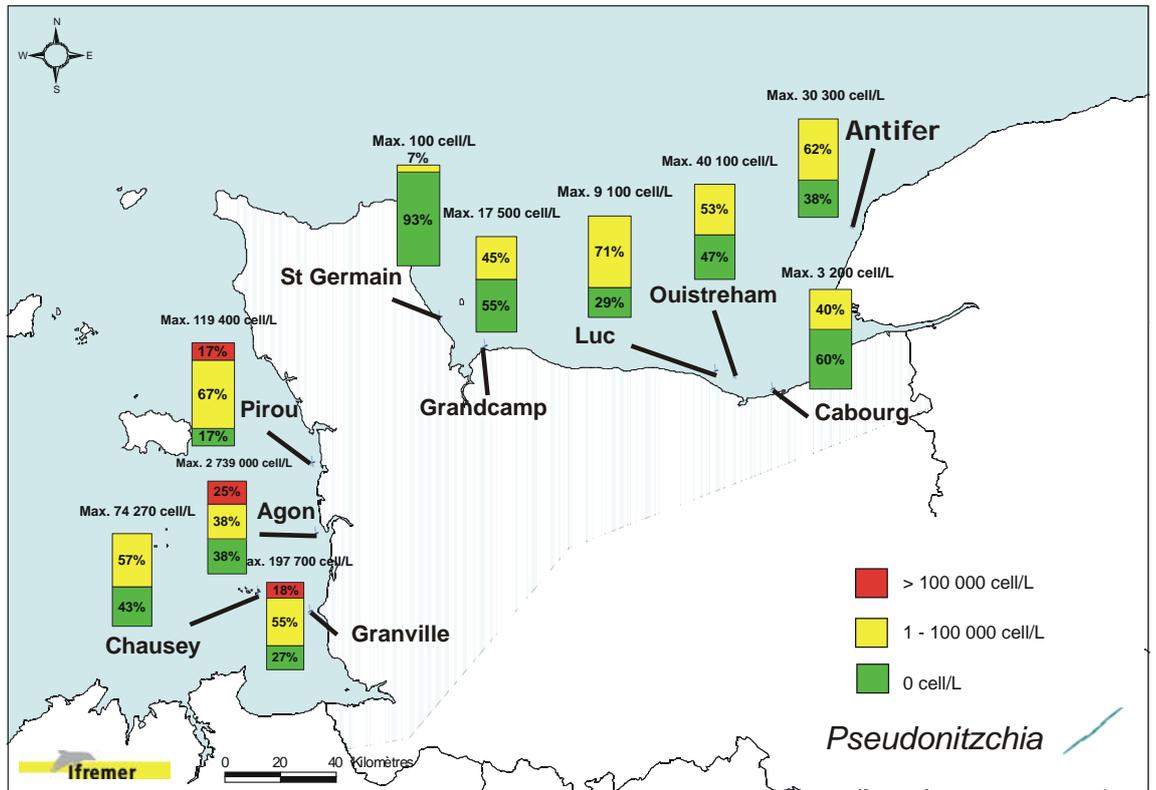


Figure 30 :
Répartition des espèces phytoplanctoniques toxiques *Dinophysis* et *Pseudonitzschia* sur le littoral bas normand.

5.1.3.2. Espèces phytoplanctoniques nocives pour l'environnement ou les organismes marins

Plusieurs espèces phytoplanctoniques susceptibles de perturber l'environnement ont été rencontrées sur les côtes normandes au cours de cette étude. Ainsi, au printemps, des blooms significatifs de l'haptophycée *Phaeocystis* et de la diatomée *Chaetoceros* sont apparus. L'été a été caractérisé par les blooms des dinoflagellés *Hétérocapsa triquetra* et *Prorocentrum sp.* Leur présence à plus de 100 000 cell/L est représentée sur la Figure 31. Ces trois dernières espèces ont perturbé l'environnement en formant des eaux colorées.

Phaeocystis sp. est rencontrée à des concentrations comprises entre 900 000 et 2 500 000 cell/L sur la côte ouest Cotentin (Granville, Chausey, Agon) et ouest Calvados (Grandcamp et Luc). Sur l'ensemble de ces points, cette espèce phytoplanctonique prolifère à la fin du bloom printanier. Sur la côte ouest Cotentin, elle apparaît au même moment que la diatomée *Pseudonitzschia*, c'est à dire à la période où le milieu est épuisé en phosphate, proche de la constante de demi-saturation de silicate mais riche en nitrate (18 μM). Cette période de dystrophie dure environ 2 semaines. A Grandcamp, elle apparaît pratiquement dans les mêmes conditions que sur la côte ouest : conditions de fin de bloom (fin mai), concurrence avec *Pseudonitzschia* et *Rhizosolenia* et milieu appauvri en phosphate et silicate mais toujours concentré en nitrate (12 μM). Elle apparaît à la même période et dans les mêmes conditions nutritives à Luc mais en compétition avec *Chaetoceros* et *Rhizosolenia*. Ces conditions environnementales sont caractéristiques du signal du déclenchement de la floraison de cette espèce car sa présence est généralement synonyme d'un déséquilibre dans les apports de nutriments (rapport Si/N très faible). Fort heureusement ces périodes de déséquilibres sont assez courtes et ne permettent pas la prolifération de cette algue jusqu'à des concentrations de l'ordre de 100 000 000 cell/L comme cela a déjà été signalé (Cadée, 1990) d'avril à juin dans le nord est du pays de Caux, ce qui génère nombre de « désagréments » ou de perturbations : altération de l'aspect habituel des eaux du large (mer "huileuse") et accumulations spectaculaires d'écume, éventuellement nauséabonde (production de composés volatils soufrés) sur les plages et dans les ports sous l'action du vent.

Chaetoceros est rencontrée sur l'ensemble des côtes normandes en 2001 et notamment en concentration supérieure à 100 000 cell/L sur les côtes du Calvados. Il s'agit d'une diatomée très courante dans les eaux côtières qui est généralement rencontrée en période de fin de bloom lorsque les concentrations de silicate deviennent très faibles. Il s'agit d'une diatomée qui est capable de former des chaînes ce qui lui permet de couler et d'atteindre des zones plus riches en éléments nutritifs. Cette espèce est connue pour produire des soies, qui dans certains blooms très importants, peuvent colmater les branchies des poissons et les étouffer. La seule perturbation provoquée par cette espèce sur les côtes normandes est une eau colorée brun rouge de Cabourg à Franceville pendant les deux premières semaines de juin. Il s'agissait d'un bloom exceptionnel de 13 000 000 cell/L mais qui, en comparaison avec le bloom de 68 $\mu\text{g/L}$ du 13 août, n'a produit "seulement" qu'une biomasse chlorophyllienne de 31 $\mu\text{g/L}$ en raison du faible taux de chlorophylle caractéristique à cette espèce.

Heterocapsa triquetra est un dinoflagellé colonial qui provoque fréquemment des eaux brunes dans les eaux estuariennes en été. Ces eaux colorées ont été signalées en 79 et 83 sur côtes bretonnes et normandes (Paulmier et Joly, 1986). En 2001, c'est à Cabourg que ce phénomène s'est produit fin juillet pendant une dizaine de jours.

Ce bloom d'*Heterocapsa* à Cabourg a été remplacé par un bloom de *Prorocentrum sp.* (143 600 cell/L). Il s'agit de petits dinoflagellés (genres principaux *P. micans* et *P. minimum*) très répandus dans les eaux très côtières, estuariennes ou portuaires à différentes époques de l'année. Il peut produire des efflorescences massives pouvant conduire à des anoxies et des mortalités de poissons et de coquillages. Les eaux colorées de *Prorocentrum* sont fréquentes et décrites un peu partout dans le monde après des périodes de forte dessalure superficielle et dans le voisinage de grands estuaires.

