

Chantal **ABERNOT-LE GAC**
Luc **DREVES**
(Coordinateurs)

Elvire **ANTAJAN**
Jocelyne **MARTIN**
Philippe **MONBET**
Mathilde **SCHAPIRA**
Ivan **SCHLAICH**

Avril 2012 - RST LER/FBN/12.05.CC

Surveillance écologique et halieutique du site électronucléaire de Flamanville

Année 2011

Rapport scientifique annuel



Diélette, mars 2011 ©Ifremer JC Cochard

Numéro d'identification du rapport : <p style="text-align: center;">LER/FBN/12.05.CC</p>		date de publication : avril 2012 nombre de pages : 220 bibliographie : oui illustration(s) : oui langue du rapport : français
Diffusion : libre : <input checked="" type="checkbox"/> restreinte : <input type="checkbox"/> interdite : <input type="checkbox"/> Validé par : Chantal Abernot-Le Gac		
Titre de l'article <p style="text-align: center;"><i>Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville</i> <i>Année 2011 – rapport scientifique annuel</i> <i>Ecological and fisheries monitoring of the Flamanville nuclear power plant</i> <i>2011 Annual scientific report</i></p>		
Auteurs principaux : Abernot - Le Gac Chantal Drévès Luc Antajan Elvire Martin Jocelyne Monbet Philippe Schapira Mathilde Schlaich Ivan		Organisme / Direction / Service, laboratoire Ifremer / ODE / UL / LER - FBN Ifremer / ODE / DIR Ifremer / ODE/ UL / LER - BL Ifremer / RBE / EMH PM Consulting Ifremer / ODE / UL / LER - N Ifremer / RBE /HMMN / RHPEB
Collaborateur(s) Berthélé Olivier Bourriau Paul Cochard Jean Claude Françoise Sylvaine Gaffet Jean-Dominique Gohin Francis Guyader Gérard Le Gagneur Eric Lejolviv Aurore Maheux Frank Pierre-Duplessix Olivier Quinquis Jérôme Rabiller Emilie Simon Benjamin Thillaye du Boullay Hervé Vérin Françoise		Ifremer / RBE / EMH Ifremer / RBE/ EMH Ifremer / ODE / UL Ifremer / ODE / UL / LER – N Ifremer / ODE / DYNECO – Benthos Ifremer / ODE / DYNECO – Pelagos Ifremer / REM / RDT / DSMI Ifremer / ODE / UL / LER – N Ifremer / ODE / UL / LER – N Ifremer / ODE / UL / LER – N Ifremer / ODE / UL / LER – N Ifremer / ODE / UL / LER – N Ifremer / RBE / HMMN / RHPEB Ifremer / ODE / UL / LER – N Ifremer / ODE / UL / LER – N Ifremer / ODE / UL / LER – N Ifremer / ODE / UL / LER – BL
Cadre de la recherche : Projet = Impact des Grands Aménagements (I.G.A.) Commande d'exécution EDF n° 5100-CSY-4200132742 du 11 décembre 2006 Contrat C349C65050		
Organisme commanditaire : <p style="text-align: center;">Electricité de France (EDF) – Production Transport – C.N.P.E. de Flamanville B.P. 4 – 50 340 Les Pieux</p>		

Résumé

L'étude de surveillance n° 29 du centre nucléaire de production d'électricité de Flamanville (département de la Manche) concerne l'année 2011. Sont étudiés les domaines benthique, halieutique et pélagique.

L'année 2011 est la 26^{ème} année de fonctionnement du CNPE de Flamanville.

Abstract

The monitoring report (n° 29) of the nuclear power plant located in Flamanville (France) takes into account studies carried out between March and September 2011.

Environmental effects and potential impacts of the aquatic system are reported through different chapters : hydrology, microbiology, phytoplankton, zooplankton, fisheries, intertidal phytobenthos and zoobenthos.

This power plant has been in operation for twenty-six years.

Mots-clés

Centrale nucléaire, Flamanville, Surveillance, Benthos, Halieutique, Pelagos

Words keys

Flamanville, Monitoring, Nuclear power plant, Benthos, Fisheries, Pelagos

Commentaire

Ce document doit être cité de la manière suivante :

Abernot-Le Gac C., Drévès L., (coordinateurs), Antajan E., Martin J., Monbet Ph., Schapira M., Schlaich I., 2012. Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, année 2011 – Rapport Ifremer RST. LER / FBN / 12.05.CC, avril 2012, 220 p.

Résumé

Le bilan météorologique global de l'année 2011, observé dans ce secteur central de la Manche, se caractérise par une température moyenne annuelle bien supérieure à la moyenne enregistrée sur l'ensemble de la période d'observations (63 ans pour l'air, 26 ans pour l'eau de mer). Les résultats obtenus sur les différents paramètres surveillés des trois domaines pélagique, benthique et halieutique, sont globalement dépendants de ces conditions météorologiques naturelles.

Hydrologie

Lors des trois campagnes annuelles de mesures réalisées en début de printemps, en début d'été, puis en fin d'été, l'ensemble des paramètres surveillés présente une évolution saisonnière quasi classique.

Les salinités enregistrées au cours de l'année 2011, année globalement plus sèche que la précédente, ont été souvent supérieures à celles de 2010. A noter la particularité observée en fin d'hiver et de printemps d'une salinité plus importante à la côte qu'au large, contrairement aux observations antérieures. La situation est redevenue normale en fin d'été avec le constat de l'habituel gradient côte-large. Dans un cas comme dans l'autre, un impact de la centrale via ses rejets de produits de traitement (circuits d'eau de refroidissement de la station d'eau déminéralisée, lavage...) est fort peu probable compte tenu du volume total de rejet et de la limite du débit journalier de ces rejets.

Les concentrations en nutriments ont été généralement proches des médianes pluriannuelles établies depuis 1987 en restant dans les gammes de concentrations observées. Il en est de même des concentrations en MES, excepté en début d'été à la station *canal*, où la valeur obtenue est la plus faible observée depuis le début de la surveillance de ce paramètre en 2001.

Les concentrations en bore n'ont été mesurées qu'en début de printemps, le protocole de surveillance de ce paramètre, suivi depuis 2000, s'arrêtant par la suite. Les concentrations sont inférieures aux médianes pluriannuelles calculées.

Les valeurs de l'ensemble des produits de chloration recherchés dans l'eau de mer ont été généralement inférieures au seuil de détection analytique, à l'exception du bromoforme au point *rejet* en début d'été. La concentration de 3,3 µg/L est bien en dessous de la valeur seuil (10 µg/L) considérée comme acceptable pour le milieu marin. En outre en raison de l'absence de bromoforme aux stations proches du *rejet*, il semble que l'impact de ce rejet chimique soit très limité.

Les données acquises au cours des trois campagnes de surveillance en 2011 ne permettent pas de déceler d'anomalie dans la distribution et la variation des paramètres hydrologiques au niveau de la centrale électronucléaire de Flamanville. L'activité de la centrale à travers ses rejets chimiques et thermiques ne semble donc pas modifier de manière sensible et significative les caractéristiques hydrologiques intrinsèques du milieu.

Microbiologie

Les concentrations de germes totaux en 2011 sont du même ordre de grandeur qu'en 2010 et restent compris dans la gamme des concentrations observée depuis 2005. La distribution des germes totaux sur ce site est caractérisée par un gradient décroissant de la côte vers le large.

Le nombre de germes revivifiables est dans l'ensemble en diminution en 2011 par rapport à l'année passée, retrouvant des niveaux proches des abondances des années 2003 et 2004, interrompant de ce fait l'augmentation régulière observée au point canal depuis 2003. La distribution spatiale reste inchangée avec un gradient décroissant marqué côte-large.

L'identification des vibrios halophiles par la méthode mise au point par le laboratoire Pasteur confirme la présence et la dominance de la souche *Vibrio alginolyticus* dans les eaux proches de la centrale. Cette souche a été identifiée en été et en automne mais à des concentrations relativement faibles (< 100 Vibrio/L). Aucun autre vibron n'a été identifié cette année dans les eaux proches de la centrale.

L'ensemble des paramètres du compartiment microbiologique présente généralement un gradient décroissant entre les points côtier (*canal*) et large (*référence*). La plus grande richesse microbiologique côtière, peut être expliquée par, outre l'effet de la température, (1) les plus fortes teneurs en matière organique et en MES, et (2) un plus fort impact des activités humaines en général. Parallèlement, les abondances constatées au point *rejet* se situent entre celles des points *canal* et *référence*, suggérant la continuité du gradient décroissant côte-large.

Les paramètres microbiologiques étudiés dans les eaux proches de la centrale présentent des caractéristiques classiquement observées en milieu littoral tempéré. Cette année 2011 est toutefois marquée par la diminution significative du nombre de germes totaux en automne au canal et ceci après une augmentation régulière du nombre de germes depuis 2003. L'examen des résultats 2011 pour le compartiment microbiologique indique qu'il n'existe aucun déséquilibre marqué du milieu en raison de l'activité de la centrale de Flamanville.

Phytoplancton

Le premier semestre 2011 est caractérisé par des concentrations en chlorophylle *a* inférieures à celles mesurées au cours des mêmes saisons en 2010 sur les trois points. En revanche, les concentrations mesurées en septembre 2011 sont du même ordre de grandeur que celles observées en 2010.

L'année 2011 se caractérise par une abondance phytoplanctonique faible en mars (seule l'abondance mesurée au point canal est supérieure à la médiane), et maximale en septembre (notamment aux points *rejet* et *référence*).

A l'instar des années précédentes aux abords de Flamanville, les diatomées dominent largement la communauté phytoplanctonique (plus de 94 % des cellules phytoplanctoniques recensées sur les 3 points et au cours des différentes saisons). L'année 2011 est marquée par une faible variabilité de la proportion de diatomées au sein de la communauté phytoplanctonique que ce soit dans le temps comme dans l'espace.

Les abondances par espèce et par point ne présentent pas de variation pouvant mettre en cause l'activité de la centrale. Leur évolution dans le temps est en concordance avec celle des eaux de l'Atlantique.

Zooplancton

En 2011, les abondances zooplanctoniques correspondaient à ce qui est habituellement observé sur le site de surveillance depuis 1991, avec toutefois de fortes abondances observées au point *référence* en mars et septembre.

Au printemps 2011, le méroplancton représentait plus de 84 % du zooplancton total. Cette fraction était surtout composée de larves de cirripèdes. L'holoplancton quant à lui dominait largement le zooplancton en été et à l'automne (65 à 85 %). Comme toujours en milieu côtier tempéré, il était essentiellement caractérisé par les copépodes. Les espèces dominantes étaient, dans l'ordre, *Acartia clausi*, *Centropages hamatus*, *Paracalanus parvus*, *Euterpina acutifrons*, *Pseudocalanus elongatus* et *Temora longicornis* et chacune de ces espèces respecte, pour ce que peut montrer cette analyse de trois campagnes annuelles, leur répartition saisonnière habituelle. Les faibles abondances observées de *P. elongatus* et *T. longicornis* vont dans le sens de la tendance observée ailleurs en Manche depuis quelques années.

Aux trois périodes d'observations, les valeurs enregistrées au niveau du rejet en mer s'inscrivent dans l'intervalle de celles des points *canal* et *référence*. L'influence des rejets de la centrale, si elle existe, n'est donc pas décelable.

Phytobenthos

La population de l'algue brune *Fucus serratus* située en zone intertidale du platier de Diélette fait l'objet d'une surveillance en continu depuis 1983. Depuis cette date, sa biomasse annuelle est en diminution quasi régulière. La valeur globale évaluée en 2011 est d'ailleurs la plus faible observée depuis 1983.

A noter que cette baisse de la biomasse algale particulièrement marquée à Flamanville est également constatée sur d'autres secteurs en Manche, notamment dans la région de Paluel (Seine-Maritime) et aussi à Guissény (Finistère-nord). Sur ces trois sites, les biomasses moyennes observées en 2011 atteignent leurs valeurs minimales.

Les pourcentages de thalles de *Fucus serratus* portant des signes de fertilité en mars, juin et septembre 2011 sont conformes aux valeurs observées depuis le début des études. La population de Fucales de Flamanville se caractérisant par un taux de fertilité élevé en fin d'été.

Zoobenthos

Le recrutement des crustacés cirripèdes, faible en 2011 et inférieur à la moyenne observée sur la période 1983 à 2011, est conforme à la relation établie avec la rigueur de l'hiver. Les températures hivernales clémentes en 2011 n'ont pas favorisé un recrutement important de *Semibalanus balanoides*, espèce boreo-arctique dominante dans ce secteur (entre 60 % et 80 % du peuplement).

A l'inverse, ces températures semblent avoir favorisé la reproduction et le développement de *Chtamalus montagui* et *Chtamalus stellatus*, deux espèces "plus méditerranéennes". Les densités de Chtamales sont en effet en hausse au Rozel et surtout à Quédoy, station où ce genre de cirripèdes est le mieux représenté.

Au niveau général du peuplement des cirripèdes, la baisse globale du recrutement annuel se répercute directement sur les densités en place, inférieures à celles de 2010, confortant la tendance générale à la baisse observée sur la période 1983 à 2011.

Concernant la surveillance du domaine benthique intertidal au travers de l'observation des Fucales de Diélette et des Cirripèdes de la région de Flamanville, les résultats obtenus au cours de l'année 2011 n'indiquent pas d'influence directe des rejets de la centrale.

Larves de crustacés

Les températures du premier semestre 2011 étant au-dessus de la moyenne, le début des éclosions de larves d'araignée a commencé au cours de la deuxième quinzaine de juin comme cela était prédit dès le début du mois de mars.

La densité de zoés atteint son maximum fin juillet, avec une valeur parmi les plus importantes observées antérieurement sur ce site, en excluant cependant les années 2010 et surtout 1983 toutes deux exceptionnelles. La même observation est faite pour la densité de mégalopes. A noter la bonne abondance des larves d'araignées depuis 2009, avec l'importance confirmée du point 3 comme lieu important d'éclosion.

Le pic des éclosions du homard est tributaire de la précocité thermique du printemps. Après quelques années successives sans détection de ce pic, l'année 2011 a permis l'observation de ce pic fin juin, les éclosions ayant certainement commencé en mai. Des larves de homards ont été observées jusqu'à fin juillet.

Les résultats de l'année 2011 ne révèlent pas de déséquilibre du milieu. Les fluctuations temporelles de la date des pics d'éclosion sont le reflet des variations climatiques.

Surveillance de la pêche côtière des crustacés

Concernant les pêches expérimentales au casier, les rendements en homard augmentent à nouveau cette année, atteignant le niveau le plus élevé depuis 1985, confirmant ainsi la tendance significative à la hausse sur l'ensemble de la série historique. La population semble profiter encore d'une augmentation du nombre de juvéniles d'un à trois ans, retrouvés en forte proportion au sud du cantonnement. La taille moyenne est toujours inférieure à la taille marchande.

Le tourteau est la principale espèce capturée cette année et ceci malgré la forte abondance du homard dans les filières placées au sud de la réserve. Généralement une forte concentration en homard provoque un phénomène d'exclusion compétitive des tourteaux vis à vis probablement de la nourriture.

Les captures d'araignée diminuent pour la troisième année consécutive tout en restant dans les limites des fluctuations annuelles importantes observées depuis dix ans. D'autre part la taille moyenne augmente, probablement à cause de la diminution du nombre de petits individus dans les captures du mois de juin.

La taille moyenne des étrilles capturées est la plus petite depuis le début de la série historique mais n'a pas significativement varié depuis six ans. Elle correspond probablement au seuil de sélectivité de l'engin. Il faut toutefois noter que les rendements augmentent encore cette année. Les résultats concernant l'étrille sont plutôt positifs dans la mesure où l'indice d'abondance est en augmentation sur l'ensemble de la zone et que la taille est relativement stable depuis plusieurs années.

Dans la réserve, un certain nombre de points peuvent être mis en avant :

- Importance des captures de homards, au plus haut cette année depuis la création de la réserve. La taille moyenne a légèrement augmenté ce qui voudrait dire que la proportion de gros individus est plus importante dans la réserve et qu'il pourrait y avoir un phénomène d'échappement des petits individus vers l'extérieur et notamment vers le sud de la zone. Le nombre de femelles oeuvées est en augmentation depuis plusieurs années.
- Le système de marquage permet d'identifier les individus recapturés même après plusieurs mues.
- Confirmation de la sédentarisation du homard. Au regard du nombre de homards marqués (environ 3 400 individus en huit ans), le taux de recapture en dehors de la réserve avoisine 4 %. La majorité des captures se fait généralement à l'intérieur du cantonnement ou en bordure immédiate de celui-ci.

Globalement, le constat est fait de l'absence d'aggravation de l'état de la communauté des crustacés suivis sur le site de Flamanville, du fait de la pêche ou de toute autre activité anthropique. Sur une plus longue période, le constat est fait de l'absence d'incidence négative des rejets d'eau chaude de la centrale de Flamanville sur la pêcherie environnante dont les caractéristiques sont semblables aux autres secteurs du Golfe Normand Breton dans lesquels les professionnels pratiquent la même activité.

Sommaire

Résumé.....	5
Préambule.....	11
1. Fonctionnement de la centrale et programme Ifremer en 2011	13
1.1. Fonctionnement de la Centrale	15
1.2. Travaux réalisés par Ifremer.....	19
2. Caractéristiques environnementales.....	23
2.1. Climatologie	25
2.2. Température de l'eau de mer	30
3. Le domaine pélagique.....	37
3.1. Méthodologie	39
3.2. Hydrologie.....	39
3.3. Microbiologie.....	69
3.4. Phytoplancton	83
3.5. Zooplancton	103
4. Le domaine benthique	119
4.1. Phytobenthos intertidal	122
4.2. Zoobenthos des substrats durs intertidaux	140
4.3. Conclusion	156
5. Le domaine halieutique.....	157
5.1. Larves de crustacés.....	159
5.2. Surveillance de la pêche côtière des crustacés	173
5.3. Annexes	191
6. Conclusion	203
6.1. Le domaine pélagique	205
6.2. Le domaine benthique	208
6.3. Le domaine halieutique.....	209
7. Bibliographie.....	211

Préambule

Dans le cadre de l'implantation d'une Centrale électronucléaire sur le littoral de la commune de Flamanville (département de la Manche) et du contexte législatif en vigueur, **Électricité de France** a confié à l'**IFREMER**¹ les études écologiques et halieutiques du milieu marin encadrant ce site.

Une étude essentiellement bibliographique, dite d'**Avant-projet**, fut réalisée en 1975 par le CNEXO², pour la partie écologique, et l'ISTPM³, pour la partie halieutique.

L'**étude de Projet**, menée par ces deux organismes de juillet 1976 à août 1978 (étude écologique), et d'avril 1977 à septembre 1979 (étude halieutique), eut pour objet d'établir un état de référence avant l'implantation de la centrale électronucléaire. Seule la composante de l'étude halieutique traitant de la pêche des crustacés a été maintenue entre les deux phases de Projet et de Surveillance (de 1980 à 1982).

L'**étude de Surveillance** a commencé en 1983, soit deux années avant la date théorique de mise en fonctionnement de la première tranche de la Centrale (janvier 1985). La mise en route s'étant effectuée progressivement à partir de 1986, le contenu de cette étude est resté inchangé au cours des sept premières années de fonctionnement réel de la Centrale.

Cette étude de surveillance devait permettre dans un premier temps d'apprécier les fluctuations naturelles pluriannuelles des principaux paramètres retenus à partir de l'étude de Projet. Dans un deuxième temps, elle doit permettre d'analyser l'incidence éventuelle de la Centrale sur le milieu marin environnant et ses ressources.

A partir de 1993, le programme de Surveillance est allégé. Conformément à la stratégie déjà adoptée sur le site de Paluel, par exemple, l'étude du domaine pélagique est réalisée en trois points au lieu de quatre comme précédemment, le point "contrôle" étant abandonné. Pour le domaine benthique, l'étude de la faune des substrats meubles intertidaux de l'anse de Sciotot (espèce cible : *Urothoë brevicornis*) et celle du macrobenthos sublittoral proche du cap de Flamanville (espèce cible : *Nucula nucleus*) sont abandonnées. Pour le domaine halieutique, le nombre de campagnes à la mer pour le suivi des larves de crustacés (homard et araignée) est ramené de 6 à 4, pour être rétabli à 6 à compter de 1998.

L'arrêté ministériel du 11 mai 2000, en son titre IV, chapitre IV, article 29, précise la surveillance physico-chimique et biologique de l'environnement marin en incluant l'analyse du bore dans la surveillance du domaine pélagique.

Pour le site de Flamanville, les travaux de prélèvements et d'analyses sont désormais réalisés dans le cadre de la décision n°2010-DC-0189 de l'Autorité de sûreté nucléaire du 7 juillet 2010 fixant à *Electricité de France* les prescriptions relatives aux modalités de prélèvement et de consommation d'eau et de rejets dans l'environnement des effluents liquides et gazeux pour l'exploitation des réacteurs « Flamanville 1 » (INB n°108), « Flamanville 2 » (INB n°109) et Flamanville 3 » (INB n°167).

La commande d'exécution passée par EDF-CNPE de Flamanville à Ifremer (document référencé 5100-CSY-4200132742) prévoit la fourniture par Ifremer des documents contractuels suivants :

- Un état d'avancement des travaux réalisés au cours du premier semestre de l'année N, à remettre pour le 15 juillet.

¹ Organisme issu de la fusion en 1984 du CNEXO et de l'ISTPM

² Centre National pour l'Exploitation des Océans

³ Institut Scientifique et Technique des Pêches Maritimes

- Un rapport annuel, dont la version provisoire est remise le 31 janvier de l'année N+1.
- Un rapport annuel, dont l'édition définitive est remise au plus tard le 31 mars de l'année N+1.

Au cours de 2011, 26^{ème} année de fonctionnement de cette Centrale, les études réalisées par l'Ifremer sur le site de Flamanville sont menées sous la responsabilité de :

- **Luc Drévès** (ODE/DIR⁴) et **Chantal Abernot-Le Gac** (ODE/UL/LER-FBN⁵) pour les caractéristiques environnementales (climatologie, température de l'eau de mer), le domaine benthique, et la coordination de l'ensemble des études sur ce site
- **Elvire Antajan** (ODE/UL/LER-BL⁶) pour le zooplancton
- **Jocelyne Martin** (RBE-EMH⁷) pour les larves de crustacés
- **Philippe Monbet** (*PM Consultant*), pour les caractéristiques environnementales, pour l'hydrologie et la microbiologie; en collaboration avec le laboratoire Franck Duncombe de Caen (microbiologie et trihalométhanes), le laboratoire départemental de Rouen (bore) et le laboratoire Eurofins de Bordeaux (hydrazine et ethalonamine)
- **Mathide Schapira** (ODE/UL/LER-N⁸) pour le phytoplancton
- **Ivan Schlaich** (RBE-HMMN-RHPEB⁹) pour la surveillance de la pêche côtière des crustacés

Concernant la surveillance scientifique du CNPE de Flamanville réalisée au cours de l'année 2011,

- L'état d'avancement a été adressé à EDF le 13 juillet 2011 (ABERNOT-LE GAC C., DREVES L., ANTAJAN E., MARTIN J., SCHAPIRA M., SCHLAICH I. (2011).- Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, année 2011 – Etat d'avancement des travaux – premier semestre. Rapp. Ifremer ODE/UL/11.02, juillet 2011, 27 p)
- L'édition provisoire du rapport annuel a été transmis à EDF le 2 février 2012
- L'édition définitive du rapport scientifique annuel fait l'objet du présent document prenant en compte les remarques formulées, tant par EDF que par les auteurs Ifremer, sur la version provisoire.

⁴ Département Océanographie et Dynamique des Ecosystèmes (ODE)

⁵ Laboratoire Environnement Ressources – Finistère Bretagne Nord (LER/FBN)

⁶ Laboratoire Environnement Ressources de Boulogne-sur-Mer (LER/BL)

⁷ Unité Ecologie et Modèles pour l'Halieutique (EMH)

⁸ Laboratoire Environnement Ressources de Normandie (LER/BL)

¹⁰ Unité Halieutique Manche Mer du Nord (HMMN), laboratoire Ressources Halieutiques de Port-en-Bessin (RHPEB)

**1. Fonctionnement du
C.N.P.E. de Flamanville
et programme d'intervention
de l'Ifremer au cours de l'année 2010**

Luc Drévès (ODE/DIR)

Philippe Monbet (PM Consulting)

Chantal Abernot-Le Gac (LER/FBN)

1.1. Fonctionnement de la Centrale

La centrale de Flamanville, située sur la côte ouest du Cotentin, comporte deux tranches de puissance électrique de 1 300 MW, mises en service en décembre 1985 pour la tranche 1, et juillet 1986 pour la tranche 2.

Pour le refroidissement de ses condenseurs, la centrale aspire de l'eau de mer dans le canal d'amenée à raison d'un débit moyen de $43 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. Les eaux échauffées sont évacuées par un bassin de rejet communiquant avec une galerie souterraine creusée à -75 mètres, d'une longueur de 460 mètres pour la tranche 1, de 604 mètres pour la tranche 2. Les têtes de rejet, situées à l'extrémité ouest de ces galeries, sont localisées aux alentours de l'isobathe 10 mètres. Le volume d'eau prélevé et restitué par les pompes était en 2009 de $2,3 \cdot 10^9 \text{ m}^3$.

L'année 2011 représente la vingt sixième année de fonctionnement de la centrale de Flamanville et la vingt neuvième année consécutive pour les études de surveillance réalisées par l'IFREMER.

Les principaux arrêts de tranches observés au cours de l'année 2011 ont eu lieu en tranche 1 du 14 mai au 23 juin, et en tranche 2 du 7 au 12 mars, du 7 au 8 mai et du 13 août au 27 septembre (figure 1.1.1).

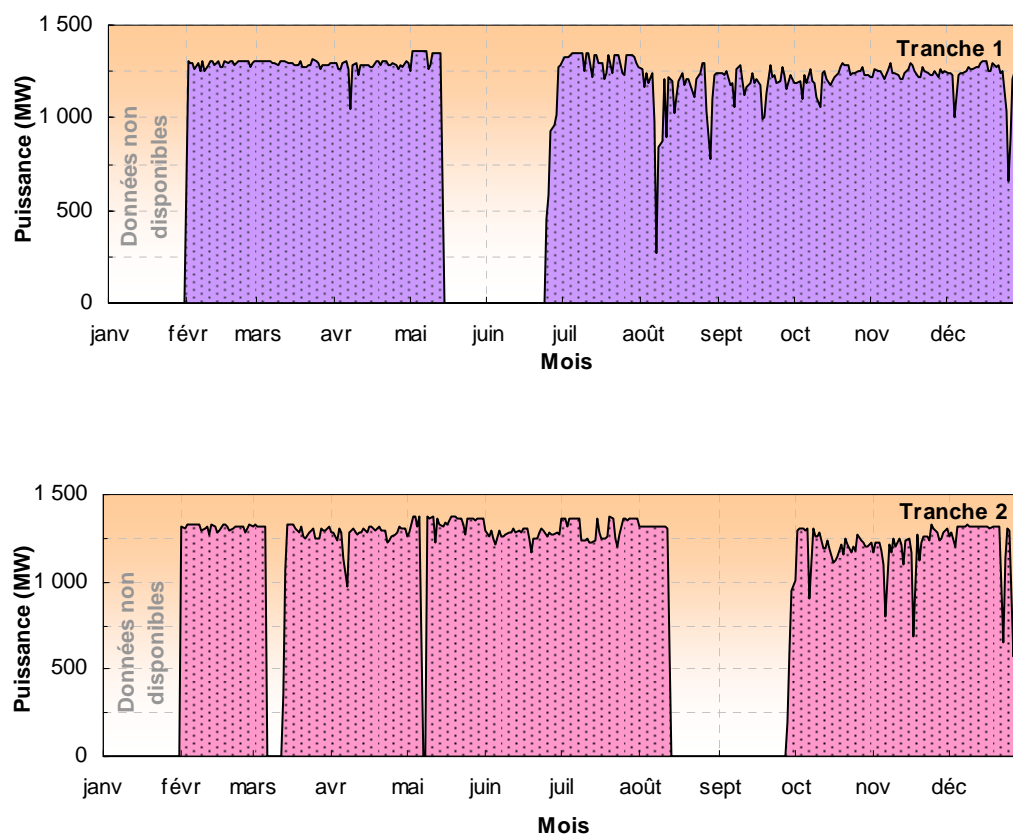


Figure 1.1.1 : Puissance nette moyenne des tranches 1 et 2 de Flamanville en 2011

Le relevé quotidien, effectué par EDF (à 16 h), de la température de l'eau de mer dans le canal d'amenée (à l'entrée des pompes) et à la sortie des deux condenseurs, est transmis chaque mois à l'IFREMER. Un premier traitement de ces données est présenté sous forme graphique (figures 1.1.2 et 1.1.3). Les arrêts de tranches se traduisent par une diminution de la température de l'eau de mer à la sortie du condenseur de la tranche concernée.

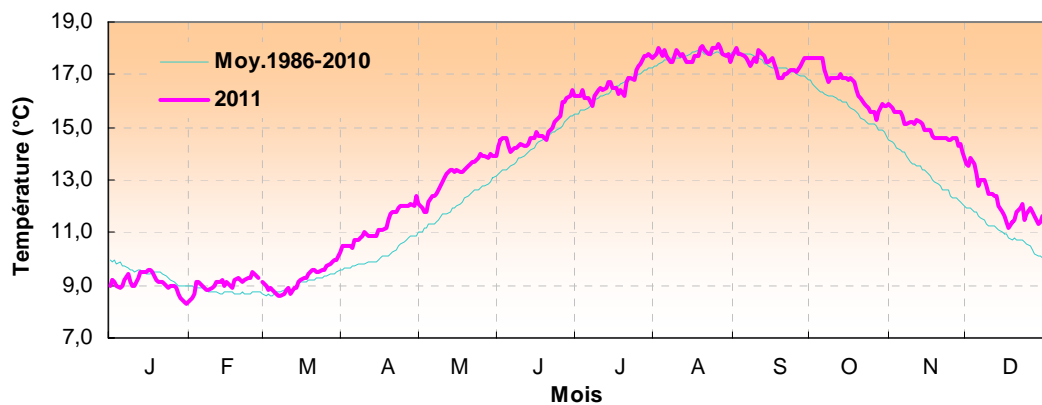


Figure 1.1.2 : Évolution de la température journalière (à 16 h) de l'eau de mer dans le canal d'amenée du C.N.P.E. de Flamanville au cours de l'année 2011, comparée à la moyenne journalière enregistrée sur la période 1986-2010

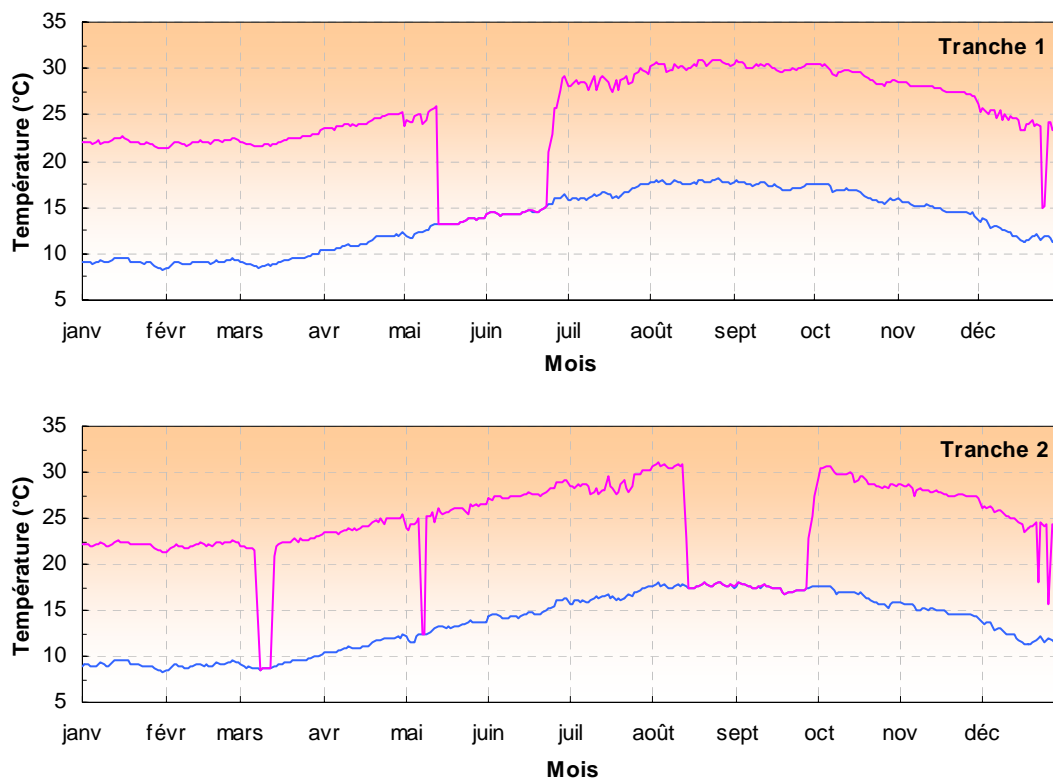


Figure 1.1.3 : Comparaison de la température de l'eau de mer entre le canal d'amenée et la sortie des condenseurs des tranches 1 et 2, au cours de l'année 2011

L'écart journalier moyen entre la sortie des condenseurs et le canal d'amenée peut ainsi être calculé (figure 1.1.4). Cet écart thermique journalier moyen est à rapprocher de la puissance nette moyenne des deux tranches (figure 1.1.5).

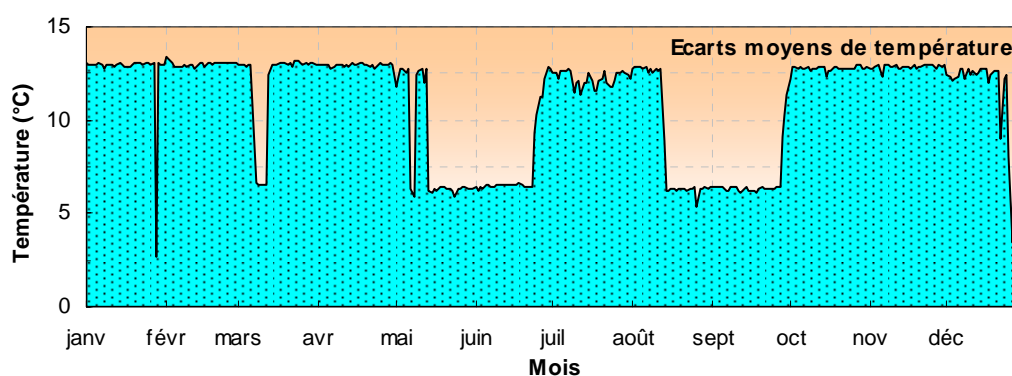


Figure 1.1.4 : Écarts journaliers moyens de la température de l'eau de mer entre la sortie des deux condenseurs et le canal d'aménée, au cours de l'année 2011

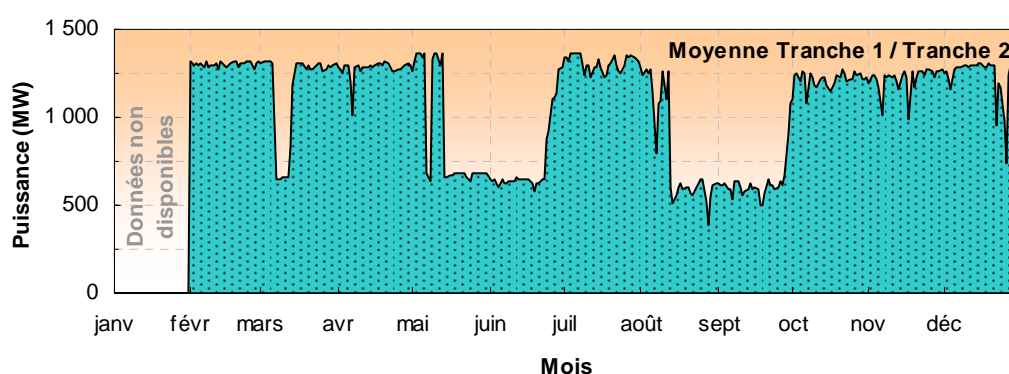


Figure 1.1.5 : Puissance nette moyenne du CNPE de Flamanville, au cours de l'année 2011

En 2011, la procédure antisalissure par électrochloration a fonctionné, pour les tranches 1 et 2 à partir d'avril. Cette procédure s'est poursuivie jusqu'en décembre pour les deux tranches. Comme l'indiquent les tableaux 1.1.1 et 1.1.2 ci-dessous, plus de 350 tonnes de chlore ont ainsi été injectées dans les circuits de refroidissement sur l'année 2011, dont environ 90 tonnes au cours du premier semestre 2011.

Qté de chlore (T)	Mois												Total
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	
Tranche 1	0,0	0,0	0,0	18,5	1,8	7,6	30,5	29,9	29,0	27,5	22,1	2,6	169,5
Tranche 2	0,0	0,0	0,0	14,5	18,5	29,0	30,5	10,0	0,0	23,6	28,5	30,5	185,0
Total	0,0	0,0	0,0	33,0	20,3	36,5	60,9	40,0	29,0	51,1	50,6	33,1	354,5

Tableau 1.1.1 : Récapitulatif de la quantité mensuelle de chlore (en T) injecté dans le circuit d'eau de refroidissement du C.N.P.E. de Flamanville au cours de l'année 2011

Le tonnage annuel moyen de chlore injecté sur la période 1987-2011 est de 354 tonnes, à savoir 463 tonnes sur la période 1987-1993, puis 311 tonnes sur la période 1994-2011. Les quantités de chlore injectées annuellement sont rappelées dans le tableau 1.1.2 ci après.

Année	Cumul de janvier à juin	Cumul annuel
1987	100,8	424
1988	59,1	580
1989	189,6	570
1990	104,0	805
1991	60,4	365
1992	29,5	191
1993	5,2	209
Moyenne 87-93		463
<i>Modification du protocole</i>		
1994	80,1	243
1995	117,4	371
1996	52,7	173
1997	27,6	266
1998	138,3	428
1999	82,7	256
2000	83,7	327
2001	100,2	408
2002	74,7	308
2003	120,0	260
2004	49,1	382
2005	118,8	392
2006	114,6	329
2007	117,5	423
2008	64,3	174
2009	89,8	268
2010	56,9	236
2011	89,8	354
Moyenne 94-11		311

Tableau 1.1.2 : Récapitulatif du tonnage annuel de chlore injecté dans le circuit de refroidissement du C.N.P.E. de Flamanville depuis 1987

Depuis le changement de protocole en 1994 à la suite du remplacement des installations d'électrochloration, le tonnage annuel de chlore varie de 173 tonnes en 1996 à 428 tonnes en 1998. Le tonnage élevé utilisé en 2011 s'explique certainement par peu d'arrêts de tranche en période de chloration et des conditions météorologiques très clémentes tout au long du second semestre 2011.

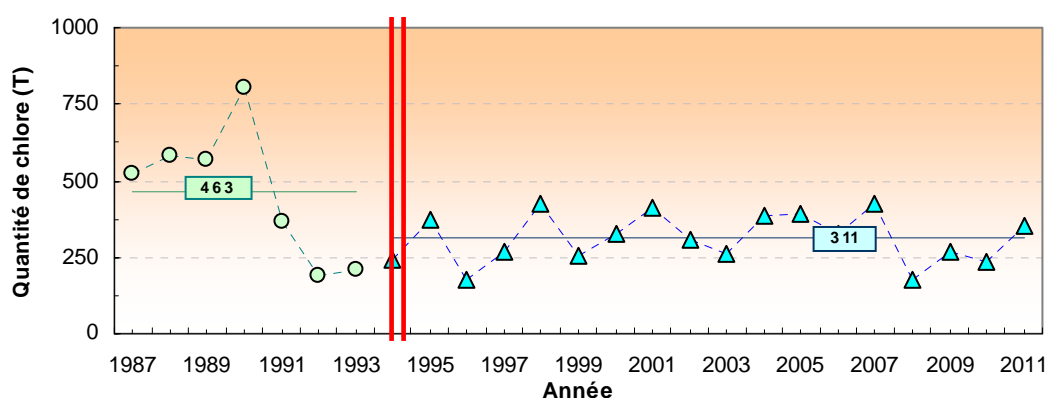


Figure 1.1.6 : Evolution du tonnage annuel de chlore injecté à Flamanville depuis 1987, comparé aux moyennes annuelles des périodes 1987-1993 et 1994-2011

1.2. Travaux réalisés par Ifremer

Les travaux réalisés au cours de l'année 2011 ont été menés conformément à l'avenant n°1 à la commande d'exécution référencée 5100-CSY-4200132742. Ils sont présentés dans le tableau 1.2.2 page 19.

Les points de prélèvements sont localisés sur la carte de la figure 1.2.1. Les coordonnées géographiques de ces points sont présentés dans le tableau 1.1.1 page 20.

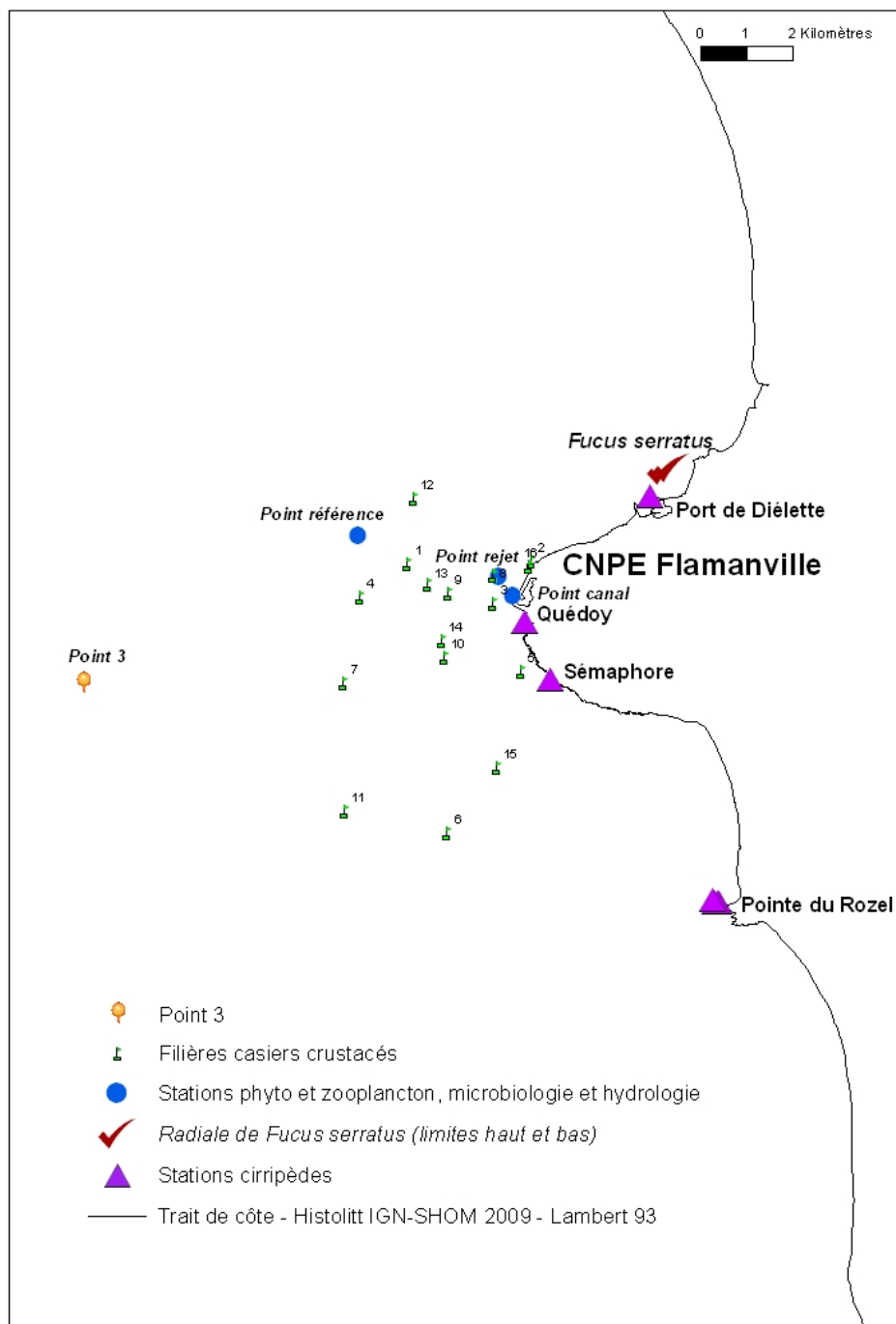


Figure 1.2.1 : Carte des abords de Flamanville, indiquant les points de prélèvements échantillonnés par l'Ifremer

Hydrologie Microbiologie Phytoplancton Zooplancton	Canal	49° 32,112' N	1° 53,317' W
	Rejet	49° 32,328' N	1° 53,477' W
	Référence	49° 32,818' N	1° 55,127' W
Cirripèdes	Sémaphore	49° 31,132' N	1° 52,869' W
	Quédoy	49° 31,805' N	1° 53,166' W
	Rozel 1	49° 28,538' N	1° 50,888' W
	Rozel 2	49° 28,534' N	1° 50,915' W
	Rozel 3	49° 28,531' N	1° 50,932' W
	Rozel 4	49° 28,554' N	1° 50,973' W
	Diélette	49° 33,272' N	1° 51,701' W
<i>Fucus serratus</i>	Haut radiale	49° 33,600' N	1° 51,452' W
	Bas radiale	49° 33,574' N	1° 51,527' W
Larves crustacés	Point 3	49° 31,5' N	1° 57,80' W
Filières crustacés	1	49° 32,480' N	1° 54,54' W
	2	49° 32,510' N	1° 53,120' W
	3	49° 32,020' N	1° 53,096' W
	4	49° 32,102' N	1° 53,540' W
	5	49° 31,222' N	1° 55,102' W
	6	49° 29,336' N	1° 53,216' W
	7	49° 31,090' N	1° 54,078' W
	8	49° 32,354' N	1° 55,294' W
	9	49° 32,143' N	1° 53,546' W
	10	49° 31,396' N	1° 54,072' W
	11	49° 29,588' N	1° 54,120' W
	12	49° 33,240' N	1° 55,282' W
	13	49° 32,240' N	1° 54,474' W
	14	49° 31,582' N	1° 54,312' W
	15	49° 30,102' N	1° 54,150' W
	16	49° 32,456' N	1° 53,498' W

Tableau 1.2.1 : Coordonnées géographiques des points de prélèvement (degrés minutes décimales, WGS84)

2011	Points de prélèvements	Paramètres étudiés	Nombre de réplicats à chaque point	Dates missions
DOMAINE PELAGIQUE Hydrobiologie	Référence	Température, Salinité, MES, Sels nutritifs*, Bore, Haloformes, <i>Hydrazine, Ethanolamine</i> **	Référence 1 subsurf Référence 1 à -10m Rejet 1 subsurf. C.amenée 1 subsurf	28/03 27/06 15/09
Phytoplancton		Chlorophylle Phaeopigments Identification des espèces	Référence 1 subsurf Référence 1 à -10m Rejet 1 subsurf. C.amenée 1 subsurf	
		Production primaire	Référence 3 subsurf Référence 3 à -10m Rejet 3 subsurf C.amenée 3 subsurf	
Zooplancton		Biomasse Composition chimique (carbone, azote) Identification des espèces	1 WP2 congelé 1 WP2 formolé	
Microbiologie	Canal d'amenée	Dénombrement des - germes totaux - germes viables Recherche des vibrions halophiles	Référence 2 subsurf. Référence 2 à -10m Rejet 2 subsurf. C.amenée 2 subsurf	
DOMAINE BENTHIQUE Phytobenthos	Platier de Diélette Radiale Dans la zone à <i>Fucus serratus</i>	<i>Fucus serratus</i> - Biométrie - Longueur - Nbre de dichotomies - Fertilité - Diamètre du thalle - Biomasse.	10 pieds tous les 10 m. sur chaque radiale 10 quadrats /secteur	22/03 15/06 29/09
Zoobenthos	ROZEL (points 1, 2, 3, 4) SEMAPHORE QUEDOY DIELETTE	Substrats durs intertidaux	Par point : 8 quadrats 12 comptages 4 grattages	23-24/03 15-16/06
	ROZEL (Point 2), SEMAPHORE, QUEDOY, DIELETTE	- Étude de recolonisation	Par point : quadrats (3x25) cm ²	28-30/09
DOMAINE HALIEUTIQUE Zooplancton et Hydrologie	[Point 3] Référence Rejet Canal d'amenée	Densité des larves d'araignée et de homard - température - salinité	2 Bongo 1 Neuston surface	9 et 28/06 12 et 26/07 22/08 22/09
Suivi de l'exploitation et de la biologie des espèces commerciales	N.O. Cotentin 15 points (1 filière par point)	Recueil d'informations sur la pêche professionnelle Pêches expérimentales - pour homard, tourteau, araignée, étrille (longueur, sex-ratio) - autres espèces (présence)	4 levées des 15 filières d'au moins 20 casiers	6 – 9/06 8 – 14/09

Tableau 1.2.2 : Récapitulatif de l'activité réalisée par l'Ifremer en 2011 devant le C.N.P.E. de Flamanville.

(* Sels nutritifs : ammonium, nitrate, nitrite, phosphate et silicat), (** point Référence uniquement depuis juin)

2. Caractéristiques environnementales de l'année 2011

Luc Drévès (ODE/DIR)

Philippe Monbet (PM Consulting)

2.1. Climatologie

Les données communiquées par le centre de météo-France de Cherbourg proviennent d'enregistrements réalisés au sémaphore d'Auderville¹⁰ (température de l'air et pluviométrie) depuis janvier 1949, et à la station de Valognes¹¹ (insolation) entre janvier 1986 et décembre 2008. A partir de janvier 2009, les données d'insolation proviennent de Sainte Marie du Mont. Depuis 1994 et jusqu'en 2008, les données utilisées dans ce rapport pour la température quotidienne de l'air représentaient la moyenne des données tri-horaires (8 par 24h) fournies par Météo France. La température quotidienne de référence fourni par Météo France est la moyenne du minimum de température mesurée entre 18 H UTC la veille et 18 H UTC le jour, et du maximum de température mesurée entre 06 H UTC le jour et 06 H UTC le lendemain. Dans un souci de conformité, à partir de 2009 les températures quotidiennes de l'air utilisées sont donc les températures de référence calculées par Météo France. L'ensemble des températures quotidiennes depuis 1994 a été mise à jour.

Le climat dominant de la région Basse-Normandie est de type océanique : le courant perturbé atlantique, établi en moyenne à hauteur du 50^{ème} parallèle nord, conditionne fortement les précipitations, les températures ainsi que le régime de vent.

Cependant, entre les régions littorales et l'intérieur des terres, les disparités sont sensibles. De même, l'influence du relief, même si les altitudes entrant en jeu sont modestes, est tout sauf insignifiante.

2.1.1. Pluviométrie

Depuis 1949, la pluviométrie mensuelle moyenne sur le nord-ouest Cotentin (figure 2.1.1) est de 59,9 mm. Par rapport à cette moyenne, elle est excédentaire en 2011 en janvier, de juin à août, et en décembre. Le maximum des précipitations est observé en décembre avec cumul mensuel dépassant 215 mm. Les mois déficitaires en 2011 ont été essentiellement en hiver et au printemps (de février à mai) et en automne (septembre et novembre). En avril notamment, les précipitations ont été très faibles avec seulement 3,6 mm.

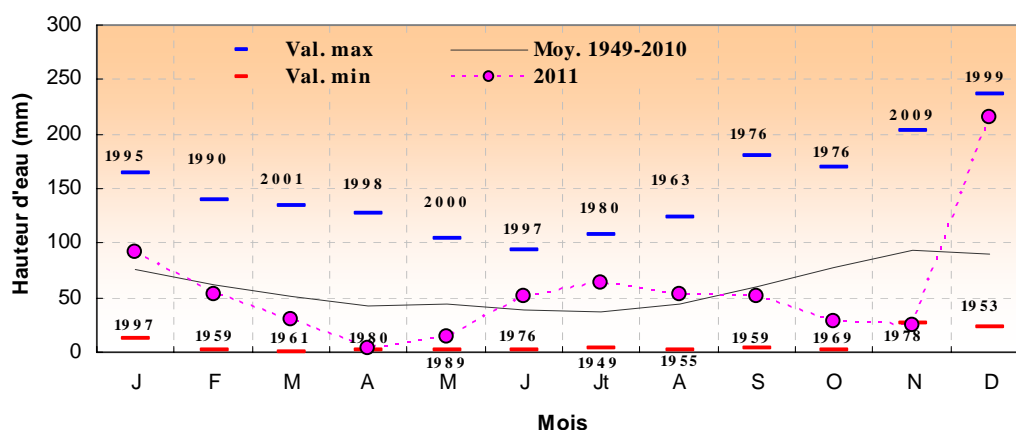


Figure 2.1.1 : Pluviométrie mensuelle au sémaphore de La Hague au cours de l'année 2011, comparée aux moyennes et valeurs extrêmes mensuelles obtenues sur la période 1949-2010.

¹⁰ Altitude : 3 m ; latitude : 49° 43'6 N ; longitude : 001° 56'4 W

¹¹ Altitude : 61 m ;

Le cumul annuel moyen sur la période de 1949/2011 est de 718 mm, variant de 430 mm en 1953 à 1001 mm en 1994 (figure 2.1.2).

Sur la période 1949/2011, l'observation des cumuls annuels par période décennale (figure 2.1.2) permet d'apprécier la forte pluviométrie des deux dernières décennies. Sur la période 1989/1998 le cumul moyen atteint 771 mm. Sur la période 1999/2008, il est de 770 mm. Ces deux cumuls sont largement supérieurs aux décennies précédentes (689 mm, 1979/1988 ; 651 mm, 1949/1958).

L'observation des cumuls moyens glissants sur dix ans permet d'identifier les deux décennies extrêmes : 1953/1962 (633 mm) et 1993/2002 (826 mm).

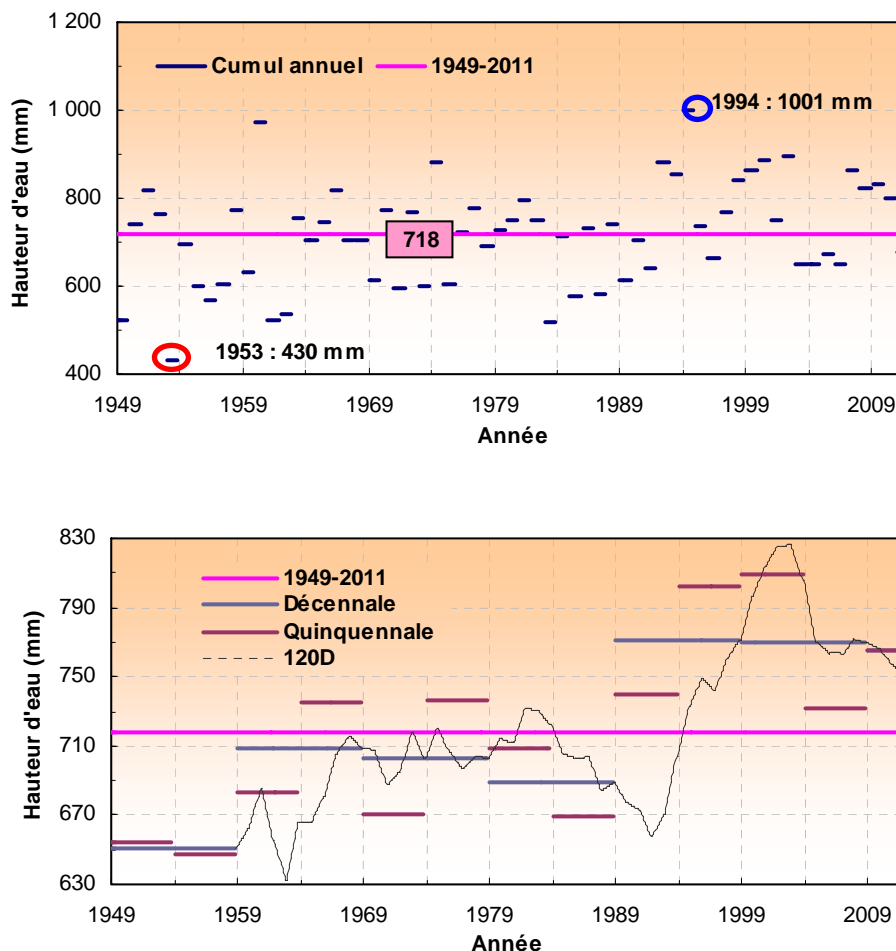


Figure 2.1.2: Pluviométrie au sémaphore de La Hague de 1949 à 2011. Comparaison des cumuls annuels, quinquennaux et décennaux au cumul moyen annuel observé sur la totalité de la période.

Le cumul pluviométrique annuel de 2011 est de 678 mm. Il est déficitaire par rapport au cumul moyen établi sur la période 1949-2011 (718 mm). Ce niveau de précipitation est très proche de celui des années 2005 et 1978 qui étaient respectivement caractérisées par des cumuls pluviométriques de 672 et 693 mm.

2.1.2. Insolation

L'importance de l'insolation mensuelle moyenne (figure 2.1.3) est directement dépendante de la durée même du jour. Elle est de ce fait minimale en hiver (< 100 heures) et maximale en été (> 290 heures). Mais la couverture nuageuse peut perturber ce schéma. Ainsi, le mois de juin présente par exemple une durée d'insolation (245 heures) nettement inférieure à celle enregistrée en avril (262 heures).

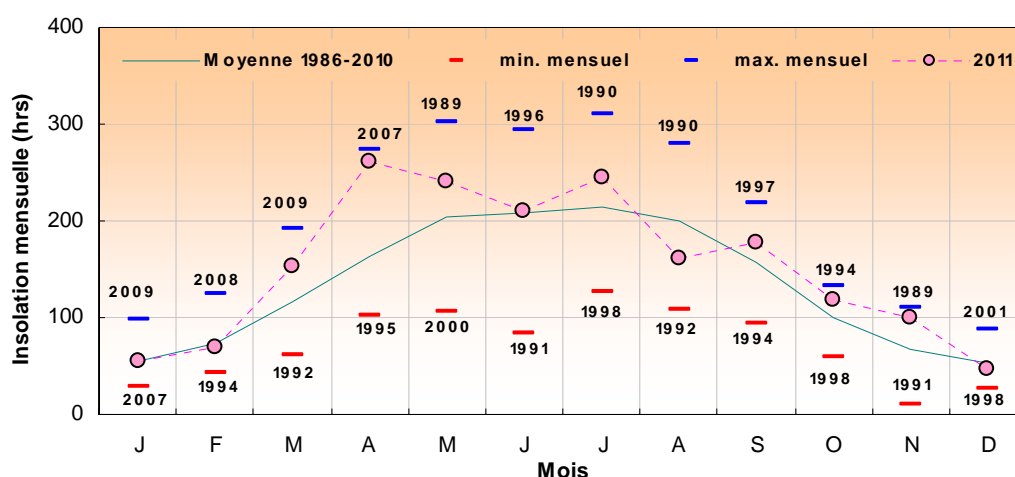


Figure 2.1.3 : Insolation mensuelle à Sainte Marie du Mont au cours de l'année 2011, comparée aux moyennes et valeurs extrêmes mensuelles obtenues sur la période 1986-2010

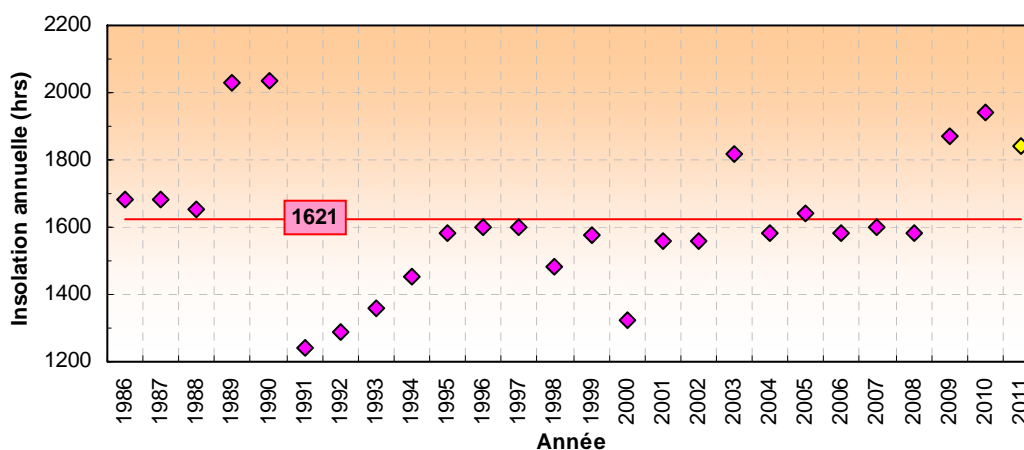


Figure 2.1.4 : Insolation annuelle dans le secteur de La Hague depuis 1986, comparée à la moyenne annuelle obtenue sur la totalité de la période.

Avec une insolation annuelle de 1844 heures, l'année 2011 est largement excédentaire, comparée à l'insolation annuelle moyenne de ces 26 dernières années (1621 heures).

2.1.3. Température de l'air

Au cours des 63 dernières années (1949/2011), la température moyenne mensuelle de l'air (figure 2.1.5) varie de 6,7 °C en février à 17,3 °C en août. Les moyennes mensuelles extrêmes ont été enregistrées en janvier 1963 (2,0 °C) et en août 2003 (18,9 °C).

Sur la période 1949/2011, la température moyenne annuelle est de 11,59 °C, avec un écart thermique moyen de 10,22 °C entre le mois le plus froid et le mois le plus chaud. L'année la plus chaude est 2002 avec une température moyenne annuelle de 12,74 °C, suivie par 1999 (12,67 °C) et 2007 (12,55 °C); la plus froide, 1963 avec 9,99 °C, suivie par 1956 (10,58 °C) et 1986 (10,63 °C). Le plus grand écart thermique entre le mois le plus froid et le mois le plus chaud d'une même année est noté en 1987 avec 14,1 °C ; le plus faible en 2007 avec 8,5 °C.

En 2011, l'hiver, le printemps et l'automne ont été très doux. Les températures moyennes étaient généralement toujours au dessus des moyennes mensuelles établies sur la période 1949-2010. Seul l'été 2011 a été caractérisé par des températures moyennes mensuelles relativement froides car en dessous des moyennes de la période 1949-2010. L'année 2011 est une année considérée comme chaude.

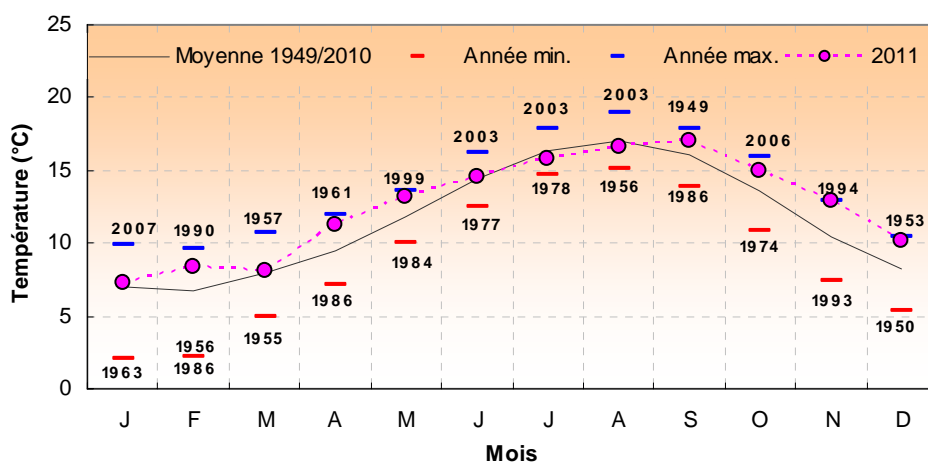


Figure 2.1.5: Température mensuelle moyenne de l'air à La Hague au cours de l'année 2011, comparée aux moyennes et valeurs extrêmes mensuelles enregistrées sur la période 1949-2010

Sur la période 1949/2011, l'observation de la température mensuelle moyenne de l'air par période décennale (figure 2.1.6) permet d'apprécier l'échauffement moyen de 0,7 °C entre les décennies 1979/1988 (température moyenne de 11,2 °C) et 1989/1998 (11,9 °C).

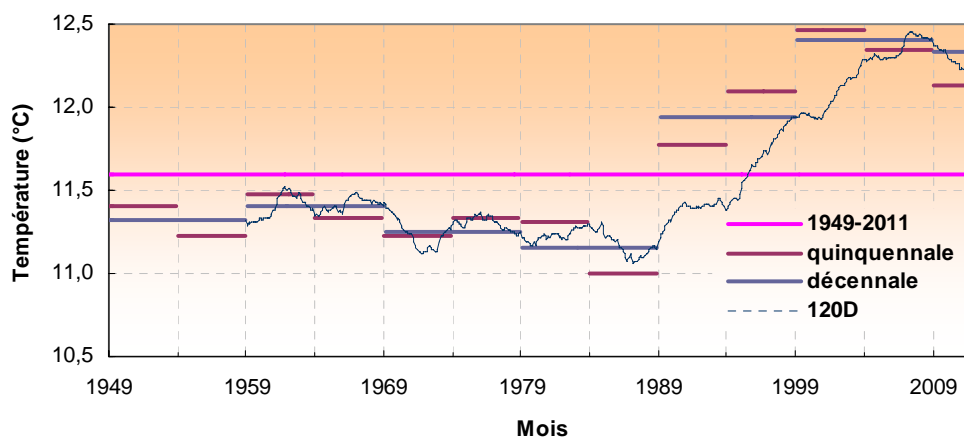


Figure 2.1.6: Température de l'air au sémaphore de La Hague de 1949 à 2011. Comparaison des moyennes annuelles, quinquennales et décennales à la moyenne observée sur la totalité de la période

L'observation des moyennes glissantes sur dix ans permet d'identifier les deux décennies extrêmes : avril 1977 / mars 1987 (11,06 °C) et août 1997 / juillet 2007 (12,46 °C), l'échauffement moyen entre ces deux périodes étant de 1,3 °C.

L'observation des températures moyennes de l'air sur des périodes pluriannuelles (5 ou 10 ans) montre, certes un échauffement évident, mais surtout l'accroissement du phénomène à partir de la fin des années 1980.

2.1.4. Caractéristiques de l'année 2011

L'année 2011 se caractérise par :

- Un cumul annuel des précipitations (678 mm) inférieur au cumul moyen enregistré depuis 1949 (718 mm) ; le premier et le second semestre sont caractérisés par des cumuls de 242 mm et 435 mm respectivement. Ces deux semestres sont successivement déficitaires et excédentaires, les moyennes semestrielles étant respectivement 316 mm et 403 mm.

	Minimum	Année	Moyenne	2011	Rang/63	Maximum	Année
Trim. 1	48,60	1953	188,8	173,6	31	365,2	1995
Trim. 2	26,20	1976	126,3	68,9	7	243,7	1964
Trim. 3	52,40	1964	142,5	166,4	42	307,5	1974
Trim. 4	101,80	1953	260,7	269,2	35	410,6	2000

Tableau 2.1.1 : Bilan pluviométrique trimestriel (en mm) de 1949 à 2011 (rang/63 ans : 1 sec – 63 très humide)

- Une insolation annuelle (1844 heures) nettement supérieure à la moyenne enregistrée depuis 1986 (1621 heures).
- (i) Une température moyenne annuelle de l'air (12,53 °C) supérieure à la moyenne enregistrée sur la période 1949-2010 (11,58 °C) ; (ii) des moyennes mensuelles supérieures aux moyennes saisonnières toute l'année sauf en été ; (iii) des températures trimestrielles supérieures à la moyenne tout au long de l'année. Il ressort de l'examen des 63 dernières années le constat d'un printemps généralement plus doux que l'automne. L'année 2011 confirme à nouveau cette règle, à laquelle ont fait exception les années 1954, 1977, 1978, 1979, 1986 et 2006. En 2011, l'automne est le plus chaud observé depuis 63 ans.

	Minimum	Année	Moyenne	2011	Rang/63	Maximum	Année
Trim. 1	3,77	1963	7,26	7,90	47	9,46	2007
Trim. 2	10,59	1977	11,89	13,02	58	13,30	1961
Trim. 3	14,97	1986	16,45	16,47	32	17,95	2003
Trim. 4	9,17	1952	10,77	12,71	63	12,52	2006

Tableau 2.1.2 : Bilan des températures trimestrielles (°C) de 1949 à 2011 (Rang/63 ans : 1 froid – 63 chaud)

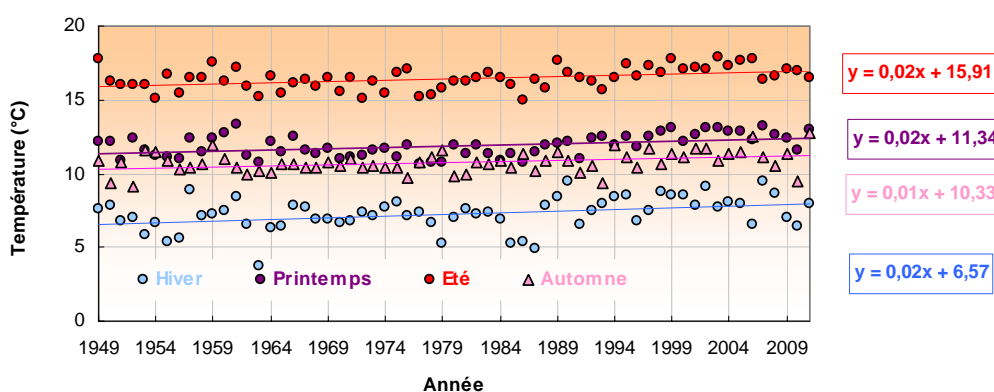


Figure 2.1.7 : Évolution des températures trimestrielles moyennes de l'air depuis 1949.

2.2. Température de l'eau de mer

Depuis 1986 (soit 26 années de mesures), EDF effectue un relevé quotidien (à 16h00) de la température de l'eau de mer dans le canal d'aménée. Le résultat des levés réalisés au cours de l'année 2011 est présenté sur la figure 1.1.2 (page 14).

Sur l'ensemble de ces 26 années, le minimum de température mensuelle moyenne de l'eau de mer dans le canal d'aménée est noté en février (8,76 °C), les valeurs extrêmes étant enregistrées en 1986 (6,80 °C) et 2007 (10,20 °C). Le maximum mensuel moyen est observé en août (17,70 °C), oscillant entre 16,28 °C en 1986 et 18,44 °C en 2003. La température moyenne annuelle est de 12,94 °C, les extrêmes étant 11,34 °C en 1986 et 13,95 °C en 2007.

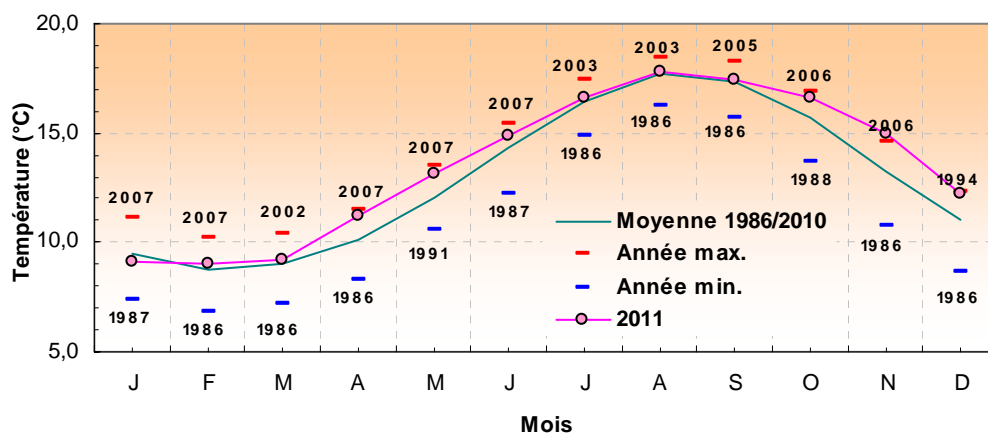


Figure 2.2.1 : Évolution de la température moyenne mensuelle de l'eau de mer dans le canal d'aménée du CNPE de Flamanville en 2011, comparée aux moyennes et valeurs extrêmes mensuelles enregistrées sur la période 1986-2010

A l'instar des observations faites sur la température de l'air, l'année 2011 présente des températures moyennes mensuelles de l'eau de mer supérieures aux moyennes saisonnières toute l'année. Seul le mois de janvier est caractérisé par une température moyenne mensuelle plus faible que la moyenne de janvier sur la période 1986-2010. Les écarts à la moyenne vont de +0,41 °C en janvier à +1,68 °C en novembre. Au cours de ce dernier mois, la température moyenne mensuelle est la plus élevée depuis 1986.

Pour un jour donné, l'écart journalier à la moyenne quotidienne estimée au cours de ces 26 années est calculé. Les écarts oscillent entre -3,41 °C (le 14/11/1986) et +2,49 °C (le 18/01/2007). La représentation graphique de ces anomalies journalières permet de visualiser la dominante thermique d'une année donnée (figure 2.2.2), ou par exemple les conditions thermiques des périodes précédant les jours de prélèvements.

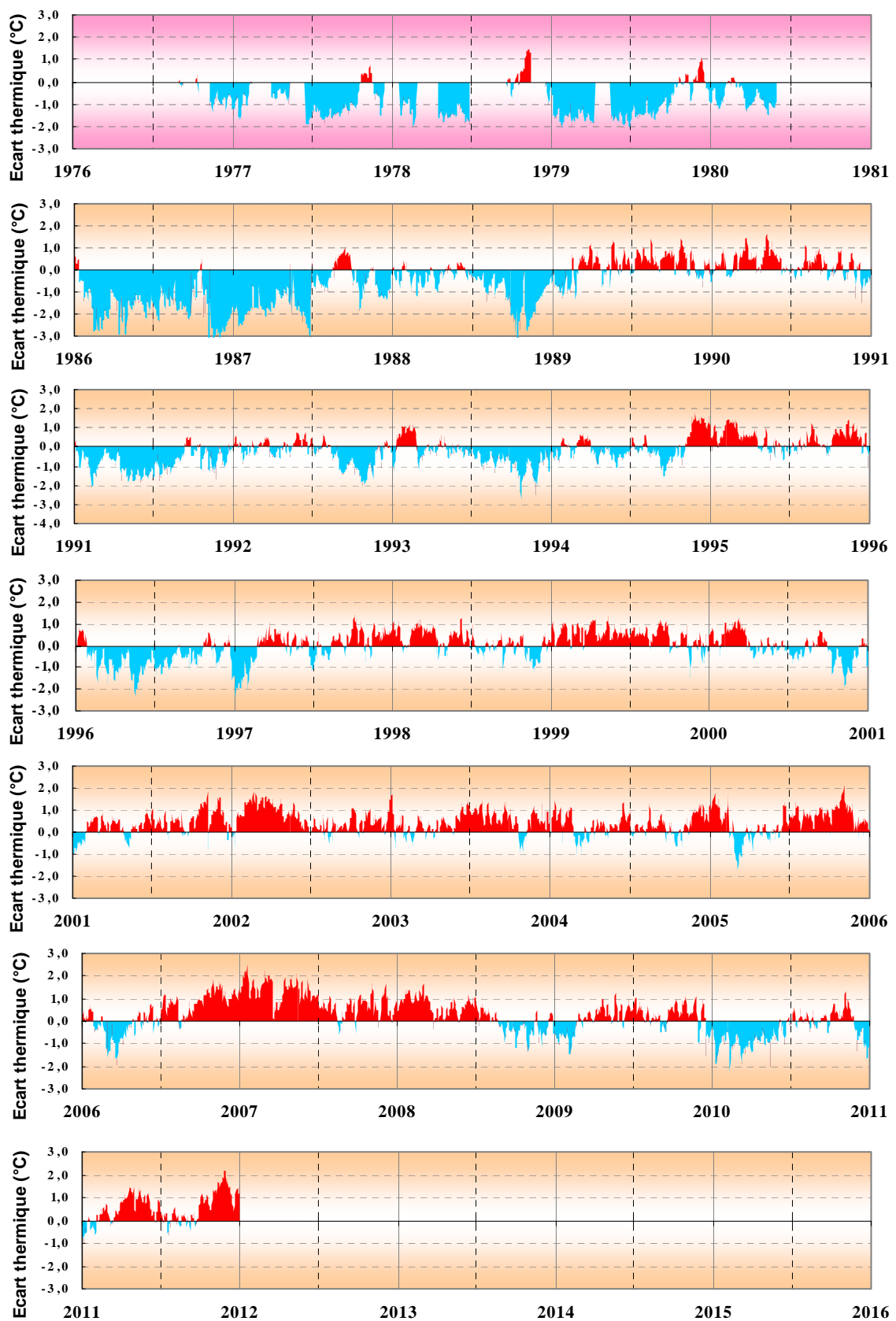


Figure 2.2.2 : Anomalies de la température de l'eau de mer à Flamanville – Ecart thermique journalier (en °C) à la moyenne quotidienne (moyenne estimée sur la période janvier 1986 - décembre 2011)

Ces écarts, moyennés sur l'année, permettent d'apprécier le bilan thermique excédentaire de l'année 2011 ($0,53 \text{ °C j}^{-1}$). A noter que l'année 2010 est la seule année du XXI^{ème} siècle à présenter un bilan thermique déficitaire (tableau 2.2.1)

Années excédentaires															
	2007	2002	2011	2005	2003	1999	1995	2001	2004	2006	2008	1990	1989	1998	2009
Ecart (C.j ⁻¹)	0,99	0,63	0,53	0,46	0,45	0,45	0,41	0,35	0,31	0,31	0,28	0,24	0,22	0,15	0,15
Années déficitaires															
	1997	1994	2000	1992	1993	2010	1996	1988	1991	1987	1986				
Ecart (C.j ⁻¹)	-0,01	-0,03	-0,06	-0,30	-0,41	-0,42	-0,58	-0,71	-0,80	-0,99	-1,62				

Tableau 2.2.1 : Bilan thermique moyen journalier de 1986 à 2011 (les 26 années sont classées de la plus chaude à la plus froide).

Au cours de la période 1986/2011, les moyennes mensuelles des températures de l'air à La Hague et de l'eau de mer à Flamanville présentent des variations similaires avec un léger décalage dû à l'inertie de la masse d'eau.

Au cours des 26 dernières années, la température moyenne annuelle est de $12,96 \text{ °C}$ pour l'eau de mer, $12,00 \text{ °C}$ pour l'air (pour rappel, cette dernière est de $11,59 \text{ °C}$ au cours de la période 1949-2011).

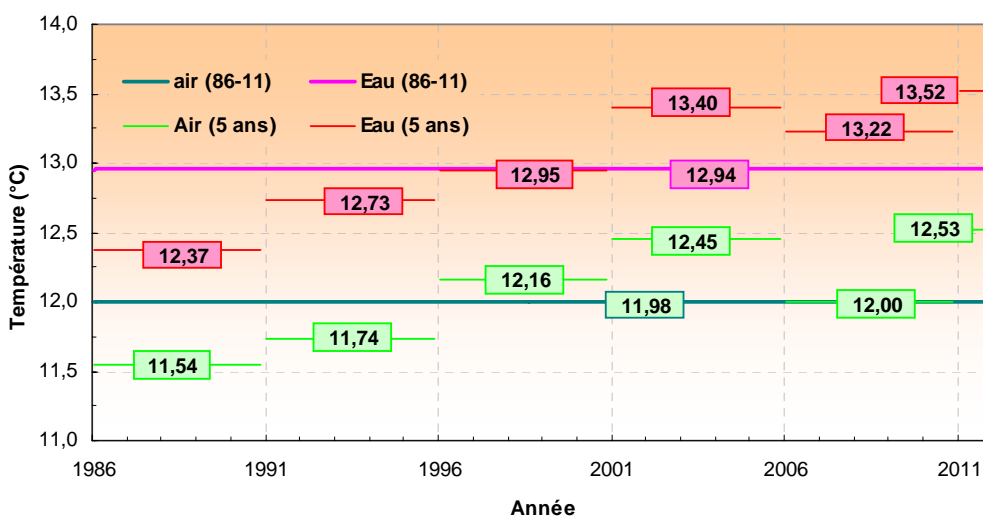
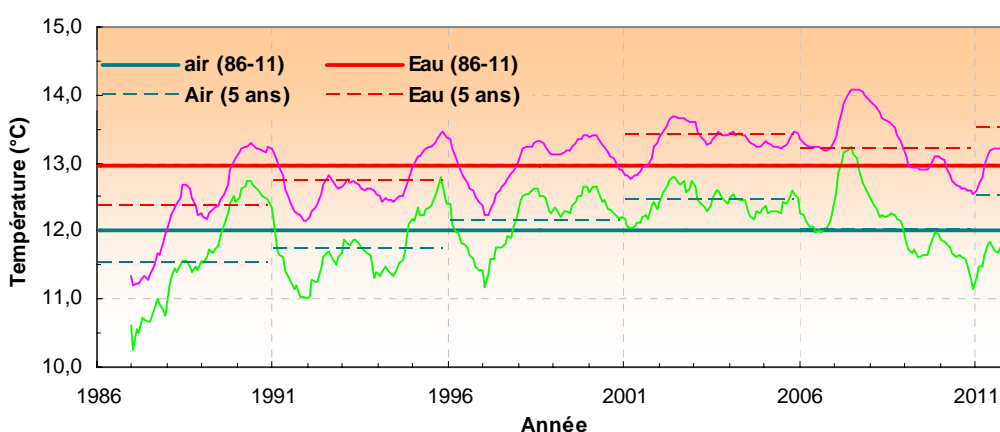


Figure 2.2.3 : Comparaison des « anomalies » mensuelles des températures de l'air (Cap de La Hague) et de l'eau de mer (Flamanville) au cours des 26 dernières années (1986-2011)

La comparaison de ces températures (figure 2.2.3), soit par moyenne mobile calculée sur les 12 derniers mois, soit par période quinquennale, montre sur le long terme la similitude des variations de températures observées tant dans l'eau que dans l'air dans ce secteur du nord-ouest Cotentin.

