



Direction de l'Environnement et de l'Aménagement Littoral
Laboratoire Environnement Ressources de Normandie

Daniel Anne
LERN

Rapport Ifremer RST.DEL/04.09/PB
Décembre 2004

Réseau Hydrologique Littoral Normand : Cycles annuels 2001-2003 et proposition d'indicateurs d'eutrophisation



Fiche documentaire

Numéro d'identification du rapport : RST.DEL/04.09/PB Diffusion : libre <input checked="" type="checkbox"/> -restreinte: <input type="checkbox"/> interdite : <input type="checkbox"/> Validé par : Ronan Le Goff Adresse électronique : rlegoff@ifremer.fr Adresse Web : www.ifremer.fr/lern/	date de publication : décembre 2004 nombre de pages : 103 bibliographie: oui illustration(s): cartes et tableaux langue du rapport: français
Titre et sous-titre du rapport : Réseau Hydrologique Littoral Normand : Cycles annuels 2001-2003 et proposition d'indicateurs d'eutrophisation	
Rapport intermédiaire Rapport définitif : oui	
Auteur(s) principal(aux) : Anne Daniel Coordination - composition- édition : Anne Daniel	Organisme / Direction / Service, laboratoire IFREMER/DEL/LERN
Collaborateur(s) : <i>Prélèvements, analyses, métrologie :</i> Olivier Pierre-Duplessix, Vincent Justome, Floriane Girard, Liliane Fiant, Luis Lampert, Franck Jacqueline <i>Prélèvements :</i> Hervé du Boullay, Claude Etourneau, Laure Lamort, Ronan Le Goff, Frank Maheux, Amélie Mourier, Philippe Riou	Organisme / Direction / Service, laboratoire IFREMER/DEL/LERN IFREMER/DEL/LERN
Référés/relecture : Alain Ménesguen Alain Aminot	IFREMER/DEL/EC IFREMER/DEL/EC
Cadre de la recherche : Contrat AESN/DEPEE délégation du Littoral ; DIREN Basse Normandie ; DIREN Haute Normandie Programme :PGB01 surveillance Convention : OUI Projet : PJB0113 réseaux locaux, régionaux	
Résumé : <p>Le Réseau Hydrologique Littoral Normand (RHLN) a été créé en octobre 2000 avec le double objectif de (1) permettre une évaluation du degré d'eutrophisation des masses d'eau littorales normandes et (2) de définir le réseau de suivi hydrologique pérenne permettant de satisfaire aux exigences de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) à partir de fin 2006. Ce rapport réalise la synthèse des résultats obtenus entre 2001 et 2003.</p> <p>La première partie du rapport décrit et compare les variations saisonnières et interannuelles des cycles hydrobiologiques au sein des différentes masses d'eau normandes. Les conditions climatiques de ces trois années de suivi ont été très différentes avec une année très pluvieuse en 2001 et une année sèche en 2003. La côte Ouest Cotentin et la baie des Veys présentent une période productive s'étendant du mois d'avril au mois de juin, puis une période estivale caractérisée par une limitation de la production phytoplanctonique. L'Est de la baie de Seine présente une succession de blooms d'intensité croissante entre la mi-mai et début septembre. La population phytoplanctonique majoritairement constituée de diatomées au printemps est remplacée par une population de dinoflagellés au cours de l'été. L'apparition de blooms sur cette zone est favorisée par de fréquentes stratifications de la colonne d'eau. Aucune anoxie marquée n'y est cependant enregistrée en raison du fort hydrodynamisme du secteur.</p> <p>La deuxième partie du rapport évalue le degré d'eutrophisation des masses d'eaux normandes en testant différents indicateurs d'eutrophisation. Pour ce faire, et pour que cette étude puisse servir de base à l'élaboration d'un réseau de surveillance répondant aux exigences de la DCE, la grille d'évaluation du niveau d'eutrophisation de la colonne d'eau proposée en 2002 a été revue pour proposer un classement non plus en 3, mais en 5 classes. Les indicateurs et les seuils indiqués dans cette grille d'eutrophisation sont des propositions adaptées aux masses d'eaux normandes qui demandent à être validées par les groupes de travail français et européens ad hoc. Toutefois, les différents scénarios testés mettent en évidence un gradient d'eutrophisation marqué entre les masses d'eaux de la côte Ouest Cotentin et celles de l'Est de la baie de Seine.</p>	
Mots-clés : Ecosystème côtier, hydrobiologie, baie de Seine, eutrophisation, DCE	

Réseau Hydrologique Littoral Normand :

Cycles annuels 2001-2003 et proposition d'indicateurs
d'eutrophisation

Sommaire

1. INTRODUCTION	1
2. MATÉRIEL ET MÉTHODES	2
2.1. Stratégie de prélèvement	2
2.1.1. Points de prélèvement.....	2
2.1.2. Types de prélèvement du RHLN	3
2.1.3. Fréquence de prélèvement du RHLN.....	3
2.2. Méthodes d'analyses.....	5
2.2.1. Température, salinité, oxygène dissous.....	5
2.2.2. Sels nutritifs	5
2.2.3. Chlorophylle a et phéophytine	5
2.2.4. Turbidité.....	5
2.2.5. Flores phytoplanctoniques	5
3. EVOLUTION SAISONNIÈRE ET INTERANNUELLE DES CYCLES HYDROBIOLOGIQUES ENTRE 2001 ET 2003	6
3.1. Facteurs météorologiques.....	6
3.2. Evolution interannuelle des apports de nutriments par la Seine	9
3.3. Cycles hydrobiologiques des masses d'eaux de la côte Ouest Cotentin .11	11
3.3.1. Granville - Donville	11
3.3.2. Chausey	13
3.3.3. Agon et Pirou.....	13
3.3.4. Flamanville	17
3.3.5. Corrélations entre les différents paramètres mesurés sur la côte Ouest Cotentin.....	19
3.4. Cycles hydrobiologiques des masses d'eaux de la côte Est Cotentin et de la baie des Veys	20
3.4.1. St Vaast La Hougue	20
3.4.2. Grandcamp.....	20
3.4.3. Géfosse	21
3.4.4. St Germain de Varreville	21
3.4.5. Corrélations entre les différents paramètres mesurés en Baie des Veys et sur la côte Est Cotentin.....	21
3.5. Cycles hydrobiologiques des masses d'eaux du Calvados	27
3.5.1. Luc sur Mer.....	27
3.5.2. Ouistreham	29
3.5.3. Cabourg.....	31
3.5.4. Corrélations entre les différents paramètres mesurés sur le Calvados	34
3.6. Cycles hydrobiologiques des masses d'eaux de l'estuaire de Seine	35
3.6.1. La Carosse	35
3.6.2. Antifer	40
3.6.3. Corrélations entre les différents paramètres mesurés en estuaire de Seine.....	40

3.7. Cycles hydrobiologiques des masses d'eaux de Seine-Maritime (Paluel et Penly).....	42
3.8. Etude comparative des différentes masses d'eau normandes.....	45
3.8.1. Synthèse de l'ensemble des cycles hydrobiologiques des masses d'eaux normandes	45
3.8.2. Utilisation des images satellites	45
4. MISE EN ÉVIDENCE D'UN GRADIENT D'EUTROPHISATION ENTRE LA CÔTE OUEST COTENTIN ET L'ESTUAIRE DE SEINE.....	48
5. EVALUATION ET CHOIX D'INDICATEURS D'EUTROPHISATION ADAPTÉS AUX EAUX NORMANDES	52
5.1. Introduction.....	52
5.2. Index intégré TRIX	54
5.3. Indicateur turbidité	57
5.4. Indicateur chlorophylle	59
5.5. Indicateur oxygène.....	61
5.5.1. Indicateur concentration en oxygène dissous	61
5.5.2. Indicateur pourcentage de saturation en oxygène dissous.....	64
5.6. Indicateur phytoplancton.....	66
5.6.1. Indicateur rapport (non-diatomées/diatomées)	66
5.6.2. Indicateur rapport dinoflagellés/diatomées.....	69
5.6.3. Indice de Sanders.....	72
5.6.4. Indicateur nombre de blooms	73
5.7. Indicateur sels nutritifs	74
5.7.1. Indicateur « sel potentiellement limitant »	75
5.7.2. Indicateur « limitation d'assimilation par le NID »	79
5.8. Indicateur « développement de macroalgues vertes ».....	80
6. SYNTHÈSE DE L'ENSEMBLE DES INDICATEURS D'EUTROPHISATION..	81
6.1. Grilles des indicateurs d'eutrophisation.....	81
6.2. Synthèse des indicateurs à l'aide de la méthode des sommes.....	83
6.3. Synthèse des indicateurs à l'aide de la méthode des sommes pondérées.....	85
6.4. Synthèse des indicateurs à l'aide de la méthode des sommes de classes pondérées.....	86
6.5. Synthèse des indicateurs à l'aide de la méthode des rangs.....	88
6.6. Conclusion sur le choix des indicateurs et d'une méthode de synthèse..	90

7. CONCLUSION.....91

8. BIBLIOGRAPHIE93

**ANNEXE 1 : TABLEAUX ANNUELS DES CORRÉLATIONS ENTRE L'ENSEMBLE
DES PARAMÈTRES MESURÉS SUR CHAQUE POINT DE PRÉLÈVEMENT95**

1. Introduction

Depuis sa création en octobre 2000, le Réseau Hydrologique Littoral Normand (RHLN) poursuit le double objectif de (1) permettre une évaluation du degré d'eutrophisation des masses d'eau littorales normandes et (2) de définir le réseau de suivi hydrologique pérenne permettant de satisfaire aux exigences de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) à partir de fin 2006.

Ce rapport réalise la synthèse des résultats obtenus entre 2001 et 2003, c'est à dire au cours des deux premières phases de ce réseau. Les résultats obtenus au cours de la première phase d'étude (octobre 2000 – septembre 2001) ont été exploités au sein d'un rapport en 2002 (« Evaluation de l'état d'eutrophisation des eaux côtières et estuariennes de Basse Normandie », Daniel et Le Goff). Cette synthèse a permis d'ajuster le RHLN du point de vue de la couverture spatiale (extension du suivi aux masses d'eaux côtières de Haute Normandie et rajouts de points de suivi sur l'Est Cotentin) et de la fréquence de prélèvement (modification des fréquences de prélèvement en fonction de la durée de la période productive et du degré d'eutrophisation des masses d'eau).

Les objectifs de ce rapport sont :

- de décrire et de comparer les cycles hydrobiologiques dans les différentes masses d'eau normandes en observant à la fois les variations saisonnières et interannuelles,
- d'évaluer le degré d'eutrophisation des masses d'eaux normandes en testant différents indicateurs d'eutrophisation et en ne retenant que les plus pertinents localement.

Le Laboratoire Environnement Ressources de Normandie (LERN) de l'Ifremer assure la maîtrise d'ouvrage et la conduite opérationnelle du RHLN, en bénéficiant du soutien financier de l'Agence de l'Eau Seine Normandie (délégation du littoral/DEPEE) et des DIREN de Basse et de Haute Normandie.

2. Matériel et méthodes

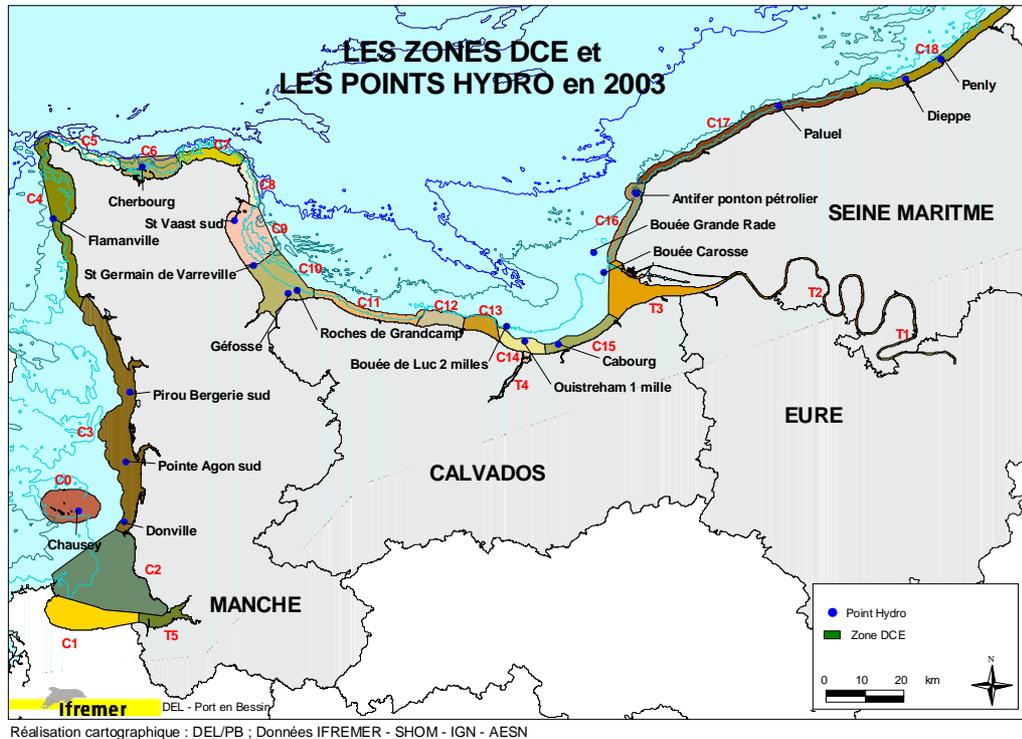


Figure 1 : Situation géographique des points de prélèvement du RHLN en 2003 et des zones DCE

2.1. Stratégie de prélèvement

2.1.1. Points de prélèvement

Suite à la première année de suivi en 2000-2001, la couverture géographique du RHLN a été renforcée en 2002 avec l'ajout des points de prélèvement d'Antifer (Seine-Maritime) et de Gêfossé (Baie des Veys), puis en 2003 avec l'ajout du point de St Vaast La Hougue (Côte Est Cotentin).

Le positionnement des stations de Granville et de Ouistreham a été revu en 2002 :

- la station de Granville est passée de la pointe du Roc à Donville de façon à mieux suivre la qualité de l'eau sur les parcs conchylicoles,
- la station de Ouistreham a été rapprochée de la côte (de 3 milles à 1 mille) de façon à mieux suivre l'impact de l'Orne et pour se situer dans la limite des masses d'eau définies dans le cadre de la DCE.

En plus des données acquises dans le cadre du RHLN, ce rapport compile des données obtenues entre 2001 et 2003 dans le cadre du réseau RNO hydrologie (Réseau National d'Observation), des stations automatisées de mesure MAREL et du programme IGA (Impact des Grands Aménagements). Les caractéristiques de ces trois réseaux sont décrites dans le rapport RHLN 2002 (Daniel et Le Goff, 2002).

La position géographique de l'ensemble des points de prélèvement du RHLN en 2003 et des zones DCE est représentée sur la Figure 1.

2.1.2. Types de prélèvement du RHLN

Le RHLN repose sur deux types de prélèvement : le prélèvement dit « phytoplancton » et le prélèvement dit « hydrobiologie ».

Le prélèvement « phytoplancton » est effectué uniquement dans les eaux de surface. Il consiste à mesurer *in situ* la température et la salinité et à prélever des échantillons pour détermination de la flore phytoplanctonique partielle ou totale et pour analyse de la turbidité, de la chlorophylle-a et des phéopigments.

Le prélèvement « hydrobiologie » consiste à mesurer *in situ* en surface et au fond la température, la salinité et l'oxygène dissous, et à prélever uniquement en surface des échantillons pour détermination de la flore phytoplanctonique partielle ou totale et pour analyse de la turbidité, de la chlorophylle et des phéopigments, des nitrate+nitrite, de l'ammonium, du silicate et du phosphate.

2.1.3. Fréquence de prélèvement du RHLN

En hiver, une seule station est suivie sur chaque façade : il s'agit en 2001 de Granville, Grandcamp et Luc ; puis en 2002 et 2003 de Granville, Grandcamp, Cabourg et Antifer. Le prélèvement est de type « phytoplancton » et la fréquence de prélèvement est bimensuelle.

En période productive, un suivi de type « phytoplancton » est assuré sur les points de Agon, Pirou, St Germain de Varreville alors qu'un suivi de type « hydrobiologie » est mené sur les points de Granville, Chausey, St Vaast, Géfosse, Grandcamp, Luc, Ouistreham, Cabourg et Antifer. La fréquence de prélèvement est adaptée au niveau d'eutrophisation de la zone côtière défini par Daniel et Le Goff (2002). Ainsi, sur la côte Ouest Cotentin et la baie des Veys, la fréquence reste bimensuelle alors qu'elle devient hebdomadaire sur le Calvados et la Seine Maritime.

L'ensemble des prélèvements effectués au cours de ces trois années de suivi est récapitulé dans le Tableau 1.

	Granville			Chausey			Agon			Pirou		
	2001	2002	2003	2001	2002	2003	2001	2002	2003	2001	2002	2003
janvier	2P	1P	1T	-	-	-	-	-	-	-	-	-
février	1P	2T	1P+1T+1S	-	-	-	-	-	-	-	-	-
mars	2P	1T	2T+2S	-	-	1P+1S	-	-	2P	-	-	2P
avril	2P+2S	2T+2S	1T+2S+1P	-	2P+2S	2P+2S	-	2P	2P	-	1P	1P
mai	3P+3S	2T+2S	1T+2S+1P	2P+2S	2P+2S	2P+2S	2P+2S	2P	2P	1P+1S	2P	1P
juin	2P+2S	1T+2S+1P	1T+2S+1P	1P+1S	2P+2S	2P+2S	1P+1S	2P	2P	1P+1S	1P	2P
juillet	1P+1S	1T+2S+1P	1T+2S+1P	1P+1S	2P+2S	2P+2S	1P+1S	2P	2P	1P+1S	2P	2P
août	2P+2S	1T+3S+2P	1T+2S+1P	2P+2S	2P+2S	2P+2S	2P+2S	3P	2P	2P+2S	3P	2P
septembre	2P+2S	1T+2S+1P	1T+2S+1P	2P+2S	2P+2S	2P+2S	2P+2S	2P	2P	1P+1S	2P	1P
octobre	2P	1P	1T+2S+1P	-	-	-	1P	-	2P	-	-	2P
novembre	2P	1T+1P	1T+1S	-	-	-	-	-	-	-	-	-
décembre	2P	1P	1T	-	-	-	-	-	-	-	-	-
total	23P + 12S	9P+12T+13S	8P+13T+18S	9P + 8S	12P + 12S	15P + 15S	9P + 8S	13P	15P	6P +6S	11P	13P

	Flamerville			St Vaast			St Germain			Géfosse		
	2001	2002	2003	2001	2002	2003	2001	2002	2003	2001	2002	2003
janvier	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
février	-	-	-	-	-	1P	-	-	-	-	-	-
mars	1T+1S	1T+1S	1T+1S	-	-	2P + 1S	-	-	-	-	-	1P+1S
avril	-	-	-	-	-	1P+1S	-	1P	-	-	1P+1S	2P+2S
mai	-	-	-	-	-	2P+2S	-	1P	-	-	2P+2S	2P+2S
juin	-	-	-	-	-	2P+2S	3P+3S	4P	2P	-	4P+4S	2P+2S
juillet	1T+1S	1T+1S	1T+1S	-	-	2P+2S	4P+4S	5P	2P	-	5P+5S	2P+2S
août	-	-	-	-	-	4P+4S	4P+4S	3P	3P	-	3P+3S	4P+4S
septembre	1T+1S	1T+1S	1T+1S	-	-	3P+3S	4P+4S	4P	2P	-	4P+4S	3P+3S
octobre	-	-	-	-	-	2P+2S	2P+2S	-	1P	-	1P+1S	2P+2S
novembre	-	-	-	-	-	2P + 1S	-	-	-	-	-	1P+1S
décembre	-	-	-	-	-	2P	-	-	-	-	-	-
total	3T + 3S	3T + 3S	3T + 3S	-	-	23P + 21S	17P + 17S	18P	10P	-	20P+20S	19P+19S

	Grandcamp			Luc			Ouistreham			Cabourg		
	2001	2002	2003	2001	2002	2003	2001	2002	2003	2001	2002	2003
janvier	2T+2S	3P	1T+1P	3T+3S	3T	-	-	-	-	-	-	2T
février	2T+2S	2T	-	2T+2S	1T	-	-	-	-	-	-	2T
mars	1P+1S	1T	1T+1P+2S	2T+2S	3T+1S	-	-	-	-	-	2T+2S	2T
avril	2P+2S	1T+1P+2S	1T+1P+2S	2T+2S	2T+2S	3P+3S	-	1P+1S	3P+3S	-	2T+2S	3T+3S
mai	2P+2S	1T+ 1P+2S	1T+1P+1S	2T+1P+3S	2T+1P+2S	3P+3S	1P+1S	2P+2S	3P+3S	-	2T+2S	1T+2P+3S
juin	4P+4S	1T+3P+4S	2P+2S	3T+1P+4S	2T+2P+4S	4P+4S	4P+4S	4P+4S	4P+4S	4P+4S	2T+2P+4S	2T+2P+4S
juillet	4P+4S	2T+3P+5S	1T+1P+2S	2T+2S	2T+3P+5S	5P+5S	3P+3S	4P+4S	5P+5S	3P+3S	3T+2P+5S	3T+2P+5S
août	4P+4S	3P+3S	1T+3P+4S	2T+3P+5S	4P+4S	4P+4S	5P+5S	4P+4S	4P+4S	5P+5S	1T+3P+4S	2P+2T+4S
septembre	4P+4S	1T+3P+4S	1T+2P+3S	2T+2P+4S	1T+3P+3S	4P+4S	4P+4S	4P+4S	4P+4S	4P+4S	2T+2P+4S	2T+2P+4S
octobre	3P	1T+2P+2S	1T+1P+2S	3T+1S	1T+1P+1S	3P+3S	3P+1S	1P+1S	3P+3S	3P+1S	1P+2T+2S	2T+2P+4S
novembre	2P	-	1P+1T+1S	2T	-	-	-	-	-	-	2T	1T
décembre	2P	2P	1T+1P	2T	-	-	-	-	-	-	2T	2T
total	4P+28P+25S	23P+10T	14P+13T	7P+26T+28S	17T+14P	26P	20P+20S	20P+20S	26P+26S	19P+19S	20T+9P+25S	24T+12P+27S

	Marel Carosse			Marel Grde rade			Antifer			Paluel et Penly		
	2001	2002	2003	2001	2002	2003	2001	2002	2003	2001	2002	2003
janvier	-	-	-	-	-	-	-	-	1T+1P	-	-	-
février	-	-	1T+1S	-	-	1T+1S	-	-	1T+1P+1S	-	-	-
mars	-	-	1T+1S	-	-	1T+1S	-	2P+2S	1T+1P+2S	1T+1S	1T+1S	1T+1S
avril	-	1T+1S	-	-	1T+1S	-	-	1T+1P+2S	1P+1T+2S	-	-	-
mai	-	-	1T+1S	-	-	-	-	1T+2P+3S	3P+1T+4S	-	-	-
juin	-	2T+2S	1T+1S	-	1T+1S	1T+1S	-	1T+3P+4S	3P+2T+5S	-	-	-
juillet	-	-	1T+1S	-	-	1T+1S	-	2T+3P+5S	3P+1T+4S	1T+1S	1T+1S	1T+1S
août	-	-	2T+2S	-	-	-	-	4P+4S	3P+1T+4S	-	-	-
septembre	-	-	2T+2S	-	-	1T+1S	-	1T+3P+4S	4P+1T+5S	1T+1S	1T+1S	1T+1S
octobre	-	-	-	-	-	-	-	4P+2T+1S	2P+1T+3S	-	-	-
novembre	-	-	2T+2S	-	-	2T+2S	-	1T+1P+2S	2P+1T+3S	-	-	-
décembre	-	-	1T+1S	-	-	1T+1S	-	2P	1T	-	-	-
total	-	3T+3S	12T+12S	-	2T+2S	8T+8S	-	25P+9T+27S	13T+24P+33S	3T + 3S	3T + 3S	3T + 3S

Tableau 1 : Tableau récapitulatif des prélèvements effectués dans le cadre du RHLN et du programme IGA. La lettre « P » correspond à des prélèvements en surface pour la réalisation d'une flore phytoplanctonique partielle, la mesure de chlorophylle-a et de phéophytine, de la température, de la salinité et de la turbidité. La lettre « T » correspond aux mêmes analyses que la lettre « P », mais avec la réalisation d'une flore phytoplanctonique totale. La lettre « S » correspond à la mesure de l'oxygène dissous et à l'analyse des sels nutritifs (nitrate et nitrite, silicate, ammonium, phosphate) en surface, et à la mesure au fond de la température, de la salinité et de l'oxygène dissous.

2.2. Méthodes d'analyses

Toutes les données produites dans le cadre du RHLN sont disponibles sur le web à l'adresse : <http://w3.ifremer.fr/envlit/surveillance/telechargement.htm>.

2.2.1. Température, salinité, oxygène dissous

Les mesures de température, salinité et oxygène dissous 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 0,1 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.

2.2.2. 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 (pendant 2 mois au maximum) et ceux de silicate au réfrigérateur (pendant un mois au maximum). 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.

2.2.3. Chlorophylle a et phéophytine

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

2.2.4. 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.

2.2.5. 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.

Lors 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.

Pour une flore partielle, 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.

3. Evolution saisonnière et interannuelle des cycles hydrobiologiques entre 2001 et 2003

La DCE oblige les états membres à suivre l'évolution de la qualité de leurs masses d'eau à partir de fin 2006. La définition de réseaux pertinents nécessite au préalable de bien connaître les variations saisonnières et interannuelles des cycles hydrobiologiques qui s'y déroulent.

3.1. Facteurs météorologiques

Les données de pluviométrie (Figure 2) sont fournies par Météo France. Les débits fluviaux (Figure 3) sont extraits de la banque de données HYDRO du RNDE. Le débit de l'Aure est déduit du débit de la Vire suite à une extrapolation des surfaces des deux bassins versant. Les débits de la Seine mesurés entre juillet et fin novembre 2003 sont à traiter avec précaution car il s'agit de données estimées (débit inférieur au seuil de mesure de l'appareillage disponible à Poses).

L'importance (par ordre décroissant) des principaux fleuves de Normandie est le suivant : la Seine, l'Orne, la Vire, la Sienne, la Dives et la Touques, l'Aure et la Seulles. Ce classement ne prend pas en compte la Douve et la Taute car leurs débits ne sont pas suivis par la banque Hydro.

Le début de l'année **2001** a été très pluvieux : il a plu en continu de début janvier à fin avril, mis à part une accalmie mi-février. Cette pluviosité se répercute sur le débit des fleuves car cinq épisodes de fortes crues successives sont observés de janvier à début mai. Ces crues sont observées simultanément sur l'ensemble des fleuves de Normandie. Les débits maxima mesurés en 2001 sont les débits les plus forts enregistrés depuis le début du suivi des fleuves (1941 pour la Seine). Ensuite, de juin à septembre, les débits atteignent leur valeur minimale de l'année et restent relativement stables. L'étiage n'est toutefois pas atteint en Seine. Quelques petits pics sont observés au cours de l'été sur la plupart des fleuves. Il faut attendre décembre pour observer une augmentation significative des débits. L'allure et l'intensité des précipitations sont comparables en baie des Veys (Englesqueville la Percée) et en estuaire de Seine (Hève) : le maximum (170 mm) est mesuré au mois de mars et le minimum (25 mm) en juin. C'est à Granville que les précipitations sont les plus faibles sur l'ensemble de l'année : le maximum est de 110 mm en janvier et mars et le minimum de 15 mm en mai et juin.

En janvier, mars et avril **2002**, les précipitations totales ne représentent qu'entre le quart et la moitié de celles relevées en 2001. Ceci induit en janvier des débits environ 10 fois moins élevés qu'en 2001. Le mois de février est par contre plus pluvieux qu'en 2001 ce qui provoque une longue crue ponctuée d'au moins trois pics dont les maxima sont toutefois inférieurs à ceux mesurés en 2001, sauf sur la Vire et l'Aure où ils sont comparables. Une dernière crue très importante est mesurée fin mars puis les débits atteignent leur minimum et restent stables jusqu'à fin août. Les précipitations sont équivalentes ou supérieures à celles enregistrées en 2001 au cours des mois de mai à juillet. Les précipitations mesurées au cours de l'automne 2002 sont les plus importantes des trois années de suivi : elles provoquent une brève crue de moyenne importance début septembre puis une longue crue entre la mi-octobre et la fin février 2003.

Comparativement aux deux années précédentes, le début de l'année **2003** est peu pluvieux jusqu'à fin avril : les précipitations relevées à cette période sont équivalentes à celles enregistrées au cours des étés 2001 et 2002. Les crues sont donc moins longues et moins intenses. De mai à juillet, les précipitations mensuelles sont parmi les plus élevées des trois années de suivi. Mais si en 2001 et 2002, il y a eu des petites pluies continues, les pluies sont plutôt fortes et brèves en 2003 et ne permettent pas d'élever significativement le débit des fleuves. En août et septembre, les précipitations sont à nouveau les plus faibles des trois années de suivi. Il s'ensuit des débits en étiage de début juin à début décembre.

En résumé, 2001 et 2003 sont des années extrêmes : 2001 est une année très pluvieuse et présentant de très forts débits (généralement records) jusqu'à début mai alors que 2003 connaît une période d'étiage d'environ 7 mois. 2002 présente de fortes crues en février-mars et à l'automne.

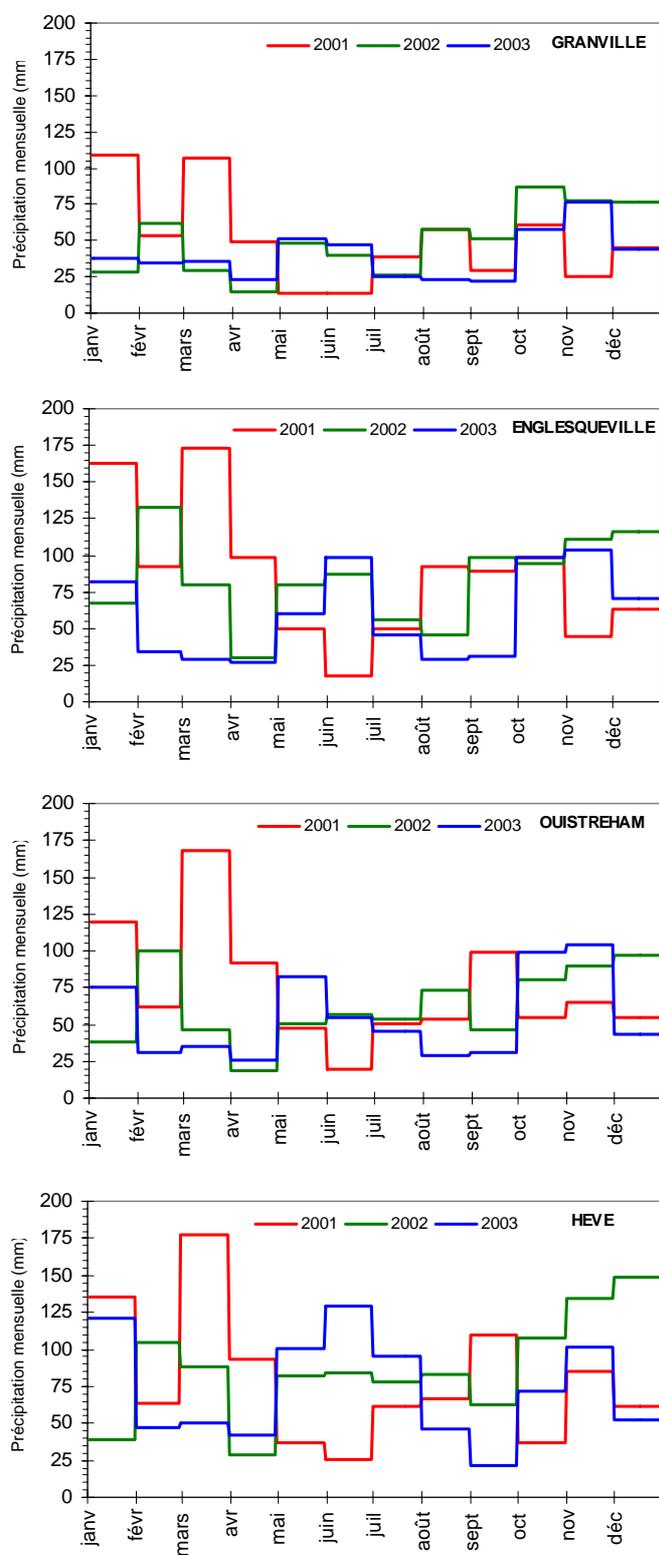


Figure 2 : Evolution des précipitations mensuelles en 2001, 2002 et 2003 à Granville (côte Ouest Cotentin), Englesqueville la Percée (Baie des Veys), Ouistreham et au cap de la Hève.

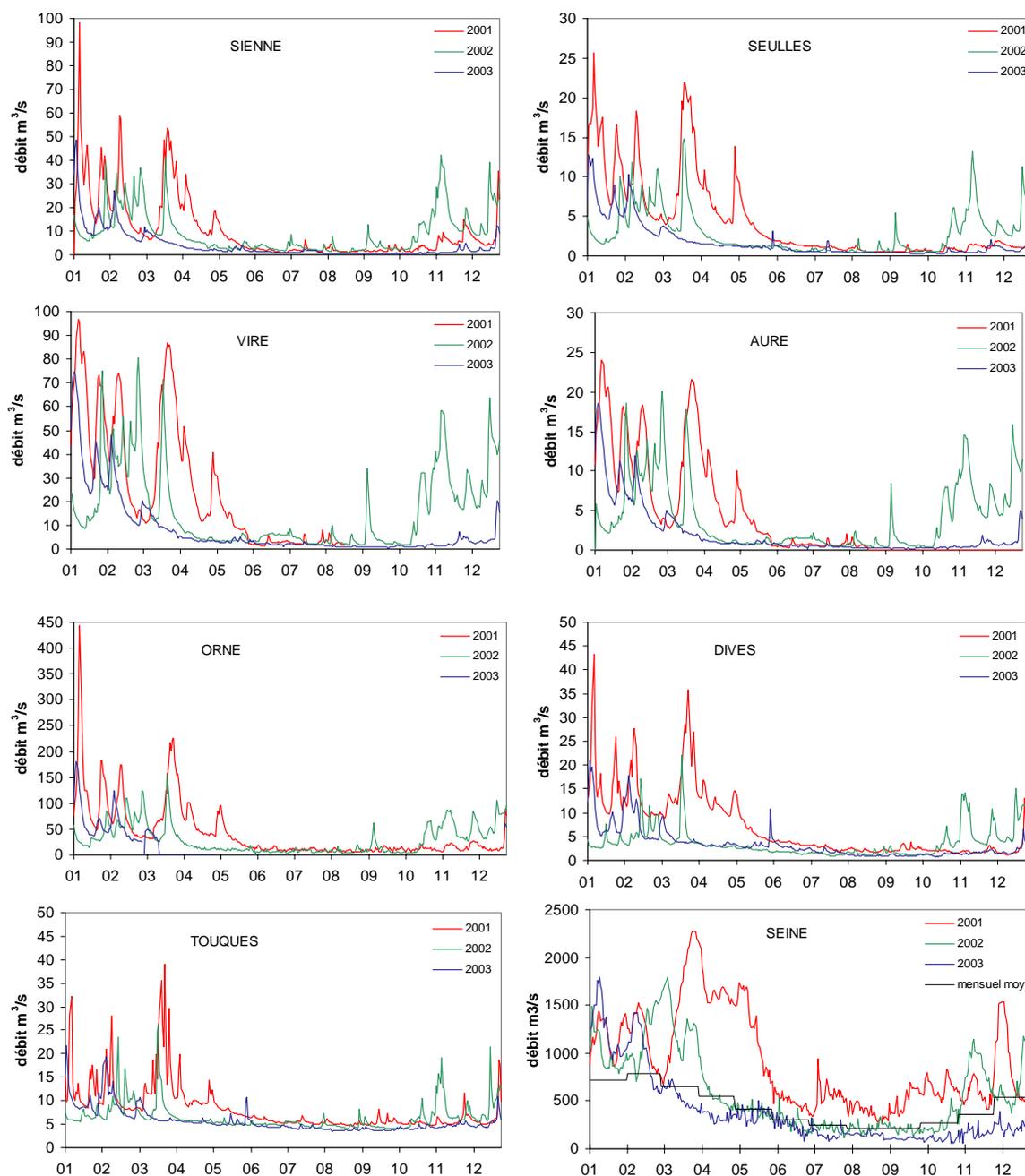


Figure 3 : Evolution des débits journaliers des principaux fleuves normands* en 2001, 2002 et 2003.

* Les débits de la Douve et de la Taute ne sont pas suivis par la banque de données HYDRO.

3.2. Evolution interannuelle des apports de nutriments par la Seine

Les données de flux de nutriments sont disponibles seulement pour la Seine. Les flux de sels nutritifs déversés en baie de Seine (Figure 4) sont calculés à partir des concentrations relevées mensuellement à Honfleur par le RNO hydrologie et des débits de la Seine mesurés à Poses (auxquels sont appliqués des facteurs correctifs pour prendre en compte les bassins versants situés en aval de Poses, Cellule Antipollution de la Seine comm. pers.).

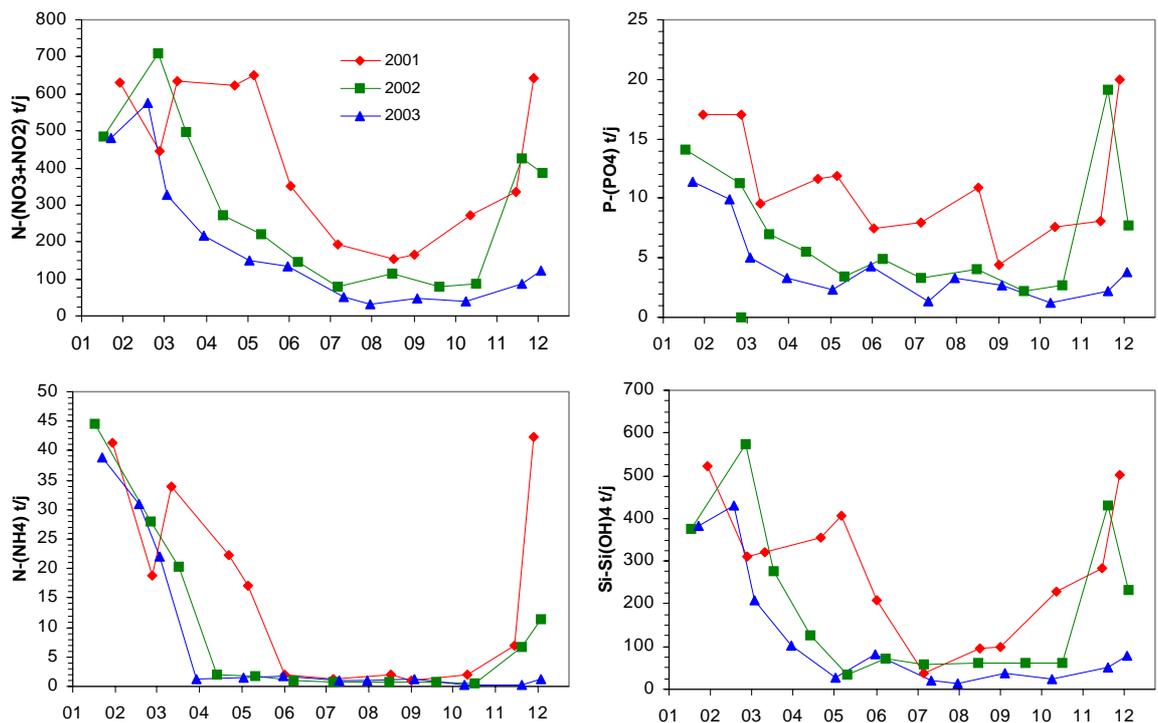


Figure 4 : Evolution saisonnière et interannuelle des flux de nutriments déversés en baie de Seine.

