

ifremer

Direction des ressources vivantes
Direction de l'environnement et de l'aménagement littoral

Daniel Halgand
Marie-Laure Cochard
Jérôme Huet
Luis Lampert
Françoise Dagault

Mars 2005 – IFREMER/CN/EMH-05.01

Surveillance écologique et halieutique du site électronucléaire de Penly

Année 2004 Rapport scientifique annuel

Numéro d'identification du rapport : IFREMER/CN/EMH-05.01		Date de publication : Mars 2005	
Diffusion : restreinte		Nombre de pages : 179	
Validé par : le département Ecologie et Modèles Halieutiques		Bibliographie (Oui / Non)	
Version du document : définitive		Illustration(s) (Oui / Non)	
Langue du rapport : français			
Titre et sous-titre du rapport : <p style="text-align: center;">SURVEILLANCE ECOLOGIQUE ET HALIEUTIQUE DU DU SITE ELECTRONUCLEAIRE DE PENLY : ANNEE 2004</p>			
Auteur(s) principal(aux) : nom, prénom Daniel HALGAND Marie-Laure COCHARD Jérôme HUET Luis LAMPERT François DAGAULT		Organisme / Direction / Service, laboratoire IFREMER / DRV / RH, ECOHAL IFREMER / DRV / RH, Port-en-Bessin IFREMER / DRV / RH, Brest IFREMER / DEL / EC, Port-en-Bessin IFREMER / DEL Saint-Malo	
Collaborateur(s) : nom, prénom - D'ELBEE Jean - DOROBISZ Laurence		Organisme / Direction / Service, laboratoire Laboratoire d'Analyses de Prélèvements Hydrologiques LAPHY, Biarritz Laboratoire Municipal et Régional de Rouen	
Titre du contrat de recherche :		n° de contrat IFREMER 5100-CTI-42000-34809	
Organisme commanditaire : <p style="text-align: center;">Electricité de France (EDF) – Production Transport – C. N. P. E. de Penly BP 854 – 76370 NEUVILLE LES DIEPPE</p>			
Organisme réalisateur : Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer, IFREMER Rue de l'Île d'Yeu - BP 21105 44311 Nantes Cedex 03			
Responsable scientifique : Daniel HALGAND			
Cadre de la recherche :			
Programme : Surveillance et évaluation de la qualité du milieu marin		Convention : EDF n° C4S62C5001	
Projet : I. G. A. Impact des Grands Aménagements		Autres (préciser) :	
Campagne océanographique : <i>IGA 1-2-3, 2004, NO THALIA</i>			

Résumé :

La surveillance n° 18 sur le site de PENLY couvre la période de mars à septembre 2004.

Les domaines étudiés sont l'hydrologie, la microbiologie, le plancton végétal et animal et le domaine halieutique.

L'année 2004 est la quinzième année de fonctionnement de la centrale.

Abstract :

Monitoring n° 18 of PENLY nuclear power - plant takes in account studies between March and September 2004.

Hydrology, microbiology, phytoplankton, zooplankton and fishing are studied.

This power-plant has been in opération for fifteen years.

Mots-clés :

Pélagos - Halieutique - Centrale nucléaire – Surveillance

Keywords :

Pelagos - fishing - Nuclear power plant – Monitoring

Commentaire :

Surveillance écologique et halieutique
Site de Penly

Mars 2004 - Septembre 2004

IFREMER

Centre de BREST

B.P. 70

29280 PLOUZANE

Tél. : 02 98 22 40 40

Fax : 02 98 22 45 47

Centre de NANTES

Rue de l'Île d'Yeu

B.P. 21105

44311 NANTES Cedex03

Tél. : 02 40 37 40 00

Fax : 02 40 37 40 75

Station de PORT EN BESSIN

Station de S^t MALO

Avenue du Général de Gaulle

B.P. 32

14520 PORT EN BESSIN

Tél. : 02 31 51 13 00

Fax : 02 31 51 13 01

2 bis, rue Grout St Georges

BP 46

35402 SAINT-MALO

Tel: 02 99 40 39 51

Fax: 02 99 56 94 94

AUTRES ORGANISMES

Laboratoire Municipal et Régional de ROUEN Laboratoire d'Analyses de Prélèvements
Hydrologiques

49, Rue Mustel

B.P. 4063

76022 ROUEN Cedex

Tél. : 02 32 10 22 44

Fax : 02 32 10 22 41

CERS / Musée de la Mer

64202 BIARRITZ

Tél. : 05 59 22 12 80

Fax : 05 59 22 36 78

Convention générale EDF/IFREMER n° C4 S 62 C 5001

Commande EDF-GRPT Normandie n° 5100 – CTI-42000 - 34809

Avertissement

L'étude écologique et halieutique du site de PENLY a été confiée à deux organismes par Electricité de France: le CNEXO pour la partie écologique entreprise en 1978 et l'ISTPM pour la partie halieutique entreprise en 1977(*).

L'étude de Projet menée par ces deux organismes de février 1978 à janvier 1980 (étude écologique) ou de février 1978 à décembre 1979 (étude halieutique) avait pour but d'établir un état de référence avant l'implantation de la centrale nucléaire. Par la suite, Electricité de France a permis la poursuite de l'étude de la nourricerie de poissons plats au-delà des études de projet de 1980 à 1984 lors d'une phase d'études complémentaires.

A la demande d'Electricité de France, l'étude de Surveillance a commencé en 1987, soit trois ans avant la date prévue de mise en fonctionnement de la centrale.

Cette étude de Surveillance doit permettre dans un premier temps d'apprécier les fluctuations naturelles pluriannuelles des principaux paramètres retenus à partir de l'étude de Projet et, dans un second temps, d'analyser l'incidence éventuelle de la centrale sur le milieu marin et ses ressources.

L'année 2004, objet du présent rapport, est la quinzième année de fonctionnement de la centrale. Les résultats obtenus au cours de cette dix-huitième année de surveillance contenus dans le rapport concernent l'étude:

- de l'hydrologie, du phytoplancton, de la production primaire et de la microbiologie, à la station IFREMER de Port en Bessin par le laboratoire côtier de la Direction de l'Environnement Littoral sous la responsabilité de Luis LAMPERT ;
- du zooplancton réalisé à la station IFREMER de Saint Malo par le laboratoire côtier de la Direction de l'Environnement Littoral sous la responsabilité de Françoise DAGAULT ;
- de l'halieutique réalisée aux Centres IFREMER de Nantes et de Brest et à la Station IFREMER de Port en Bessin par le département Ressources Halieutiques de la Direction des Ressources Vivantes (DRV/RH) sous la responsabilité de Marie-Laure COCHARD et Daniel HALGAND.

La coordination a été assurée au Centre IFREMER de Nantes par Daniel HALGAND (DRV/RH). La mise en page de ce rapport a été effectuée par Cathy DEJOUY.

(*) Une étude très succincte, dite d'"avant-projet" a été réalisée auparavant par ces deux organismes en 1975 et 1977.

Résumé

Contrairement à la situation observée en 2003, lors de cette dix huitième année de surveillance écologique et halieutique de la centrale électronucléaire de Penly, les conditions climatiques n'ont pas été aussi contrastées.

A l'exception de la situation du mois de mai, la température mensuelle moyenne de l'air enregistrée à Dieppe a été toujours supérieure à celle de la moyenne pluriannuelle de la période 1972-2003 (figure 1.16).

L'année 2004, contrairement à l'année 2003, a été caractérisée par des températures d'eau plus faibles que les médianes observées depuis 1989.

Les concentrations en nitrate et nitrite ont présenté de très fortes valeurs tous le long de l'année, tandis que les valeurs de l'ammonium restaient plus proches des valeurs des médianes. Le phosphate et silicate, tout comme pour les produits azotés ont été très au dessus des valeurs couramment observées, surtout pendant la campagne du mois de juin.

En 2004, le tribromométhane, tout comme les composés organo-halogénés recherchés, a présenté des concentrations inférieures au seuil de détection analytique.

La biomasse chlorophyllienne, la production primaire et les abondances cellulaires montrent une évolution inter-annuelle et saisonnière similaires, avec de très basses valeurs en mars qui montent en juin et septembre, mais sans jamais dépasser les médianes pluriannuelles. Le cycle phytoplanctonique annuel correspond au cycle classiquement décrit en Atlantique et en Manche, avec les biomasses chlorophylliennes comprises entre 0,85 et 4,90 $\mu\text{g/L}$.

Les plus fortes abondances zooplanctoniques ont été enregistrées en mars aux points *contrôle* et *référence*. Les valeurs observées en 2004 se situent en générale en dessous des médianes pluriannuelles, à l'exception de celles enregistrées aux points *contrôle* et *référence* au printemps.

Les concentrations en germes totaux présentent une remarquable stabilité depuis une dizaine d'années sur l'ensemble des points échantillonnés, mettant en évidence la stabilité du système en comparaison des premières années de fonctionnement de la centrale au cours desquelles des valeurs supérieures, parfois d'un facteur 100, étaient enregistrées (1989).

Les germes revivifiables présentent une stabilisation, voir une diminution dans certains cas par rapport à l'année 2003.

Les deux méthodes de dénombrement mettent en évidence la dominance des souches de *V. alginolyticus* et *V. vulnificus* sur les peuplements de vibrions halophiles en 2004, avec une plus forte occurrence de *V. alginolyticus* depuis plusieurs années. Les plus forts développements de ces deux souches sont observées au mois de septembre, moment où la température de l'eau est la plus élevée.

Au cours de cette étude de surveillance (15^e année de fonctionnement de la centrale), on retrouve une liste faunistique comparable à celle des années antérieures. En fait, le zooplancton du secteur de Penly est constitué des principales espèces holoplanctoniques et méroplanctoniques communes en Manche-est.

En ce qui concerne les espèces ichtyoplanctoniques, on note pour la sole que les densités au cours de l'année 2004 (de 3,84 œufs / 10 m³ à 7,86 œufs / 10 m³) restent comprises dans les fluctuations pluriannuelles (de 1 à 46 œufs / 10 m³).

Contrairement à 2002 et 2003, les œufs de sprat sont bien représentés en 2004 (de 2 à 11 œufs / 10 m³).

Cette année, on note une forte augmentation du frai de la sardine avec des effectifs de 164 à 642 œufs / 10 m³ nettement supérieurs à ceux observés en 2003 (de 9 à 104 œufs / 10 m³).

Pour les poissons plats, il a été observé des indices de juvéniles de plie et limande faibles, voire très faibles pour ces deux espèces, contrairement à l'indice de juvéniles de sole qui se situe parmi les plus élevés depuis le début de l'étude.

La densité globale en crevettes grises observée en 2004 est en baisse par rapport à celle de 2003, cet indice est le plus faible comparé à ceux observés depuis le début de l'étude.

Sommaire

1. PRESENTATION DU SITE ET DES TRAVAUX REALISES EN 2004

1.1. Introduction.....	11
1.2. Géographie.....	11
1.3. Géologie.....	13
1.4. Hydrographie continentale.....	13
1.5. Hydrographie marine.....	15
1.6. Climatologie.....	16
1.7. Fonctionnement de la centrale lors des campagne pélagiques.....	23
1.8. Travaux réalisés par l'Ifremer.....	26
1.9. Bibliographie.....	28

2. LE DOMAINE PELAGIQUE

2.1. Hydrologie.....	30
2.2. Phytoolancton.....	71
2.3. Zooplancton.....	92
2.4. Microbiologie.....	113
2.5. Conclusion.....	128
2.6. Bibliographie.....	130

3. LE DOMAINE HALIEUTIQUE

3.1. Méthodologie.....	132
3.1.1. Zooplancton.....	132
3.1.2. Macrofaune halieutique.....	134
3.2. Résultats.....	134
3.2.1. Poissons plats.....	139
3.2.2. Autres espèces de poissons plats.....	140
3.2.3 Autres espèces de poissons.....	148
3.2.4 Crustacés.....	154
3.2.5 Autres organismes planctoniques.....	155
3.3. Conclusion.....	157
3.4. Bibliographie.....	158
3.5. Annexes.....	161

4. CONCLUSION DES OBSERVATIONS A PENLY EN 2004

1 Présentation du site et des travaux réalisés en 2004

Chapitre réalisé :

- à la station IFREMER de Port en Bessin par :
Luis LAMPERT (DEL/PB), hydrologie, phytoplancton et microbiologie.

avec la participation de :
Luc Dreves (DEL/SR) et Hervé du Boullay (DEL/PB).



Figure 1.1 : Situation géographique du site de Penly

1.1 Introduction

Les études écologiques sur le site d'une centrale nucléaire se déroulent en plusieurs phases :

- une étude "d'avant projet", de courte durée, qui intervient dans le choix définitif d'un site ; elle a pour but d'évaluer les principales caractéristiques du milieu et d'apprécier sa richesse potentielle ;
- une étude de "projet" sur un site retenu qui permet d'établir un bilan écologique ou état de référence avant la mise en service de la centrale (1978 à 1980) ;
- une étude de "complément de projet" (facultative) visant à apprécier les variations pluriannuelles ;
- une étude de "surveillance" qui s'attache aux paramètres jugés les plus significatifs et sensibles sur un site (indicateurs écologiques) afin d'apprécier les fluctuations pluriannuelles et tenter de déceler l'importance des effets du fonctionnement de la centrale. La surveillance des paramètres indicateurs doit permettre de déceler les dérives éventuelles de l'écosystème et la part de la centrale dans cette dérive. La surveillance commence en 1987, soit trois ans avant la date prévue de mise en fonctionnement de la centrale.

Ce rapport présente les résultats concernant la quinzième année (2004) depuis la mise en service de la Centrale de Penly (1990), ce qui correspond à la dix-huitième année de surveillance.

1.2 Géographie

La centrale de Penly est située sur le littoral normand, au niveau d'une petite vailleuse, entre le Tréport et Dieppe, sur le territoire de la commune dont elle porte le nom. Le littoral, orienté NE/SW, est bordé de hautes falaises et composé de bancs calcaires alternant avec des lits de silex. Les falaises du littoral Normand sont entaillées de vailleuses au débouché desquelles les galets se sont accumulés et forment des cordons littoraux. On peut distinguer trois types fondamentaux d'estran :

- Estran profond : il ne découvre pratiquement pas ; on le rencontre dans les secteurs de pointes rocheuses (Etretat, Antifer) ;
- Estran de pied de falaises : c'est l'estran type du littoral haut-normand et celui qui se trouve à Penly. Devant la falaise s'étend un platier rocheux (de 200 m à 400 m de large) sur lequel les matériaux meubles ne se rencontrent en général qu'en pied de falaise sous la forme d'un cordon de galets plus ou moins développé mais le plus souvent de 10 m à 20 m de large et de 1 m de haut ;
- Estran d'accumulation : on le rencontre au débouché des vailleuses. Son développement a souvent été favorisé par l'implantation d'ouvrages portuaires (Le Havre, Fécamp, St Valery-en-Caux, Dieppe, Le Tréport). Le cordon de galets est bien formé avec une largeurs de 40 m à 50 m. Les sables et graviers font suite aux galets.

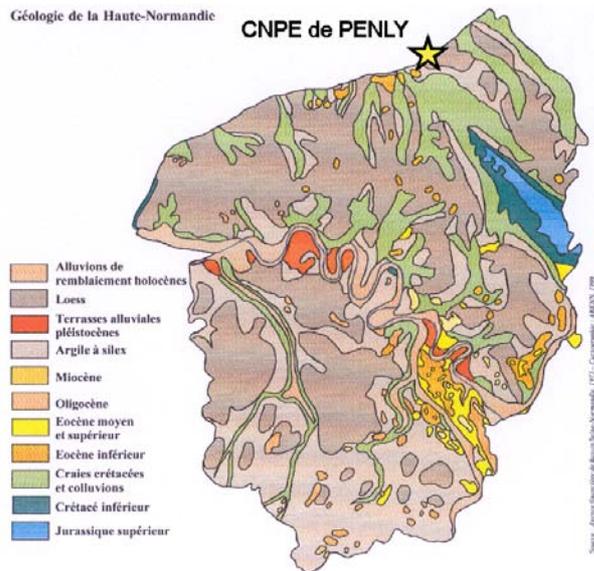


Figure 1.2 : Carte géologique de la région ‘Haute-Normandie’

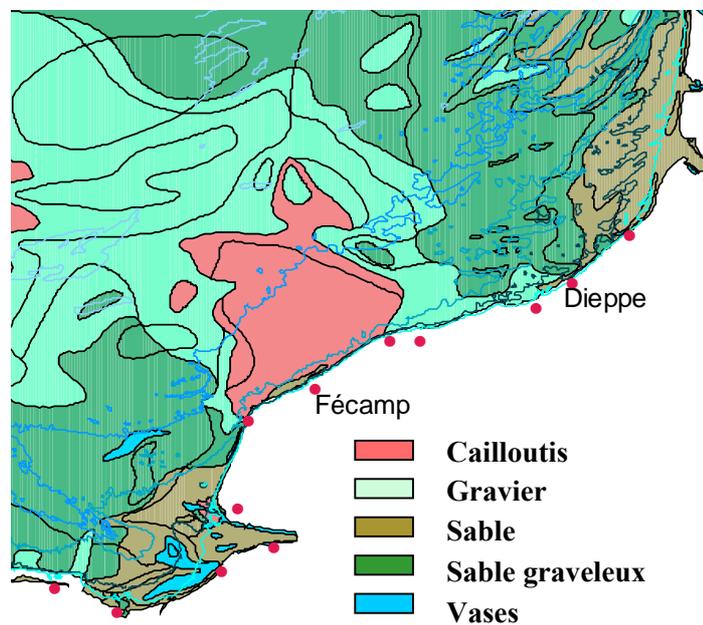


Figure 1.3 : Caractéristiques des sédiments marins autour de la centrale de Penly

1.3 Géologie

A la fin de l'Ère Primaire (– 245 millions d'années), pratiquement toute la France est émergée, mais au cours de l'Ère Secondaire (– 245 MA à – 65 MA) plusieurs cycles d'immersion-émersion se succèdent.

Pour la Normandie, le plus important de ces épisodes, c'est la Mer de Craie qui recouvre la région de – 97 MA à – 70 MA. Dans cette mer côtière peu profonde, sédimentent d'innombrables micro-organismes à test calcaire. Leur accumulation sera à l'origine d'une roche calcaire tendre : la craie, parfois appelé Marne dans la région (figure 1.2.).

Dans cette mer vivent aussi des organismes à test siliceux qui sont à l'origine des rognons de silex enfouis dans la craie, qui reste l'ossature géologique de toute la Haute-Normandie, à l'exception du Pays de Bray, où une importante faille a permis la remontée des sédiments plus anciens et variés.

Plus récemment, à l'Ère Tertiaire (– 65 MA à – 2 MA) le phénomène le plus marquant est l'altération continentale : la craie est dissoute par les eaux de pluie, mais le silex et les argiles, inaltérables, forment un manteau brun ou rouge (argiles à silex) qui peut dépasser les 20 m d'épaisseur.

Lors des deux derniers millions d'années, la calotte glaciaire est descendue à plusieurs reprises jusqu'au niveau de l'actuelle Hollande. Le climat de la Haute-Normandie était alors périglaciaire, avec une végétation de steppe. Les limons entraînés par les vents sont alors à l'origine du Löss, de couleur jaune et d'une épaisseur d'une dizaine de mètres en Pays de Caux. A la fin du Tertiaire les cours d'eau s'enfoncent dans le substrat meuble, creusant des vallées profondes, comme celle de la Seine.

Les sédiments marins aux alentours de la centrale de Penly sont essentiellement composés de sable et sable graveleux (figure 1.3.). Entre Etretat et St Valéry-en-Caux se trouve le secteur où les sédiments sont les plus grossiers. De chaque côté, un gradient vers des sédiments plus fins s'établit, pouvant aller jusqu'aux vases dans l'embouchure de la Seine.

Tous les quatre années, depuis 1988 une étude particulière sur le benthos et les sédiments marins est effectué sur la zone proche de la centrale de Penly. La dernière campagne a été réalisé lors de l'été 2004. Un suivi de l'évolution de la nature des fonds et des peuplements benthiques est réalisé à chaque campagne, ce qui donne lieu à un rapport particulier adressé à l'EDF (Drévès et al., 1995 ; Drévès et al., 1997; De La Torre, 2001; Drévès et al., 2002; Augris et al., 2004).

1.4 Hydrographie continentale

Le faible développement du réseau hydrologique continental haut-normand est dû essentiellement à la perméabilité du sol, qui permet l'écoulement souterrain des eaux au lieu du ruissellement de surface. Seul le Pays de Bray possède un important réseau de surface qui se développe sur des assises géologiques imperméables (figures 1.4. et 1.5.).

Le réseau hydrologique de Seine-Maritime est composé de petits effluents de la Seine et de fleuves côtiers de quelques dizaines de kilomètres se jetant dans la Manche. Ces rivières peuvent avoir un parcours de surface si les couches géologiques imperméables le permettent, ou en partie souterraines, si la craie affleure. Ce phénomène donne naissance aux vallées sèches. La Veule, avec ses 1700 mètres seulement, constitue le plus petit fleuve de France.



Figure 1.4 : Principaux fleuves de la région Haute-Normandie

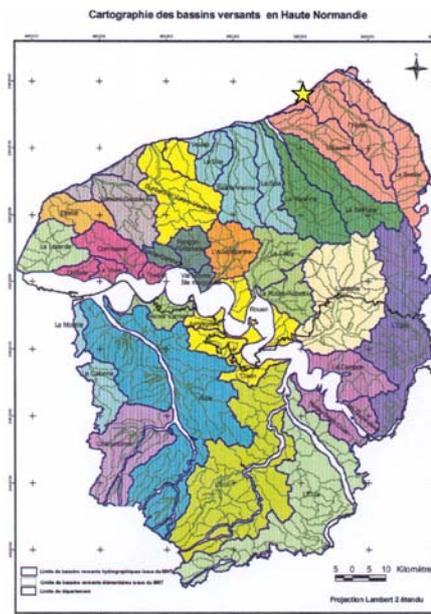


Figure 1.5 : Bassins versants de la région Haute-Normandie

1.5 Hydrographie marine

1.5.1 Marées

La marée est de type semi-diurne. À Dieppe, ses caractéristiques sont les suivantes :

Type de marée	Coefficient	Côte
Vive-eau moyenne	95	8,5 m
Marée moyenne	70	4,94 m
Morte-eau moyenne	45	4,9 m

Tableau 1.1 : Les marées à Dieppe

1.5.2 Courants

On distingue les courants périodiques et les courants apériodiques. Les courants périodiques sont essentiellement les courants de marée alternatifs et parallèles à la côte (Figure 1.6.). Le flot, d'une durée moyenne de 5 heures, porte vers le N-NE à une vitesse de 0,5 à 1 m/s (soit 1 à 2 nœuds).

Le jusant, d'une durée approximative de 7 heures, porte vers le W-SW avec une vitesse inférieure, de 0,4 à 0,6 m/s. La renverse a lieu environ 4h30 et 1h30 avant la pleine mer de Dieppe. De ce fait, le flux net au cours d'un cycle de marée est celui d'un déplacement des masses d'eau vers le N-NE dans le sens du flot. Ce déplacement est dû au courant de marée provenant de l'Atlantique et qui prend une vitesse importante au-delà de Cherbourg. Vers Dieppe, la vitesse du courant en vives-eaux atteint 1,9 nœuds pendant le flot et 1,6 nœuds pendant le jusant.

Les courants apériodiques sont essentiellement dus à l'action prolongée d'un régime de vents stables entraînant les masses d'eau. Ainsi une période de vent d'ouest durable crée un courant portant à l'est tandis qu'une période de vent de nord-est crée un courant portant au sud-ouest. Ces courants de dérive dus au vent peuvent atteindre 2 à 5 % de la vitesse du vent.

Un des traits majeurs des cycles d'étude précédant l'installation de la centrale était d'avoir mis en évidence l'influence des eaux issues de la baie de Seine. Si cette influence est certaine par l'action du fleuve côtier (Brylinski et al., 1991), elle est cependant irrégulière.

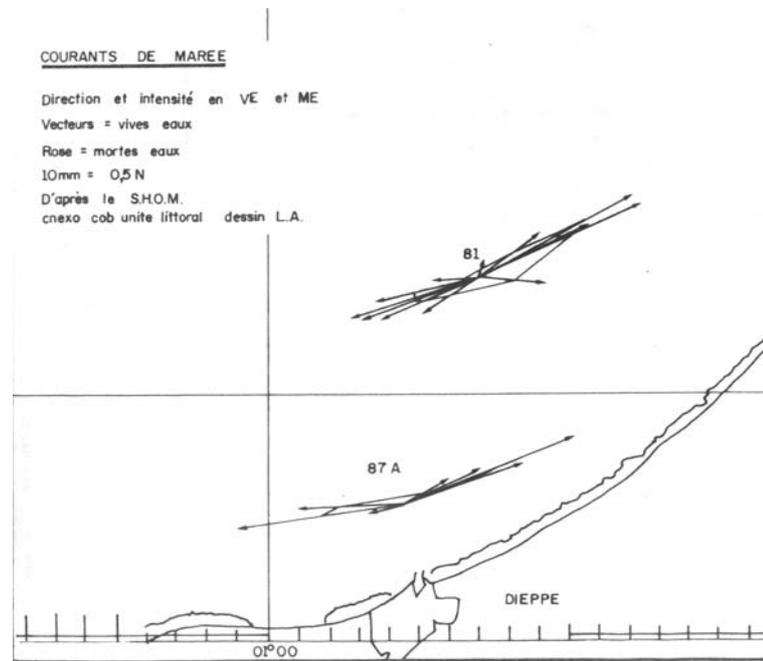


Figure 1.6 : Courants de marée en Haute-Normandie

1.5.3 Apports telluriques

L'Arques et La Saône, fleuves côtiers moyens de fort débit irrégulier, se jette à l'ouest du site (Figure 1.4). Les arrivées d'eau douce au niveau de Dieppe peuvent être importantes et il ne faut pas sous-estimer la présence de pollutions urbaines provenant soit du port soit de la station d'épuration de la ville de Dieppe.

1.6 Climatologie

1.6.1 Le climat en Haute-Normandie

Trois influences principales peuvent se manifester dans la région 'Haute-Normandie' (figure 1.7.).

- Influence maritime : plus marqué dans le Pays de Caux et le nord-ouest de l'Eure, avec un climat doux et humide, des hivers modérément froids et des étés tempérés.
- Influence continentale : essentiellement au nord-est de la Seine et de manière moins classique, sur une frange littorale qui va du Tréport à Fécamp. C'est dans cette zone qui se trouve la centrale de Paluel. L'amplitude thermique est plus importante qu'ailleurs : hivers plus froids et étés plus chauds.
- Influence méridionale : remontant du sud-est de l'Eure jusqu'à Rouen..

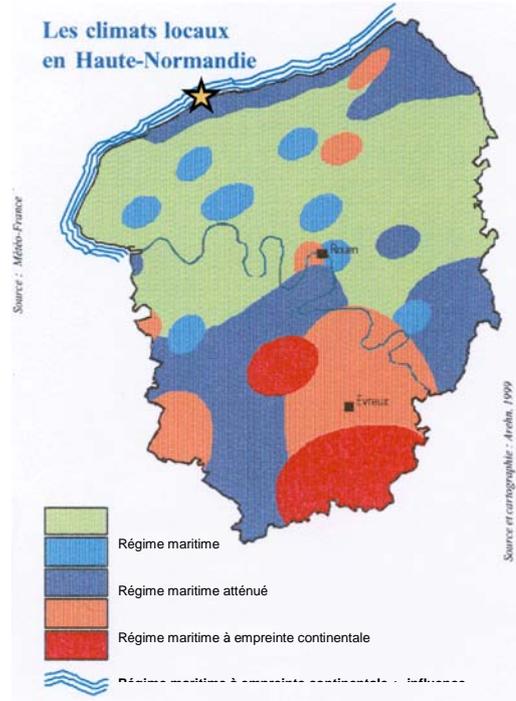


Figure 1.7 : Situation climatologique de la région Haute-Normandie

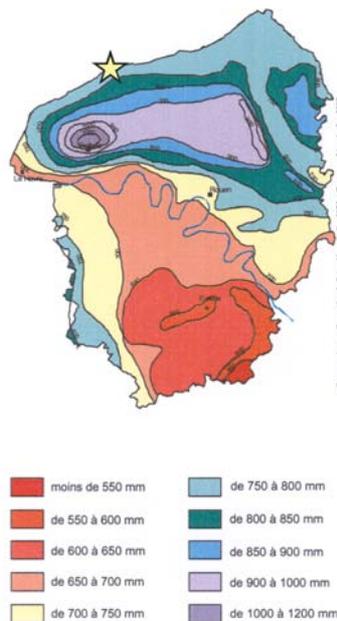


Figure 1.8 : Pluviométrie moyenne annuelle de la région Haute-Normandie sur 30 ans

Bien que la Haute-Normandie soit considéré comme une région fortement pluvieuse, on peut observer des grandes écarts. Sur le secteur de Bolbec (Seine Maritime) nous constatons en moyenne 1100 mm de précipitations par an, tandis qu'au sud-est de l'Eure, seulement 500 mm par an sont enregistrés (figure 1.8.). Cette dernière valeur est l'une des plus faibles de France, à égalité avec la Côte d'Azur. Les régions les plus fréquemment touchées par des forts événements pluvieux sont le Bec-de-Caux et le Lieuvin.

1.6.2 Pluviométrie

A Dieppe, depuis 1950, la quantité de pluie annuelle cumulée présente des variations avec des cycles de 3 à 5 ans (figure 1.9). Ces cycles, mieux représentés par la moyenne mobile sur 5 ans, semblent mettre en évidence une augmentation de leur fréquence sur les dernières quinze années.

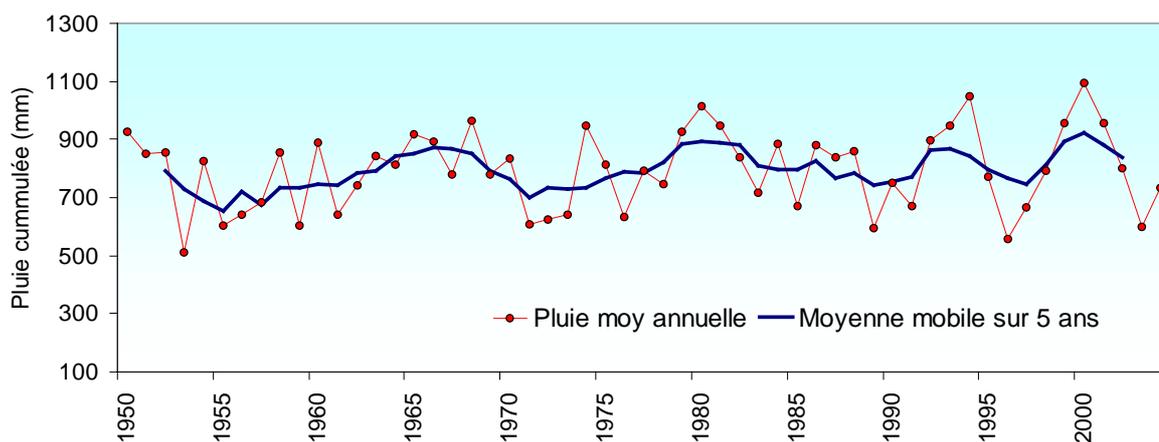


Figure 1.9 : Pluie moyenne annuelle à Dieppe depuis 1950 et moyenne mobile sur cinq ans

La moyenne de précipitations annuelles entre 1950 et 2003 est de 794,4 mm. L'écart des valeurs annuelles à cette moyenne montre que la période 1998 - 2002 a été excédentaire et que l'année 2003 présente un déficit (figure 1.10).

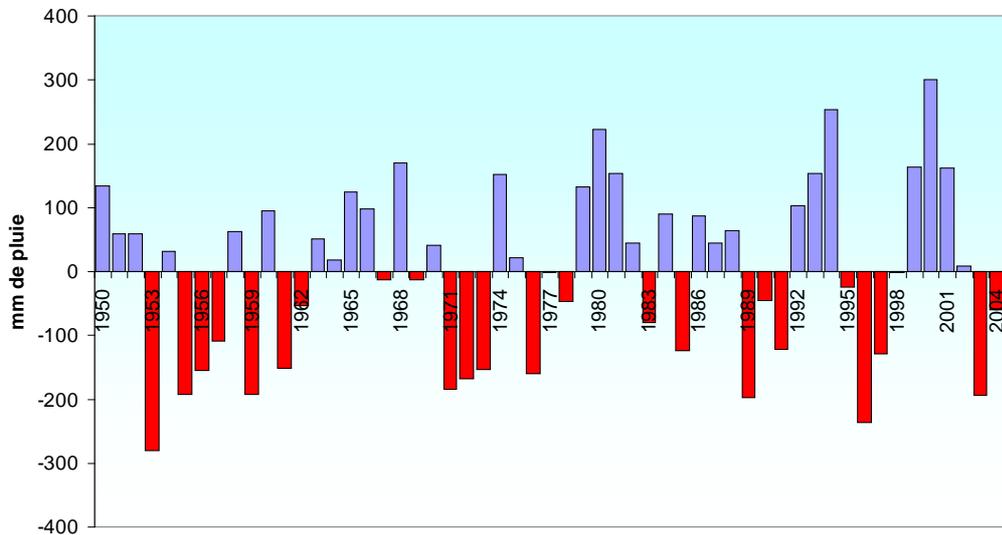


Figure 1.10 : Écarts annuels de pluie à la moyenne 1950-2004

Le découpage des précipitations par périodes quinquennales présente une alternance des cycles qui oscillent autour de la moyenne, suivi d'une augmentation générale des valeurs à partir des années 1975 (figure 1.11). Les périodes décennales marquent davantage cette tendance.

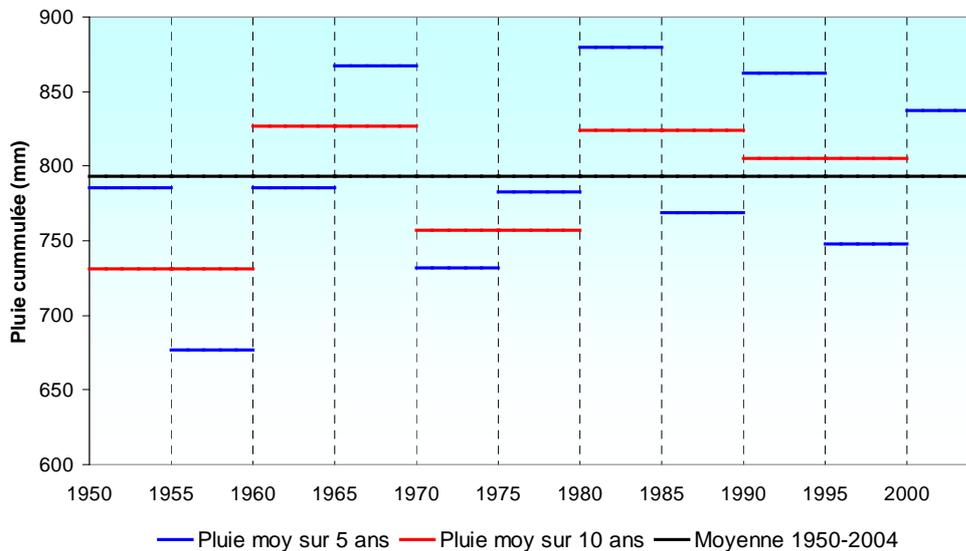


Figure 1.11 : Valeurs moyennes de pluie à Dieppe par période quinquennale (trait bleu) et décennale (trait rouge). Le trait noir représente la moyenne de pluies de la période 1950-2004

La valeur moyenne de précipitations sur la période 1967-2003 présente une augmentation à partir du mois de septembre et jusqu'à décembre (figure 1.12). Le maximum étant situé autour du mois de novembre.

Dans le premier semestre 2004 seuls les mois de janvier et d'avril ont été au dessus de la moyenne pluriannuelle. A titre comparatif, en 2003, le cumul de pluies des premiers six mois a été de 281mm par rapport à 311mm en 2004 pour la même période. En juillet et août les précipitations se situent au dessus des moyennes pour redescendre par la suite en septembre et octobre.

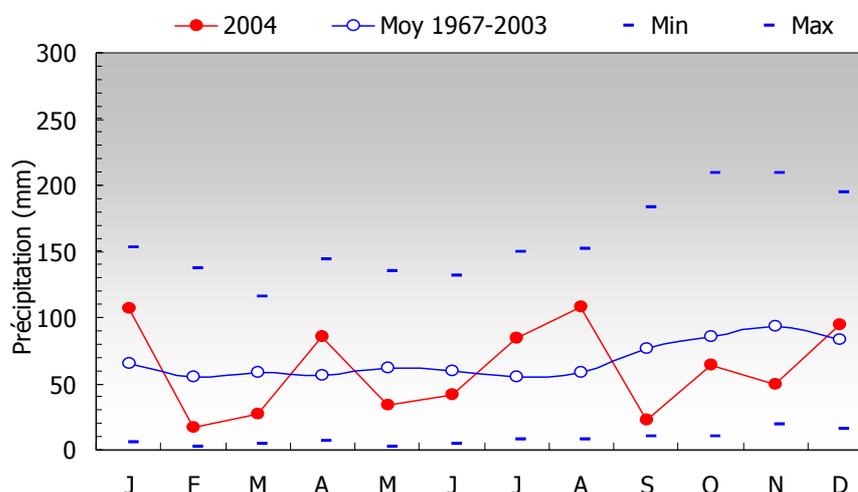


Figure 1.12 : Hauteur de précipitations mensuelles à Dieppe en 2004 et au cours de la période 1967-2004

1.6.3 Température de l'air

Les températures moyennes annuelles enregistrées à Dieppe depuis 1950 présentent des cycles irréguliers avec une nette tendance à la hausse depuis 1988 (figure 1.13). La moyenne mobile sur cinq ans exprime plus clairement la tendance évolutive de ce paramètre lors des vingt dernières années.

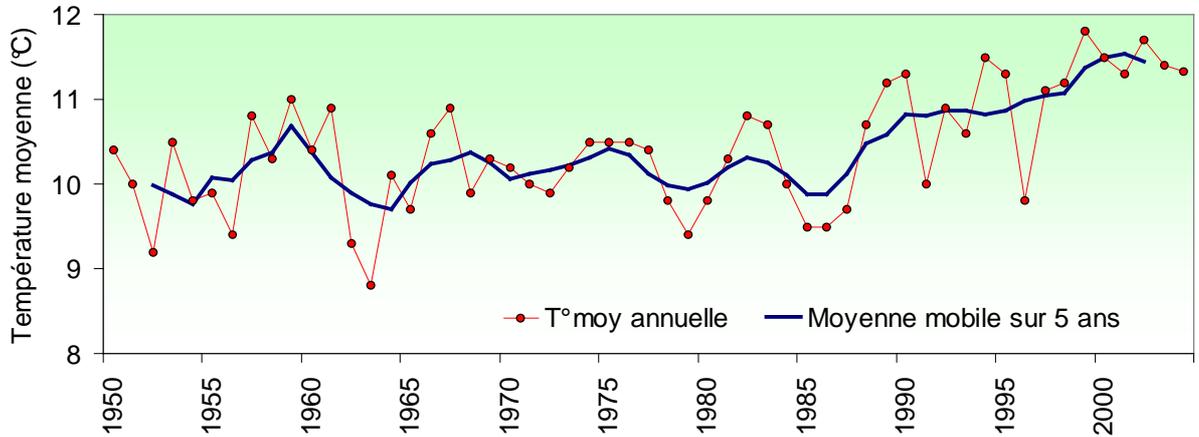


Figure 1.13 : Température moyenne annuelle à Dieppe depuis 1950 et moyenne mobile sur cinq ans

Cette évolution est clairement mise en évidence par les écarts des valeurs annuelles à la moyenne générale de la période 1950-2003 (figure 1.14), où depuis 1988, seule les années 1991 et 1996 ont été en dessous de la moyenne.

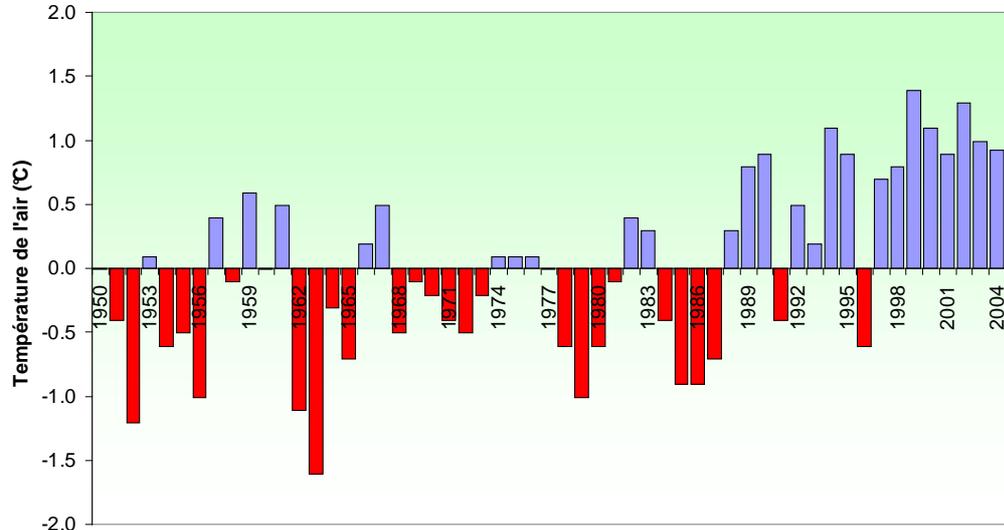


Figure 1.14 : Écarts annuel de température à la moyenne 1950-2004

L'évolution des découpages en périodes quinquennales ou décennales mettent en évidence l'augmentation moyenne de la température à partir des années 1990 (figure 1.15).

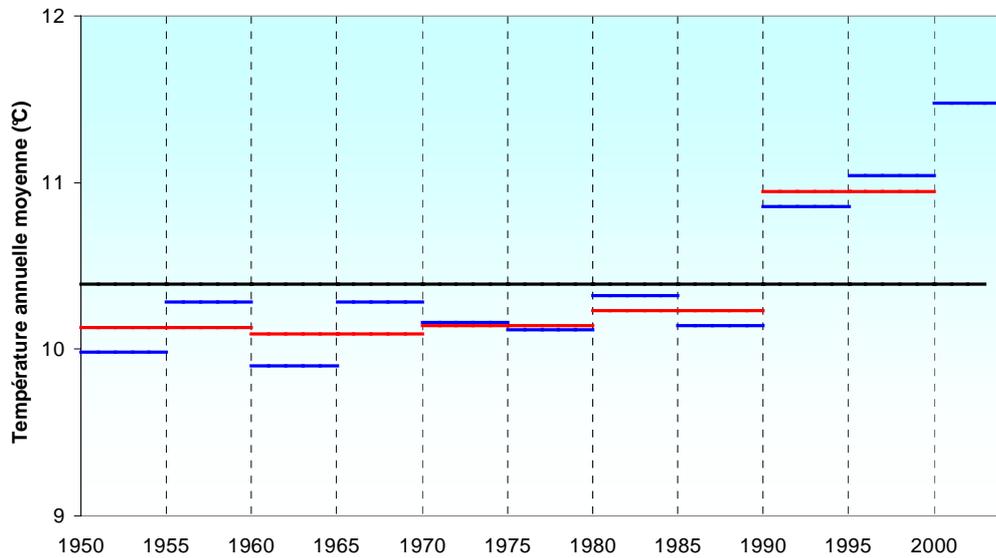


Figure 1.15 : Valeurs moyennes de température de l'air à Dieppe par période quinquennale (trait bleu) et décennale (trait rouge). Le trait noir représente température moyenne de la période 1950-2004

A l'exception de la situation du mois de mai, la température mensuelle moyenne de l'air enregistrée à Dieppe a été toujours supérieure à celle de la moyenne pluriannuelle de la période 1972-2003 (figure 1.16).

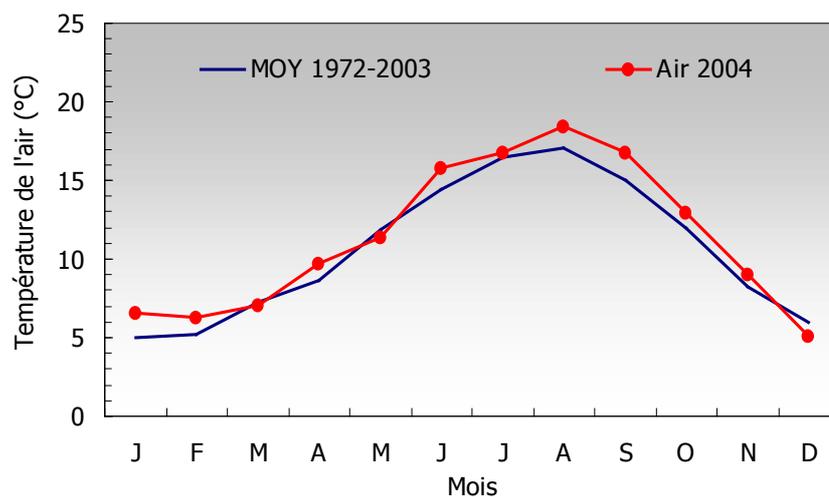


Figure 1.16 : Température moyenne mensuelle de l'air à Dieppe en 2004 et au cours de la période 1972-2003.

1.6.4 Débit de la Seine

A l'exception du débit du mois de janvier, le débit mensuel de la Seine dans le premier semestre présente de valeurs inférieures à la moyenne pluriannuelle 1941-2004 (figure 1.17). Les pluies de juillet et d'août ont eu comme conséquence l'augmentation du débit moyen de la Seine, débits qui ont dépassé les valeurs de la moyenne.

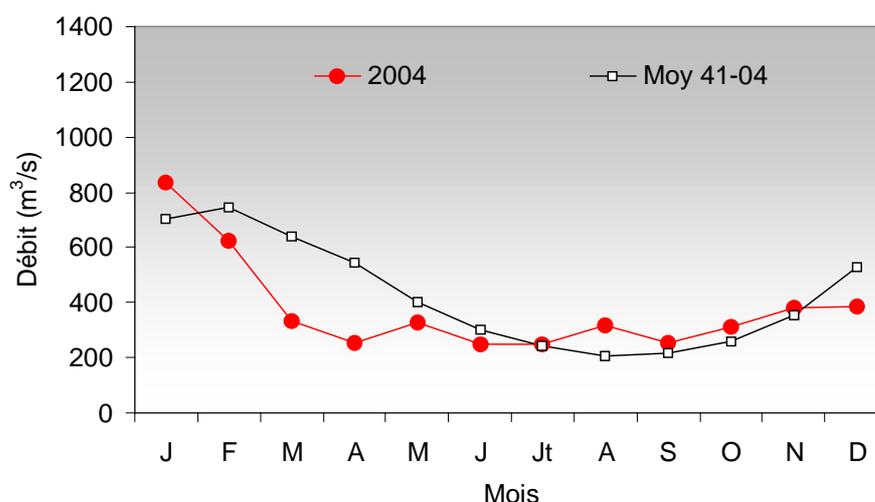


Figure 1.17 : Débit mensuel moyen de la Seine (à Poses) en 2004 et moyenne de la période 1941-2004

1.7 Fonctionnement de la centrale lors des campagnes pélagiques

La centrale de Penly, situé près de la ville de Dieppe, produit de l'énergie électronucléaire à l'aide de deux tranches de 1 300 MW chacune. Le refroidissement du cœur des réacteurs est assuré par la circulation de l'eau de mer, pompée dans le canal d'amenée et rejetée en mer à l'aide de canalisations souterraines. Ces canaux aboutissent à une grille de rejet posée au fond de la mer à environ 800 m du canal d'amenée.

L'EDF effectue un relevé quotidien de la température de l'eau de mer pompée aux canaux d'amenée et à la sortie de chacun des quatre échangeurs. Les températures retenues chaque mois pour les figures correspondent à celle de la canalisation qui présente la moyenne la plus faible. La figure 1.18 présente la température journalière enregistrée au canal d'amenée, comparée à la moyenne des températures journalières enregistrées depuis 1991. Les températures maximales et minimales sont présentées par un trait noir.

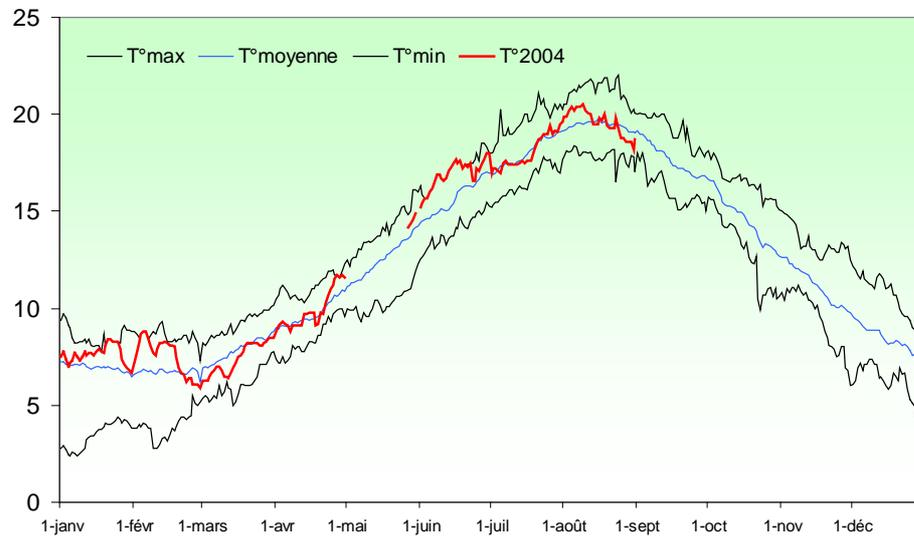


Figure 1.18 : Évolution de la température journalière (à 16 h) de l'eau de mer dans le canal d'amenée du CNPE de Penly au cours de l'année 2004 et moyenne journalière sur la période 1991-2004

Dans la première moitié de l'année, seule une période d'environ 15 jours au début du mois de mars présente des valeurs en dessous de la moyenne pluriannuelle. En janvier et février, les températures enregistrées dans le canal d'amenée ont été les plus élevées que la moyenne. Cependant, pour la deuxième quinzaine de février, il pourrait s'agir d'un artefact de mesure, car si nous comparons les valeurs de températures enregistrées sur les deux canaux d'amenée, nous observons un écart qui ne peut pas être celui attribuable à la variabilité naturelle du milieu (figure 1.19).

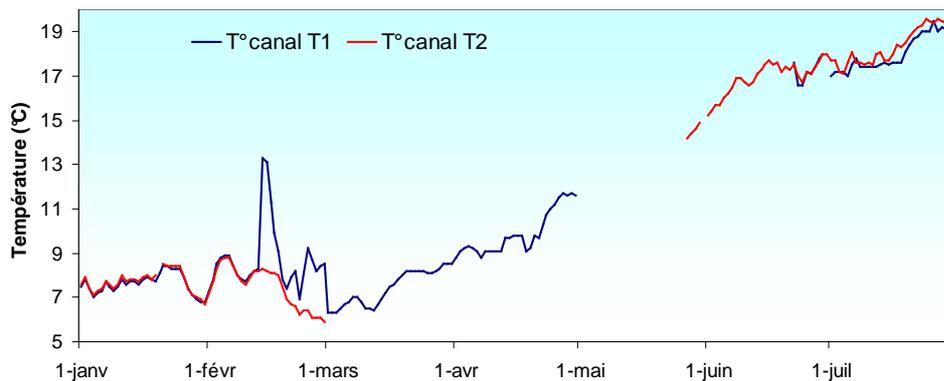


Figure 1.19 : Températures relevées par l'EDF quotidiennement sur chacun des deux canaux d'amenée

Les valeurs des températures de l'air mesurées à Dieppe (fournies par Météo France pour la période de janvier à décembre 2004) et celles de l'eau de mer fournies par EDF (pour la même période) montrent une évolution similaire (figure 1.20). Cette évolution est mise également en évidence par le bon ajustement de la régression linéaire obtenue entre les températures de l'air et de l'eau de mer (figure 1.21).

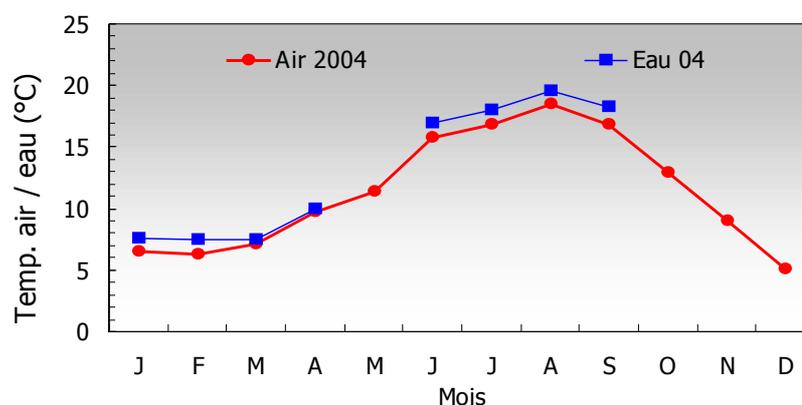


Figure 1.20 : Évolution des températures moyennes mensuelles de l'air à Dieppe et de l'eau de mer au canal d'amenée en 2004 au CNPE de Penly

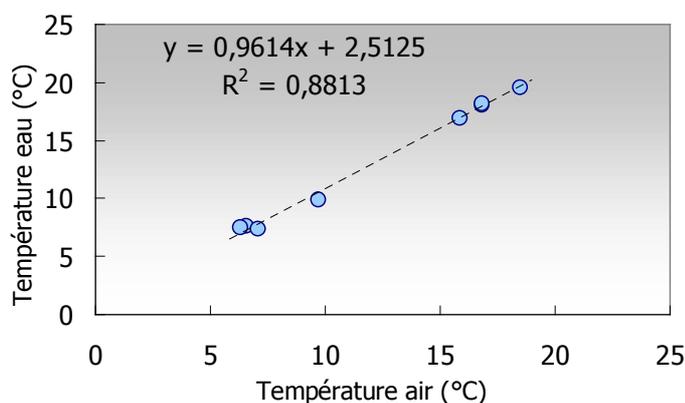


Figure 1.21 : Variation de la température moyenne mensuelle de l'eau du canal d'amenée (données EDF) en fonction de celle de l'air à Dieppe (données Météo France).

Afin d'éviter le fouling dans les canalisations du rejet en mer, des injections de chlore sont effectuées régulièrement par pompage dès que la température de l'eau de mer dépasse les 10°C. Le tableau 1.2 présente les concentrations en chlore moyennes par mois et par tranche au cours de l'année 2004.

MOIS	T1	T2	SOUS TOTAL
JANVIER	?	?	
FEVRIER	?	?	
MARS	0	?	
AVRIL	0,144	?	
MAI	0	0	
JUIN	0,545	0,255	
JUILLET	0,597	0,417	
AOUT			
SEPTEMBRE			
OCTOBRE			
NOVEMBRE			
DECEMBRE			
TOTAUX			

Tableau 1.2 : Concentrations de chlore moyennes par mois rejetées au CNPE de Penly au cours de l'année 2004

1.8 Travaux réalisés par l'Ifremer

La liste de l'ensemble de travaux réalisés pour la surveillance écologique et halieutique en 2004 est présentée dans le tableau 1.3. La position géographique des points de prélèvement sont présentées dans le chapitre matériel et méthodes de chaque compartiment étudié.

PARAMETRES ETUDIÉS		NOMBRE D'ECHANTILLONS PAR CAMPAGNE				
		Canal amenée 1 ou A	Rejet 2 ou B	Contrôle 3 ou C	Référence 4 ou D	Date de mission
1. SURVEILLANCE ÉCOLOGIE 1.1. Domaine pélagique 1.1.1. Hydrobiologie	Température	4 surface	4 surface	2 surface 2 - 10 m	2 surface 2 - 10 m	31 / 3
	Salinité	1	1	1 surface 1 - 10 m	1 surface 1 - 10 m	
	MES	1	1	1 surface 1 - 10 m	1 surface 1 - 10 m	25 / 6
	NO ₃ +NO ₂ +NH ₄	4	4	2 surface 2 - 10 m	2 surface 2 - 10 m	21 / 9
	Chlore libre	1	1	1	1	
	Bromoformes	2	2	2	2	
1.1.2. Phytoplancton	Chlorophylle et phaeopigments	4	4	2 surface 2 - 10 m	2 surface 2 - 10 m	31 / 3
	Production primaire potentielle	4	4		(2x3) surface (2x3) -10m	25 / 6
	Détermination et comptage					21 / 9
		1	1		1 surface 1 - 10 m	
1.1.3. Zooplancton	Poids sec, carbone, azote	6 WP2 congelés	6 WP2 congelés	6 WP2 congelés	6 WP2 congelés	31 / 3
	Détermination et comptage	1 WP2 formolé	1 WP2 formolé	1 WP2 formolé	1 WP2 formolé	25 / 6
						21 / 9
1.1.4. Microbiologie	Dénombrement des germes totaux	2	2	4	4	31 / 3
	Dénombrement des germes viables					25 / 6
	Recherche des vibrions halophiles					21 / 9
2. SURVEILLANCE HALIEUTIQUE 2.1. Hydrologie et Zooplancton	Température - Salinité	Surface & fond	Surface & fond	Surface & fond		14 / 4
	Densité des organismes holoplanctoniques et méroplanctoniques	2 bongo	2 bongo	2 bongo		12 / 5
	(oeufs et larves de poissons)				26 / 5	
					9 / 6	
2.2. Suivi de la macrofaune halieutique	Etude de la nurricerie de poissons plats - soles, plie, limande - autres espèces (crevette grise, merlan, tacaud)	- 34 traits de 1/4 h au chalut perche 3 m entre la baie d'Authie et Dieppe - 16 traits de 3 mn au chalut perche 2 m à l'intérieur de la baie de Somme			6, 7, 8, 9 / 9	

Tableau 1.3 : Travaux réalisés en 2004 concernant l'étude de surveillance écologique et halieutique du site de PENLY

1.9 Bibliographie

AUGRIS, C., CLABAUT, P., COSTA, S., GOURMELON, F., LATTEUX, B. 2004

Évolution morpho-sédimentaire du domaine littoral et marin de la Seine-Maritime, EDF. Ed. Ifremer, Bilans & Prospectives, 159 p.

DE LA TORRE, Y. 2001

Utilisation d'un système d'information géographique pour l'analyse morphosédimentaire en domaine marin côtier : application aux fonds marins entre Dieppe et Le Tréport (Seine-Maritime). DEA de Géographie, Université de Bretagne Occidentale (UBO), Brest, France.

DREVES, L., CLABAUT, P., CHEVALIER, C. 1995

Étude biomorphosédimentaire du domaine marin côtier de Penly, mission Sonpen, mai 1992. Rapport Ifremer pour le compte de l'EDF, 92 p. + 3 cartes hors texte.