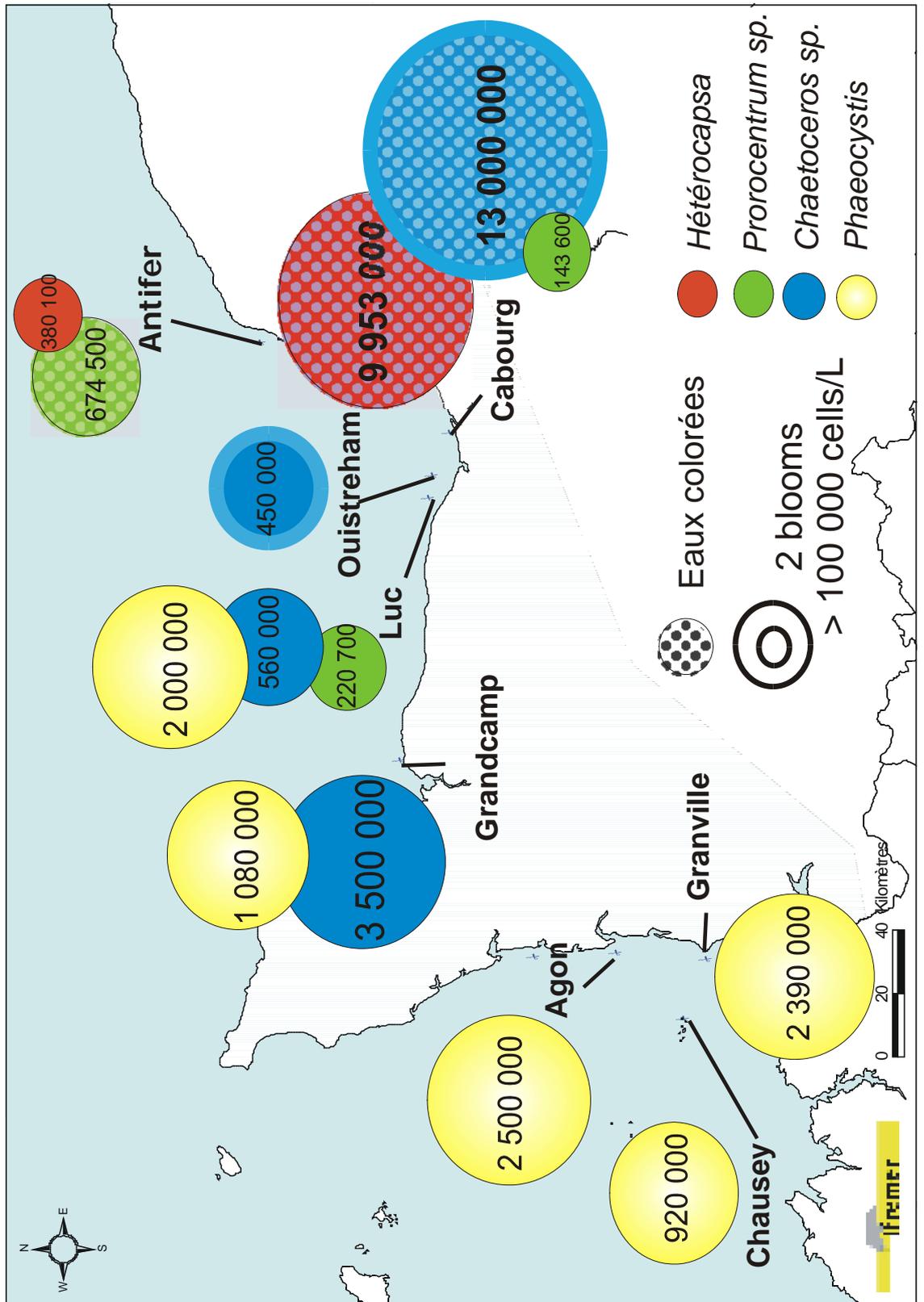


Figure 31 : Répartition des espèces phytoplanctoniques responsables d'eaux colorées (*Phaeocystis*, *Chaetoceros*, *Hétérocapsa*, *Prorocentrum*) sur le littoral bas normand.

L'embouchure de la Seine connaît régulièrement des eaux rouges provoquées par cette espèce (plus de 10 millions de cell/L entre 78 et 86, Paulmier *et al.* 1986, Belin *et al.* 1989, Breton *et al.* 1979). Cette espèce apparaît en 2001 à Cabourg début août en période de stratification de la colonne d'eau lors d'une recharge du système en nitrate (30µM) et silicate (12 µM). Ce phénomène d'eaux colorées a généré une biomasse chlorophyllienne de 68 µg/L et un taux de phéophytine de 30 µg/L (qui est dû à sa forte concentration en pigments photosynthétiques accessoires comme la péridine). Une présence d'eaux colorées provoquée par *Prorocentrum* est également observée à Antifer une semaine plus tard (21 août). L'apparition de *Prorocentrum* à cette période peut s'expliquer par le fait que cette espèce est connue pour son adaptation rapide à de forts gradients d'énergie lumineuse, sa capacité de migration verticale, sa bonne tolérance à la présence d'hydrocarbures et son goût pour les milieux riches en sels nutritifs (Iwasaki, 1979). C'est également une espèce qui a été reconnue osmotrophe, c'est à dire qui est capable d'assimiler directement la matière organique dissoute apportée par les rejets fluviaux ou produite par la dégradation d'espèces phytoplanctoniques. Le maximum saisonnier de *Prorocentrum* est reconnu pour correspondre souvent avec celui d'autres dinoflagellés toxiques : ce fait est vérifié en 2001 car le bloom de *Prorocentrum* coïncide avec les concentrations maximales de *Dinophysis* à Cabourg et Antifer (respectivement 15 600 et 12 000 cell/L). *Prorocentrum* a été reconnu espèce toxique dans certaines études : comme *Dinophysis*, il serait capable de sécréter de l'acide okadaïque. Il est intéressant de noter que l'épisode toxique sur Antifer a débuté lors de l'apparition de *Prorocentrum* tout en sachant qu'il est impossible de déterminer quelle espèce est responsable de la toxicité.

5.1.3.3. Détermination du niveau d'eutrophisation

Seuls l'Allemagne et les Pays Bas ont fixé des seuils de densité cellulaire à partir desquels des nuisances sont possibles (Tableau 6, Ménesguen *et al.* 2001). Il est en effet difficile de fixer des critères d'eutrophisation au niveau de la composition phytoplanctonique car si certaines espèces donnent lieu à des développements en masse, d'autres peuvent avoir des effets néfastes à faible concentration (cas de *Dinophysis*). De plus, l'effet toxique dépend non seulement de la concentration mais aussi de l'état physiologique. C'est pour cette raison que Bricker *et al.* (1999) ont établi un critère de sévérité de 0 à 1 qui combine à la fois la fréquence d'apparition des événements et leur durée.

En France, le réseau de surveillance phytoplanctonique REPHY a établi des critères de surveillance des espèces toxiques (Tableau 7). Ainsi, dès le dépassement d'une certaine concentration de l'espèce incriminée dans l'eau, des recherches de toxines doivent être effectuées dans les coquillages. Si la concentration en toxines est supérieure à un seuil sanitaire, une fermeture de zone est décrétée par le préfet. Par contre, aucune réglementation n'existe pour les espèces non toxiques mais nuisibles à l'environnement.

Tableau 6 : Seuils utilisés en Allemagne et aux Pays Bas pour évaluer le niveau d'eutrophisation d'un système à partir des concentrations en phytoplancton.

Espèces rencontrées en Baie de Seine	Allemagne	Pays-Bas
<i>Phaeocystis spp.</i>	1 000 000 cell/L	100 000 cell/L
<i>Dinophysis acuminata</i>	/	100 cell/L
<i>Prorocentrum spp.</i>	/	1 000 cell/L

Tableau 7 :
Concentrations phytoplanctoniques seuils au-delà desquelles des recherches de toxines doivent être effectuées dans les coquillages et seuils sanitaires de fermeture de zone (Cahier des procédures REPHY, Belin 2001).

Espèces phytoplanctoniques toxiques	Concentration cellulaire seuil (nbre cellules/L)	Seuil sanitaire entraînant la fermeture de la zone
<i>Pseudonitzchia</i>	100 000	20 µg d'ASP par gramme de chair
<i>Dinophysis acuminata</i>	1	toxicité évaluée par test souris
<i>Alexandrium minutum</i>	10 000	80 µg de PSP par 100 g de chair totale
<i>Alexandrium catanella/tamarensis</i>	5 000	

Le bilan des 20 années de surveillance phytoplanctonique en baie de Seine (Belin *et al.*, 2001) montre qu'elle est à la fois le siège fréquent d'eaux colorées dans la zone Ouistreham–Antifer (Breton 1979, Lassus 1980) et que des fermetures pratiquement annuelles de certaines zones (Antifer-est du Calvados) y sont prononcées en raison de la toxicité du *Dinophysis* (Legrand 1994, Lassus 1990, 1993). Même si aucune mortalité de poissons n'a été déclarée, ces phénomènes mettent en évidence un problème dans l'écosystème qui peut être imputé à une eutrophisation de la zone sud est de la baie de Seine.