Les flux mesurés en janvier et février sont les plus élevés de l'année. Les trois années de suivi présentent des flux globalement comparables entre eux, sauf le phosphate dont le flux le plus élevé est mesuré en 2001 et le plus faible en 2003.

Contrairement au débit de la Seine qui augmente fortement entre mars et avril 2001, les flux de nitrate, d'ammonium et de silicate restent comparables à ceux mesurés en janvier et février. Ces résultats peuvent s'expliquer par le fait qu'en période de crue, les concentrations en azote minéral dissous ont tendance à se diluer et donc à ne plus être proportionnelles aux débits. La relation entre le flux de silicate et le débit est plus délicate car elle dépend aussi de la saison, c'est à dire du taux d'ensoleillement (Guillaud et Ménesguen, 1998). Par contre, à cette saison, le flux de phosphate diminue en accord avec la relation inverse débit-concentration de phosphate (cellule anti pollution de la Seine, 2003).

La différence entre les flux de nutriments de 2001 et des deux autres années est flagrante d'avril à début novembre :

- d'avril à juillet, les flux mesurés en 2002 et 2003 diminuent et atteignent leur minimum alors que les flux 2001 restent élevés et n'atteignent leur valeur minimale qu'environ deux mois plus tard.
- en été et en automne, seuls les flux d'ammonium sont comparables. Les flux de nitrate et de phosphate 2001 sont environ trois fois plus élevés que ceux mesurés en 2003. Le flux de silicate durant l'été 2001 est comparable à ceux de 2002 et 2003, mais est nettement plus élevé en automne.

En novembre et décembre, les flux 2001 et 2002 augmentent nettement et sont comparables entre eux, alors que les flux de 2003 restent stables et comparables aux flux mesurés en été.

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
2001	903	164 200	3 990	104 900
2002	591	108 500	2 620	69 640
2003	386	69 000	1 550	41 430
Différence 1994-2001	+ 35 %	+ 24 %	- 41 %	+ 36 %
Différence 2001-2003	- 57 %	- 58 %	- 61 %	- 60 %
Différence 2002-2003	- 34 %	- 36 %	- 40 %	- 40 %

Tableau 2 : Tableau de synthèse des flux annuels d'azote inorganique dissous et du débit moyen de la Seine. (a) flux mesurés à Caudebec par Aminot *et al.* (1998)

Les différences interannuelles des flux annuels cumulés (Tableau 2) sont globalement reliées à la différence entre les débits moyens. Ainsi, les flux cumulés des trois sels ont connu une baisse de l'ordre de 60 % entre 2001 et 2003 et de 38 % entre 2002 et 2003. La spectaculaire diminution du flux de phosphate entre 1994 et 2001 s'explique par le fait que les rejets de phosphate dans la région de Rouen ne cesse de décroître depuis plusieurs années (34 t P-PO₄/j en 1974 à 1,4 t P-PO₄/j en 2000, Cellule antipollution de la Seine 2002).

3.3. Cycles hydrobiologiques des masses d'eaux de la côte Ouest Cotentin

3.3.1. Granville - Donville

Le point de prélèvement Granville a été déplacé sur Donville début 2002 pour observer la masse d'eau située au dessus des parcs conchylicoles. Ces points appartiennent à la masse d'eau DCE C3. Les graphes des différents paramètres sont regroupés sur la Figure 5.

La période hivernale est caractérisée par une succession d'apports fluviaux dont les plus importants peuvent provoquer des dessalures jusqu'à 30. Des concentrations maximales de sels nutritifs sont relevées au cours de cette saison : jusqu'à 70 μM de nitrate et 30 μM de silicate. Par contre, ces apports fluviaux n'entraînent pas de turbidité importante (< 10 NTU). Comme la concentration de chlorophylle est négligeable (< 1 $\mu\text{g/l}$) au cours de cette période, on peut considérer la masse d'eau observée comme une zone de transit vers le large pour les apports fluviaux.

La période productive débute, selon les années, entre début mars (2003) et mi-avril (2001 et 2002). Le précocité du bloom 2003 peut s'expliquer par la faible profondeur de la colonne d'eau, propice à la stabilisation de la masse d'eau, conjuguée avec une période de mortes eaux et un taux d'ensoleillement élevé en février-mars (voir chapitre 4.1.). Les blooms observés sur Granville sont peu intenses (maximum mesuré de l'ordre de 5 $\mu\text{g/l}$). Le premier bloom est constitué principalement de diatomées (genre *Rhizosolenia* en 2001 et 2003, *Skeletonema costatum* en 2002) et génère la chute de la teneur en silicate, nitrate et phosphate.

La période de fin de premier bloom est sensible car un décalage d'environ 2 semaines est observé entre l'épuisement du silicate et du nitrate. Cette période de dystrophie limitée par le silicate (et par le phosphate en 2001) est propice à l'apparition d'espèces telles que *Phaeocystis* et *Pseudonitzschia* qui provoquent un bloom secondaire en 2001 et 2003. *Phaeocystis* est une espèce phytoplanctonique caractéristique des fins de blooms de diatomées : la croissance des diatomées étant bloquée par la carence du milieu en silice, la place est laissée à *Phaeocystis* pour consommer le surplus de DIN. Ces deux espèces phytoplanctoniques ne sont pas détectées en 2002 où le deuxième bloom est principalement constitué de *Rhizosolenia*. C'est à la suite de ce second bloom que le nitrate est épuisé. Cette faible concentration de nitrate reste stable tout l'été. La régénération de la silice biogénique provoque une légère augmentation de la teneur en silicate à partir de juillet (3-4 μM). Durant cette période, le nitrate devient le sel limitant. Il faut noter que fin juin 2002, il y a eu un troisième petit bloom (3 $\mu\text{g/l}$) de diatomées benthiques (*Rhaphoneis*), vraisemblablement lié à une remise en suspension du sédiment suite à un brassage de la colonne d'eau.

En raison des faibles teneurs en sels nutritifs, l'été est caractérisé par une très faible activité biologique. Il faut noter que la température de l'eau de surface en 2003 est légèrement supérieure à celle des 2 autres années entre début août à fin septembre.

Suivant la stabilité de la masse d'eau, des petits blooms opportunistes peuvent apparaître en automne, comme fin septembre 2001 (*Skeletonema costatum*) ou début octobre 2003 (*Rhizolenia*).

Les maxima de phéophytine sont généralement observés à la suite des pics de chlorophylle et sont de l'ordre de 2 $\mu\text{g/l}$. Les sur-saturations en oxygène dissous sont comprises entre 100 et 140 %, exceptés deux pics à 170 % et deux sous-saturations à 80 %.

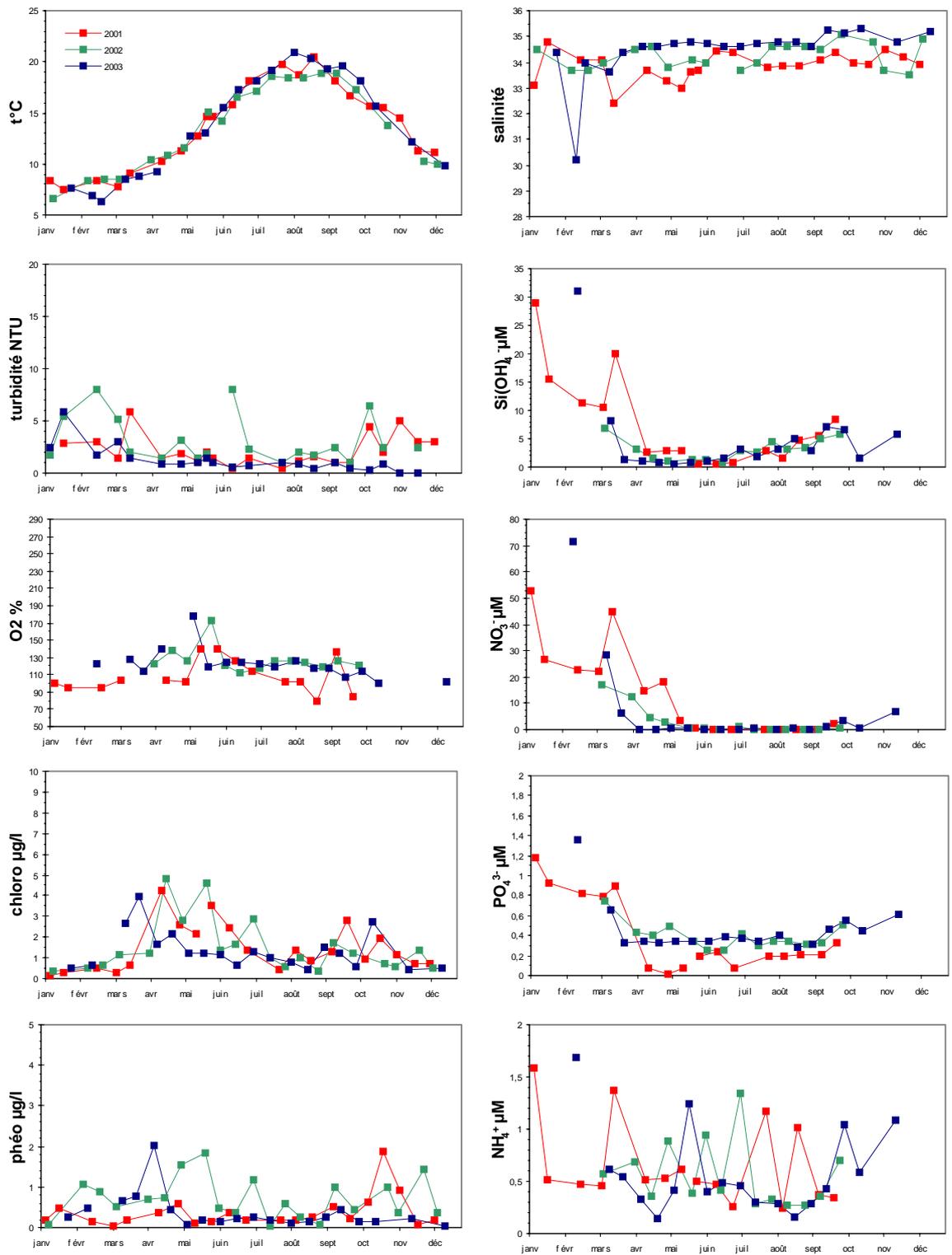


Figure 5 : Evolution des paramètres hydrobiologiques à Granville en 2001 puis à Donville en 2002 et 2003.

3.3.2. Chausey

Ce point appartient à la masse d'eau DCE C0. Les graphes des différents paramètres sont regroupés sur la Figure 7.

L'allure générale de l'évolution saisonnière et interannuelle des différents paramètres est comparable à celle de Granville : les blooms se déclarent à la même période, avec une intensité comparable et avec les mêmes espèces phytoplanctoniques dominantes (le premier bloom est constitué de diatomées et le second de *Phaeocystis* et *Pseudonitzschia* en 2001 et 2003 et de *Rhizosolenia* en 2002). La période de transition entre les deux blooms printaniers est également comparable avec un déséquilibre entre silicate et nitrate.

L'allure de l'été est semblable à celle de Granville : faible biomasse phytoplanctonique, limitation par le nitrate, légère augmentation de la concentration en silicate suite à la régénération début juillet.

Comme à Granville, les sursaturations en oxygène dissous sont comprises entre 100 et 140 %, mis à part trois pics importants à 270, 210 et 200 %.

3.3.3. Agon et Pirou

Les valeurs de sels nutritifs ont été mesurées seulement en 2001. En 2002 et 2003, le suivi a été de type "Phytoplancton". Ces points appartiennent à la masse d'eau DCE C3. Les graphes des différents paramètres sont regroupés sur les Figures 8 et 9.

Le suivi 2001 a débuté seulement fin mai, c'est à dire après les deux blooms printaniers. On observe toujours à cette période la présence de *Pseudonitzschia* et *Phaeocystis*. Le suivi estival est comparable à ceux de Granville et Chausey, c'est à dire une très faible concentration en chlorophylle, une limitation par le nitrate, et une augmentation de la concentration en silicate suite à la régénération de la silice biogénique.

En 2002, le bloom printanier se déclenche mi-avril comme à Granville et Chausey mais la concentration de chlorophylle y est moins importante. Par contre en 2003, le bloom s'est déclenché plus tôt que dans le sud Cotentin. En effet, les informations données par les images satellites (Figure 7) montrent que le bloom exceptionnel de 2003 s'est déclenché au large pour ensuite se rabattre vers Pirou et Agon. On observe la présence de *Phaeocystis* et de *Pseudonitzschia* début avril.

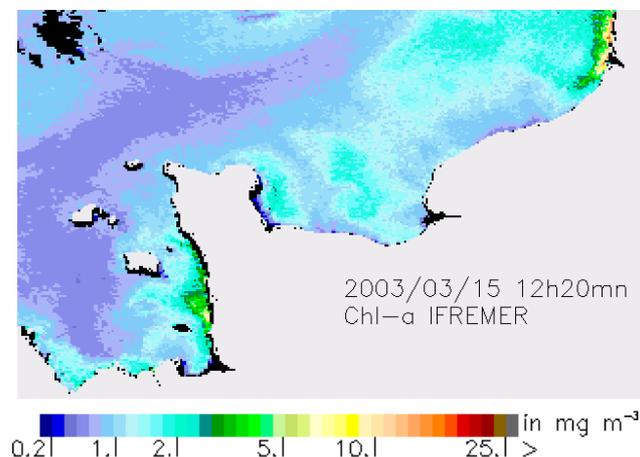


Figure 6 : Image du satellite SeaWiifs (NASA) représentant la concentration en chlorophylle dans les eaux de surface le 15 mars 2003 lors du déclenchement précoce de la période productive sur la côte Ouest Cotentin.

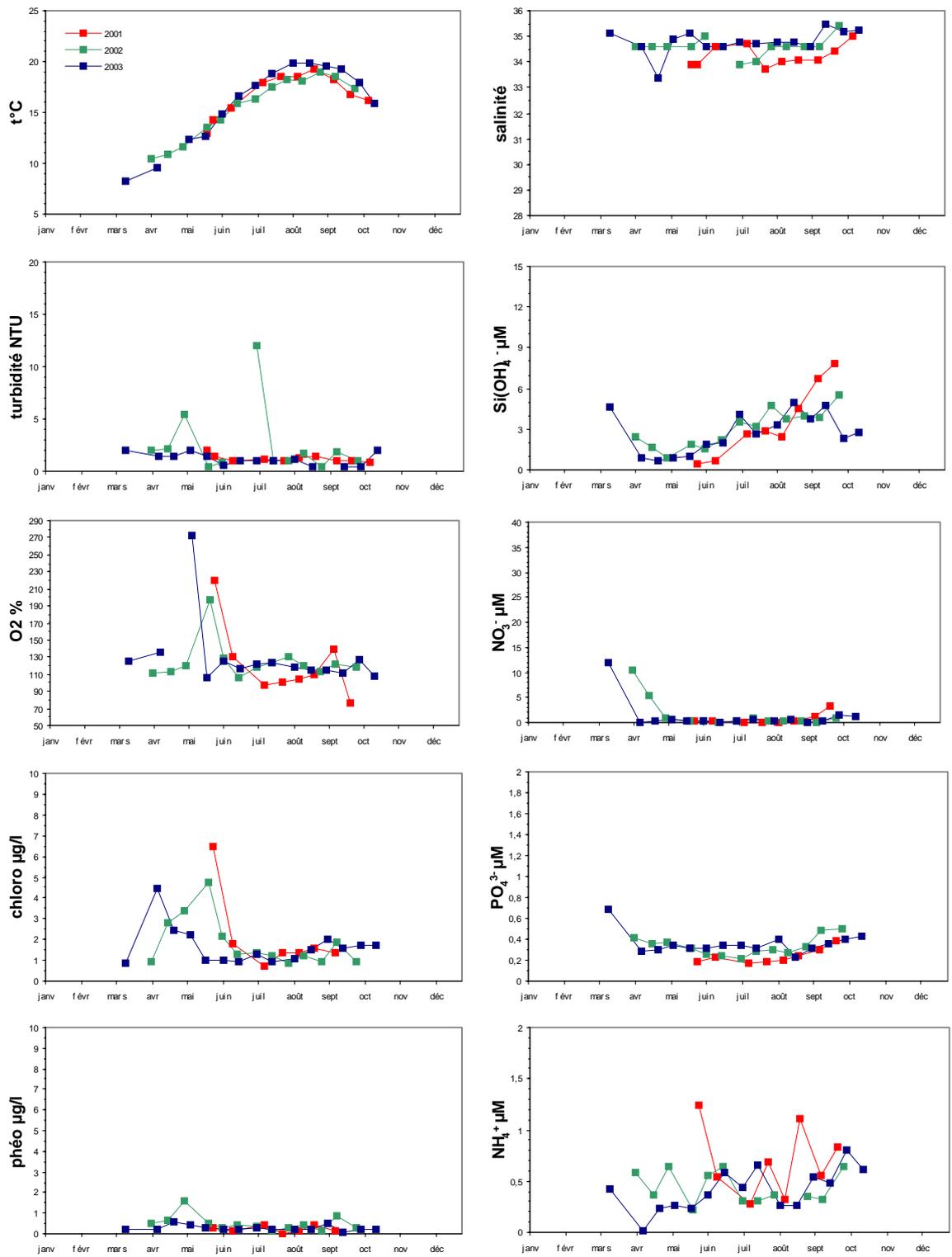


Figure 7 : Evolution des paramètres hydrobiologiques à Chausey en 2001, 2002 et 2003.

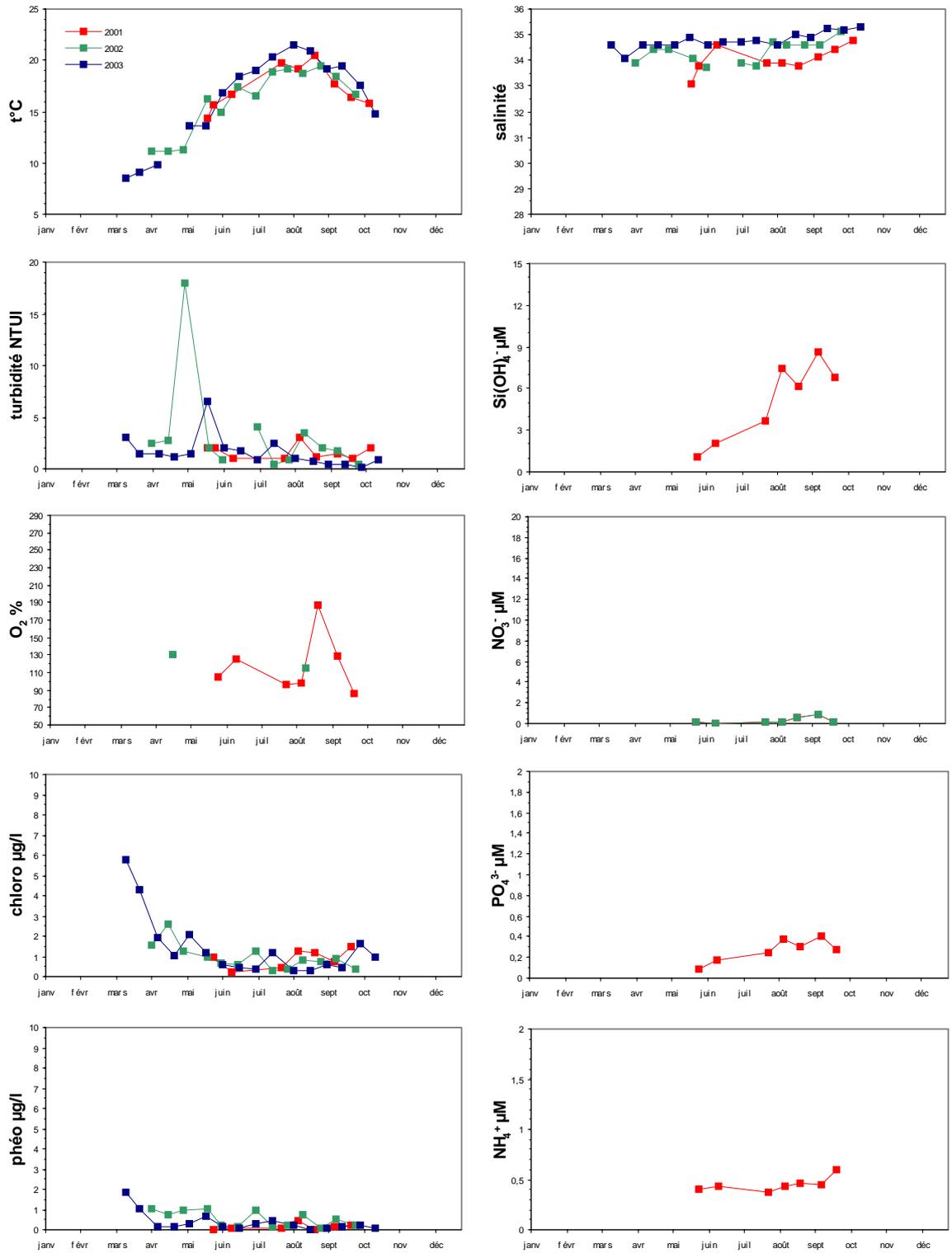


Figure 8 : Evolution des paramètres hydrobiologiques à Agon en 2001, 2002 et 2003.

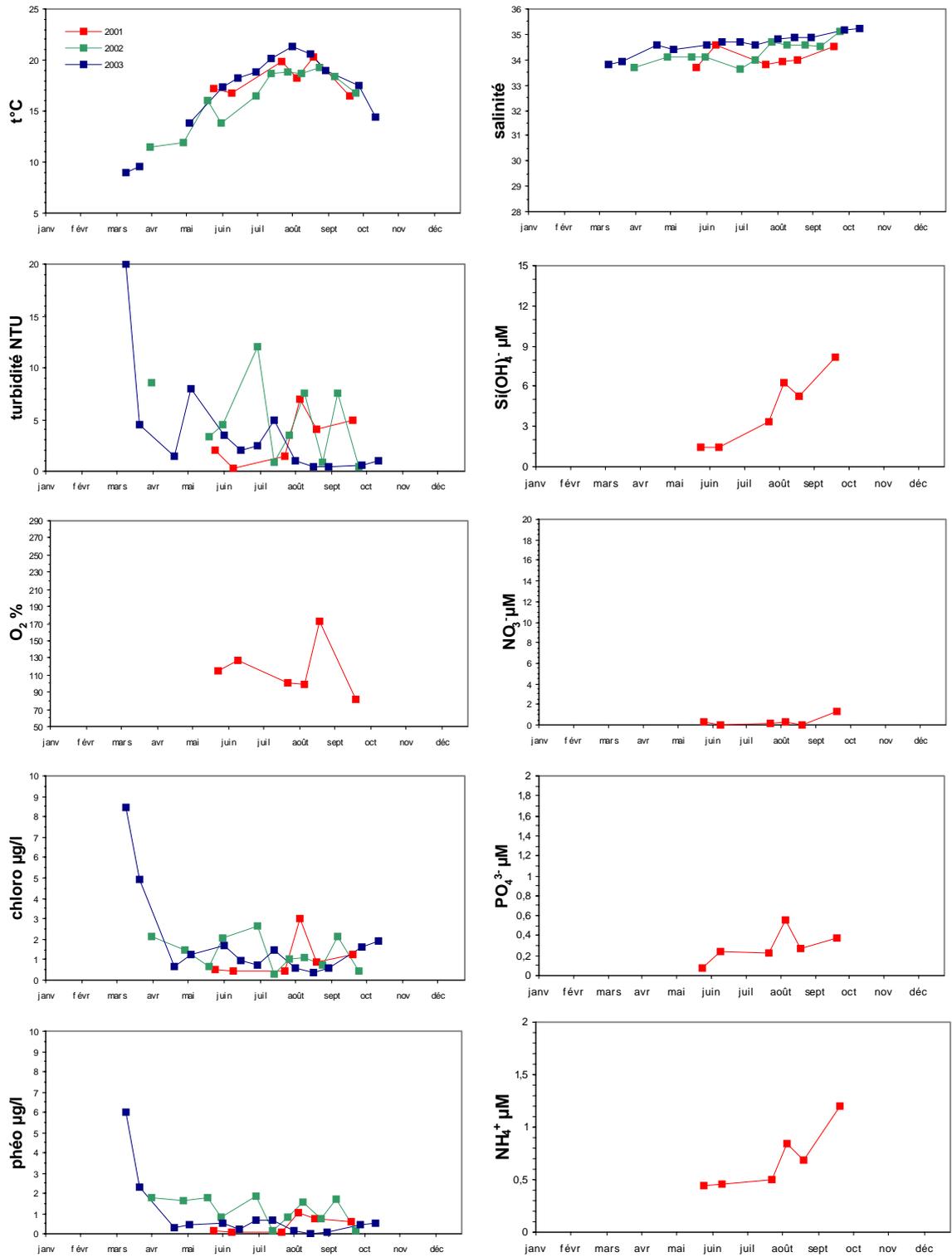


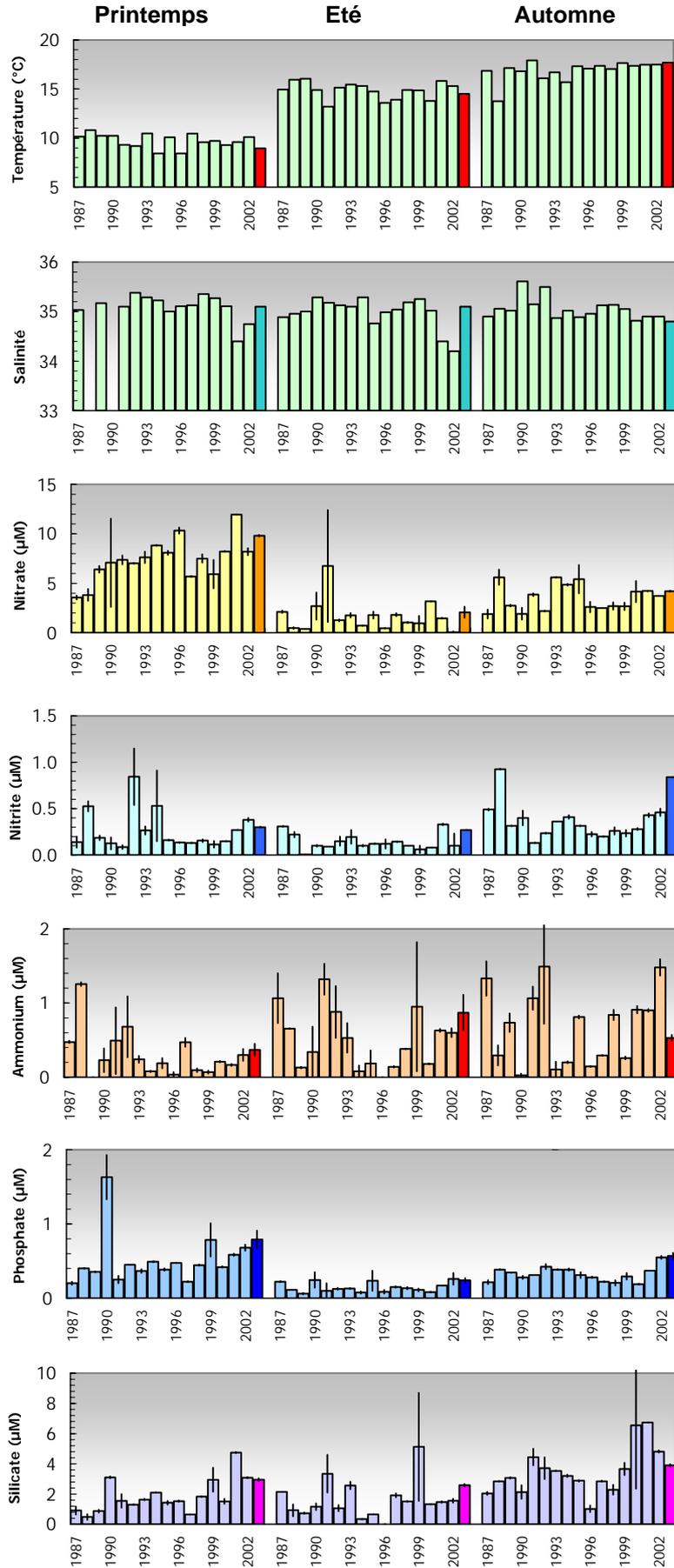
Figure 9 : Evolution des paramètres hydrobiologiques à Pirou en 2001, 2002 et 2003.

3.3.4. Flamanville

Ce point de prélèvement est suivi dans le cadre du programme IGA. Les données exploitées par le RHLN (avec l'accord d'EDF) sont celles mesurées en surface sur le point dit « de référence », i.e. hors de l'influence de la centrale nucléaire. 3 campagnes de prélèvement sont réalisées tous les ans au printemps (mars), en été (juillet) et en automne (septembre). Ce point appartient à la masse d'eau DCE C4. Les graphes des différents paramètres sont regroupés sur la Figure 10.

Cette zone est soumise à l'influence des eaux atlantiques transitant vers la mer du Nord (Pingree et Maddock, 1997 ; Salomon et al., 1993). La salinité est donc généralement comparable à celle habituellement relevée en Manche Occidentale (Armstrong et al., 1972). Toutefois, lorsque le prélèvement est effectué à la suite de forts épisodes pluvieux comme au printemps et en été 2001 et 2002, l'influence des apports telluriques n'est pas négligeable.

Si la réalisation de 3 campagnes annuelles de prélèvement est suffisante pour appréhender l'impact des rejets d'eaux chaudes et chlorées sur le milieu, elle n'est pas suffisante pour pouvoir décrire le cycle hydrobiologique d'une masse d'eau. Les résultats des paramètres chimiques et physiques permettent tout de même de mettre en évidence un cycle saisonnier classique : concentrations maximales de sels nutritifs et concentration minimale de chlorophylle en hiver ; au printemps, consommation des sels nutritifs par le phytoplancton et augmentation de la concentration de chlorophylle ; puis processus de régénération en automne. Les dénombrements phytoplanctoniques montrent une régularité dans le remplacement d'une population peu développée et dominée par *Thalassiosira* en période hivernale par une population légèrement plus diversifiée et dominée par *Rhizosolenia* en été. Les biomasses chlorophylliennes sont comprises entre 0,1 et 4 µg/l : elles correspondent à celles décrites en Atlantique Nord Est.



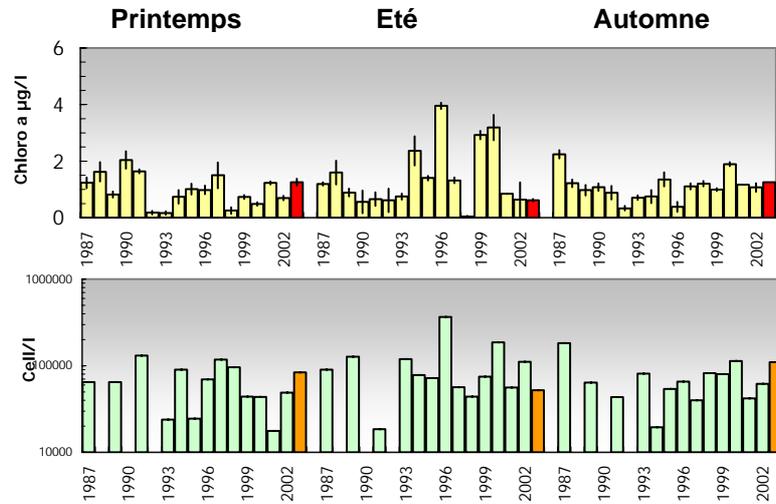


Figure 10 : Evolution des paramètres hydrobiologiques à Flamanville entre 1987 et 2003.

3.3.5. Corrélations entre les différents paramètres mesurés sur la côte Ouest Cotentin

Des matrices de corrélation ont été dressées pour la période productive sur chaque point de prélèvement (Annexe 1). Le degré de corrélation entre les paramètres a été évalué à l'aide de la table de Pearson aux seuils de significativité de 1 et 5 %.

Les fortes corrélations relevées sur la côte Ouest Cotentin concernent la température de surface - la température du fond, la salinité de surface - la salinité du fond et la chlorophylle - l'oxygène de surface. La température de surface est également fortement corrélée avec la chlorophylle et le nitrate à Granville et dans une moindre mesure à Chausey.

3.4. Cycles hydrobiologiques des masses d'eaux de la côte Est Cotentin et de la baie des Veys

3.4.1. St Vaast La Hougue

Le suivi hydrologique a été mené sur ce point seulement en 2003. Ce point appartient à la masse d'eau DCE C9. Les graphes des différents paramètres sont regroupés sur la Figure 11.

Il faut noter l'augmentation croissante de la salinité entre février et mai (d'environ 32 à 34) montrant l'influence des cours d'eaux locaux sur ce point en hiver. Des turbidités élevées (20 NTU) peuvent être observées lorsque la mer est agitée. Le stock hivernal en nutriments est de l'ordre de 15 μM de silicate et de 32 μM de nitrate.

Un petit bloom précoce composé de *Skeletonema costatum* et de *Thalassiosira rotula* (2 $\mu\text{g/l}$) est observé mi-mars. Il a pour effet de diminuer le stock hivernal de nitrate et silicate. Le deuxième bloom, constitué de diatomées du genre *Rhizosolenia*, a lieu au cours du mois d'avril. La valeur de chlorophylle observée début mai (8 $\mu\text{g/l}$) n'est pas la valeur maximale du bloom : des valeurs de l'ordre de 15 $\mu\text{g/l}$ ont été enregistrées sur des points voisins à cette période par le SMEL (SMEL, 2004). Contrairement à Granville et Chausey, les nitrate et silicate sont épuisés au même moment : on n'observe donc pas de période de dystrophie susceptible d'introduire des espèces phytoplanctoniques nuisibles. Un deuxième bloom de faible intensité (3 $\mu\text{g/l}$) est enregistré à la mi-juin suite à un apport de phosphate et d'ammonium. Dès la fin de ce deuxième bloom, la régénération de la silice biogénique est très forte : la concentration en silicate augmente progressivement de 0,5 μM à 17 μM mi-août. Deux petits blooms se déclarent mi-août et mi-octobre. Celui du mois d'août apparaît au moment où se déclenche la régénération du phosphate et de l'ammonium. Ce bloom de l'ordre de 5 $\mu\text{g/l}$ est constitué principalement de *Pseudonitzschia* mais contient également *Dinophysis*. Le bloom de début octobre apparaît lorsque le stock hivernal de silicate, phosphate et ammonium est quasiment recomposé. Il a pour principal effet de produire un pic important de phéophytine (6 $\mu\text{g/l}$) qui entraîne une sous saturation en oxygène dissous (70 %) alors que toute la période productive a été caractérisée par des sursaturations comprises entre 100 et 130 %.

3.4.2. Grandcamp

Ce point appartient à la masse d'eau DCE C10. Les graphes des différents paramètres sont regroupés sur la Figure 12.

La salinité mesurée en 2003 est globalement plus élevée que celles mesurées en 2001 et 2002. La turbidité montre une grande variabilité tout au long de l'année (de 2 à 15 NTU). Le stock hivernal est d'environ 20 μM de silicate, 35 μM de nitrate et de 1,5 μM de phosphate.

L'allure des variations saisonnières des années 2001 et 2002 est globalement comparable. Le premier bloom (5 $\mu\text{g/l}$) débute mi-avril et provoque une chute de la concentration en sels nutritifs. Il est constitué majoritairement de *Thalassiosira*, *Skeletonema costatum* et *Chaetoceros sp.*. Le deuxième bloom est le plus important : il se déclenche mi-mai et atteint des maxima supérieurs à 15 $\mu\text{g/l}$ de chlorophylle. Il est constitué majoritairement de *Rhizosolenia*. La différence principale entre 2001 et 2002 se situe au niveau de l'importante dessalure mesurée début mai 2001 qui a pour effet de recharger le milieu en sels nutritifs. Ainsi, si le silicate est épuisé début mai en 2002, il l'est seulement mi-mai en 2001. De même, l'épuisement du nitrate intervient début juin en 2001 alors qu'il est observé mi-juin en 2002. Comme à Granville et Chausey, c'est au cours de cette période de dystrophie qu'on observe l'apparition de *Phaeocystis* et *Pseudonitzschia*.

Lorsque le nitrate est épuisé, le début de la régénération de la silice biogénique permet d'entretenir le bloom pendant encore environ 3-4 semaines. L'espèce dominant le phytoplancton à cette période est la diatomée *Chaetoceros* qui a la particularité de former des colonies sous la forme de matrice gélatineuse qui la fait couler et atteindre le fond plus riche en sels nutritifs à cette période.

Lors de la diminution de la concentration de chlorophylle à partir de la mi-juillet ($< 5 \mu\text{g/l}$), le silicate régénéré n'est plus consommé. Il s'en suit une augmentation progressive de la teneur en silicate dans l'eau jusqu'à l'automne (de 1 à $15 \mu\text{M}$). Comme à St Vaast, le début de la régénération du phosphate et de l'ammonium fin juillet - début août provoque une petite augmentation de la chlorophylle ($3 \mu\text{g/l}$) due à la présence d'une forte concentration de nanoplancton. La régénération du nitrate n'est effective qu'à partir de début septembre. Les concentrations d'ammonium sont plus élevées en automne qu'en hiver traduisant une importante reminéralisation bactérienne.