Une corrélation significative existe entre ces deux paramètres (figure 2.2.4). Elle montre un échauffement plus lent de l'eau de mer de janvier à juillet (points situés plus proche de la courbe de tendance). Il en est de même pour le refroidissement d'août à décembre (points les plus éloignés de la courbe de tendance).

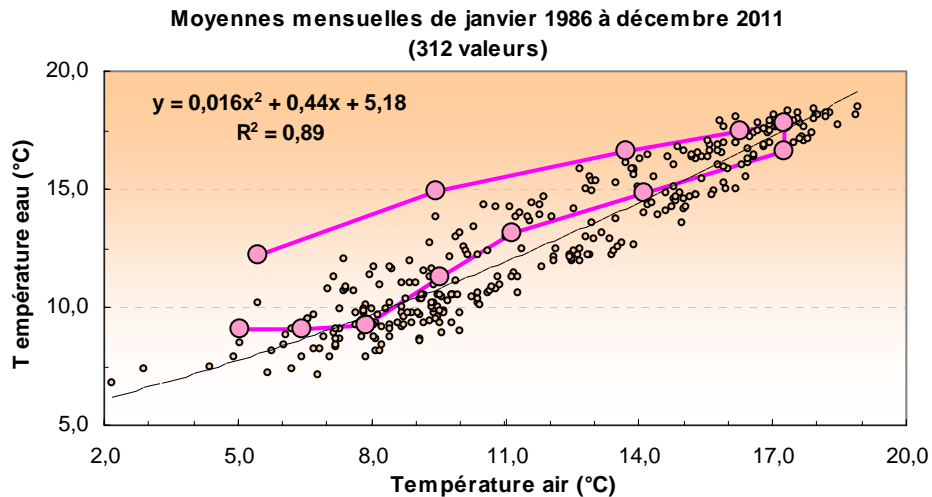


Figure 2.2.4 : Variation de la température moyenne mensuelle de l'eau de mer (données EDF) en fonction de celle de l'air (données Météo-France). Les données 2011 sont indiquées en rose.

La température de l'eau de mer est un paramètre moins suivi que la température de l'air. Ainsi, les données disponibles lors de l'élaboration du projet industriel d'EDF dans les années 70 étaient relativement anciennes, car acquises entre 1903 et 1927 et publiées en 1935 par J. R. Lumby, du ministère de l'agriculture et des pêches de Londres.

Afin de compléter et actualiser ces quelques données bibliographiques anciennes, la direction de l'équipement d'EDF, en collaboration avec le laboratoire national d'hydraulique, ont installé des thermographes Fertex et Aanderaa à une profondeur de 12 mètres au point de latitude nord 49° 32' 29'' et de longitude ouest 001° 53' 49''. De nouvelles données de température de l'eau de mer ont ainsi pu être enregistrées, d'une manière discontinue, de septembre 1976 à mai 1980.

Les moyennes annuelles ainsi obtenues sont comparées à celles enregistrées depuis 1986 (figures 2.2.5 et 2.2.6).

La comparaison directe des moyennes interannuelles observées, d'une part au début du XX^{ème} siècle, d'autre part en fin de fin de XX^{ème} - début du XXI^{ème}, doit cependant rester prudente du fait (i) du positionnement sensiblement différent des points de mesures (le plus récent étant très côtier et moins profond que le « Lumby »), et (ii) du suivi métrologique des instruments de mesures.

Ces précautions étant prises, un échauffement de la température interannuelle moyenne d'un degré Celsius est ainsi observé entre ces deux périodes d'une vingtaine d'années chacune.

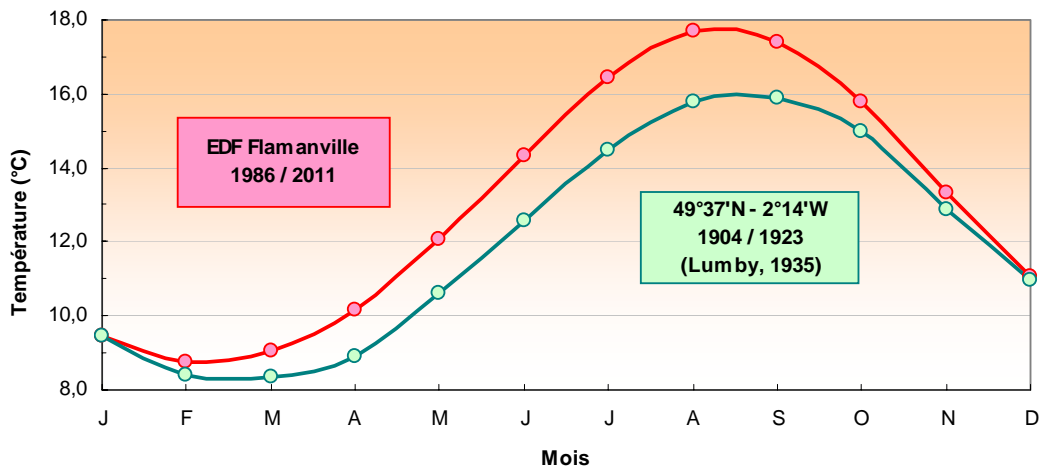


Figure 2.2.5 : Comparaison des températures mensuelles moyennes de l'eau de mer au droit du Cap de Flamanville, entre 1904 et 2011

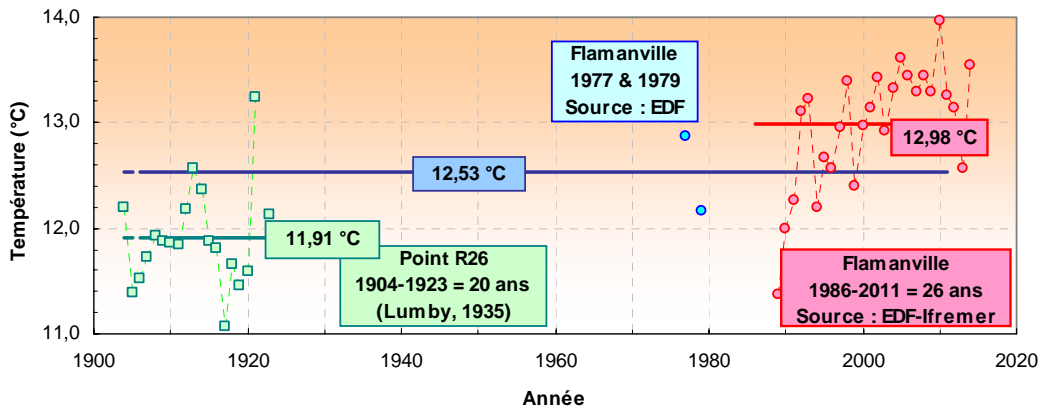


Figure 2.2.6 : Comparaison des températures annuelles moyennes de l'eau de mer au droit du Cap de Flamanville, entre 1904 et 2011

Source = acquisition mesures par EDF - CNPE de Flamanville ; traitement par Ifremer (Luc Drévès, 2012)

FLA	Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Nb mois	Nb Valeurs	Moy. 12 M	Moy. 365 J	
1	1986	31 9,11	28 6,80	31 7,16	30 8,31	31 10,61	30 12,63	31 14,91	31 16,28	30 15,74	31 15,12	30 10,78	31 8,63	12	365	11,34	11,37
2	1987	31 7,34	28 7,21	31 7,34	30 9,02	31 10,95	30 12,22	31 15,83	31 17,65	30 18,01	31 14,96	30 13,00	31 10,05	12	365	11,97	11,99
3	1988	31 9,34	29 8,41	31 8,65	30 9,76	31 12,08	30 14,28	31 16,05	31 16,91	30 16,35	31 13,69	30 11,28	31 10,24	12	366	12,25	12,27
4	1989	31 8,74	28 8,17	31 9,59	30 10,38	31 12,44	30 14,61	31 16,95	31 18,23	30 17,95	31 16,44	30 12,41	31 11,01	12	365	13,08	13,11
5	1990	31 9,76	28 8,86	31 9,74	30 10,51	31 12,98	30 14,43	31 16,38	31 18,19	30 17,59	31 15,98	30 13,36	31 10,65	12	365	13,20	13,23
6	1991	31 9,04	28 7,44	31 8,57	30 9,31	31 10,57	30 12,90	31 15,29	31 16,80	30 17,33	31 15,47	30 12,55	31 10,65	12	365	12,16	12,19
7	1992	31 9,49	29 8,64	31 9,15	30 9,94	31 12,21	30 14,54	31 16,45	31 17,41	30 16,33	31 14,35	30 12,48	31 10,91	12	366	12,66	12,67
8	1993	31 9,78	28 9,52	31 8,74	30 10,19	31 11,93	30 14,09	31 15,89	31 16,98	30 16,77	31 14,37	30 12,04	31 10,36	12	365	12,56	12,57
9	1994	31 9,25	28 8,65	31 9,47	30 9,81	31 11,68	30 13,89	31 16,44	31 17,59	30 16,53	31 15,35	30 14,12	31 12,35	12	365	12,93	12,96
10	1995	31 9,94	28 10,02	31 9,67	30 10,53	31 12,21	30 14,22	31 16,42	31 18,15	30 17,46	31 16,36	30 14,21	31 11,30	12	365	13,37	13,39
11	1996	31 9,77	29 8,12	31 8,19	30 9,36	31 10,66	30 13,54	31 15,48	31 17,22	30 16,85	31 15,51	30 13,11	31 10,75	12	366	12,38	12,39
12	1997	31 7,88	28 8,16	31 9,39	30 10,54	31 12,24	30 14,19	31 16,08	31 17,74	30 17,58	31 16,41	30 13,65	31 11,55	12	365	12,95	12,98
13	1998	31 9,93	28 9,28	31 9,77	30 10,50	31 12,35	30 14,72	31 16,31	31 17,69	30 17,38	31 15,83	30 12,71	31 10,99	12	365	13,12	13,15
14	1999	31 10,01	28 9,31	31 9,67	30 10,84	31 12,72	30 14,85	31 17,00	31 18,10	30 18,24	31 15,86	30 13,33	31 10,99	12	365	13,41	13,43
15	2000	31 9,76	29 9,53	31 9,77	30 9,97	31 11,95	30 14,23	31 16,01	31 17,64	30 17,66	31 15,22	30 12,21	31 10,90	12	366	12,90	12,92
16	2001	31 8,92	28 9,24	31 9,33	30 10,49	31 11,99	30 14,77	31 16,81	31 18,12	30 17,58	31 16,55	30 14,24	31 11,67	12	365	13,31	13,33
17	2002	31 9,88	28 10,16	31 10,41	30 11,24	31 12,85	30 14,68	31 16,68	31 17,80	30 17,63	31 16,25	30 13,91	31 11,64	12	365	13,59	13,61
18	2003	31 9,88	28 8,70	31 9,36	30 10,35	31 12,37	30 15,04	31 17,39	31 18,44	30 18,11	31 15,85	30 13,80	31 11,61	12	365	13,41	13,44
19	2004	31 10,13	29 9,20	31 8,71	30 10,41	31 12,24	30 14,97	31 16,58	31 18,04	30 17,69	31 15,59	30 13,81	31 11,95	12	366	13,28	13,29
20	2005	31 10,54	28 9,02	31 8,38	30 10,11	31 12,06	30 14,71	31 17,08	31 18,37	30 18,28	31 16,83	30 14,34	31 11,39	12	365	13,43	13,45
21	2006	31 9,69	28 8,43	31 7,92	30 9,80	31 12,11	30 14,48	31 17,15	31 18,00	30 17,97	31 16,91	30 14,64	31 12,13	12	365	13,27	13,30
22	2007	31 11,13	28 10,20	31 10,35	30 11,46	31 13,54	30 15,46	31 17,17	31 17,91	30 17,88	31 16,58	30 14,01	31 11,72	12	365	13,95	13,97
23	2008	31 10,47	29 9,80	31 9,75	30 10,50	31 12,57	30 15,06	31 16,84	31 17,79	30 17,02	31 15,30	30 12,98	31 10,80	12	366	13,24	13,25
24	2009	31 8,82	28 8,25	31 9,17	30 10,62	31 12,45	30 14,68	31 16,94	31 17,87	30 17,46	31 16,40	30 13,78	31 10,84	12	365	13,11	13,14
25	2010	31 8,51	28 7,84	31 7,88	30 9,34	31 11,30	30 13,96	31 16,56	31 17,71	30 17,37	31 16,09	30 13,79	31 10,16	12	365	12,54	12,57
26	2011	31 9,08	28 9,05	31 9,24	30 11,26	31 13,02	30 14,83	31 16,47	31 17,74	30 17,40	31 16,58	30 14,95	31 12,21	12	365	13,49	13,51
	Nb années	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26		9496	12,96	12,98
	Nb Valeurs	806	734	806	780	806	780	806	806	780	806	780	806				
	Moy. M	9,47	8,77	9,05	10,18	12,08	14,31	16,43	17,71	17,39	15,76	13,29	11,06				
	Moy. J	9,47	8,77	9,05	10,18	12,08	14,31	16,43	17,71	17,39	15,76	13,29	11,06				

Tableau 2.2.2 : Bilan détaillé des mesures de température de l'eau de mer réalisée entre janvier 1986 et décembre 2011 par EDF dans le canal d'aménée de la Centrale de Flamanville. Pour chaque mois, sont mentionnés le nombre de mesures effectuées et la moyenne de ces mesures, les valeurs extrêmes étant repérées en trame bleue (moyenne minimale) ou rouge (moyenne maximale). Pour chaque bilan annuel, sont mentionnées la température moyenne obtenue à partir des 12 valeurs mensuelles et celle obtenue à partir de l'ensemble des mesures réalisées pendant l'année

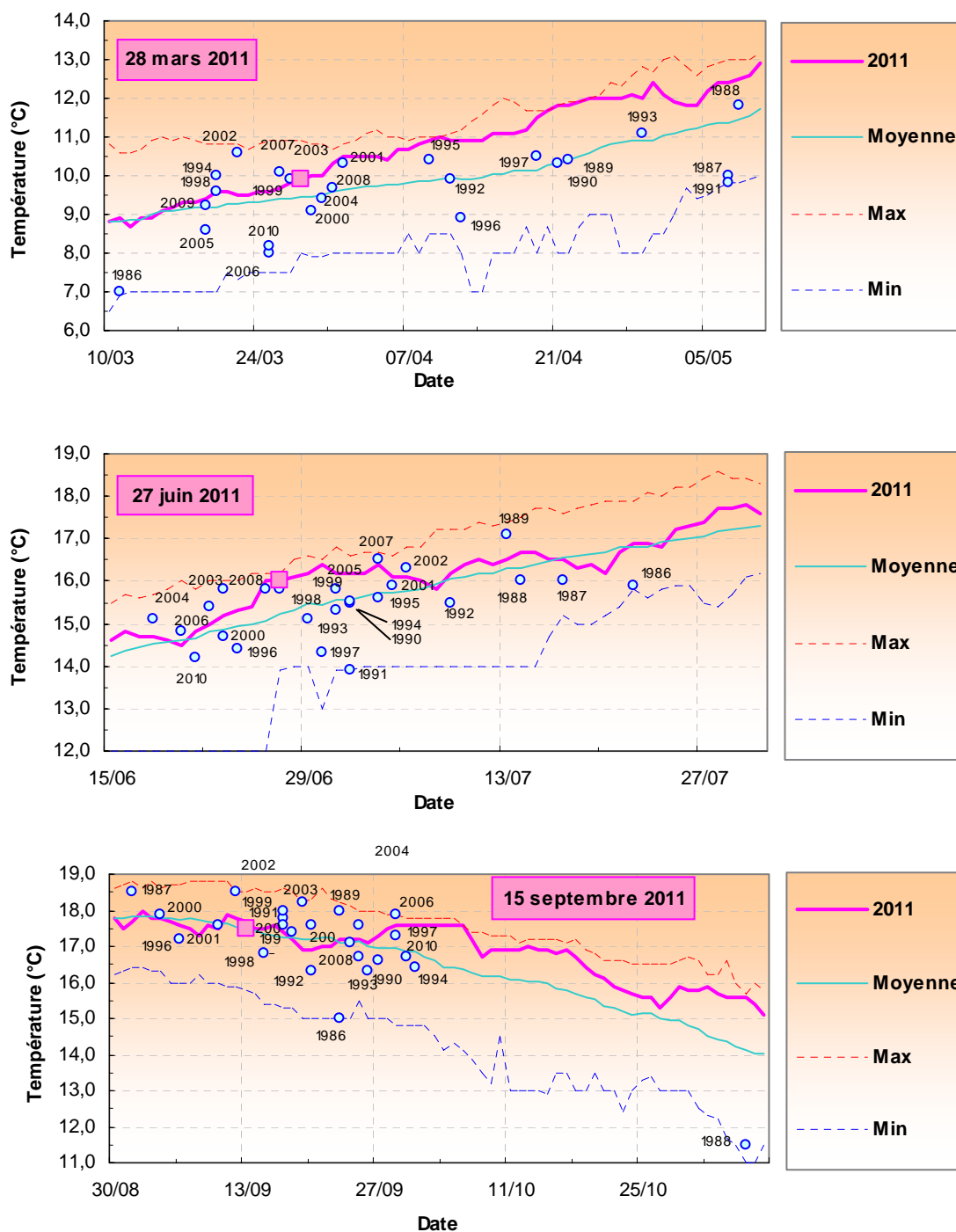


Figure 2.2.7 : Température de l'eau de mer en surface au canal d'aménée de Flamanville, entre 1986 et 2011. Pour chaque année, positionnement calendaire des 3 campagnes pélagiques. La température de l'eau de mer du jour de prélèvement est comparée à la moyenne, au maximum et au minimum observés au cours des 26 dernières années

3. Le domaine pélagique

Etude et rapport réalisés par

Philippe Monbet (PM Consulting) *Hydrologie et Microbiologie*

à l'Ifremer par

Elvire Antajan (LER/BL) *Zooplancton*

Mathilde Shapira (LER/N) *Phytoplancton*

Avec la collaboration pour les prélèvements et les analyses de

Sylvaine Françoise (LER/N)

Aurore Lejolivet (LER/N)

Frank Maheux (LER/N)

Olivier Pierre-Duplessix (LER/N)

Emilie Rabiller (LER/N)

Benjamin Simon (LER/N)

Traitement des images satellites par

Francis Gohin (DYNECO/pelagos)

Analyses complémentaires réalisées par

Laboratoire départemental et régional de Biologie et d'Hygiène Franck Duncombe de Caen (Microbiologie, Trihalométhanes)

Laboratoire municipal et régional d'analyses de Rouen (Bore)

Laboratoire Eurofins de Bordeaux (Hydrazine, Ethalonamine)

3.1. Méthodologie

Conformément à la stratégie mise en place pour la surveillance du site de Flamanville, les points échantillonnés sont :

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

Le matériel et les méthodes d'analyses utilisés en 2011 sont les mêmes que les années précédentes.

Le calendrier des missions, les paramètres étudiés et le nombre d'échantillons prélevés en chaque point sont précisés dans les tableaux 1.2.2 et 3.2.2. Les campagnes de 2011 se sont déroulées les 28 mars, 27 juin et 15 septembre, en période de mortes eaux à bord du *N/O DELPHY* (hydrologie, phytoplancton et zooplancton) et au moyen du *Zodiac* de la SNSM de Diélette (bactériologie et trihalométhanes).

3.2. Hydrologie

3.2.1. Méthode

3.2.1.1. Prélèvements

Aux points *canal* et *rejet*, un prélèvement est effectué en surface. Au point *référence*, les échantillons sont prélevés en surface et à mi-profondeur.

3.2.1.2. Paramètres mesurés et précisions

Les paramètres hydrologiques mesurés sont la température, la salinité, les sels nutritifs (ammonium, nitrate, nitrite, phosphate et silicate). Les techniques appliquées à l'échantillonnage et à la mesure de ces différents paramètres sont présentées dans *Hydrologie des écosystèmes marins, paramètres et analyses* (Aminot et Kérouel, 2004). La précision sur la mesure des différents paramètres est indiquée dans le tableau 3.2.1 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)
PRECISION	± 0,01	± 0,01	± 0,1	± 0,01	± 0,005	± 0,01	± 0,05	± 0,1

Tableau 3.2.1 : Précision sur les analyses réalisées

La température et la salinité sont mesurées par une sonde YSI 600 QS. Les analyses de bore sont effectuées au Laboratoire municipal et régional de Rouen, en dosage direct par ICP-AES optique (longueur d'onde de 249,773 nm). Les analyses de trihalométhanes dans l'eau de mer sont, quant à elles, réalisées au Laboratoire départemental et régional de Biologie et d'Hygiène Franck Duncombe de Caen, selon la méthode NF T 90-125.

3.2.1.3. 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 2011, avec leur variabilité spatiale et saisonnière. Les histogrammes et les boîtes à moustaches présentent l'ensemble des données acquises depuis 1987. 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 2011 sont présentés avec une couleur différente par rapport aux années précédentes. Pour chaque paramètre et pour chaque point, les histogrammes sont regroupés par campagne (printemps, été et automne).

3.2.1.4. Traitement statistique

Un traitement statistique a été réalisé pour les paramètres étudiés sur la période 1987-2011. Cette étude permet de comparer les données observées aux points *référence*, *rejet* et *canal* afin d'établir s'il existe ou non des différences significatives à long terme. Avant de choisir et d'effectuer des tests statistiques appropriés, il est essentiel de vérifier la normalité des distributions des données. Cette normalité de distribution est vérifiée à l'aide des coefficients d'asymétrie et d'aplatissement standardisés. Lorsque la distribution est normale, le test de Student est utilisé pour les échantillons appariés afin de comparer les données. Dans le cas contraire (distribution non normale), le test de Wilcoxon est utilisé.

Les tests permettent de déterminer la valeur de probabilité associée *p-value*. Si la *p-value* est inférieure à 0,05, il existe une différence significative entre les deux séries de données. A l'inverse, si la *p-value* est supérieure à 0,05 nous ne pouvons pas conclure à une différence significative au seuil de 95 %.

3.2.2. Résultats des mesures de la surveillance hydrologique pour l'année 2011

Les résultats acquis au cours des différentes campagnes de mesure pour l'année 2011 sur le site de Flamanville sont présentés dans le tableau 3.2.2

	CANAL D'AMENEE	REJET	REFERENCE		
			SURFACE	-10 m	
28 MARS	Température (°C)	10,0	12,1	9,61	9,16
	Salinité	34,4	35,0	34,7	35,1
	Nitrate (µM)	9,93	9,62	9,79	9,76
	Nitrite (µM)	0,17	0,17	0,16	0,17
	Ammonium (µM)	0,11	0,12	0,10	0,11
	Phosphate (µM)	0,41	0,41	0,42	0,42
	Silicate (µM)	2,79	2,05	2,57	3,23
	MES (mg/L)	9,26	6,33	8,27	12,2
	Bore (mg/L)	4,6	4,7	4,6	---
	Bromoforme (µg/L)	<1	<1	<1	<1
27 JUIN	Température (°C)	15,9	18,1	14,9	14,7
	Salinité	35,2	34,9	35,2	35,2
	Nitrate (µM)	0,10	0,08	0,08	0,66
	Nitrite (µM)	0,02	0,02	0,02	0,02
	Ammonium (µM)	0,13	0,10	0,10	0,10
	Phosphate (µM)	0,05	0,05	0,05	0,05
	Silicate (µM)	1,92	2,68	2,03	2,12
	MES (mg/L)	0,86	1,23	1,13	0,98
	Bore (mg/L)	---	---	---	---
	Bromoforme (µg/L)	<1	3,3	<1	<1
15 SEPTEMBRE	Température (°C)	17,0	18,7	16,8	16,9
	Salinité	35,2	35,2	34,9	35,0
	Nitrate (µM)	2,83	2,80	3,38	3,30
	Nitrite (µM)	0,26	0,32	0,34	0,34
	Ammonium (µM)	0,79	0,48	0,71	0,64
	Phosphate (µM)	0,23	0,24	0,27	0,26
	Silicate (µM)	3,19	3,00	3,31	3,32
	MES (mg/L)	17,5	9,98	12,2	11,5
	Bore (mg/L)	---	---	---	---
	Bromoforme (µg/L)	<1	<1	<1	<1

Tableau 3.2.2 : Récapitulatif des résultats de surveillance pour l'année 2011

3.2.2.1. Température de l'eau de mer

3.2.2.1.1 Variations saisonnières de la température

Au cours des trois campagnes de surveillance 2011, la température de l'eau de mer a varié de 10,0 à 17,0 °C au point *canal*, de 12,1 à 18,7 °C au point *rejet* et de 9,61 à 16,8 °C au point *référence* en surface (figure 3.2.1). Comme l'an passé, les températures au point *référence* sont systématiquement inférieures à celles du point *canal* au cours des trois campagnes. Les écarts de température mesurés aux différentes profondeurs à la station *référence* sont faibles confirmant le caractère brassé de la colonne d'eau dans cette zone.

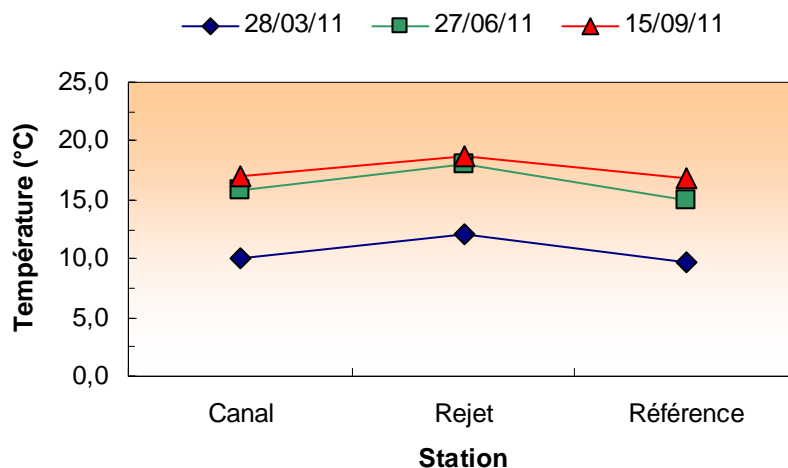


Figure 3.2.1 : Température de l'eau de mer en surface lors des trois campagnes de 2011

L'amplitude thermique entre les fins d'hiver et d'été a été en moyenne de 7,1 °C sur les points *canal* et *référence*. Cet écart est plus faible que celui de l'an passé (8,6 °C), et reste bien inférieur à celui calculés 2005 et 2006 (environ 10 °C).

La figure 3.2.2 caractérise le renouvellement des masses d'eau en Manche au travers du 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 de courant au cours d'un cycle de marée. Les faibles valeurs du paramètre de stratification ($< 2,0$) indiquent que la colonne d'eau est bien brassée, tandis que les fortes valeurs ($> 3,0$) définissent les zones susceptibles d'observer des stratifications de la colonne d'eau en été. Ainsi, la figure 3.2 montre que la centrale est située dans une zone où le taux de mélange est suffisant pour éviter les phénomènes de stratification, ce qui réduit alors le réchauffement estival en surface et explique la gamme réduite de variations de température.

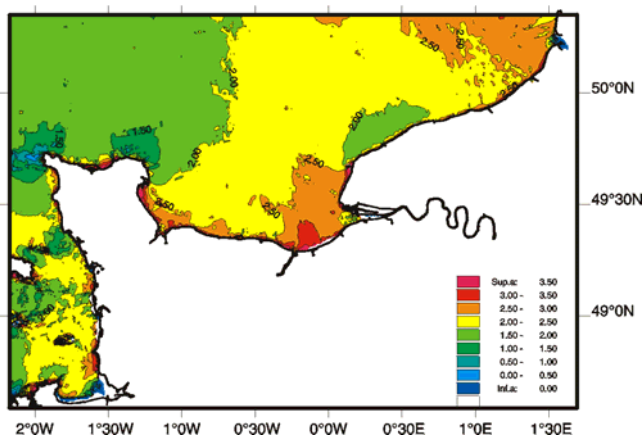


Figure 3.2.2 : Évolution spatiale du paramètre de stratification (H/u^3) en Manche réalisée à l'aide d'un modèle hydrodynamique 2D (IFREMER DEL/AO-LERN)

3.2.2.1.2 Variations inter-annuelles

La visualisation conjointe des figures 2.2.7 (p. 36) et 3.2.3 permet de nuancer les évolutions de températures de l'eau de mer entre deux années successives. Ainsi, les deux premières campagnes ayant été réalisées plus tardivement en 2011 qu'en 2010 dans la saison concernée, les températures sont plus élevées en 2011.

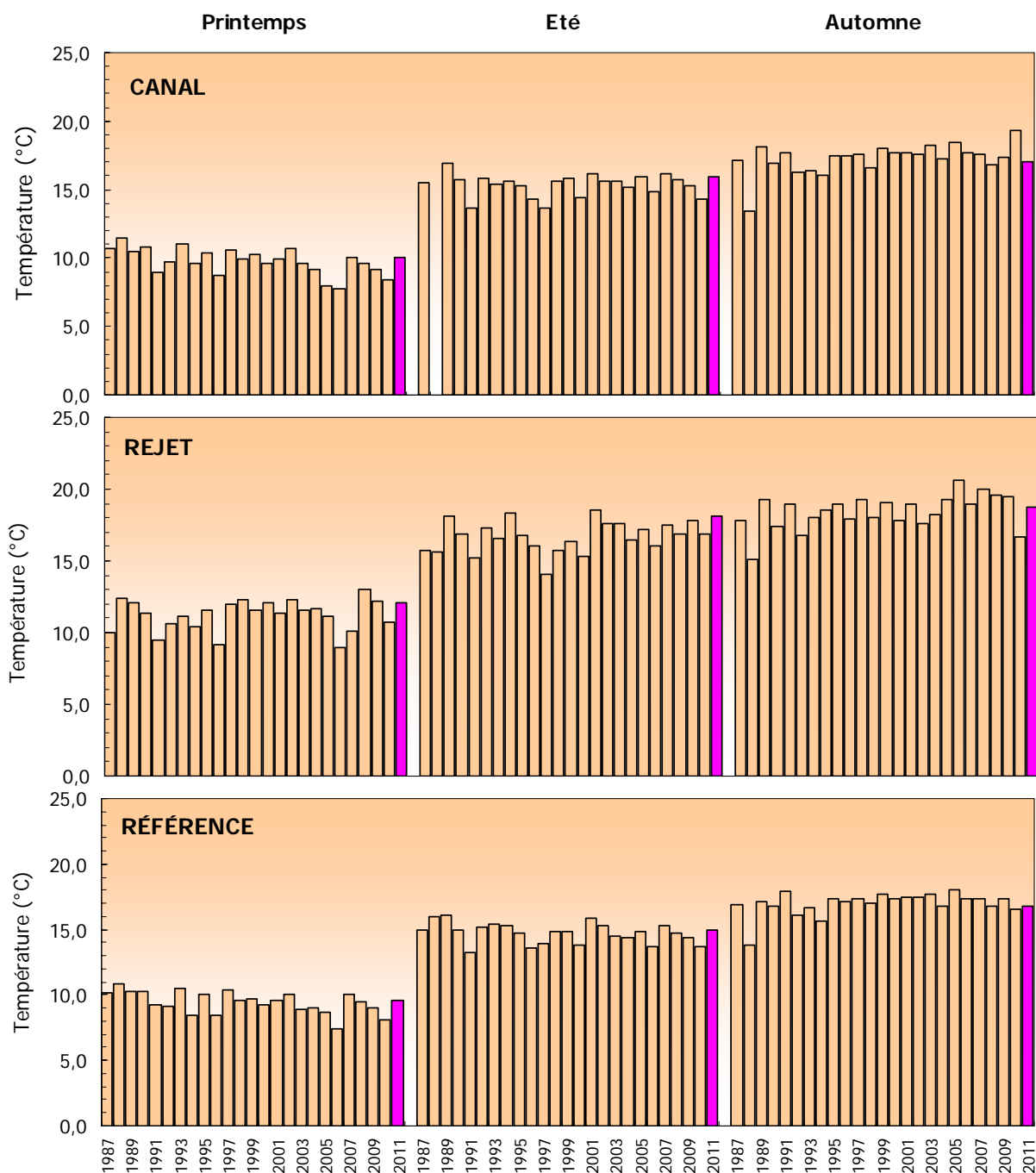


Figure 3.2.3 : Température de l'eau en surface sur la période 1987-2011 (2011 est en rose)

La campagne de fin d'été 2011 ayant été réalisée avec près de 15 jours d'avance par rapport à celle de 2010, les températures sont également plus élevées, à l'exception de la valeur thermique relevée au point Canal. A noter qu'en ce point, la température de l'eau de mer est restée quasi stable tout au long du mois de septembre 2011.

La comparaison des distributions de températures observées depuis plus de 20 ans, par saison et par point est présentée sur la figure 3.2.4. En 2011, les températures observées sur les différents points de suivi sont généralement supérieures aux médianes pluriannuelles au printemps et en été. L'inverse est observé en automne. L'ensemble des médianes est caractérisé par des valeurs systématiquement plus élevées au point *rejet* par rapport aux points *référence* et *canal*. La valeur médiane au point *canal* (côtier) est aussi supérieure à celle du point *référence* (large). Les températures observées en 2011 suivent ces tendances.

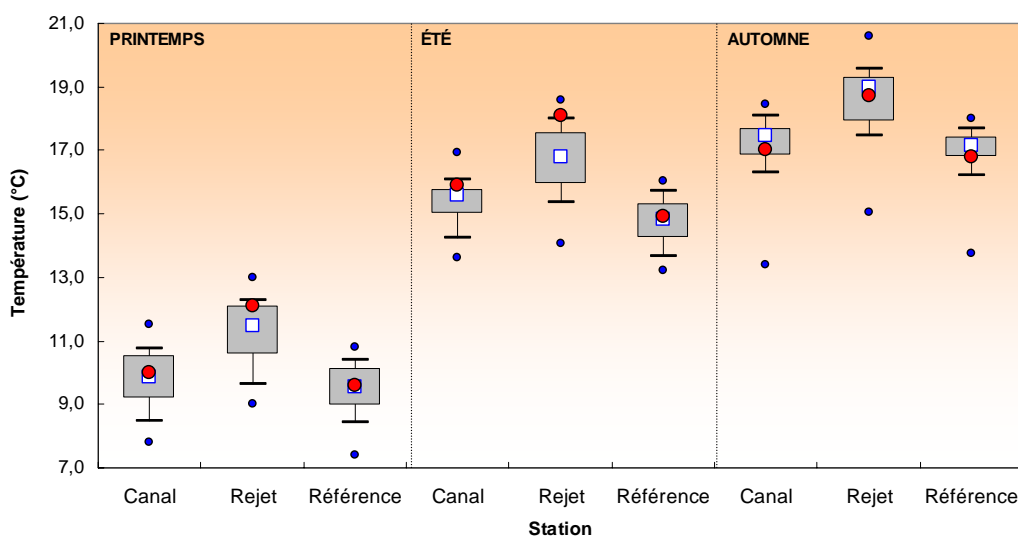


Figure 3.2.4 : Comparaison des distributions de la température par campagne et par point sur la période 1987-2009. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50% des valeurs (▭) ; les moustaches, 80% des valeurs (⌈). Les points extrêmes présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2011 (●)

Comme le montre la figure 2.1.4 (cf. chapitre 2), une corrélation linéaire significative existe entre la température de l'air et celle de l'eau de mer (1986-2011). Les mesures réalisées en 2011 sont en accord avec cette observation.

3.2.2.1.3 Température au *rejet* et taux de dilution

Les différences de température enregistrées en 2011, entre les points *rejet* et *référence*, ont été respectivement de 2,48, 3,20 et 1,90 °C en mars, juin et septembre. Entre les points *rejet* et *canal*, ces écarts ont été respectivement de 2,09, 2,20 et 1,70 °C. La distribution de ces écarts de température mesurés depuis 1987, est présentée sur la figure 3.2.5. En 2011, les écarts observés sont généralement élevés, car tous nettement au dessus des médianes pluriannuelles. Ils suivent la tendance décrite par les médianes avec un maximum observé généralement en été.

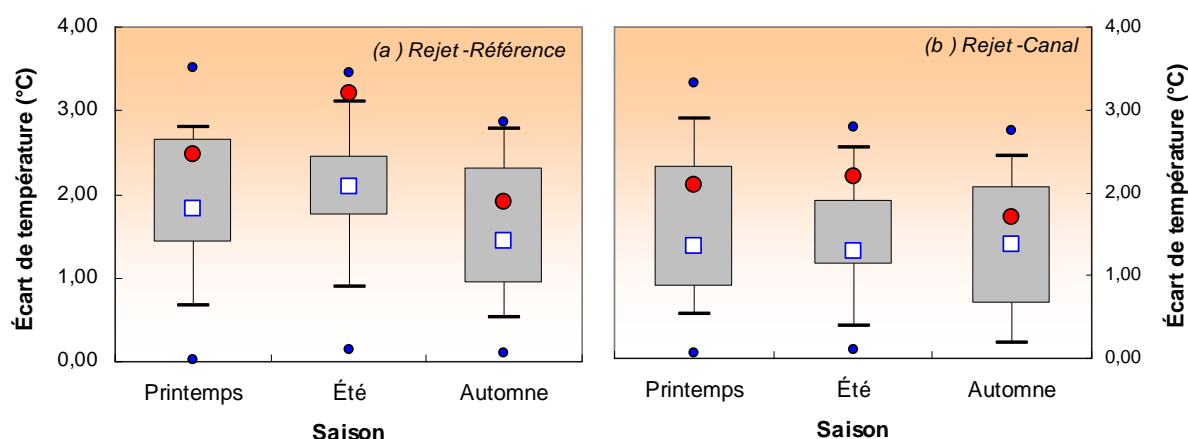


Figure 3.2.5 : Distribution par campagne des différences de température entre les points rejet et référence point sur la période 1987-2009. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50% des valeurs (▭) ; les moustaches, 80% des valeurs (┌┐). Les points extrêmes présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2011 (●)

La température mesurée au point *rejet* dépend en grande partie de la proportion de mélange des eaux issues du rejet avec les eaux côtières. Cette proportion peut être estimée d'après la formule suivante :

$$\pi = \frac{t^{\circ}\text{Rejet} - t^{\circ}\text{Canal}}{t^{\circ}\text{SC} - t^{\circ}\text{Canal}} \quad (1)$$

π représente la proportion d'eau échauffée potentielle. $t^{\circ}\text{Rejet}$, $t^{\circ}\text{Canal}$ et $t^{\circ}\text{SC}$ représentent respectivement les températures au point *rejet* (en surface, à la verticale des bouches de rejet en mer), au point *canal* (également en surface) et à la sortie du condenseur (mesures EDF). Le dénominateur de l'équation (1) correspond à l'échauffement maximal des eaux pompées. Par arrêté, cet échauffement ne doit pas excéder 15 °C (Malherbe et Manoha, 1977). Les proportions d'eau échauffée et les taux de dilution théoriques qui en découlent sont présentés dans le tableau 3.2.3. L'exigence sur l'échauffement thermique est bien respectée.

Date 2011	t° Canal		t° Sortie Condenseur		t° Rejet	t°Rejet-t°Canal	t°SC-t°Canal	π	% Taux Dilution
	Ifremer	EDF	T1	T2					
28 Mars	10,0	9,9	22,9	22,9	12,1	2,1	12,9	0,163	83,7
27 Juin	15,9	16,0	25,7	28,9	18,1	2,2	13,0	0,169	83,1
15 Septembre	17,0	17,5	30,1	17,4	18,7	1,7	13,1	0,130	87,0

Tableau 3.2.3 : Echauffements de l'eau de mer et taux de dilution calculés à Flamanville en 2011

Les taux de dilution pour l'année 2011 dépassent généralement 80 %. Ces taux sont élevés, mais restent sensiblement inférieurs à ceux observés depuis une vingtaine d'années (~90 %).

3.2.2.1.4 Approche statistique

Les résultats des tests statistiques réalisés sur les données de température enregistrées depuis 1987 sont présentés dans le tableau 3.2.4. L'étude statistique confirme que la température de l'eau de mer au point *rejet* est significativement différente (au seuil de probabilité 5 %) de celles enregistrées aux stations *canal* et *référence* entre 1987 et 2011. Ce résultat confirme statistiquement l'existence d'une perturbation thermique très localisée liée au fonctionnement de la centrale dans le milieu marin au niveau du *rejet*.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	0,000	0,000	0,000
Référence / Rejet	0,000	0,000	0,000
Canal / Référence	0,001	0,000	0,002

(p -value <0,05 = différence significative ; p -value >0,05 = différence non significative)

Tableau 3.2.4 : « p -value » des tests statistiques sur les données de température enregistrées depuis 1987

Les résultats montrent aussi que les températures au point *canal* sont significativement différentes de celles du point *référence*. En raison du caractère alternatif des courants de marée, de l'eau réchauffée est susceptible de dériver devant la centrale. Les travaux de Malherbe et Manoha (1977) ont en particulier montré que ce phénomène pouvait conduire à une élévation de la température d'environ 1 °C devant la centrale. Les vents de secteur nord peuvent aussi avoir une influence dans l'advection des masses d'eau réchauffée vers le canal d'aménée. En 2008, le fonctionnement d'une seule tranche de la centrale au moment des prélèvements a mis en évidence l'absence claire de différence significative de température entre les trois points d'échantillonnage. Ceci suggère que la différence significative entre les points *canal* et *référence* constatée encore cette année, résulte en partie, d'une dérive des eaux réchauffées du *rejet* vers le canal d'aménée. Les travaux de modélisation du panache thermique réalisés par Violeau et Dribault (1997) montrent une élévation potentielle de température sur le canal d'aménée par le panache du rejet, à la pleine mer aussi bien en morte-eau qu'en une vive-eau moyenne. Selon le flot ou le jusant, le panache thermique s'affine et s'allonge davantage vers le sud que vers le nord. Toutefois, quelle que soit la marée, les résultats issus de la modélisation montrent que l'impact thermique lié au rejet d'eau échauffée de la centrale reste géographiquement très localisé. Les résultats de modélisation sont en accord avec les mesures des campagnes de surveillance.

3.2.2.2. Salinité

3.2.2.2.1 Variations spatiales et saisonnières de la salinité

Les salinités mesurées en 2011 (figure 3.2.6) sont comprises entre 34,4 et 35,2 au point *canal*, entre 34,9 et 35,2 au point *rejet* et entre 34,7 et 35,2 au point *référence* en surface. Elles présentent peu de variation au cours de l'année, excepté la faible dessalure observée au point *canal* au printemps. Les variations spatiales sont aussi limitées avec un gradient côte-large habituellement croissant très peu marqué.

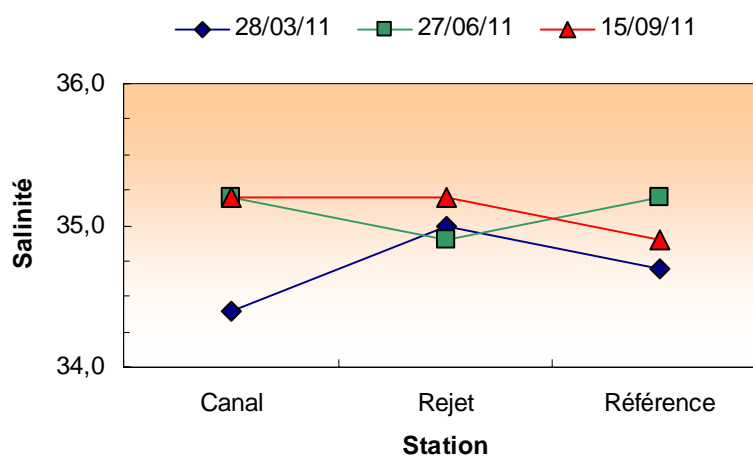


Figure 3.2.6 : Salinité de l'eau de surface lors les campagnes 2011

3.2.2.2 Variations inter-annuelles

La figure 3.2.7 présente l'ensemble des valeurs de salinité sur la période 1987-2011. Les salinités mesurées en 2011 sont souvent supérieures à celles de 2010. Néanmoins à plusieurs occasions, au printemps aux points *canal* et *référence* et en automne au point *référence*, la colonne d'eau a été caractérisée par des salinités inférieures à celles de 2010.

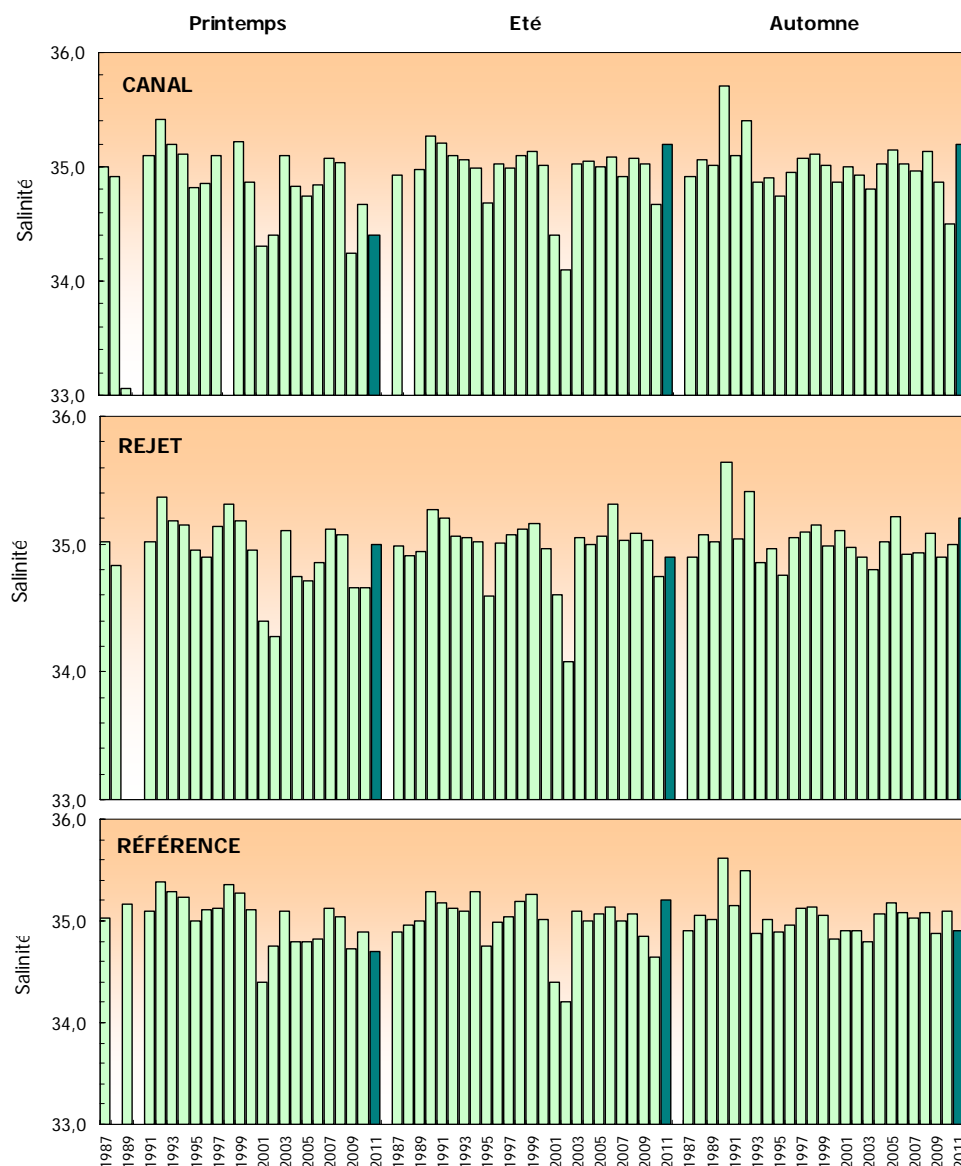


Figure 3.2.7 : Salinité de l'eau de surface pour les campagnes 1987 à 2011 (2011 en vert foncé)

La figure 3.2.8 présente la distribution des valeurs de salinité enregistrées entre 1987 et 2011. Les salinités mesurées au cours de campagnes de surveillance 2011 ont généralement été inférieures aux valeurs médianes calculées sur la période 1987-2010 au cours du printemps aux points *canal* et *référence*, en été au *rejet* et en automne à la station *référence*. Le reste de l'année aux autres stations, les salinités de 2011 ont été supérieures aux médianes pluriannuelles.

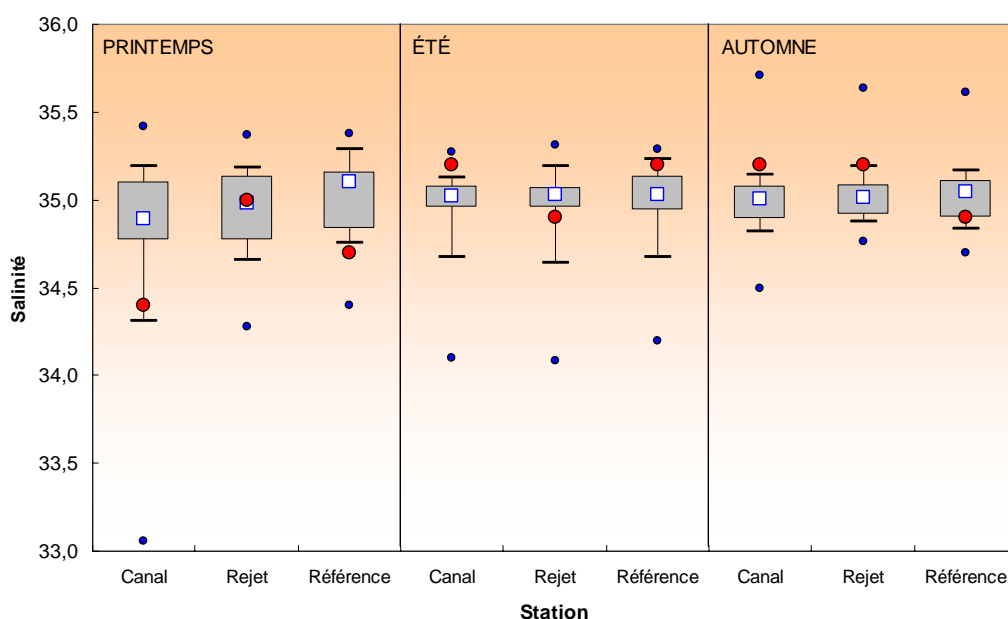


Figure 3.2.8 : Distributions de la salinité par campagne et par point depuis 1987. Le point central représente la médiane (\square) ; la boîte englobe 50% des valeurs (\square) ; les moustaches, 80% des valeurs (\top). Les points extrêmes présentent les valeurs maximales et minimales (\bullet). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2011 (\bullet)

Quelle que soit la période de l'année, la valeur des médianes pluriannuelles est proche de 35, confirmant le caractère *marin* dans cette zone fortement brassée de Manche Occidentale. Un léger gradient se distingue toutefois entre les trois points de surveillance. Les salinités médianes du point *rejet* se situent généralement entre celles des points *canal* et *référence*, indiquant un mélange des masses d'eau du large (*référence*) avec les masses d'eau côtières (*canal*) plus influencées par les apports d'eau douce des bassins versants. Au printemps, où les précipitations sont généralement les plus importantes, le gradient est ainsi plus marqué.

L'influence de la pluviométrie sur la salinité dans ce secteur reste toutefois relativement limitée tant sur le plan spatial que temporel. Ceci est en particulier lié à l'absence de rivière majeure dans ce secteur, mais aussi au caractère fortement brassé de la colonne d'eau. Les valeurs de salinité observées sont ainsi du même ordre de grandeur que celles habituellement relevées en Manche Occidentale (Armstrong *et al.*, 1972). Elles reflètent l'influence des eaux Atlantiques transitant vers la mer du Nord (Pingree et Maddock, 1977 ; Salomon *et al.*, 1993).

3.2.2.2.3 Approche statistique

Le tableau 3.2.5 présente les résultats des tests statistiques réalisés sur les salinités observées depuis 1987 aux différents points de surveillance.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	0,413	0,420	0,603
Référence / Rejet	0,008	0,393	0,838
Canal / Référence	0,001	0,042	0,346

$p\text{-value} < 0,05$ = différence significative ; $p\text{-value} > 0,05$ = différence non significative

Tableau 3.2.5 : « *p-value* » des tests statistiques sur les données de salinité enregistrées depuis 1987

L'intégration des données de salinités mesurées en 2011 ne change pas les résultats de l'étude statistique. Les tests indiquent qu'il n'existe pas de différence significative pour la salinité entre les points *canal-rejet* tout au long de l'année, *référence-rejet* en été et automne et enfin *canal-référence* en automne. Seules les salinités entre les points *rejet-référence* et *canal-référence* présentent des différences significatives au printemps et en été. Les points *canal* et *rejet*, proches de la côte, sont caractérisés par des salinités généralement légèrement inférieures à celles du point *référence* situé plus au large. Cela confirme la présence d'un gradient côte-large lié aux apports d'eau douce d'origine continentale, en général plus abondants au printemps.

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 constituent l'apport principal d'eau douce de la centrale vers le milieu marin. Ces rejets sont ponctuels et irréguliers et se produisent lors de vidanges ou d'opérations de maintenance. Ils ne doivent pas dépasser la limite de $1000 \text{ m}^3 \text{ j}^{-1}$. Ils sont opérés dans un laps de temps court (2 heures) et à de faibles débits ($\sim 300 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$) comparés aux rejets de l'eau de mer ($\sim 155\,000 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$). Pour information, en 2010 le volume annuel rejeté était de $46\,502 \text{ m}^3$ pour les effluents de régénération et de rinçage, $11\,426 \text{ m}^3$ pour les effluents de lavage (filtres à sable) et $17\,139 \text{ m}^3$ pour les rejets de boues du décanteur. Le volume d'eau de mer utilisé pour l'ensemble des circuits de refroidissement était lui de $2\,342\,140\,165 \text{ m}^3$. Ainsi l'hypothèse d'un impact de la centrale pour expliquer les différences de salinités observées au printemps et en été est fort peu probable.

3.2.2.3. Ammonium

3.2.2.3.1 Variations spatiales et saisonnières de l'ammonium

Au cours des campagnes 2011, les teneurs en ammonium ont varié de $0,11$ à $0,79 \mu\text{M}$ au point *canal*, de $0,10$ à $0,48 \mu\text{M}$ au point *rejet* et de $0,10$ à $0,71 \mu\text{M}$ au point *référence* en surface (figure 3.2.9). Au printemps et en été, les concentrations sont très faibles sur l'ensemble des points de surveillance. Elles augmentent ensuite en automne et notamment sur les points *canal* et *référence*. Les faibles concentrations en ammonium ne correspondent pas avec d'importantes valeurs de chlorophylle *a*. Néanmoins, il est probable que l'ammonium a été utilisé par le phytoplancton comme source d'azote au printemps et en été. Ceci est habituellement le cas en Manche occidentale et orientale (L'Helguen *et al.*, 1993 ; Gentilhomme et Lizon, 1998), reflétant la préférence du phytoplancton pour l'ammonium même en présence de concentration de nitrate relativement importante (Cochlan 1986 ; Rees *et al.* 1995). L'augmentation des concentrations en ammonium en automne reflète l'augmentation de l'activité hétérotrophe et la régénération de l'ammonium dans la colonne d'eau. Par ailleurs, le gradient de concentration décroissant côte-large plus ou moins marqué les années précédentes n'a pas été observé cette année.

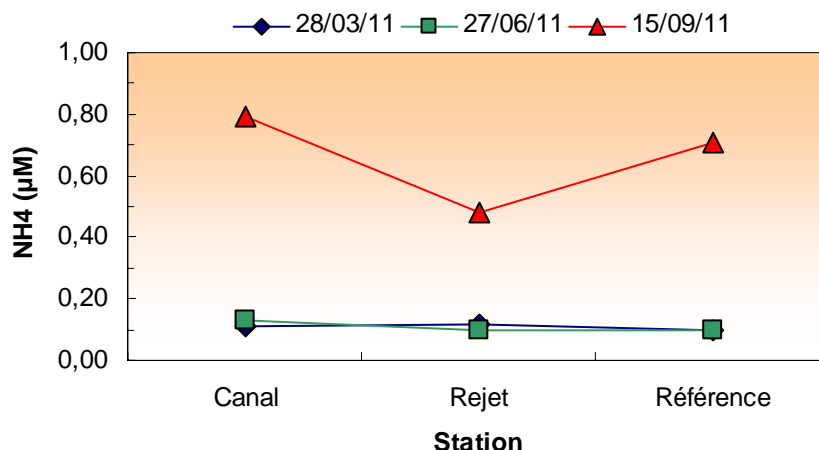


Figure 3.2.9 : Concentrations en ammonium (µM) dans les eaux de surface lors des campagnes 2011

3.2.2.3.2 Variations inter-annuelles

L'évolution des teneurs en ammonium enregistrées aux différents points depuis 1987 est présentée sur la figure 3.2.10.

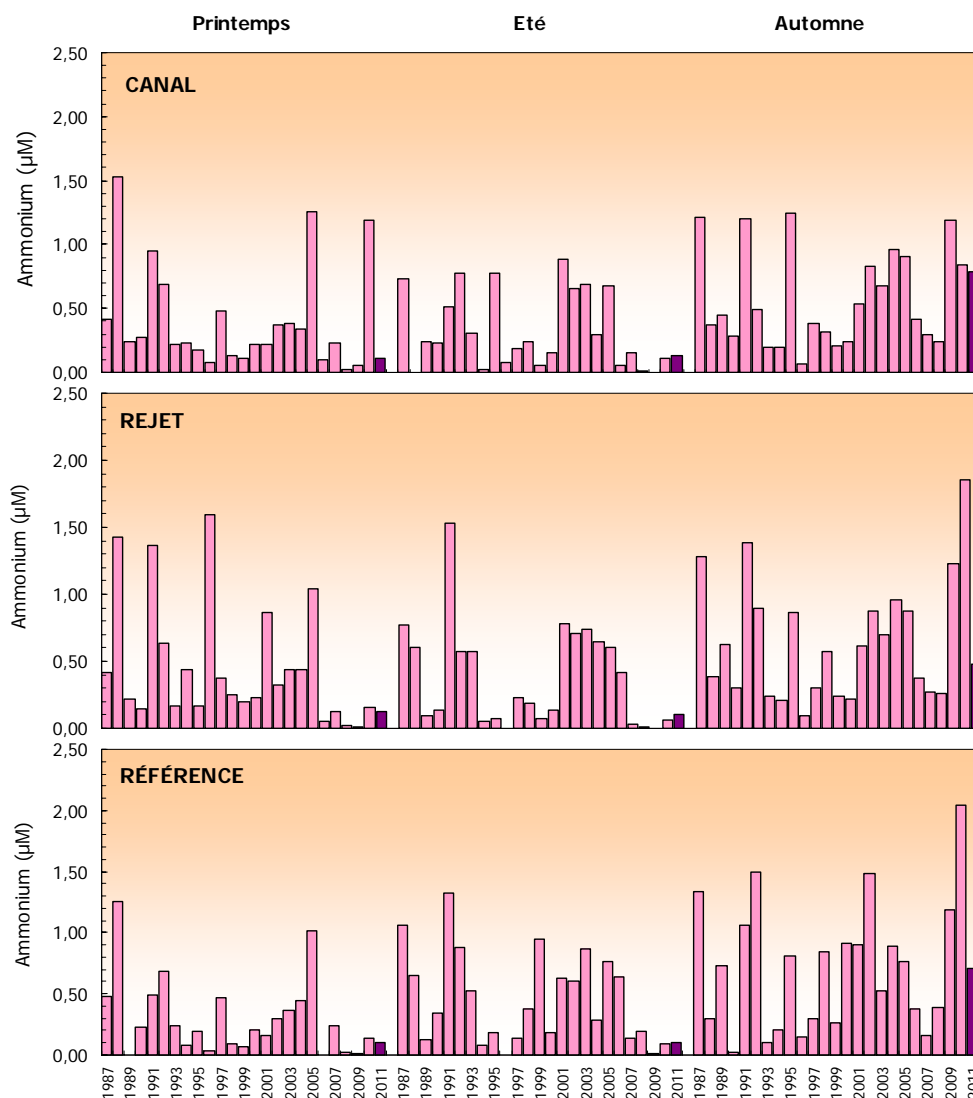


Figure 3.2.10 : Concentrations en ammonium dans l'eau de surface lors des campagnes de 1987 à 2011 (2011 en mauve foncé)

Les valeurs observées en 2011 sont généralement inférieures à celles de 2010 sur l'ensemble des points au printemps et en automne. A l'inverse en été, les teneurs en ammonium sont supérieures à celles de 2010 sur l'ensemble des points de surveillance. Comme l'illustre la figure 3.10, depuis 1987 les concentrations en ammonium présente une très forte variabilité interannuelle sur l'ensemble des points. Les différences de concentrations en ammonium observées en 2011 comparées aux autres années s'inscrivent dans cette distribution très variable.

La figure 3.2.11 présente la distribution des teneurs en ammonium enregistrées entre 1987 et 2011. Les teneurs mesurées en 2011 sont dans l'ensemble inférieures aux médianes pluriannuelles tout au long de l'année sur l'ensemble des points de surveillance. Seule la concentration mesurée en automne sur le point canal est supérieure à la médiane pluriannuelle. La forte dispersion des valeurs confirme l'importante variabilité de ce paramètre dans la colonne d'eau. Toutefois quelques caractéristiques se distinguent avec au printemps, une concentration médiane du point *rejet* sensiblement supérieure à celle des deux autres points et durant le reste de l'année la présence d'un gradient croissant côte-large. Seule la distribution des teneurs mesurées au cours de la campagne l'automne est caractérisé par ce gradient.

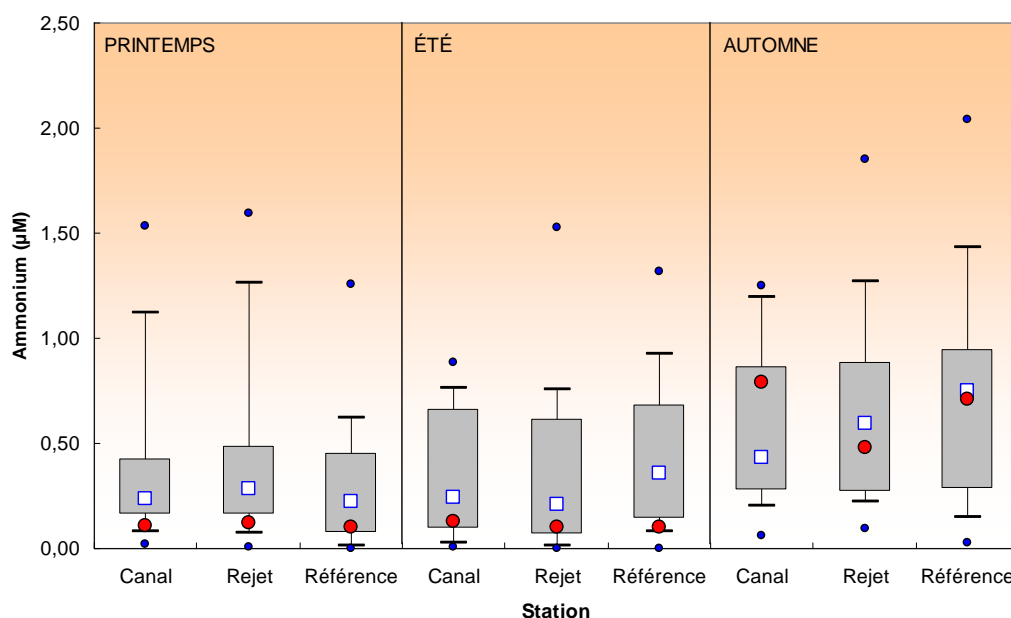


Figure 3.2.11 : Distributions des concentrations en ammonium par campagne et par point depuis 1987. Le point central représente la médiane (\square) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (\square) ; les moustaches, 80 % des valeurs (\neg). Les points extrêmes présentent les valeurs maximales et minimales (\bullet). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2011 (\bullet)

3.2.2.3.3 Approche statistique

Les résultats des tests relatifs à l'étude statistique des teneurs en ammonium depuis 1987 à Flamanville sont présentés dans le tableau 3.2.6.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	0,977	0,673	0,110
Référéce / Rejet	0,057	0,064	0,174
Canal / Référéce	0,004	0,113	0,105

p -value <0,05 = différence significative ; p -value >0,05 = différence non significative

Tableau 3.2.6 : « p -value » des tests statistiques sur l'ammonium

Cette année encore, les résultats confirment qu'il n'existe généralement pas de différence significative entre les trois points de surveillance pour ce sel nutritif, excepté au printemps entre les points *canal* et *référence*. La seule différence significative observée est pour le couple *canal-référence* au printemps.

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 composé chimique. Les vidanges de ce circuit occasionnent donc des rejets de plusieurs tonnes par an (5,6 T en 2010 et 8,2 T en 2009, Rapports annuels de surveillance de l'environnement ; EDF). Les vidanges d'ammonium par la centrale dans les rejets peuvent parfois coïncider avec les campagnes de surveillance, comme ça a été le cas en juin 2004. Toutefois en raison du caractère très ponctuel de ces vidanges, ainsi que du fort taux de dilution dans les rejets, l'impact reste très limité. Avec l'intégration des résultats de l'année 2011, le point *rejet* n'a présenté aucune concentration en ammonium anormalement supérieure ou significativement différente de celles des autres points de surveillance.

3.2.2.4. Nitrates et nitrites

3.2.2.4.1 Variations spatiales et saisonnières du nitrate et du nitrite

La distribution des concentrations en nitrate et nitrite mesurées en 2011 est présentée sur la figure 3.2.12. Les teneurs en nitrate ont été comprises entre 0,10 et 9,93 μM au point *canal*, entre 0,08 et 9,62 μM au point *rejet* et entre 0,08 et 9,79 μM au point *référence* en surface. Les teneurs en nitrite ont variées de 0,02 à 0,26 μM au point *canal*, de 0,02 à 0,32 μM au point *rejet* et enfin de 0,02 à 0,34 μM au point *référence*.

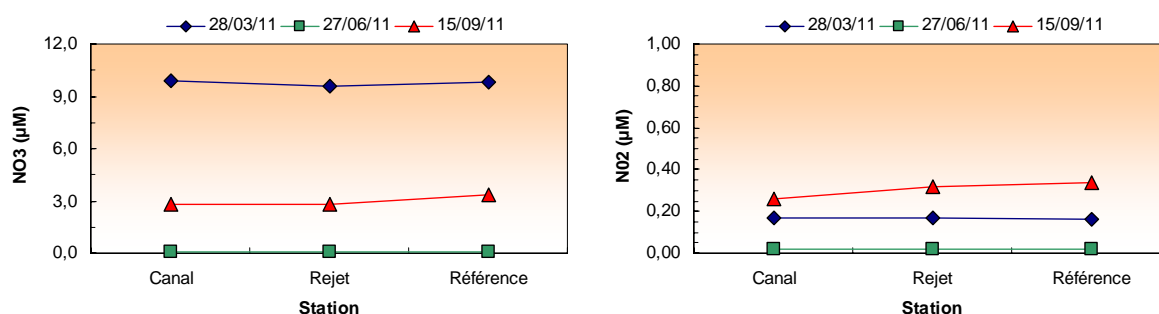


Figure 3.2.12 : Concentrations en nitrate (μM) et nitrite (μM) dans les eaux de surface en 2011

Les concentrations présentent peu de variations spatiales au cours des différentes saisons. Pour le nitrate, les teneurs sont relativement élevées au printemps, diminuent fortement en été et augmentent à nouveau en automne. En été, les teneurs mesurées à Flamanville sont comparables à celles observées au large du plateau continental atlantique français à la fin de l'été par Lampert (2001) et par le Réseau Hydrologique du Littoral Normand (RHLN). Dans l'ensemble, elles suivent une évolution saisonnière classique. Durant l'hiver, les précipitations lessivent les bassins versants et permettent de contribuer à la constitution du stock de nutriments dans le milieu. Au printemps lorsque les conditions de température et de luminosité sont suffisantes pour la photosynthèse, le phytoplancton se développe et consomme la quasi-totalité du stock de sels nutritifs, d'où les faibles teneurs observées en juin. Des changements au niveau des peuplements phytoplanctoniques, puis une dégradation de cette matière organique par les bactéries entraînent une régénération des sels et donc une augmentation des teneurs en nitrate et nitrite dans la colonne d'eau en automne (figures 3.12). L'échantillonnage ayant eu lieu durant la deuxième quinzaine de mars et la période productive débutant potentiellement mi-mars, il est probable que le stock hivernal de sels

azotés ait déjà été partiellement entamé (les concentrations en chlorophylle sont relativement faibles). Ceci est aussi à rapprocher des concentrations en ammonium et silicate mesurées à la même période.

3.2.2.4.2 Variations inter-annuelles

Les variations des concentrations en nitrate et nitrite sur la période 1987-2011 sont respectivement présentées sur les figures 3.2.13 et 3.2.14.

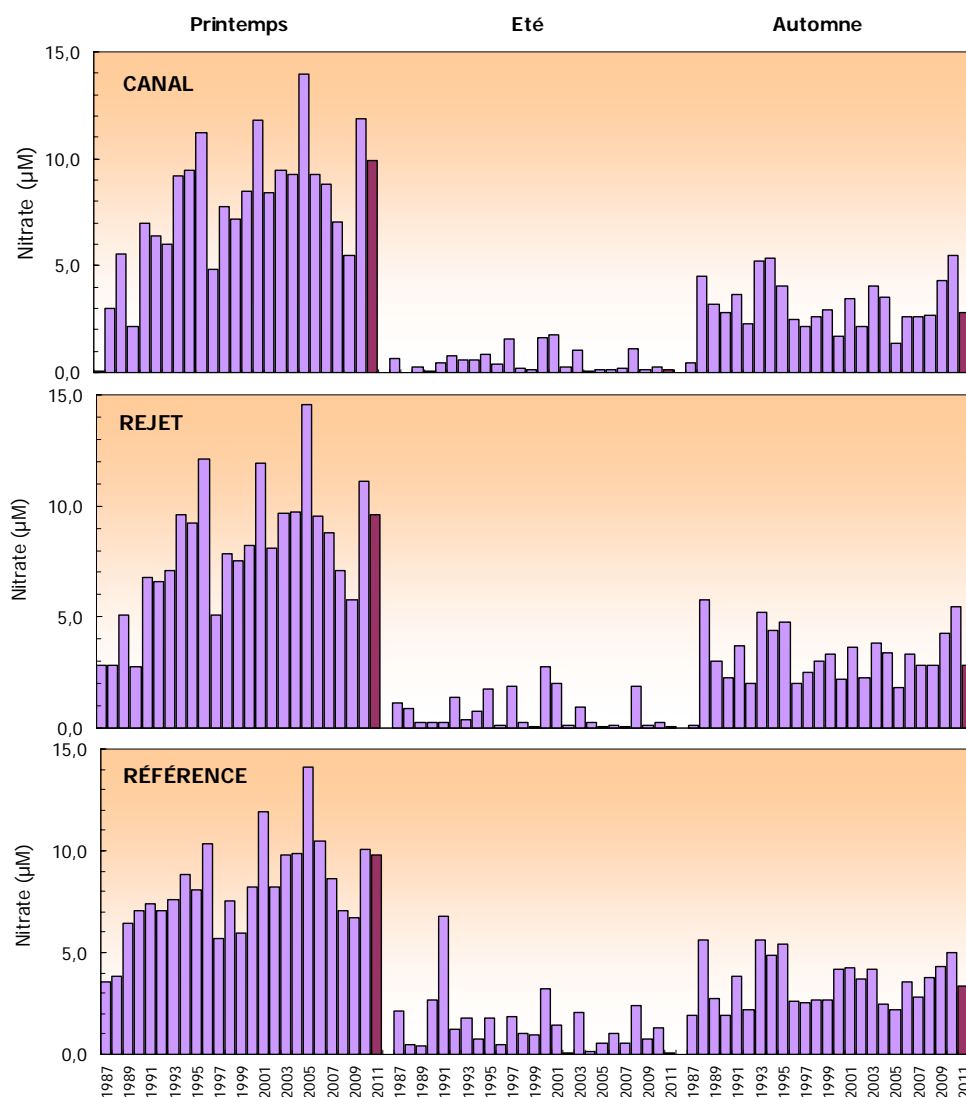


Figure 3.2.13 : Concentrations en nitrate dans l'eau de surface pour les campagnes de 1987 à 2011 (2011 en mauve foncé)

Les concentrations en nitrate sont systématiquement inférieures à celles de l'année précédente sur l'ensemble des points de surveillance et toute l'année. Les concentrations en nitrite mesurées en 2011 sont supérieures à celles de 2010 au printemps sur l'ensemble des points de surveillance, ainsi qu'en été au *rejet*. Le reste de l'année sur les autres points, elles suivent la tendance des teneurs en nitrate avec des concentrations inférieures à celles de l'année passée. Dans l'ensemble, les concentrations en nitrate sont sensiblement supérieures aux gammes de concentrations couramment observées en Manche (~5-6 µM pour les nitrates pour des salinités ~35, Lanne, 1992), et ceci au printemps. La gamme de concentration observée pour le nitrite est similaire à celle observée précédemment (0,01-0,6 µM pour les nitrates pour des salinités ~35, Laane, 1992).

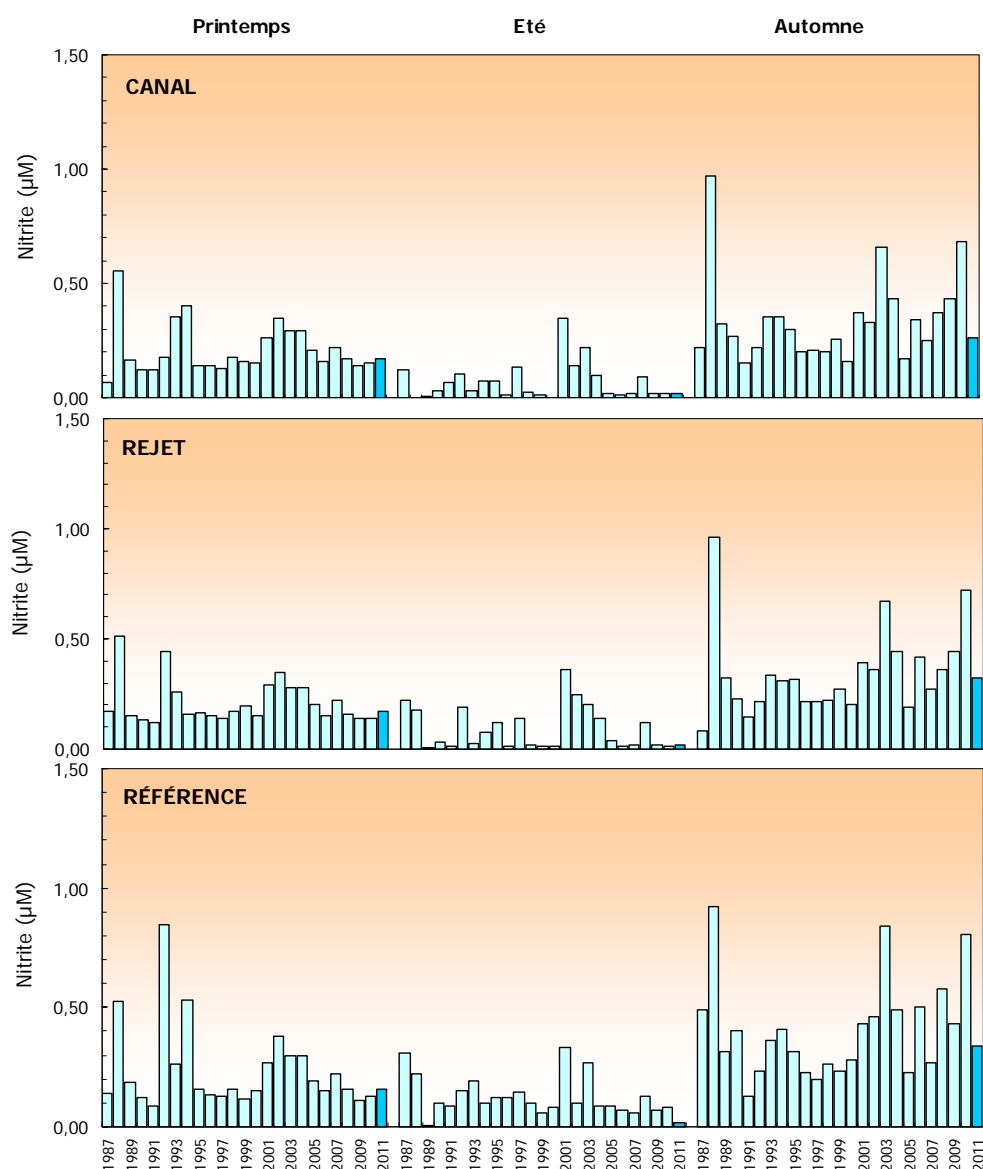


Figure 3.2.14 : Concentrations en nitrite dans l'eau de surface pour les campagnes 1987 à 2011 (2011 en turquoise)

La figure 3.2.15 présente la distribution des teneurs en nitrate et nitrite mesurées entre 1987 et 2011. Pour l'ensemble des points de surveillance, les teneurs en nitrate au printemps sont supérieures aux médianes pluriannuelles. En été et en automne, les concentrations 2011 sont très proches, mais inférieures à celles des médianes. Pour les nitrites, les teneurs en 2011 sur tous les points de surveillance sont très proches des médianes tout au long de l'année.

Dans l'ensemble, les valeurs des médianes illustrent clairement la présence du stock de nitrate en période hivernale, l'utilisation de l'azote durant la période estivale et le début des processus de régénération en automne. Par ailleurs au printemps, du fait du caractère plus ou moins précoce du développement phytoplanctonique et des dates d'échantillonnage, une importante variabilité est observée, soulignant l'utilisation (ou non) du stock hivernal de nitrate lors du bloom printanier.

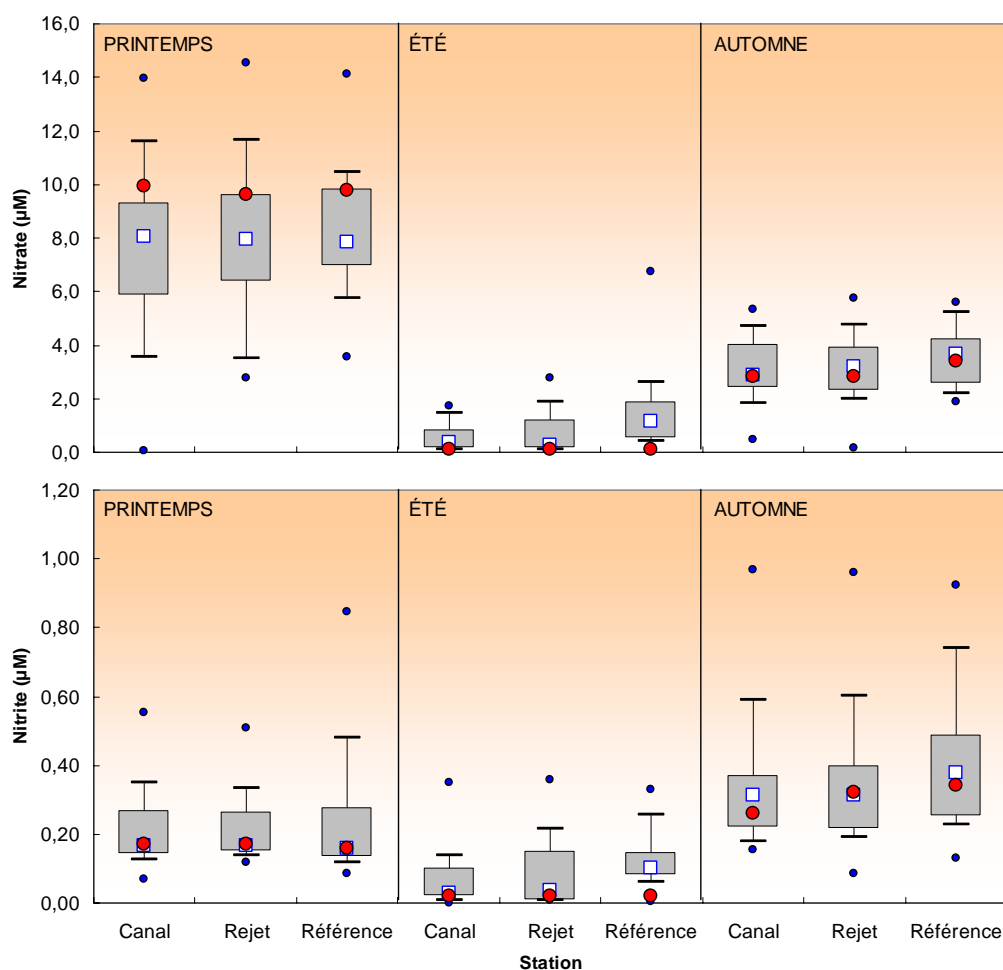


Figure 3.2.15 : Comparaison des distributions des concentrations en nitrate par campagne et par point depuis 1987. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50% des valeurs (▭) ; les moustaches, 80% des valeurs (┌). Les points extrêmes présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2011 (●)

3.2.2.4..3 Approche statistique

Le tableau 3.2.7 présente les résultats des tests statistiques réalisés pour le nitrate et le nitrite depuis 1987.