La présence de *Pseudonitzchia* sur la côte ouest Cotentin à des concentrations supérieures à 100 000 cell/L est récente (1999). La présence de cette espèce permet de mettre en évidence une dystrophie ponctuelle de l'écosystème au moment de la fin du bloom printanier mais pas de conclure à une eutrophisation de la zone.

5.1.4. Macroalgues

Aucune prolifération massive d'algues macrophytiques n'a été signalée par les communes bas normandes en 2001. Par contre, une surveillance particulière doit être menée sur le secteur de Granville qui a été touché pour la première fois par ce phénomène en 2000. La communauté de communes du pays Granvillais avait alors du procéder au ramassage de 64 tonnes d'ulves sur les plages environnantes de Granville.

5.1.5. Richesse en nutriments – élément potentiellement limitant

Depuis une vingtaine d'années, de nombreux travaux et modélisations en baie de Seine ont montré le rôle des éléments nutritifs sur la production phytoplanctonique (Aminot *et al.* 1986, Guillaud 1993, Aminot *et al.* 1993, Aminot *et al.* 1997, Aminot *et al.* 1998, Guillaud *et al.* 1998, Cugier 1999, Guillaud *et al.* 2000). Le lien direct entre enrichissement en nutriments et eutrophisation d'une zone (Ménésquen *et al.* 2001) est cependant très difficile à établir en raison du rôle de divers facteurs tels que :

- l'hydrodynamisme de la zone (courants résiduels, courants de marée, stratification de la colonne d'eau) qui permet une exportation des apports fluviaux vers le large,
- la limitation principale de la production phytoplanctonique par la température de l'eau et l'intensité lumineuse,
- la nature du sédiment qui permet une reminéralisation plus ou moins rapide de la matière organique détritique,

- le déphasage temporel entre le maximum de biomasse chlorophyllienne (généralement au printemps) et la concentration maximale de nutriments (généralement en hiver).

Il est par contre intéressant d'essayer de déterminer l'élément limitant en période biologiquement active de façon à pouvoir observer l'éventuelle influence du déséquilibre de l'un ou l'autre des sels dans un scénario d'eutrophisation. Bien entendu, comme les mesures effectuées dans le cadre de cette étude n'ont porté que sur les concentrations des formes minérales dissoutes des différents nutriments, seul le facteur potentiellement limitant peut être évalué puisqu'il n'est pas tenu compte des réserves intracellulaires du phytoplancton et que les concentrations observées sont la résultante de phénomènes d'assimilation, de régénération et de dilution des sels nutritifs.

Le rapport molaire standard Si:N:P = 16:16:1 selon Redfield *et al.* (1963) et Brzezinski (1985) est souvent utilisé en tant que critère de détermination de l'élément nutritif potentiellement limitant. La Figure 32 représente synthétiquement les rapports N:P:Si calculés pendant la période productive sur chacun des points de prélèvement. Les graphes sont séparés en six aires délimitées par les lignes des trois rapports théoriques Si:N=1, N:P=16, Si:P=16. Chacune de ces aires est caractérisée par un ordre décroissant de limitation potentielle des trois principaux nutriments (ex : N, Si, P signifie que N est le sel le plus limitant suivi de Si puis de P). Pour cette détermination de la limitation potentielle, l'azote minéral dissous (DIN) est caractérisé par la somme des concentrations de nitrate, nitrite et ammonium.

L'ensemble de ces graphes permet de distinguer les points de prélèvements de la côte du Calvados de ceux de la baie des Veys et de la côte ouest Cotentin. En effet de Granville à Grandcamp, la limitation potentielle de la croissance phytoplanctonique par les sels nutritifs s'effectue en trois phases principales :

- fin mai à la fin du premier bloom (au moment de l'apparition de *Phaeocystis* et *Pseudonitzschia*), le milieu est potentiellement limité par le phosphore et la silice ce qui met en évidence un excès d'azote à cette période (points rouges),
- fin juin à la fin du second bloom, un glissement vers le bas du graphique est observé (points verts) mettant en évidence un milieu potentiellement limité par le silicate,
- la période estivale est caractérisée par une limitation potentielle en nitrate et silicate puis en nitrate et phosphate lorsqu'on s'approche de la fin de la période productive.

Sur la côte-est du Calvados, le scénario de limitation potentielle est totalement différent car les graphes mettent clairement en évidence une limitation par la silice et le phosphore. Ces résultats montrent l'importance de la charge en azote sur ces côtes sur pratiquement l'ensemble de la période productive. Malgré tout, au mois d'août, deux ou trois limitations par l'azote sont observées : elles semblent correspondre à la fin des blooms principaux de dinoflagellés (*Dinophysis* et *Prorocentrum*).

Ces résultats confirment ceux du modèle de Cugier (1999) et ceux des bioessais de Videau (1995) qui mettaient en évidence les rôles potentiellement limitant de la silice et du phosphore dans le panache de la Seine alors que le rôle de l'azote, en tant qu'élément limitant, redevient de plus en plus prépondérant au fur et à mesure que l'on gagne le large de la baie de Seine.

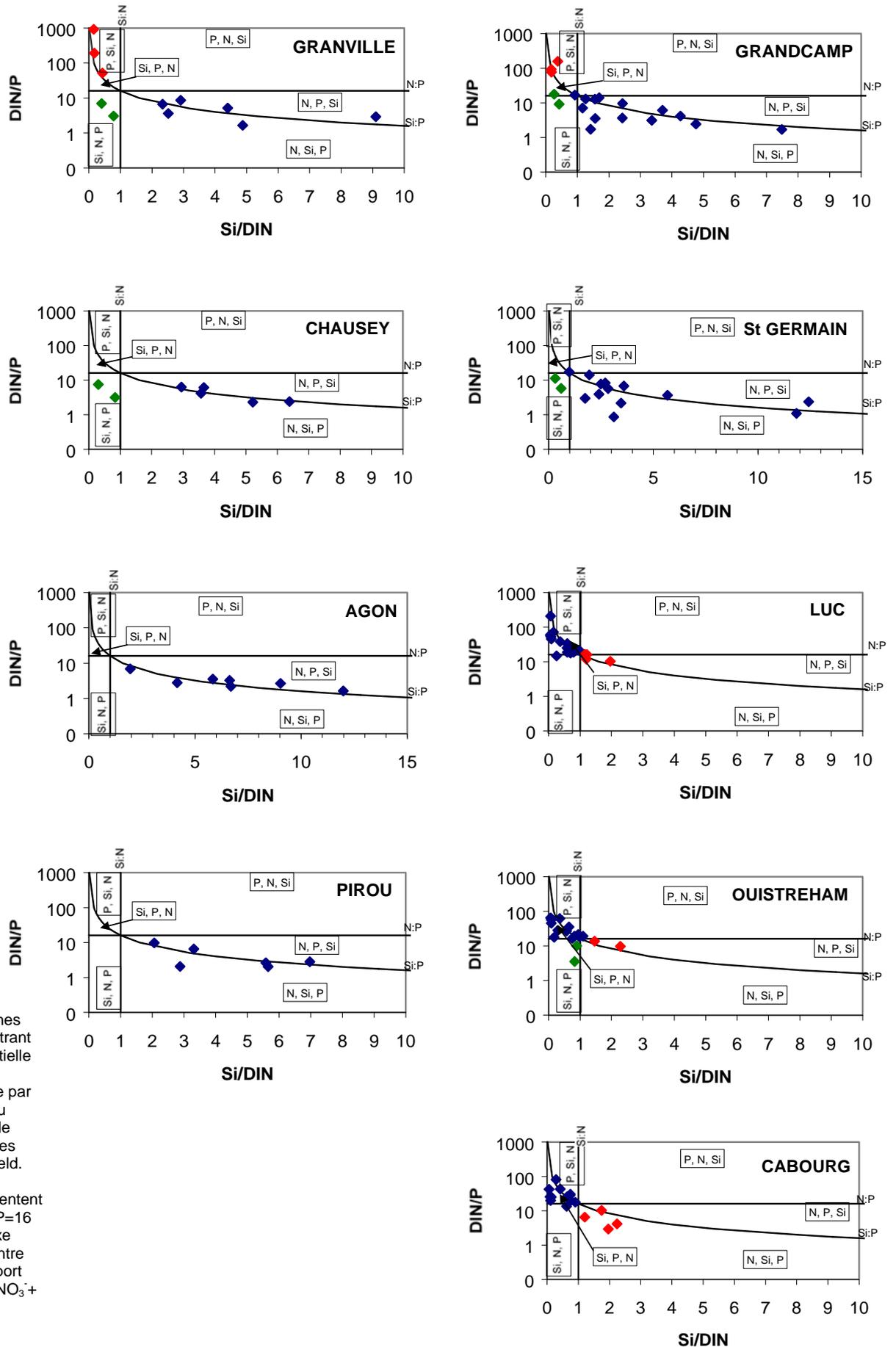


Figure 32 : Graphes synthétiques montrant la limitation potentielle de la croissance phytoplanktonique par les sels nutritifs au cours de la période productive selon les rapports de Redfield. Les deux axes orthogonaux présentent les rapports $\text{DIN:P}=16$ et $\text{Si:DIN}=1$ et l'axe logarithmique montre l'évolution du rapport $\text{Si:P}=16$. ($\text{DIN} = \text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$).