DREVES, L., CLABAUT, P., COÏC, D. 1997

Étude biomorphosédimentaire du domaine marin côtier entre la pointe d'Ailly et Criel-sur-Mer (Seine-Maritime, France), mission Pycaux, avril 2000. Rapport Ifremer pour le compte de l'EDF, 46 p. + annexes + 2 cartes hors texte.

DREVES, L., CLABAUT, P., CHEVALIER, C. 2002

Étude biomorphosédimentaire du domaine marin côtier entre Dieppe et Criel-sur-Mer (Seine-Maritime, France), mission Pycaso, avril 2000. Rapport Ifremer pour le compte de l'EDF, 62 p. + annexes + 2 cartes hors texte.

2 Le domaine pélagique

Chapitre réalisé :

- à la station IFREMER de Port en Bessin par :
Luis LAMPERT (DEL/PB), hydrologie, phytoplancton et microbiologie,

- à la station IFREMER de St Malo par :
Françoise Dagault (DEL/SM), zooplancton,

- au laboratoire d'analyse de prélèvements hydrologiques- LAPHY - par :
Jean d'Elbée pour le tri du plancton,

- au laboratoire municipal de Rouen par :
Laurence Dorobisz, microbiologie.

Prélèvements et Analyses effectués par :

Frank Maheux (DEL/PB), Olivier Pierre-Duplessix (DEL/PB),
Vincent Justome (DEL/PB), Laure Lamort (DEL/PB),
Françoise Dagault (DEL/SM), Floriane Girard (DEL/PB)
et Audrey Duval (DEL/SM).

avec la participation de :

Anne Daniel (DEL/PB), Hervé du Boullay (DEL/PB)
et Ronan Le Goff (DEL/PB).

2.1 Hydrologie

2.1.1 Méthode

2.1.1.1 Prélèvements

Conformément à la stratégie mise en place sur le site de Penly, les travaux de surveillance ont été réalisés à trois périodes de l'année, les 31 mars, 25 juin et 21 septembre 2004. Ils ont été menés à bord du navire océanographique NO THALIA.

Les points échantillonnés (figure 2.1) sont :

- le point *canal* (situé à l'entrée du canal d'amenée de la centrale) ;
- le point *rejet* (situé dans les turbulences du rejet) ;
- le point *contrôle* (situé au large du rejet) ;
- le point *référence* (situé au large, au-delà de la zone d'influence de la centrale).

Aux points canal et rejet, 4 prélèvements successifs sont effectués en surface. Aux points contrôle et référence, les échantillons sont prélevés en surface et à mi-profondeur deux fois successivement.

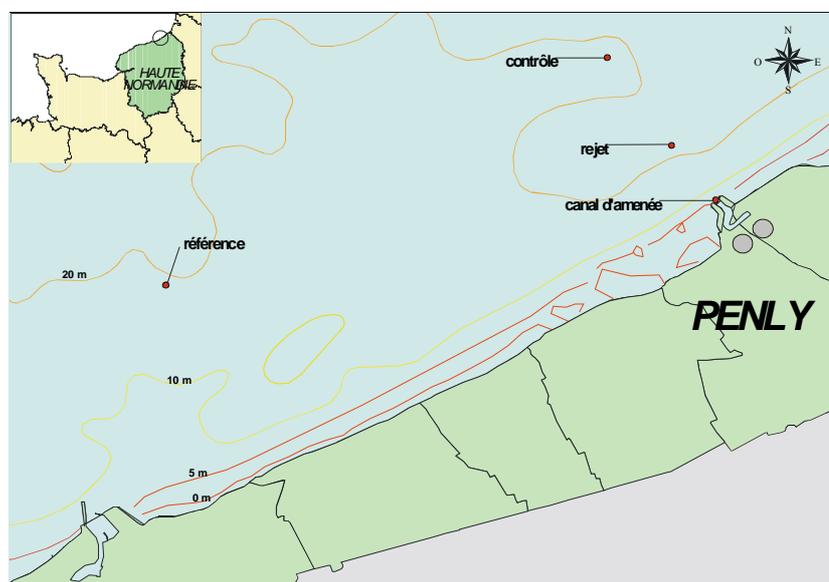


Figure 2.1 : Situation géographique de la centrale et position des points de prélèvements

2.1.1.2 Paramètres mesurés et précisions

Les paramètres mesurés sont la température, la salinité, les sels nutritifs (nitrates, nitrites, ammonium, phosphates et silicates) et les matières en suspensions (MES). Les techniques appliquées à l'échantillonnage et à la mesure de ces différents paramètres sont présentées dans Manuel des analyses chimiques en milieu marin (Aminot et Chaussepied, 1983). La précision de la mesure des différents paramètres est indiquée dans le tableau 2.1 ci-dessous :

	Temp. (°C)	Salinité	NO_3^- (μM)	NO_2^- (μM)	NH_4^+ (μM)	PO_4^{3-} (μM)	Si(OH)_4^- (μM)	MES (mg/L)
<i>PRÉCISION</i>	± 0,1	± 0,1	± 0,1	± 0,01	± 0,05	± 0,01	± 0,05	± 0,1

Tableau 2.1 : Précision des analyses

Le thermosalinomètre SeaBird SBE 21 installé sur le circuit d'eau de mer du NO THALIA a été utilisé lors des deux dernières campagnes d'échantillonnage. Il permet notamment d'enregistrer toutes les variations de température et de salinité pendant le transit et lors de l'échantillonnage. La fréquence d'acquisition des valeurs est de 6 secondes et l'immersion de la prise d'eau de mer est de 2,5 m en dessous du niveau de flottaison. La conversion des données hexadécimales en valeurs physiques est assurée par la chaîne de traitement de SeaBird avec les coefficients du dernier étalonnage (SHOM - mars 2004). La cartographie est réalisée par le programme Ocean Data View, développé par l'université de Bremerhaven pour le compte de la communauté océanographique internationale. Les précisions des capteurs est de 0,01 °C pour la température et de 0,001 S/m pour la conductivité.

La méthode suivie pour les analyses des trihalométhanes est celle préconisée par la norme NF ISO 10301 (chromatographie en phase gazeuse). Deux prélèvements en surface sont effectués en chaque point d'échantillonnage et stockés au frais et à l'ombre jusqu'à leur analyse au laboratoire.

2.1.1.3 Présentation graphique

Les résultats des campagnes hydrologiques sont présentés sous forme de courbes, d'histogrammes et de 'boîtes à moustaches'. Les courbes présentent les valeurs obtenues lors de l'année 2004, avec leur variabilité saisonnière et spatiale. Les histogrammes et les boîtes à moustaches présentent l'ensemble des données acquises depuis 1989. L'utilisation de la médiane dans les boîtes à moustaches permet de minimiser l'influence des valeurs extrêmes par rapport à la moyenne. Les résultats 2004 sont présentés avec une couleur différente par rapport aux années précédentes. Pour chaque paramètre et pour chaque point, les histogrammes sont groupés par campagne (printemps, été et automne).

2.1.1.4 Traitement statistique

Un traitement statistique a été réalisé pour les paramètres étudiés au cours de la période 1989-2004. Cette étude compare les données observées aux points référence, rejet, contrôle et canal afin d'établir s'il existe ou non des différences significatives sur l'ensemble des données par points à long terme. Avant de choisir des tests statistiques appropriés, il est essentiel de vérifier la normalité des distributions des données. Cette vérification a été réalisée grâce aux coefficients d'asymétrie et d'aplatissement standardisés. Lorsque la distribution s'avérait normale, le test de Student pour échantillons appariés a été utilisé pour comparer les données. Dans le cas contraire, la comparaison des données a été réalisée par le test des signes. Les tests permettent de déterminer la probabilité associée p . Si la valeur de p est inférieure à 0,05, il existe une différence significative entre les deux séries de données. À l'inverse, si la valeur de p est supérieure à 0,05 nous ne pouvons pas conclure à une différence significative au seuil de 95 %.

2.1.2 Résultats des mesures de la surveillance hydrologique pour l'année 2004

Les résultats acquis au cours des différentes campagnes de mesure pour l'année 2004 sur le site de Penly sont présentés dans le tableau 2.2.

(Valeurs moyennes \pm écart type)	CANAL	REJET	RÉFÉRENCE		CONTRÔLE		
	(n=4)	(n=4)	SURFACE (n=2)	-10 M (n=2)	SURFACE (n=2)	-10 M (n=2)	
31 MARS	Température (°C)	8,2 \pm 0,1	11,2 \pm 0,2	8,5 \pm 0,1	7,9 \pm 0,0	8,3 \pm 0,0	8,2 \pm 0,0
	Salinité	33,2 \pm 0,1	33,4 \pm 0,1	33,1 \pm 0,1	33,4 \pm 0,0	32,9 \pm 0,0	33,2 \pm 0,0
	MES (mg l ⁻¹)	14,6	3,9	2,4	1,1	2,2	7,4
	Bromoforme (µg/L)	<1	<1	<1	---	<1	---
	Nitrate (µM)	31,3 \pm 0,2	31,2 \pm 0,1	36,9 \pm 0,4	32,2 \pm 0,1	35,4 \pm 0,1	33,5 \pm 0,6
	Nitrite (µM)	0,33 \pm 0,02	0,32 \pm 0,01	0,32 \pm 0,01	0,28 \pm 0,00	0,33 \pm 0,01	0,31 \pm 0,00
	Ammonium (µM)	0,91 \pm 0,12	0,59 \pm 0,01	0,52 \pm 0,09	0,43 \pm 0,05	0,65 \pm 0,08	0,47 \pm 0,01
	Phosphate (µM)	1,08 \pm 0,01	1,00 \pm 0,01	1,09 \pm 0,04	1,07 \pm 0,04	1,04 \pm 0,01	1,04 \pm 0,01
Silicate (µM)	7,97 \pm 0,22	8,13 \pm 0,04	9,98 \pm 0,08	9,80 \pm 0,23	12,02 \pm 0,03	10,11 \pm 0,23	
25 JUIN	Température (°C)	16,7 \pm 0,1	19,6 \pm 0,2	16,8 \pm 0,0	15,4 \pm 0,0	16,7 \pm 0,0	16,9 \pm 0,2
	Salinité	33,5 \pm 0,0 *	33,75 \pm 0,0 *	33,8 \pm 0,0 *	**	33,85 \pm 0,0 *	**
	MES (mg l ⁻¹)	76,0	45,2	20,4	23,1	35,2	27,6
	Bromoforme (µg/L)	<1	<1	<1	---	<1	---
	Nitrate (µM)	9,2 \pm 0,3	7,6 \pm 0,2	9,9 \pm 0,3	9,7 \pm 0,2	8,6 \pm 0,1	9,1 \pm 0,1
	Nitrite (µM)	0,40 \pm 0,02	0,38 \pm 0,01	0,35 \pm 0,01	0,37 \pm 0,00	0,32 \pm 0,00	0,36 \pm 0,04
	Ammonium (µM)	1,84 \pm 1,07	2,31 \pm 0,69	0,81 \pm 0,19	0,80 \pm 0,03	1,29 \pm 0,11	1,42 \pm 0,02
	Phosphate (µM)	0,82 \pm 0,06	0,64 \pm 0,10	0,36 \pm 0,01	0,35 \pm 0,00	0,45 \pm 0,04	0,46 \pm 0,01
Silicate (µM)	13,66 \pm 0,24	12,29 \pm 0,13	8,77 \pm 0,16	8,56 \pm 0,06	11,09 \pm 0,01	11,04 \pm 0,08	
21 SEPTEMBRE	Température (°C)	17,1 \pm 0,1	19,0 \pm 0,2	17,8 \pm 0,1	17,6 \pm 0,0	17,7 \pm 0,0	17,6 \pm 0,1
	Salinité	33,7 \pm 0,0 *	33,75 \pm 0,0 *	34,0 \pm 0,0 *	**	34,0 \pm 0,0 *	**
	MES (mg l ⁻¹)	65,2	125,3	17,0	8,8	33,0	59,9
	Bromoforme (µg/L)	<1	<1	<1	---	<1	---
	Nitrate (µM)	13,7 \pm 0,1	13,1 \pm 0,1	10,6 \pm 0,0	10,6 \pm 0,0	10,8 \pm 0,0	10,8 \pm 0,2
	Nitrite (µM)	0,50 \pm 0,01	0,51 \pm 0,02	0,37 \pm 0,00	0,37 \pm 0,00	0,41 \pm 0,01	0,41 \pm 0,01
	Ammonium (µM)	2,03 \pm 0,02	2,17 \pm 0,14	0,95 \pm 0,11	1,00 \pm 0,02	1,61 \pm 0,0	1,64 \pm 0,08
	Phosphate (µM)	0,97 \pm 0,01	1,11 \pm 0,02	0,80 \pm 0,00	0,80 \pm 0,00	0,87 \pm 0,01	0,88 \pm 0,00
Silicate (µM)	15,61 \pm 0,10	16,05 \pm 0,10	11,00 \pm 0,27	11,21 \pm 0,21	12,48 \pm 0,23	12,84 \pm 0,40	

* Valeur de salinité obtenue par le thermosalinomètre suite à un défaut du capteur de salinité ; ** Pas de données disponibles

Tableau 2.2 : Récapitulatif des résultats de surveillance pour l'année 2004

2.1.2.1 Température

2.1.2.1.1 Variations spatiales et saisonnières en 2004

Au cours des campagnes de surveillance 2004, la température de l'eau de mer a varié de 8,2 à 17,1 °C au point canal, de 11,2 à 19,6 °C au point rejet, de 8,3 à 17,7 °C au point contrôle et de 8,5 à 17,8 °C au point référence (figure 2.2). Sur l'ensemble des points, la température augmente de mars jusqu'en septembre.

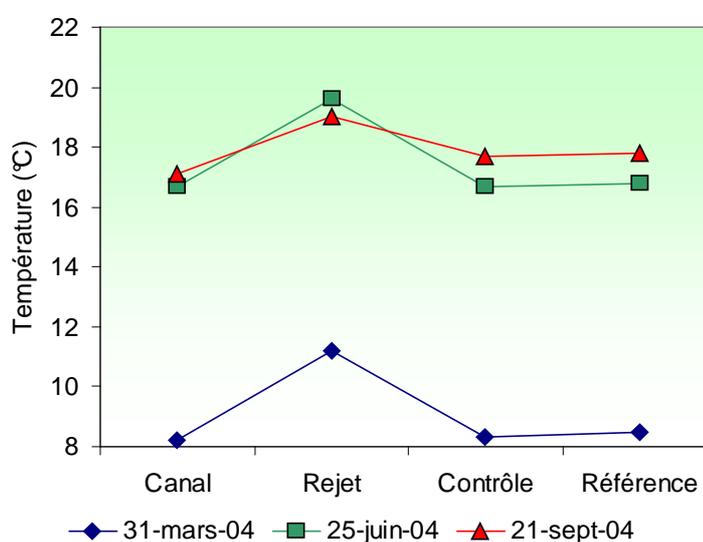


Figure 2.2 : Température de l'eau (surface) en 2004

Sur l'ensemble des trois campagnes, le point référence présente une température supérieure de 0,1 °C à 0,2 °C à celle observée au point contrôle. Cependant, ces différences ne sont pas significatives compte tenu des incertitudes de mesure. La température de surface au point canal par rapport au point contrôle a été similaire au printemps et en été. En automne, celle-ci a été inférieure de 0,5 °C. Les différences de température entre la surface et la mi profondeur (environ 10 m) n'ont été significatives que sur le point référence au printemps et en été, où à 10 m elle était inférieure de 0,6 °C.

L'écart thermique annuel est en moyenne de 8,9 °C entre le printemps et l'automne, contre 10,7 °C en 2003. Ce faible écart thermique peut être lié au brassage important de la colonne d'eau suite aux mauvaises conditions de mer rencontrées en juin et septembre dans ce secteur. Dans les secteurs où l'énergie dissipée par la marée ou la houle est suffisante pour contrecarrer l'effet de stratification induit par le réchauffement en été, la colonne d'eau peut devenir

homogène. La figure 2.3 est une représentation du potentiel de stratification des eaux (Lazure, comm. pers.) réalisée en utilisant le paramètre de stratification H/u^3 défini par Simpson et Hunter (1974) où H représente la hauteur de la colonne d'eau et u le module de la vitesse moyenne du courant au cours d'un cycle de marée. De faibles valeurs du paramètre de stratification ($< 2,0$) indiquent que la colonne d'eau est brassée et les fortes valeurs ($> 3,0$) définissent les zones où la colonne d'eau peut présenter une stratification en été. La figure 2.3 montre ainsi que la centrale est située dans une zone présentant des valeurs inférieures à 3, donc peu propice aux stratifications estivales.

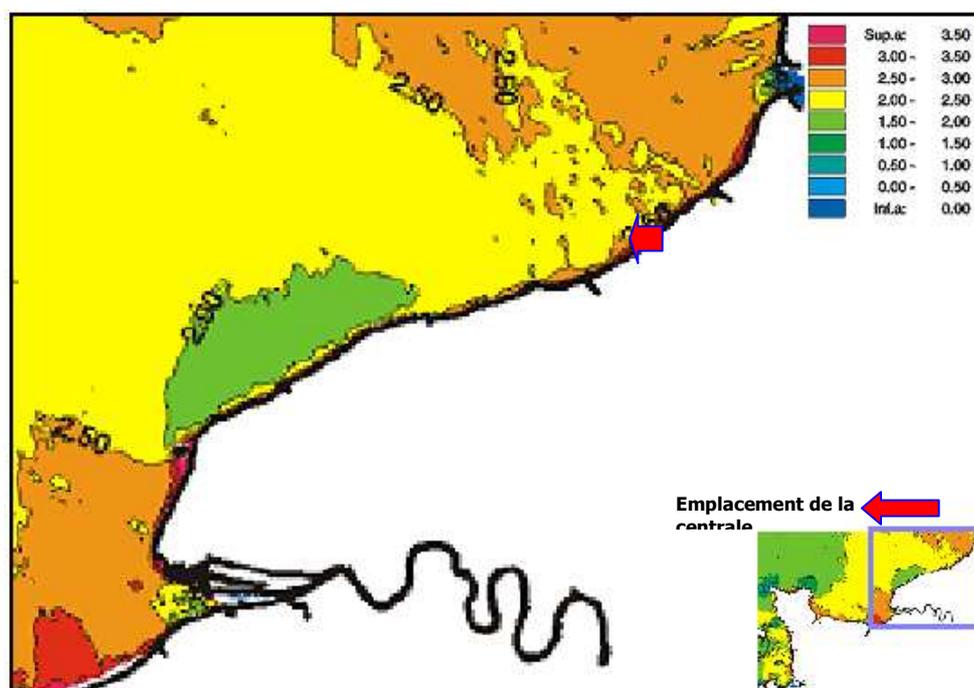


Figure 2.3 : Évolution spatiale du paramètre de stratification (H/u^3) en Manche réalisée à l'aide du modèle hydrodynamique *Mars 2D* d'IFREMER (Lazure, comm. pers.)

2.1.2.1.2 Variations inter-annuelles

La figure 2.4 montre que les températures de l'eau de surface enregistrées au cours des 3 campagnes réalisées en 2004 s'inscrivent globalement dans la plage de variation des températures mesurées depuis 1989. Sauf la valeur de la température observée au point référence en été, qui présente une valeur légèrement supérieure à celle de 2003, toutes les autres valeurs ont été similaires ou inférieures à celles enregistrées en 2003.

Pour les points canal, contrôle et référence, les températures sont du même ordre de grandeur que celles observées dans l'étude écologique de projet (CNEXO, 1983) réalisée entre février 1978 et janvier 1980, ainsi que celles enregistrées en 1987 dans les études de surveillance (Arzul et al., 1990). Elles sont également en accord avec les travaux d'Agoumi et al. (1983), Taylor et Stephens (1983), Bentley et Maillard-Quisthoudt (1990) qui indiquent des valeurs similaires dans ce secteur de la Manche.

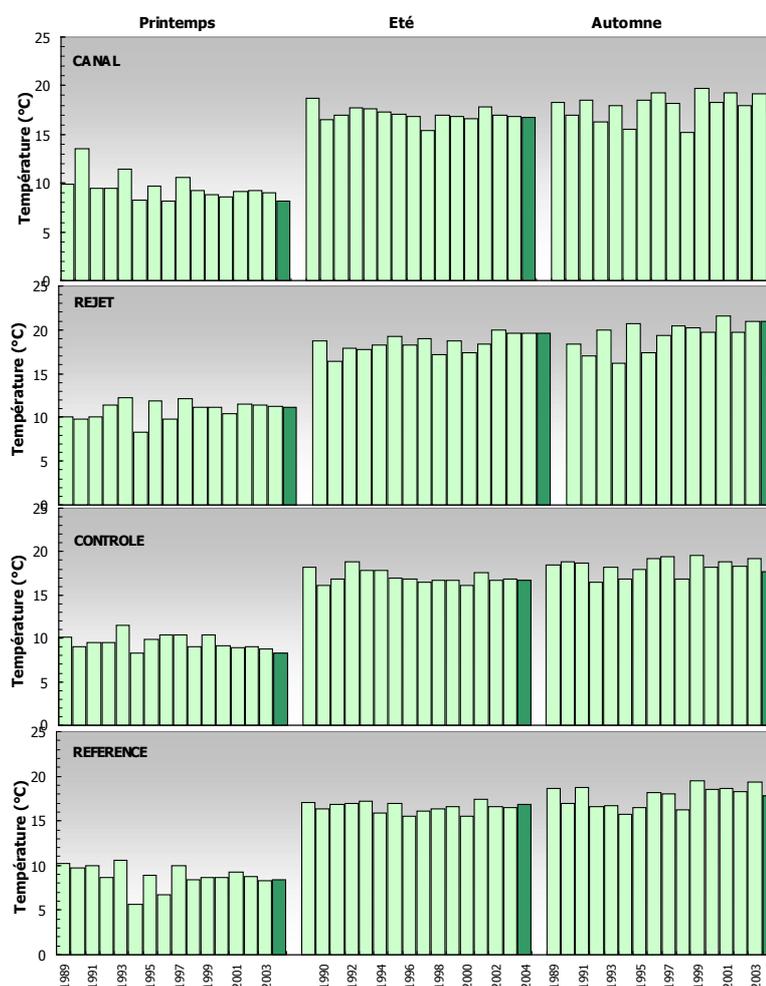


Figure 2.4 : Température de l'eau (surface) pour les campagnes de 1989 à 2004

La figure 2.5 compare les distributions de température obtenues depuis 16 ans par saison et par point. La valeur médiane pour le point rejet est toujours supérieure à celles des points référence, contrôle et canal. La température au point canal est légèrement supérieure à celle du point référence. La dispersion des valeurs en automne est supérieure à celle de l'été. La valeur de la

médiane du point contrôle est toujours supérieure à celle de la référence à chaque campagne. Hormis le point rejet et le point référence en été, les températures en 2004 ont été inférieures aux médianes pluriannuelles.

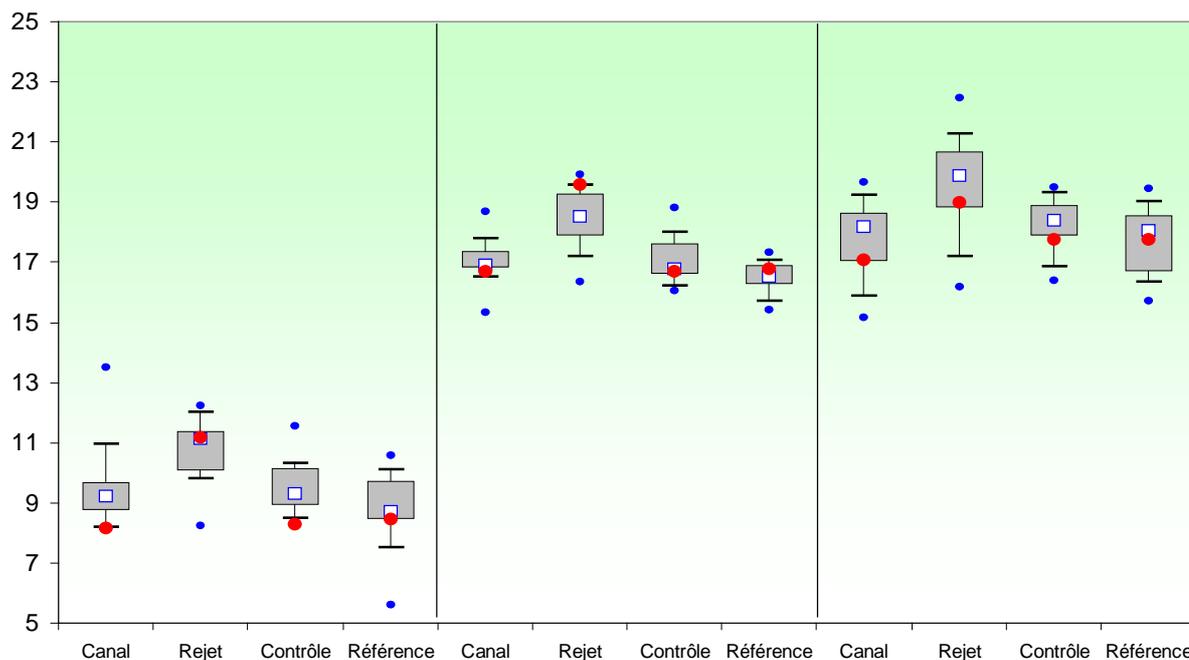


Figure 2.5 : Distributions de la température par saison et par station depuis 1989. Le point central représente la médiane(□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┌┐). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2004 (●)

L'explication de l'écart thermique entre le point référence, plus froid, et les points contrôle et canal a été donné par Malherbe et Manoha (1977) ainsi que Marcos et Dribault (1994) qui ont modélisé le panache thermique de la centrale de Penly à l'aide du modèle TELEMAC-3D pour une marée de morte-eau et de vive-eau moyenne. Les résultats de cette modélisation montrent, à pleine mer, une légère circulation des eaux de rejet entraînant une élévation de 0,3 °C dans le canal d'amenée. Les résultats montrent également que l'impact thermique dépend fortement des courants de marée et que le panache thermique s'affine et s'allonge davantage vers le sud (au jusant) que vers le nord (au flot). Cette étude montre enfin qu'il peut exister une influence du rejet sur le point contrôle, ce qui expliquerait sa température supérieure par rapport à celle du point référence. Toutefois, quelle que soit la marée, la modélisation montre que l'impact thermique du rejet reste très localisé, ce que semblent confirmer les mesures effectuées lors des campagnes de surveillance.

Une deuxième explication de l'écart de température entre les points référence et contrôle peut

être donnée : en effet, le point référence, situé plus à l'ouest et au large que le point contrôle pourrait se trouver dans la masse d'eau de la Manche, plus chaude en hiver et au printemps que le fleuve côtier (Brylinski et al., 1991). Ces deux explications ne sont pas antagoniques, et les deux phénomènes se superposent en réalité.

Les valeurs de la température de l'eau de mer sont à rapprocher des températures de l'air (mesurées à Dieppe) au cours de la même période (figure 1.20). Il existe une corrélation significative entre la température de l'air et celle de l'eau mesurée (données EDF) au niveau du canal d'amenée (figure 1.21). Les températures de l'eau enregistrées en 2004 peuvent donc s'expliquer par les températures de l'air enregistrées pendant l'année.

2.1.2.1.3 Écarts thermiques du rejet et taux de dilution

En 2004, les différences de température entre les points rejet et canal ainsi qu'entre les points rejet et référence ont été en moyenne de 1,2 et 3,0 °C sur l'ensemble de trois campagnes de l'année. Les différences de température mesurées entre les points rejet et contrôle sur les trois campagnes sont présentées dans la figure 2.6. Elles mettent en évidence des écarts de température mesurés de l'ordre de 1 à 3 °C à quelques dizaines de mètres de la grille du rejet.

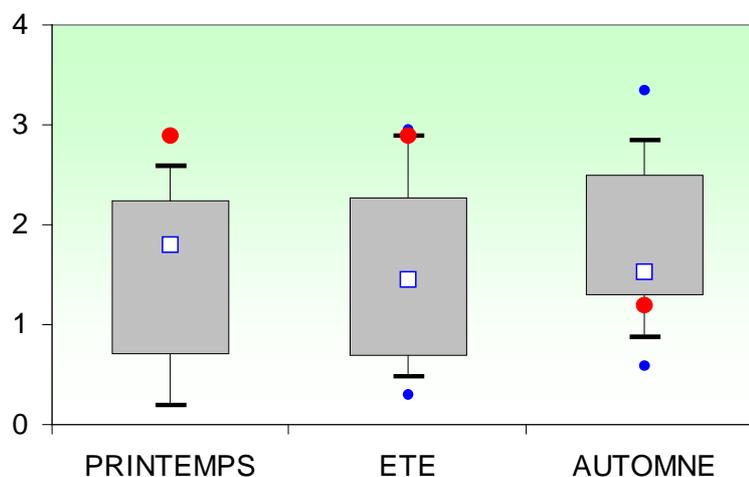


Figure 2.6 : Distributions par campagne des différences de température entre les points *rejet* et *contrôle* depuis 1987

Les variations de température liées aux rejets, présentées dans la figure 2.7 sont très localisées autour du point rejet. Celles-ci ont été enregistrées par le thermosalinomètre lors de la campagne d'échantillonnage de septembre.

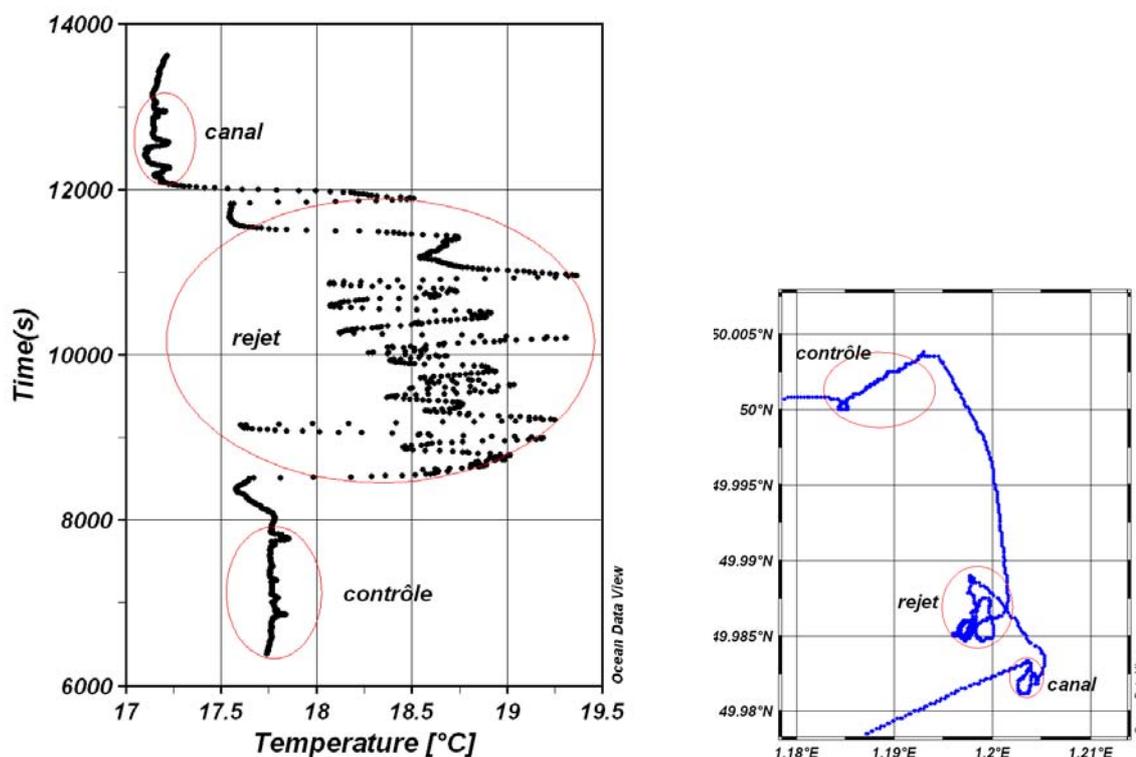


Figure 2.7 : Positionnement du *NO THALIA* lors de l'échantillonnage de septembre 2004 et évolution de la température de l'eau de mer obtenue par le thermosalinomètre.

La figure 2.7 montre clairement l'influence thermique de la centrale au point rejet. La température mesurée au point rejet dépend en grande partie de la proportion d'eau échauffée au point rejet. Cette proportion peut être calculée d'après la formule :

$$\pi = \frac{T_{rejet} - T_{canal}}{T_{condenseur} - T_{canal}} \times 100 \quad (1)$$

où π (en %) représente la proportion d'eau échauffée, et T_{rejet} , T_{canal} et $T_{condenseur}$ respectivement les températures au point rejet, canal et à la sortie du condenseur. Le dénominateur de l'équation (1) représente la différence de température entre les eaux échauffées et le milieu récepteur (ΔT). Cette différence ne doit pas excéder théoriquement 15 °C (Malherbe et Manoha, 1977). Les proportions d'eau échauffée, ainsi que les taux de dilution théoriques sont indiquées dans le tableau 2.3.

%	Mars	Juillet	Septembre
PROP. D'EAU ÉCHAUFFÉE π (EN %)	20	19	13
TAUX DE DILUTION EN % ($100-\pi$)	80	81	87

Tableau 2.3 : Proportion d'eau échauffée et taux de dilution théorique dans les prélèvements réalisés au point rejet

Les proportions d'eau échauffée au point rejet sont de 20 % en mars, 19 % en juin et 13 % en septembre. Ceci correspond à des taux de dilution théorique de 80 % lors de la campagne de printemps, 81 % en été et 87 % en automne. Les taux de dilution pour l'année 2004 sont ainsi inférieurs à ceux observés depuis 1989 (90 % en moyenne).

2.1.2.1.4 Approche statistique

Le tableau 2.4 présente les résultats des tests statistiques relatifs aux variations spatiales de la température. L'étude indique que la température au point rejet a été significativement supérieure (au seuil de 5 %) à celle des autres points entre 1989 et 2004. Ce résultat confirme l'existence d'un impact thermique significatif permanent au point rejet.

COMPARAISON	PRINTEMPS	ÉTÉ	AUTOMNE
Canal / Rejet	0,002	$4 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^{-5}$
RÉFÉRENCE / Rejet	0,002	$3 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-5}$
Canal / RÉFÉRENCE	0,121	0,002	0,553
Contrôle / RÉFÉRENCE	0,211	0,005	0,014
Contrôle / Canal	0,789	0,181	0,050
Contrôle / Rejet	0,0001	0,0001	0,001

(en caractères gras : $p < 0,05$ = différence significative)

Tableau 2.4 : Probabilité associée p des tests statistiques sur la température

En revanche, la différence entre les points canal et contrôle n'est pas significative, bien que la probabilité associée p est tout proche du seuil de signification. Les températures entre les points référence et contrôle sont significativement différentes en été et en automne, tandis que celles observées entre la référence et le canal n'ont été significativement différentes qu'en été. Le point référence présente la médiane la plus froide (voir figure 2.5).

2.1.2.2 Salinité

2.1.2.2.1 Variations spatiales et saisonnières de la salinité

Les salinités moyennes ont été comprises entre 33,4 et 33,75 au point rejet, entre 33,2 et 33,7 au point canal, entre 32,9 et 34,0 au point contrôle et entre 33,1 et 34,0 au point référence (figure 2.8).

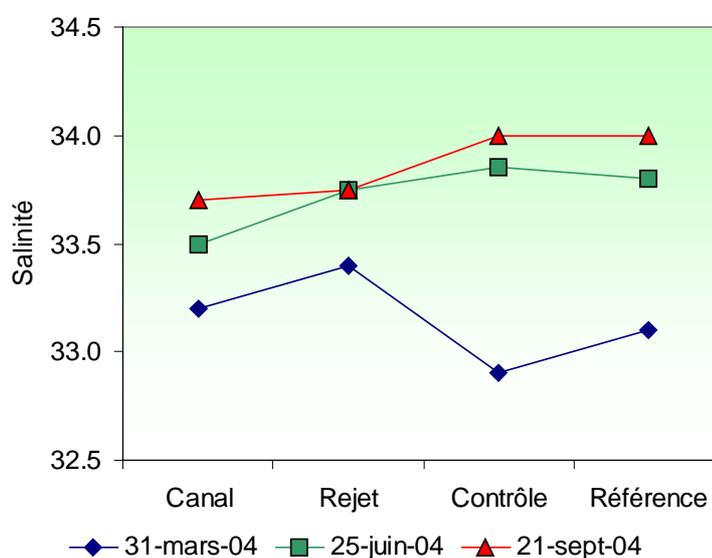


Figure 2.8 : Salinité de l'eau (surface) lors des campagnes de 2004

En 2004, la salinité la plus faible a été enregistrée en mars au point contrôle avec une valeur de 32,9, la plus élevée en septembre au point contrôle et référence (34,0).

Pour les campagnes d'été et d'automne, le gradient croissant de salinité s'établit globalement de la côte vers le large. En mars la situation est plus complexe et les plus fortes salinités se trouvent près des côtes.

Les salinités printanières en 2004 peuvent être considérées comme légèrement plus fortes par rapport à celles observées par Brylinski et al. (1991) qui constataient une apparente accumulation d'eaux dessalées ($32 < S < 33$) au large du pays de Caux. Dupont et al. (1991) montrent des salinités entre 31,5 et 33,0 autour de Dieppe à pleine mer de vive-eau et morte-eau. Lors de l'étude écologique de projet du site de Penly (CNEXO, 1980) les salinités enregistrées en début du mois d'avril 1978 se trouvaient elles aussi en dessous de 33. Cependant ce schéma

est sous la dépendance directe de la pluviométrie, et peut se modifier selon l'heure de prélèvement par rapport à la pleine mer. En 2004, les faibles pluies enregistrées en mars ont eu comme conséquence une augmentation des salinités moyennes dans les prélèvements d'eau de mer.

La salinité autour du point rejet peut présenter des rapides variations dues au caractère turbulent du mélange près de la grille de rejets (figure 2.9). Ces variations peuvent être négatives, ce qui met en évidence un apport des eaux dessalées ou positives si des produits ou des composés mélangés aux eaux de refroidissement changent la conductivité de l'eau de mer. Ces variations restent cependant très limitées géographiquement autour de la grille de rejets.

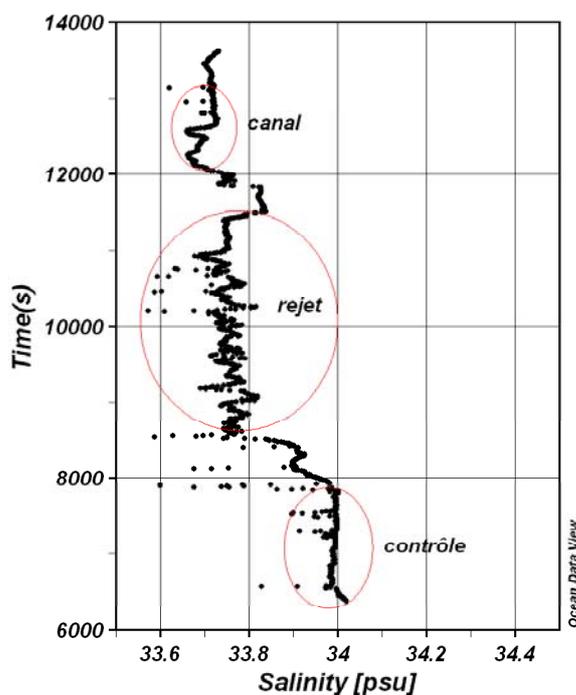


Figure 2.9 : Évolution de la salinité de l'eau de mer obtenue par le thermosalinomètre lors de la campagne de septembre 2004

2.1.2.2.2 Variations inter-annuelles

La figure 2.10 présente les valeurs de salinité aux différents points au cours de la période 1989-2004. Les salinités observées aux mois de mars et de septembre 2004 ont été plus faibles que celles enregistrées en 2003. En juin, la salinité au point rejet a été sensiblement plus élevée en 2004 par rapport à 2003. La tendance à la diminution des salinités observée au printemps, et d'une façon plus marquée en été depuis plusieurs années, semble être inversée en 2003 et 2004.

La pluviométrie est le facteur principal qui régule la salinité côtière en Manche par l'apport d'eau douce des nombreux fleuves. L'effet de la pluviosité régionale est perceptible dans le débit de la Seine, qui présente de faibles débits printaniers (figure 1.17).

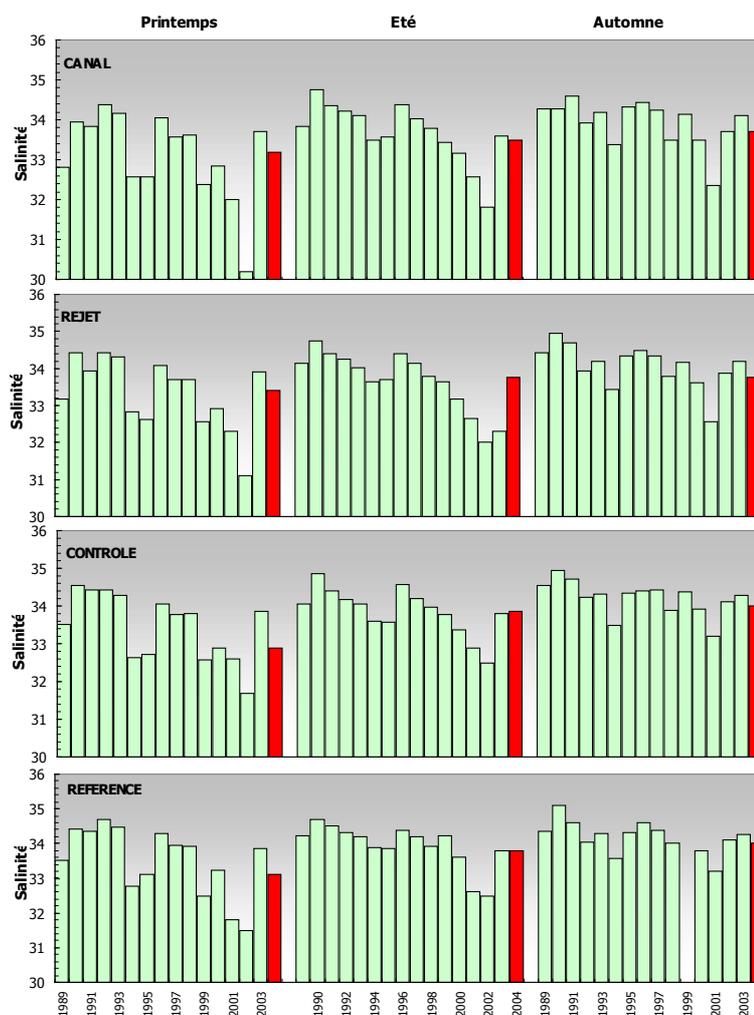


Figure 2.10 : Salinité de l'eau de surface pour les campagnes de 1989 à 2004

L'influence de la pluviométrie sur la salinité dans ce secteur est importante. Elle est accentuée par un hydrodynamisme local particulier : les courants de marée sont parallèles à la côte et constituent une entrave au mélange des eaux d'origine continentale avec les eaux océaniques. Cela crée une masse d'eau côtière permanente appelée fleuve côtier, dont la dessalure est sans cesse entretenue par les apports fluviaux qui s'échelonnent de la baie de Seine au Pas de Calais (Brylinski et al., 1991). A nouveau en 2004, les faibles pluies de printemps et d'été ont minimisé l'influence du fleuve côtier.

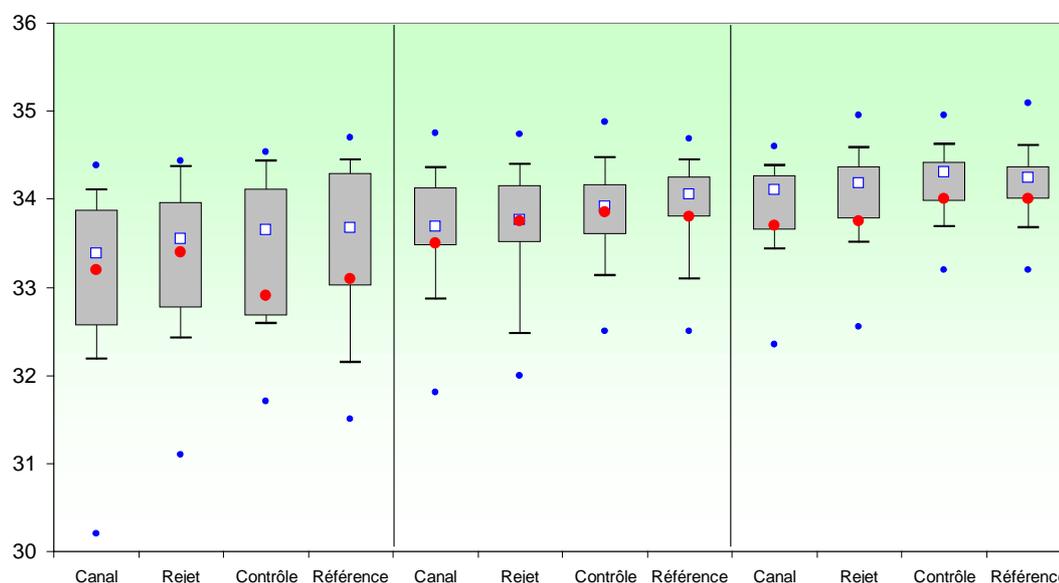


Figure 2.11 : Comparaison des distributions de la salinité par saison et par station depuis 1989

Les ‘boîtes à moustaches’ permettent de constater que les plus fortes variations de salinité sont observées au printemps (figure 2.11). En règle générale les valeurs de salinité de 2004 sont toutes situées à l’intérieur de la boîte contenant 50 % des valeurs, mais se positionnent en dessous de la médiane.

Le gradient croissant côte-large observé en juin et septembre 2004 est similaire à celui enregistré depuis 16 ans. La présence de ce gradient pourrait s’expliquer par l’existence du fleuve côtier qui se dirige vers le nord et draine des eaux dessalées près de la côte. La centrale prélève dans cette eau au niveau du canal d’amenée et la rejette, après passage dans les échangeurs thermiques, à 800 m au large, dans une zone de salinité plus élevée. La dilution par les masses d’eau du large fait que la salinité au point rejet est néanmoins supérieure à celle du point canal mais encore inférieure à celle des points contrôle (à 1,7 km plus au large) et référence situé à 8,5 km plus au sud-ouest.

2.1.2.2.3 Approche statistique

Le tableau 2.5 présente les résultats des tests statistiques relatifs aux variations spatiales de la salinité depuis 1989 jusqu’à 2004.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	0,001	0,227	0,001
RÉfÉrence / Rejet	0,063	0,003	0,009
Canal / RÉfÉrence	0,006	0,001	0,0009
ContrÔle / RÉfÉrence	0,267	0,399	1,000
ContrÔle / Canal	0,006	0,0005	0,0002
ContrÔle / Rejet	0,213	0,026	0,005

(en caractères gras : $p < 0,05$ = différence significative)

Tableau 2.5 : Probabilité associé p des tests statistiques sur la salinité

Seuls les tests effectués entre les points contrôle et référence ne présentent pas de différence significative. Ceci serait a priori lié à la position de ces deux points : situés plus au large, ils sont moins soumis à l'influence des apports continentaux d'eau douce.

En revanche, la quasi-totalité des autres couples de points sont significativement différents, confirmant les gradients côte-large.

L'hypothèse d'une influence de la centrale pour expliquer les différences de salinité observées sur la série pluriannuelle est peu probable. Bien que la centrale représente une source d'eau douce via les effluents d'eau déminéralisée des circuits primaires, des circuits secondaires ainsi que des circuits annexes pour le refroidissement des auxiliaires de l'îlot nucléaire, les rejets ne représentent qu'un volume d'environ 10^5 m^3 par an et par tranche (EDF, Rapport annuel de surveillance de l'environnement).

Un calcul simple montre que le volume annuel d'eau de mer utilisée pour le circuit de refroidissement de la centrale et dans lequel les rejets sont dilués est d'environ 3 milliards de m^3 . Le facteur de dilution des effluents d'eau douce est donc très important, de l'ordre de 1/10 000. Toutefois, ce facteur est probablement minoré, puisque les effluents d'eau douce ne sont pas diffus, mais font l'objet de rejets ponctuels au cours de l'année en fonction des vidanges et des opérations de maintenance.

2.1.2.3 Ammonium

2.1.2.3.1 Variations spatiales et saisonnières de l'ammonium

Les teneurs en ammonium ont varié au cours des campagnes 2004 de 0,65 μM à 1,61 μM au point contrôle, de 0,91 μM à 2,03 μM au point canal, de 0,59 μM à 2,31 μM au point rejet et de 0,52 μM à 0,95 μM au point référence (figure 2.12).

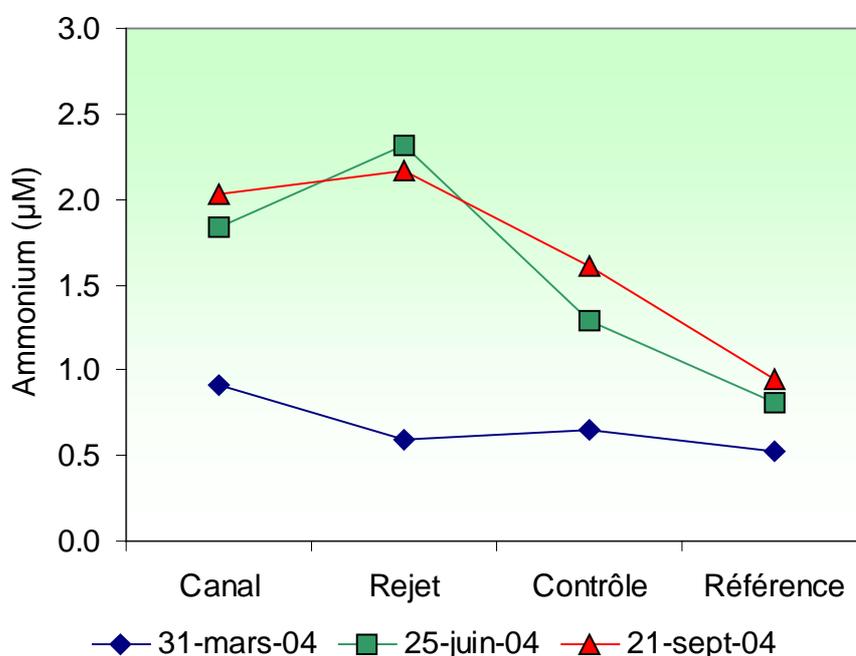


Figure 2.12 : Concentrations en ammonium dans les eaux de surface lors des campagnes 2004

Une augmentation des concentrations moyennes d'ammonium est observée du printemps à la fin de l'été, ce qui est cohérent avec l'augmentation de l'activité hétérotrophe. Les valeurs printanières aux points rejet et référence ont été les plus basses observées en 2004 et celle du point rejet en juin la plus forte. Sur les points contrôle et référence les différences entre les valeurs de surface et de mi-profondeur ont été minimales sur l'ensemble de trois campagnes si l'on tient compte des incertitudes liées aux analyses. Le gradient décroissant côte-large est très clairement établi en automne et en été.

2.1.2.3.2 Variations inter-annuelles

Les variations de concentration en ammonium aux différents points depuis 1989 sont présentées sur les figures 2.13 et 2.14. Il est difficile d'observer une tendance évolutive de ce paramètre pour lequel une forte variabilité inter-annuelle est constatée. Les concentrations observées en 2004 font partie des valeurs moyennes enregistrées depuis 1989 pour les campagnes de printemps et d'été. Pour l'ensemble des points échantillonnés en mars et juin, les valeurs d'ammonium en 2004 ont été supérieures à celles observées en 2003.

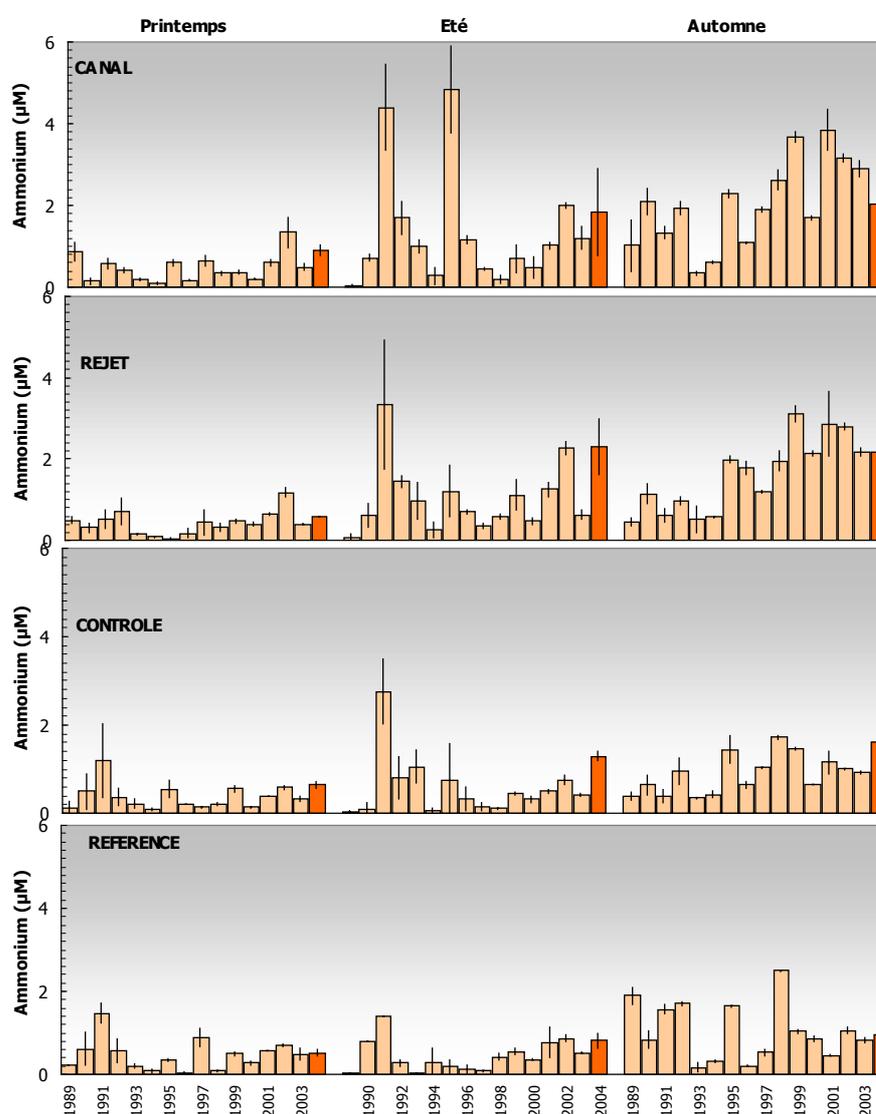


Figure 2.13 : Concentrations en ammonium dans l'eau de surface lors des campagnes de 1989 à 2004

La tendance à l'augmentation des concentrations en ammonium observée en juin et septembre pour les points canal et rejet depuis 1997 semble stagner et même diminuer depuis deux ou trois ans. La dispersion des valeurs observée sur l'ensemble des campagnes printanières est plus faible que celle observée en été et en automne (figure 2.14). Les médianes sont plus homogènes au printemps et montrent peu de variabilité entre les points. Le gradient côte-large observé lors des campagnes 2004 est bien mis en évidence par les médianes en automne et en été. La faible variabilité des valeurs au printemps ne permet pas de dégager une tendance entre les points. Les médianes des points contrôle et référence sont sensiblement similaires au printemps et en été, et c'est seulement en automne qu'une faible différence est perceptible.

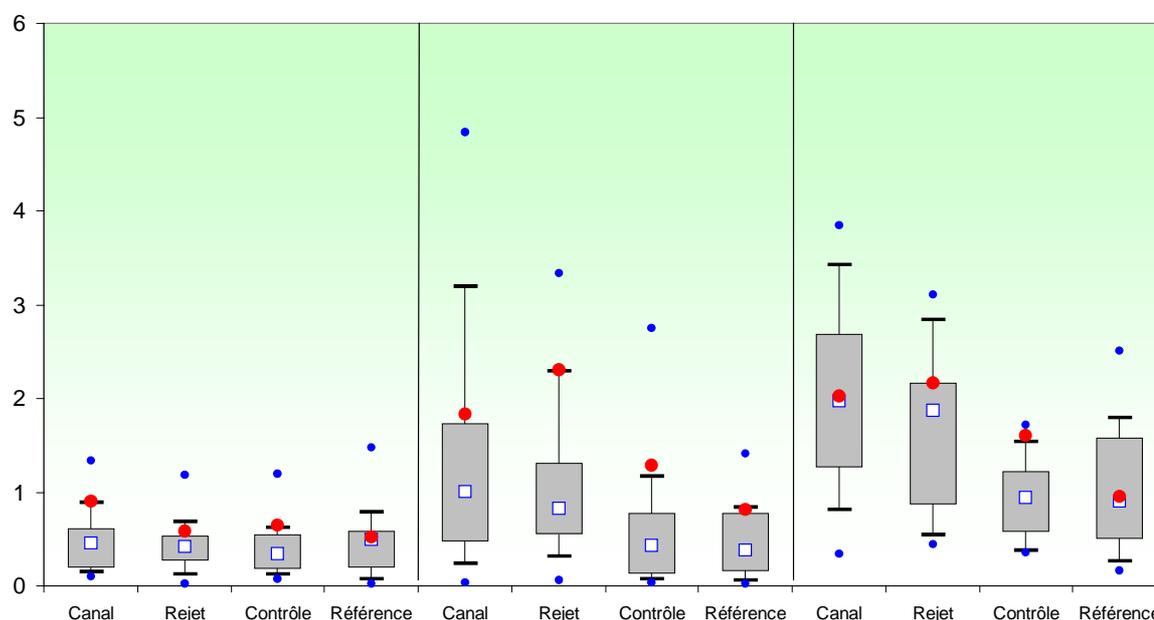


Figure 2.14 : Comparaison des distributions des concentrations de l'ammonium par saison et par point depuis 1989

2.1.2.3.3 Approche statistique

Les tests statistiques relatifs à la teneur en ammonium depuis 1989 à Penly sont présentés dans le tableau 2.6. Les résultats montrent que ces teneurs ne sont pas différentes au printemps. Ceci peut s'expliquer par le fait que les variations de la concentration en ammonium résultent principalement de l'activité hétérotrophe : au début du printemps, ces processus sont réduits et n'engendrent donc pas de variations importantes pouvant entraîner des différences de concentrations entre les points.

Durant le reste de l'année, quelques différences significatives apparaissent. En été, la teneur en ammonium des points référence et contrôle sont différentes de celles des points rejet et canal. Sur l'ensemble de l'année, les tests statistiques montrent que les concentrations entre les points contrôle et référence ne sont pas différentes.