	Comparaison	Printemps	Été	Automne
Nitrate	Canal / Rejet	0,113	0,034	0,318
	Référence / Rejet	0,396	0,002	0,041
	Canal / Référence	0,211	0,000	0,024
Nitrite	Canal / Rejet	0,970	0,088	0,112
	Référence / Rejet	0,955	0,007	0,001
	Canal / Référence	0,861	0,000	0,000

(p -value <0,05 = différence significative ; p -value >0,05 = différence non significative)

Tableau 3.2.7 : « p -value » des tests statistiques pour le nitrate et nitrite depuis 1987

L'intégration des concentrations mesurées en 2011 modifie quelque peu les résultats de l'étude statistique. Il apparaît une nouvelle différence significative entre les points *référence* et *rejet* en automne pour le nitrate. L'ensemble des résultats statistiques issus des comparaisons des valeurs en nitrate et en nitrite depuis 1987, indique donc principalement des différences significatives entre les points *référence-canal* et *référence-rejet* en été et en automne. En été et en automne, le point *référence* présente une différence significative par rapport aux autres points. Ceci suggère des caractéristiques plus marquées entre la côte et le large sans doute en relation avec l'évolution des phénomènes biologiques.

3.2.2.5. Phosphate et silicate

3.2.2.5.1 Variations spatiales et saisonnières du phosphate et du silicate

La distribution des concentrations en phosphate et silicate mesurées en 2011 est présentée sur la figure 3.2.16. Les teneurs en phosphate ont été comprises entre 0,05 et 0,41 μM au point *canal* et au point *rejet* et entre 0,05 et 0,42 μM au point *référence* en surface (figure 3.2.16). Les concentrations en silicate ont variées de 1,92 à 3,19 μM au point *canal*, de 2,05 à 3,00 μM au point *rejet*, et de 2,03 à 3,31 μM au point *référence* en surface (figure 3.2.16).

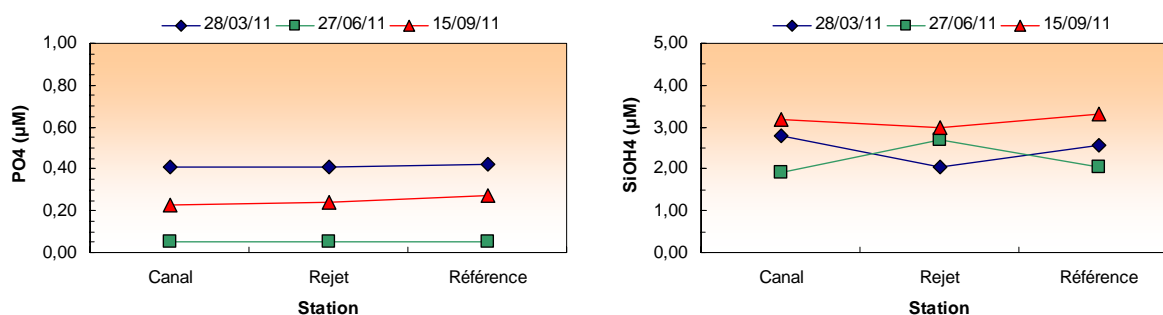


Figure 3.2.16 : Concentrations en phosphate et silicate (μM) dans les eaux de surface en 2011

Les concentrations de ces deux sels nutritifs présentent peu de variabilité spatiale. Sur le plan temporel, les teneurs en phosphate présentent des variations saisonnières classiques. Au début du printemps, les concentrations sont relativement élevées soulignant la présence d'une partie du stock hivernal. Elles sont du même ordre de grandeur que celles relevées par Laane (1992) en Manche occidentale (0,4-0,5 μM pour des salinités variant de 35,25 à 35,30). En été, les teneurs en phosphates diminuent fortement en raison de leur assimilation par le phytoplancton. En automne, les concentrations augmentent à nouveau sous l'effet des processus de régénération. Pour le silicate, les concentrations présentent des variations temporelles peu marquées. Les valeurs printanières sont similaires à celles mesurées en été. Les teneurs observées en automne sont toutefois sensiblement supérieures. S'il est difficile d'attribuer la diminution des concentrations en silicate au printemps à une utilisation de la silice par les diatomées, espèce phytoplanctonique dominante dans ce secteur de la Manche (voir chapitre 3.3), les valeurs maximales observées en automne sont elles vraisemblablement liées la régénération de la silice biogénique. Ceci est généralement observé sur le plateau continental Atlantique français à cette saison (Ragueneau *et al.* 1994 ; Lampert 2001).

3.2.2.5.2 Variations inter-annuelles

Les variations des concentrations en phosphate et silicate sur la période 1987-2011 sont respectivement présentées sur les figures 3.2.17 et 3.2.18.

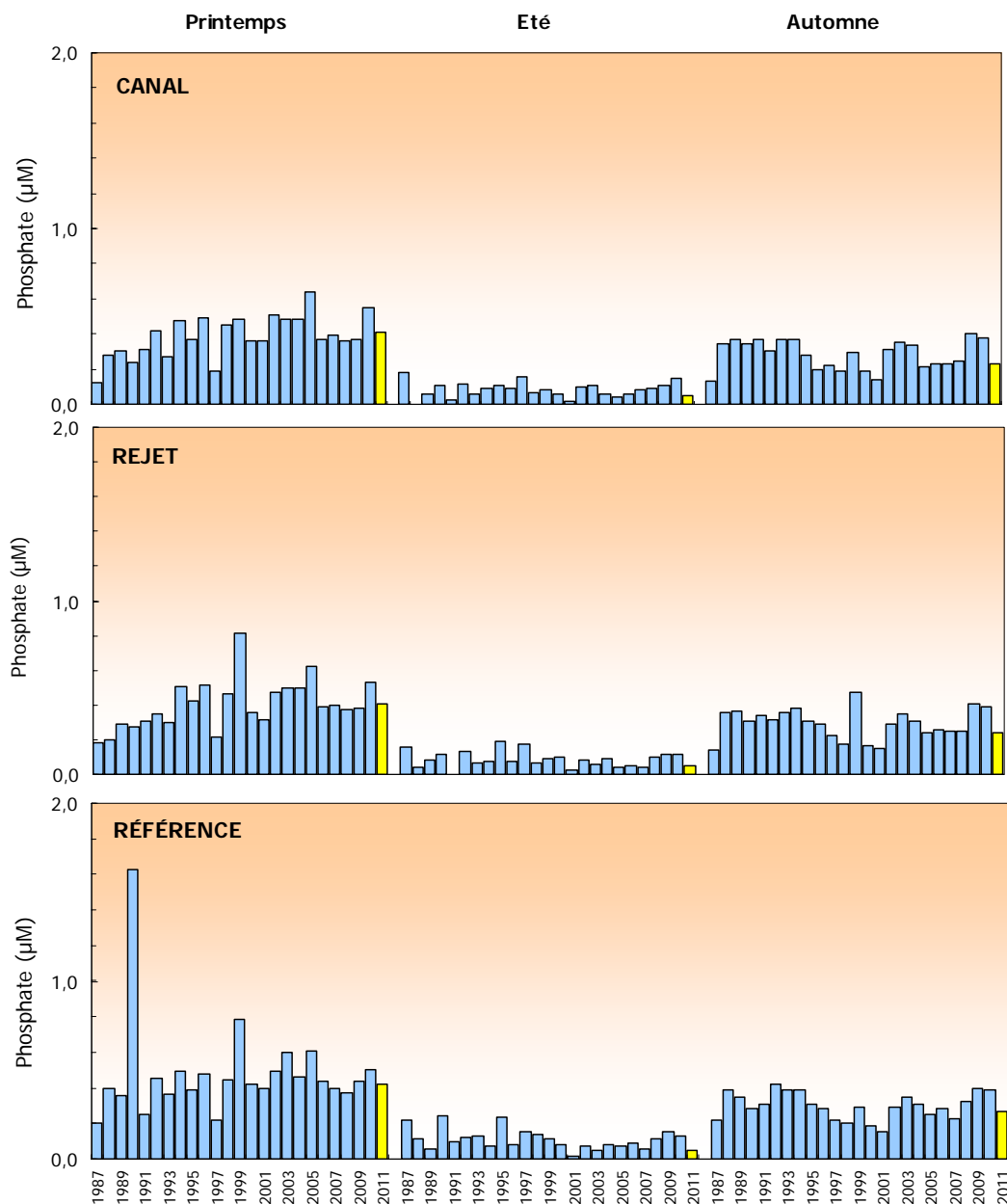


Figure 3.2.17 : Concentrations en phosphate dans l'eau de surface lors des campagnes 1987 à 2011 (2011 en jaune)

Les teneurs en phosphate mesurées en 2011 sont inférieures à celles de 2010 toute l'année sur les différents points de surveillance. Par rapport à l'an passé, les concentrations en silicate mesurées en 2011 sont supérieures à celles de 2010 au printemps et en été, mais inférieures en automne sur les différents points. Dans l'ensemble, les teneurs en sels nutritifs (phosphate et silicate) restent dans la gamme de concentrations généralement observées dans ce secteur de la Manche.

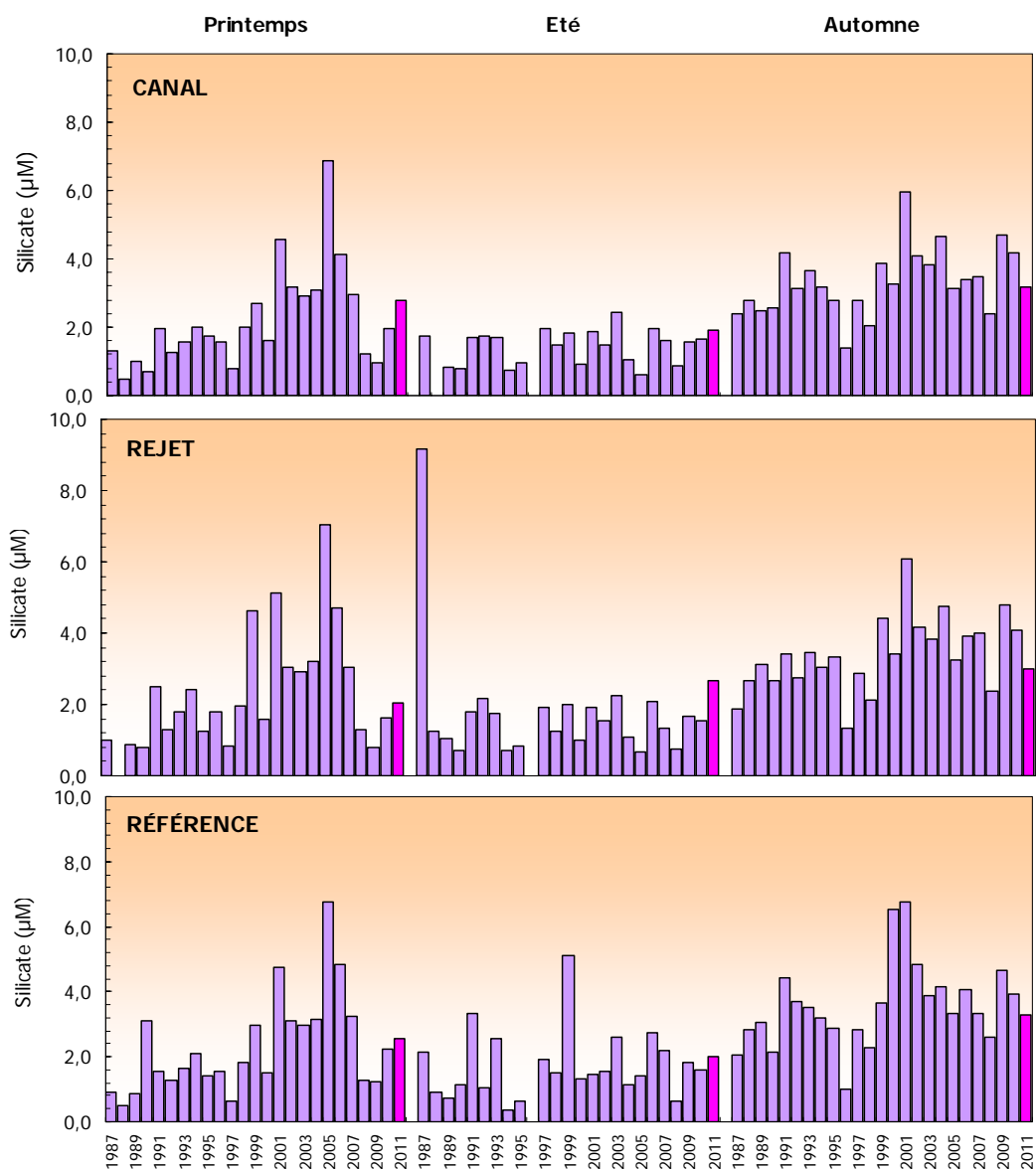


Figure 3.2.18 : Concentrations en silicate dans l'eau de surface lors des campagnes 1987 à 2011 (2011 en mauve)

Les figures 3.2.19 présentent respectivement la distribution des teneurs en phosphate et silicate mesurées entre 1987 et 2011. Pour le phosphate, les concentrations en 2011 se situent généralement proches des médianes pluriannuelles. Les concentrations 2011 étaient généralement inférieures à ces médianes, notamment en été et en automne. Pour le silicate, les concentrations en 2011 se situent généralement au dessus des médianes pluriannuelles en été et en automne, et en dessous en automne. Les concentrations en phosphate, et en silicate dans une moindre mesure, décrivent des variations saisonnières assez classiques. Ces variations sont liées à des processus d'assimilation en période estivale et de régénération en période automnale.

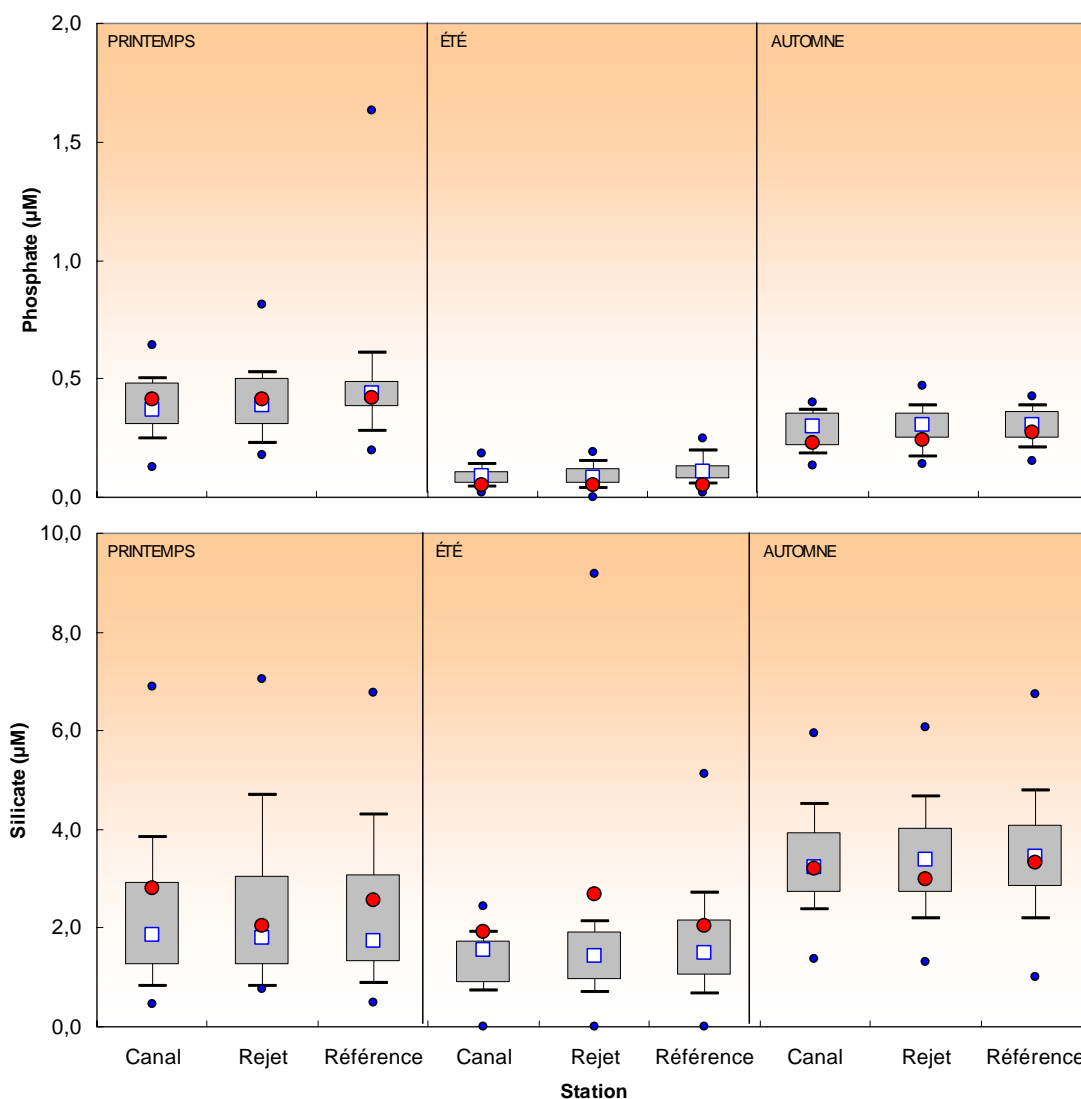


Figure 3.2.19 : Distributions des concentrations en phosphate et silicate par campagne et par point depuis 1987. Le point central représente la médiane (\square) ; la boîte englobe 50% des valeurs (\square) ; les moustaches, 80% des valeurs (\top). Les points extrêmes présentent les valeurs maximales et minimales (\bullet). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2011 (\bullet)

Pour ces deux nutriments, le gradient côte-large n'est pas très marqué. Les concentrations de silicate sont par ailleurs caractérisées par une plus forte dispersion que celles du phosphate. Cependant pour les concentrations en silicate, l'écart entre les valeurs médianes du printemps et de l'été est plus faible.

3.2.2.5..3 Approche statistique

Le tableau 3.2.8 présente les résultats des tests statistiques réalisés sur les concentrations en phosphate et silicate depuis 1987. L'intégration des concentrations des campagnes de surveillance 2011 ne modifie pas les résultats de l'étude statistique présentée l'an passé. Globalement, il y a peu de différences significatives entre les concentrations mesurées aux différentes stations de surveillance. Dans le cas du phosphate, les seules différences significatives observées sont entre les points *canal-référence* au printemps et en été, ainsi que *référence-rejet* en été. Pour le silicate, aucune différence significative n'est observée tout au long de l'année entre les différents points.

	Comparaison	Printemps	Été	Automne
Phosphate	Canal / Rejet	0,313	0,571	0,489
	Référence / Rejet	0,057	0,010	0,183
	Canal / Référence	0,007	0,018	0,053
Silicate	Canal / Rejet	0,278	0,304	0,446
	Référence / Rejet	0,637	0,420	0,319
	Canal / Référence	0,767	0,059	0,178

(*p-value* <0,05 = différence significative ; *p-value* >0,05 =différence non significative)

Tableau 3.2.8 : « *p-value* » des tests statistiques les teneurs en phosphate et silicate depuis 1987

La centrale peut représenter une source de phosphate pour le milieu marin. Les circuits pour le refroidissement de l'îlot nucléaire sont alimentés en eau déminéralisée conditionnée au phosphate trisodique (Na_3PO_4). Le phosphate trisodique, utilisé comme agent anti-corrosion, permet en effet d'ajuster le pH dans ces circuits de réfrigération intermédiaire. Les purges des circuits auxiliaires occasionnent donc des rejets qui dépassent 1 T an^{-1} (1,2 T en 2010 et 2009 ; Rapport annuel de surveillance de l'environnement - EDF), avec une limite annuelle de rejet fixée à 1,475 T. Les résultats des tests statistiques montrent que ces rejets ne sont pas ou très peu perceptibles.

3.2.2.6. Matières en suspension (MES)

3.2.2.6.1. Variations spatiales et saisonnières des matières en suspension

Les teneurs en MES mesurées au cours du programme de surveillance 2011 ont variées de 0,86 à 17,5 mg/L au point *canal*, de 1,23 à 9,98 mg/L au point *rejet* et de 1,13 à 12,2 mg/L au point *référence* (figure 3.20). Les variations spatiales des concentrations en MES sont peu marquées, mais la concentration au point *rejet* est minimale au printemps et en automne, et maximale en été. Sur le plan temporel, les concentrations sont les plus faibles en été et les plus élevées en automne.

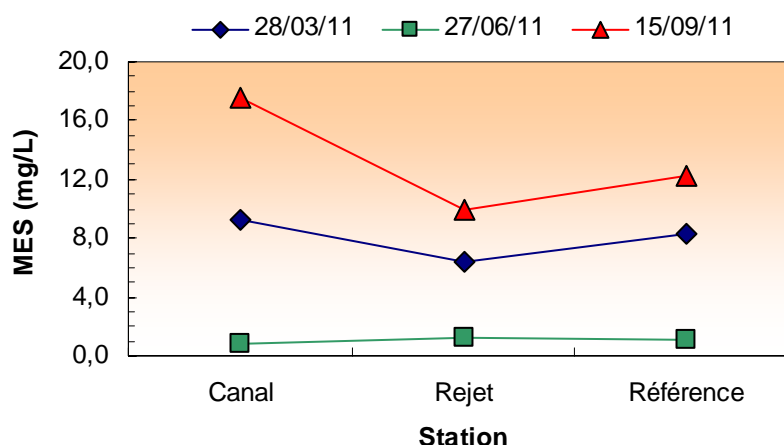


Figure 3.2.20 : Concentrations en MES dans les eaux de surface lors des campagnes 2011

3.2.2.6.2. Variations inter-annuelles

Les variations de concentrations en MES observées depuis 2001 sont présentées sur la figure 3.2.21 ci-dessous.

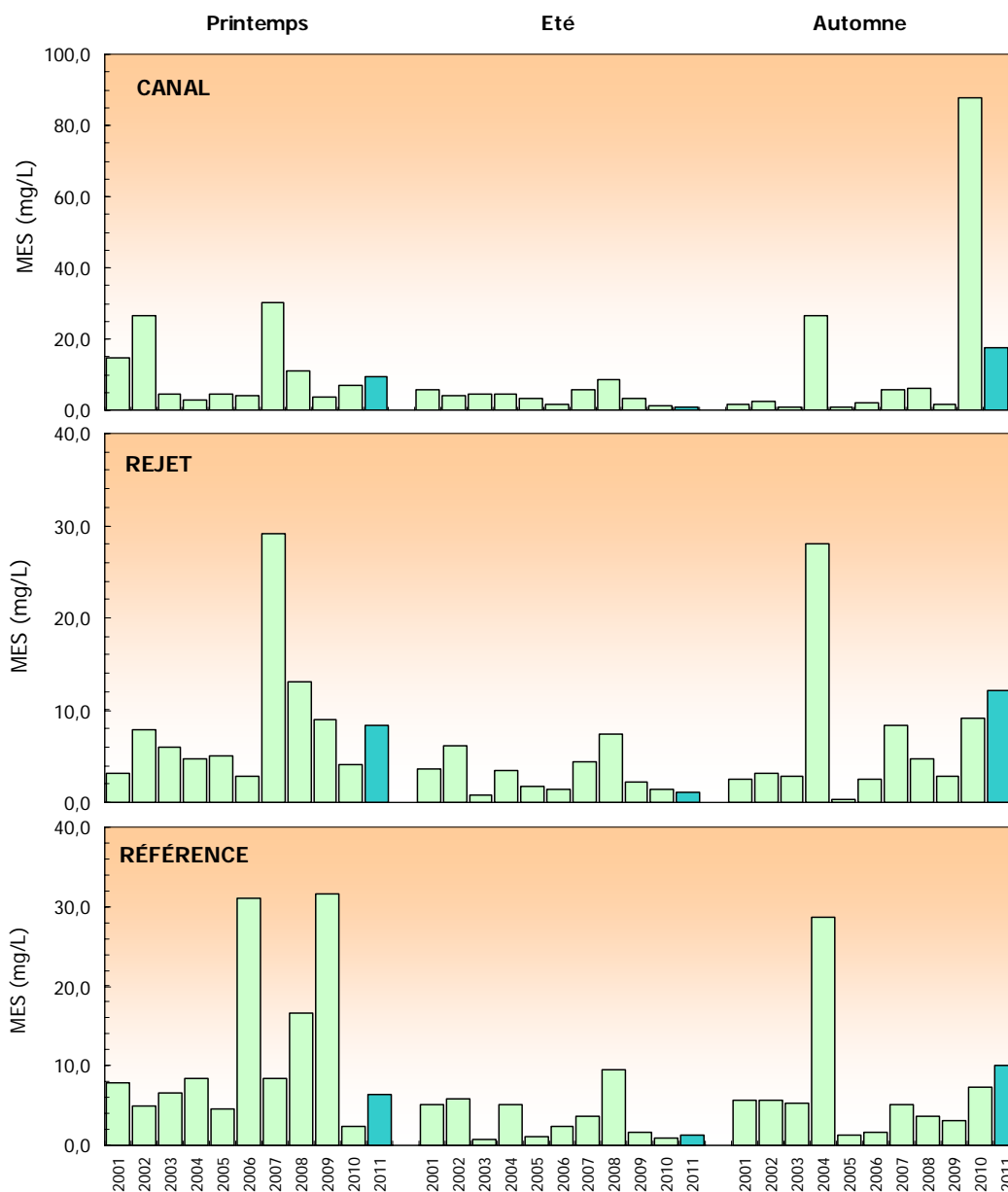


Figure 3.2.21 : Concentrations en MES dans l'eau de surface entre 2001 et 2011 (2011 en turquoise)

Les concentrations en MES en 2011 sont supérieures à celles de 2010 au printemps sur l'ensemble des stations, mais aussi en été au point *référence* et en automne aux points *rejet* et *référence*. L'inverse est observé en été aux points *canal* et *rejet* ainsi qu'en automne au *canal*. En particulier, la teneur mesurée au point *canal* en été est la plus faible depuis le début de la surveillance. Les concentrations de MES sont généralement influencées par l'hydrodynamisme de la colonne d'eau à travers des remises en suspension à partir du sédiment. Celles-ci peuvent être liées aux courants générés par les marées ou des conditions météorologiques particulières (vent fort). De fortes teneurs en MES peuvent aussi résulter d'une production phytoplanctonique intense ou encore de remise en suspension d'importante quantité de sédiment. Ainsi, les concentrations de ce paramètre sont caractérisées par une variabilité généralement importante.

La figure 3.2.22 présente sous forme de *boîtes à moustaches* la distribution des concentrations en MES mesurées depuis 2001. Au printemps et en été, les teneurs de 2011 sont généralement proches des médianes pluriannuelles. En automne, elles sont assez nettement supérieures aux médianes sur l'ensemble des points.

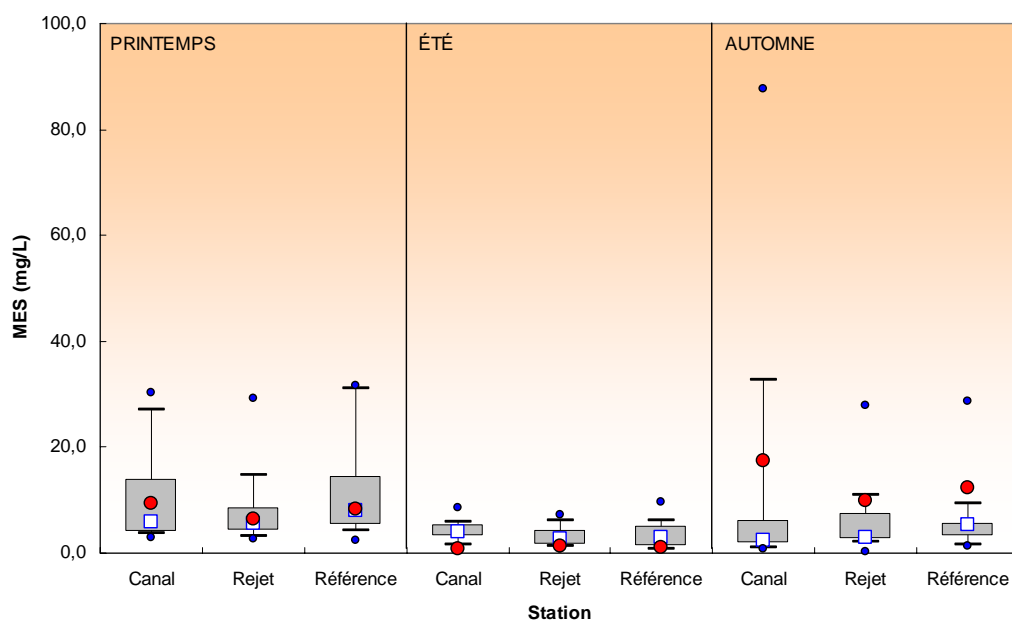


Figure 3.2.22 : Distributions des concentrations en matières en suspensions (MES) par campagne et par point depuis 2001. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50% des valeurs (▭) ; les moustaches, 80% des valeurs (┌┐). Les points extrêmes présentent les valeurs maximales et minimales (•). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2011 (•)

La figure 3.2.22 met par ailleurs en évidence une plus forte dispersion des concentrations en MES au printemps et en automne. La variabilité des teneurs est plus réduite en été. La variabilité des teneurs sur les différents points n'est pas plus importante au niveau du point rejet. Cela suggère l'absence d'une singularité des concentrations en MES au niveau de ce point et donc certainement l'absence d'impact de la centrale sur le milieu par rapport aux teneurs en MES.

3.2.2.5.4 Approche statistique

Les résultats de 2011 complètent une série de données désormais assez importantes pour réaliser des tests statistiques sur les différences de concentrations entre les points de surveillance. Le tableau 3.2.9 présente donc pour la troisième année les résultats relatifs à l'étude statistique des teneurs en MES depuis 2001 à Flamanville.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	0,260	0,093	0,966
Référence / Rejet	0,377	0,329	0,359
Canal / Référence	0,822	0,344	0,831

(p -value < 0,05 = différence significative ; p -value > 0,05 = différence non significative)

Tableau 3.2.9 : « p -value » des tests statistiques sur les teneurs en MES

L'intégration des données de surveillance 2011 ne modifie pas les résultats de l'étude statistique. Il n'existe aucune différence significative entre les points de surveillance toute l'année. Ceci confirme les conclusions émises les années précédentes selon lesquelles les MES ne présentent pas de concentrations singulières au niveau du *rejet*. Les activités de la centrale de Flamanville à travers (1) les rejets de MES liés au prétraitement de l'eau pour la station de déminéralisation (de l'ordre de 1,4 T en 2010, Rapport annuel de surveillance de l'environnement – EDF) et (2) les remises en suspensions liées aux turbulences des rejets, n'apparaissent pas modifier de façon significative la distribution spatiale et temporelle de la MES dans l'eau de mer.

3.2.2.7. Bore

Les circuits d'eau de la centrale doivent répondre à des spécifications strictes qui sont respectées en ajoutant des réactifs chimiques de conditionnement à l'eau déminéralisée. L'acide borique (H_3BO_3) est en particulier utilisé dans l'eau du circuit primaire en tant qu'absorbant neutronique pour compenser les variations lentes de réactivité.

Les rejets de bore en milieu marin se font donc par l'intermédiaire des effluents radioactifs liquides en conformité avec la valeur fixée par la réglementation (40 tonnes par an d'acide borique selon les termes de l'arrêté interministériel du 11 mai 2000). En 2008, 6408 kg d'acide borique avaient été rejetés. La concentration en acide borique couramment observée en eau de mer est de 25,6 mg/L, soit environ 4,5 mg/L de bore. A titre d'exemple, l'institut national pour l'environnement et les risques industriels (INERIS) rapportent, lors d'un inventaire exceptionnel en 2005, des concentrations de bore de l'ordre de 4,7 mg/L en Baie du Mont Saint Michel en juin (Source : http://rsde.ineris.fr/liste_subs_quantifiees.php).

3.2.2.7.1. Variations spatiales et saisonnières du bore

Au cours de l'année 2011, le protocole de surveillance a changé (à la demande d'EDF). Seule la campagne printanière a fait l'objet de prélèvement. Les teneurs en bore enregistrées en 2011 ont alors varié de 4,6 à 4,7 mg/L (figure 3.2.23). Les concentrations varient très peu sur le plan spatial. Elles sont similaires aux différents points de suivi.

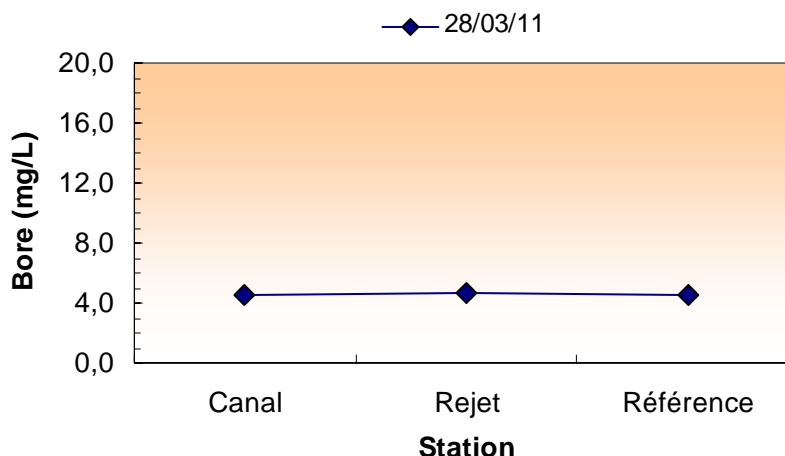


Figure 3.2.23 : Concentrations en bore dans l'eau de surface lors des campagnes 2011

3.2.2.7.2. Variations inter-annuelles

Les variations en bore observées depuis 2000, dans le cadre de la surveillance de la centrale de Flamanville, sont présentées sur la figure 3.2.24. Les concentrations en bore en 2011 ont été, en général, sensiblement supérieures à celles observées en 2010 au printemps.

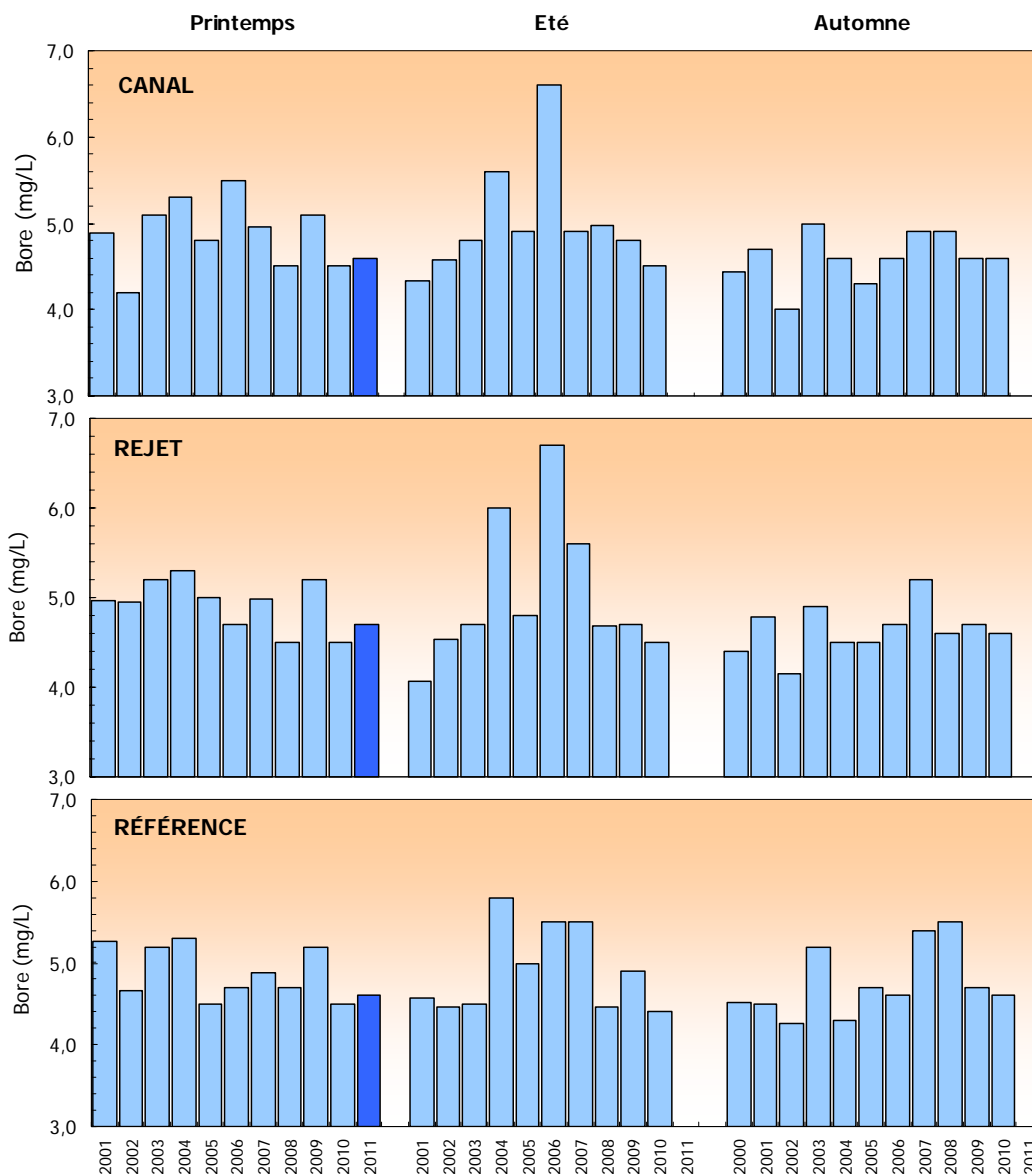


Figure 3.2.24: Concentrations en bore dans l'eau de surface lors des campagnes 2000 à 2011 (2011 en bleu foncé)

La figure 3.2.25 présente sous forme de *boîtes à moustaches* la distribution des concentrations de bore mesurées depuis 2000. Au printemps, les teneurs de 2011 sont inférieures aux médianes pluriannuelles sur tous les points de suivi.

La figure 3.2.25 met par ailleurs en évidence une plus forte dispersion des concentrations en bore durant l'été sur les points *rejet* et *référence*. Mais quelle que soit la saison, les médianes se situent globalement entre 4,5 et 5,0 mg/L de bore, valeurs considérées comme normale dans l'eau de mer.

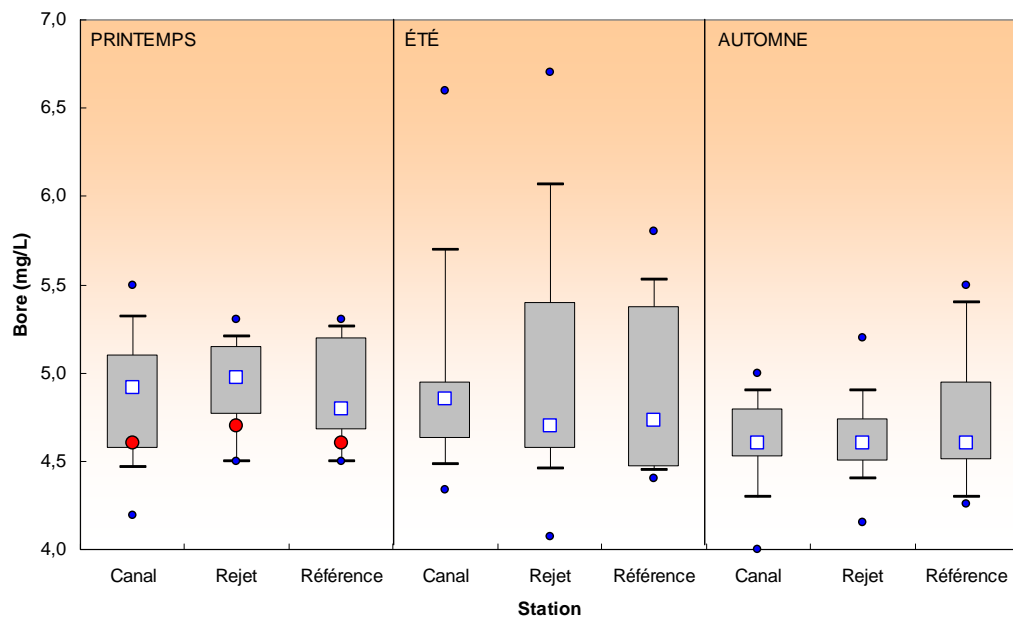


Figure 3.2.25 : Comparaison des distributions des concentrations en bore (mg/L) par campagne et par point depuis septembre 2000. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50% des valeurs (▭) ; les moustaches, 80% des valeurs (┌). Les points extrêmes présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2011 (●)

3.2.2.7. Trihalométhanes

Pour éviter le *fouling* dans les canalisations de rejet, les centrales électronucléaires utilisent la chloration. Les composés dérivés pouvant être retrouvés dans les eaux des rejets sont alors essentiellement des trihalométhanes. Il s'agit de composés volatils, fréquemment identifiés dans les eaux chlorées. Leur structure chimique est homologue à celle du chloroforme (Abarnou *et al.*, 1990). Le bromoforme est 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 chimiques varient généralement selon la quantité de matière organique et d'ammoniaque dissous.

Les quatre formes organo-halogénées étudiées sont :

- Tribromométhane = 'bromoforme' (CHBr₃),
- Dibromomonochloro-méthane (CHBr₂Cl),
- Dichloromonobromo-méthane (CHBrCl₂),
- Trichlorométhane = 'chloroforme' (CHCl₃).

Ces composés s'avèrent toxiques pour la faune et la flore marine. Des expériences écotoxicologiques sur des cultures de microalgues (*Skeletonema costatum*, *Thalassiosira pseudonana*, *Glinodinium halli* et *Isochrysis galbana*) ont montrées que un taux d'inhibition de croissance de 50 % pour concentrations en chloroforme et bromoforme de 32 mg/L (Erickson et Freeman, 1978). Les concentrations mesurées lors des trois campagnes de surveillance 2011 ont rarement dépassé la limite de détection analytique de la méthode utilisée qui est de 1 µg/L. Néanmoins, la concentration en bromoforme est détectable au point *rejet* en été (3,3 µg/L). Ceci est largement en dessous du seuil de 10 µg/L, concentration considérée comme acceptable en milieu marin (Abarnou *et al.* 1990).

3.2.2.8. Hydrazine et éthanolamine

Suite à la parution de la décision n° 2010-DC-0189 de l'Autorité de sûreté nucléaire du 7 juillet 2010 concernant les prescriptions relatives aux modalités de prélèvement et de consommation d'eau et de rejets dans l'environnement des effluents liquides et gazeux pour l'exploitation des réacteurs du CNPE de Penly un suivi des concentrations en hydrazine et éthanolamine dans le milieu récepteur est réalisé. EDF a donc confié la responsabilité des prélèvements à l'Ifremer. Les analyses ont été réalisées par le laboratoire Eurofins de Bordeaux.

Seul le point de référence a été échantillonné en 2011 en juin et septembre. Les résultats sont inférieurs au seuil de détection de la méthode soit 0,1 mg/l. Les rejets d'hydrazine et d'éthanolamine par la centrale ne sont donc pas perceptibles. En 2012 les prélèvements seront réalisés sur les points Canal-Rejet et référence en Mars, juin et septembre.

3.2.3. Conclusion

Les températures d'eau de mer mesurées en 2011 ont dans l'ensemble été supérieures à celles de l'année précédente aux différentes saisons. Les écarts de température entre les points *rejet-référence* et *rejet-canal* ont été généralement élevés. Les différences de températures au niveau du *rejet* sont significatives toute au long de l'année avec les autres points de surveillance (*canal* et *référence*). Néanmoins, les mesures de températures des campagnes 2011, appuyées des résultats de modélisation, indiquent que l'étendue du panache de rejet reste toujours géographiquement très limité.

Les salinités enregistrées au cours de l'année 2011 ont été souvent supérieures à celles de 2010 sur les différentes stations de surveillance et notamment en été et en automne. Les salinités 2011 se distribuent autour des valeurs médianes pluriannuelles calculées sur la période 1987-2010, mais restent dans la gamme observée depuis le début de la surveillance. Habituellement, les points côtiers (*canal* et *rejet*) sont toujours caractérisés par des salinités inférieures à celui du large (*référence*). Cette année, cela n'a été le cas qu'en automne. La présence du gradient côte-large qui est lié aux apports d'eau douce d'origine continentale n'a donc pas été clairement observée. Néanmoins, un impact de la centrale via ses rejets de produits de traitement (circuits d'eau de refroidissement de la station d'eau déminéralisée, lavage...) est fort peu probable compte tenu du volume total de rejet et de la limite du débit journalier de ces rejets.

L'ensemble des nutriments mesurés lors des campagnes de surveillance 2011 présente une évolution saisonnière classique. Suite à l'augmentation de l'ensoleillement, les sels nutritifs sont assimilés et consommés par le phytoplancton qui se développe entre le printemps et l'été. En automne, principalement sous l'effet de l'activité bactérienne, la dégradation de la matière organique produite au printemps et en été conduit à la régénération des nutriments dans la colonne d'eau. Dans l'ensemble, les concentrations en nutriments ont été généralement proches des médianes pluriannuelles établies depuis 1987 et sont restées dans les gammes de concentrations observées depuis 1987.

Les concentrations en MES mesurées en 2011 ont été généralement comprises dans la gamme de concentration observée depuis 2001, excepté à une reprise : en été à la station *canal*. La teneur en MES était alors la plus faible observée depuis le début de la surveillance. L'absence de différence significative entre les points indique que, malgré des rejets de MES liés au prétraitement des eaux pour la station de déminéralisation et la turbulence des rejets, la distribution de la MES dans la colonne d'eau ne semble pas être modifiée de façon perceptible.

Le protocole de surveillance du bore a été modifié en cours d'année. Les concentrations en bore n'ont été mesurées qu'au printemps de l'année 2011. Elles ont été comprises dans la gamme de concentration observée depuis 2001 aux trois points de surveillance. En 2011, elles sont inférieures aux médianes pluriannuelles calculées depuis 2000. Elles restent similaires à celle du milieu naturel et l'absence de concentrations singulières au niveau du point *rejet*, suggèrent que l'impact de la centrale via ses rejets d'acide borique n'est pas perceptible.

Les valeurs de l'ensemble des produits de chloration recherchés dans l'eau de mer ont été généralement inférieures au seuil de détection analytique, à l'exception du bromoforme au point *rejet* en été. La concentration a alors été de 3,3 µg/L. Ce niveau est bien en dessous de la valeur seuil (10 µg/L) considérée comme acceptable pour le milieu marin. En outre en raison de l'absence de bromoforme aux stations proches du *rejet*, il semble que l'impact de ce rejet chimique soit très limité. En outre, les mesures de concentrations des composés chimiques hydrazine et éthanolamine, nouvellement suivis depuis cette année, montrent que les rejets de ces substances par la centrale ne sont pas détectables.

En conclusion, les données acquises au cours des trois campagnes de surveillance en 2011 ne permettent pas de déceler d'anomalie dans la distribution et la variation des paramètres hydrologiques au niveau de la centrale électronucléaire de Flamanville. L'activité de la centrale à travers ses rejets chimiques et thermiques ne semble donc pas modifier de manière sensible et significative les caractéristiques hydrologiques intrinsèques du milieu.

3.3. Microbiologie

Un suivi de l'évolution des peuplements a été mis en oeuvre depuis 1987 sur la centrale de Flamanville. Il repose sur le dénombrement des germes totaux, des germes aérobies revivifiables et sur l'identification et le dénombrement des vibrions halophiles.

Les vibrions halophiles sur le territoire français

Les vibrions halophiles sont des bactéries anaérobies facultatives, à Gram négatif (Vaillant *et al.*, 2005). Ce sont des hôtes naturels du milieu marin et plus particulièrement des eaux côtières et estuariennes. Seules quelques espèces du genre *Vibrio* présentent une activité pathogène pour l'homme. On distingue les **vibrions cholériques**, responsables du choléra et appartenant aux sérogroupes O1 et O139 de l'espèce *Vibrio cholerae*, et les **vibrions non cholériques** appartenant aux sérogroupes non-O1 et non-O139 de l'espèce *Vibrio cholerae* et à d'autres espèces du genre *Vibrio*, en particulier *Vibrio alginolyticus*, *Vibrio vulnificus*, *Vibrio parahaemolyticus*, *Vibrio fluvialis* et *Vibrio hollisae* (Quilici *et al.*, 2005). *Photobacterium damsela*, anciennement appelée *Vibrio damsela*, puis *Listonella damsela* est plutôt reconnue comme une souche pathogène pour les poissons (Euzéby, 2000).

Les vibrions non cholériques sont à l'origine de gastro-entérites, d'infections de la peau et des tissus mous, de septicémies et de diverses infections extra intestinales comme les otites, particulièrement dues à l'espèce *V. alginolyticus*. Dans la majorité des cas, ces infections sont associées à un contact direct avec de l'eau de mer ou à la consommation de produits de la mer (Quilici et Fournier, 2003). Elles surviennent pendant les mois les plus chauds de l'année, de mai à octobre, quand la température de l'eau de mer augmente et favorise la croissance des vibrions halophiles.

Depuis 1995, le CNRVC¹² a mis en place un système de surveillance des infections à vibrions non cholériques sur le territoire français. Il reçoit les souches, isolées par les laboratoires hospitaliers et d'analyse biologique et médicale, pour identification, ou confirmation d'identification et caractérisation moléculaire (Vaillant *et al.*, 2005). Le tableau 3.3.1 propose une synthèse des souches de vibrions non cholériques identifiées, responsables d'infections humaines entre 1995 et 2005 sur le territoire français.

Un total de 102 cas d'infections à vibrions non cholériques a été répertorié entre 1995 et 2005. Six espèces ont été identifiées : *V. cholerae* (sérogroupes non-O1/non-O139), qui a été l'espèce la plus fréquemment isolée (49,0 %) ; *V. alginolyticus*, *V. parahaemolyticus* et *V. vulnificus* qui ont été respectivement responsables de 19,6 %, 16,8 % et 10,8 % des cas d'infections ; et les souches *V. fluvialis* et *V. hollisae* qui ont rarement été mises en cause, puisqu'elles représentent moins de 2 % des cas d'infections.

¹² CNRVC : Centre Nationale de Référence des Vibrions et du Choléra de l'Institut Pasteur.

Souches identifiées

nombre de cas d'infection (%)

Année	<i>V. alginolyticus</i>	<i>V. vulnificus</i>	<i>V. parahaemolyticus</i>	<i>V. cholerae</i> non O1/ non O139	<i>V. fluvialis</i>	<i>V. hollisae</i>	Nombre total d'infections
1995 à 1998 (1)	7 (24,14)	5 (17,24)	7 (24,14)	9 (31,03)	abs	1 (3,45)	29
1999 à 2001 (2)	10 (29,41)	3 (8,82)	3 (8,82)	15 (44,12)	2 (5,88)	1 (2,94)	34
2001 à 2003 (3)	4 (12,50)	4 (12,50)	3 (9,38)	19 (59,38)	2 (6,25)	abs	32
2004 (4)	abs	abs	4 (50)	4 (50)	abs	abs	8
2005 (5)	3 (30)	abs	abs	7 (70)	abs	abs	10
Synthèse de 1995 à 2005	20 (19,61)	11 (10,78)	17 (16,77)	50 (49,02)	2 (1,96)	2 (1,96)	102

Abs : absence, souche non identifiée dans les cas d'infection observés

(1) Geneste *et al.* 2000(2) Quilici *et al.* 2000(3) Quilici *et al.* 2005

(4) Quilici et Fournier. 2004

(5) Quilici et Fournier. 2005

Tableau 3.3.1 : Souches de vibrions non cholériques responsables d'infections humaines identifiées par le CNRVC entre 1995 et 2005

Les souches de *V. cholerae*, *V. parahaemolyticus* et *V. vulnificus* sont responsables des manifestations cliniques les plus sévères (Quilici *et al.*, 2000). *V. cholerae* est une espèce qui peut survivre dans un environnement moins salé que les autres espèces halophiles. De ce fait, son ubiquité et les infections graves qu'elle entraîne, contribue à sa forte présence dans le recensement du CNRVC, représentant à elle seule, 49 % des cas d'infections. Alors que, d'après l'étude menée par Hervio-Heath *et al.* (2002), sur la recherche d'espèces de vibrions potentiellement pathogènes dans l'environnement marin des côtes et estuaires français entre juillet et septembre 1999, seulement 3 souches de *V. cholerae* ont été identifiées sur un total de 189. Quant à *V. alginolyticus*, qui est responsable d'infections plus bénignes, elle était l'espèce prédominante sur le littoral français avec 99 souches identifiées sur 189. Pour information, suivaient les souches de *V. parahaemolyticus* (41/189) et *V. vulnificus* (20/189). Plusieurs facteurs écologiques influencent le cycle biologique des vibrions halophiles. On distingue la température, la salinité, la concentration en matière organique et en nutriments, des sédiments et du plancton utilisés comme support (West, 1989 ; Miossec, 2002). La température de l'eau de mer contribue ainsi à la saisonnalité des apparitions de vibrions non cholériques. Les espèces *V. fluvialis*, *V. hollisae*, *V. parahaemolyticus* et *V. vulnificus* s'observent principalement entre la fin de l'été et le début de l'automne. Alors que *V. cholerae* et *V. alginolyticus* peuvent être identifiées tout au long de l'année (Quilici *et al.*, 2000). En saison froide, les vibrions non cholériques survivent sous une forme "viable non cultivable" dans les sédiments des eaux côtières. Ils s'y multiplient et réapparaissent dans la colonne d'eau et les produits de la mer lorsque la température de l'eau s'élève et que les conditions redeviennent favorables à leur croissance (Vaillant *et al.*, 2005).

La salinité influence également la distribution spatiale des souches de vibrions non cholériques. En effet, l'étude menée par Hervio-Heath *et al.* (2002), semble indiquer qu'une salinité > 25 ‰ induit des effets sur la distribution de *V. vulnificus*, qui est plus souvent observé dans les eaux estuariennes que marines.

3.3.1. Matériel et méthodes

3.3.1.1. Prélèvements

Conformément à la stratégie mise en place pour le site de Flamanville, les travaux de surveillance ont été réalisés autour de la pleine mer et par coefficients de mortes eaux les 28 mars, 27 juin et 15 septembre. Les prélèvements ont été effectués à bord de la vedette de la SNSM par le personnel du laboratoire départemental Frank Duncombe de Caen au même moment que les échantillons hydrologiques réalisés à bord du *N/O DELPHY*. Les échantillons d'eau ont été prélevés au moyen de flacons stériles, puis maintenus au froid pendant leur transport jusqu'au laboratoire pour analyse (le temps entre le prélèvement et l'analyse est inférieur à 6 heures).

Les points échantillonnés ont été les suivants :

- le point *canal* (situé à l'entrée du canal d'amenée de la centrale),
- le point *rejet sud* (situé dans les turbulences des rejets),
- le point *référence* (situé au large du point *rejet*).

La stratégie d'échantillonnage suivie en 2011 est présentée dans le tableau 3.3.2. Deux répliquats ont été réalisés pour le dénombrement des germes revivifiables et l'identification des vibrions halophiles.

Stations	Niveau d'échantillonnage	Germes totaux	Germes revivifiables	Vibrions halophiles
<i>Canal</i>	Surface	1	2	2
<i>Rejet</i>	Surface	1	2	2
<i>Référence</i>	Surface	1	2	2
	Mi-Profondeur	1	2	2

Tableau 3.3.2 : Stratégie d'échantillonnage en 2011

3.3.1.2. Analyses microbiologiques

Dénombrement des germes totaux en épifluorescence

Le protocole analytique utilisé 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 0,22 μm teintée avec de l'Irgalan black (Millipore, GTBP04700). Les volumes filtrés sont de 1 mL + 10 mL d'eau stérile dépoussiérée. Suivant le résultat obtenu, un nouvel essai est réalisé avec 0,5 mL ou 2 mL
- coloration avec une solution d'acridine orange (1/30 000e) tamponnée à pH 7,4 stérilisée par filtration à 0,22 μm
- détermination par épifluorescence

Toutes les bactéries non vivantes mises en évidence par coloration sont dénombrées (les bactéries non *vivantes* apparaissent colorées en vert).

Dénombrement des germes aérobies revivifiables sur milieu de Zobell.

Le protocole analytique utilisé est le suivant :

- étalement au râteau sur milieu de Zobell (0,1 mL d'échantillon est déposé dans 5 boîtes soit un résultat dans 0,5 mL. Celui-ci est multiplié par 2 pour avoir un résultat dans 1 mL),
- dénombrement après incubation à $22^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ pendant 9 à 10 jours.

Identification et dénombrement des vibrions halophiles (méthode EDF)

Contrairement à 2004 et 2005, une seule méthode de dénombrement et d'identification des vibrions halophiles a été retenue depuis 2006. Mise au point par le laboratoire Pasteur, mais appelée "Méthode EDF" dans ce rapport, elle sera utilisée sur l'ensemble des centrales du bord de mer et devraient ainsi permettre la comparaison des populations de vibrions halophiles entre elles. La comparaison des deux méthodes (l'ancienne et celle d'EDF) en 2004 et 2005, a permis de mettre en évidence quelques différences dues aux méthodologies et aux milieux de culture utilisés, sans pour autant altérer la tendance générale (tableaux 3.26 et 3.27).

Le protocole analytique utilisé est le suivant :

- Filtration de 10 mL à 1000 mL (et de 1 mL à 1000 mL pour les campagnes de juin et septembre) sur membrane en acétate de cellulose de porosité $0,45 \mu\text{m}$,
- inclusion dans milieu Difco à $36 \pm 2^{\circ}\text{C}$ pendant 18 à 24 h,
- lecture des boîtes,
- incubation 24 h à $22 \pm 2^{\circ}\text{C}$,
- nouvelle lecture des boîtes,
- repiquage et isolement sur gélose TCBS à $36 \pm 2^{\circ}\text{C}$ pendant 24 h,
- repiquage colonies en milieu Zobell et incubation à $36 \pm 2^{\circ}\text{C}$ pendant 24 h,
- tests divers et recherche de pathogènes (Gram, oxydase, identification par Api 20^E ou Vitek. Si suspicion de *V.cholerae* : test d'halophilie par galerie en NaCl 0 à 10% (0, 3, 6, 8 et 10%). Détecter différentes espèces de vibrions par technique de PCR interne.

3.3.1.3. Résultats

3.3.1.4. Récapitulatif des résultats des mesures microbiologiques pour l'année 2011

Les résultats acquis au cours des trois campagnes de mesures pour l'année 2011 sur le site de Flamanville sont présentés dans le tableau 3.3.3. Les valeurs retenues pour les quantités de germes revivifiables sont les moyennes des deux répliquats pour les points *canal*, *référence* et *référence* à mi-profondeur.

Pour le point *rejet*, de façon à apprécier l'influence maximum du CNPE, la valeur retenue est celle du plus fort répliquat.

Un traitement statistique a été réalisé pour les germes totaux pour la période 2005-2011, pour les germes revivifiables pour la période 1987-2011, ainsi que pour les vibrions halophiles entre 2004 et 2011. Il permet de comparer les données enregistrées aux points *référence*, *contrôle*, *rejet* et *canal* et ainsi de mettre en évidence d'éventuelles différences significatives entre chacun de ces points à long terme. Le choix du test statistique le plus approprié, est conditionné par

l'étude de la distribution des données (normale ou non) qui est déterminée à l'aide des coefficients d'asymétrie et d'aplatissement standardisés. Lorsque la distribution s'avère normale, le test de Student est utilisé pour des échantillons appariés. Dans le cas contraire (distribution non normale), la comparaison des données est réalisée grâce au test de Wilcoxon.

Ces tests permettent de déterminer une valeur de probabilité associée *p-value*. Si la *p-value* est inférieure à 0,05, il existe une différence significative entre les deux séries de données. A l'inverse, si la *p-value* est supérieure à 0,05 nous ne pouvons pas conclure à une différence significative au seuil de 95 %.

		<i>Canal</i>	<i>Rejet</i>	<i>Référence</i>	<i>Référence</i> $\frac{1}{2} z$	
28 MARS	<i>Germes totaux (g./mL)</i>	640 000	320 000	350 000	410 000	
	<i>Germes revivifiables (g./mL)</i>	250	170	41	78	
	V.H.	<i>V.halophiles/L</i>	<1	<1	<1	<1
		<i>Identif. de V. Halophiles</i>	Absence	Absence	Absence	Absence
27 JUIN	<i>Germes totaux (g./mL)</i>	1200 000	810 000	360 000	1100 000	
	<i>Germes revivifiables (g./mL)</i>	889	604	163	246	
	V.H.	<i>V.halophiles/L</i>	20Va	2Va	<1	<1
		<i>Identif. de V. Halophiles</i>	Va	Va	Absence	Absence
15 SEPTEMBRE	<i>Germes totaux (g./mL)</i>	1000 000	980 000	680 000	790 000	
	<i>Germes revivifiables (g./mL)</i>	693	398	391	382	
	V.H.	<i>V.halophiles/L</i>	100Va+30Va susp.	10Va+10Va susp.	2Va	10Va
		<i>Identif. de V. Halophiles</i>	Va	Va	Va	Va

Va = *Vibrio alginolyticus* ; Vspp = *Vibrio sp* ; Vf = *Vibrio fluvialis* ; susp.=suspicion

Tableau 3.3.3 : Récapitulatif des résultats de microbiologie pour 2011 dans les eaux de Flamanville

3.3.1.5. Résultats du dénombrement des germes totaux

3.3.1.5..1 Variations spatiales et saisonnières des germes totaux en 2011

Les quantités de germes totaux en 2011 varient de 320 000 germes/mL au point *rejet* en mars, à 1 200 000 germes/mL au point *canal* en juin (figure 3.3.1). La hausse de la température de l'eau favorise généralement la croissance bactérienne. En outre, les maxima de la température de l'eau de mer sont généralement observés entre les mois d'août et septembre. Néanmoins, comme l'an passé la valeur maximale est observée en été (juin). Les quantités de germes totaux suivent généralement un gradient décroissant de la côte vers le large, conformément aux années précédentes.

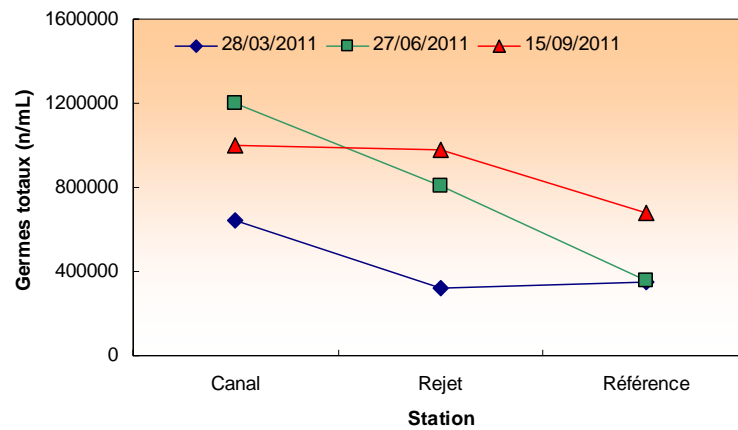


Figure 3.3.1 : Évolution des quantités de germes totaux par mL dénombrés par épifluorescence en 2011

3.3.1.5.2 Variations inter-annuelles des germes totaux

Les nombres de germes totaux dénombrés en 2011 aux différents points de suivi sont généralement du même ordre que ceux de l'année 2010 (figure 3.3.2). Une légère augmentation du nombre de germes est observé au printemps aux stations *canal* et *référence*, en été à la station *canal* et en automne aux stations *canal* et *rejet*. Bien qu'ils soient caractérisés par une certaine variabilité, la figure 3.3.2 indique que les nombres de germes totaux sont relativement constants depuis 4 ans aux différentes stations à chaque saison.

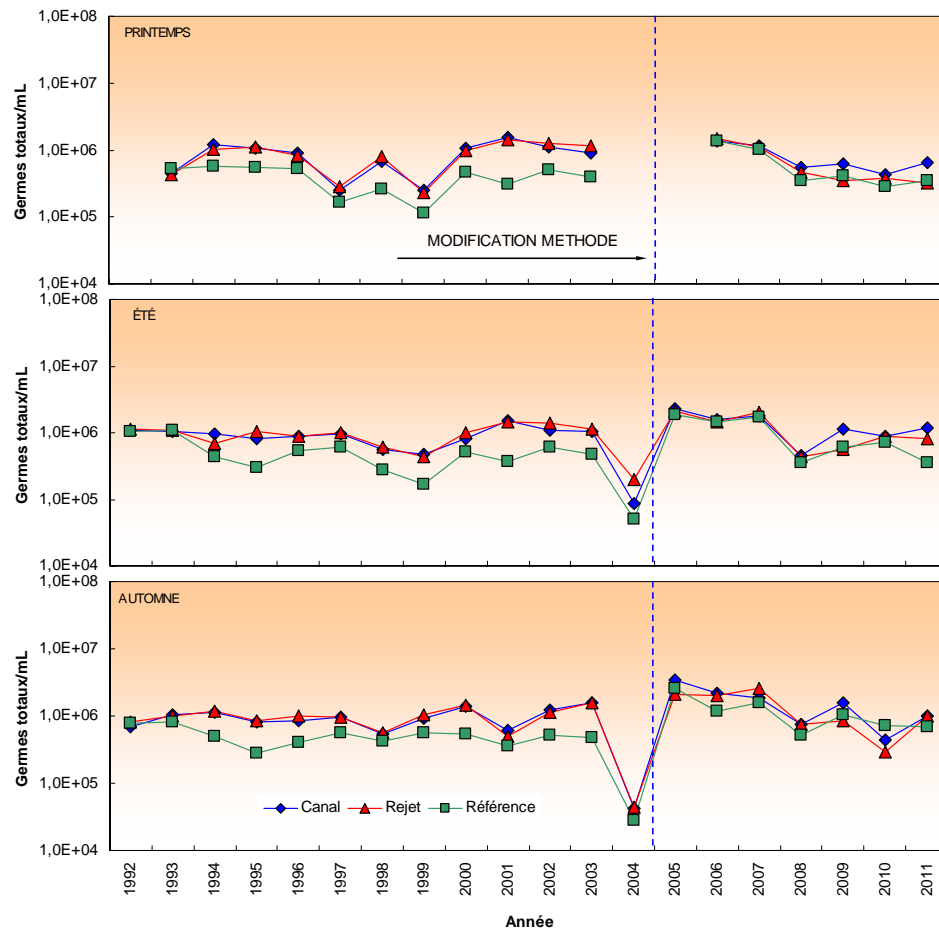


Figure 3.3.2 : Évolution des quantités de germes totaux par mL dénombrés par épifluorescence depuis 1992

En 2011, les quantités de germes sont généralement inférieures aux médianes pluriannuelles. Cette tendance est clairement marquée en été et en automne. Le point *rejet* est notamment caractérisé par le nouveau minimum depuis 2005 en mars. Dans l'ensemble, les *boîtes à moustaches* indiquent généralement une augmentation des abondances en germes totaux du printemps vers l'automne. Les médianes sont aussi caractérisées au printemps et en été, par un faible gradient décroissant côte-large. Les valeurs observées en 2011 s'inscrivent dans ces tendances

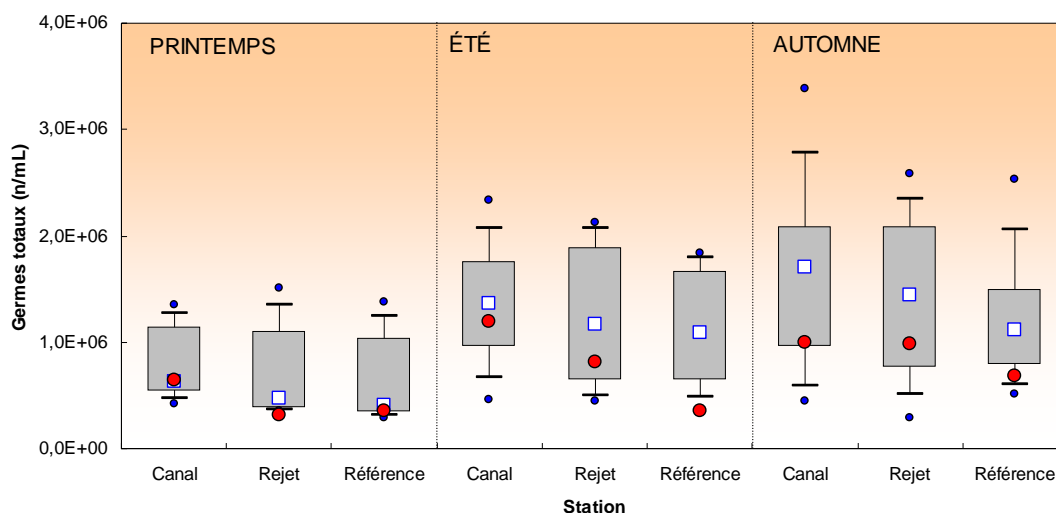


Figure 3.3.3: Germes totaux depuis 2005 dénombrés par épifluorescence. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┆). Les points extrêmes, présentent ; les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2011 (●)

3.3.1.5.3 Approche statistique

Le tableau 3.3.4 présente les résultats des tests statistiques réalisés sur l'abondance des germes totaux depuis 2005. Le couple *canal / rejet* ne présente aucune différence significative tout au long de l'année. Il n'existe qu'une différence significative entre les points *référence et rejet* en été. Par contre, le couple *canal / référence* présente des différences significatives sur le nombre de germes totaux tout au long de l'année. Ces différences systématiques sont certainement liées à la présence généralement marquée du gradient côte-large. Les points canal et rejet étant géographiquement assez proches, ils ne sont pas caractérisés par des différences significatives. Finalement, il est difficile d'attribuer une singularité au point de *rejet*.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	0,234	0,159	0,385
Référence / Rejet	0,156	0,038	0,414
Canal / Référence	0,021	0,022	0,041

$p\text{-value} < 0,05$ = différence significative ; $p\text{-value} > 0,05$ = différence non significative

Tableau 3.3.4 : Probabilité associée p des tests statistiques pour les germes totaux

3.3.1.6. Résultats en germes revivifiables sur milieu de Zobell

3.3.1.6.1 Variations spatiales et saisonnières des germes revivifiables

Le nombre de germes revivifiables varie de 41 germes/mL mesurés au point *référence* au mois de mars, à 889 germes/mL au point *canal* en juin (figure 3.3.4). Le nombre de germes revivifiables augmente généralement du printemps vers l'automne aux différents points de surveillance. En 2011, seule la station *référence* présente cette caractéristique. Pour les stations *canal* et *rejet*, les valeurs estivales ont été supérieures aux valeurs automnales. Toute l'année 2011, il existe un gradient décroissant marqué de la côte vers le large.

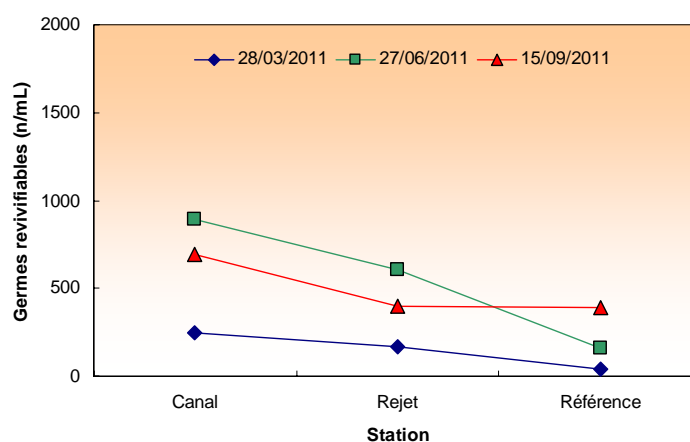


Figure 3.3.4 : Évolution des quantités de germes revivifiables par mL dénombrés sur milieu de Zobell en 2011

3.3.1.6.2 Variations inter-annuelles des germes revivifiables

La figure 3.3.5 présente les variations de germes revivifiables depuis 1987. Les abondances de 2011 sont généralement inférieures à celles de 2010. Seul le point *référence* présente un nombre de germes revivifiables en légère augmentation en automne. L'année 2011 est finalement caractérisée par une diminution significative du nombre de germes à la station *canal* en automne. En effet, après une augmentation régulière observée depuis 2003, le nombre de germe est à nouveau de l'ordre de celui observé en 2003 et 2004.

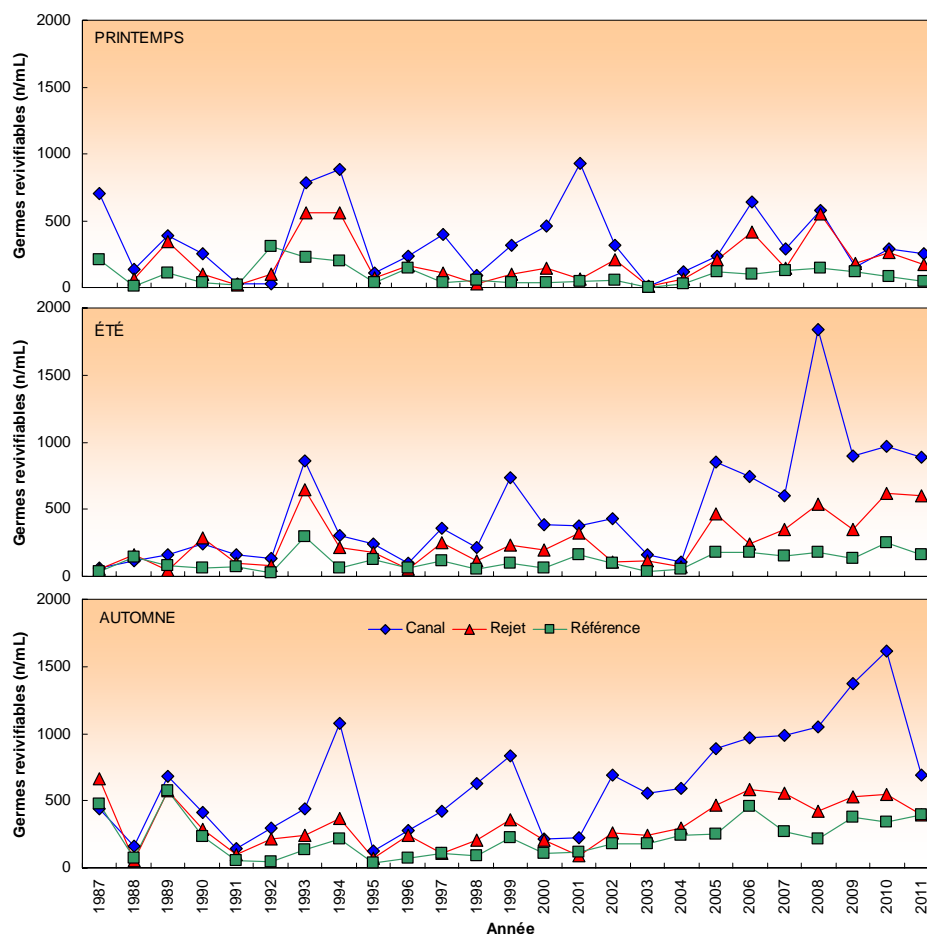


Figure 3.3.5 : Évolution des quantités de germes revivifiables par mL depuis 1987

Finalement, la figure 3.3.5 confirme que depuis 1987 les plus fortes quantités de germes s'observent généralement au point *canal*. Celles enregistrées aux points *rejet* et *référence*, sont plus faibles et restent assez stables sur la même période.

La figure 3.3.6 présente la distribution des germes revivifiables sous forme de *boîtes à moustaches*. En 2011, les valeurs de germes revivifiables sont inférieures aux médianes pluriannuelles au printemps et en automne, à l'exception du point *référence* en automne. En été, le nombre de germes revivifiables observés cette année est proche ou supérieur aux médianes pluriannuelles. Le point *canal* présente toujours la plus forte dispersion aux différentes saisons, soulignant ainsi une importante variabilité depuis 2005. Les médianes pluriannuelles indiquent aussi la présence d'un gradient décroissant marqué de la côte vers le large quelle que soit la saison. Les valeurs 2011 s'inscrivent dans cette tendance.

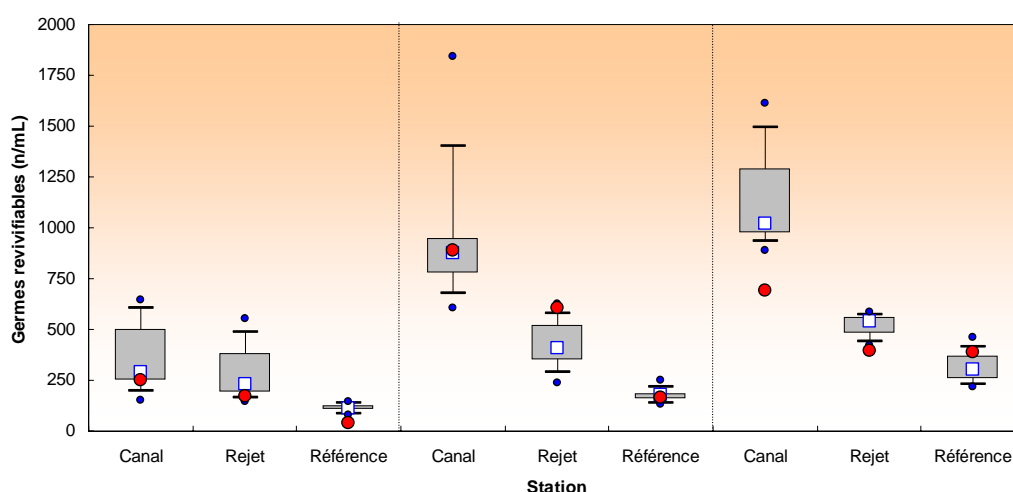


Figure 3.3.6 : Germes revivifiables (nombre par mL) dénombrés depuis 2005. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (■) ; les moustaches, 80 % des valeurs (┆). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2011 (●)

3.3.1.6..3 Approche statistique

Le tableau 3.3.5 présente les résultats des tests statistiques réalisés sur l'abondance des germes revivifiables depuis 1987. Cette étude statistique révèle qu'il existe une différence significative entre tous les points de suivi quelle que soit la saison. Le gradient côte-large marqué entre les stations de surveillance explique vraisemblablement la présence de ces différences. Le point de *rejet* ne semble donc pas présenter de caractéristiques singulières.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	0,000	0,000	0,000
Référence / Rejet	0,001	0,000	0,000
Canal / Référence	0,000	0,000	0,000

$p\text{-value} < 0,05$ = différence significative ; $p\text{-value} > 0,05$ = différence non significative

Tableau 3.3.5 : Probabilité associée p des tests statistiques pour les germes revivifiables sur milieu de Zobell

3.3.1.7. Résultats sur l'identification et le dénombrement des vibrions halophiles

3.3.1.7..1 Identification de vibrions halophiles

Les séries pluriannuelles d'identification de vibrions halophiles sont présentées dans les tableaux 3.3.6 pour l'ancienne méthode de détermination et 3.3.7 pour la nouvelle méthode EDF. Ces deux tableaux mettent en évidence la dominance de l'espèce *Vibrio alginolyticus*.

ANCIENNE METHODE																																	
V. alginolyticus	canal																																
	référence																																
	rejet																																
V. vulnificus	canal																																
	référence																																
	rejet																																
V. parahemol.	canal																																
	référence																																
	rejet																																
Ph. Damsela	canal																																
	référence																																
	rejet																																
V. fluvialis	canal																																
	référence																																
	rejet																																
V. cholerae	canal																																
	référence																																
	rejet																																
	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A
	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005																			

Carré noir : présence ; P : printemps ; E : été ; A : automne

Tableau 3.3.6 : Identification des espèces de vibrions halophiles (ancienne méthode) par saison et par station de 1992 à 2005

Comme lors des années précédentes, en 2011, la présence de *V. alginolyticus* a été identifiée sur l'ensemble des points de surveillance (tableau 3.3.7). Il est en particulier présent en automne sur tous les points et en été aux points canal et rejet. Aucun autre vibrio n'a été identifié cette année à Flamanville.

		METHODE EDF																																		
Vibrio	Station	Année/Saison																																		
		2004			2005			2006			2007			2008			2009			2010			2011													
		P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A	P	E	A											
V. alginolyticus	canal																																			
	référence																																			
	rejet																																			
V. vulnificus	canal																																			
	référence																																			
	rejet																																			
V. parahemol.	canal																																			
	référence																																			
	rejet																																			
Ph. Damsela	canal																																			
	référence																																			
	rejet																																			
V. fluvialis	canal																																			
	référence																																			
	rejet																																			
V. cholerae	canal																																			
	référence																																			
	rejet																																			

Carré noir : présence ; P : printemps ; E : été ; A : automne

Tableau 3.3.7 : Identification des espèces de vibrions halophiles (méthode EDF) par saison et par point, de 2004 à 2011

Les séries pluriannuelles, présentées dans les tableaux 3.3.6 et 3.3.7 mettent en évidence un plus grand nombre de cas d'identification pour *V. alginolyticus*, qui avec *Ph. damsela* semblent être les espèces dominantes. Les apparitions de *Vibrio vulnificus* sont plus

sporadiques entre 2005 et 2007. Finalement, les apparitions de *Vibrio fluvialis*, *cholerae* et *parahaemolyticus* sont très rares.