5.2. Synthèse de l'ensemble des indicateurs d'eutrophisation

Comme la France et l'Union Européenne n'ont pas établi à ce jour de définition précise du terme "eutrophisation" dans les eaux marines, les différents seuils présentés par plusieurs pays du nord de l'Europe et par les Etats Unis (Mènesguen *et al.*, 2001) ont servi à proposer une grille d'évaluation (Tableau 8) du niveau d'eutrophisation des eaux côtières de la Manche :

		Aucun symptôme d'eutrophisation	Risque d'eutrophisation	Etat d'eutrophisation marquée.
Chlorophylle	valeur max.	< 10 µg/L	entre 10 et 20 µg/L	> à 20 µg/L
	valeur moy. période productive	< 5 µg/L	entre 5 et 10 µg/L	> à 10 µg/L
	nombre de blooms	3-4 blooms printaniers d'intensité décroissante suivis d'une période productive estivale limitée	Période productive très étendue dans le temps	Nombreux blooms de période brève et d'intensité anarchique
Phytoplancton	toxique	Absence d'espèces toxiques	Présence d'espèces toxiques sans toxicité des coquillages	Présence d'espèces toxiques avec toxicité des coquillages
	eaux colorées	Concentration < 100 000 cell/L d'espèces susceptibles de générer des eaux colorées	Présence d'eaux colorées sans impacts environnementaux ou économiques	Présence d'eaux colorées provoquant des impacts environnementaux ou économiques
Macroalgues		Absence	Présence sans nuisance	Nuisance nécessitant un ramassage intensif
O ₂	fond < 70 %	Aucune mesure < 70 % (soit environ < 5 mg/L)	Quelques mesures comprises entre 25% et 70 % (soit entre 2 et 5 mg/L)	Mesures < 25 % (soit 2 mg/L)
	surface > 150 %	Seulement 1 ou 2 valeurs > 150 % en période productive	entre 2 valeurs et 50 % des valeurs > 150 % en période productive	Plus de 50 % des valeurs > 150 % en période productive
Richesse en sels nutritifs		Limitation de plus de 4 semaines de la production par plusieurs sels	Limitation ponctuelle de la production par au moins un sel	Recharge continue du système d'un ou plusieurs sels à des concentrations proches des teneurs hivernales

Tableau 8 : Proposition de grille d'évaluation du niveau d'eutrophisation des eaux côtières de la Manche.

A partir de cette grille d'évaluation, le niveau d'eutrophisation de chaque point de prélèvement a été évalué en synthétisant les 5 indicateurs d'eutrophisation décrits dans le chapitre 5.1. (Tableau 9). Ce tableau de synthèse permet de distinguer 4 zones différentes du point de vue de l'eutrophisation le long du littoral bas normand :

- la côte ouest Cotentin,
- la baie des Veys,
- la zone sud de la baie de Seine (Luc),
- le secteur oriental de la baie de Seine (de l'embouchure de l'Orne au cap d'Antifer).

La côte ouest Cotentin se caractérise par une biomasse chlorophyllienne moyenne (5 µg/L) en période printanière puis très faible en période estivale. Aucune sous-saturation en oxygène dissous n'est observée. Si cette zone ne peut pas être classée comme eutrophisée, une attention particulière sera désormais à porter à la période de fin de premier bloom printanier. En effet, au cours de cette période qui a duré environ deux semaines en 2001, le milieu est épuisé en silicate et phosphate mais toujours riche en nitrate (de l'ordre de 15 µM). Ces conditions ont provoqué l'apparition d'espèces phytoplanctoniques

potentiellement toxiques et nuisibles (*Pseudonitzschia* et *Phaeocystis*), heureusement à des concentrations n'entraînant pas de risque pour les consommateurs de coquillages ni de nuisance pour l'environnement. La période estivale est caractérisée par un épuisement de la teneur de l'ensemble des sels nutritifs entraînant une biomasse chlorophyllienne très faible, comparable à la biomasse hivernale.

La baie des Veys montre une biomasse chlorophyllienne élevée (15 µg/L) en période printanière puis de plus en plus faible jusque début août. Aucune sous-saturation en oxygène n'est observée. Similairement à la côte ouest Cotentin, la période de fin de premier bloom phytoplanctonique est délicate car elle présente également un épuisement en phosphate et silicate alors que la teneur en nitrate est de l'ordre de 15 µM. C'est au cours de cette période qu'apparaît en concentration non négligeable l'espèce phytoplanctonique *Phaeocystis*. A la suite du second bloom printanier, le milieu est limité par le nitrate et produit jusque début août une biomasse non négligeable (5 µg/L) grâce à une bonne régénération de la silice biogénique.

La situation du sud de la baie de Seine est légèrement différente de celle de la baie des Veys. En effet, si les niveaux et les évolutions de la biomasse chlorophyllienne sont similaires, le système n'est pratiquement jamais appauvri en sels nutritifs tout en ayant des teneurs en phosphate et nitrate stables sur l'ensemble de la période productive (respectivement 0,5 et 5 µM). L'espèce toxique *Dinophysis* apparaît à faible concentration sur cette zone début août sans provoquer de fermeture des zones de production de coquillages. Une seule mesure de saturation en oxygène dissous inférieure à 80 % a été observée fin août. Cette zone pourrait donc être classée comme à "risque d'eutrophisation".

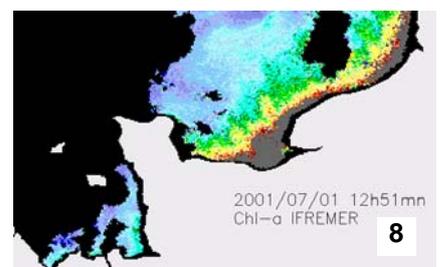
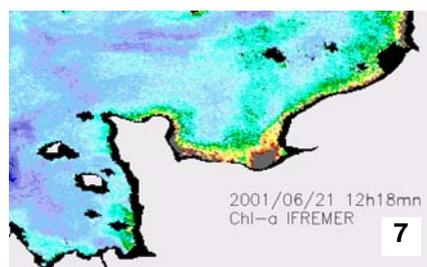
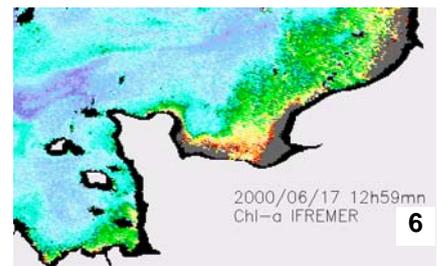
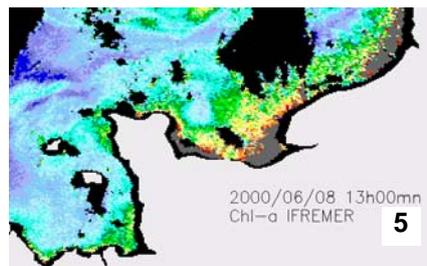
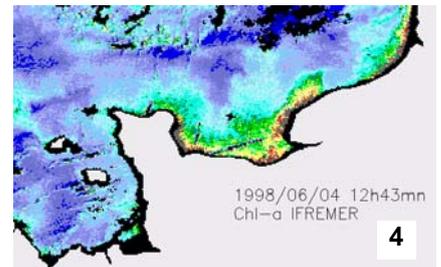
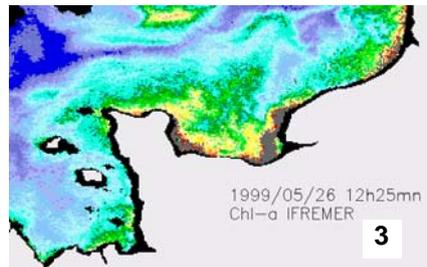
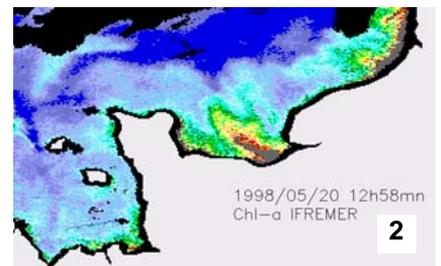
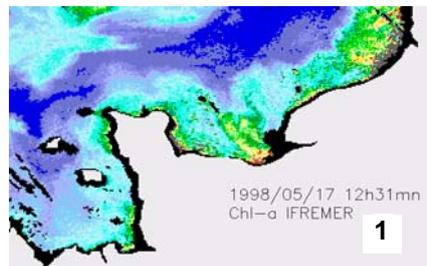
Une eutrophisation marquée est par contre déclarée sur le secteur sud est de la Baie de Seine au vu des résultats obtenus au cours de cette étude. En effet, le système est hyper productif (maxima de 68 µg/L de chlorophylle) de fin mai à début septembre. Très vraisemblablement en raison de la proximité de l'embouchure de la Seine, la zone est constamment rechargée en éléments nutritifs. Au cours de l'été, trois épisodes d'eaux colorées ont été observés et une fermeture de zone a été déclarée du 17 août au 27 septembre au niveau d'Antifer. Cette fermeture de zone a fait suite à la présence de *Dinophysis* générant une toxicité avérée des coquillages et donc un réel risque sanitaire pour les consommateurs. L'eutrophisation est sans doute favorisée par les fréquentes stratifications de la colonne d'eau dans ce secteur. Le bilan de l'ensemble des indicateurs d'eutrophisation synthétisés dans le Tableau 9 force à conclure à une eutrophisation de ce secteur, bien qu'aucune anoxie des eaux de fond n'y ait été enregistrée, très vraisemblablement du fait de l'intensité de l'hydrodynamisme local.