Comme sur la côte Ouest Cotentin, le bloom 2003 débute avec un mois d'avance, c'est à dire fin mars. La succession phytoplanctonique est décalée dans le temps mais reste semblable à celle observée les deux années précédentes. On observe ainsi en début de premier bloom *Skeletonema Costatum* et *Thalassiosira* qui sont remplacés en fin de bloom par *Rhizosolenia*. Comme les deux années précédentes, *Phaeocystis* et *Pseudonitzschia* font leur apparition lors de la dystrophie entre le silicate et le nitrate, c'est à dire fin avril - début juin. Un petit bloom constitué de nanoplancton est également observé lors du début de la régénération de l'ammonium et du phosphate.

3.4.3. Géfosse

Le suivi de type "hydrologie" a débuté seulement en 2002 à Géfosse. Ce point appartient à la masse d'eau DCE C10. Les graphes des différents paramètres sont regroupés sur la Figure 13.

La station de Géfosse subit moins de dessalures que celle de Grandcamp. Comme à Grandcamp, la salinité mesurée en 2003 est plus élevée que celle mesurée en 2002. La turbidité reste faible (généralement $< 5 \text{ NTU}$) hormis 4 pics compris entre 5 et 9 NTU. Le stock hivernal de sels nutritifs est similaire à celui de Grandcamp.

Comme à Grandcamp, le bloom 2003 débute fin mars, c'est à dire un mois plus tôt qu'en 2002. Par contre, contrairement à Grandcamp, la succession phytoplanctonique 2003 est comparable à celle de 2002 : un début de bloom composé de *Skeletonema costatum* et *Thalassiosira* puis une deuxième partie de bloom constituée de *Rhizosolenia* qui épuise le milieu en silicate. Comme à Grandcamp, pendant le laps de temps d'environ 2 semaines qui s'écoule avant que le milieu soit épuisé en nitrate, on observe l'apparition de *Phaeocystis* et de *Pseudonitzschia*.

La période estivale est similaire les deux années avec une importante régénération de la silice biogénique dès début juillet, un milieu épuisé en nitrate et une concentration de chlorophylle faible ($< 3 \mu\text{g/l}$). La régénération du nitrate, de l'ammonium et du phosphate débute début septembre à la fin de la période productive. La teneur en phéophytine reste faible ($< 3 \mu\text{g/l}$) toute la saison sauf après le bloom de fin mai 2002.

3.4.4. St Germain de Varreville

Un suivi de type "hydrologie" a été mené en 2001 puis de type "phytoplancton" en 2002 et 2003. Ce point est situé à la limite des masses d'eau DCE C9 et C10. Les graphes des différents paramètres sont regroupés sur la Figure 14.

Les résultats obtenus sur ce point sont comparables à ceux de Grandcamp tant en concentration de chlorophylle qu'en ce qui concerne les flores phytoplanctoniques et les sels nutritifs.

3.4.5. Corrélations entre les différents paramètres mesurés en Baie des Veys et sur la côte Est Cotentin

Des matrices de corrélation ont été dressées pour la période productive sur chaque point de prélèvement (Annexe 1). Le degré de corrélation entre les paramètres a été évalué à l'aide de la table de Pearson aux seuils de significativité de 1 et 5 %.

Comme sur la côte Ouest Cotentin, les principales corrélations sur la côte Est concernent la température de surface et la température du fond, la salinité de surface et la salinité du fond, la chlorophylle et l'oxygène de surface (sauf à Grandcamp en 2001). La corrélation entre la chlorophylle et la température de surface est également mise en évidence, mais seulement à Géfosse.

Il faut noter également les corrélations entre l'ensemble des paramètres physiques (températures de surface et de fond, salinités de surface et de fond, oxygènes de surface et de fond) à St Vaast et à Géfosse qui mettent en évidence une masse d'eau plus homogène qu'à Grandcamp.

Trois nouvelles fortes corrélations apparaissent sur la côte Est Cotentin : silicate - phosphate, silicate - ammonium et phosphate - ammonium. Ces trois sels ont en effet une évolution comparable au cours de la période productive : consommation lors du premier bloom, valeur relativement stable en juin - juillet et régénération à partir de mi- juillet pour le silicate et début août pour le phosphate et l'ammonium.

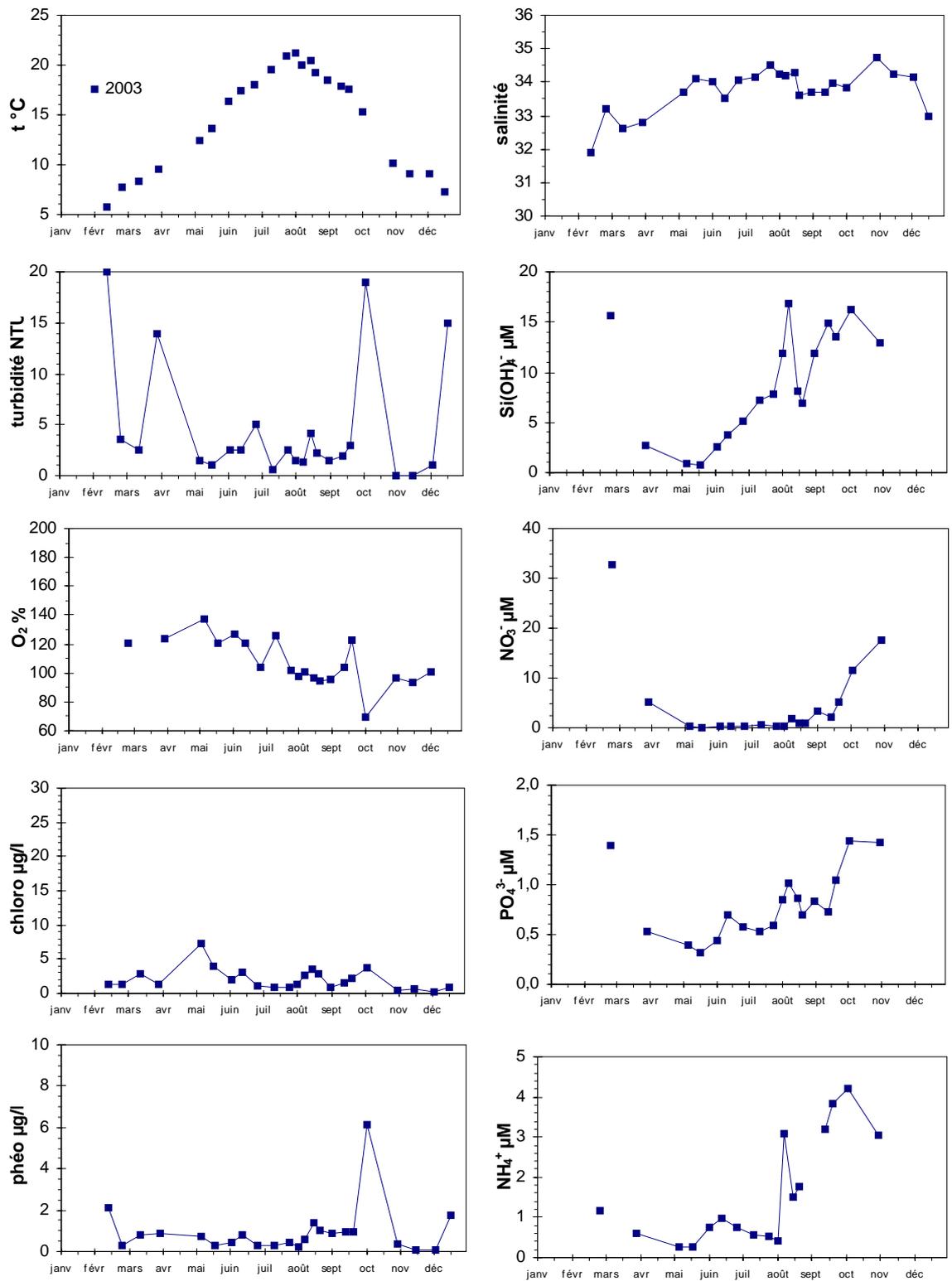


Figure 11 : Evolution des paramètres hydrobiologiques à St Vaast La Hougue en 2003.

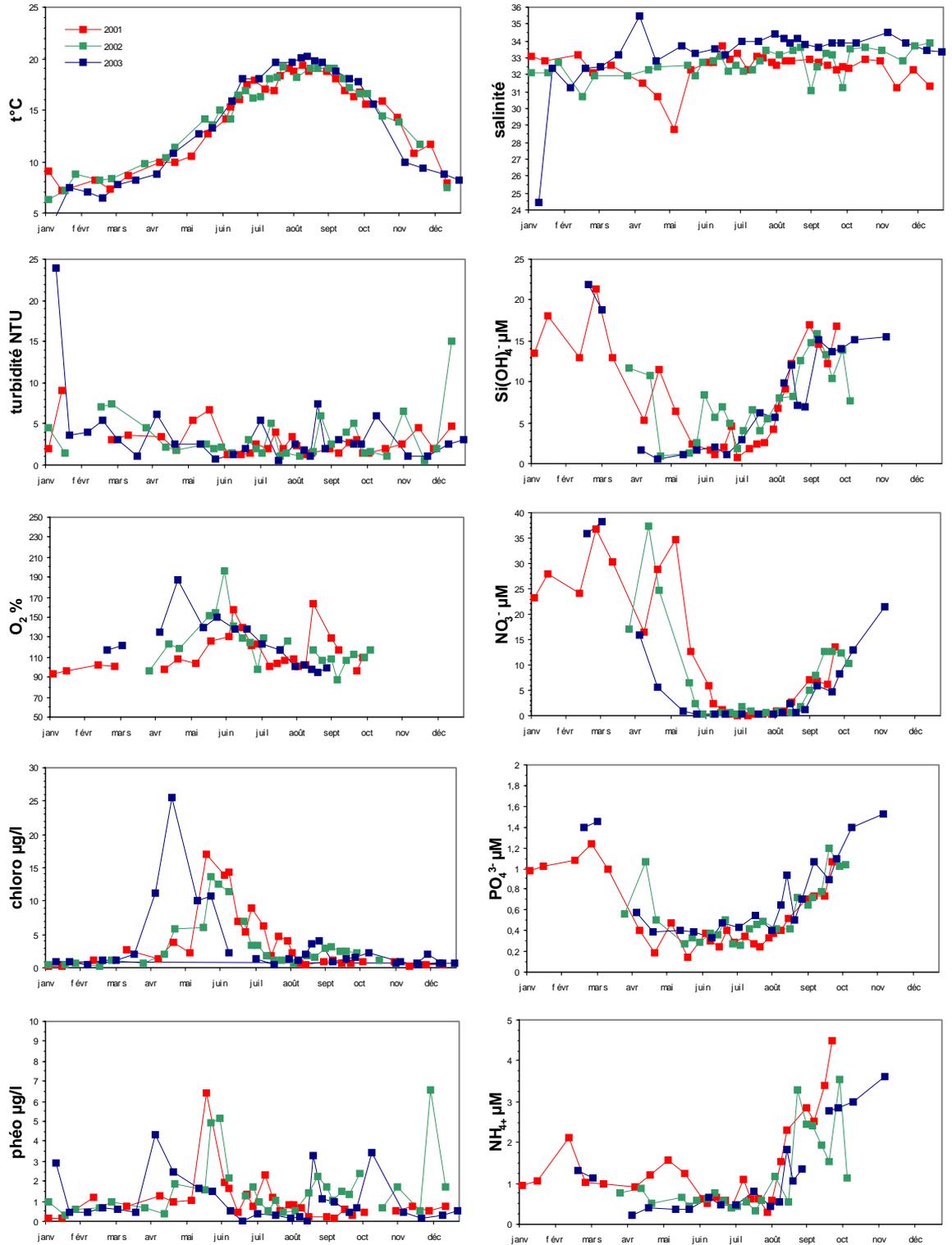


Figure 12 : Evolution des paramètres hydrobiologiques à Grandcamp en 2001, 2002 et 2003.

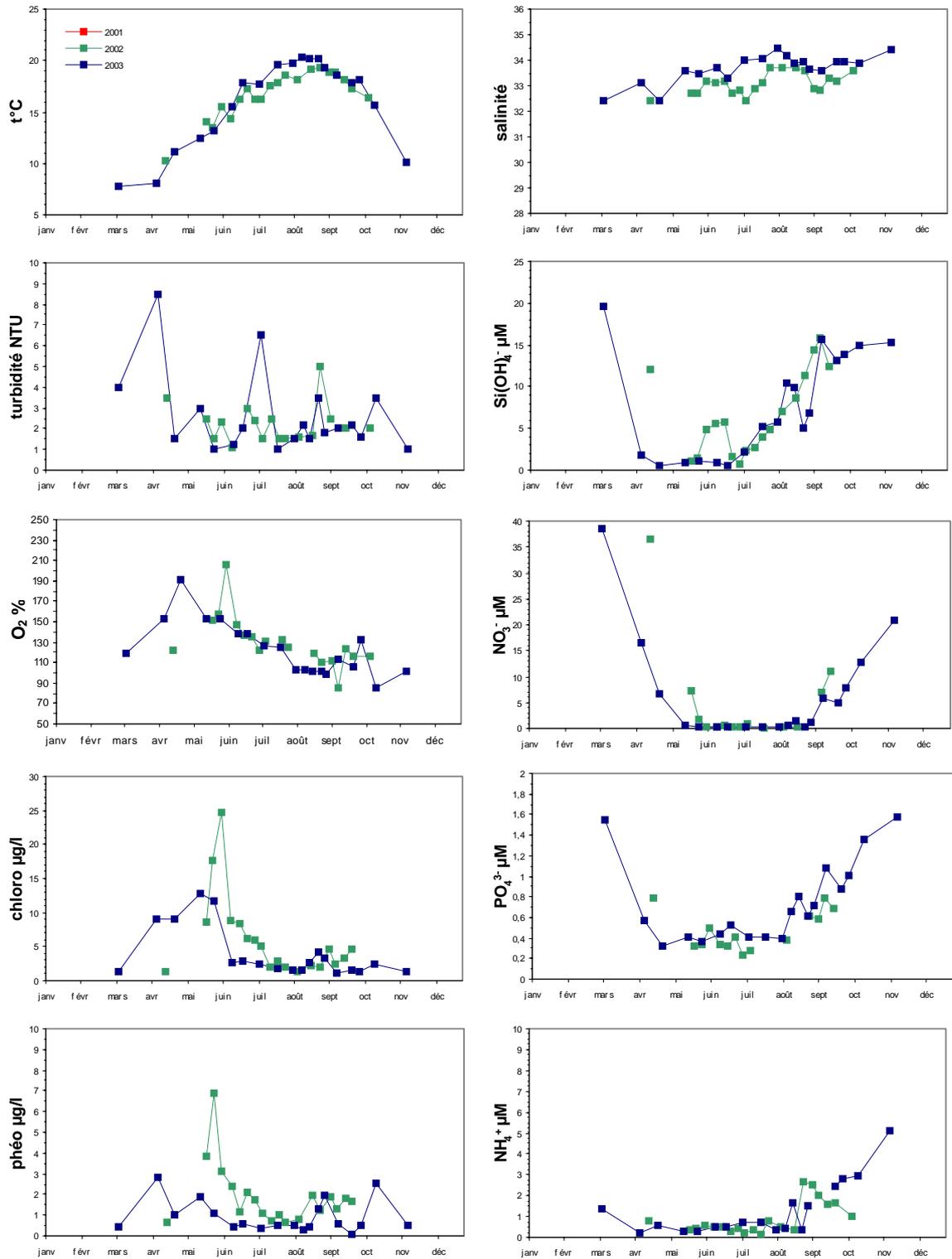


Figure 13 : Evolution des paramètres hydrobiologiques à Géfosse en 2002 et 2003.

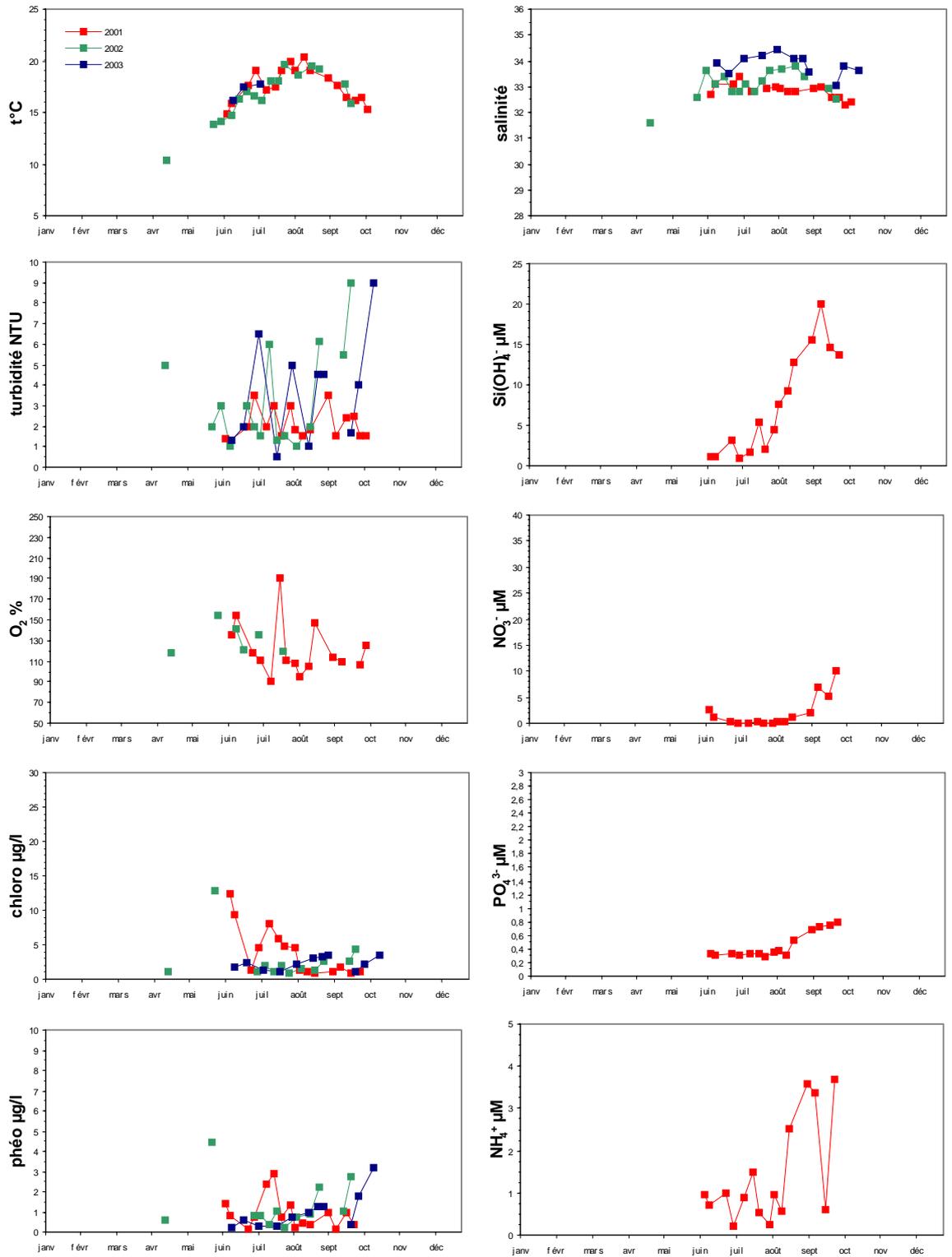


Figure 14 : Evolution des paramètres hydrobiologiques à St Germain de Varreville en 2001, 2002 et 2003.

3.5. Cycles hydrobiologiques des masses d'eaux du Calvados

3.5.1. Luc sur Mer

Ce point se situe à la limite des masses d'eau DCE C13 et C14 (côté C14). Les graphes des différents paramètres sont regroupés sur la Figure 15.

La salinité mesurée en 2003 est plus élevée que celles mesurées en 2001 et 2002. La turbidité est comprise entre 1 et 5 NTU sauf en février 2002 où deux pics à 20 NTU ont été mesurés. Le stock hivernal est d'environ 20 μM de silicate, 40 μM de nitrate et de 1,4 μM de phosphate. Les espèces phytoplanctoniques rencontrées avant le premier bloom printanier sont *Thalassiosira* et *Paralia*.

Les suivis 2001 et 2002 sont globalement comparables : un premier bloom fin mai - début juin et un deuxième fin juin. Le premier bloom peut être séparé en deux phases. Le début de bloom (environ 17 $\mu\text{g/l}$) est principalement constitué de *Rhizosolenia*. Il a pour effet d'épuiser le milieu en silicate mais pas en nitrate. Comme à Grandcamp, c'est à cette période qu'apparaît *Phaeocystis*. Il est accompagné des diatomées *Skeletonema costatum* et *Chaetoceros sociale*. Cette fin de premier bloom génère une concentration de chlorophylle de 14 $\mu\text{g/l}$ en 2001 et de 6 $\mu\text{g/l}$ en 2002. Contrairement à la côte Ouest Cotentin et la baie des Veys, la fin de ce bloom ne provoque pas un épuisement du nitrate.

Le déclenchement du deuxième bloom se fait fin-juin début-juillet au moment où la teneur en silicate augmente dans le milieu suite à la régénération de la silice biogénique. Ce deuxième bloom a une intensité de 14 $\mu\text{g/l}$ en 2001 et est constitué des diatomées *Cerataulina* et *Rhizosolenia*. En 2002, il est constitué des mêmes espèces que la fin de premier bloom, c'est à dire *Skeletonema costatum*, *Chaetoceros sociale* et *Phaeocystis*.

Un troisième bloom de plus faible concentration de chlorophylle (6 $\mu\text{g/l}$) apparaît à la mi-juillet. Il est composé en 2001 de *Rhizosolenia* et *Eucampia*, et en 2002, de *Rhizosolenia* et *Prorocentrum*. L'espèce *Dinophysis* apparaît début août pour rester présente jusqu'à la mi septembre. C'est également début août que se déclenche la régénération du phosphate et de l'ammonium.

Deux blooms automnaux sont observés début septembre 2001 et début octobre 2002. Le bloom de septembre 2001 (15 $\mu\text{g/l}$) apparaît lors d'une importante dessalure qui a entraîné une recharge en sels nutritifs du milieu. Cette dessalure est attribuée à une « lentille d'eau » échappée de l'estuaire de Seine (Daniel et Le Goff, 2002). Ce bloom est constitué de diatomées (surtout de *Chaetoceros*) et de flagellés (*Prorocentrum*). En 2002, le bloom automnal se déroule début octobre : il est constitué des diatomées *Rhizosolenia* et *Chaetoceros sociale*.

En 2003, le premier bloom se déclenche non pas avec un mois d'avance comme sur la côte Ouest Cotentin et la baie des Veys, mais avec deux mois d'avance. En effet, lorsque le suivi débute fin mars, le stock de silicate est déjà épuisé et la première valeur de chlorophylle mesurée est de 9 $\mu\text{g/L}$. Cette fin de premier bloom est constituée de nanoplancton et de la diatomée *Lauderia*. L'espèce *Phaeocystis* n'apparaît pas en 2003 lors de la dystrophie entre silicate et nitrate. Le deuxième bloom (18 $\mu\text{g/l}$ de chlorophylle) est majoritairement constitué de *Rhizosolenia*. Il apparaît en avril et a pour effet d'épuiser le milieu en silicates. Une augmentation de la concentration en ammonium est observée parallèlement à la remontée des teneurs en nitrate au cours du mois de mai. Un troisième pic de chlorophylle (7 $\mu\text{g/l}$) est généré début juin par un bloom de *Pseudonitzschia* et *Chaetoceros sociale*. Cette dernière espèce va dominer le milieu jusque début août. Comme en 2001, la régénération de la silice biogénique débute début juillet et celle du phosphate et de l'ammonium début août. Le pic de chlorophylle mesuré mi août (10 $\mu\text{g/l}$) coïncide avec une très forte abondance de *Dinophysis* (11200 cells/l).

Pendant les trois années de suivi, l'espèce *Pseudonitzschia* est présente généralement à faible concentration pendant toute la période productive. Malgré les fortes valeurs de chlorophylle, les valeurs de phéophytine restent relativement faibles (< 4 $\mu\text{g/l}$). Quelques pics de phéophytine (6 $\mu\text{g/l}$) sont néanmoins mesurés mi mai en 2002, fin juin en 2003, mi août en 2001 et 2002. Les sursaturations en oxygène sont généralement comprises entre 100 et 150 %, avec un maximum à 190 %.

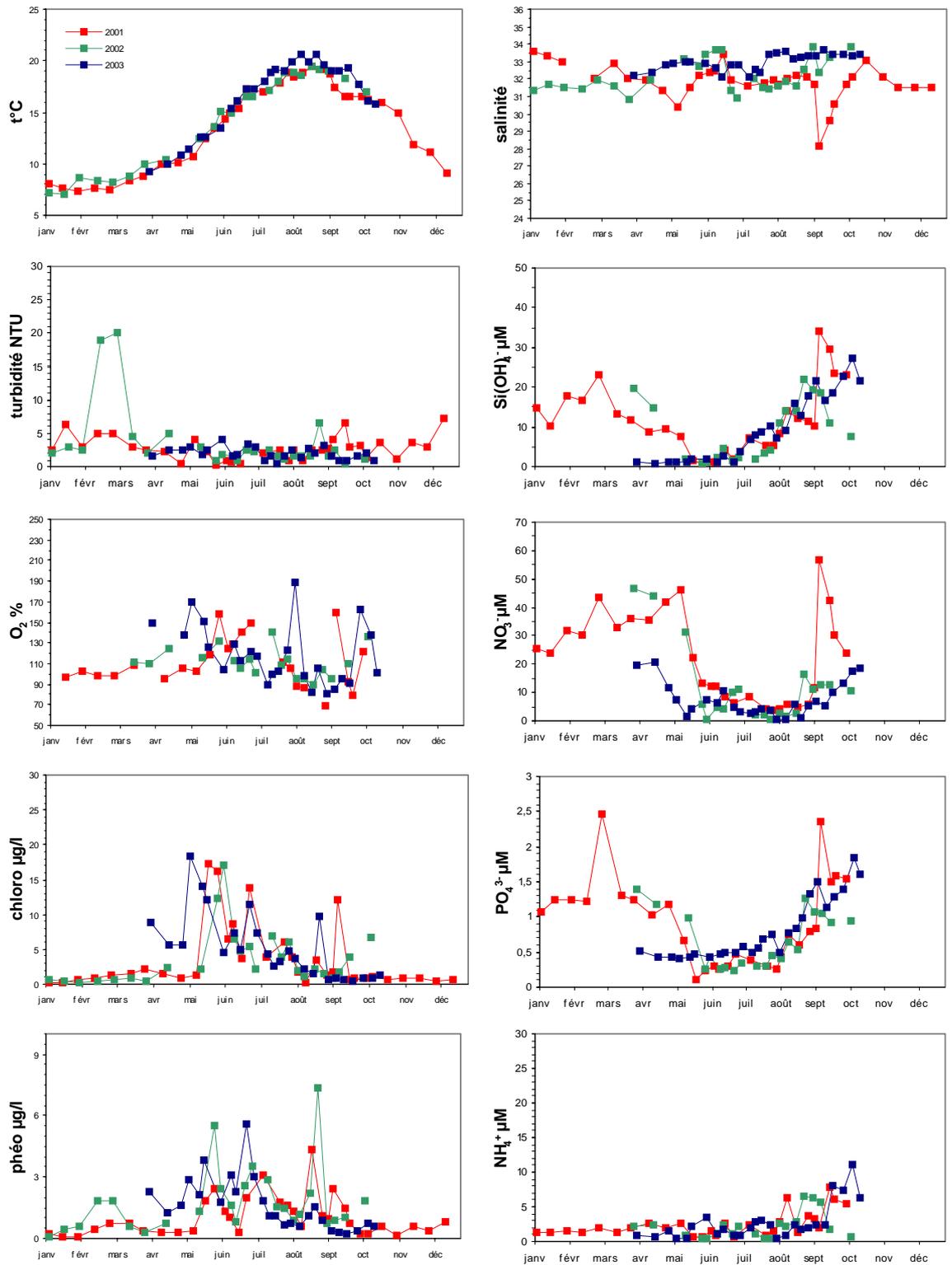


Figure 15 : Evolution des paramètres hydrobiologiques à Luc sur Mer en 2001, 2002 et 2003.

3.5.2. Ouistreham

Ce point appartient à la masse d'eau DCE C14. Les graphes des différents paramètres sont regroupés sur la Figure 16.

Le point de Ouistreham est largement soumis aux apports fluviaux de l'Orne et c'est pour cette raison que la similitude des courbes obtenues en 2001 et 2002 est moins flagrante qu'à Luc.

Malgré tout, la période du premier bloom est globalement comparable à celle de Luc : le premier bloom débute à la mi mai et est alors principalement constitué de *Rhizosolenia* et *Pseudonitzschia*. Ce début de bloom épuise le milieu en silicate alors que les concentrations en nitrate restent très élevées ($> 10 \mu\text{M}$). Ce premier bloom s'achève début juin avec une population phytoplanctonique majoritairement constituée de *Chaetoceros*.

De fin juin à l'automne, l'allure de la période productive diffère vraisemblablement en raison de la fluctuation des apports fluviaux. Ainsi fin juin, une dessalure de l'ordre de 29 est mesurée les deux années. Elle se traduit en 2001 par un deuxième bloom printanier très important ($40 \mu\text{g/l}$) constitué de *Skeletonema costatum*, de *Cerataulina sp.* et d'*Eucampia zodiacus*, alors qu'en 2002, on n'observe pas de bloom mais une population phytoplanctonique dominée par *Chaetoceros* qui maintient une concentration de chlorophylle à environ $5 \mu\text{g/l}$.

C'est une deuxième dessalure qui provoque le troisième bloom de 2002 mi juillet. Il est comparable en intensité ($15 \mu\text{g/l}$) au premier bloom mais n'est plus dominé par les diatomées mais par les dinoflagellés du genre *Prorocentrum*. La régénération de la silice biogénique est effective à partir de mi-juillet. C'est fin juillet que *Dinophysis* apparaît dans la masse d'eau et ce jusqu'à fin septembre. Lors du début de la régénération du nitrate, du phosphate et de l'ammonium fin août, on observe l'apparition de blooms de l'ordre de $10 \mu\text{g/l}$ (constitués de *Gymnodinium chlorophorum* en 2002).

Un seul bloom automnal est mesuré au cours des trois années de suivi. Ce bloom, qui apparaît début septembre 2001, est provoqué par une lentille d'eau et est constitué de *Chaetoceros*.

En 2003, le premier bloom printanier est apparu mi mars soit, comme à Luc, avec deux mois d'avance par rapport à 2001 et 2002. En effet, les premières mesures effectuées fin mars montrent que la teneur en chlorophylle est déjà de $10 \mu\text{g/l}$ et que la teneur en silicate est inférieure à $1 \mu\text{M}$. Au cours de ce bloom, la teneur en nitrate est supérieure à $20 \mu\text{M}$ et les deux espèces phytoplanctoniques principales sont les diatomées *Thalassiosira* et *Lauderia*. Le deuxième bloom de début mai est dominé par *Rhizosolenia*. La teneur en chlorophylle ($25 \mu\text{g/l}$) est plus importante que celle mesurée lors du premier bloom. Ce bloom s'achève à la mi-mai. Le troisième bloom qui apparaît début juin ($15 \mu\text{g/l}$ de chlorophylle) est constitué de *Rhizosolenia* et d'un pic de *Pseudonitzschia*. Le nouveau bloom ($20 \mu\text{g/l}$ de chlorophylle) qui apparaît fin juin est constitué de *Chaetoceros* puis est remplacé par un cinquième bloom de *Skeletonema* début juillet. Le mois de juillet est ensuite dominé par *Prorocentrum*, avec un nouveau bloom à la mi-juillet ($15 \mu\text{g/l}$). Un dernier bloom est observé mi août constitué de *Leptocylindrus* au moment où la concentration de silicate passe de $5 \mu\text{M}$ à $35 \mu\text{M}$. Le mois d'août est dominé par *Chaetoceros* puis par *Skeletonema*. L'espèce *Dinophysis* est observée de début juin à début octobre avec un maximum mi août.

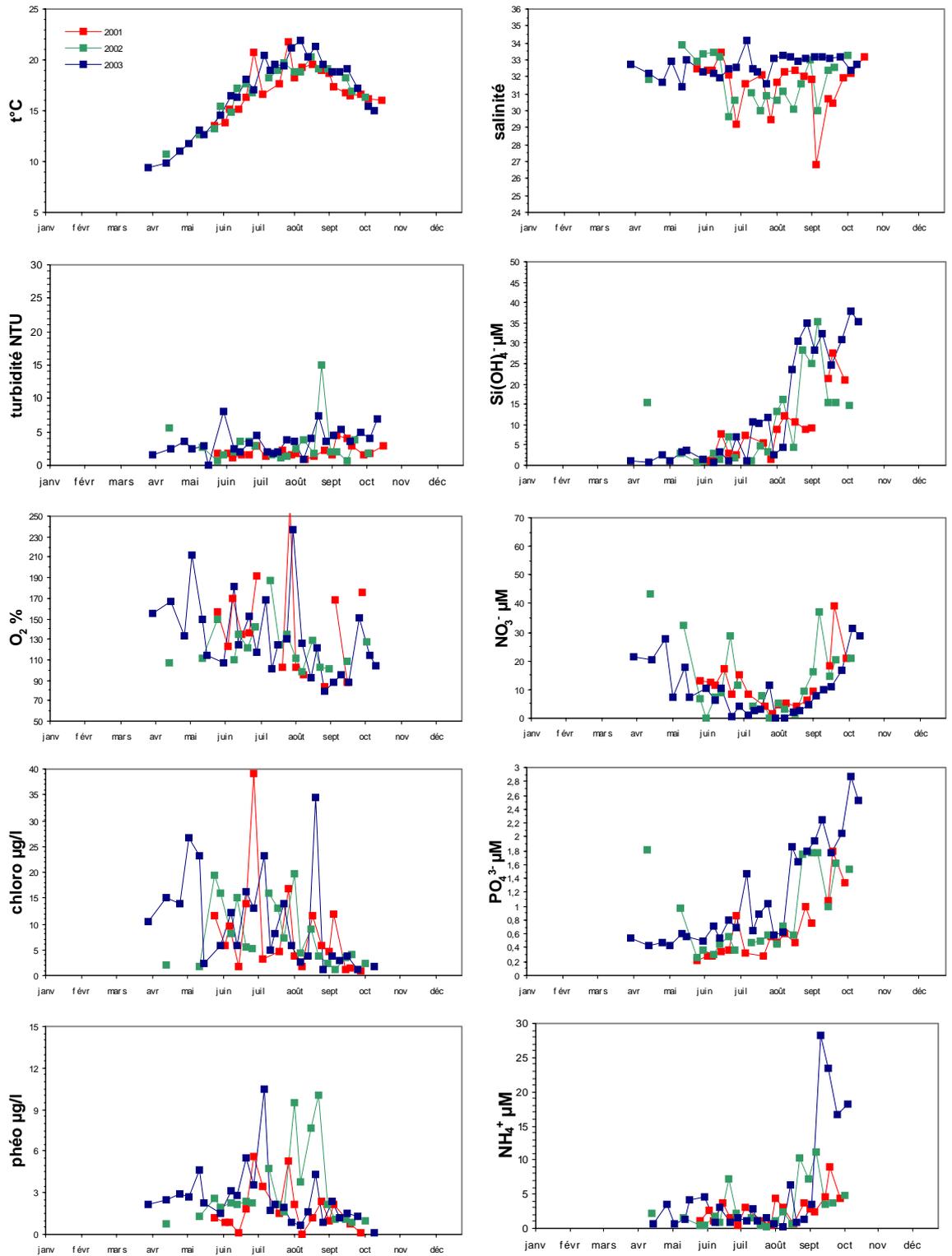


Figure 16 : Evolution des paramètres hydrobiologiques à Ouistreham en 2001, 2002 et 2003.

3.5.3. Cabourg

Ce point appartient à la masse d'eau DCE C15. Les graphes des différents paramètres sont regroupés sur la Figure 17.

La différence entre les trois années de suivi est encore plus prononcée qu'à Ouistreham. Ce point est soumis tout au long de la période productive à de fortes et fréquentes dessalures qui ont pour conséquence de recharger la colonne d'eau en sels nutritifs. Les flores phytoplanctoniques sont les plus riches et diverses de la côte normande. Les sursaturations en oxygène dissous sont globalement comprises entre 120 et 190 % au cours de l'ensemble de la période productive, avec toutefois des pics ponctuels très marqués (> 250 %).

En 2001, le suivi a débuté début juin. Néanmoins, en raison du taux de chlorophylle (10 µg/l) et de la teneur en silicate (1 µM) mesurés début juin, le premier bloom s'est vraisemblablement déclenché vers la mi-mai. Le deuxième bloom (30 µg/l de chlorophylle) très bref se déroule à la mi-juin lors d'une dessalure qui provoque une augmentation de la teneur en silicate de 1 µM à 20 µM. Il est associé à une très importante oxygénation de l'eau (270 %). Ce bloom, majoritairement constitué de *Chaetoceros*, épuise à nouveau le milieu en silicate. Fin juin, une nouvelle petite dessalure couplée à la régénération de la silice biogénique a pour effet d'augmenter à nouveau la teneur en silicate et de déclencher un troisième bloom (40 µg/l) constitué de *Cerataulina*. Ce troisième bloom entraîne une diminution de la concentration en nitrate de 60 µM à 10 µM. En juillet, d'importants apports fluviaux alimentent la masse d'eau en sels nutritifs et permettent le maintien d'un long quatrième bloom dont le pic de biomasse est supérieur à 40 µg/l. C'est un bloom dominé par les dinoflagellés (*Prorocentrum*, *Protoperidium*, *Hétérocapsa* et *Dinophysis*). Le bloom présentant la plus forte intensité (70 µg/l) est observé mi-août : il est composé de *Skeletonema costatum*. Il provoque une très forte valeur de phéophytine (31 µg/l). Un dernier bloom, composé de *Chaetoceros* et de diatomées diverses se produit fin août (10 µg/l) lors d'une nouvelle dessalure. Comme à Luc et Ouistreham, une lentille d'eau est observée début septembre qui augmente de façon considérable la teneur en sels nutritifs mais sans provoquer de nouveau bloom. Il faut noter la présence du dinoflagellé *Scrippsiella* mi septembre. L'espèce *Dinophysis* est présente de début juillet à fin septembre.