3.3.1.7..2Dénombrement des vibrions halophiles

Suite à la mise en place de la méthode préconisée par EDF sur l'ensemble des centrales du bord de mer, des dénombrements viennent compléter les identifications de vibrions halophiles. Les nombres de vibrions totaux par point et par saison ont été obtenus en moyennant les valeurs des répliquats par point et par espèce. Au point *rejet* est toujours considérée la plus forte valeur des deux répliquats (figure 3.3.7). Un gradient décroissant est généralement observé entre les points *canal* et *référence* et en particulier en automne. En plus de l'effet de la température, le caractère plus côtier de la masse d'eau proche du canal d'amenée favorise certainement le développement des souches bactériennes par la plus forte teneur en matière organique, ainsi qu'en matières en suspensions qui servent de support.

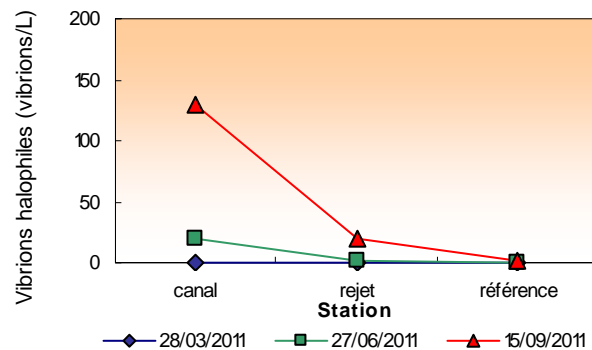


Figure 3.3.7: Dénombrement des vibrions halophiles totaux en 2011

L'espèce *V. alginolyticus* a été la seule à être identifiée cette année (figure 3.3.8). Son évolution annuelle est donc similaire à celles des vibrions halophiles totaux (figure 3.3.7). Le gradient décroissant de la côte vers le large est généralement mis en évidence sur la distribution de cette espèce, lorsque le nombre de vibron est important.

La figure 3.3.8 présente l'évolution des abondances des différentes espèces habituellement identifiées aux différents points de suivi depuis 2004. En 2011, seule l'espèce *Vibrio alginolyticus* a été identifiée en été et en automne. Le nombre de vibrions halophiles observé cette année est compris dans la partie basse de la gamme de valeurs déterminées depuis 2004.

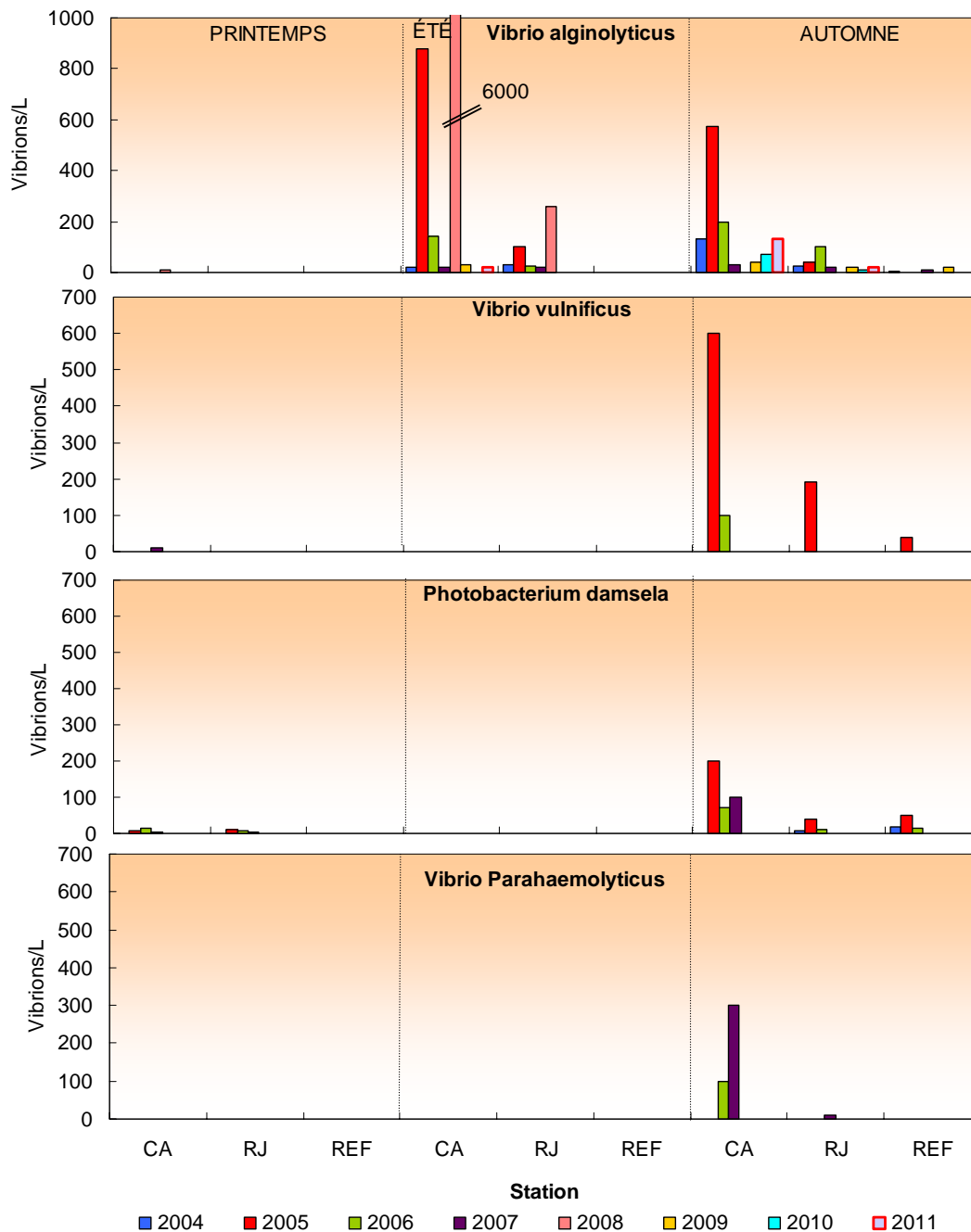


Figure 3.3.8 : Dénombrements des principales souches de vibrions halophiles depuis 2004

3.3.1.7..3 Approche statistique

Les dénombrements de vibrions halophiles sont réalisés sur les échantillons des eaux proches de la centrale de Flamanville depuis 2004. Le tableau 3.3.8 présente les résultats des tests statistiques pour la première fois. Cette étude statistique révèle l'existence de différences significatives entre les points *canal* et *rejet* en automne, entre *référence* et *rejet* en été et enfin entre *canal* et *référence* tout au long de l'année. Le gradient côte-large marqué entre les stations de surveillance explique vraisemblablement la présence de ces différences tout au moins pour le couple *canal* / *référence*. Les différences significatives avec le point *rejet* et les autres stations n'apparaissent qu'en été et en automne, là où le nombre de vibrions est

généralement important. Néanmoins ces différences ne sont pas systématiques pendant ces périodes de l'année. Il est donc difficile de conclure à une singularité au niveau du *rejet*.

Comparaison	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	0,113	0,068	0,016
Référence / Rejet	0,100	0,014	0,112
Canal / Référence	0,048	0,022	0,022

$p\text{-value} < 0,05$ = différence significative ; $p\text{-value} > 0,05$ = différence non significative

Tableau 3.3.8 : Probabilité associée p des tests statistiques pour les vibrions halophiles

3.3.2. Conclusion

L'évolution des concentrations de germes totaux est restée assez constante entre 1992 et 2004 sur l'ensemble des points échantillonnés, mettant ainsi en évidence la stabilité du système. Le changement de méthode analytique intervenu en 2005, avec l'utilisation de filtres de plus faible porosité, a induit une augmentation du nombre de germes dénombrés. En 2011, les résultats sont généralement du même ordre de grandeur qu'en 2010. Ils restent compris dans la gamme de concentrations observée depuis 2005. La distribution des germes totaux en 2011 a été généralement caractérisée par un gradient décroissant de la côte vers le large comme habituellement observé.

Le nombre de germes revivifiables est dans l'ensemble en diminution en 2011 par rapport à l'année passée. L'augmentation régulière observée au canal depuis 2003 prend fin cette année. Les abondances de germes revivifiables retrouvent des niveaux proches des années 2003 et 2004. La distribution spatiale reste inchangée avec un gradient décroissant marqué côte-large.

L'identification des vibrions halophiles par la « méthode EDF » (mise au point par le laboratoire Pasteur) confirme la présence et la dominance de la souche *Vibrio alginolyticus* dans les eaux proches de la centrale. La présence de cette espèce a été identifiée en été et en automne mais à des concentrations relativement faibles (< 100 UFC Vibrio/L). Aucun autre vibrion n'a été identifié cette année dans les eaux proches de la centrale.

L'ensemble des paramètres du compartiment microbiologique présente généralement un gradient décroissant entre les points *canal* et *référence*, qui outre l'effet de la température, peut être expliqué par (1) les plus fortes teneurs en matière organique et en MES près des côtes et (2) un plus fort impact des activités humaines en général. Parallèlement, les abondances constatées au point *rejet* se situent entre celles des points *canal* et *référence*, suggérant la continuité du gradient décroissant côte-large.

En conclusion, l'ensemble des paramètres microbiologiques étudiés dans les eaux proches de la centrale présente des caractéristiques classiquement observés en milieu littoral tempéré. Cette année 2011 sera toutefois marquée par la diminution significative du nombre de germes totaux en automne au canal et ceci après une augmentation régulière du nombre de germes depuis 2003. L'examen des résultats 2011 pour le compartiment microbiologique indique qu'il n'existe aucun déséquilibre marqué du milieu en raison de l'activité de la centrale de Flamanville.

3.4. Phytoplancton

L'étude quantitative de l'activité photosynthétique du phytoplancton complétée par la détermination de la biomasse, l'identification et le dénombrement des cellules, permet de suivre l'évolution des communautés phytoplanctoniques et d'évaluer l'influence des facteurs abiotiques sur cette évolution.

Les paramètres photosynthétiques d'une communauté phytoplanctonique dépendent de la quantité et qualité des pigments contenus dans les chloroplastes, de la quantité d'énergie lumineuse reçue, de la température et de la concentration en sels nutritifs du milieu. La chlorophylle *a*, présente chez tous les organismes autotrophes, est un bon estimateur de la biomasse phytoplanctonique. La production primaire représente la production potentielle maximale d'un peuplement *in vivo* et permet également d'estimer l'état physiologique de ce peuplement. L'abondance cellulaire de chaque espèce permet de caractériser quant à elle la structure et la diversité des communautés phytoplanctoniques.

A l'aide des paramètres précités, ce chapitre présente les résultats quantitatifs et qualitatifs obtenus sur les peuplements phytoplanctoniques lors des trois campagnes de surveillance réalisées en 2011.

3.4.1. Matériels et méthodes

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 (voir § 3.2.1.1. page 39). Les prélèvements sont effectués avec des bouteilles Niskin, en surface pour les points *canal* et *rejet*, et en surface et à mi profondeur pour le point *référence*. A chaque point de prélèvement, trois répliques sont réalisés pour la production primaire.

3.4.1.1. Mesure de la chlorophylle et de la production primaire

Chlorophylle *a*

La concentration en chlorophylle *a* est mesurée suivant la méthode spectrophotométrique monochromatique de Lorenzen (1967). Un échantillon d'un litre est filtré immédiatement après le prélèvement sur une membrane en fibre de verre type GF/F (Whatman).

Les filtres sont ensuite congelés à l'obscurité jusqu'au dosage. L'extraction des pigments chlorophylliens se fait dans 10 mL d'acétone à 90 % (90/10, acétone/eau) pendant 18 heures à l'obscurité. Après centrifugation à 3000 tours/min pendant 15 minutes, le surnageant est placé dans une cuve de 5 cm de trajet optique. L'absorption est alors mesurée à différentes longueurs d'onde, dans un premier temps sans acidification, puis après acidification (Aminot et Kérouel, 2004).

Production primaire

Un fluorimètre modulé (Pulse amplitude Modulated –PAM- Walz) permet de mesurer des variations de fluorescence au niveau du photosystème II des cellules phytoplanctoniques et de déterminer ainsi la production potentielle maximale d'un peuplement *in vivo* (Falkowski et Raven, 2007 ; Sakshaug et al., 1997). Cette méthode permet également d'évaluer l'état physiologique des cellules phytoplanctoniques constitutives de ce peuplement. Le transfert d'énergie au niveau de l'appareil photosynthétique (photosystème II) des cellules phytoplanctoniques peut être altéré lorsque les cellules subissent un stress environnemental comme par exemple une limitation en sels nutritifs ou lorsqu'elles sont exposées à de fortes radiations lumineuses.

Principe de la méthode : quand un photon est absorbé par une molécule de chlorophylle, un électron passe d'un stade stationnaire à un stade excité. Le retour au stade stationnaire est accompagné d'une dissipation de l'énergie sous forme de fluorescence (3-5 % *in vivo*). L'émission de fluorescence est une des trois voies possibles de dissipation de cette énergie, l'essentiel étant utilisé dans les processus photochimiques qui mènent à la production de matière organique par la cellule. Une part beaucoup faible de l'énergie est enfin dissipée sous forme chaleur.

En modulant l'intensité lumineuse à laquelle les cellules phytoplanctoniques sont exposées, il est alors possible de mesurer la fluorescence émise et cette dernière est proportionnelle à la part d'énergie utilisée pour la photosynthèse, et donc pour la production primaire. L'instrumentation utilisée (Water-Pam, Walz) permet de réaliser de nombreuses mesures de fluorescence sur de petit volume d'eau de mer en quelques minutes, et avec une gamme étendue d'éclairages calibrés.

Pour chaque point de suivi, sont ainsi obtenues expérimentalement des courbes construites avec les rapports de fluorescence en fonction de l'intensité lumineuse. Ce nuage de points est ensuite ajusté mathématiquement par un modèle (modèle de Webb), afin de déterminer les paramètres photosynthétiques caractéristiques :

- $rETR$ représente le taux de transport des électrons (Electron transport rate – ETR) au niveau du photosystème PSII.
- $rETR_{max}$ correspond à la capacité maximale de production de l'échantillon.
- $\frac{Y_{max}(F_m - F_o)}{F_{m_0}}$ ou l'efficacité quantique maximale du PSII, correspond à la différence des fluorescences maximale et minimale sur la fluorescence maximale après dix minutes de repos de l'échantillon à l'obscurité. Ce paramètre donne une indication de l'état physiologique du peuplement.

3.4.1.2. Étude systématique du phytoplancton

Un volume de 100 mL d'échantillon est fixé avec du Lugol acide immédiatement après le prélèvement. Au laboratoire, 10 mL d'échantillon sont mis à décanter dans des cuves pendant huit heures selon la technique d'Utermöhl (Utermöhl, 1958). La détermination et le comptage des espèces s'effectuent avec un microscope inversé Olympus à contraste de phase. Un minimum de 100 cellules est dénombré afin d'obtenir une précision d'au moins $\pm 20\%$ (Lund, 1958). Les résultats sont exprimés en nombre de cellules par litre.

3.4.1.3. Télédétection satellitaire

Les images climatologiques de la chlorophylle ont été obtenues avec l'algorithme développé à l'Ifremer (Gohin et al., 2002) sur la série d'images obtenues par les cameras SeaWiFS et MODIS entre 1998 et 2007. Les images quotidiennes de la série 2011 sont celles de la camera MODIS. Toutes ces séries ont été traitées avec le même algorithme et mises à disposition par le projet de recherche MarCoast.

3.4.2. Résultats

Les résultats obtenus en 2011 sont donnés par le tableau 3.4.1.

	CANAL	REJET	REFERENCE		
			surface	mi-prof.	
28-mars	<i>Chlorophylle a</i> ($\mu\text{g/L}$)	1,27	1,28	0,87	1,84
	<i>Phéopigments</i> ($\mu\text{g/L}$)	0,17	0,06	0,01	0,26
	<i>rETR</i> (unités relatives)	240	260	182	290
	<i>Microphytoplancton</i> (cel/L)	94000	35700	16304	36400
27-juin	<i>Chlorophylle a</i> ($\mu\text{g/L}$)	0,50	0,61	1,06	1,12
	<i>Phéopigments</i> ($\mu\text{g/L}$)	0,13	0,12	0,15	1,20
	<i>rETR</i> (unités relatives)	94	98	101	107
	<i>Microphytoplancton</i> (cel/L)	86400	74000	81700	85900
15-sept.	<i>Chlorophylle a</i> ($\mu\text{g/L}$)	1,22	0,98	0,66	1,16
	<i>Phéopigments</i> ($\mu\text{g/L}$)	0,06	0,28	0,31	0,42
	<i>rETR</i> (unités relatives)	124	128	128	128
	<i>Microphytoplancton</i> (cel/L)	51200	120830	103600	110600

Tableau 3.4.1 : Valeurs des paramètres phytoplanctoniques au droit du CNPE de Flamanville en 2011

3.4.2.1. Biomasse chlorophyllienne

3.4.2.1.1 Variations spatiales et saisonnières de la chlorophylle

Au cours de l'année 2011, les valeurs de chlorophylle *a* varient entre 0,50 $\mu\text{g/L}$ au point *canal* en juin, et 1,84 $\mu\text{g/L}$ au point *référence mi-profondeur* en mars (Tableau 3.4.1). Au mois de mars, la concentration en chlorophylle est plus élevée au point *référence mi-profondeur* (1,84 $\mu\text{g/L}$) par rapport aux points *canal*, *rejet* et *référence surface*. Au mois de juin la biomasse phytoplanctonique augmente en surface de la côte vers le large. En revanche, un gradient décroissant de la côte vers le large est observé dans les eaux de surface au mois de septembre, avec de valeurs variant de 1,22 $\mu\text{g/L}$ au point *canal* et 0,66 $\mu\text{g/L}$ au point *référence* (Figure 3.4.1).

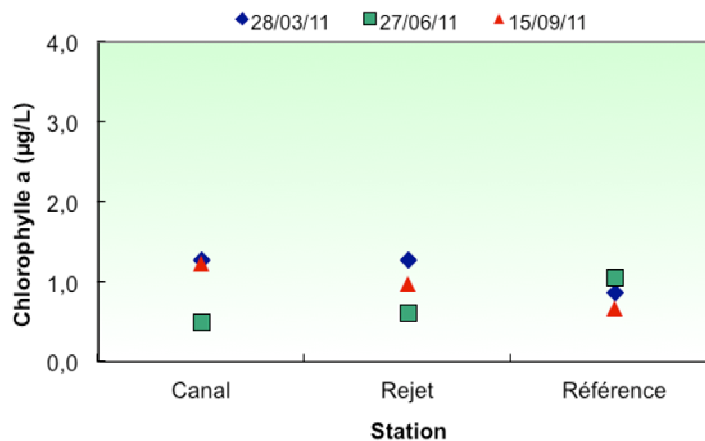


Figure 3.4.1 : Concentrations en chlorophylle *a* mesurées sur les trois stations en surface lors des trois campagnes de surveillance 2011.

3.4.2.1.2 Variations inter-annuelles

Le printemps et l'été 2011 ont été caractérisés par des concentrations en chlorophylle *a* inférieures à celles mesurées au cours des mêmes saisons en 2010 sur les trois points (figure 3.4.2). En automne, les concentrations mesurées en 2011 sont du même ordre de grandeur que celles observées en 2010 sur les points *rejet* et *référence* et légèrement supérieures à celles de 2010 au point *canal*.

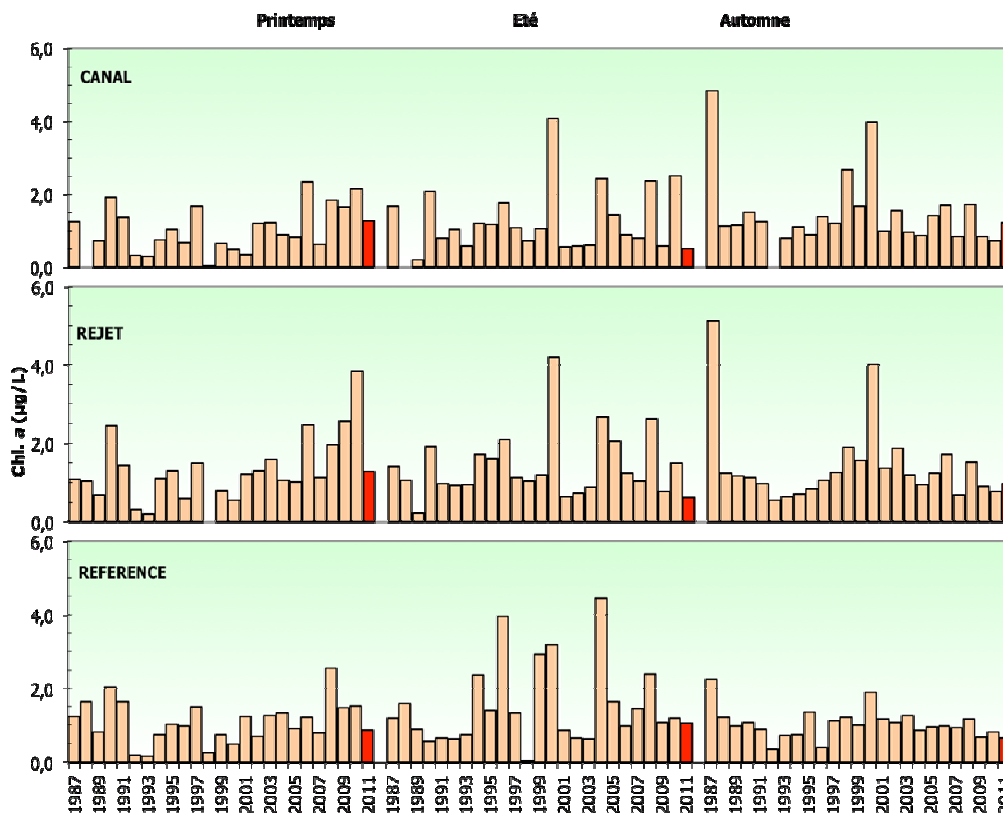


Figure 3.4.2 : Évolution des concentrations en chlorophylle *a* mesurées de 1987 à 2011 sur les trois stations et au cours des trois campagnes (2011 en rouge)

Au printemps 2011, les concentrations en chlorophylle *a* sont proches des médianes pluriannuelles aux points *référence* et *rejet* et légèrement supérieures au point *canal* (figure 3.4.3). En juin, les valeurs enregistrées sur les points *canal* et *rejet* sont inférieures aux médianes pluriannuelles, la concentration de chlorophylle est proche de la médiane pour le point *référence*. En septembre, les résultats obtenus sont proches de la médiane aux points *canal* et *rejet*, et légèrement inférieure à la médiane au point *référence*.

La figure 3.4.3 montre une plus faible dispersion des valeurs au printemps par rapport aux deux autres saisons, même si elle est augmentée par la valeur obtenue sur le point *rejet*. Les boîtes (50 % des valeurs dans la boîte grise) restent homogènes entre elles avec peu de variabilité sur les trois points. L'été montre une plus forte dispersion avec des boîtes qui restent relativement réduites et dont les tailles sont proches de celles du printemps. Les moustaches par contre, s'étalent vers les fortes valeurs ; les valeurs extrêmes dépassent 4 µg/L. Bien qu'en automne les boîtes soient plus réduites, la forte dispersion des valeurs est toujours présente avec des valeurs maximales jusqu'à cinq fois supérieures à la médiane, ces variations sont essentiellement dues aux dates précoces d'échantillonnage et aux conditions estivales rencontrées, les maximums sont obtenus le 1 septembre 1987 et le 4 septembre 2000.

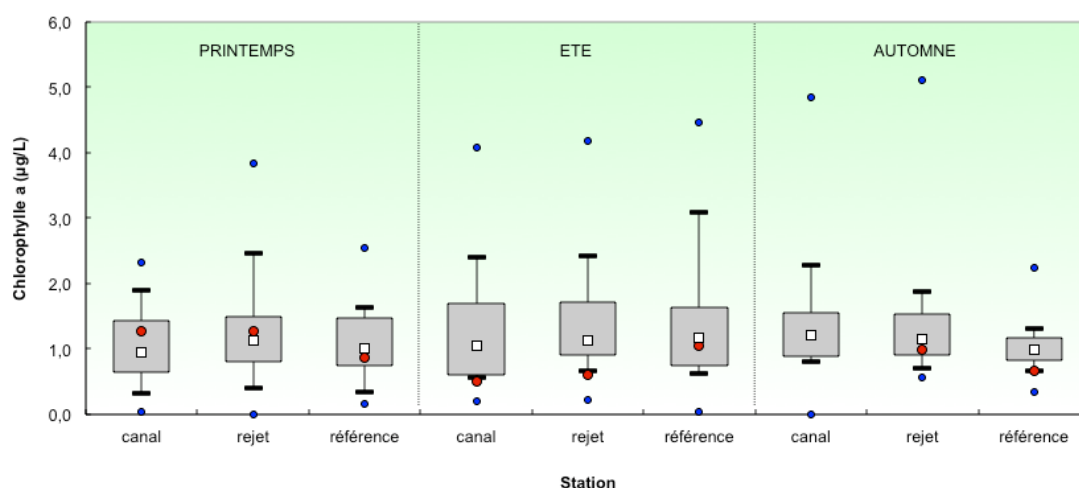


Figure 3.4.3 : Évolution de la concentration en chlorophylle a ($\mu\text{g/L}$) et dispersion des valeurs au cours de la période 1987 à 2011 (2011 en rouge)

3.4.2.1.3 Approche statistique

Les tests statistiques présentés dans le tableau 3.4.2 confirment les tendances pluriannuelles déjà mises en évidence dans la figure 3.4.2. Une différence significative est observée en automne entre le point *référence* et les 2 autres points. Cette différence peut être expliquée par l'existence d'un gradient côte large plus marqué à cette saison avec une biomasse phytoplanctonique plus élevée à la côte (points 'canal' et 'rejet') qu'au large (point 'référence') en automne. Au printemps et en été, une différence significative est observée entre le point *canal* et le point *rejet*.

	Printemps	Été	Automne
Canal / Rejet	0,004*	0,005*	0,518
Référence / Rejet	0,162	0,767	0,002*
Canal / Référence	0,738	0,179	0,007*

*Différence significative ($p\text{-value} < 0,05$)

Tableau 3.4.2 : « p-value » des tests statistiques la chlorophylle a.

3.4.2.1.4 Approche par imagerie satellite

Les valeurs de chlorophylle *a* obtenue par les cameras SeaWiFS et MODIS permettent de suivre l'évolution mensuelle des développements phytoplanctoniques en Manche. Ces images affichent, pour chaque pixel, la moyenne des valeurs obtenues entre 1998 et 2007 (figure 3.4.4). Les observations de 2011 (Fig. 3.4.5) peuvent ainsi être replacées dans ces données 'moyennes' de distribution de la chlorophylle *a* en Manche (données 1998 - 2007).

Les mois de janvier et de février présentent les plus faibles concentrations en chlorophylle. Seul un faible développement est visible en baie de Somme au mois de février. Le mois de mars présente un début d'activité en baie de Seine et un renforcement en baie de Somme. Celui-ci s'étale de part et d'autre de la frontière belge. La côte ouest du Cotentin présente une faible augmentation de la chlorophylle entre Granville, les îles anglo-normandes et Barneville. Au mois d'avril, l'augmentation des concentrations se poursuit ainsi que leur développement sur le

plan spatial. En baie de Seine, les plus fortes concentrations se situent en baie de Veys et à l'embouchure de la Seine, tandis que le développement en baie de Somme descend jusqu'à Dieppe. La zone comprise entre Antifer et Saint Valéry en Caux reste la moins affectée par ces développements. La région ouest du Cotentin est caractérisée par une hausse des concentrations en chlorophylle. En mai, toutes les zones côtières sont caractérisées par les plus fortes concentrations annuelles. Des concentrations supérieures à 2 µg/L sont observées au large des baies de Seine et de la Somme. De Granville à la pointe de Jobourg les valeurs de chlorophylle commencent déjà à diminuer lentement. Au mois de juin, les concentrations en chlorophylle diminuent sur les côtes anglaises, mais restent sensiblement similaires à celles de mai en France. Un développement phytoplanctonique de forte étendue est par ailleurs observé entre la pointe de la Bretagne et la Cornouaille anglaise.

De Dunkerque à Cherbourg, la situation observée en juillet est similaire à celle de juin. Les forts développements en Mer du Nord disparaissent et les concentrations sur la côte ouest du Cotentin diminuent. L'image de juillet est semblable à celle du mois d'avril, où les plus fortes concentrations sont localisées dans les baies de Seine et de Somme, avec une zone de transition située entre Antifer et Saint Valéry en Caux.

Le début d'efflorescence, présent en juin au milieu de la Manche occidentale, est maintenant mieux développé. C'est dans cette région que chaque année, suite à la stratification de la colonne d'eau, de fortes efflorescences de dinoflagellés apparaissent. Les plus fortes concentrations en chlorophylle du mois d'août se situent à l'embouchure de la Seine et de la Somme ; une diminution sensible est perceptible dans la partie occidentale de la baie de Seine. Cette diminution se poursuit en septembre, avec des eaux de plus en plus pauvres en chlorophylle. Une faible activité phytoplanctonique subsiste cependant sur la côte ouest du Cotentin. D'octobre à décembre les eaux deviennent de plus en plus bleues. La côte orientale de l'Angleterre et le fond des grandes baies, comme celle de la Tamise, sont toutefois encore caractérisées par des concentrations supérieures à 2 µg/L.

La comparaison des images obtenues en 2011 par rapport à la climatologie 1998-2007, indique que les variations observées en 2011 se situent globalement dans la moyenne pluriannuelle. Elles sont conformes à la dynamique mensuelle de la chlorophylle *a* en Manche, avec toutefois un bloom estival tardif avec des concentrations en chlorophylle *a* qui restent élevées en septembre et octobre sur la zone très côtière de la Baie de Seine et de la Baie des Veys (figure 3.4.5).

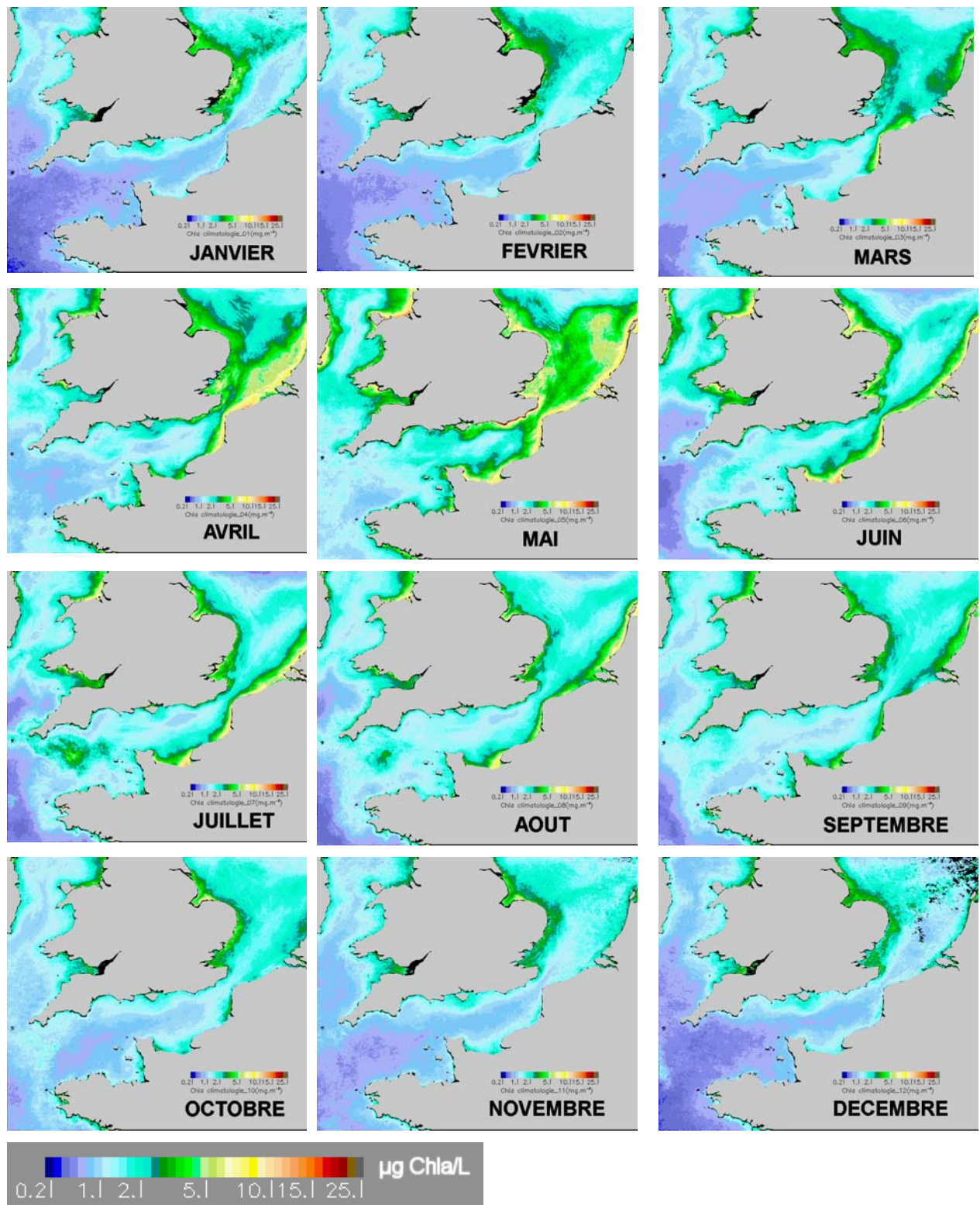


Figure 3.4.4 : Distribution mensuelle de la chlorophylle a en Manche obtenue après traitement des images des cameras SeaWiFS et MODIS entre 1998 et 2007 avec l'algorithme Ifremer

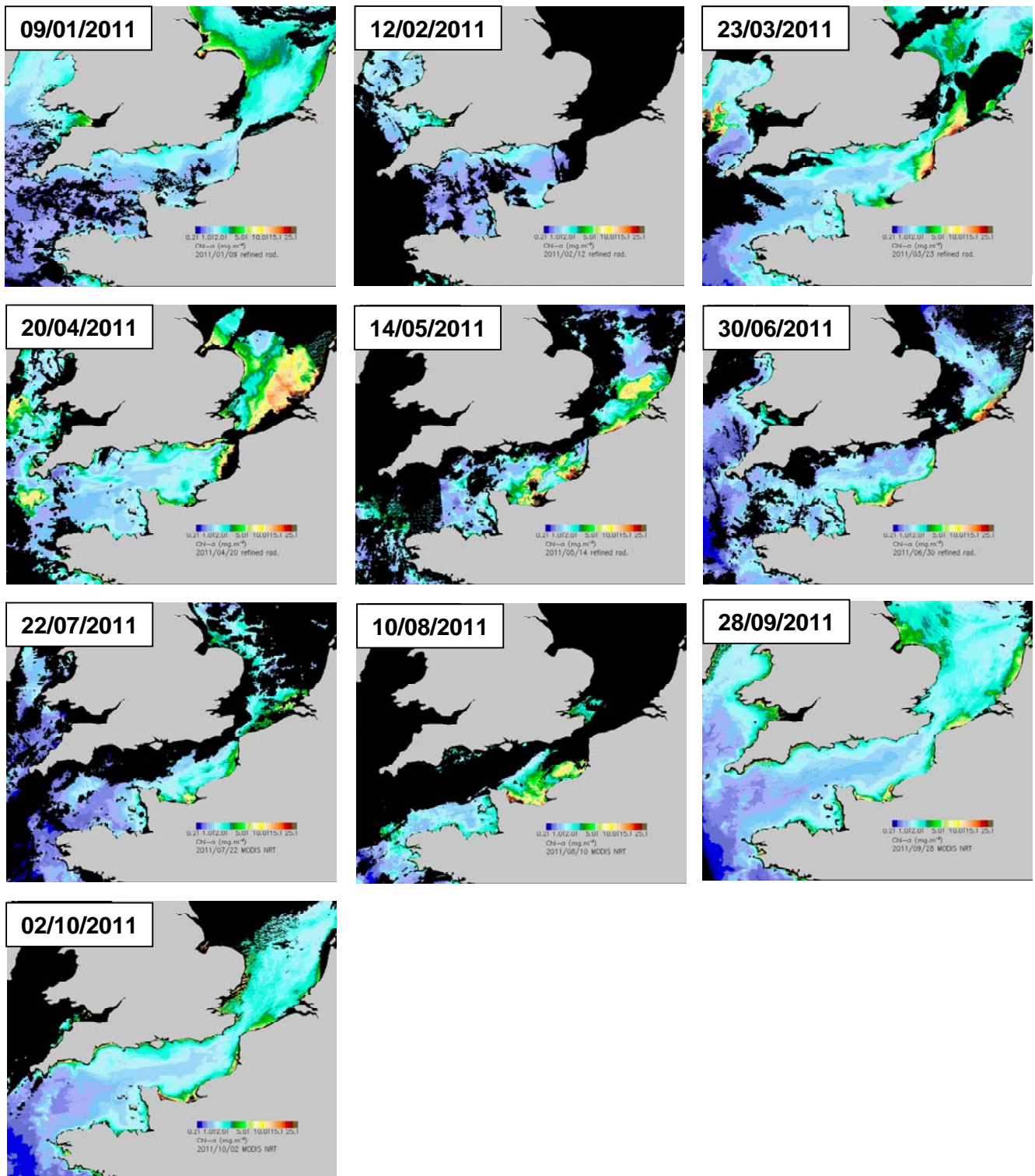


Figure 3.4.5 : Série d'images 2011 obtenues par la caméra MODIS et traitées avec l'algorithme Ifremer pour obtenir les concentrations en chlorophylle a (Ifremer).

3.4.2.2. Production primaire

La nouvelle méthode d'évaluation de la production primaire potentielle, utilisée pour la première fois lors des campagnes 2007, permet d'évaluer le paramètre (rETR) pour les trois campagnes annuelles 2011 ainsi que le gradient spatial observé entre les points d'échantillonnage. L'efficacité quantique maximale (Y_{\max}) renseigne également sur l'état physiologique du peuplement. Une valeur de $Y_{\max} \geq 0,6$ indique un très bon état ; $Y_{\max} = 0,5$ bon état ; $Y_{\max} = 0,4$ à $0,3$ moyen à mauvais et un $Y_{\max} < 0,3$ met en évidence un mauvais à très mauvais état physiologique des cellules.

3.4.2.2.1 Variations spatiales et saisonnières de la production primaire (rETR)

Les valeurs de production primaire potentielle (rETR) mesurées en 2011 sont comprises entre 94 en juin au point *canal*, et 260 au point *rejet* en mars (figure 3.4.6).

En mars les valeurs de rETR sont élevées sur les 3 points et varient entre 260 au point *rejet* et 182 au point *référence*. En juin, les valeurs sont faibles en surface, elles varient entre 94 sur le point *canal* et 101 sur le point *référence*. En automne, la variation est faible entre les points avec des valeurs qui se situent entre 124 et 128.

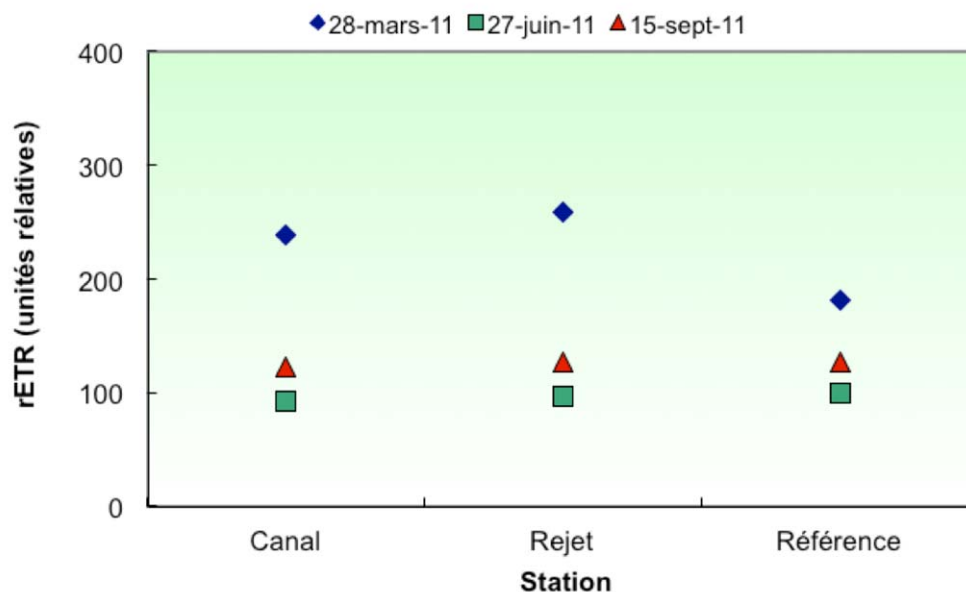


Figure 3.4.6 : Évolution de la production primaire potentielle (rETR) maximale lors des trois campagnes de surveillance de Flamanville en 2011

3.4.2.2.2 Approche statistique

Les tests statistiques réalisés sur les données acquises depuis 2007 sont présentés dans le tableau 3.4.3. Aucune différence significative n'est observée entre les points pour les valeurs de R-ETR aux trois périodes d'échantillonnage.

	Printemps	Eté	Automne
Canal / Rejet	0,500	0,008	0,500
Référence / Rejet	0,345	0,893	0,225
Canal / Référence	0,686	0,686	1,000

*Différence significative (p-value <0,05)

Tableau 3.4.3 : « p-value » des tests statistiques sur les valeurs de R-ETR

3.4.2.2.3 Variations spatiales et saisonnières de l'efficacité quantique maximale (Y_{max})

Les plus fortes valeurs de l'efficacité quantique (0,55) ont été observées au mois de mars au point rejet et la valeur minimale a été mesurée à la même période au point référence (0,46) indiquant un relativement bon état physiologique des cellules phytoplanctoniques au cours des 3 périodes d'échantillonnage et sur les 3 points étudiés (figure 3.4.7). Ce résultat suggère que les cellules phytoplanctoniques à proximité de Flamanville n'ont pas subi d'importants stress nutritifs ou lumineux au cours des différentes périodes d'échantillonnage de 2011.

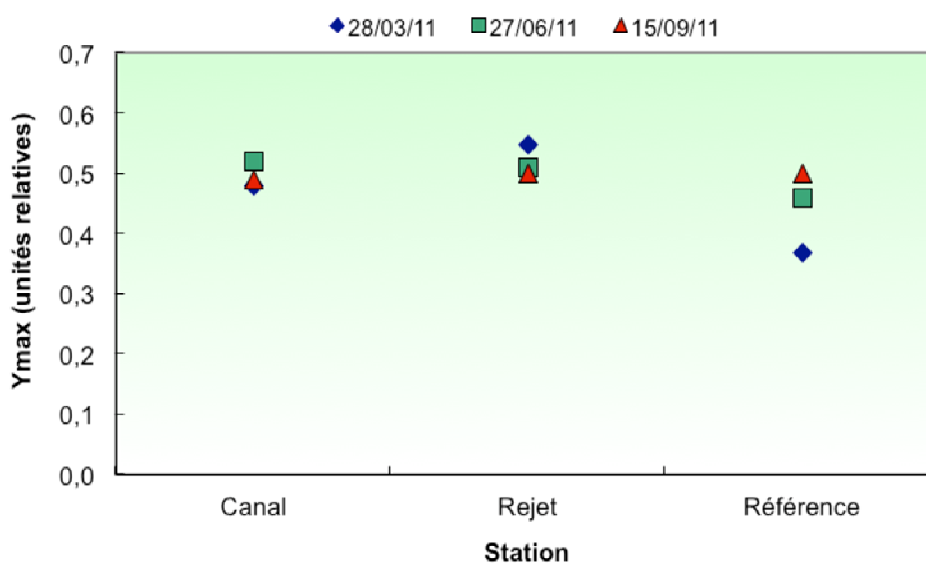


Figure 3.4.7 : Évolution des valeurs d'efficacité quantique (Y_{max}) lors des trois campagnes de surveillance de Flamanville en 2011

Pendant longtemps il a été admis que d'une part, le passage des cellules phytoplanctoniques à l'intérieur des échangeurs et d'autre part la chloration, produisait une mortalité massive des cellules. La mesure de Y_{max} permet une véritable estimation de l'état physiologique des peuplements présents au point rejet. Il est donc intéressant de remarquer que les valeurs de Y_{max} à ce point sont supérieures ou identiques à celles des autres points. Ceci était très difficile à vérifier expérimentalement avec seulement des mesures de biomasse chlorophyllienne, principalement en raison d'une variabilité spatiale très importante. Plus d'années seront nécessaires pour observer une réelle tendance s'il en existe une. Mais les résultats obtenus depuis 2007 n'indiquent pas que les peuplements phytoplanctoniques sont significativement affectés par l'augmentation de la température de l'eau au cours de leur rapide transit dans l'échangeur. Les taux de mélange de 80 à 90 % à quelques dizaines de mètres des grilles de rejet

diminuent certainement le signal de mortalité, mais si des mortalités massives existaient, elles seraient vraisemblablement quantifiables.

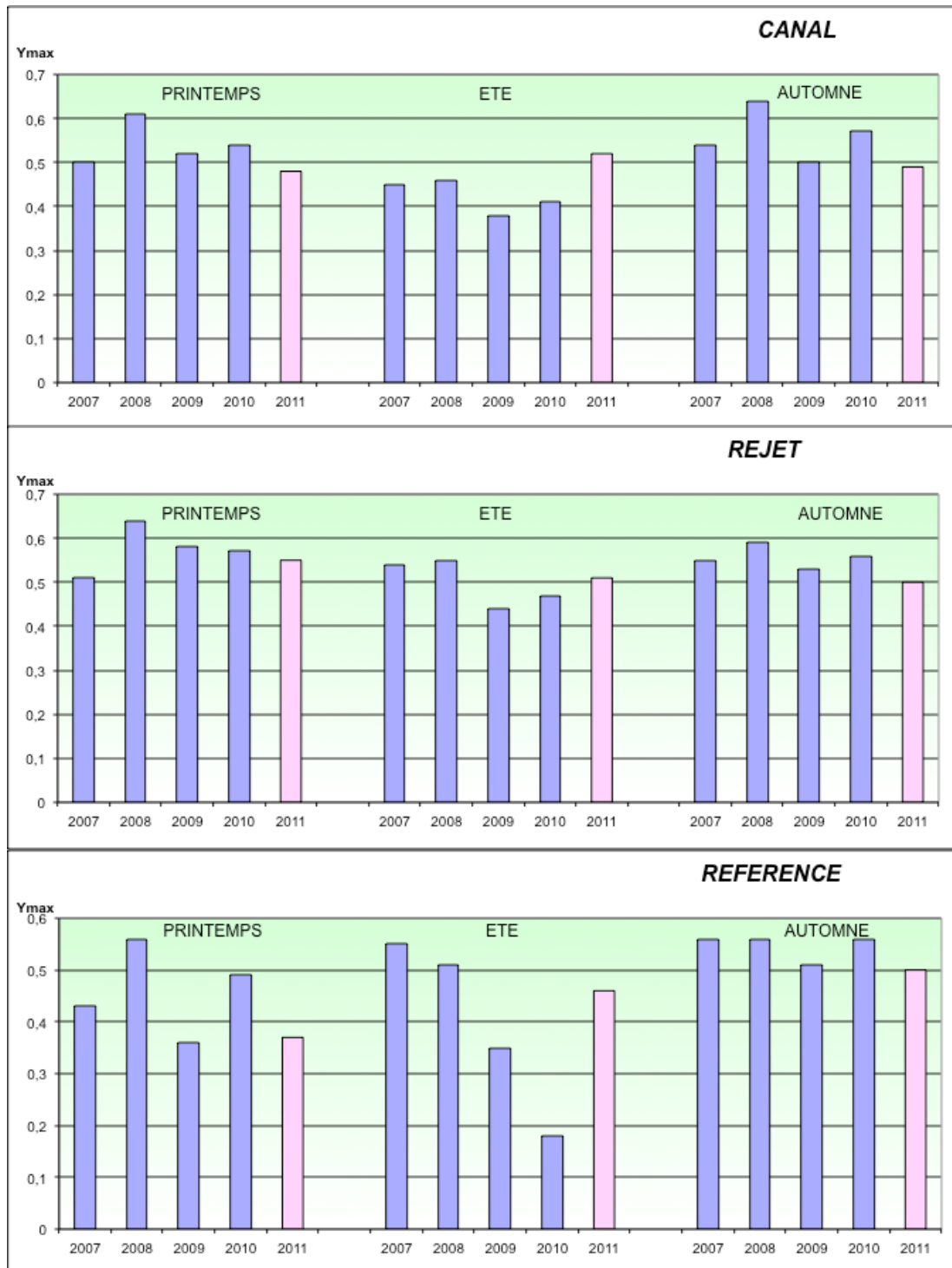


Figure 3.4.8 : Évolution des valeurs de Y_{max} de 2007 à 2011 (2011 en rose)

3.4.2.2.4 Approche statistique

Les tests statistiques réalisés sur les données acquises depuis 2007 sont présentés dans le tableau 3.4.4. Les valeurs de Ymax sont significativement différentes entre les trois points échantillonnés au printemps. En revanche, aucune différence significative n'est observée entre les points en été et en automne.

	Printemps	Eté	Automne
Canal / Rejet	0,043*	0,077	0,684
Référence / Rejet	0,043*	0,686	0,684
Canal / Référence	0,042*	0,080	0,285

*Différence significative (p-value <0,05)

Tableau 3.4.4: « p-value » des tests statistiques sur les valeurs de Ymax

3.4.2.3. Microphytoplancton

3.4.2.3.1 Variations spatiales et saisonnières du microphytoplancton

Les dénombrements microphytoplanctoniques effectués en 2011 sont présentés en figure 3.4.9. Ils sont exprimés en nombre de cellules par litre d'eau de mer. La plus forte abondance a été observée en septembre sur le point *rejet* avec 121100 Cell/L, et la plus faible, sur le point référence au mois de mars avec 16304 Cell/L. En mars, l'abondance varie entre 16304 Cell/L au point *référence* et 94000 Cell/L au point *canal* montrant un important gradient décroissant de la côte vers le large. Au mois de juin, les abondances sont relativement constantes variant de 74000 Cell/L au point *rejet* à 86400 Cell/L sur le point *canal*. En septembre, l'abondance phytoplanctonique est plus faible sur le point canal avec 51200 Cell/L (figure 3.4.9).

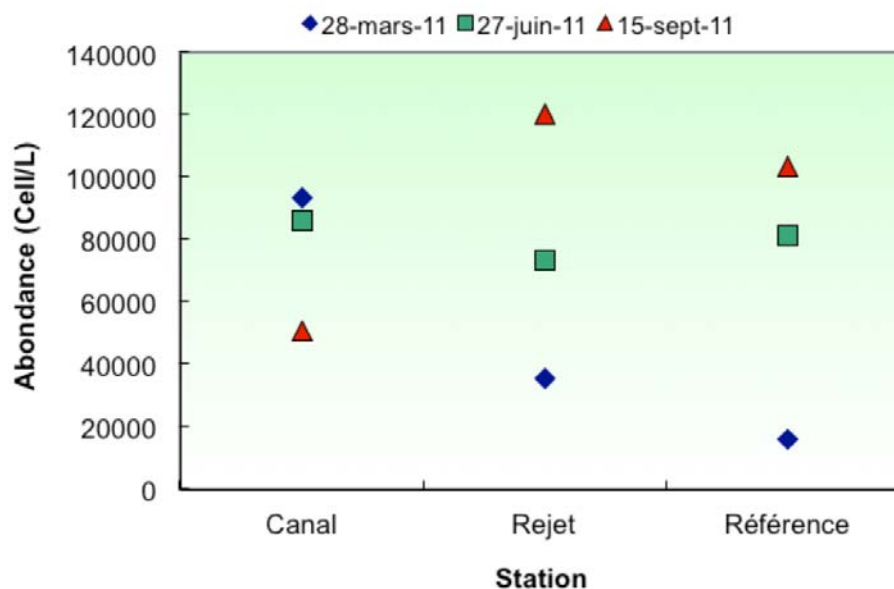


Figure 3.4.9 : Abondances microphytoplanctoniques pour l'année 2011 en nombre de cellules/L au cours des trois périodes d'échantillonnage et sur les trois stations

3.4.2.3.2 Variations inter-annuelles

En mars 2011, l'abondance mesurée sur le point *référence* est beaucoup plus faible que celle mesurée en 2010 sur le même point au cours du printemps (figure 3.4.10), pour trouver des valeurs similaires sur le point *référence* il faut remonter à 2001. Au mois de juin, l'abondance est faiblement plus élevée qu'en 2010 sur les points *canal* et *rejet*, et similaire à celle observée l'année précédente sur le point *référence*. Les valeurs de septembre sont plus élevées qu'en 2010 sur les trois points d'échantillonnage (figure 3.4.10).

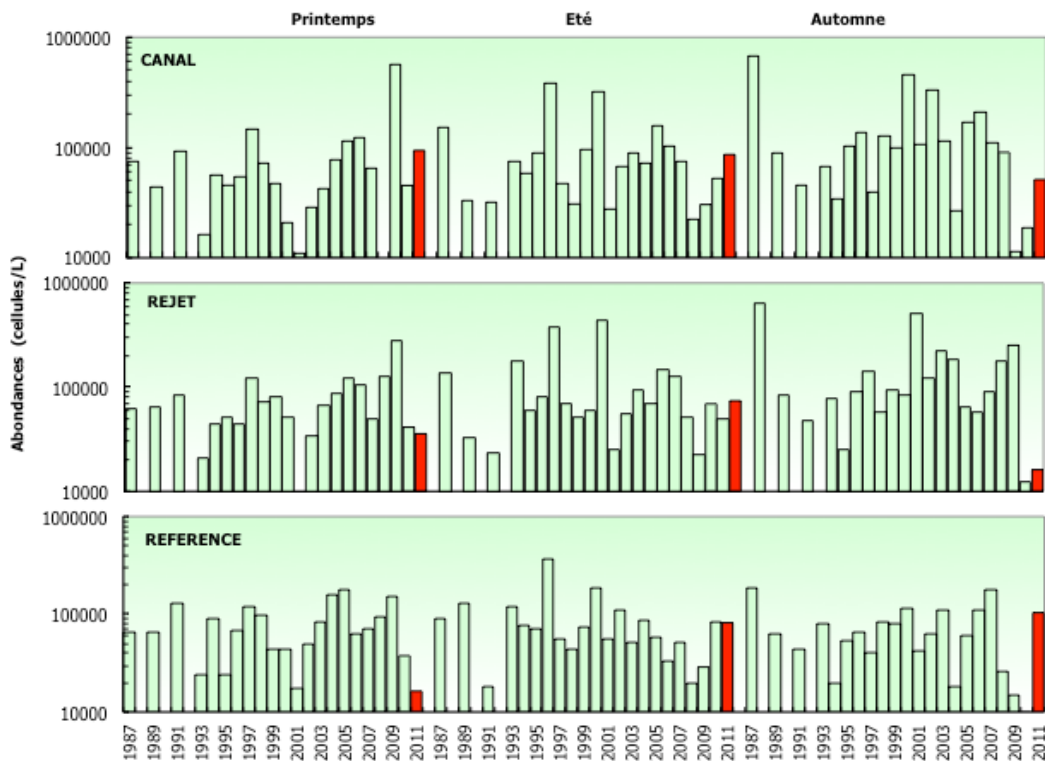


Figure 3.4.10 : Évolution de l'abondance phytoplanctonique de 1987 à 2011 (2011 en rouge).

En 2011, les abondances phytoplanctoniques maximales ont été enregistrées lors de la campagne automnale du mois de septembre sur les points *rejet* et *référence* (figure 3.4.9). En juin et septembre, la dispersion des valeurs autour de la médiane est jusqu'à six fois supérieure. Cette dispersion n'est pas homogène. Les boîtes contenant 50 % des valeurs sont relativement réduites et se situent dans la zone des faibles valeurs en été et en automne. Au cours de ces deux périodes, la variabilité peut donc être plus forte pour certaines années. L'année 2011 correspond à une année de faible abondance en mars où seule l'abondance mesurée au point canal est supérieure à la médiane. Au mois de juin, les abondances mesurées en 2011 sont très proches de la médiane sur les 3 points échantillonnés. En septembre, l'abondance phytoplanctonique est inférieure à la médiane au point canal. En revanche les abondances automnales de 2011 sur les points *rejet* et *référence* sont supérieures à la médiane (figure 3.4.11).

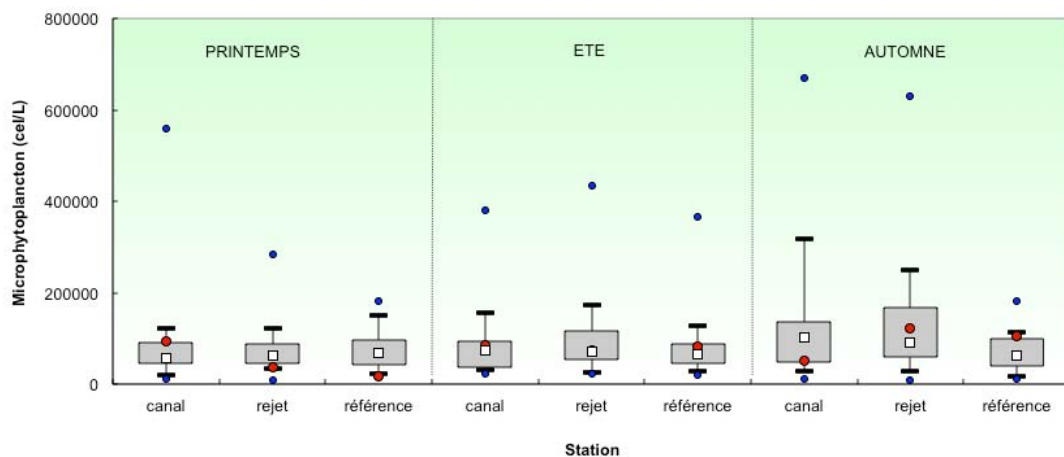


Figure 3.4.11 : Évolution de l'abondance phytoplanctonique de 1987 à 2011. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (⊥). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2011 (●)

La succession des assemblages phytoplanctoniques est gouvernée principalement par la variabilité saisonnière. La croissance cellulaire du phytoplancton peut être limitée par deux principaux types de facteurs l'un physique l'autre nutritionnel. Les facteurs physiques tels que la lumière la température sont essentiellement liés à la variabilité saisonnière. Les facteurs nutritionnels (azote, phosphate et silicate), s'ils sont indirectement saisonniers sont étroitement liés aux apports fluviaux et dans une moindre mesure aux apports atmosphériques qu'ils soient d'origine naturelle ou anthropique.

Dans les eaux tempérées françaises, les teneurs maximales en nutriments et notamment en silice, utilisée pour la structuration du frustule par les diatomées, sont observées en hiver. La communauté phytoplanctonique est largement dominée par les diatomées durant le printemps, période d'augmentation de l'éclairement et de l'élévation de la température. La figure 3.4.12 présente l'évolution spatiale et temporelle de la dominance des diatomées depuis 2002. En 2011, plus de 94% des cellules phytoplanctoniques recensées sur les 3 points et au cours des différentes saisons sont des diatomées. Au printemps, les diatomées représentent entre 95% et 100% de la communauté phytoplanctonique.

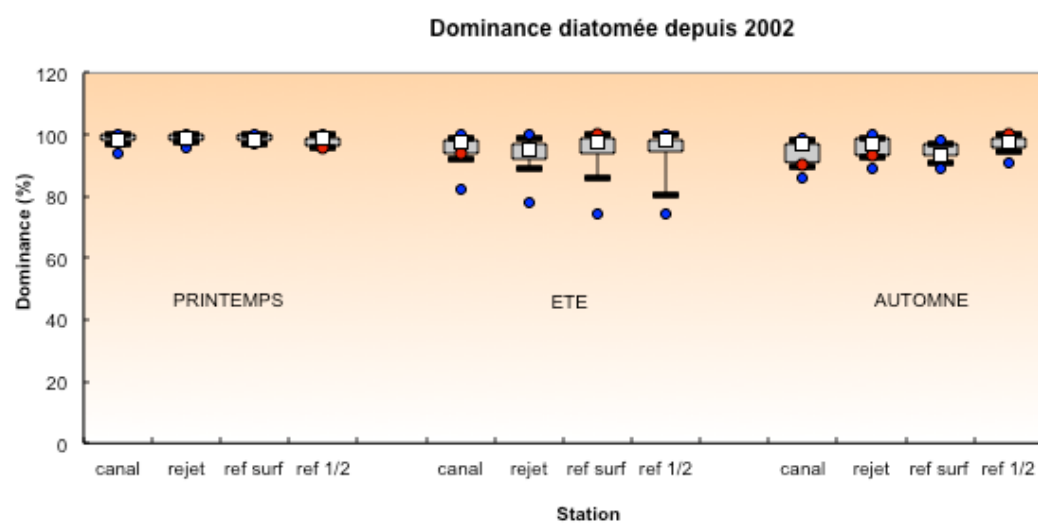


Figure 3.4.12 : Distribution des dominances de diatomées par point et par campagne depuis 2002 Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (⊥). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2011 (●)

La contribution des diatomées à l'abondance phytoplanctonique totale en 2011 est très proche de la médiane sur les 3 points et au cours des différentes saisons. En effet les diatomées dominent largement la communauté phytoplanctonique à proximité de Flamanville, en particulier au printemps (figure 3.4.12). L'année 2011 est cependant marquée par une faible variabilité de la proportion de diatomées au sein de la communauté phytoplanctonique que se soit dans le temps comme dans l'espace (figure 3.4.12).

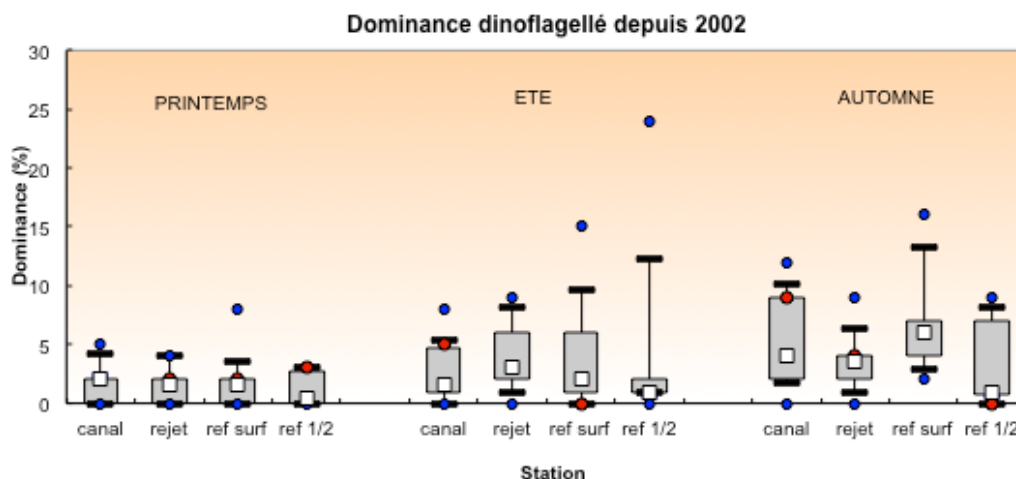


Figure 3.4.13 : Distribution des dominances de dinoflagellés par point et par campagne depuis 2002. Le point central représente la médiane (□) ; la boîte englobe 50 % des valeurs (▭) ; les moustaches, 80 % des valeurs (└). Les points extrêmes, présentent les valeurs maximales et minimales (●). Le point rouge représente la valeur obtenue en 2011 (●).

Les dinoflagellés, bien que minoritaires dans les eaux atlantiques, sont capables de développements rapides qui peuvent conduire à des perturbations majeures de l'écosystème. Les plus fortes dominances sont généralement observées en été et automne, quand les concentrations en sels nutritifs sont plus faibles, et lorsqu'il existe une relative stabilité verticale de la colonne d'eau (i.e. stratification thermique ou haline). La figure 3.4.13 présente l'évolution spatiale et temporelle de la dominance des dinoflagellés depuis 2002. Les plus faibles valeurs et dispersions sont enregistrées lors de la campagne de printemps. Les fortes dispersions de juin et septembre mettent en évidence la forte variabilité de ce paramètre à cette époque de l'année.

En 2011, l'abondance relative des dinoflagellés est proche de la médiane obtenue depuis 2002 au printemps sur les 3 points échantillonnés, avec des valeurs inférieures à 2% (figure 3.4.13). Les plus fortes abondances relatives de dinoflagellés ont été observées sur le point *rejet* au mois de juin avec 5% et 3% sur le point *canal* au mois de septembre (figure 3.4.13). Les valeurs obtenues sur ces points sont au-dessus de la médiane en juin et septembre.

3.4.2.3.3 Approche statistique

Les tests statistiques réalisés sur les abondances phytoplanctoniques sont présentés dans le tableau 3.4.5. En automne une différence significative est observée entre le point *référence* et les points *canal* et *rejet*. En revanche aucune différence significative n'est observée entre les points au printemps et en été.

	Printemps	Eté	Automne
Canal / Rejet	0,695	1,000	0,820
Référence / Rejet	0,375	0,548	0,005*
Canal / Référence	0,590	0,338	0,001*

*Différence significative (p-value <0,05)

Tableau 3.4.5: « p-value » des tests statistiques sur les abondances phytoplanctoniques

3.4.2.4. Populations phytoplanctoniques observées en 2011

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 des successions phytoplanctoniques. Les résultats sont exprimés en nombre de cellules par litre et en dominance (%) par rapport à la population microphytoplanctonique totale.

Certaines espèces ont été regroupées car difficilement identifiables par microscopie optique. D'autres ont été identifiées au niveau du genre ou de la classe algale. La fraction microphytoplanctonique a été synthétisée en 4 grandes classes : Diatomées, Dinoflagellés, Euglénophycées et Silicoflagellés. En 2011, les diatomées constituent la classe dominante et représentent plus de 90% de la communauté microphytoplanctonique (tableau 3.4.6).

Campagne	Station	MICROPHYTOPLANCTON					TOTAL	Dinoflagellés %	Diatomées %
		diatomées	dinoflagellés	euglènes	silicoflagellés	autres			
IGA 2011-1	canal	93000	800	100	100	0	94000	1	99
IGA 2011-1	rejet	34000	600	700	400	0	35700	2	95
IGA 2011-1	ref surf	16304	0	0	0	0	16304	0	100
IGA 2011-1	ref 1/2 prof.	35400	600	300	100	0	36400	2	97
IGA 2011-2	canal	83400	2600	400	0	0	86400	3	97
IGA 2011-2	rejet	69900	3400	700	0	0	74000	5	94
IGA 2011-2	ref surf	77900	1700	1600	500	0	81700	2	95
IGA 2011-2	ref 1/2 prof.	83400	1200	1300	0	0	85900	1	97
IGA 2011-3	canal	48600	1500	1100	0	0	51200	3	95
IGA 2011-3	rejet	118800	1500	500	300	0	121100	1	98
IGA 2011-3	ref surf	102100	700	500	300	0	103600	1	99
IGA 2011-3	ref 1/2 prof.	109300	800	400	100	0	110600	1	99

Tableau 3.4.6 : Abondances des principales classes algales (cellules/L) pour l'année 2011

L'essentiel du microphytoplancton est composé par des diatomées sur les zones côtières de l'Atlantique nord-est. 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 par microscopie optique, peut devenir majoritaire, tant par son abondance que sa biomasse (Lampert, 2001).

Les Cryptophycées, représentantes du nanophytoplancton, ont été dénombrées. Les valeurs maximales de 32600 cellules/L ont été observées en mars et septembre.

Les principales espèces dénombrées en 2011 ont été les suivantes :

Mars 2011 :

Les diatomées représentent plus de 95% de la communauté phytoplanctonique en surface, avec des abondances variant entre 16304 cell/L au point *référence* à 93 000 cell/L sur le point canal en surface (tableau 3.4.6). Au cours du printemps le genre *Thalassiosira* domine la communauté

de diatomées avec des contributions relatives variant de 32% au point *rejet* et 82% au point *canal* (tableau 3.4.7). *Skeletonema costatum* est la deuxième espèce de diatomée la plus abondante sur la zone à cette période et représente alors entre 32% de l'abondance phytoplanctonique totale sur les points *rejet* et *référence*. Cette espèce cependant n'est pas présente sur le point *canal*. De la même manière, le genre *Chaetoceros* est plus représenté au sein de la communauté phytoplanctonique dans les eaux du large où il représente 3% sur le point *rejet* et 7% sur le point *référence* que sur le point *canal* où il ne représente que 1% de la communauté. Les diatomées du genre *Pseudo-nitzschia* représentent 2 à 4% de l'abondance totale au cours du printemps dans les eaux de Flamanville.

Les autres groupes microphytoplanctoniques représentent seulement 1% à 2% de l'abondance totale, ce qui correspond à 100 et 800 Cell/L et sont principalement des dinoflagellés (tableau 3.4.6). Les dinoflagellés sont plus abondants à cette période sur les points *canal* et *rejet* en surface. Des cellules d'euglènes et silicoflagellés (Dictyochales) dont été observées sur ces mêmes points en surface. Si ces différents groupes phytoplanctoniques sont absents des eaux de surface du point *référence*, ils sont cependant présents à cette période à mi-profondeur (tableau 3.4.7).

Concernant, la flore nanophytoplanctonique, de fortes abondances de cryptophycées ont été observées au printemps sur les points *rejet* et *référence* avec respectivement 32600 et 8800 Cell/L.

Campagne	Station	DIATOMÉES									Cumul %
		RHIZ	MELO	NITZ	CHAE	THAL	SKEL	ples gyr	PLAG	PSNZ	
IGA 2011-1	canal	1	0	8	1	82	0	0	0	2	94
IGA 2011-1	rejet	1	0	6	3	32	32	0	0	4	78
IGA 2011-1	ref surf	1	0	4	7	40	32	0	0	2	86
IGA 2011-1	ref 1/2 prof.	1	0	6	3	32	32	0	0	4	78
IGA 2011-2	canal	0	0	0	45	4	0	27	0	2	78
IGA 2011-2	rejet	0	0	0	26	1	0	34	0	7	68
IGA 2011-2	ref surf	2	0	0	8	0	0	22	0	5	37
IGA 2011-2	ref 1/2 prof.	3	0	0	6	0	0	31	0	17	57
IGA 2011-3	canal	4	6	7	10	25	2	10	0	0	64
IGA 2011-3	rejet	1	0	4	7	11	64	4	0	0	91
IGA 2011-3	ref surf	2	0	4	5	11	67	8	0	0	97
IGA 2011-3	ref 1/2 prof.	1	2	3	1	9	70	7	0	1	94

Clefs : **Rhiz** : *Rhizosoleniaceae* ; **Melo** : *Melosiraceae* ; **Nitz** : *Nitzschia* sp ; **Chae** : *Chaetoceros* sp ; **Thal** : *Thalassiosira* sp ; **Skel** : *Skeletonema* sp ; **Ples gyr** : *Pleurosigma* sp ; **Plag** : *Plagiogramma* sp ; **PSNZ** : *Pseudonitzschia* sp

Tableau 3.4.7 : Abondances des principaux genres de diatomées pour l'année 2011

Juin 2011 :

Les diatomées dominent la population microphytoplanctonique avec une dominance comprise entre 94 % au point *rejet* et 97 % au point *canal* (tableau 3.4.7). Généralement, la communauté de diatomées estivales est largement dominée par les genres *Rhizosolenia* et *Guinardia* avec des dominances supérieures à 50 % dans les eaux des côtes Atlantiques et de la Manche (Klein et Sournia, 1987). Cependant l'été 2011 est caractérisé par de faibles abondances de *Rhizosolenia* et *Guinardia*, et la communauté est dominée par *Chaetoceros* sp. et *Pleurosigma* sp. (tableau 3.4.7). Le genre *Chaetoceros* domine sur le point canal où il représente 45% de l'abondance totale et largement représenté sur le point *rejet* (26%). Le genre *Pleurosigma* au contraire est plus représenté sur point *rejet* avec 37%, contre 27% et 22% au point canal et *référence* respectivement. Le genre *Pseudo-nitzschia* a été identifié dans les prélèvements effectués, cette diatomée pennée peut être à l'origine de production de toxines (syndrome ASP). Elle ne représente que 2 à 7% dans les eaux de surface au mois de juin sur Flamanville, mais représente 17% de l'abondance totale à mi-profondeur sur le point *référence*.

Lors de cette campagne, les dinoflagellés présentent un maximum de 5 % de l'abondance microphytoplanctonique au point *rejet* (3400 Cell/L). Les genres les plus abondants sont *Prorocentrum* et *Prorocentrum micans*.

L'abondance des euglènes augmente de la côte vers le large avec 400 Cell/L au point *canal* et 1600 Cell/L au point *référence*. Les silicoflagellés sont présents à cette période sur le point *référence* en surface avec des abondances de 500 Cell/L (tableau 3.4.6).

Les cryptophycées ont atteint une abondance maximale de 25400 cellules/L au point *rejet*.

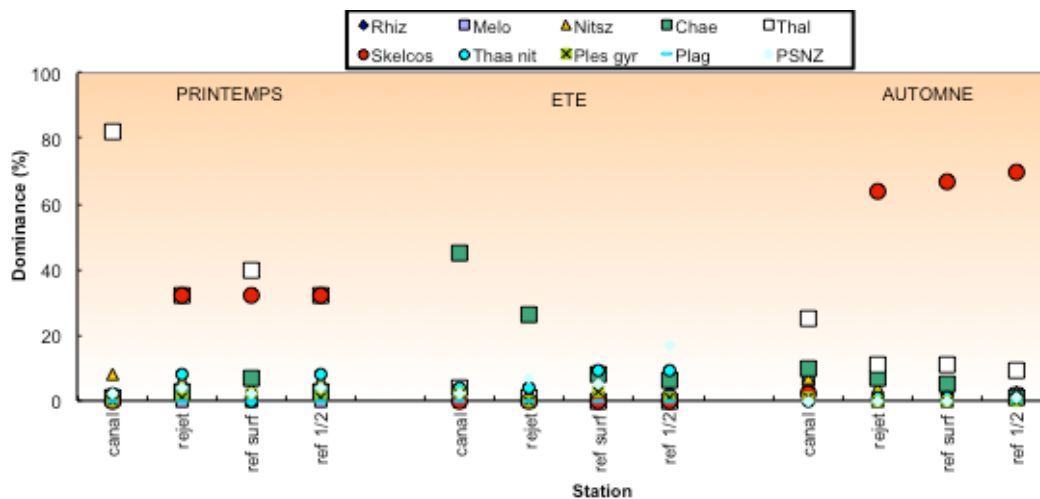


Figure 3.4.14 : Distribution des abondances en diatomées pour l'année 2011

Septembre 2011 :

En automne, les diatomées dominent la population microphytoplanctonique représentant 95% à 99 % de l'abondance totale au point *canal* et *référence* respectivement (tableau 3.4.6). La richesse spécifique des diatomées est élevée à cette période dans les eaux de Flamanville. *Skeletonema costatum* domine la communauté phytoplanctonique sur les points *rejet* et *référence* où cette espèce représente 64% et 67% de l'abondance totale (tableau 3.4.7). En revanche, cette espèce est peu représentée sur le point *canal* avec seulement 2%. Le point *canal* est dominé par le genre *Thalassiosira* (25%) qui est accompagnée par les genres *Chaetoceros* (10%), *Pleurosigma* (10%), *Nitzschia* (7%), *Melosira* (6%) et *Rhizosolenia* (4%). A part le genre *Melosira* qui n'a été observé que sur le point *canal*, les autres genres précités sont aussi observés sur les points *rejet* et *référence*, où leur contribution à l'abondance totale est cependant moindre par rapport au point *canal*. En septembre, la structure de la communauté de diatomées apparaît donc différente à la côte (point *canal*) par rapport au large (points *rejet* et *référence*).

Les dinoflagellés représentent 3% de la communauté au point *canal* et seulement 1% aux points *rejet* et *référence* (tableau 3.4.6). Les genres les plus représentés en septembre sont *Prorocentrum* et *Scrippsiella*.

Les euglènes sont abondants sur le point *canal* (1100 Cell/L) et cette abondance diminue de la côte vers le large où seulement 500 Cell/L sont dénombrées sur le point *référence*.

Concernant les cryptophycées les abondances maximales sont observées sur le point *référence* à mi-profondeur avec une concentration de 32600 cell/L.

3.4.3. Comparaison des résultats obtenus aux points canal et rejet

Le calcul du *déficit* de chlorophylle, de production primaire et d'abondance phytoplanctonique au point *rejet* par rapport au point *canal* se calcule au moyen de l'équation ci-dessous :

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

Où V_a et V_r représentent respectivement la valeur (chlorophylle, production primaire ou abondance microphytoplanctonique) observée au *canal* d'aménée et au point *rejet*

En utilisant les valeurs de 2011 pour les trois paramètres précités, les déficits obtenus sont présentés dans le tableau 3.4.8. Une valeur positive exprime un déficit au point rejet par rapport au point canal.

Pourcentages entre canal et rejet			
(%)	Chlorophylle	Prod. Primaire	Microphytoplancton
28-mars-11	-1	-8	62
27-juin-11	-22	-4	14
15-sept-11	20	-3	-136

Tableau 3.4.8 : Déficit des trois paramètres étudiés entre les points canal et rejet

Seule la chlorophylle du point rejet en septembre et l'abondance du microphytoplancton en mars et juin sont en déficit par rapport au point canal. Les points restants ont enregistré des valeurs supérieures au point rejet par rapport au canal.

Ces différences peuvent s'expliquer par deux phénomènes, l'un à 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 référence. Deuxièmement, le temps de transit de l'eau de mer entre les points canal et rejet est de quelques heures, alors que les prélèvements sont faits à 30 minutes d'intervalle. Les valeurs ainsi obtenues peuvent donc aussi s'expliquer par la variabilité spatio-temporelle naturellement observée dans le milieu marin.

3.4.4. Conclusion

Le printemps et l'été 2011 ont été caractérisés par des concentrations en chlorophylle *a* inférieures à celles mesurées au cours des mêmes saisons en 2010 sur les trois points. En revanche, les concentrations mesurées en septembre 2011 sont du même ordre de grandeur que celles observées en 2010. En 2011 les concentrations en chlorophylle *a* varient entre 0,50 µg/L au point *canal* en juin, et 1,84 µg/L au point *référence mi-profondeur* en mars. Au mois de mars, la concentration en chlorophylle est plus élevée au point *référence mi-profondeur* (1,84 µg/L) par rapport aux points *canal*, *rejet* et *référence surface*. Au mois de juin la biomasse phytoplanctonique augmente en surface de la côte vers le large. En revanche, un gradient décroissant de la côte vers le large est observé dans les eaux de surface au mois de septembre, avec des valeurs variant de 1,22 µg/L au point *canal* et 0,66 µg/L au point *référence*.

La production primaire potentielle a été caractérisée à travers la mesure de la fluorescence *in vivo* au moyen d'un Pulse Amplitude Modulated (PAM). Les valeurs de production primaire potentielle (rETR) mesurées en 2011 sont comprises entre 94 en juin au point *canal*, et 260 au point *rejet* en mars (figure 3.4.6). Les valeurs les plus élevées sont observées au mois de mars et varient entre 260 au point *rejet* et 182 au point *référence*. En juin, les valeurs sont faibles en surface, elles varient entre 94 sur le point canal et 101 sur le point référence. En automne, la variation est faible entre les points avec des valeurs qui se situent entre 124 et 128. Les plus fortes valeurs de l'efficacité quantique (0,55) ont été observées au mois de mars au point rejet et la valeur minimale a été mesurée à la même période au point référence (0,46). Ce résultat suggère que les cellules phytoplanctoniques à proximité de Flamanville n'ont pas subi

d'importants stress nutritifs ou lumineux au cours des différentes périodes d'échantillonnage de 2011.

En 2011, les abondances phytoplanctoniques maximales ont été enregistrées lors de la campagne automnale du mois de septembre sur les points *rejet* et *référence*. L'année 2011 correspond à une année de faible abondance en mars où seule l'abondance mesurée au point *canal* est supérieure à la médiane.

Plus de 94% des cellules phytoplanctoniques recensées sur les 3 points et au cours des différentes saisons sont des diatomées. A l'instar des années précédentes les diatomées dominent largement la communauté phytoplanctonique à proximité de Flamanville, en particulier au printemps. L'année 2011 est marquée par une faible variabilité de la proportion de diatomées au sein de la communauté phytoplanctonique que se soit dans le temps comme dans l'espace. Les plus fortes abondances relatives de dinoflagellés ont été observé sur le point *rejet* au mois de juin avec 5% et 3% sur le point canal au mois de septembre.