	Chlorophylle			Espèces phytoplanctoniques		Macroalgues	O ₂		Richesse en sels nutritifs
	valeur max.	valeur moy. période productive	nbre de blooms	toxiques	eaux colorées		fond < 70 %	surface > 150 %	
Granville									
Chausey									
Agon									
Pirou									
Grandcamp									
St Germain									
Luc									
Ouistreham									
Cabourg									
Marel				?	?				?
Antifer	?	?	?				?	?	?

Tableau 9 : Tableau de synthèse des différents indicateurs d'eutrophisation sur les côtes normandes.
■ : Aucun symptôme d'eutrophisation,
■ : Risque d'eutrophisation,
■ : Etat d'eutrophisation marqué,
 ? : pas de mesures.

5.3. Etendue de la zone eutrophisée

Cette étude était contractuellement circonscrite aux eaux côtières et estuariennes de Basse Normandie. Nous n'avons donc pas cherché à évaluer l'étendue de la zone eutrophisée le long des côtes de Seine-Maritime. Néanmoins, les techniques spatiales d'observation de la couleur de l'eau développées par F. Gohin (Ifremer, DEL/EC) à partir des photographies du satellite SeaWiifs de la NASA permettent d'estimer journalièrement la variation spatiale de la concentration de la chlorophylle dans les eaux de surface (les jours où la couverture nuageuse n'est pas trop importante). A partir des clichés journaliers obtenus entre 1998 et 2001 en période productive (mai – septembre), on a essayé de déterminer les zones ayant les plus fortes biomasses chlorophylliennes, tant en valeur absolue qu'en terme de durée dans le temps (Figure 23).