La centrale peut représenter une source potentielle d'ammonium via des rejets d'ammoniaque. Le conditionnement du circuit secondaire nécessite en effet l'utilisation de ce produit (environ 16 t/an jusqu'en 2000 et 10 t en 2001 ; données EDF). Les vidanges de ce circuit occasionnent alors des rejets dans l'environnement. L'absence de différence significative de la teneur en ammonium entre les points canal et rejet (hormis en automne) indique que ces rejets ne sont pas détectables. Un impact de la centrale sur les concentrations en ammonium dans le milieu récepteur ne peut donc être mis en évidence. Bien que le nombre de campagnes dont nous disposons soit peu adapté à l'étude des cycles annuels, il semble que les teneurs en ammonium présentent des variations saisonnières classiques. Ce constat suggère également que la centrale n'engendre pas de perturbation notable sur le cycle de ce nutriment.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	0,256	0,453	0,010
RÉfÉrence / Rejet	0,802	0,001	0,045
Canal / RÉfÉrence	0,772	0,016	0,003
ContrÔle / RÉfÉrence	0,605	0,275	0,511
ContrÔle / Canal	0,236	0,002	4-10⁻⁵
ContrÔle / Rejet	0,608	0,0002	0,0005

(En caractères gras : $p < 0,05$ = différence significative)

Tableau 2.6 : Probabilité associée p des tests statistiques sur l'ammonium

2.1.2.4 Nitrate et nitrite

2.1.2.4.1 Variations spatiales et saisonnières du nitrate et du nitrite

Les teneurs en nitrate mesurées au cours des campagnes de surveillance 2004 ont été comprises entre 9,2 μM et 31,3 μM au point canal, entre 7,6 μM et 31,2 μM au point rejet, entre 8,6 μM et 35,4 μM au point contrôle et 9,9 μM et 36,9 μM au point référence. Les concentrations en nitrite ont varié de 0,33 μM à 0,50 μM au point canal, de 0,32 μM à 0,51 μM au point rejet, entre 0,32 μM et 0,41 μM au point contrôle et 0,32 μM et 0,37 μM au point référence (figures 2.15 a et 2.15 b).

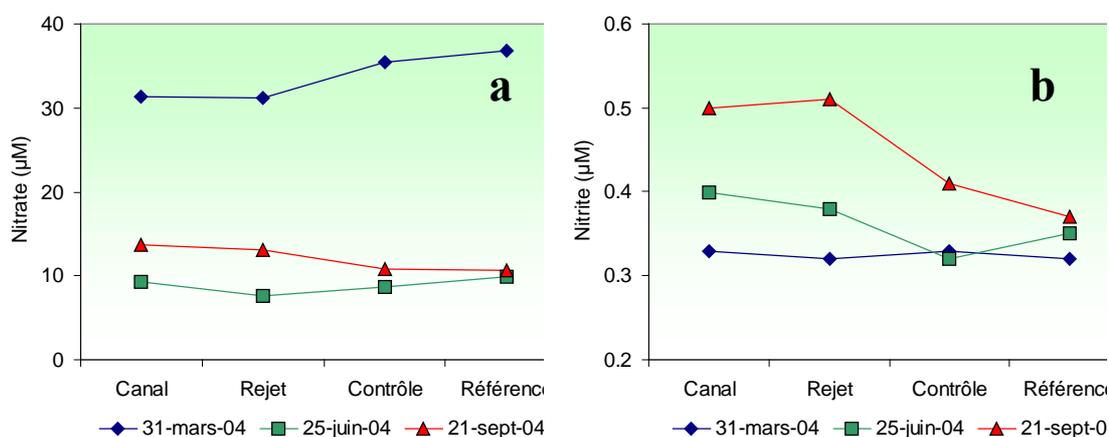


Figure 2.15 : Concentrations en : a) nitrate et b) nitrite dans les eaux de surface lors des campagnes de 2004

Les concentrations en nitrate et nitrite diminuent du printemps vers l'été, période au cours de laquelle sont enregistrées les plus faibles valeurs de l'année. La forte diminution du nitrate est vraisemblablement causée par le développement du phytoplancton. L'été est caractérisé par une forte chute de la teneur en nitrate, mais les concentrations restent nettement supérieures à celles reportées dans le même secteur à la fin du printemps par Brylinski et al. (1996). En automne, les teneurs augmentent, mettant en évidence une régénération des nutriments suivie d'une activité phytoplanctonique consommatrice plus modérée qu'au mois de mars, ce qui est conforme au cycle annuel de ce sel en Manche. Le gradient décroissant côte-large déjà observé pour l'ammonium est mis en évidence pour les nitrate et nitrite des campagnes d'été et d'automne. Au printemps, le nitrate présente un gradient croissant côte-large qui pourrait s'expliquer par une plus forte consommation par le phytoplancton dans la zone plus côtière.

2.1.2.4.2 Variations inter-annuelles

Les variations des concentrations en nitrate et nitrite sur la période 1989-2004 sont présentées sur les figures 2.16 et 2.17.

En 2004, les teneurs en nitrate et nitrite sont toutes supérieures à celles observées en 2003 et plus particulièrement pour le nitrate. Paradoxalement elles coïncident avec les plus faibles salinités mesurées au cours de la même période. Ceci peut s'expliquer par l'activité phytoplanctonique qui a pu démarrer tardivement en 2004. Notons toutefois que des concentrations similaires à celles mesurées cette année ont déjà été observées en 1999, 2001 et 2002.

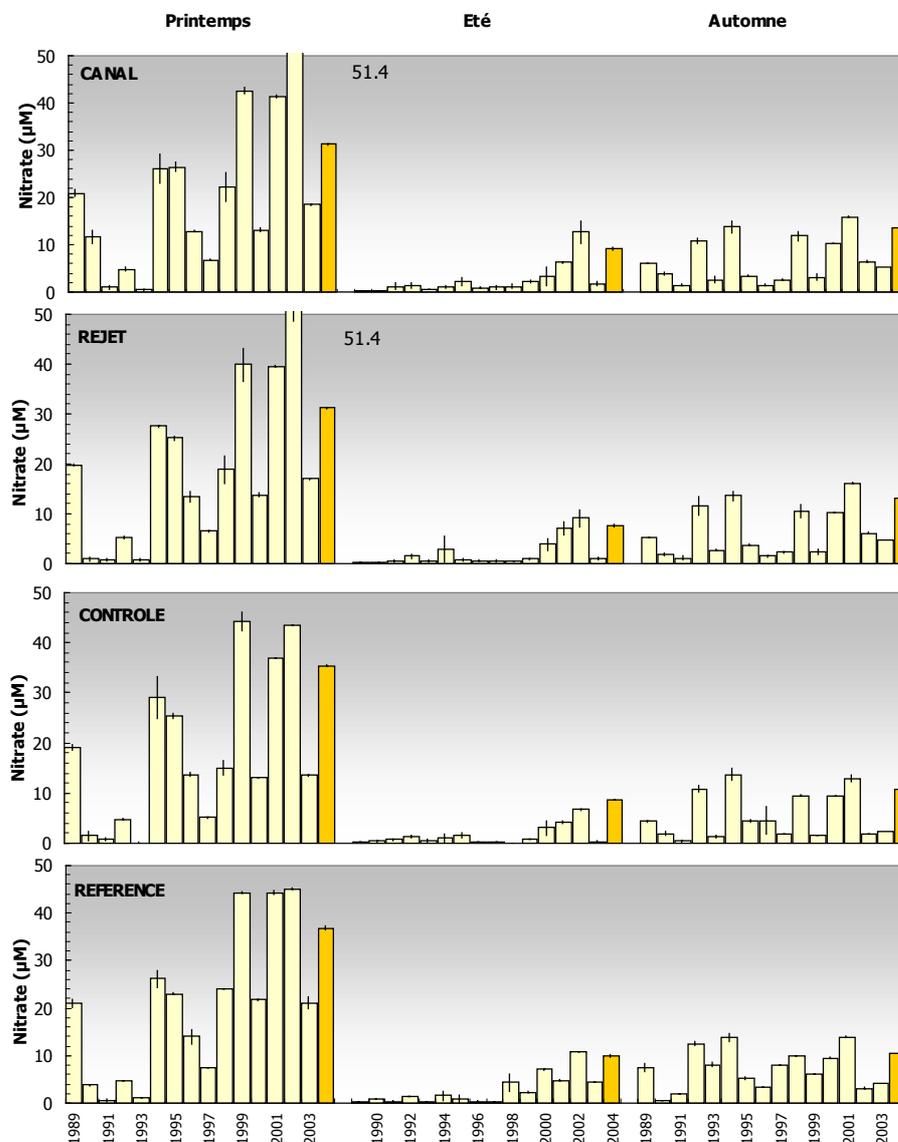


Figure 2.16 : Concentrations en nitrate dans l'eau de surface lors des campagnes de 1989 à 2004

Les boîtes à moustaches de la figure 2.18 présentent les valeurs de nitrate de 1989 à 2004. Bien que les valeurs du printemps présentent les plus fortes dispersions, la tendance saisonnière met en évidence une diminution des concentrations en été et une régénération en automne. Ce schéma s'applique à la situation de 2004 pour les nitrate et nitrite. Les valeurs de nitrate sont toutes supérieures aux médianes pluriannuelles et plus particulièrement en juin, où pour le point contrôle cette valeur constitue le maximum de la série.

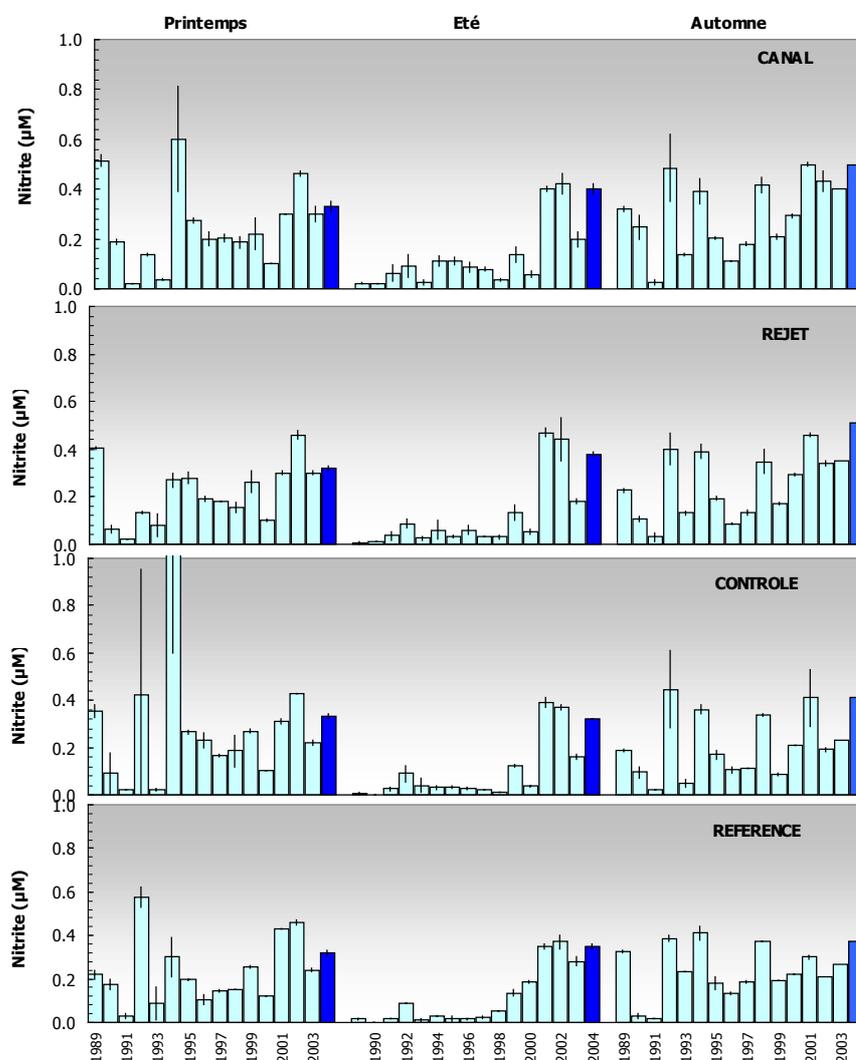


Figure 2.17 : Concentrations en nitrite dans l'eau de surface lors des campagnes de 1989 à 2004

Dans le cas du nitrite, les teneurs en été et en automne sont parmi les plus élevées depuis 1989. Toutes les concentrations se situent au-dessus de la boîte contenant 50% de valeurs (figure 2.19). La valeur du point rejet en septembre représente le maximum de la série pluriannuelle. La tendance pluriannuelle du nitrite suit de près celle du nitrate, avec une consommation par le phytoplancton au printemps et en été et une régénération en automne. Le phénomène de régénération automnale est cependant mieux marqué pour le nitrite. Les coups de vents et les précipitations peuvent contribuer à renforcer sensiblement ce phénomène en automne tout comme l'augmentation de l'activité bactérienne.

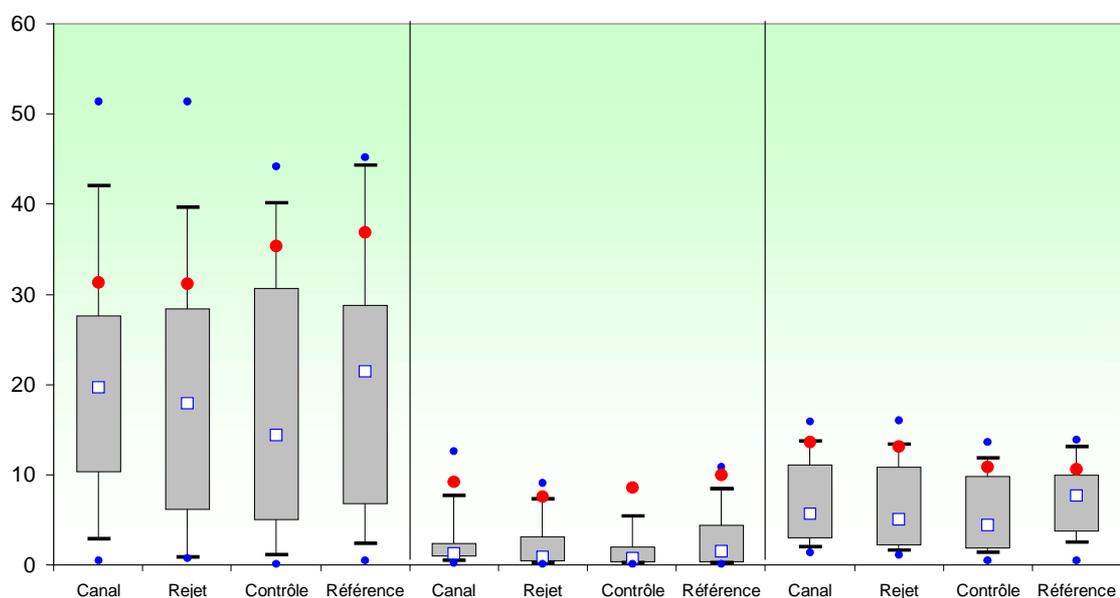


Figure 2.18 : Comparaison des distributions des concentrations en nitrate par saison et par point depuis 1989

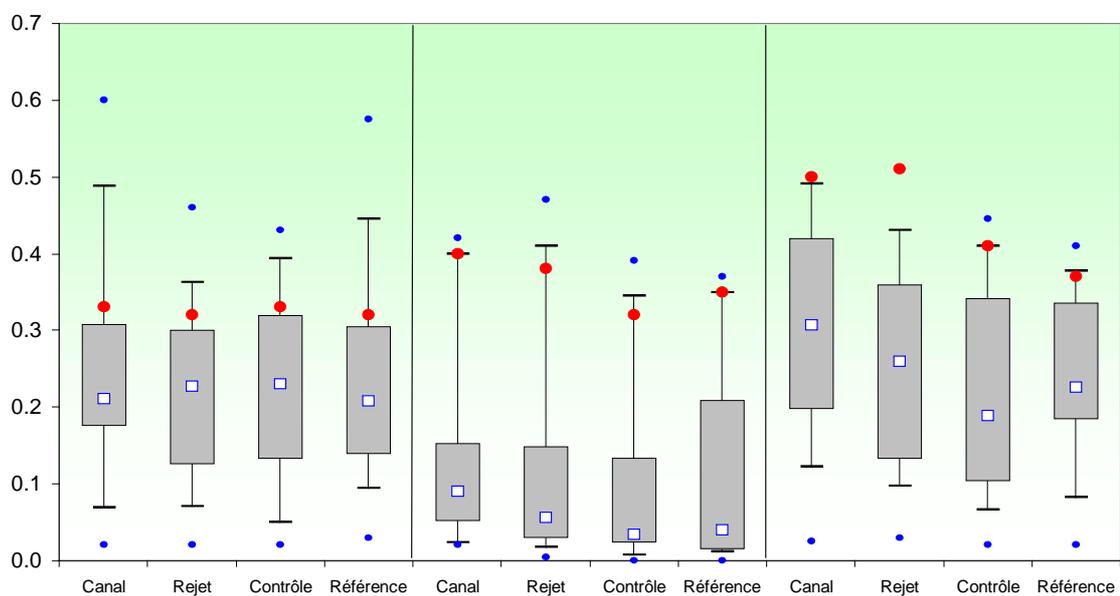


Figure 2.19 : Comparaison des distributions des concentrations en nitrite par saison et par point depuis 1989

2.1.2.4.3 Approche statistique

Le tableau 2.7 présente les résultats des tests statistiques réalisés pour les nitrate et nitrite entre 1989 et 2004. Pour les deux, pratiquement aucune différence significative n'a été mise en évidence entre points au printemps, ce qui s'explique aisément par la forte variabilité des valeurs en cette saison. En été, les seules différences significatives ont été celles observées pour le nitrate entre le point contrôle et les points canal et référence, et entre le contrôle et les points canal et rejet pour le nitrite. Pour le nitrate, en automne, le point contrôle présente de différences avec tous les autres points. Le test sur le nitrite met en évidence de différences entre le point contrôle et les points canal et rejet et entre le point canal et les points rejet et référence.

	Comparaison	Printemps	Été	Automne
Nitrate	Canal / Rejet	0,301	0,080	0,034
	RÉfÉrence / Rejet	0,077	0,107	0,307
	Canal / RÉfÉrence	0,658	0,527	0,660
	ContrÔle / RÉfÉrence	0,024	0,017	0,015
	ContrÔle / Canal	0,074	0,001	0,011
	ContrÔle / Rejet	0,376	0,109	0,039
Nitrite	Canal / Rejet	0,113	0,016	0,001
	RÉfÉrence / Rejet	0,999	0,773	0,345
	Canal / RÉfÉrence	0,605	0,096	0,018
	ContrÔle / RÉfÉrence	0,585	0,773	0,197
	ContrÔle / Canal	0,546	0,0002	5-10⁻⁵
	ContrÔle / Rejet	0,999	0,006	0,003

(En caractères gras : $p < 0,05$ = différence significative)

Tableau 2.7 : Probabilité associée p des tests statistiques sur les nitrate et nitrite

Les variations des concentrations observées en 2004 sont a priori caractéristiques d'un cycle saisonnier classique pour les nitrate et nitrite, avec cependant de fortes concentrations de deux nutriments tout au long de l'année 2004.

2.1.2.5 Phosphate et silicate

2.1.2.5.1 Variations spatiales et saisonnières du phosphate et du silicate

Les variations des concentrations en phosphate et en silicate au cours de la période 1989-2004 sont respectivement présentées sur les figures 2.20 a et 2.20 b. Les teneurs en phosphate mesurées au cours du programme de surveillance 2004 sont comprises entre 0,82 et 1,08 μM au point canal, entre 0,64 et 1,11 μM au point rejet, entre 0,45 et 1,04 μM au point contrôle et enfin entre 0,36 et 1,09 μM au point référence. Les concentrations en silicate ont varié de 7,97 à 15,61 μM au point canal, de 8,13 à 16,05 μM au point rejet, de 11,09 à 12,48 μM au point contrôle et de 8,77 à 11,0 μM au point référence.

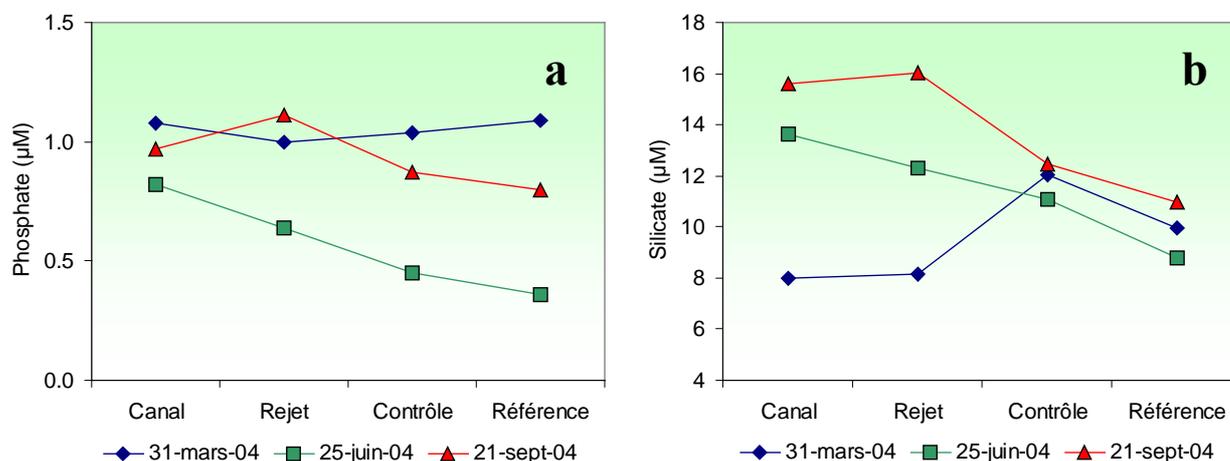


Figure 2.20 : Concentrations en : a) phosphate et b) silicate dans les eaux de surface lors des campagnes en 2004

Le silicate et le phosphate présentent des variations saisonnières comparables à celles du nitrate. Au début du printemps, les concentrations sont relativement élevées sous l'influence des apports telluriques en provenance des bassins versants et du stock hivernal. En été, les teneurs diminuent fortement en raison du développement du phytoplancton et de la diminution des apports fluviaux. Les concentrations en silicate observées en mars sont faibles par rapport à celles enregistrées en juin, ce qui suggère une utilisation par les diatomées de ce nutriment dans la zone côtière et plus particulièrement à l'entrée du canal. Le niveau de régénération de chaque nutriment en septembre change en fonction de son cycle spécifique, dépassant parfois les valeurs observées en mars, comme c'est le cas pour le silicate. Cette accumulation dans la colonne d'eau à la fin de l'été peut être due d'une part à la régénération et d'autre part à la désorption du phosphate de la matière particulaire (Ragueneau et al., 1994).

Les teneurs sont caractérisées par un gradient décroissant côte-large en juin et septembre. Le point contrôle présente de plus fortes concentrations en silicate et phosphate que le point référence tout le long de l'année à l'exception du cas du phosphate en mars. Ces variations peuvent être étroitement liées à la position du panache de l'Arques qui se jette à la mer au port de Dieppe.

2.1.2.5.2 Variations inter-annuelles

Les variations des concentrations en phosphate et silicate au cours de la période 1989-2004 sont présentées sur les figures 2.21 et 2.22. Tout comme pour les nitrate et nitrite, les concentrations en phosphate et silicate du printemps et de l'été 2004 ont été nettement supérieures à celles enregistrées en 2003. Le phosphate en septembre présente une nette augmentation par rapport

aux valeurs observées en 2003, tandis que pour le silicate, les valeurs de septembre oscillent autour de ceux observées en septembre 2003.

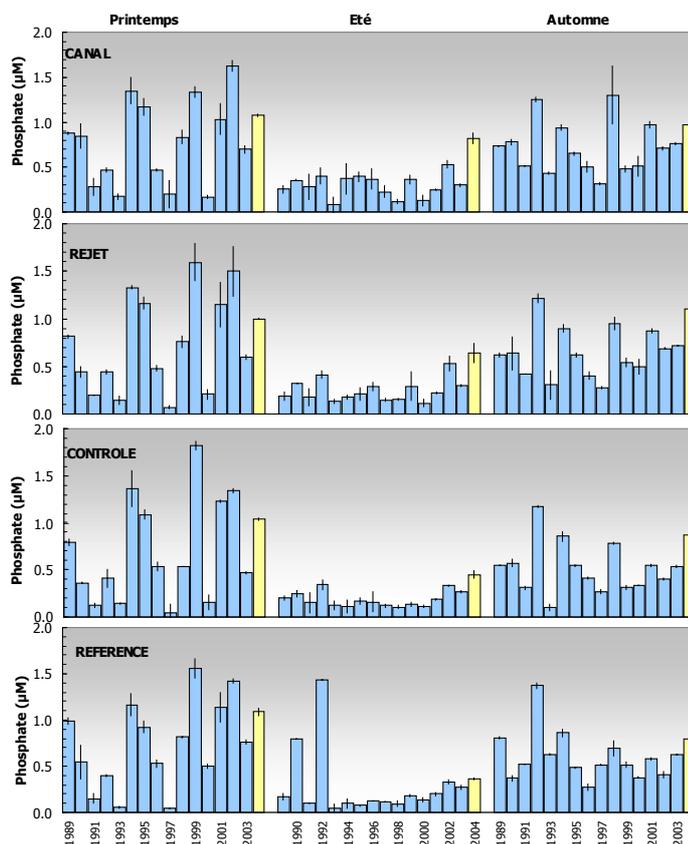


Figure 2.21 : Concentrations en phosphate dans l'eau de surface lors des campagnes de 1989 à 2004

Les distributions du phosphate et du silicate dans les boîtes à moustaches (figures 2.23 et 2.24) mettent en évidence le phénomène de consommation des nutriments par le phytoplancton du printemps à l'été et le phénomène de régénération partielle en automne. Cette tendance à long terme a été confirmée en 2004 pour les deux nutriments. Seules les concentrations en silicate en mars semblent se trouver au-dessous des valeurs de juin, ce qui pourrait mettre en évidence une forte consommation avant la campagne par les diatomées ou un apport important de silicate en juin par les fleuves. Les plus fortes dispersions de valeurs sont observées au printemps pour les deux nutriments, et les plus faibles en été.

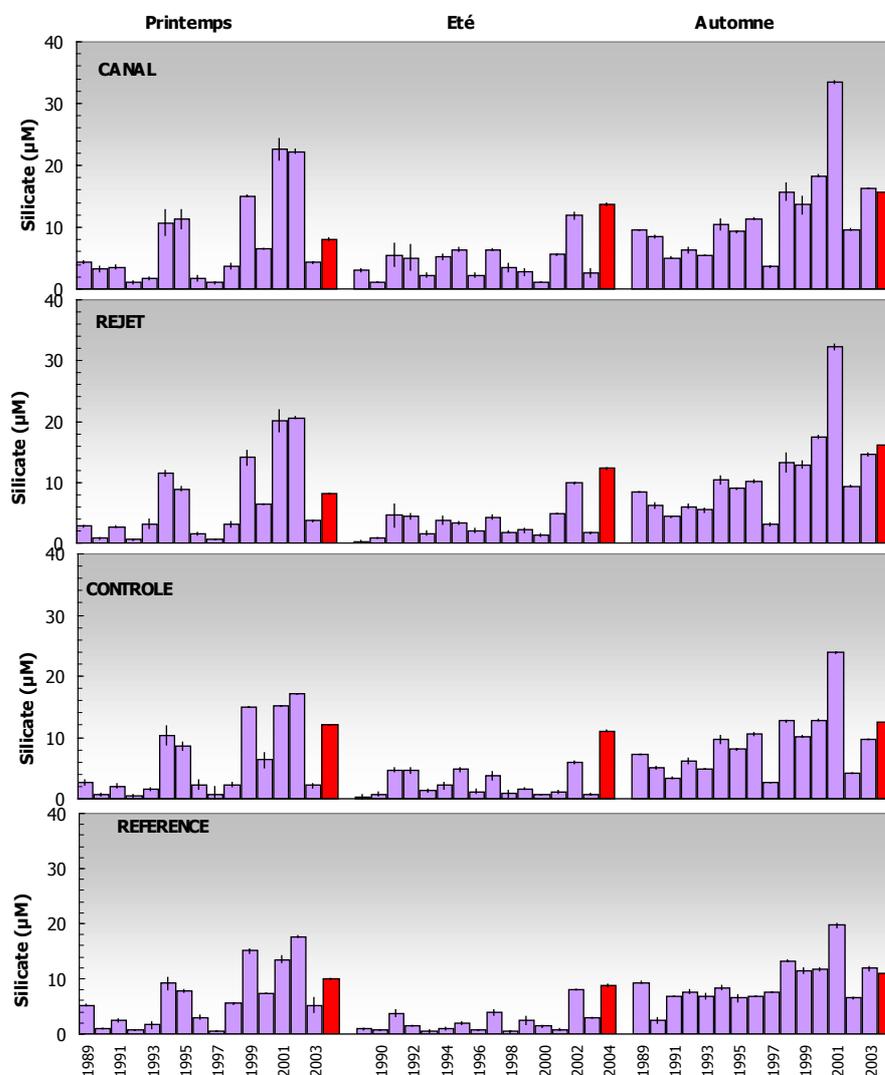


Figure 2.22 : Concentrations en silicate dans l'eau de surface lors des campagnes de 1989 à 2004

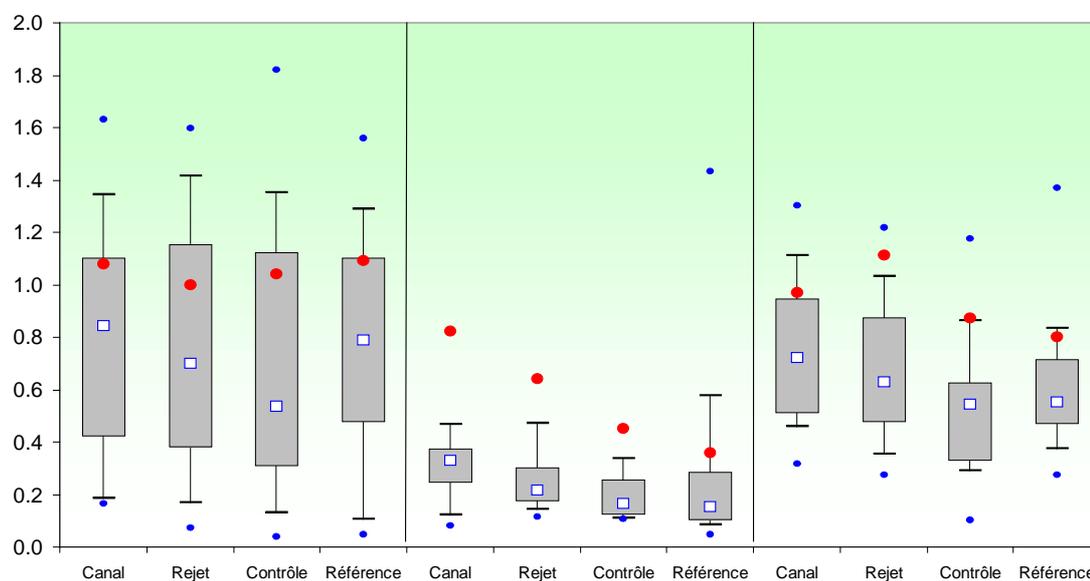


Figure 2.23 : Comparaison des distributions des concentrations de phosphate par saison et par point depuis 1989

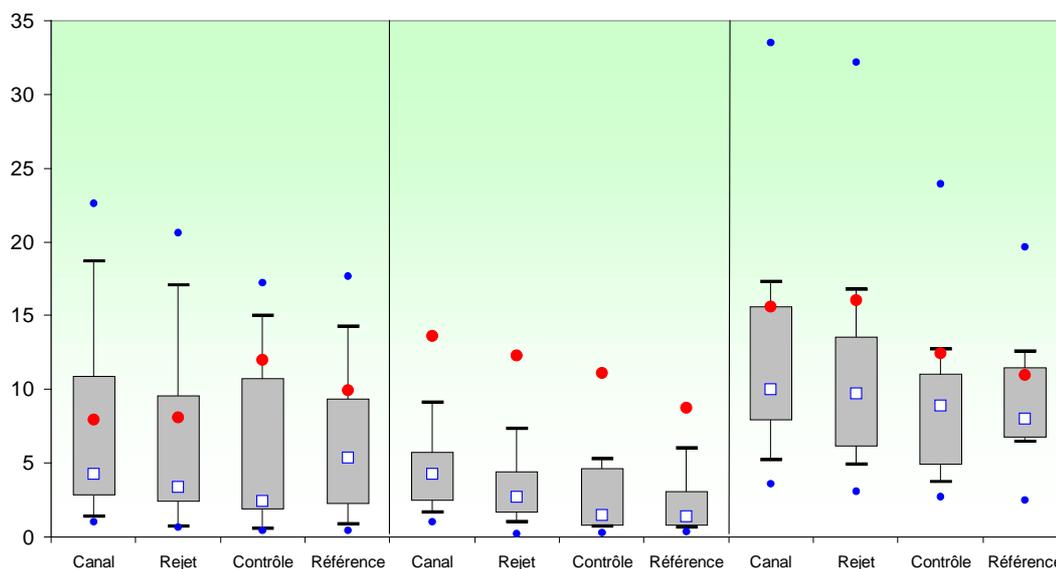


Figure 2.24 : Comparaison des distributions des concentrations de silicate par saison et par point depuis 1989

Les valeurs du phosphate et silicate sur les trois campagnes sont toutes supérieures aux médianes pluriannuelles. Les valeurs observées en silicate et phosphate en juin ont été parmi les plus fortes enregistrées dans cette période depuis 1988.

2.1.2.5.3 Approche statistique

Les résultats des tests statistiques réalisés sur les teneurs en phosphate et silicate aux différents points sont présentés dans le tableau 2.8.

	COMPARAISON	PRINTEMPS	ÉTÉ	AUTOMNE
PHOSPHATE	CANAL / REJET	0,121	0,009	0,006
	RÉFÉRENCE / REJET	0,713	0,024	0,281
	CANAL / RÉFÉRENCE	0,476	0,024	0,049
	CONTRÔLE / RÉFÉRENCE	0,380	0,422	0,112
	CONTRÔLE / CANAL	0,206	0,0004	2-10-5
	CONTRÔLE / REJET	0,296	0,001	9-10-5
SILICATE	CANAL / REJET	0,014	0,0001	0,0008
	RÉFÉRENCE / REJET	0,802	0,006	0,072
	CANAL / RÉFÉRENCE	0,453	8·10 ⁻⁵	0,018
	CONTRÔLE / RÉFÉRENCE	0,292	0,392	0,701
	CONTRÔLE / CANAL	0,042	0,0001	0,0003
	CONTRÔLE / REJET	0,024	0,024	0,006

(En caractères gras : $p\text{-value} < 0,05$ = différence significative)

Tableau 2.8 : Probabilité associée p des tests statistiques réalisés sur les phosphate et silicate

L'étude révèle qu'il n'existe pas pour le phosphate de différence significative au printemps au cours de la période 1989-2004. Ce résultat est à rapprocher de celui observé pour les autres sels nutritifs. En été, aucune différence n'est observée entre les points contrôle et référence. En automne aucune différence n'est observée entre le point référence et les points rejet et contrôle.

Pour le silicate, au printemps, les tests liés au point référence ne montrent pas de différences. En été nous observons des différences significatives sur tous les test à l'exception du couple contrôle – référence.

La centrale peut représenter une source de phosphate pour l'environnement. Les circuits de refroidissement de l'îlot nucléaire sont généralement alimentés en eau déminéralisée conditionnée au phosphate trisodique (Na_3PO_4). L'utilisation de ce réactif chimique s'élève en moyenne à 0,5 t/an (donnée EDF). Les purges des circuits occasionnent des rejets dans l'environnement. Les résultats des tests statistiques montrent que ces rejets ne sont pas perceptibles, sauf peut être pour le cas du phosphate lors de la campagne de septembre. Finalement, les teneurs en phosphate et silicate semblent présenter des variations saisonnières classiques, tout comme les nitrate et nitrite. La centrale via ses rejets ne semble donc pas avoir d'impact mesurable sur les concentrations et les variations saisonnières de ces deux nutriments.

2.1.2.6 Matières en suspensions (MES)

2.1.2.6.1 Variations spatiales et saisonnières des MES

En 2004, les teneurs en MES (figure 2.25) ont varié au cours des campagnes de 14,6 à 76,0 mg/L au point canal, de 3,9 à 125,3 mg/L au point rejet, de 2,4 à 20,4 mg/L au point référence et de 2,2 à 35,2 mg/L au point contrôle.

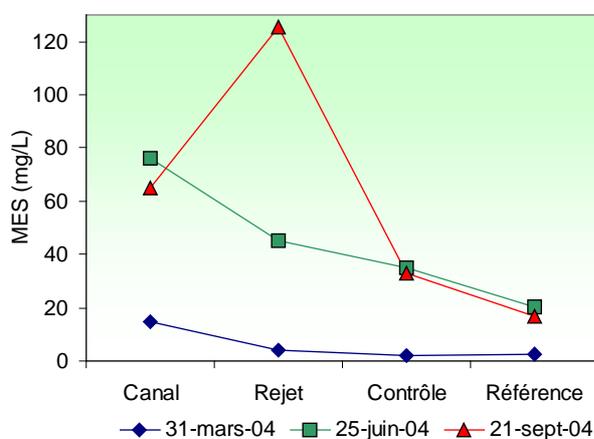


Figure 2.25 : Concentrations en MES dans les eaux de surface lors des campagnes 2004

Couramment, les plus fortes valeurs en MES ont été observées lors de la campagne du mois de mars. Cette année, les campagnes de septembre et de juin ont eue lieu dans de mauvaises conditions de mer, ajoutent un biais à ce paramètre qui n'est plus représentatif de la masse d'eau étudiée.

Il est possible cependant d'observer un gradient décroissant côte-large qui met en évidence le plus fort hydrodynamisme des eaux côtières. Dans les zones les moins profondes (côtières) les remises en suspension du matériel particulaire sont les plus importantes (courants de marée, vagues et houles). D'autre part, les mélanges complexes entre les apports d'eau fluviale et le fleuve côtier (Brylinski et al., 1991) sont nombreux, d'autant plus que le point référence est partiellement influencé par le panache de l'Arques.

2.1.2.6.2 Variations inter-annuelles

Les variations en MES au cours de la période 1989-2004 sont présentées sur la figure 2.26.

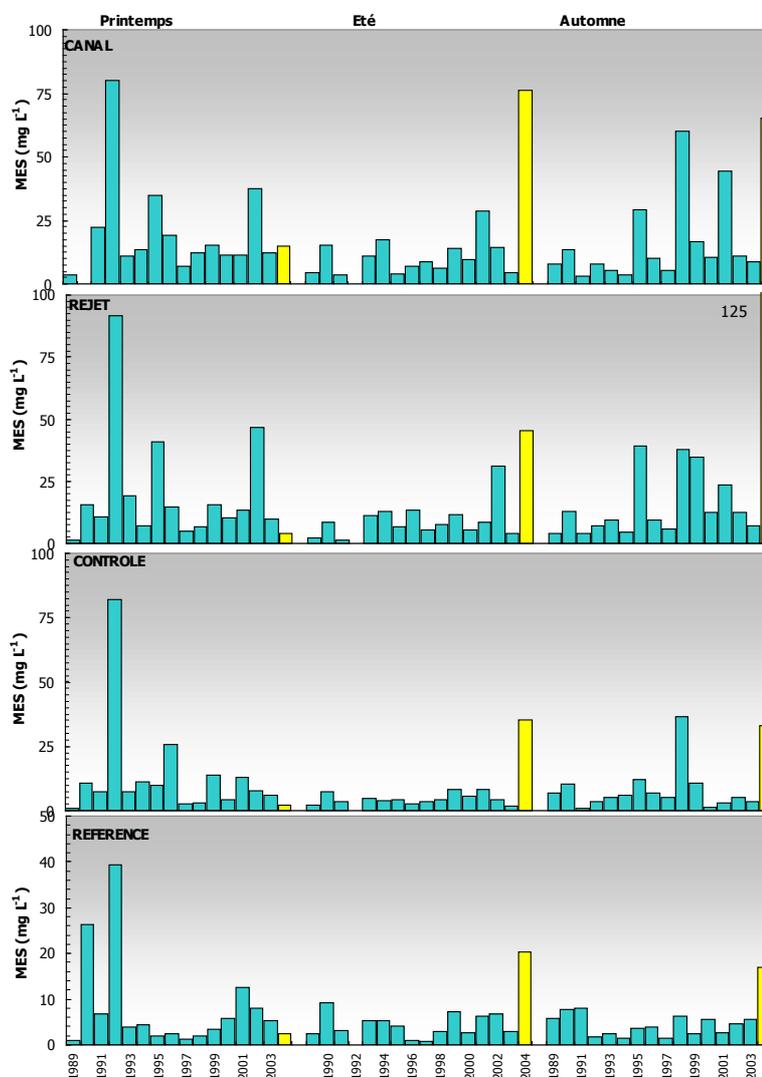


Figure 2.26 : Concentrations en MES dans l'eau de surface lors des campagnes de 1989 à 2004

Les valeurs en MES observées sur les campagnes de juin et septembre 2004 sont bien au-delà de celles enregistrées depuis 1989. Toutes les valeurs de mars ont été inférieures à celles de l'année 2003, sauf celle du point canal qui est légèrement supérieure.

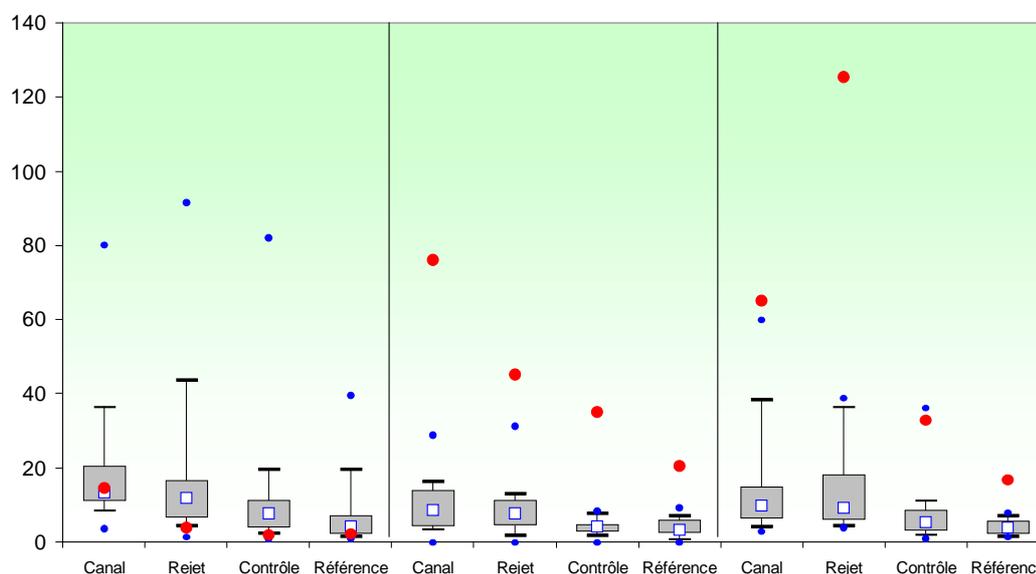


Figure 2.27 : Comparaison des distributions des concentrations en MES par saison et par point depuis 1989

Dans la figure 2.27, les médianes, les boîtes et les moustaches des mois de juin et septembre ne tiennent pas compte des valeurs de 2004. Seuls les points rouges représentent les analyses en MES pour ces deux mois sont indiqués. Les points canal et rejet présentent toujours les plus fortes valeurs et dispersions, quelle que soit la saison. Les médianes de ces deux points sont d'ailleurs plus fortes que celles observées aux points référence et contrôle. La valeur médiane du point contrôle est légèrement supérieure à celle du point référence pour les trois saisons étudiées.

2.1.2.6.3 Approche statistique

Les tests relatifs à l'étude statistique des teneurs en MES depuis 1989 à Penly sont présentés dans le tableau 2.9. Pour les mêmes raisons qui ont été évoquées dans le paragraphe précédent, les valeurs obtenues en juin et en septembre n'ont pas été utilisées pour le traitement statistique.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	0,895	0,302	0,764
RÉfÉrence / Rejet	0,001	0,039	0,006
Canal / RÉfÉrence	0,004	0,0003	0,002
ContrÔle / RÉfÉrence	0,121	0,561	0,039
ContrÔle / Canal	0,017	0,009	0,039
ContrÔle / Rejet	0,006	0,096	0,009

(En caractères gras : $p < 0,05$ = différence significative)

Tableau 2.9 : Probabilité associée p des tests statistiques sur les MES

Les résultats indiquent que les teneurs en MES ne sont pas significativement différentes entre les points canal et rejet. À l'inverse, elles sont toujours significativement différentes entre le point référence et les points canal et rejet. Finalement, les résultats de la surveillance 2004 joints à l'étude statistique réalisée pour les années précédentes permettent simplement d'établir le constat qu'aucune teneur en MES anormale n'a été observée, en dehors de celles attribuées à l'hydrodynamisme particulier rencontré lors des campagnes de juin et septembre, suggérant que la centrale n'engendre pas de perturbation dans ce domaine.

2.1.2.7 Trihalométhanes

Pour éviter le fouling dans les canalisations de rejet, les centrales électro-nucléaires utilisent la chloration comme méthode préventive. Les composés dérivés pouvant être retrouvés dans les eaux des rejets sont essentiellement les trihalométhanes. Il s'agit de composés volatils, fréquemment identifiés dans les eaux chlorées et dont les concentrations sont les plus élevées. Leur structure est homologue de celle du chloroforme (Abarnou et al., 1990). Le bromoforme est ainsi la forme chimique dominante ; sa demi-vie dans l'eau de mer est inférieure à une heure (Abarnou, 1981). Les concentrations de tous ces composés varient selon la quantité de matière organique et d'ammoniaque dissous.

Les quatre formes organo-halogénées recherchées sont :

- Tribromométhane = 'bromoforme' (CHBr_3),
- Dibromomonochloro-méthane (CHBr_2Cl),
- Dichloromonobromo-méthane (CHBrCl_2),
- Trichlorométhane = 'chloroforme' (CHCl_3).

Ces composés dérivés sont toxiques pour la faune et la flore marine. Erickson et Freeman (1978) ont réalisé des expériences écotoxicologiques sur des cultures de microalgues (*Skeletonema costatum*, *Thalassiosira pseudonana*, *Glinodinium halli* et *Isochrysis galbana*) et ils ont constaté que le taux d'inhibition de croissance de 50% par rapports aux cultures témoins se trouvait à des concentrations en chloroforme et bromoforme supérieures à 32 mg/L.

Dans les dix dernières années, seules les valeurs en tribromométhane ont été supérieures aux limites de détection des appareils de mesure. Dans cette étude nous nous focaliserons donc sur ce composé.

2.1.2.7.1 Variations spatiales et saisonnières des trihalométhanes

En 2004, toutes les concentrations en trihalométhanes ont été inférieures au seuil de détection analytique (1 µg/L).

2.1.2.7.2 Variations inter-annuelles du trihalométhanes

Bien que les résultats des trihalométhanes en 2004 aient été en dessous du seuil analytique, nous observons l'évolution spatio-temporelle de ce paramètre dans la série 1988-2004 (figure 2.28). On note de longues périodes pendant lesquelles ce seuil n'a pas été dépassé. Le point référence présente le taux de détection le plus faible et le point rejet le plus fort avec un maximum pendant les campagnes d'été et d'automne. Aucune valeur n'a jamais dépassé la valeur de 3 µg/L.

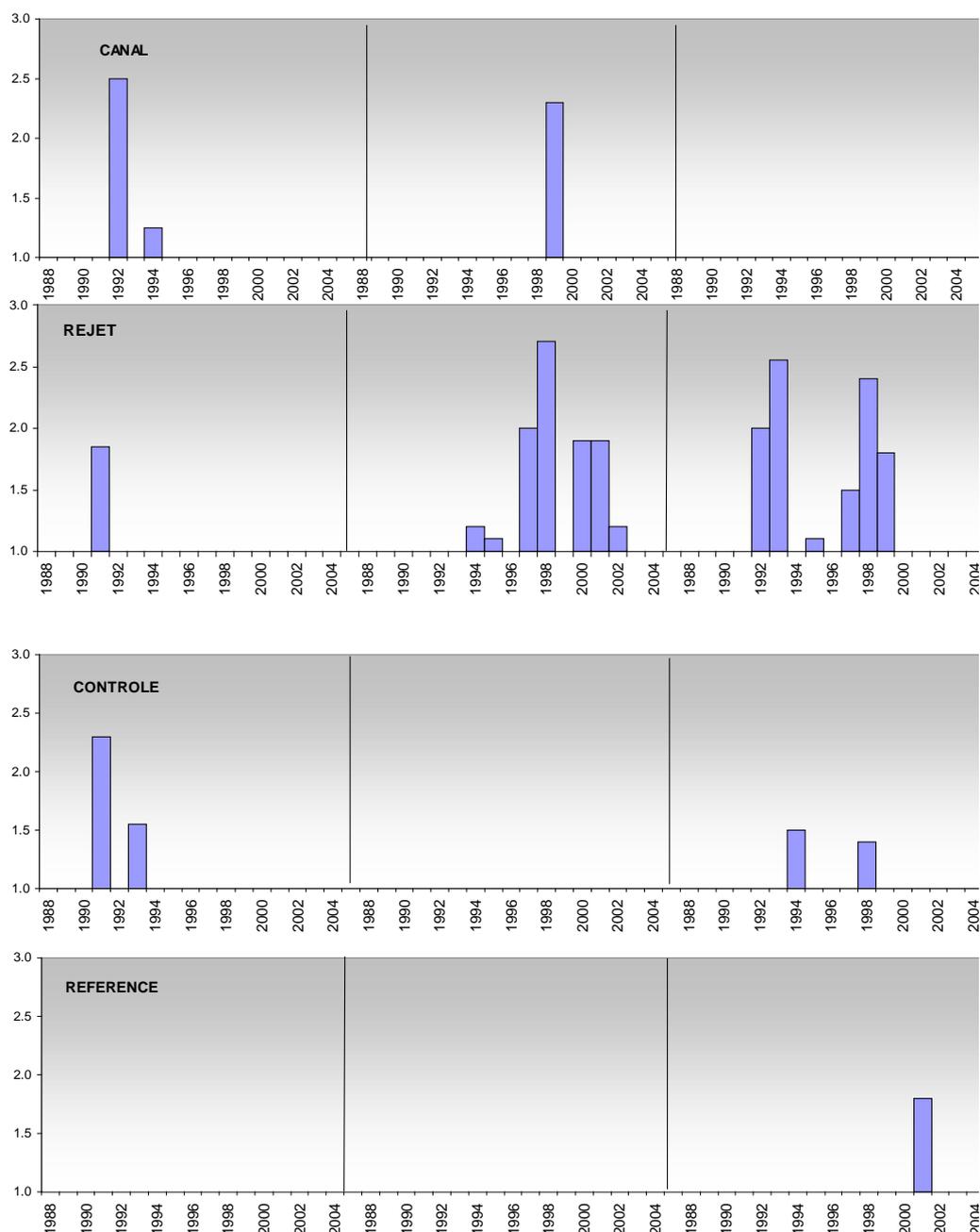


Figure 2.28 : Concentrations en tribromométhane dans l'eau de surface lors des campagnes de 1988 à 2004

Les boîtes à moustaches de la figure 2.29 montrent les faibles concentrations en tribromométhane au printemps. L'été et l'automne présentent des allures semblables. En été et en automne, la variabilité au point rejet est plus marquée qu'aux trois autres points (hauteur de

la boîte contenant 50 % des valeurs). Seule la médiane du point rejet en été est légèrement au-dessus de la valeur limite de détection.

Les concentrations observées en tribromométhane sont plus marquées en été et en automne, mais les valeurs maximales restent inférieures à 10 µg/L, valeur tout à fait acceptable pour le milieu marin (Abarnou et al., 1990).

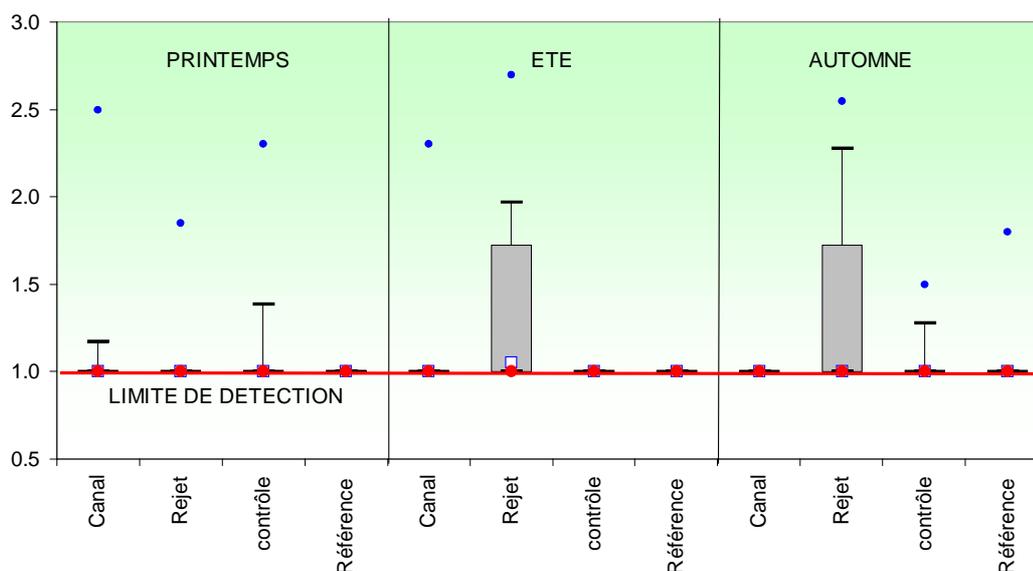


Figure 2.29 : Comparaison des distributions des concentrations en trihalométhanes par saison et par point depuis 1988

La faible quantité de données significatives ne permet pas, dans le cas du tribromométhane, de réaliser de tests statistiques.

2.1.3 Conclusion

Les résultats du programme de surveillance 2004 du site de Penly montrent l'influence des conditions météorologiques sur les caractéristiques hydrologiques de la colonne d'eau. Lors des campagnes de juin et de septembre une très mauvaise météo conduit à des valeurs homogènes des mesures effectuées en surface et à mi profondeur, et plus particulièrement à des valeurs très élevées en matières en suspension.

L'année 2004, contrairement à l'année 2003, a été caractérisée par des températures d'eau plus faibles que les médianes observées depuis 1989. Les différences de températures enregistrées entre les points référence et rejet ont varié entre 1 °C pour le mois de septembre et 3 °C pour les campagnes de mars et juin.

Les concentrations en nitrate et nitrite ont présenté de très fortes valeurs tous le long de l'année, tandis que les valeurs de l'ammonium restaient plus proches des valeurs des médianes. Le

phosphate et silicate, tout comme pour les produits azotés ont été très au dessus des valeurs couramment observées, surtout pendant la campagne du mois de juin. Les nutriments mesurés lors des campagnes 2004 semblent cependant avoir suivi un cycle saisonnier classique : consommation par le phytoplancton des sels nutritifs entre le printemps et l'été suite à l'augmentation de l'ensoleillement, suivi de processus de régénération en automne. Finalement les MES reflètent parfaitement les conditions climatiques dans lesquels ce sont déroulées les campagnes de juin et septembre, où le mélange due au vent et à la houle ont remis en suspension de grosses particules de sable qui masquent les caractéristiques de la masse d'eau.

Le tribromométhane, tout comme les composés organo-halogénés recherchés, a présenté des concentrations inférieures au seuil de détection analytique en 2004.

Un récapitulatif des paramètres présentant des différences significatives identifiées à partir de l'étude statistique réalisée sur les données acquises depuis 1989 est présenté dans le tableau 2.10.

Cette étude a révélé que la température présente toujours des valeurs significativement plus élevées au point rejet qu'aux autres points. Les mesures indiquent que l'impact thermique est relativement réduit autour de la centrale. En effet, les échantillons prélevés aux abords des rejets (quelques dizaines de mètres) présentent des taux de dilution importants. Par ailleurs, la modélisation du rejet d'eau échauffée montre que d'une part l'évolution de la tâche thermique dépend des courants de marée et que d'autre part cette tâche reste localisée autour de la centrale.

COMPARAISON	PRINTEMPS	ÉTÉ	AUTOMNE
CANAL / REJET	Température Salinité --- --- --- --- Silicates	Température --- --- --- Nitrites Phosphates Silicates	Température Salinité Ammonium Nitrate Nitrites Phosphates Silicates
RÉFÉRENCE / REJET	Température --- --- --- --- MES	Température Salinité Ammonium Phosphates Silicates MES	Température Salinité Ammonium --- --- MES
CANAL / RÉFÉRENCE	--- Salinité --- --- MES	Température Salinité Ammonium Phosphates Silicates MES	Salinité Ammonium Nitrites Phosphate Silicates MES
CONTRÔLE / RÉFÉRENCE	--- Nitrate ---	Température Nitrate ---	Température Nitrate MES
CONTRÔLE / CANAL	Salinité --- --- --- --- Silicates MES	Salinité Ammonium Nitrites Nitrates Phosphates Silicates MES	Salinité Ammonium Nitrites Nitrate Phosphates Silicates MES
CONTRÔLE / REJET	Température --- --- --- --- --- Silicates MES	Température Salinité Ammonium --- Nitrites Phosphates Silicates ---	Température Salinité Ammonium Nitrate Nitrites Phosphates Silicates MES

Tableau 2.10 : Récapitulatif des paramètres présentant des différences significatives

Les paramètres présentant des différences entre les points contrôle et référence se limitent à la température et au nitrate, et aux MES pour l'automne. Ces différences entre les points contrôle et référence suggèrent l'influence du rejet sur le point contrôle, ce qui est décrit par le travail de modélisation effectué par EDF et plus particulièrement l'influence des effluents de la ville de Dieppe et des apports fluviaux de l'Arques. L'étude des paramètres du compartiment pélagique ne permette pas de mettre en évidence une influence chronique, autre que l'effet de la température autour du rejet sur l'environnement marin.

Bibliographie

ABARNOU, A., 1981

Aspects chimiques de la chloration de l'eau de mer. Rapport ISTPM, 92 pp.

ABARNOU, A., GUILLAUD, J-F., MIOSSEC, L., BATT, A. 1990

La chloration des effluents urbains avant rejet en mer. Rapports scientifiques et techniques de l'Ifremer. N°20, 167 pp.

AMINOT, A., CHAUSSEPIED, M., 1983

Manuel d'analyses chimiques en milieu marin. CNEXO, Brest, France, 395 pp.

ARZUL, G., ERARD-LE DENN, E., QUINIOU, F. HALGAND, D., TETARD, A. 1990

Surveillance écologique et halieutique, site de Penly. Rapport définitif / Nantes:IFREMER,1990. 96 p. : fig., tabl. ; 30 cm.

AGOUMI, A., ENDERLE, M.J. & GRAS, R.A. 1983

Modélisation du régime thermique de la Manche. *Oceanologica Acta*, 6, (4) 393-406.