Au cours du printemps 2011, le genre *Thalassiosira* domine la communauté phytoplanctonique. *Skeletonema costatum* est la deuxième espèce de diatomée la plus abondante sur la zone à cette période. *Chaetoceros* sp. est plus représenté au sein de la communauté phytoplanctonique dans les eaux du large. Les diatomées du genre *Pseudo-nitzschia* représentent 2 à 4% de l'abondance totale au cours du printemps dans les eaux côtières à proximité de Flamanville.

En été, les diatomées dominent la communauté phytoplanctonique. Généralement, les diatomées estivales sont les genres *Rhizosolenia* et *Guinardia* (Klein et Sournia, 1987). Cependant l'été 2011 est caractérisé par de faibles abondances de *Rhizosolenia* et *Guinardia*, et la communauté est dominée par *Chaetoceros* sp. et *Pleurosigma* sp. Lors de cette campagne, les dinoflagellés présentent un maximum de 5 % de l'abondance microphytoplanctonique au point *rejet* (3400 Cell/L). Les genres les plus abondants sont *Protoperidinium* et *Prorocentrum micans*.

En automne, les diatomées dominent la population microphytoplanctonique représentant 95% à 99 % de l'abondance totale. La richesse spécifique des diatomées est élevée à cette période dans les eaux de Flamanville. *Skeletonema costatum* domine la communauté phytoplanctonique sur les points *rejet* et *référence*. En revanche, cette espèce est peu représentée sur le point *canal* avec seulement 2%. Le point *canal* est dominé par le genre *Thalassiosira* (25%) qui est accompagnée par les genres *Chaetoceros* (10%), *Pleurosigma* (10%), *Nitzschia* (7%), *Melosira* (6%) et *Rhizosolenia* (4%). En septembre, la structure de la communauté de diatomées apparaît donc différente à la côte (point *canal*) par rapport au large (points *rejet* et *référence*).

Les abondances par espèce et par point ne présentent pas de variation pouvant mettre en cause l'activité de la centrale. Leur évolution dans le temps est en concordance avec celle des eaux de l'Atlantique. A partir de l'étude des paramètres suivis dans le compartiment phytoplanctonique en 2011, nous ne pouvons donc pas conclure à l'existence d'un déséquilibre du milieu, généré par l'activité de la centrale de Flamanville.

3.5. Zooplancton

Le zooplancton (du grec *zoon* = animal et *planao* = errer passivement) regroupe l'ensemble des organismes vivants de nature animale vivant en suspension dans l'eau et dont la capacité de nage ne leur permet pas de lutter contre les courants ou d'éviter un obstacle. Le zooplancton est hétérotrophe, c'est à dire qu'il se nourrit de matière vivante, notamment de phytoplancton. Il occupe ainsi une position clé dans la chaîne alimentaire pélagique en permettant le transfert de l'énergie organique produite par le phytoplancton vers les niveaux trophiques supérieurs que sont les poissons, les crustacés benthiques, les oiseaux et les mammifères marins.

Les changements détectables dans l'abondance ou la composition des espèces du zooplancton peuvent refléter des changements fondamentaux dans l'environnement océanique affectant le phytoplancton. Comme un grand nombre d'espèces de zooplancton a une durée de vie relativement courte et qu'elles peuvent avoir un taux de croissance élevé, elles réagissent rapidement aux perturbations environnementales qui influencent la diversité, comme les changements climatiques, les pollutions ponctuelles et la prédation.

3.5.1. Matériels et méthodes

En 2011, les trois campagnes de prélèvements ont eu lieu les 28 mars, 27 juin et 15 septembre. Lors de chaque campagne, trois points ont été 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 *référence* (situé au large, au-delà de la zone d'influence de la centrale).

Les échantillons zooplanctoniques ont été collectés à l'aide d'un filet à plancton de type WP2 (ouverture 0,25 m², hauteur 261 cm, cylindro-conique, vide de maille 200 µm – Tranter & Smith 1968¹³). Le filet est descendu jusqu'à environ 3 mètres au dessus du fond puis est ramené à la surface à une vitesse de 1 m s⁻¹. Un volucompteur est attaché à l'entrée du filet afin de connaître précisément le volume d'eau filtré. Pour chaque point de prélèvement deux traits de filet à plancton ont été effectués. L'un des deux échantillons collectés est aussitôt filtré à bord sur des soies et congelé afin d'évaluer la biomasse sestonique (mesure du poids sec et composition en carbone et azote), l'autre échantillon est formolé en vue du dénombrement des espèces animales.

3.5.1.1. Mesure de la biomasse sestonique

Les prélèvements au filet à plancton destinés à la mesure de la biomasse sestonique ont été filtrés immédiatement à bord sur des soies de 100 µm pré-pesées, congelées et transportées au laboratoire. Selon la concentration en biomasse plusieurs soies peuvent être nécessaires pour un même échantillon. Ces soies ont ensuite été séchées dans une étuve à 60 °C pendant 48 heures. Les soies comportant le plancton séché ont alors été pesées et les poids secs, ou biomasses du seston, déduits. Le poids sec récolté et le volume filtré permettent d'évaluer le poids sec (mg) par unité de volume (m³).

Les échantillons de poids sec ont par la suite été broyés pour être analysés au CHN (NA 2100 Protein CE Instruments, Thermoquest) pour les dosages de carbone (C) et d'azote (N). L'expression des résultats est obtenue en poids carbone (mg C) ou d'azote (mg N) par unité de volume (m³).

¹³ Tranter, DJ, and Smith P E (1968). Filtration performance. In Reviews on zooplankton sampling methods, Part I (Tranter DJ ed.), p. 27-56. Monogr. Oceanogr. Methodol. 2, Zooplankton Sampling. UNESCO (United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization) Press, Paris.

Le poids sec mesuré et le volume filtré permettront d'évaluer le poids sec (mg) par unité de volume (m^3).

3.5.1.2. Analyse taxinomique du plancton

Les prélèvements zooplanctoniques destinés au dénombrement des espèces animales sont rincés sur un tamis de 200 μm afin d'éliminer le formol et les particules les plus fines qui gênent le comptage du zooplancton. En fonction de la concentration de l'échantillon celui-ci est fractionné en sous-échantillons à la boîte de Motoda (Motoda 1983)¹⁴. Le sous-échantillon est alors analysé au ZooScan, un système d'imagerie numérique permettant la numérisation des prélèvements du zooplancton en milieu liquide et utilisant l'analyse d'image pour détecter, compter et mesurer le zooplancton (Gorsky et al. 2010)¹⁵. L'emploi des méthodes automatiques de classification d'objets permet de classer rapidement les organismes en grands groupes faunistiques. Le nombre d'individus comptés est ensuite ramené au volume total de l'échantillon (ind. m^{-3}).

La bibliographie utilisée pour l'identification des zooplanctontes est très variée et inclue notamment : les fiches d'identification du plancton CIEM - (1939 - 1986), un manuel d'identification du zooplancton côtier (Todd *et al.*, 1996)¹⁶, et des clés de détermination pour des groupes spécifiques tels que les copépodes pélagiques (Rose, 1933)¹⁷ ou les larves de décapodes (Martin, 2001)¹⁸ par exemple.

3.5.2. Résultats

Les résultats de l'année 2011 sur le site de Flamanville sont présentés dans le tableau 3.5.1 suivant.

¹⁴ Motoda S (1959). Devices of simple plankton apparatus. Memoirs. Faculty of Fisheries. Hokkaido University 7, 73-94.

¹⁵ Gorsky, G., Ohman, M. D., Picheral, M., Gasparini, S., Stemmann, L., Romagnan, J. B., Cawood, A., Pesant, S., Garcia-Comas, C. and Prejger F. (2010). Digital zooplankton image analysis using the ZooScan integrated system. J. Plankton Res., 32, 285-303

¹⁶ Todd CD, Laverrack MS, Boxshall GA (1996) Coastal marine zooplankton – a practical manual for students. Cambridge University Press, pp. 106.

¹⁷ Rose M (1933). Faune de France, 26. Copépodes pélagiques. Ed. Lechevalier, Paris, pp. 374 .

¹⁸ Martin J (2001). Les larves des crustacés décapodes des côtes françaises de la Manche. IFREMER, France, pp. 175.

	PARAMETRES	CANAL	REJET	RÉFÉRENCE
28 MARS 2011	Poids sec (mg. m ⁻³)	12,5	23,0	9,0
	Poids de carbone (mg. m ⁻³)	2,627	3,093	3,012
	Poids d'azote (mg. m ⁻³)	0,465	0,501	0,692
	Abondance holoplancton (ind. m ⁻³)	19	31	545
	Abondance méroplancton (ind. m ⁻³)	864	643	2799
	Abondance zooplancton totale (ind. m ⁻³)	883	674	3344
27 JUIN 2011	Poids sec (mg. m ⁻³)	15,9	21,1	20,4
	Poids de carbone (mg. m ⁻³)	4,010	6,056	7,736
	Poids d'azote (mg. m ⁻³)	0,868	1,265	1,971
	Abondance holoplancton (ind. m ⁻³)	646	656	204
	Abondance méroplancton (ind. m ⁻³)	157	169	108
	Abondance zooplancton totale (ind. m ⁻³)	803	825	312
15 SEPTEMBRE 2011	Poids sec (mg. m ⁻³)	38,6	38,4	88,8
	Poids de carbone (mg. m ⁻³)	9,127	9,260	19,259
	Poids d'azote (mg. m ⁻³)	1,313	1,666	3,692
	Abondance holoplancton (ind. m ⁻³)	578	356	1607
	Abondance méroplancton (ind. m ⁻³)	69	71	431
	Abondance zooplancton totale (ind. m ⁻³)	647	427	2038

Tableau 3.5.1 : Récapitulatif des résultats de 2011 pour l'étude du zooplancton

3.5.2.1. Biomasse sestonique

On appelle seston, l'ensemble des particules en suspension dans l'eau qu'elles soient d'origine minérales ou organiques. Dans les eaux du large ou dans des milieux oligotrophes, peu turbides, le seston récolté avec un filet à plancton est essentiellement constitué de zooplancton et sa biomasse peut donc être assimilée à celle du zooplancton. Par contre dans les eaux côtières, souvent peu profondes (< 40 m), avec un fort hydrodynamisme le seston comprend également une part non négligeable de sables, vases, débris végétaux, etc. due à la remise en suspension des sédiments dans la colonne d'eau. Dans ce cas il est difficile d'attribuer la biomasse sestonique à celle du zooplancton.

3.5.2.1.1 Variations spatiales et temporelles en 2011

Au cours de l'année 2011, la biomasse sestonique a varié entre 9 mg m^{-3} au point *référence* en mars, et $88,8 \text{ mg m}^{-3}$ au point *référence* en septembre (figure 3.5.1).

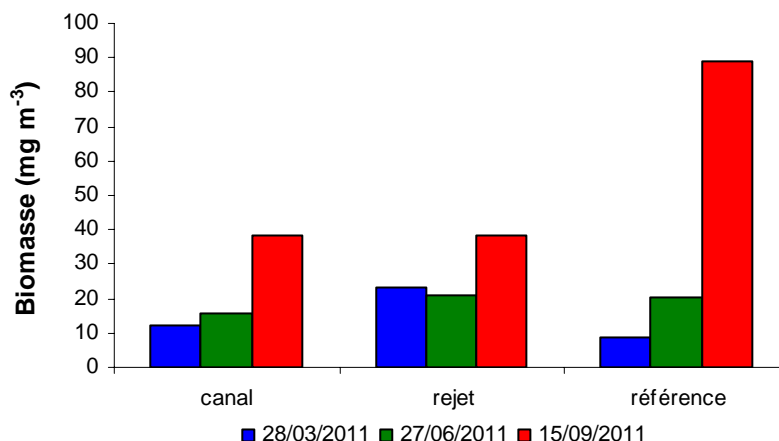


Figure 3.5.1 : Évolution de la biomasse sestonique (poids sec) au cours des trois campagnes de surveillance 2011

En mars la biomasse sestonique était 2 à 2,5 fois plus importante au point *rejet* par rapport aux points *canal* et *référence*, alors qu'en juin les trois points avaient une biomasse sestonique similaire. En septembre la biomasse sestonique était plus de deux fois supérieure à celles des points *canal* et *rejet*.

Cette année encore, de nombreux échantillons étaient contaminés par du sable ou des déchets organiques végétaux, ce qui explique pourquoi la relation entre la biomasse et l'abondance zooplanctonique n'est pas toujours cohérente (cf. figure 3.5.5). Cela est confirmé par les rapports C/N calculés d'après les teneurs en carbone et azote mesurées sur les échantillons, et qui en 2011 ont fluctué entre 3,93 et 6,95 (figure 3.42). Ce rapport peut habituellement caractériser un compartiment tel que le zooplancton (rapport C/N ~ 4-5 ; Mauchline, 1998)¹⁹ ou le phytoplancton (C/N > 6). Néanmoins, en raison de la contamination potentielle liée à la forte turbidité du site (sable, fragments d'algues,...), notamment aux points *canal* et *rejet*, une telle approche semble difficilement applicable pour les points de surveillance retenus dans cette étude. Seuls la campagne de juin et le point *référence* lors des deux autres campagnes de prélèvement présentaient un rapport C/N caractéristique du zooplancton.

¹⁹ Mauchline, J (1998). The biology of calanoid copepods. *Advances in Marine Biology* 33: 1-710

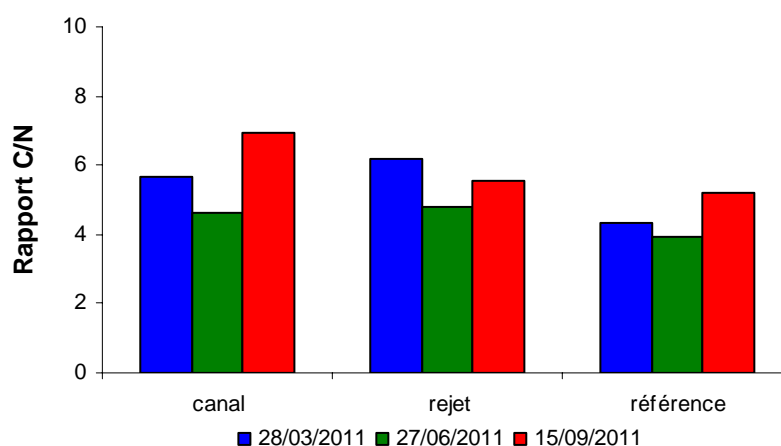


Figure 3.5.2 : Évolution du rapport C/N du seston au cours des trois campagnes de surveillance 2011

3.5.2.1..2 Variations interannuelles

Les valeurs de biomasse sestonique mesurées en juin 2011 se situaient dans la moyenne des valeurs habituellement observées sur le site (figure 3.5.3 et 3.5.4). Pour les campagnes de mars et surtout de septembre les valeurs étaient parmi les plus importantes observées depuis 1987 (sauf pour le point *référence* en mars).

3.5.2.1..3 Approche statistique

Pour vérifier si la biomasse sestonique est significativement différente entre les points de prélèvement pour une saison donnée, une analyse de variance à un critère de classification (ANOVA one-way) a été appliquée sur la série temporelle après normalisation des variables par transformation log (x) et vérification de l'homogénéité des variances (test de Bartlett). Les résultats des tests statistiques sur l'ensemble des valeurs acquises depuis 1987 sont présentés dans le tableau 3.17.

COMPARAISON	PRINTEMPS	ETE	AUTOMNE
n	75	70	71
p	0.344	0.495	0,831

($p < 0,05$ = différence significative ; n = nombre de données)

Tableau 3.5.2 : Probabilité associée p des tests statistiques sur la biomasse de 1987 à 2011

Les biomasses sestoniques ne présentent pas de différence significative entre les points *canal*, *rejet* et *référence* et ce quelle que soit la saison.

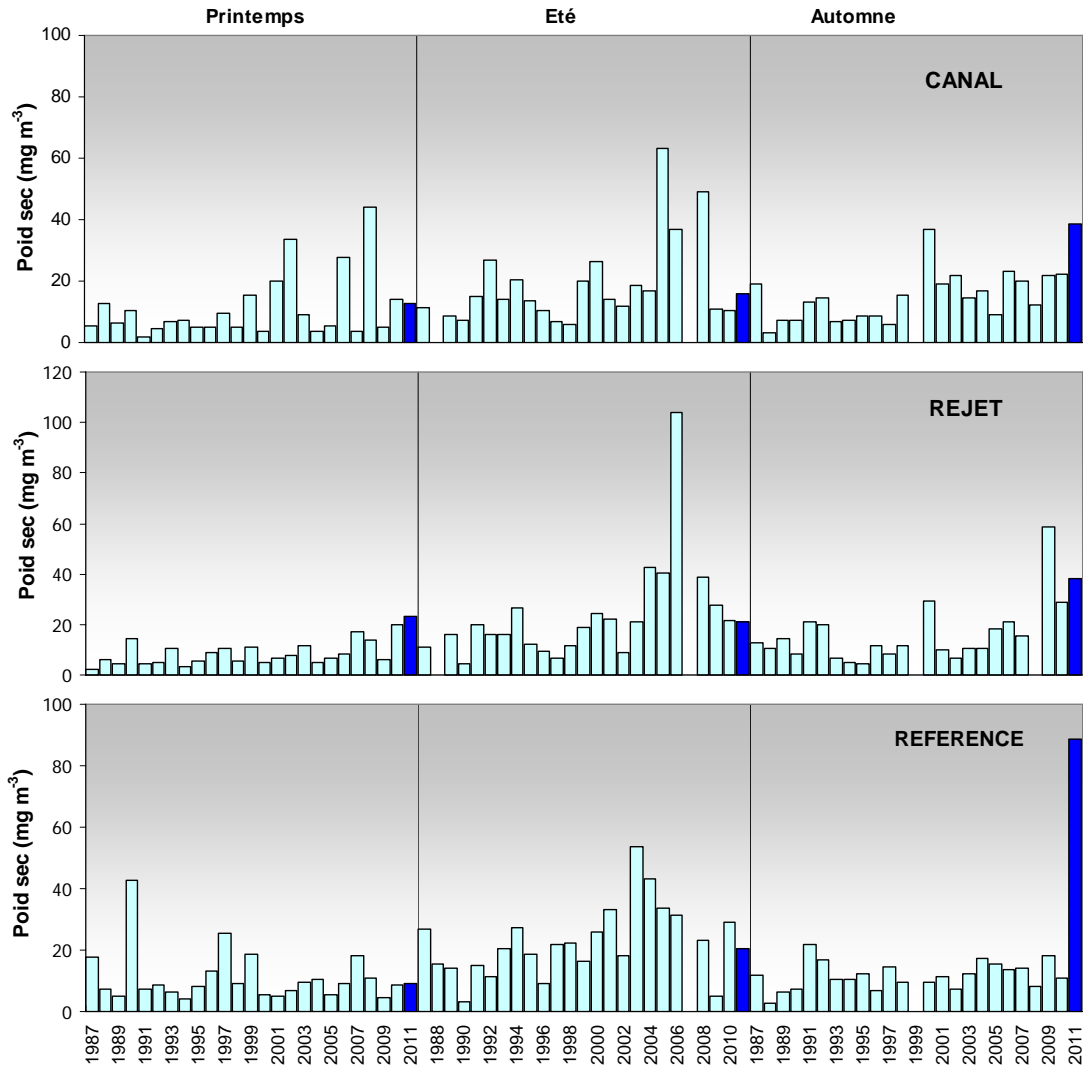


Figure 3.5.3 : Évolution de la biomasse sestonique (poids sec) de 1987 à 2011

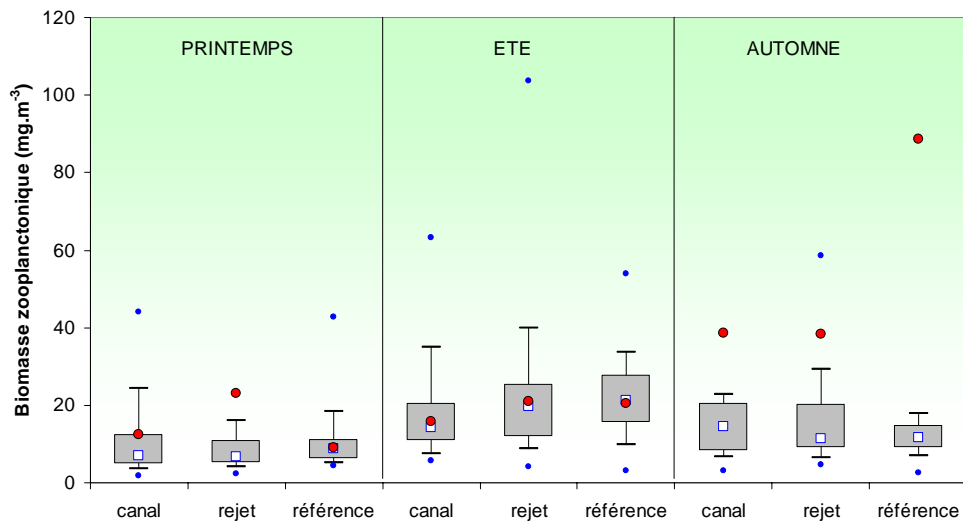


Figure 3.5.4 : Évolution de la biomasse sestonique (poids sec) de 1987 à 2011

3.5.2.2. Abondances zooplanctoniques globales

La plupart des phyla invertébrés est représenté dans le zooplancton qui comprend plus de 36000 espèces. Les dénombrements et l'identification des espèces zooplanctoniques en groupes biologiques (holoplancton, méroplancton) puis systématiques (embranchements et jusqu'aux espèces) – voir aussi tableau 3.5.4 – permet de rechercher une éventuelle influence de l'activité de la centrale sur ces populations.

3.5.2.2.1 Variations spatiales et temporelles en 2011

Les dénombrements zooplanctoniques effectués en 2011 sont présentés sur la figure 3.5.5 ci-dessous. Ils sont exprimés en nombre d'individus par m³ d'eau de mer.

L'abondance la plus importante a été observée en mars au point *référence* avec 3 344 ind. m⁻³ et la plus faible en septembre au point *rejet* avec 427 ind. m⁻³.

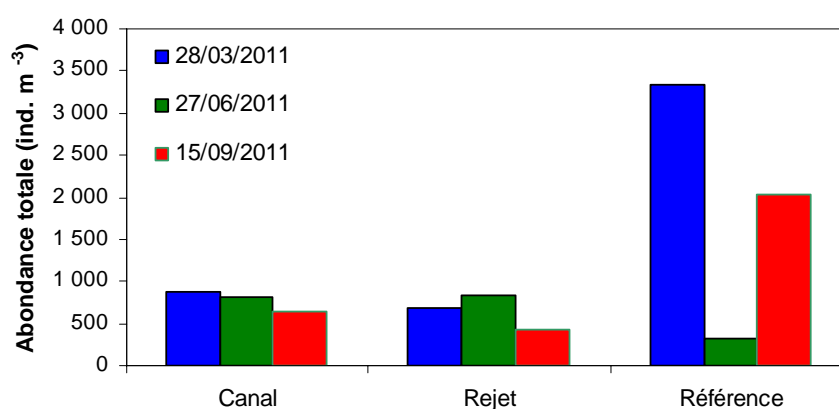


Figure 3.5.5 : Évolution de l'abondance zooplanctonique totale à Flamanville en 2011

A l'inverse de la biomasse sestonique, l'abondance zooplanctonique était beaucoup plus importante au point *référence* en mars. Les points *canal* et *rejet* présentaient des abondances similaires lors des trois campagnes de prélèvement. Le point *référence* présente souvent des abondances différentes du fait de sa localisation (station plus profonde, moins abrité).

3.5.2.2.2 Variations interannuelles

L'évolution de l'abondance zooplanctonique observée depuis 1991 à Flamanville (figures 3.5.6 et 3.5.7), montre que les abondances 2011 sont globalement dans la moyenne de la série et confirme que les abondances du point *référence* en mars et septembre sont des valeurs hautes pour le site.

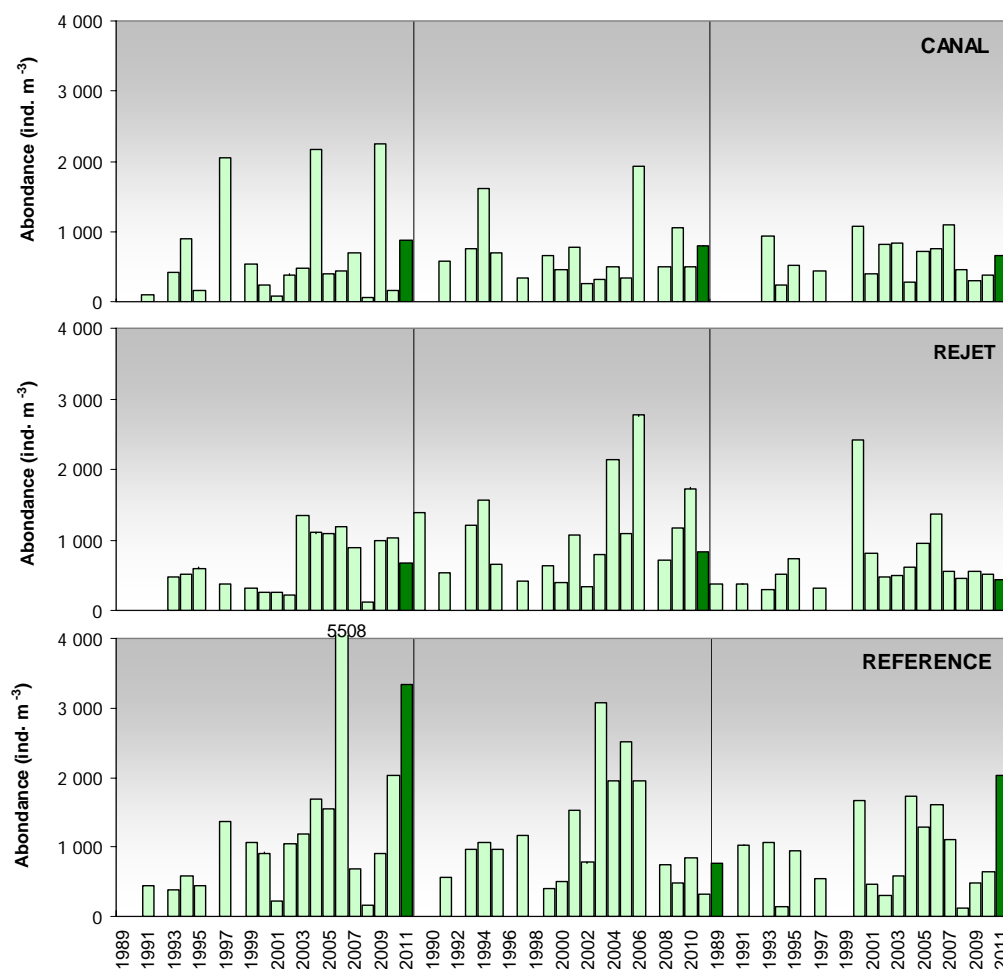


Figure 3.5.6 : Évolution de l'abondance zooplanctonique à Flamanville de 1989 à 2011

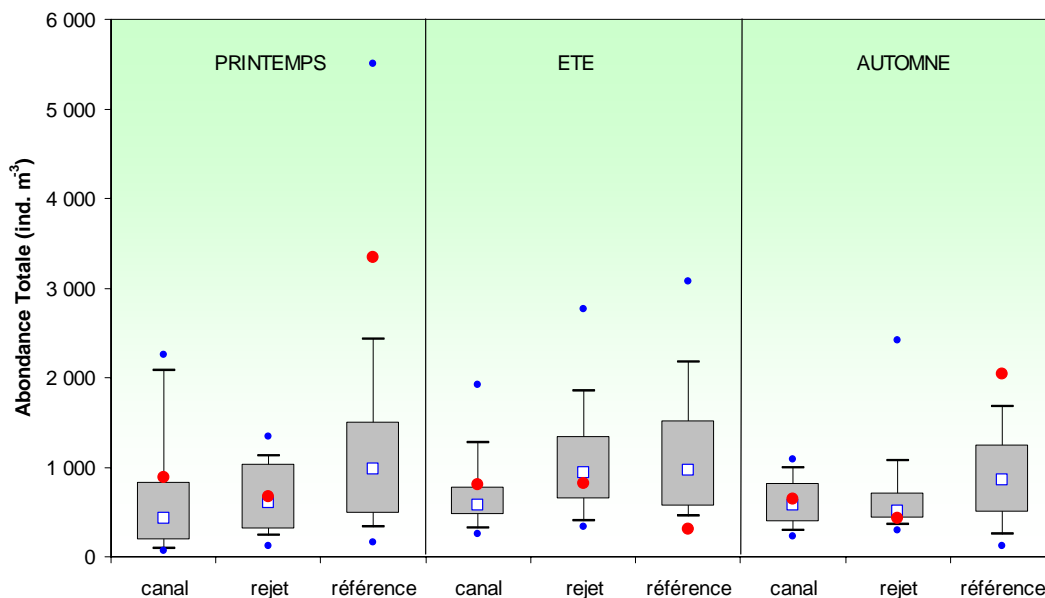


Figure 3.5.7 : Évolution de l'abondance zooplanctonique à Flamanville de 1989 à 2011

3.5.2.2..3 Approche statistique

Pour comparer les abondances zooplanctoniques entre les points *canal*, *rejet* et *référence* à chaque saison, une analyse de variance à un critère de classification (ANOVA one-way) a été appliquée sur la série temporelle après normalisation des variables par transformation log (x) et vérification de l'homogénéité des variances (test de Bartlett). Les résultats des tests statistiques sur l'ensemble des valeurs acquises depuis 1991 sont présentés dans le tableau 3.5.3.

COMPARAISON	PRINTEMPS	ÉTE	AUTOMNE
<i>n</i>	53	52	52
<i>p</i>	0,041	0,061	0,432

($p < 0,05$ = différence significative ; n = nombre de données)

Tableau 3.5.3 : Probabilité associée *p* des tests statistiques sur les abondances de 1991 à 2011

Les résultats des tests indiquent que les abondances zooplanctoniques ne sont pas significativement différentes entre les trois points de prélèvement en été et en automne sur la période 1991 à 2011. Par contre, une analyse post-hoc de comparaison multiple (test de Tuckey) montre que la moyenne printanière des biomasses au point *canal* est significativement plus faible que celle au point *référence*.

3.5.2.3. Étude faunistique

3.5.2.3.1 Variations spatio-temporelles de l'holoplancton et du méroplancton

Un certain nombre d'espèces accomplissent l'intégralité de leur cycle biologique (œufs, larves, adultes) au sein du milieu pélagique ; ce sont les espèces holoplanctoniques. Les crustacés copépodes représentent généralement une part importante de cette fraction. Selon la saison, s'y ajoutent quelques espèces moins abondantes, appartenant à d'autres embranchements comme les appendiculaires et les chaetognathes. D'autres organismes holoplanctoniques comme les mysidacés, les cténaïres et les cladocères ont été très peu présents lors des trois campagnes de 2011 (tableau 3.5.4).

Par opposition à l'holoplancton, le méroplancton constitue la fraction temporaire du zooplancton, il regroupe les organismes dont seule une partie du cycle vital est planctonique. Il s'agit principalement de larves à vie pélagique émises par de nombreuses espèces à phase adulte benthique errante (crabes, annélides...) ou fixée : annélides, mollusques (moules...) et crustacés cirripèdes, nombreux sur l'estran rocheux. Le méroplancton est aussi constitué de phases pélagiques d'espèces fixées (méduses, qui représentent les phases sexuées libres de cnidaires). Il est donc de fait plus abondant au printemps, pendant les périodes de reproduction des espèces benthiques (figure 3.5.8).

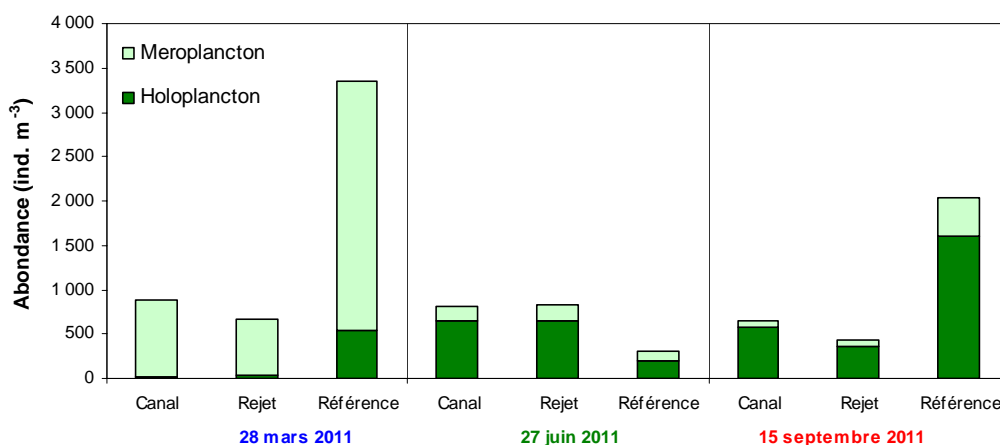
Si la proportion entre holo- et méroplancton diffère selon la saison, elle était par contre relativement homogène entre les points de surveillance à chacune de nos campagnes.

Abondance zooplancton (N.m ⁻³)	28 mars 2011						27 juin 2011						15 septembre 2011					
	Canal		Rejet		référence	Canal		Rejet		référence	Canal		Rejet		référence			
	N.m ⁻³	%	N.m ⁻³	%	N.m ⁻³	N.m ⁻³	%	N.m ⁻³	%	N.m ⁻³	N.m ⁻³	%	N.m ⁻³	%	N.m ⁻³			
Cnidaires	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Ctenaires	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Appendiculaires	8	42	9	29	295	54	32	5	32	5	7	3	13	2	21	6		
Cladocères	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Copépodes	11	58	22	71	250	46	612	95	623	95	191	94	564	98	332	93		
Gammaridés	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	5	2	0	0	1	0		
Chaetognathes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	2	1		
total holoplancton	19	2	31	5	545	16	646	80	656	80	204	65	578	89	356	83		
total Cnidaires	0	0	0	0	2	0	3	2	2	1	6	6	0	0	0	0		
total Annélides	2	0	0	0	31	1	2	1	5	3	0	0	3	4	0	0		
total larves de Cirripèdes	804	93	605	94	2353	84	40	25	45	27	10	9	53	77	51	72		
Isopodes (larves microniscus)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0		
Larves de décapodes	0	0	2	0	7	0	37	24	32	19	86	80	6	9	17	24		
larves de gastéropodes	2	0	6	1	29	1	69	44	84	50	4	4	6	9	3	4		
Cyphonautes Bryozoaires	55	6	24	4	373	13	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0		
Téléostéens (Œufs et larves)	1	0	6	1	4	0	6	4	1	1	1	1	0	0	0	0		
total méroplancton	864	98	643	95	2799	84	157	20	169	20	108	35	69	11	71	17		
total zooplancton	883		674		3344		803		825		312		647		427	2038		

Tableau 3.5.4 : Abondances et dominances de différents groupes du méroplancton et de l'holoplancton en 2011

Au printemps 2011, le méroplancton représentait plus de 84 % du zooplancton total alors qu'en été et en automne il représentait moins de 35% du zooplancton total. Cette fraction était essentiellement composée de larves nauplii de cirripèdes (> 80 % en mars et septembre). En été cette fraction se composait essentiellement de larves de gastéropodes à la côte (40 à 50 %) et de larves de décapodes au large (80%).

Figure 3.5.8 : Abondance de l'holoplancton et du méroplancton à Flamanville en 2011



3.5.2.3..2 Variations spatio-temporelles des principaux taxons en 2010

L'holoplancton

• Les copépodes :

Les copépodes, qui constituaient le taxon dominant de l'holoplancton, ont montré la même évolution saisonnière que celui-ci (figure 3.49). En été et en automne les copépodes représentaient plus de 90% des abondances holoplanctoniques. Comme depuis 2008, les plus faibles abondances ont été observées au printemps ($< 19 \text{ ind. m}^{-3}$). Le point *référence* présentait des abondances différentes des deux autres points de prélèvement lors des trois campagnes de 2011.

L'indice de diversité de Shannon (figure 3.5.9) consiste en une mesure de la diversité tenant compte de la richesse spécifique (S , nombre total d'espèces observées), mais aussi de la proportion représentée par chaque espèce au sein de la communauté. Sa valeur varie entre 0 et S selon les cas. Cet indice était en général assez bas ($< 2,5 \text{ Bit. ind}^{-1}$) dans les eaux environnant la centrale de Flamanville pour une richesse spécifique variant entre 4 et 11. Comme souvent en milieu côtier tempéré, les échantillons étaient caractérisés par une seule espèce de copépodes représentant 30 à 70 % du peuplement alors que plusieurs espèces n'étaient représentées que par un ou deux individus. Il s'agissait le plus souvent d'espèces tycoplanctoniques, c'est-à-dire vivant habituellement dans les sédiments, comme la plupart des copépodes harpacticoïdes, et se retrouvant accidentellement dans la colonne d'eau à la faveur de la remise en suspension des sédiments.

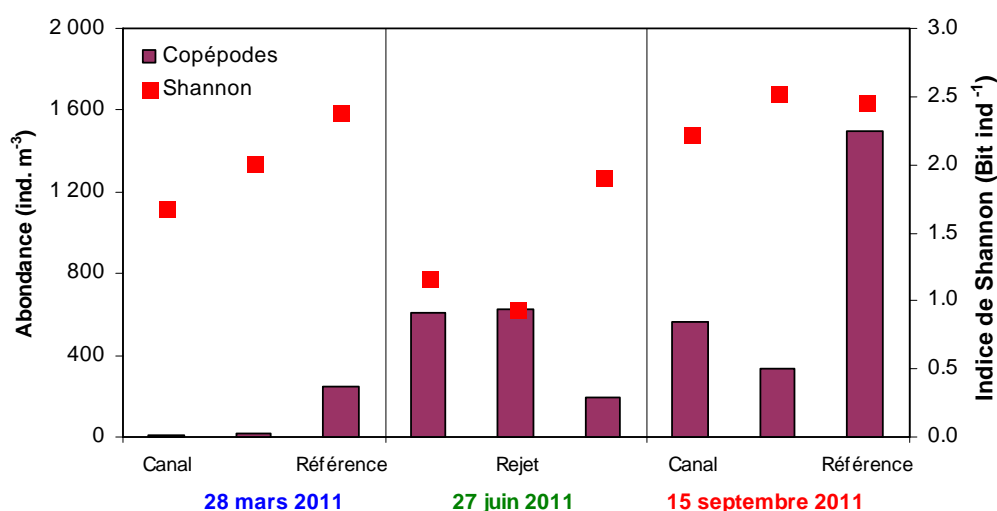


Figure 3.5.9 : Abondance des copépodes (adultes et copépodites) et diversité spécifique à Flamanville en 2011

Parmi les principales espèces de copépodes présentes sur le site de la centrale de Flamanville on a trouvé (figure 3.5.10) :

Acartia clausi

Espèce estivale et automnale, *Acartia clausi* apparaît généralement en abondance à partir du mois de mai ce qui explique les forts écarts d'abondance observés entre les deux campagnes de mars et de juin. L'abondance maximale en 2011 était de 452 ind. m⁻³ au point *rejet* en juin (73 % des copépodes).

Centropages hamatus

Egalement espèce estivale, *C. hamatus* était très peu présente en mars. Le maximum d'abondance était de 200 ind. m⁻³ au point *rejet* en juin.

Temora longicornis

Les abondances de *T. longicornis* étaient faibles cette année encore, comme pour l'espèce suivante *Pseudocalanus elongatus*. Une étude publiée en 2010 sur 20 années de suivi des communautés zooplanctoniques devant Plymouth (Angleterre) confirme que ces deux espèces, autrefois très abondantes sont en diminution en Manche (Eloire *et al.* 2010)²⁰.

Pseudocalanus elongatus

Espèce printanière et estivale, elle précède toujours l'espèce suivante, *Paracalanus parvus* dans les peuplements de copépodes. Comme observé depuis 2009 cette espèce était très peu abondante dans nos échantillons avec un maximum de 94 ind. m⁻³ au point *référéncet* en été.

Paracalanus parvus

Cette espèce est plus automnale que *P. elongatus* qu'elle remplace peu à peu en été pour finir par la supplanter à l'automne. Abondance maximale, 422 ind. m⁻³ au point *référence* en septembre.

Euterpina acutifrons

Espèce caractérisant les communautés automnales de copépodes en milieu côtier. L'abondance au point *rejet* était beaucoup plus faible (35 ind. m⁻³) qu'aux deux autres points (181 et 288 ind. m⁻³). Cette espèce est de plus petite taille que les autres espèces précédemment citées et à un mode de vie étroitement lié aux sédiments. En général seuls les adultes (surtout des femelles) sont collectés dans la colonne d'eau avec les filets à plancton, soit que les copépodites soient trop petits et passent à travers la maille du filet, soit qu'ils vivent trop près du fond pour être collectés.

²⁰ Eloire D, Somerfield PJ, Conway DVP, Halsband-Lenk C., Harris R., Bonnet D. (2010) Temporal variability and community composition of zooplankton at station L4 in the Western Channel: 20 years of sampling. J. Plankton Res. 32: 657-679

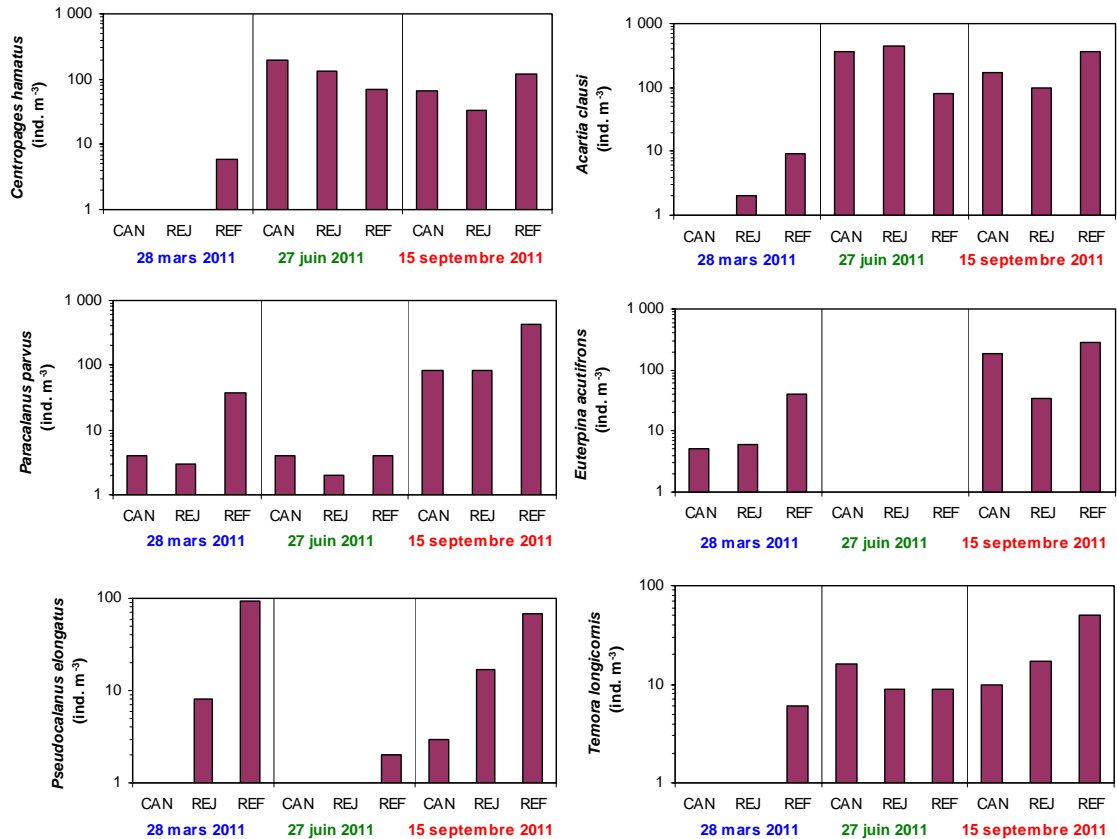


Figure 3.5.10 : Abondances des principaux copépodes à Flamanville en 2011

- Les autres espèces holoplanctoniques (figure 3.5.11)

Les appendiculaires, représentés par l'espèce *Oikopleura dioica*, étaient le deuxième groupe dominant l'holoplancton en mars (30 à 50 %). Au printemps comme en septembre les abondances au point référence étaient largement plus importantes qu'à la côte.

Les chaetognathes, représentés par l'espèce *Parasagitta setosa*, ont été présents en faible nombre en automne (1 à 19 ind. m⁻³)

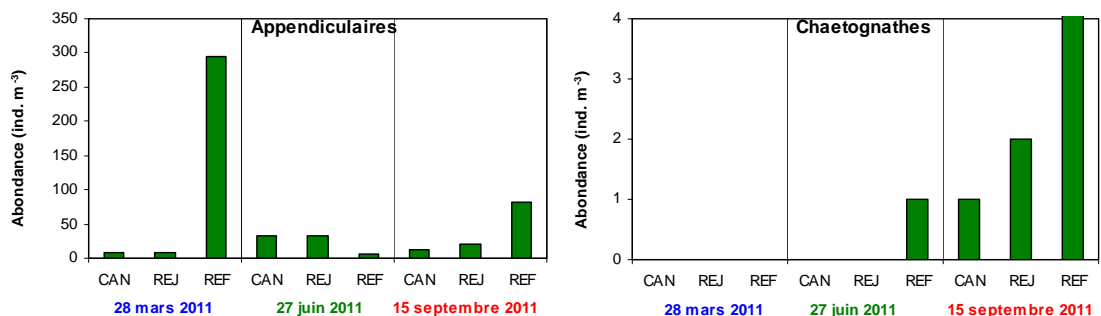


Figure 3.5.11 : Abondances des appendiculaires et des chaetognathes à Flamanville en 2011

Le méroplancton

Les stades larvaires des espèces appartenant à différents embranchements ou classes ont été dénombrés au cours des trois campagnes de prélèvement (figure 3.5.12).

- Embranchement des bryozoaires

Les larves cyphaunotes de bryozoaire étaient abondantes en mars, en particulier au point *référence* (373 ind. 10 m⁻³).

- Embranchement des mollusques

Les larves de gastéropodes représentaient 40 à 50 % du méroplancton en juin à la côte, contre seulement 4 % au point *référence*.

- Embranchement des arthropodes, classe des crustacés, ordre des cirripèdes

Les cirripèdes, dont font partie les balanes, sont des crustacés qui, à l'état adulte, vivent fixés sur les rochers et les substrats durs. Ils constituent une part importante des 'salissures' ('fouling'). Les larves, essentiellement les stades nauplii, sont émises en grande quantité et constituent un maillon important de la chaîne alimentaire. Les larves de cirripèdes étaient essentiellement printanières représentant alors jusqu'à 93 % du méroplancton (soit jusqu'à 90 % du zooplancton total). Le maximum d'abondance a été observé au point *référence* en mars avec 2 353 ind. 10 m⁻³.

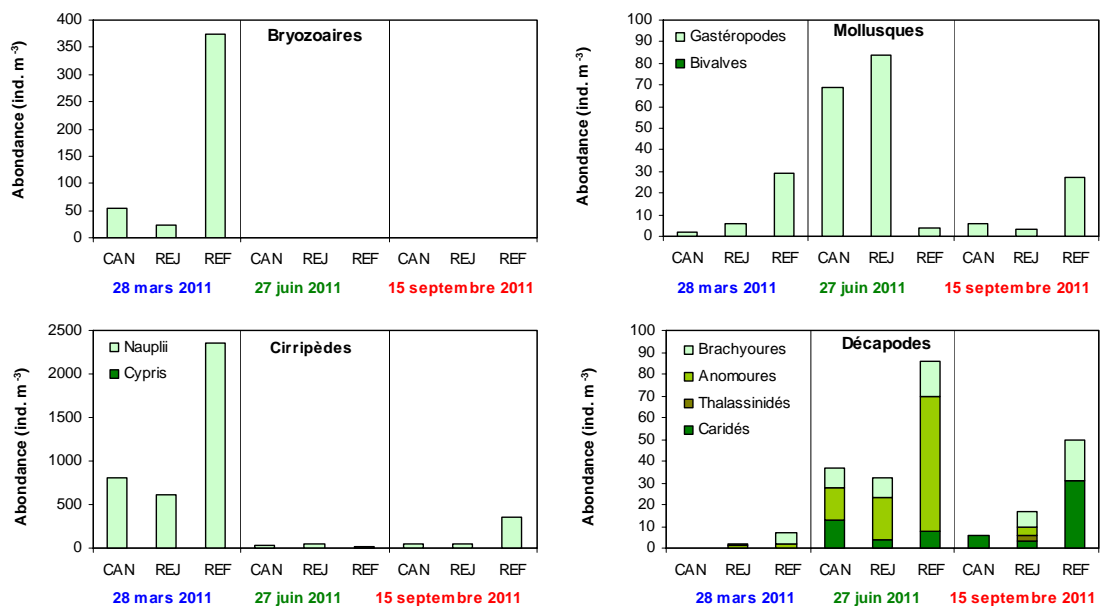


Figure 3.5.12 : Abondance des espèces méroplanctoniques à Flamanville en 2010

- Embranchement des arthropodes, classe des crustacés, ordre des décapodes

Les décapodes étaient caractérisés par quatre sous-ordre :

Larves des caridés

Présentes en juin et en septembre ces larves représentaient moins de 10 % du méroplancton.

Larves de thalassinidés

Quelques individus seulement identifiés en septembre au point *rejet*, ces larves étaient peu abondantes cette année encore. Cet infra-ordre est surtout représenté par l'espèce *Upogebia deltaura*.

Larves d'anomoures

Toujours plus abondantes en été (10 à 57 % du méroplancton), avec un maximum d'abondance au point *référence* (62 ind. 10 m⁻³), ces larves étaient essentiellement représentées par les espèces *Pisidia longicornis longicornis* (porcellanidés).

Larves de brachyours (crabes et araignées)

Infra-ordre régulièrement présent dans les échantillons et dont l'abondance cette année était assez faibles (moins de 15 %).

3.5.3. Conclusion

En 2011, les abondances zooplanctoniques correspondaient à ce qui est habituellement observé sur le site de surveillance depuis 1991, avec toutefois de fortes abondances observées au point *référence* en mars et septembre. En 2011, ce point se démarque généralement des deux points côtiers qui sont eux similaires du point de vue de l'abondance zooplanctonique. Toutefois, l'évolution de l'abondance zooplanctonique depuis 1991 montre uniquement une différence significative entre les points de prélèvement au printemps. L'abondance zooplanctonique moyenne au point *canal* depuis 1991 étant significativement plus faible qu'au point *référence* au printemps. Le point *canal* de part sa position en milieu peu profond et abrité dans l'enclave du canal d'entrée de la centrale de Flamanville présente souvent une proportion d'individus holoplanctoniques (copépodes, appendiculaires, chaetognathes) plus faible.

Au printemps 2011, le méroplancton représentait plus de 84 % du zooplancton total. Cette fraction était surtout composée de larves de cirripèdes. L'holoplancton quant à lui dominait largement le zooplancton en été et à l'automne (65 à 85 %). Comme toujours en milieu côtier tempéré, il était essentiellement caractérisé par les copépodes. Les espèces dominantes étaient, dans l'ordre, *Acartia clausi*, *Centropages hamatus*, *Paracalanus parvus*, *Euterpina acutifrons*, *Pseudocalanus elongatus* et *Temora longicornis* et chacune de ces espèces respecte, pour ce que peut montrer cette analyse de trois campagnes annuelles, leur répartition saisonnière habituelle. Les faibles abondances observées de *P. elongatus* et *T. longicornis* vont dans le sens de la tendance observée ailleurs en Manche depuis quelques années.

Aux trois périodes d'observations, les valeurs enregistrées au niveau du rejet en mer s'inscrivent dans l'intervalle de celles des points *canal* et *référence*. L'influence des rejets de la centrale, si elle existe, n'est donc pas décelable.

4. Le domaine benthique

Prélèvements, analyses et rapport réalisés à l'Ifremer par

<i>Chantal</i>	<i>Abernot – Le Gac</i>	<i>(LER/FBN)</i>
<i>Jean-Dominique</i>	<i>Gaffet</i>	<i>(DYNECO/Benthos)</i>

Avec la collaboration pour les prélèvements de

<i>Jean Claude</i>	<i>Cochard</i>	<i>(ODE/UL)</i>
<i>Gérard</i>	<i>Guyader</i>	<i>(REM/RDT/DSMI)</i>

La surveillance du domaine benthique réalisée uniquement au niveau intertidal concerne l'étude

- d'une part du phytobenthos, concrétisée par le suivi d'une population de *Fucus serratus* sur l'estran de Diélette.
- d'autre part du zoobenthos, au travers des populations de crustacés cirripèdes du Cap de Flamanville et de la Pointe du Rozel (figure 4.1.1).

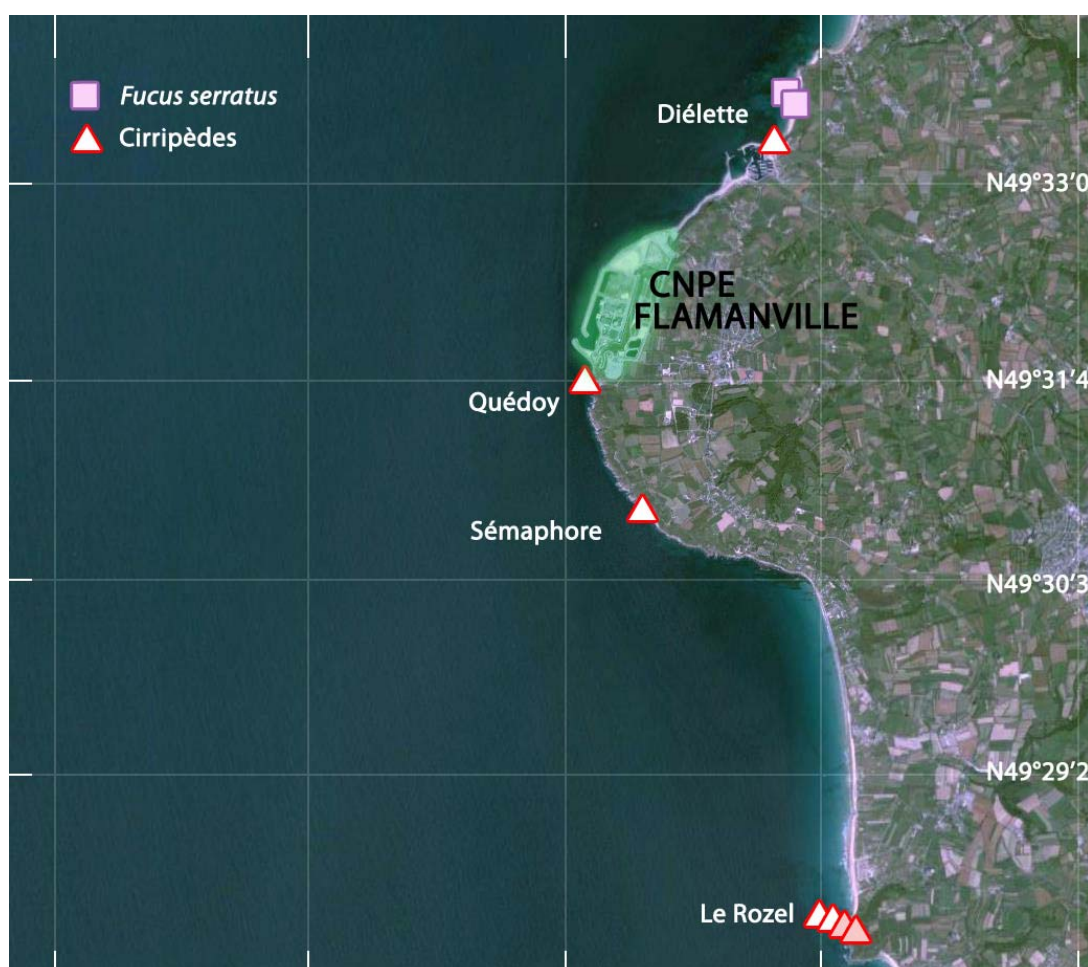


Figure 4.1.1 : Localisation de la radiale d'étude de *Fucus serratus* sur le platier de Diélette et des stations d'échantillonnage des cirripèdes

4.1. Phytobenthos intertidal

La population de *Fucus serratus* du platier de Diélette, située au nord de la Centrale électronucléaire de Flamanville dans la zone d'influence de la tache thermique, fait l'objet d'une surveillance depuis 1977. Étudiée une première fois d'août 1977 à août 1978, elle est suivie en continu depuis mars 1983, en fin d'hiver et en fin d'été. Une observation, non contractuelle, est réalisée également en fin de printemps depuis 1995, afin de préciser le cycle annuel de ces algues sur ce site.

4.1.1. Biologie de l'espèce

L'espèce *Fucus serratus* fait partie de l'embranchement des Chromophytes, classe des Phéophycées, ordre des Fucales, famille des Fucacées, genre *Fucus*, espèce *serratus*. Elle est sujette aux facteurs naturels (climatiques, hydrauliques) qui peuvent modifier la dynamique du peuplement (installation, développement, arrachage, etc.). Au début des années 80, l'hypothèse a été émise que cette espèce pourrait également être un indicateur des perturbations éventuelles induites par les rejets de la Centrale sur le macrophytobenthos local. Celles-ci pourraient être de plusieurs ordres : évolutions différées de la croissance estivale et de la dépopulation hivernale, déplacement saisonnier et quantitatif de la fertilité des pieds, évolution géographique de la population. Cette hypothèse est aujourd'hui nuancée du fait de l'influence avérée du réchauffement climatique.



Photo 4.1.1 : Extrémité d'un thalle de *Fucus serratus*

- **Description** : algue brune fixée au substrat. Thalle plat à bords dentés. Algue pérennante.
- **Répartition géographique** : de la Scandinavie au Portugal, et côtes est et ouest de l'Amérique du Nord.
- **Répartition bathymétrique** : algue intertidale. Forme une ceinture qui occupe la majeure partie du médiolittoral sous la ceinture à *Fucus vesiculosus*, jusqu'aux laminaires. Apte à supporter des expositions régulières à l'air et une déshydratation partielle. On ne trouve pas de *Fucus* en Méditerranée, sauf en mer Adriatique où on trouve *Fucus virsoides* du fait de l'existence de petites marées. Assez tolérante vis à vis des températures. Milieux battus et abrités.
- **Reproduction** : reproduction sexuée uniquement. Aux extrémités du thalle apparaissent des renflements ou réceptacles pourvus de nombreuses cryptes fertiles ou conceptacles.

Cycle simple de type monogénétique, ne mettant en jeu qu'une seule génération, commun à toutes les fucales. Pieds mâles et pieds femelles diploïdes (2n chromosomes). Les premiers se reconnaissent en période de maturité à la couleur orangée des réceptacles. Les réceptacles femelles sont verdâtres. Ces réceptacles libèrent les gamètes dans le milieu extérieur en période hivernale (gamètes femelles ou oosphères à l'intérieur du gamétocyste ou oogone ; gamètes mâles ou anthéridies). La fusion des gamètes (oogamie : gamète femelle immobile et gamète mâle flagellé) donne un œuf ou zygote d'où sera issu un nouvel individu.

A la fin de la période de reproduction, les réceptacles vidés des gamètes qu'ils contenaient deviennent gélatineux et sont attaqués par des champignons et des herbivores. Cette partie de la fronde se nécrose sur toute sa longueur jusqu'à la rencontre d'une autre ramification restée à l'état végétatif et dont la cellule apicale n'a pas été détruite par la formation de réceptacles. L'individu va se reconstituer à partir des frondes restantes sur lesquelles renaîtront d'autres ramifications.

La reproduction suit un cycle saisonnier comportant différentes phases : initiation, maturation des réceptacles et libération des gamètes. La période de fertilité varie d'un site à un autre.



Photo 4.1.2 : *Fucus serratus*. Réceptacles contenant les gamétocytes mâles ou femelles

- **Croissance** : croissance apicale peu rapide. Elle serait de l'ordre de 25 cm/an en moyenne. La lumière, la température, la durée d'immersion, l'exposition agissent sur la croissance.
- **Cycle saisonnier** : l'intensité lumineuse, la température et la concentration en sels nutritifs agissent sur la croissance et la reproduction. La densité varie en fonction de la saison. Au printemps, le nombre de jeunes individus est beaucoup plus élevé qu'en hiver et témoigne d'un fort recrutement à cette période.
- **Durée de vie** : elle varie de 2 à 5 ans. C'est le degré d'exposition qui conditionne la composition en âge des populations. Ces dernières sont d'autant plus jeunes que le site est battu par les vagues, ce qui est le cas de Flamanville.
- **Causes de mortalité** : elles sont liées aux conditions hydrodynamiques, et au broutage intensif effectué par les gastéropodes, surtout sévère dans les premiers stades de vie de la plante.
- **Utilisation** : cette algue est utilisée, soit directement comme engrais dans les champs, soit après transformation en farines végétales, engrais, sans oublier l'extraction d'alginate.

4.1.2. Méthodologie

4.1.2.1. Evolution du stock

En mars et en septembre, des prélèvements réguliers sont effectués depuis 1983 dans trois secteurs de référence de la population de *Fucus serratus* sur le platier de Diélette. Ces secteurs, très proches les uns des autres mais situés à des niveaux bathymétriques légèrement différents, ont été choisis dans des zones à densité algale faible (secteur 1), forte (secteur 2), et moyenne (secteur 3). La moyenne de dix quadrats de 0,50 m x 0,50 m prélevés au hasard dans chaque secteur fournit ainsi une estimation de la biomasse algale locale (photo 4.1.3).



Photo 4.1.3 : Prélèvements des algues pour évaluation des biomasses (quadrat 50 cm x 50 cm)

4.1.2.2. Baguages sur radiales

Sur la radiale repérée, 10 points, espacés l'un de l'autre de 10 mètres, sont échantillonnés. En chaque point, 10 pieds de *Fucus serratus* sont bagués d'un collier numéroté de couleur blanche, serré entre le disque basal et la première dichotomie (photo 4.1.4). Seuls les pieds pouvant soutenir une bague sont considérés. C'est pourquoi toute une catégorie, parmi les plus jeunes individus ayant une longueur inférieure à 20 cm, n'est pas prise en compte dans ces mesures.

En mars 1983, 394 pieds de *Fucus serratus* ont ainsi été bagués. Parmi ceux-ci, 21 seulement ont été retrouvés en mars 1985. Deux nouvelles radiales ont été considérées en mars 1985 dans une zone centrale où la végétation est plus dense. 286 pieds ont été bagués.

La méthodologie est ensuite la même pour le baguage de 300 pieds en 1987, de 287 en 1989, de 248 en mars 1991, de 250 en mars 1993, de 200 en mars 1994 et 1995, et enfin de 100 de mars 1996 à mars 2011. Le baguage systématique d'un nouveau lot d'individus chaque année depuis 1993 permet ainsi un suivi plus serré de cette population algale.

Pour chaque série de baguages, l'observation s'effectue généralement pendant deux ans, au bout desquels la population étudiée disparaît en quasi-totalité.



Photo 4.1.4 : Bagues de cent *Fucus serratus* en mars

4.1.2.3. Paramètres mesurés

Au cours des missions de mars et de septembre, quatre paramètres sont mesurés sur chaque individu de *Fucus serratus* :

- la longueur (L) exprimée en cm et mesurée du disque basal au sommet de la dernière dichotomie
- le nombre de dichotomies (D) : les dichotomies principales sont comptées, de la première rencontrée en partant de la base jusqu'à la dernière avant l'extrémité supérieure de l'individu (figure 4.1.6)
- le diamètre (\emptyset) en cm : le diamètre maximal est mesuré à la base, juste au-dessus de l'épatement formé par le système de fixation
- la fertilité, avec 2 niveaux d'appréciation :
 - l'absence (stade 0) ou la présence (autres stades) de conceptacles fertiles à l'extrémité des frondes (photo 4.2), donnant une première indication sur le pourcentage de thalles fertiles ;
 - en cas de présence de conceptacles fertiles, une différenciation en 4 stades (« faible maturité » stade 1 à « forte maturité » stade 4) permettant d'estimer le taux moyen de fertilité du lot examiné.

En juin, les mesures réalisées concernent uniquement la fertilité des algues baguées.

4.1.3. Résultats

4.1.3.1. Evaluation du stock de *Fucus serratus*

La biomasse annuelle moyenne est en baisse pour la cinquième année consécutive. La valeur évaluée en 2011 atteint la valeur minimale observée au cours des 28 dernières années (75 g de poids sec par 0,25 m²). Depuis 2001, les biomasses restent inférieures à la moyenne enregistrée depuis 1984 (195 g de poids sec par 0.25 m²) (figure 4.1.2).

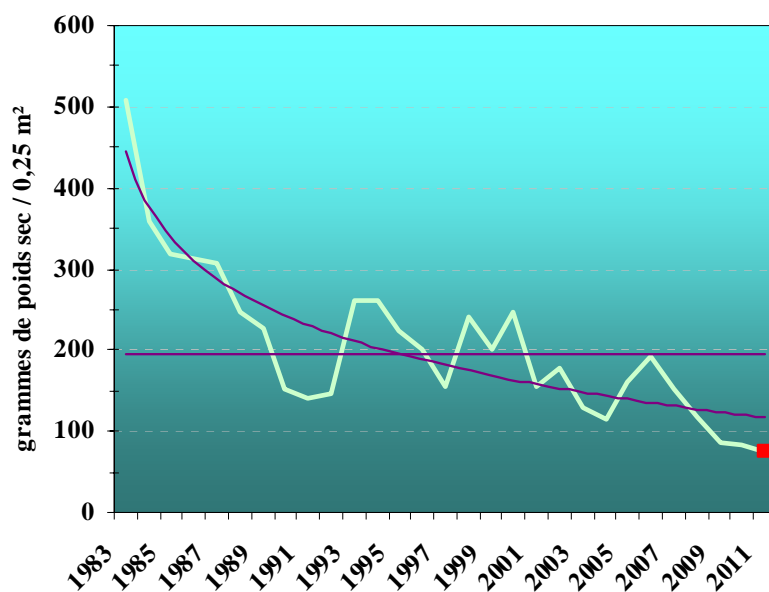


Figure 4.1.2 : Evolution des biomasses annuelles moyennes de *Fucus serratus* depuis 1983 (en grammes de poids sec/0.25m²)

Conformément au développement de l'espèce, c'est en fin d'hiver que la biomasse est la plus basse (figure 4.1.3).

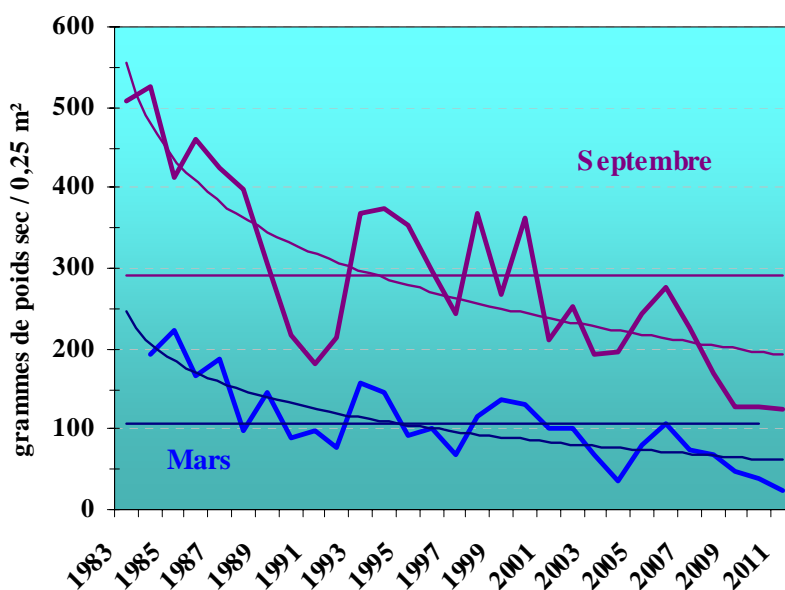
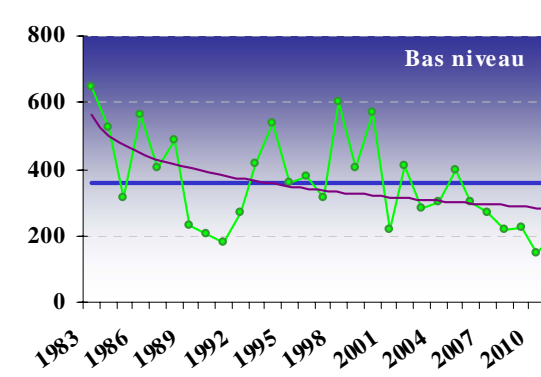
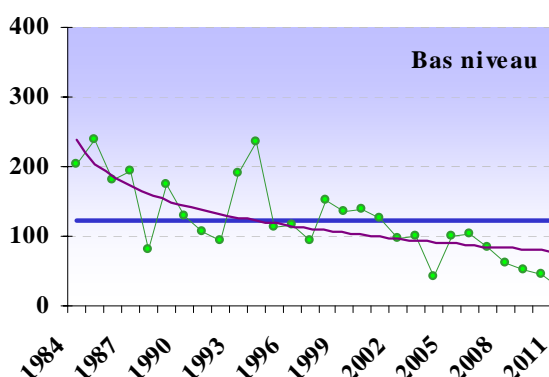
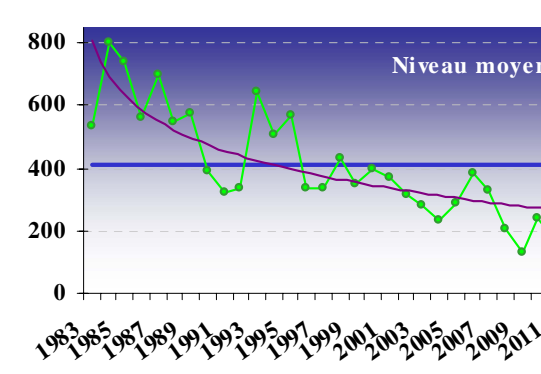
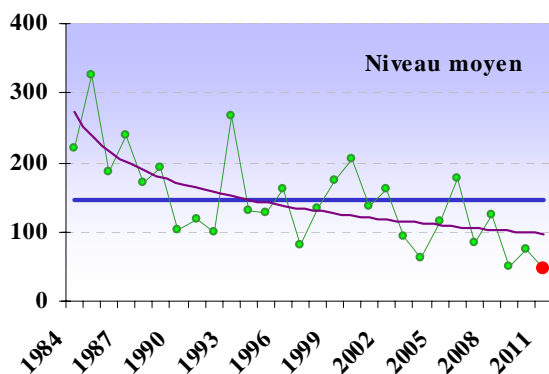
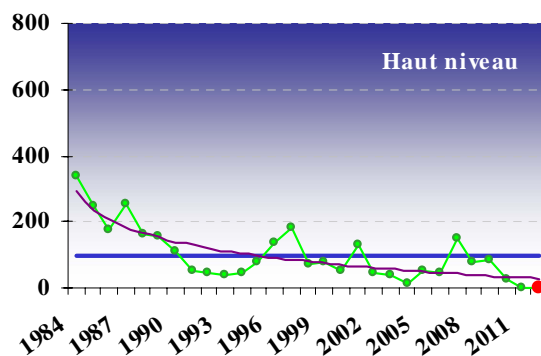
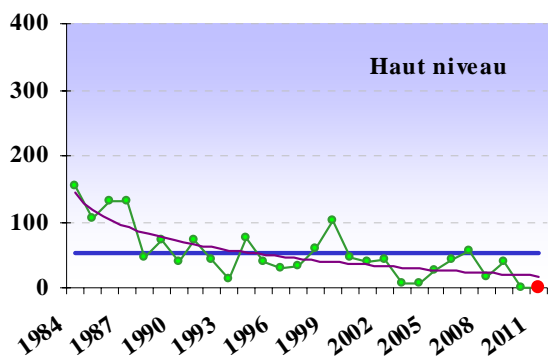


Figure 4.1.3 : Evolution des biomasses printanières et automnales de *Fucus serratus* depuis 1983 (en grammes de poids sec/0.25m²)

C'est en limite supérieure de la ceinture de *Fucus serratus* que la diminution des fucales reste la plus remarquable (figures 4.1.4 et 4.1.5).

Dans cette zone, les algues ont disparu (photographies 4.1.5 et 4.1.6).



Figures 4.1.4 : Evolution des biomasses de *Fucus serratus* en mars à différents niveaux de la radiale

Figures 4.1.5 : Evolution des biomasses de *Fucus serratus* en septembre à différents niveaux de la radiale

1984-2011	Haut niveau	Niveau moyen	Bas niveau	Moyenne
Fin d'hiver	52	145	121	106
Fin d'été	100	414	358	291
				198

Tableau 4.1.1 : Bilan de la biomasse moyenne de *Fucus serratus* aux abords du Cap de Flamanville au cours des 27 dernières années (période 1984-2011)



Photographie 4.1.5 : La partie supérieure de la radiale de Fucus serratus en mars 2011



Photographie 4.1.6 : La partie médiane de la radiale de Fucus serratus en mars 2011

Les valeurs sont en baisse par rapport à l'année précédente atteignant des minimales (de 0,47 à 27 g de poids sec par m²) excepté dans la partie inférieure de la radiale où la valeur de fin d'été est supérieure à celle de 2010.

4.1.3.2. Dénombrement des algues baguées

La perte des pieds de *Fucus serratus* bagués en mars 2011 atteint 49 % en septembre, valeur supérieure à la moyenne qui est de 36 % (figure 4.1.6). 63 % du lot bagué en 2010 n'a pas été retrouvé en mars 2011 et 82 % en septembre, valeurs inférieures aux moyennes, respectivement 67 et 82 %, toujours sur la période 1983 à 2010.

Le taux moyen de dépopulation, 2 ans après la pose des bagues, s'élève à 93 %. Les causes de ce dépeuplement (ou de la perte des bagues sur les algues) sont diverses : vieillissement des algues, action de la houle, broutage par des gastéropodes, action humaine par l'arrachage lors de pêche à pied...

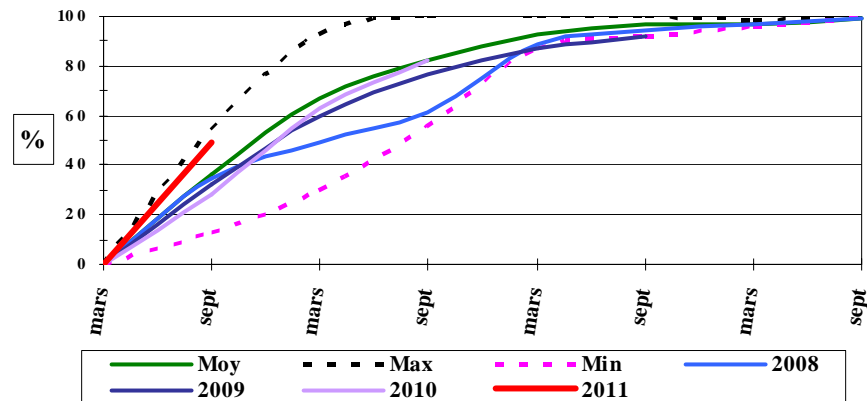


Figure 4.1.6 : Dépopulation des individus bagués (1983 à 2011)

4.1.3.3. Biométrie des algues baguées

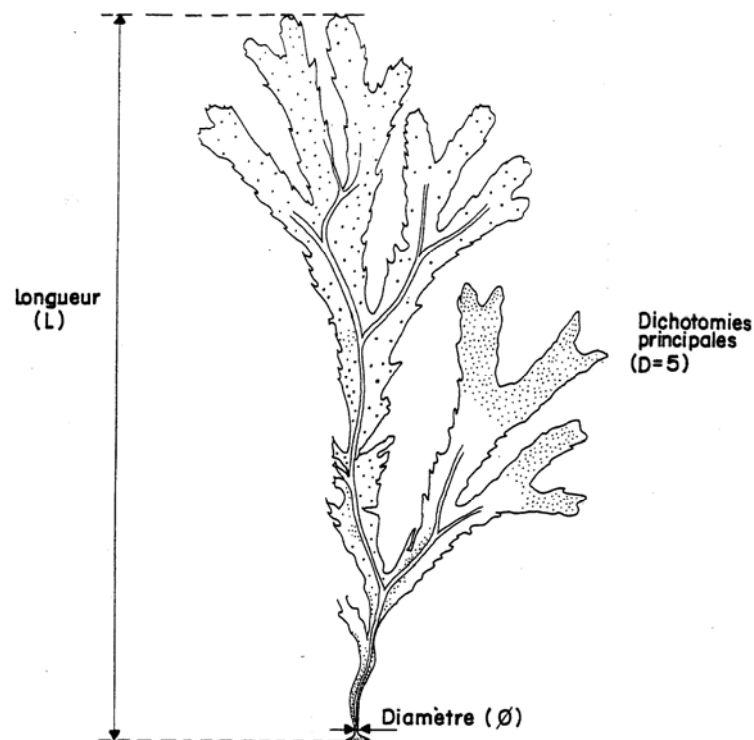


Figure 4.1.7 : *Fucus serratus*. Paramètres mesurés

4.1.3.3.1 Nombre de dichotomies

En mars 2011, le nombre moyen de dichotomies par pied bagué est évalué à 17 (moyenne 16). En septembre, en lien avec la croissance printano-estivale, la valeur atteint 20 (moyenne 19). Les valeurs moyennes printanières s'échelonnent de 10 en 1996 à 21 en mars 2000. En automne, ces valeurs se situent de 14 en 1993 à 25 en septembre 2005 (figure 4.1.8).

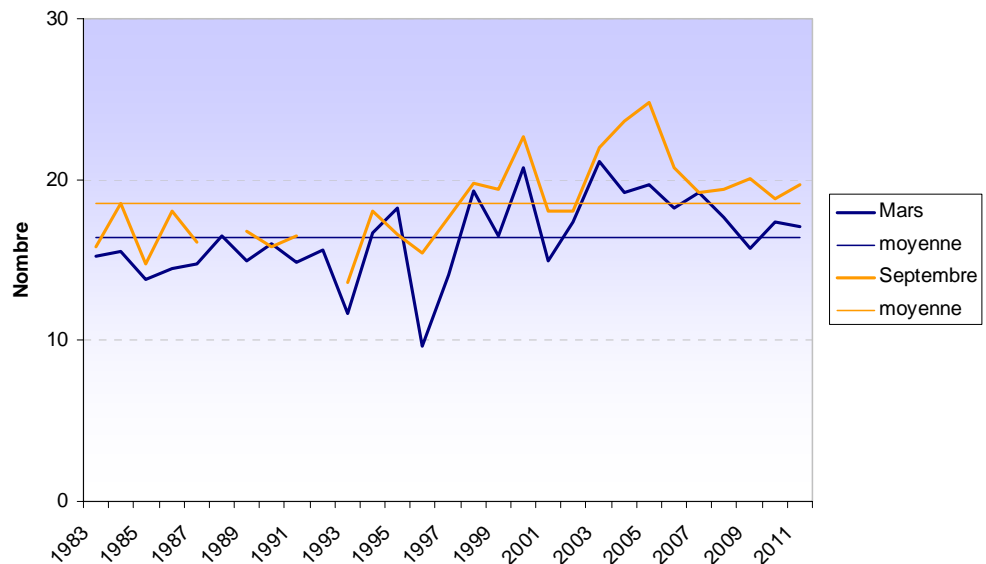


Figure 4.1.8 : Nombre de dichotomies en mars et en septembre

4.1.3.3.2 Diamètre des stipes

Les diamètres moyens mesurés en 2011, au printemps (5,7 mm) et en automne (6 mm) restent inférieurs aux moyennes calculées de 1983 à 2011 (5,9 et 6,4 mm) (figure 4.1.9).

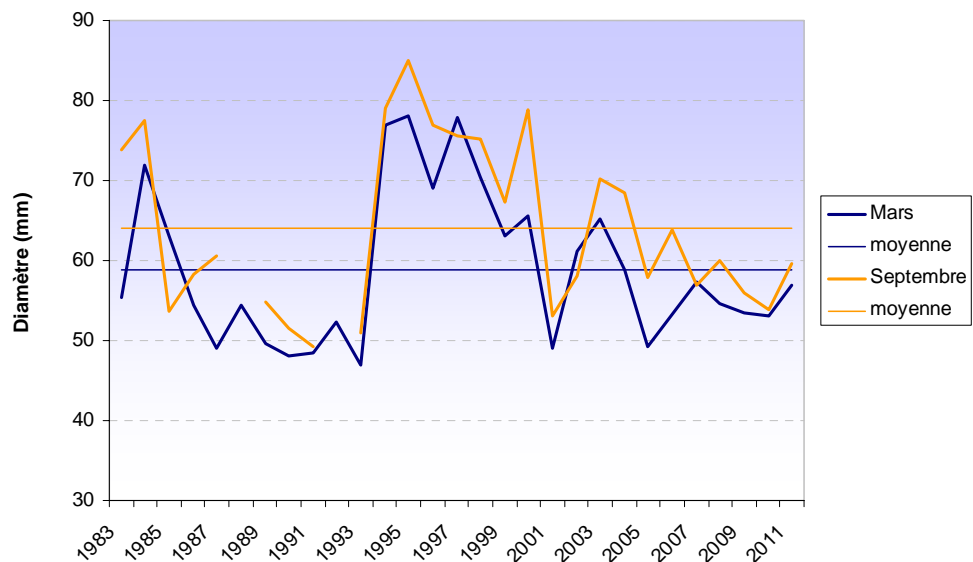


Figure 4.1.9 : Diamètre des stipes de *Fucus serratus* en mars et en septembre

4.1.3.3.3 Longueur des thalles

Les longueurs mesurées en 2011 sont inférieures à celles de 2010 au printemps comme en automne (figure 4.1.10).