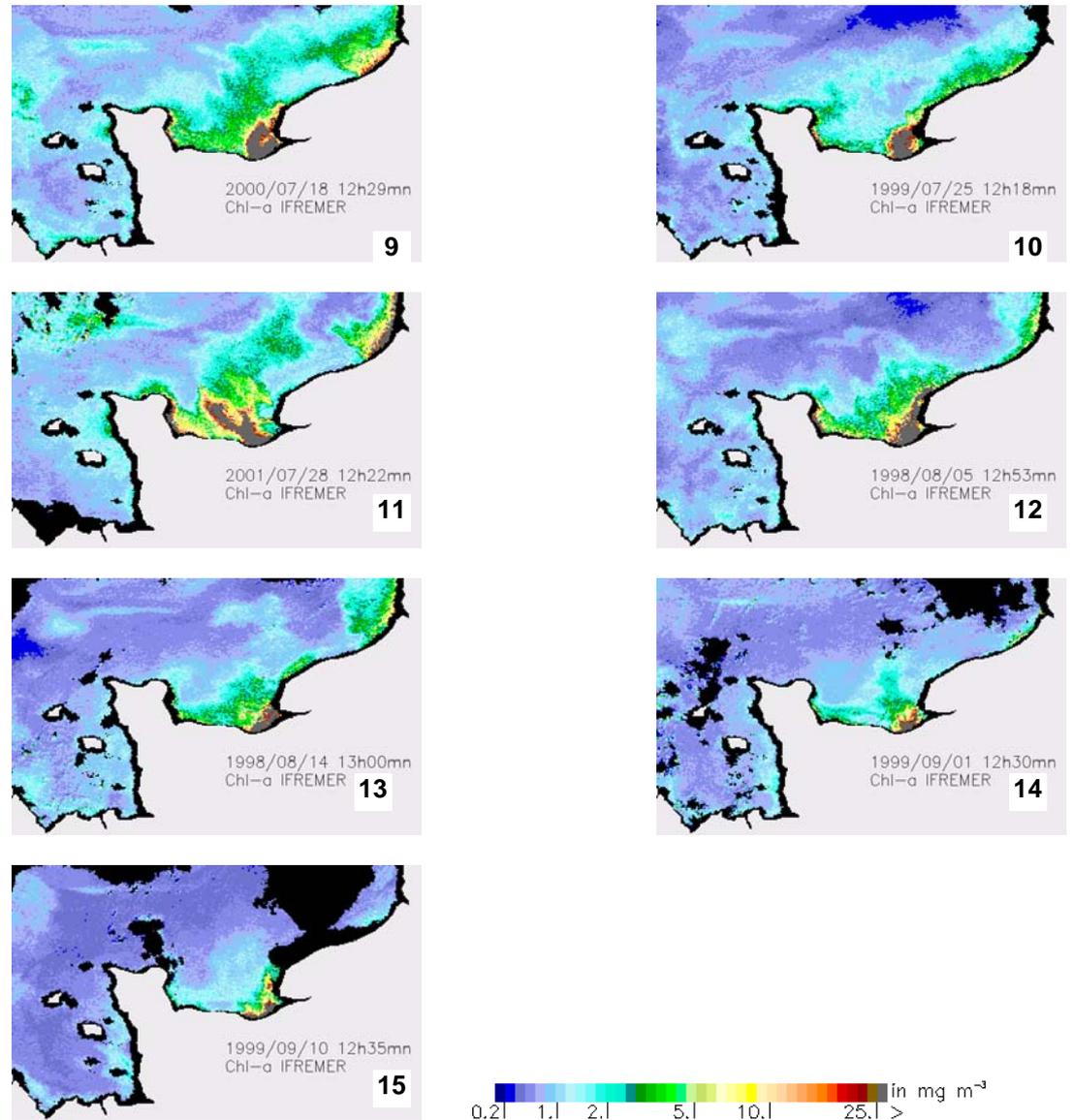


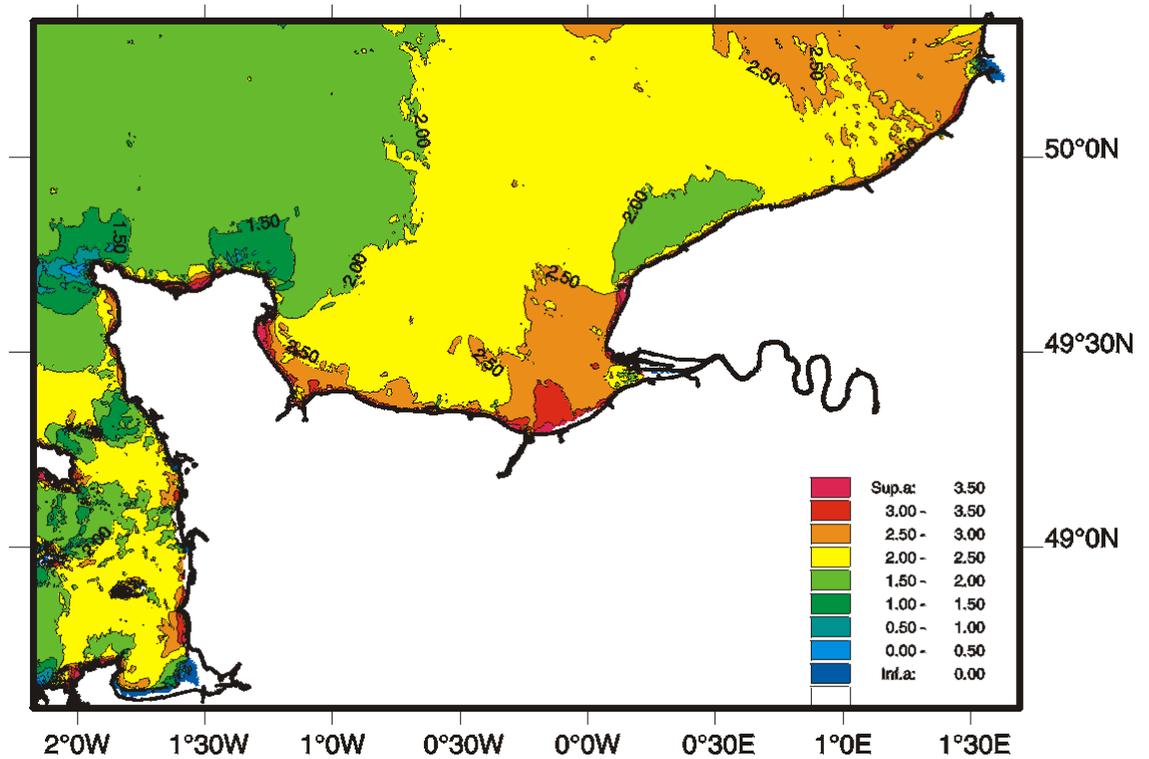
Figure 33 : Images satellitaires acquises entre 1998 et 2001 au cours de la période productive (mai – septembre) par le satellite SeaWiifs de la NASA. La concentration en chlorophylle a été calculée à partir de l'algorithme IFREMER OC5 (Gohin *et al.*, sous presse).

Le premier bloom printanier apparaît dans le centre de la Baie de Seine (images 1 et 2) puis se déplace vers le littoral (images 3, 4, 5, 6), notamment vers la Baie des Veys et vers le fleuve côtier de la Seine confirmant les résultats des modèles (Guillaud et Ménesguen 1999, Cugier 1999). A la suite de cette première période productive, de nouveaux blooms très intenses apparaissent au cours de tout l'été mais globalement regroupés sur le secteur sud est de la Baie (images 7, 8, 9, 10, 11, 12). L'épicentre de ces blooms est situé de par et d'autre de l'estuaire de la Seine, c'est à dire de l'embouchure de l'Orne jusqu'au cap d'Antifer. Bien que les images satellitaires ne soient disponibles que depuis trois ans, l'ensemble des images semble montrer qu'il n'y a *a priori* aucune différence majeure entre les secteurs de Cabourg et d'Antifer en terme de biomasse chlorophyllienne : la zone s'étendant de l'embouchure de l'Orne jusqu'à Antifer peut donc être considérée, au même titre que celle de Cabourg, comme présentant une eutrophisation marquée.

Par ailleurs, la comparaison de ces images satellites avec la carte représentant le potentiel de stratification des eaux le long des côtes normandes (Figure 34) est saisissante : les zones possédant le potentiel de stratification le plus élevé correspondent aux zones caractérisées par une forte biomasse chlorophyllienne et une longue période productive. Cette observation est en accord avec les résultats obtenus *in situ* à Cabourg : une succession de stratifications estivales corrélées à de très fortes biomasses

chlorophylliennes. S'il est clair que le secteur embouchure de l'Orne-Cabourg et celui de la rade artificielle du port d'Antifer constituent les zones potentiellement les plus stratifiées, l'ensemble de la partie orientale de la baie de Seine, de l'embouchure de l'Orne au cap d'Antifer, apparaît comme une zone relativement homogène du point de vue du potentiel de stratification.

Figure 34 :
Représentation du potentiel de stratification H/U^3 des eaux côtières normandes (H = profondeur de la colonne d'eau et U = vitesse instantanée maximale du courant) d'après Simpson et Hunter (1974). Carte obtenue à l'aide du modèle hydrodynamique Normandie-Manche à mailles de 300 m (P. Lazure, Ifremer DEL/AO).



6. Conclusion

Cette étude a consisté à évaluer l'état d'eutrophisation des eaux côtières du Calvados et de la Manche en réalisant un suivi de l'évolution saisonnière des paramètres biophysicochimiques dans la colonne d'eau de neuf sites répartis le long du littoral. L'état d'eutrophisation a été évalué à l'aide de cinq indicateurs : l'oxygène, la chlorophylle, la flore phytoplanctonique, les macroalgues et la richesse en nutriments. Comme la France et l'Union Européenne n'ont pas établi à ce jour de définition du terme "eutrophisation" dans les eaux marines, cette étude s'est basée sur les différents seuils présentés par plusieurs pays du nord de l'Europe et par les Etats Unis et sur les recommandations du rapport Ifremer "L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France" (Ménèsquen *et al.*, 2001),.

La situation des masses d'eaux côtières de la côte ouest Cotentin et de la baie des Veys est satisfaisante. Une attention particulière reste toutefois à porter à la période de fin de premier bloom printanier lorsque la masse d'eau est limitée par le phosphate mais toujours riche en nitrate. Cette courte période a en effet permis l'apparition d'espèces phytoplanctoniques toxiques et nuisibles à l'environnement : *Pseudonitzschia* et *Phaeocystis* sur la côte ouest Cotentin et *Phaeocystis* en baie des Veys. Fort heureusement, les concentrations de ces espèces n'ont pas été assez importantes pour entraîner des fermetures des zones de production, ni pour générer des nuisances environnementales.

L'état d'eutrophisation est par contre évident à Cabourg car on y a observé de nombreux blooms de période brève et de forte intensité, un maximum de biomasse chlorophyllienne égal à 68 µg/L, une biomasse moyenne au cours de la période productive égale à 19,4 µg/L, plus de 60 % de mesures d'oxygène dissous supérieures à 150 % en période productive, la présence d'espèces phytoplanctoniques toxiques et plusieurs épisodes d'eaux colorées brun-rouge. Les photos satellitaires représentant la répartition spatiale des concentrations en chlorophylle sur l'ensemble de la baie de Seine montrent que la zone eutrophisée s'étend très vraisemblablement de l'embouchure de l'Orne jusqu'au cap d'Antifer.

Ce constat établi, reste maintenant la question de l'identification des sources locales jouant le rôle prépondérant dans "l'emballement" phytoplanctonique du sud est de la baie de Seine. Est-ce la Seine seule qui génère ces dysfonctionnements par ses apports? Ou bien, les fleuves côtiers (l'Orne, la Dives, la Touques, la Risle) peuvent-ils contribuer significativement au phénomène d'eutrophisation en période estivale? La réponse à cette question est fondamentale en terme d'aménagement et de définition de programme de reconquête. Elle nécessite :

- (1) la pérennisation des suivis effectués dans le cadre de cette première année d'étude pour pouvoir observer l'évolution du système à long terme,
- (2) l'extension du suivi aux côtes de Seine Maritime qui sont alimentées par le panache de la Seine, ici qualifié de "fleuve côtier", et qui d'après les images satellitaires et les mesures de flores phytoplanctoniques à Antifer semblent être également touchées par l'eutrophisation,
- (3) la "réactivation" du modèle ELISE "Baie de Seine" de P. Cugier (1999) en lui ajoutant les flux des différents fleuves du Calvados en plus de ceux de la Seine. Ceci nécessite d'améliorer le réseau de suivi actuel de ces fleuves pour mieux connaître leurs flux de nutriments (au minimum une mesure bimensuelle des débits et concentrations en aval des grandes agglomérations). Des simulations d'augmentation et de diminution des différents flux de nutriments pourraient alors être entreprises pour tenter de déterminer leur influence sur le système.
- (4) d'augmenter la précision des images satellitaires à l'aide de calibrations effectuées avec des données de chlorophylle obtenues de façon classique dans les zones de faible profondeur et dans les zones riches en matière particulaire.

7. Bibliographie

Aminot A., Chaussepied M., (1983). Manuel des analyses chimiques en milieu marin. CNEXO, BNDO/Documentation Brest, 395pp.

Aminot A., K erouel R., Mauvais J-L. (1986). Les éléments nutritifs en Baie de Seine. In : Ifremer ( d.) La baie de Seine (Greco-Manche), Actes de colloques n 4, univ. Caen, 289-296.