BENTLEY, D. & MAILLARD-QUISTHOUDT, C. 1990

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

BRYLINSKI, J.M., LAGADEUC, Y., GENTILHOMME, V., DUPONT, J.-P., LAFITTE, R., DUPEUBLE, P.-A., HUAULT, M.-F., AUGER, Y., PUSKARIC, E., WARTEL, M. & CABIOCH, L. 1991

Le fleuve côtier, un phénomène hydrologique important en Manche Orientale. Exemple du Pas-de-Calais. *Oceanologica Acta*, 11, 197-203.

BRYLINSKI, J.M., BRUNET, C., BENTLEY, D., THOUMELIN, G. & HILDE, D. 1996

Hydrography and phytoplakton biomass in the Eastern English Channel in spring 1992. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 43, 507-519.

DUPONT, J-P., LAFITE, R., HUAULT, M-F., DUPEUBLE, P-A., BRYLINSKI, J-M., GUEGUENIAT, P., LAMBOY, M., CABIOCH, L. 1991

La dynamique des masses d'eau et des matières en suspension en Manche orientale *Oceanologica Acta*, Vol. sp. N°11, 177-186.

ERICKSON, S. J. ET FREEMAN, A. E., 1978

Toxicity screening of fifteen chlorinated and brominated compounds using four species of marine phytoplankton. In : *Water Chlorination*. vol. 2., 307-310. Jolley et al. Ed.

GOHIN, F., DRUON, J-N., LAMPERT, L., 2002

A five channel chlorophyll concentrations applied to SeaWiFS data processed by SeaDAS in coastal waters. *Int. J. Remote Sensing*. Vol. 23 N°8, 1639-1661.

GOHIN, F., LAMPERT, L., GUILLAUD, J-F., HERBLAND, A., NEZAN, E., 2003

Satellite and in situ observation of the late winter phytoplankton bloom, in the northern Bay of Biscay. Continental Shelf Research. In press.

LABRY, C., HERBLAND, A., DELMAS, D., LABORDE, P., LAZURE, P., FROIDEFOND, J-F., JEGOU, A-M., SAUTOUR, B., 2001

Initiation of winter phytoplankton blooms within Gironde plume waters in the Bay of Biscay. Mar. Ecol. Prog. Ser. 212, 117-130.

LOARER, R., ROMANA, A. 1983

Etude Ecologique de Projet, 1^{er} cycle, Site de Penly. Rapport Général C.N.E.X.O./COB Volume 1 (23)-275 pp.

MALHERBE, J.F. & MANOHA, B. 1977

Centrale de Flamanville-Avis C ; Influence courantologique et thermique. Electricité De France, Direction des études et recherches, HE041/77.013.

MARCOS, D., DRIBAUT, P. 1994

Centrale de Penly, calcul 3D d'impact thermique. Note technique EDF, Département Laboratoire National d'Hydraulique. 26 pp.

RAGUENEAU, O., DE BLAS VARELA, E., TREGUER, P., QUEGUINER, B., DEL AMO, Y. 1994

Phytoplankton dynamics in relation to the biogeochemical cycle of silicon in a coastal ecosystem of western Europe. Mar. Ecol. Prog. Ser. 72, 106-157.

SIMPSON, J.H. & HUNTER, J.R. 1974

Fronts in the Irish Sea. Nature, 1250, 404-406.

TAYLOR, A.H. & STEPHENS, J.A. 1983

Seasonal and year to year changes in the temperatures of the English Channel and the Southern North Sea, 1961-1976 : a budget. Oceanologica Acta, 6, (1) 63-72.

2.2 Phytoplancton

L'étude de l'activité photosynthétique des peuplements phytoplanctoniques, complétée par la mesure de la biomasse et par l'identification et le dénombrement des cellules, permet de suivre l'évolution des peuplements et d'évaluer l'influence des facteurs abiotiques.

L'activité photosynthétique d'une communauté phytoplanctonique dépend de la quantité et de la qualité des pigments contenus dans les chloroplastes ainsi que de la quantité d'énergie lumineuse reçue. La biomasse du phytoplancton est souvent exprimée en concentration de chlorophylle a présente dans l'ensemble des organismes autotrophes. La production primaire met en évidence la vitesse de reproduction des peuplements phytoplanctoniques tandis que le paramètre abondance cellulaire permet de caractériser une population phytoplanctonique par le dénombrement et l'identification de ses cellules.

C'est au moyen de tels descripteurs que ce chapitre traitera des résultats quantitatifs et qualitatifs obtenus sur les peuplements phytoplanctoniques lors des trois campagnes de surveillance réalisées en 2004.

2.2.1 Matériel et méthode

Les prélèvements d'eau en vue de l'étude du phytoplancton ont été réalisés aux mêmes points et niveaux que pour les paramètres physico-chimiques et avec le même matériel (cf. § 2.1.1.). Les prélèvements sont effectués pour chaque point en surface avec deux bouteilles Niskin. A chaque point de prélèvement, deux répliquats par bouteille ont été réalisés pour les analyses de chlorophylle a. Pour la mesure de la production primaire, seuls les points canal, rejet et référence sont échantillonnés et le nombre de répliquats a été doublé.

2.2.1.1 Mesure de la chlorophylle

La quantité de chlorophylle a est mesurée par la méthode spectrophotométrique monochromatique de Lorenzen (1967). Un échantillon d'un litre environ est filtré aussitôt après le prélèvement sur un filtre en fibre de verre type GF/F Whatman.

Les filtres sont ensuite congelés à l'obscurité jusqu'au dosage. L'extraction se fait par addition de 10 mL d'acétone à 90 % (90/10, acétone/eau) pendant 18 heures à l'obscurité. Après centrifugation à 3 000 tours/min pendant 15 min, le surnageant est placé dans une cuve de trajet optique de 10 cm de longueur. L'absorption est alors mesurée à deux longueurs d'onde sans acidification dans un premier temps, puis après acidification (Aminot et Chaussepied, 1983).

2.2.1.2 Mesure de la production primaire

La méthode de mesure de la production primaire a été conçue par Steeman Nielsen (1951, 1952) et décrite en détail par Brouardel et Rink (1963). Elle consiste à mesurer la quantité de

carbone 14 (^{14}C) retenue par les organismes d'un échantillon d'eau de mer pendant un laps de temps donné. Une quantité connue de carbonate de sodium marquée au carbone radioactif est introduite dans un échantillon d'eau de mer. Grâce à la photosynthèse, les organismes autotrophes contenus dans l'échantillon assimilent le carbone pour élaborer leur matière organique (croissance, reproduction). Après un temps déterminé d'exposition à la lumière (incubation), l'échantillon est filtré. L'activité du ^{14}C contenu dans les organismes retenus par le filtre est mesurée et comparée à l'activité du $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$ introduit.

La quantité de carbone assimilée par unité de temps varie selon le nombre et l'état physiologique des organismes, la qualité de la lumière (intensité, longueur d'onde) et la constitution physico-chimique de l'eau de mer échantillonnée.

Le ^{14}C mesuré sur le filtre ne correspond pas entièrement au carbone assimilé par photosynthèse. À ce dernier s'ajoute le carbone absorbé par processus physique ou par les bactéries. Pour estimer l'absorption du carbone par des phénomènes autres que la photosynthèse, l'échantillon d'eau est placé à la fois dans un flacon à parois claires et dans un flacon à parois obscures. L'inoculation et l'incubation des deux sous-échantillons s'effectuent dans les mêmes conditions. Les résultats présentés correspondent aux incubations des flacons clairs sans correction des valeurs obtenues en flacon obscur.

2.2.1.3 Étude systémique du phytoplancton

100 mL d'échantillon sont fixés par du Lugol acide à bord du bateau immédiatement après le prélèvement. Au laboratoire, 10 mL d'échantillon sont mis à décanter dans des cuves pendant 4 heures selon la technique d'Utermöhl (Utermöhl, 1958). L'identification et le comptage des espèces s'effectuent au microscope inversé OLYMPUS à contraste de phase. Un minimum de 100 cellules est dénombré afin d'obtenir une précision de $\pm 20\%$ (Lund, 1958). Les résultats s'expriment en nombre de cellules par litre.

2.2.2 Résultats

Les résultats obtenus en 2004 sont donnés par le tableau 2.11 ci-dessous.

(Valeurs moyennes \pm écart type)		CANAL	REJET	RÉFÉRENCE		CONTRÔLE	
		(n=4)	(n=4)	SURFACE (n=2)	-10 m (n=2)	SURFACE (n=2)	-10 m (n=2)
31 MARS	<i>Chlorophylle a</i> ($\mu\text{g/L}$)	1,00 \pm 0,17	1,20 \pm 0,10	0,86 \pm 0,16	0,92 \pm 0,13	0,85 \pm 0,06	0,85 \pm 0,18
	<i>Phéopigments</i> ($\mu\text{g/L}$)	0,60 \pm 0,11	0,30 \pm 0,07	0,10 \pm 0,01	0,22 \pm 0,08	0,18 \pm 0,07	0,12 \pm 0,05
	<i>Prod. Primaire</i> ($\text{mg C/m}^3/\text{h}$)	3,29 \pm 0,46	3,63 \pm 0,66	2,26 \pm 1,42	2,99 \pm 1,75	**	**
	<i>microphytoplancton</i> (cel/L)	16 500	85 800	109 600	31 000	109 000	51 800
25 JUIN	<i>Chlorophylle a</i> ($\mu\text{g/L}$)	4,90 \pm 0,79	4,03 \pm 1,05	2,59 \pm 1,65	2,72 \pm 1,52	1,70 \pm 0,06	1,55 \pm 0,15
	<i>Phéopigments</i> ($\mu\text{g/L}$)	5,50 \pm 0,86	5,13 \pm 1,23	0,65 \pm 0,92	0,48 \pm 0,68	1,75 \pm 0,02	1,68 \pm 0,04
	<i>Prod. Primaire</i> ($\text{mg C/m}^3/\text{h}$)	13,94 \pm 1,92	9,77 \pm 1,20	9,88 \pm 2,27	9,94 \pm 1,47	**	**
	<i>microphytoplancton</i> (cel/L)	207 950	70 000	58 000	37 200	90 600	69 200
21 SEPTEMBRE	<i>Chlorophylle a</i> ($\mu\text{g/L}$)	2,00 \pm 0,37	1,77 \pm 0,31	1,04 \pm 0,04	1,19 \pm 0,04	1,49 \pm 0,23	1,39 \pm 0,06
	<i>Phéopigments</i> ($\mu\text{g/L}$)	1,20 \pm 0,39	2,29 \pm 0,78	0,34 \pm 0,05	0,39 \pm 0,22	1,33 \pm 0,22	1,12 \pm 1,05
	<i>Prod. Primaire</i> ($\text{mg C/m}^3/\text{h}$)	7,24 \pm 1,06	4,39 \pm 1,34	3,20 \pm 1,04	4,46 \pm 0,44	**	**
	<i>microphytoplancton</i> (cel/L)	64 000	53 900	51 200	39 200	58 800	72 400

** : Pas de donnée disponible

Tableau 2. 11 : Moyenne et écart type des paramètres phytoplanctoniques aux quatre points de surveillance de la centrale de Penly en 2004

2.2.2.1 Biomasse chlorophyllienne

2.2.2.1.1 Variations spatiales et saisonnières en 2004

Au cours de l'année 2004, les valeurs de chlorophylle a s'échelonnent entre 0,85 $\mu\text{g/L}$ au point contrôle en mars et 4,9 $\mu\text{g/L}$ au point canal en juin (figure 2.30).

Les plus fortes valeurs en chlorophylle a ont été observées en juin et les plus faibles en mars. Les concentrations en chlorophylle a printanières présentent une très faible variabilité sur les quatre points d'échantillonnage. Au mois de juin nous observons un gradient décroissant côte-large bien marqué. Ce même gradient est observé lors de la campagne de septembre avec une plus faible variabilité spatiale.

Aucune tendance particulière ne peut être mise en évidence dans les valeurs enregistrées aux

points contrôle et référence. En mars et juin, la valeur du point référence est supérieure à celle du point contrôle et lors de la campagne de septembre cette tendance s'inverse.

Sur l'ensemble de campagnes réalisés en 2004, et compte tenu des incertitudes des analyses, la seule différence de concentrations en chlorophylle observée entre la surface et la mi-profondeur est celle correspondant au point référence en septembre.

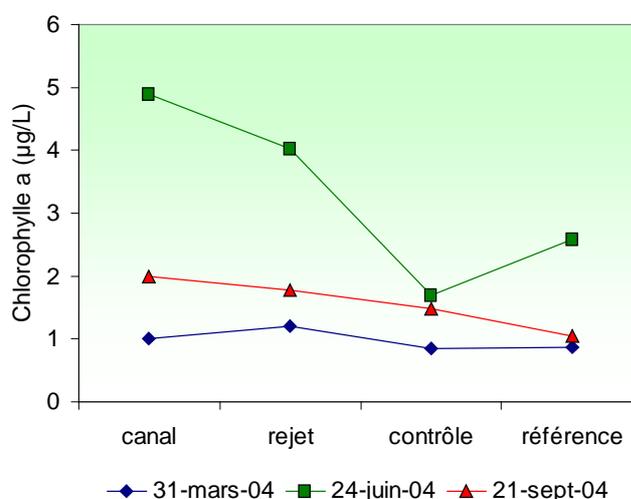


Figure 2.30 : Évolution de la chlorophylle lors des trois campagnes de surveillance 2004

2.2.2.1.2 Variations inter-annuelles

Les valeurs de concentration en chlorophylle sur les trois campagnes ont été inférieures à celles enregistrées en 2003, particulièrement lors de la campagne printanière, où des valeurs jusqu'à huit fois inférieures ont été observées (figure 2.31).

Les valeurs de la série pluriannuelle de chlorophylle semblent plus stables en automne, où la plus forte régularité des concentrations est observée au point référence. Les plus fortes valeurs enregistrées depuis 1989 ont été observées lors de l'été 2000 avec des concentrations supérieures à 25 µg/L.

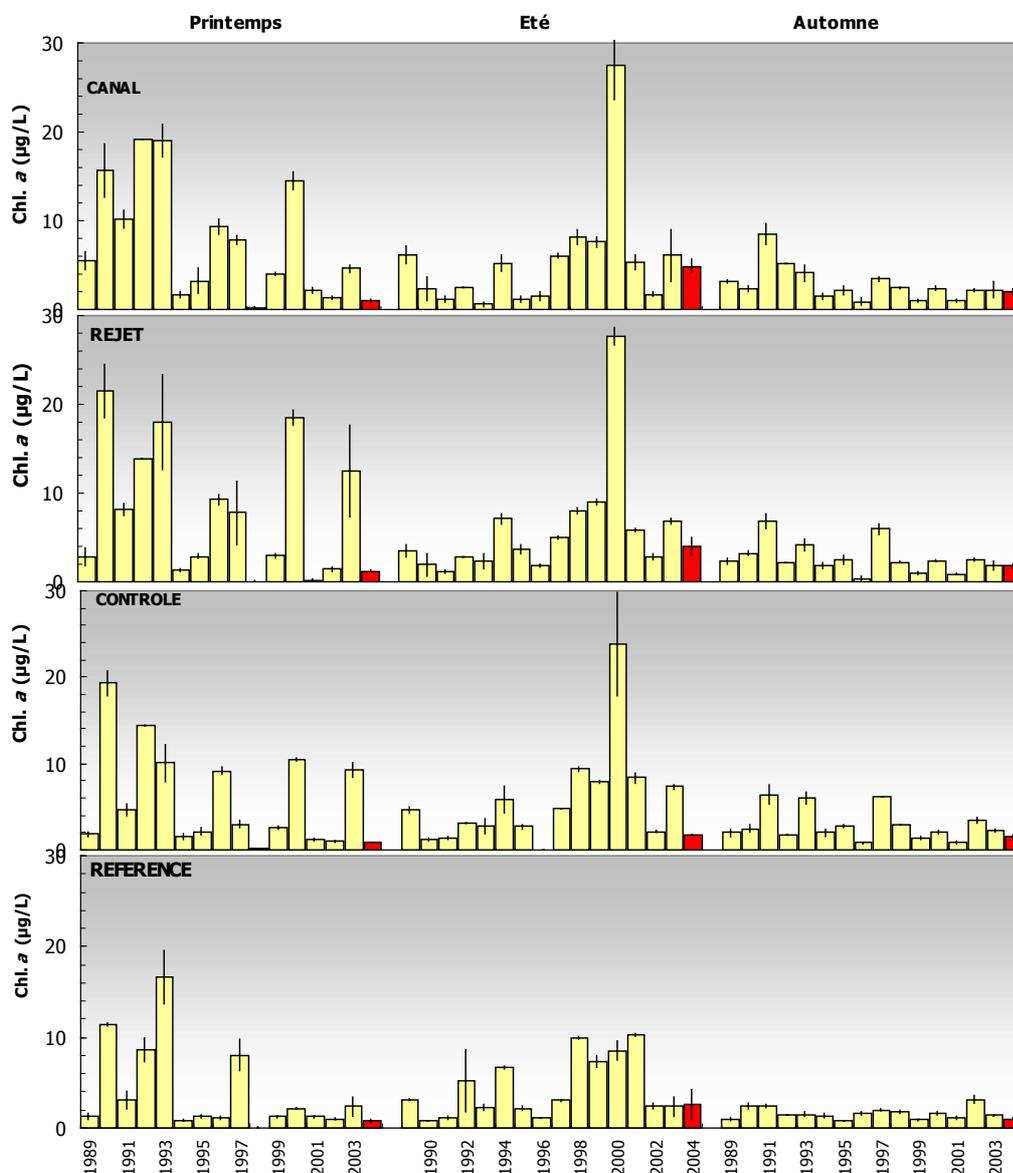


Figure 2.31 : Évolution de la chlorophylle de 1989 à 2004

La figure 2.32 montre que le printemps présente les plus fortes dispersions des valeurs par rapport aux deux autres saisons. En été, des valeurs extrêmes sont observées, mais les boîtes à moustache restent homogènes entre elles avec peu de variabilité sur les quatre points. L'automne présente les plus faibles dispersions avec des boîtes de taille réduite, mettant en évidence une plus forte stabilité des concentrations de chlorophylle à cette saison.

L'ensemble de valeurs présentent des concentrations de chlorophylle inférieures aux médianes à l'exception de celle observée au point rejet en juin. Ce phénomène est particulièrement marqué en mars où l'ensemble des valeurs se situent en dessous de la boîte contenant 50% des valeurs.

La tendance pluriannuelle montre que les plus fortes médianes sont celles du point canal sur l'ensemble des saisons. Seule la forte valeur observée au printemps au point rejet en 2003 a modifié ponctuellement cette situation. En été, le point contrôle présente une médiane légèrement inférieure à celle du point canal, mais supérieure de celle du point rejet. Le point référence a présenté les plus faibles médianes le long des saisons.

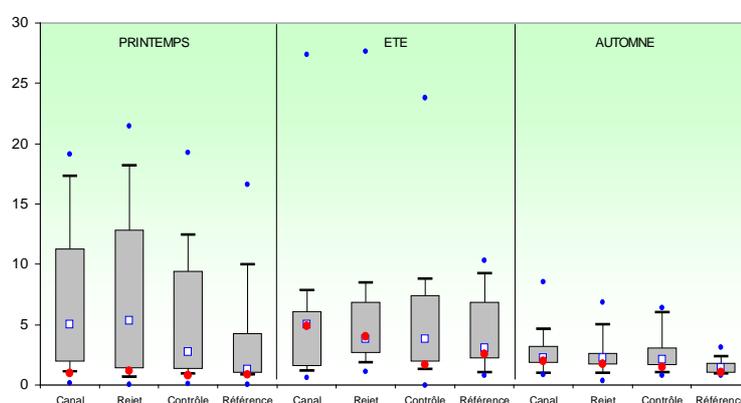


Figure 2.32 : Évolution de la chlorophylle de 1989 à 2004

2.2.2.1.3 Approche statistique

Les tests statistiques présentés dans le tableau 2.12 montrent que pratiquement aucune différence significative n'est observée entre les points en été, la seule différence significative étant très proche du seuil. Au printemps et en été, aucune différence significative n'a été trouvée entre les points référence et contrôle. Sur l'ensemble des saisons, le rejet ne présente pas de différence significative entre les points canal et contrôle.

COMPARAISON	PRINTEMPS	ÉTÉ	AUTOMNE
CANAL / REJET	0,811	0,295	0,802
RÉFÉRENCE / REJET	0,006	0,024	0,017
CANAL / RÉFÉRENCE	0,002	0,802	0,039
CONTRÔLE / RÉFÉRENCE	0,111	0,802	0,010
CONTRÔLE / CANAL	0,061	0,875	0,977
CONTRÔLE / REJET	0,008	0,296	0,330

(En caractère gras : $p < 0,05$ = différence significative)

Tableau 2. 12 : Probabilité associée p des tests statistiques sur la chlorophylle

2.2.2.2 Production primaire

2.2.2.2.1 Variations spatiales et saisonnières en 2004

Les valeurs mesurées en 2004 sont comprises entre 2,26 mg C/m³/h en mars au point référence et 13,94 mg C/m³/h en juin au point canal (figure 2.33).

L'évolution spatiale et saisonnière de la production primaire suit de près celle observée pour la biomasse chlorophyllienne avec des valeurs supérieures au point canal par rapport à celles du point référence.

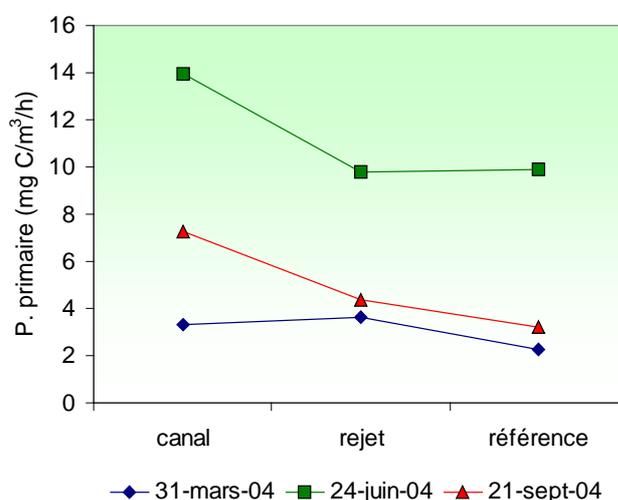


Figure 2.33 : Évolution de la production primaire lors des trois campagnes de surveillance 2004

2.2.2.2.2 Variations inter-annuelles

Comme pour la chlorophylle, l'ensemble de valeurs de la production primaire en 2004 a été inférieure à celle observée en 2003. Les plus forts écarts par rapport à l'année 2003 ont été observés au printemps et les plus faibles en automne (figure 2.34).

L'analyse de la tendance pluriannuelle montre un gradient décroissant côte-large pour l'ensemble de campagnes (figure 2.35). L'écart des médianes entre les points canal et rejet reste toujours plus faible que celui observé entre le point référence et rejet.

Le point référence présente les plus faibles médianes pour l'ensemble des saisons. Les plus fortes dispersions de valeurs sont observées au printemps et les plus faibles en automne. Les valeurs de l'année 2004 se situent en général en dessous des médianes pluriannuelles à l'exception de la valeur observée sur le point référence en été qui se trouve au même niveau que la médiane. Les valeurs de production primaire du printemps et de l'automne ont été parmi les plus faibles enregistrées depuis 1989.

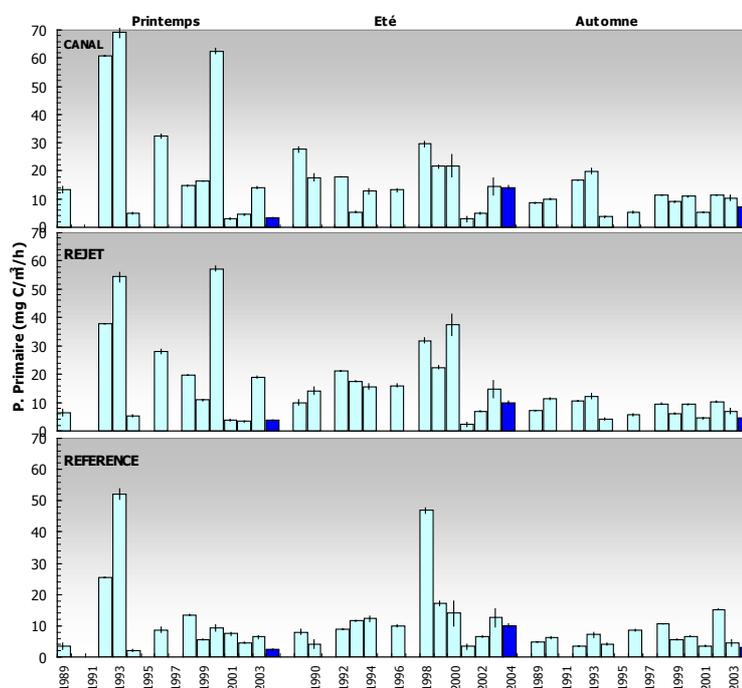


Figure 2.34 : Évolution de la production primaire de 1989 à 2004

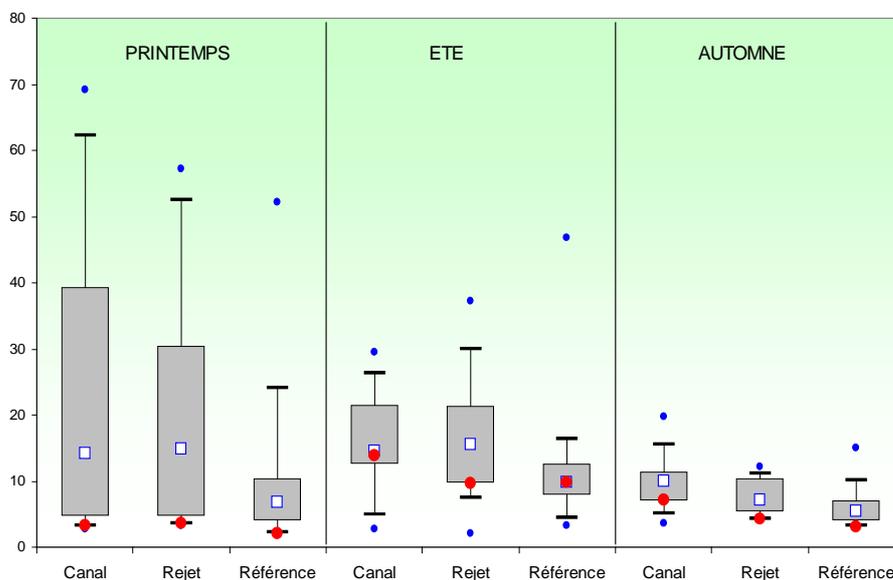


Figure 2.35 : Évolution de la Production primaire de 1989 à 2004

2.2.2.2.3 Approche statistique

Les tests statistiques présentés dans le tableau 2.13 montrent qu'en été aucune différence significative n'est observée entre les points. Les seules différences significatives ont été observées au printemps entre le point référence et les autres points, et en automne entre le point canal et les points rejet et référence.

COMPARAISON	PRINTEMPS	ÉTÉ	AUTOMNE
CANAL / REJET	0,097	0,585	0,011
RÉFÉRENCE / REJET	0,043	0,109	0,138
CANAL / RÉFÉRENCE	0,009	0,259	0,027

(En caractère gras : $p < 0,05$ = différence significative)

Tableau 2. 13 : Probabilité associée p des test statistiques sur la production primaire

2.2.2.3 Microphytoplancton

2.2.2.3.1 Variations spatiales et saisonnières en 2004

Les dénombrements microphytoplanctoniques effectués en 2004 sont présentés figure 2.36.

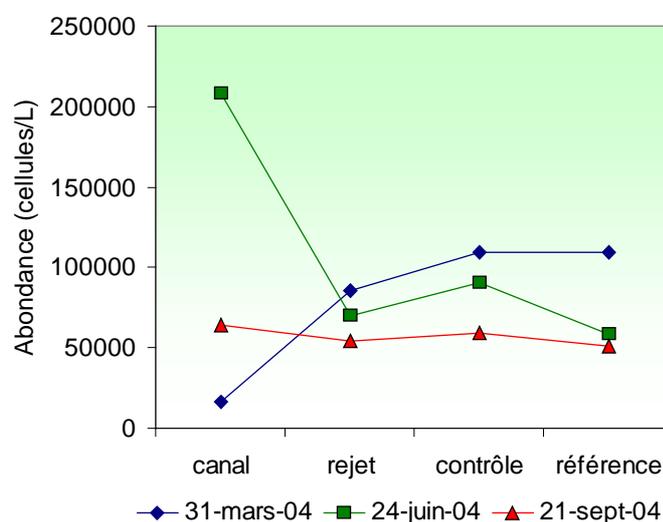


Figure 2.36 : Abondances du microphytoplancton pour l'année 2004

Les plus fortes abondances en surface ont été observées au point canal en juin avec 208 000 cellules/L, et les plus faibles au même point en mars avec 16 500 cellules/L. En mars,

l'abondance phytoplanctonique présente un gradient croissant côte-large. Lors de la campagne de juin, c'est la situation inverse qui est observée. La variabilité spatiale lors de ces deux premières campagnes de l'année est forte par rapport à celle observée en septembre, où les abondances des quatre points d'échantillonnage présentent peu de variation.

2.2.2.3.2 Variations inter-annuelles

Sur l'ensemble des campagnes de 2004, les abondances cellulaires aux points canal, rejet et contrôle ont été inférieures à celles observées en 2003 (figure 2.37). Inversement, au point référence les valeurs des abondances cellulaires 2004 ont été supérieures à celles de 2003.

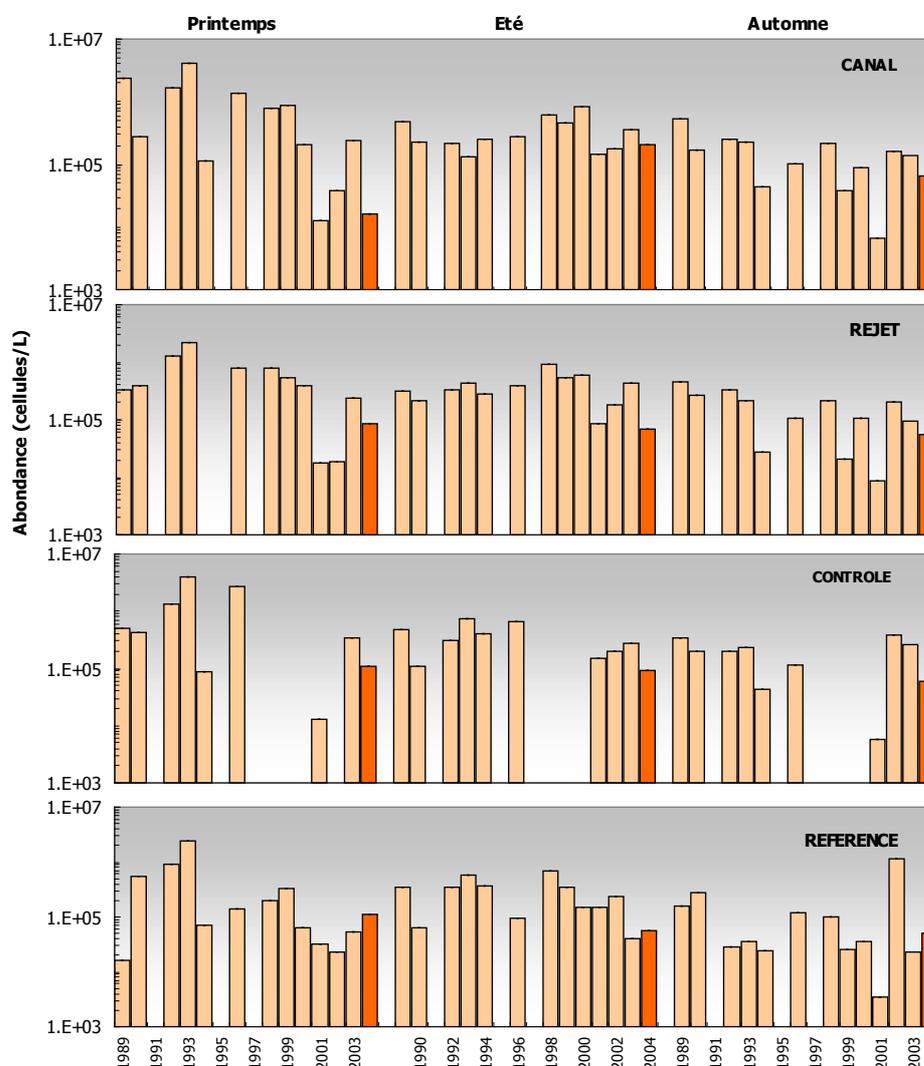


Figure 2.37 : Évolution de l'abondance phytoplanctonique de 1989 à 2004

Suivant le schéma déjà mis en évidence par la chlorophylle a et par la production primaire, l'abondance phytoplanctonique présente les plus fortes dispersions au printemps (figure 2.38). En juin et septembre, les dispersions des valeurs autour de la médiane sont jusqu'à six fois inférieures à celles du printemps. Cette dispersion printanière n'est pas homogène car les boîtes contenant 50 % des valeurs sont relativement réduites pour les points référence et rejet. La valeur des médianes est décroissante du printemps à l'automne, lorsque sont observées les plus faibles valeurs. Le gradient décroissant côte-large observé au printemps se transforme en distribution uniforme en été pour l'ensemble des points. En automne, de faibles valeurs sont enregistrées au point référence par rapport aux autres points.

Suivant le schéma déjà observé pour la chlorophylle, l'ensemble de valeurs des abondances phytoplanctoniques se situe en dessous des médianes pluriannuelles, avec les plus forts écarts enregistrés lors de la campagne de mars.

La série pluriannuelle présente sur l'ensemble de campagnes un gradient croissant entre les points canal et contrôle. Également, les abondances médianes observées au point référence sont toujours inférieures à celles du point contrôle.

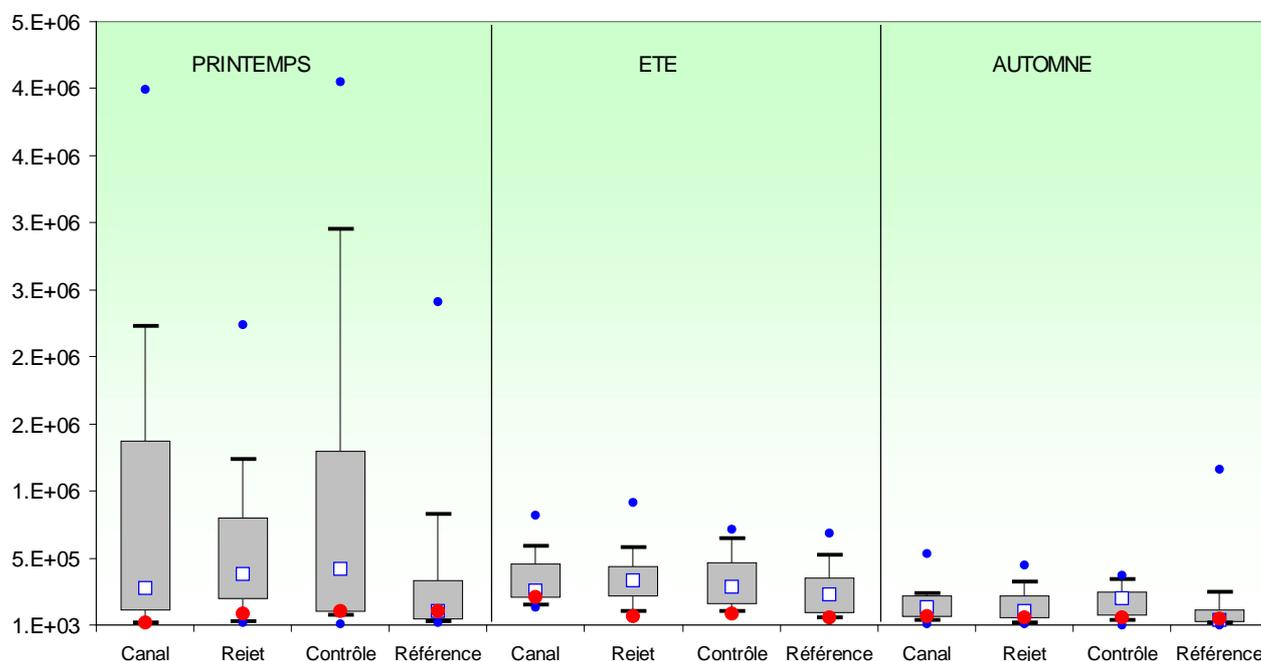


Figure 2.38 : Évolution de l'abondance phytoplanctonique de 1989 à 2004

2.2.2.3.3 Approche statistique

Les tests statistiques du tableau 2.14 confirment qu'aucune différence n'est observée entre le point contrôle et les autres points d'échantillonnage. La seule différence observée se situe entre le point référence et les points canal et rejet au printemps. Ce résultat suggère des caractéristiques différentes au printemps entre les masses d'eau du point contrôle, situées au large des rejets de la centrale et celles du point référence, sous l'influence des apports de la ville de Dieppe (fleuve l'Arques).

COMPARAISON	PRINTEMPS	ÉTÉ	AUTOMNE
CANAL / REJET	1,000	0,479	0,739
RÉFÉRENCE / REJET	0,037	0,074	0,267
CANAL / RÉFÉRENCE	0,026	0,339	0,096
CONTRÔLE / RÉFÉRENCE	0,505	0,114	0,342
CONTRÔLE / CANAL	0,505	0,248	0,702
CONTRÔLE / REJET	0,129	0,212	0,849

(En caractère gras $p < 0,05$ = différence significative)

Tableau 2. 14 : Probabilité associée p des tests statistiques sur l'abondance phytoplanctonique

2.2.2.4 Populations phytoplanctoniques observées en 2004

Le but de ce suivi n'est pas d'étudier l'évolution saisonnière de chaque population, mais de détecter, depuis la mise en service de la centrale, un éventuel déséquilibre dans les successions phytoplanctoniques. Les résultats sont exprimés en nombre de cellules par litre et en dominance (%) par rapport à la population microphytoplanctonique totale.

Il faut noter que certaines espèces ont été placées au sein d'un même groupe car difficilement identifiables au microscope optique. D'autres ont été identifiées au niveau du genre ou de la classe algale. La fraction microphytoplanctonique a été répartie en 6 grandes classes : Diatomées, Dinoflagellés, Euglénophycées, Silicoflagellés, Prymnésiophycées et 'autres'. Les diatomées représentent plus de 95 % de la communauté microphytoplanctonique et peuvent atteindre les 100 % (tableau 2.15).

Campagne	Station	MICROPHYTOPLANKTON					TOTAL	Dinoflagellés %	Diatomées %
		diatomées	dinoflagellés	euglènes	silicoflagellés	prymnésiophycées			
IGA 2004-1	canal	16400	0	100	0	0	16500	0	99
IGA 2004-1	rejet	83800	1600	200	200	0	85800	2	98
IGA 2004-1	ref surf	108600	800	0	200	0	109600	1	99
IGA 2004-1	ref 1/2	30000	600	200	200	0	31000	2	97
IGA 2004-1	ctr surf	106200	800	2000	0	0	109000	1	97
IGA 2004-1	ctr 1/2	49800	1800	0	200	0	51800	3	96
IGA 2004-2	canal	208000	0	0	0	0	208000	0	100
IGA 2004-2	rejet	69400	0	400	200	0	70000	0	99
IGA 2004-2	ref surf	55600	200	2200	0	0	58000	0	96
IGA 2004-2	ref 1/2	37000	0	200	0	0	37200	0	99
IGA 2004-2	ctrl surf	86400	2200	2000	0	0	90600	2	95
IGA 2004-2	ctrl 1/2z	67800	600	800	0	0	69200	1	98
IGA 2004-3	canal	63400	200	400	0	0	64000	0	99
IGA 2004-3	rejet	53450	450	0	0	0	53900	1	99
IGA 2004-3	ref surf	49000	1200	1000	0	0	51200	2	96
IGA 2004-3	ref 1/2	38800	200	200	0	0	39200	1	99
IGA 2004-3	ctrl surf	58600	0	200	0	0	58800	0	100
IGA 2004-3	ctrl 1/2z	72000	200	200	0	0	72400	0	99

Tableau 2. 15 : Abondances des principales classes algales en 2004

Dans les zones côtières de l'Atlantique nord-est et de la Manche, l'essentiel du microphytoplancton est composé de diatomées. Cependant il faut garder à l'esprit que bien souvent la fraction nanophytoplanctonique (espèces algales dont la taille est comprise entre 2 µm et 20 µm), difficilement accessible au microscope optique, peut devenir majoritaire tant par son abondance que par sa biomasse (Lampert, 2001).

Les Cryptophycées, représentants du nanophytoplancton, ont été dénombrées en juin avec des abondances comprises entre 35 300 cellules/L et 378 000 cellules/L. Ceci donne la mesure de l'importance de la fraction nanophytoplanctonique.

Les principales espèces dénombrées en 2004 ont été les suivantes :

Mars 2004 : *Skeletonema costatum* a été l'espèce la mieux représentée, avec des dominances de 30 % à 74 % au point contrôle. Le reste de la diversité se répartit entre *Thalassiosira sp.* (2 % à 40 %), *Thalassionema nitzschioides* (4 % à 21%), *Asterionella glacialis* (3 % à 17 %) et le genre *Chaetoceros* (1 % à 11 %). Les abondances cellulaires des diatomées à mi profondeur restent inférieures à celles observées en surface. (tableau 2.16 et figure 2.39).

La plus forte abondance de dinoflagellés a été observée au point contrôle avec 1 800 cellules/L. Les genres de dinoflagellés les mieux représentés ont été *Gyrodinium*, *Amphidinium*, *Gymnodinium* et *Scrippsiella*.

Dans la classe de taille nanophytoplanctonique quelques coccolithophoridées ont été identifiés ainsi que quelques cellules appartenant aux classes de prymnésiophycées et de chlorophycées. Des euglénophycées ont été observées avec des abondances atteignant 2 000 cellules/L au point *contrôle* ainsi que quelques cellules du silicoflagellé *Dictyocha sp.* sur l'ensemble de points d'échantillonnage.

Campagne	Station	D I A T O M E E S									Cumul %
		Rhiz	Melo	Lept	Chae	Thal	PSNZ	Skelcos	Thaanit	Aster	
IGA 2003-1	canal	3	0	0	11	6	0	44	14	15	93
IGA 2003-1	rejet	0	0	0	2	4	1	62	6	17	92
IGA 2003-1	ref surf	1	0	0	1	40	0	40	10	3	95
IGA 2003-1	ref 1/2	1	0	0	6	17	0	30	21	3	78
IGA 2003-1	ctr surf	1	0	0	8	12	1	71	4	0	97
IGA 2003-1	ctr 1/2	0	0	0	5	2	0	74	10	0	91
IGA 2003-2	canal	31	15	5	10	18	2	10	4	0	95
IGA 2003-2	rejet	29	26	7	1	8	4	8	9	0	92
IGA 2003-2	ref surf	15	16	8	1	36	2	0	13	0	91
IGA 2003-2	ref 1/2	5	6	0	1	50	1	0	27	0	90
IGA 2003-2	ctrl surf	44	11	2	2	16	3	5	10	0	93
IGA 2002-2	ctrl 1/2z	34	18	3	6	15	3	4	9	0	94
IGA 2003-3	canal	0	14	0	0	5	0	68	1	3	91
IGA 2003-3	rejet	0	37	0	1	9	0	35	3	0	85
IGA 2003-3	ref surf	2	11	1	3	9	1	55	11	0	93
IGA 2003-3	ref 1/2	0	4	1	5	6	2	62	13	0	93
IGA 2003-3	ctrl surf	2	17	0	0	3	0	68	5	0	95
IGA 2003-3	ctrl 1/2z	0	27	0	4	2	0	51	5	5	94

Clef : Rhiz : *Rhizosolenia* ; Melo : *Melosira* ; Lept : *Leptocylindrus* ; Thal : *Thalassiosira* ; Chae : *Chaetoceros* ; PSNZ : *Pseudonitzschia* ; Skelcos : *Skeletonema costatum*. ; Thaanit : *Thalassionema nitzschioides* ; Aster : *Asterionella*.

Tableau 2. 16 : Abondances des principaux genres de diatomées en 2004

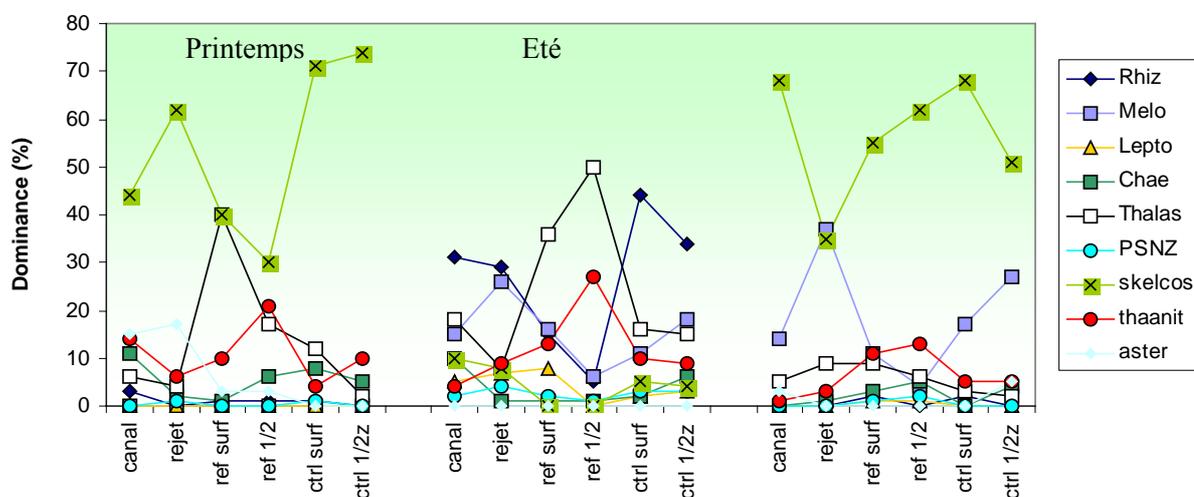


Figure 2.39 : Distribution des dominances (%) de diatomées pour l'année 2004

Juin 2004 : les genres et espèces les plus représentés parmi les diatomées au mois de juin ont été *Thalassiosira* (8 % à 50 %), suivi de *Rhizosolenia* (5 % à 44 %), *Thalassionema nitzschioides* (4 % à 27 %), *Paralia marina* (6 % à 26 %) et l'espèce *Skeletonema costatum* (4 % à 10 %). *Chaetoceros* a été observée avec une abondance de 10 % au point *canal*.

Parmi le genre *Rhizosolenia*, l'espèce coloniale *R. delicatula* a été majoritaire. Les espèces *R. fragilissima*, *R. stolterfothii* et *R. imbricata* se trouvaient aussi présentes, mais à de plus faibles quantités. Les fortes abondances de *R. delicatula* sont confirmées par la littérature (Klein et Sournia, 1987, qui signalent de fortes efflorescences tous les ans sur les côtes Atlantiques et de la Manche). L'espèce *Cerataulina pelagica* a été observée avec des dominances allant de 1 % à 3 %.

Les dinoflagellés ont représenté au mieux 2 % de l'abondance microphytoplanctonique. Les principaux genres rencontrés ont été *Amphidinium*, *Gyrodinium* et *Gymnodinium*.

Les Euglènes ont été particulièrement présentes sur l'ensemble de points à l'exception du point *canal*. Leur abondance maximale a été observée au point *référence* avec 2 200 cellules/L. Les silicoflagellés n'ont été présents dans ce mois de mars qu'au point *rejet* avec une abondance de 200 cellules/L.

C'est lors de cette campagne que le maximum d'abondance a été atteinte par la classe nanophytoplanctonique de cryptophycées avec 378 000 cellules/L.

Les nombreuses matières en suspension présentes dans l'eau, suite au mauvais état de la mer, ont rendu l'identification de la fraction nanophytoplanctonique difficile, voir impossible sur certains échantillons.

Septembre 2004 : les espèces les plus observés sont *Skeletonema costatum*, *Paralia marina* et *Thalassionema nitzschioides*. *Skeletonema costatum* a été observé avec des dominances de 35 % au point *rejet* et de 68 % aux points *canal* et *contrôle*. *Paralia marina* a représenté de 4 % à 37 % des populations de diatomées et *Thalassionema nitzschioides* se trouvait avec des dominances comprises entre 1 % et 13 %. Le genre *Thalassiosira* est resté avec des abondances en dessous de 10 %.

La plus forte dominance de dinoflagellés a été observée au point *référence* avec une dominance de 2 %, à laquelle l'espèce *Heterocapsa niei* a le plus contribué.

Les Euglènes ont été observées sur presque tous les points d'échantillonnage et leur abondance maximale a été enregistrée au point *référence* avec 1 000 cellules/L. Les silicoflagellés ont été absents lors de cette campagne automnale.

Les nombreuses matières en suspension présentes dans l'eau de mer comme conséquence du mauvais état de la mer ont rendu l'identification de la fraction nanophytoplanctonique impossible, à l'exception des échantillons du point *référence*, où des abondances de 62 500 cellules/L de cryptophycées ont été observées.

L'indice de diversité H' de Shannon (Scherrer, 1984) permet d'obtenir une caractérisation de la diversité du peuplement phytoplanctonique. Plus sa valeur est faible, plus la diversité l'est également et le peuplement est pauvre. La figure 2.40 représente l'évolution de cet indice pour l'ensemble des campagnes menées en 2004.

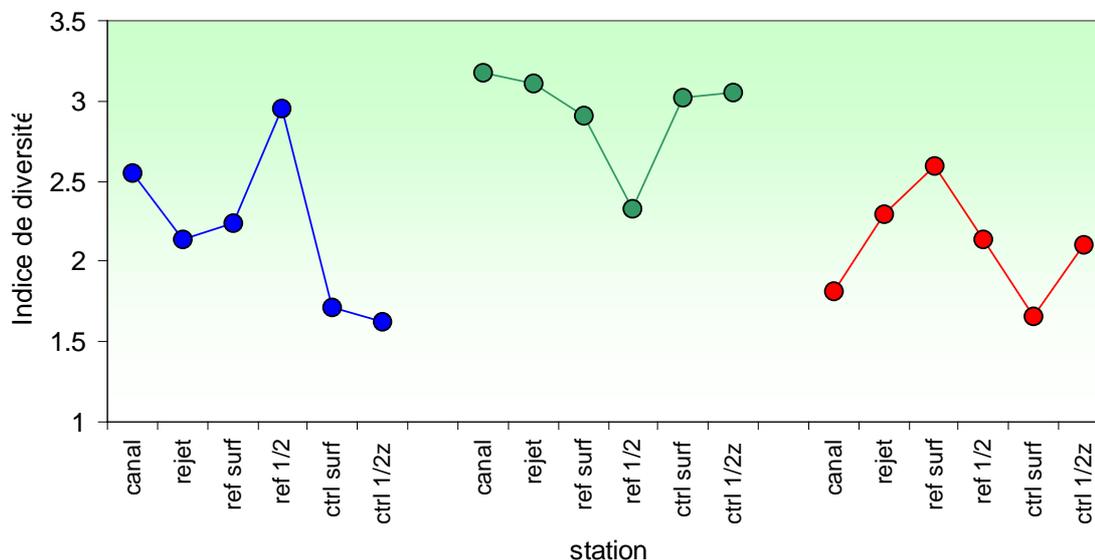


Figure 2.40 : Distribution de l'indice de diversité de Shannon en 2004

Les plus fortes valeurs de diversité se rencontrent en été. Au printemps et en automne les valeurs sont plus faibles ce qui est cohérent avec la distribution des dominances de la figure 2.39, où l'espèce *Skeletonema costatum* présente de fortes valeurs relatives.

Les plus fortes diversités observées en juin sont corrélées avec les plus fortes biomasses phytoplanctoniques annuelles, ainsi qu'avec la production primaire qui a été maximale lors de cette campagne estivale. Cependant, les valeurs relativement modestes en biomasse et production primaire (sur la série pluriannuelle), contrastent avec les fortes concentrations en nutriments observées, suggèrent un apport de nutriments par le mélange de la colonne d'eau suite aux fortes conditions de mer favorisant le démarrage d'une poussée phytoplanctonique.

Cette même dynamique peut expliquer le paradoxe observée lors de la campagne du mois de septembre où les faibles biomasses s'opposent aux fortes concentrations en nutriments dans la colonne d'eau. A la fin de l'été le phénomène de régénération peut aussi être à la base d'une augmentation de la concentration de nutriments (Ragueneau *et al.*, 1994 ; Lampert, 2001).

La situation observée en mars est plus complexe, car les valeurs de biomasse et production primaire sont extrêmement basses et les concentrations en nutriments élevés pour une situation printanière. L'étude des peuplements phytoplanctoniques met en évidence des espèces hivernales, suggérant que l'efflorescence printanière majeur n'a pas encore eue lieu. Les causes probables pour ce retard des poussées printanières peuvent être le manque de lumière et le fort hydrodynamisme dû à un régime de vents soutenus.

Ceci semble être confirmé par les images satellitales de la caméra MODIS qui donnent une

estimation de la valeur de la chlorophylle a en surface (Gohin et *al*, 2002 et 2003). Dans l'image du 30 mars, à la veille de la campagne printanière, les seuls développements phytoplanctoniques observés en Manche se situent près des estuaires (figure 2.41). Dans l'image du 7 avril, nous observons un plus grand développement spatial avec une remontée de la zone productive de l'estuaire de la Seine vers le nord.

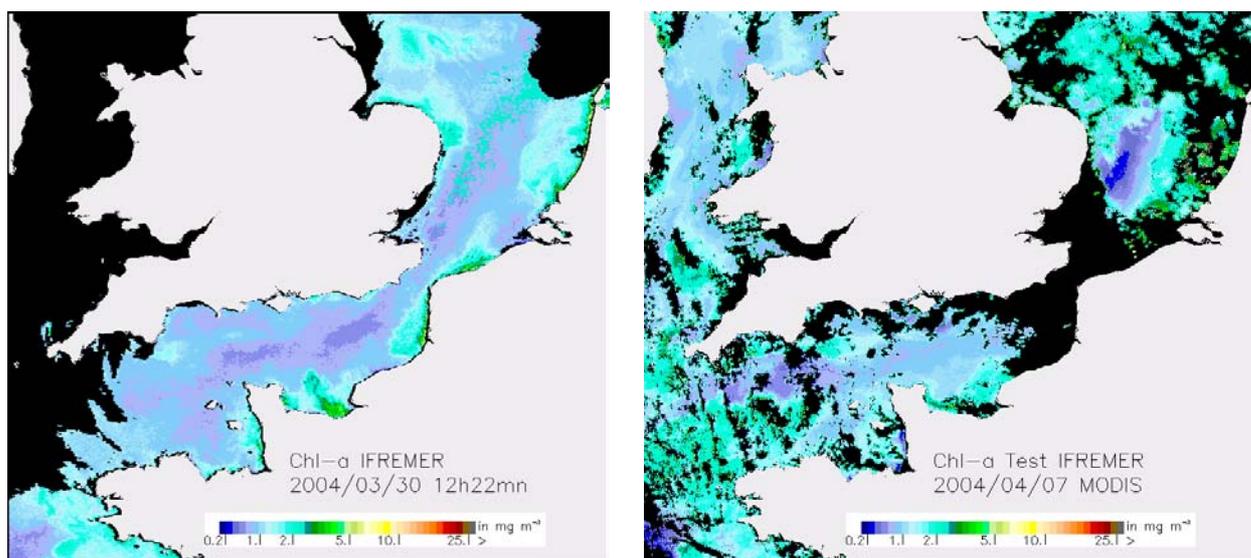


Figure 2.41 : Images satellite de la distribution de la chlorophylle en Manche le 30 mars et le 7 avril 2004

2.2.2.5 Comparaison des résultats obtenus aux points canal et rejet

Le calcul du bilan représente l'écart des valeurs du paramètre concerné observés entre les points rejet et canal. Son calcul est effectué au moyen de la formule ci-dessous :

$$-\frac{(V_a - V_r) \times 100}{V_a}$$

- V_a : valeur observée au canal d'amenée ;
- V_r : valeur observée au canal de rejet.

En utilisant les valeurs mesurées en 2004 pour les paramètres chlorophylle, production primaire et abondance phytoplanctonique, les valeurs obtenues sont les suivantes (tableau 2.17). Une valeur positive exprime un déficit au point rejet par rapport au point *canal*.

(%)	<i>Chlorophylle a</i>	<i>Production primaire</i>	<i>Microphytoplancton</i>
31 MARS	- 20	- 10	- 420
24 JUIN	17	- 1	66
21 SEPTEMBRE	12	27	-16

Tableau 2. 17 : Bilan des trois paramètres étudiés entre les points canal et rejet

Sur l'ensemble de l'année, la chlorophylle, la production primaire et le microphytoplancton ont montré alternativement des valeurs inférieures ou supérieures à la sortie du rejet par rapport au point *canal*. Au mois de mars l'ensemble de bilans montre une plus forte valeur au point rejet par rapport aux valeurs du point *canal*. La plus forte différence est observée pour le microphytoplancton en mars où les valeurs enregistrées au point *rejet* ont été 420 % supérieures à celles du point *canal*.

Ces différences peuvent s'expliquer par deux phénomènes, l'un de caractère spatial et l'autre temporel: la variabilité spatiale peut expliquer les valeurs supérieures du point *rejet* par rapport à celles du point *canal* si les valeurs observées aux points *canal* et *contrôle* encadrent celles du rejet. Ainsi les caractéristiques de la masse d'eau du *rejet* peuvent résulter du mélange des eaux des points *canal* et *référence*.

Deuxièmement, le temps de transit de l'eau de mer entre le point *canal* et le point *rejet* est de quelques heures, alors que les prélèvements sont faits à 30 minutes d'intervalle. Les valeurs ainsi obtenues peuvent donc s'expliquer aisément par la variabilité spatiale du milieu marin. Ce dernier point pouvant en être le facteur principal pour les phénomènes biologiques, souvent sujets aux agrégations (phénomène de patchiness - Lampert, 2001).

2.2.3 Conclusion

La biomasse chlorophyllienne, la production primaire et les abondances cellulaires montrent une évolution inter-annuelle et saisonnière similaires, avec de très basses valeurs en mars qui montent en juin et septembre, mais sans jamais dépasser les médianes pluriannuelles. Le cycle phytoplanctonique annuel correspond au cycle classiquement décrit en Atlantique et en Manche, avec les biomasses chlorophylliennes comprises entre 0,85 et 4,90 µg/L. Leur évolution dans le temps ne semble pas non plus être différente de celle des eaux de l'Atlantique et de la Manche.

Les plus faibles dispersions annuelles de la biomasse, de la production primaire et de l'abondance, sont celles observées sur l'ensemble de points en automne et plus particulièrement au point *référence*. Les valeurs de ces trois paramètres diminuent en automne, avec de fortes

variations saisonnières difficilement explicables, mettant en évidence une stratégie d'échantillonnage peu adaptée pour suivre l'évolution saisonnière du phytoplancton.