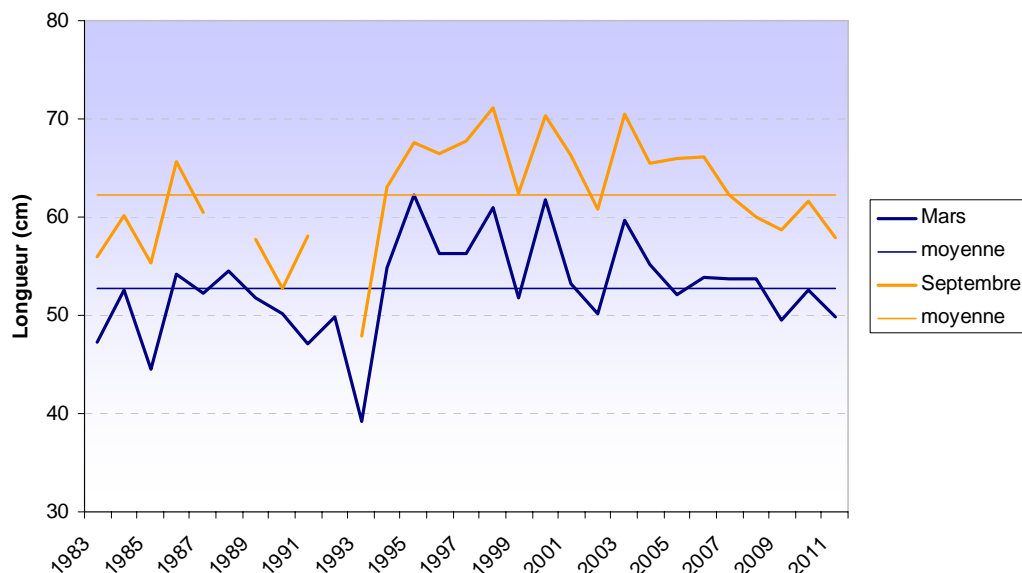


Figure 4.1.10 : Longueur moyenne des thalles de *Fucus serratus* en mars et en septembre

De mars à septembre 2011, la longueur des thalles de *Fucus serratus* s'est accrue en moyenne de 8 cm (valeur inférieure à la moyenne, 8 cm, calculée sur la période 1984-2011). Les valeurs s'échelonnent de 2,6 cm en 1990 à 18,4 cm en 1985 (figure 4.1.11).

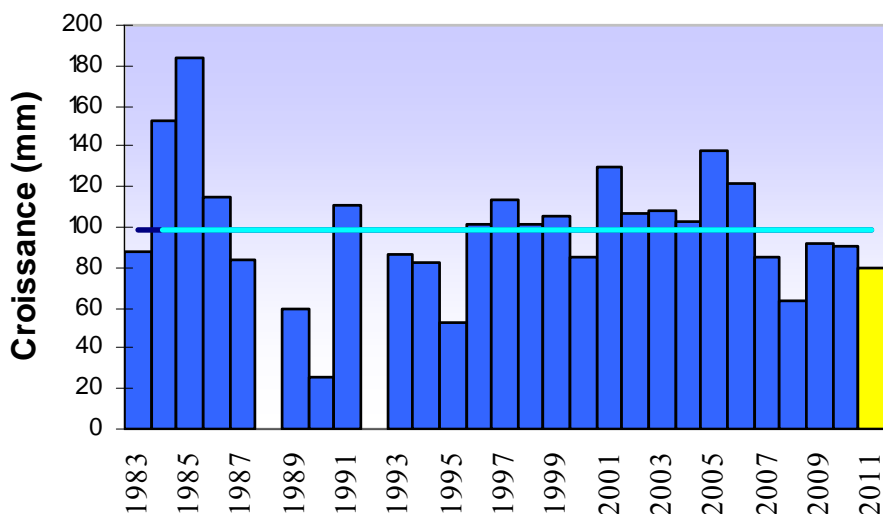


Figure 4.1.11 : Croissance moyenne des thalles de *Fucus serratus* de mars à septembre

4.1.3.4. Fertilité

L'extrémité des thalles de *Fucus serratus* présente des conceptacles renfermant des organes mâles ou femelles, selon les individus, plus ou moins fertiles tout au long de l'année (photo 4.1.7).



Photo 4.7 : Emission des gamètes mâles d'un thalle de *Fucus serratus*

L'examen visuel de ces zones permet de nuancer la fertilité en cinq stades différents, de l'absence totale de réceptacles (stade 0) à la présence sur chaque fronde de réceptacles terminaux à maturité (stade 4).

4.1.3.4.1 Résultats 2011

55 % des individus présentaient des signes de fertilité en mars lors de la pose des bagues. En juin ce taux est en légère baisse : 48 %. En septembre, la valeur est très forte, 98 % des individus présentent un cycle de reproduction en cours (figure 4.12) :

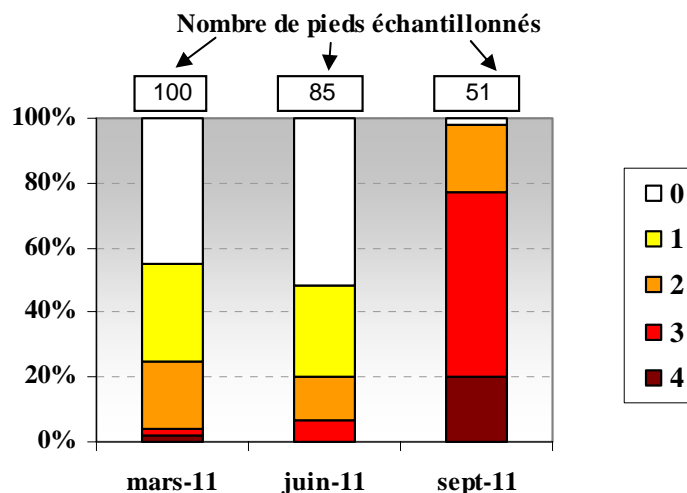


Figure 4.1.12 : Evolution de la fertilité des pieds de *Fucus serratus* bagués en 2011

La même évolution de la fertilité est observée sur le lot bagué l'année précédente (figure 4.1.13) :

- 62 % des individus sont plus ou moins fertiles en mars 2011
- légère baisse de ce taux en juin : 52 %
- forte valeur en septembre : 95 %

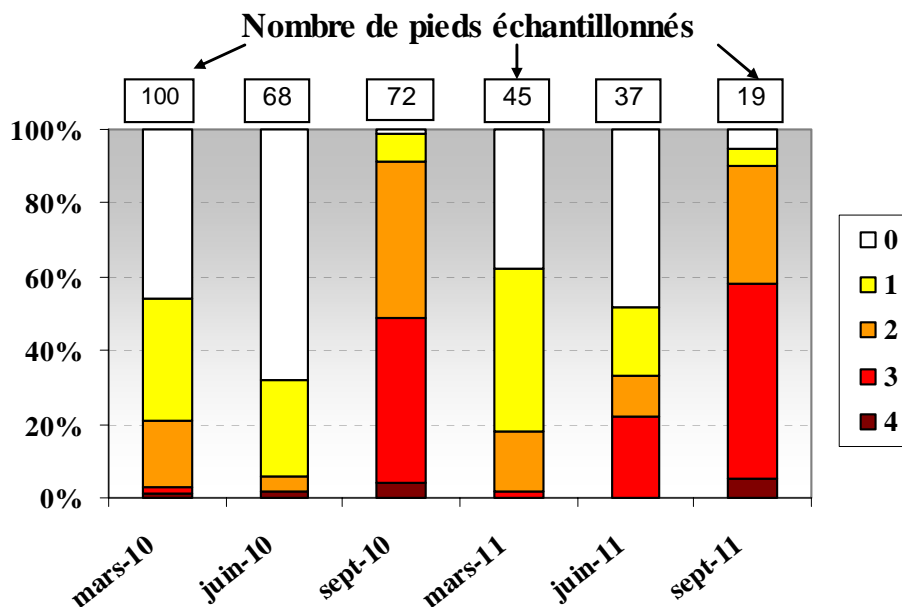


Figure 4.1.13 : Evolution de la fertilité des pieds de *Fucus serratus* bagués en 2010

4.1.3.4..2 Variations annuelles

- Le pourcentage de *Fucus serratus* fertiles évalué en mars 2011, 64 %, est stable par rapport à mars 2010 et reste inférieur à la moyenne calculée sur la période 1983/2011 (figure 4.1.14)
- En juin, le pourcentage 2011 est en hausse, 58 %. Il reste néanmoins inférieur à la moyenne calculée sur la période 1995/2011
- En septembre 2011, le pourcentage de thalles fertiles est élevé, 90 %. Depuis 2003, les valeurs restent fortes et supérieures à la moyenne

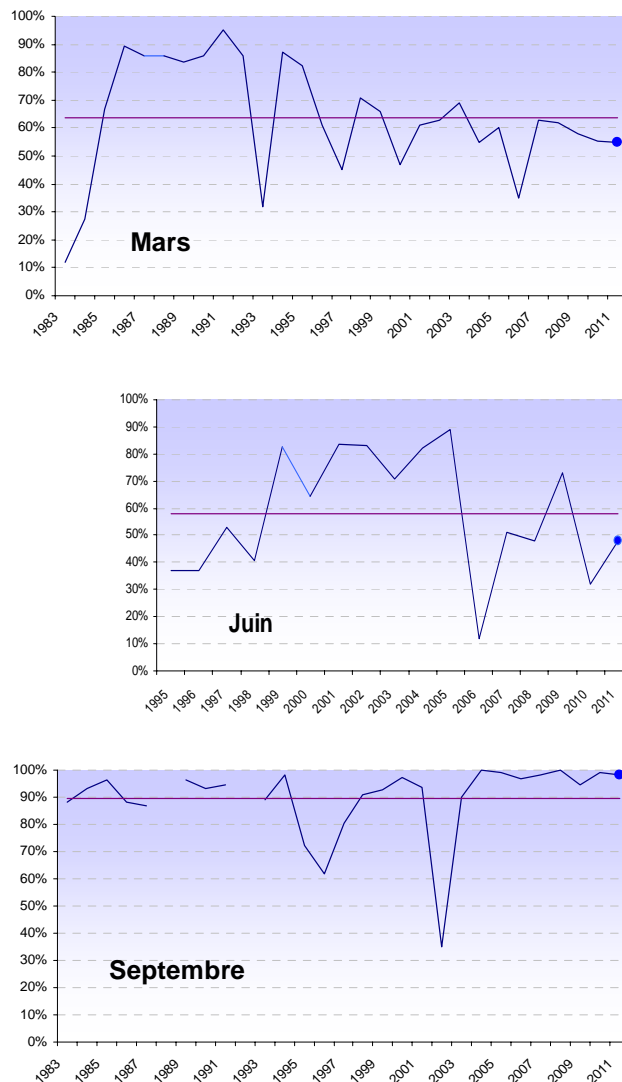


Figure 4.1.14 : Evolution de la fertilité des pieds de *Fucus serratus*

La comparaison avec les données acquises depuis 1993 permet d'apprécier, pour chaque saison, les fluctuations tant du nombre de pieds fertiles que des différents stades de maturation (figure 4.1.15).

En fin de printemps, on observe une période charnière entre deux cycles de reproduction. La fertilité décroît, le cycle s'achève, puis un nouveau cycle de reproduction démarre. Le taux moyen de fertilité calculé sur la période 1993/2011 atteint alors 28 %, en mars et 27 % en juin.

En mars les données sont relativement stables depuis 1998, en juin elles sont plus irrégulières.

En 2011, les valeurs sont inférieures à ces moyennes calculées sur la période 1993/2011 (22 % en mars, 19% en juin). Le développement de la reproduction a été plus tardif.

En septembre 2011, le taux moyen atteint néanmoins 73 %, valeur élevée et largement supérieure à la moyenne (55 %).

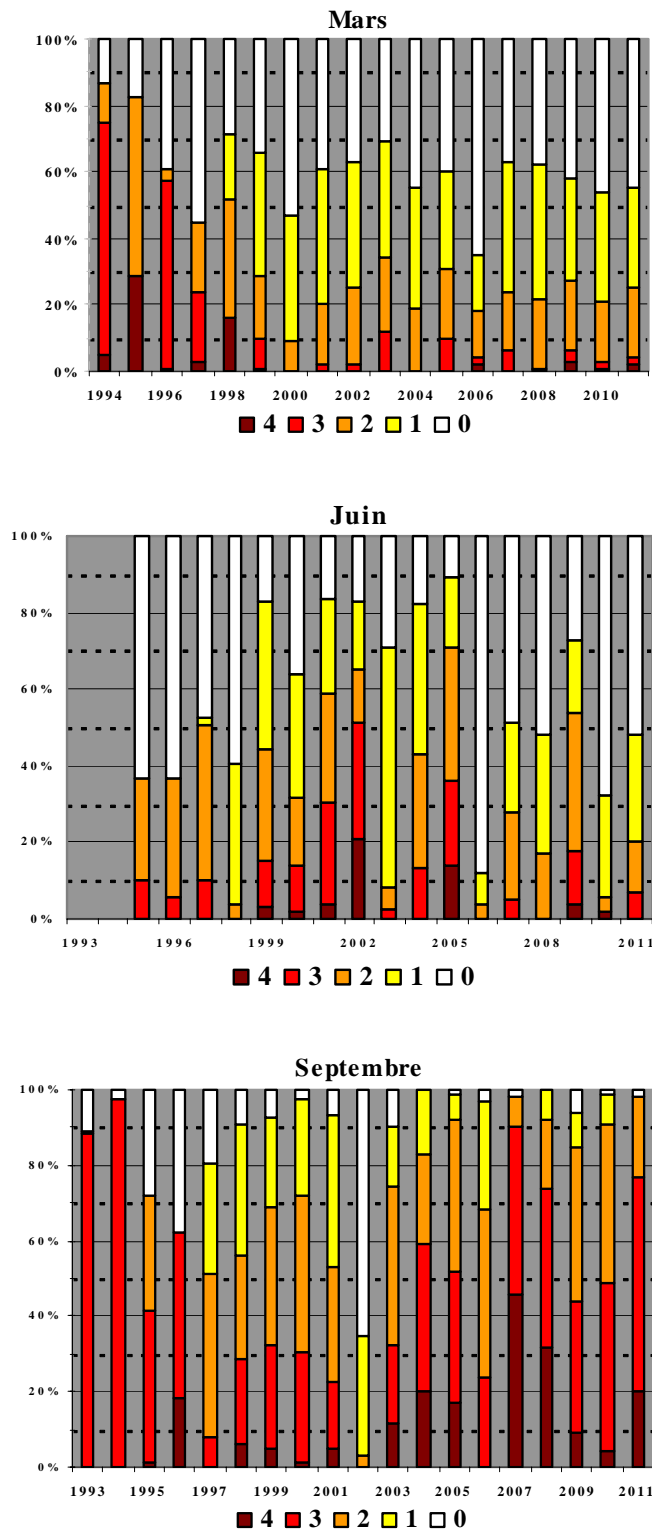


Figure 4.1.15 : Evolution des différents stades de la fertilité des pieds de *Fucus serratus*

Le peuplement de *Fucus serratus* du platier de Diélette présente des caractères de fertilité toute l'année avec une période de maturité plus importante qui s'étendrait principalement d'août à janvier, ce que confirment nos observations.

4.1.4. Comparaison avec d'autres populations de Fucales

Un suivi similaire est réalisé en Seine-Maritime depuis 1994 dans le cadre de la surveillance de la centrale nucléaire de Paluel et dans le Nord Finistère, sur la grève du Vougot (commune de Guissény) depuis 2005 (figure 4.1.16). Ainsi, un état comparatif de ces populations de fucales est établi en trois points, très éloignés l'un de l'autre, représentatifs de la frontière Atlantique/Manche-Ouest (Guissény), de la Manche Centrale toujours sous régime océanique dominant (Flamanville) et de la Manche-Est sous régime plus continental (Paluel)

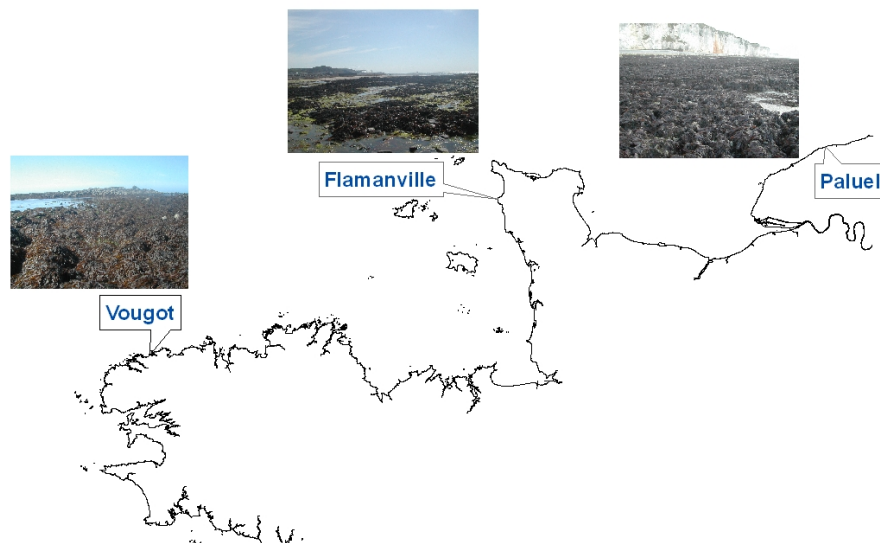


Figure 4.1.16 : Localisation des 3 sites de prélèvements de *Fucus serratus*

4.1.4.1. Biomasses

Les données acquises permettent une comparaison des valeurs annuelles enregistrées en fin d'hiver et en fin d'été afin de préciser si les tendances observées (diminution des biomasses annuelles et augmentation des biomasses entre la fin de l'hiver et la fin de l'été) sont générales ou caractéristiques d'un site.

Globalement, la tendance observée depuis 1994 pour les populations normandes et depuis 2005 pour la population bretonne est une baisse des biomasses (figure 4.1.15).

En 2011 les biomasses évaluées sont en baisse atteignant des valeurs minimales à Paluel, Flamanville et Guissény (figure 8.18).

Les valeurs obtenues à Flamanville restent supérieures à celles de Paluel et inférieures à celles de Guissény.

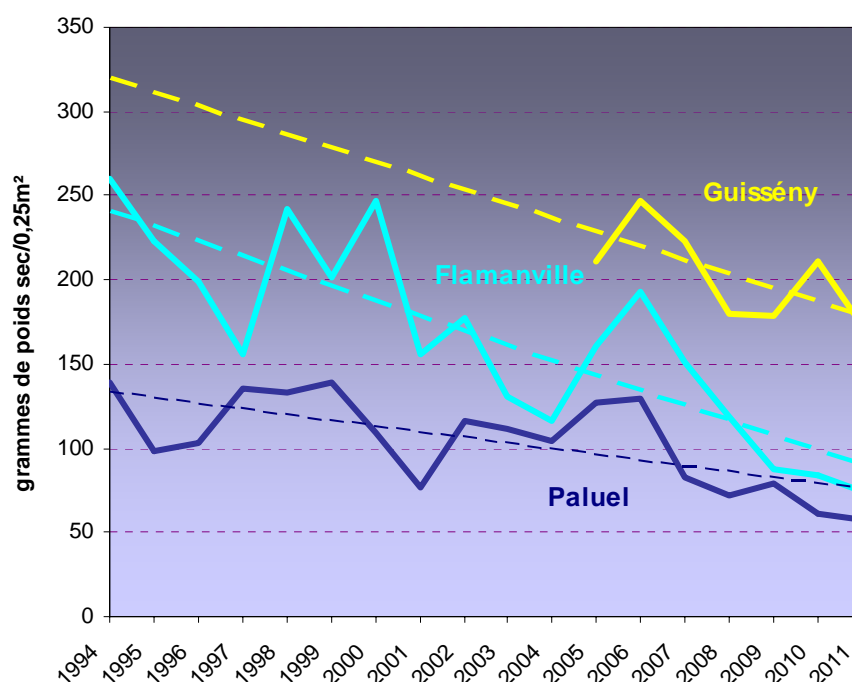


Figure 4.1.17 : Evolution des biomasses moyennes annuelles de *Fucus serratus* à Flamanville, Paluel et au Vougot (en grammes de poids sec/0.25m²)

Biomasses 2011	Paluel	Flamanville	Guissény
Mars	35	25	129
Septembre	80	124	216
Bilan annuel	58	75	173

Tableau 4.1.2 : Bilan de la biomasse moyenne de *Fucus serratus* aux abords du Cap de Flamanville au cours des 27 dernières années (période 1984-2011)

Au cours du mois de mars 2011, les biomasses observées sur les deux sites normands sont en baisse par rapport à 2010, une légère hausse est enregistrée en Bretagne (figure 4.1.18). L'évolution des biomasses des deux populations normandes est comparable en particulier depuis 2005 (moyennes sur la période 2005 à 2011 : 85 g à Flamanville et 80 g à Paluel, en grammes de poids secs par 0,25 m²) et sont inférieures à celles enregistrées au Vougot (125 g en moyenne).

En septembre 2011, nous observons par rapport à 2010 une légère hausse des biomasses à Paluel, une très légère baisse à Flamanville et une baisse plus marquée à Guissény (figure 4.1.19). Les biomasses moyennes s'étendent alors de 128 g à Paluel à 281 g au Vougot, en grammes de poids sec par 0,25 m² (245 g à Flamanville).

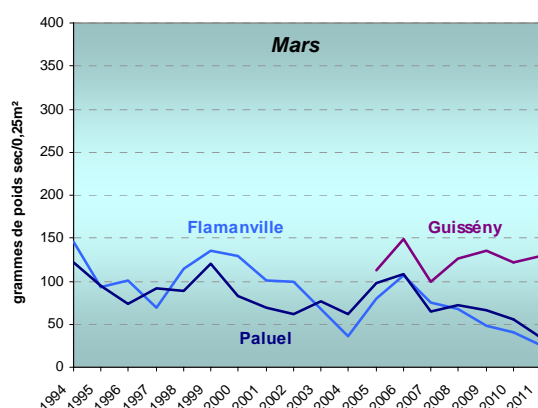


Figure 4.1.18 : Evolution des biomasses moyennes printanières

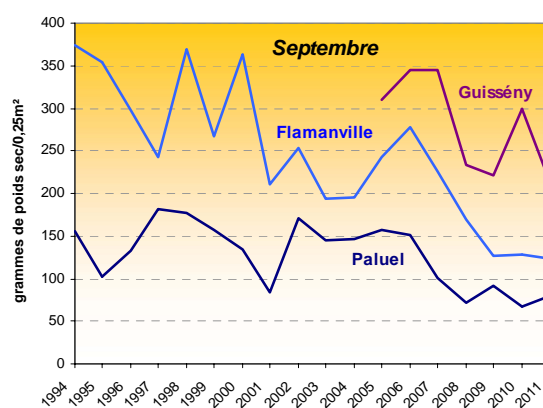


Figure 4.1.19 : Evolution des biomasses moyennes automnales

Sur les trois sites, les valeurs automnales sont généralement supérieures aux valeurs printanières (excepté à Paluel en 2008) avec un gradient d'est en ouest. Cette différence saisonnière est beaucoup moins marquée à Paluel où la croissance algale reste beaucoup plus faible.

4.1.4.2. Fertilité

Comme pour les biomasses, les pourcentages de thalles de Fucales présentant des signes de fertilité sont évalués à Paluel, Flamanville et Guissény en fin d'hiver et en fin d'été.

En mars et en septembre 2011, la population de *Fucus serratus* de Paluel présente un pourcentage d'algues fertiles plus faible que sur les autres sites. C'est en Bretagne que la population compte de plus nombreux thalles fertiles en fin d'hiver. La population de Flamanville se caractérise par un taux de fertilité élevé en fin d'été (tableau 4.1.3).

Thalles fertiles 2011	Paluel	Flamanville	Guissény
Mars	17	55	70
Septembre	77	98	94

Tableau 4.1.3 : Bilan de la biomasse moyenne de *Fucus serratus* aux abords du Cap de Flamanville au cours des 27 dernières années (période 1984-2011)

Les valeurs 2011 sont inférieures à celles de 2010 à Paluel, quasi stationnaire à Flamanville et supérieures à Guissény (figures 4.1.20 et 4.1.21).

A Flamanville comme au Vougot, les taux de fertilité relevés au printemps restent élevés au mois de mars (respectivement 58 et 67 % en moyenne sur les périodes d'observation). A Paluel, les valeurs sont beaucoup plus faibles atteignant 20 % en moyenne (figure 4.1.20).

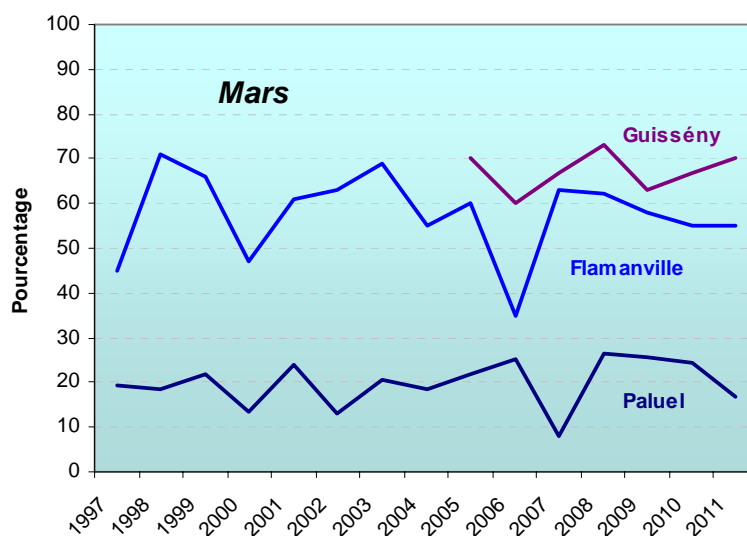


Figure 4.1.20 : Evolution des pourcentages de pieds fertiles en mars

En septembre, les valeurs à Flamanville sont particulièrement élevées : 91 % de la population échantillonnée présente des signes de fertilité (moyenne calculée sur la période 1997/2011) (figure 4.1.21). Les valeurs à Paluel sont comparables à celles du Vougot (respectivement 81 et 80 % en moyenne).

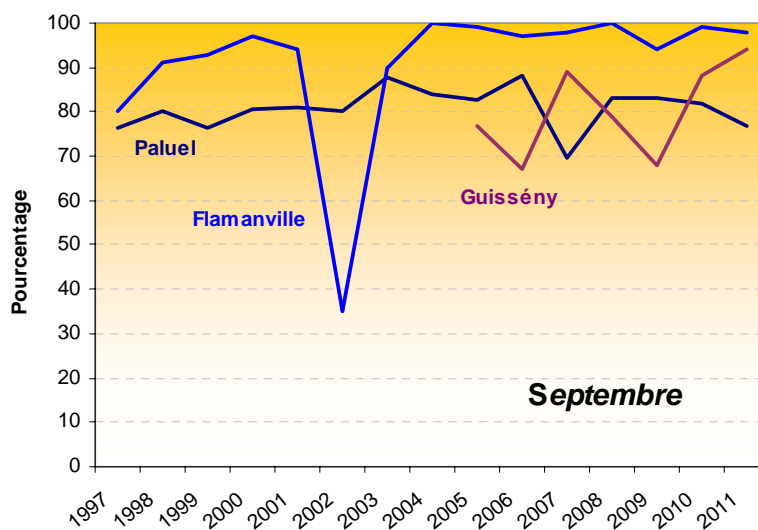


Figure 4.1.21 : Evolution des pourcentages de pieds fertiles en septembre

Le développement de la fertilité présente quelques différences d'un site à un autre, notamment des taux de fertilité printaniers plus faibles à Paluel, des taux automnaux plus élevés à Flamanville. Ces particularités géographiques indiquent qu'il existe des décalages de la maturation des thalles de *Fucus serratus* d'un secteur à un autre.

4.2. Zoobenthos des substrats durs intertidaux

Le développement des peuplements animaux de mode battu traduit la forte intensité des actions hydrodynamiques de ce secteur côtier. Au cap de Flamanville, constitué d'une succession d'éperons rocheux granitiques, les peuplements sont essentiellement représentés par une ceinture de crustacés cirripèdes à *Semibalanus balanoides* (précédemment dénommé *Balanus balanoides*).

A la pointe du Rozel, constituée d'un vaste platier de dalles de schistes, les peuplements sont représentés par une ceinture (largeur : 200 m) à *Semibalanus balanoides* prolongée en bas niveaux par une ceinture (largeur : 50 m) à *Balanus perforatus*.

L'étude de Surveillance, menée depuis 1983, a pour objectif de contrôler les variations d'abondance des principales espèces de cirripèdes à la pointe du Rozel (figure 4.1.1) ainsi qu'au droit du sémaphore du cap de Flamanville (point SEM) ; cette étude est complétée par une évaluation sommaire des densités des principales espèces accompagnatrices et par un suivi de la recolonisation du substrat par les cirripèdes.

A partir de 1993, deux points de mesures sont ajoutés aux précédents, un dans l'anse de Quédoy située immédiatement au sud de la centrale (photo 4.2.1), l'autre près du port de Diélette (platier rocheux au nord du nouveau port de plaisance).

Cette ceinture, dominée par *Semibalanus balanoides*, comprend également d'autres espèces de cirripèdes comme *Elminius modestus*, *Chthamalus stellatus*, et *Chthamalus montagui*.



Photo 4.2.1 : Quédoy, station la plus proche de la centrale

4.2.1. Biologie des cirripèdes

Les cirripèdes, balanes ou anatifes, font partie de la classe des crustacés. Ces crustacés très particuliers, très différenciés et très nombreux, ont la particularité de se fixer au terme de leur vie larvaire planctonique. L'éclosion des oeufs, qui incubent à l'abri de la muraille (cas des balanes) ou du *capitulum* (cas des anatifes), donne naissance à des larves nageuses de type *nauplius*. Ces dernières se transforment en *cypris* qui, au bout de quelques semaines se fixent sur un support (rochers, épaves, coques de bateau, etc.) et à un niveau bathymétrique spécifique.

Habitat

Les larves se fixent sur tout support disponible non encore colonisé. Les zones battues, peu propices au développement des macroalgues, se prêtent particulièrement bien à leur fixation.

Reproduction

Les individus sont hermaphrodites. Les œufs très nombreux (entre 10 000 et 20 000 chez les Balanidae) sont incubés à l'intérieur de la muraille, dans la cavité comprise entre le manteau et la masse viscérale. Après maturation des oeufs, les larves sont libérées dans le milieu marin. Leur fixation sur le substrat varie selon les espèces : fin d'hiver, courant de printemps pour les balanes ; fin d'été pour les chthamales.

Alimentation

Les crustacés cirripèdes sont des microphages. Ils se nourrissent de fines particules qu'ils filtrent grâce à leurs appendices transformés en cirres.

Croissance

Comme pour tous les crustacés, leur croissance s'effectue par mues successives, tout au moins pour les organes internes.

Prédation

Les populations de balanes subissent la prédation de mollusques gastéropodes (pourpres, etc.), de l'avifaune, etc.

4.2.2. Méthodologie

A la pointe du Rozel, quatre points de la radiale R4 sont échantillonnés dans la ceinture à *Semibalanus balanoides* à raison d'un point par strate. Au cap de Flamanville, les trois points "sémaphore" (ou SEM ; depuis 1983), "Quédoy" et "Diélette" (à partir de 1993) sont retenus comme représentatifs de l'ensemble de la ceinture à l'exception de la frange supérieure.

4.2.2.1. Densité

En septembre, la densité des cirripèdes est évaluée à l'aide de quadrats de 0,05 m x 0,05 m, sur le terrain et également photographiés à l'aide d'un appareil numérique. La qualité de l'image obtenue permet ultérieurement non seulement d'apprécier les densités présentes, mais également de déterminer les différentes espèces. Le pourcentage de recouvrement du substrat par ces crustacés est évalué *in situ*.



Photo 4.2.2 : Photo numérique utilisée pour évaluer les différentes espèces de cirripèdes (support de 0,05 m x 0,05 m)

L'échantillonnage est stratifié pour tenir compte de l'hétérogénéité de colonisation (zone à forte densité, faible densité, absence totale de cirripèdes), phénomène constaté essentiellement aux limites de la ceinture. Des échantillons de substrat sont rapportés au laboratoire afin de compléter et confirmer l'évaluation des pourcentages des différentes espèces de cirripèdes présentes.



Photo 4.2.3 : Echantillon de roche rapporté en laboratoire pour l'évaluation des différentes espèces de cirripèdes



Photo 4.2.4 : Grattage de cirripèdes pour évaluation de la faune associée

4.2.2.2. Faune associée

Les densités des principales espèces accompagnatrices sont évaluées à chaque point à partir d'une surface unitaire de $1/16 \text{ m}^2$ (quadrat $0,25 \text{ m} \times 0,25 \text{ m}$). Elles sont récoltées par grattage (4 par point), puis déterminées et comptées au laboratoire.

Le genre *Patella* étant aisément déterminable à l'œil nu sur le terrain, des dénombrements complémentaires sont réalisés in situ, à raison de 12 comptages (même quadrat $1/16 \text{ m}^2$) à chaque point.

4.2.2.3. Recolonisation du substrat

Les points Rozel (n°2), Sémaphore, Quédoy et Diélette servent également à une étude de recolonisation du substrat par les cirripèdes (photo 4.2.5).

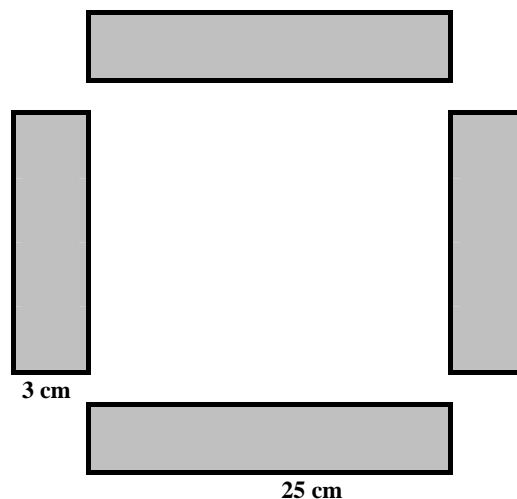


Photo 4.2.5 : Quadrats pour l'étude du recrutement des cirripèdes

Dans ce but, des comptages puis des grattages sont réalisés sur les mêmes séries de quadrats (75 cm^2) à trois périodes de l'année, en fin d'hiver (mars - avril), fin de printemps (juin) et fin d'été (septembre). Ceci permet de cerner l'importance de la fixation des recrues selon les saisons et d'établir le bilan global de recolonisation annuelle. Afin de limiter l'invasion des surfaces mises à nu par les espèces d'épifaune vagile (patelles, littorines) les quadrats rectangulaires sont de faible largeur (3 cm x 25 cm). La disposition des quatre quadrats est représentée dans le schéma ci-dessus.

4.2.3. Résultats

4.2.3.1. Etude de recolonisation par les cirripèdes

4.2.3.1..1 Résultats 2011

La recolonisation notée lors d'une mission donnée est le résultat du recrutement saisonnier en cours, diminué d'une mortalité (non quantifiée) intervenue entre la date de fixation des cypris (larves métamorphosées) sur le substrat et la date d'observation.

Le recrutement de cirripèdes atteint en 2011 184 individus par 75 cm². Il est inférieur à ceux de 2009 et 2010 et inférieur à la moyenne observée sur la période 1983 à 2011 (519 individus). Le maximum atteint 2259 individus par 75 cm² en 1986, le minimum 55 en 1990 (figure 4.2.1).

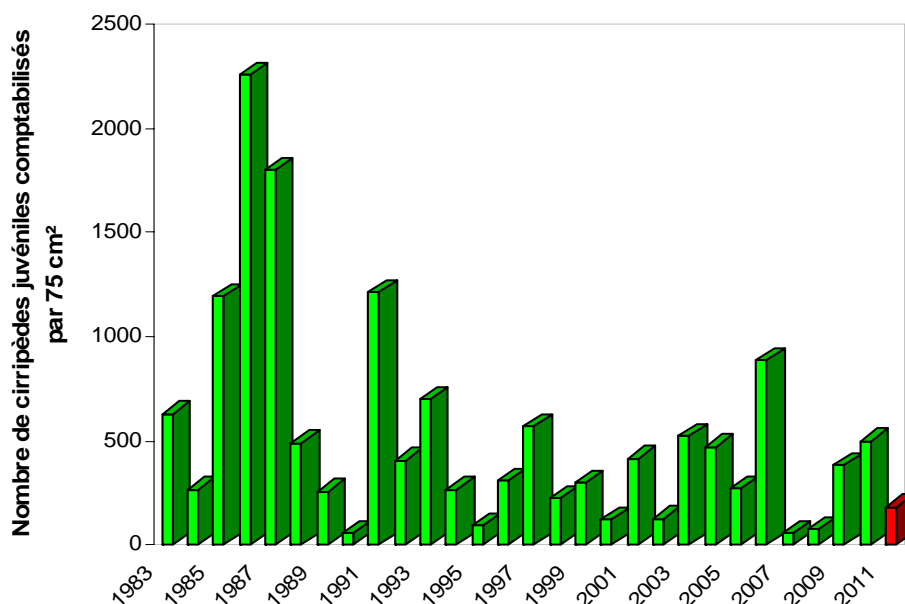


Figure 4.2.1 : Recrutement annuel (somme des recrutements comptabilisés en mars, juin et septembre aux 4 stations sur les quadrats de 75 cm²)

Le recrutement printanier, comptabilisé lors des missions en juin et/ou quelquefois en mars si la métamorphose des cirripèdes est précoce, peut représenter selon les années, jusqu'à 99 % du phénomène annuel toutes stations confondues

Ce recrutement concerne principalement *Semibalanus balanoides*, dont la reproduction a lieu principalement en hiver, quand la température de l'eau de mer est inférieure à 14 °C. Les larves se fixent en fin d'hiver et début de printemps.

En 2011, le recrutement printanier atteint 98 % du recrutement annuel.



Photographie 4.2.6 : Recrutement printanier de *Semibalanus balanoides* en mars 2010

Le recrutement estival, beaucoup plus faible, seulement 2 % du recrutement total en 2011, concerne en priorité les espèces *Chthamalus montagui* et *Chthamalus stellatus*.

Les quatre stations affichent des valeurs 2011 relativement faibles en mars comme en septembre particulièrement au Rozel (tableau 4.2.1).

	Rozel	Sémaphore	Quédoy	Diélette
Recrutement automno-hivernal	19	67	53	31
Recrutement printanier	12	229	164	143
Recrutement Comptages septembre	1	12	1	4
Bilan annuel	32	308	218	178

Tableau 4.2.1 : Nombre de cirripèdes métamorphosés, comptabilisés par 75 cm² en 2011

4.2.3.1..2 Recrutement et température de l'air

	Air	Eau		Air	Eau	
1986	2,20	6,80		2003	6,96	8,70
1987	2,90	7,21		1988	7,20	8,41
1985	4,10			1994	7,24	8,65
1991	4,41	7,44		2001	7,42	8,92
1997	4,86	7,88		2004	7,61	8,71
2010	5,08	7,84		2000	7,65	9,53
1983	5,20			1989	7,80	8,28
1996	5,80	8,12		1999	7,88	9,31
2009	6,01	8,25		1995	8,00	9,67
2006	6,20	7,92		1998	8,06	9,28
1984	6,40			2008	8,07	9,80
2005	6,54	8,38		2002	8,33	9,88
1992	6,56	8,64		1990	8,70	8,86
1993	6,56	8,74		2011	9,05	7,22
				2007	9,20	10,20

Tableau 4.2.2 : Température mensuelle minimale de l'air au Cap de La Hague (1983-2011), source Météo France, et de l'eau de mer à Flamanville (1986-2011), source EDF. Les années sont classées selon l'importance croissante des températures de l'air

Une relation entre la température de l'air et l'importance du recrutement printanier du mois le plus froid de l'année a été mise en évidence (Drévès, 1993 ; température moyenne de l'air et/ou de l'eau du mois le plus froid de l'année ; tableau 4.2.2 & figure 4.2.2). Plus les températures hivernales sont basses, plus le recrutement de *Semibalanus balanoides* est important. C'est à cette période de l'année que s'opère la libération des larves de *Semibalanus balanoides* dans le milieu marin. La température du milieu a donc une influence sur cette étape de la reproduction. Comme pour les autres années, les valeurs 2011 confirment cette hypothèse.

Les températures hivernales clémentes en 2011 n'ont pas favorisé un renouvellement important de *Semibalanus balanoides*.

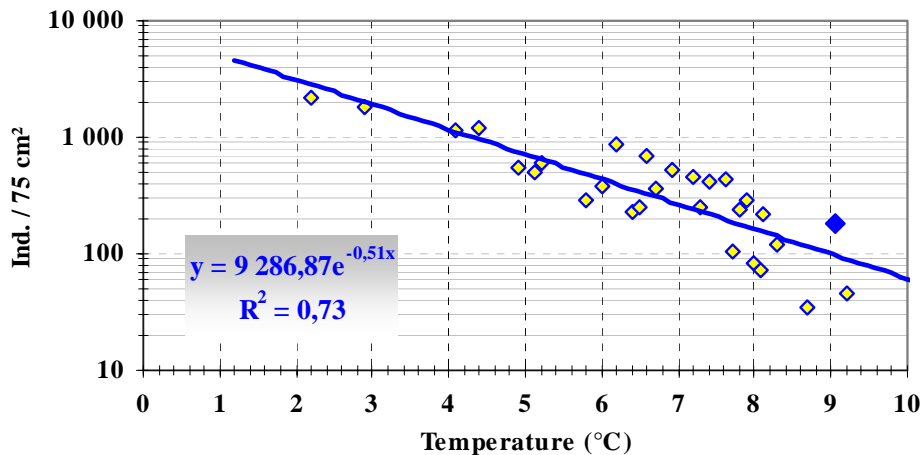


Figure 4.2.2 : Recrutement printanier des crustacés cirripèdes aux abords de Flamanville sur la période 1983/2011 (nombre d'individus par 75 cm², exprimé en fonction de la température mensuelle moyenne de l'air du mois le plus froid de l'hiver [°C])
Le recrutement 2011 est figuré en bleu

4.2.3.2. Evaluation des densités de cirripèdes

La densité moyenne de cirripèdes évaluée en 2011 est inférieure à celle de 2010. La tendance générale observée sur la période 1983 à 2011 s'oriente à la baisse (figure 4.2.3).

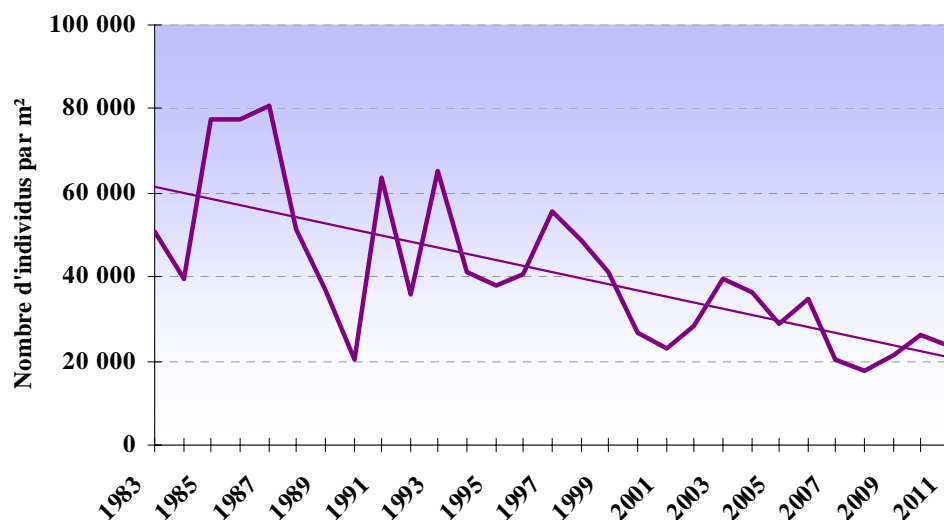


Figure 4.2.3 : Evolution des densités de cirripèdes, moyennes des quatre stations depuis 1983

C'est au Rozel que les densités de cirripèdes sont les plus importantes en particulier aux niveaux 3 et 4, les plus bas. La densité est également élevée à Quédoy dans la partie inférieure de la population de ces petits crustacés (tableau 4.2.3).

Stations		Densité par strate	Surface occupée du substrat	Densité moyenne
Rozel	Point 1	29 300	30 %	8 790
Rozel	Point 2	49 950	80 %	39 960
Rozel	Point 3	56 450	95 %	53 628
Rozel	Point 4	47 200	95 %	44 840
Flamanville	Sem sup.	5 900	90 %	5 310
Flamanville	Sem inf.	34 300	90 %	30 870
Flamanville	Quédoy sup	16 400	30 %	4 920
Flamanville	Quédoy inf	60 000	80 %	48 000
Flamanville	Diélette sup	13 520	50 %	6 760
Flamanville	Diélette inf	39 400	50 %	19 700

Tableau 4.2.3 : Densités globales des cirripèdes en 2011 (nombre d'individus par m²)

Les valeurs 2011 sont en baisse particulièrement à la station 1 du Rozel, la plus haute sur l'estran, et au sémaphore, dans la partie supérieure de la ceinture de cirripèdes (figure 4.2.4). Quédoy, dans sa zone inférieure, est la seule station où une hausse des densités est constatée.

L'observation des densités de cirripèdes montre des variations importantes d'une station à l'autre pouvant s'expliquer par l'étendue de la colonisation de la roche (influence de la nature du substrat et de son exposition), et l'importance du recrutement (surtout printanier) d'autre part. De 1983 à 2011, les densités des populations de cirripèdes du Rozel et du Sémaphore suivent globalement la même tendance, à la hausse ou à la baisse, excepté en 1986 et en 2010, ces deux sites présentant alors une évolution divergente de leurs densités, sans que ce constat puisse s'expliquer.

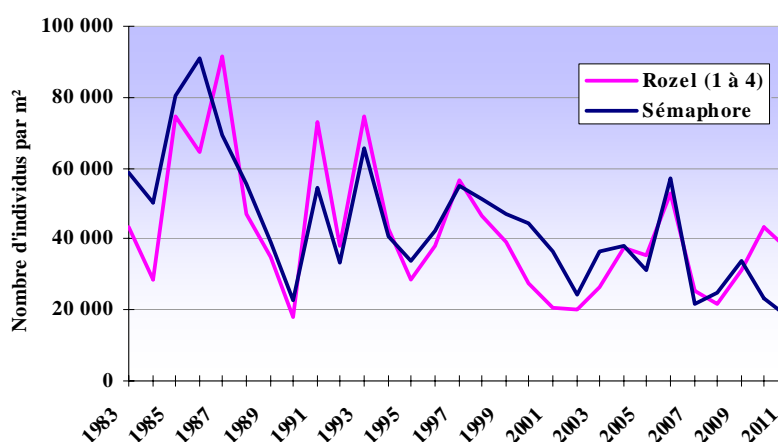


Figure 4.2.4 : Evolution des densités de cirripèdes au Rozel et au Sémaphore depuis 1983

4.2.3.3. Pourcentages et densités des différentes espèces de cirripèdes

Au niveau du domaine intertidal de ce secteur du nord-ouest Cotentin, quatre espèces de cirripèdes sont en compétition pour l'espace, à savoir : *Semibalanus balanoides*, *Chthamalus stellatus*, *Chthamalus montagui* et *Elminius modestus* (figure 4.2.5 et photographie 4.2.7). Occasionnellement à ce niveau de l'estran, quelques spécimens de *Balanus perforatus* peuvent être rencontrés. Les proportions des différentes espèces de cirripèdes sont calculées à chaque station.

Principaux cirripèdes en zone intertidale sur Flamanville

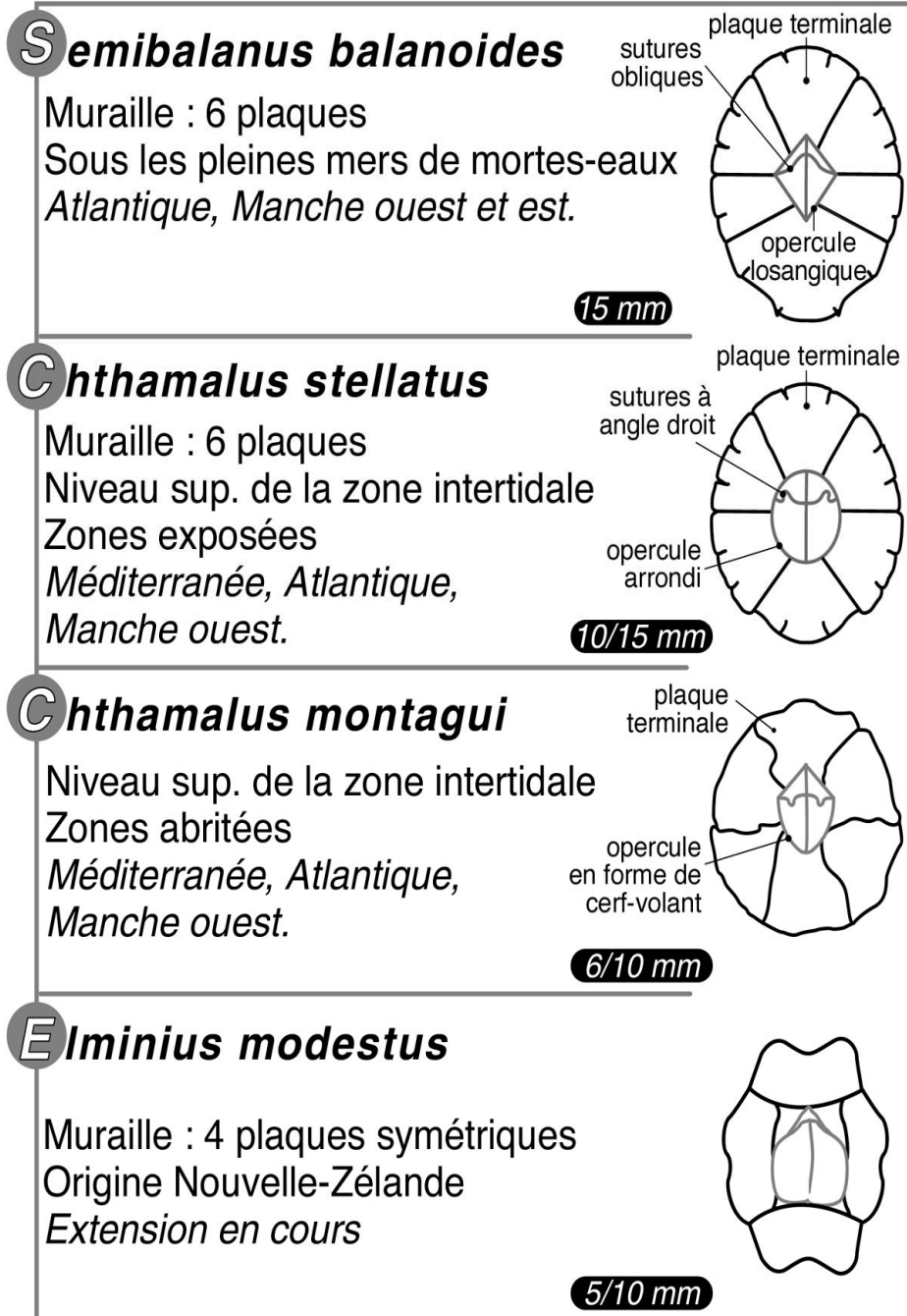


Figure 4.2.5 : Les différentes espèces de cirripèdes rencontrées dans la région de Flamanville

4.2.3.3..1 Résultats 2011

Semibalanus balanoides reste, depuis le début des observations, l'espèce dominante dans la région de Flamanville (figure 4.2.6).

Sa densité évaluée en 2011 est en baisse aux différentes stations, excepté à Quédoy où elle est légèrement supérieure à celle de 2010 (figures 4.2.6). Au Sémaphore, la densité de *Semibalanus balanoides* atteint le minimum observé depuis 1984.

Les densités de *Chthamalus* sont en hausse au Rozel et surtout à Quédoy, station où ce genre est le mieux représenté.

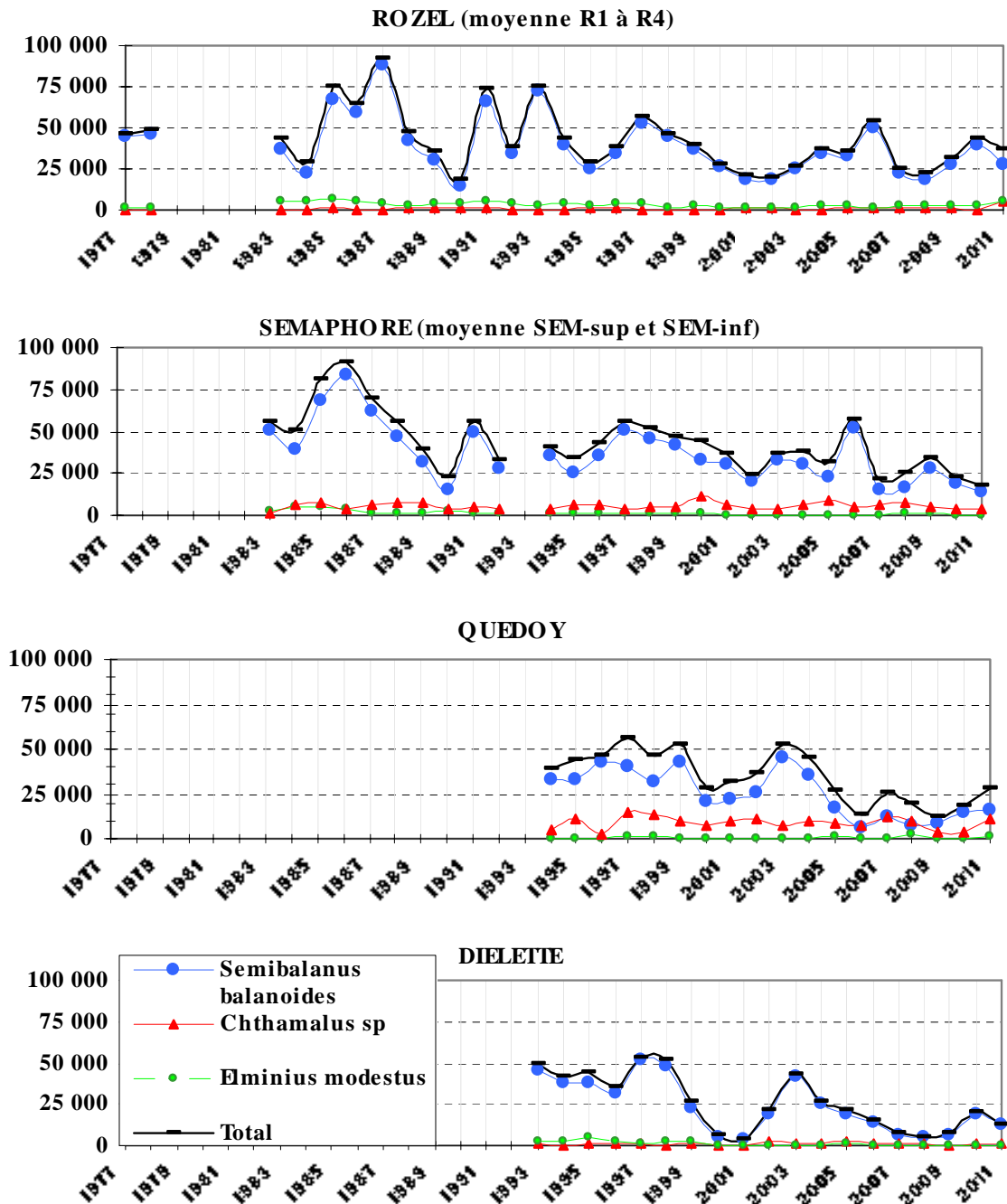


Figure 4.2.6 : Evolution, en nombre d'individus par m², des densités des quatre espèces de cirripèdes depuis 1983

Semibalanus balanoides représente 91 % du total des cirripèdes à Diélette, 75 % au Rozel, 77 % au Sémaphore et 58 % à Quédoy (figures 4.2.7 et 4.2.8).

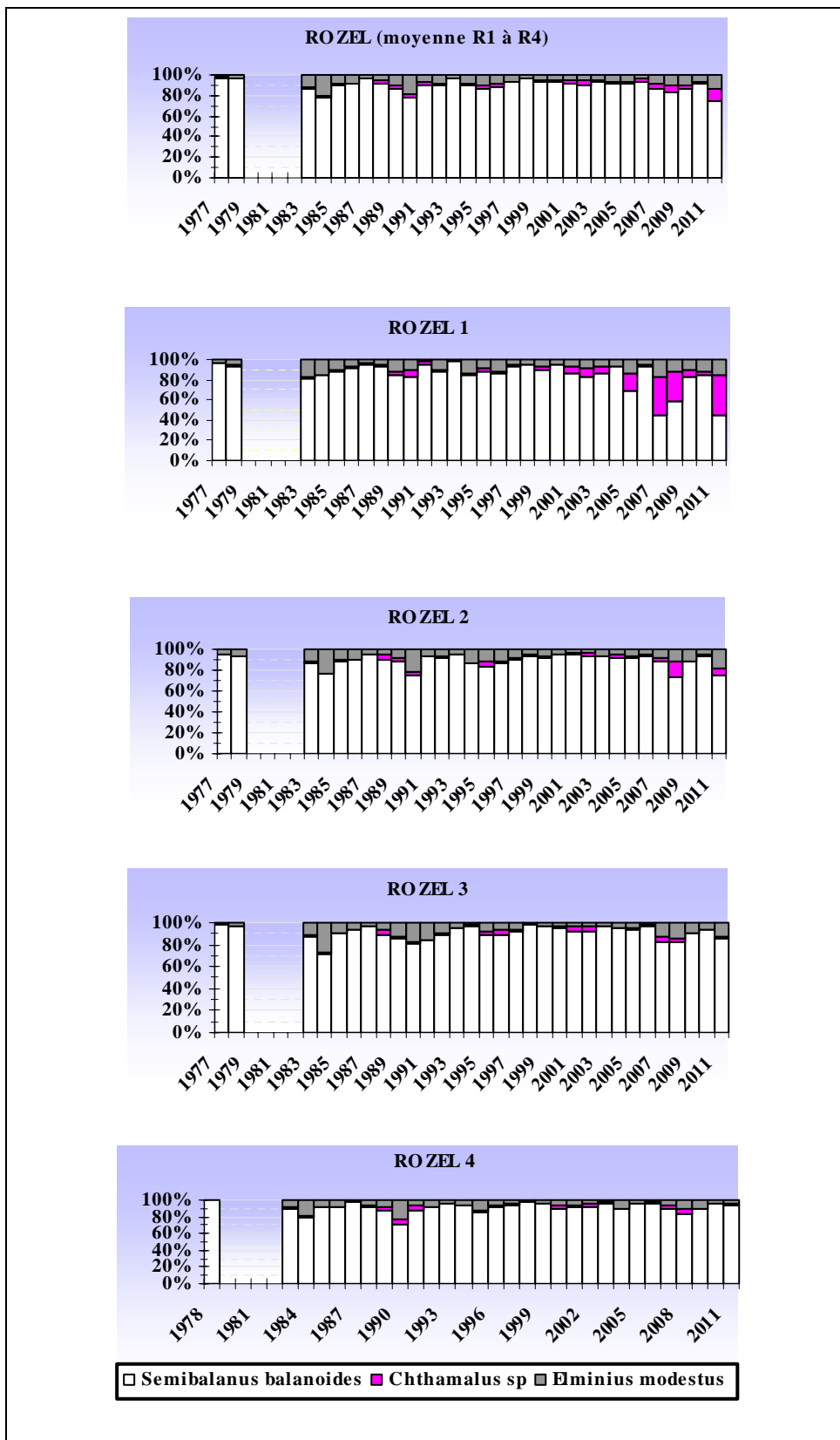


Figure 4.2.7 : Evolution en % des quatre espèces de cirripèdes à la pointe du Rozel depuis 1977 (Les deux espèces de Chthamales ont été regroupées au niveau du genre)

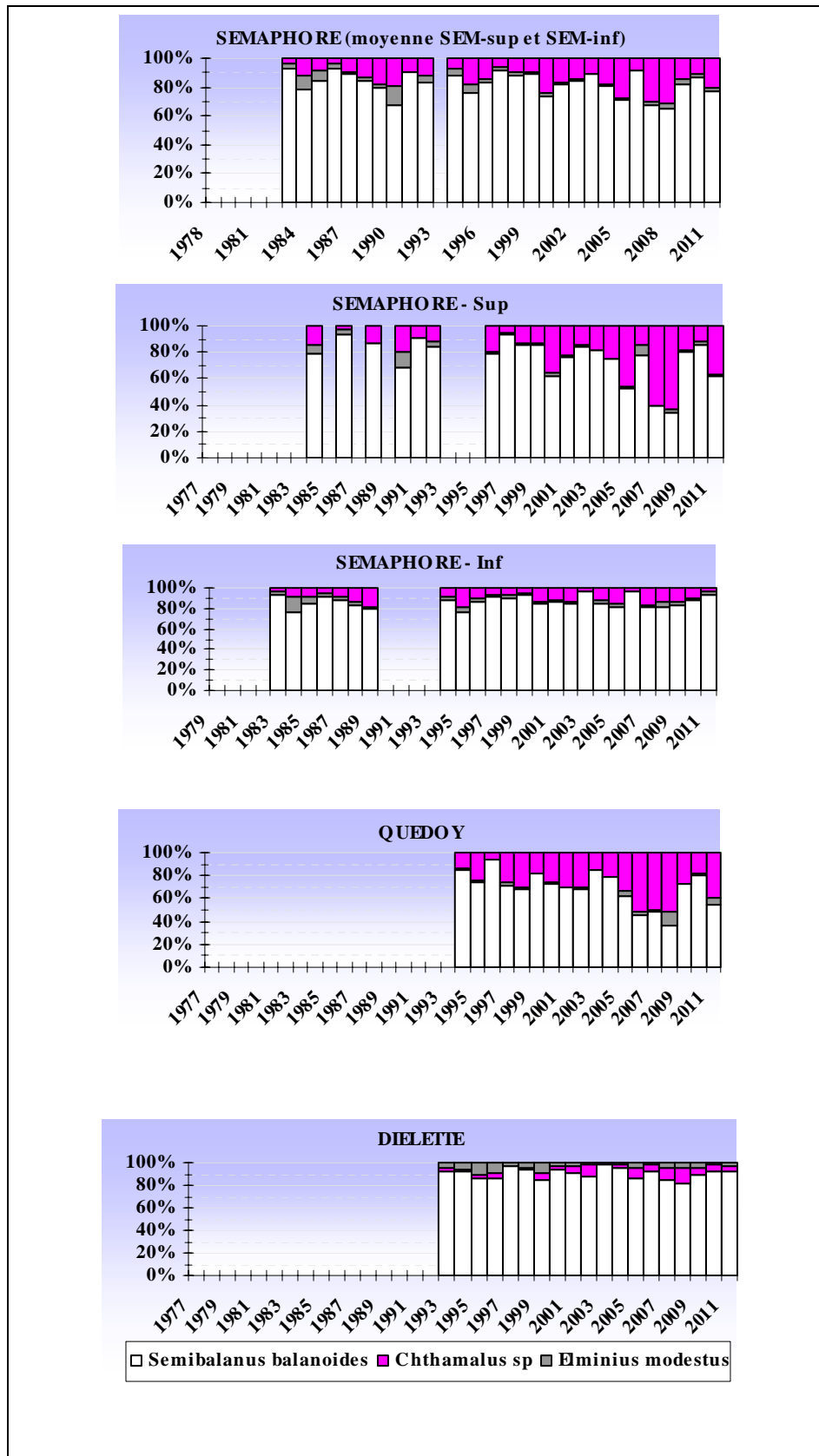
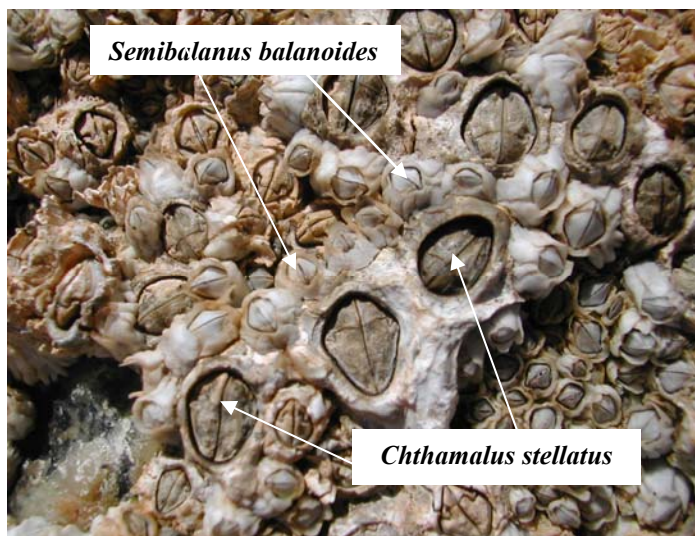


Figure 4.2.8 : Evolution en % des quatre espèces de cirripèdes au cap de Flamanville depuis 1983 (Les deux espèces de Chthamales ont été regroupées au niveau du genre)



Photographie 4.2.7 : Cirripèdes à la station du Sémaphore

Le pourcentage de Chthamales, *Chthamalus montagui* et *Chthamalus stellatus*, est en hausse à Quédoy, au Sémaphore et au Rozel (respectivement 42 %, 20 % et 13 %). Il baisse sensiblement à Diélette (3 %).

L'importance des Chthamales observés depuis le début des études est minimale au Rozel (3 % en moyenne), faible à Diélette (5 %), points où le substrat est schisteux. Elle est plus élevée en bas du sémaphore (15 %) et maximale à Quédoy (29 %), points où le substrat est granitique. Ces deux points présentent également la particularité d'être les plus proches de la centrale.

Quant à *Elminius modestus*, sa présence dans le peuplement reste faible, seulement 2 % à Quédoy, 3 % au Sémaphore, 4 % à Diélette et 8 % au Rozel.

4.2.3.3..2 Influence de la température

De même que le recrutement printanier de *Semibalanus balanoides* est proportionnel à la rigueur de l'hiver (figure 4.2.2), un essai de corrélation des densités présentes en fin d'été pour ces quatre espèces est tenté avec la température annuelle moyenne de l'air (figure 4.2.9).

C'est dans la partie supérieure des ceintures de cirripèdes que se développent *Chthamalus montagui* et *Chthamalus stellatus*, espèces plus méridionales, supportant mieux des hausses de températures et une dessiccation plus longue que *Semibalanus balanoides* mais supportant moins des hivers rigoureux.

Les températures en 2011 ont favorisé la reproduction et le développement des Chthamales notamment au Rozel au détriment de *Semibalanus balanoides*.

Elminius modestus semble être moins affecté par les variations de température.

Au cours des périodes étudiées, les densités de *Semibalanus balanoides* décroissent en fonction de l'élévation de la température moyenne annuelle de l'air, confortant la relation établie entre recrutement printanier et rigueur hivernale.

A l'inverse, les densités de Chthamales augmenteraient en fonction de l'élévation de la température moyenne annuelle de l'air, tant au cap de Flamanville qu'à la pointe du Rozel. L'augmentation semblerait plus importante dans l'anse de Quédoy, point le plus proche de la centrale.

En tout état de cause, l'impact des variations météorologiques (ici, la température de l'air qui agit sur celle de l'eau) semble donc dominant, par rapport à d'autres facteurs, sur les fluctuations d'abondance des cirripèdes du genre *Chthamalus* dans ce secteur de l'ouest-Cotentin.

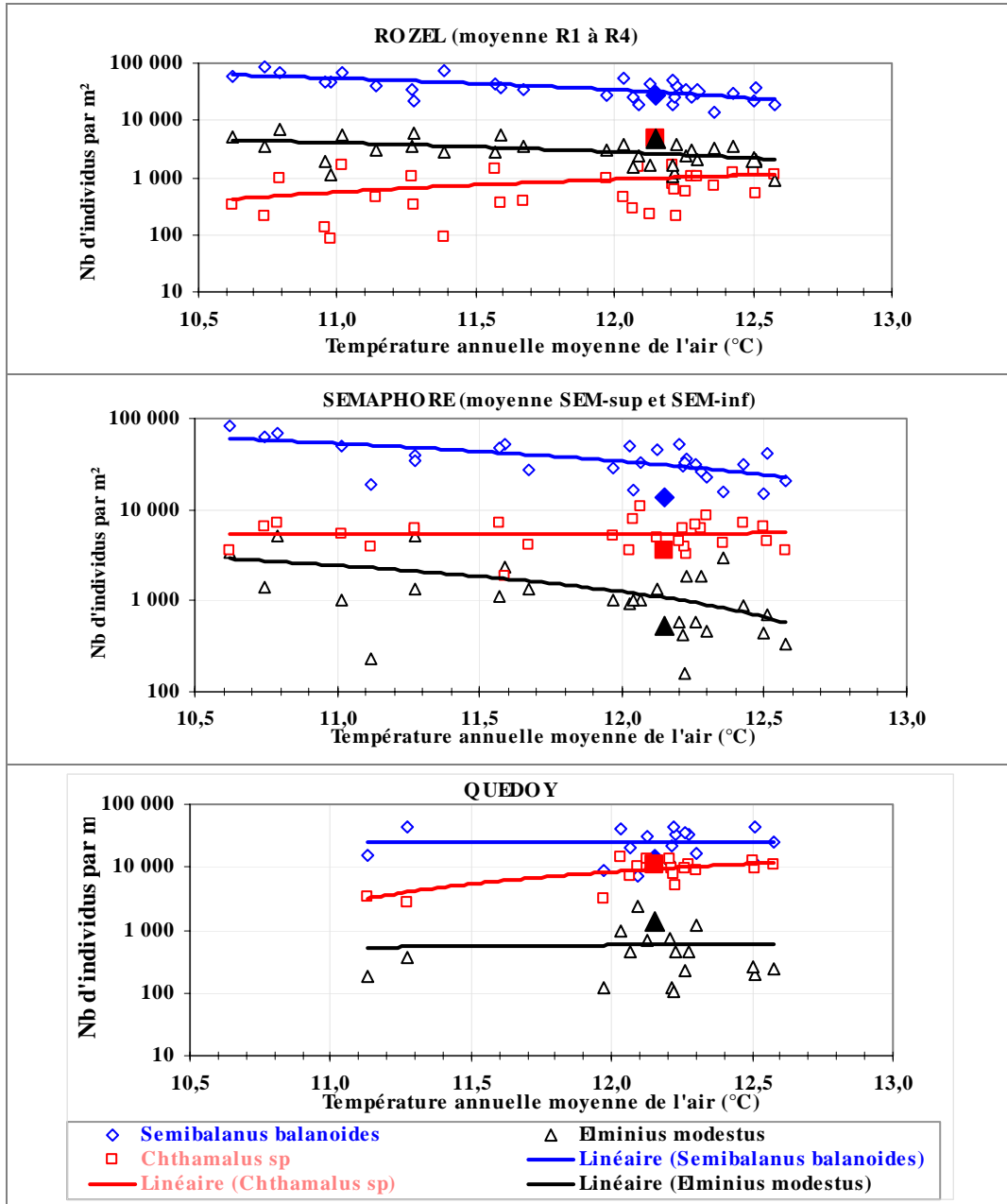


Figure 4.2.9 : Evolution des densités des cirripèdes intertidaux, à la pointe du Rozel (1977-2011), en bas du sémaphore de Flamanville (1983-2011) et dans l'anse de Quédoy (1994-2011), en fonction de la température annuelle moyenne de l'air au cap de La Hague., Valeurs 2011 en symboles colorés

4.2.3.4. Evaluation des densités des principales espèces accompagnatrices

Les cirripèdes abritent une microfaune abondante et variée. Ainsi, l'analyse des prélèvements effectués en septembre nous révèle différentes espèces de Gastéropodes (*Littorina saxatilis*, *Melarhaphé neritoides*), de Bivalves (*Lasaea adansoni*), d'Annélides polychètes, d'Amphipodes, d'Isopodes (*Campecopea hirsuta*) et même d'Acariens (tableau 4.2.4).

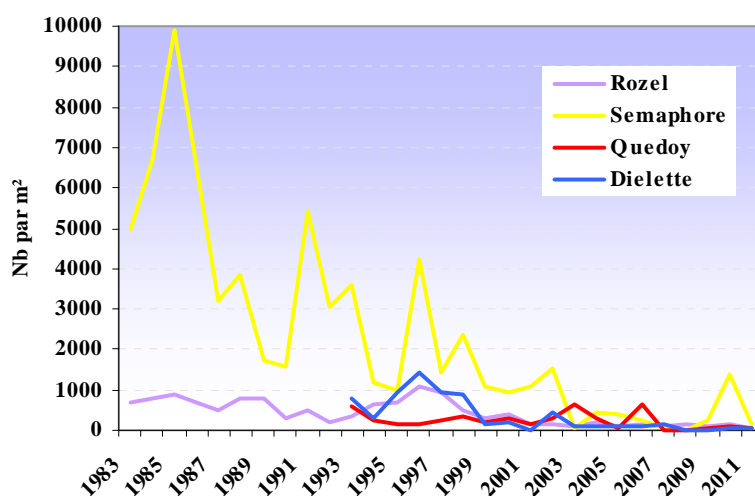
*Campecopea hirsuta**Nereidé**Melarhappe neritoides**Littorina saxatilis**Lasaea adansonii**Amphipodes*

La richesse spécifique est plus faible qu'en 2010. La diversité ainsi que l'abondance des différentes espèces accompagnatrices restent très irrégulières d'une année à l'autre et d'une station à une autre (tableau 4.2.4).

Les prélèvements réalisés dans la partie inférieure de la population de cirripèdes, plus dense, sont plus diversifiés et abondants que ceux des niveaux supérieurs soumis à une dessiccation plus importante. Ainsi au Rozel, 486 individus ont été comptabilisés en niveau supérieur (Rozel 1) alors qu'en niveau inférieur (Rozel 4) 9208 individus ont été évalués.

Les densités de *Littorina saxatilis* chutent régulièrement depuis 1985, atteignant des minima en 2008. Après une augmentation en 2009 et 2010, les densités de *Littorina saxatilis* sont à nouveau en baisse en 2011 (figure 4.2.10).

	Rozel 1	Rozel 2	Rozel 3	Rozel 4	Rozel moyenne	Sémaphore	Quédoy	Diélette
ANNELIDES								
Polychètes errants								
<i>Nereidés</i>				16	4	24		
<i>Syllidés</i>			16		4			32
Polychètes sédentaires								
MOLLUSQUES								
Bivalves								
Lasaeidés								
<i>Lasaea adansoni (rubra)</i>		168	144	3592	976	372	32	496
Gastéropodes								
Patellidés								
<i>Patella</i>	48	88	60	168	91	136	148	120
Littorinidés								
<i>Littorina saxatilis</i>	27	136	96	72	83	160	52	112
<i>Melarhaphé neritoïdes</i>	59	132	72	212	119	504	224	204
Trochidés								
<i>Gibbula pennanti</i>								16
<i>Gibbula umbilicalis</i>				16	4			128
CRUSTACES								
Amphipodes								
Sphaeromatidés								
<i>Campecopea hirsuta</i>	352	732	156	688	482	468	136	208
ARTHROPODES								
Insectes								
larves de Diptères								
		156	164	640	240	88		112
Arachnidés								
<i>Acarina</i>		1524	1436	3748	1677			
Total	486	2936	2144	9208	3694	1776	624	1508

Tableau 4.2.4 : Faune associée aux cirripèdes, nombre d'individus par m², septembre 2011Figure 4.2.10 : Evolution des densités de *Littorina saxatilis* dans les populations de cirripèdes

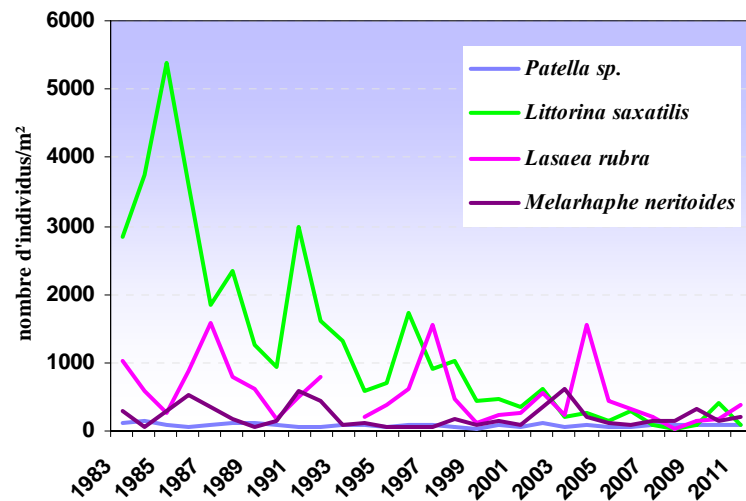


Figure 4.2.11: Evolution des densités des principaux mollusques présents dans les populations de cirripèdes (moyennes des 4 stations suivies)

4.3. Conclusion

► La biomasse annuelle moyenne de *Fucus serratus* du platier de Dielette est en baisse pour la cinquième année consécutive. La valeur évaluée en 2011 atteint la valeur minimale observée depuis 1983. C'est en limite supérieure, soit dans le haut niveau de la ceinture de *Fucus serratus* que la diminution des fucales reste la plus remarquable.

Cette baisse de la biomasse algale particulièrement marquée à Flamanville depuis quelques années est constatée sur d'autres secteurs en Manche, notamment dans la région de Paluel et aussi à Guissény en Bretagne nord. Sur ces trois sites, les biomasses moyennes observées en 2011 atteignent leurs valeurs minimales.

Les pourcentages de thalles de *Fucus serratus* portant des signes de fertilité en mars, juin et septembre 2011 sont conformes aux valeurs observées depuis le début des études. La population de Fucales de Flamanville se caractérisant par un taux de fertilité élevé en fin d'été.

► Le recrutement des cirripèdes est en baisse en 2011 restant inférieur à la moyenne observée sur la période 1983 à 2011. Les quatre stations affichent des valeurs relativement faibles en mars comme en septembre particulièrement au Rozel. Les températures hivernales clémentes en 2011 n'ont pas favorisé un renouvellement important de *Semibalanus balanoides*, espèce dominante dans ce secteur.

La densité moyenne de cirripèdes évaluée en 2011 est inférieure à celle de 2010, confortant la tendance générale à la baisse observée sur la période 1983 à 2011. Les valeurs diminuent particulièrement à la station 1 du Rozel, la plus haute sur l'estran, et au Sémaphore où la densité de *Semibalanus balanoides* atteint le minimum depuis 1984.

Exception faite à Quédoy où la densité de cirripèdes est légèrement supérieure à celle de 2010.

Les températures en 2011 ont semblé favoriser la reproduction et le développement de *Chtamalus montagui* et *Chtamalus stellatus* au détriment de *Semibalanus balanoides*.

Les densités de Chtamales sont en hausse au Rozel et surtout à Quédoy, station où ce genre de cirripèdes est le mieux représenté.

► Concernant les Fucales de Diélette et les Cirripèdes de la région de Flamanville, les résultats des observations faites au cours de l'année 2011 n'indiquent pas d'influence directe des rejets de la centrale.

5. Le domaine halieutique

Etude et rapport réalisés au sein de l'Ifremer par

*Jocelyne
Ivan*

*Martin
Schlaich*

*(RBE/EMH)
(RBE/HMMN/RHPEB)*

*avec la collaboration
pour les missions en mer de*

*Olivier
Paul
Jérôme
Hervé*

*Berthelé
Bourriau
Quinquis
Thillaye du Boullay*

*(RBE/EMH)
(RBE/EMH)
(RBE/HMMN/RHPEB)
(ODE/LER - N)*

et du Laphy pour le tri des larves d'araignée.

5.1. Larves de crustacés

5.1.1. Matériel et méthodes

5.1.1.1. *Nature et fréquence des observations. Localisation des points de mesures*

Comme pour les autres sites étudiés, les observations effectuées à Flamanville comprennent des pêches de zooplancton auxquelles sont associés des relevés hydrologiques. Le calendrier des missions est donné dans la première partie du rapport (tabl. 1.2.2 page 21). Les six missions prévues par le contrat depuis 1997 se sont déroulées cette année du 9 juin au 22 septembre à bord du chalutier artisanal le *SALTIMBANQUE* avec des intervalles de temps compris entre quatorze et trente et un jours. L'intervalle de 27 jours entre la quatrième et la cinquième mission est dû à un effectif de personnels aptes à l'embarquement en baisse depuis 2008 et celui de 31 jours entre les deux dernières missions à de mauvaises conditions météorologiques.