Aminot A., Guillaud J-F., Andrieux F. (1993). Spéciation du phosphore et apports en Baie de Seine orientale. *Oceanologica Acta*, 16, 5-6, 617-623.

Aminot A, Guillaud J-F, K erouel R. (1997). La Baie de Seine, hydrologie, nutriments et chlorophylle (1978-1994). Ifremer – Repères océans, 14, 148 p.

Aminot A, Guillaud J-F, Andrieux-Loyer F., K erouel R., Cann P. (1998). Apports de nutriments et développement phytoplanctonique en baie de Seine. *Oceanologica Acta*, 21, 6, 923-935.

Belin C., Berthomé J.P., Lassus P. (1989). Dinoflagellés toxiques et phénomènes d'eaux colorées sur les côtes françaises :  volution et tendances entre 1975 et 1988. *Hydroecol. Appl.*, 1-2, 3-17.

Belin C. (2001). Cahier des procédures REPHY. Document de prescription. Rapport interne Ifremer. 47 p.

Bentley D., Maillard-Quisthoudt, C. (1990). Hydrographic and nutrient surveys in the western English Channel during 1963 and 1964. *Journal pour la Recherche Océanographique*, 15, (3/4) 135-141

Bougrier S., Geairon P., Deslous-Paoli J.M, Bacher C., Jonqu res G. (1995). Allometric relationships and effects of temperature on clearance and oxygen consumption rates of *Crassostrea gigas* (Thunberg). *Aquaculture*, 134, 143-154.

Breton G., Jeannot R., Proniewski F. (1979). Les phénomènes d'eaux rouges à *Prorocentrum* et à *Pseudopedinella* et *Pyramimonas* dans les bassins du port du Havre au cours de l'été 1978. *Bull. Soc. Géol. Norm. et amis du muséum du Havre*, t LXV, fasc 4, 105-114.

Bricker S.B., Clement C.G., Pirhalla D.E., Orlando S.P., Farrow D.R.G. (1999). National estuarine eutrophication assessment. Effect of nutrient enrichment in the nation's estuaries. NOAA, National Ocean service, Special projects office and the national centers for coastal ocean science. Silver spring MD., 71 p.

Brzezinski M.A. (1985). The Si:C:N ratio of marine diatoms : interspecific variability and the effect of some environmental variables. *J. Phycol.*, 21, 347-357.

Cadée G.C. (1990). Increase of Phaeocystis blooms in the westernmost inlet of the Waddes sea, the Marsdiep, since 1973. In Lancelot C., Billen G., and Barth H. (Eds.) : Eutrophication and algal blooms in North Sea coastal zones, the Baltic and adjacent areas. *Water Pollution Research Report*, 12.

Cellule antipollution de la Seine (2000). Suivi de la qualité des eaux de la Seine à l'aval de Poses : bilan de l'année 2000. Ministère de l'équipement, des transports et du logement, Service maritime de la Seine Maritime. Service de navigation de la Seine. 165 p.

Cugier P. (1999). Modélisation du devenir à moyen terme dans l'eau et le sédiment des éléments majeurs (N, P, Si) rejetés par la Seine en Baie de Seine. Thèse de doctorat, Université de Caen, 249 p.

- Fisher TR., Harding LW. Jr., Stanley DW., Ward LG. (1988). Phytoplankton, nutrients and turbidity in the Cheseapeake, Delaware, and Hudson Estuaries. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, 27, 61-93.
- Godefroy D., Etourneau C., Schnepf G. (1997). Quantification des apports par les eaux douces en Baie des Veys : azote, phosphore, matières en suspension, colimétrie. Rapport interne Ifremer DEL/PB.
- Gohin, F., Druon, J.N., Lampert, L., (sous presse). A five channel chlorophyll concentration algorithm applied to SeaWiFS data processed by SeaDAS in coastal waters, *International Journal of Remote Sensing*.
- Goujon R., Dupont J.P., Meyer R. (1992). L'estuaire de la Seine. Compte rendu du colloque national "estuaires et deltas : des milieux menacés?", Bègles, 25 juin 1992, 8pp.
- Guillaud J-F., (1993). Les apports en sels nutritifs dans l'estuaire de la Seine. Rapport interne Ifremer DEL/93.04, 32 p.
- Guillaud J-F, Ménesguen A. (1998). Modélisation sur vingt ans (1976-1995) de la production phytoplanctonique en baie de Seine. *Oceanologica Acta*, 21, 6, 887-906.
- Guillaud J-F, Andrieux F., Ménesguen A. (2000). Biogeochemical modelling in the Bay of Seine (France) : an improvement by introducing phosphorus in nutrient cycles. *Journal of marine systems*, 25, 369-386.
- Huret M., (2001). Apport du capteur SeaWiFS et des bouées MAREL pour l'observation des évolutions phytoplanctoniques en Baie de Seine. Mémoire de fin d'études, Ifremer DEL/EC . 72 p.
- Iwasaki H. (1979). The physiological characteristic of neritic red-tide flagellates. In : toxic dinoflagellate blooms, Eds : Taylor, Seliger, Elsevier, 95-100.
- Kopp J., G. Messian, E. Le Gagneur, F. Cornette, M. Ropert. (2001), Etat des stocks conchylicoles normands en 2000. DRV/RA/RST/2001-08. (juillet 2001), 52p.
- Laane, R.W.P.M. (1992). Background concentrations of natural compounds. Ministry of transport, Public Works and Water Management, Report DGW-92.033
- Lassus P., Maggi P., Bessineton C. (1980). Les phénomènes d'eaux colorées de la Baie de Seine en 1978. *Science et Pêche, Bull. Inst. Pêches marit.*, 298, 1-28.
- Lassus P., Proniewski F., Pigeon C., Veret L., Le Déan L., Bardouil M., Truquet P. (1990). The diurnal vertical migrations of *Dinophysis acuminata* in an outdoor tank at Antifer (Normandy, France). *Aquat. Living Resour.*, 3, 143-145.
- Lassus P., Proniewski F., Maggi P., Truquet P., Bardouil M. (1993). Wind-induced toxic blooms of *Dinophysis cf. Acuminata* in the Antifer area (France). In : Toxic Phytoplankton blooms in the sea, Eds : Smayda T.J. and Shimizu, 519-523.
- Legrand J. (1994). Bilan du réseau de surveillance phytoplanctonique en Normandie (1989 – 1992). Rapport interne Ifremer DEL/94.09, 60 p.
- Lossouarn E., Le Gall C., Delauney L. (2000). Etalonnage et qualification de capteurs de fluorescence pour le projet MAREL. Rapport interne Ifremer, TMSI/RED/EM.
- Lorenzen C. J. (1967). Determination of chlorophyll and pheopigments : spectrometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 12, 343-346.
- Maggi P., Truquet P., Mornet F., Lassus P. (1992). Distribution verticale, à basse et pleine mers, du phytoplancton estival en baie de Seine (juillet 1991 – campagne Dinoseine 1). Rapport interne Ifremer DEL/92.06, 22 p.
- Margalef R. (1958). Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton. In : Buzzati-Traverso, A.A. (ed) *Perspectives in marine biology*. University of California Press, Berkeley, P. 323-349.

- Ménesguen A. (2001). L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France. Rapport Ifremer DEL/EC/01.01 – janvier 2001.
- Paulmier G., Joly J.P. (1986). Les phénomènes d'eaux colorées en Baie de Seine. In : Ifremer (éd.) La baie de Seine (Greco-Manche), Actes de colloques n°4, univ. Caen, 477-483.
- Redfield A.C., Ketchum B.H., Richards F.A. (1963). The influence of organisms on composition of seawater. In : Hill MN (ed) The sea, Vol II, Wiley New York, 26-77.
- Riou P, Daniel A, Jacqueline F., Etourneau C., Le Goff R. (2000). MAREL : système de mesure haute fréquence à trois niveaux de la colonne d'eau. Bulletin Marel Seine n°3. Décembre 1998 – décembre 1999. Rapport interne Ifremer, p 28-36.
- Repert M., (1999), Caractérisation et déterminisme du développement d'une population de l'annélide tubicole *Lanice conchilega* (Pallas, 1766) (Polychète Térébellidé) associé à la conchyliculture en Baie des Veys (Baie de Seine Occidentale)., Thèse de 3ème Cycle: Muséum National d'Histoire Naturelle. 172 p.
- Repert M., Gouletquer P., (2000). Comparative physiological energetics of two suspension feeders : polychaete annelid *Lanice conchilega* (Pallas 1766) and Pacific cupped oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg 1795). *Aquaculture*, 191, 171-189.
- Simpson J.H., Hunter J.R., (1974). Fronts in the Irish Sea. *Nature*, 1250, 404-406.
- Sournia A., Belin C., Berland B., Erard-Le Denn E., Grzebyk D., Marcaillou-Le Baut C., Lassus P., Partensky F. (1990). Nuisances et intoxications causées en France par le phytoplancton et les efflorescences marines. Synthèse préliminaire. Programme national "efflorescences algales marines". 25 p.
- Tréguer P., Le Corre P., (1975). Manuel d'analyse des sels nutritifs dans l'eau de mer. Utilisation de l'autoanalyseur II Technicon, 2^{ème} édition. Université de Bretagne Occidentale, Brest, 110 p.
- Utermöhl H., (1958). Zur vervollkommung der quantativen phytoplankton methodik. *Int. Ver. Theoret. Angew. Limnol.*, 9, 1-38.
- Videau C. (1995). Facteurs nutritifs limitant la production primaire en Baie de Seine. Synthèse des résultats des campagnes Bioseine et Nutriseine (1993-1994). Contrat universitaire CR9-94-2-43-24-05-DEL/CMCN, Université de Bretagne Occidentale, 58 p.
- Videau C., Ryckaert M., L'Helguen S. (1998). Phytoplancton en Baie de Seine. Influence du panache fluvial sur la production primaire. *Oceanologica Acta*, 21, 6, 907- 921.