Les fortes conditions de mer observées lors des campagnes de juin et de septembre peuvent expliquer le paradoxe d'une faible biomasse phytoplanctonique concomitante avec des fortes concentrations en nutriments minéraux. En mars, la flore hivernale suggère que les efflorescences printanières n'ont pas encore eue lieu. Cette hypothèse est appuyé par les images satellite qui montrent une plus forte étendue de la distribution de la chlorophylle après le 31 mars.

Les faibles diversités observées en mars et en septembre résultent des fortes dominances de la diatomée *Skeletonema costatum*. Inversement, en juin, les plus fortes diversités mettent en évidence un partage plus équilibré des dominances entre les genres *Thalassiosira*, *Rhizosolenia*, *Paralia* et *Thalassionema*. Les abondances par espèce et par point ne présentent pas de variations pouvant démontrer un impact de la centrale.

L'étude du compartiment phytoplanctonique en 2004 ne peut donc pas permettre de conclure à l'existence d'un déséquilibre du milieu lié à l'activité de la centrale de Penly.

Bibliographie

AMINOT, A., CHAUSSEPIED, M. 1983

Manuel des analyses chimiques en milieu marin. *Centre National pour l'Exploitation des Océans (CNEXO)*, Brest, 395 pp.

BROUARDEL, J., RINCK, E. 1963

Mesure de la production organique en Méditerranée, dans les parages de Monaco, à l'aide du ¹⁴C. *Ann. Inst. Océanogr. Monaco*, n. Sér., 40 (2) : 109-164.

GENTILHOMME, V., LIZON, F. 1998

Seasonal cycle of nitrogen and phytoplankton biomass in a well-mixed coastal system (Eastern English Channel). *Hydrobiologia*. 361 : 191-199.

GOHIN, F., DRUON, J-N., LAMPERT, L., 2002

A five channel chlorophyll concentrations applied to SeaWiFS data processed by SeaDAS in coastal waters. *Int. J. Remote Sensing*. Vol. 23 N°8, 1639-1661.

GOHIN, F., LAMPERT, L., GUILLAUD, J-F., HERBLAND, A., NEZAN, E., 2003

Satellite and in situ observation of the late winter phytoplankton bloom, in the northern Bay of Biscay. *Continental Shelf Research*. *Continental Shelf Research* 23 : 1117-1141.

KILHAM, P., KILHAM, S.S. 1980

The evolutionary ecology of phytoplankton. In. Morris I. (ed.). The physiological ecology of phytoplankton. Pp. 571-597. *Blackwell Scientific Publications*. Oxford.

KLEIN, B. ET SOURNIA, A. 1987

A daily study of the diatom spring bloom at Roscoff (France) in 1985. II. Phytoplankton pigment composition studied by HPLC analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 37 : 265-275.

LAMPERT, L. 2001

Dynamique saisonnière et variabilité pigmentaire des populations phytoplanctoniques dans l'Atlantique Nord (Golfe de Gascogne). Thèse de troisième cycle, *Université de Bretagne Occidentale*. 328 pp.

LORENZEN, C.J. 1966

A method for the continuous measurements of *in vivo* chlorophyll concentrations. *Deep-Sea Res.* 13: 223-227.

LUND, J.W.G., KIPLING, C., LE CREN, E.D. 1958

The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* 11 : 143-178

RAGUENEAU, O., DE BLAS VARELA, E., TREGUER, P., QUEGUINER, B., DEL AMO, Y., 1994

Phytoplankton dynamics in relation to the biogeochemical cycle of silicon in a coastal ecosystem of western Europe. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 72, 106-157.

SCHERRER, B. 1984

Biostatistique. *Gaëtan Morin* (ed.) Québec. 850 pp.

STEEMANN NIELSEN, E. 1951

Measurement of the production of organic matter in the sea. *Nature*, 167 : 684.

STEEMANN NIELSEN, E. 1952

The use of radioactive carbon (^{14}C) for measuring organic production in the sea. *J. Cons. Perm. Int. Explor. Mer.* 18 : 117-140.

UTERMOHL, H. 1958

Zur vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Verein. Limnol.* 9 : 1-38.

2.3 Le Zooplancton

2.3.1 Introduction

Ce chapitre présente l'évolution du zooplancton, maillon de la chaîne alimentaire qu'intègre les développements phytoplanctoniques, eux-mêmes dépendants des nutriments inorganiques disponibles dans l'eau de mer et des conditions météorologiques.

2.3.2 Matériel et méthodes

En 2004, les trois campagnes de prélèvements ont eu lieu les 31 mars, 25 juin et 21 septembre. A chaque campagne, quatre points sont étudiés :

- Le point *canal* (situé à l'entrée du canal d'amenée de la centrale) ;
- Le point *rejet* (situé dans les turbulences du rejet) ;
- Le point *contrôle* (situé au large du rejet) ;
- Le point *référence* (situé au large, au-delà de la zone d'influence de la centrale).

Pour chaque point, sept réplicats de pêche sont effectués à l'aide d'un filet à plancton triple de type WP₂, de 200 µm de maillage et de 0,25 m² de surface d'ouverture, remonté verticalement sur la moitié de la colonne d'eau. Six de ces échantillons sont filtrés sur des soies de 100 µm pré-pesées, et aussitôt congelées afin d'évaluer la biomasse (mesure du poids sec) ; le septième est formolé en vue du dénombrement des espèces animales.

Les traitements statistiques et leur représentation graphique est similaire à celle décrite dans le chapitre 2. La figure représentant la biomasse zooplanctonique en 2004 est enrichie des intervalles de confiance (n=6 ; $\alpha=0,05$).

2.3.3 Mesure de la biomasse

Deux traits de WP₂ sont effectués afin de récolter 6 échantillons au total. La méthodologie permettant d'obtenir la biomasse (poids sec) est celle décrite dans le Recueil de techniques utilisées pour l'étude écologique des sites des centrales nucléaires sur les cotes françaises de Manche et Atlantique (IFREMER DERO-86.24-EL).

2.3.4 Systématique

L'échantillon à analyser est homogénéisé par brassage mécanique après l'extraction d'éléments grossiers (morceaux de bois, plastiques etc...). Le fractionnement est réalisé avec une boîte de Motoda ou une pipette à grosse capacité (10 ml) selon l'abondance des taxons et le volume de

l'échantillon. La fraction à dénombrer est déposée dans une cuve à fond plat (16 x 10 cm) muni de champs de lecture (20 lignes x 2 colonnes) permettant le dénombrement systématique des taxons. Tous les dénombrements s'effectuent avec une loupe binoculaire (zoom 6 - 50 x) en éclairage diascopique. Pour chaque taxon, le fractionnement global est calculé à partir de la fraction déposée dans la cuve et le nombre de champs de fond de cuve analysées pour ce taxon. Afin de comptabiliser à la fois les taxons très abondants et peu abondants, 1 à 4 taux de fractionnement différents peuvent être réalisés pour chaque échantillon. Le nombre total d'individus dénombrés par échantillon est de 300 à 500 individus.

La bibliographie utilisée pour l'identification des zooplanctontes est très variée et inclue notamment : les fiches d'identification du plancton CIEM - (1939 - 1986), Synopses of the British fauna n°s 1- 54.(1970 - 2003) et South Atlantic zooplankton. D. Boltovskoy. Backhuys Publishers, 1999. 2 vol.

2.3.5 Résultats

Les résultats acquis au cours des différentes campagnes de mesure pour l'année 2004 sur le site de Penly sont présentés dans le tableau 2.18 :

Valeurs moyennes ± écart type		CANAL	REJET	CONTRÔLE	RÉFÉRENCE
31 MARS	<i>Poids sec (mg/ m³)</i>	7,9 ± 1,0	19,9 ± 4,9	22,2 ± 6,3	23,2 ± 5,0
	<i>Abondance méroplancton (N./10m³)</i>	6 594	9 240	63 691	58 911
	<i>Abondance holoplancton (N./10m³)</i>	2 259	2 257	815	6 646
	<i>Abondance zooplancton totale (N./10m³)</i>	8 853	11 497	64 506	65 556
	<i>Poids de carbone (mg/m³)</i>	1,5 ± 0,5	5,1 ± 2,4	7,0 ± 2,4	8,7 ± 2,3
	<i>Poids d'azote (mg/m³)</i>	0,3 ± 0,1	1,1 ± 0,6	1,6 ± 0,6	2,0 ± 0,5
25 JUIN	<i>Poids sec (mg/m³)</i>	34,0 ± 7,9	55,1 ± 13,4	40,9 ± 0,9	14,8 ± 3,2
	<i>Abondance méroplancton (N./10m³)</i>	3 438	7 947	10 399	4 368
	<i>Abondance holoplancton (N./10m³)</i>	7 528	12 237	8 195	9 459
	<i>Abondance zooplancton totale (N./10m³)</i>	10 967	20 184	18 594	13 827
	<i>Poids de carbone (mg/m³)</i>	9,6 ± 2,1	16,7 ± 3,7	12,4 ± 0,1	5,0 ± 1,3
	<i>Poids d'azote (mg/m³)</i>	2,1 ± 0,5	4,1 ± 0,9	3,0 ± 0,0	1,3 ± 0,4
21 SEPTEMBRE	<i>Poids sec (mg/ m³)</i>	9,8 ± 3,6	24,8 ± 5,7	32,2 ± 9,5	13,9 ± 6,1
	<i>Abondance méroplancton (N./10m³)</i>	120	876	637	1 498
	<i>Abondance holoplancton (N./10m³)</i>	9 457	19 662	15469	8 442
	<i>Abondance zooplancton totale (N./10m³)</i>	9 576	20 538	16 106	9 940
	<i>Poids de carbone (mg/m³)</i>	2,6 ± 1,1	6,7 ± 2,1	7,9 ± 1,6	4,5 ± 2,0
	<i>Poids d'azote (mg/m³)</i>	0,6 ± 0,2	1,4 ± 0,3	1,8 ± 0,3	1,1 ± 0,5

Tableau 2.18 : Récapitulatif des résultats pour 2004 pour l'étude du zooplancton

2.3.6 Biomasse zooplanctonique

La biomasse zooplanctonique (fraction du plancton composé des animaux) est estimée à partir du poids sec exprimé en mg/m³.

2.3.6.1 Variations spatiales et temporelles en 2004

Au cours de l'année 2004, les valeurs de la biomasse zooplanctonique s'échelonnent entre 7,9 mg/m³ au point canal le 31 mars et 55,1 mg/m³ au point rejet en juin (figure 2.42).

L'intervalle de confiance est particulièrement élevé pour deux points de la campagne de juin, probablement due à la présence de fines particules de sable et des débris végétaux suite aux fortes conditions de mer rencontrées lors de cette campagne.

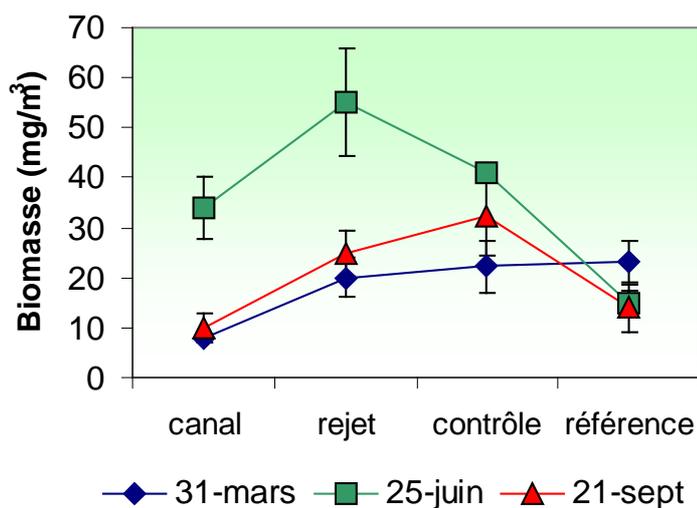


Figure 2.42 : Évolution de la biomasse (poids sec) au cours des trois campagnes de surveillance 2004 avec leur intervalle de confiance ($\alpha=0,05$)

Les plus faibles valeurs sont observées lors de la campagne de mars (de 8 à 23 mg/m³), et les plus fortes en juin (de 15 à 55 mg/m³). Les biomasses automnales se situent entre ces deux dernières avec des valeurs de 10 à 32 mg/m³. Ceci se vérifie pour tous les points, excepté le point *référence*, où les mesures des biomasses présentent très peu de variation saisonnière.

En mars et septembre se dessine un gradient croissant *canal-rejet-contrôle*.

Dans tous les cas les valeurs de biomasse mesurées au point canal sont inférieures à celles mesurées au point *rejet*.

2.3.6.2 Variations interannuelles

Les valeurs des biomasses en 2004 sont inférieures à celle mesurées en 2003, hormis celles des points *canal* et *rejet* en juin et celles des points *contrôle* et *rejet* en septembre.

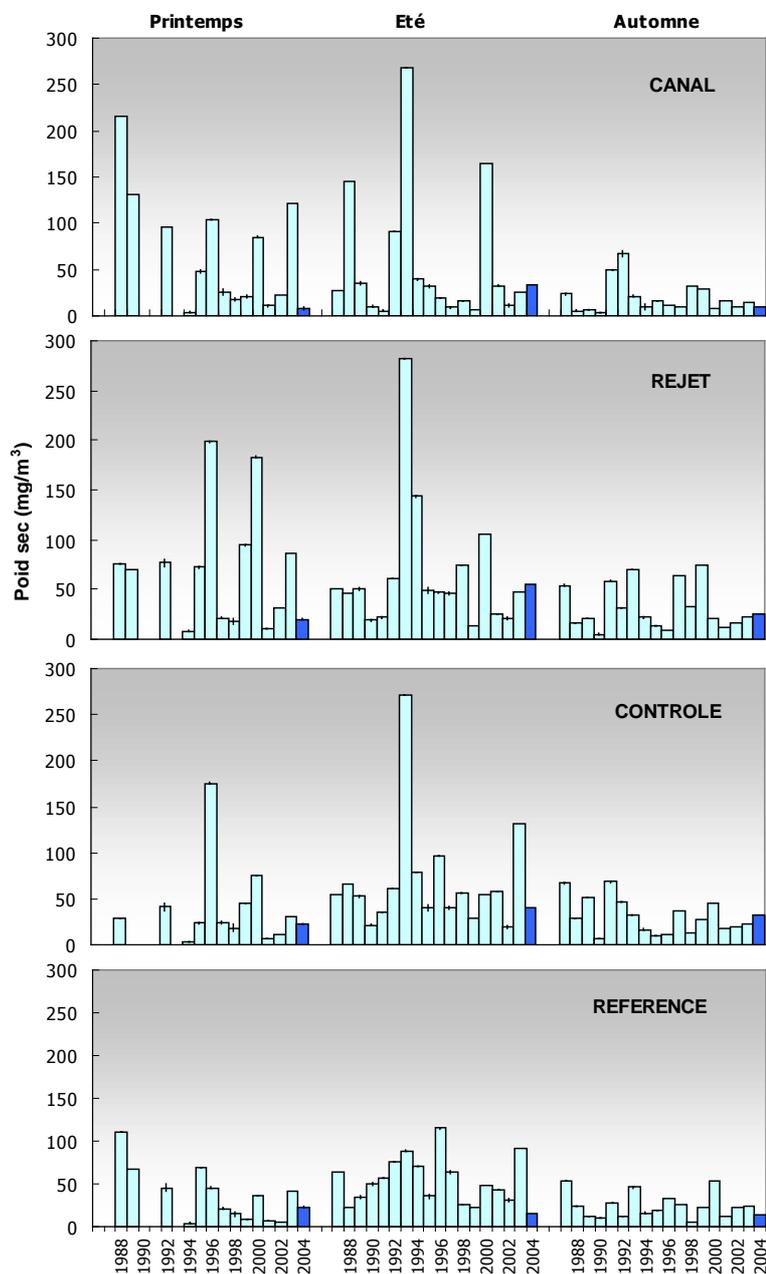


Figure 2.43 : Évolution de la biomasse (poids sec) de 1988 à 2004

Les plus fortes dispersions de valeurs de la série 1988-2004 sont observées pour les campagnes estivales (figure 2.44). Les médianes mettent en évidence un gradient croissant côte-large en été et à l'automne et une situation inverse au printemps.

Lors de la campagne de mars, les valeurs se situent en dessous des médianes pluriannuelles. En juin seules les valeurs des points canal et rejet sont supérieures aux médianes, tandis qu'en automne seule les valeurs des points rejet et contrôle se situent juste au dessus des médianes.

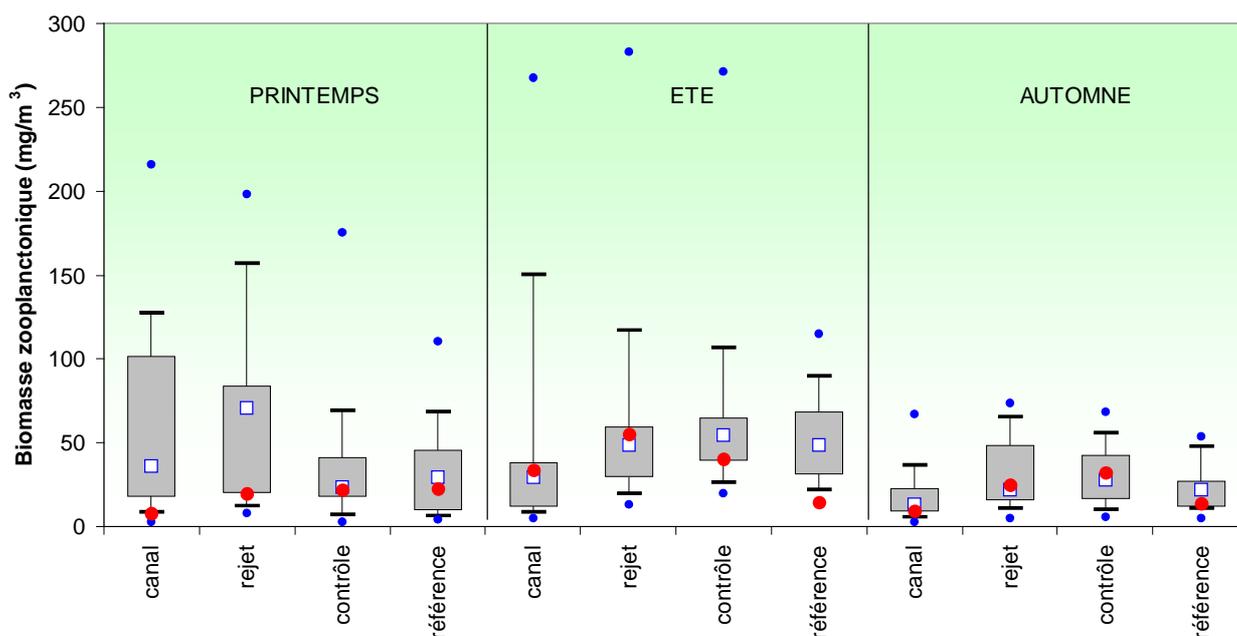


Figure 2.44 : Évolution de la biomasse (poids sec) de 1988 à 2004

2.3.6.3 Approche statistique

Les tests sur l'ensemble de valeurs acquises depuis 1987 sont présentés dans le tableau 2.19.

COMPARAISON	PRINTEMPS	ÉTÉ	AUTOMNE
Canal / Rejet	0,811	0,033	0,025
Référence / Rejet	0,016	0,813	0,156
Canal / Référence	0,014	0,238	0,375
Contrôle / Référence	0,999	0,479	0,126
Contrôle / Canal	0,267	0,270	0,019
Contrôle / Rejet	0,005	0,749	0,864

(En caractère gras : probabilité associée $p < 0,05$ = différence significative)

Tableau 2.19 : Probabilité associée p des tests statistiques sur la biomasse

Les tests réalisés avec les valeurs obtenues lors de la campagne d'été ne présentent pas de différences à l'exception du couple *canal-rejet*. Au printemps, le point *rejet* présente des différences avec les points *canal* et *référence*, et en automne, une différence est observée entre le point *canal* et les points *contrôle* et *rejet*.

2.3.7 Abondances zooplanctoniques

Les dénombrements et l'identification des espèces zooplanctoniques complètent l'information quantitative de la biomasse. La qualification de cette biomasse en embranchements et jusqu'aux espèces, permet d'accéder à leur distribution spatio-temporelle et de déceler l'influence probable de l'activité de la centrale sur ces populations.

De même que pour le compartiment phytoplanctonique, la seule utilisation des dénombrements peut induire en erreur si nous ne la couplons pas avec la biomasse. Des fortes abondances d'une espèce de petite taille peuvent générer des faibles biomasses, et inversement, une faible abondance des organismes de grande taille peut représenter l'essentiel de la biomasse.

2.3.7.1 Variations spatiales et temporelles en 2004

Les dénombrements zooplanctoniques effectués en 2004 sont présentés sur la figure 2.45 ci-dessous. Ils sont exprimés en nombre d'individus par 10 m^3 d'eau de mer. Les plus fortes abondances sont observées au point *référence* en mars, avec $65\,556\text{ ind}/10\text{ m}^3$ et les plus faibles au point *canal* en mars avec $8\,853\text{ ind}/10\text{ m}^3$.

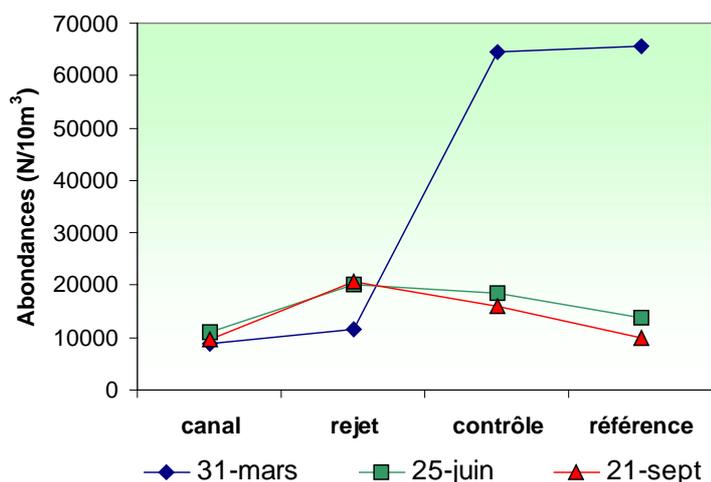


Figure 2.45 : Évolution de l'abondance totale zooplanctonique ($\text{ind}/10\text{ m}^3$) au cours des trois campagnes de surveillance 2004

En mars nous observons une grande variation spatiale entre les points *canal* et *rejet* d'une part avec en moyenne 10 000 ind/10 m³ et d'autre part les points *contrôle* et *référence* avec en moyenne 65 000 ind/10 m³. En juin et septembre nous observons un gradient croissant *canal-contrôle*, avec une faible variation temporelle entre les points. Les faibles valeurs d'abondance zooplanctonique au point *canal* s'accompagnent d'une aussi faible variabilité saisonnière.

2.3.7.2 Variations inter-annuelles

En 2004 les valeurs d'abondances zooplanctoniques sont inférieures à celles mesurées en 2003, à l'exception de celles observées pour les points *contrôle* et *rejet* en mars (figure 2.46).

Cette tendance se vérifie sur les boîtes à moustache (figure 2.47), où les abondances sont également inférieures aux médianes pluriannuelles. Ce phénomène est particulièrement marqué pour les points *contrôle* et *référence* observés en été. Inversement, pour ces mêmes points au printemps, les valeurs sont très supérieures aux médianes.

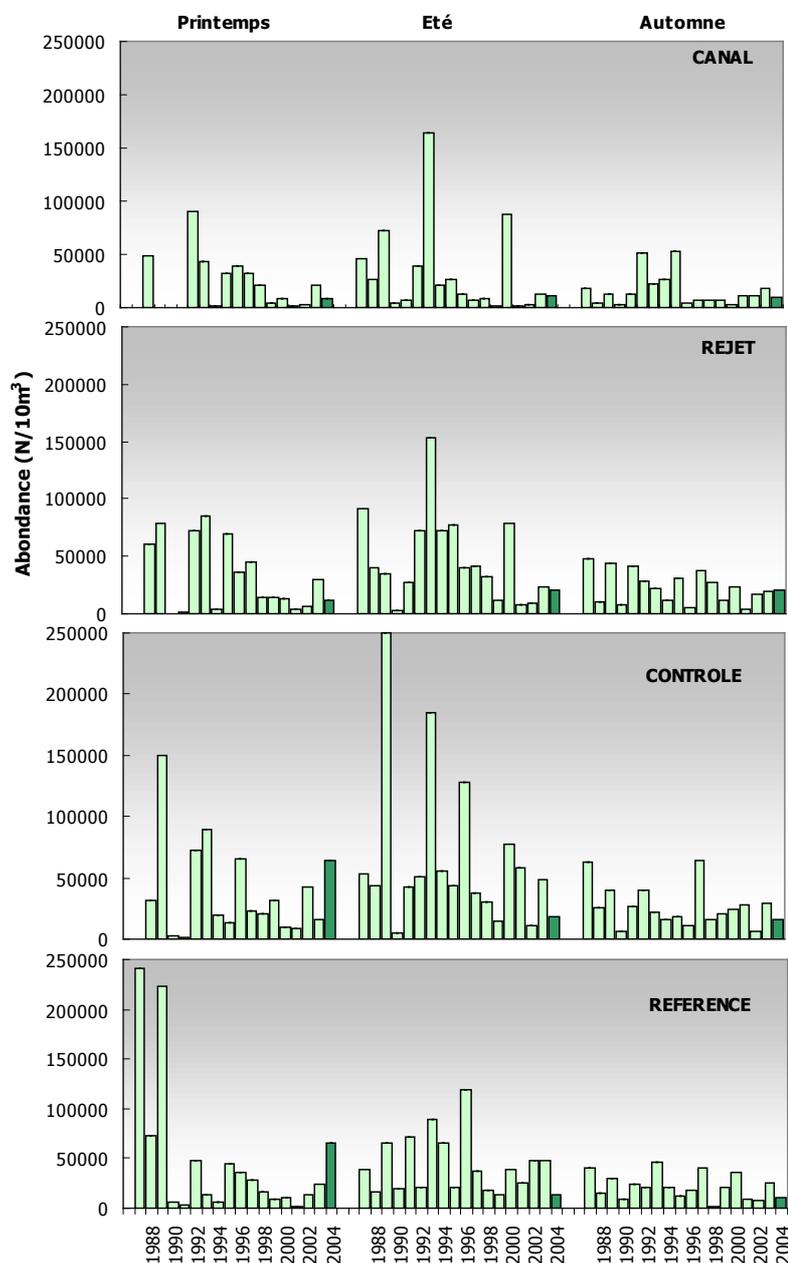


Figure 2.46 : Évolution de l'abondance zooplanctonique de 1989 à 2004

Les plus fortes dispersions de valeurs de la série 1988-2004 sont observées pour les campagnes printanières et estivales. Les médianes mettent en évidence un gradient croissant canal-rejet-contrôle en été et à l'automne de faible amplitude pour ce dernier.

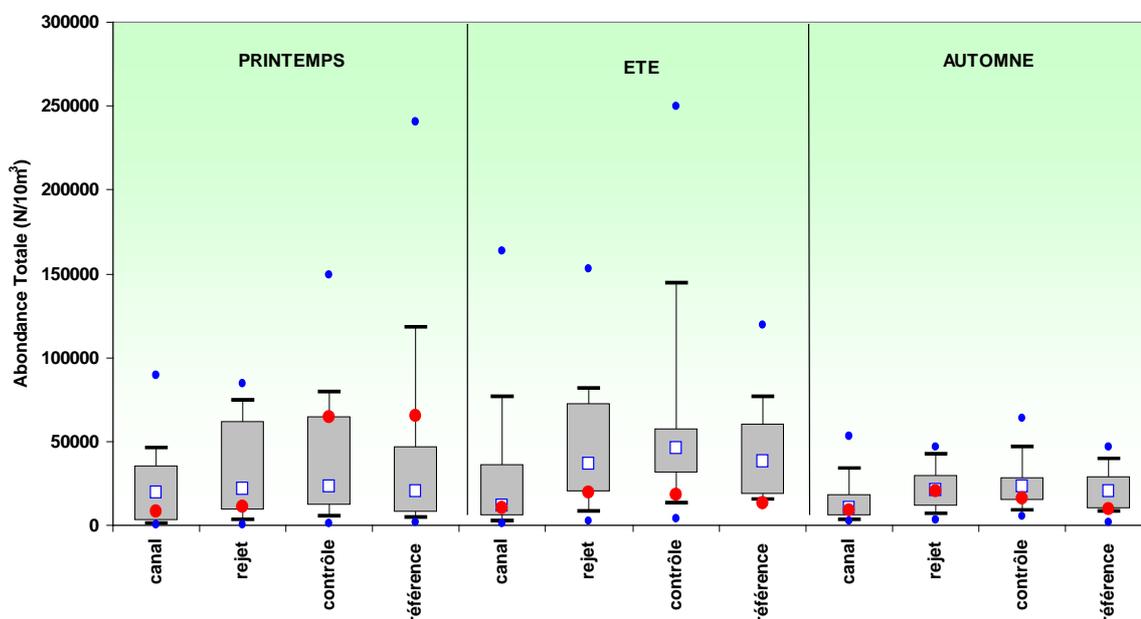


Figure 2.47 : Évolution de l'abondance zooplanctonique de 1989 à 2004

2.3.7.3 Approche statistique

Les tests statistiques du tableau 2.20 montrent que le long de l'année il n'y a pas de différence significative entre les points, à la seule exception des couples de points contrôle–canal en été et en automne, et canal–rejet en été. On note la probabilité associée p proche du seuil de signification en automne.

COMPARAISON	PRINTEMPS	ÉTÉ	AUTOMNE
CANAL / REJET	0,075	0,010	0,096
REFERENCE / REJET	0,802	0,712	0,691
CANAL / REFERENCE	0,301	0,225	0,213
CONTRÔLE / REFERENCE	0,783	0,099	0,134
CONTRÔLE / CANAL	0,118	0,0004	0,046
CONTRÔLE / REJET	0,382	0,813	0,259

(En caractère gras : probabilité associée $p < 0,05$ = différence significative)

Tableau 2.20 : Probabilité associée p des tests statistiques sur l'abondance zooplanctonique

embranchement (tableau 2.21) au sein du méroplancton et de l'holoplancton. Cette année les copépodes représentent en moyenne 55 % de l'abondance totale.

Au printemps le méroplancton représente 74 à 99 % du zooplancton total (figure 2.48). Cette fraction, essentiellement composé de larves de cirripèdes, présente un gradient croissant côte-large. En été le méroplancton diminue et ne représente que 31 à 56 % du zooplancton total, avec le même gradient observé lors de la campagne de mars. En automne cette fraction devient presque inexistante et l'holoplancton représente 85 % à 96 % du zooplancton total.

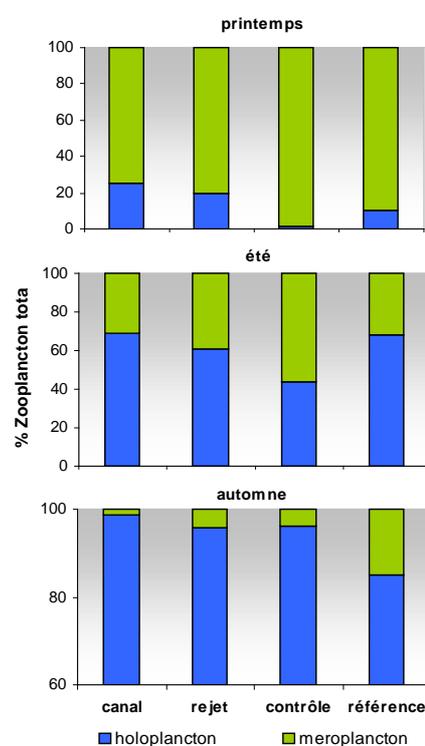


Figure 2.48 : Répartition des dominances de l'holoplancton et du méroplancton dans le zooplancton total en 2004

2.3.8.2 Variations spatio-temporelles des principaux taxon

L'holoplancton

A l'exception de la situation observée au mois de mars où l'on dénombre 90 % de copépodes et 10 % d'appendiculaires, l'holoplancton est composé à 99 % de copépodes sur le reste des échantillons.

- Les copépodes

A cours de l'année 2004, le minimum d'abondance est observé en mars au point contrôle avec 725 ind./10m³ et le maximum en septembre au point rejet avec 18 761 ind./10m³.

Les abondances des copépodes augmentent du printemps vers l'automne sur tous les points, hormis au point référence qui présente peu de variation temporelle. Le point rejet présente les plus fortes abondances au cours des campagnes printanière et automnale.

En 2004 les copépodes sont essentiellement représentés par deux espèces, *Acartia clausi* dominante en juin et septembre et *Temora longicornis* dominante au mois de mars (figure 2.49).

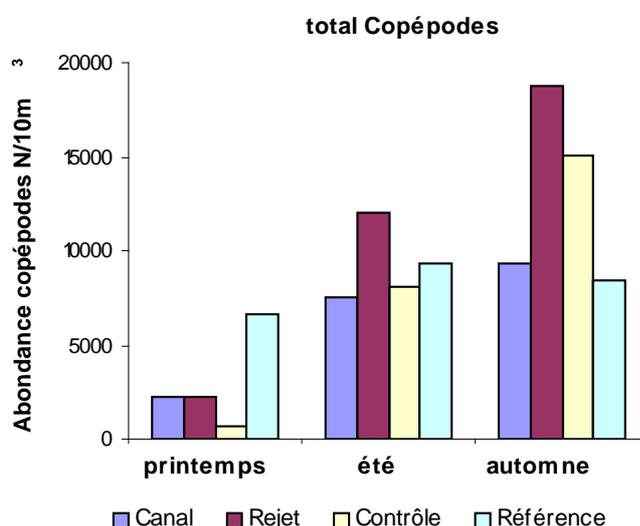


Figure 2.49 : Abondance des copépodes en 2004

Acartia clausi

Présente au cours des trois campagnes, cette espèce est dominante en juin et septembre représentant respectivement 86 % et 70 % des copépodes totaux.

En juin et septembre on dénombre au point rejet les plus fortes abondances avec un maximum de 13 503 ind./m³ au cours de la campagne automnale.

Temora longicornis

Présente au cours des trois campagnes, cette espèce est dominante en mars et représente en moyenne 72 % des copépodes totaux. Au cours de la campagne printanière on observe une grande variation spatiale avec un maximum d'abondance de 4 825 ind. /m³ au point référence et

un minimum de 242 ind. /m³ au point contrôle. En juin et septembre nous observons un gradient croissant côte-large.

Paracalanus parvus

Parfois absente, cette espèce se trouve principalement représentée au mois de septembre avec une dominance moyenne de 11 %. Le maximum d'abondance est observée au point rejet en septembre avec 2 531 ind./m³. Un gradient croissant côte-large est également présent.

Euterpina acutifrons

Comme lors de l'étude de *Paracalanus parvus*, cette espèce est essentiellement présente en septembre avec 11 % de dominance. Le maximum d'abondance est dénombré au point rejet en septembre avec 1 685 ind. /m³.

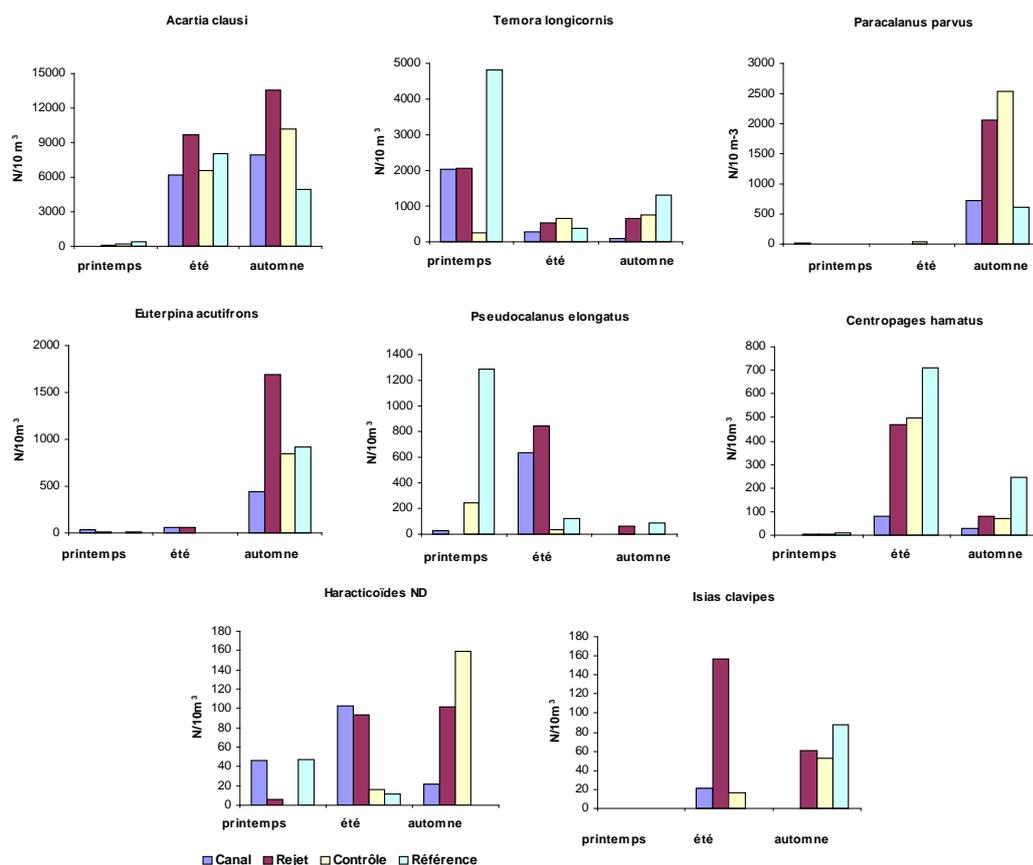


Figure 2.50 : Abondances des principaux copépodes en 2004

Pseudocalanus elongatus

Essentiellement présente lors des campagnes de mars et de juin, elle représente respectivement 14 % et 4 % des copépodes totaux. Au cours de la campagne printanière on observe une grande variation spatiale avec un maximum d'abondance au point référence de 1 284 ind./m³ alors qu'elle est absente au point rejet et en faible nombre au point canal. Inversement, au cours de la campagne estivale, *Pseudocalanus elongatus* présente les plus fortes abondances au point rejet et canal. En septembre elle est absente des points canal et contrôle.

Centropages hamatus

Cette espèce se rencontre particulièrement au mois de juin où elle représente 5 % des copépodes. Au cours de cette campagne se dessine un gradient croissant côte-large avec un maximum de 709 ind. /m³.

Haparticoïdes ND

Présents au cours des trois campagnes, ils représentent moins de 1 % des copépodes totaux. Leur abondance maximum est mesurée en septembre au point référence avec 159 ind. /m³. Ils sont absents au point contrôle en mars au point canal en septembre.

Isias clavipes

Absente en mars, elle est présente aux mois de juin et septembre où elle représente moins de 1 % des copépodes. En juin nous observons un maximum au point rejet de 157 ind. /m³. Elle est absente du point référence en juin et du point canal en septembre.

- Les autres espèces holoplanctoniques (figure 2.51)

Les appendiculaires, représentés par le genre *Oikopleura*, sont présents lors des trois campagnes mais absents du point référence en mars et juin. Leur abondance maximale est observée pendant la campagne estivale. Le point canal présente des valeurs d'abondance faible alors que les points rejet, contrôle et référence présentent peu de variation spatiale. Néanmoins, il se dessine un gradient croissant côte-large, avec un maximum de 132 ind./m³. Les appendiculaires représentent en moyenne au mois de juin 1 à 2 % de l'holoplancton. En mars on observe un maximum au point contrôle où *Oikopleura* représente 10 % de l'holoplancton. En septembre cette espèce représente moins de 1 % de l'holoplancton avec un gradient croissant côte-large.

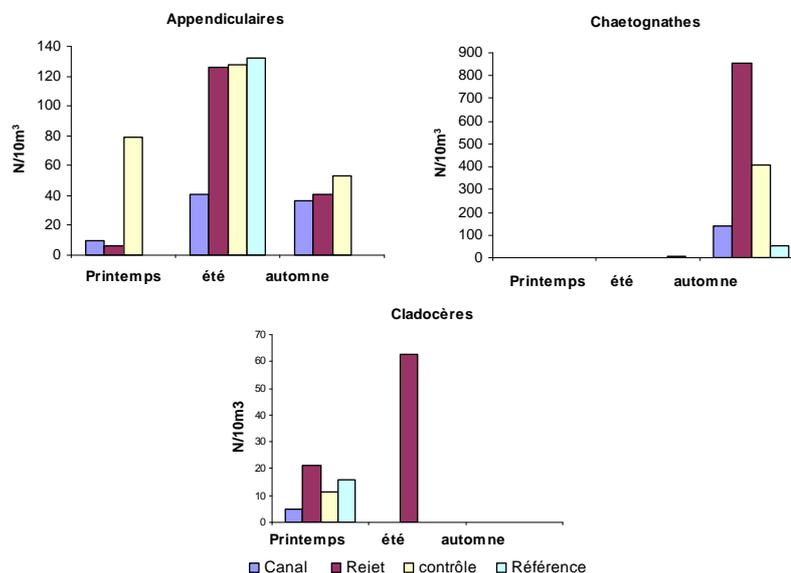


Figure 2.51 : Abondances des espèces holoplanctoniques autres que les copépodes

Les chaetognathes sont essentiellement présents en septembre et représentent en moyenne 3 % de l'holoplancton. On observe une grande variation spatiale avec une abondance maximale au point rejet de 853 ind./m³, et minimale au point référence de 53 ind./m³. Quelques individus sont dénombrés en juin au point référence.

Les cladocères représentés par le genre Podon sont totalement absents en septembre mais présents en juin au point rejet et en mars sur les quatre points d'échantillonnage. La plus forte abondance est observée en juin au point rejet avec 63 ind./m³ (1 % de l'holoplancton total).

Le méroplancton

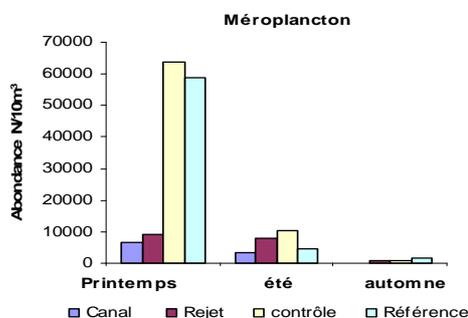


Figure 2.52 : Abondance du méroplancton en 2004

L'abondance du méroplancton présente une variation saisonnière. Les plus fortes abondances sont observées en mars avec un maximum de 63 691 ind./m³ au point contrôle. Elles diminuent en juin et atteignent les plus faibles valeurs en septembre avec 120 ind./m³ au point canal. Un fort écart des valeurs d'abondance est observée entre les couples de points canal-rejet et contrôle-référence au printemps. Lors des campagnes de mars et de juin nous observons un gradient croissant côte-large.

Au cours des trois campagnes effectuées en 2004, un certain nombre de stades larvaires ont été dénombrés (figure 2.53).

- Embranchement des arthropodes, classe des crustacés

Les cirripèdes

Ce sont des crustacés qui, à l'état adulte, vivent fixés et constituent une part importante des salissures ('fouling'). Les larves, émises en grande quantité, constituent un maillon fort de la chaîne alimentaire. De très petite taille, elles ne présentent pas une biomasse élevée.

Cette année les larves de cirripèdes représentent en moyenne 90 % du méroplancton en mars, moins de 1 % en juin et 8 % en septembre. Elles constituent l'essentiel de la biomasse du méroplancton au printemps. Le maximum d'abondance est observé en mars avec 60 028 ind./m³ au point contrôle.

Une forte variation spatiale est constatée entre les couples de points canal-rejet (moyenne de 6 875 ind./m³) et contrôle-référence (moyenne de 27 112 ind./m³). En juin les larves de cirripèdes sont absentes au point rejet. Le stade larvaire nauplii est présent sur l'ensemble des points. Le stade cypris est rencontré en mars aux points canal, rejet et contrôle, en juin au point canal et en septembre au point référence.

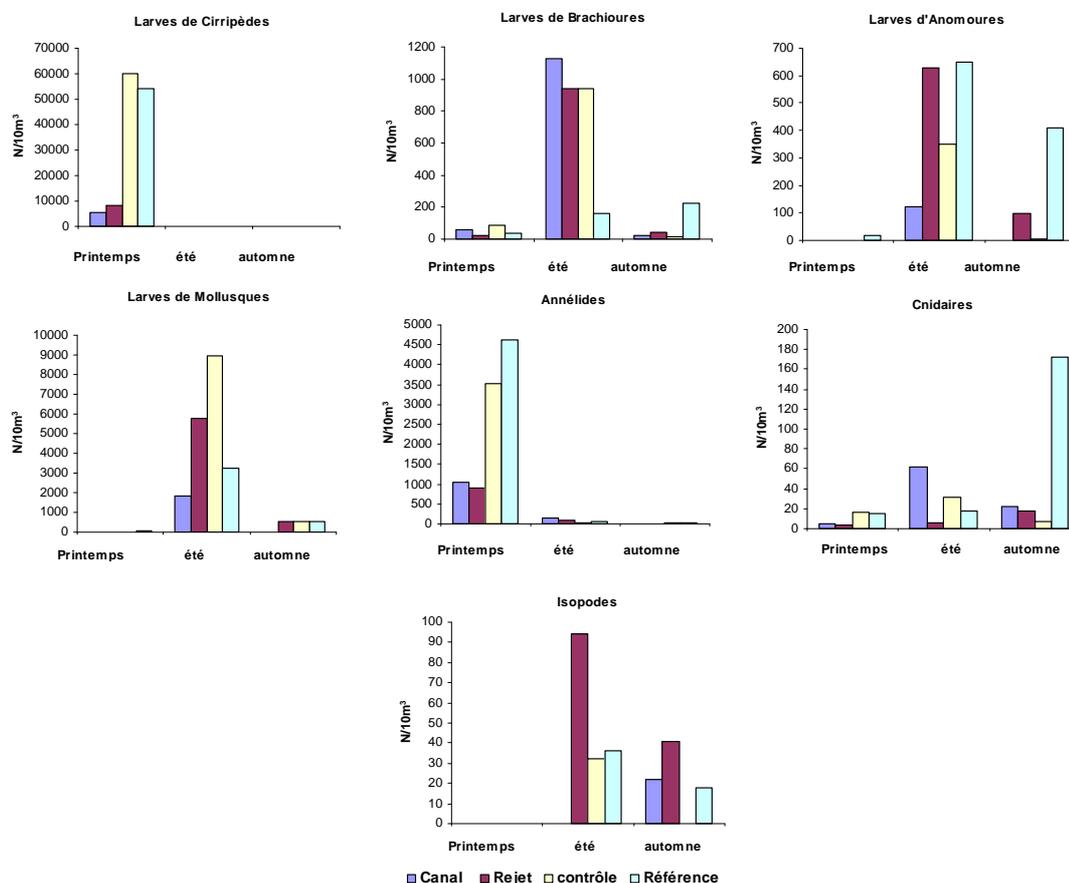


Figure 2.53 : Abondance des espèces méroplanctoniques en 2004

Les larves de Brachyoures (crabes et araignées)

Elles sont présentes lors des trois campagnes et sur l'ensemble des points. Elles représentent en moyenne moins de 1 % du méroplancton en mars, 15 % en juin et 10 % en septembre. Elles sont observées au mois de juin avec un maximum de 1 128 ind./m³ mesuré au point canal. Aux points rejet et contrôle nous observons des abondances similaires, alors qu'au point référence on enregistre en septembre un maximum de 159 ind./m³. Le stade larvaire Zoe est majoritaire et quelques individus du stade mégaloïpe sont dénombrés en juin et septembre aux points rejet et référence.

Larves d'Anomoures (porcelaines, galathées, Bernard l'ermite)

Elles sont essentiellement présentes en juin et septembre avec respectivement 8 % et 10 % du méroplancton. Elles sont observées en juin avec un maximum de 649 ind./m³ au point référence,

alors que l'on dénombre au point canal 123 ind./m³. En septembre est enregistré un maximum au point référence alors qu'elles sont absentes du point canal.

- Embranchement des mollusques (larves)

En juin et septembre les larves de Mollusques représentent respectivement 72 % et 50 % de la biomasse du méroplancton. Elles abondent en été où un maximum de 8 946 ind. /m³ est mesuré au point contrôle. Au cours de cette campagne se dessine un gradient croissant côte-large. En septembre on ne dénombre au point canal que 14 ind./m³ alors qu'aux points rejet, contrôle et référence sont dénombrés en moyenne 528 ind./m³. Seule les larves de gastéropodes sont présentes.

- Embranchement des annélides

Ces larves sont émises par diverses espèces dont les adultes constituent une bonne partie de la nourriture de nombreux crustacés et poissons de fond. Elles sont représentées principalement par la famille des Spionidae. Ces larves sont présentes lors des trois campagnes mais c'est au printemps que nous observons leur maximum avec 4 630 ind./m³ au point référence. Elles représentent respectivement 10 % en mars, 2 % en juin et 4 % en septembre du méroplancton totale. Une forte variation spatiale est observée en juin entre les couples de points canal-rejet et contrôle-référence.

- Embranchement des cnidaires (hydrozoaires, actinies, méduses)

Ces larves sont présentes sur tous les points d'échantillonnage et lors des trois campagnes. Elles représentent moins de 1 % du méroplancton en mars et juin et 8 % en septembre. Leur abondance varie peu hormis la situation du mois de septembre, où il est observée un maximum de 172 ind. /m³ au point référence. Nous observons particulièrement les espèces *Hybocodon prolifer* (méduses) au mois de mars, *Eucheilota maculata* en juin et *Obelia sp* et *Clytia hemispherica* en septembre.

- Isopodes (larves de microniscus)

Totalement absentes lors de la campagne de mars, nous observons ces larves en juin et septembre, qui représentent respectivement moins de 1 % et 6 % du méroplancton total.

En été elles sont absentes du point canal alors qu'au point rejet nous observons un maximum de 94 ind./m³. En septembre ces larves sont absents du point référence.

2.3.9 Bilan entre canal et rejet

Le calcul du bilan de biomasse et d'abondance zooplanctoniques entre les points rejet et canal est effectué au moyen de la formule ci-dessous :

$$\diamond \frac{(V_a - V_r) \times 100}{V_a} \quad \text{avec}$$

V_a : valeur observée au canal d'amenée

V_r : valeur observée au rejet

En utilisant les données acquises en 2004 pour les deux paramètres précités, les valeurs obtenues sont les suivantes (tableau 2.22) :

(%)	BIOMASSE	ABONDANCE
31 MARS	- 151	- 30
25 JUIN	- 62	- 82
21 SEPTEMBRE	- 153	- 114

Tableau 2.22 : Bilan des deux paramètres étudiés entre les points *canal* et *rejet*

Systématiquement nous trouvons des excédents de biomasse et d'abondance sur les trois campagnes réalisés en 2004.

Ces valeurs peuvent nous suggérer une 'création' de biomasse au point rejet à partir de l'eau du canal par le simple transit dans l'installation EDF. L'explication la plus simple à cet excès de biomasse peut être liée à la méthodologie employée, où l'échantillon filtré présente des particules siliceuses (sables fins) remises en suspension par le fort débit du rejet.

Ces différences peuvent aussi s'expliquer par deux phénomènes, l'un de caractère spatial et l'autre temporel : premièrement, les caractéristiques de la masse d'eau du rejet peuvent résulter du mélange des eaux des points canal et contrôle. Deuxièmement, le temps de transit de l'eau de mer entre le point canal et le point rejet est de quelques heures, alors que les prélèvements sont faits à 30 minutes d'intervalle. Les valeurs ainsi obtenues peuvent donc s'expliquer aisément par la variabilité spatiale du milieu marin.

2.3.10 Conclusion

Les plus fortes valeurs de biomasse ont été observées lors de la campagne de juin. Un gradient croissant côte-large est observé dans la plupart des cas. Les valeurs enregistrées au point référence, situé au large de Dieppe, restent inférieures à celles du point contrôle au droit de la centrale. C'est au printemps où les différences entre les points contrôle et référence sont les plus marquées, essentiellement à cause de l'influence du fleuve l'Arques qui connaît son débit maximum à cette période de l'année.

Les plus fortes abondances zooplanctoniques ont été enregistrées en mars aux points contrôle et référence. Sur ce paramètre l'influence de la masse d'eau influencée par l'Arques est aussi marquée. Les valeurs d'abondance au point canal restent inférieures à celles observées au point contrôle, ce qui confirme l'existence d'un gradient croissant côte-large. Les valeurs observées en 2004 se situent en générale en dessous des médianes pluriannuelles, à l'exception de celles enregistrées aux points contrôle et référence au printemps.

Au printemps, la faune zooplanctonique a été dominée par le méroplancton à plus de 74 % (essentiellement des cirripèdes et des annélides), où les seules larves de cirripèdes ont compté pour 83 à 94 % de cette abondance. Les plus fortes dominances d'annélides ont été observées au point canal avec 16 %. Lors de la campagne de juin l'essentiel de la biomasse méroplanctonique a été partagé entre les larves de mollusques, de brachyours et des anomoures. Au mois de septembre, ce sont les larves de mollusques, de brachyours et des anomoures qui ont présenté les plus fortes dominances. Au point canal nous observons une meilleure diversité, partagée préférentiellement avec des larves d'isopodes, de cirripèdes, d'annélides et de cnidaires.

L'holoplancton, bien que faiblement mis en évidence en avril avec 1 % à 26 %, il domine la biomasse zooplanctonique totale en juin (44 à 69 %) et septembre (85 à 99 %). Les copépodes dominent l'holoplancton à plus de 95 % sur l'ensemble de campagnes effectuées. Les espèces les plus représentatives ont été : *Acartia clausi* pour les périodes de juin et de septembre, *Temora longicornis* au mois de mars et *Pseudocalanus elongatus*, présent aux points contrôle et référence au printemps.

Les bilans de biomasse et d'abondance zooplanctonique effectués entre le point d'entrée à la centrale (point canal) et leur sortie en mer (point rejet) présentent tous une augmentation de valeurs à la sortie du point rejet. Pour la biomasse, ce paradoxe peut être aisément expliqué par la remise en suspension de particules liée à la vitesse des eaux du rejet. Ces particules, restent piégées dans les filtres et sont pesées avec l'ensemble des organismes du zooplancton.

L'augmentation de l'abondance au point rejet peut être la conséquence des mélanges des eaux

côtières, pauvres en zooplancton avec les eaux du large, plus riches. L'effet de décalage introduit par les quelques heures de transit de l'eau de mer dans le circuit de la centrale peut amplifier davantage ce phénomène lié à la variabilité spatiale.

Seule la fréquence élevée des valeurs d'abondance maximale des différentes espèces de copépodes au point rejet pourrait suggérer une influence de la température sur ces espèces, plus mobiles que les reste des individus composant la faune zooplanctonique.

2.4 Microbiologie

L'augmentation de la température de l'eau de mer autour des rejets des centrales de production d'électricité a conduit à suivre l'évolution des peuplements bactériens. Le suivi repose sur le dénombrement optique des germes totaux par comptage en épifluorescence après coloration, des germes revivifiables (pouvant reprendre une activité pathogène si les conditions du milieu leur devenaient favorables) et l'identification et dénombrement des vibrions halophiles.

Ces derniers se rencontrent couramment dans les eaux marines et leur activité pathogène pour l'homme a été mise en cause à la suite de simples contacts avec de l'eau de mer dans vingt neuf cas en France entre 1995 et 1998. Il s'agissait dans tous les cas de vibrions non cholériques, parmi lesquels, *Vibrio parahaemolyticus* (31 % des cas), *Vibrio alginolyticus* (24 % des cas), *Vibrio vulnificus* (17 %) et *Vibrio hollisae* (4 %) (Geneste, 1999 ; Miossec, 2002). Une seule fois la souche *V. cholerae* non-01/non-0139¹ a été identifiée sur le site de Penly au point référence, en juillet 1990, au moment de la mise en activité de la centrale. Les travaux sur la centrale ont pu créer des conditions plus favorables pour le développement bactérien (augmentation des matières en suspension).

On peut noter qu'en 2003 sur les plages proches du Havre, un baigneur ayant une plaie au pied a été contaminé par *V. vulnificus*.

2.4.1 Matériel et méthodes

2.4.1.1 Prélèvements

Conformément à la stratégie mise en place pour le site de Penly, les travaux de surveillance ont été réalisés autour de la pleine mer et par coefficients de mortes eaux les 31 mars, 25 juin et 21 septembre 2004. Ils ont été menés à bord du navire océanographique NO THALIA.

¹ Les séro-groupes O1 et O139 sont associés aux épidémies de choléra par production de la toxine cholérique. Les séro-groupes non O1 et non O139 sont des agents de diarrhées cholériques sans caractère épidémique.

Les points échantillonnés sont les suivants :

- point *canal* (situé à l'entrée du *canal d'amenée* de la centrale) ;
- point *rejet* (situé dans les turbulences des rejets) ;
- point *contrôle* (situé plus au large du point *rejet*) ;
- point *référence* (situé au-delà de la zone d'influence de la centrale, au large de Dieppe).

Deux prélèvements successifs sont effectués en surface aux points canal et rejet. Aux points référence et contrôle, 4 échantillons sont prélevés en surface successivement.

Les prélèvements sont effectués au moyen de flacons stériles. Les échantillons sont maintenus au froid pendant le transport jusqu'au laboratoire de Rouen.

Un double échantillonnage est réalisé afin d'effectuer une quantification des vibrions halophiles dans l'eau de mer selon le nouveau protocole EDF. Ce dernier est mis en place dès cette année sur l'ensemble de centrales nucléaires du bord de mer. Pendant deux années les recherches de vibrions halophiles seront effectuées avec l'ancienne méthode mise en place par le laboratoire de Rouen, et en parallèle, avec la nouvelle méthode EDF afin de caractériser le biais introduit dans la série pluriannuelle.

2.4.1.2 Analyses microbiologiques

Dénombrement des germes totaux en épifluorescence

Le protocole analytique est le suivant :

- stabilisation de l'échantillon au moment du prélèvement par du formol dépoussiéré afin de limiter la multiplication des bactéries,
- filtration sur membrane en polycarbonate 0,2 μm teintée au laboratoire avec de l'Irgalan black,
- coloration à l'acridine orange au 1/30.000^e,
- observation au microscope de la membrane sous lumière UV réfléchie.

Toutes les bactéries présentes et mises en évidence par coloration sont dénombrées sans distinction de couleur (les bactéries vivantes apparaissent colorées en vert, les bactéries mortes en rouge).

Dénombrement des germes aérobies revivifiables sur milieu de Zobell

Le protocole analytique est le suivant :

- étalement au râteau sur milieu de Zobell,
- dénombrement après incubation à 20°C pendant 11 jours.

Recherche de vibrions halophiles

Ces vibrions ont la particularité de pouvoir subsister longtemps dans le milieu marin. Leur présence est décelée par la méthode suivante :

- filtration de 1 l d'eau de mer sur une membrane 0,45 µm,
- enrichissement pendant 24 h sur milieu Akyama à 37°C,
- isolement sur gélose TCBS pendant 18 h à 37°C,
- repiquage sur milieu Kligler pendant 18 h à 37°C,
- identification par tests biochimiques (galerie API 20 NE) et vibrio-statiques (test 0129).