L'échantillonnage du zooplancton et les relevés hydrologiques sont, depuis 1988, réalisés en quatre points dont la position est indiquée sur la carte 1.2.1 page 19 (coordonnées géographiques tableau 1.2.1 page 20) : le point *canal d'amenée*, le point *rejet* et deux points hors tache thermique (le point 3 étudié depuis le début des études et le point *référence* plus côtier et commun à l'étude du domaine pélagique). Au cours des deux missions allégées ajoutées au contrat en 1997 afin de mieux cerner le pic d'éclosion des zoés d'araignée de mer, seuls ces deux derniers points sont étudiés.

Dans la mesure du possible, la date des campagnes est choisie en fonction des coefficients de marée les plus faibles et, au moins pour les points *canal d'amenée* et *rejet* très proches l'un de l'autre, les mesures sont faites aux alentours de la renverse de courant (généralement renverse de flot qui a lieu environ trois heures après la pleine mer du port de Saint-Malo ; annexe 5.1).

5.1.1.2. *Paramètres hydrologiques*

Depuis 1984, deux paramètres seulement sont mesurés à chaque point : la température de l'eau et sa salinité. Les relevés sont faits à deux niveaux (subsurface et voisinage du fond) ; la sonde utilisée depuis quelques années est la sonde CTD SEABIRD – modèle Sbe 19 n° de série 2649 — de grande précision (1.10⁻²°C pour les mesures de température et 1•10⁻² eps [échelle pratique de salinité] pour les mesures de salinité).

5.1.1.3. Zooplancton

L'engin utilisé pour les pêches de larves d'araignée est un échantillonneur de type Bongo grand modèle 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).

Pour les pêches de larves de homard de plus grande taille et plus dispersées, nous utilisons un échantillonneur neustonique d'ouverture plus large et de maillage supérieur.

5.1.1.3..1 Description des échantillonneurs

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 en même temps. Chaque filet a un diamètre d'ouverture de 0,61 m, mesure 3 m de longueur et présente une partie cylindrique à l'avant du cône de filtration terminal. A chaque embouchure du couple de filets est fixé un débitmètre (2030 *Digital Flowmeter* 10 à 500 cm.s^{-1} de General Oceanics) permettant le calcul des volumes d'eau filtrés. Un dépresseur en V de 40 kg environ assure la plongée et la stabilité de l'engin en pêche. Chaque filet se termine par un collecteur à oreilles où les organismes se rassemblent dans un volume d'environ 2 litres empêchant leur détérioration.

Neuston

Cet engin, utilisé par Nichols *et al.* (1980), se compose d'un cadre en tube d'aluminium (2 m x 0,80 m) sur lequel est monté un filet de forme conique ayant une longueur de 3 m ; le filet se termine aussi par un collecteur à oreilles. La maille utilisée, tant sur le filet que sur les oreilles du collecteur, est de 1 250 μm . Comme le Bongo, l'ouverture du *Neuston* est équipée d'un débitmètre (*Digital Flowmeter*) afin de calculer le volume d'eau filtré à chaque traict.

5.1.1.3..2 Méthode d'échantillonnage

La méthodologie d'échantillonnage du *Bongo* s'inspire du manuel de standardisation des méthodes (Jossi *et al.*, 1975) édité par le *North East Fishery Center* des Etats-Unis, notamment depuis 1984 où l'on a abandonné les paliers destinés à filtrer un volume d'eau plus important malgré la faible profondeur des eaux côtières.

Depuis 1984, la pêche se fait ainsi en traict oblique, depuis le fond jusqu'à la surface à une vitesse de 2 nœuds environ (1 m.s^{-1}). Le volume filtré au cours d'un simple traict oblique (comprenant la descente puis la remontée du filet) a varié cette année entre 39 m^3 et 277 m^3 . Les données concernant chaque traict (sonde, durée, volume filtré) sont indiquées dans l'annexe 5.1.

L'échantillonneur *Neuston*, utilisé en subsurface à partir de 1983, est totalement immergé depuis 1984 afin d'obtenir des volumes filtrés plus réalistes (par mer agitée, même faiblement, l'immersion aux 2/3 préconisée ne pouvait être effective).

Un deuxième *Neuston* a été utilisé simultanément pour échantillonner l'ensemble de la colonne d'eau de 1988 à 1998 ; selon la profondeur, deux ou trois traicts obliques étaient réalisés à la suite de façon à réaliser un traict de durée suffisante (environ 15 minutes) et similaire à celle du traict de surface. La comparaison des densités de larves de homard pêchées en subsurface et sur l'ensemble de la colonne d'eau au cours de ces onze années a montré (Drévès *et al.*, 2000) que les prélèvements de surface étaient plus adaptés à la récolte des larves de homard. C'est pourquoi nous n'effectuons plus de prélèvements au *Neuston* sur toute la colonne d'eau depuis 1999.

Les prélèvements sont toujours effectués de jour (annexe 5.1.) ce qui est important pour les prélèvements de surface, les larves étant réputées pour se diriger vers la lumière.

Après chaque traict, 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 litres.

5.1.1.3.3 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.

5.1.1.3.4 Dépouillement des échantillons

Comme le prévoit le contrat depuis 1986, l'étude halieutique (partie œufs et larves) ne porte plus que sur le homard et l'araignée.

Les larves de ces deux espèces sont comptées sur la totalité des échantillons et leur stade est identifié.

5.1.1.4. **Saisie, stockage et traitement des données**

Les données brutes du comptage sont saisies au Centre Ifremer de Nantes sur micro-ordinateur où les effectifs, par espèce et stade de développement, sont ramenés à l'unité de volume filtrée (10 m³). L'ensemble des données est archivé sur la base Quadrige.

5.1.2. Résultats

Les résultats des paramètres hydrologiques (température et salinité), mesurés dans le cadre de l'étude halieutique, figurent annexe 5.2.

5.1.2.1. **Larves de homard, *Homarus gammarus* L. (annexe 5.3)**

La figure 5.1.1 qui rassemble tous les résultats obtenus depuis 1979 par prélèvement de subsurface, montre (symboles bleus) que les densités des trois stades zoés relevées au cours de l'été 2011 sont plutôt importantes (densité maximale de 0,06 par 10 m³ pour le total des trois stades) et les 2 mégalopes récoltées donnent des densités de 0,005 et 0,006 par 10m³ du même ordre que celles précédemment observées.

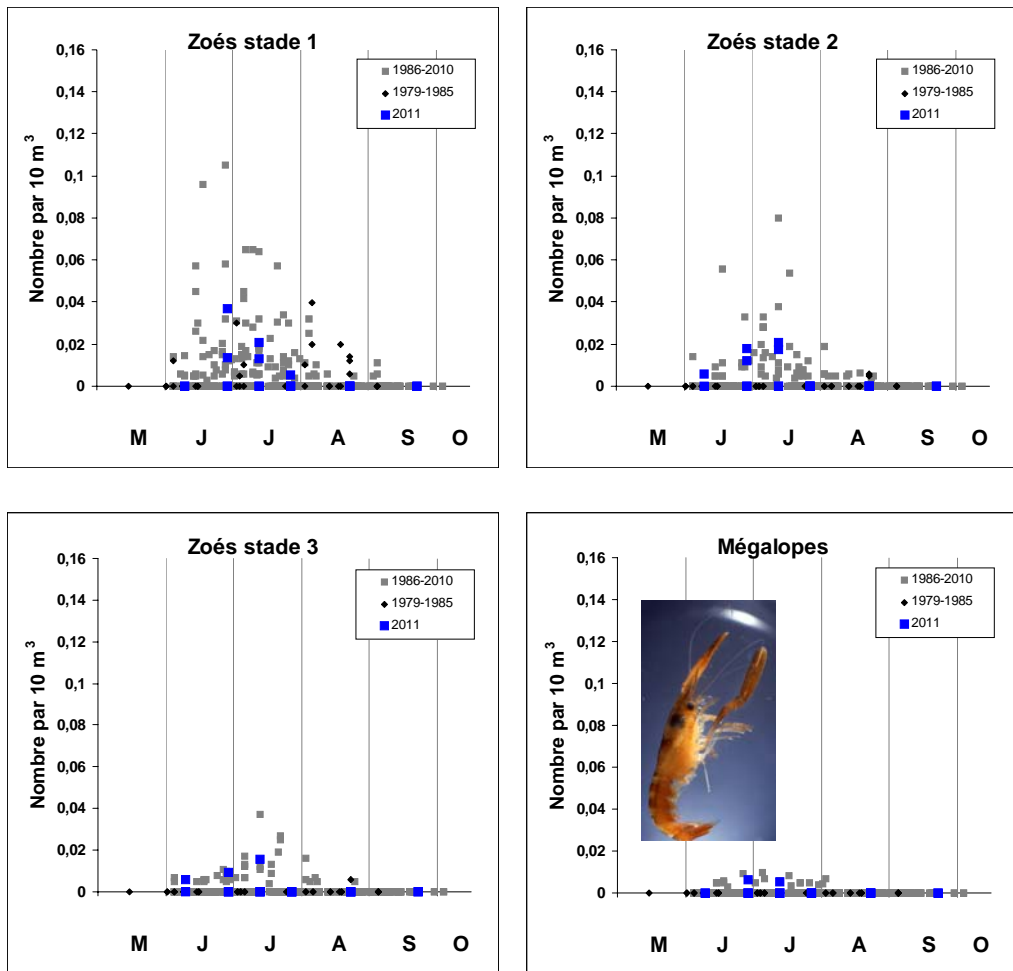


Figure 5.1.1 : Densité des quatre stades larvaires du homard relevées en subsurface depuis le début des études

Deux larves (1 stade 1 et 1 stade 2) ont été observées dans un prélèvement au Bongo le 28 juin et donnent une densité du même ordre que celles obtenues le même jour avec le Neuston.

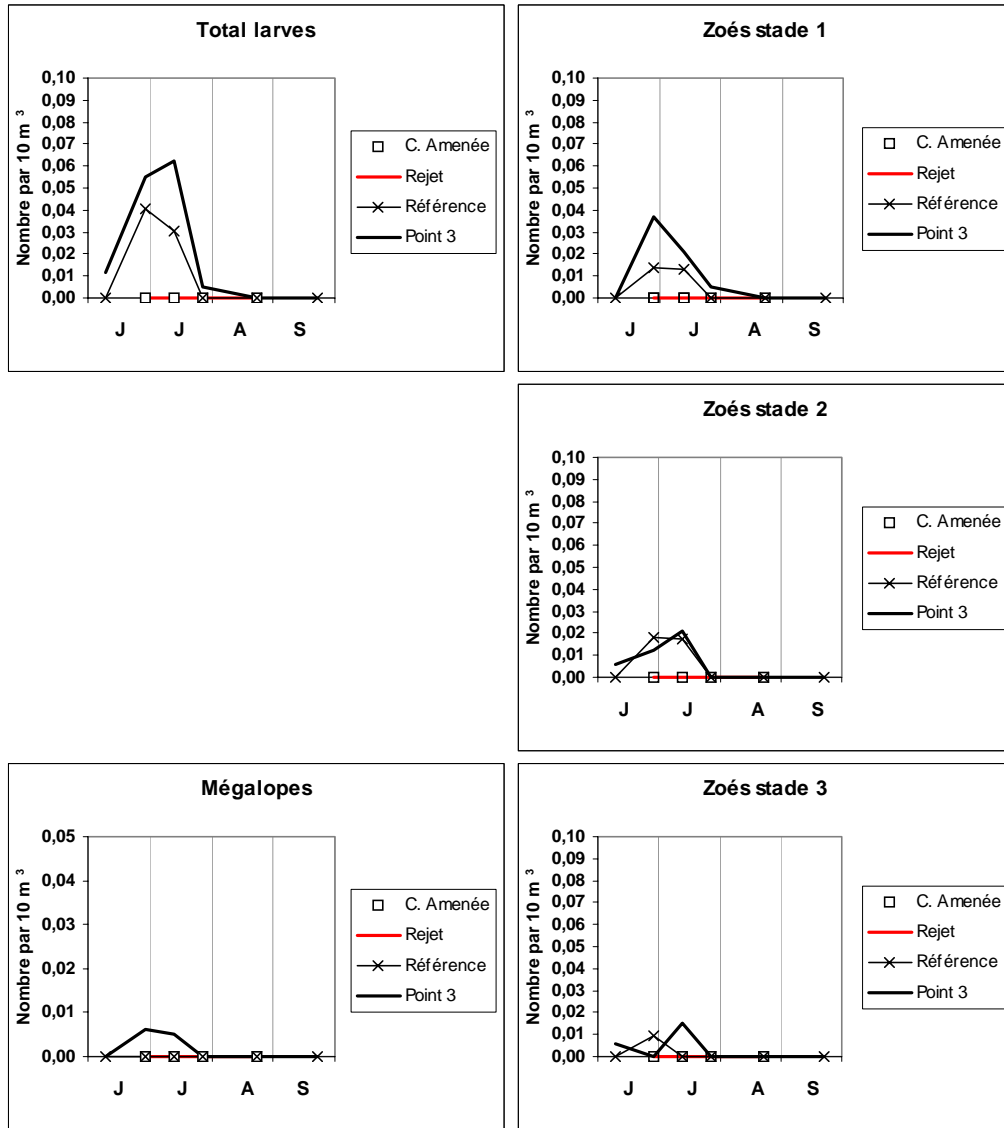


Figure 5.1.2 : Densité des quatre stades larvaires du homard *Homarus gammarus* relevées en subsurface en 2011

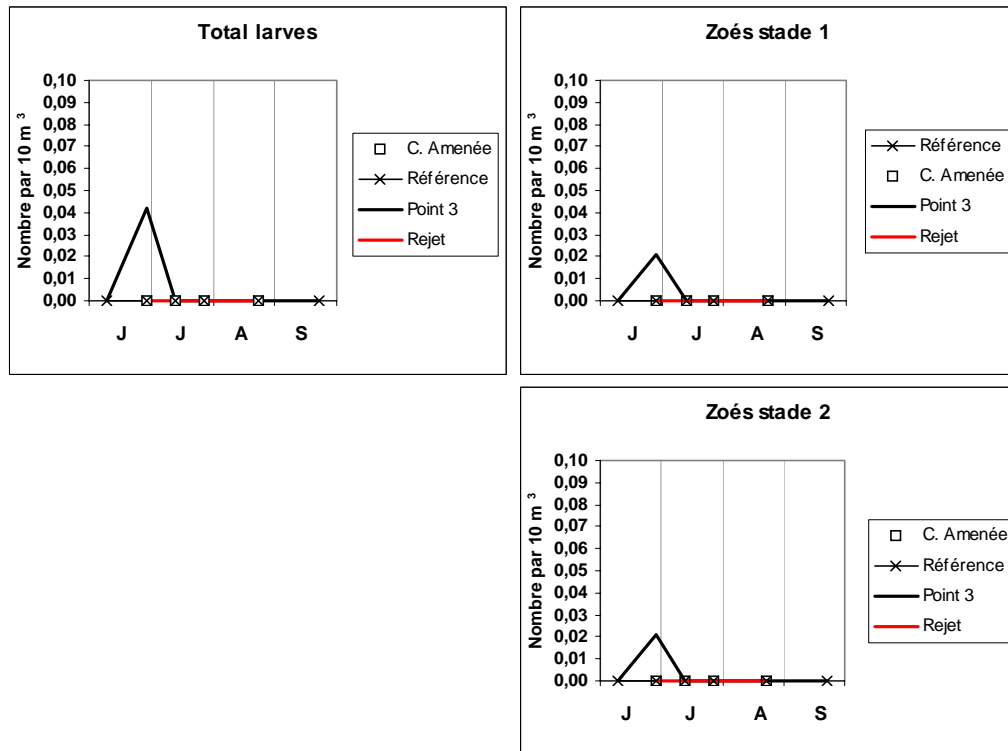


Figure 5.1.3 : Densité des larves du homard *Homarus gammarus* relevées au Bongo en 2011

Les figures 5.1.2 et 5.1.3 relatives à l'année 2011 et respectivement aux récoltes de subsurface au neuston et sur toute la colonne d'eau au Bongo montrent que les larves de homard ont été observées du 9 juin au 26 juillet et que les quatre stades sont représentés. Les stades 1 ont été récoltés du 28 juin au 26 juillet mais la présence de stades 2 et 3 le 9 juin indique que des éclosions se sont produites dès le mois de mai ; le pic d'éclosions se situe fin juin.

La figure 5.1.4 qui illustre la répartition des larves aux différents points de prélèvement, montre que celles-ci se partagent essentiellement entre le point référence et le point 3 avec, comme c'est souvent le cas, des densités supérieures au point référence ; aucune larve n'a été observée depuis 2008 aux environs du rejet où leur présence est plus sporadique. Leur absence dans les prélèvements du canal d'amenée est habituelle puisque nous n'en avons observé qu'une fois (en 2004) depuis 1988.

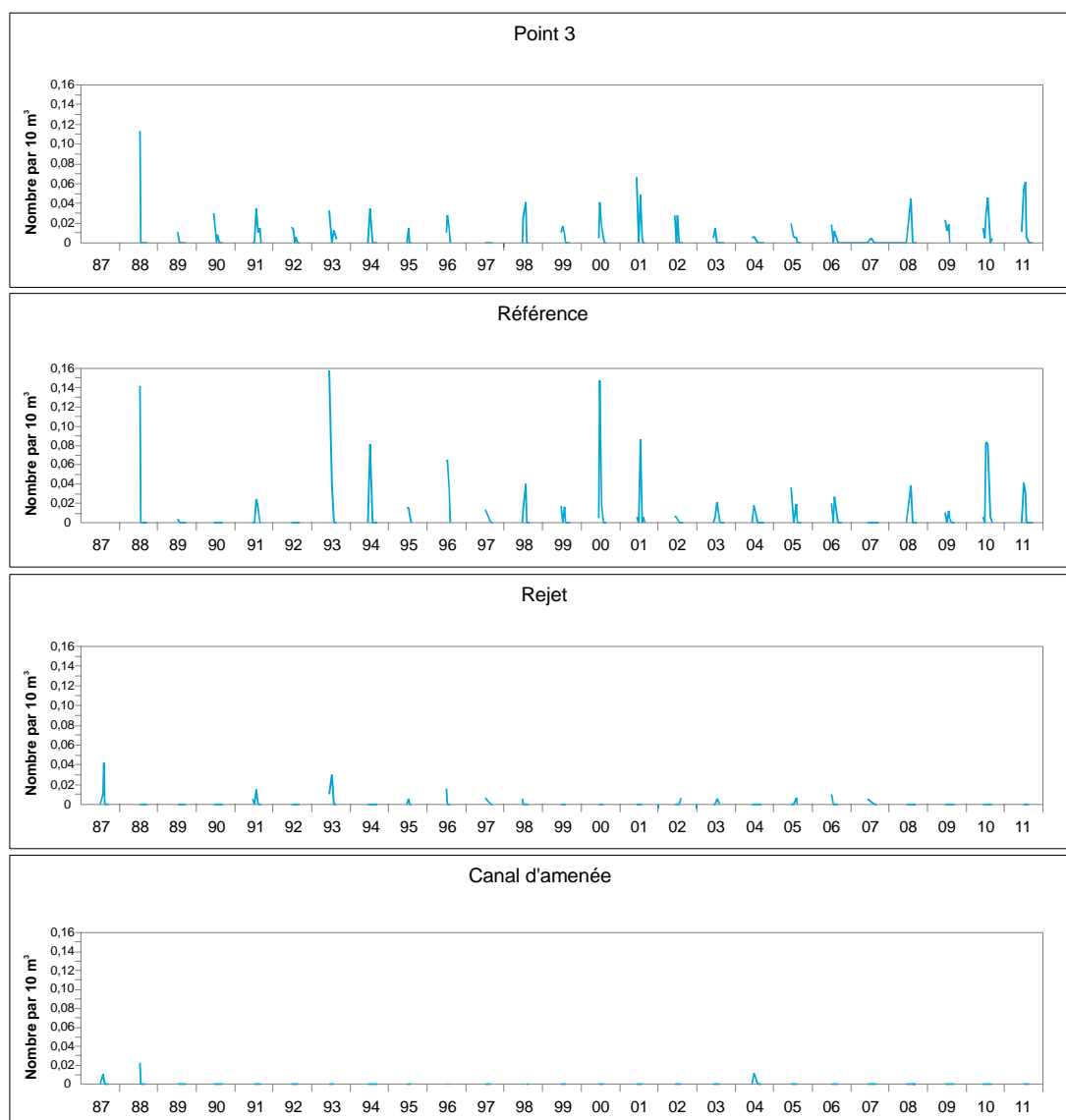


Figure 5.1.4 : Densité des larves de homard relevées en subsurface aux différents points depuis le début de la surveillance 2^e phase

5.1.2.2. Larves d'araignée, *Maja brachydactyla* Balss (annexe 5.4)

Les récoltes réalisées au point du large (point 3), régulièrement le plus riche en zoés d'araignée et situé en dehors de la tache thermique, nous ont permis d'étudier l'influence du climat sur la période d'éclosion de cette espèce. Nous reprenons ici les résultats de la publication de Martin & Planque (2006) sur les 20 années d'étude de surveillance (1986-2005).

La température de l'eau prise en compte est celle effectuée quotidiennement à l'entrée de la centrale depuis sa mise en fonctionnement (mesure E.D.F. "source amont site") ; même si les températures relevées dans cet endroit peu profond sont généralement supérieures (en moyenne $0,6 \pm 0,7^{\circ}\text{C}$) à celles du point 3 où sont échantillonnées les larves et celles de secteurs où se trouvent les femelles pendant l'incubation, voire avant la ponte, elles permettent néanmoins de comparer les cycles annuels entre eux avec une précision acceptable.

L'analyse de la corrélation entre la série de températures cumulées sur différentes périodes et la date d'apparition des zoés dans le plancton qui traduit le début des éclosions (Martin et Planque, 2006) a montré qu'il n'y avait pas de corrélation significative entre la température de janvier et le démarrage des éclosions alors que la corrélation est significative à partir du mois de février et jusqu'en mai.

Ces résultats ont permis de construire un modèle prédictif de la date d'éclosion à partir des températures mesurées au cours de la période 1^{er} février-31 mai (figure 5.1.5, graphe gauche). Ce modèle montre qu'un accroissement de la température moyenne de 1°C entraîne une avance de 20 jours dans l'apparition des zoés dans le plancton ; plus la quantité de chaleur reçue du 1^{er} février au 31 mai est forte, plus l'éclosion des zoés d'araignée s'avère précoce. Un décalage de 2 mois est observé entre les deux années extrêmes (1986 et 2002) qui montrent un écart de 3°C dans la température moyenne mesurée sur la période 1^{er} février-31 mai. Le modèle de droite (figure 5.1.5) construit à partir des températures mesurées sur une période plus courte, de 4 semaines seulement (1^{er} février-10 mars), explique déjà 75% de la variance. Il est donc possible de prédire la date d'apparition des premières zoés dans le plancton à partir du 10 mars avec une assez bonne précision.

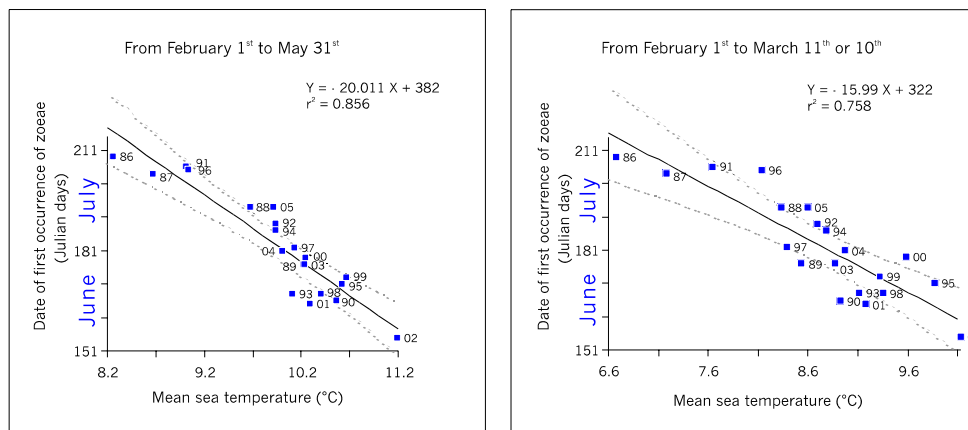


Figure 5.1.5 : Modèles prédictifs de la date d'apparition des zoés d'araignée de mer

En 2011, la température moyenne de l'eau mesurée à l'entrée de la centrale sur la période allant du 1^{er} février au 10 mars était de 9,0°C, température nettement supérieure à la moyenne pour cette période ; selon la prédiction donnée par le modèle de droite on s'attendait à observer les premières zoés vers le 27 juin. De fait, aucune larve n'a été observée lors de la première mission le 9 juin alors qu'on a observé des stades 1 et 2 le 28 juin. Le début des éclosions s'est donc probablement produit un peu plus tôt suite aux températures clémentes de mars-avril. Le modèle de gauche établi à partir des températures de février à mai (moyenne 2011 : 10,7°C) prévoyait d'ailleurs un début des éclosions 10 jours plus tôt, soit mi-juin. Compte-tenu de la présence de zoés au stade 2 le 28 juin le début des éclosions a dû se situer entre ces deux dates.

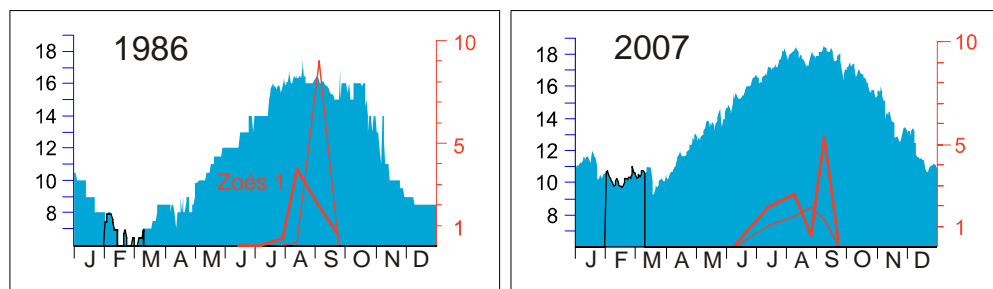


Figure 5.1.6 : Évolution saisonnière des zoés d'araignée lors des deux années extrêmes de la période 1986-2007

La figure 5.6 illustre pour les deux années extrêmes de la période 1986-2011 l'évolution saisonnière de la température de l'eau mesurée à l'entrée de la centrale et celle des zoés d'araignée au point 3. On voit que l'apparition précoce des zoés en 2007 (début juin) fait suite à une période février-mai très douce alors que le démarrage tardif observé en 1986 (fin juillet) s'explique par des températures moins clémentes de février à mai.

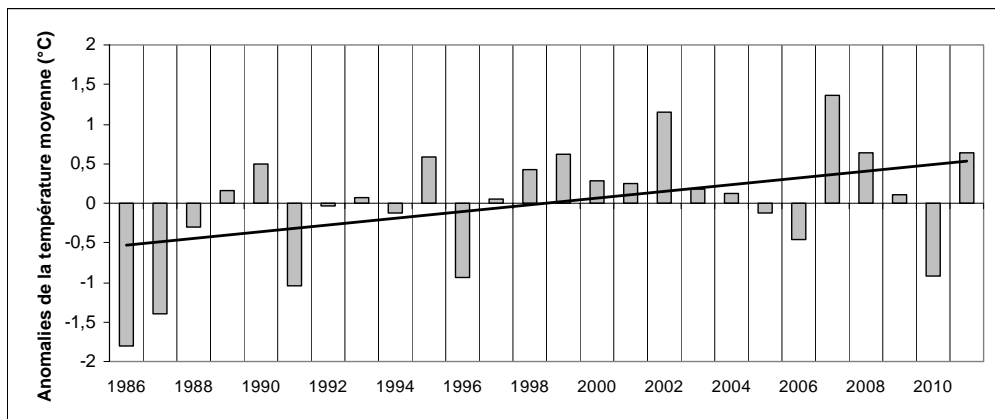


Figure 5.7. Anomalies de la température moyenne sur la période février-mai.

La tendance au réchauffement démontrée par Martin & Planque à partir de 20 années d'études, tendance observée aussi pour le site de Gravelines (Woehrling *et al.*, 2005) et au niveau mondial (IPPC, 2001) est illustrée par la figure 5.7 mise à jour pour les dernières années. Cette figure montre que le printemps 2011 est de nouveau bien au-dessus de la moyenne après celui de 2010 très froid.

En 2011 la densité maximale de zoés relevée fin juillet (9,5 par 10 m^3 ; figure 5.1.8), est de l'ordre des maximales généralement observées mais moins importante que les densités exceptionnelles relevées en 2010 (densité de 24,6 par 10 m^3 en référence qui s'explique par une forte abondance de prézoés dans un des deux répliqués) et en 1983 (61 zoés par 10 m^3 au point 3).

Le pic d'abondance des zoés au premier stade atteint au point 3 la valeur de 6,5 par 10 m^3 fin juillet puis 8,5 par 10 m^3 le 22 août et l'allure de la courbe pourrait nous suggérer un pic un peu plus important entre les deux missions; parallèlement, la densité de mégaloopes, maximale dès la fin juillet, nous laisse penser au contraire à un pic réel plus tard courant août.

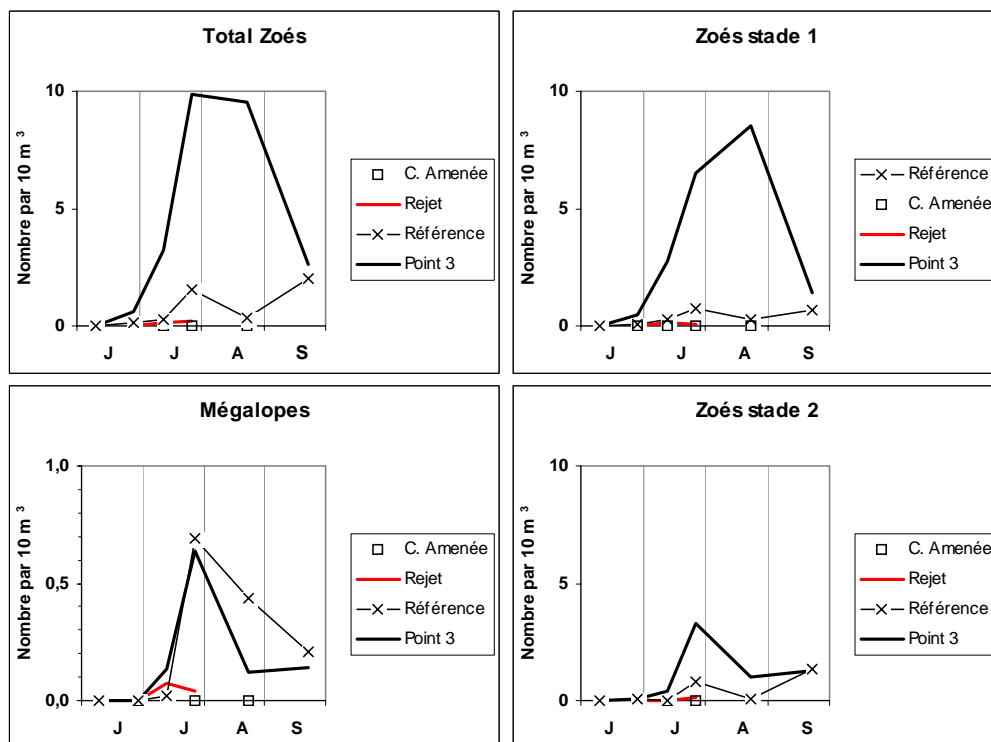


Figure 5.1.8 : Densité des différents stades larvaires d'araignée de mer en 2011

Les figures 5.1.8 à 5.1.10 confirment ce qui a été observé antérieurement quant à la richesse relative des quatre points :

- La richesse en zoés des point 3 et référence comparée aux autres points ; le point 3 présente généralement les plus fortes densités, le point référence se caractérisant par une abondance notable en zoés, parfois proche de celle du point 3, voire qui la dépasse comme en 2002, 2008 et plus particulièrement 2010. La densité de mégalopes est généralement bien répartie entre le point 3 et le point référence excepté pour les années 2006 et 2008 où l'abondance est nettement plus forte au point référence ;
- La faible quantité de larves aux alentours des bouches de rejet avec cette année des densités maximales de 0,21 zoés et 0,08 mégalopes par 10 m³ ;
- Aucune larve d'araignée n'a été récoltée cette année encore dans le canal d'amenée ; jusqu'en 1991 leur présence était notée chaque année mais ensuite des zoés n'ont été observées que 3 fois (en 1994, 1996 et 2007) et les mégalopes 2 fois (en 2000 et 2008).

Rappelons que la surveillance des points canal d'amenée et rejet a été initiée à la demande express de Électricité de France. Il nous est difficile de porter un jugement sur les résultats obtenus car avant les travaux liés à l'implantation de la centrale le point étudié le plus proche de la côte était le point 0 situé au droit du site à une distance de 0,5 miles, donc nettement moins proche de la côte. Ce point présentait des abondances notables de zoés d'araignée en 1978 et 1979 devenues plus faibles de 1983 à 1986 (cf Drévès *et al.*, 2006).

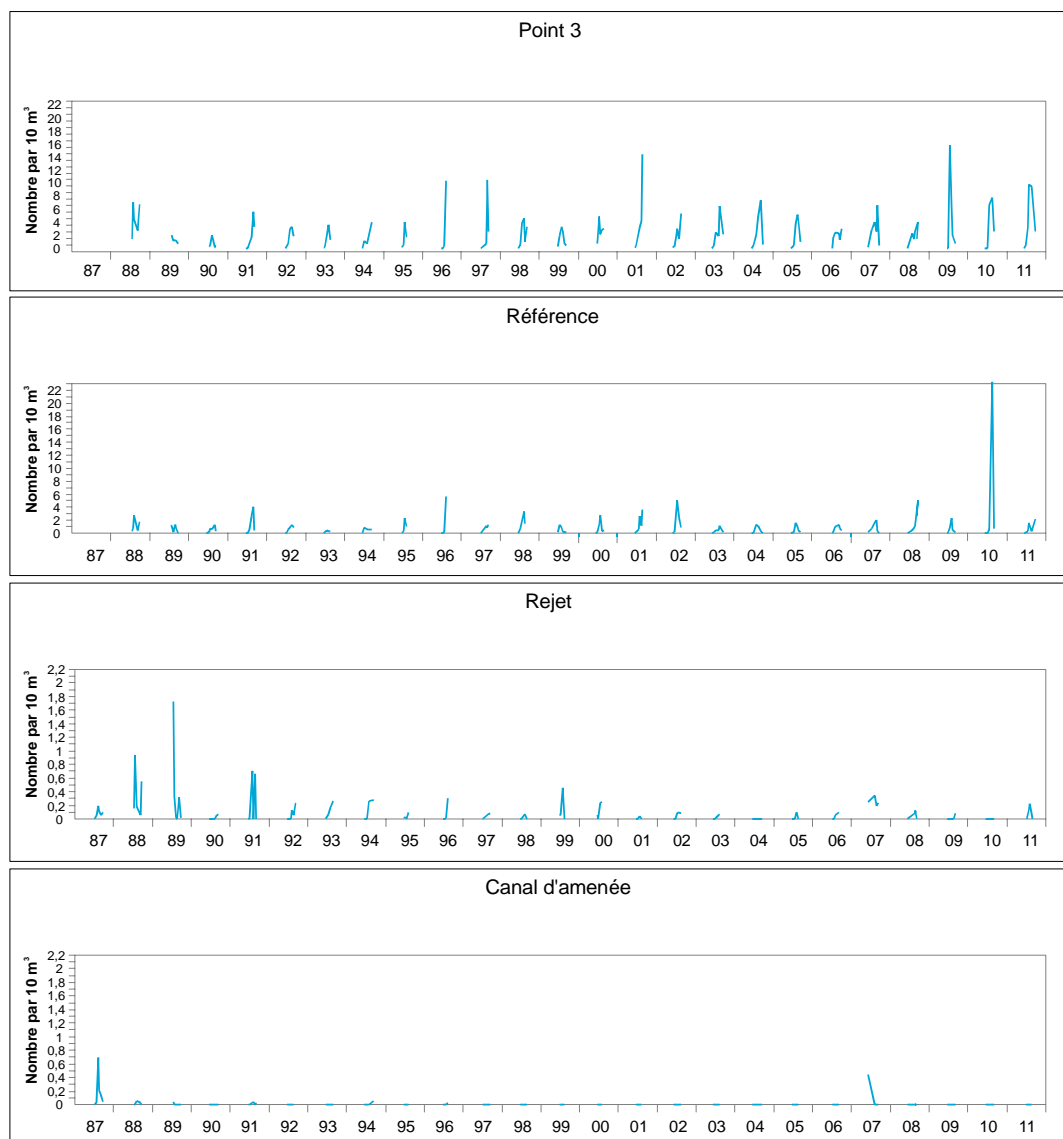


Figure 5.1.9 : Densité des zoés d'araignée de mer relevées aux différents points depuis le début de la surveillance 2^e phase

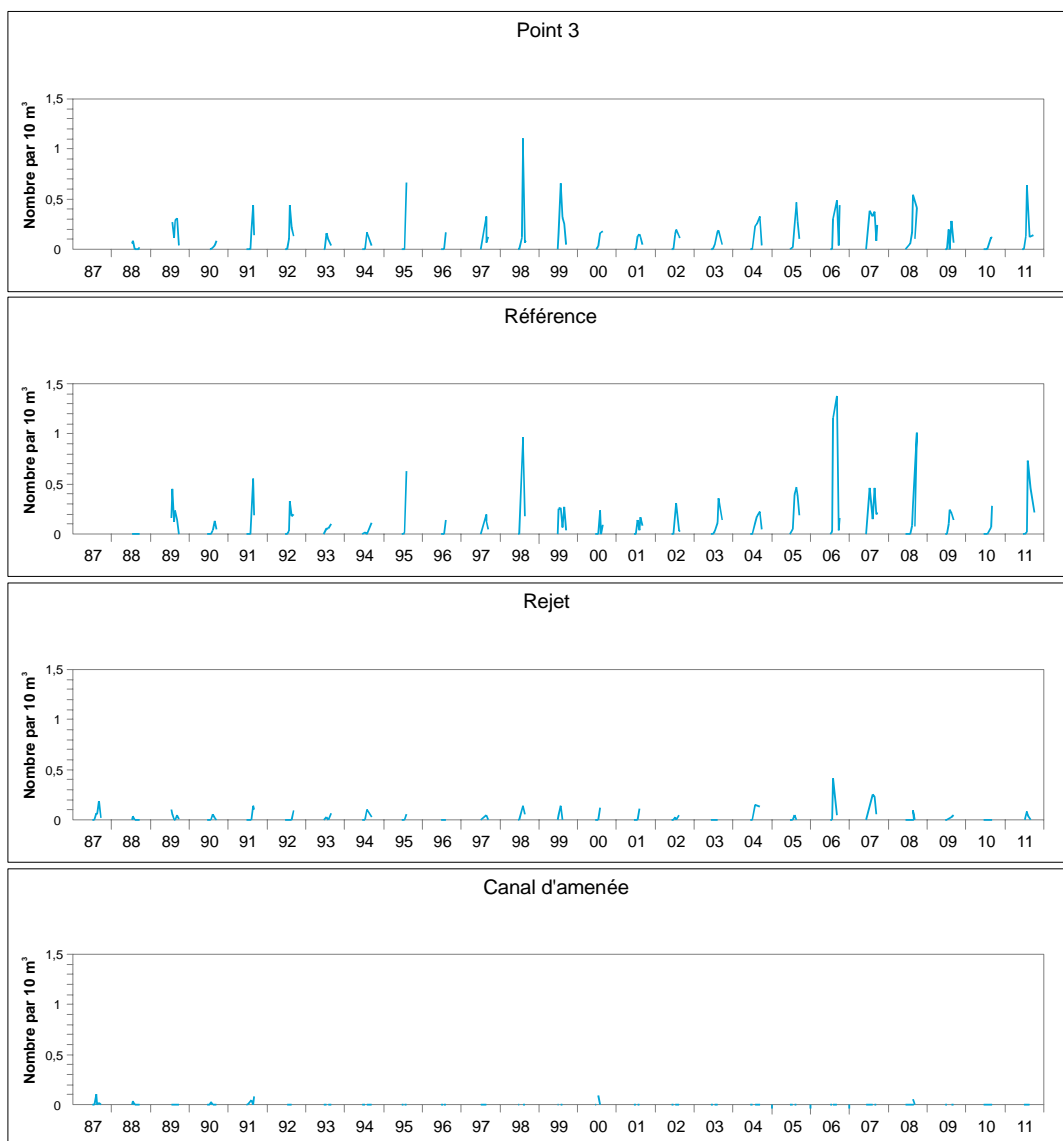


Figure 5.1.10 : Densité des mégaloopes d'araignée de mer relevées aux différents points depuis le début de la surveillance 2^e phase

5.1.3. Conclusion

Comme l'illustrent la figure 2.2.2 de la page 27 les températures du premier semestre 2011 sont au-dessus de la moyenne. C'est ainsi que le début des éclosions de larves d'araignée a commencé au cours de la deuxième quinzaine de juin comme nous pouvions le prévoir dès le début du mois de mars.

La densité de zoés atteint la valeur maximale (9,8 par 10m^3) fin juillet, valeur qui se situe parmi les valeurs les plus importantes observées antérieurement en excluant cependant les années 2010 et surtout 1983 qui sont exceptionnelles. La densité maximale de mégalopes observée fin juillet (0,69 par 10m^3) se situe parmi les densités les plus importantes trouvées antérieurement. Notons que les larves d'araignées sont assez abondantes depuis 2009.

Après avoir noté en 2010 que le point *référence* pouvait être un lieu important d'éclosion de larves d'araignée on retrouve cette année la prépondérance du point 3 ; des zoés et mégalopes d'araignée ont été observées cette année dans les environs du rejet après leur absence en 2010 mais nous n'en avons observé aucune dans le canal d'aménée où elles sont très rares.

La précocité des années antérieures nous a souvent fait manquer le pic des éclosions du homard. Ce n'est pas le cas cette année, les éclosions ont certainement commencé en mai mais le pic a été observé fin juin. Les larves ont été observées jusqu'au 26 juillet avec une densité maximale notable de 0,06 par 10m^3 .

Les résultats de l'année 2011 ne révèlent pas de déséquilibre du milieu. Les fluctuations temporelles de la date des pics d'éclosion sont le reflet des variations climatiques.

5.2. Surveillance de la pêche côtière des crustacés

L'étude de Projet relative aux ressources halieutiques du site de Flamanville a mis en évidence l'intérêt de la pêcherie de crustacés du Nord-Ouest Cotentin pour la flottille artisanale travaillant au casier dans ce secteur. Les observations se poursuivent donc depuis 1980.

5.2.1. Pêche professionnelle

5.2.1.1. Flottille

En 2010, la flottille est répartie de la façon suivante :

- 3 bateaux à Goury,
- 6 à Dielette,
- 6 à Portbail,
- 18 à Carteret.

5.2.1.2. Activité

Les conditions météorologiques observées dans cette zone ne permettent pas aux petits navires de travailler de façon régulière toute l'année, les obligeant souvent à rester à quai pendant la période hivernale. Ainsi sur les 33 navires armés à la pêche en 2010 seuls 12 sont actifs au mois de janvier (Tab.5.2.1). Les plus gros, c'est à dire ceux dont la longueur est comprise entre 10 et 12 m, sont basés à Carteret et travaillent toute l'année. D'une manière générale la flottille fréquentant les lieux de pêche est plutôt ancienne puisque l'âge moyen est de 21 ans. Les bateaux les plus récents sont basés à Portbail. Ce sont pour la plupart des gros doris en alu dont la longueur est comprise entre 8 et 10,5 m et qui pratique la pêche au bulot. Il y a donc très peu de renouvellement et encore moins de changement radical d'activité.

Les crustacés sont considérés comme des espèces régionales. En conséquence, leur pêche n'est pas encadrée par un système de quotas européen mais dépend des comités Régionaux des pêches et en l'occurrence ici, de celui de Basse Normandie. Celui ci fixe annuellement une quantité de licences de pêche dont le nombre est constant depuis quelques années.

Les problèmes de ressources ainsi que la limitation du nombre de casiers par homme embarqué ont poussé les pêcheurs de crustacés ou de bulot à diversifier leur activité. Ceux qui possédaient une autre licence de pêche l'ont utilisée. Quant aux autres, ils se sont reportés vers d'autres espèces.

Ainsi les caseyeurs à gros crustacés de la zone, et en fonction des périodes de pêche, peuvent pratiquer simultanément le casier à bulot, le casier à seiche, le filet à sole ou à raie. D'autres métiers plus confidentiels et considérés comme opportunistes peuvent venir en complément et faire qu'à certaines périodes de l'année un patron peu pratiquer jusqu'à 4 métiers dans un même mois. L'effort de pêche de cette flottille, de loin la plus importante en nombre d'unités, reste concentré dans les zones très côtières en marées de vives-eaux, dans les secteurs plus larges du cap de la Hague ou des Ecréhous en marées de mortes-eaux. Les sorties en mer dépassent très rarement les 12 heures.

Parallèlement, il existe une quinzaine de bateaux dont l'activité principale est dirigée vers le bulot. La zone de pêche fluctue au cours de l'année mais reste assez côtière. Elle s'étend du

sud de Portbail à l'anse de Sciottot mais se développe un peu ces dernières années au nord de Flamanville.

Les métiers de la drague à coquille, du chalut de fond ou à perche sont pratiqués par des unités de tailles plus importantes, dépassant parfois les 11 m. Elles fréquentent pendant l'hiver principalement les petits gisements situés au large de Carteret ou ceux du nord Cotentin pour les coquillards, le nord de Jersey pour les perchistes ou le sud de la zone étudiée pour les chalutiers. Ces bateaux sont essentiellement basés à Carteret.

Les périodes d'activités des principaux métiers pratiqués par la flottille travaillant aux alentours de la centrale de Flamanville sont répertoriées dans le tableau 5.2.1.

Année 2010 Métier	Mois											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Casier à crustacés	6	13	18	20	20	20	18	18	18	16	15	16
Casier à bulot		13	14	14	14	14	14	13	13	13	13	13
Casier à seiche			3	8	7	2						
Filet à raie	2	1	3	3	2	2	1	1	2	2	1	1
Filet à sole	1	1		1	2	1	1	2	2	3	1	2
Palangre						1	1	1	1	1	1	1
Chalut de fond à sole					1	1			1	1	1	1
Chalut à perche		2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Ligne à bar ou à lieu	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Drague à praire	1											2
Drague à coquille	3	3	3	3	3					3	3	3

Bateaux inactifs	21	8	3	1	1	1	3	3	2	2	5	4
Bateaux actifs	12	25	30	32	32	32	30	30	31	31	28	29
Total	33	33	33	33	33	33	33	33	33	33	33	33

I : Nombre de navires ayant pratiqué au moins une fois un métier dans le mois

Tableau 5.2.1 : Périodes d'activités des principaux métiers pratiqués par la flottille

5.2.1.3. Production

En 2010, les déclarations faites par les professionnels fréquentant le secteur de Flamanville (source BCS) font apparaître une production de 187 tonnes de crustacés. Le plus gros des apports est composé de homards et de tourteaux dont les poids débarqués sont respectivement de 56 et 72 tonnes. L'araignée arrive en troisième position avec 54 tonnes.

La production de buccin est de 1300 tonnes. Cette quantité est en augmentation importante par rapport à l'année dernière (900 tonnes). Cela s'explique par le fait qu'en 2009 un grand nombre de fiches de pêche déclaratives n'avaient pas été transmises dans les temps, pour permettre une saisie en temps réel, ce qui a entraîné une sous déclaration des captures en général.

D'autres espèces, parmi lesquelles ont trouve : la Coquille Saint Jacques (112 T), les praires (8 T) ou les vanneaux (28 T) représentent la quasi-totalité des captures de bivalves pour une production totale d'environ 153 tonnes déclarés en 2010.

Les céphalopodes (24 T) ont été capturés principalement d'avril à juin par les caseyeurs fréquentant la bande des 3 miles du sud de Carteret au nord de Dielette. L'ensemble des captures est représenté par la seiche (23 T) dont les quantités déclarées sont stables mais

restent à un niveau relativement faible. Comme l'année précédente, un hiver froid a retardé l'arrivée de cette espèce dans les eaux de la bande côtière ce qui a eu pour effet de limiter la période de pêche.

Les poissons sont essentiellement représentés par les différentes espèces de raies (42 T), mais aussi par d'autres espèces de sélaciens, petite et grande roussette (43 T) ou bien encore la sole (34 T) chez les poissons plats.

Cette liste n'est évidemment pas exhaustive et on peut estimer qu'en 2010 la production déclarée de la flottille du nord ouest Cotentin est d'environ 1800 tonnes soit une estimation légèrement supérieure à celle de 2007. Cette évaluation en très forte augmentation par rapport à l'an passé est basée sur les déclarations 2010 issues des journaux de bord et fiches de pêches déclaratives des captures des navires du nord ouest Cotentin dont le retour a été plus important qu'en 2009. Elle peut donc fluctuer annuellement en fonction du retour ou non des documents déclaratifs. Ainsi en 2010, les captures de 7 navires n'ont pas été estimées faute de déclaration. Il faut toutefois noter la disparition de la raie brunette (*Raja undulata*) dans les débarquements. Cette dernière espèce fait en effet l'objet d'une mesure de gestion de la part de la communauté européenne qui en interdit les débarquements depuis le début de l'année 2010 et pour une durée indéterminée. Les débarquements représentaient parfois à cette époque 40 % des captures réalisées par les navires qui pratiquent le métier du filet à raies dans le nord ouest Cotentin.

5.2.2. Pêches expérimentales

Les pêches expérimentales aux casiers ont été réalisées au cours des mois de juin et septembre.

5.2.2.1. Matériel et méthode

Le principe de 15 points définis dans le secteur proche du site de la Centrale a été modifié en 2006 et porte à 16 le nombre de points d'observation (figure 5.2.1).

D'autre part en 2011 le professionnel a changé sa méthode de travail et utilise désormais des filières de 30 casiers. Nous avons tenu compte de ce changement en comptabilisant l'ensemble des captures réalisées sur la totalité de chacune des filières. Celles placées dans la réserve n'ont pas été modifiées et comportent toujours 20 casiers.

La création en 2000 d'un cantonnement de 1,2 km² pour préserver une fraction du stock de homard a induit un changement dans les captures et tout particulièrement dans celles réalisées à proximité du cap de Flamanville. Cette petite zone interdite à la pêche au casier, située aux abords de la centrale, fait partie intégrante du protocole d'échantillonnage des pêches expérimentales. Les filières 2, 8 et 16 sont à l'intérieur de son périmètre, et trois autres (3, 9 et 13) sont en périphérie. Cette mesure de gestion se traduit par une augmentation des rendements de pêche ce qui introduit un biais dans la série historique des campagnes. Depuis 2003, tous les homards pêchés dans la réserve sont marqués d'un numéro avant d'être relâchés dans le cantonnement. La filière numéro 16 avait été ajoutée et placée dans les enrochements de façon à tenter de capturer de jeunes homards âgés d'un à deux ans.

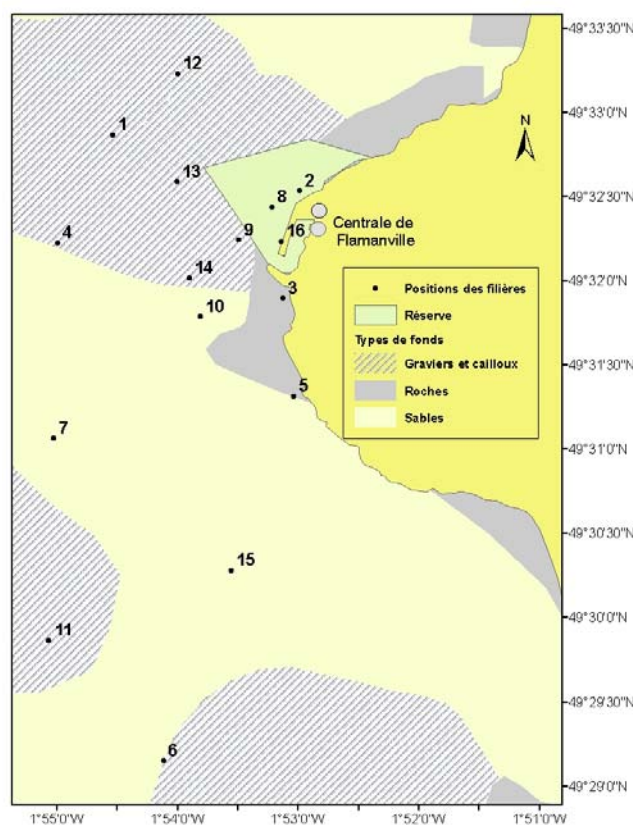


Figure 5.2.1 : Faciès sédimentaire du site étudié (d'après Larssonneur) et localisation des points échantillonnés

Chaque campagne comporte quatre jours de pêche consécutifs (sauf conditions météorologiques défavorables) au cours d'une marée de mortes-eaux.

Les 16 filières sont relevées, dans la mesure du possible, à chaque sortie.

Les casiers utilisés sont identiques à ceux employés les années précédentes. L'appât utilisé est du chinchard congelé.

Calendrier des sorties

Le tableau 5.2.2 indique les dates des campagnes, le nombre de filières relevées chaque jour ainsi que la quantité de casiers utilisés.

Mission	Date	Nombre de filières	Nombre de casiers relevés
Juin	6	16	450
	7	16	450
	8	16	390
	9	16	450
Septembre	8	16	450
	9	16	390
	10	16	450
	14	16	450

Tableau 5.2.2 : Dates des campagnes 2011 et nombre de filières relevées

Observations réalisées

Les observations réalisées en 2011 reposent sur 3 480 casiers relevés (annexe 5.10). Le nombre d'individus capturés par casier est noté pour les espèces suivantes : homard, tourteau, araignée, étrille, buccin et paguridés. Les données biologiques prises en compte pour les crustacés (exceptés les paguridés) sont la taille, le sexe, la présence éventuelle d'œufs, la dureté de la carapace (pour l'étrille) et la maturité (pour l'araignée).

Traitement des données

Les données sont saisies en temps réel sur un ordinateur puis traitées à la station de Port en Bessin grâce à un logiciel de gestion de base de données. Les indicateurs utilisés ont été développés, testés et validés au sein du groupe de travail *Indicateurs de population et de peuplement*. Ils ont fait l'objet de synthèses scientifiques (Rochet et al, 2005) ou ont été édités sous forme de bilan (J.C. Poulard et al, 2007) et retenus pour analyser l'évolution temporelle des populations des crustacés présentes dans la zone échantillonnée. Les tendances, quand elles sont significatives, sont représentées par une droite. La combinaison des différents indicateurs permet de donner un état des populations suivies pendant ces campagnes.

5.2.2.2. Principaux résultats

Les résultats de l'année 2011 concernent les paramètres biologiques définis au cours des années 1980 à 1985, années de référence avant la mise en service de la Centrale EDF. Ils sont comparés aux résultats des missions de juin et septembre des années 1985 à 2010, soit 26 ans de campagnes.

Le poids individuel est calculé à partir de la relation taille - poids élaborée en 1983 par les biologistes du Comité Régional des Pêches et Cultures marines de Bretagne (CORPECUM), du Comité Local des Pêches de Blainville, des Stations ISTPM de Roscoff et de Ouistreham et utilisée depuis pour l'ensemble de la Manche Ouest :

$W = aLc^b$	avec W = poids (en g) et Lc = longueur céphalothoracique ou largeur du céphalothorax (mm)
-------------	--

***Homard** (annexe 5.5)

➤ Rendements

Les rendements (nombre d'individus pêchés pour 80 casiers relevés) observés en juin et septembre sont toujours dans une tendance haussière depuis 1985. Cette variation temporelle dont le point d'inflexion se situe dans les années 1995-1997, période à laquelle ont été enregistrés de fortes abondances de jeunes individus, est en augmentation constante jusqu'en 2006. Depuis on note une stabilité des captures au niveau le plus élevé avec de très légères fluctuations annuelles. La mise en place de la réserve en 2000 a nettement participé à ce phénomène.

Lors des deux campagnes, les captures ont été multipliées par 10 depuis le plus bas historique en 1987. Ils sont cette année de 60 individus pour 80 casiers sur l'ensemble de la zone étudiée. Cette très augmentation par rapport à l'année dernière (17 ind./80casiers) n'est toutefois pas significativement différente des années précédentes ce qui a pour effet de maintenir les rendements au plus haut niveau depuis 10 ans.

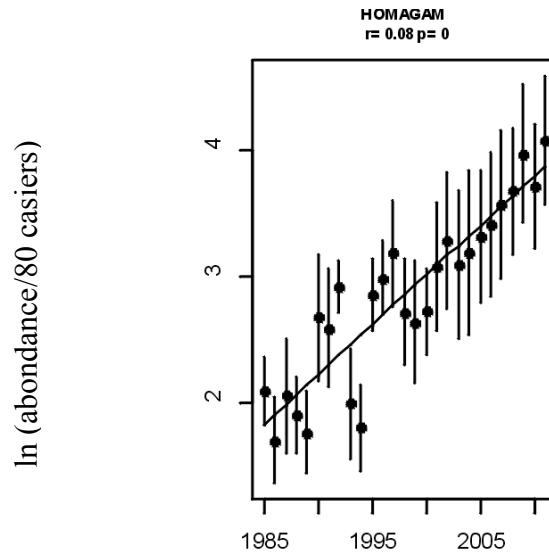


Figure 5.2.2 : Evolution de l'abondance (log) des homards depuis 1985

Les filières de la réserve ont habituellement une productivité très nettement supérieures aux autres filières et participent généralement pour plus du tiers à l'indice global. Toutefois cette année, celles situées au sud de la zone tels que la 10, 3 ou 5 ont respectivement des rendements de 78, 108 et 189 individus pour 80 casiers. Ces filières pourtant en dehors de la réserve représentent les plus forts rendements jamais observés depuis 2000 en dehors de la réserve. Ainsi la Figure A (annexe 5.10) présente une vue globale des rendements dont les plus forts se situent toujours à l'intérieur de la réserve mais aussi au sud de celle ci principalement dans la partie rocheuse. Les indices d'abondance les plus faibles sont observés dans les points situés au large, en particulier dans les filières 7 et 11. Les rendements y sont le plus souvent inférieurs à 24 individus pour 80 casiers.

➤ Répartition des tailles

La taille moyenne des homards capturés en 2010 est de 85 mm (Fig.5.2.3). Cette taille relativement faible associée à des abondances élevées ces dernières années montre nettement qu'il existe une quantité importante de jeunes individus sur l'ensemble de la pêcherie depuis 2007. Cette évolution est amplifiée par le fait que l'engin de capture utilisé dispose d'une certaine sélectivité intrinsèque qui provoque une troncature d'une partie de la population représentée par les plus jeunes individus dont la taille est inférieure à 70 mm. Ceci devrait avoir pour effet de maintenir la taille moyenne à un niveau artificiellement élevé comme cela est encore le cas cette année.

La proportion du nombre d'individus de taille commerciale en dehors de la réserve augmente encore cette année et se situe au environ de 37 %, alors que la même proportion est de 73 % dans la réserve. Les filières qui comptabilisent le plus grand nombre de jeunes individus sont situées au sud de la centrale. Ils représentent 85% des captures dans la filière 5 lors de la campagne du mois de juin.

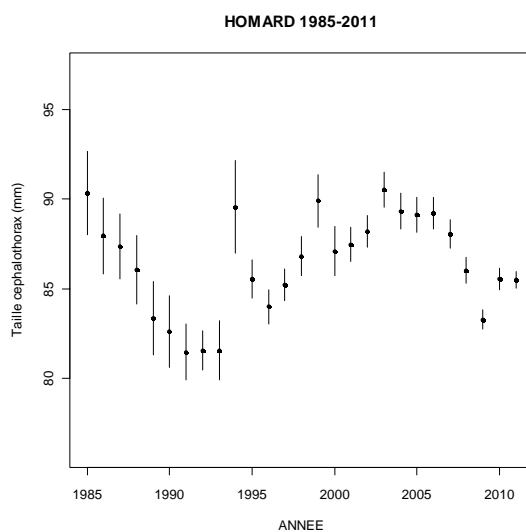


Figure 5.2.3 : Evolution de la taille moyenne des homards depuis 1985

➤ Poids individuel

Les relations *taille-poids* utilisées sont les suivantes :

les mâles : $a=187.10^{-6}$ et $b=3,289$

les femelles : $a=371.10^{-6}$ et $b=3,122$

Le poids moyen des homards en 2011 est de 424 g (annexe 5.5). Il n'existe pas d'évolution temporelle significative de ce paramètre mais il est très probable que du fait de la sélectivité de l'engin utilisé, seuls les individus dont le poids est généralement supérieur à 200 g sont capturés (Fig. 5.2.4). La fraction la plus jeune de la population est en effet plutôt mal échantillonnée.

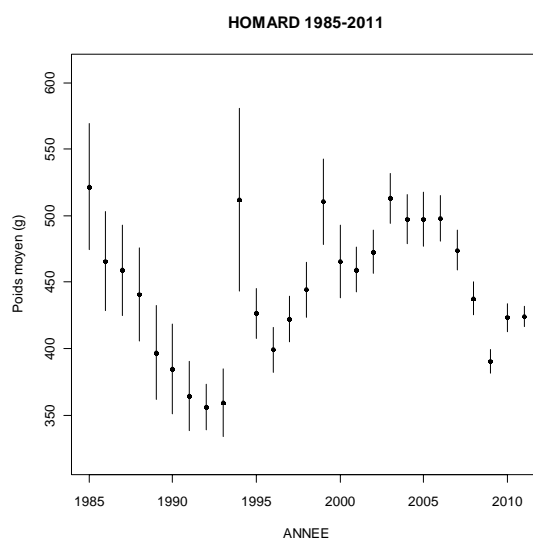


Figure 5.2.4: Evolution du poids moyen des homards capturés depuis 1985

➤ Proportion des sexes

La moyenne annuelle du pourcentage de mâles sur le nombre total de captures est restée stable d'une année sur l'autre. Elle est toujours voisine de celle observée lors des années de référence : 55 % des individus sont de sexe mâle en 2011.

5.2.2.2.1 Le tourteau (*Cancer pagurus*)

➤ Evolution temporelle des rendements

Après une baisse régulière de 2007 à 2009, les rendements sont stables depuis deux ans pour atteindre 77 individus pour 80 casiers sur l'ensemble des deux campagnes (Fig. 5.2.5).

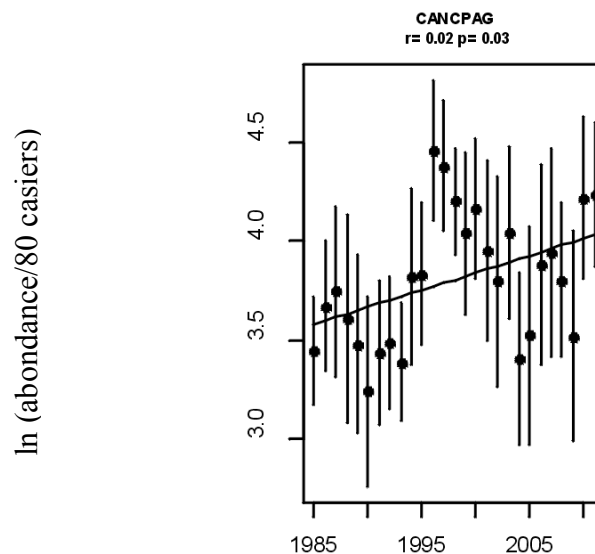


Figure 5.2.5 : Evolution de l'abondance (log) des tourteaux depuis 1985

Les filières situées au sud du cantonnement enregistrent les rendements les plus forts (annexe 5.10, Fig.B) comme s'il y avait un phénomène d'échappement des individus de la réserve vers la périphérie de celle-ci. Les filières 9, 10 et sont ainsi les plus productives avec des rendements respectifs de 104, 126 et 156 individus pour 80 casiers. Il semble qu'en dessous de 80 homards pour 80 casiers les tourteaux aient encore la possibilité d'accéder à l'appât qui se trouve dans les casiers. Au-dessus, il se pourrait qu'il y ait un phénomène d'exclusion compétitive qui oblige le tourteau à rester à l'écart, limitant ainsi sa capturabilité. Les diminutions de rendements dans certaines filières sont donc probablement liées au comportement territorial agressif du homard qui colonise petit à petit la zone protégée ainsi que le sud de celle-ci. Toutefois avec 3185 individus (annexe 5.6) capturés cette année, le tourteau est à nouveau l'espèce la plus abondante dans nos captures sur le site étudié et représente cette année l'indice le plus important avec ceux des années 1996 et 1997. L'augmentation de l'effort de pêche engendré par les 920 casiers supplémentaires ajoutés cette année ont permis de capturer 964 tourteaux en plus qu'en 2010; ceci en conservant des rendements identiques voir supérieurs aux années précédentes (83 ind./80cas).

➤ Répartition des tailles

En dehors de 2010, la taille moyenne des individus capturés (largeur du céphalothorax) lors des campagnes 2011, n'a pas significativement évolué depuis 10 ans. Elle est significativement différente de celle observée l'an passé (Fig. 5.2.6) mais reste située autour des 130 mm ce qui est la moyenne observée sur l'ensemble de la zone d'étude depuis les premières campagnes de prospection.

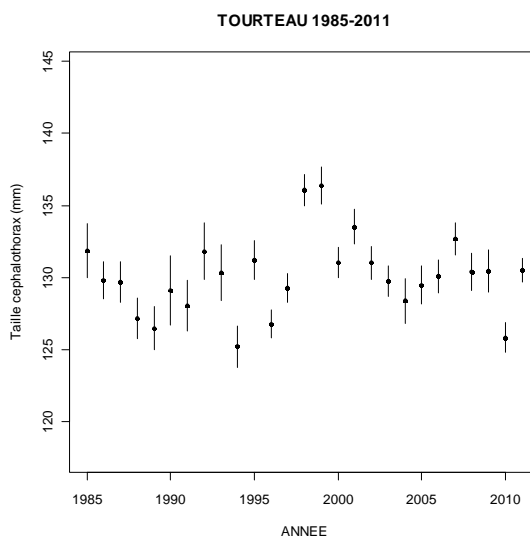


Figure 5.2.6 : Evolution de la taille moyenne du tourteau depuis 1985

Seuls 33% des individus capturés sont de taille marchande en 2011 alors qu'il y en avait 27% en 2010 (annexe 5.6).

➤ Poids individuel

Le poids moyen (g) est calculé à partir des paramètres suivants :

les mâles : $a=24 \cdot 10^{-6}$ et $b=3,388$

les femelles : $a=324 \cdot 10^{-6}$ et $b=2,848$

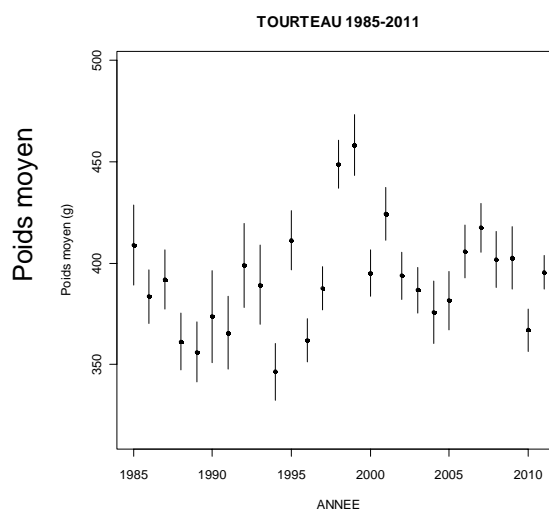


Figure 5.2.7 : Evolution du poids moyen des tourteaux capturés depuis 1985

Il est de 391 g sur l'ensemble des deux campagnes annuelles et n'a pas, en dehors des fluctuations temporelles, varié de façon significative depuis 1985 (Fig. 5.2.7).

➤ Proportion des sexes

Le sex-ratio des captures est composé à 61 % de mâles (annexe 5.6).

5.2.2.2 L'araignée (*Maja brachydactyla*)

➤ Evolution temporelle des rendements

Les rendements sont de 16 individus pour 80 casiers. Les résultats enregistrés montrent une diminution des rendements sur les quatre dernières années, tout en restant dans les limites des fluctuations temporelles que l'on observe depuis le début de la série historique (Fig. 5.2.8). Les fluctuations inter-annuelles ne sont pas très importantes et semblent plutôt évoluer sur des périodes plus longues de l'ordre de 8 à 10 ans.

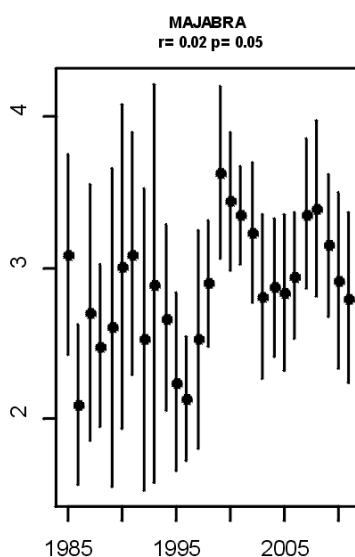


Figure 5.2.8 : Evolution de l'abondance (log) des araignées depuis 1985

La campagne du mois de juin donne les résultats les plus réguliers en nombre total d'individus capturés sur l'ensemble de la zone (annexe 5.7). Les filières 2, 8 et 16 situées dans la réserve et disposées sur des fonds rocheux ainsi que celles situées proche de la côte, sont peu productives en septembre (annexe 5.10, Fig. C). Les captures les plus importantes sont observées dans les filières 6, 7, 11 sur les fonds sableux situés à l'ouest de l'anse de Sciottot .

Elles représentent respectivement 47, 37, 32 individus pour 80 casiers et sont les points de prélèvement où l'on trouve les plus forts taux de captures en 2011. Celles ci sont cependant en diminution non significative par rapport à ce qui avait été capturé les années précédentes.

Répartition des tailles

La longueur céphalothoracique moyenne des araignées capturées en 2011 est de 10,4 cm (Fig. 5.2.9). Cette légère augmentation fait suite à 3 années de baisse engendrées par la présence importantes de jeunes individus dans la zone. Le pourcentage d'individus de taille commerciale (23 %) reste toutefois faible en 2011(annexe 5.7). La sélectivité de l'engin utilisé ne permet pas la capture des plus gros spécimens, principalement des mâles, pêchés plutôt au filet fixe par les professionnels. Leur longueur céphalothoracique dépassant le plus souvent les 15 cm et ne peuvent rentrer dans les casiers.

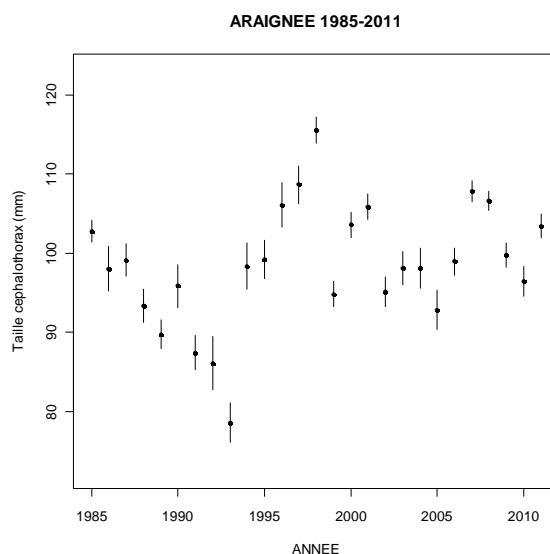


Figure 5.2.9 : Evolution de la taille moyenne des araignées depuis 1985

➤ Poids individuel

Le poids moyen est calculé à partir des paramètres suivants :

* pour les individus immatures

les mâles : $a=462.10^{-6}$ et $b=2,88$

les femelles : $a=102.10^{-5}$ et $b=2,698$

* pour les individus matures

les mâles : $a=517.10^{-7}$ et $b=3,382$

les femelles : $a=316.10^{-6}$ et $b=2,996$

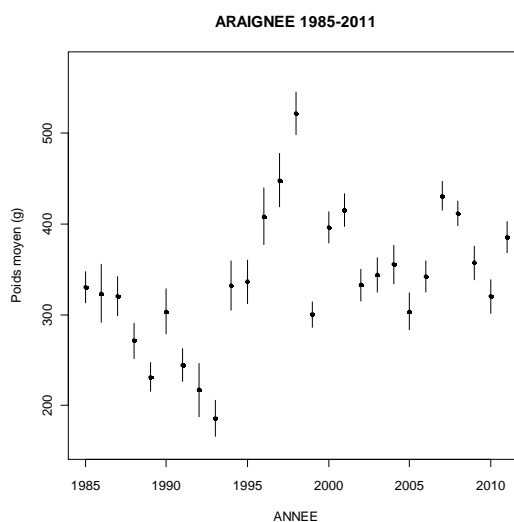


Figure 5.2.10 : Evolution du poids moyen des araignées capturées depuis 1985

Le poids moyen sur les deux campagnes annuelles est de 385 g (annexe 5.7). Il n'est pas significativement différent des autres années constituant la période étudiée (Fig. 5.2.10).

➤ Proportion des sexes

La proportion de mâles est de 76 % (annexe 5.7).

5.2.2.2..3 L'étrille (*Necora puber*)

➤ Evolution temporelle des rendements

Les rendements sont en légère augmentation par rapport à 2010 (Fig. 5.2.11). Ils se situent au-dessus de ceux observés pendant les huit dernières années et sont proches des plus hauts historiques avec 16 individus pour 80 casiers.

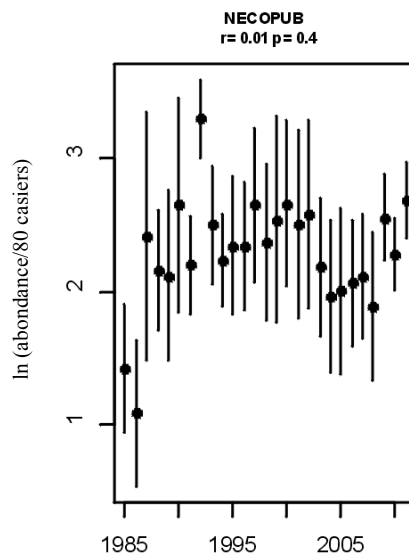


Figure 5.2.11 : Evolution de l'abondance (log) des étrilles depuis 1985

De plus on peut noter une assez bonne homogénéité de l'abondance depuis trois ans sur l'ensemble de la zone prospectée. Les meilleurs rendements sont observés aux points 5, 10, 13, 15 avec 25 individus pour 80 casiers (Fig. D, annexe 5.10).

Répartition des tailles

Cette année, la taille moyenne est de 49 mm. En dehors de quelques fluctuations inter annuelles, l'étude des longueurs moyennes met en évidence une certaine stabilité de la taille depuis 10 ans (Fig. 5.2.13). Par contre, sur une période plus longue on observe une diminution constante de la taille moyenne. C'est aussi la seule espèce de la communauté étudiée à présenter une telle configuration. On peut naturellement se poser la question d'une surexploitation ou d'une forme de nanisme au niveau de la pêcherie locale. Il n'est toutefois pas possible pour l'instant d'envisager l'une ou l'autre de ces hypothèses. Il est en effet étonnant qu'une population exploitée à l'aide d'un engin sélectif, tel que le casier à gros crustacés, puisse connaître sur une période aussi longue, une diminution globale des tailles de l'ordre d'un centimètre en 20 ans. Les fortes captures de juin 1992, ainsi que la stabilité de l'abondance, à un niveau élevé jusqu'en 2002, n'ont pas inversé la tendance mais permettent certainement de stabiliser la taille moyenne autour des 50 mm.

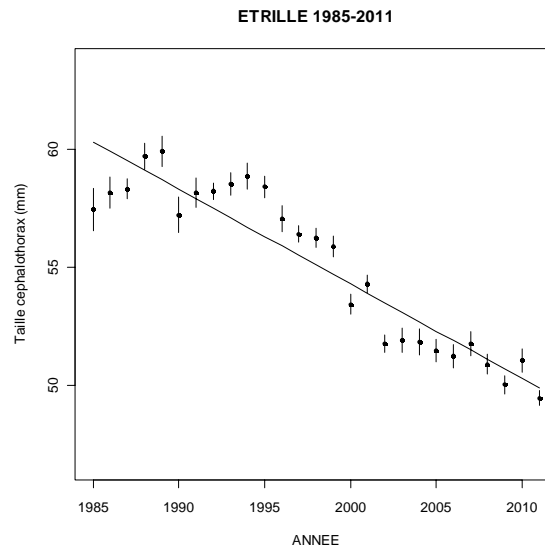


Figure 5.2.12 : Evolution de la taille moyenne des étrilles depuis 1985

Le recrutement doit être suffisant et la taille de première maturité relativement faible pour assurer la continuité de la population locale. En effet il semble que la taille de première maturité chez le mâle soit de 34 mm pour des individus capturés sur les côtes anglaises (Norrman, 1989). Les femelles capturées au nord de la Loire ont quant à elles, une taille de première maturité légèrement inférieure à 30 mm (Wilhelm, 1995).

➤ Poids individuel

Le poids moyen (g) est calculé à partir des paramètres suivants :

les mâles : $a=61.10^{-5}$ et $b=3,024$

les femelles : $a=6.10^{-4}$ et $b=3,008$

Il est de 82 g sur l'ensemble des deux campagnes annuelles. La tendance graphique montre un resserrement autour de cette valeur (Fig. 5.2.13). Ce qui confirme la faible abondance des individus de tailles extrêmes ces dernières années.

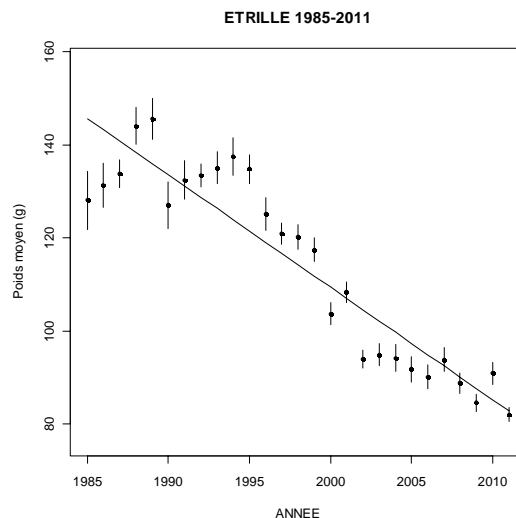


Figure 5.2.13 : Evolution du poids moyen des étrilles capturées depuis 1985

➤ Proportion des sexes

Comme chaque année le sex-ratio (annexe 5.8) est déséquilibré en faveur des mâles (84 %).

➤ Proportion d'individus mous

Le pourcentage d'individus mous est de 27 % en juin.

5.2.2.2.4 Buccin et paguridés (annexe 5.9)

Les filières situées au sud du cap de Flamanville, représentent 76% des captures de buccins. La fraction échantillonnée se situe dans la partie supérieure du spectre de taille de la population. Ceci est dû à la sélectivité du maillage des casiers qui provoque une troncature importante de la distribution. Il permet en effet à la plupart des individus de moins de 5 cm de ressortir ou de passer au travers du maillage principalement lors de la phase de remontée des filières à bord du navire.

Les rendements en buccins sont en diminution importante cette année (Fig. 5.2.14). Ils sont de 5,7 individus pour 10 casiers alors que ceux concernant les paguridés augmentent légèrement en 2011 (108,7). Comme l'année dernière les filières 1, 4 et 7 placées au large ont permis de capturer des quantités relativement importantes de buccins en 2011.

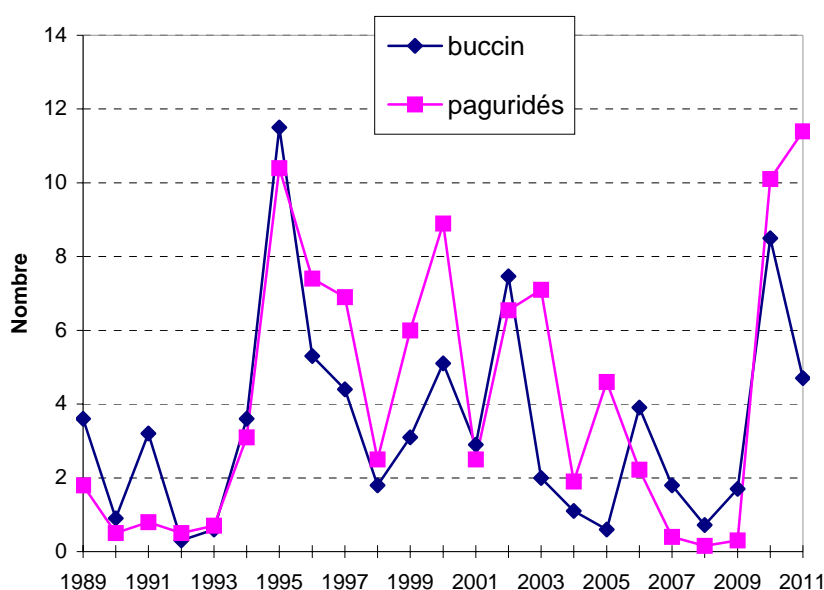


Figure 5.2.14 : Rendements en nombre d'individus pour 10 casiers

5.2.2.3. Zone du Cantonnement

5.2.2.3.1 Le homard

Les filières 2, 8 et 16 ont des rendements respectifs de 106, 107 et 145 homards pour 80 casiers. En dehors de l'année 2010, les résultats sont semblables aux années précédentes (Fig. 5.2.15). Les trois premières années qui ont fait suite à la mise en place de la réserve ont permis de mettre en évidence une augmentation importante et significative du nombre de homards dans la zone. Cette tendance est beaucoup moins importante ces dernières années et met en évidence un

pallier qu'il semble aujourd'hui difficile de franchir. Cette stabilisation à un niveau élevé des captures s'explique probablement par le fait que les homards n'ont plus suffisamment d'abris pour se stabiliser dans la zone, ce qui oblige certainement les plus petits individus à sortir du cantonnement. Ceux-ci pourraient avoir tendance à se rapprocher des rochers situés au sud de la centrale et profiter des enrochements pour y trouver un nouvel abri, plus adapté à leur taille et où ils sont moins exposés lors des périodes de mues plus fréquentes que leurs congénères adultes. Les rendements plus importants de juvéniles dans les filières 3 et 5 pourraient être la concrétisation de cette hypothèse.