En 2002, la fin de la période hivernale en mars est gouvernée par les diatomées *Nitzschia*, *Navicula*, *Paralia marina* et *Plagiogramma*. Un premier bloom, constitué de *Thalassiosira* et de *Skeletonema* est observé fin avril. Il est de faible intensité (5 µg/l) mais réussit à appauvrir le milieu en silicate. Les concentrations en silicate resteront inférieures à 5 µg/l jusque fin août. Malgré la faible teneur en silicate, un deuxième bloom se développe fin mai. Il est majoritairement constitué de *Phaeocystis*, de *Pseudonitzschia* et *Rhizosolenia*. Il a pour effet d'appauvrir le milieu en nitrate et ammonium. Un troisième bloom apparaît fin juin après la dessalure qui a généré une nouvelle augmentation de la concentration en nitrate (jusqu'à 20 µM). Ce bloom est constitué de *Chaetoceros*. Au cours du mois de juillet, un long quatrième bloom (20 µg/l de chlorophylle) est observé alors que les concentrations en nitrate et silicate sont très faibles. La flore phytoplanctonique, très riche et variée, est constituée des espèces suivantes : les diatomées *Chaetoceros*, *Ditylum*, *Leptocylindrus*, *Pseudonitzschia*, *Skeletonema*, *Thalassiosira* et le dinoflagellé *Scrippsiella*. Un très fort pic de chlorophylle (70 µg/l) intervient fin juillet lors d'une augmentation importante de la concentration en phosphate (de 0,5 à 2,5 µM). Il s'agit d'un bloom majoritairement constitué de dinoflagellés (*Gymnodinium*, *Prorocentrum*, *Scrippsiella*, *Hétérocapsa*, *Dinophysis*) et également de diatomées (*Skeletonema*, *Chaetoceros*, *Leptocylindrus*). Un cinquième bloom apparaît mi août (environ 25 µg/l de chlorophylle). Il s'agit à nouveau d'un bloom de dinoflagellés (pic de *Dinophysis*, *Prorocentrum*, *Scrippsiella*) accompagné de la diatomée *Chaetoceros*. Ce bloom provoque un très fort apport de phéophytine (30 µg/l) dans le milieu. Il intervient lors de la remontée des teneurs en silicate et nitrate. La concentration en chlorophylle n'est pas importante en septembre bien que la flore phytoplanctonique reste très riche : *Cryptophycées*, *Euglénophycées*, *Dinophysis*, *Katodinium*, *Gymnodinium*, *Prorocentrum* et *Scrippsiella*. *Dinophysis* est présent de juillet à septembre.

En 2003, le bloom débute mi avril, c'est à dire avec deux semaines d'avance par rapport à 2002, mais par contre avec un mois de retard par rapport à Luc et Ouistreham. Il s'agit d'un petit bloom (2,2 µg/l de chlorophylle) constitué de *Skeletonema costatum* et de *Thalassiosira* qui épuise le stock hivernal de silicate (1 µM fin mars). La « véritable » période productive démarre mi avril avec

des valeurs de chlorophylle de l'ordre de 10 µg/l. Ce deuxième bloom comporte deux phases : dans un premier temps, il est constitué d'*Eucampia zodiacus* et de *Phaeocystis* puis ensuite de *Rhizosolenia* (30 µg/l de chlorophylle). Ce deuxième bloom a la caractéristique de diminuer considérablement la concentration en nitrate (de 25 µM à 5 µM). Un troisième bloom (20 µg/l de chlorophylle) apparaît début juin suite à une légère dessalure (de 33 à 31) qui fait remonter la teneur de nitrate à 20 µM. Il est constitué de *Pseudonitzschia* et de *Skeletonema costatum*. Le quatrième bloom (20 µg/l de chlorophylle) observé fin juin fait suite à une augmentation de la teneur en silicate. Il est essentiellement constitué de *Chaetoceros*. Il produit une concentration élevée de phéophytine (16 µg/l). Au cours du mois de juillet, la concentration de chlorophylle reste élevée (environ 15 µg/l de chlorophylle) et dominée par *Chaetoceros* avec *Skeletonema costatum* et *Prorocentrum* puis avec *Navicula* et *Leptocylindrus*. Une forte augmentation des taux de silicate et de phosphate est mesurée début août (de 5 à 45 µM). Comme elle n'est pas reliée à une dessalure du milieu, elle est probablement due à la régénération. Elle induit un nouveau bloom (20 µg/l de chlorophylle) toujours constitué de *Chaetoceros* mais aussi de *Prorocentrum* et de *Scrippsiella*. A la mi septembre, bien que la salinité soit restée stable depuis début août, un pic très élevé d'ammonium (28 µM) est mesuré alors que les concentrations de silicate et de phosphate approchent les concentrations hivernales et que la concentration de nitrate dépasse 10 µM. Cette période correspond à la présence de *Chrysophycées* et de *Cylindrotheca closterium*. La concentration de chlorophylle atteint ensuite des concentrations hivernales (< 2 µg/l de chlorophylle). Il faut toutefois noter les très fortes valeurs d'ammonium relevées au mois d'octobre. 2003 est l'année pendant laquelle *Dinophysis* est présent sur la plus longue période (début juin à mi-novembre).

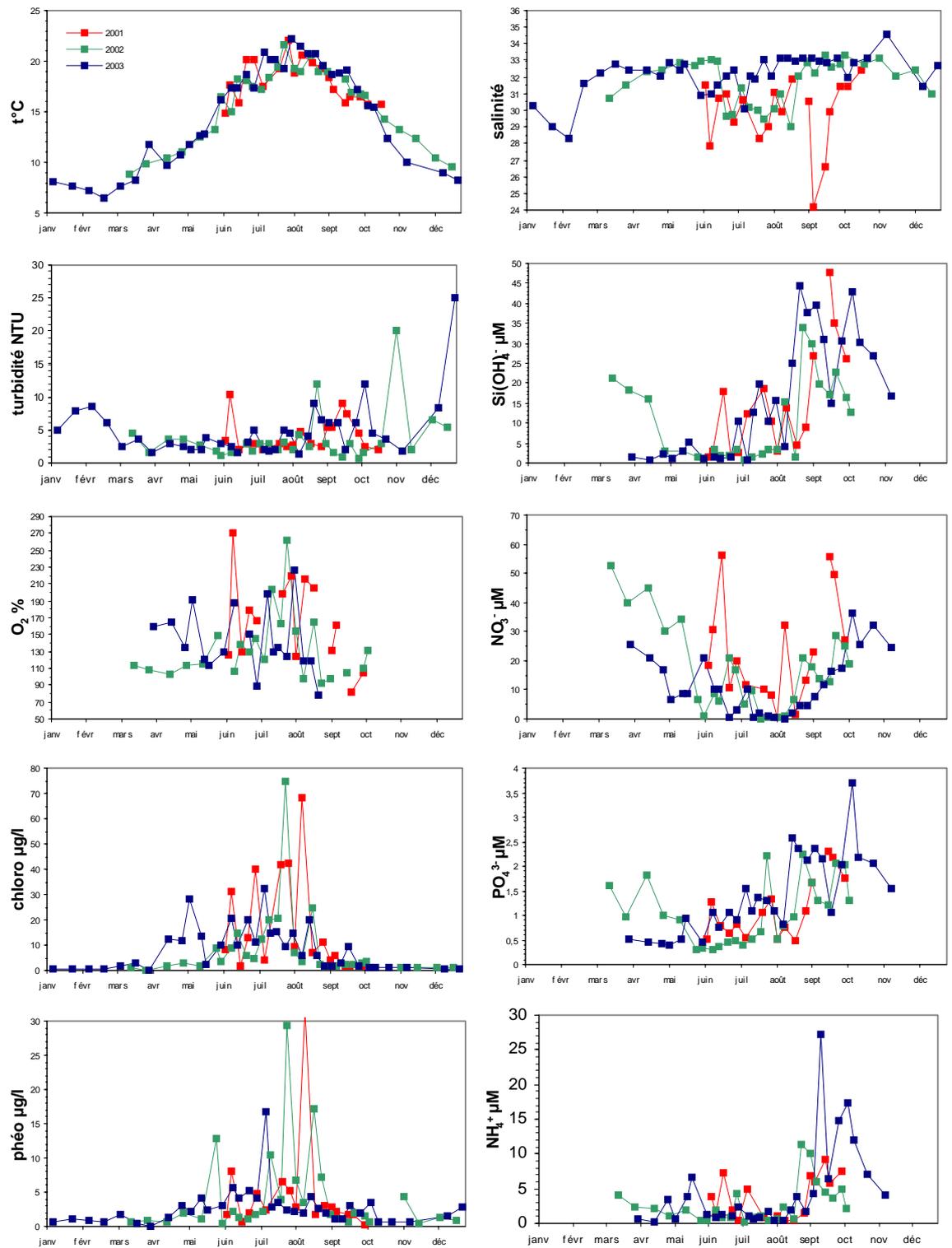


Figure 17 : Evolution des paramètres hydrobiologiques à Cabourg en 2001, 2002 et 2003.

3.5.4. Corrélations entre les différents paramètres mesurés sur le Calvados

Des matrices de corrélation ont été dressées pour la période productive sur chaque point de prélèvement (Annexe 1). Le degré de corrélation entre les paramètres a été évalué à l'aide de la table de Pearson aux seuils de significativité 1 et 5 %.

On retrouve également sur l'ensemble des points du Calvados au cours des trois années de suivi les corrélations concernant la température de surface et la température du fond (sauf à Cabourg en 2002) ainsi que la chlorophylle et l'oxygène de surface. La corrélation entre la salinité de surface et la salinité du fond est beaucoup moins souvent observée que sur les secteurs Ouest et Est Cotentin : ceci met en évidence les régulières stratifications observées dans cette masse d'eau (Daniel et Le Goff, 2002).

Des corrélations communes à l'ensemble des points du secteur du Calvados sont plus difficiles à trouver que sur les deux précédents secteurs (côte Ouest Cotentin et côte Est Cotentin). Il existe de plus une différence flagrante entre les corrélations observées en 2001 et 2002 et celles observées en 2003.

Ainsi à Luc, les années 2001 et 2002 présentent beaucoup moins de corrélations que l'année 2003. Les corrélations similaires à celles observées sur la côte Est Cotentin sont celles entre le silicate et le phosphate, le silicate et l'ammonium, le phosphate et l'ammonium. Ces trois sels ont également une évolution comparable au cours de la période productive à Luc : consommation lors du premier bloom, valeur relativement stable en juin - juillet et régénération à partir de mi-juillet pour le silicate et début août pour le phosphate et l'ammonium. Il existe également de fortes corrélations entre l'ammonium et l'oxygène ainsi qu'entre l'ammonium et la chlorophylle qui peuvent mettre en évidence l'importance du grazing par le zooplancton lors des blooms. En 2003, il existe en plus des corrélations entre l'ensemble des paramètres physiques qui mettent en évidence le moindre impact des fleuves sur les eaux de surface cette année là (étiage). Paradoxalement, en 2003, les phosphate et silicate sont également bien corrélés avec les paramètres physiques. Cette corrélation est due au fait que le suivi a débuté en 2003 à la fin du premier bloom printanier lorsque les phosphate et silicate avaient déjà atteint leur concentration plateau de fin de bloom.

La particularité de Ouistreham est la corrélation entre l'ensemble des sels nutritifs en 2001-2002 alors qu'en 2003 on retrouve seulement les corrélations précédemment observées sur la côte Est Cotentin et à Luc, c'est à dire silicate-ammonium, silicate-phosphate et ammonium-phosphate. Cette relation montre le fort impact des apports nutritifs d'origine fluviale sur les eaux de surface en 2001 et 2002. En 2003, comme à Luc, les nitrate, phosphate et silicate sont bien corrélés avec les facteurs physiques et il existe de plus une forte corrélation entre le silicate et l'oxygène et le silicate et la chlorophylle. Ces corrélations s'expliquent par le fait que le suivi a débuté en 2003 seulement après l'épuisement de ces sels au cours du premier bloom printanier et que la stabilité du silicate après l'épuisement provoqué par le premier bloom est moins importante que sur la côte Est Cotentin et qu'à Luc.

A Cabourg, les corrélations sont assez fluctuantes d'une année à l'autre. Ainsi, au niveau des paramètres physiques, même la corrélation entre température de surface et température de fond n'est pas observée en 2002. La corrélation entre la salinité de surface et celle du fond n'est observée qu'en 2003, année ayant enregistré de très faibles débits du printemps à l'automne. On ne retrouve pas non plus tous les ans les corrélations silicate-ammonium et phosphate-ammonium comme à Luc et Ouistreham mais seulement la corrélation silicate-phosphate.

3.6. Cycles hydrobiologiques des masses d'eaux de l'estuaire de Seine

3.6.1. La Carosse

Ce point appartient à la masse d'eau DCE T3. Deux types de suivi sont effectués sur ce point : le premier de type « hydrobiologie » et le second de type « haute fréquence » à l'aide d'une bouée MAREL.

3.6.1.1. Suivi de type « hydrobiologie »

L'évolution des différents paramètres mesurés par le premier suivi de type hydrobiologie est décrite sur la Figure 18.

Le suivi effectué à la Carosse en 2003 a été réalisé avec une fréquence mensuelle. Cette fréquence est beaucoup moins soutenue que celle exercée à Cabourg ou à Antifer (fréquence de prélèvement hebdomadaire) et rend difficilement comparables les résultats obtenus à La Carosse avec ceux des deux autres stations voisines. Néanmoins, les résultats permettent de mettre en évidence que La Carosse est la station la plus influencée par les apports de la Seine avec des salinités comprises entre 32 et 25, tout en conservant une turbidité relativement faible (< 10 NTU). Les concentrations de sels nutritifs sont logiquement élevées (supérieures à 20 μM de silicate, > 40 μM de nitrate, > 2 μM de phosphate). Par contre, les valeurs de sursaturation en oxygène dissous ne dépassent pas 130 % et la valeur de chlorophylle de 20 $\mu\text{g/l}$ mesurée en juillet est comparable aux valeurs de chlorophylle relevées à Antifer et Cabourg à la même période.

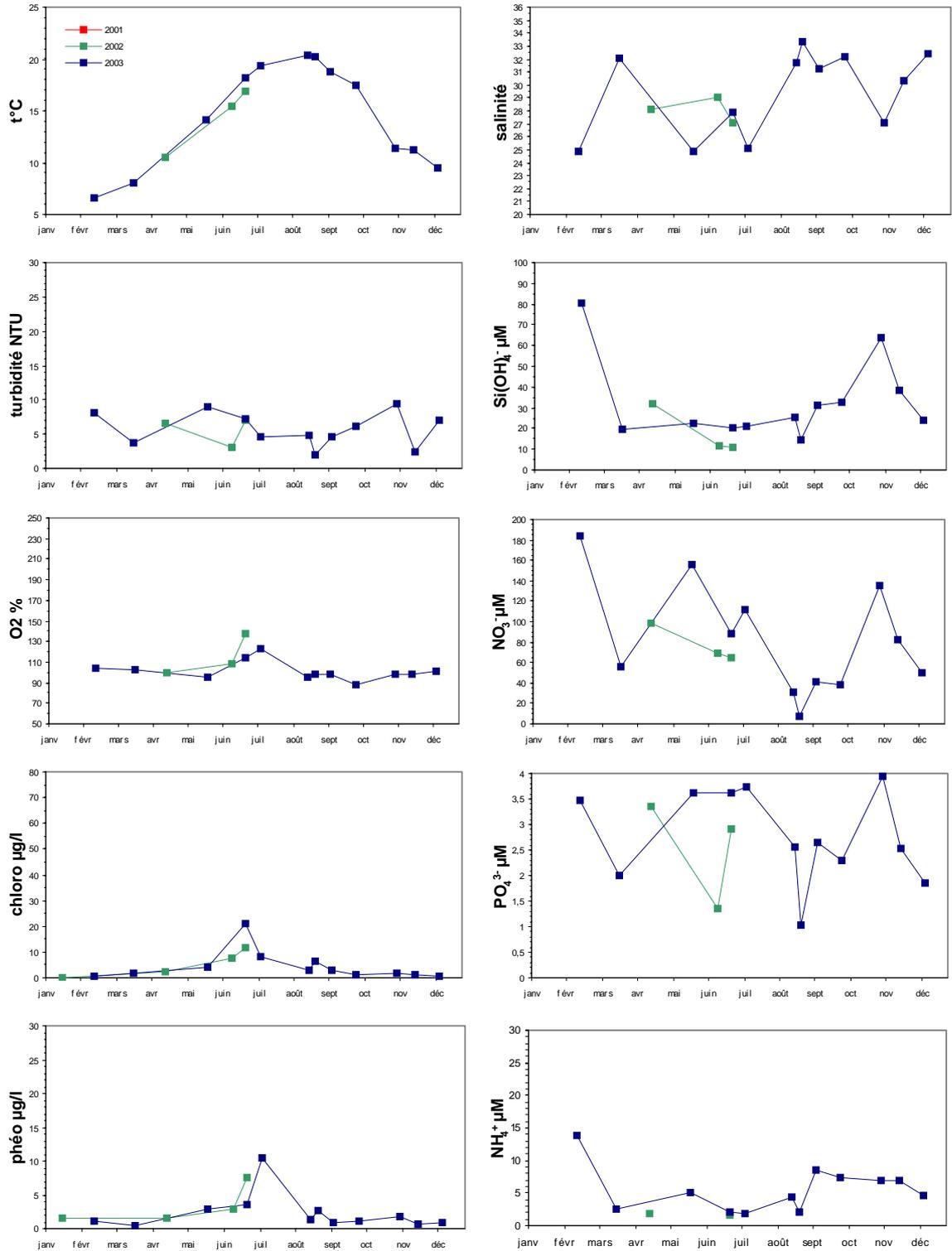


Figure 18 : Evolution des paramètres hydrobiologiques à MAREL Carosse en 2002 et 2003.

3.6.1.2. Suivi de type « haute fréquence »

L'enregistrement en continu des paramètres oxygène dissous, chlorophylle et turbidité depuis 1998 dans cette masse d'eau par les bouées MAREL Carosse et Grande Rade permet d'affiner le constat précédent.

Chlorophylle :

Les valeurs maximales sont comprises entre 15 et 21 FFU (Figure 19a), ce qui, en appliquant le facteur de correction de 2,23 défini par Lossouarn *et al.* (2000), correspond à des concentrations comprises entre 33,5 et 47 $\mu\text{g/l}$ de chlorophylle. Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que celles mesurées sur les points adjacents de Cabourg et d'Antifer.

Il n'y a pas de suivi complet sur l'ensemble d'une période productive permettant d'évaluer le nombre total de blooms. En utilisant les données produites par la bouée de la Grande Rade en 1999 (Figure 19b), on peut néanmoins constater qu'au moins 6 blooms se succèdent entre début mars et mi juin, ce qui est équivalent à ce qui est mesuré sur les points de Cabourg et d'Antifer.

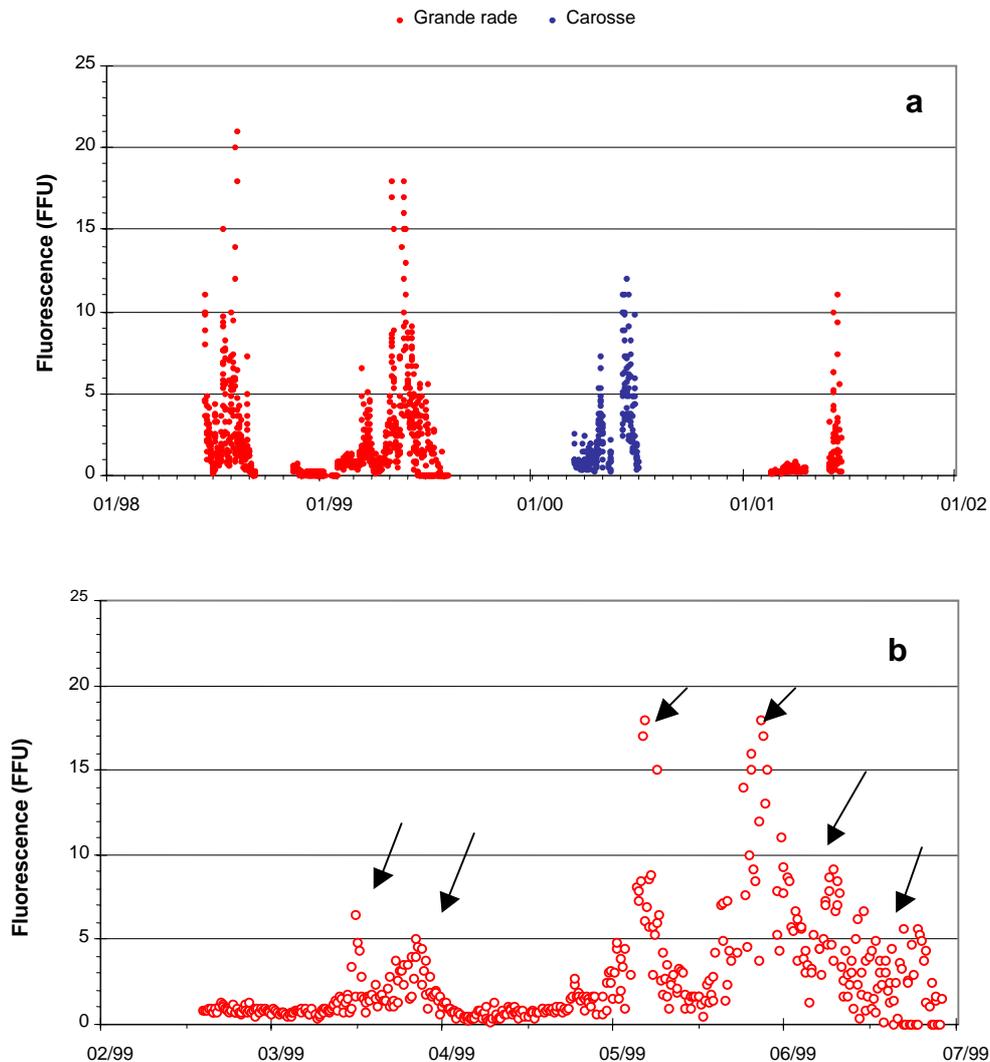


Figure 19 : Evolution de la fluorescence (a) à La Grande rade et à la Carosse entre janvier 1998 et décembre 2001 et (b) à La Grande Rade au printemps 1999.

Oxygène dissous :

Les données d'oxygène dissous acquises en continu toutes les heures entre avril 1998 et décembre 2003, en surface et au fond, confirment l'absence de désoxygénation majeure malgré la très forte concentration de chlorophylle produite dans cette masse d'eau (Figures 20 a et b). Les valeurs minimales sont de 58 % au fond (octobre 1998) et de 54 % en surface (août 2003). Les saturations maximales sont de l'ordre de 130 % au fond, alors qu'elles atteignent 200 %, voire 230 % en surface. La colonne d'eau est relativement homogène car, respectivement en surface et au fond, 92 % et 93 % de l'ensemble des valeurs sont comprises entre 80 et 120 %.

Lors des périodes productives, la variabilité de l'oxygène dissous dans les eaux de surface est beaucoup plus importante que dans les eaux du fond, notamment en présentant des sursaturations très marquées.

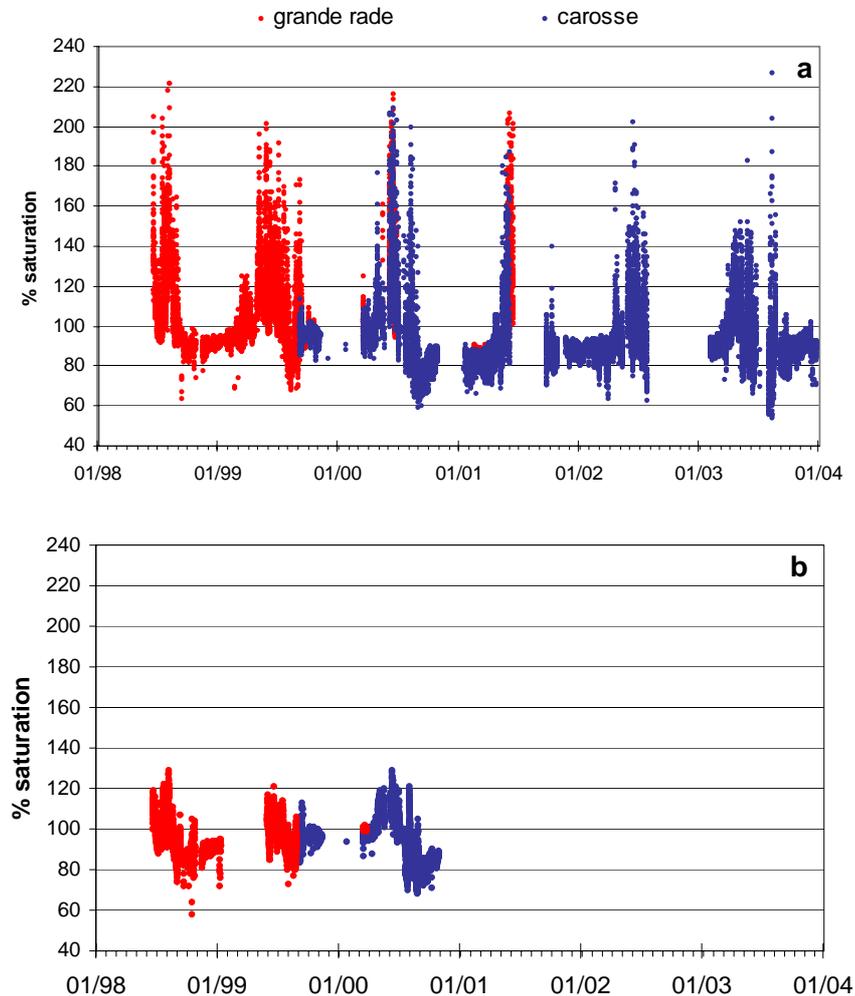


Figure 20 : Pourcentage en O_2 dissous (a) en surface et (b) au fond à La Carosse et à La Grande Rade entre janvier 1998 et décembre 2003.

Turbidité :

La Figure 21 décrit les turbidités enregistrées par les 2 bouées MAREL positionnées dans l'estuaire de Seine entre fin 1998 et fin 2003. Hormis un pic à 400 NTU à La Carosse en janvier 2001, les turbidités sont globalement inférieures à 100 NTU (94% des valeurs inférieures à 30 NTU et 60% inférieures à 10 NTU).

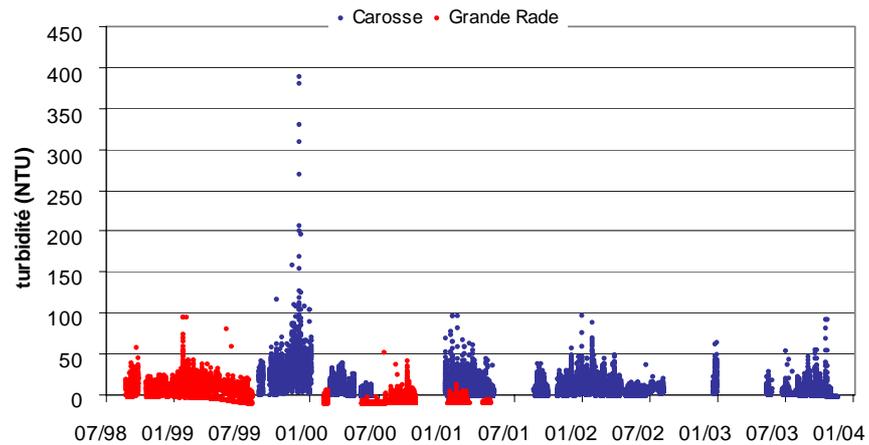


Figure 21 : Evolution de la turbidité en surface à la Carosse et à La Grande Rade entre juillet 1998 et décembre 2003.

3.6.2. Antifer

La surveillance du point d'Antifer a débuté en 2002. Ce point appartient à la masse d'eau DCE C16. Du fait de la forte influence du fleuve côtier à Antifer, les résultats sont présentés dans le paragraphe « estuaire de Seine ». Les graphes des différents paramètres sont regroupés sur la Figure 22.

En 2002, une légère augmentation de la concentration de chlorophylle est mesurée au cours du mois d'avril (3 µg/l) qui contribue à faire baisser la teneur en silicate. La période productive commence réellement avec le bloom observé de début mai à mi juin au cours duquel la teneur en chlorophylle augmente régulièrement de 5 µg/l à 20 µg/l. Ce bloom est dominé fin mai par *Phaeocystis* et début juin par *Pseudonitzschia*, *Chaetoceros*, *Thalassiosira* et *Skeletonema*. Un troisième bloom est mesuré fin juin (20 µg/l de chlorophylle) simultanément à une augmentation de silicate, de nitrate, de phosphate et d'ammonium probablement due à l'apport d'eaux douces également enregistré à cette période. Suite à ce bloom, les teneurs en sels nutritifs chutent à nouveau. C'est une nouvelle dessalure qui les fera réaugmenter fin juillet et qui provoquera un quatrième bloom composé de *Prorocentrum*, *Pyramimonas sp.* et *Skeletonema*. Ce bloom est le plus important de l'année (45 µg/l). Il induit une concentration de phéophytine de l'ordre de 15 µg/l. A partir de cette période, la régénération des sels nutritifs devient importante et provoque une augmentation régulière de leurs concentrations. Cette augmentation est entrecoupée de pics correspondant à des dessalures. Deux derniers blooms de moindre importance sont encore observés mi août (10 µg/l) et début septembre (5 µg/l). *Dinophysis* est présent de fin juillet à début octobre.

Antifer est la seule station où le bloom de 2003 se déclenche à la même période (début avril) qu'en 2002. Il est néanmoins de plus forte intensité (8 µg/l vs. 5 µg/l). Il est essentiellement composé au départ de *Lauderia*, puis mi-avril de *Cryptophycées* et enfin, début mai, de *Rhizosolenia*. La fin de bloom est marquée par une forte dessalure (24) associée à une forte augmentation de la teneur en nitrate. Ce bloom a pour conséquence la diminution de la concentration de silicate, mais pas son épuisement. Un deuxième bloom (15 µg/l) débute fin mai. C'est ce bloom, constitué de fortes concentrations de *Pseudonitzschia*, *Asterionella*, *Skeletonema* et *Eucampia*, qui provoque l'épuisement en silicate. Un très fort pic de nitrate (110 µM), corrélé à une légère dessalure (de 33,2 à 30,3) et à une augmentation de la turbidité (13 NTU), est observé à la mi-juin. Cette augmentation de nitrate provoque un troisième bloom (20 µg/l de chlorophylle) dominé par *Chaetoceros* et *Skeletonema costatum* puis par *Prorocentrum*. Un petit apport de silicate permet un nouveau bloom fin juillet (35 µg/l de chlorophylle) qui est de nouveau dominé par *Skeletonema* et *Prorocentrum*. Lors du début de la forte régénération de silicate, début août, est observé un dernier bloom (20 µg/l de chlorophylle) constitué de *Chaetoceros*, *Leptocylindrum* et d'un pic de *Dinophysis*. A la suite de ce bloom et malgré la recharge en nitrate et silicate, la concentration de chlorophylle reste relativement faible (< 3 µg/l de chlorophylle) jusqu'à l'hiver. C'est à cette période que prend fin la période de sursaturation en oxygène dissous. *Dinophysis* est présent de début juin à fin septembre.

3.6.3. Corrélations entre les différents paramètres mesurés en estuaire de Seine

Des matrices de corrélation ont été dressées pour la période productive sur chaque point de prélèvement (Annexe 1). Le degré de corrélation entre les paramètres a été évalué à l'aide de la table de Pearson aux seuils de significativité 1 et 5 %.

On retrouve à Antifer comme sur les secteurs précédemment décrits les corrélations entre la température de surface et la température du fond et entre l'oxygène de surface et la chlorophylle. Par contre, la corrélation entre la salinité de surface et la salinité du fond n'est représentative qu'au seuil de 5 %.

L'oxygène dissous est non seulement corrélé à la chlorophylle mais aussi à la phéophytine. Etant donné l'importance des apports en phosphate et nitrate par la Seine, Antifer est la seule station où on observe de fortes corrélations entre le nitrate et la salinité de surface ainsi qu'entre le nitrate et le phosphate. Si on ne retrouve pas les corrélations silicate-phosphate et phosphate-ammonium comme à Luc et Ouistreham, la corrélation silicate-ammonium est par contre mise en évidence.

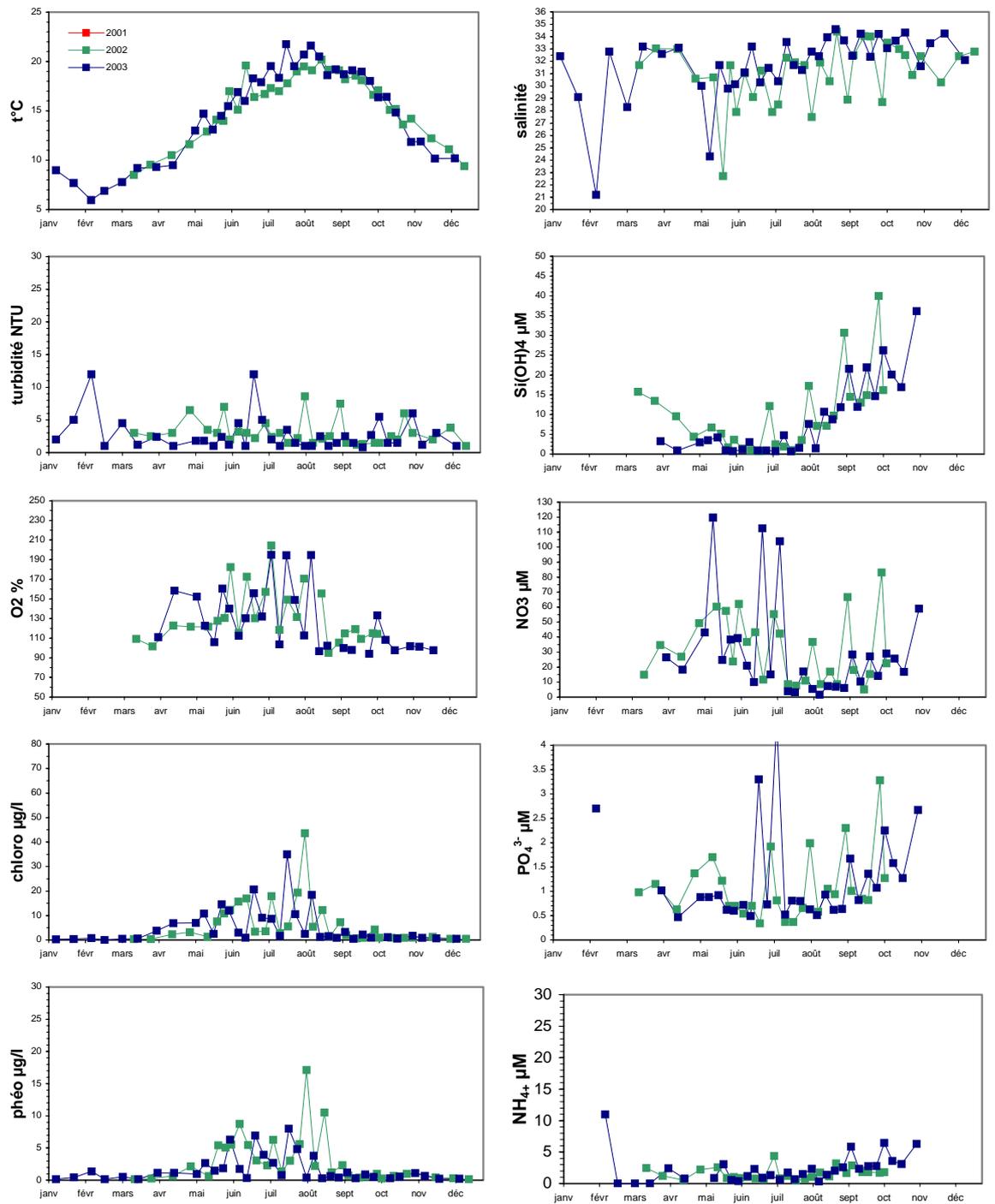


Figure 22 : Evolution des paramètres hydrobiologiques à Antifer en 2001 (port de pêche), 2002 et 2003 (ponton pétrolier).

3.7. Cycles hydrobiologiques des masses d'eaux de Seine-Maritime (Paluel et Penly)

Ce point de prélèvement est suivi dans le cadre du programme IGA. Les données exploitées par le RHLN (avec l'accord d'EDF) sont celles mesurées en surface sur les points dits « de référence » i.e. hors de l'influence des centrales nucléaires. 3 campagnes de prélèvement sont réalisées tous les ans au printemps (mars), en été (juillet) et en automne (septembre). Ces points appartiennent respectivement aux masses d'eau DCE C17 et C18. Les graphes des différents paramètres sont regroupés sur les Figures 23 et 24.

Dans ce secteur de la Manche orientale, les courants de marée parallèles à la côte créent une masse d'eau côtière permanente, "le fleuve côtier" (Brylinski et al. 1991), dont la dessalure est sans cesse entretenue par les apports fluviaux qui s'échelonnent de la baie de Seine au Pas de Calais. De ce fait, les résultats obtenus en 2003 sont largement marqués par les faibles débits des fleuves : salinité plus élevée et concentrations en sels nutritifs généralement inférieures à toutes celles mesurées depuis le début des campagnes IGA en 1988 à Paluel et en 1989 à Penly.

Si la réalisation de 3 campagnes annuelles de prélèvements est suffisante pour appréhender l'impact des rejets d'eaux chaudes et chlorées sur le milieu, elle n'est pas suffisante pour pouvoir décrire le cycle hydrobiologique se déroulant au sein d'une masse d'eau. Les résultats des paramètres chimiques et physiques permettent tout de même de mettre en évidence un cycle saisonnier classique : concentrations de sels nutritifs maximales et concentration de chlorophylle minimale en hiver ; au printemps, consommation des sels nutritifs par le phytoplancton et augmentation de la concentration de chlorophylle ; puis processus de régénération en automne. Les dénombrements phytoplanctoniques montrent que les peuplements de la période hivernale sont bien diversifiés mais peu développés et remplacés en été par un peuplement moins diversifié constitué essentiellement de *Rhizosolenia*. Les teneurs en chlorophylle sont comprises entre 1 et 13 µg/l.