Dénombrement des vibrions halophiles

Méthode MPN en 3 tubes :

- trois dilutions : 10 ml, 1 ml et 0,1 ml ;
- milieu Akyama double et simple concentration, 24 h-48 h à 37°C ;
- isolement sur gélose TCBS pendant 24 h à 37 °C ;
- repiquage sur milieu Kligler ;
- test vibrio-statiques (tests O129) ;
- identification par tests biochimiques (galerie API 20 NE).

Dénombrement des vibrions halophiles (méthode EDF)

- filtration de 10 ml à 1000 ml sur membrane en acétate de cellulose de porosité 0,45 µm ;
- placer le filtre dans milieu TCBS à 37 ± 1°C pendant 18 à 24 h ;
- lecture des boîtes ;
- incuber pendant 24 h à 20 ± 2°C ;
- nouvelle lecture des boîtes ;
- repiquage et isolement sur gélose TCBS à 37 ± 1°C pendant 24 h ;
- repiquage colonies en milieu Zobell et incubation à 37 ± 1°C pendant 24 h ;
- tests divers et recherche de pathogènes.

2.4.2 Récapitulatif des résultats des analyses microbiologiques pour l'année 2004

Les résultats acquis au cours des différentes campagnes sur le site de Penly en 2004 sont présentés dans le tableau 2.23:

(Valeurs moyennes \pm écart type)		CANAL (n=2)	REJET (n=2)	RÉFÉRENCE (n=4)	CONTRÔLE (n=4)
31 MARS	Germes totaux (germes/mL)	138 000	153 000	127 000	128 670
	Germes revivifiables (germes/mL)	122	70	42	23
	<i>V. halophiles</i> /100 mL	<3	<3	<3	<3
	Identification de <i>v. halophiles</i>	Absence	Absence	Absence	Absence
	EDF <i>V. halophiles</i> /100 mL	<1	<1	<1	<1
	Identif. de <i>v. halophiles</i>	Absence	Absence	Absence	Absence
25 JUIN	Germes totaux (germes/mL)	116 000	115 000	141 500	162 250
	Germes revivifiables (germes/mL)	2 325	3 900	384	331
	<i>V. halophiles</i> /100 mL	<3	<3	<3	<3
	Identification vibrions halophiles	Absence	Absence	Absence	Absence
	EDF <i>V. halophiles</i> /100 mL	31	2	1	<1
	Identif. de <i>v. halophiles</i>	Va	Va	Va	Va
21 SEPTEMBRE	Germes totaux (germes/mL)	109 500	128 000	138 250	145 250
	Germes revivifiables (germes/mL)	388	12 750	374	19 550
	<i>V. halophiles</i> /100 mL	6	9,2	28	30
	Identification vibrions halophiles	Va + Vv	Va + Vv	Va + Vv	Va + Vv
	EDF <i>V. halophiles</i> /100 mL	5,5	23	18	14,5
	Identif. de <i>v. halophiles</i>	Vv	Vv	Va + Vv	Va + Vv

Va. = *Vibrio alginolyticus* ; Vv = *Vibrio vulnificus*

Tableau 2.23 : Récapitulatif des résultats de microbiologie pour 2004 dans les eaux de surface

2.4.3 Résultats de germes totaux en épifluorescence

2.4.3.1 Variations spatiales et saisonnières des germes totaux en épifluorescence en 2004

Les valeurs mesurées en 2004 sont comprises entre 109 500 germes/mL en septembre au point canal et 162 250 germes/mL en juin au point contrôle, ce qui représente une faible variabilité des abondances (figure 2.54). Au cours de l'année 2004, le nombre total de germes (germes totaux) dénombrés par épifluorescence est resté toujours du même ordre de grandeur, quelle que soit la saison.

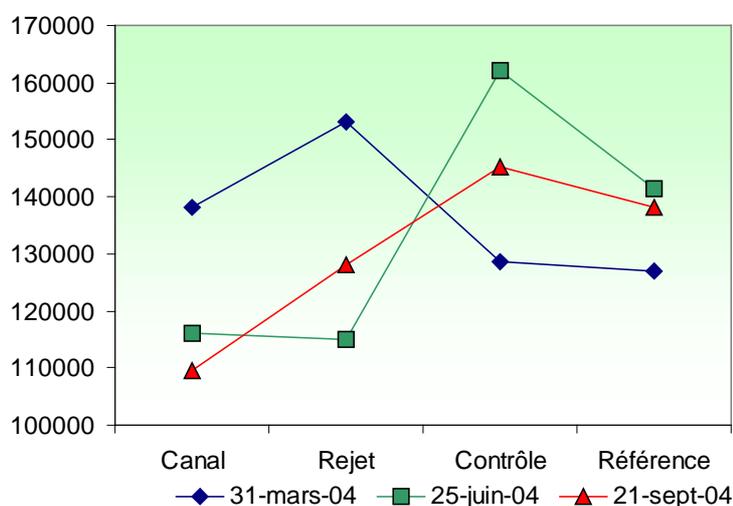


Figure 2.54 : Germes totaux par mL dénombrés par épifluorescence en 2004

En été et en automne nous observons un gradient croissant côte-large. Au printemps c'est la situation inverse, avec un maximum au point rejet.

2.4.3.2 Variations inter-annuelles des germes totaux en épifluorescence

Le nombre total de germes dénombrés par épifluorescence en 2004 reste très stable par rapport aux valeurs enregistrées depuis 10 ans (figure 2.55). Depuis 1995, ces valeurs ne dépassent pas les 500 000 germes/ml quels que soient la saison ou le point d'échantillonnage. Ceci montre qu'en l'absence de perturbation, le système est arrivé à une stabilité de fonctionnement qui ne favorise pas le développement des germes.

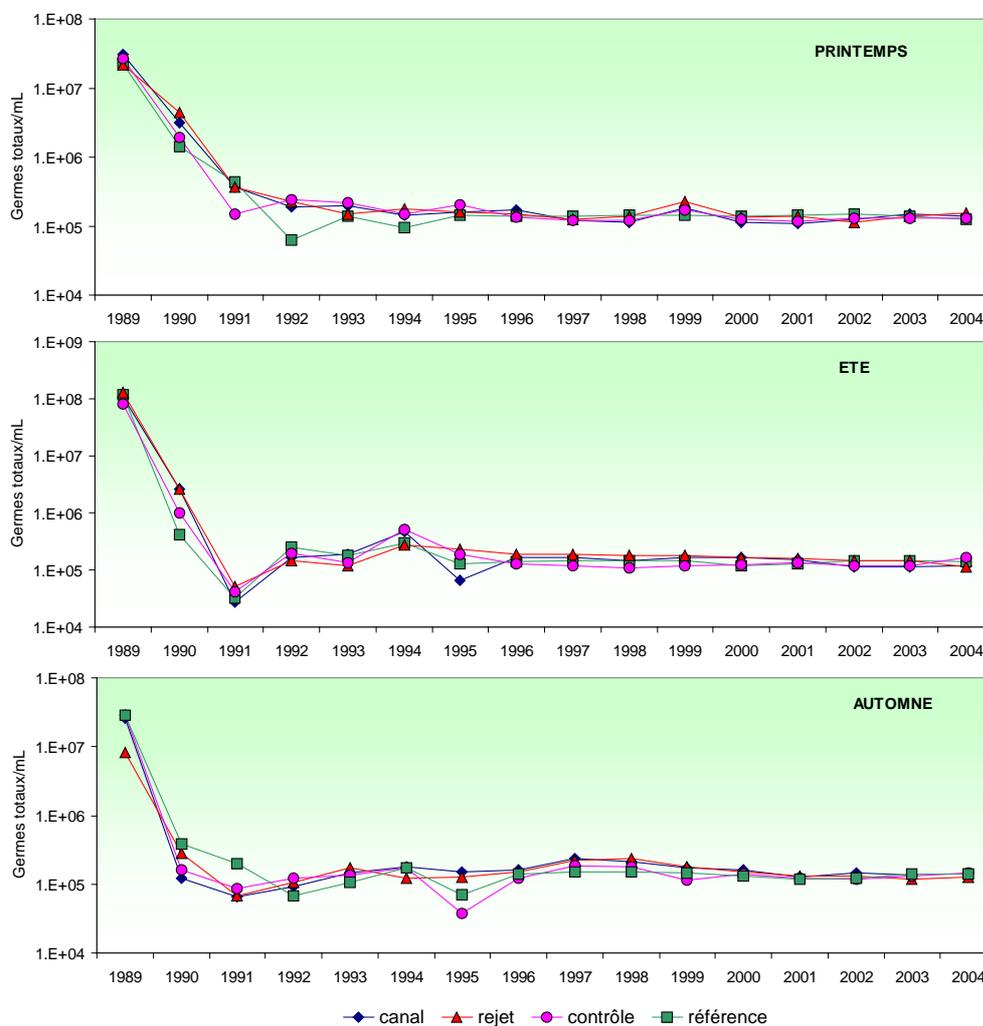


Figure 2.55 : Germe total par mL dénombrés par épifluorescence depuis 1989

Les boîtes à moustaches de la figure 2.56 suggèrent une remarquable stabilité de la valeur des médianes saisonnières. Il convient de rappeler qu'en bactériologie, deux échantillons ne sont considérés comme différents que si leurs effectifs sont séparés au moins d'un facteur 10. Une plus forte variabilité des valeurs est observée en été, ce qui est cohérent avec le cycle de développement bactérien favorisé par les températures élevées.

Au printemps et en été, les plus fortes médianes sont observées aux points canal et rejet. En automne, elles se trouvent aux points canal et référence. Cependant les écarts des valeurs médianes entre les points et les saisons étant extrêmement réduits, il est difficile de conclure à une tendance significative.

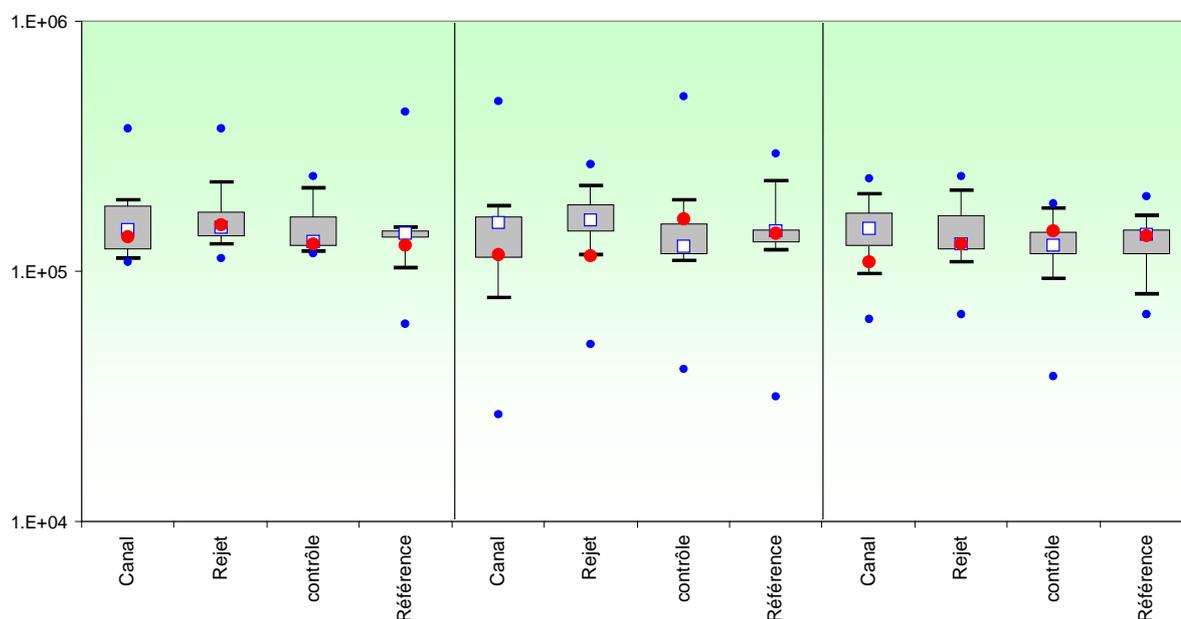


Figure 2.56 : Germes totaux (nombre par mL) depuis 1991 dénombrés par épifluorescence et valeurs 2004 en rouge

2.4.3.3 Approche statistique

Le tableau 2.24 présente les résultats des tests statistiques pratiqués sur le nombre de germes totaux dénombrés par épifluorescence depuis 1991.

<i>COMPARAISON</i>	PRINTEMPS	ÉTÉ	AUTOMNE
CANAL / REJET	0,239	0,267	0,548
RÉFÉRENCE / REJET	0,246	0,488	0,382
CANAL / RÉFÉRENCE	0,453	0,999	0,061
CONTRÔLE / RÉFÉRENCE	0,789	0,789	0,999
CONTRÔLE / CANAL	0,789	0,870	0,074
CONTRÔLE / REJET	0,181	0,181	0,137

(En caractère gras : $p < 0,05$ = différence significative)

Tableau 2.24 : Probabilité associée p des tests statistiques sur les germes totaux

Aucune différence significative n'est observée lors des trois campagnes de 2004. Lors des premières campagnes de surveillance sur le site de Penly, le nombre total de germes est supérieur d'un facteur 100 à celui observé après 1991. Celui-ci reste remarquablement stable depuis 2000 et les faibles différences peuvent facilement être expliquées par la variabilité naturelle de ce paramètre dans le milieu marin. Ces résultats ne permettent donc pas de conclure à une influence de l'activité de la centrale sur l'environnement marin proche.

2.4.4 Résultats en germes aérobies viables sur milieu de Zobell

2.4.4.1 Variations spatiales et saisonnières des germes aérobies viables en 2004

Le nombre de germes revivifiables a varié en 2004 entre un minimum de 23 germes/mL en mars au point contrôle et un maximum de 19 550 germes/mL en septembre au même point (figure 2.57). En dehors du point canal en septembre, le nombre de germes revivifiables augmente du printemps vers l'automne. C'est au mois de mars que nous enregistrons la plus faible variabilité. Au printemps et en été, les plus fortes valeurs se trouvent près de la côte, au point canal, tandis qu'en automne c'est au point contrôle que nous observons les plus fortes abondances. Cette tendance ne suit pas celle décrite pour les germes totaux.

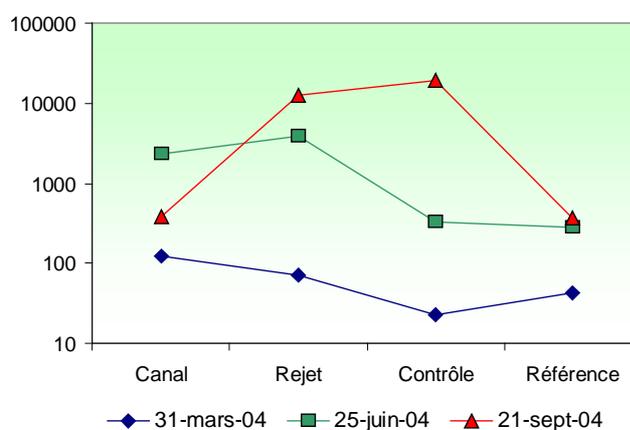


Figure 2.57 : Germes revivifiables (nombre par mL) dénombrés sur milieu de Zobell en 2004

2.4.4.2 Variations inter-annuelles des germes revivifiables

Nous observons en 2004 une stabilité, voir une diminution générale des valeurs par rapport à celles de 2003 (figure 2.58). Les valeurs des campagnes estivales qui révélaient une augmentation du nombre de germes revivifiables depuis l'année 2000 semblent se stabiliser.

Comme il a déjà été décrit en 2003, la campagne automnale continue de présenter une forte différence entre les valeurs observées sur les points référence et canal et celles des points contrôle et rejet.

Dans la figure 2.59, les boîtes à moustaches ne présentent pas de fortes différences, ni en ce qui concerne les médianes, ni en ce qui concerne la variabilité des données. Pour les campagnes de juin et septembre, les plus fortes médianes sont observées au point rejet, et les plus faibles valeurs du nombre de germes revivifiables au point référence. Au printemps c'est au point contrôle que la plus forte médiane est observée.

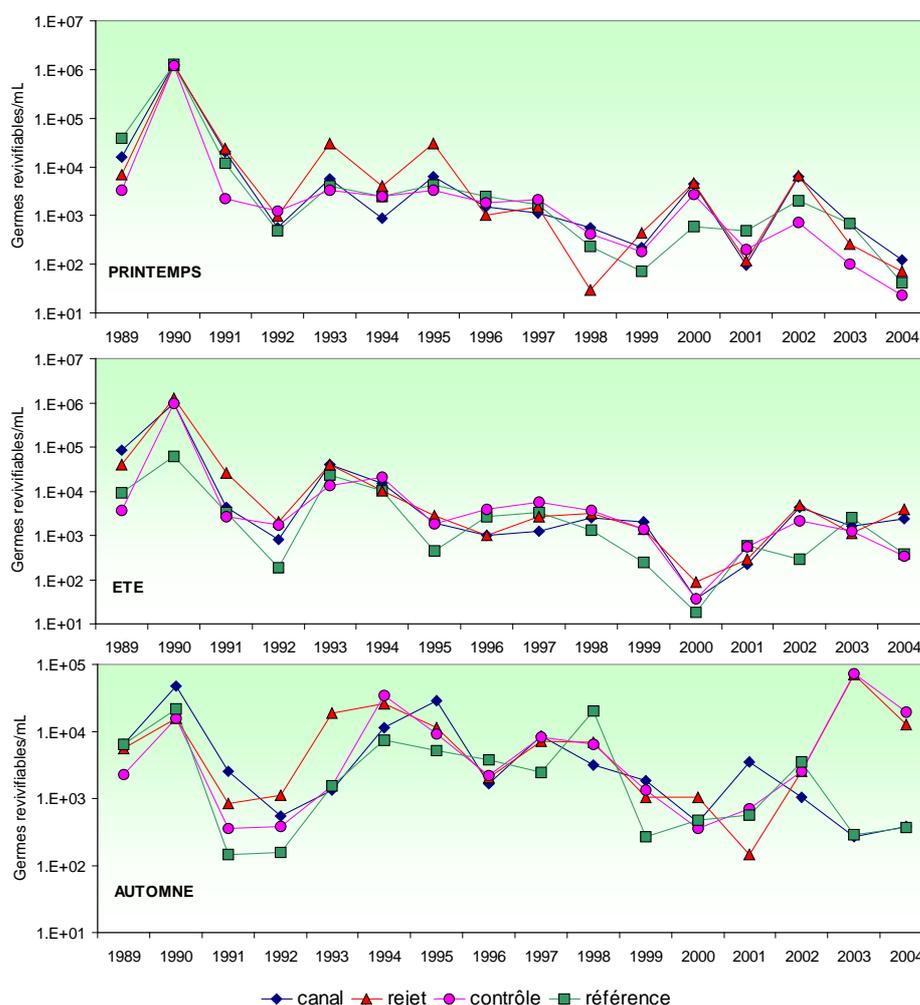


Figure 2.58 : Germes revivifiables (nombre par mL d'eau de mer) dénombrés sur milieu de Zobell depuis 1989

Toutes les valeurs observées en mars se situent très en dessous des médianes pluriannuelles. En été seuls les points canal et rejet se trouvent au dessus des médianes et en automne ce sont les points rejet et contrôle.

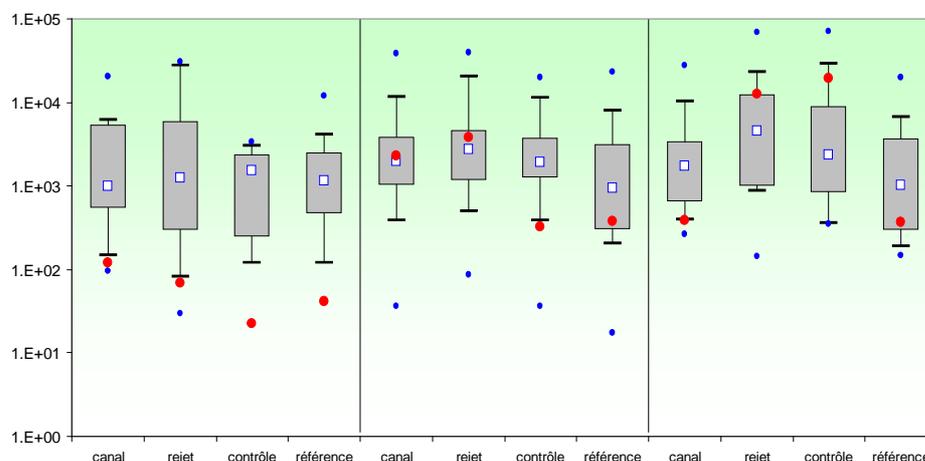


Figure 2.59 : Germes revivifiants (nombre par mL) dénombrés depuis 1991 et valeurs 2004 en rouge

2.4.4.3 Approche statistique

Le tableau 2.25 présente les résultats des tests statistiques pratiqués sur le nombre de germes revivifiants depuis 1991.

Aucune différence significative n'est mise en évidence.

<i>COMPARAISON</i>	PRINTEMPS	ÉTÉ	AUTOMNE
CANAL / REJET	0,181	0,096	0,422
RÉFÉRENCE / REJET	0,422	0,181	0,181
CANAL / RÉFÉRENCE	0,181	0,181	0,789
CONTRÔLE / RÉFÉRENCE	0,579	0,422	0,267
CONTRÔLE / CANAL	0,422	0,999	1,000
CONTRÔLE / REJET	0,422	0,789	0,999

(En caractère gras : $p < 0,05$ = différence significative)

Tableau 2.25 : Probabilité associée p des tests statistiques pour les germes revivifiants sur milieu de Zobell

Bien que la série temporelle ne présente pas de différences significatives, les valeurs observées en septembre 2003 et 2004 aux points rejet et contrôle montrent un potentiel bactériologique rarement observé au cours des dix dernières années. La valeur observée aux points contrôle et rejet pourrait bien mettre en évidence des apports venant du large.

2.4.5 Résultats de la recherche et le dénombrement des vibrions halophiles

Les résultats de l'identification et le dénombrement des vibrions halophiles dans les eaux proches de la centrale de Penly en 2004 sont présentés dans le tableau 2.26 ci-dessous pour chacune des méthodes utilisées.

ANCIENNE METHODE

POINTS	ÉCHANTILLONS DU 31 MARS 2004			
	<i>ECHANT. 1</i>	<i>ECHANT. 2</i>	<i>ECHANT. 3</i>	<i>ECHANT. 4</i>
CANAL	Abs.	Abs.	Abs.	---
REJET	Abs.	Abs.	Abs.	---
CONTROLE	Abs.	Abs.	Abs.	---
REFERENCE	Abs.	Abs.	Abs.	---
POINTS	ÉCHANTILLONS DU 25 JUIN 2004			
	<i>ECHANT. 1</i>	<i>ECHANT. 2</i>	<i>ECHANT. 3</i>	<i>ECHANT. 4</i>
CANAL	Abs.	Abs.	---	---
REJET	Abs.	Abs.	---	---
CONTROLE	Abs.	Abs.	Abs.	Abs.
REFERENCE	Abs.	Abs.	Abs.	Abs.
POINTS	ÉCHANTILLONS DU 21 SEPTEMBRE 2004			
	<i>ECHANT. 1</i>	<i>ECHANT. 2</i>	<i>ECHANT. 3</i>	<i>ECHANT. 4</i>
CANAL	9,2 Vv	3,6 Vv	---	---
REJET	3,6 Va	9,2 Vv	---	---
CONTROLE	23 Va	43 Vv	43 Va	9,2 Vv
REFERENCE	23 Vv	43 Vv	23 Vv	23 Vv

METHODE EDF

POINTS	ÉCHANTILLONS DU 31 MARS 2004			
	<i>ECHANT. 1</i>	<i>ECHANT. 2</i>	<i>ECHANT. 3</i>	<i>ECHANT. 4</i>
CANAL	Abs.	Abs.	Abs.	---
REJET	Abs.	Abs.	Abs.	---
CONTROLE	Abs.	Abs.	Abs.	---
REFERENCE	Abs.	Abs.	Abs.	---
POINTS	ÉCHANTILLONS DU 25 JUIN 2004			
	<i>ECHANT. 1</i>	<i>ECHANT. 2</i>	<i>ECHANT. 3</i>	<i>ECHANT. 4</i>
CANAL	47 Va	15 Va	---	---
REJET	2 Va	Abs.	---	---
CONTROLE	Abs.	Abs.	Abs.	Abs.
REFERENCE	Abs.	Abs.	Abs.	1 Va
POINTS	ÉCHANTILLONS DU 21 SEPTEMBRE 2004			
	<i>ECHANT. 1</i>	<i>ECHANT. 2</i>	<i>ECHANT. 3</i>	<i>ECHANT. 4</i>
CANAL	9 Vv	2 Vv	---	---
REJET	16 Vv	23 Vv	---	---
CONTROLE	12 Va	16 Va	19 Vv	11 Vv
REFERENCE	31 Va+Vv	17 Vv	12 Vv	12 Va+Vv

Tableau 2.26 : Vibrions halophiles (vibrions/100 mL) sur l'ensemble des échantillons de Penly en 2004

2.4.5.1 Identification de vibrions halophiles en 2004

Nous observons en 2004 la présence de souches de *Vibrio vulnificus* et *V. alginolyticus* (tableau 2.26). En mars, les recherches de vibrions halophiles sont négatives pour les deux méthodes utilisées sur l'ensemble des points échantillonnées.

En juin, les résultats sont négatifs avec l'ancienne méthode. La méthode EDF permet de mettre en évidence la présence de *V. alginolyticus* aux points canal, rejet et référence.

En septembre, l'ancienne méthode détecte des souches de *V. vulnificus* aux points canal et référence, tandis qu'aux points rejet et contrôle elle mettait en évidence un mélange des souches de *V. alginolyticus* et *V. vulnificus*. Les résultats obtenus par la nouvelle méthode sont similaires, avec une distribution des souches quelque peu différente mais sans changements majeurs.

À partir de 1999, la présence de *V. alginolyticus* est de plus en plus fréquente lors des campagnes d'été et d'automne. Depuis 1999, cette souche est observée systématiquement aux points contrôle et rejet en septembre. Des souches de *V. vulnificus* ont été également observées en 2002 et en 2003 lors des campagnes automnales.

2.4.5.2 Dénombrement des vibrions halophiles en 2004

ANCIENNE METHODE

En 2004, les effectifs de vibrions halophiles sont compris entre le seuil de détection (3 vibrions/100 mL) pour l'ensemble des points en mars et juin, et 43 vibrions/100 mL en septembre aux points rejet et contrôle. Les eaux venant du large, en septembre, semblent donc plus chargées en vibrions halophiles que celles près des côtes (points canal et rejet).

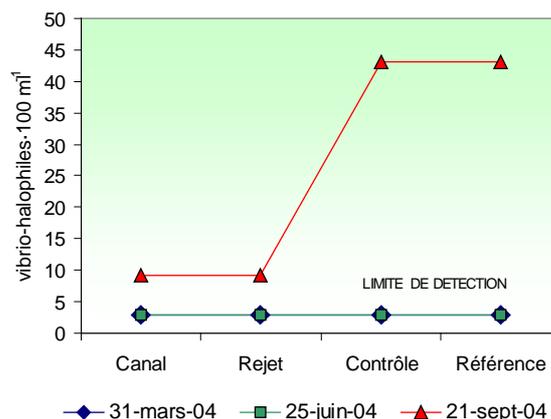


Figure 2.60 : Dénombrement de vibrions halophiles en 2004 avec l'ancienne méthode

Le nombre des vibrions halophiles, qui a montré une valeur élevée en 2001, semble diminuer (figure 2.61). Les valeurs présentées correspondent à la valeur la plus élevée des répliqués. Les concentrations inférieures au seuil de détection de 3 vibrions/100 mL n'ont pas été représentées.

La faible quantité de valeurs significatives ne permet pas de réaliser des comparaisons pluriannuelles à l'aide de boîtes à moustaches ni d'effectuer des tests statistiques fiables.

Le dénombrement de vibrions halophiles, méthode complémentaire de celle de l'identification des souches, nous permet cependant de confirmer l'augmentation de leur apparitions en particulier de *V. alginolyticus* en automne (tableau 2.28).

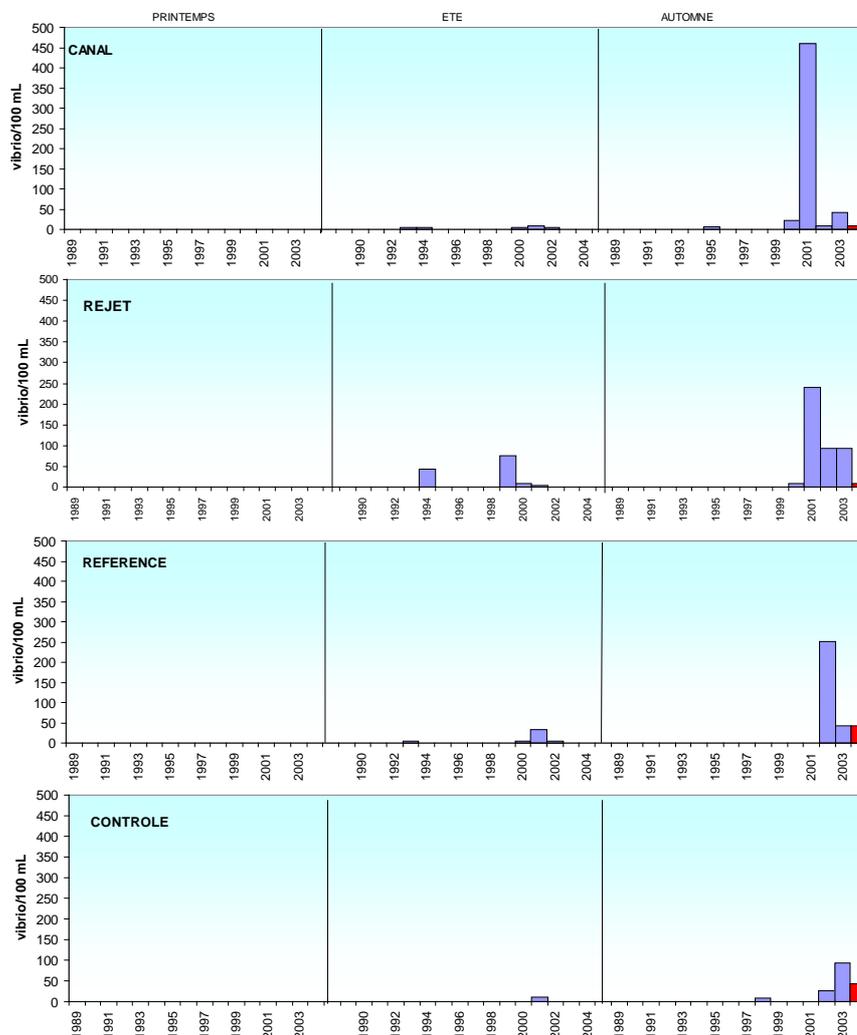


Figure 2.61 : Dénombrement des vibrions halophiles par saison et par point de 1989 à 2004

METHODE EDF

Avec la nouvelle méthode EDF, le nombre de vibrions halophiles dénombrés en 2004 varient entre 1 vibriion/100 mL (limite de la méthode analytique) en mars sur tous les points d'échantillonnage et 47 *V. alginolyticus* au point canal en juin (figure 2.62).

Indépendamment de la valeur de 47 vibrions/100 mL observée au point canal, le gradient croissant côte-large du mois de septembre est mis en évidence avec les deux méthodes analytiques.

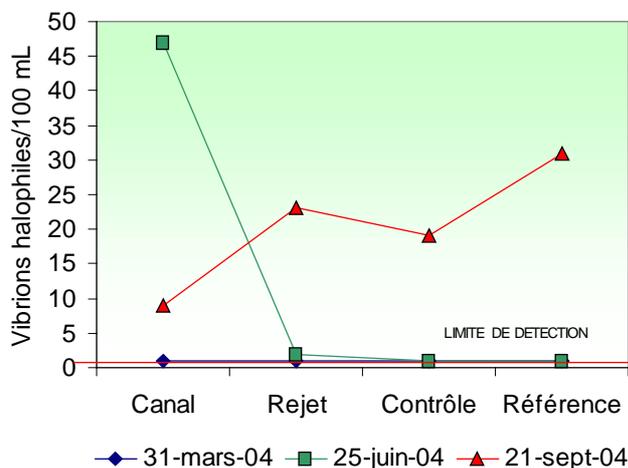


Figure 2.62 : Dénombrement de vibrions halophiles en 2004 avec la méthode EDF

S'agissant de la première année où des dénombrements de vibrions halophiles sont réalisés sur les échantillons des eaux proches de la centrale de Penly avec la nouvelle méthode, aucune approche statistique n'a été réalisée.

Quantitativement, les souches de *V. alginolyticus* et *V. vulnificus* dominent les peuplements de vibrions halophiles en 2004. *V. alginolyticus* semble s'installer dans les eaux proches de la centrale dès le mois de juin et partager avec *V. vulnificus* le peuplement de vibrions halophiles de septembre, où nous observons le maximum de diversité. *V. alginolyticus* se trouve préférentiellement dans les eaux côtières des points canal et rejet en juin, tandis qu'au mois de septembre nous l'observons uniquement sur les points contrôle et référence situés plus au large.

2.5 Conclusion

Les concentrations en germes totaux présentent une remarquable stabilité depuis une dizaine d'années sur l'ensemble des points échantillonnés, mettant en évidence la stabilité du système en comparaison des premières années de fonctionnement de la centrale au cours desquelles des valeurs supérieures, parfois d'un facteur 100, étaient enregistrées (1989).

Les germes revivifiables présentent une stabilisation, voir une diminution dans certains cas par rapport à l'année 2003. En septembre deux valeurs supérieures à 10 000 germes/mL ont été observées aux points rejet et contrôle, ces valeurs sont cependant en diminution par rapport à celles observées en 2003, valeurs qui avait atteint 70 000 germes/mL. Le nombre supérieur de germes observés au point contrôle par rapport au point rejet suggère une plus forte abondance de germes revivifiables venant des eaux du large.

L'évolution dans l'identification et le dénombrement de vibrions halophiles depuis 1992 met en évidence les limites et la fiabilité de la méthode utilisée (de 1995 à 1998 aucune souche n'est identifiée, ce qui semble peu probable). En 2004, la nouvelle méthode EDF a été utilisée en parallèle avec l'ancienne méthode afin de préserver la continuité de la série pluriannuelle. Les deux méthodes mettent en évidence la dominance des souches de *V. alginolyticus* et *V. vulnificus* sur les peuplements de vibrions halophiles en 2004, avec une plus forte occurrence de *V. alginolyticus* depuis plusieurs années. Les plus forts développements de ces deux souches sont observées au mois de septembre, moment où la température de l'eau est la plus élevée.

Le nombre de vibrions sur l'ensemble des points au mois de septembre est en diminution par rapport aux maxima observées en 2001. En 2004 nous observons un gradient croissant côte-large qui suggère une plus forte abondance de vibrions dans les eaux du large.

Bien que les résultats issus de l'identifications de vibrions halophiles par les deux méthodes sont comparables et que les différences observées peuvent être dues aux méthodologies et aux milieux de culture utilisés, la méthode EDF semble présenter une plus forte sensibilité pour identifier et dénombrer les vibrions quand les quantités présentes dans l'eau de mer sont faibles.

L'étude du compartiment microbiologique ne nous permet donc pas de conclure à l'existence d'un déséquilibre du milieu dû à l'activité de la centrale de Penly à partir de l'étude des paramètres suivis.

2.6 Bibliographie

GENESTE, C. 1999

Infections à vibrions non cholériques : étude des cas survenus en France métropolitaine et identifiés par le Centre National de Références des vibrions et du choléra, de 1995 à 1998. Thèse de Doctorat en Médecine, 74 pp.

MIOSSEC, L. 2002

Les vibrions pathogènes pour l'homme : le risque associé au milieu marin en France. Rapport scientifique et technique Ifremer, RST. DEL/02.02/MIC. 48 pp.

3 Le domaine halieutique

Chapitre réalisé :

- aux centres IFREMER de Nantes et de Brest par :
Daniel HALGAND et Jérôme HUET, ichtyoplancton,

avec la collaboration de :
Daniel WOEHLING pour l'informatique,
et I. SCHLAICH pour les missions en mer.

- à la station IFREMER de Port-en-Bessin par :
Marie-Laure COCHARD et Alain TETARD, Macrofaune halieutique,

avec la collaboration de :
Daniel HALGAND, D. LEROY et L. PASCO, pour les missions en mer,

- au laboratoire d'analyse de prélèvements hydrologiques - LAPHY - par :
Jean d'ELBEE pour le tri de plancton.

3.1 Méthodologie

Comme prévu par la nouvelle convention d'étude, les principaux éléments ichtyoplanctoniques (œufs et larves) sont identifiés pour les espèces suivantes : la sole (*Solea solea*, L), la limande (*Limanda limanda*, L), le sprat (*Sprattus sprattus*, L) et la sardine (*Sardina pilchardus*, Walbaum). Quelques holoplanctontes comme certains cténaïres : la groseille de mer (*Pleurobrachia pileus*, Muller) sont identifiés.

Pour ces espèces, les densités (en nombre par 10 m³) sont consignées dans les tableaux suivants.

3.1.1 Zooplancton

3.1.1.1 Nature et fréquence des observations – Localisation des points de mesures

Comme pour les autres sites étudiés, les observations effectuées à Penly comprennent des pêches de zooplancton auxquelles sont associés des relevés hydrologiques ; le calendrier des missions est donné dans la première partie du rapport (tabl. 1.3). Les 4 missions prévues entre avril et juin, ont été effectuées à bord du chalutier artisanal ANTARES.

L'échantillonnage du zooplancton et les relevés hydrologiques ont été réalisés aux trois points retenus pour l'étude de Surveillance : un point côtier (point 1) situé près du canal d'amenée, un point situé dans le rejet (point 2), un point au large (point 3 ou contrôle) hors influence.

Les mesures sont faites à la renverse de courant (le plus souvent renverse de flot, environ ½ heure après la pleine mer). La date des campagnes est choisie, dans la mesure du possible, en fonction des coefficients de marée les plus faibles.

3.1.1.2 Paramètres hydrologiques

Deux paramètres sont mesurés à chaque point (correspondant à un traict de zooplancton): température de l'eau et salinité. Les relevés sont faits à deux niveaux: sub-surface et voisinage du fond, à l'aide d'une sonde VALEPORT 600 CTDS ; la précision des mesures est de 0,1°C pour la température et de 0,5 E.P.S. (Echelle Pratique de Salinité) pour la salinité.

3.1.1.3 Zooplancton

L'engin utilisé pour les pêches de plancton est un échantillonneur de type BONGO grand modèle spécialement conçu pour l'échantillonnage de l'ichtyoplancton. Ses caractéristiques et ses performances ont été notamment décrites par Sherman et Honey (1971), Smith (1974), Schnack (1974), Aldebert (1975), Arbault et Lacroix (1975).

3.1.1.3.1 Description de l'échantillonneur : Bongo grand modèle

L'échantillonneur BONGO grand modèle utilisé pour les études de sites comporte deux filets de maillage 505 μm montés sur une même armature et pêchant simultanément. Chaque filet a un diamètre d'ouverture de 61 cm, mesure 3 m de longueur et présente une partie cylindrique à l'avant du cône de filtration terminal. À chaque embouchure du couple de filets est fixé un volucompteur (2030 Digital Flowmeter 10 à 500 $\text{cm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ de General Oceanics) permettant le calcul des volumes filtrés. Un dépresseur en V de 40 kg environ assure la plongée et la stabilité de l'engin de pêche. Chaque filet se termine par un collecteur à oreilles où les organismes se rassemblent dans un volume d'environ 2 l empêchant leur détérioration.

3.1.1.3.2 Méthode d'échantillonnage

La méthodologie d'échantillonnage du BONGO s'inspire du manuel de standardisation des méthodes (Jossi et Coll., 1975) édité par le service des pêches des Etats-Unis (National Fisheries Service) ; les modalités d'utilisation décrites par Heral et Coll., (1976) pour adapter cet engin aux études de sites effectuées en eaux côtières peu profondes, ont été abandonnées en 1987.

Depuis 1987, la pêche se fait en trait double oblique, depuis le fond jusqu'en surface à la vitesse de 2 nœuds environ ($1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$). Ainsi, le volume d'eau filtrée a varié cette année entre 83 et 152 m^3 selon les prélèvements.

Après chaque trait, les filets sont rincés à l'eau de mer afin de rassembler les planctontes dans les collecteurs ; le contenu de chaque collecteur est recueilli dans des bocaux de 2 l.

3.1.1.3.3 Conservation des échantillons

Les échantillons sont fixés à l'aide de la solution décrite par Mastail et Battaglia (1978) légèrement modifiée (Bigot, 1979). Ce liquide conservateur est réalisé à base de formol (solution saturée de formaldéhyde à 36 % environ en masse) neutralisé et dilué à 3 % en volume dans de l'eau de mer additionnée d'agents antioxydants et complexants.

3.1.1.3.4 Dépouillements des échantillons

L'échantillon est fractionné à la cuve MOTODA (Motoda, 1959) qui permet d'en réaliser des bipartitions successives. Pour un taxon donné, le dénombrement, réalisé sur cuve de DOLLFUSS, est jugé satisfaisant si la fraction examinée contient environ une centaine d'individus. Les œufs et larves de poissons sont généralement comptés sur la moitié, voire la totalité du prélèvement.

Pour les œufs de poissons, nous distinguons toujours deux stades principaux dans

l'embryogenèse en regroupant les stades décrits par Mansuetty et Hardy et cités dans Jossi et Coll., 1975 : axe embryonnaire non visible (stade 1) et embryon visible (stade 2).

3.1.1.4 Saisie, stockage et traitement des données

Les données brutes du comptage sont saisies sur micro-ordinateur par espèces et stade de développement par une application spécifique écrite dans le logiciel intégré KMAN.

Les données sont ramenées à l'unité de volume filtrée (10 m^3). Ensuite, les figures sont tracées à l'aide du logiciel EXCEL. Les données sont saisies dans la base de données QUADRIGE qui gère les informations en provenance des réseaux RNO (Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin), REPHY (REseau de surveillance PHYtoplanctonique), REMI (REseau de surveillance MIcrobiologique) et IGA (Impact des Grands Aménagements).

3.1.2 Macrofaune halieutique

Les études précédentes ont montré qu'il existait une influence halieutique de la baie de Somme sur le secteur proche de Penly.

Cette relation se manifeste par le fait que le secteur côtier compris entre Dieppe et le Tréport fait partie d'une nourricerie pour certaines espèces de poissons, notamment pour les poissons plats comme la sole, la plie et la limande. Cette nourricerie est centrée sur la baie de Somme.

C'est cet aspect particulièrement sensible que nous avons décidé d'étudier depuis la phase de projet. Cela explique qu'en 2004 l'étude de la macrofaune halieutique se soit déroulée suivant la méthodologie mise en œuvre au cours de l'étude de projet (1979) et de son étude complémentaire (période 1980 à 1983).

Une seule des deux campagnes annuelles de chalutages initialement réalisées a été conservée, celle de l'automne.

L'abandon de la campagne de printemps se justifie par le fait qu'à cette période de l'année, les juvéniles de poissons plats nés dans l'année (groupe 0), qui nous intéressent tout particulièrement dans cette étude, n'apparaissent encore que très peu dans les captures expérimentales.

3.1.2.1 Chronologie des prélèvements

Les prélèvements ont été effectués les 6, 7, 8 et 9 septembre 2004. Des conditions météorologiques médiocres ont cependant permis la réalisation complète de la prospection.

Cinquante traits de chalut ont été réalisés dans la zone d'étude (fig.3.1.) dont :

- ✓ 34 à bord du chalutier *ANTARES*, avec un chalut à perche de 3 mètres.
- ✓ 16 à bord du chalutier *FILLOU*, avec un chalut à perche de 2 mètres.

La stratégie d'échantillonnage stratifié, modifiée en 1999, a été maintenue. Ainsi, une certaine réallocation des points de prélèvements a été effectuée de manière à optimiser l'échantillonnage et le travail de terrain.

Si les strates du large (D et 8) ne sont plus échantillonnées, on continue par contre à les prendre en compte dans le calcul de la densité totale en considérant qu'une densité zéro s'applique à leur surface. Ce mode de calcul permet de maintenir des indices comparables entre les différentes années.

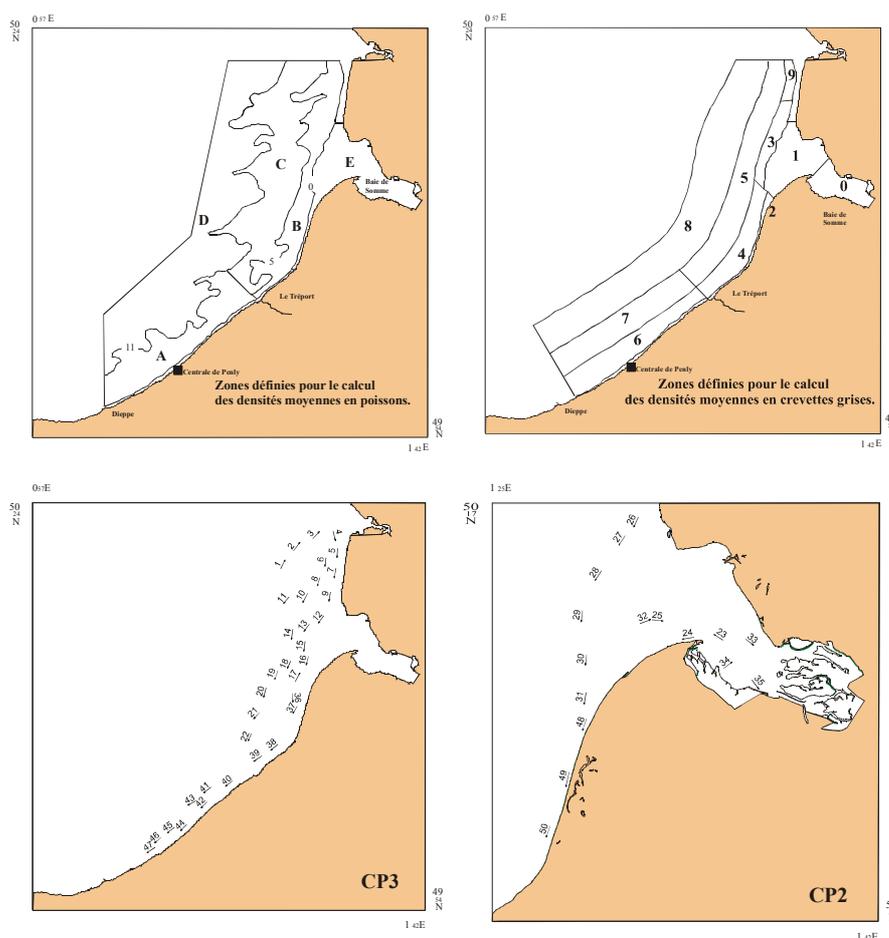


Fig. 3.1 : Zones définies pour le calcul des densités moyennes et position des chalutages en 2004

3.1.2.2 Expression des résultats

Pour chaque trait de chalut, toutes les espèces de poissons, céphalopodes et crustacés, ont été identifiées et ont donné lieu aux opérations suivantes :

- dénombrement des individus, soit sur l'ensemble des captures, soit à partir d'un seul échantillon ;
- mensurations pour les espèces principales, soit sur l'ensemble des captures, soit sur un seul échantillon.

Depuis 1987, seuls les poissons d'intérêt commercial sont mesurés : longueur totale au centimètre inférieur sauf pour les clupéidés (hareng, sprat, sardine) qui sont mesurés au demi-centimètre inférieur, en raison de leur petite taille. Pour les crevettes grises : longueur de l'échancrure de l'œil à l'extrémité du telson (L-OC-TEL) et calibrage en quatre groupes de taille 0-24, 25-44, 45-56 et > 56 mm. Afin de pouvoir comparer nos résultats avec ceux d'autres auteurs qui utilisent fréquemment la longueur totale (Lt), une correspondance entre ces deux types de mensuration a été réalisée (ISTPM, 1981).

- pesées globales pour chaque espèce. Dans le cas des poissons plats, les poids sont déduits des relations taille-poids établies à partir des résultats des années précédentes ;
- des lectures d'otolithes ont été effectuées pour l'évaluation de l'âge des poissons plats (plie, sole, limande).

Un bref rappel de la structure des otolithes et de la terminologie que nous utiliserons dans les résultats pour la notion d'âge paraît souhaitable.

Les otolithes sont des pièces calcaires situées dans l'oreille interne des téléostéens. Elles participent au maintien du tonus postural et à la réception des stimuli externes.

Le centre de l'otolithe est opaque, des dépôts se forment autour de ce noyau (nucleus) dès les premiers mois de la vie de l'individu et jusqu'à la fin de l'automne ou au début de l'hiver. Des matériaux hyalins se déposent alors pendant toute la période hivernale.

Les dépôts alternent ensuite suivant le rythme des saisons et la croissance du poisson. Les zones opaques correspondent aux périodes estivales à croissance rapide et les zones hyalines aux ralentissements hivernaux.

Entre la naissance et le premier ralentissement de croissance (que l'on situe par hypothèse au 1^{er} janvier), le poisson appartient au groupe 0. À partir de la reprise de croissance, le poisson entre dans le groupe 1. À chaque nouvelle saison hivernale, il intègre le groupe supérieur.

Pour l'exploitation des données, deux types d'analyses ont été retenus :

◆ **Calcul des densités par trait :**

Ce type de traitement des données permet une visualisation de la répartition et de l'abondance des différentes espèces sur le secteur d'étude.

Pour chaque espèce rencontrée dans un chalutage et pour chacun des groupes d'âge, lorsque ceux-ci ont pu être identifiés, une densité en nombre d'individus pour 1000 m² est calculée.

◆ **Calcul des densités moyennes par zone :**

Les densités par trait, en raison de la variabilité des valeurs, ne fournissent pas des indices d'abondance permettant de comparer sur le plan quantitatif les différentes campagnes ou les différentes années entre elles.

Pour résoudre ce problème de comparaison, mais également pour différencier les secteurs soumis à l'influence de la tache thermique due au rejet de la centrale, nous avons eu recours au découpage de l'aire de prospection en plusieurs zones.

Ces zones ont été retenues en tenant compte à la fois de la répartition de la tache thermique et de l'écologie des juvéniles de poissons plats et de la crevette grise dont les répartitions spatiales sont en relation avec la bathymétrie. Cinq zones (ou strates), nommées de A à E ont été définies pour les poissons et dix (numérotées de 0 à 9) pour la crevette grise (fig. 3.1).

La méthode de calcul à laquelle nous avons recours est employée en échantillonnage stratifié et consiste en particulier à estimer les paramètres suivants pour chaque zone :

- *densité moyenne par 1 000 m²*

avec :

$$d_j = \frac{\sum P_i \times 1000}{\sum S_i}$$

P_i = nombre d'individus observés dans chaque trait i de la zone j

S_i = surface balayée par chaque trait i (en m²) de la zone j

d_j = densité des individus (par 1000 m²) dans la zone j

- **nombre d'individus présents sur la zone**

$$n_j = S_j \times \frac{\sum P_i}{\sum S_i}$$

avec :

S_j = surface de la zone j (m²) (estimation par planimétrie)

- **variance de l'estimation du nombre d'individus**

$$V(n)_j = S_j^2 \times x_j \times \frac{V(P)_j}{(\sum S_j)^2}$$

avec :

x_j = nombre de traits effectués sur la zone j.

$V(P)_j$ = variance de la prise par trait.

- **indice de précision**

$$i = \sqrt{\frac{V(n)_j}{n_j}} \times 100$$

avec :

i exprimé en pourcentage

◆ **Calcul des densités moyennes et production sur l'ensemble du secteur d'étude :**

Comme indice de la production d'ensemble des différentes zones nous avons utilisé les formules suivantes :

- **densité moyenne par 1 000 m²**

avec :

n_j = nombre d'individus estimés pour la zone j

S_j = surface de la zone j (en m²)

- *nombre d'individus présents sur l'ensemble du secteur*

$$N = \sum n_j$$

- *variance sur l'estimation du nombre d'individus*

$V(n)_j$ = variance sur l'estimation du nombre d'individus présents sur la zone j

- *indice de précision*

$$I = \sqrt{\frac{V(N)}{N}} \times 100$$

avec :

I exprimé en pourcentage

Les densités et les estimations de production obtenues par ces méthodes de calcul ne doivent pas être considérées comme des valeurs absolues mais plutôt comme des indices d'abondance (annexe 3.2).

3.2 Résultats

Comme pour les autres sites de centrales nucléaires, la surveillance 2^e phase est particulièrement orientée vers le suivi des espèces les plus importantes ou ayant un cycle sensible à proximité du site.

Comme prévu par la convention d'étude, les principaux éléments ichtyoplanctoniques (œufs et larves) sont identifiés pour les espèces suivantes : la sole (*Solea solea*, L.), la limande (*Limanda limanda*, L.), le sprat (*Sprattus sprattus*, L.) et la sardine (*Sardina pilchardus*, Walbaum). Quelques espèces holoplanctoniques comme certains cténares : la groseille de mer (*Pleurobrachia pileus*, Muller) sont également identifiés.

Pour ces espèces, les courbes des variations mensuelles depuis le fonctionnement de la centrale (de 1999 à 2003) ont été tracées en intégrant les températures.

En ce qui concerne la macrofaune halieutique, l'étude est principalement orientée vers le suivi des poissons plats les mieux représentés sur le site, en particulier sous leurs formes juvéniles.

Pour chaque trait de chalut, cependant, toutes les autres espèces de poissons, céphalopodes et crustacés ont été identifiées, dénombrées et pesées (annexe 3.2).

3.2.1 Poissons plats

Hormis la sole, la plie et la limande, trois autres espèces de poissons plats sont présentes, mais leurs effectifs demeurent très faibles. Il s'agit de la barbue (*Scophthalmus rhombus*, L.), du turbot (*Scophthalmus maximus*, L.) et du flet (*Platichthys flesus*, L.).

3.2.1.1 La sole (*Solea solea*, L.)

La sole est largement répandue dans l'Atlantique et les mers adjacentes, des côtes de Scandinavie au Sénégal. Espèce benthique, la sole vit de préférence sur des fonds meubles compris entre 10 et 70 m, à faciès sableux ou sablo-vaseux. De grande valeur commerciale, à chair très estimée, c'est le soléidé le plus abondant sur le site de Penly.

3.2.1.1.1 Œufs et larves

Echantillonnés d'avril à juin dans nos prélèvements, les œufs présentent les densités maximales en avril (7,86 œufs / 10m³ au point 3) et en mai (4,25 œufs / 10m³ au canal d'amenée).

Des œufs (3,84 œufs / 10m³ au point du large) sont prélevés début juin.

Ces effectifs sont inférieurs à ceux rencontrés en 1992, 1993, 1994, 1995, 1996, 1997, 1998 et 2002 (de 7 à 46 œufs / 10m³). Des densités de l'ordre de 1 à 6 œufs / 10m³ avaient été observées en 1978, 1979, 1991, 1999, 2000 et 2001.

Les effectifs de larves (maximum de 5,50 par 10 m³ au point 3 en juin) restent compris dans les fluctuations pluriannuelles (de 0,2 à 13,2 larves / 10 m³) suivant les années, excepté au cours de l'année 1993 lorsqu'une densité de 48 larves / 10 m³ avait été rencontrée en mai au point 3.