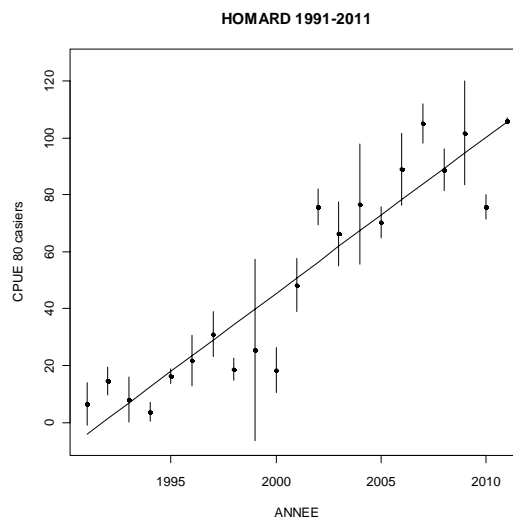


Figure 5.2.15 : Evolution temporelle des captures de homards dans le cantonnement depuis 1991

La mise en place en 2006 d'une nouvelle filière proche des enrochements avait pour but de capturer de plus petits individus et par conséquent diminuer la taille moyenne des captures. Cette tendance n'est plus validée lors de la campagne de septembre à cause du vent d'ouest assez fort cette année. En effet pour éviter de perdre du matériel nous avons été obligés de placer la filière un peu à l'écart des enrochements ce qui a eu pour effet d'augmenter légèrement la taille moyenne des captures (Fig. 5.2.16).

Nous avons mis en évidence en 2007 que la digue de la centrale constituait un abri adapté au comportement cryptique des juvéniles de homard mais n'avons pour l'instant jamais capturé d'individus de moins de 50 mm de longueur du céphalothorax.

Le poids moyen (565 g) n'a pas varié depuis 2002 soit deux ans après la création de la réserve.

Le nombre de femelles oeuvées capturées dans la réserve (12,2 Ind./80 casiers) est plus important que dans le reste de la zone (1 Ind./80 casiers). Ceci s'explique par le fait que dans la zone protégée le nombre d'individus adulte est plus important, la taille moyenne y est de 94 mm alors qu'à l'extérieur la majorité des individus ne dépasse pas les 83 mm et sont pour la plupart immatures.

En 2011, sur les 713 homards capturés dans le cantonnement, 501 ont été marqués pour la première fois cette année. On estime à environ 30 % le taux de recapture dans cette zone ce qui est équivalent à ce qui est observé en moyenne depuis 2003.

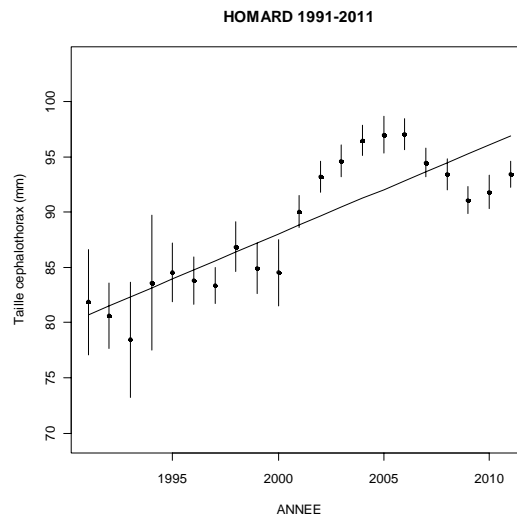


Figure 5.2.16 : Evolution temporelle de la taille moyenne des homards capturés dans le cantonnement depuis 1991

L'étude du marquage confirme que les homards sont sédentaires et qu'ils s'éloignent rarement de leur habitat. Les premiers individus marqués en 2003 sont absents dans nos captures 2011, seuls trois homards marqués en 2007 ont été recapturés cette année. L'un d'entre eux a même été capturé 6 fois entre juin 2007 et juin 2011. Par contre de nombreux homards portent des cicatrices abdominales qui correspondent aux rejets de marques lors de mues successives.

Quant aux retours de la part des pêcheurs, seul le professionnel avec qui nous réalisons les campagnes a recapturé comme en 2010 une trentaine individus dans un périmètre assez proche de la réserve.

5.2.2.3.2 Le Tourteau

Les rendements diminuent significativement cette année (Fig. 5.2.17) et sont de 18 individus pour 80 casiers sur l'ensemble de la réserve. Ils sont, en dehors des années 2008 et 2010, du même ordre que ceux observés depuis 2001. On remarque ainsi que lorsque les conditions météorologiques sont normales ou que la houle n'est pas trop importante, c'est le homard qui affirme son comportement territorial dominant et rentre dans le casier le premier empêchant le tourteau de s'y introduire.

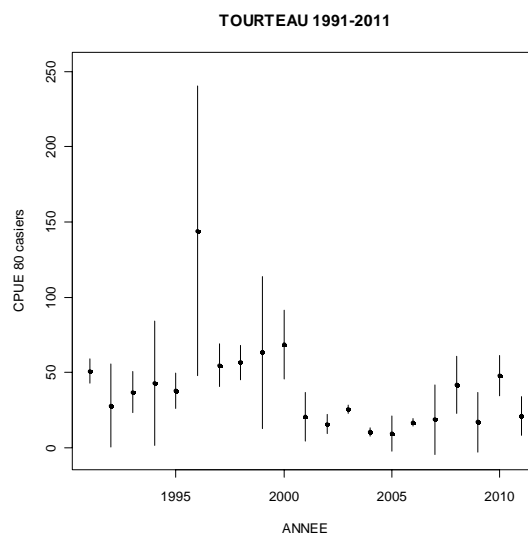


Figure 5.2.17 : Evolution temporelle des captures des tourteaux dans le cantonnement depuis 1991

5.2.3. Conclusion

* Les rendements en homard augmentent à nouveau cette année et sont au niveau le plus élevé depuis 1985. La tendance significative est haussière sur l'ensemble de la série historique. La taille moyenne est toujours inférieure à la taille marchande. Il semble que la population profite encore d'une augmentation du nombre de juvéniles d'un à trois ans que l'on retrouve en forte proportion au sud du cantonnement. Il n'est pas possible de savoir si ces petits homards proviennent de la réserve dans la mesure où il est difficile, pour des raisons de capturabilité, de mortalité importante et de mues rapprochées, de marquer les juvéniles de moins de 60 mm de longueur céphalothoracique. Cette augmentation semble provenir de méta-population ou d'un stock plus important car les professionnels travaillant en manche ouest remarquent parallèlement une recrudescence importante de juvéniles sur une période aussi longue.

* Le tourteau est la principale espèce capturée cette année et ceci malgré la forte abondance du homard dans les filières placées au sud de la réserve. Généralement une forte concentration en homard provoque un phénomène d'exclusion compétitive des tourteaux vis à vis probablement de la nourriture. Il semble qu'en dessous de 10 homards pour 10 casiers les tourteaux aient encore la possibilité d'accéder à l'appât qui se trouve dans les casiers.

* Les captures d'araignée diminuent pour la troisième année consécutive tout en restant dans les limites des fluctuations annuelles importantes observées depuis dix ans. D'autre part la taille moyenne augmente, probablement à cause de la diminution du nombre de petits individus dans les captures du mois de juin.

* La taille moyenne des étrilles capturées est la plus petite depuis le début de la série historique mais n'a pas significativement varié depuis six ans. Elle correspond probablement au seuil de sélectivité de l'engin. Il faut toutefois noter que les rendements augmentent encore cette année. Les résultats concernant l'étrille sont plutôt positifs dans la mesure où l'indice d'abondance est en augmentation sur l'ensemble de la zone et que la taille est relativement stable depuis plusieurs années. Les bons indices de septembre, observés depuis 2004, période de pleine activité et de recrutement de cette espèce, permettent de penser que la tendance augmente de façon significative.

Dans la réserve, un certain nombre de points peuvent être mis en avant :

* Les captures de homards sont encore importantes cette année et sont au plus haut depuis la création de la réserve. La taille moyenne a légèrement augmenté cette année ce qui voudrait dire que la proportion de gros individus est plus importante dans la réserve et qu'il pourrait y avoir un phénomène d'échappement des petits individus vers l'extérieur et notamment vers le sud de la zone. Le nombre de femelles oeuvées est en augmentation depuis plusieurs années. Ce qui devrait permettre une plus grande production de larves, favorisant selon les courants, la population de la réserve et la connectivité entre les populations avoisinantes.

* Le système de marquage permet d'identifier les individus recapturés même après plusieurs mues. Nous avons ainsi pu observer de nombreuses augmentations de tailles accompagnées parfois d'une modification du stade sexuel, comme par exemple le passage de femelle à femelle œuvée. Il semble toutefois que les nombreuses mues successives aient eu raison des marques faites avant 2007. En effet, un grand nombre d'individus a été remarqué cette année alors que des cicatrices dues aux marques expulsées étaient observées sur l'abdomen de ceux-ci.

* Malgré le grand nombre de homards marqués, environ 3400 individus en huit ans, le taux de recapture en dehors de la réserve est d'environ 4% (150 individus depuis 2003). Cela

confirme que le homard est une espèce plutôt sédentaire, la majorité des captures réalisées pendant les campagnes se faisant généralement à l'intérieur du cantonnement ou en bordure immédiate de celui-ci. Le taux de recapture total dans la zone protégée, est qui prend en compte les individus recapturés plusieurs fois est de 38%.

Globalement, on peut avancer qu'il n'y a pas eu aggravation récente de l'état de la communauté des crustacés suivis sur le site de Flamanville du fait de la pêche ou de toute autre activité anthropique. Sur une plus longue période on peut affirmer que les rejets d'eau chaude de la centrale de Flamanville n'ont pas eu d'incidence négative sur la pêcherie environnante dont les caractéristiques sont semblables aux autres secteurs du Golfe Normand Breton dans lesquels les professionnels pratiquent la même activité.

5.3. Annexes

Mission	Date	Coeff. Marée	Point	Nuages	Sonde	Engin	Heure début (T.U.)	Durée	Temps après P.M.	Volume (m ³)
211	9 juin	61	Référence		21	Bongo 1	14h58	2mn50	3h28	59
						Bongo 2	15h03	3mn59	3h33	172
						Neuston S	15h08	15mn11	3h38	1761
			Point 3		27	Bongo 1	14h00	3mn18	2h30	100
						Bongo 2	14h07	3mn08	2h37	171
						Neuston S	14h20	14mn30	2h50	1756
212	28 juin	51	C. Amenée	8	6	Bongo 1	7h04	2mn	3h29	76
						Bongo 2	7h11	2mn	3h36	68
						Neuston S	7h17	10mn	3h42	972
			Rejet	8	15	Bongo 1	7h34	2mn	3h59	80
						Bongo 2	7h41	2mn30	4h06	114
						Neuston S	7h48	10mn	4h13	1009
			Référence	8	20	Bongo 1	9h21	5mn	5h46	194
						Bongo 2	9h33	5mn30	5h58	277
						Neuston S	9h24	14mn30	5h49	2204
			Point 3	8	24	Bongo 1	8h25	5mn40	4h50	219
						Bongo 2	8h36	4mn40	5h01	237
						Neuston S	8h46	16mn	5h11	1637
213	12 juillet	61	C. Amenée	8	7	Bongo 1	6h33	1mn38	3h22	98
						Bongo 2	6h41	2mn15	3h30	117
						Neuston S	6h50	10mn	4h39	896
			Rejet	8	15	Bongo 1	7h07	2mn26	3h56	124
						Bongo 2	7h14	1mn30	4h03	65
						Neuston S	7h19	11mn	4h08	1413
			Référence	8	21	Bongo 1	8h58	3mn18	5h47	180
						Bongo 2	9h00	3mn43	5h49	245
						Neuston S	9h07	16mn20	5h56	2296
			Point 3	8	24	Bongo 1	7h55	5mn05	4h44	176
						Bongo 2	8h05	4mn18	4h54	195
						Neuston S	8h11	15mn	5h00	1933
214	26 juillet	36	C. Amenée	8	6	Bongo 1	6h30	2mn30	4h45	95
						Bongo 2	6h35	1mn20	4h50	39
						Neuston S	6h41	9mn30	4h56	1047
			Rejet	7	15	Bongo 1	6h57	2mn30	5h12	124
						Bongo 2	7h03	2mn20	5h18	114
						Neuston S	7h10	10mn30	5h25	1189
			Référence	7	21	Bongo 1	7h34	3mn	5h49	149
						Bongo 2	7h41	4mn	5h56	196
						Neuston S	7h48	15mn	6h03	1455
			Point 3	6	24	Bongo 1	8h19	4mn	6h34	163
						Bongo 2	8h26	3mn50	6h41	127
						Neuston S	8h35	17mn	6h50	1870
215	22 août	37	C. Amenée	8	7	Bongo 1	13h49	1mn40	3h13	72
						Bongo 2	13h55	2mn22	3h19	104
						Neuston S	14h04	8mn	3h28	864

			Rejet	7	14	Bongo 1	14h19	2mn01	3h43	83
						Bongo 2	14h26	2mn15	3h50	126
						Neuston S	14h34	11mn	3h58	1076
			Référence	8	22	Bongo 1	14h58	5mn36	4h22	216
						Bongo 2	13h08		2h32	124
						Neuston S	15h17	16mn	4h41	1462
			Point 3	8	24	Bongo 1	15h53	4mn29	5h17	170
						Bongo 2	16h07	3mn47	5h31	157
						Neuston S	16h13	15mn45	5h37	1574
216	22 septembre	34	Référence		25	Bongo 1	12h56	3mn06	0h03	212
						Bongo 2	13h05	3mn52	0h12	190
						Neuston S	13h20	16mn	0h27	1313
			Point 3		27	Bongo 1	14h03	4mn06	1h10	241
						Bongo 2	14h11	5mn22	1h18	265
						Neuston S	14h25	15mn50	1h32	1190

Annexe 5.1. Caractéristiques des prélèvements effectués en 2011

Mission	Date	Point	Température (°C)		DT maximum (°C)		Salinité		Densité	
			Surf.	Fond	Surf.	Fond	Surf.	Fond	Surf.	Fond
211	9 juin	Référence	13,85	13,71			35,03	35,04	26,24	26,28
		Point 3	13,49	13,48			35,10	35,11	26,37	26,38
212	28 juin	C. Amenée	15,76	15,76	2,1		35,12	35,12	25,89	25,9
		Rejet	16,35	17,88						
		Référence	15,67	15,53			35,11	35,12	25,91	25,95
		Point 3	15,22	15,22			35,15	35,15	26,04	26,04
213	12 juillet	C. Amenée	16,12	16,10	3,4		35,16	35,19	25,85	25,87
		Rejet	19,54				34,78		24,72	
		Référence	16,01	15,79			35,1	35,16	25,82	25,92
		Point 3	15,52	15,52			35,15	35,16	25,98	25,98
214	26 juillet	C. Amenée	16,84	16,83	2,4		35,1	35,13	25,63	25,65
		Rejet	19,26	17,2			34,91	35,22	24,89	25,63
		Référence	17,07	16,50			35,06	35,14	25,54	25,74
		Point 3	16,11	16,10			35,14	35,14	25,83	25,83
215	22 août	C. Amenée	17,61	17,60	0,9		35,21	35,42	25,53	25,69
		Rejet	18,48	17,64			34,86	35,08	25,05	25,42
		Référence								
		Point 3	17,12	17,09			35,10	35,10	25,57	25,57
216	22 septembre	Référence	16,56	16,53			35,18	35,17	25,76	25,75
		Point 3	16,70	16,57			35,19	35,19	25,73	25,76

Annexe 5.2. Résultats des mesures hydrologiques effectuées en 2011

Mission	Date	Point	Nuages	Engin	Total larves	Zoés stade 1	Zoés stade 2	Zoés stade 3	Mégaloopes
211	9 juin	Référence		Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
		Point 3		Bongo 1 Bongo 2 Neuston S	0,011		0,006	0,006	
212	28 juin	C. Amenée	8	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
		Rejet	8	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
		Référence	8	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S	0,041	0,014	0,018	0,009	
		Point 3	8	Bongo 1 Bongo 2 Moyenne Neuston S	0,084 0,042 0,055	0,042 0,021 0,037	0,042 0,021 0,012		0,006
213	12 juillet	C. Amenée	8	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
		Rejet	8	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
		Référence	8	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S	0,030	0,013	0,017		
		Point 3	8	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S	0,062	0,021	0,021	0,016	0,005
214	26 juillet	C. Amenée	8	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
		Rejet	7	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
		Référence	7	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S					
		Point 3	6	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S	0,005	0,005			
215	22 août	C. Amenée	8	Bongo 1 Bongo 2					

				Neuston S				
		Rejet	7	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S				
		Référence	8	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S				
		Point 3	8	Bongo 1 Bongo 2 Neuston S				
216	22 septembre	Référence		Bongo 1 Bongo 2 Neuston S				
		Point 3		Bongo 1 Bongo 2 Neuston S				

Annexe 5.3. Densités des larves de homard en 2011 (en nombre par 10 m³)

Mission	Date	Point	Engin	Mégaloopes	Total Zoés	Zoés stade 1	Zoés stade 2	
211	9 juin	Référence	Bongo 1 Bongo 2					
		Point 3	Bongo 1 Bongo 2					
212	28 juin	C. Amenée	Bongo 1 Bongo 2					
		Rejet	Bongo 1 Bongo 2					
		Référence	Bongo 1 Bongo 2 Moyenne		0,05 0,18 0,12	0,05 0,11 0,08	0,07 0,04	
		Point 3	Bongo 1 Bongo 2 Moyenne		0,50 0,67 0,59	0,46 0,55 0,50	0,05 0,13 0,09	
		C. Amenée	Bongo 1 Bongo 2					
213	12 juillet	Rejet	Bongo 1 Bongo 2 Moyenne		0,08 0,15 0,08	0,08 0,15 0,12		
		Référence	Bongo 1 Bongo 2 Moyenne		0,28 0,04 0,02	0,28 0,20 0,24		
		Point 3	Bongo 1 Bongo 2 Moyenne		0,11 0,15 0,13	2,84 3,58 3,21	2,44 3,12 2,78	0,40 0,46 0,43
		C. Amenée	Bongo 1 Bongo 2					
		Rejet	Bongo 1		0,08	0,32	0,08	0,24
214	26 juillet	C. Amenée	Bongo 1 Bongo 2					
		Rejet	Bongo 1		0,08	0,32	0,08	0,24

			Bongo 2		0,09	0,09				
			Moyenne	0,04	0,21	0,08	0,12			
		Référence	Bongo 1	0,47	1,41	0,87	0,54			
			Bongo 2	0,92	1,68	0,66	1,02			
			Moyenne	0,69	1,55	0,77	0,78			
		Point 3	Bongo 1	0,49	9,93	6,62	3,31			
			Bongo 2	0,79	9,74	6,44	3,30			
			Moyenne	0,64	9,84	6,53	3,31			
215	22 août	C. Amenée	Bongo 1							
			Bongo 2							
		Rejet	Bongo 1							
			Bongo 2							
		Référence	Bongo 1	0,55	0,28	0,09	0,18			
			Bongo 2	0,32	0,40	0,40				
			Moyenne	0,44	0,34	0,25	0,09			
		Point 3	Bongo 1	0,12	7,54	6,48	1,06			
			Bongo 2	0,13	11,52	10,51	1,02			
			Moyenne	0,12	9,53	8,49	1,04			
			216	22 septembre	Référence	Bongo 1	0,09	1,84	0,66	1,18
						Bongo 2	0,32	2,15	0,63	1,52
Moyenne	0,20	2,00				0,65	1,35			
Point 3	Bongo 1	0,21			2,91	1,37	1,54			
	Bongo 2	0,08	2,38	1,40	0,98					
	Moyenne	0,14	2,64	1,38	1,26					

Annexe 5.4. Densités des larves d'araignée en 2011 (en nombre par 10 m³)

JUIN	Nombre total	Nombre mâles	Nombre femelles	Nombre femelles oeuvées	Longueur céphalothoracique moyenne (cm)	Poids moyen (g)	Sex-ratio (Pourcentage de mâles)
filière 1	43	22	20	1	9.0	506	51
filière 2	118	65	42	11	8.9	487	55
filière 3	135	78	57		8.1	339	58
filière 4	53	25	25	3	9.3	568	47
filière 5	205	118	86	1	7.9	323	58
filière 6	41	26	15		8.8	483	63
filière 7	19	10	9		9.5	580	53
filière 8	112	60	38	14	9.5	605	54
filière 9	146	64	79	3	8.5	398	44
filière 10	151	88	63		7.9	328	58
filière 11	29	21	6	2	9.2	537	72
filière 12	65	35	27	3	9.2	533	54
filière 13	75	43	32		9.1	517	57
filière 14	65	46	19		8.5	414	71
filière 15	65	30	33	2	8.4	383	46
Sous total	1322	731	551	40	8.6	430	55
filière 16	142	89	43	10	9.1	526	63

SEPTEMBRE	Nombre total	Nombre mâles	Nombre femelles	Nombre femelles oeuvées	Longueur céphalothoracique moyenne (cm)	Poids moyen (g)	Sex-ratio (Pourcentage de mâles)
filière 1	33	14	17	2	8.7	463	42
filière 2	93	44	44	5	9.2	523	47
filière 3	149	88	61		8.0	328	59
filière 4	25	13	10	2	9.9	673	52
filière 5	293	134	157	2	7.9	318	46
filière 6	35	16	16	3	9.4	562	46
filière 7	30	14	15	1	9.2	531	47
filière 8	101	44	52	5	9.7	627	44
filière 9	58	31	25	2	8.6	424	53
filière 10	84	45	37	2	8.5	402	54
filière 11	23	12	9	2	9.6	620	52
filière 12	52	29	22	1	8.6	430	56
filière 13	23	9	13	1	9.0	484	39
filière 14	75	40	32	3	8.2	358	53
filière 15	93	49	43	1	8.2	357	53
Sous total	1167	582	553	32	8.5	418	50
filière 16	147	55	79	13	9.7	617	37

Total	2489	1313	1104	72	8.5	424	53%
Total (16)	289	144	122	23	9.4	572	50%

Annexe 5.5 : Résultats des pêches expérimentales de homard en 2011

JUN	Nombre total	Nombre mâles	Nombre femelles	Largeur céphalothoracique moyenne (cm)	Poids moyen (g)	Sex-ratio (Pourcentage de mâles)
filière 1	67	42	25	14.6	561	63
filière 2	22	14	8	11.4	239	64
filière 3	57	38	19	11.1	224	67
filière 4	76	54	22	14.5	541	71
filière 5	11	7	4	11.9	274	64
filière 6	31	20	11	14.5	544	65
filière 7	84	39	45	14.6	552	46
filière 8	15	9	6	11.2	248	60
filière 9	165	84	81	11.9	276	51
filière 10	236	111	125	12.1	301	47
filière 11	36	23	13	14.9	599	64
filière 12	102	44	58	13.7	444	43
filière 13	123	67	56	13.2	410	54
filière 14	248	101	147	12.7	340	41
filière 15	106	56	50	13.6	427	53
Sous total	1379	709	670	13.0	385	51
filière 16	15	11	4	11.0	225	73

SEPTEMBRE	Nombre total	Nombre mâles	Nombre femelles	Largeur céphalothoracique moyenne	Poids moyen (g)	Sex-ratio (Pourcentage de mâles)
filière 1	115	66	49	14.7	541	57
filière 2	33	23	10	11.5	254	70
filière 3	138	100	38	11.2	229	72
filière 4	119	71	48	14.3	495	60
filière 5	177	133	44	12.0	309	75
filière 6	40	27	13	14.9	596	68
filière 7	217	119	98	13.9	470	55
filière 8	14	13	1	11.7	273	93
filière 9	148	99	49	12.1	294	67
filière 10	141	104	37	12.7	358	74
filière 11	42	23	19	13.7	460	55
filière 12	135	106	29	13.1	396	79
filière 13	152	104	48	13.6	449	68
filière 14	219	162	57	13.0	379	74
filière 15	116	81	35	13.7	439	70
Sous total	1806	1231	575	13.1	396	68
filière 16	7	6	1	11.6	261	86

Total	3185	1940	1245	13.0	391	61%
Total (16)	22	17	5	11.2	243	77%

Annexe 5.6 : Résultats des pêches expérimentales de tourteau en 2011

JUN	Nombre total	Nombre mâles	Nombre femelles	Nombre femelles oeuvées	Longueur céphalothoracique moyenne	Pourcentage d'individus de taille commerciale	Sex-ratio (Pourcentage de mâles)
filière 1	27	27			10.3	22	100
filière 2	45	40	2	3	10.4	11	89
filière 3	9	7	2		10.4	11	78
filière 4	17	17			10.5	18	100
filière 5	2	2			12.0	50	100
filière 6	31	27	1	3	10.1	23	87
filière 7	58	54		4	10.5	21	93
filière 8	24	21	1	2	11.3	21	88
filière 9	10	9		1	12.1	50	90
filière 10	11	10	1		11.5	36	91
filière 11	43	36	1	6	10.8	28	84
filière 12	12	11		1	9.7	8	92
filière 13	9	9			11.2	56	100
filière 14	9	9			11.3	22	100
filière 15	37	34	1	2	10.1	27	92
Sous total	344	313	9	22	10.6	23	91
filière 16	36	29	3	4	10.2	19	81

SEPTEMBRE	Nombre total	Nombre mâles	Nombre femelles	Nombre femelles oeuvées	Longueur céphalothoracique moyenne	Pourcentage d'individus de taille commerciale	Sex-ratio (Pourcentage de mâles)
filière 1	46	34	11	1	11.0	28	74
filière 2	3	2	1		9.6	0	67
filière 3	0					0	0
filière 4	41	27	9	5	10.8	37	66
filière 5	1		1		7.8	0	0
filière 6	93	47	46		10.0	18	51
filière 7	52	29	23		9.4	13	56
filière 8	0					0	0
filière 9	11	8	3		9.8	18	73
filière 10	0					0	0
filière 11	42	23	19		10.5	31	55
filière 12	2	1	1		10.2	50	50
filière 13	3	3			9.9	0	100
filière 14	2	1	1		11.4	0	50
filière 15	11	8	3		6.8	0	73
Sous total	307	183	118	6	10.1	22	60
filière 16	0	0	0	0		0	0

0

Total	651	496	127	28	10.4	23%	76%
Total (16)	36	29	3	4	10.2	19%	81%

Annexe 5.7 : Résultats des pêches expérimentales d'araignée en 2011

JUN	Nombre total	Nombre mâles	Nombre femelles	Nombre femelles oeuvées	Longueur céphalothoracique moyenne	Pourcentage d'individus mous	Sex-ratio (Pourcentage de mâles)
filière 1	36	27	8	1	4.9	8	75
filière 2	20	18	2		5.5	45	90
filière 3	21	19	2		5.1	52	90
filière 4	13	8	5		4.7	15	62
filière 5	18	18			5.3	33	100
filière 6	22	18	3	1	4.8	27	82
filière 7	14	11	3		5.0	43	79
filière 8	11	8	2	1	5.4	18	73
filière 9	10	10			5.0	50	100
filière 10	62	48	13	1	4.8	29	77
filière 11	3	3			5.6	67	100
filière 12	35	28	5	2	4.8	11	80
filière 13	34	28	4	2	4.8	18	82
filière 14	16	10	5	1	4.9	19	63
filière 15	53	51	2		5.1	28	96
Sous total	368	305	54	9	5.0	27	83
filière 16	4	2	2	0	5.1	0	50

SEPTEMBRE	Nombre total	Nombre mâles	Nombre femelles	Nombre femelles oeuvées	Longueur céphalothoracique moyenne	Pourcentage d'individus mous	Sex-ratio (Pourcentage de mâles)
filière 1	17	15	2		4.9	6	88
filière 2	6	6			5.2	0	100
filière 3	19	18	1		5.0	5	95
filière 4	10	8	2		5.1	0	80
filière 5	47	40	6	1	4.8	6	85
filière 6	20	18	2		4.7	10	90
filière 7	19	14	5		4.7	0	74
filière 8	7	4	3		5.1	0	57
filière 9	23	20	3		5.0	4	87
filière 10	17	16	1		5.2	6	94
filière 11	12	11	1		4.8	0	92
filière 12	22	14	8		4.8	14	64
filière 13	36	33	3		4.9	3	92
filière 14	14	14			4.9	0	100
filière 15	26	23	3		5.0	4	88
Sous total	295	254	40	1	4.9	5	86
filière 16	7	6	1	0	5.7	14	86
Total	663	559	94	10	4.9	17%	84%
Total (16)	11	8	3	0	5.5	9%	73%

Annexe 5.8 : Résultats des pêches expérimentales d'étrille en 2011

	Nombre de casiers relevés			Nombre de buccins pêchés			Nombre de pagures pêchés		
	Juin	Septembre	Total	Juin	Septembre	Total	Juin	Septembre	Total
filière 1	120	120	240	109	76	185	159	66	225
filière 2	80	80	160	0	0	0	19	0	19
filière 3	90	120	210	0	0	0	0	2	2
filière 4	120	120	240	92	14	106	302	68	370
filière 5	90	120	210	16	3	19	27	6	33
filière 6	120	90	210	396	52	448	243	21	264
filière 7	120	120	240	303	87	390	1635	481	2116
filière 8	80	80	160	0	0	0	2	0	2
filière 9	120	120	240	3	0	3	0	1	1
filière 10	120	120	240	1	0	1	1	4	5
filière 11	120	90	210	230	35	265	350	95	445
filière 12	120	120	240	44	3	47	52	13	65
filière 13	120	120	240	1	2	3	28	11	39
filière 14	120	120	240	0	8	8	6	18	24
filière 15	120	120	240	87	12	99	145	27	172
filière 16	80	80	160	0	0	0	0	0	0
Total	1740	1740	3480	1282	292	1574	2969	813	3782

Annexe 5.9 : Résultats des pêches expérimentales d'autres espèces en 2011

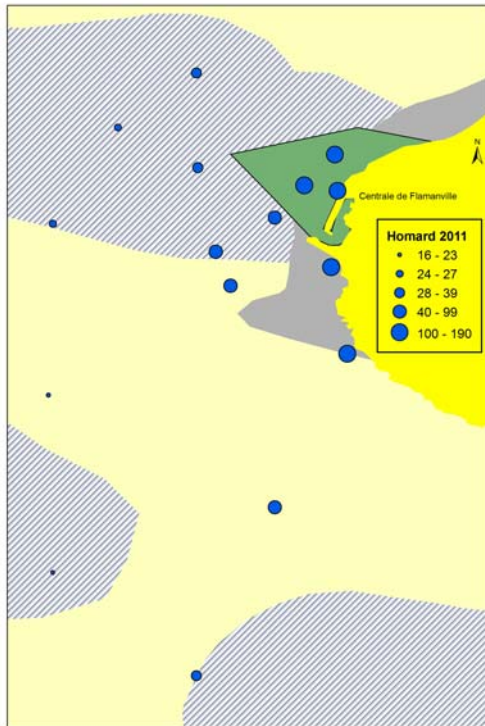


Figure A : Nombre de homards pour 80 casiers

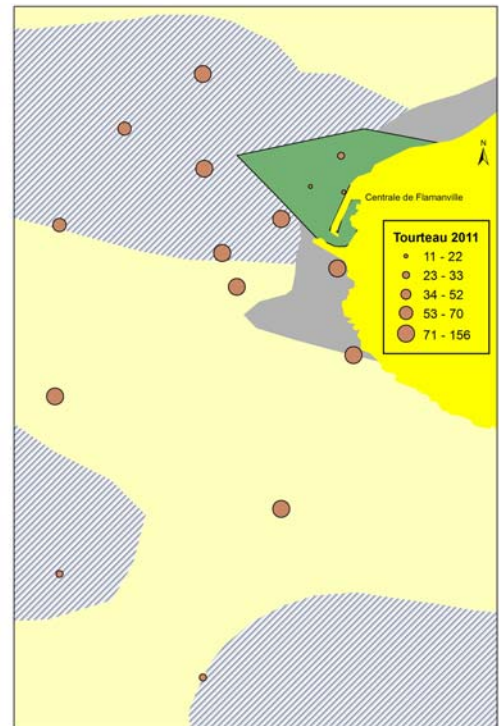


Figure B : Nombre de tourteaux pour 80 casiers

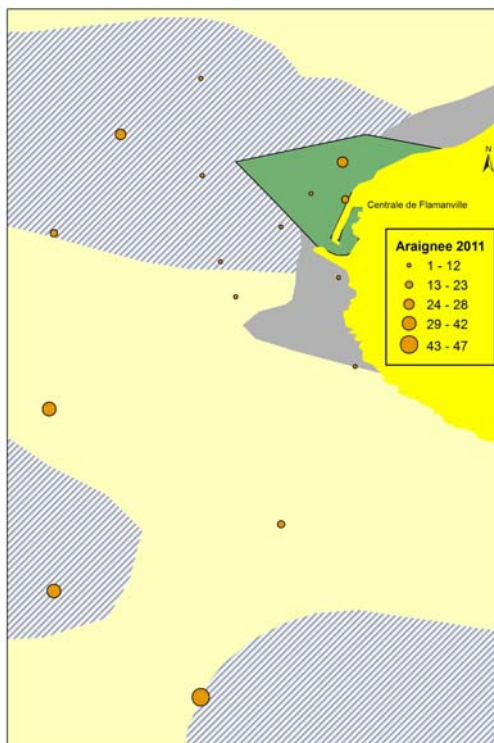


Figure C : Nombre d'araignées pour 80 casiers

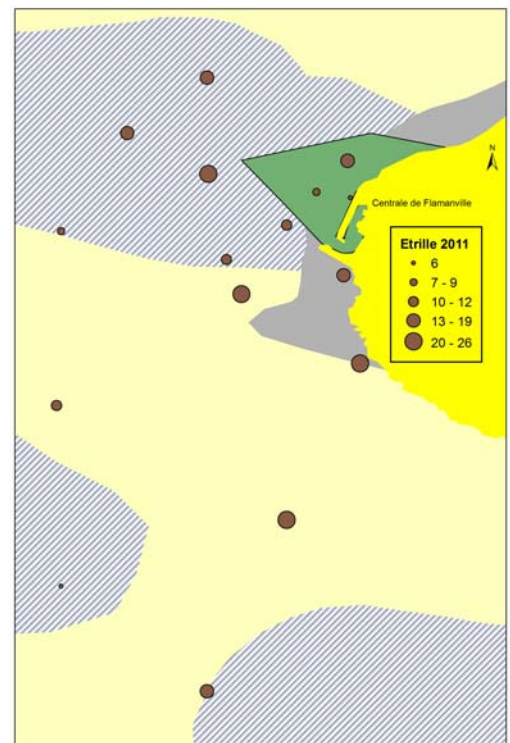


Figure D : Nombre d'étrilles pour 80 casiers

Annexe 5.10 : Répartition spatiale des quatre espèces de crustacés en 2011

6. Conclusion

6.1. Le domaine pélagique

Hydrologie

Les températures d'eau de mer mesurées en 2011 ont dans l'ensemble été supérieures à celles de l'année précédente aux différentes saisons. Les écarts de température entre les points *rejet-référence* et *rejet-canal* ont été généralement élevés. Les différences de températures au niveau du *rejet* sont significatives tout au long de l'année avec les autres points de surveillance (*canal* et *référence*). Néanmoins, les mesures de températures des campagnes 2011, appuyées des résultats de modélisation, indiquent que l'étendue du panache de rejet reste toujours géographiquement très limité.

Les salinités enregistrées au cours de l'année 2011 ont été souvent supérieures à celles de 2010 sur les différentes stations de surveillance et notamment en été et en automne. Les salinités 2011 se distribuent autour des valeurs médianes pluriannuelles calculées sur la période 1987-2010, mais restent dans la gamme observée depuis le début de la surveillance. Habituellement, les points côtiers (*canal* et *rejet*) sont toujours caractérisés par des salinités inférieures à celui du large (*référence*). Cette année, cela n'a été le cas qu'en automne. La présence du gradient côte-large qui est lié aux apports d'eau douce d'origine continentale n'a donc pas été clairement observée. Néanmoins, un impact de la centrale via ses rejets de produits de traitement (circuits d'eau de refroidissement de la station d'eau déminéralisée, lavage...) est fort peu probable compte tenu du volume total de rejet et de la limite du débit journalier de ces rejets.

L'ensemble des nutriments mesurés lors des campagnes de surveillance 2011 présente une évolution saisonnière classique. Suite à l'augmentation de l'ensoleillement, les sels nutritifs sont assimilés et consommés par le phytoplancton qui se développe entre le printemps et l'été. En automne, principalement sous l'effet de l'activité bactérienne, la dégradation de la matière organique produite au printemps et en été conduit à la régénération des nutriments dans la colonne d'eau. Dans l'ensemble, les concentrations en nutriments ont été généralement proches des médianes pluriannuelles établies depuis 1987 et sont restées dans les gammes de concentrations observées depuis 1987.

Les concentrations en MES mesurées en 2011 ont été généralement comprises dans la gamme de concentration observée depuis 2001, excepté à une reprise : en été à la station *canal*. La teneur en MES était alors la plus faible observée depuis le début de la surveillance. L'absence de différence significative entre les points indique que, malgré des rejets de MES liés au prétraitement des eaux pour la station de déminéralisation et la turbulence des rejets, la distribution de la MES dans la colonne d'eau ne semble pas être modifiée de façon perceptible.

Le protocole de surveillance du bore a été modifié en cours d'année. Les concentrations en bore n'ont été mesurées qu'au printemps de l'année 2011. Elles ont été comprises dans la gamme de concentration observée depuis 2001 aux trois points de surveillance. En 2011, elles sont inférieures aux médianes pluriannuelles calculées depuis 2000. Elles restent similaires à celle du milieu naturel et l'absence de concentrations singulières au niveau du point *rejet*, suggèrent que l'impact de la centrale via ses rejets d'acide borique n'est pas perceptible.

Les valeurs de l'ensemble des produits de chloration recherchés dans l'eau de mer ont été généralement inférieures au seuil de détection analytique, à l'exception du bromoforme au point *rejet* en été. La concentration a alors été de 3,3 µg/L. Ce niveau est bien en dessous de la valeur seuil (10 µg/L) considérée comme acceptable pour le milieu marin. En outre en raison de l'absence de bromoforme aux stations proches du *rejet*, il semble que l'impact de ce rejet chimique soit très limité.

En conclusion, les données acquises au cours des trois campagnes de surveillance en 2011 ne permettent pas de déceler d'anomalie dans la distribution et la variation des paramètres hydrologiques au niveau de la centrale électronucléaire de Flamanville. L'activité de la centrale à travers ses rejets chimiques et thermiques ne semble donc pas modifier de manière sensible et significative les caractéristiques hydrologiques intrinsèques du milieu.

Microbiologie

L'évolution des concentrations de germes totaux est restée assez constante entre 1992 et 2004 sur l'ensemble des points échantillonnés, mettant ainsi en évidence la stabilité du système. Le changement de méthode analytique intervenu en 2005, avec l'utilisation de filtres de plus faible porosité, a induit une augmentation du nombre de germes dénombrés. En 2011, les résultats sont généralement du même ordre de grandeur qu'en 2010. Ils restent compris dans la gamme de concentrations observée depuis 2005. La distribution des germes totaux en 2011 a été généralement caractérisée par un gradient décroissant de la côte vers le large comme habituellement observé.

Le nombre de germes revivifiables est dans l'ensemble en diminution en 2011 par rapport à l'année passée. L'augmentation régulière observée au canal depuis 2003 prend fin cette année. Les abondances de germes revivifiables retrouvent des niveaux proches des années 2003 et 2004. La distribution spatiale reste inchangée avec un gradient décroissant marqué côte-large.

L'identification des vibrions halophiles par la « méthode EDF » confirme la présence et la dominance de la souche *Vibrio alginolyticus* dans les eaux proches de la centrale. La présence de cette souche a été identifiée en été et en automne mais à des concentrations relativement faibles (< 100 Vibrio/L). Aucun autre vibron n'a été identifié cette année dans les eaux proches de la centrale.

L'ensemble des paramètres du compartiment microbiologique présente généralement un gradient décroissant entre les points *canal* et *référence*, qui outre l'effet de la température, peut être expliqué par (1) les plus fortes teneurs en matière organique et en MES près des côtes et (2) un plus fort impact des activités humaines en général. Parallèlement, les abondances constatées au point *rejet* se situent entre celles des points *canal* et *référence*, suggérant la continuité du gradient décroissant côte-large.

En conclusion, l'ensemble des paramètres microbiologiques étudiés dans les eaux proches de la centrale présente des caractéristiques classiquement observés en milieu littoral tempéré. Cette année 2011 sera toutefois marquée par la diminution significative du nombre de germes totaux en automne au canal et ceci après une augmentation régulière du nombre de germes depuis 2003. L'examen des résultats 2011 pour le compartiment microbiologique indique qu'il n'existe aucun déséquilibre marqué du milieu en raison de l'activité de la centrale de Flamanville.

Phytoplancton

Le printemps et l'été 2011 ont été caractérisés par des concentrations en chlorophylle *a* inférieures à celles mesurées au cours des mêmes saisons en 2010 sur les trois points. En revanche, les concentrations mesurées en septembre 2011 sont du même ordre de grandeur que celles observées en 2010. En 2011 les concentrations en chlorophylle *a* varient entre 0,50 µg/L au point *canal* en juin, et 1,84 µg/L au point *référence mi-profondeur* en mars. Au mois de mars, la concentration en chlorophylle est plus élevée au point *référence mi-profondeur* (1,84 µg/L) par rapport aux points *canal*, *rejet* et *référence surface*. Au mois de juin la biomasse phytoplanctonique augmente en surface de la côte vers le large. En revanche, un gradient décroissant de la côte vers le large est observé dans les eaux de surface au mois de septembre, avec des valeurs variant de 1,22 µg/L au point *canal* et 0,66 µg/L au point *référence*.

La production primaire potentielle a été caractérisée à travers la mesure de la fluorescence in vivo au moyen d'un Pulse Amplitude Modulated (PAM). Les valeurs de production primaire potentielle (rETR) mesurées en 2011 sont comprises entre 94 en juin au point *canal*, et 260 au point *rejet* en mars (figure 3.4.6). Les valeurs les plus élevées sont observées au mois de mars et varient entre 260 au point *rejet* et 182 au point *référence*. En juin, les valeurs sont faibles en surface, elles varient entre 94 sur le point *canal* et 101 sur le point *référence*. En automne, la variation est faible entre les points avec des valeurs qui se situent entre 124 et 128. Les plus fortes valeurs de l'efficacité quantique (0,55) ont été observées au mois de mars au point *rejet* et la valeur minimale a été mesurée à la même période au point *référence* (0,46). Ce résultat

suggère que les cellules phytoplanctoniques à proximité de Flamanville n'ont pas subi d'importants stress nutritifs ou lumineux au cours des différentes périodes d'échantillonnage de 2011.

En 2011, les abondances phytoplanctoniques maximales ont été enregistrées lors de la campagne automnale du mois de septembre sur les points *rejet* et *référence*. L'année 2011 correspond à une année de faible abondance en mars où seule l'abondance mesurée au point *canal* est supérieure à la médiane.

Plus de 94% des cellules phytoplanctoniques recensées sur les 3 points et au cours des différentes saisons sont des diatomées. A l'instar des années précédentes les diatomées dominent largement la communauté phytoplanctonique à proximité de Flamanville, en particulier au printemps. L'année 2011 est marquée par une faible variabilité de la proportion de diatomées au sein de la communauté phytoplanctonique que se soit dans le temps comme dans l'espace. Les plus fortes abondances relatives de dinoflagellés ont été observé sur le point *rejet* au mois de juin avec 5% et 3% sur le point canal au mois de septembre.

Au cours du printemps 2011, le genre *Thalassiosira* domine la communauté phytoplanctonique. *Skeletonema costatum* est la deuxième espèce de diatomée la plus abondante sur la zone à cette période. *Chaetoceros* sp. est plus représenté au sein de la communauté phytoplanctonique dans les eaux du large. Les diatomées du genre *Pseudo-nitzschia* représentent 2 à 4% de l'abondance totale au cours du printemps dans les eaux côtières à proximité de Flamanville.

En été, les diatomées dominent la communauté phytoplanctonique. Généralement, les diatomées estivales sont les genres *Rhizosolenia* et *Guinardia* (Klein et Sournia, 1987). Cependant l'été 2011 est caractérisé par de faibles abondances de *Rhizosolenia* et *Guinardia*, et la communauté est dominée par *Chaetoceros* sp. et *Pleurosigma* sp. Lors de cette campagne, les dinoflagellés présentent un maximum de 5 % de l'abondance microphytoplanctonique au point *rejet* (3400 Cell/L). Les genres les plus abondants sont *Protoperidinium* et *Prorocentrum micans*.

En automne, les diatomées dominent la population microphytoplanctonique représentant 95% à 99 % de l'abondance totale. La richesse spécifique des diatomées est élevée à cette période dans les eaux de Flamanville. *Skeletonema costatum* domine la communauté phytoplanctonique sur les points *rejet* et *référence*. En revanche, cette espèce est peu représentée sur le point *canal* avec seulement 2%. Le point *canal* est dominé par le genre *Thalassiosira* (25%) qui est accompagnée par les genres *Chaetoceros* (10%), *Pleurosigma* (10%), *Nitzschia* (7%), *Melosira* (6%) et *Rhizosolenia* (4%). En septembre, la structure de la communauté de diatomées apparaît donc différente à la côte (point *canal*) par rapport au large (points *rejet* et *référence*).

Les abondances par espèce et par point ne présentent pas de variation pouvant mettre en cause l'activité de la centrale. Leur évolution dans le temps est en concordance avec celle des eaux de l'Atlantique. A partir de l'étude des paramètres suivis dans le compartiment phytoplanctonique en 2011, nous ne pouvons donc pas conclure à l'existence d'un déséquilibre du milieu, généré par l'activité de la centrale de Flamanville.

Zooplancton

En 2011, les abondances zooplanctoniques correspondaient à ce qui est habituellement observé sur le site de surveillance depuis 1991, avec toutefois de fortes abondances observées au point *référence* en mars et septembre. En 2011, ce point se démarque généralement des deux points côtiers qui sont eux similaires du point de vue de l'abondance zooplanctonique. Toutefois, l'évolution de l'abondance zooplanctonique depuis 1991 montre uniquement une différence significative entre les points de prélèvement au printemps. L'abondance zooplanctonique moyenne au point *canal* depuis 1991 étant significativement plus faible qu'au point *référence* au printemps. Le point *canal* de part sa position en

milieu peu profond et abrité dans l'enclave du canal d'entrée de la centrale de Flamanville présente souvent une proportion d'individus holoplanctoniques (copépodes, appendiculaires, chaetognathes) plus faible.

Au printemps 2011, le méroplancton représentait plus de 84 % du zooplancton total. Cette fraction était surtout composée de larves de cirripèdes. L'holoplancton quant à lui dominait largement le zooplancton en été et à l'automne (65 à 85 %). Comme toujours en milieu côtier tempéré, il était essentiellement caractérisé par les copépodes. Les espèces dominantes étaient, dans l'ordre, *Acartia clausi*, *Centropages hamatus*, *Paracalanus parvus*, *Euterpina acutifrons*, *Pseudocalanus elongatus* et *Temora longicornis* et chacune de ces espèces respecte, pour ce que peut montrer cette analyse de trois campagnes annuelles, leur répartition saisonnière habituelle. Les faibles abondances observées de *P. elongatus* et *T. longicornis* vont dans le sens de la tendance observée ailleurs en Manche depuis quelques années.

Aux trois périodes d'observations, les valeurs enregistrées au niveau du rejet en mer s'inscrivent dans l'intervalle de celles des points *canal* et *référence*. L'influence des rejets de la centrale, si elle existe, n'est donc pas décelable.

6.2. Le domaine benthique

La biomasse annuelle moyenne de *Fucus serratus* du platier de Dielette est en baisse pour la cinquième année consécutive. La valeur évaluée en 2011 atteint la valeur minimale observée depuis 1983. C'est en limite supérieure, soit dans le haut niveau de la ceinture de *Fucus serratus* que la diminution des fucales reste la plus remarquable.

Cette baisse de la biomasse algale particulièrement marquée à Flamanville depuis quelques années est constatée sur d'autres secteurs en Manche, notamment dans la région de Paluel et aussi à Guissény en Bretagne nord. Sur ces trois sites, les biomasses moyennes observées en 2011 atteignent leurs valeurs minimales.

Les pourcentages de thalles de *Fucus serratus* portant des signes de fertilité en mars, juin et septembre 2011 sont conformes aux valeurs observées depuis le début des études. La population de Fucales de Flamanville se caractérisant par un taux de fertilité élevé en fin d'été.

Le recrutement des cirripèdes est en baisse en 2011 restant inférieur à la moyenne observée sur la période 1983 à 2011. Les quatre stations affichent des valeurs relativement faibles en mars comme en septembre particulièrement au Rozel. Les températures hivernales clémentes en 2011 n'ont pas favorisé un renouvellement important de *Semibalanus balanoides*, espèce dominante dans ce secteur.

La densité moyenne de cirripèdes évaluée en 2011 est inférieure à celle de 2010, confortant la tendance générale à la baisse observée sur la période 1983 à 2011. Les valeurs diminuent particulièrement à la station 1 du Rozel, la plus haute sur l'estran, et au Sémaphore où la densité de *Semibalanus balanoides* atteint le minimum observé depuis 1984.

Exception à Quédoy où la densité de cirripèdes est légèrement supérieure à celle de 2010.

Les températures en 2011 ont semblé t il favorisé la reproduction et le développement de *Chtamalus montagui* et *Chtamalus stellatus* au détriment de *Semibalanus balanoides*.

Les densités de Chtamales sont en hausse au Rozel et surtout à Quédoy, station où ce genre de cirripèdes est le mieux représenté.

Concernant les Fucales de Diélette et les Cirripèdes de la région de Flamanville, les résultats des observations faites au cours de l'année 2011 n'indiquent pas d'influence directe des rejets de la centrale.

6.3. Le domaine halieutique

Larves de crustacés

Comme l'illustrent la figure 2.2.2 de la page 27 les températures du premier semestre 2011 sont au-dessus de la moyenne. C'est ainsi que le début des éclosions de larves d'araignée a commencé au cours de la deuxième quinzaine de juin comme nous pouvions le prévoir dès le début du mois de mars.

La densité de zoés atteint la valeur maximale (9,8 par 10m³) fin juillet, valeur qui se situe parmi les valeurs les plus importantes observées antérieurement en excluant cependant les années 2010 et surtout 1983 qui sont exceptionnelles. La densité maximale de mégaloopes observée fin juillet (0,69 par 10 m³) se situe parmi les densités les plus importantes trouvées antérieurement. Notons que les larves d'araignées sont assez abondantes depuis 2009.

Après avoir noté en 2010 que le point *référence* pouvait être un lieu important d'éclosion de larves d'araignée on retrouve cette année la prépondérance du point 3 ; des zoés et mégaloopes d'araignée ont été observés cette année dans les environs du rejet après leur absence en 2010 mais nous n'en avons observé aucune dans le canal d'amenée où elles sont très rares.

La précocité des années antérieures nous a souvent fait manquer le pic des éclosions du homard. Ce n'est pas le cas cette année, les éclosions ont certainement commencé en mai mais le pic a été observé fin juin. Les larves ont été observées jusqu'au 26 juillet avec une densité maximale notable de 0,06 par 10 m³.

Les résultats de l'année 2011 ne révèlent pas de déséquilibre du milieu. Les fluctuations temporelles de la date des pics d'éclosion sont le reflet des variations climatiques.

Surveillance de la pêche côtière des crustacés

* Les rendements en homard augmentent à nouveau cette année et sont au niveau le plus élevé depuis 1985. La tendance significative est haussière sur l'ensemble de la série historique. La taille moyenne est toujours inférieure à la taille marchande. Il semble que la population profite encore d'une augmentation du nombre de juvéniles d'un à trois ans que l'on retrouve en forte proportion au sud du cantonnement. Il n'est pas possible de savoir si ces petits homards proviennent de la réserve dans la mesure où il est difficile, pour des raisons de capturabilité, de mortalité importante et de mues rapprochées, de marquer les juvéniles de moins de 60 mm de longueur céphalothoracique. Cette augmentation semble provenir de méta-population ou d'un stock plus important car les professionnels travaillant en manche ouest remarquent parallèlement une recrudescence importante de juvéniles sur une période aussi longue.

* Le tourteau est la principale espèce capturée cette année et ceci malgré la forte abondance du homard dans les filières placées au sud de la réserve. Généralement une forte concentration en homard provoque un phénomène d'exclusion compétitive des tourteaux vis à vis probablement de la nourriture. Il semble qu'en dessous de 10 homards pour 10 casiers les tourteaux aient encore la possibilité d'accéder à l'appât qui se trouve dans les casiers.

* Les captures d'araignée diminuent pour la troisième année consécutive tout en restant dans les limites des fluctuations annuelles importantes observées depuis dix ans. D'autre part la taille moyenne augmente, probablement à cause de la diminution du nombre de petits individus dans les captures du mois de juin.

* La taille moyenne des étrilles capturées est la plus petite depuis le début de la série historique mais n'a pas significativement varié depuis six ans. Elle correspond probablement au seuil de sélectivité de l'engin. Il faut toutefois noter que les rendements augmentent encore cette année. Les résultats concernant l'étrille sont plutôt positifs dans la mesure où l'indice d'abondance est

en augmentation sur l'ensemble de la zone et que la taille est relativement stable depuis plusieurs années. Les bons indices de septembre, observés depuis 2004, période de pleine activité et de recrutement de cette espèce, permettent de penser que la tendance augmente de façon significative.

Dans la réserve, un certain nombre de points peuvent être mis en avant :

* Les captures de homards sont encore importantes cette année et sont au plus haut depuis la création de la réserve. La taille moyenne a légèrement augmenté cette année ce qui voudrait dire que la proportion de gros individus est plus importante dans la réserve et qu'il pourrait y avoir un phénomène d'échappement des petits individus vers l'extérieur et notamment vers le sud de la zone. Le nombre de femelles oeuvées est en augmentation depuis plusieurs années. Ce qui devrait permettre une plus grande production de larves, favorisant selon les courants, la population de la réserve et la connectivité entre les populations avoisinantes.

* Le système de marquage permet d'identifier les individus recapturés même après plusieurs mues. Nous avons ainsi pu observer de nombreuses augmentations de tailles accompagnées parfois d'une modification du stade sexuel, comme par exemple le passage de femelle à femelle œuvée. Il semble toutefois que les nombreuses mues successives aient eu raison des marques faites avant 2007. En effet, un grand nombre d'individus a été remarqué cette année alors que des cicatrices dues aux marques expulsées étaient observées sur l'abdomen de ceux-ci.

* Malgré le grand nombre de homards marqués, environ 3400 individus en huit ans, le taux de recapture en dehors de la réserve est d'environ 4% (150 individus depuis 2003). Cela confirme que le homard est une espèce plutôt sédentaire, la majorité des captures réalisées pendant les campagnes se faisant généralement à l'intérieur du cantonnement ou en bordure immédiate de celui-ci. Le taux de recapture total dans la zone protégée, est qui prend en compte les individus recapturés plusieurs fois est de 38%.

Globalement, on peut avancer qu'il n'y a pas eu aggravation récente de l'état de la communauté des crustacés suivis sur le site de Flamanville du fait de la pêche ou de toute autre activité anthropique. Sur une plus longue période on peut affirmer que les rejets d'eau chaude de la centrale de Flamanville n'ont pas eu d'incidence négative sur la pêcherie environnante dont les caractéristiques sont semblables aux autres secteurs du Golfe Normand Breton dans lesquels les professionnels pratiquent la même activité.

* * *

7. Bibliographie

- ABARNOU A., 1981.- Trihalométhanes formés par chloration de l'eau de mer. *In* : 2èmes journées de la thermo-écologie, Nantes, 14-15 novembre 1979. Electricité de France Ed., 247-266.
- 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.
- AGOUMI, A., ENDERLE, M.J. & GRAS, R.A. 1983.- Modélisation du régime thermique de la Manche. *Oceanologica Acta*, 6, (4) 393-406
- ALDEBERT (Y.), 1975.- Comparaison des rendements du "Bongo".- Rapport FAO - ISTPM.
- AMINOT A., CHAUSSEPIED M. 1983.- « Manuel des analyses chimiques en milieu marin » Centre National pour l'Exploitation des Océans (CNEXO), Brest, 395 pp.
- AMINOT A., KEROUEL R., 2004.- Hydrologie des écosystèmes marins. Paramètres et analyses. Ed. Ifremer, 336 p.
- ARBAULT S. et LACROIX N., 1975.- Essais comparatifs des pouvoirs de capture de deux filets à plancton (GULF III encasé et Bongo).- *Cons. int. Explor. Mer*, Comité des poissons pélagiques (sud), J:8.
- ARMSTRONG, F.A.J., BUTLER, E.I. & BOALCH, G.T. 1972.- Hydrographic and nutrient surveys in the western English Channel during 1963 and 1964. *Journal of the Marine Biological Association of United Kingdom*, 52, 915-930
- 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
- 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.
- 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.
- CABIOC'H J., et AL. 1992. Guide des algues des mers d'Europe. Ed. Delachaux et Nestlé, 232 p.
- COCHLAN W.P., 1986. Seasonal study of uptake and regeneration of nitrogen on the scotian shelf. *Continental Shelf Research* 5, 555-577
- DREVES L., 2001. Effets climatiques sur les écosystèmes marins. Exemple du recrutement des crustacés cirripèdes sur la côte ouest du Cotentin. *Hydroécol. Appl.* (2001) Tome 13 Vol. 1, pp. 101-112.
- DREVES L., ABERNOT-LE GAC C., GAFFET J.D., MAHEUX., 2009. Observations de trois peuplements de *Fucus serratus* en Manche. Colloque ALGIMAC, Concarneau, décembre 2009. *Cryptogamie, Algol*, 30 (4): 311-341.
- 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.
- FRONTIER, 1972.- Calcul de l'erreur sur un comptage de zooplancton. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 8, pp. 121-132

- 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.
- 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* 23, 1117-1141.
- IPCC, 2001.** Climate change 2001, Synthesis report, Watson R. T. and the Core Writing Team Editors, Cambridge University Press, Cambridge U.K., New-York U.S.A., 1-111.
- JONES, S.R. & JEFFS, T.M. 1991.-** « Near surface sea temperatures in coastal waters of the North Sea, English Channel and Irish Sea ». *Fisheries Research Data Report*, n°24
- 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.
- 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.
- LAANE, R.W.P.M. 1992.-** « Background concentrations of natural compounds ». *Ministry of transport, Public Works and Water Management*, Report DGW-92.033
- 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.
- LAMPERT, L. 2001.-** « Dynamique saisonnière et variabilité pigmentaire des populations phytoplanktoniques dans l'Atlantique Nord (Golfe de Gascogne) ». Thèse de troisième cycle, *Université de Bretagne Occidentale*. 328 pp.
- L'HELGUEN, S., MADEC, C. ET LE CORRE, P., 1993.-** « Nutrition azotée du phytoplancton dans les eaux brassées de la Manche Occidentale ». *Oceanologie Acta* 16, 653-660
- LORENZEN, C.J. 1966.-** « A method for the continuous measurements of *in vivo* chlorophyll concentrations ». *Deep-Sea Res.* 13: 223-227.
- LUMBY, J.R. 1935.-** « Salinity and temperature of the English Channel ». *Fishery Investigations, series II, vol. XIV, n°3*.
- LUND, J.W.G., KIPLING, C., LE CREN, E.D. 1958.-** « The inverted microscop method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting ». *Hydrobiologia* 11 : 143-178
- 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

- MARTIN (J.), 1996.-** Hatching period of the larvae of spider crab *Maja squinado* Herbst in the English Channel according to seawater temperature. Poster presented at the 2nd European Crustacean Conference, Liège (september 2-6).
- MARTIN J. & PLANQUE B., 2006.** Variability in the onset of hatching of *Maja brachydactyla* Balss, 1922 (Brachyura: Majidae) in the English channel in relation to sea temperature. *Invertebrate Reproduction and Development* 49 (3), 143-150.
- MASTAIL M. & BATTAGLIA A., 1978.** Amélioration de la conservation des pigments du zooplankton, *Cons. Int. Explor. Mer*, L:20.
- MAUCLINE J., 1998.-** The biology of calanoid copepods. *Advances in Marine Biology* 33: 1-710
- 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.
- MOTODA S., (1959).** Devices of simple plankton apparatus. *Memoirs. Faculty of Fisheries. Hokkaido University* 7, 73-94
- NICHOLS (J.H.), BENNET (D.B.) et LAWRENCE (A.), 1980.-** A study of some problems relating to quantitative sampling of lobster larvae, *Homarus gammarus* (L.) - *Cons. int. Explor. Mer*, Comité des Crustacés, L:14.
- PINGREE, R.D. & MADDOCK, L. 1977.-** « Tidal residuals in the English Channel ». *Journal of the Marine Biological Association of United Kingdom*, 57, 339-354
- POULARD, J.C. & AL, SIH-C, 2007.-** « Poissons et invertébrés au large des côtes de France. Indicateurs issus des pêches scientifiques ». Bilan 2004. Ifremer, Nantes, EMH : 07-001
- QUERO, J.C. (coord.), 1998.** Les fruits de la mer et plantes marines des pêches françaises. Ed. Delachaux et Nestlé, 256 p.
- 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.
- REES, A.P., OWENS, N.J.P., HEATH, M.R., PLUMMER, D.H., ET BELLERBY, R.S., 1995.-** « Seasonal nitrogen assimilation and carbon fixation in a fjordic sea loch ». *Journal of Plankton Research* 17, 1307-1324
- RIOU, J. 1990.-** « Modèle d'écosystèmes phytoplanctonique marin sur le littoral nord breton (Manche Occidentale) ». *Thèse de doctorat, Institut National polytechnique*, Toulouse
- ROCHET, M.J., TRENKEL, V.M., BELLAIL, R., COPPIN, F., LE PAPE, O., MAHE, J.C., MORIN, J., POULARD, J.C., SCHLAICH, I., SOUPLET, A., Y. VERIN, Y., & BERTRAND, J.A., 2005.** Combining indicator trends to assess ongoing changes in exploited fish communities : diagnostic of communities off the coasts of France. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 1647-1664.
- ROCHET, M.J., TRENKEL, V.M., COPPIN, F., LE PAPE, O., MORIN, J., POULARD, J.C., SCHLAICH, I., Y. VÉRIN, Y., & BERTRAND, J.A., 2003.** L'état des communautés exploitées au large des côtes de France. Application d'indicateurs à l'évaluation de l'impact de la pêche. 170 p.

- SALOMON, J.C., BRETON, M. & GUEGUENIAT, P. 1993.-** « Computed residual flow through the Dover Strait ». *Oceanologica Acta*, **16**, 449-455
- SHERMAN (K.) et HONEY (A.), 1971.-** Size selectivity of the Gulf III and Bongo zooplankton Samplers.- *icnaf, research bulletin, n°8* : 45-48.
- SCHERRER, B. 1984.-** « Biostatistique ». *Gaëtan Morin* (ed.) Québec. 850 pp.
- SCHNACK (D.), 1974.-** On the reliability of methods for quantitative surveys of fish larvae.- In : The early life history of Fish, Blaxter J.H.S. rédacteur, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New-York.
- SIMPSON, J.H. & HUNTER, J.R. 1974.-** « Fronts in the Irish Sea ». *Nature*, **1250**, 404-406
- SMITH (E.), 1974.-** Manual of methods for fisheries resource survey and appraisal.- Part 4, Standard techniques for pelagic fish eggs and larvae surveys.- National Marine Fisheries Service édit., Washington.
- 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 (¹⁴C) for measuring organic production in the sea » *J. Cons. Perm. Int. Explor. Mer.* **18** : 117-140.
- TAPPIN, A.D., HYDES, D.J., BURTON, J.D. & STATHAM, P.J. 1993.-** « Concentrations, distributions and seasonal variability of dissolved Cd, Co, Cu, Mn, Ni, Pb and Zn in the English Channel ». *Continental Shelf Research*, **13**, (8/9) 941-969.
- 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
- UGLEM I., 1993.** Influence of shells and as substrate in culture compartments on survival, growth and claw asymmetry in large scale culture of lobsters, *Homarus gammarus* (L.). Proceedings of the First European Crustacean Conference, Paris, August 31 - September 5, 1992, (abstracts), P. Noël coord., éditions du Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 1993 : 165 (livret des résumés).
- UTERMOHL, H. 1958.-** « Zur vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Verein. Limnol.* **9** : 1-38.
- VIOLEAU, D., DRIBAUT, P. 1997.-** Centrale de Flamanville, calcul 3D d'impact thermique pour la configuration actuelle (2 tranches de 1300MW) ». Note technique EDF, Département Laboratoire National d'Hydraulique. 68 pp.
- WEAR (R.), 1974.-** Incubation in british Decapod Crustacea, and the effects of temperature on the rate and success of embryonic development.- *J. mar. biol. Ass. U.K.*, **54** (3) : 745-762.
- WILHELM G., 1995 -** Contribution à l'étude de l'étrille *Necora puber* dans le Mor-Braz : données halieutiques, biologiques et pathologiques. 244pp.
- WOEHLING D., LEFEBVRE A., LE FÈVRE-LEHOËRFF G. & DELESMONT R., 2005.** Seasonal and longer term trends in sea temperature along the French North Sea coast, 1975 to 2002, *J. Mar. Biol. Ass.*, U.K., **85**, 39-48.

SITE ELECTRONUCLEAIRE DE FLAMANVILLE

**RAPPORTS D'AVANT-PROJET ET DE PROJET
DU DOMAINE MARIN COTIER
PRODUITS PAR LE CNEXO AVANT 1983**

BELSHER T., HAMON D., JOUAN G., CABIOCH L., RETIERE C (1976).- Etude écologique d'avant-projet sur le site de Flamanville. Rapp. CNEXO/COB/DELGMM, avril 1976, 94 p. + annexes.

ROMAÑA A., SERET B. (COORDINATEURS), BELSHER T, CHARDY P., DE LA SALLE P., ERARD E., HAMON D., JOUAN G., LAUREC A., RYCKAERT M. (1977). - Etude écologique de Projet – Site de Flamanville – 1^{er} Cycle. Rapp. CNEXO-UL, octobre 1977 :

- Vol. 1 : Rapport général, 260 p.
- Vol. 2 : Traitements mathématiques, 39 p.
- Vol. 3 : Annexes, 213 p.

CHARDY P., ROMAÑA A. (COORDINATEURS), ARNAL O., ARZUL G., BELSHER T., DE LA SALLE P., ERARD E., GUILLAUMONT B., HAMON D., LE FEVRE-LEHOERFF G., LOARER R., RYCKAERT M., TOULARASTEL F. (1986). Etude écologique de Projet – Site de Flamanville – 2^e Cycle de Juin 1977 à Juin 1978. (Edition provisoire : rapp. CNEXO-ELGMM, juin 1979) Rapp. Ifremer DERO-86.22-EL

- Vol. 1 : Le domaine pélagique. Fasc. 1 : Rapport, 269 p. ; Fasc. 2 : Annexes, 168 p.
- Vol. 2 : Le domaine benthique. 221 p.

**RAPPORTS DE SURVEILLANCE
DU DOMAINE MARIN COTIER
PRODUITS PAR L'IFREMER DEPUIS 1983**

LEAUTE J.P. ET C. LE BEC, 1984. - Etude de Surveillance écologique des ressources halieutiques, Site de Flamanville, Zooplanctonologie, ANNEE 1983. Institut Scientifique et Technique des Pêches Maritimes, édit., Nantes, mai 1984, 182 p.

PIRIOU J.Y. ET C. VIGIER, 1984. – Site de Flamanville, étude complémentaire, Biomasse algales, potentielles et en dérive. Rapp. CNEXO/DERO-86.21-EL, novembre 1984, 33 p. + annexes.

VERON G., D. MIOSSEC ET P. NOEL, 1985. - Etude de Surveillance écologique des ressources halieutiques, Site de Flamanville, Surveillance de la pêche côtière. des crustacés, ANNEE 1983. Institut Scientifique et Technique des Pêches Maritimes, édit., Nantes, janvier 1985, 151p.

ARNAL O, T. BELSHER, C. CHEVALIER, L. DREVES, E. ERARD, P. GENTIN, F. GRESSELIN, B. GUILLAUMONT, D. HAMON, R. LOARER, M. OBATON, J.Y. PIRIOU, J.Y. QUINTIN ET P. WALKER, 1985.- Etude de Surveillance écologique sur le site de Flamanville, ANNEE 1983. Rapp. CNEXO/COB/DELGMM, mars 1985, 124 p.

GENTIN P., L. DREVES, E. ERARD-LE DENN, B. GUILLAUMONT, R. LOARER, A. MENESGUEN, J.Y. PIRIOU ET J.Y. QUINTIN, 1986.- Surveillance écologique sur le site de Flamanville, ANNEE 1984. Rapp. IFREMER DERO-86.12 EL, 131 p.

MARTIN J. ET D. HALGAND, 1986.- Etude de surveillance des ressources halieutiques, Site de Flamanville, Zooplanctonologie, avril-octobre 1984. Rapp. interne IFREMER DRV-86.008-RH, décembre 1986, 286 p.

- GUILLAUMONT B., J.P. AUFFRET, S. BERNE, F. GRESSELIN ET P. WALKER, 1987.-** Surveillance écologique, Site de Flamanville, Le domaine benthique, Etude par sonar latéral et prises de vue sous-marines, 1983-1984. Rapp. IFREMER DERO-87.05-EL, 35 p. + 14 cartes.
- GUILLAUMONT B., HAMON D., LAFOND L.R., LE RHUN J., LEVASSEUR J. ET PIRIOU J.P., 1987.** – Etude régionale intégrée du Golfe normano-breton, carte biomorphosédimentaire de la zone intertidale au 1/25 000, côte ouest du Cotentin et Baie du Mont Saint-Michel. Rapp. Ifremer DERO-87.17-EL, 50 p. + 7 cartes.
- VERON G. ET D. MIOSSEC, 1987.-** Etude de Surveillance écologique des ressources halieutiques, Site de Flamanville, Surveillance de la pêche côtière des crustacés, ANNEE 1984. Rapp. interne IFREMER DRV-86.008-RH, mai 1987.
- MARTIN J. (COORDINATEUR), L. DREVES, E. ERARD-LE DENN, P. GENTHEN, J.Y. PIRIOU, J.Y. QUINTIN ET G. VERON, 1988.** -Surveillance écologique et halieutique, Site de Flamanville, ANNEE 1985. Rapp. IFREMER DRV-87.19-RH, DERO-87.28-EL, décembre 1988, 311p.
- MARTIN J. (COORDINATEUR), G. ARZUL, L. DREVES, E. ERARD-LE DENN, J.Y. QUINTIN ET G. VERON, 1990.** -Surveillance écologique et halieutique, Site de Flamanville, ANNEE 1986. -Rapp. IFREMER DRV-88.06-RH, DERO-88.14-EL, novembre 1990, 136 p.
- MARTIN J. (COORDINATEUR), G. ARZUL, L. DREVES, E. ERARD-LE DENN, D. MIOSSEC, J.Y. PIRIOU ET J.Y. QUINTIN, 1990.** -Surveillance écologique et halieutique, Site de Flamanville, ANNEE 1987. [Edition définitive] Rapp. IFREMER DRV-89.017-RH, DERO-89.12-EL, novembre 1990, 182 p.
- MARTIN J. (COORDINATEUR), G. ARZUL, L. DREVES, E. ERARD-LE DENN, D. MIOSSEC, J.Y. PIRIOU ET J.Y. QUINTIN, 1991.** -Surveillance écologique et halieutique, Site de Flamanville, ANNEE 1988. Rapp. IFREMER RIDRV-90.46-RH, RIDRO-90.14-EL, mai 1991, 134 p.
- MARTIN J. (COORDINATEUR), G. ARZUL, L. DREVES, E. ERARD-LE DENN, D. MIOSSEC, J.Y. PIRIOU ET J.Y. QUINTIN, 1991.** -Surveillance écologique et halieutique, Site de Flamanville, ANNEE 1989. Rapp. IFREMER RIDRV-90.47-RH, RIDRO-90.15-EL, septembre 1991, 148 p.
- DREVES L. (COORDINATEUR), G. ARZUL, E. ERARD-LE DENN, J. MARTIN, D. MIOSSEC ET J.Y. QUINTIN, 1991.** -Surveillance écologique et halieutique, Site de Flamanville, ANNEE 1990. Rapp. IFREMER DRO.EL-91.15, juillet 1991, 122 p.
- DREVES L. (COORDINATEUR), G. ARZUL, E. ERARD-LE DENN, J. MARTIN, D. MIOSSEC, J.Y. PIRIOU ET J.Y. QUINTIN, 1992.** -Surveillance écologique et halieutique du Site de Flamanville, ANNEE 1991. Rapp. IFREMER DEL/Brest-92.23, juin 1992, 161 p.
- DREVES L. (COORDINATEUR), G. ARZUL, E. ERARD-LE DENN, J. MARTIN, D. MIOSSEC, J.Y. PIRIOU ET J.Y. QUINTIN, 1993.** -Surveillance écologique et halieutique du Site de Flamanville, ANNEE 1992. Rapp. IFREMER DEL/Brest-93.14, juillet 1993, 146 p.
- DREVES L. (COORDINATEUR), E. ERARD-LE DENN, M. LUNVEN, J. MARTIN, D. MIOSSEC, J.Y. PIRIOU ET J.Y. QUINTIN, 1994.** -Surveillance écologique et halieutique du Site de Flamanville, ANNEE 1993. Rapp. IFREMER DEL/Brest-94.09, juin 1994, 105 p.
- DREVES L. (COORDINATEUR), J.Y. QUINTIN, E. ERARD-LE DENN, M. LUNVEN, J. MARTIN ET D. MIOSSEC, 1995.** -Surveillance écologique et halieutique du Site de Flamanville, ANNEE 1994. Rapp. IFREMER DEL/Brest-95.09, juin 1995, 112 p. + annexes.

- DREVES L. (COORDINATEUR), J. MARTIN, E. ERARD-LE DENN, M. LUNVEN, D. MIOSSEC ET J.Y QUINTIN, 1996.** -Surveillance écologique et halieutique du Site de Flamanville, ANNEE 1995. Rapp. IFREMER DEL/Brest-96.07, juin 1996, 114 p. + annexes.
- DREVES L. (COORDINATEUR), ERARD-LE-DENN E., LUNVEN M., MARTIN J., MIOSSEC D., QUINTIN J.Y. (1997)** - Surveillance écologique et halieutique du Site de Flamanville, ANNEE 1996. Rapp. IFREMER DEL/CR/RST/97/09, mai 1997, 108 p. + annexes.
- DREVES L. (COORDINATEUR), ERARD-LE-DENN E., LUNVEN M., MARTIN J., MIOSSEC D., QUINTIN J.Y. (1998)** - Surveillance écologique et halieutique du Site de Flamanville, ANNEE 1997. Rapp. IFREMER DEL/CR/98/04, mars 1998, 112 p. + annexes.
- DREVES L. (COORDINATEUR), ERARD-LE-DENN E., GAFFET J.D., LUNVEN M., MARTIN J., MIOSSEC D., QUINTIN J.Y. (1999)** - Surveillance écologique et halieutique du Site de Flamanville, ANNEE 1998. Rapp. IFREMER DEL/99.09/Brest, juin 1999, 126 p.
- DREVES L. (COORDINATEUR), ERARD-LE-DENN E., LUNVEN M., MARTIN J., MIOSSEC D., QUINTIN J.Y.. (2000)** - Surveillance écologique et halieutique du Site de Flamanville, ANNEE 1999. Rapp. IFREMER DEL/00.04/Brest, juin 2000, 122 p.
- DREVES L. (COORDINATEUR), ERARD-LE-DENN E., GAFFET J.D., DE KERGARIOU G., LUNVEN M., MARTIN J., MIOSSEC D., RUMEBE M., (2001)** - Surveillance écologique et halieutique du Site de Flamanville, ANNEE 2000. Rapp. IFREMER RST.DEL/01.04, mars 2001, 128 p.
- DREVES L. (COORDINATEUR), MARTIN J., MONBET P., RUMEBE M., SCHLAICH I., DU BOULLAY H., (2002)** - Surveillance écologique et halieutique du Site de Flamanville, ANNEE 2001. Rapp. IFREMER RST.DEL/02.04, mars 2002, 154 p.
- DREVES L. (COORDINATEUR), LAMPERT L., MARTIN J., RUMEBE M., SCHLAICH I. (2003)** - Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, ANNEE 2002 – Rapport scientifique annuel. Rapp. Ifremer RST-DEL/SR/03.04, mars 2003, 166 p.
- DREVES L. (COORDINATEUR), LAMPERT L., MARTIN J., ABERNOT-LE GAC C., GAFFET J., RUMEBE M., SCHLAICH I. (2004)** - Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, ANNEE 2003 – Rapport scientifique annuel. Rapp. Ifremer RST-DEL/SR/04.04, mars 2004, 176 p.
- DREVES L. (COORDINATEUR), LAMPERT L., MARTIN J., ABERNOT-LE GAC C., DAGAULT F., GAFFET J., RUMEBE M., SCHLAICH I. (2005)** - Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, ANNEE 2004 – Rapport scientifique annuel. Rapp. Ifremer RST-DOP/LER/05.02, mars 2005, 194 p.
- DREVES L. (COORDINATEUR), LAMPERT L., MARTIN J., ABERNOT-LE GAC C., BRYLINSKI J., VINCENT D., GAFFET J., SCHLAICH I. (2006)** - Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, ANNEE 2005 – Rapport scientifique annuel. Rapp. Ifremer RST-DOP/LER/06.02, mars 2006, 202 p.
- DREVES L., ABERNOT-LE GAC C. (COORDINATEURS), LAMPERT L., MARTIN J., BRYLINSKI J., NOGUES L., SCHLAICH I., VINCENT D., (2007)** - Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, ANNEE 2006 – Rapport scientifique annuel. Rapp. Ifremer RST-DOP/LER/07.03, mars 2007, 190 p.
- DREVES L., ABERNOT-LE GAC C. (COORDINATEURS), ANTAJAN E., LAMPERT L., MARTIN J., NOGUES L., SCHLAICH I., (2008)** - Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, ANNEE 2007 – Rapport scientifique annuel. Rapp. Ifremer RST-DOP/LER/08.02, mars 2008, 204 p.

DREVES L., ABERNOT-LE GAC C. (COORDINATEURS), ANTAJAN E., LAMPERT L., MARTIN J., MONBET P., SCHLAICH I., (2009) - Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, ANNEE 2008 – Rapport scientifique annuel. Rapp. Ifremer RST-DOP/LER/09.03, mars 2009, 200 p.

DREVES L., ABERNOT-LE GAC C., MONBET P. (COORDINATEURS), ANTAJAN E., MARTIN J., SCHLAICH I., (2010) - Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, ANNEE 2009 – Rapport scientifique annuel. Rapp. Ifremer RST-DOP/LER/10.02, mars 2010, 208 p.

ABERNOT-LE GAC C., DREVES L., (COORDINATEURS), ANTAJAN E., FIANT L., MARTIN J., MONBET P., SCHLAICH I., (2011) - Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, ANNEE 2010 – Rapport scientifique annuel. Rapp. Ifremer RST-ODE/UL/11.01, mars 2011, 218 p.

ABERNOT-LE GAC C., DREVES L., (COORDINATEURS), ANTAJAN E., MARTIN J., MONBET P., SCHAPIRA M., SCHLAICH I., (2012) - Surveillance écologique et halieutique du site de Flamanville, ANNEE 2011 – Rapport scientifique annuel. Rapp. Ifremer RST-LER/FBN/12.05, avril 2012, 220 p.

**ETUDES PARTICULIERES
DU DOMAINE MARIN COTIER**

DREVES L. (COORDINATEUR), LAMPERT L., ABERNOT-LE GAC C., MARTIN J., ARZEL P., DUMAS F., LATROUITE D., SCHLAICH I., WOEHLING D., (2006) – Synthèse hydrobiologique du site électronucléaire de Flamanville – Rapp. Ifremer RST-DOP/LER/06.03, mars 2006, 386 p.

EHRHOLD A., CHEVALIER C., HAMON D., CAISEY X., GAFFET J.D., ALIX A., (2008) – Campagnes benthiques au large de Flamanville – Etat initial des zones de clapage C3 et C4 – Rapp. Ifremer RST-DYNECO/EB/08.01, janvier 2008, 55 p. + 10 annexes

* * *