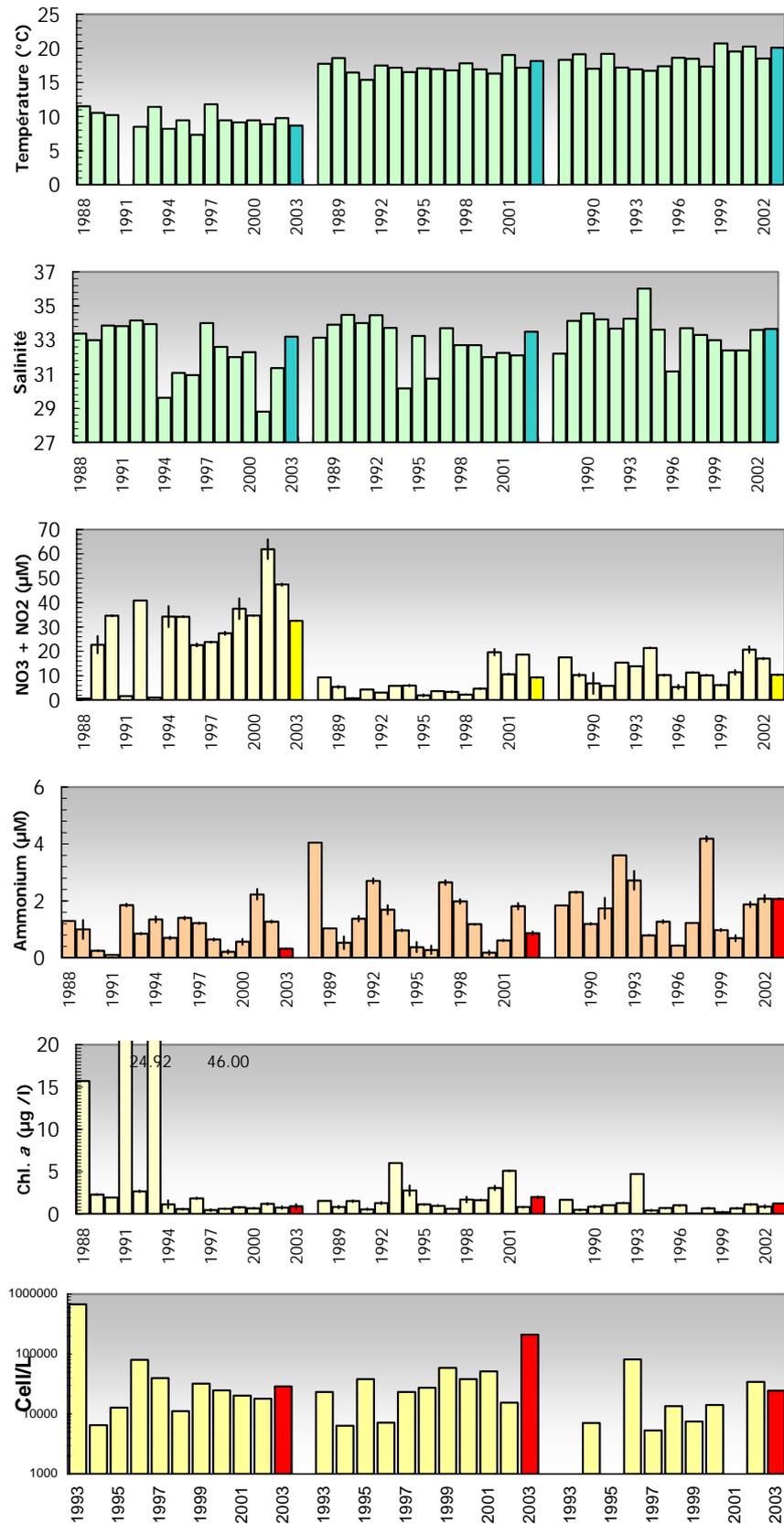


Figure 23 : Evolution des paramètres hydrobiologiques à Paluel de 1988 à 2003.

3.8. Etude comparative des différentes masses d'eau normandes

3.8.1. Synthèse de l'ensemble des cycles hydrobiologiques des masses d'eaux normandes

Les stocks hivernaux de sels nutritifs des Côtes Ouest et Est Cotentin ainsi que de la Baie des Veys sont comparables. Le premier bloom de la Côte Ouest Cotentin se déclenche par contre avec environ 3 semaines d'avance par rapport à celui de la Baie des Veys (soit début avril v.s. début mai), vraisemblablement en raison d'une température de surface plus élevée sur la côte Ouest. Ce premier bloom est principalement constitué des diatomées suivantes : *Thalassiosira*, *Skeletonema* et *Rhizosolenia*. A la fin du premier bloom, sur la côte Ouest Cotentin comme sur la zone côte Est Cotentin/Baie des Veys, un décalage d'environ 2 semaines est fréquemment observé entre l'épuisement du silicate et du nitrate : cette période est propice à la prolifération d'espèces phytoplanctoniques indésirables, telles que *Phaeocystis* et *Pseudonitzschia*, car potentiellement toxiques ou générant des nuisances environnementales. Si la période de blooms est comparable (environ 2,5 mois), les blooms sont plus intenses en baie des Veys vraisemblablement en raison de la présence d'apports fluviaux qui sont, par contre, plus faibles et plus dilués sur la côte Ouest Cotentin. La période estivale est globalement comparable avec une limitation de la biomasse par l'azote. Par contre, la régénération des sels nutritifs se fait de façon différente : elle est plus précoce (début juillet pour le silicate et début août pour l'ammonium et le phosphate) et intense en baie des Veys que sur la côte Ouest Cotentin. Ceci est vraisemblablement dû à la nature du sédiment et à la faible hauteur de la colonne d'eau en Baie des Veys.

Dans le Calvados et dans l'estuaire de Seine, le premier bloom se déclenche vers la mi mai. La succession phytoplanctonique est en début de bloom comparable à celle observée sur les deux précédents secteurs, c'est à dire *Thalassiosira*, *Rhizosolenia* accompagnés de *Skeletonema Costatum*, puis *Phaeocystis* avec *Pseudonitzschia* et *Chaetoceros sociale*. Par contre, la période de blooms est beaucoup plus longue. En effet, au lieu d'avoir une biomasse limitée par l'azote environ deux mois après le déclenchement de la période productive, une succession de blooms très intenses (jusqu'à 70 µg/l) est observée jusque début septembre sur ce secteur. L'intensité de ces blooms est croissante de Luc à Cabourg. Ces blooms s'expliquent par le fait que l'Est de la baie de Seine possède un très fort potentiel de stratification (Daniel et Le Goff, 2002) et est très marqué par les apports fluviaux qui rechargent continûment le milieu en sels nutritifs. Cette recharge continue empêche l'apparition de réelle période d'épuisement du milieu en sels nutritifs. Le sel potentiellement limitant de la production est le silicate et non l'azote comme sur la côte Ouest. Le développement de ces blooms est favorisée par les fréquentes stratifications de la colonne d'eau dans ce secteur, notamment à Cabourg et Antifer. C'est au cours de l'été que la population phytoplanctonique majoritairement constituée de diatomées au printemps va être remplacée par une population de dinoflagellés (*Prorocentrum*, *Hétérocapsa*, *Gymnodinium*, *Protoperdinium*, *Dinophysis*). Cette forte concentration de chlorophylle ne produit pas une concentration très élevée de phéophytine et aucune sous-saturation marquée en oxygène dissous n'est observée, vraisemblablement du fait du fort hydrodynamisme du secteur.

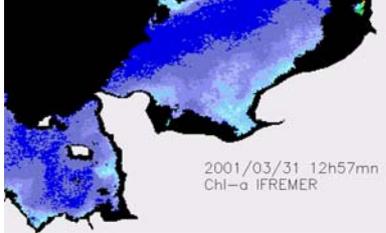
3.8.2. Utilisation des images satellites

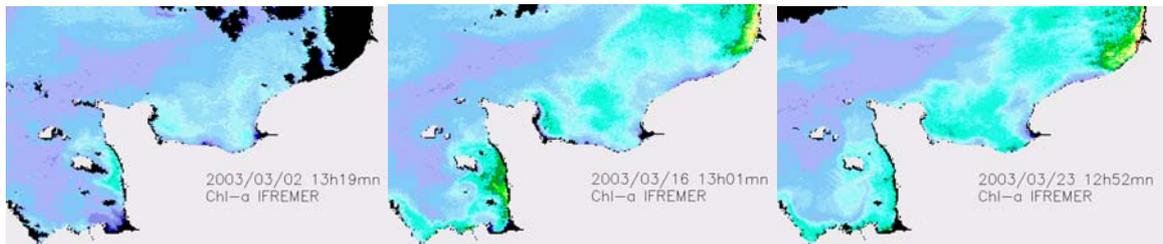
Les techniques spatiales d'observation de la couleur de l'eau développées à l'Ifremer (Francis Gohin, DEL/EC) à partir des images du satellite SeaWiFS de la NASA permettent d'estimer la concentration en chlorophylle des eaux de surface. La fréquence d'acquisition est d'une image par jour lorsque la couverture nuageuse n'est pas trop importante. Un choix d'images est présenté ci-dessous par saisons (hiver, printemps, été) et par année (2001, 2002 et 2003).

Le code couleur représenté ci-dessous montre la correspondance entre la concentration en chlorophylle et la couleur observée sur l'image satellitaire. Ce code couleur a été adapté et « calé » aux eaux normandes par la réalisation de séries de mesures de MES et de chlorophylle depuis 2000, notamment dans les secteurs très côtiers et estuariens où la charge particulaire peut perturber le signal chlorophyllien.



3.8.2.1. Fin d'hiver (janvier – mars)

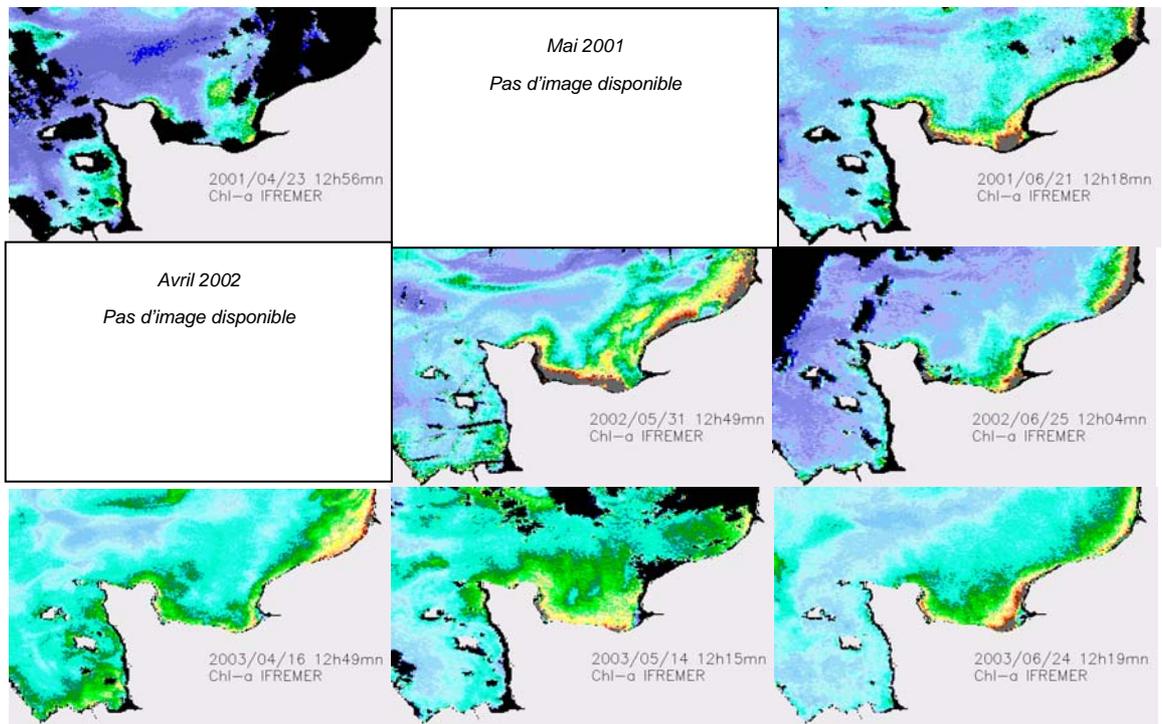
<i>Début mars 2001</i> <i>Pas d'image disponible</i>	<i>Mi mars 2001</i> <i>Pas d'image disponible</i>	 2001/03/31 12h57mn Chl-a IFREMER
<i>Début mars 2002</i> <i>Pas d'image disponible</i>	<i>Mi mars 2002</i> <i>Pas d'image disponible</i>	<i>Fin mars 2002</i> <i>Pas d'image disponible</i>



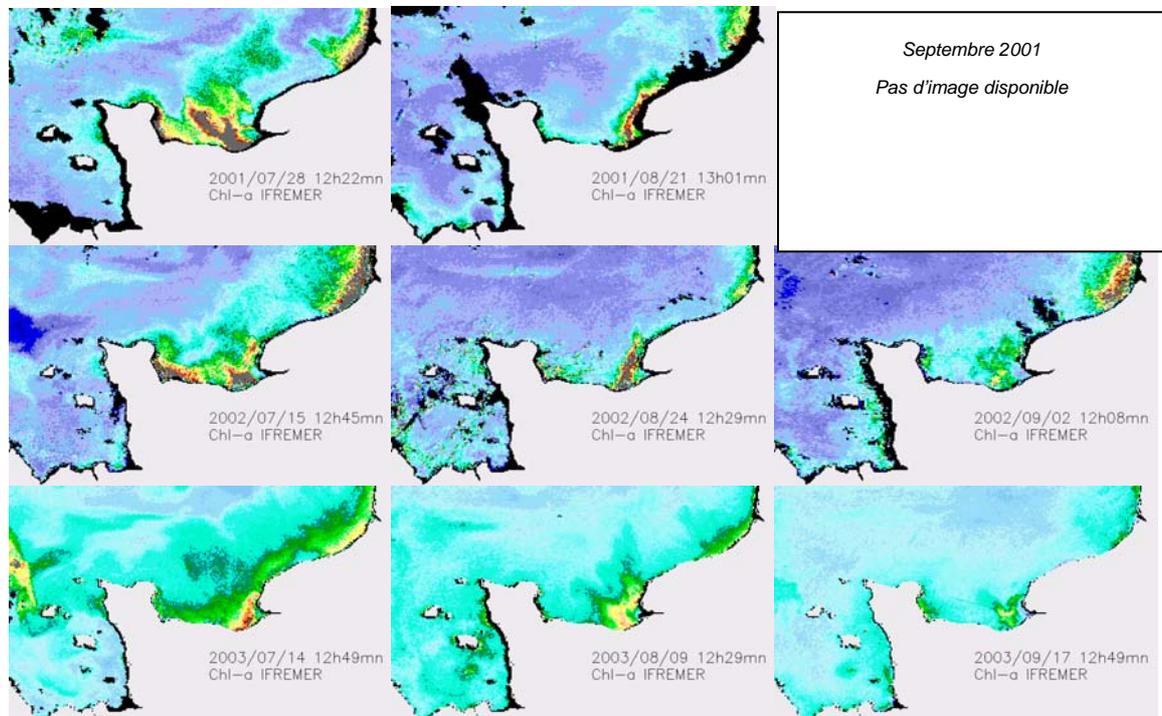
La concentration en chlorophylle est très faible au cours des trois mois d'hiver sur l'ensemble des côtes normandes. Néanmoins, dans certaines conditions météorologiques (mars 2003), des blooms précoces peuvent apparaître sur la côte Ouest Cotentin dès le début du mois de mars.

3.8.2.2. Printemps (avril – juin)

Les images satellitaires confirment bien la différence entre les concentrations de chlorophylle enregistrées par le RHLN sur la côte Ouest Cotentin et en baie de Seine au printemps : décalage d'environ un mois entre le premier bloom de la côte Ouest Cotentin et celui de la zone côte Est Cotentin/baie des Veys, intensité chlorophyllienne moins importante sur la côte Ouest Cotentin qu'en baie de Seine.



3.8.2.3. Été (juillet – septembre)



Au cours de l'été, la concentration en chlorophylle est faible sur la côte Ouest Cotentin.

Sur la côte Est Cotentin et en baie des Veys, une légère activité biologique est toujours observée en juillet mais elle devient négligeable en août et en septembre.

Par contre sur le secteur s'étendant de l'Orne à Antifer, des concentrations de chlorophylle atteignant le maximum de détection (25 µg/l) sont observées de juin à fin août. Des blooms de l'ordre de 10 µg/l peuvent encore être détectés en septembre.

4. Mise en évidence d'un gradient d'eutrophisation entre la côte Ouest Cotentin et l'estuaire de Seine

Les ACP (Analyses en Composantes Principales) ont été réalisées à l'aide du logiciel STATlab.

	2001	2002	2003
Axe 1	80,91	59,43	69,46
Axe 2	9,91	21,71	14,27
Axe 3	5,78	12,26	7,53
Axe 4	3,19	5,27	5,32
Axe 5	0,2	0,91	2,44
Axe 6		0,35	0,89
Axe 7		0,07	0,08

Tableau 3 : Pourcentage de la variance de chaque axe pour chaque calcul d'ACP

Les ACP ont été utilisées dans le but de mettre en évidence un gradient permettant de distinguer les stations de prélèvement entre elles. Les variables utilisées sont des paramètres physiques (température, salinité), chimiques (nitrate + nitrite, ammonium, phosphate, silicate) et biologiques (chlorophylle, phéophytine, oxygène dissous). Les valeurs de température et de salinité de fond n'ont pas été utilisées étant donné les fortes corrélations mises en évidence entre les valeurs de surface et de fond sur la plupart des points (voir chapitre 3).

Lors des calculs d'ACP, les points de prélèvement de Granville, Chausey, Grandcamp, Luc, Ouistreham, Cabourg ont été pris en compte pour les trois années de suivi alors que les points Antifer et Géfosse n'ont été utilisés qu'en 2002 et 2003. Seules les données acquises au cours de la période productive ont été prises en compte. Les ACP ont été calculées à l'aide des moyennes et des médianes de chaque paramètre sur chaque point de prélèvement. La comparaison des ACP (Figure 25) obtenues avec les moyennes, les médianes, les log (moyenne + 1) et les log (médiane + 1) en 2002 montre qu'il est préférable d'utiliser la formule log(médiane + 1) car :

- la médiane est un indicateur plus adapté que la moyenne pour la représentation de données environnementales dont les distributions ne sont pas normales,
- le logarithme permet de normaliser les distributions et de limiter l'influence de valeurs extrêmes exceptionnelles dont le poids déséquilibre trop les ACP (Bock *et al.*, 1999),
- le fait d'utiliser le log(médiane + 1) est nécessaire dans le cas où des paramètres présenteraient des médianes inférieures à 1.

Les ACP calculées avec le log(médiane+1) de l'ensemble des paramètres pour les trois années de suivi sont présentées sur la Figure 26. Seuls les axes 1 et 2 sont représentés car plus de 80 % de la variance est expliquée par ces deux axes (Tableau 3). Le nuage des variables montre que le premier axe est un axe d'opposition entre la salinité et un groupe de paramètres contenant la chlorophylle, la phéophytine, le nitrate, le phosphate et l'ammonium. En 2001, ce groupe de paramètres contient en plus le silicate et l'oxygène de surface ; en 2002 et 2003, la température. Le deuxième axe n'est corrélé à aucun paramètre en 2001, alors qu'il est corrélé à l'oxygène du fond en 2002 puis à l'oxygène de surface en 2003. Les variables non interprétables, car mal représentées (corrélations inférieures à 0,6), sont en 2001, la température et l'oxygène du fond ; en 2002, le silicate et l'oxygène de surface, et en 2003, le silicate et l'oxygène du fond. Chaque nuage

des individus met en évidence un net gradient entre les données de la côte Ouest Cotentin, de la baie des Veys et de l'Est de la baie de Seine. Il faut noter que le point de Luc est tous les ans corrélé, non pas à l'axe 1, mais à l'axe 2. Il en est de même pour le point de Géfosse en 2002. Les points situés au centre des nuages ne sont pas bien représentés. Il s'agit de Grandcamp en 2002 et de Géfosse, Grandcamp et Antifer en 2003.

L'étude des nuages des variables met en évidence en 2002 et 2003, la non corrélation entre le silicate, l'oxygène de surface, l'oxygène du fond et un ensemble constitué du nitrate, de l'ammonium, du phosphate, de la chlorophylle et de la phéophytine. La mauvaise représentation du silicate peut s'expliquer par le fait que le silicate est un sel qui présente de faibles concentrations pendant une période plus ou moins longue au cours de la période productive. La médiane de ce sel sur l'ensemble des points est donc globalement comparable. Le fait qu'il soit significatif en 2001 est à relier aux débits exceptionnels des fleuves qui ont provoqué des concentrations de silicate élevées dans l'est de la baie de Seine alors que la côte Ouest Cotentin est très peu influencée par les apports fluviaux à cette période. L'oxygène dissous de surface et l'oxygène dissous du fond ne sont pas corrélé entre eux, ni avec les autres variables. La différence entre ces deux paramètres se voit déjà sur les courbes d'évolution saisonnière où l'oxygène de surface est soumis à de fortes sursaturations alors qu'au fond, les sursaturations sont moins fréquentes et d'intensité moindre.

Ces ACP mettent en évidence une opposition, i.e. un gradient d'eutrophisation, entre la côte Ouest Cotentin, qui présente de faibles concentrations de chlorophylle et de sels nutritifs, et l'est de la baie de Seine, où les concentrations de chlorophylle et de sels nutritifs sont élevées. Ce gradient d'eutrophisation peut être séparé en quatre segments : la côte Ouest Cotentin, la baie des Veys, Luc et l'Est de la baie de Seine. Le premier et le dernier sont très bien représentés sur l'axe 1, ainsi que Luc sur l'axe 2.

En conclusion, si les ACP indiquent bien que les masses d'eaux normandes s'étirent le long d'un gradient d'eutrophisation de la côte Ouest Cotentin jusqu'à l'estuaire de Seine, elles ne permettent pas d'évaluer les niveaux d'eutrophisation de chaque masse d'eau. Il est donc nécessaire de définir plus précisément des indicateurs et des seuils d'eutrophisation.

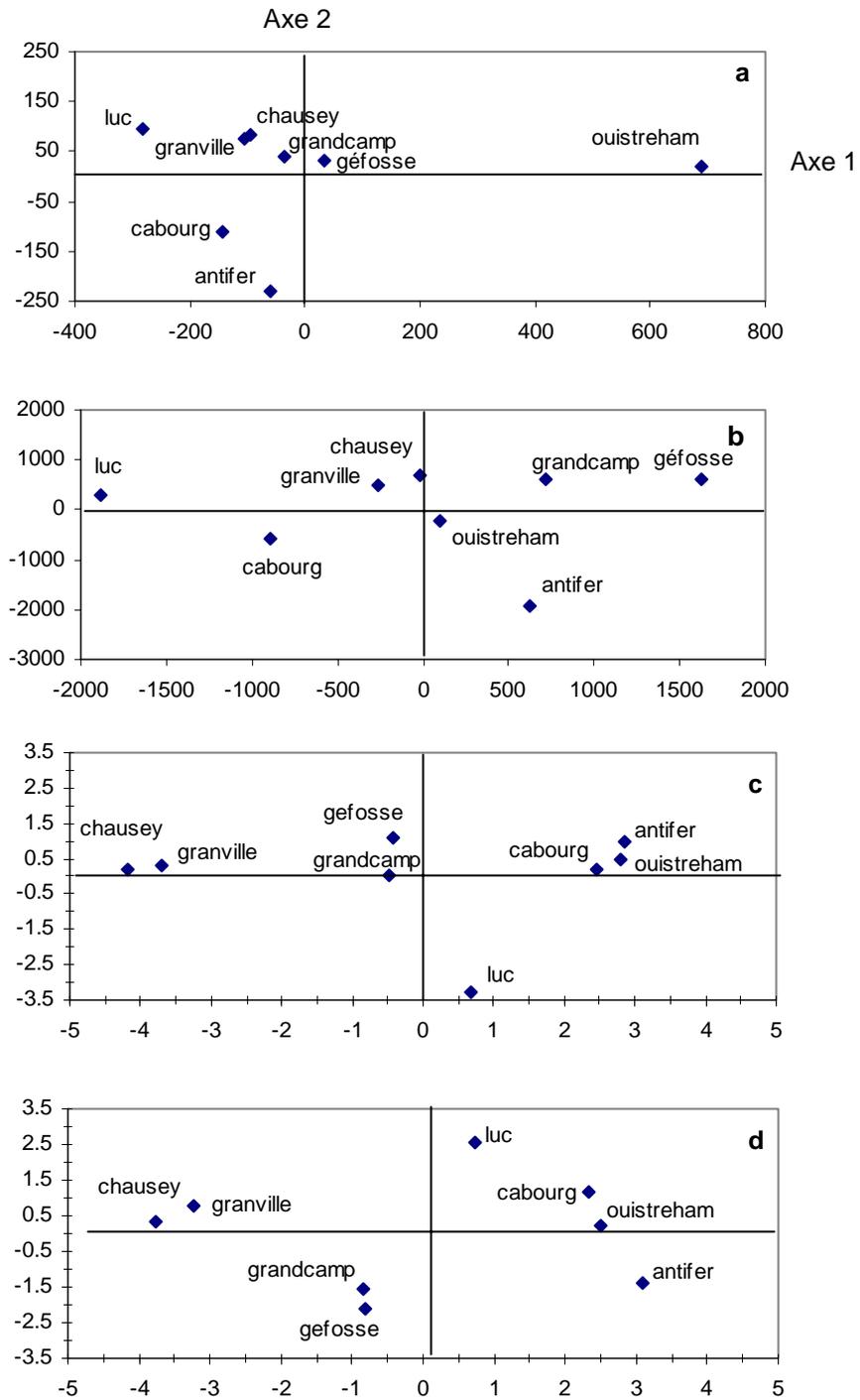


Figure 25 : Représentation du nuage des individus dans le plan 1x2. (a) ACP non normée des moyennes 2002, (b) ACP non normée des médianes 2002, (c) ACP normée du log(moyenne+1) 2002, (d) ACP normée du log(médiane+1) 2002.

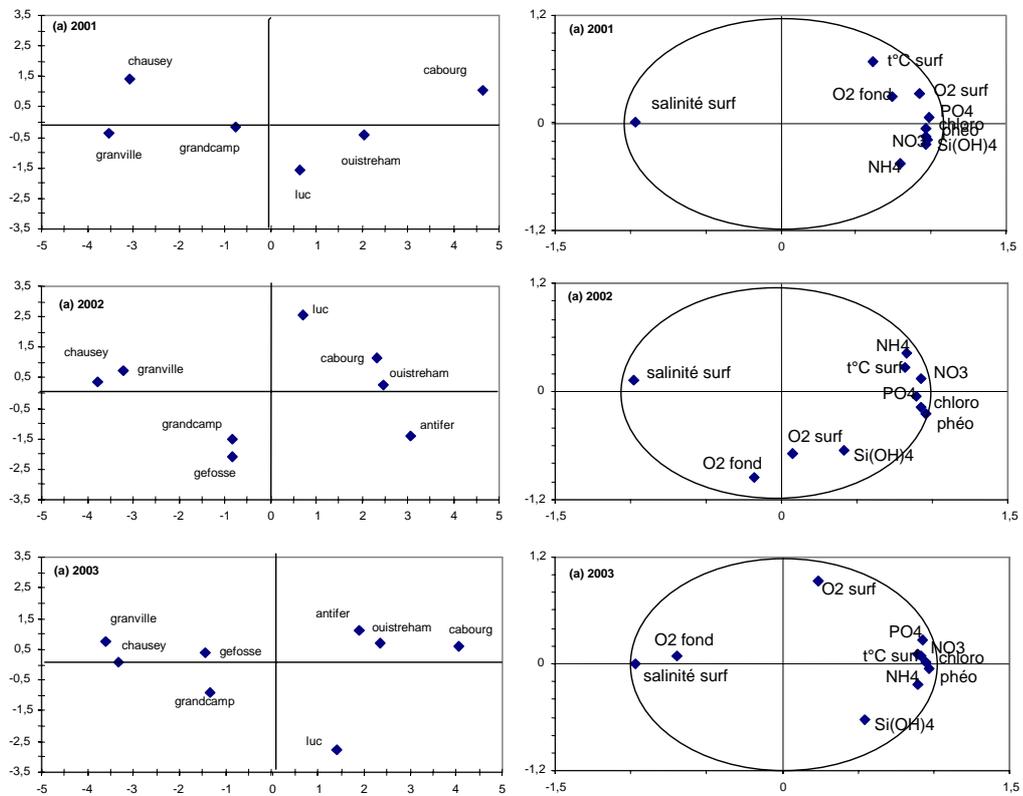


Figure 26 : Nuages des individus et des variables obtenus avec le logarithme (médiane +1) pour chaque année de suivi sur chaque point de prélèvement et avec l'ensemble des variables biologiques, sels nutritifs et physiques.

5. Evaluation et choix d'indicateurs d'eutrophisation adaptés aux eaux normandes

5.1. Introduction

		Aucun symptôme d'eutrophisation	Milieu riche ou eutrophe	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 4 : Grille d'évaluation du niveau d'eutrophisation des eaux côtières de la Manche proposée en 2002 (Daniel et Le Goff, 2002).

Aucun indicateur d'eutrophisation n'est communément admis au niveau européen ou français. Toutefois, certains pays ou organismes ont proposés plusieurs types d'indicateurs, associés ou non à des seuils, généralement en utilisant l'approche classique « eau douce » (Carlson, 1977), c'est à dire en utilisant des paramètres tels que les sels nutritifs, la transparence de l'eau et la chlorophylle.

Un indice intégré TRIX, qui prend en compte plusieurs paramètres de base (chlorophylle, O₂, NID, PO₄), a ainsi été proposé par Vollenweider et *al.* (1998) : cet indice est évalué pour les eaux normandes au prochain chapitre.

Le rapport « L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe » de Ménesguen *et al.* (2001) rassemble les différents seuils présentés par plusieurs pays du nord de l'Europe et par les Etats Unis. Il a servi de base à l'élaboration d'une grille d'évaluation du niveau d'eutrophisation (Tableau 4) dans le premier rapport de synthèse du RHLN (Daniel et Le Goff, 2002). Or, pour que la présente étude puisse servir de base à l'élaboration d'un réseau de surveillance répondant aux exigences de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), cette grille doit évoluer pour proposer un classement des eaux côtières non plus en 3, mais en 5 classes (Tableau 5). En accord avec les arguments avancés pour constituer la première grille du RHLN, les indicateurs d'eutrophisation restent la chlorophylle, l'oxygène dissous de surface et du fond, le phytoplancton, les sels nutritifs et les macroalgues. De façon à évaluer la pertinence des différents indicateurs et aider à la définition de seuils, les données sont présentées dans les chapitres suivants sous la forme de « boîtes à moustaches » qui permettent de représenter graphiquement différents critères (médiane,

moyenne, valeurs maximales et minimales, percentiles à 10, 25, 75 et 90 %) pour chaque point de prélèvement et pour chaque année de suivi.

très bon état	bon état	état moyen	état médiocre	état mauvais
---------------	----------	------------	---------------	--------------

Tableau 5 : Classification en 5 classes des états écologiques selon la DCE et correspondance avec le code couleur utilisé dans ce rapport.

D'autre part, comme seules 4 stations du RHLN sont suivies sur l'ensemble de l'année civile, les résultats obtenus en période hivernale n'ont pas été retenus dans l'évaluation du degré d'eutrophisation. En effet, comme les conditions physiques ne permettent pas le développement d'une production phytoplanctonique en hiver, on peut considérer que les eaux normandes ne sont alors qu'une simple zone de transit des nutriments d'origine fluviale vers le large. Il a semblé plus judicieux d'utiliser seulement les résultats obtenus en période « productive » car cette période illustre à la fois les pressions anthropiques sur le milieu et leurs conséquences. Nous avons choisi de ne pas définir la période productive comme une période fixe (ex : 1^{er} mai au 30 septembre), mais de prendre réellement en compte la variabilité de la biomasse dans les différentes masses d'eaux. Le début de la période productive a été fixé au moment où la teneur en chlorophylle dépasse 2 µg/l en étant associée à une diminution de la teneur en sels nutritifs, notamment du silicate. Par contre, la fin de la période productive a été arbitrairement fixée au 30 septembre, plutôt qu'au moment où la concentration en chlorophylle devient inférieure à 2 µg/l, de façon à tenir compte d'éventuels blooms automnaux.

Les abréviations suivantes sont couramment utilisées dans ce chapitre : GV pour Granville, CH pour Chausey, AG pour Agon, PI pour Pirou, SV pour St Vaast, SG pour St Germain de Varreville, GE pour Géfosse, GC pour Grandcamp, LU pour Luc sur Mer, OU pour Ouistreham, CA pour Cabourg, AN pour Antifer.

5.2. Index intégré TRIX

Vollenweider *et al.* (1998) ont proposé un index trophique (TRIX) qui permet de caractériser l'état trophique des eaux côtières en intégrant les paramètres les plus représentatifs de cet état, qui sont selon eux, le pourcentage de saturation en oxygène dissous, la chlorophylle, les concentrations en azote inorganique dissous et en phosphate. Ils considèrent en effet que l'état trophique dépend de la disponibilité en azote et en phosphore pour la production primaire. Comme la production primaire n'est que rarement mesurée en routine, ils représentent la biomasse phytoplanctonique par la chlorophylle et l'intensité de la production du système par le pourcentage de saturation en oxygène.

L'index TRIX des quatre variables ($\Delta O_2 = |\%O_2 - 100|$, chlorophylle, NID, PID) est égal à :

$$TRIX = k/n \sum_{i=1}^n ((M-L)/(U-L))_i$$

avec k = nombre de classes (fixé à 10), n = nombre de paramètres (4 dans notre cas), M = valeur mesurée du paramètre, U = limite haute, L = limite basse.

Ce premier calcul a été transformé en logarithme pour normaliser la distribution des données, ce qui donne la formule :

$$TRIX = k/n \sum_{i=1}^n ((\log M - \log L)/(\log U - \log L))_i$$

Le problème de cet indice est la définition des limites extrêmes. En effet, Vollenweider a tout d'abord considéré que, de façon à exclure les valeurs extrêmes qui sont peu souvent observées, U et L doivent être définis comme égaux à la moyenne ± 2 fois l'écart type. En appliquant ce calcul aux données du RHLN obtenues en période productive, on observe qu'étant donné la dispersion des valeurs sur certains points, la moyenne $- 2$ fois l'écart type conduit bien souvent à des valeurs négatives. Nous avons donc dû résoudre à considérer comme limite basse le seuil de détection analytique de chaque paramètre. L'évolution saisonnière du paramètre TRIX sur chaque point de prélèvement est représentée sur la Figure 28. Si on observe un décalage en période estivale entre les valeurs TRIX de la côte Ouest Cotentin et celles de la baie de Seine Est, la synthèse représentée par les boîtes à moustaches (Figure 29, indice TRIX) ne permet pas de mettre en évidence un gradient net entre ces deux zones. Ce problème est dû à la différence entre nos valeurs extrêmes qui est beaucoup plus élevée que celle du jeu de données utilisé par Vollenweider.

De façon à résoudre ce problème des valeurs extrêmes qui permet difficilement de comparer des points de prélèvement entre eux, Vollenweider a choisi de fixer arbitrairement la différence entre les deux extrêmes haute et basse à 3 log avec le log de la valeur limite basse fixé à $- 1,5$. En appliquant ces extrêmes, on voit qu'un meilleur gradient se dessine entre la côte Ouest Cotentin et la baie de Seine Est (Figure 29, indice TRIX*) mais il n'est pas encore suffisant pour bien distinguer les différents points entre eux.

En l'état (des travaux sont actuellement en cours au niveau européen pour essayer d'améliorer cet indice intégré), cet indice ne permet pas de bien évaluer les niveaux d'eutrophisation des masses d'eau normandes.

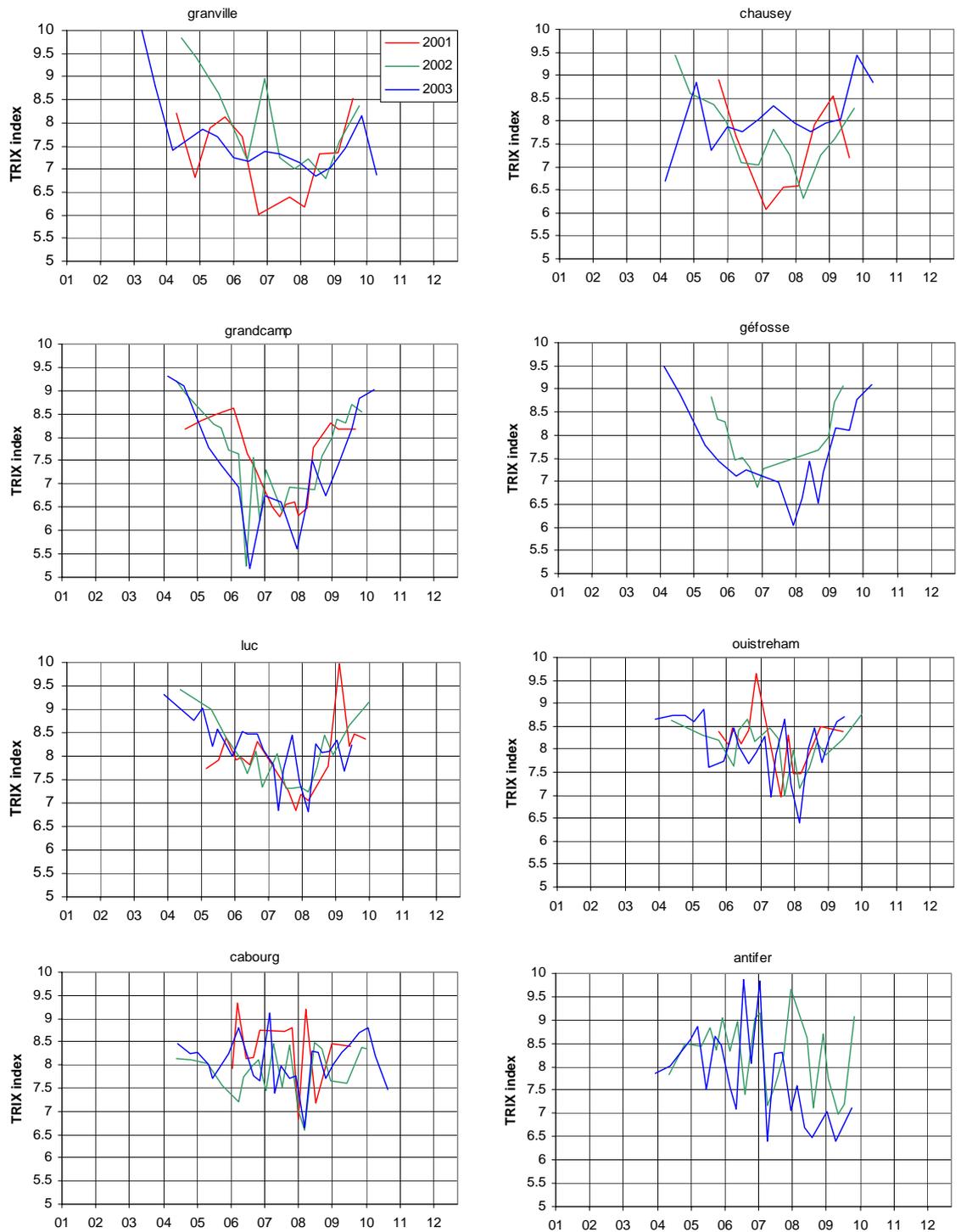


Figure 28 : Evolution saisonnière de l'indice TRIX au cours des trois années de suivi sur l'ensemble des points de prélèvement.