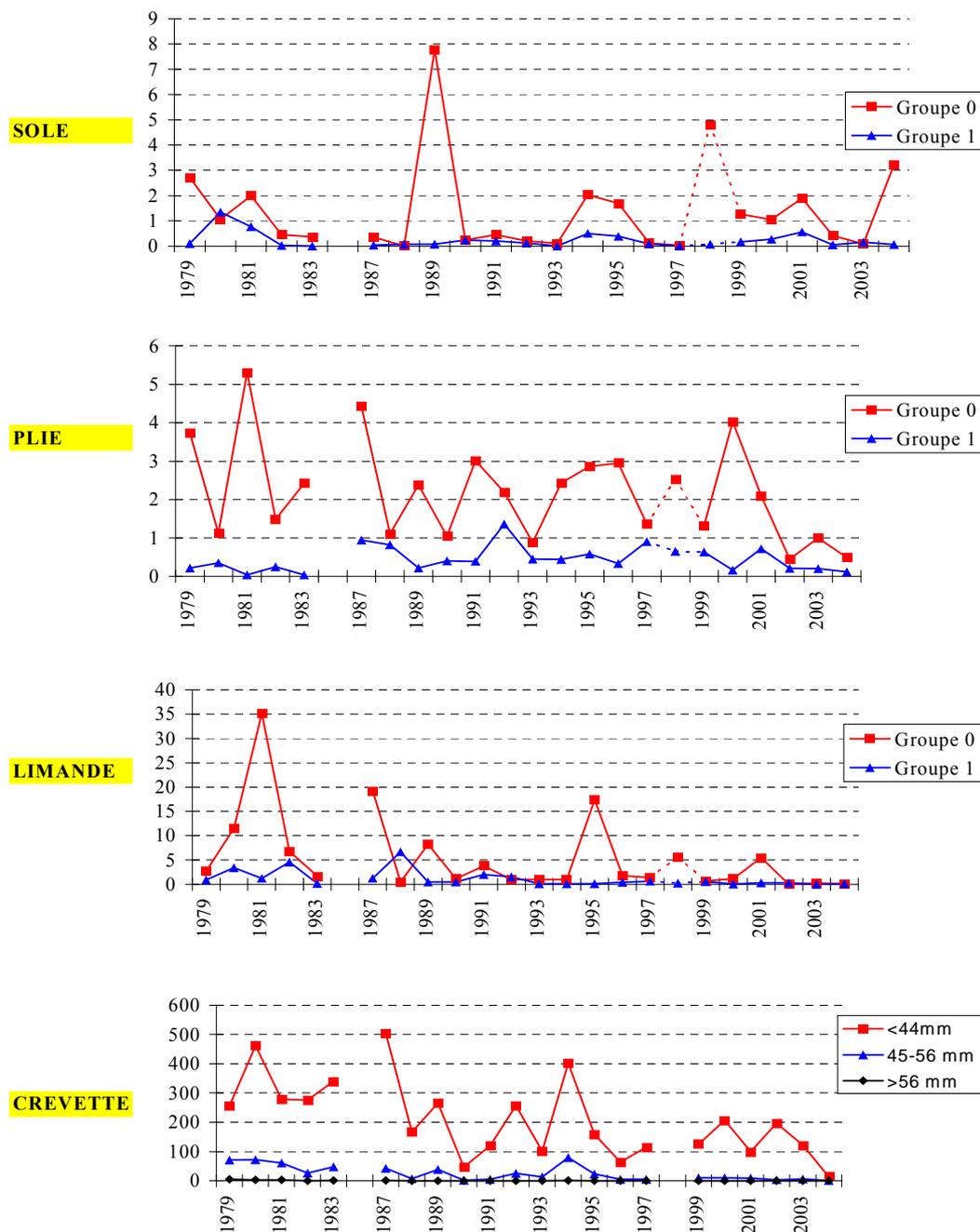


Fig. 3.2 : Densité moyenne à l'automne (nombre d'individus pour 1 000 m²).
(Les valeurs de 1998 sont estimées, sauf pour la crevette où elles sont manquantes)

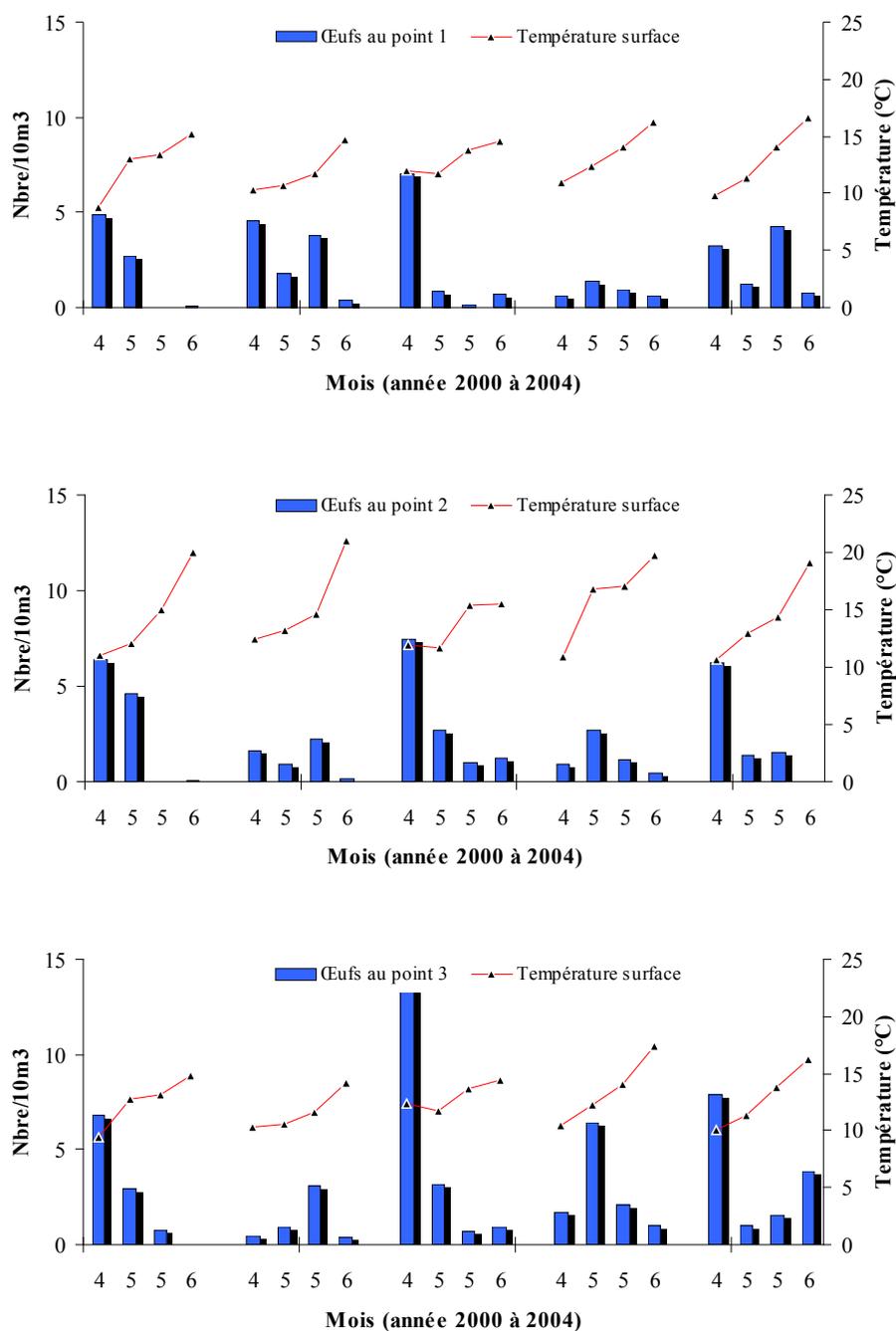


Fig. 3.3 : Œufs de sole pour les points 1, 2 et 3

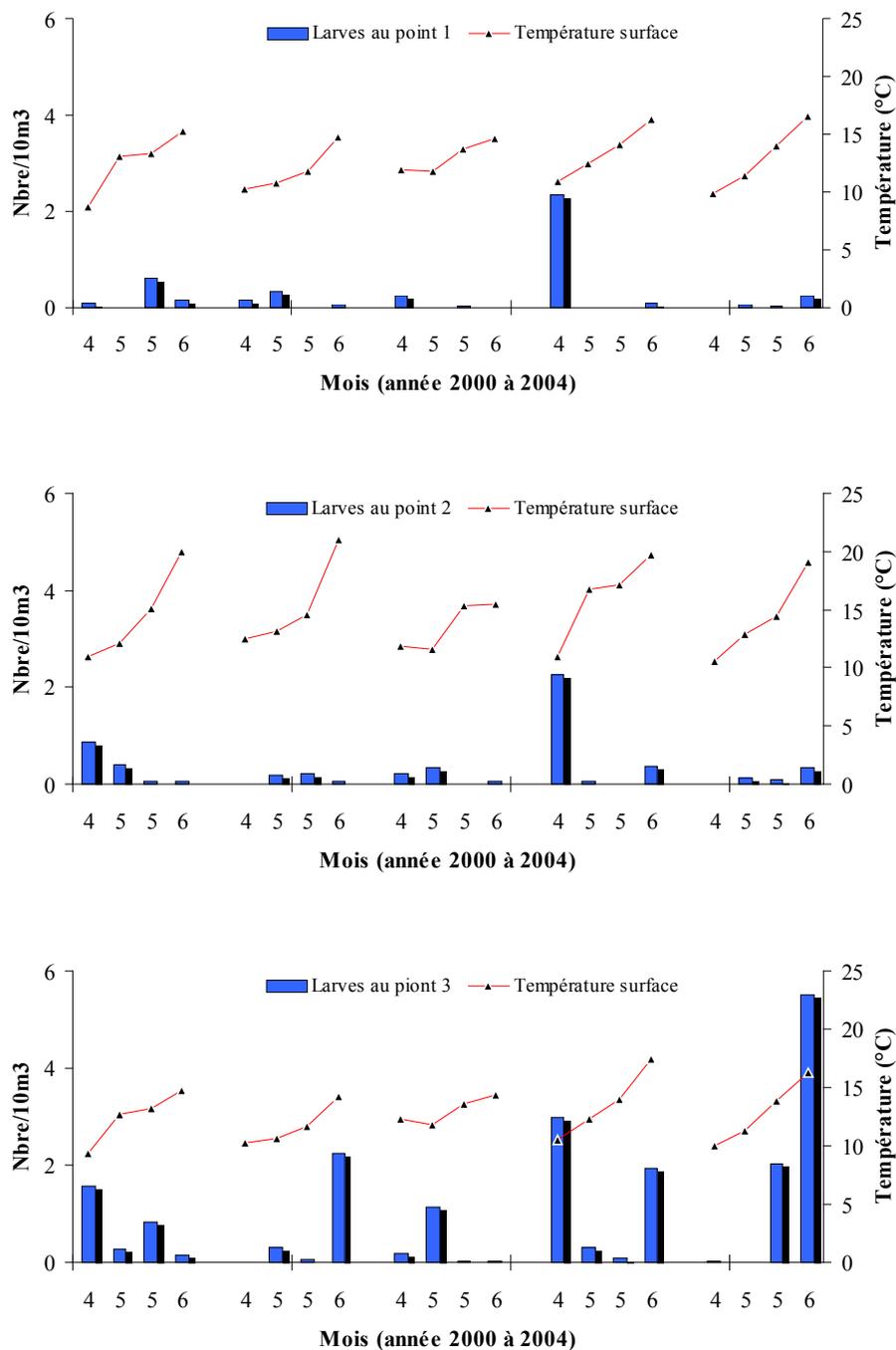


Fig. 3.4 : Larves de sole pour les points 1, 2 et 3

3.2.1.1.2 Juvéniles

En 2004, l'indice d'abondance global du groupe 0 est de 3,22 ind./1000 m² (fig.3.2). Cet indice est largement supérieur à celui observé en 2003. Les juvéniles du groupe 0 sont classiquement cantonnés aux abords de la baie de Somme (strates B et E) avec des densités respectives de 23,89 ind./1000 m² et de 2,40 ind./1000 m² (annexe 3.2).

Pour le groupe 1 dont la répartition est plus profonde, l'indice d'abondance sur l'ensemble du secteur est de 0,07 ind./1000 m², valeur apparaissant moins élevée qu'en 2003. Dans la strate C, une densité moyenne de 0,18 ind./1000 m² est observée, elle est de 0,14 ind./1000 m² dans la strate B.

Quelques individus du groupe 2 ont été capturés en 2004 dans la strate C.

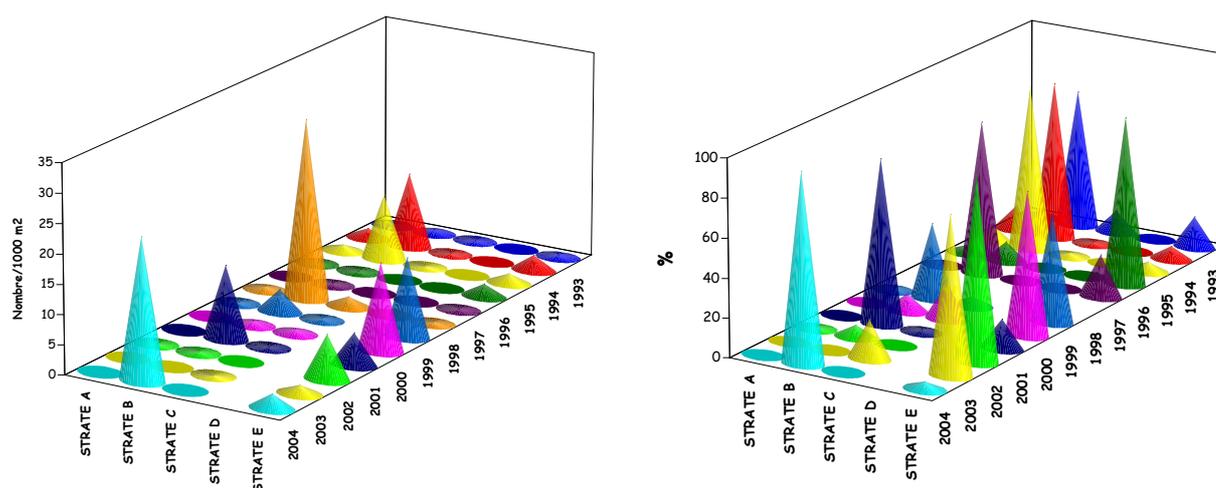


Fig. 3.5 : Sole: répartition par strates du groupe 0 (Strate E non représentative en 1998)

3.2.1.2 La plie (*Pleuronectes platessa*, L.)

Largement distribuée dans les eaux continentales de l'Atlantique nord, du Groenland jusqu'aux côtes de l'Afrique du nord, la plie se reproduit en période hivernale, de décembre à mars (avec un maximum en janvier - février) sur des frayères situées au milieu de la Manche orientale et de la mer du Nord. Ce comportement explique l'absence d'œufs et de larves dans les pêches planctoniques côtières. Après une migration vers la côte, les juvéniles se concentrent dans des eaux peu profondes et turbides correspondant à des nourriceries.

3.2.1.2.1 Oeufs et larves

Compte tenu de l'absence de prélèvements de janvier à mars 2004, aucun œuf de Plie n'a été observé cette année. Les densités restaient relativement faibles au cours des années antérieures (0,07 à 0,1 œuf / 10 m³ en janvier 1978, 0,03 œuf / 10 m³ en mars 1979, 0,1 œuf / 10 m³ en janvier 1987). Cette année, seules deux larves ont été récoltées sur le site en avril, au point 1.

Quelques-unes avaient été observées en février 1987 (0,06 larve / 10 m³) et avril 1989 (0,21 larve / 10 m³).

3.2.1.2.2 Juvéniles

L'indice d'abondance du groupe 0 est globalement de 0,49 ind./1000 m² (fig.3.2.). Cette valeur apparaît en baisse comparée aux observations de 2003. C'est au niveau des eaux peu profondes que domine pratiquement toujours le groupe 0. Les abondances observées sont de 3,19 ind./1000 m² pour la strate B et de 0,72 ind./1000 m² pour la strate E (fig.3.6.).

Le groupe 1 présente un indice total de 0,12 ind./1000 m², légèrement inférieur à celui constaté en 2003. Les strates dominantes sont B et C.

Les individus plus âgés (groupes 2 et 3+) fréquentent des eaux plus profondes (strates B et A).

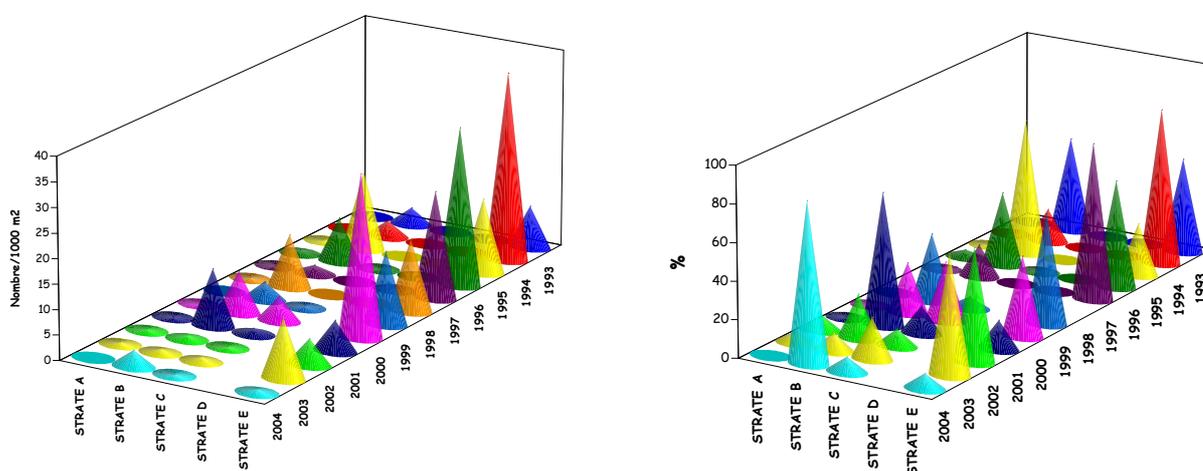


Fig. 3.6 : Plie: répartition par strates du groupe 0 (Strate E non représentative en 1998)

3.2.1.3 La limande (*Limanda limanda*, L.)

Très commune en Manche et mer du Nord, elle fréquente les fonds sableux et coquilliers où elle côtoie la plie. Le frai a lieu dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce, un peu vers le large cependant. La limande se reproduit surtout de février à avril, sensiblement à la même époque que la sole.

3.2.1.3.1 Oeufs et larves

Cette année, quelques oeufs de limande ont été observés seulement dans un échantillon (1,42 oeufs / 10 m³) en avril au point 3. Les densités maximales rencontrées les années précédentes étaient de 0,7 à 4,2 oeuf / 10 m³).

En 2004, quelques larves sont récoltées dans un prélèvement de mai au point rejet (0,10 larve / 10 m³). Les effectifs observés lors des années antérieures (de 0,03 à 0,16 larves / 10 m³) sont assez faibles sauf au cours de l'année 1995 (1,99 larves / 10 m³ en mai au point 2).

3.2.1.3.2 Juvéniles

Le groupe 0 domine dans la strate B (0,97 ind./1000 m²) et son indice global de 0,14 ind./1000 m² situe l'abondance 2004 à un niveau plus faible que celui constaté en 2003 (fig.3.2 et fig. 3.7).

Le groupe 1 dont l'indice global est de 0,12 ind./1000 m² se situe essentiellement dans la strate C.

Des individus d'âge supérieur (groupe 2) ont également été observés cette année.

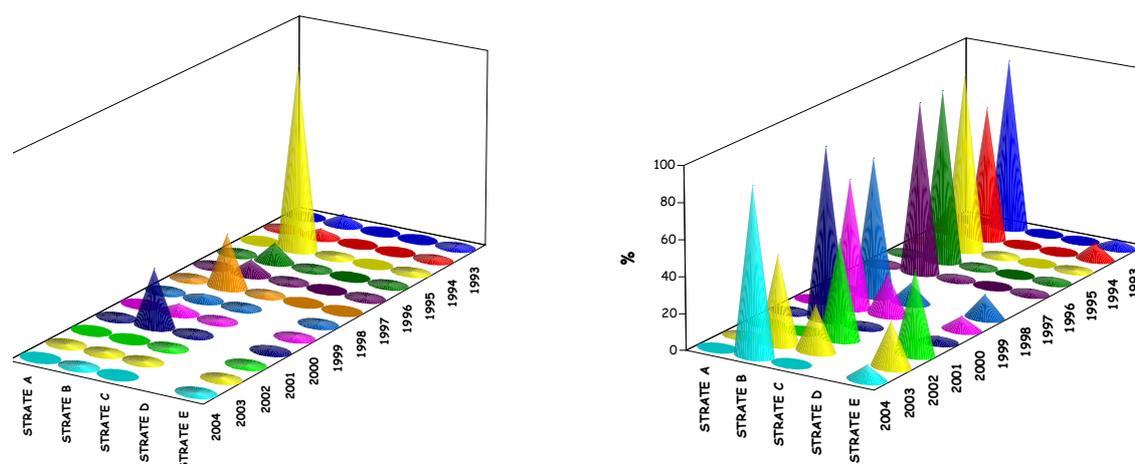


Fig. 3.7 : Limande: répartition par strates du groupe 0 (Strate E non représentative en 1998)

3.2.2 Autres espèces de poissons plats

Pour ces espèces, les captures sont faibles :

3.2.2.1 Barbue

Présents lors de l'étude de projet (de 0,08 à 1,4 œuf / 10m³ en 1978 et 1979) absents au cours des études de surveillance, quelques œufs de barbues (0,45 œufs / 10 m³) sont rencontrés en mai 1992 au point côtier ainsi que quelques larves (0,1 larve / 10 m³ fin mai, également au point côtier). Depuis 1993 ces éléments ichtyoplanctoniques ne sont plus identifiés.

La majorité des barbues du groupe 0 ont été capturées dans la strate E. Quelques individus plus âgés (groupe 1) ont été pêchés dans les strates situées plus au large.

3.2.2.2 Turbot

En 2004, aucun œuf de turbot n'a été récolté dans nos prélèvements. Absents au cours de l'étude de projet, ainsi qu'en 1990 et 1991 des œufs de turbot sont récoltés en 1992 surtout au niveau du point 3 (de 0,16 à 2,99 œufs / 10 m³ en juillet).

En 2003, des œufs de turbot avaient été identifiés dans nos échantillons d'avril et début mai (de 0,22 à 0,68 œuf / 10 m³).

En 1998, quelques œufs ont été récoltés en avril et mai (de 0,19 à 0,34 œuf / 10 m³). Ces densités observées restent dans les fluctuations pluriannuelles des années. 1987, 1988 et 1989 (de 0,11 à 2,8 œufs / 10 m³).

Très peu de larves ont été trouvées en 2004 (0,17 larve / 10 m³ au point 3 en mai). En 1992 les larves (2,06 larves / 10 m³ en juillet au point 3) présentent des effectifs nettement supérieurs à ceux observés au cours des années précédentes (0,11 à 0,26 larve / 10 m³).

Les turbots du groupe 0 ont été capturés dans la strate C. Des individus du groupe 1 ont été capturés dans les strates A et B.

3.2.2.3 Flet

En 2004, les densités observées dans nos prélèvements d'avril et mai (0,52 œufs / 10 m³ et de 0,07 à 0,33 larves / 10 m³) restent dans les fluctuations pluriannuelles de 1987 à 2002 (0,07 à 11 œufs / 10 m³ et 0,06 à 7,04 larves / 10 m³).

Aucun individu du groupe 0 n'a été observé. Les individus des groupes 1 ont été capturés principalement dans la strate B (0,08 ind. / 1000 m²). La densité moyenne totale sur l'ensemble de la zone est de 0,03 ind. / 1000 m².

3.2.3 Autres espèces de poissons

3.2.3.1 Le sprat (*Sprattus sprattus*, L..)

On trouve le sprat sur le plateau continental du nord-est de l'Atlantique, depuis le nord de la Norvège jusqu'en Méditerranée et mer Noire où il rencontre les températures et les salinités les plus favorables à sa ponte et son développement. Le sprat ne fait pas l'objet d'une exploitation commerciale dans le secteur de Penly, bien que l'abondance de cette espèce, au voisinage du site, au moment de la reproduction soit loin d'être négligeable, compte tenu de l'importance du frai.

3.2.3.1.1 Oeufs et larves

En 2004, les oeufs de sprat observés d'avril à juin sont toujours plus abondants au point du large (2,26 oeufs / 10 m³ en avril et 7,69 oeufs / 10 m³ en mai et 11,71 oeufs / 10 m³). Ces densités sont inférieures à celles observées au cours des années antérieures (de 6 à 108 oeufs / 10 m³).

Les effectifs de larves (de 8,81 à 35,45 larves / 10 m³) sont nettement supérieurs à ceux rencontrés en 2003 mais comparables à ceux observés lors des années antérieures (de 3,63 à 128 larves / 10 m³).

3.2.3.1.2 Juvéniles

L'abondance totale de 0,05 ind./1000 m², dont la totalité correspond au groupe 0, est en baisse par rapport à 2003. L'ensemble des captures est localisé à l'intérieur de la baie de Somme (strate E). Cet indice n'est qu'un indicateur du fait du mode de vie pélagique de l'espèce.

3.2.3.2 Le hareng (*Clupea harengus*, L.)

Pour cette espèce pélagique, seuls des juvéniles du groupe 1+ ont pu être observés, concentrés essentiellement dans la strate E, avec une densité moyenne globale de 0,13 ind. / 1000 m².

3.2.3.3 La sardine (*Sardina pilchardus*, Walbaum)

Dans l'Atlantique nord-est, la sardine est largement répandue des Açores à la mer du Nord méridionale. D'après les caractères méristiques et morphologiques on peut distinguer deux races :

- ✓ la sardine ibérique ou atlantique s'étendant de Gibraltar au nord de l'Espagne,
- ✓ la sardine atlantique septentrionale se trouvant du nord de l'Espagne à la Mer du Nord.

3.2.3.3.1 œufs et larves

Cette année, les œufs de sardine présents dans nos prélèvements en mai (de 211 à 555 œufs / 10 m³) et juin (de 164 à 642 œufs / 10 m³) sont nettement supérieurs à ceux observés en 2003 (de 8,74 œufs / 10 m³ à 104 œufs / 10 m³).

Au cours des années antérieures, les densités maximales surtout rencontrées au point du large en juin, étaient de 63 œufs / 10 m³ en 1996, de 88 œufs / 10 m³ en 1995, de 104 œufs / 10 m³ en 2004, de 150 œufs / 10 m³ en 1994, de 269 œufs / 10 m³ en 2000, de 560 œufs / 10 m³ en 1992 et de 755 œufs / 10 m³ en 1993 (en mai). Au cours des autres années, les densités d'œufs de sardine variaient de 0,38 à 57 œufs / 10 m³.

En 2004, les larves sont récoltées fin mai début juin (de 0,05 à 12,96 larves / 10 m³).

3.2.3.3.2 juvéniles

Aucun individu n'a été capturé.

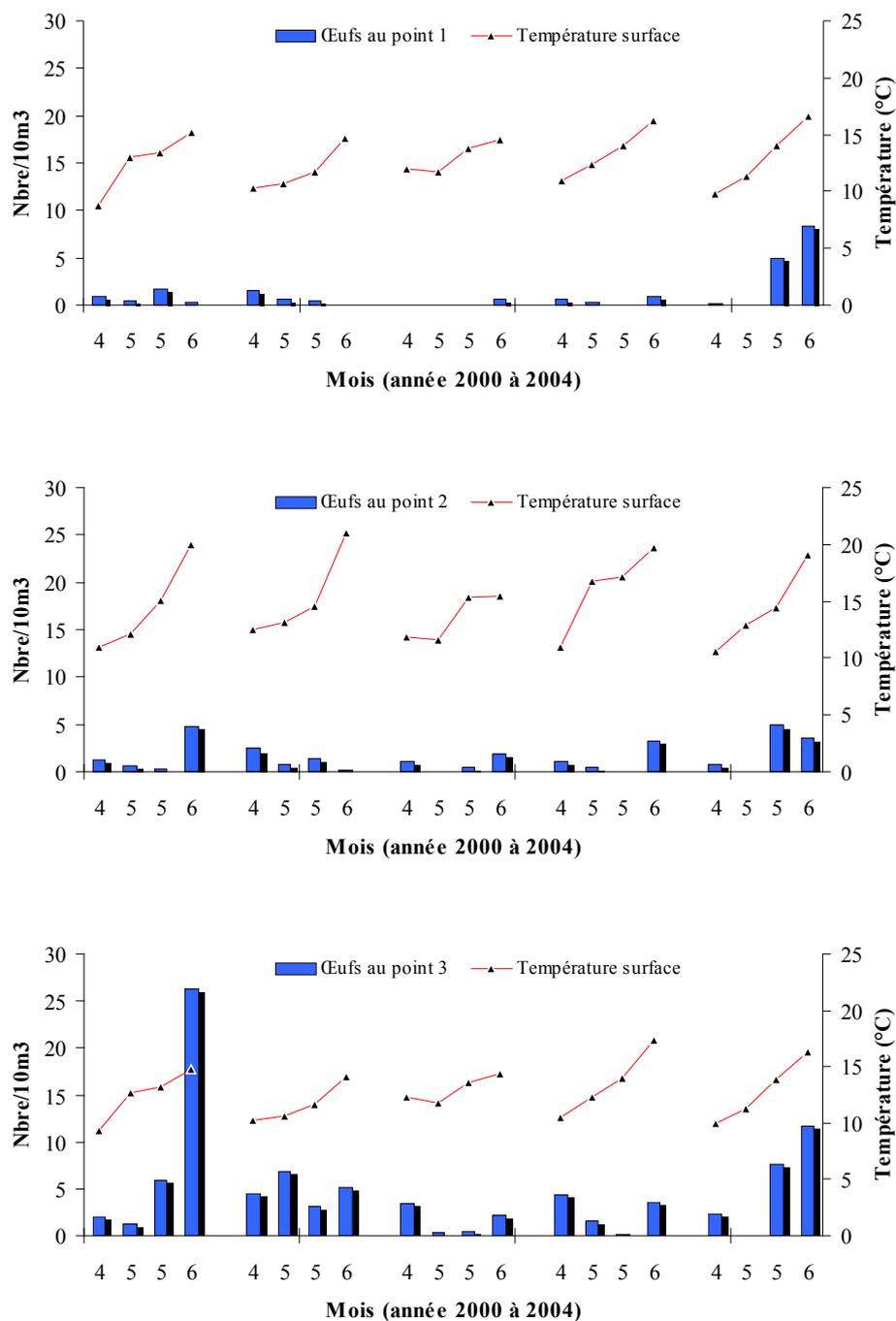


Fig. 3.8 : Œufs de sprat pour les points 1, 2 et 3

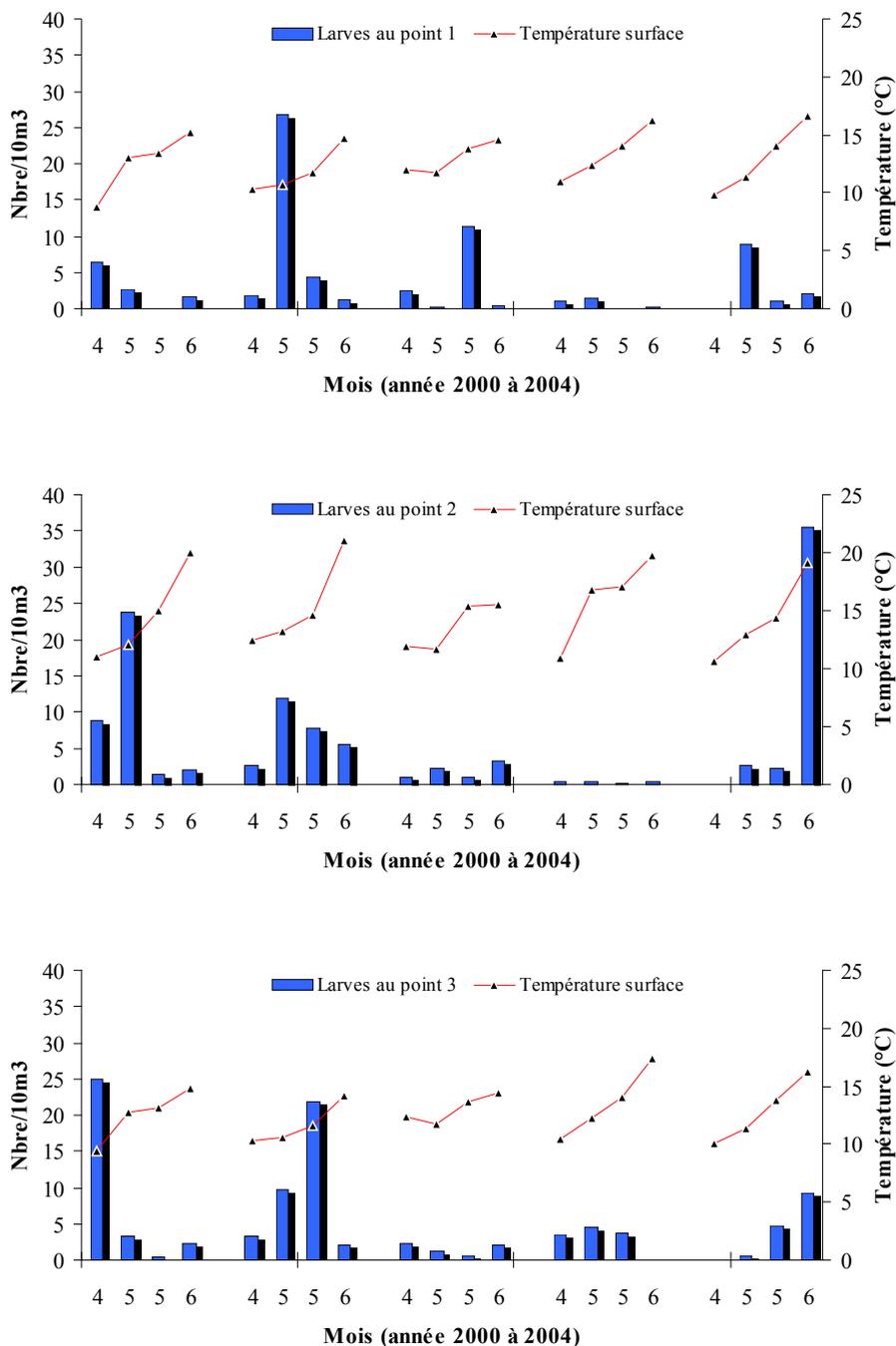


Fig. 3.9 : Larves de sprat pour les points 1, 2 et 3

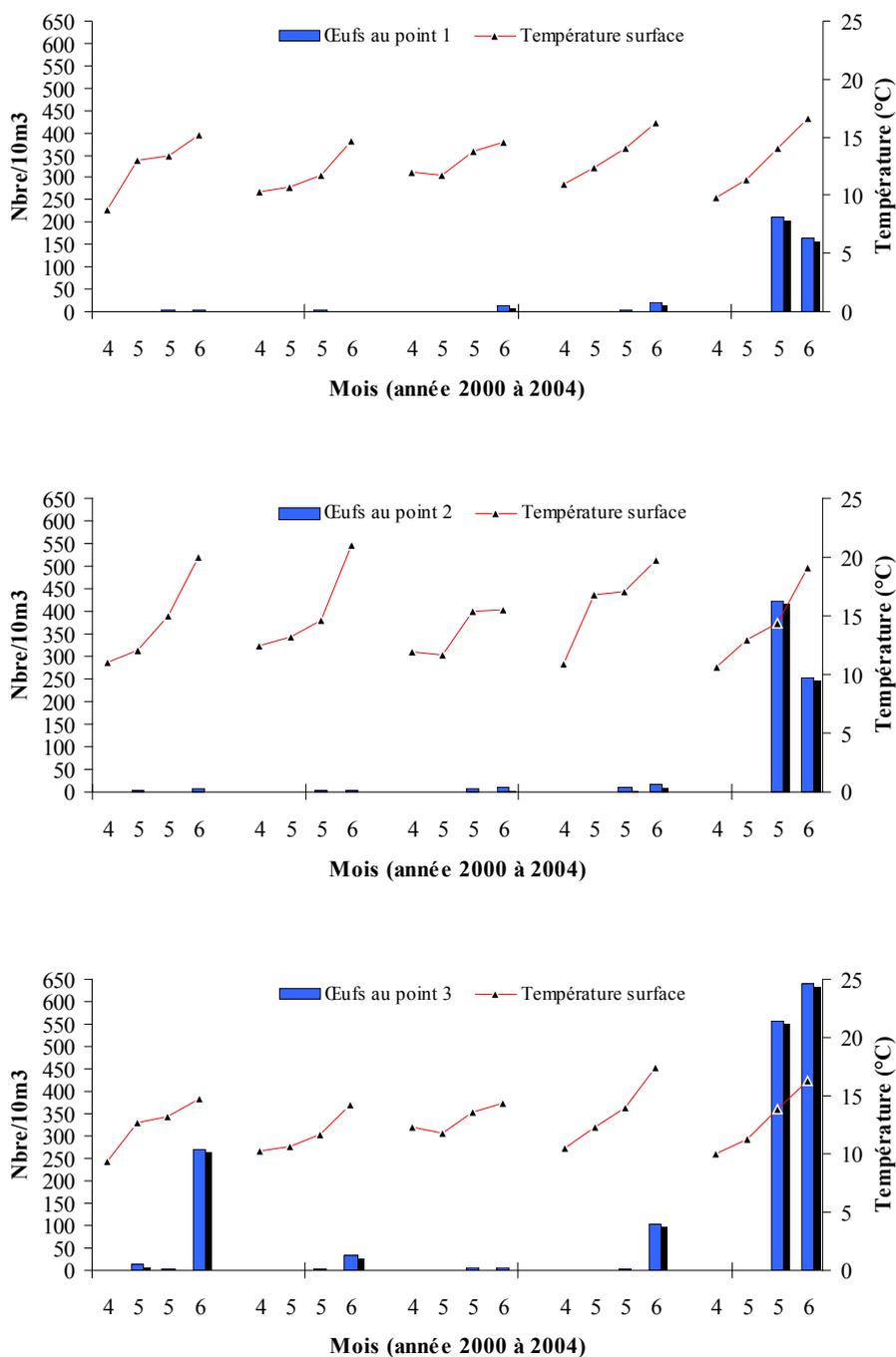


Fig. 3.10 : Oeufs de sardine pour les points 1, 2 et 3

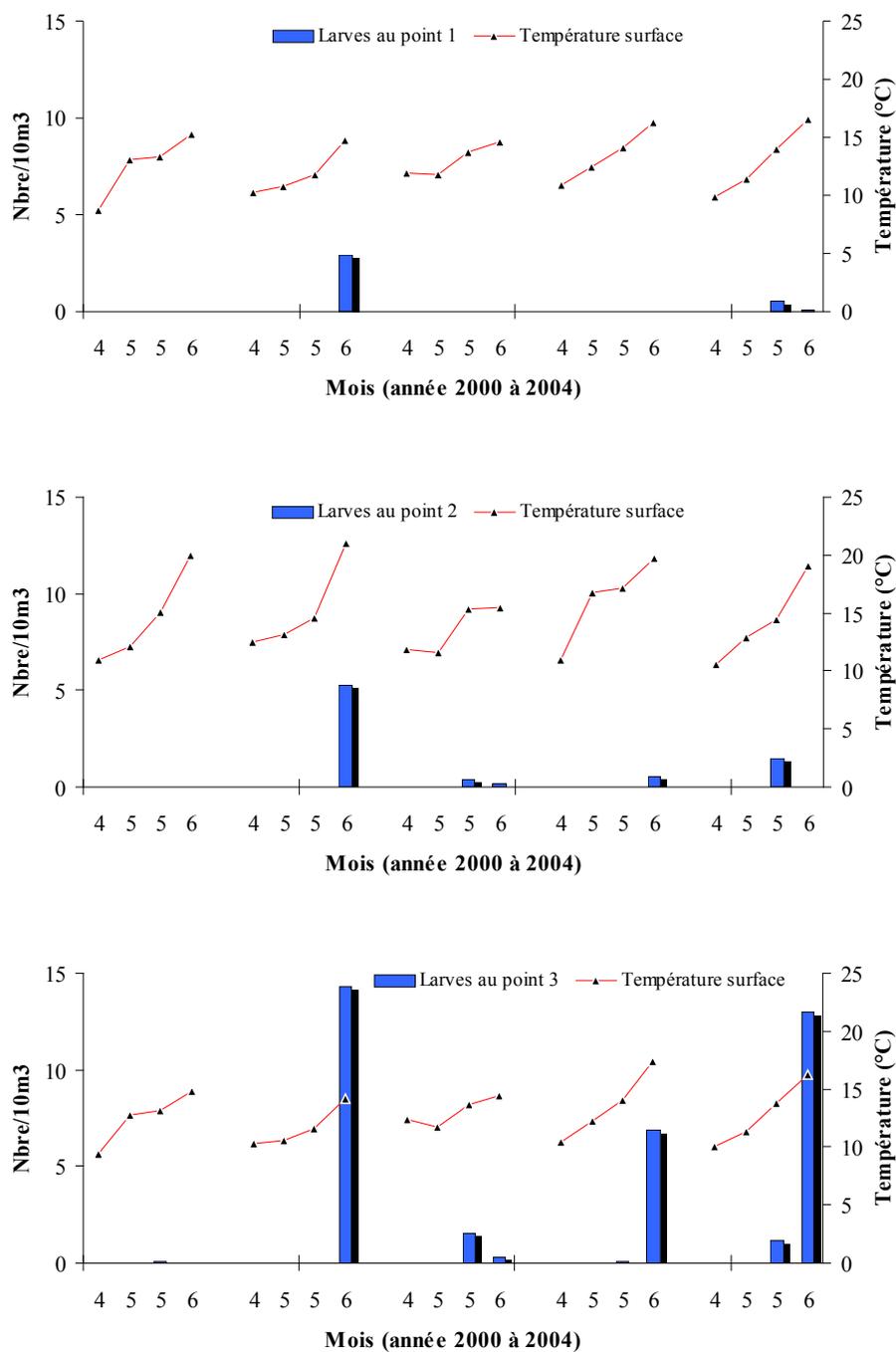


Fig. 3.11 : Larves de sardine pour les points 1, 2 et 3

3.2.3.4 Le merlan (*Merlangius merlangus*, L.)

Cette espèce démersale côtière marquant une préférence pour les fonds meubles à faible profondeur (25 à 100 m) est très commune en Manche et fait l'objet d'une exploitation commerciale importante.

3.2.3.4.1 Oeufs et larves

Les adultes se rapprochent des côtes en hiver pour le frai qui a lieu dans toute l'aire de répartition de l'espèce. La période de ponte s'étend de mi-janvier à juillet suivant la latitude. L'oeuf de merlan, comme tous les oeufs de Gadidés, présente peu de caractères morphologiques marquants et la diagnose est difficile. L'oeuf ne devient identifiable qu'après la constitution de l'embryon et l'apparition de pigments. Les oeufs de gadidés (*Merlangius merlangus*, *Trisopterus luscus* et *Trisopterus minutus*) sont surtout observés dans les pêches printanières (0,06 oeufs / 10 m³ en mai 2001, densité très faible par rapport à 1998 (où un maximum de 8,5 oeufs / 10 m³ avait été observé en avril) et 2000 (maximum de 1,64 oeufs / 10 m³ en mai).

Les larves présentes dans nos prélèvements montrent des effectifs de 0,04 à 4,7 larves / 10 m³ suivant les années ; en 2004, elles sont de 0,09 à 0,26 par 10 m³.

3.2.3.4.2 Juvéniles

Les individus du groupe 0, avec une densité moyenne de 0,02 ind. / 1000 m² se trouvent principalement dans la strate B (annexe 3.2). Aucun individu plus âgé n'a été capturé cette année.

3.2.3.5 Le tacaud (*Trisopterus luscus*, L.)

Les individus pêchés appartiennent tous au groupe 0. Les captures, moins abondantes cette année (5,09 ind. / 1000 m²), se répartissent majoritairement à l'extérieur de la baie de Somme (strate B).

3.2.3.6 Divers poissons

Au cours des chalutages, plus d'une trentaine d'autres espèces de poissons ont été capturées. Ces espèces ne feront l'objet d'aucun commentaire, seuls leurs noms et leurs indices d'abondance sont présentés en annexe 3.2.

3.2.4 Les crustacés

3.2.4.1 La crevette grise (*Crangon crangon*, L.)

Cette espèce qui est commune en Manche sur les fonds sablo-vaseux côtiers présente une croissance rapide et un taux de renouvellement important. Les auteurs, en règle générale,

s'accordent pour estimer que la crevette grise peut avoir plusieurs périodes de ponte dans l'année, de une à trois (Tiews, 1967) (Meixner, 1968).

3.2.4.1.1 Larves et postlarves

A partir de 1996 les larves et post larves de crevette grise n'ont plus été identifiées.

3.2.4.1.2 Juvéniles et adultes

En 2004, la densité moyenne globale sur l'ensemble du secteur est seulement de 16,03 ind. / 1000 m². Elle est en très nette baisse par rapport à 2003 (fig. 3.2). L'essentiel des captures a été réalisé, comme au cours des années précédentes, dans les strates 0 et 1.

3.2.4.2 L'étrille (*Necora puber*, L.)

L'étrille est un crabe très commun en Manche et en Atlantique, qui donne lieu par endroits à une pêche artisanale. Les zoés de *Necora puber* sont abondantes dans le plancton de printemps et d'été, les mégalopes étant plus fréquentes en été (Lebour, 1928). À l'âge d'un an, leur longueur est de 30 mm (Wilhelm, 1995).

3.2.4.2.1 Zoés et mégalopes

A partir de 1996, les zoés et mégalopes d'étrilles ne sont plus identifiées.

3.2.4.2.2 Juvéniles et adultes

En 2004, l'indice d'abondance le plus élevé est observé dans la strate C avec 0,05 ind. / 1000 m², ce qui représente 78,25 % de l'abondance totale.

3.2.5 Autres organismes planctoniques

3.2.5.1 Cténaïres

Présentes dans de nombreux prélèvements, les groseilles de mer ont une densité maximale de 483,15 individus / 10m³ le 26 mai 2004 au point rejet. Depuis 1992, les densités maximales ont varié de 57 à 782 individus / 10m³.

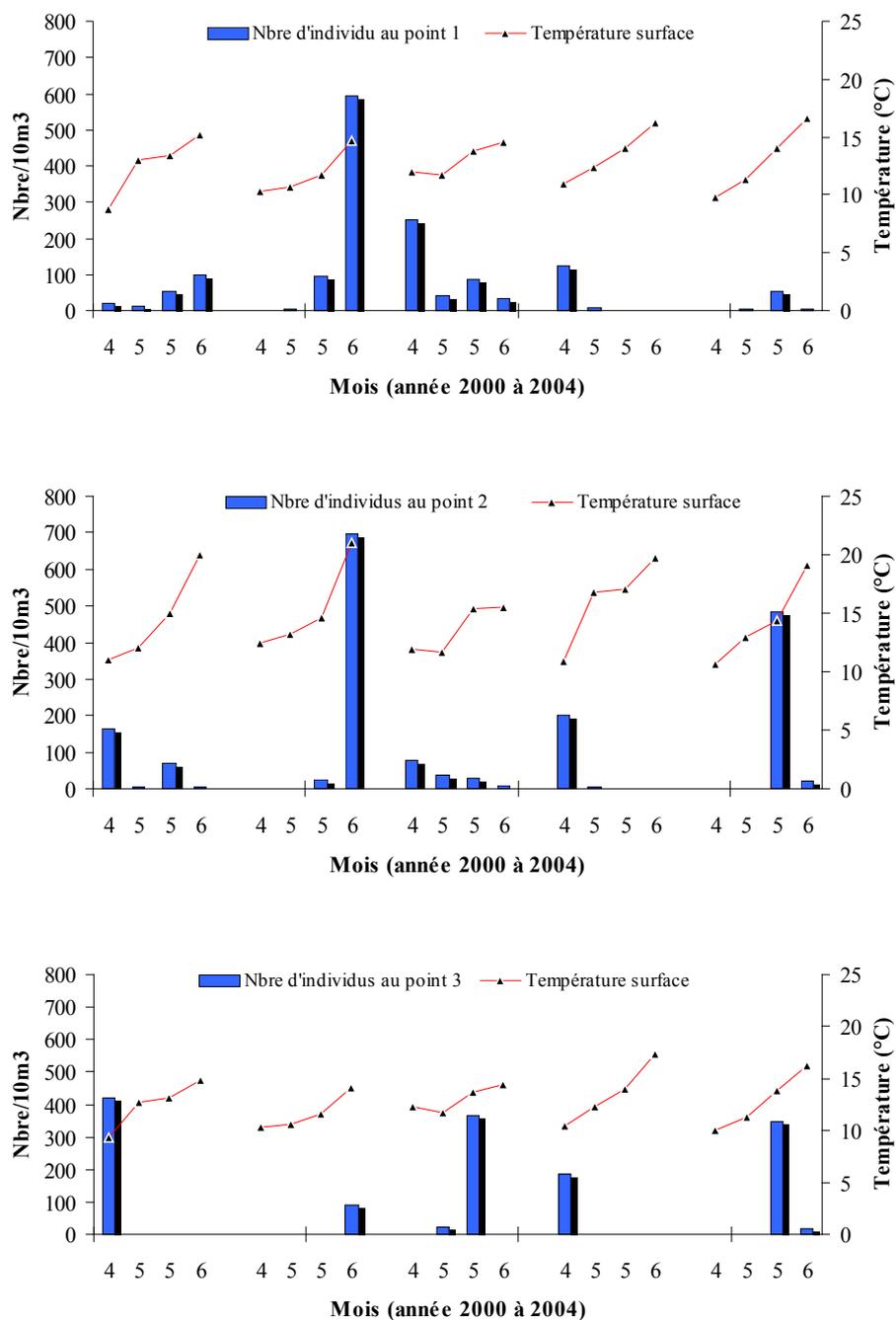


Fig. 3.12 : Groseille de mer aux points 1, 2 et 3.

3.3 Conclusion

Au cours de cette étude de surveillance (15^e année de fonctionnement de la centrale), on retrouve une liste faunistique comparable à celle des années antérieures. En fait, le zooplancton du secteur de Penly est constitué des principales espèces holoplanctoniques et méroplanctoniques communes en Manche-est.

En ce qui concerne les espèces ichtyoplanctoniques, on note pour la sole que les densités au cours de l'année 2004 (de 3,84 œufs / 10 m³ à 7,86 œufs / 10 m³) restent comprises dans les fluctuations pluriannuelles (de 1 à 46 œufs / 10 m³).

Contrairement à 2002 et 2003, les œufs de sprat sont bien représentés en 2004 (de 2 à 11 œufs / 10 m³).

Cette année, on note une forte augmentation du frai de la sardine avec des effectifs de 164 à 642 œufs / 10 m³ nettement supérieurs à ceux observés en 2003 (de 9 à 104 œufs / 10 m³).

Les effectifs de larves de sprat et de sardine s'insèrent dans la fourchette des valeurs observées au cours des années précédentes.

Enfin, on note que les groseilles de mer présentent des densités qui s'insèrent dans l'intervalle des valeurs observées précédemment (483,15 individus / 10m³ le 26 mai 2004). Depuis 1992, les densités maximales ont varié de 57 à 782 individus / 10m³.

Quant à la macrofaune halieutique, la stratégie d'échantillonnage stratifié a été maintenue et l'ensemble du plan d'échantillonnage prévu a pu être réalisé en 2004.

Pour les poissons plats, il a été observé des indices de juvéniles de plie et limande faibles, voire très faibles pour ces deux espèces, contrairement à l'indice de juvéniles de sole qui se situe parmi les plus élevés depuis le début de l'étude.

La répartition géographique des groupes d'âge est relativement similaire à celle des années antérieures. Elle se caractérise par la dominance des groupes 0 de sole, plie et limande à proximité immédiate de la baie de Somme (strate B) et à l'intérieur de la baie (strate E).

La densité globale en crevettes grises observée en 2004 est en baisse par rapport à celle de 2003, cet indice est le plus faible comparé à ceux observés depuis le début de l'étude. Une tendance à la réduction de cette population apparaît sur l'ensemble de la période étudiée, elle est à mettre en relation avec des observations plus générales montrant une diminution des captures professionnelles en Manche.

La répartition géographique de cette espèce reste comparable à celle des années antérieures.

3.4 Bibliographie

- ALDEBERT (Y.), 1975.- Comparaison des rendements du "Bongo".- Rapport F.A.O.- I.S.T.P.M.
- ARBAULT (S.) et LACROIX (N.), 1975.- Essais comparatifs des pouvoirs de capture de 2 filets à plancton (GULF III encasé et Bongo).- Cons. Int. Explor. Mer, Comité des poissons pélagiques (sud), J : 8.
- BIGOT (J.L.), 1979.- Identification des zoés de tourteau (*Cancer pagurus* L.) et d'étrille (*Macropipus puber* L.) - Comparaison avec d'autres zoés de morphologie très voisine.- Cons. Int. Explor. Mer, Comité de l'océanographie biologique, L : 17.
- GIBSON (R.N.), 1980.- The intertidal movements and distribution of young fish on a sandy beach with special reference to the plaice (*Pleuronectes platessa* L.) *J. exp. mar Biol. Ecol.* 12 : 79-102.
- HARDEN JONES (F.R.), 1980.- The migration of plaice in relation to the environment. *Iclarme confé. Procced, Manila (Philippines)*, 1980, 5:383-396.
- HERAL (M.), WOEHLING (D.), HALGAND (D.) et LASSUS (P.), 1976.- Utilisation du filet à plancton du type "Bongo".- Cons. Int. Explor. Mer, Comité du Plancton, L : 19.
- ISTPM, 1981.- Etude halieutique de Projet de Site Penly. Rapport sur deux cycles annuels, Pêche et Biologie des espèces.
- ISTPM, 1981.- Etude complémentaire de la nurricerie de poissons plats. Rapport pour l'année 1981.
- ISTPM, 1983.- Etude halieutique de Projet de Site Penly. Rapport sur deux cycles annuels, Pêche et Biologie des espèces.
- ISTPM, 1983.- Etude complémentaire de la nurricerie de poissons plats. Rapport pour l'année 1982.
- ISTPM, 1984.- Etude halieutique de Projet de Site Penly. Rapport sur deux cycles annuels, Pêche et Biologie des espèces.
- ISTPM, 1984.- Etude complémentaire de la nurricerie de poissons plats. Rapport pour l'année 1983.
- IFREMER, 1988.- Surveillance écologique et halieutique du site de Penly - Rapport interne RI DRV-88-032-RH/Nantes.
- IFREMER, 1989.- Surveillance écologique et halieutique du site de Penly - Rapport interne RI DRV-89-43-RH/Nantes.
- IFREMER, 1990.- Surveillance écologique et halieutique de l'environnement marin du site de la Centrale de Penly (Manche-Est) : année 1989. Rapport interne RI DRV-90-RH/Nantes.
- IFREMER, 1991.- Surveillance écologique et halieutique de l'environnement marin du site de la Centrale de Penly (Manche-Est) : année 1990. Rapport interne RI DRV-91-05-RH/Nantes.

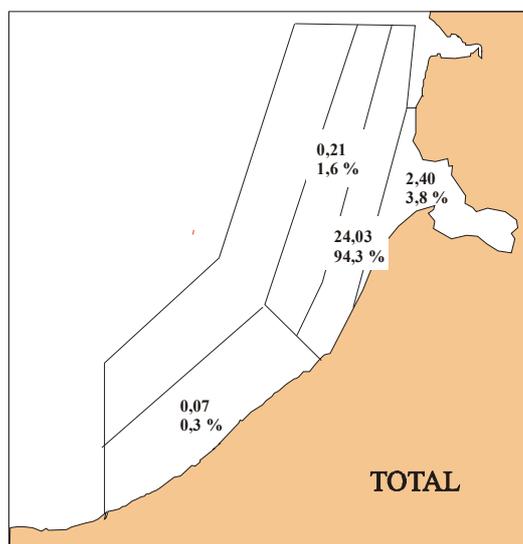
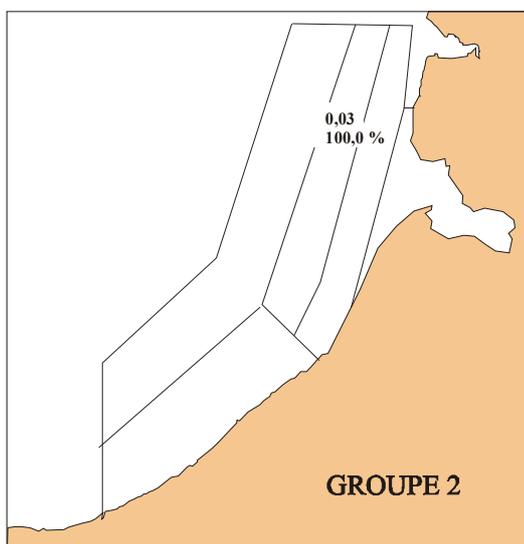
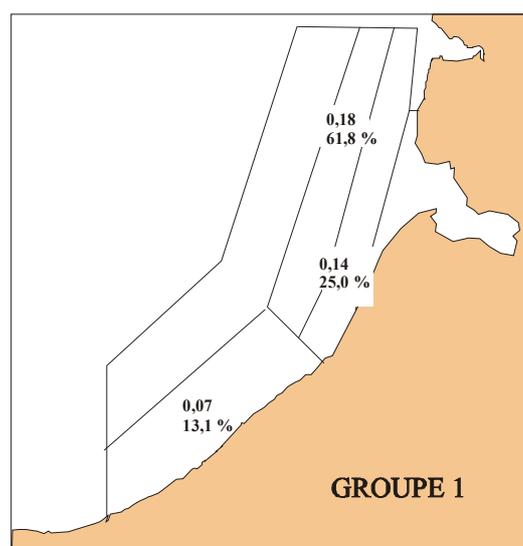
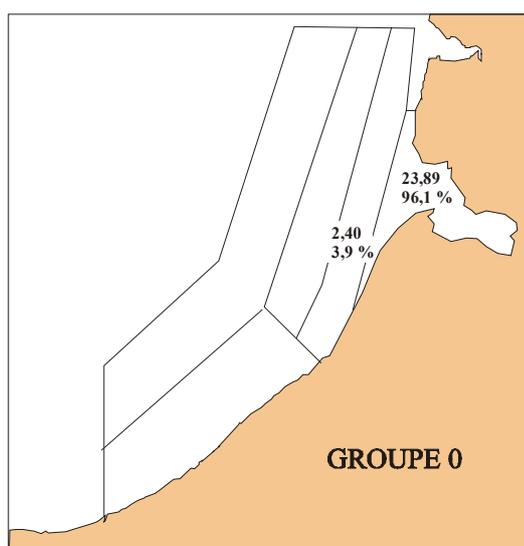
- IFREMER, 1992.- Surveillance écologique et halieutique de l'environnement marin du site de la Centrale de Penly (Manche-Est) : année 1991. Rapport interne RI DRV-92-09-RH/Nantes.
- IFREMER, 1993.- Surveillance écologique et halieutique de l'environnement marin du site de la Centrale de Penly (Manche-Est) : année 1992. Rapport interne RIDRV-93-15-RH/Nantes.
- IFREMER, 1994.- Surveillance écologique et halieutique de l'environnement marin du site de la Centrale de Penly (Manche-Est) : année 1993. Rapport interne RI DRV-94-12-RH/Nantes.
- IFREMER, 1995.- Surveillance écologique et halieutique de l'environnement marin du site de la Centrale de Penly (Manche-Est) : année 1994. Rapport interne RI DRV-95-14-RH/Nantes.
- IFREMER, 1996.- Surveillance écologique et halieutique de l'environnement marin du site de la Centrale de Penly (Manche-Est) : année 1995. Rapport interne RI DRV-96-07-RH/Nantes.
- IFREMER, 1997.- Surveillance écologique et halieutique de l'environnement marin du site de la Centrale de Penly (Manche-Est) : année 1996. Rapport interne RI DRV-97-09.
- IFREMER, 1998.- Surveillance écologique et halieutique de l'environnement marin du site de la Centrale de Penly (Manche-Est) : année 1997. Rapport interne DRV/RH/RST/98/04.
- IFREMER, 1999.- Surveillance écologique et halieutique de l'environnement marin du site de la Centrale de Penly (Manche-Est) : année 1998. Rapport interne DRV/RH/RST/99/06.
- IFREMER, 2000.- Surveillance écologique et halieutique de l'environnement marin du site de la Centrale de Penly (Manche-Est) : année 1999. Rapport interne DRV/RH/RST/2000-09.
- IFREMER, 2001.- Surveillance écologique et halieutique de l'environnement marin du site de la Centrale de Penly (Manche-Est) : année 2000. Rapport interne DRV/RH/RST/2001-06.
- IFREMER, 2002.- Surveillance écologique et halieutique de l'environnement marin du site de la Centrale de Penly (Manche-Est) : année 2001. Rapport interne DRV/RH/RST/2002-01.
- IFREMER, 2003.- Surveillance écologique et halieutique de l'environnement marin du site de la Centrale de Penly (Manche-Est) : année 2002. Rapport interne DRV/RH/RST/2004-04.
- IFREMER, 2004.- Surveillance écologique et halieutique de l'environnement marin du site de la Centrale de Penly (Manche-Est) : année 2003. Rapport interne DRV/RH/RST/04-01.
- JOSSI (J.W.), MARAK (R.R.) et PETERSON (H.), 1975.- At-sea data collection and laboratory procedures.- Marmap survey I Manual, Marmap Programm Office, National Marine Fisheries Service édit., Washington.
- KUIPERS (B.), 1973.- On the tidal migration of young plaice (*Pleuronectes platessa*). *Neth. J. of Sea Research*, 6 (3):376-388.
- LEBOUR (M.V.), 1928 - The larval stages of the Plymouth Brachyura. *Proc. Zool. Soc. London* : 473-560.
- TIEWS, 1967.- Synopsis of biological data on the common shrimp (*Crangon crangon*) (Linnaeus, 1758) *FAO Fish. synops.* n°91.

WILHELM (G), 1995.- Contribution a l'étude de l'étrille (*Necora puber*) dans le Mor-Braz : données halieutiques, biologiques et pathologiques.

RIOU P. (1999). Etude des nourriceries de sole et de plie en Manche Est. Importance écologique de l'estuaire de Seine. Thèse de doctorat, Université de Caen : 117 p.