8. Annexes

Annexe 1 : Flore phytoplanctonique partielle à Granville

	Alexandrium minutum	Asterionella glacialis	Chaetoceros sp.	Coscinodiscus sp.	Dinophysis sp.	Ditylum sp.	Gymnodinium nagasackiense	Nitzschia longissima	Paralia marina
05/10/2000	0				0		0		
19/10/2000	0				0		0		
08/11/2000	0				0		0		
14/11/2000	0				0		0		
04/12/2000	0				0		0		
18/12/2000	0				0		0		
05/01/2001	0				0		0		
17/01/2001	0				0		0		
15/02/2001	0				0		0		
05/03/2001	0				0		0		
16/03/2001	0				0		0		
13/04/2001	0				0		0		
30/04/2001	0	500	1200	200	0	3900	0	2600	2800
14/05/2001	0				0		0		
22/05/2001	0				0		0		
28/05/2001	0				0		0		
13/06/2001	0				0		0		
28/06/2001	0				0		0		
27/07/2001	0				0		0		
10/08/2001	0				0		0		
24/08/2001	0				0		0		
11/09/2001	0				0		0		

	Phaeocystis sp.	Prorocentrum micans	Protoperdinium sp.	Pseudonitzschia sp.	Rhizosolenia delicatula	Rhizosolenia imbricata	Rhizosolenia setigera	Scrippsiella	Thalassionema nitzschioides	Thalassiosira
05/10/2000				0						
19/10/2000				0						
08/11/2000				0						
14/11/2000				0						
04/12/2000				0						
18/12/2000				0						
05/01/2001				0						
17/01/2001				0						
15/02/2001				0						
05/03/2001				0						
16/03/2001				0						
15/03/2001				0						
16/03/2001				0						
13/04/2001				400						
30/04/2001	350000	100	300	11000	2000	1400	700	300	5500	900
14/05/2001				30700						
22/05/2001	2390000			142500						
28/05/2001	950000			197700						
13/06/2001				5700						
28/06/2001				3400						
27/07/2001				1100						
10/08/2001				0						
24/08/2001				0						
11/09/2001				0						

Annexe 2 : Flore phytoplanctonique partielle à Chausey

	Alexandrium minutum	Dinophysis sp.	Phaeocystis sp.	Pseudonitzschia sp.
05/10/2000	0	0	0	0
15/05/2001	0	0	0	0
22/05/2001	0	0	860000	59200
28/05/2001	0	0	920000	74270
11/07/2001	0	0	0	0
27/07/2001	0	0	0	1200
10/08/2001	0	0	0	200
24/08/2001	0	0	0	0
11/09/2001	0	0	0	0

Annexe 3 : Flore phytoplanctonique partielle à Agon

	Alexandrium minutum	Dinophysis sp.	Phaeocystis sp.	Pseudonitzschia sp.
22/05/2001	0	0	2500000	239000
28/05/2001	0	0		187200
13/06/2001	0	0		900
27/07/2001	0	0		2400
10/08/2001	0	0		2600
24/08/2001	0	0		0
11/09/2001	0	0		0
25/09/2001	0	0		0

Annexe 4 : Flore phytoplanctonique partielle à Pirou

	Pseudonitzschia sp.	Dinophysis sp.	Alexandrium minutum
28/05/2001	119400	0	0
13/06/2001	800	0	0
27/07/2001	2200	0	0
10/08/2001	13900	0	0
24/08/2001	200	0	0
25/09/2001	0	0	0

Annexe 5 : Flore phytoplanctonique partielle à St Germain de Varreville

Date	Alexandrium minutum	Cerataulina sp.	Dinophysis sp.	Protoperidinium sp.	Pseudonitzschia sp.
08/06/2001	0		0		0
27/06/2001	0		0		0
03/07/2001	0	11000000	0		0
13/07/2001	0	214000	0		0
20/07/2001	0		0	7100	0
26/07/2001	0		0		0
03/08/2001	0		0		0
07/08/2001	0		0		0
14/08/2001	0		0		0
20/08/2001	0		0		100
05/09/2001	0		0		0
12/09/2001	0		0		0
21/09/2001	0		0		0
28/09/2001	0		0		0

Annexe 6 : Flore phytoplanctonique partielle à Grandcamp

	Alexandrium minutum	Cerataulina sp.	Chaetoceros sociale	Dinophysis sp.	Gymnodinium nagasakiense	Phaeocystis sp.	Pseudonitzschia sp.	Rhizosolenia delicatula
04/10/2000	0			0	0		0	
20/10/2000	0			0	0		0	
06/11/2000	0			0	0		100	
15/11/2000	0			0	0		200	
30/11/2000	0			0	0		0	
14/12/2000	0			0	0		0	
04/01/2001	0			0	0		0	
16/01/2001	0			0	0		0	
13/02/2001	0			0	0		0	
27/02/2001	0			0	0		0	
14/03/2001	0			0	0		0	
11/04/2001	0			0	0		0	
24/04/2001	0			0	0		200	
09/05/2001	0			0	0		200	
23/05/2001	0			0	0	1080000	17500	230000
08/06/2001	0			0	0		2700	1610000
12/06/2001	0			0	0		200	
21/06/2001	0			0	0		400	771800
27/06/2001	0	100000	3500000	0	0		9400	
03/07/2001	0			0	0		0	
13/07/2001	0			0	0		800	
20/07/2001	0			0	0		0	
03/08/2001	0			0	0		0	
07/08/2001	0			0	0		0	
14/08/2001	0			0	0		0	
20/08/2001	0			0	0		100	
05/09/2001	0			0	0		0	
12/09/2001	0			0	0		0	
21/09/2001	0			0	0		0	
28/09/2001	0			0	0		0	

Annexe 9 : Flore phytoplanctonique partielle à Cabourg

	Alexandrium minutum	Cerataulina sp.	Chaetoceros sociale	Dinophysis sp.	Heterocapsa triquetra	minutocellus	Protoperdinium sp.	Pseudonitzschia sp.	Prorocentrum micans
03/10/2000	0							1600	
17/10/2000	0							3400	
07/06/2001	0		92900						
11/06/2001	0		130000000						
19/06/2001	0								+
26/06/2001	0	1600000							
02/07/2001	0			100				1700	
10/07/2001	0			200 +				1000 +	
25/07/2001	0			1600	9953000		150000		+
01/08/2001	0		+	1900					68400
06/08/2001	0		+	15600				2500	38800
13/08/2001	0			100					+
22/08/2001	0			100					
31/08/2001	0		450000	3200		446000		3200	
06/09/2001	0		+	3000		1066000		2700 +	
10/09/2001	0			3900					
20/09/2001	0			400					
24/09/2001	0			200				200	

	Prorocentrum minimum	Scrippsiella	Skeletonema costatum	rhizosolenia	thalassiosira
03/10/2000					
17/10/2000					
07/06/2001					
11/06/2001		+		+	
19/06/2001					+
26/06/2001					
02/07/2001					
10/07/2001	+				
25/07/2001					
01/08/2001	75200			+	
06/08/2001	28200				
13/08/2001			+		
22/08/2001			2016000		
31/08/2001	+				
06/09/2001					
10/09/2001		32200			
20/09/2001					
24/09/2001					