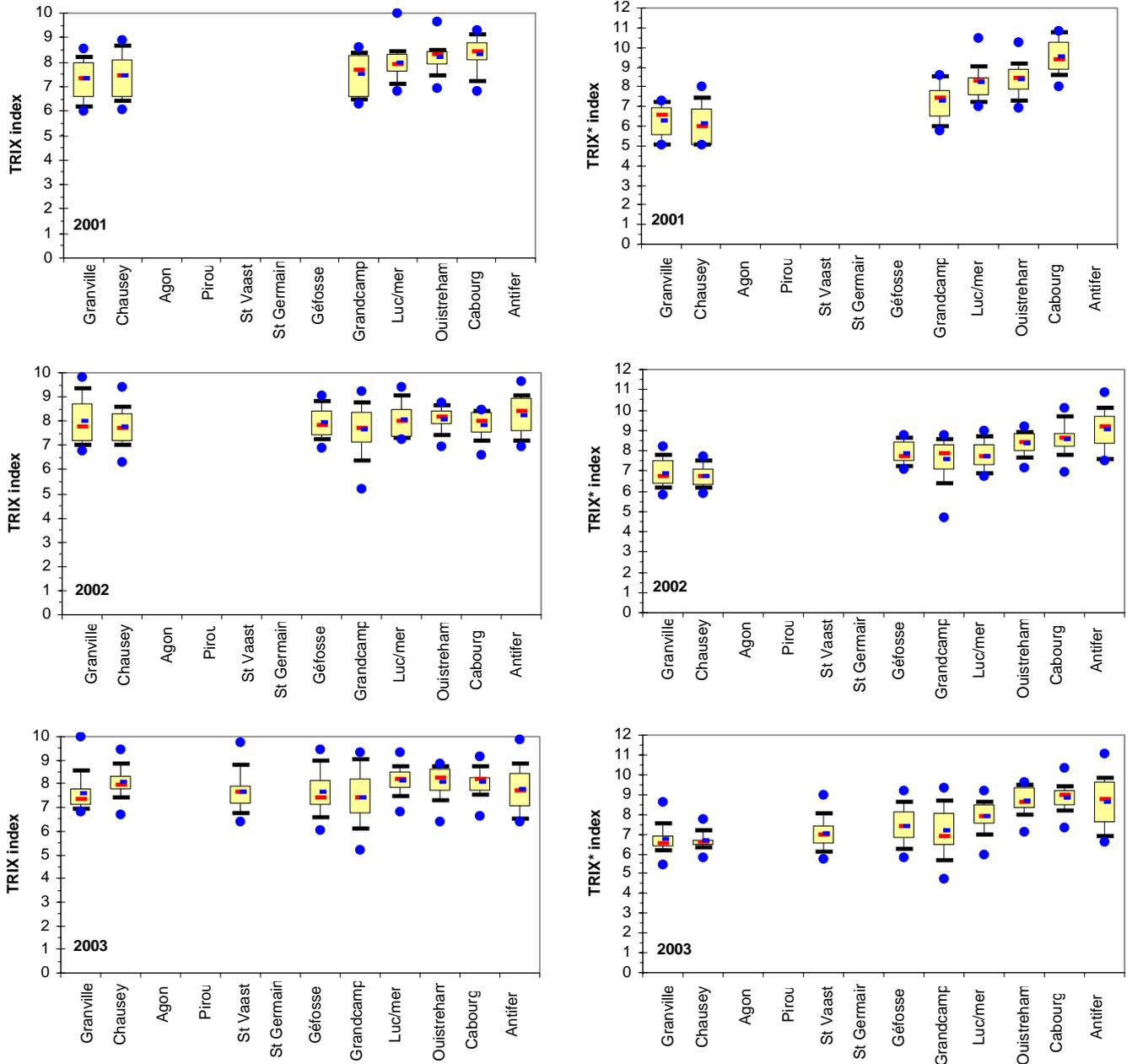


Figure 29 : "Boîtes à moustaches" obtenues pour les valeurs de TRIX et TRIX* sur chaque point de prélèvement au cours des trois années de suivi

(● : valeurs maximales et minimales; — médiane; — moyenne; □ : quartile, — centile)

5.3. Indicateur turbidité

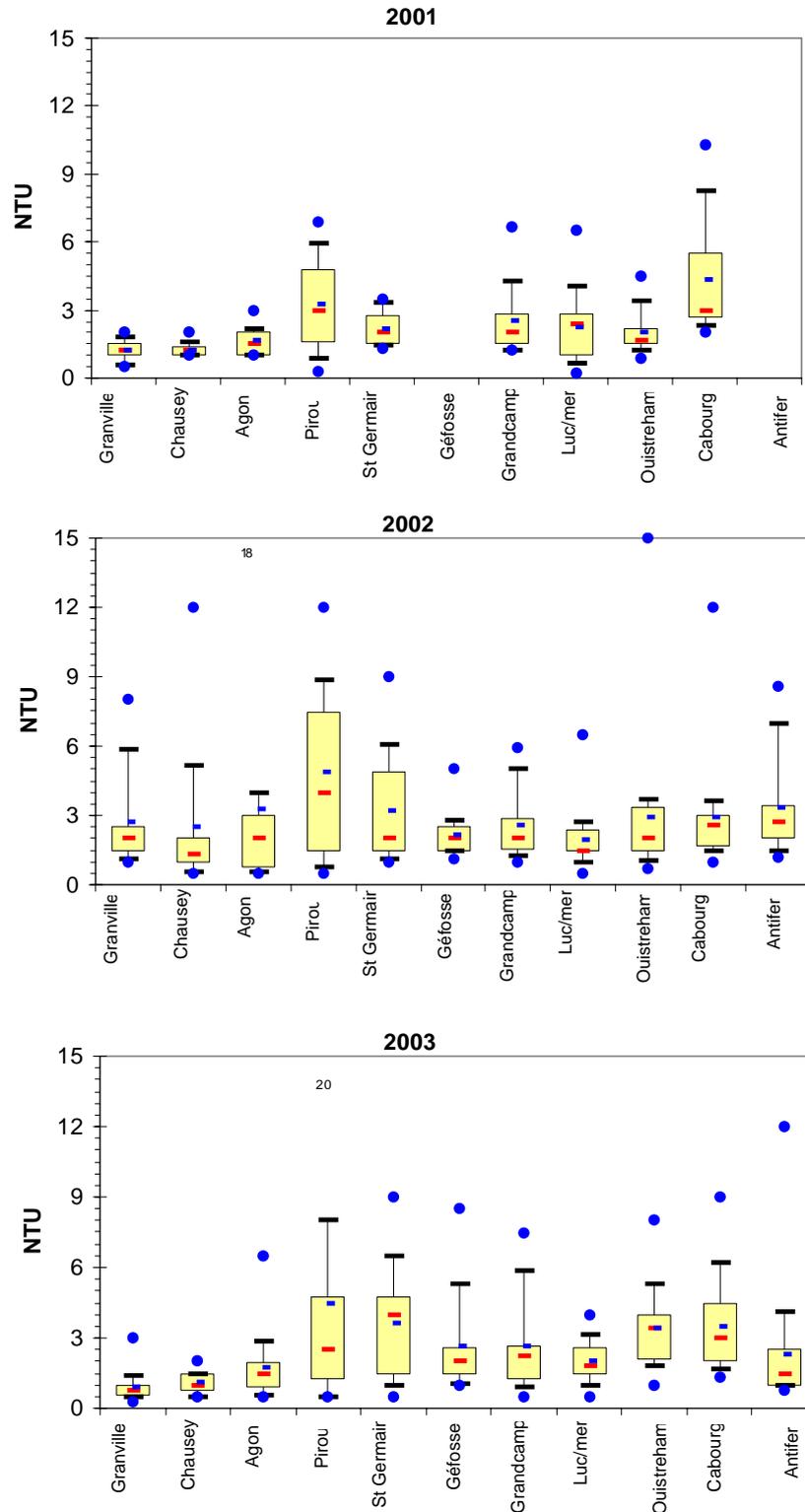


Figure 30 : "Boîtes à moustaches" obtenues pour les valeurs de turbidité sur chaque point de prélèvement au cours des trois années de suivi

(● : valeurs maximales et minimales; — médiane; — moyenne; □ : quartile, — centile)

Les boîtes à moustaches (Figure 30) obtenues pour la turbidité sur chacun des points de prélèvement en période productive ne mettent pas en évidence de gradient entre la côte Ouest Cotentin et la baie de Seine. Les valeurs les plus diffuses sont observées à Pirou et St Germain vraisemblablement en raison de la position du point de prélèvement qui est très proche de la plage.

Percentile à 90 %	0 – 5 NTU	5 – 10 NTU	10 – 25 NTU	25 – 40 NTU	> 40 NTU
-------------------	-----------	------------	-------------	-------------	----------

		GV	CH	AG	PI	SV	SG	GE	GC	LU	OU	CA	AN
Percentile 90	2001	1,78	1,60	2,20	5,95		3,30		4,30	4,04	3,40	8,25	
	2002	5,84	5,17	3,95	8,85		6,07	2,80	5,00	2,70	3,70	3,60	6,95
	2003	1,43	1,50	2,85	8,00	4,76	6,50	5,30	5,85	3,16	5,31	6,20	4,10

Tableau 6 : Seuils retenus pour la classification des teneurs de turbidité et grille de caractérisation de l'eutrophisation par l'indicateur turbidité.

* indique qu'il n'y a pas de valeurs lors du premier bloom printanier

Les seuils de turbidité proposés sont ceux utilisés par le Réseau de Suivi Lagunaire (RSL) (Orsoni *et al.*, 2001). Le Tableau 6 montre que, même en utilisant un critère déclassant comme le percentile 90, l'ensemble des points de prélèvement est classé en « très bon état » ou « bon état ».

La turbidité n'est donc pas un indicateur très discriminant pour les eaux normandes. Par contre, cet indicateur pourrait être utile pour comparer les eaux normandes avec des zones ayant des eaux plus turbides.

5.4. Indicateur chlorophylle

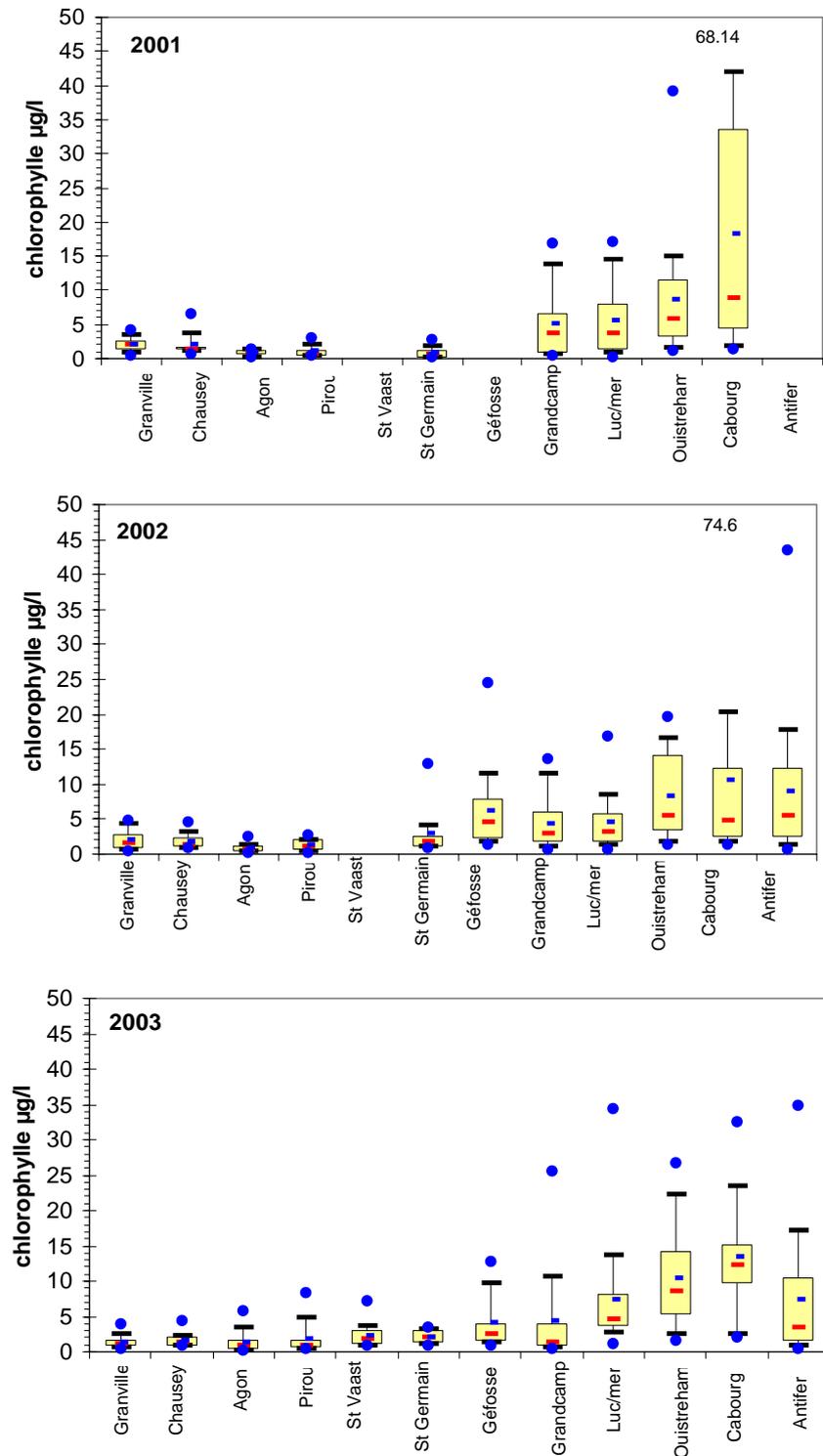


Figure 31 : "Boîtes à moustaches" obtenues pour les valeurs de chlorophylle sur chaque point de prélèvement au cours des trois années de suivi

(● : valeurs maximales et minimales; — médiane; — moyenne; □ : quartile, — centile)

Les boîtes à moustaches obtenues pour la chlorophylle sur chacun des points de suivi au cours des trois périodes productives (Figure 31) mettent en évidence un fort gradient entre les stations de la côte Ouest Cotentin et celles de la baie de Seine Est, et ce pour les trois années de suivi.

La précédente grille RHLN utilisait 3 façons de quantifier la chlorophylle (valeur maximale annuelle, valeur moyenne de la période productive et nombre de blooms). Dans cette étude, seules les variables moyenne, médiane et percentile à 90 % de la période productive ont été retenues (Tableau 7).

Les seuils retenus pour chacune des variables sont basés sur les valeurs proposées par les Etats Unis (4 classes : < 5 µg/l, 5 – 20 µg/l, 20 – 60 µg/l, > 60 µg/l, NOAA 1999), par le SEQ (5 classes : < 10 µg/l, 10 – 20 µg/l, 20 – 40 µg/l, 40 – 50 µg/l, > 50 µg/l) et par le Réseau de Suivi Lagunaire (5 classes : < 5 µg/l, 5 – 7 µg/l, 7 – 10 µg/l, 10 – 20 µg/l, > 20 µg/l, Orsini 2001).

Médiane	0 – 2,5 µg/l	2,5 – 5 µg/l	5 – 7,5 µg/l	7,5 – 10 µg/l	> 10 µg/l
Moyenne	0 – 5 µg/l	5 – 10 µg/l	10 – 20 µg/l	20 – 40 µg/l	> 40 µg/l
Percentile à 90 %	0 – 5 µg/l	5 – 10 µg/l	10 – 20 µg/l	20 – 40 µg/l	> 40 µg/l

		GV	CH	AG	PI	SV	SG	GE	GC	LU	OU	CA	AN
Médiane	2001	2,1	1,4*	1,0*	0,7*		0,8*		3,8	3,8	5,8*	8,9*	
	2002	1,5	1,3	0,8	1,1		1,9*	4,6	2,9	3,1	5,4	4,7	5,5
	2003	1,2	1,4	0,8	0,9	1,9	2,2*	2,6	1,5	4,6	8,6	12,3	3,5
Moyenne	2001	2,1	2,1*	0,9*	1,1*		0,9*		5,1	5,7	8,7*	18,3*	
	2002	2,0	1,9	0,9	1,3		2,9*	6,3	4,4	4,6	8,2	10,7	8,9
	2003	1,5	1,7	1,5	2,0	2,4	2,2*	4,1	4,4	7,4	10,4	13,6	7,4
Percentile 90	2001	3,5	3,7*	1,4*	2,1*		2,0*		14,0	14,6	15,1*	42,0*	
	2002	4,5	3,3	1,3	2,1		4,3*	11,3	11,7	8,6	16,6	20,3	17,8
	2003	2,5	2,4	3,6	4,9	3,8	3,3*	9,9	10,8	13,6	22,3	23,6	17,2

Tableau 7 : Seuils retenus pour la classification des teneurs en chlorophylle et grille de caractérisation de l'eutrophisation par l'indicateur chlorophylle.

* indique qu'il n'y a pas de valeurs lors du premier bloom printanier

Quelle que soit la variable utilisée (médiane, moyenne et percentile 90), les côtes Ouest et Est Cotentin sont classées dans la classe très bon état écologique. La baie des Veys peut être considérée comme une zone intermédiaire (bon état à état moyen) alors que l'Est de la baie de Seine est classé en état moyen à mauvais (Tableau 7).

On propose d'utiliser de préférence la variable percentile 90 pour l'indicateur chlorophylle de façon à bien prendre en compte l'amplitude des pics très intenses et brefs relevés en baie de Seine qui ont tendance à être masqués lors de l'utilisation de la moyenne ou de la médiane.

5.5. Indicateur oxygène

L'indicateur oxygène peut être représenté de deux façons : la concentration en oxygène et le pourcentage de saturation.

La concentration en oxygène dissous représente l'oxygène disponible pour les organismes vivants dans la masse d'eau. De faibles concentrations en oxygène dissous correspondent à des situations d'hypoxies, voire d'anoxie.

Le pourcentage de saturation est calculé en rapportant la concentration en oxygène dissous à la solubilité, qui est fonction de la salinité et de la température. Ce pourcentage de saturation met en évidence soit une consommation d'oxygène (sous saturation), soit une production d'oxygène (sur saturation). La saturation en oxygène dissous peut être considérée comme un indicateur de la productivité du système. Une forte productivité peut entraîner un éventuel problème d'hypoxie lors de la décomposition de la matière organique produite.

5.5.1. Indicateur concentration en oxygène dissous

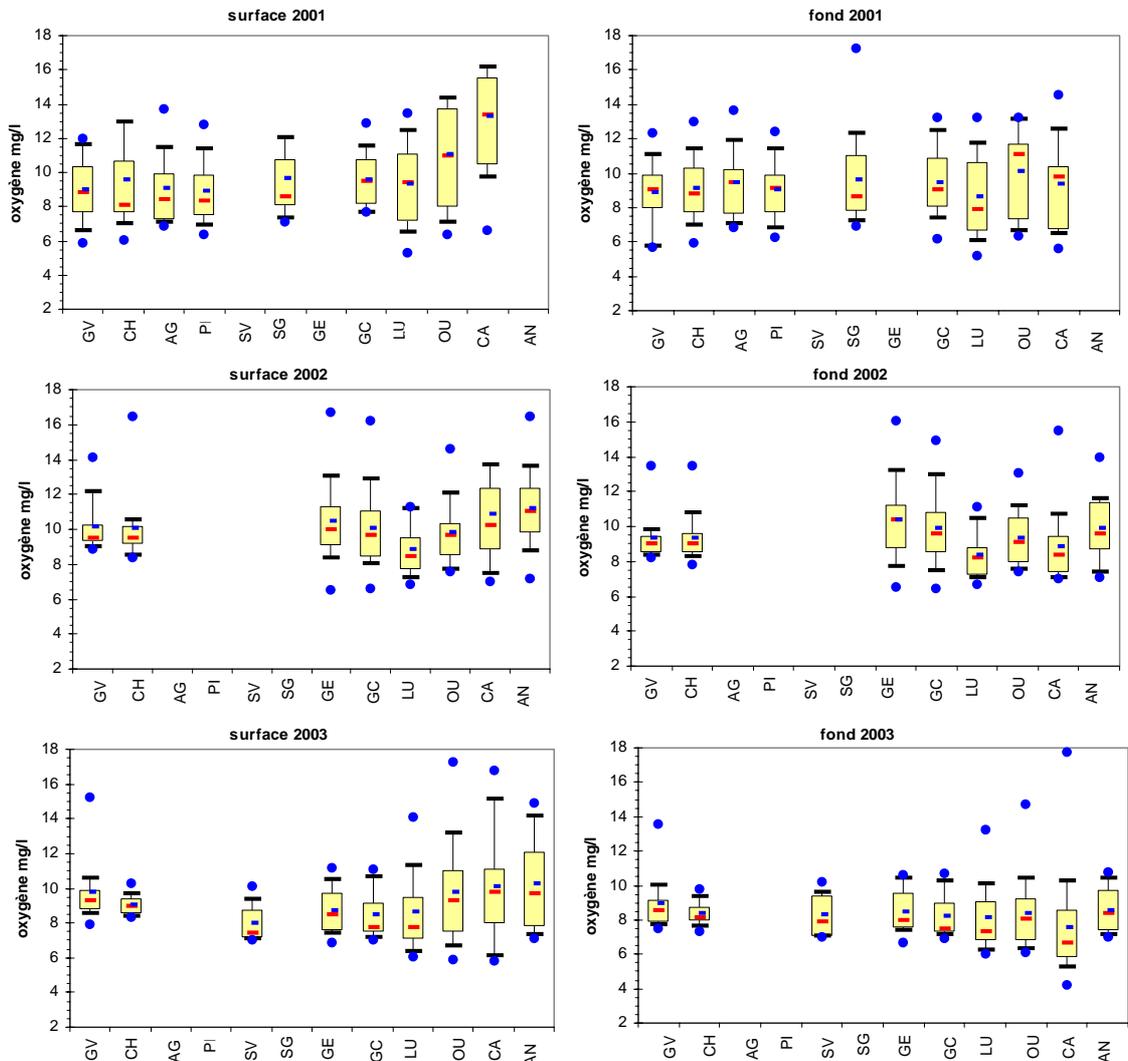


Figure 32 : "Boîtes à moustaches" obtenues pour les concentrations en oxygène dissous en surface et au fond sur chaque point de prélèvement au cours des trois années de suivi.

(● : valeurs maximales et minimales; — médiane; — moyenne; □ : quartile, — centile)

Moyenne	> 5,0 mg/l	3,0 – 4,9 mg/l	2,0 – 2,9 mg/l	1,0 – 1,9 mg/l	< 1 mg/l
Médiane					
Percentile 10					
Minimum					

SURF		GV	CH	AG	PI	SV	SG*	GE	GC	LU	OU	CA	AN
Moyenne	2001	9,0	9,6	9,1	8,9		9,7		9,6	9,3	11,1	13,3	
	2002	10,2	10,1					10,5	10,1	8,8	9,8	10,9	11,2
	2003	9,8	9,1			8,0		8,7	8,5	8,7	9,8	10,2	10,2
Médiane	2001	8,9	8,1	8,4	8,3		8,6		9,5	9,4	11,0	13,4	
	2002	9,5	9,5					10,0	9,7	8,5	9,6	10,2	11,1
	2003	9,3	9,0			7,5		8,5	7,7	7,8	9,3	9,8	9,8
Percentile 10	2001	6,6	7,0	7,1	6,9		7,4		7,7	6,5	7,1	9,8	
	2002	9,0	8,6					8,4	8,0	7,3	7,7	7,5	8,8
	2003	8,6	8,4			7,1		7,5	7,2	6,4	6,7	6,1	7,3
Minimum	2001	5,8	6,0	6,9	6,4		7,1		7,7	5,3	6,4	6,6	
	2002	8,8	8,4					6,5	6,6	6,8	7,6	7,0	7,1
	2003	7,9	8,3			7,1		6,8	7,0	6,0	5,9	5,9	7,1
FOND		GV	CH	AG	PI	SV	SG*	GE	GC	LU	OU	CA	AN
Moyenne	2001	8,9	9,1	9,5	9,1		9,6		9,5	8,7	10,1	9,4	
	2002	9,4	9,4					10,4	9,9	8,4	9,4	8,9	9,9
	2003	9,0	8,4			8,3		8,5	8,3	8,1	8,4	7,6	8,6
Médiane	2001	9,1	8,8	9,4	9,2		8,7		9,1	7,9	11,1	9,8	
	2002	9,0	9,0					10,4	9,6	8,2	9,2	8,4	9,6
	2003	8,6	8,2			7,9		7,9	7,5	7,4	8,1	6,7	8,4
Percentile 10	2001	5,8	7,0	7,1	6,9		7,2		7,4	6,1	6,7	6,5	
	2002	8,4	8,3					7,7	7,5	7,1	7,6	7,1	7,4
	2003	7,7	7,7			7,1		7,4	7,2	6,2	6,4	5,3	7,2
Minimum	2001	5,7	5,9	6,9	6,3		6,9		6,2	5,2	6,3	6,6	
	2002	8,2	7,8					6,5	6,5	6,7	7,4	7,0	7,1
	2003	7,5	7,3			7,0		6,7	6,9	6,0	6,1	4,2	7,0

Tableau 8 : Seuils retenus pour la classification des teneurs en oxygène dissous et grille de caractérisation de l'eutrophisation par l'indicateur oxygène dissous en surface et au fond.

Les boîtes à moustaches présentant les concentrations en oxygène dissous sont représentées sur la Figure 32. Elles ne mettent pas en évidence un gradient net entre la côte Ouest Cotentin et la baie de Seine. Il existe également peu de différences entre l'oxygène dissous mesuré en surface et au fond sur la même station.

D'après Ménesguen *et al.* (2001), deux concentrations seuils en oxygène dissous sont mises en évidence dans la littérature : 5 mg/l qui correspond à la limite supérieure du domaine hypoxique et 2 mg/l qui correspond à la limite en dessous de laquelle sont rapportées des mortalités massives. Entre ces deux seuils, il a été observé des réactions d'évitement de la faune. Les seuils proposés dans le Tableau 8 correspondent à ceux décrits par Beaupoil et Bornens (1997). A une exception près, toutes les valeurs de moyenne, de médiane, de percentile 10 et minimales sont supérieures à 5 mg/l tant au fond qu'en surface. L'ensemble des côtes normandes est classé dans la classe « très bon état » pour l'indicateur oxygène dissous, à l'exception de Cabourg en 2003 qui a enregistré une valeur minimale de 4,22 mg/l. Le fait qu'aucune anoxie ne soit enregistrée dans les eaux du fond de la baie de Seine, malgré la présence d'une forte concentration de chlorophylle dans la colonne d'eau, est très vraisemblablement à relier à l'intensité de l'hydrodynamisme local.

Nous proposons d'utiliser le percentile à 10 % comme variable pour l'indicateur "concentration en oxygène dissous" dans les eaux normandes. Le percentile 10 % permet en effet de mieux prendre en compte les désoxygénations ponctuelles que la moyenne et la médiane. De plus, il semble judicieux de ne prendre en considération que les concentrations d'oxygène au fond car, si des hypoxies devaient se produire, c'est au fond qu'elles seraient les plus sensibles : nous proposons de conserver seulement le paramètre concentration en oxygène dissous dans les eaux du fond.

5.5.2. Indicateur pourcentage de saturation en oxygène dissous

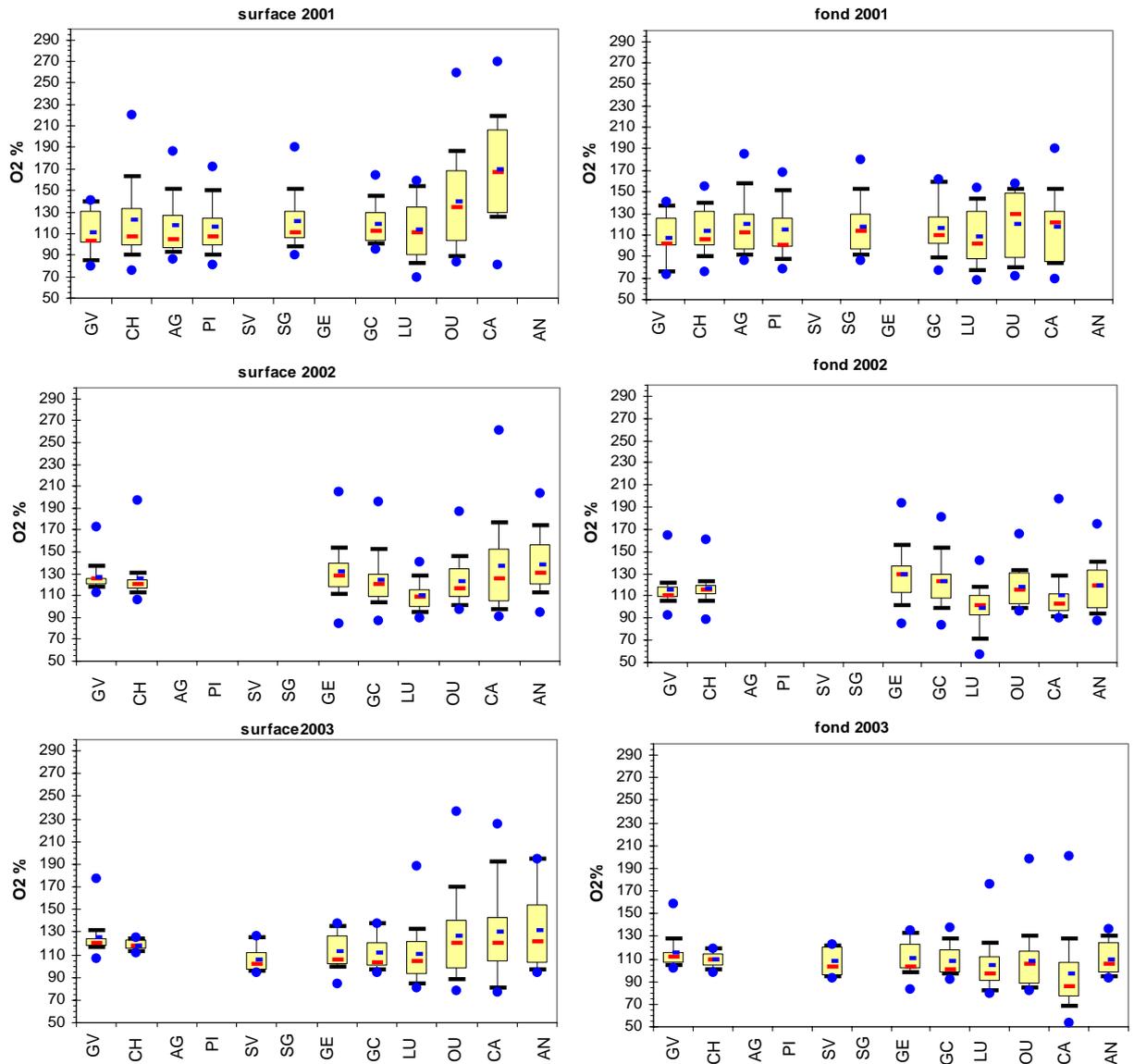


Figure 33 : "Boîtes à moustaches" obtenues pour les valeurs de pourcentage de saturation d'oxygène dissous en oxygène dissous sur chaque point de prélèvement au cours des trois années de suivi.

(● : valeurs maximales et minimales; — médiane; — moyenne; □ : quartile, — centile)

Les boîtes à moustaches (Figure 33) obtenues avec l'indicateur "pourcentage de saturation en oxygène dissous" mettent en évidence une différence entre les valeurs de surface et celles du fond. Une certaine homogénéité des valeurs est observée au fond (mises à part les valeurs maximales) alors qu'en surface il se dégage un gradient entre les percentiles 90 de la côte Ouest Cotentin et ceux de la baie de Seine.

Deux classes de seuils sont proposées de façon à suivre l'amplitude des résultats obtenus en Normandie : l'une pour la médiane et la moyenne et l'autre pour le percentile 90.

Médiane	0 – 10 ΔO_2	11 – 20 ΔO_2	21 – 30 ΔO_2	31 – 40 ΔO_2	> 40 ΔO_2
Moyenne					
Percentile à 90 %	0 – 30 ΔO_2	31 – 50 ΔO_2	51 – 70 ΔO_2	71 – 90 ΔO_2	> 90 ΔO_2

SURF		GV	CH	AG	PI	SV	SG	GE	GC	LU	OU	CA	AN
Médiane	2001	4,0	7,35*	4,2*	7,8*		11,1*		12,8	10,8	34,9*	67,0*	
	2002	25,0	20,0					27,7	20,7	8,7	16,5	25,5	30,3
	2003	20,7	17,0					5,1	2,7	4,7	21,0	20,1	21,5
Moyenne	2001	1,8	22,4*	18,1*	16,1*		21,1*		18,8	14,2	39,4*	70,1*	
	2002	27,5	25,9					31,8	24,8	10,0	23,2	36,7	38,2
	2003	25,5	18,6			6,1		12,6	11,6	10,6	26,2	30,7	32,0
Percentile 90	2001	39,3	63,7*	52,1*	50,4*		52,0*		44,5	54,4	87,2*	119,1*	
	2002	37,3	30,7					54,4	52,4	27,9	45,8	77,0	74,6
	2003	31,7	24,8			25,7		36,0	37,8	32,8	70,5	92,1	94,4
FOND		GV	CH	AG	PI	SV	SG	GE	GC	LU	OU	CA	AN
Médiane	2001	2,3	5,9*	13,2*	0,5*		13,8*		9,5	2,2	29,4*	21,6*	
	2002	10,6	15,7					30,1	23,2	1,4	15,9	3,3	19,4
	2003	12,1	8,9			2,9		2,7	0,4	-3,5	5,2	6,0	5,3
Moyenne	2001	7,6	13,3*	20,9*	14,8*		18,0*		16,3	9,2	19,7*	18,2*	
	2002	16,1	17,0					29,5	22,6	0,2	18,3	10,9	19,7
	2003	16,0	9,5			7,7		10,9	8,5	4,1	8,6	3,6	9,6
Percentile 90	2001	37,7	39,7*	58,0*	51,6*		53,2*		59,4	43,6	53,1*	53,4*	
	2002	22,2	23,3					55,5	53,8	18,8	33,7	28,1	40,7
	2003	27,9	19,4			21,2		33,4	27,8	23,7	30,9	27,9	30,2

Tableau 9 : Seuils retenus pour la classification du $\Delta O_2 = |[O_2]-100|$ et grille de caractérisation de l'eutrophisation par l'indicateur pourcentage de saturation en oxygène dissous en surface et au fond.

* indique que le suivi a débuté après le premier bloom printanier.

La grille de caractérisation de l'eutrophisation ainsi obtenue (Tableau 9) indique pour certains points des eaux de fond en bon état alors que les eaux de surface sont en mauvais état. Le but étant d'utiliser l'indicateur pourcentage de saturation en oxygène dissous comme représentant de l'intensité de la production phytoplanctonique, il semble judicieux de ne retenir que les valeurs de surface.

Comme pour l'indicateur chlorophylle et pour l'indicateur concentration en oxygène dissous, le choix de la variable se porte plutôt sur le percentile à 90 % de façon à bien prendre en compte l'amplitude de forts pics ponctuels enregistrés sur certains points.

5.6. Indicateur phytoplancton

La précédente grille du RHLN a proposé deux types d'indicateurs « phytoplancton » : les eaux colorées et les espèces toxiques. De façon à mieux se situer dans la problématique "eutrophisation", il a été choisi de tester 4 nouveaux types d'indicateurs : deux indicateurs de composition (les rapports (non-diatomées/ diatomées) et (dinoflagellés/diatomées)), un indicateur de dominance (indice de Sanders) et un indicateur d'abondance (nombre de blooms supérieurs à 10^5 cellules/l en trois ans).

5.6.1. Indicateur rapport (non-diatomées/diatomées)

Seules les données de phytoplancton renseignées par les flores totales (Granville, Grandcamp, Luc, Cabourg, Antifer) sont prises en compte pour les calculs du rapport (non diatomées/diatomées).

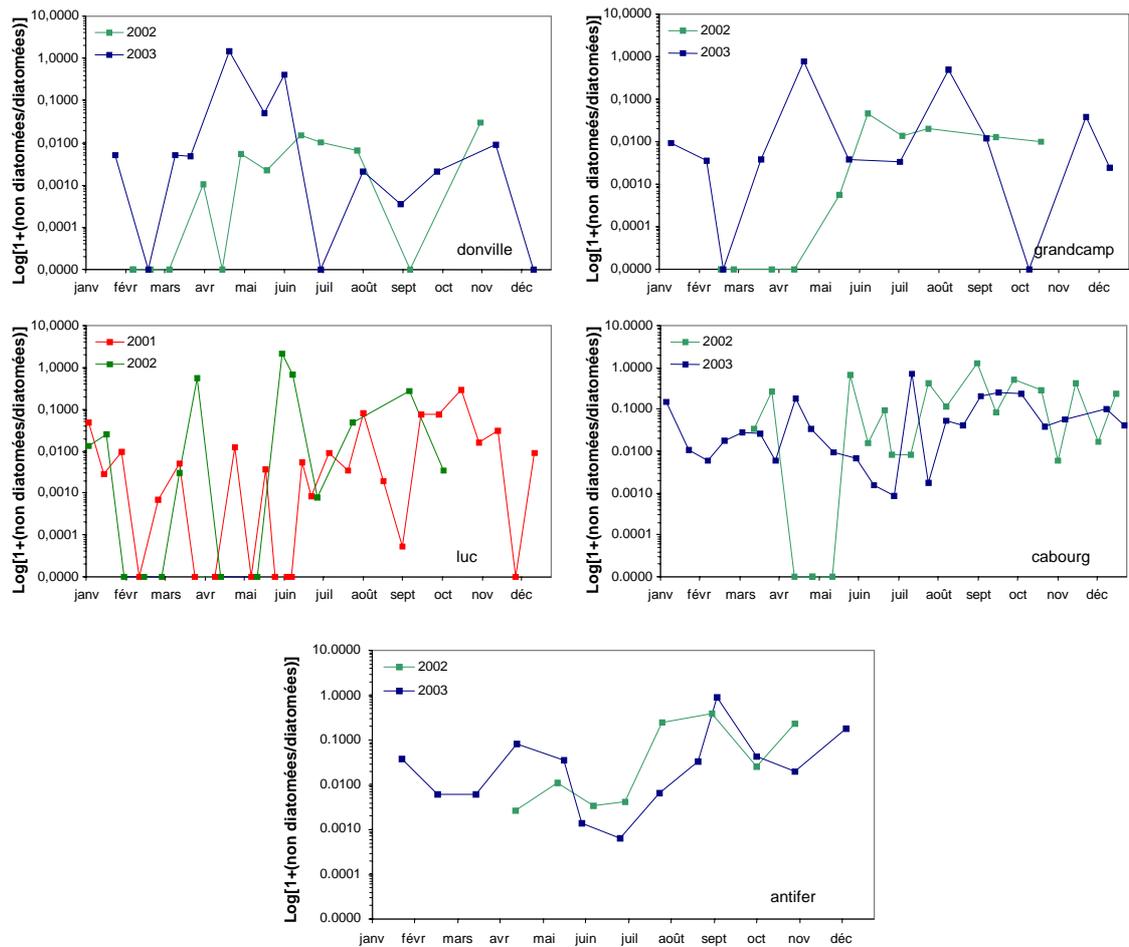


Figure 34 : Evolution saisonnière du logarithme du rapport (nombre de non-diatomées /nombre de diatomées) sur chaque point de prélèvement.