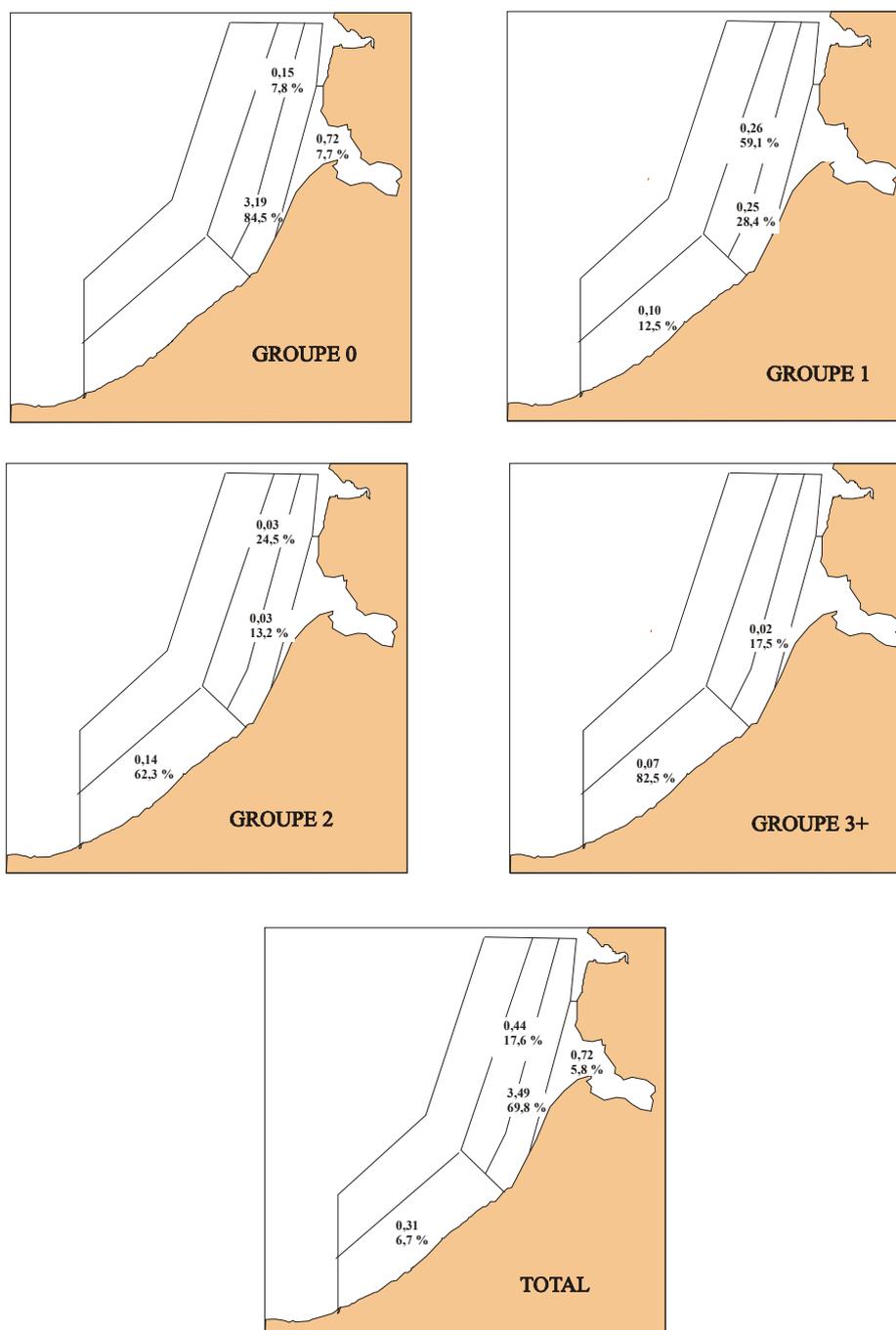
3.5 Annexes

3.5.1 Distributions spatiales des principales espèces et productions par zones



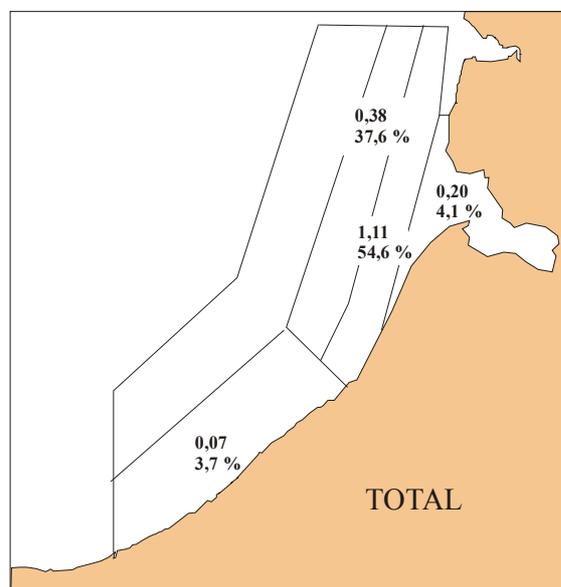
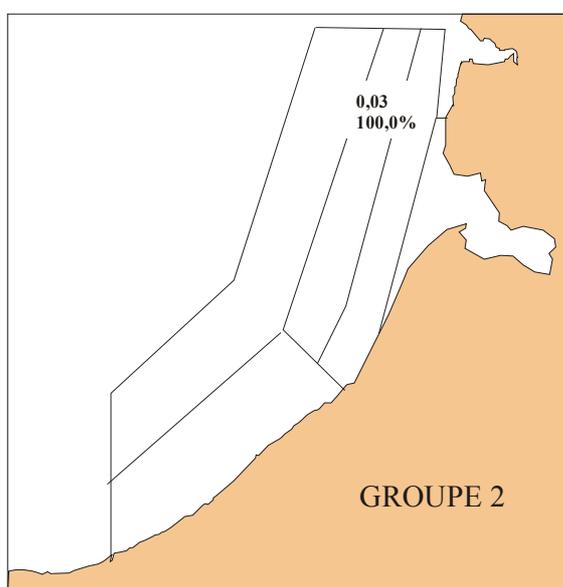
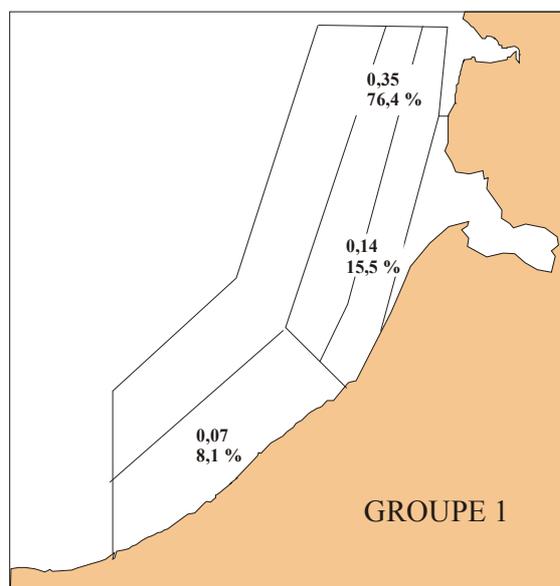
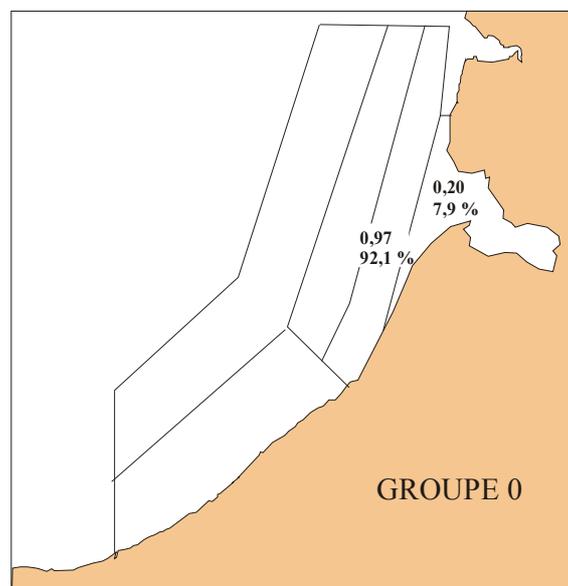
SOLE – septembre 2004

Densités moyennes par strates (nb / 1000 m²) et pourcentages par rapport à l'abondance totale.



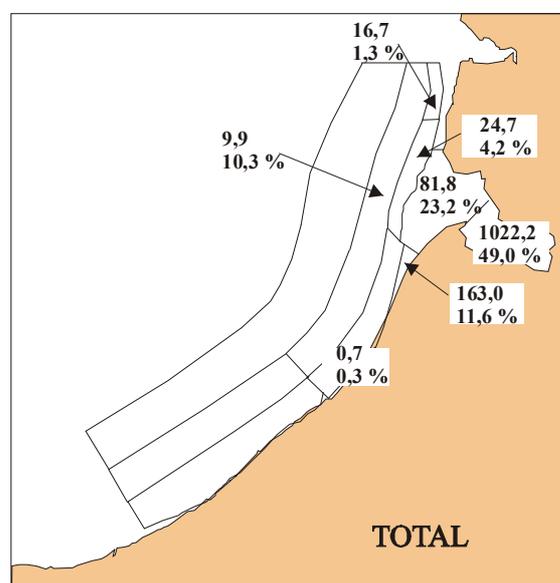
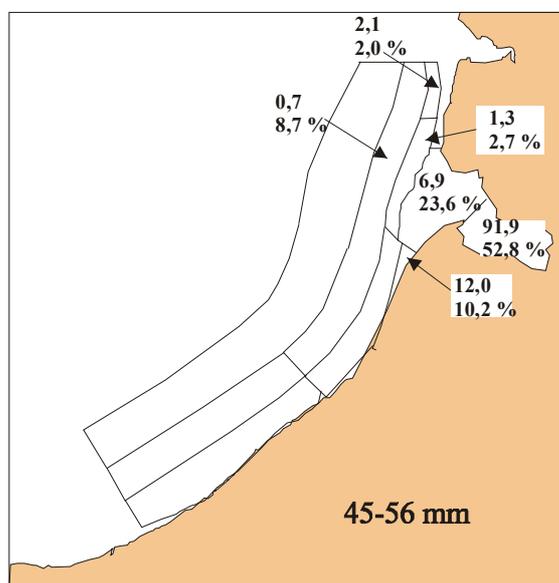
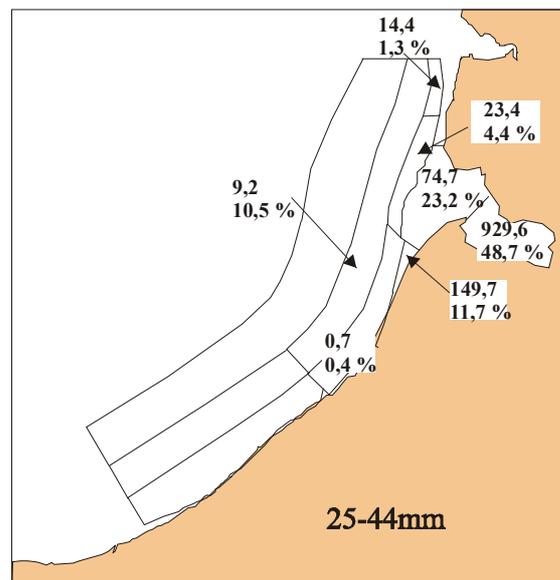
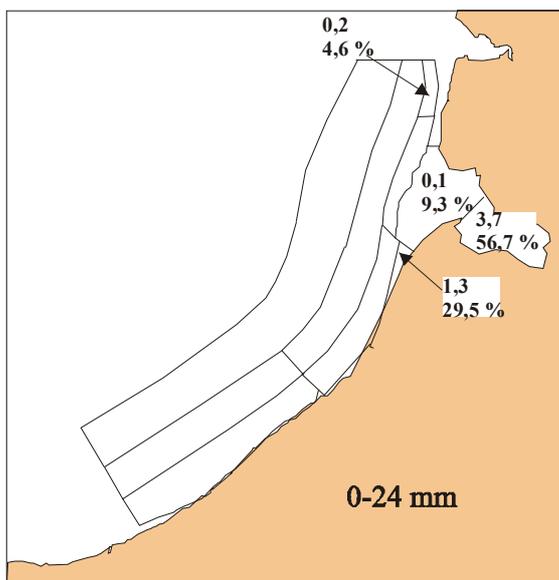
PLIE – septembre 2004

Densités moyennes par strates (nb / 1000 m²) et pourcentages par rapport à l'abondance totale



LIMANDE – septembre 2004

Densités moyennes par strates (nb / 1000 m²) et pourcentages par rapport à l'abondance totale



CREVETTE GRISE – septembre 2004

Densités moyennes par strates (nb / 1000 m²) et pourcentages par rapport à l'abondance totale

3.5.2 Tableaux récapitulatifs des densités moyennes et de la production par zone pour les différentes espèces

Code Espèces	Nom Scientifique	Nom Vernaculaire
AGONCAT	<i>Agonus cataphractus</i>	souris de mer
ALLOSPP	<i>Alloteuthis</i>	petit calmar
AMMOTOB	<i>Ammodytes tobianus</i>	équille
ARNOSPP	<i>Arnoglossus spp</i>	arnoglosse
ASTERUB	<i>Asterias rubens</i>	étoile de mer
ATHEPRE	<i>Atherina presbyter</i>	prêtre
BELOBEL	<i>Belone belone</i>	orphie
BUGLLUT	<i>Buglossidium luteum</i>	petite sole jaune
CALLLYR	<i>Callionymus lyra</i>	dragonnet
CARCMAE	<i>Carcinus maenas</i>	crabe vert
CARDEDU	<i>Cardium edule</i>	coque
CLUPHAR	<i>Clupea harengus</i>	hareng
CRANCRA	<i>Crangon crangon</i>	crevette grise
DICELAB	<i>Dicentrarchus labrax</i>	bar
DONAX	<i>Donax spp</i>	donace
ECHICOR	<i>Echinocardium cordatum</i>	oeuf de grisard
ECHIVIP	<i>Echiichthys vipera</i>	petite vive
EUPABER	<i>Eupagurus bernhardus</i>	bernard-l'ermite
GOBIIDAX	<i>Gobiidae</i>	gobie
HIPPSPP	<i>Hippocampus spp</i>	Hippocampe
HYPELAN	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	lançon
LAEVCRA	<i>Laevicardium crassum</i>	"Laevicardium"
LIMALIM	<i>Limanda limanda</i>	limande
LIOCHOL	<i>Liocarcinus holsatus</i>	"crabe nageur"
MACOMA	<i>Macoma spp</i>	"Macoma"
MACRLON	<i>Macropodia longirostris</i>	"Macropodia"
MACRPUB	<i>Macropipus puber</i>	étrille
MAJASQU	<i>Maia squinado</i>	araignée de mer
MERLMNG	<i>Merlangius merlangus</i>	merlan
MULLSUR	<i>Mullus surmuletus</i>	rouget barbet
MYA ARE	<i>Mya arenaria</i>	bec de jar
NASSSPP	<i>Nassarius spp</i>	nasse
NATIALD	<i>Natica alderi</i>	natrice
OPHISPP	<i>Ophiuridae</i>	ophiure
PLATFLE	<i>Platichthys flesus</i>	flet
PLEUPLA	<i>Pleuronectes platessa</i>	plie
PSAMMIL	<i>Psammechinus miliaris</i>	oursin vert
PSETMAX	<i>Psetta maxima</i>	turbot
RAJACLA	<i>Raja clavata</i>	raie bouclée
RAJASPP	<i>Raja spp</i>	raies
SCOPRHO	<i>Scophthalmus rhombus</i>	barbue
SEPIOFF	<i>Sepia officinalis</i>	seiche
SEPISPP	<i>Sepioida spp</i>	sépiole
SOLEVUL	<i>Solea vulgaris</i>	sole commune
SPISOVA	<i>Spisula ovalis</i>	spisule ovale
SPONCAN	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	dorade grise
SPRASPR	<i>Sprattus sprattus</i>	sprat
SYNGSPP	<i>Syngnathus spp</i>	aiguille de mer
TRACDRA	<i>Trachurus draco</i>	grande vive
TRACTRU	<i>Trachurus trachurus</i>	chinchard
TRIGLUC	<i>Trigla lucerna</i>	grondin perlon
TRISLUS	<i>Trisopterus luscus</i>	tacaud
TRISMIN	<i>Trisopterus minutus</i>	petit tacaud

Table des espèces observées à l'automne 2004

Code Espèces	Strate A	Strate B	Strate C	Strate E	Totale
AGONCAT		0,13	0,23		0,08
ALLOSPP	0,24	0,7	0,59	0,15	0,29
AMMOTOB		0,03		0,05	0,01
ARNOSPP	1,31	1,76	2,49	0,31	1,08
ASTERUB	0,72	5,14	6,83		2,54
ATHEPRE				0,05	0,00
BELOBEL		0,05			0,01
BUGLLUT	0,96	14,4	51,19		15,32
CALLLYR	11,28	19,32	7,35	8,59	6,46
CARMAE	0,03	1,11		28,76	1,66
CARDEDU				0,05	0,00
CLUPHAR				2,4	0,13
DICELAB		0,02		3,79	0,2
DONAX		14,7	0,12	2,86	2,09
ECHICOR	0,65	3,78	12,31		3,78
ECHIVIP	4,54	7,92	2,93	0,72	2,47
EUPABER	0,28	25,27	5,39	1,02	4,77
GOBIIDAX	1,1	17,62	9,41	20,52	5,97
HIPPSPP	0,21	0,22	0,29		0,13
HYPELAN	0,03	0,02	0,06		0,02
LAEVCRA			0,15		0,04
LIMALIM	0,07	1,11	0,38	0,2	0,26
LIOCHOL		4,03	0,12	7,62	0,95
MACOMA	0,03			0,1	0,01
MACRLON	0,17	0,08	1,32		0,38
MACRPUB	0,24	0,02	0,5		0,17
MAJASQU		0,02			0,00
MERLMNG		0,14			0,02
MULLSUR	0,03	0,02	0,06		0,02
MYA ARE		0,02			0,00
NASSSPP	0,24	63,52	56,73	0,1	23,04
NATIALD		0,32			0,04
OPHISPP	1,03	13,36	117,8		32,53
PLATFLE	0,03	0,14	0,03		0,03
PLEUPLA	0,31	3,49	0,44	0,72	0,65
PSAMMIL		5,08	3,16	0,51	1,51
PSETMAX	0,03	0,08	0,06		0,03
RAJACLA	0,79	1,22	0,15	0,2	0,32
RAJASPP		0,03	0,21		0,06
SCOPRHO		0,05		0,05	0,01
SEPIOFF	0,21	1,21	1,82		0,66
SEPIISP		1,27	0,94	0,31	0,42
SOLEVUL	0,07	24,03	0,21	2,4	3,31
SPISOVA	0,03	0,67	1,17		0,4
SPONCAN	0,03		0,06		0,02
SPRASPR				1,02	0,05
SYNGSPP		0,05	0,23		0,07
TRACDRA		0,02	0,21		0,06
TRACTRU	0,14	0,02	0,03	0,05	0,03
TRIGLUC		0,08			0,01
TRISLUS	0,03	39,2			5,09
TRISMIN			0,23		0,06

Densités par strates et sur la totalité du secteur, en nombre d'individus par 1000 m²

Code Espèces	Strate A	Strate B	Strate C	Strate E
AGONCAT		21,25	78,75	
ALLOSPP	11,92	31,76	53,49	2,83
AMMOTOB		60,47		39,53
ARNOSPP	17,12	21,21	60,17	1,5
ASTERUB	4,00	26,18	69,81	
ATHEPRE				100,00
BELOBEL		100,00		
BUGLLUT	0,89	12,18	86,93	
CALLLYR	24,63	38,76	29,62	6,99
CARCMAE	0,29	8,67		91,04
CARDEDU				100,00
CLUPHAR				100,00
DICELAB		1,02		98,98
DONAX		91,32	1,46	7,22
ECHICOR	2,44	12,94	84,62	
ECHIVIP	25,96	41,62	30,9	1,53
EUPABER	0,81	68,66	29,4	1,13
GOBIIDAX	2,6	38,29	41,03	18,08
HIPPSPP	21,7	21,47	56,83	
HYPELAN	21,9	9,29	68,82	
LAEVCRA			100,00	
LIMALIM	3,68	54,64	37,6	4,08
LIOCHOL		54,79	3,2	42,01
MACOMA	47,42			52,58
MACRLON	6,42	2,72	90,85	
MACRPUB	20,51	1,24	78,25	
MAJASQU		100,00		
MERLMNG		100,00		
MULLSUR	21,9	9,29	68,82	
MYA ARE		100,00		
NASSSPP	0,15	35,75	64,08	0,02
NATIALD		100,00		
OPHISPP	0,45	5,33	94,23	
PLATFLE	15,65	59,75	24,6	
PLEUPLA	6,74	69,82	17,64	5,81
PSAMMIL		43,64	54,57	1,78
PSETMAX	15,97	33,86	50,18	
RAJACLA	34,99	49,68	11,95	3,37
RAJASPP		7,16	92,84	
SCOPRHO		69,65		30,35
SEPIOFF	4,42	23,76	71,82	
SEPISPP		38,76	57,44	3,8
SOLEVUL	0,29	94,27	1,61	3,83
SPISOVA	1,22	21,81	76,96	
SPONCAN	24,14		75,86	
SPRASPR				100,00
SYNGSPP		9,19	90,81	
TRACDRA		3,71	96,29	
TRACTRU	61,07	6,47	23,99	8,46
TRIGLUC		100,00		
TRISLUS	0,1	99,9		
TRISMIN			100,00	

Pourcentage de l'abondance des espèces par strate

Code Espèces	Groupe	Strate A	Strate B	Strate C	Strate E	Totale
CLUPHAR	1+				2,40	0,13
DICELAB	0		0,02		3,79	0,20
LIMALIM	0		0,97		0,20	0,14
LIMALIM	1	0,07	0,14	0,35		0,12
LIMALIM	2			0,03		0,01
MERLMNG	0		0,14			0,02
MULLSUR	0	0,03	0,02	0,06		0,02
PLATFLE	1		0,08			0,01
PLATFLE	2		0,03			0,00
PLATFLE	3+	0,03	0,03	0,03		0,02
PLEUPLA	0		3,19	0,15	0,72	0,49
PLEUPLA	1	0,10	0,25	0,26		0,12
PLEUPLA	2	0,14	0,03	0,03		0,03
PLEUPLA	3+	0,07	0,02			0,01
PSETMAX	0			0,03		0,01
PSETMAX	1	0,03	0,08	0,03		0,02
SCOPRHO	0		0,03		0,05	0,01
SCOPRHO	1		0,02			0,00
SOLEVUL	0		23,89		2,40	3,22
SOLEVUL	1	0,07	0,14	0,18		0,07
SOLEVUL	2			0,03		0,01
SPONCAN	0	0,03		0,06		0,02
SPRASPR	0				1,02	0,05
TRACTRU	0	0,03	0,02	0,03	0,05	0,02
TRACTRU	1	0,10				0,01
TRIGLUC	0		0,06			0,01
TRIGLUC	1		0,02			0,00
TRISLUS	0	0,03	39,20			5,09

Densités par groupes, strates et sur la totalité du secteur, en nombre d'individus par 1000 m²

Code Espèces	Groupe	Strate A	Strate B	Strate C	Strate E
CLUPHAR	1+				100,00
DICELAB	0		1,02		98,98
LIMALIM	0		92,11		7,89
LIMALIM	1	8,11	15,47	76,42	
LIMALIM	2			100,00	
MERLMNG	0		100,00		
MULLSUR	0	21,90	9,29	68,82	
PLATFLE	1		100,00		
PLATFLE	2		100,00		
PLATFLE	3+	29,25	24,80	45,95	
PLEUPLA	0		84,52	7,79	7,69
PLEUPLA	1	12,54	28,36	59,10	
PLEUPLA	2	62,31	13,21	24,48	
PLEUPLA	3+	82,51	17,49		
PSETMAX	0			100,00	
PSETMAX	1	21,31	45,19	33,49	
SCOPRHO	0		60,47		39,53
SCOPRHO	1		100,00		
SOLEVUL	0		96,08		3,92
SOLEVUL	1	13,12	25,04	61,84	
SOLEVUL	2			100,00	
SPONCAN	0	24,14		75,86	
SPRASPR	0				100,00
TRACTRU	0	28,17	11,95	44,26	15,62
TRACTRU	1	100,00			
TRIGLUC	0		100,00		
TRIGLUC	1		100,00		
TRISLUS	0	0,10	99,90		

Pourcentage de l'abondance des espèces par groupe et par strate

CREVETTE GRISE

Taille	Strate 0	Strate 1	Strate 2	Strate 3	Strate 4	Strate 5	Strate 6	Strate 7	Strate 8	Strate 9	Totalité
0-24 mm	3,74	0,1	1,31	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,18	0,05
25-44 mm	926,62	74,74	149,65	23,42	0,74	9,21	0,0	0,0	0,0	14,44	14,64
45-56 mm	91,85	6,93	12,0	1,3	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	2,06	1,34
>56 mm	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
TOTAL	1022,21	81,77	162,96	24,72	0,74	9,91	0,0	0,0	0,0	16,68	16,03

Densités par strates et sur la totalité du secteur, en nombre d'individus par 1000 m²

Taille	Strate 0	Strate 1	Strate 2	Strate 3	Strate 4	Strate 5	Strate 6	Strate 7	Strate 8	Strate 9
0-24 mm	56,7	9,3	29,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,6
25-44 mm	48,7	23,2	11,7	4,4	0,4	10,5	0,0	0,0	0,0	1,3
45-56 mm	52,8	23,6	10,2	2,7	0,0	8,7	0,0	0,0	0,0	2,0
>56 mm	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
TOTAL	49,0	23,2	11,6	4,2	0,3	10,3	0,0	0,0	0,0	1,3

Pourcentage de l'abondance par strate et sur l'ensemble du secteur

3.5.3 Tableaux récapitulatifs des densités en nombre par 10 m³ des principaux taxons

ANNEE	MISSION	JOUR	MOIS	N° POINT	OEUFs			LARVES
					STADE 1	STADE 2	TOTAL	
2000	106	14	4	1	3,53	1,35	4,88	0,1
	106	14	4	2	4,87	1,53	6,4	0,86
	106	14	4	3	5,45	1,34	6,8	1,56
	107	11	5	1	1,77	0,91	2,68	0
	107	11	5	2	2,79	1,81	4,6	0,39
	107	11	5	3	1,34	1,61	2,95	0,27
	108	24	5	1	0	0	0	0,63
	108	24	5	2	0	0	0	0,07
	108	24	5	3	0,67	0,1	0,77	0,84
	109	8	6	1	0,05	0	0,05	0,15
109	8	6	2	0	0,1	0,1	0,05	
109	8	6	3	0	0	0	0,15	
2001	110	17	4	1	3,74	0,81	4,55	0,16
	110	17	4	2	1,02	0,56	1,58	0
	110	17	4	3	0,29	0,2	0,49	0
	111	3	5	1	0,64	1,12	1,76	0,33
	111	3	5	2	0,37	0,55	0,92	0,18
	111	3	5	3	0,51	0,42	0,94	0,32
	112	16	5	1	1,68	2,13	3,81	0
	112	16	5	2	0,96	1,3	2,26	0,23
	112	16	5	3	0,91	2,16	3,07	0,06
	113	5	6	1	0	0,36	0,36	0,05
113	5	6	2	0	0,18	0,18	0,06	
113	5	6	3	0,19	0,19	0,38	2,25	
2002	114	22	4	1	1,89	5,16	7,06	0,26
	114	22	4	2	1,98	5,49	7,47	0,23
	114	22	4	3	3,01	10,46	13,47	0,2
	115	6	5	1	0,65	0,19	0,85	0
	115	6	5	2	2,47	0,26	2,73	0,34
	115	6	5	3	2,19	0,96	3,16	1,14
	116	21	5	1	0,08	0,12	0,19	0,04
	116	21	5	2	0,44	0,57	1,01	0
	116	21	5	3	0,29	0,43	0,73	0,04
	117	3	6	1	0,13	0,57	0,7	0
117	3	6	2	0,87	0,33	1,2	0,05	
117	3	6	3	0,67	0,22	0,89	0,03	
2003	118	29	4	1	0,48	0,12	0,6	2,33
	118	29	4	2	0,76	0,16	0,92	2,27
	118	29	4	3	1,19	0,51	1,7	2,98
	119	12	5	1	0,44	0,97	1,41	0
	119	12	5	2	1,85	0,83	2,68	0,06
	119	12	5	3	2,29	4,12	6,41	0,32
	120	26	5	1	0,27	0,66	0,93	0
	120	26	5	2	0,28	0,91	1,19	0
	120	26	5	3	1,07	0,98	2,06	0,09
	121	10	6	1	0,32	0,32	0,63	0,08
121	10	6	2	0,15	0,31	0,46	0,36	
121	10	6	3	0	0,98	0,98	1,94	
2004	122	14	4	1	2,32	0,91	3,23	0
	122	14	4	2	3,17	3,04	6,21	0
	122	14	4	3	5,56	2,3	7,86	0,04
	123	12	5	1	0,91	0,32	1,23	0,05
	123	12	5	2	1,2	0,17	1,37	0,13
	123	12	5	3	0,6	0,39	0,99	0
	124	26	5	1	0,71	3,54	4,25	0,04
	124	26	5	2	0	1,54	1,54	0,1
	124	26	5	3	0	1,51	1,51	2,03
	125	9	6	1	0	0,76	0,76	0,24
125	9	6	2	0	0	0	0,35	
125	9	6	3	1,92	1,92	3,84	5,5	

Densités (nombre par 10 m³) des oeufs et larves de sole

ANNEE	MISSION	JOUR	MOIS	N° POINT	OEUFS TOTAL	LARVES
2000	106	14	4	1	0	0
	106	14	4	2	0	0
	106	14	4	3	0	0
	107	11	5	1	0	0
	107	11	5	2	0	0
	107	11	5	3	0	0
	108	24	5	1	0	0,25
	108	24	5	2	0	0
	108	24	5	3	0	0
2000	109	8	6	1	0,05	0
	109	8	6	2	0	0
	109	8	6	3	0	0
2001	110	17	4	1	0	0
	110	17	4	2	0	0
	110	17	4	3	0	0
	111	3	5	1	0	0
	111	3	5	2	0	0
	111	3	5	3	0	0
	112	16	5	1	0	0
	112	16	5	2	0	0
	112	16	5	3	0	0
	113	5	6	1	0	0
	113	5	6	2	0	0
	113	5	6	3	0	0
2002	114	22	4	1	0	0
	114	22	4	2	0	0
	114	22	4	3	0,23	0
	115	6	5	1	0	0
	115	6	5	2	0	0
	115	6	5	3	0	0
	116	21	5	1	0	0
	116	21	5	2	0	0
	116	21	5	3	0	0
	117	3	6	1	0	0
	117	3	6	2	0	0
	117	3	6	3	0	0
2003	118	29	4	1	0	0,18
	118	29	4	2	0	0,92
	118	29	4	3	0	0
	119	12	5	1	0	0
	119	12	5	2	0	0
	119	12	5	3	0	0,23
	120	26	5	1	0	0
	120	26	5	2	0	0
	120	26	5	3	0,37	0
2003	121	10	6	1	0	0
	121	10	6	2	0	0
	121	10	6	3	0,62	0
2004	122	14	4	1	0	0
	122	14	4	2	0	0
	122	14	4	3	1,42	0
	123	12	5	1	0	0
	123	12	5	2	0	0
	123	12	5	3	0	0
	124	26	5	1	0	0
	124	26	5	2	0	0,1
	124	26	5	3	0	0
	125	9	6	1	0	0
	125	9	6	2	0	0
	125	9	6	3	0	0

Densités (nombre par 10 m³) des oeufs et larves de limande

ANNEE	MISSION	JOUR	MOIS	N° POINT	OEUFs			LARVES
					STADE 1	STADE 2	TOTAL	
2000	106	14	4	1	0,1	0	0,1	0
	106	14	4	2	0	0	0	0
	106	14	4	3	0	0	0	0
	107	11	5	1	0,31	0,87	1,18	0
	107	11	5	2	0,47	2,53	3	0
	107	11	5	3	5,53	7,92	13,45	0
	108	24	5	1	0	1,83	1,83	0
	108	24	5	2	0	0,13	0,13	0
	108	24	5	3	0,1	3	3,1	0,05
2000	109	8	6	1	0,56	1,87	2,43	0
	109	8	6	2	0,57	5,91	6,48	0
	109	8	6	3	126,53	142,8	269,33	0
2001	110	17	4	1	0	0	0	0
	110	17	4	2	0	0	0	0
	110	17	4	3	0	0	0	0
	111	3	5	1	0	0	0	0
	111	3	5	2	0	0	0	0
	111	3	5	3	0	0	0	0
	112	16	5	1	0	2,94	2,94	0
	112	16	5	2	0	2,38	2,38	0
	112	16	5	3	0,12	2,4	2,52	0
2001	113	5	6	1	0	0,15	0,15	2,96
	113	5	6	2	0	2,49	2,49	5,22
	113	5	6	3	5,32	28,28	33,59	14,28
2002	114	22	4	1	0	0,08	0,08	0
	114	22	4	2	0	0	0	0
	114	22	4	3	0	0	0	0
	115	6	5	1	0	0,04	0,04	0
	115	6	5	2	0	0,09	0,09	0
	115	6	5	3	0	0	0	0
	116	21	5	1	0	1,04	1,04	0
	116	21	5	2	0	8,12	8,12	0,36
	116	21	5	3	0,14	7,09	7,23	1,58
2002	117	3	6	1	0,19	12,21	12,4	0,03
	117	3	6	2	0	10,4	10,4	0,13
	117	3	6	3	0	6,45	6,45	0,28
2003	118	29	4	1	0	0	0	0
	118	29	4	2	0	0	0	0
	118	29	4	3	0	0	0	0
	119	12	5	1	0	0,53	0,53	0
	119	12	5	2	0	0	0	0
	119	12	5	3	0	0,8	0,8	0
	120	26	5	1	0,11	3,29	3,4	0
	120	26	5	2	0,09	8,65	8,74	0
	120	26	5	3	0,08	1,81	1,9	0,04
2003	121	10	6	1	6,09	15,41	21,51	0
	121	10	6	2	6,69	10	16,69	0,56
	121	10	6	3	62,33	42,31	104,63	6,9
2004	122	14	4	1	0	0	0	0
	122	14	4	2	0,11	0	0,11	0
	122	14	4	3	0,17	0	0,17	0
	123	12	5	1	0	0	0	0
	123	12	5	2	0	0	0	0
	123	12	5	3	0	0	0	0
	124	26	5	1	59,54	152,36	211,89	0,53
	124	26	5	2	164,19	259,22	423,41	1,46
	124	26	5	3	186,99	368,51	555,5	1,17
2004	125	9	6	1	78,56	85,96	164,52	0,05
	125	9	6	2	145,59	108,06	253,65	0
	125	9	6	3	373,18	268,45	641,63	12,96

Densités (nombre par 10 m³) des oeufs et larves de sardine

ANNEE	MISSION	JOUR	MOIS	N° POINT	OEUFs			LARVES
					STADE 1	STADE 2	TOTAL	
2000	106	14	4	1	0,32	0,67	0,99	6,33
	106	14	4	2	0,29	0,96	1,24	8,8
	106	14	4	3	0,86	1,12	1,98	25
	107	11	5	1	0,23	0,2	0,43	2,64
	107	11	5	2	0,29	0,29	0,58	23,87
	107	11	5	3	0,4	0,81	1,21	3,33
	108	24	5	1	0	1,66	1,66	0,06
	108	24	5	2	0	0,38	0,38	1,41
	108	24	5	3	0,91	5	5,91	0,47
2001	109	8	6	1	0	0,3	0,3	1,57
	109	8	6	2	3,37	1,48	4,84	2,05
	109	8	6	3	14,8	11,5	26,3	2,21
	110	17	4	1	1,14	0,45	1,59	1,95
	110	17	4	2	1,45	1,02	2,47	2,69
	110	17	4	3	1,9	2,64	4,54	3,32
	111	3	5	1	0,24	0,36	0,6	26,84
	111	3	5	2	0,28	0,55	0,83	11,89
	111	3	5	3	3,86	2,93	6,79	9,64
2002	112	16	5	1	0,11	0,32	0,43	4,37
	112	16	5	2	0,32	1,1	1,41	7,76
	112	16	5	3	1,21	1,85	3,06	21,88
	113	5	6	1	0	0	0	1,14
	113	5	6	2	0,06	0,06	0,11	5,57
	113	5	6	3	0,86	4,26	5,13	2,14
	114	22	4	1	0	0	0	2,5
	114	22	4	2	0	1,14	1,14	1,1
	114	22	4	3	0	3,49	3,49	2,25
2003	115	6	5	1	0	0	0	0,11
	115	6	5	2	0	0	0	2,29
	115	6	5	3	0,16	0,16	0,32	1,31
	116	21	5	1	0	0	0	11,31
	116	21	5	2	0,31	0,15	0,46	1,1
	116	21	5	3	0	0,43	0,43	0,52
	117	3	6	1	0,38	0,25	0,64	0,44
	117	3	6	2	0,27	1,6	1,87	3,32
	117	3	6	3	0,22	2	2,22	2
2004	118	29	4	1	0,21	0,46	0,67	0,97
	118	29	4	2	0,49	0,65	1,15	0,42
	118	29	4	3	2,45	1,83	4,28	3,52
	119	12	5	1	0	0,35	0,35	1,45
	119	12	5	2	0	0,51	0,51	0,44
	119	12	5	3	0	1,61	1,61	4,47
	120	26	5	1	0,27	0,66	0	0
	120	26	5	2	0	0	0	0,23
	120	26	5	3	0	0,19	0,19	3,77
2004	121	10	6	1	0,16	0,8	0,96	0,2
	121	10	6	2	0,78	2,51	3,29	0,37
	121	10	6	3	0,67	2,9	3,57	0
	122	14	4	1	0,14	0,08	0,22	0,04
	122	14	4	2	0,42	0,32	0,74	0,09
	122	14	4	3	1,47	0,79	2,26	0,04
	123	12	5	1	0	0	0	8,81
	123	12	5	2	0	0	0	2,73
	123	12	5	3	0	0	0	0,61
2004	124	26	5	1	0,71	4,25	4,96	1,06
	124	26	5	2	5	0	5	2,33
	124	26	5	3	3,12	4,57	7,69	4,71
	125	9	6	1	8,3	0	8,3	2,12
	125	9	6	2	2,78	0,69	3,48	35,45
	125	9	6	3	11,71	0	11,71	9,29

Densités (nombre par 10 m³) des oeufs et larves de sprat

ANNEE	MISSION	JOUR	MOIS	N° POINT	NOMBRE INDIVIDUS
2000	106	14	4	1	20,88
	106	14	4	2	164,1
	106	14	4	3	420,24
	107	11	5	1	10,33
	107	11	5	2	5,32
	107	11	5	3	1,34
	108	24	5	1	53,46
	108	24	5	2	71,71
	108	24	5	3	1,23
	109	8	6	1	98,62
	109	8	6	2	4,72
	109	8	6	3	0,15
2001	110	17	4	1	1,45
	110	17	4	2	0
	110	17	4	3	0,16
	111	3	5	1	5,23
	111	3	5	2	0,37
	111	3	5	3	0
	112	16	5	1	93,4
	112	16	5	2	25,97
	112	16	5	3	0,36
	113	5	6	1	592,5
	113	5	6	2	696,52
113	5	6	3	89,86	
2002	114	22	4	1	251,61
	114	22	4	2	78,16
	114	22	4	3	0,16
	115	6	5	1	42,94
	115	6	5	2	36,58
	115	6	5	3	21,29
	116	21	5	1	84,91
	116	21	5	2	28,20
	116	21	5	3	365,15
	117	3	6	1	34,27
	117	3	6	2	6,50
117	3	6	3	0,06	
2003	118	29	4	1	121,94
	118	29	4	2	199,82
	118	29	4	3	185,35
	119	12	5	1	6,50
	119	12	5	2	5,09
	119	12	5	3	1,20
	120	26	5	1	0,00
	120	26	5	2	0,00
	120	26	5	3	0,00
	121	10	6	1	0,08
	121	10	6	2	0,00
121	10	6	3	0,00	
2004	122	14	4	1	1,52
	122	14	4	2	0,54
	122	14	4	3	0,11
	123	12	5	1	3,03
	123	12	5	2	0,13
	123	12	5	3	0,00
	124	26	5	1	54,40
	124	26	5	2	483,15
	124	26	5	3	347,01
	125	9	6	1	2,83
	125	9	6	2	20,14
125	9	6	3	18,71	

Densités (nombre par 10 m³) des grosseilles de mer

ANNEE	MISSION	JOUR	MOIS	N° POINT	TEMPERATURE		SALINITE		SONDE (m)
					SURFACE	FOND	SURFACE	FOND	
2000	106	14	4	1	8,76	8,68	33,13	33,13	11
	106	14	4	2	11	8,71	33,23	33,25	16
	106	14	4	3	9,35	8,7	33,03	33,25	18
	107	11	5	1	13,04	12,37	32,85	33,03	6
	107	11	5	2	12,08	13,24	32,93	32,8	10
	107	11	5	3	12,74	11,93	32,9	33,17	11
	108	24	5	1	13,37	13,03	33,4	33,47	8
	108	24	5	2	15,04	13,98	33,51	33,4	11
	108	24	5	3	13,15	12,86	33,6	33,67	15
	109	8	6	1	15,26	15,1	33	33,03	6
	109	8	6	2	20,01	16,5	33,4	33,2	9
	109	8	6	3	14,8	14,34	33,15	33,27	15
2001	110	17	4	1	10,31	9,99	30,37	31,36	9
	110	17	4	2	12,45	11,76	31,21	31,21	11
	110	17	4	3	10,29	9,8	31,09	31,7	13
	111	3	5	1	10,75	10,83	31,74	32,06	8
	111	3	5	2	13,2	12,7	32,19	31,71	10
	111	3	5	3	10,62	10,52	31,97	32,37	14
	112	16	5	1	11,76	11,74	33,01	33,01	6
	112	16	5	2	14,59	15,52	32,95	32,95	10
	112	16	5	3	11,63	11,61	33,06	33,07	13
	113	5	6	1	14,74	14,31	31,85	31,95	6
	113	5	6	2	21,05	17,8	32,11	32,3	10
	113	5	6	3	14,17	14,11	32,26	32,35	11
2002	114	22	4	1	11,96	10,93	32,87	32,76	8
	114	22	4	2	11,92	10,89	32,96	32,92	9
	114	22	4	3	12,34	10,76	33,03	33,11	12
	115	6	5	1	11,77	11,6	32,8	33,16	6
	115	6	5	2	11,61	11,99	32,95	33,18	9
	115	6	5	3	11,77	11,27	33,17	33,41	12
	116	21	5	1	13,78	13,37	33,29	33,25	6
	116	21	5	2	15,36	13,24	33,36	33,37	8
	116	21	5	3	13,65	13,17	33,49	33,47	11
	117	3	6	1	14,57	14,56	33,39	33,38	6
	117	3	6	2	15,48	21,3	33,13	33,15	9
	117	3	6	3	14,4	14,37	34,08	34,11	13
2003	118	29	4	1	10,9	10,7	33,3	33,4	10
	118	29	4	2	10,9	10,5	33,4	33,4	15
	118	29	4	3	10,5	10,1	33,7	33,74	16
	119	12	5	1	12,4	12,1	33,2	33,3	6
	119	12	5	2	16,8	13,9	33,4	33,9	10
	119	12	5	3	12,3	11,9	33,4	33,5	14
	120	26	5	1	14,1	12,9	33	33,1	7
	120	26	5	2	17,1	14,1	33,2	33,1	9
	120	26	5	3	14	13	33	33,1	13
	121	10	6	1	16,3	15,6	33,1	33,2	7
	121	10	6	2	19,7	19,8	33,6	33,5	9
	121	10	6	3	17,4	15,22	32,77	33,35	12
2004	122	14	4	1	9,85	9,6	33,14	33,17	8
	122	14	4	2	10,6	9,5	33,3	33,3	9
	122	14	4	3	10	9,3	33,4	33,5	13
	123	12	5	1	11,37	11,37	33,24	33,26	14
	123	12	5	2	12,89	11,46	33,38	33,39	18
	123	12	5	3	11,32	11,31	33,45	33,5	17
	124	26	5	1	13,99	13,75	33,45	33,49	9
	124	26	5	2	14,4	14,01	33,46	33,45	13
	124	26	5	3	13,8	13,46	33,35	33,47	14
	125	9	6	1	16,6	16,24	34,11	34,16	7
	125	9	6	2	19,1	16,6	33,6	34,2	8
	125	9	6	3	16,3	15,67	33,51	33,72	12

Relevé de température, salinité et profondeur.

4 Conclusion des observations à Penly en 2004

Contrairement à la situation observée en 2003, lors de cette dix huitième année de surveillance écologique et halieutique de la centrale électronucléaire de Penly, les conditions climatiques n'ont pas été aussi contrastées.

A l'exception de la situation du mois de mai, la température mensuelle moyenne de l'air enregistrée à Dieppe a été toujours supérieure à celle de la moyenne pluriannuelle de la période 1972-2003 (figure 1.16).

L'année 2004, contrairement à l'année 2003, a été caractérisée par des températures d'eau plus faibles que les médianes observées depuis 1989.

Les résultats du programme de surveillance 2004 du site de Penly montrent l'influence des conditions météorologiques sur les caractéristiques hydrologiques de la colonne d'eau. Lors des campagnes de juin et de septembre une très mauvaise météo conduit à des valeurs homogènes des mesures effectuées en surface et à mi profondeur, et plus particulièrement à des valeurs très élevées en matières en suspension.

L'année 2004, contrairement à l'année 2003, a été caractérisée par des températures d'eau plus faibles que les médianes observées depuis 1989. Les différences de températures enregistrées entre les points référence et rejet ont variée entre 1 °C pour le mois de septembre et 3 °C pour les campagnes de mars et juin.

Les concentrations en nitrate et nitrite ont présenté de très fortes valeurs tous le long de l'année, tandis que les valeurs de l'ammonium restaient plus proches des valeurs des médianes. Le phosphate et silicate, tout comme pour les produits azotés ont été très au dessus des valeurs couramment observées, surtout pendant la campagne du mois de juin. Les nutriments mesurés lors des campagnes 2004 semblent cependant avoir suivi un cycle saisonnier classique : consommation par le phytoplancton des sels nutritifs entre le printemps et l'été suite à l'augmentation de l'ensoleillement, suivi de processus de régénération en automne. Finalement les MES reflètent parfaitement les conditions climatiques dans lesquels ce sont déroulées les campagnes de juin et septembre, où le mélange due au vent et à la houle ont remis en suspension de grosses particules de sable qui masquent les caractéristiques de la masse d'eau.

Le tribromométhane, tout comme les composés organo-halogénés recherchés, a présenté des concentrations inférieures au seuil de détection analytique en 2004.

Un récapitulatif des paramètres présentant des différences significatives identifiées à partir de l'étude statistique réalisée sur les données acquises depuis 1989 est présenté dans le tableau suivant.

Cette étude a révélé que la température présente toujours des valeurs significativement plus élevées au point rejet qu'aux autres points. Les mesures indiquent que l'impact thermique est relativement réduit autour de la centrale. En effet, les échantillons prélevés aux abords des rejets (quelques dizaines de mètres) présentent des taux de dilution importants. Par ailleurs, la modélisation du rejet d'eau échauffée montre que d'une part l'évolution de la tâche thermique dépend des courants de marée et que d'autre part cette tâche reste localisée autour de la centrale.

COMPARAISON	PRINTEMPS	ÉTÉ	AUTOMNE
CANAL / REJET	Température Salinité --- --- --- Silicates	Température --- --- Nitrites Phosphates Silicates	Température Salinité Ammonium Nitrate Nitrites Phosphates Silicates
RÉFÉRENCE / REJET	Température --- --- --- MES	Température Salinité Ammonium Phosphates Silicates MES	Température Salinité Ammonium --- --- MES
CANAL / RÉFÉRENCE	--- Salinité --- --- MES	Température Salinité Ammonium Phosphates Silicates MES	Salinité Ammonium Nitrites Phosphate Silicates MES
CONTRÔLE / RÉFÉRENCE	--- Nitrate ---	Température Nitrate ---	Température Nitrate MES
CONTRÔLE / CANAL	Salinité --- --- --- --- Silicates MES	Salinité Ammonium Nitrites Nitrates Phosphates Silicates MES	Salinité Ammonium Nitrites Nitrates Phosphates Silicates MES
CONTRÔLE / REJET	Température --- --- --- --- Silicates MES	Température Salinité Ammonium --- Nitrites Phosphates Silicates ---	Température Salinité Ammonium Nitrate Nitrites Phosphates Silicates MES

Les paramètres présentant des différences entre les points contrôle et référence se limitent à la température et au nitrate, et aux MES pour l'automne. Ces différences entre les points contrôle et référence suggèrent l'influence du rejet sur le point contrôle, ce qui est décrit par le travail de modélisation effectué par EDF et plus particulièrement l'influence des effluents de la ville de Dieppe et des apports fluviaux de l'Arques.

L'étude des paramètres du compartiment pélagique ne permette pas de mettre en évidence une influence chronique, autre que l'effet de la température autour du rejet sur l'environnement marin.

La biomasse chlorophyllienne, la production primaire et les abondances cellulaires montrent une évolution inter-annuelle et saisonnière similaires, avec de très basses valeurs en mars qui montent en juin et septembre, mais sans jamais dépasser les médianes pluriannuelles. Le cycle phytoplanctonique annuel correspond au cycle classiquement décrit en Atlantique et en Manche, avec les biomasses chlorophylliennes comprises entre 0,85 et 4,90 $\mu\text{g/L}$. Leur évolution dans le temps ne semble pas non plus être différente de celle des eaux de l'Atlantique et de la Manche.

Les plus faibles dispersions annuelles de la biomasse, de la production primaire et de l'abondance, sont celles observées sur l'ensemble de points en automne et plus particulièrement au point référence. Les valeurs de ces trois paramètres diminuent en automne, avec de fortes variations saisonnières difficilement explicables, mettant en évidence une stratégie d'échantillonnage peu adaptée pour suivre l'évolution saisonnière du phytoplancton.

Les fortes conditions de mer observées lors des campagnes de juin et de septembre peuvent expliquer le paradoxe d'une faible biomasse phytoplanctonique concomitante avec des fortes concentrations en nutriments minéraux. En mars, la flore hivernale suggère que les efflorescences printanières n'ont pas encore eue lieu. Cette hypothèse est appuyé par les images satellite qui montrent une plus forte étendue de la distribution de la chlorophylle après le 31 mars.

Les faibles diversités observées en mars et en septembre résultent des fortes dominances de la diatomée *Skeletonema costatum*. Inversement, en juin, les plus fortes diversités mettent en évidence un partage plus équilibré des dominances entre les genres *Thalassiosira*, *Rhizosolenia*, *Paralia* et *Thalassionema*. Les abondances par espèce et par point ne présentent pas de variations pouvant démontrer un impact de la centrale.

L'étude du compartiment phytoplanctonique en 2004 ne peut donc pas permettre de conclure à

l'existence d'un déséquilibre du milieu lié à l'activité de la centrale de Penly.

Les plus fortes valeurs de biomasse ont été observées lors de la campagne de juin. Un gradient croissant côte-large est observé dans la plupart des cas. Les valeurs enregistrées au point référence, situé au large de Dieppe, restent inférieures à celles du point contrôle au droit de la centrale. C'est au printemps où les différences entre les points contrôle et référence sont les plus marquées, essentiellement à cause de l'influence du fleuve l'Arques qui connaît son débit maximum à cette période de l'année.

Les plus fortes abondances zooplanctoniques ont été enregistrées en mars aux points contrôle et référence. Sur ce paramètre l'influence de la masse d'eau influencée par l'Arques est aussi marquée. Les valeurs d'abondance au point canal restent inférieures à celles observées au point contrôle, ce qui confirme l'existence d'un gradient croissant côte-large. Les valeurs observées en 2004 se situent en générale en dessous des médianes pluriannuelles, à l'exception de celles enregistrées aux points contrôle et référence au printemps.

Au printemps, la faune zooplanctonique a été dominée par le méroplancton à plus de 74 % (essentiellement des cirripèdes et des annélides), où les seules larves de cirripèdes ont compté pour 83 à 94 % de cette abondance. Les plus fortes dominances d'annélides ont été observées au point canal avec 16 %. Lors de la campagne de juin l'essentiel de la biomasse méroplanctonique a été partagé entre les larves de mollusques, de brachyours et des anomoures. Au mois de septembre, ce sont les larves de mollusques, de brachyours et des anomoures qui ont présenté les plus fortes dominances. Au point canal nous observons une meilleure diversité, partagée préférentiellement avec des larves d'isopodes, de cirripèdes, d'annélides et de cnidaires.

L'hloplancton, bien que faiblement mis en évidence en avril avec 1 % à 26 %, il domine la biomasse zooplanctonique totale en juin (44 à 69 %) et septembre (85 à 99 %). Les copépodes dominent l'hloplancton à plus de 95 % sur l'ensemble de campagnes effectuées. Les espèces les plus représentatives ont été : *Acartia clausi* pour les périodes de juin et de septembre, *Temora longicornis* au mois de mars et *Pseudocalanus elongatus*, présent aux points contrôle et référence au printemps.

Les bilans de biomasse et d'abondance zooplanctonique effectués entre le point d'entrée à la centrale (point canal) et leur sortie en mer (point rejet) présentent tous une augmentation de valeurs à la sortie du point rejet. Pour la biomasse, ce paradoxe peut être aisément expliqué par la remise en suspension de particules liée à la vitesse des eaux du rejet. Ces particules, restent piégées dans les filtres et sont pesées avec l'ensemble des organismes du zooplancton.

L'augmentation de l'abondance au point rejet peut être la conséquence des mélanges des eaux côtières, pauvres en zooplancton avec les eaux du large, plus riches. L'effet de décalage introduit par les quelques heures de transit de l'eau de mer dans le circuit de la centrale peut amplifier davantage ce phénomène lié à la variabilité spatiale.

Seule la fréquence élevée des valeurs d'abondance maximale des différentes espèces de copépodes au point rejet pourrait suggérer une influence de la température sur ces espèces, plus mobiles que les reste des individus composant la faune zooplanctonique.

Les concentrations en germes totaux présentent une remarquable stabilité depuis une dizaine d'années sur l'ensemble des points échantillonnés, mettant en évidence la stabilité du système en comparaison des premières années de fonctionnement de la centrale au cours desquelles des valeurs supérieures, parfois d'un facteur 100, étaient enregistrées (1989).

Les germes revivifiables présentent une stabilisation, voir une diminution dans certains cas par rapport à l'année 2003. En septembre deux valeurs supérieures à 10 000 germes/mL ont été observées aux points rejet et contrôle, ces valeurs sont cependant en diminution par rapport à celles observées en 2003, valeurs qui avait atteint 70 000 germes/mL. Le nombre supérieur de germes observés au point contrôle par rapport au point rejet suggère une plus forte abondance de germes revivifiables venant des eaux du large.

L'évolution dans l'identification et le dénombrement de vibrions halophiles depuis 1992 met en évidence les limites et la fiabilité de la méthode utilisée (de 1995 à 1998 aucune souche n'est identifiée, ce qui semble peu probable). En 2004, la nouvelle méthode EDF a été utilisée en parallèle avec l'ancienne méthode afin de préserver la continuité de la série pluriannuelle. Les deux méthodes mettent en évidence la dominance des souches de *V. alginolyticus* et *V. vulnificus* sur les peuplements de vibrions halophiles en 2004, avec une plus forte occurrence de *V. alginolyticus* depuis plusieurs années. Les plus forts développements de ces deux souches sont observées au mois de septembre, moment où la température de l'eau est la plus élevée.

Le nombre de vibrions sur l'ensemble des points au mois de septembre est en diminution par rapport aux maxima observées en 2001. En 2004 nous observons un gradient croissant côte-large qui suggère une plus forte abondance de vibrions dans les eaux du large.

Bien que les résultats issus de l'identifications de vibrions halophiles par les deux méthodes sont comparables et que les différences observées peuvent être dues aux méthodologies et aux milieux de culture utilisés, la méthode EDF semble présenter une plus forte sensibilité pour

identifier et dénombrer les vibrions quand les quantités présentes dans l'eau de mer sont faibles.

L'étude du compartiment microbiologique ne nous permet donc pas de conclure à l'existence d'un déséquilibre du milieu dû à l'activité de la centrale de Penly à partir de l'étude des paramètres suivis.

Au cours de cette étude de surveillance (15^e année de fonctionnement de la centrale), on retrouve une liste faunistique comparable à celle des années antérieures. En fait, le zooplancton du secteur de Penly est constitué des principales espèces holoplanctoniques et méroplanctoniques communes en Manche-est.

En ce qui concerne les espèces ichtyoplanctoniques, on note pour la sole que les densités au cours de l'année 2004 (de 3,84 œufs / 10 m³ à 7,86 œufs / 10 m³) restent comprises dans les fluctuations pluriannuelles (de 1 à 46 œufs / 10 m³).

Contrairement à 2002 et 2003, les œufs de sprat sont bien représentés en 2004 (de 2 à 11 œufs / 10 m³).

Cette année, on note une forte augmentation du frai de la sardine avec des effectifs de 164 à 642 œufs / 10 m³ nettement supérieurs à ceux observés en 2003 (de 9 à 104 œufs / 10 m³).

Les effectifs de larves de sprat et de sardine s'insèrent dans la fourchette des valeurs observées au cours des années précédentes.

Enfin, on note que les groseilles de mer présentent des densités qui s'insèrent dans l'intervalle des valeurs observées précédemment (483,15 individus / 10m³ le 26 mai 2004). Depuis 1992, les densités maximales ont varié de 57 à 782 individus / 10m³.

Quant à la macrofaune halieutique, la stratégie d'échantillonnage stratifié a été maintenue et l'ensemble du plan d'échantillonnage prévu a pu être réalisé en 2004.

Pour les poissons plats, il a été observé des indices de juvéniles de plie et limande faibles, voire très faibles pour ces deux espèces, contrairement à l'indice de juvéniles de sole qui se situe parmi les plus élevés depuis le début de l'étude.

La répartition géographique des groupes d'âge est relativement similaire à celle des années

antérieures. Elle se caractérise par la dominance des groupes 0 de sole, plie et limande à proximité immédiate de la baie de Somme (strate B) et à l'intérieur de la baie (strate E).

La densité globale en crevettes grises observée en 2004 est en baisse par rapport à celle de 2003, cet indice est le plus faible comparé à ceux observés depuis le début de l'étude. Une tendance à la réduction de cette population apparaît sur l'ensemble de la période étudiée, elle est à mettre en relation avec des observations plus générales montrant une diminution des captures professionnelles en Manche.

La répartition géographique de cette espèce reste comparable à celle des années antérieures.