L'évolution saisonnière du logarithme du rapport (nombre de non-diatomées/nombre de diatomées) (Figure 34) montre que les flores sont le plus souvent composées exclusivement de diatomées à Granville et Grandcamp alors que sur Cabourg et Antifer, ceci n'a été observé que deux fois pendant le suivi. Pendant la période productive, le logarithme du rapport se situe entre 0 et 0,1 sur la côte Ouest Cotentin et la baie des Veys. A Cabourg et Antifer, l'amplitude de ce rapport est plus élevée (entre 0,001 et 1). Ce phénomène est mieux mis en évidence sur les boîtes à moustaches (Figure 35), notamment en 2002. Le percentile à 90 % représente mieux que la médiane la plus grande variabilité des valeurs obtenues sur l'Est de la baie de Seine.

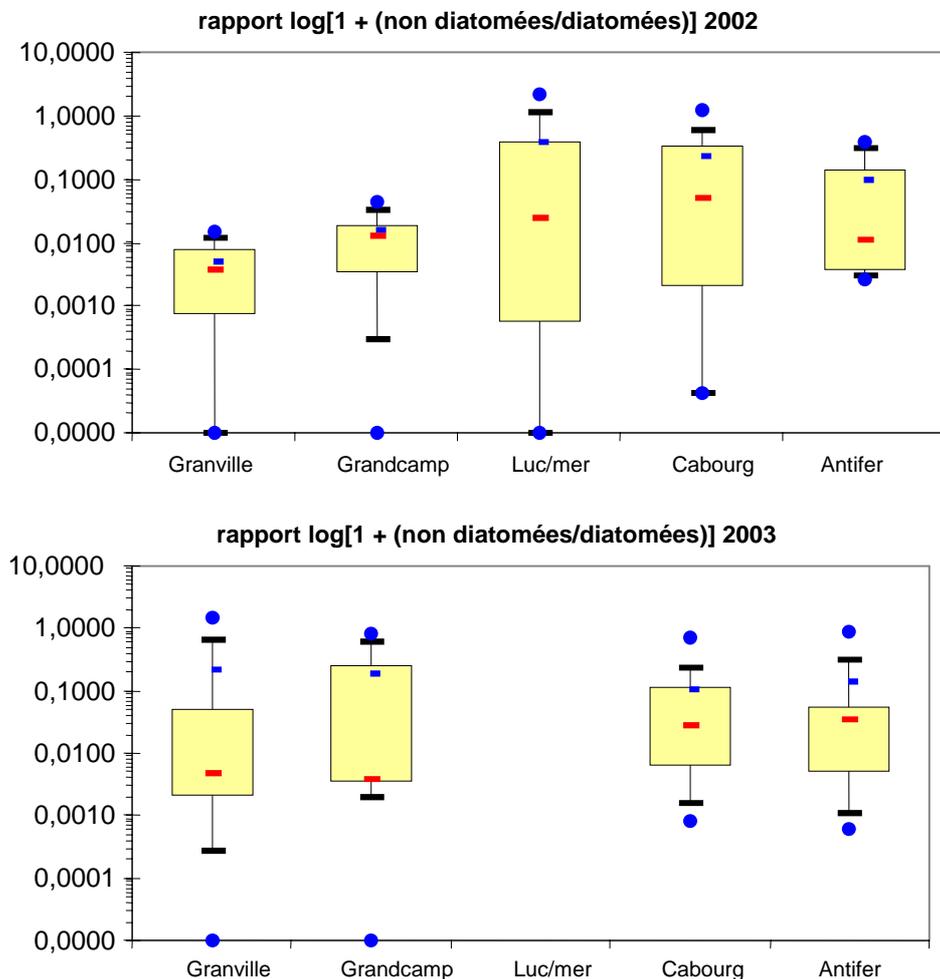


Figure 35 : "Boîtes à moustaches" obtenues pour les valeurs du logarithme du rapport [1 + (nombre de non-diatomées/nombre de diatomées)] sur chaque point de prélèvement au cours des trois années de suivi

(● : valeurs maximales et minimales; — médiane; — moyenne; □ : quartile, — centile)

Comme aucune recommandation n'existe dans la littérature, les seuils ont été fixés arbitrairement de façon à couvrir la gamme des valeurs rencontrées dans les eaux normandes (Tableau 10). Le nombre de flores totales disponibles en période productive est assez limité (entre 6 et 10 suivant le point de prélèvement) du fait de la technicité et du temps de lecture qu'elles nécessitent. De façon à évaluer l'influence du nombre de flores, les calculs de la moyenne, de la médiane et du percentile 90 % ont également été effectués en retirant la valeur maximale : la plupart des points voient leur classement s'améliorer d'un rang, voire deux rangs.

Moyenne					
Médiane	< 0,010	0,010 – 0,050	0,051 – 0,100	0,101 – 0,500	> 0,500
Percentile à 90 %					

		Granville	Grandcamp	Luc	Cabourg	Antifer
Moyenne	2001			0,014		
	2002	0,005	0,016	0,304	0,225	0,097
	2003	0,219	0,189		0,105	0,137
Moyenne*	2001			0,008		
	2002	0,004	0,009	0,146	0,147	0,049
	2003	0,061	0,088		0,061	0,029
Médiane	2001			0,002		
	2002	0,004	0,013	0,025	0,049	0,011
	2003	0,005	0,004		0,028	0,034
Médiane*	2001			0,001		
	2002	0,002	0,013	0,003	0,016	0,008
	2003	0,004	0,004		0,027	0,033
Percentile 90	2001			0,063		
	2002	0,011	0,033	1,124	0,612	0,303
	2003	0,627	0,621		0,239	0,326
Percentile 90*	2001			0,009		
	2002	0,008	0,018	0,445	0,498	0,138
	2003	0,163	0,267		0,202	0,059

Tableau 10 : Seuils retenus pour la classification de l'indicateur « logarithme du rapport [1 + (nombre non diatomées/nombre diatomées)] » et grille de classification des points de suivi par cet indicateur. * indique que la valeur maximale a été retirée du calcul.

Cet indicateur met en évidence l'influence des blooms à très forte concentration cellulaire (ex : *Phaeocystis* ou encore *Prorocentrum*) qu'on retrouve aussi bien sur la côte Ouest Cotentin qu'en baie de Seine.

Cet indicateur ne semble pas pertinent pour caractériser l'eutrophisation des eaux normandes car il nécessite un nombre important de données (dont l'acquisition est coûteuse), et surtout parce qu'il ne permet pas de distinguer nettement les différentes masses d'eaux normandes entre elles.

5.6.2. Indicateur rapport dinoflagellés/diatomées

Seules les données renseignées par les flores totales sont prises en compte pour les calculs du rapport (dinoflagellés/diatomées).

Il a paru intéressant d'étudier le rapport dinoflagellés/diatomées car la présence de dinoflagellés est beaucoup plus importante en été en baie de Seine que sur les côtes du Cotentin. En effet, le $\log[1+(\text{dinoflagellés}/\text{diatomées})]$ est relativement stable (entre 0 et 0,01) tout au long de l'année sur la côte Ouest Cotentin et en baie des Veys, alors qu'il peut varier brutalement de 0 à 1 en baie de Seine (Figure 36). Les boîtes à moustaches de ce rapport (Figure 37) mettent en évidence le gradient Ouest Cotentin – baie de Seine Est.

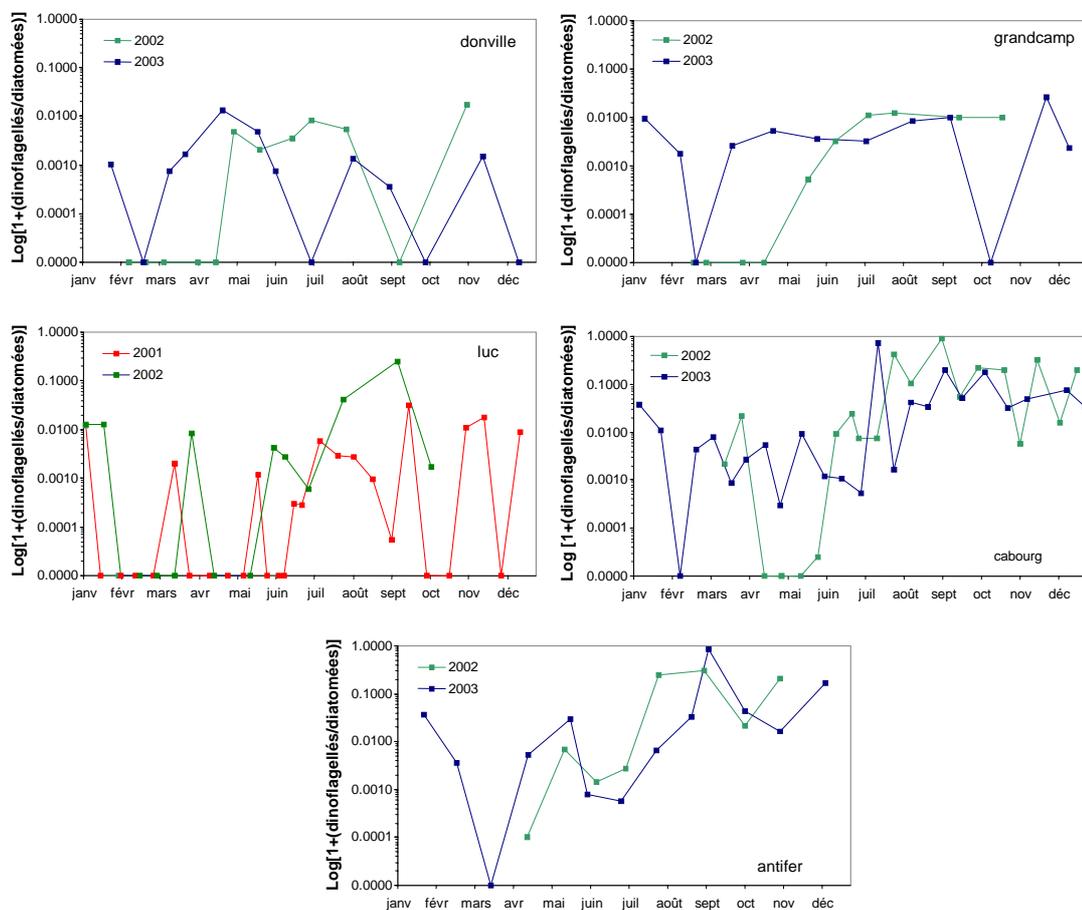


Figure 36 : Evolution saisonnière du logarithme du rapport $[1+(\text{dinoflagellés}/\text{diatomées})]$ sur chaque point de prélèvement.

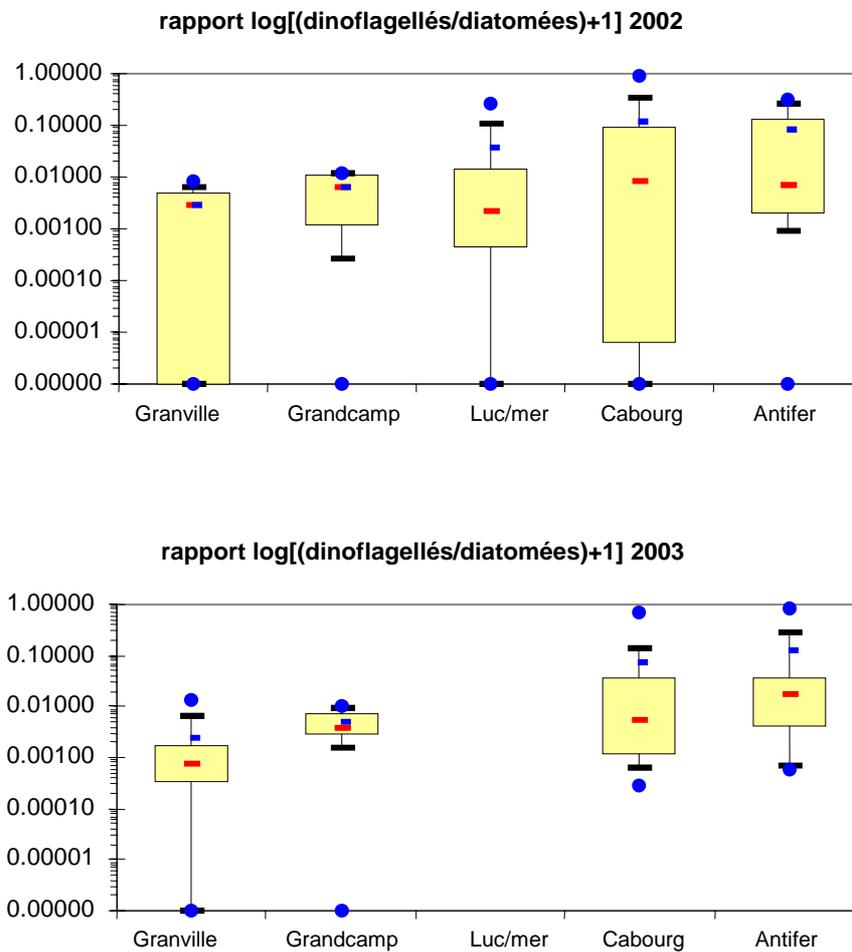


Figure 37 : "Boîtes à moustaches" obtenues pour les valeurs du logarithme du rapport $[1+(\text{dinoflagellés}/\text{diatomées})]$ sur chaque point de prélèvement au cours des trois années de suivi (● : valeurs maximales et minimales; — médiane; — moyenne; □ : quartile, —centile)

Moyenne Médiane	< 0,0025	0,0025 – 0,005	0,005 – 0,0075	0,0075 – 0,01	> 0,01
Percentile à 90 %	< 0,01	0,010 – 0,050	0,050 – 0,100	0,100 - 0,250	> 0,250

		Granville	Grandcamp	Luc	Cabourg	Antifer
Moyenne	2001			0,0036		
	2002	0,0030	0,0062	0,0388	0,1226	0,0834
	2003	0,0026	0,0048		0,0716	0,1222
Moyenne*	2001			0,0034		
	2002	0,0023	0,0050	0,0074	0,0645	0,0456
	2003	0,0012	0,0039		0,0253	0,0171
Médiane	2001			0,0003		
	2002	0,0028	0,0066	0,0022	0,0083	0,0070
	2003	0,0007	0,0037		0,0054	0,0182
Médiane*	2001			0,0003		
	2002	0,0021	0,0032	0,0017	0,0075	0,0049
	2003	0,0007	0,0035		0,0041	0,0064
Percentile 90	2001			0,0052		
	2002	0,0063	0,0118	0,1072	0,3561	0,2683
	2003	0,0065	0,0092		0,1388	0,2877
Percentile 90*	2001			0,0030		
	2002	0,0051	0,0108	0,0196	0,1960	0,1312
	2003	0,0026	0,0069		0,0480	0,0373

Tableau 11 : Seuils retenus pour la classification de l'indicateur « logarithme du rapport dinoflagellés/diatomées » et grille de classification des points de suivi par cet indicateur .

* indique que la valeur maximale n'a pas été prise en compte

Comme aucune recommandation n'existe dans la littérature, les seuils ont été fixés arbitrairement de façon à couvrir la gamme des valeurs rencontrées dans les eaux normandes (Tableau 11). Comme ce rapport est calculé à partir des résultats de flores phytoplanctoniques qui sont peu nombreux en période productive, les valeurs des moyennes, des médianes et des percentiles 90 % ont également été calculées en supprimant la valeur maximale (indiquée par *) : on observe alors des améliorations du classement des masses d'eaux jusqu'à 3 classes.

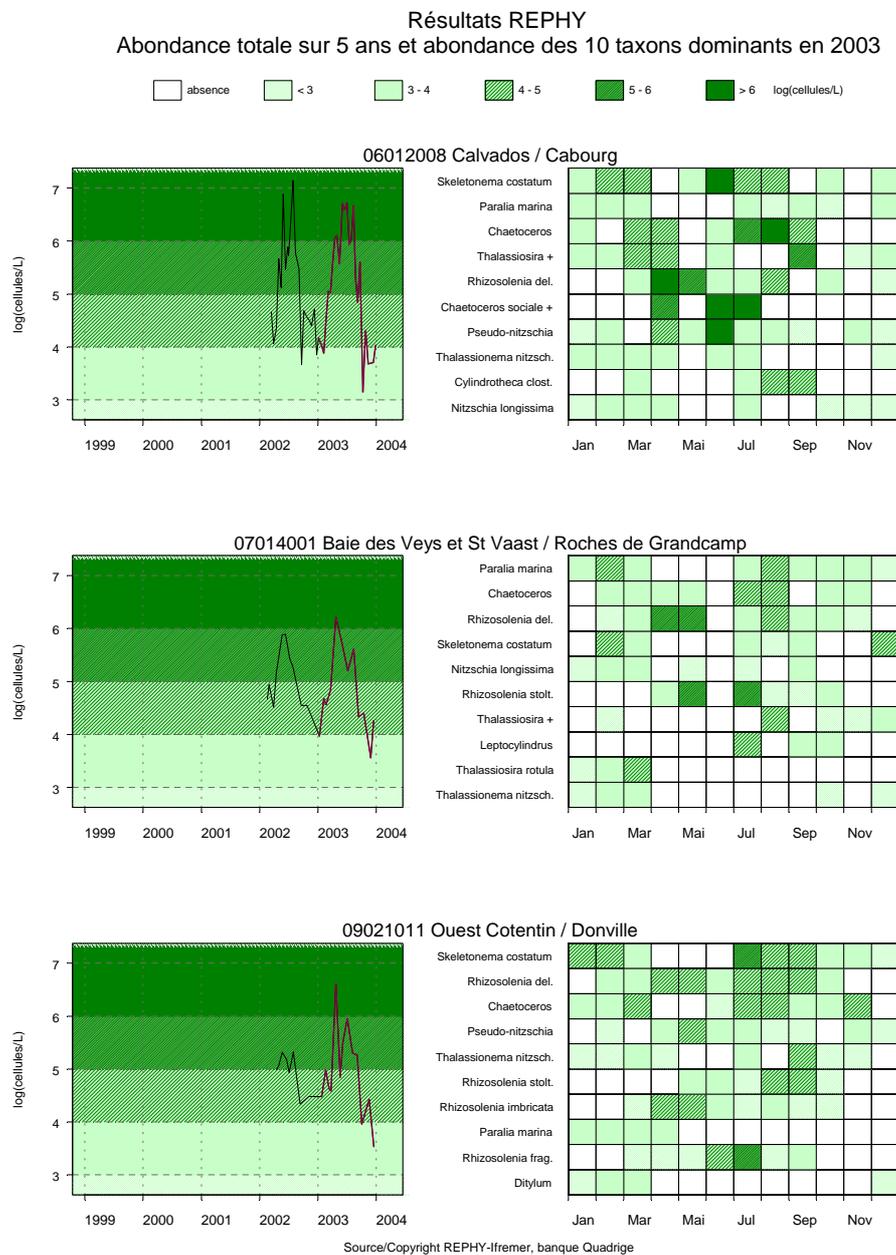
Le choix de la variable la plus pertinente se porte à nouveau sur le percentile 90% car il présente la meilleure répartition des valeurs dans la grille de classification. L'utilisation de cet indicateur est toutefois délicate en raison du coût élevé de la réalisation de flores totales.

5.6.3. Indice de Sanders

Seules les données acquises lors des flores totales sont prises en compte pour les calculs de cet indice.

La Figure 38 présente l'évolution de l'abondance phytoplanctonique au cours des 5 dernières années, ainsi qu'un tableau de classification mensuelle de l'abondance des 10 taxons dominants en 2003 (selon l'indice de Sanders).

Cet indice ne permet pas vraiment de distinguer les niveaux d'eutrophisation car les mêmes dominances taxonomiques apparaissent à Granville (Donville), Grandcamp et Cabourg (diatomées *Skeletonema costatum*, *Paralia marina* et *Chaetoceros*). L'indice de Sanders ne peut donc pas être retenu comme indicateur d'eutrophisation pour les masses d'eaux normandes.



5.6.4. Indicateur nombre de blooms

Si un bloom est défini comme une efflorescence dont la concentration est supérieure à 10^5 cellules/l (SEQ, 2003), l'indicateur « nombre de blooms » permet d'utiliser non seulement les résultats des flores totales mais aussi ceux des flores partielles (chapitre 2.2.5.). Cette prise en compte des flores partielles a l'avantage d'augmenter significativement le nombre de mesures et le nombre de points de prélèvement pouvant être suivis.

Le SEQ recommande d'utiliser l'indicateur nombre de blooms supérieurs à 10^5 cellules/l sur les cinq dernières années de suivi. Etant donné la récente mise en place du RHLN, tous les points de prélèvement ne disposent pas d'un historique de 5 ans. Cette période a donc été ramenée à trois ans tout en conservant les seuils du SEQ pour une période de 5 ans (Tableau 12).

Nombre de blooms supérieurs à 10^5 cell/l pendant 3 périodes productives	< 5	5 – 10	10 - 20	20 -40	> 40

nbre	GV	CH	AG	PI	SV	SG*	GE	GC	LU	OU	CA	AN
2001	4	2	2	1		2		4	10	7	7	7
2002	6	3	2	3		7	9	9	7	11	16	14
2003	6	4	5	2	2	0	7	8	12	16	21	11
total	16	9	9	6		9		21	29	34	44	32

Tableau 12 : Seuils retenus pour la classification de l'indicateur « nombre de blooms » et grille de classification des points de suivi par cet indicateur .

* indique qu'il n'y a pas de valeurs au cours du premier bloom printanier

Avec les seuils proposés par le SEQ, les masses d'eaux de la baie de Seine sont classées en état médiocre ou mauvais avec seulement trois années de suivi. Cependant, les résultats obtenus avec cet indicateur sont très influencés par le nombre de prélèvements. En effet, en cas de présence d'eaux colorées (blooms généralement supérieur à 10^5 cellules/l), la fréquence de prélèvement peut être accentuée de façon à mieux suivre le phénomène et le nombre de résultats supérieurs à 10^5 cellules/l est donc majoré ce qui fausse l'indicateur « nombre de blooms ». Nous proposons donc de ne pas retenir cet indicateur car il est trop dépendant du nombre de prélèvements ainsi que du respect du pas de temps entre deux prélèvements successifs.

De façon à minimiser l'impact du nombre de prélèvements sur l'indicateur nombre de blooms, le pourcentage de blooms supérieurs à 10^5 cellules/l par rapport au nombre total de prélèvement a également été évalué (Tableau 13). On obtient des valeurs comparables entre Ouistreham et Cabourg, classées en état mauvais, alors que tous les autres points sont classés en bon état. Cet indicateur n'est donc pas très discriminant et doit être utilisé avec beaucoup de précaution dans les eaux normandes.

% de blooms supérieurs à 10^5 cell/l	< 10 %	10 – 20 %	20 – 40 %	40 –80 %	> 80 %
--	--------	-----------	-----------	----------	--------

%	GV	CH	AG	PI	SV	SG*	GE	GC	LU	OU	CA	AN
2001	19	20	22	17		12		40	29	32	37	19
2002	27	23	15	27		44	47	32	27	55	52	37
2003	29	27	31	15	13	0	37	38	43	64	58	30
total	25	24	24	20		20		36	33	51	51	29

Tableau 13 : Seuils retenus pour la classification de l'indicateur « pourcentage de blooms » et grille de classification des points de suivi par cet indicateur .

* indique qu'il n'y a pas de valeurs au cours du premier bloom printanier

5.7. Indicateur sels nutritifs

Les phénomènes d'eutrophisation ont pour origine l'enrichissement des masses d'eaux en sels nutritifs. Mais il n'y a que très rarement une relation directe entre les apports en sels et l'eutrophisation des masses d'eaux, en raison de l'influence de facteurs tels que :

- l'hydrodynamisme qui permet une exportation des apports fluviaux vers le large,
- la limitation de la production phytoplanctonique par la température de l'eau et par 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 chlorophylle (généralement au printemps) et la concentration maximale en sels nutritifs (généralement l'hiver).

Il est par contre intéressant d'essayer de déterminer l'élément potentiellement limitant en période productive de façon à pouvoir observer une éventuelle influence du déséquilibre de l'un ou l'autre des sels dans un scénario d'eutrophisation. Ce rapport permet également de s'affranchir de la relation salinité/sels nutritifs. La Figure 39 représente les rapports N/P/Si pendant la période productive selon les rapports molaires théoriques $Si/N/P = 16/16/1$ de Redfield *et al.* (1963). Les graphes sont séparés en six aires délimitées par les lignes des trois rapports théoriques. Chacune de ces aires est caractérisée par un ordre décroissant de la limitation potentielle des trois sels nutritifs (ex : N/Si/P signifie que N est le sel le plus limitant suivi de Si puis de P). Ce graphe permet de distinguer les points de la côte Ouest Cotentin de ceux de la baie des Veys et de la baie de Seine Est. En effet, à Granville et Grandcamp, à la suite du bloom printanier, la croissance phytoplanctonique est caractérisée par une limitation potentielle par l'azote et le phosphate alors que la limitation potentielle de la croissance à cette période à Ouistreham et Cabourg est due au silicate et au nitrate.

Une autre façon d'aborder la relation sels nutritifs – eutrophisation est d'observer la durée des périodes pendant lesquelles les concentrations des sels sont inférieures à leurs constantes de demi-saturation.

Les boîtes à moustaches (Figure 40) mettent en évidence un net gradient entre la côte Ouest Cotentin et la baie de Seine Est pour les rapports Si/N et N/P. Ce gradient est moins prononcé pour le rapport Si/P. Afin de considérer ces rapports comme des indicateurs d'eutrophisation, seuls les rapports Si/P et Si/N seront utilisés. En effet, comme le silicium provient essentiellement du lessivage des sols, il peut être considéré comme un facteur d'origine "naturelle" alors que l'azote et le phosphore seront considérés comme des facteurs anthropiques. De ce fait, seules les faibles valeurs de ces rapports sont considérées comme caractéristiques d'un apport anthropique. Avec ce postulat, il est possible de dresser des seuils d'eutrophisation à partir des rapports de Redfield : Si/N = 1 et Si/P = 16. La grille de seuils a été dressée uniquement pour la moyenne et la médiane car ces variables permettent d'atténuer l'influence des extrêmes et sont proches du rapport théorique de Redfield. Les valeurs obtenues avec le percentile 90 sont indiquées à titre d'information.

La grille de classification (Tableau 14) obtenue avec le rapport Si/P est discutable car elle classe les secteurs de Granville et de Chausey dans la catégorie « état médiocre » alors que cette zone n'est pas connue pour recevoir d'importants rejets de phosphore. Il s'agit d'un artefact par rapport à un milieu qui est très appauvri en silicate alors qu'il reste encore un peu de phosphate dans la colonne d'eau.

On propose donc de ne retenir que le rapport Si/N comme indicateur d'eutrophisation.

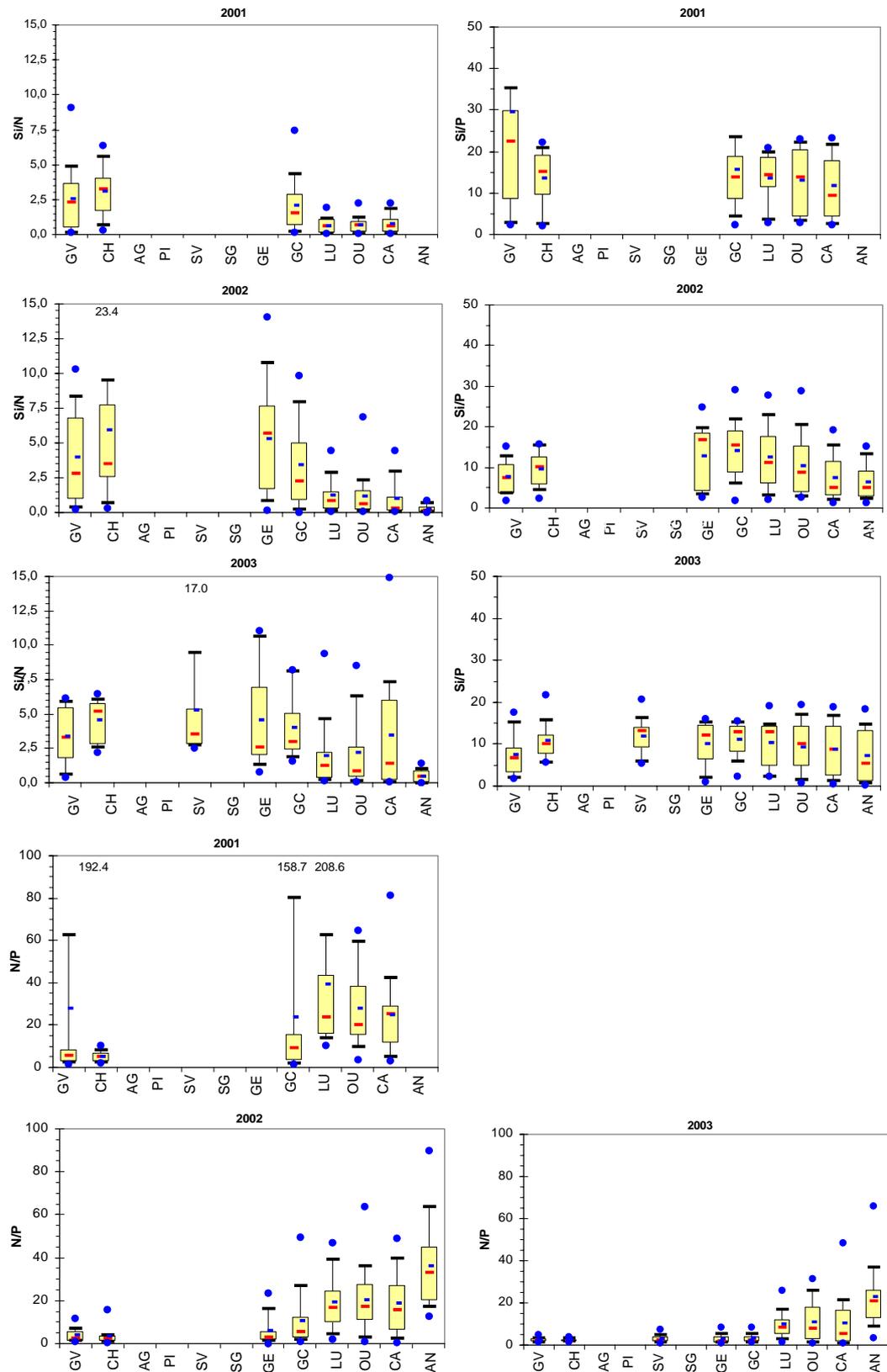


Figure 40 : "Boîtes à moustaches" obtenues pour les valeurs des rapports Si/N, Si/P et N/P sur chaque point de prélèvement au cours des trois années de suivi

(● : valeurs maximales et minimales; — : médiane; — : moyenne; □ : quartile, — : centile)

Médiane	> 1,50	0,75 - 1,50	0,50 - 0,75	0,25 - 0,50	< 0,25
Moyenne					

Si/N		GV	CH	AG	PI	SV	SG*	GE	GC	LU	OU	CA	AN
Médiane	2001	2,34	3,26						1,56	0,62	0,70	0,64	
	2002	2,81	3,51					5,71	2,29	0,86	0,65	0,32	0,15
	2003	3,28	5,22			3,54		2,63	2,97	1,28	0,90	1,44	0,44
Moyenne	2001	2,58	3,10						2,08	0,66	0,72	0,79	
	2002	3,95	5,93					5,31	3,41	1,22	1,21	1,02	0,26
	2003	3,43	4,55			5,33		4,56	4,00	2,00	2,20	3,51	0,51
Percentile 90	2001	4,88	5,57						4,37	1,20	1,28	1,87	
	2002	8,39	9,53					10,74	7,97	2,93	2,38	2,99	0,69
	2003	5,94	6,10			9,45		10,63	8,10	4,65	6,34	7,37	1,02

Médiane	> 18	18 – 12	12 – 9	9 – 6	< 6
Moyenne					

Si/P		GV	CH	AG	PI	SV	SG*	GE	GC	LU	OU	CA	AN
Médiane	2001	22,6	15,1						13,7	14,4	13,9	9,3	
	2002	7,5	10,2					16,9	15,4	11,2	8,8	5,0	5,1
	2003	6,6	10,1			13,1		12,1	12,9	12,9	10,0	8,8	5,3
Moyenne	2001	29,5	13,5						15,7	13,6	13,2	11,8	
	2002	7,7	9,6					12,9	14,1	12,6	10,5	7,5	6,4
	2003	7,5	10,8			12,0		10,1	11,1	10,4	9,4	8,9	7,2
Percentile 90	2001	35,2	20,8						23,5	20,0	22,3	21,7	
	2002	12,8	15,6					19,8	22,0	22,9	20,7	15,4	13,4
	2003	15,3	15,7			16,4		15,2	15,3	14,7	17,0	16,9	14,7

Tableau 14 : Seuils retenus pour la classification des rapports Si/N et Si/P et grille de caractérisation de l'eutrophisation au moyen de ces deux indicateurs.

* indique que le suivi a débuté après le premier bloom printanier.

5.7.2. Indicateur « limitation d'assimilation par le NID »

Des tests ont également été menés en considérant comme indicateur d'eutrophisation le pourcentage de concentrations de NID (azote inorganique dissous) inférieures à la constante de demi-saturation de l'assimilation pendant la période productive. Le pourcentage est égal au rapport entre le nombre de résultats inférieurs à la constante de demi-saturation et le nombre total de prélèvements effectués sur le point de prélèvement au cours de la période productive. Le choix de NID se justifie par le fait que c'est la teneur en NID qui limite la production phytoplanctonique après le bloom dans les masses d'eaux qui ne sont pas soumises à d'importants apports anthropiques. La valeur de la constante de demi-saturation est fixée à 1 en accord avec les travaux de Fisher *et al.* (1988).

Cet indicateur permet de mettre en évidence un net gradient entre les eaux de la côte Ouest Cotentin et l'Est de la baie de Seine (Tableau 15).

% de résultats < K_s NID	>70	50 - 70	30 - 50	10 - 30	< 10
----------------------------	-----	---------	---------	---------	------

NID		GV	CH	AG	PI	SV	SG*	GE	GC	LU	OU	CA	AN
% de résultats < K_s	2001	58	75						37	0	0	0.6	
	2002	75	92					69	50	12	11	19	0
	2003	86	100			71		60	60	0,8	18	18	0

Tableau 15 : Seuils retenus pour la classification de la limitation de l'assimilation du NID par le phytoplancton et grille de caractérisation de l'eutrophisation par cet indicateur.

* indique que le suivi a débuté après le premier bloom printanier.

5.8. Indicateur « développement de macroalgues vertes »

Les développements de macroalgues vertes sont directement reliés aux apports de nitrate dans le milieu (Ménesguen, 2003) et sont parfois considérés comme un indicateur d'eutrophisation pouvant influencer sur les usages, notamment les activités d'élevage de coquillages et de loisirs.

Il est difficile de quantifier précisément la quantité d'algues ramassées sur les plages en terme d'eutrophisation étant donné la part importante de sable et de déchets divers récoltés simultanément. De ce fait, comme dans la grille RHLN 2002, seules trois classes sont retenues : absence, présence sans ramassage, présence avec ramassage (Tableau 16).

D'après les données obtenues auprès des collectivités, seule la masse d'eau de Granville connaît des développements d'algues vertes obligeant les communes à effectuer, certaines années, des ramassages. La présence d'ulves semble pouvoir être imputée à des apports de nutriments très locaux sur les plages de Granville combinés à des conditions hydrodynamiques « favorables » (Riou, comm.pers.).

Des ramassages sont également effectués dans d'autres masses d'eaux normandes, mais il s'agit principalement d'algues brunes décrochées de leur substrat à l'occasion de coups de vent. Ce phénomène naturel ne peut être considéré comme une manifestation d'eutrophisation et ne doit donc pas être pris en compte.

Absence	Présence sans ramassage	Présence avec ramassage
---------	-------------------------	-------------------------

	GV	CH	AG	PI	SV	SG	GE	GC	LU	OU	CA	AN
2001												
2002												
2003												

Tableau 16 : Seuils retenus pour la classification des macroalgues et grille de caractérisation de l'eutrophisation par l'indicateur pourcentage de saturation en oxygène dissous.

Il faut cependant noter que la place de cet indicateur dans une grille d'eutrophisation concernant les paramètres de la colonne d'eau est discutable. Il serait sans doute plus approprié de l'utiliser dans une grille de suivi du benthos.

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

6.1. Grilles des indicateurs d'eutrophisation

Chlorophylle percentile à 90 %	0 – 5 µg/l	5 – 10 µg/l	10 – 20 µg/l	20 – 40 µg/l	> 40 µg/l
% de blooms supérieurs à 10 ⁵ cell/l	< 10	10 – 20	20 - 40	40 -80	> 80
Concentration en oxygène dissous du fond percentile à 10 %	> 5 mg/l	3 – 5 mg/l	2 – 3 mg/l	1 – 2 mg/l	< 1 mg/l
ΔO_2 surface percentile à 90 %	0 – 30 ΔO_2	30 – 50 ΔO_2	50 – 70 ΔO_2	70 – 90 ΔO_2	> 90 ΔO_2
Rapport Si/N Médiane	> 1,5	0,75 - 1,50	0,50 - 0,75	0,25 - 0,50	< 0,25
% de résultats < K _s NID	>70	50 - 70	30 - 50	10 - 30	< 10
Rapport dinoflagellés/diatomées percentile à 90 % *	< 0,01	0,010 – 0,050	0,050 – 0,100	0,100 - 0,250	> 0,250

Tableau 17 : Grille des indicateurs d'eutrophisation retenus pour la période productive avec l'indication des seuils déterminés pour chaque classe. * indique que l'indicateur ne peut être utilisé que dans le cas des flores phytoplanctoniques totales.

Un grand nombre d'indicateurs d'eutrophisation a été évalué dans les chapitres précédents. Certains d'entre eux n'ont pas été retenus pour caractériser les niveaux d'eutrophisation en période productive car jugés pas assez discriminants pour les eaux littorales normandes (index TRIX, turbidité, indice de Sanders, rapport phytoplanctonique (non diatomées/diatomées)) ou bien mal adaptés à l'évaluation de l'eutrophisation dans la colonne d'eau (macroalgues). L'ensemble des indicateurs permettant de bien mettre en évidence le gradient d'eutrophisation observé entre la côte Ouest Cotentin et l'Est de la baie de Seine est regroupé dans le Tableau 17. Le niveau d'eutrophisation de chaque point de prélèvement a été déterminé à partir de cette grille d'eutrophisation sous forme de tableau (Tableau 18) et de carte (Figure 41).

Cette grille d'eutrophisation entraîne une discussion sur le nombre d'indicateurs retenus. Est-il en effet utile de conserver des indicateurs complémentaires dans une grille de synthèse ? C'est par exemple le cas de la chlorophylle et du pourcentage d'oxygène dissous dans les eaux de surface, ou encore entre la chlorophylle et le pourcentage de blooms supérieurs à 10⁵ cellules. Cette complémentarité d'indicateurs a le désavantage d'accentuer l'importance d'une « forme » d'eutrophisation. On peut en effet séparer les indicateurs présentés dans le Tableau 17 en quatre catégories principales : l'importance des apports anthropiques sur la masse d'eau, le changement de dominance phytoplanctonique, la quantité de biomasse produite, la capacité du milieu à décomposer la biomasse produite. Il peut par conséquent être judicieux de ne retenir que l'indicateur le plus sélectif de chaque catégorie (Tableau 19), c'est à dire respectivement le rapport Si/DIN, le rapport dinoflagellés/diatomées, la concentration de chlorophylle et la concentration en oxygène dissous dans les eaux du fond.

		GV	CH	AG	PI	SV	SG	GE	GC	LU	OU	CA	AN
Chlorophylle percentile à 90 %	2001	3,5	3,7	1,4	2,1		2,0		14,0	14,6	15,1	42,0	
	2002	4,5	3,3	1,3	2,1		4,3	11,3	11,7	8,6	16,6	20,3	17,8
	2003	2,5	2,4	3,6	4,9	3,8	3,3	9,9	10,8	13,6	22,3	23,6	17,2
% de blooms supérieurs à 10 ⁵ cell/l	2001	19	20	22	17		12		40	29	32	37	19
	2002	27	23	15	27		44	47	32	27	55	52	37
	2003	29	27	31	15	13		37	38	43	64	58	30
Concentration en oxygène dissous du fond percentile à 10 %	2001	5,77	6,97	7,07	6,86		7,22		7,45	6,09	6,66	6,55	
	2002	8,40	8,34					7,70	7,49	7,10	7,59	7,11	7,41
	2003	7,72	7,67			7,08		7,40	7,17	6,24	6,37	5,32	7,21
Δ O ₂ surface percentile à 90 %	2001	39,3	63,7	52,1	50,4		52,0		44,5	54,4	87,2	119,1	
	2002	37,3	30,7					54,4	52,4	27,9	45,8	77,0	74,6
	2003	31,7	24,8			25,7		36,0	37,8	32,8	70,5	92,1	94,4
Rapport Si/N Médiane	2001	2,34	3,26						1,56	0,62	0,70	0,64	
	2002	2,81	3,51					5,71	2,29	0,86	0,65	0,32	0,15
	2003	3,28	5,22			3,54		2,63	2,97	1,28	0,90	1,44	0,44
% de résultats < K _s NID	2001	58	75						37	0	0	0,6	
	2002	75	92					69	50	12	11	19	0
	2003	86	100			71		60	60	0,8	18	18	0
Rapport dinoflagellés/diatomées percentile à 90 %	2001									0,0052			
	2002	0,0063							0,0118	0,1072		0,3561	0,2683
	2003	0,0065							0,0092			0,1388	0,2877

Tableau 18 : Tableau de synthèse des différents indicateurs d'eutrophisation selon la classification couleur de la DCE.

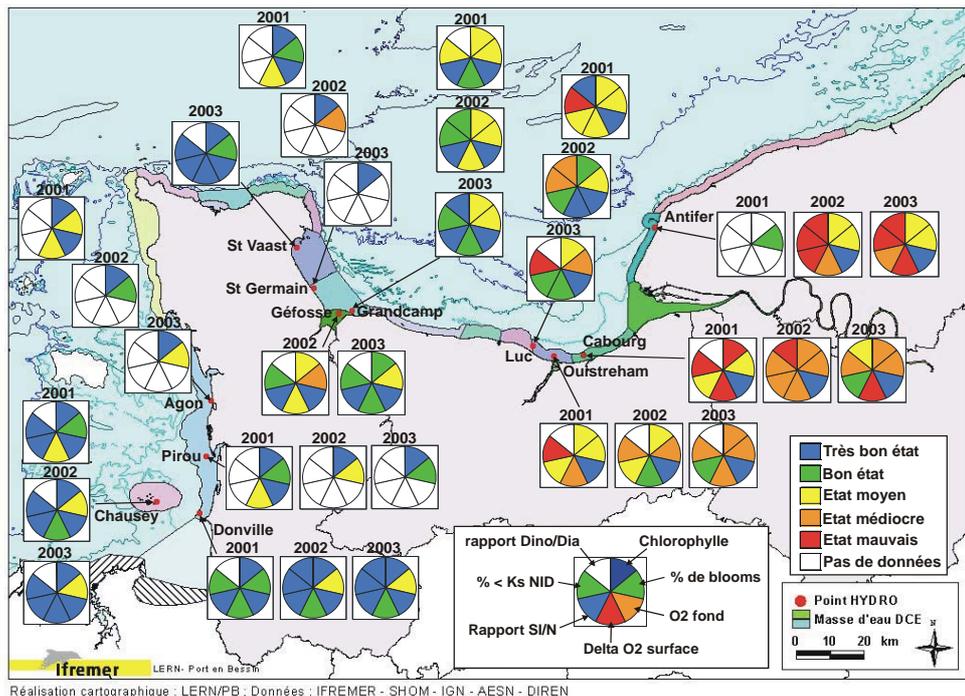


Figure 41 : Représentation cartographique du niveau d'eutrophisation de chaque point de prélèvement au cours des trois années de suivi.

Rapport Si/N Médiane	> 1,5	0,75 - 1,50	0,50 - 0,75	0,25 - 0,50	< 0,25
Rapport dinoflagellés/diatomées percentile à 90 % *	< 0,01	0,010 – 0,050	0,050 – 0,100	0,100 - 0,250	> 0,250
Chlorophylle percentile à 90 %	0 – 5 µg/l	5 – 10 µg/l	10 – 20 µg/l	20 – 40 µg/l	> 40 µg/l
Concentration en oxygène dissous du fond percentile à 10 %	> 5 mg/l	3 – 5 mg/l	2 – 3 mg/l	1 – 2 mg/l	< 1 mg/l

Tableau 19 : Grille simplifiée des indicateurs d'eutrophisation en période productive.

* indique que l'indicateur ne peut être utilisé que dans le cas des flores phytoplanctoniques totales.

Ces deux grilles d'indicateurs vont être testées au cours de l'étape suivante qui consiste à rechercher une méthode de synthèse pour pouvoir classer chaque point de prélèvement dans une des 5 classes DCE. Plusieurs techniques peuvent être utilisées pour effectuer cette synthèse : la méthode dite « des rangs » est fréquemment utilisée en écologie, mais il lui est parfois préféré des méthodes reposant sur l'établissement de « notes » pour chaque indicateur, puis sur la réalisation de sommes ou de multiplications de ces différentes notes, avec ou sans pondérations.

Il faut bien noter que ces grilles d'eutrophisation (Tableaux 17 et 19) sont proposées pour les masses d'eau normandes et doivent être considérées comme une première proposition. Elles ne sont en aucun cas figées et pourront évoluer en fonction des résultats qui seront obtenus au cours des prochaines années.

6.2. Synthèse des indicateurs à l'aide de la méthode des sommes

La première étape de la méthode des sommes consiste à attribuer une note (de 1 pour le bleu à 5 pour le rouge) à chaque indicateur. Les notes obtenues avec chaque indicateur sont additionnées puis divisées par le nombre total d'indicateurs.

Cette méthode (Tableau 20) permet de mettre en évidence le gradient d'eutrophisation observé entre la côte Ouest Cotentin et la partie orientale de la baie de Seine. Par contre, cette méthode moyenne les résultats et ne reflète pas bien les extrêmes relevées dans le tableau de synthèse (Tableau 18). Le classement en jaune de la zone Cabourg-Antifer semble en effet sous estimé par rapport au niveau d'eutrophisation indiqué individuellement par chaque indicateur de ce secteur.

Le fait d'utiliser les 6 indicateurs du Tableau 18 ou les 3 du Tableau 19 (dans les deux cas sans le rapport phytoplanctonique) ne change pas le classement des points de prélèvement.

		GV	CH	AG	PI	SV	SG	GE	GC	LU	OU	CA	AN
Chlorophylle percentile à 90 %	2001	1	1	1	1		1		3	3	3	5	
	2002	1	1	1	1		1	3	3	2	3	4	3
	2003	1	1	1	1	1	1	2	3	3	4	4	3
% de blooms supérieurs à 10 ⁵ cell/l	2001	2	2	3	2		2		3	3	3	3	2
	2002	3	3	2	3		4	4	3	3	4	4	3
	2003	3	3	3	2	2		3	3	4	4	4	3
Concentration en oxygène dissous du fond percentile à 10 %	2001	1	1	1	1		1		1	1	1	1	
	2002	1	1					1	1	1	1	1	1
	2003	1	1			1		1	1	1	1	1	1
Δ O ₂ surface percentile à 90 %	2001	2	3	3	3		3		2	3	4	5	
	2002	2	2					3	3	1	2	4	4
	2003	2	1			1		2	2	2	4	5	5
Rapport Si/N Médiane	2001	1	1						1	3	3	3	
	2002	1	1					1	1	2	3	4	5
	2003	1	1			1		1	1	2	2	2	4
% de résultats < K _s NID	2001	2	1						3	5	5	5	
	2002	1	1					2	2	4	4	4	5
	2003	1	1			1		2	2	5	4	4	5
Rapport dinoflagellés/diatomées percentile à 90 %	2001									1			
	2002	1							2	4		5	5
	2003	1							1			3	5

(a)	GV	CH	SV	GE	GC	LU	OU	CA	AN
2001	1,4	1,4			2,0	2,7	2,8	3,3	
2002	1,4	1,3		2,1	1,8	2,0	2,6	3,1	3,1
2003	1,5	1,3	1,1	1,7	1,8	2,4	2,8	3,0	3,1

(b)	GV	GC	LU	CA	AN
2001			2,5		
2002	1,4	2,0	2,3	3,4	3,3
2003	1,4	2,1		3,1	3,1

(c)	GV	CH	SV	GE	GC	LU	OU	CA	AN
2001		1,0			1,6	2,3	2,3	3,0	
2002	1,0	1,0		1,7	1,6	2,6	2,3	3,0	3,0
2003	1,0	1,0	1,0	1,3	1,6	2,0	2,3	2,3	2,7

Tableau 20 : Estimation du niveau d'eutrophisation de chaque point de prélèvement en utilisant la méthode des sommes (a) avec les indicateurs du tableau 17 sans tenir compte du rapport phytoplanctonique, (b) avec tous les indicateurs du tableau 17, (c) avec les indicateurs du Tableau 19 sans le rapport phytoplanctonique.

6.3. Synthèse des indicateurs à l'aide de la méthode des sommes pondérées

		GV	CH	AG	PI	SV	SG	GE	GC	LU	OU	CA	AN
(Chlorophylle percentile à 90 %) x 4	2001	4	4	4	4		4		12	12	12	20	
	2002	4	4	4	4		4	12	12	8	12	16	12
	2003	4	4	4	4	4	4	8	12	12	16	16	12
% de blooms supérieurs à 10 ⁵ cell/l	2001	2	2	3	2		2		3	3	3	3	2
	2002	3	3	2	3		4	4	3	3	4	4	3
	2003	3	3	3	2	2		3	3	4	4	4	3
(Concentration en oxygène dissous du fond percentile à 10 %) x 5	2001	5	5	5	5		5		5	5	5	5	
	2002	5	5					5	5	5	5	5	5
	2003	5	5			5		5	5	5	5	5	5
Δ O ₂ surface percentile à 90 %	2001	2	3	3	3		3		2	3	4	5	
	2002	2	2					3	3	1	2	4	4
	2003	2	1			1		2	2	2	4	5	5
(Rapport Si/N Médiane) x 2	2001	2	2						2	6	6	6	
	2002	2	2					2	2	4	6	8	10
	2003	2	2			2		2	2	4	4	4	8
% de résultats < K _s NID	2001	2	1						3	5	5	5	
	2002	1	1					2	2	4	4	4	5
	2003	1	1			1		2	2	5	4	4	5
Rapport dinoflagellés/diatomées percentile à 90 %	2001									1			
	2002	1							2	4		5	5
	2003	1							1			3	5

(a)	GV	CH	SV	GE	GC	LU	OU	CA	AN
2001	1,3	1,2			2,1	2,4	2,5	3,1	
2002	1,2	1,2		2,0	1,6	1,8	2,3	2,8	2,7
2003	1,2	1,1	1,1	1,6	1,5	2,3	2,7	2,7	2,7

(b)	GV	GC	LU	CA	AN
2001			2,5		
2002	1,2	1,7	2,0	3,1	2,9
2003	1,5	1,6		2,9	2,8

(c)	GV	CH	SV	GE	GC	LU	OU	CA	AN
2001		1,0			1,7	2,0	2,0	2,6	
2002	1,0	1,0		1,7	1,7	1,5	2,0	2,3	2,3
2003	1,0	1,0	1,0	1,3	1,7	1,8	2,2	2,2	2,3

Tableau 21 : Estimation du niveau d'eutrophisation de chaque point de prélèvement en utilisant la méthode des sommes pondérées, (a) avec les indicateurs du Tableau 17 sans tenir compte du rapport phytoplanctonique, (b) avec tous les indicateurs du Tableau 17, (c) avec les indicateurs du Tableau 19 sans le rapport phytoplanctonique.

Une variante possible de la méthode des sommes consiste à pondérer la note d'un indicateur de façon à renforcer son poids par rapport à celui des autres. Un exemple est présenté dans le Tableau 21 en affectant un coefficient multiplicateur de 5 à la concentration en oxygène au fond, de 4 à la chlorophylle, et de 2 au rapport Si/N. Le choix de ces coefficients a été effectué en tenant compte de l'importance de ces paramètres dans les phénomènes d'eutrophisation. La somme des indicateurs obtenue pour chaque point de prélèvement est ensuite moyennée par le nombre d'indicateurs en tenant compte des pondérations. Etant donné l'importance du coefficient donné à l'oxygène, le classement obtenu avec cette méthode des sommes pondérées reflète encore moins fidèlement le gradient d'eutrophisation des eaux normandes que la simple méthode des sommes.

L'utilisation de 6 (Tableau 17) ou 3 indicateurs (Tableau 19) est globalement équivalente.

6.4. Synthèse des indicateurs à l'aide de la méthode des sommes de classes pondérées

Une troisième variante de la méthode des sommes consiste à renforcer le poids des indicateurs les plus déclassant en affectant des notes de plus en plus élevées aux classes les plus « mauvaises ». Par exemple, on peut affecter une note de 1 au classement bleu, de 2 au classement vert, de 4 au classement jaune, de 6 au classement orange et de 10 au classement rouge. Cette pondération des classes a pour but d'augmenter le poids des classements les plus défavorables.

Cette méthode (Tableau 22) est un peu plus réaliste que la méthode des sommes car elle permet de classer Cabourg et Antifer en état moyen à médiocre (jaune/orange). Ce classement en état médiocre, mais pas mauvais, semble justifié car si ces deux zones présentent des eaux riches en sels nutritifs et de fortes biomasses chlorophylliennes, elles ne connaissent néanmoins pas d'hypoxie.

Le fait d'utiliser seulement trois indicateurs donne un classement plus favorable que lorsqu'on utilise 6 indicateurs.

		GV	CH	AG	PI	SV	SG	GE	GC	LU	OU	CA	AN
Chlorophylle percentile à 90 %	2001	1	1	1	1		1		4	4	4	10	
	2002	1	1	1	1		1	4	4	2	4	6	4
	2003	1	1	1	1	1	1	2	4	4	6	6	4
% de blooms supérieurs à 10 ⁵ cell/l	2001	2	2	4	2		2		4	4	4	4	2
	2002	4	4	2	4		6	6	4	4	6	6	4
	2003	4	4	4	2	2		4	4	6	6	6	4
Concentration en oxygène dissous du fond percentile à 10 %	2001	1	1	1	1		1		1	1	1	1	
	2002	1	1					1	1	1	1	1	1
	2003	1	1			1		1	1	1	1	1	1
Δ O ₂ surface percentile à 90 %	2001	2	4	4	4		4		2	4	6	10	
	2002	2	2					4	4	1	2	6	6
	2003	2	1			1		2	2	2	6	10	10
Rapport Si/N Médiane	2001	1	1						1	4	4	4	
	2002	1	1					1	1	2	4	6	10
	2003	1	1			1		1	1	2	2	2	6
% de résultats < K _s NID	2001	2	1						4	10	10	10	
	2002	1	1					2	2	6	6	6	10
	2003	1	1			1		2	2	10	6	6	10
Rapport dinoflagellés/diatomées percentile à 90 %	2001									1			
	2002	1							2	6		10	10
	2003	1							1			4	10

(a)	GV	CH	SV	GE	GC	LU	OU	CA	AN
2001	1,5	1,7			2,7	4,5	4,8	6,5	
2002	1,6	1,7		3,0	2,7	2,7	3,8	5,2	5,8
2003	1,6	1,5	1,2	2,0	2,3	4,2	4,5	5,1	5,8

(b)	GV	GC	LU	CA	AN
2001			4,0		
2002	1,6	3,8	3,1	5,8	6,4
2003	1,6	2,1		5,0	6,4

(c)	GV	CH	SV	GE	GC	LU	OU	CA	AN
2001	1,0	1,0			2,0	3,0	3,0	5,0	
2002	1,0	1,0		2,0	2,0	2,7	3,0	4,3	5,0
2003	1,0	1,0	1,0	1,3	2,0	2,3	3,0	3,0	3,7

Tableau 22 : Estimation du niveau d'eutrophisation de chaque point de prélèvement en utilisant la méthode des sommes de classes pondérées (a) avec les indicateurs du Tableau 17 sans tenir compte du rapport phytoplanctonique, (b) avec tous les indicateurs du Tableau 17, (c) avec les indicateurs du Tableau 19 sans le rapport phytoplanctonique.

6.5. Synthèse des indicateurs à l'aide de la méthode des rangs

Pour évaluer la qualité d'une masse d'eau avec la méthode des rangs, tous les indicateurs de qualité retenus sont classés par ordre croissant en fonction de leur état, du bleu au rouge. On attribue alors à la masse d'eau la qualité correspondant à l'état de l'indicateur dont le rang est égal à l'entier le plus proche de la quantité $(0,9 \times N)$, où N est le nombre total d'indicateurs utilisés (Tableau 23). Le calcul peut également être effectué avec le facteur 0,8 (Tableau 24). Par exemple, en présence de 7 indicateurs et avec le facteur 0,9, c'est l'état du sixième indicateur le plus déclassant qui est retenu.

(a)	GV	CH	SV	GE	GC	LU	OU	CA	AN
2001	bleu	bleu	blanc	blanc	jaune	jaune	orange	rouge	blanc
2002	bleu	bleu	blanc	jaune	jaune	jaune	orange	orange	rouge
2003	bleu	bleu clair	bleu clair	bleu	jaune	orange	orange	orange	rouge

(b)	GV	GC	LU	CA	AN
2001	blanc	blanc	jaune	blanc	blanc
2002	bleu	jaune	orange	orange	rouge
2003	bleu	jaune	blanc	orange	rouge

(c)	GV	CH	SV	GE	GC	LU	OU	CA	AN
2001	bleu clair	bleu clair	blanc	blanc	jaune	jaune	jaune	rouge	blanc
2002	bleu clair	bleu clair	blanc	jaune	bleu	bleu	jaune	orange	rouge
2003	bleu clair	bleu clair	bleu clair	bleu	bleu	jaune	orange	orange	orange

Tableau 23 : Estimation du niveau d'eutrophisation de chaque point de prélèvement en utilisant la méthode des rangs $(0,9N)$, (a) avec les indicateurs du Tableau 17 sans tenir compte du rapport phytoplanctonique, (b) avec tous les indicateurs du Tableau 17, (c) avec les indicateurs du Tableau 19 (rang le plus défavorable).

(a)	GV	CH	SV	GE	GC	LU	OU	CA	AN
2001	bleu	bleu clair	blanc	blanc	jaune	jaune	jaune	rouge	blanc
2002	bleu	bleu clair	blanc	jaune	jaune	bleu	jaune	orange	orange
2003	bleu	bleu clair	bleu clair	bleu	bleu	jaune	orange	orange	orange

(b)	GV	GC	LU	CA	AN
2001	blanc	blanc	jaune	blanc	blanc
2002	bleu	jaune	bleu	orange	orange
2003	bleu	bleu	blanc	orange	orange

(c)	GV	CH	SV	GE	GC	LU	OU	CA	AN
2001	bleu clair	bleu clair	blanc	blanc	jaune	jaune	jaune	rouge	blanc
2002	bleu clair	bleu clair	blanc	jaune	bleu	bleu	jaune	orange	rouge
2003	bleu clair	bleu clair	bleu clair	bleu	bleu	jaune	orange	orange	orange

Tableau 24 : Estimation du niveau d'eutrophisation de chaque point de prélèvement en utilisant la méthode des rangs $(0,8N)$, (a) avec les indicateurs du Tableau 17 sans tenir compte du rapport phytoplanctonique, (b) avec tous les indicateurs du Tableau 17, (c) avec les indicateurs du Tableau 19 (rang le plus défavorable).

Cette classification à l'aide de la méthode des rangs est plus défavorable que les trois méthodes basées sur la méthode des sommes. Elle permet de bien retranscrire le gradient d'eutrophisation mais classe Antifer et Cabourg 2001 dans la classe DCE « mauvais état biologique » alors qu'aucune anoxie de fond n'est observée dans cette zone.

La synthèse obtenue avec les 6 indicateurs du Tableau 17 avec le facteur 0,8 (Tableau 22) est plus réaliste que celle obtenue avec le coefficient 0,9 car dans ce cas, seul le point de Cabourg reste classé en rouge en 2001. Les résultats de la synthèse effectuée avec 3 paramètres sont moins défavorables que ceux de la synthèse effectuée avec 6 indicateurs et un facteur de 0,9 mais par contre comparables à ceux obtenus avec la synthèse effectuée avec 6 indicateurs et un facteur de 0,8. Les classements ne montrent pas de différences entre les résultats obtenus avec ou sans l'indicateur phytoplancton.

Une autre variante de la méthode des rangs a été testée (Tableau 25). Elle consiste à pondérer le classement obtenu pour certains paramètres (2 rangs pour l'oxygène, 3 rangs pour la chlorophylle) de façon à obtenir un plus grand nombre de paramètres (dans notre cas 9 au lieu de 6). Puis, comme précédemment, on retient l'état de l'indicateur dont le rang est le plus proche de $(0,8 \times N)$ ou de $(0,9 \times N)$. Les résultats obtenus avec tous les indicateurs du Tableau 17 avec un facteur de 0,9 ou de 0,8 sont comparables à ceux obtenus avec la méthode des rangs simple. Par contre, les résultats obtenus avec seulement les 3 indicateurs du Tableau 19 classent plus favorablement certains points de prélèvement comme par exemple Antifer ou Granville.

(a)	GV	CH	SV	GE	GC	LU	OU	CA	AN
2001	rouge	rouge	blanc	blanc	jaune	jaune	orange	rouge	blanc
2002	rouge	rouge	blanc	jaune	jaune	jaune	orange	orange	rouge
2003	rouge	bleu	bleu	rouge	jaune	orange	orange	orange	rouge

(b)	GV	CH	SV	GE	GC	LU	OU	CA	AN
2001	rouge	bleu	blanc	blanc	jaune	jaune	jaune	rouge	blanc
2002	bleu	bleu	blanc	jaune	jaune	rouge	jaune	orange	orange
2003	bleu	bleu	bleu	rouge	rouge	jaune	orange	orange	orange

(c)	GV	CH	SV	GE	GC	LU	OU	CA	AN
2001	bleu	bleu	blanc	blanc	jaune	jaune	jaune	rouge	blanc
2002	bleu	bleu	blanc	jaune	jaune	rouge	jaune	orange	jaune
2003	bleu	bleu	bleu	rouge	jaune	jaune	orange	orange	jaune

Tableau 25 : Estimation du niveau d'eutrophisation de chaque point de prélèvement en utilisant la méthode des rangs pondérée (a) avec tous les indicateurs du Tableau 17 et le facteur 0,9, (b) avec tous les indicateurs du Tableau 17 et le facteur 0,8, (c) avec les indicateurs du Tableau 19 (rang le plus défavorable).

6.6. Conclusion sur le choix des indicateurs et d'une méthode de synthèse

La méthode des sommes et la méthode des sommes pondérées donnent des résultats comparables, que la synthèse soit effectuée avec l'ensemble des indicateurs ou avec seulement trois indicateurs. Ces résultats ne sont pas satisfaisants car ils ne reflètent pas vraiment le gradient d'eutrophisation mis en évidence entre la côte Ouest Cotentin et la baie de Seine orientale.

La méthode des sommes de classes pondérées est plus réaliste que les deux précédentes mais pas suffisamment discriminante notamment lorsque seuls trois indicateurs sont utilisés pour faire la synthèse.

La classification effectuée avec la méthode des rangs est plus déclassante que celles obtenues avec les méthodes des sommes. Elle permet de bien retranscrire le gradient d'eutrophisation mais a l'inconvénient de « trop » déclasser les masses d'eaux, par exemple Antifer et Cabourg qui sont classés en « état mauvais » alors qu'aucune anoxie n'y a été observée. Les synthèses qui reflètent le mieux la situation des masses d'eaux en Normandie sont la méthode des rangs avec les 6 indicateurs et le facteur 0,8 ou bien la méthode des rangs pondérée avec 3 indicateurs.

De façon à tenir compte de la variabilité inter annuelle des cycles hydrobiologiques (chapitre 3), il pourrait être intéressant de proposer une méthode de synthèse compilant les indicateurs, non plus au niveau de l'année, mais par exemple sur les 5 dernières années. Deux solutions sont alors envisageables :

- (1) utiliser le classement annuel obtenu précédemment puis utiliser une nouvelle méthode pour synthétiser les résultats des 5 années. Il semblerait judicieux d'utiliser alors la méthode des sommes qui permet d'obtenir un état moyen de la masse d'eau au cours des 5 dernières années plutôt que la méthode des rangs qui mettrait en évidence le rang le plus déclassant,
- (2) compiler l'ensemble des données sur 5 ans par indicateur et ensuite utiliser la méthode des rangs avec les 6 indicateurs et le facteur 0,8 ou bien la méthode des rangs pondérée avec 3 indicateurs.

Une autre méthode de synthèse serait de tracer un gradient oligotrophie – eutrophisation comme l'ont proposé Ignatiades *et al.* (1992) en normalisant les valeurs $[\log(x + 1)]$ puis en représentant la courbe de normalité/fréquence de représentation dans une quinzaine de classes. Mais comme le RHLN n'a encore que trois années d'existence, il n'a pas été possible de tester cette possibilité. Ceci pourrait devenir envisageable d'ici à 2 ans, en compilant l'ensemble des données acquises depuis 2001.

Les méthodes de synthèse proposées montrent que le classement d'une zone est largement influencé (1) par le type et le nombre d'indicateurs retenus, (2) par la pondération appliquée à chaque indicateur. Ces méthodes de synthèse recèlent une grande part de subjectivité, et doivent de ce fait, pour revêtir un caractère consensuel, être établies par des groupes de travail ad hoc. En tout état de cause, les propositions d'indicateurs effectuées dans ce rapport doivent être validées aux niveaux français et européen (groupe de travail COAST de la DCE, groupe de travail ETG d'OSPAR,...) avant de pouvoir être utilisées « en routine » dans le cadre des futurs suivis DCE en Normandie.

7. Conclusion

Les trois premières années de suivi du RHLN se sont déroulées dans des conditions climatiques très différentes : 2001 était une année particulièrement pluvieuse au cours de laquelle la Seine a enregistré des débits les plus élevés depuis 1941 ; 2003 au contraire a été une année relativement sèche. Ces différences climatiques ont clairement eu des répercussions sur l'évolution saisonnière des masses d'eau, notamment sur la date de déclenchement de la période productive (1 à 2 mois d'avance en 2003 par rapport à 2001 et 2002). Les résultats obtenus en 2002 et 2003 confirment toutefois les grandes tendances observées en 2001 :

- sur la côte Ouest Cotentin, la période productive débute début avril et se caractérise par une concentration de chlorophylle moyenne. Une attention particulière est à porter à la période de fin de premier bloom qui peut présenter un milieu épuisé en silicate et phosphate mais toujours riche en nitrate. Cette courte période peut provoquer l'apparition d'espèces phytoplanctoniques toxiques ou nuisibles à l'environnement (*Pseudonitzschia* et *Phaeocystis*). La période estivale est caractérisée par une limitation de la production phytoplanctonique par le NID et par une faible régénération des sels nutritifs.

- la baie des Veys présente des valeurs de chlorophylle importantes ($> 15 \mu\text{g/l}$) début mai puis, selon l'importance du débit des fleuves, décroissantes jusque début août. Comme la côte Ouest Cotentin, cette zone est également sensible à la dystrophie entre silicate et nitrate à la fin du premier bloom. Le mois d'août est remarquable du fait de la limitation de la production phytoplanctonique par le NID et par la forte régénération du silicate et du phosphate.

- l'Est de la baie de Seine présente une succession de blooms d'intensité croissante (jusqu'à $70 \mu\text{g/l}$) entre la mi-mai et fin août. La population phytoplanctonique majoritairement constituée de diatomées au printemps est remplacée par une population de dinoflagellés au cours de l'été. La présence de *Dinophysis* sur ce secteur induit de fréquentes fermetures de zones de production de coquillages. Ce secteur est constamment rechargé en sels nutritifs par les fleuves qui s'y jettent (Seine, Orne) ce qui ne provoque pas de limitation réelle de la production phytoplanctonique par un sel. L'apparition des blooms est favorisée par de fréquentes stratifications de la colonne d'eau. Cette forte concentration de chlorophylle ne produit cependant pas d'anoxie, vraisemblablement en raison du fort hydrodynamisme du secteur.

Pour que cette étude puisse servir de base à l'élaboration d'un réseau de surveillance répondant aux exigences de la Directive Cadre sur l'Eau, la grille d'évaluation du niveau d'eutrophisation de la colonne d'eau proposée en 2002 a été revue pour proposer un classement non plus en 3, mais en 5 classes. Les indicateurs et les seuils indiqués dans cette grille d'eutrophisation sont des propositions adaptées aux masses d'eaux normandes qui demandent à être validées par les groupes de travail français et européens ad hoc. Toutefois, les différents scénarios testés mettent en évidence un gradient d'eutrophisation marqué entre les masses d'eaux de la côte Ouest Cotentin et celles de l'Est de la baie de Seine.

Enfin, les résultats obtenus montrent qu'il est nécessaire d'adapter les fréquences de suivi aux niveaux d'eutrophisation des différentes masses d'eau, et de tenir compte des durées des périodes productives, si l'on veut réellement cerner les cycles hydrobiologiques qui s'y déroulent, et surtout appréhender les variabilités interannuelles, ce qui n'est pas aujourd'hui prévu dans le cadre de la DCE.

La poursuite du RHLN en 2004 et 2005, non plus sur 9, mais sur 19 des masses d'eau normandes permettra de bien définir le réseau pérenne à mettre en place, et d'affiner les indicateurs d'eutrophisation proposés. Il faudra également, afin de respecter une des exigences de la DCE, s'attacher à vérifier la représentativité des points de suivi retenus au sein des masses d'eau. Il est envisageable d'aborder cette question de la représentativité en utilisant à la fois des traitements

d'images satellites et des modèles hydrodynamiques restituant les déplacements des masses d'eau.

Lorsqu'une évaluation de l'influence de l'eutrophisation sur le benthos sera disponible en Normandie, il sera intéressant de coupler les deux compartiments, par exemple à l'aide de méthodologies développées par Ferreira 2000, Tett et al. 2003, Bricker et al. 2003, Newton et al. 2003, Borja et al. 2004, de façon à déterminer un niveau d'eutrophisation global de la masse d'eau.

8. Bibliographie

- Aerteberg G., Cartensen J., Dahl K., Hansen J., (2001). Eutrophication in Europe's coastal waters. European Environment Agency, Topic report 7/2001.
- Aminot A., Chaussepied M., (1983). Manuel des analyses chimiques en milieu marin. CNEXO, BNDO/Documentation Brest, 395pp.
- Aminot A., Guillaud J.F., Andrieux-Loyer F., K erouel R., Cann P. (1998). Apports de nutriments et développements phytoplanctoniques en baie de Seine. *Oceanologica Acta*, 21, 6, 923-935.
- Baan P.J.A., van Buuren J.T. (2003). Testing of indicators for the marine and coastal environment in Europe. Part 3 : Present state and development of indicators for eutrophication, hazardous substances, oil and ecological quality. European Environment Agency, Technical report 86.
- Beaupoil C., Bornens P. (1997). Oxygène dissous et toxicité de l'ammoniaque en zones estuariennes : seuils d'acceptabilit . Station de biologie marine de Concarneau. Ed Agence de l'Eau Loire Bretagne.
- Bock. M.T., Miller B.S., Bowman A.W., (1999). Assesment of eutrophication in the Firth of Clide : analysis of coastal water data from 1982 to 1996. *Marine pollution bulletin*, 38 (3), 222-231.
- Borja A., Franco J., Valencia V., Bald J., Muxika I., Belzunce M.J., Solaun O. (2004). Implementation of the European water framework directive from the basque country (northern Spain) : a methodological approach. *Marine pollution bulletin*, 48, 209-218.
- Bricker S.B., Ferreira J.G., Simas T. (2003). An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological modelling*, 169, 39-60.
- Brylinski J.M. et al. (1999). Le fleuve côtier : un phénomène hydrologique important en Manche orientale. Exemple du Pas de Calais. *Oceanologica acta*, vol sp n 11, 197-203.
- Cellule antipollution de la Seine (2001). 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.
- Cellule antipollution de la Seine (2002). Suivi de la qualité des eaux de la Seine à l'aval de Poses : bilan de l'année 2001. Ministère de l'équipement, des transports et du logement, Service maritime de la Seine Maritime. Service de navigation de la Seine.
- Cellule antipollution de la Seine (2003). Suivi de la qualité des eaux de la Seine à l'aval de Poses : bilan de l'année 2002. Ministère de l'équipement, des transports et du logement, Service maritime de la Seine Maritime. Service de navigation de la Seine.
- 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.
- Daniel A., Le Goff R. (2002). Evaluation de l'état d'eutrophisation des eaux côtières et estuariennes de Basse-Normandie (octobre 2000 – septembre 2001). Rapport Ifremer RST.DEL/02.02/PB.
- Ferreira J.G. (2000). Development of an estuarine quality index based on key physical and biogeochemical features. *Ocean and coastal management*, 43, 99-122.
- Fisher TR., Harding LW., Stanley DW, Ward LG (1988). Phytoplankton, nutrients and turbidity in the Chesapeake, Delaware and Hudson Estuaries. *Estuarine Coast Shelf Sci*, 27, 61-93.
- Guillaud JF, Ménesguen A. (1998). Modélisation sur 20 ans (1976-1995) de la production phytoplanctonique en baie de Seine. *Oceanologica acta*, 21, 6, 887-906.
- Ignatiades L., Karydis M., Vounatsou P. (1992). A possible method for evaluating oligotrophy and eutrophication based on nutrient concentration scales. *Marine pollution bulletin*, 24, 5, 238-243.
- Lorenzen C. J. (1967). Determination of chlorophyll and pheopigments : spectrometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 12, 343-346.

- 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.
- Ménesguen A. (2001). L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France. Rapport Ifremer DEL/EC/01.01 – janvier 2001.
- Ménesguen A. (2003). Les marées vertes en Bretagne, la responsabilité du nitrate. Rapport interne Ifremer
- Moncheva S., Gotsis-Skretas O., Pagou K., Krastev A. (2001). Phytoplankton blooms in black sea and mediterranean coastal ecosystems subjected to anthropogenic eutrophication : similarities and differences. *Estuarine, coastal and shelf science*, 53, 281-295.
- Newton A., Icely J.D., Flacao M., Nobre A., Nunes J.P., Ferreira J.P., Vale C. (2003). Evaluation of eutrophication in the ria formosa coastal lagoon, Portugal. *Continental Shelf Research*, 23, 1945-1961.
- Orsoni V., Souchu P., Sauzade D. (2001). Caractérisation de l'état d'eutrophisation des trois principaux étangs corses (Biguglia, Diana et Urbino) et proposition de renforcement de leur surveillance. Rapport Ifremer, R.INT.DEL/CO 00-02.
- Pingree R.D., Maddock L. (1977). Tidal residuals in the English Channel. *Journal of the Marine Biological Association of United Kingdom*, 57, 339-354.
- 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.
- Salomon J.C., Breton M., Guegueniat P. (1993). Computed residual flow through the Dover strait. *Oceanologica acta*, 16, 449-455.
- SMEL/Hydronor (2004). Suivi hydrologique de la côte Ouest et de la côte Est du Cotentin – Résultats 2003. Rapport SMEL/Conseil général 50 n°2004-01.
- Teet P., Gilpin L., Svendsen H., Erlandsson C.P., Larsson U., Kratzer S., Fouilland E., Janzen C., Lee J-Y, Grenz C., Newton A., Ferreira J. G, Fernandes T., Scory S. (2003). Eutrophication and some European waters of restricted exchange. *Continental Shelf Research*, 23, 1635-1671.
- 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.
- Vollenweider R.A. (1992). Marine coastal eutrophication. *Science of total environment*, suppl.
- Vollenweider R.A., Giovanardi F., Montanari G., Rinaldi A. (1998). Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW adriatic sea : proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9, 329-357.

