

Département Océanographie et Dynamique des Ecosystèmes
Département Ressources Biologiques et Environnement

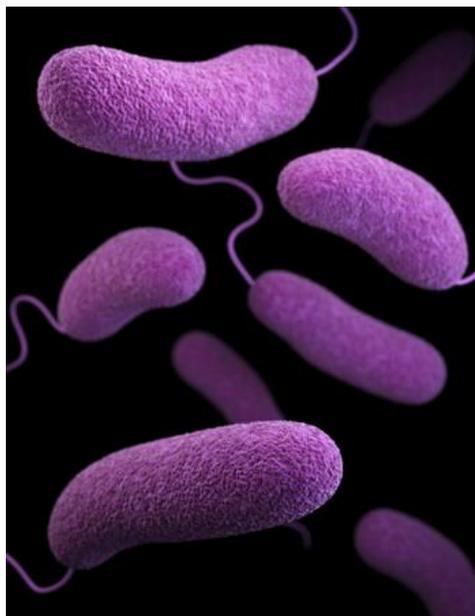
Coordonnatrice : Elvire Antajan

Auteurs : Elvire Antajan, David Devreker, Alain Lefebvre, Christophe Loots, Mélanie Rocroy, Thierry Ruellet

Mars 2017 – RST ODE/LITTORAL/LER/BL/17.01

Surveillance Écologique et Halieutique Site de Gravelines

Novembre 2015 - Octobre 2016



Vibrio parahaemolyticus : espèce de vibrions présente sur le site du CNPE de Gravelines (Photo : James Archer)

FICHE DOCUMENTAIRE

Numéro d'identification du rapport : RST-ODE/LITTORAL/LER-BL/17.01		date de publication Mars 2017
Diffusion : libre <input checked="" type="checkbox"/> restreinte <input type="checkbox"/> interdite <input type="checkbox"/>		nombre de pages 195
Validé par : Groupe de lecture Ifremer et EDF		bibliographie (Oui / Non)
Version du document : Définitive		illustration(s) (Oui / Non)
langue du rapport Français		
Titre et sous-titre du rapport : Surveillance écologique du site de production électronucléaire de Gravelines Novembre 2015– Octobre 2016		
Titre traduit : Ecological monitoring of the Gravelines nuclear power plant November 2015 – October 2016		
Auteur(s) principal(aux) : ANTAJAN Elvire DEVREKER David LEFEBVRE Alain LOOTS Christophe ROCROY Mélanie RUELLET Thierry	Organisme / Direction / Service, laboratoire Ifremer / ODE / Littoral / LER – Boulogne Ifremer / ODE / Littoral / LER – Boulogne Ifremer / RBE / HMMN / LRH – Boulogne Ifremer / RBE / HMMN / LRH – Boulogne GEMEL GEMEL	
Collaborateur(s) : BLONDEL Camille CABOCHE Josselin CORDIER Rémy CARADEC Floriant DUQUESNE Vincent HEBERT Pascale HERVIO-HEATH Dominique LEFEBVRE Valérie SCHMITT Sophie TALLEUX Jean-Denis	Organisme / Direction / Service, laboratoire Ifremer / ODE / Littoral / LER – Boulogne Ifremer / RBE / HMMN / LRH – Boulogne Ifremer / ODE / Littoral / LER – Boulogne Ifremer / ODE / Dynéco / Pelagos – Brest Ifremer / ODE / Littoral / LER – Boulogne Ifremer / ODE / Littoral / LER – Boulogne Ifremer / RBE / SG2M / LSEM – Brest Ifremer / RBE / HMMN / LRH – Boulogne Ifremer / ODE / Dynéco / Pelagos – Brest GEMEL	
Titre du contrat de recherche : Surveillance du milieu marin et des ressources vivantes autour des CNPE du littoral pour la période 2013 à 2018		Marchés : EDF : C4493C0850 Ifremer : 13/6210102/MF
Organisme commanditaire : Electricité de France (E.D.F.) – Production transport – CNPE Gravelines BP 149 - 59820 Gravelines		
Organisme(s) réalisateur(s) : Institut Français de Recherche pour l'Exploitation durable de la MER (Ifremer) – 150, quai Gambetta 62200 Boulogne-sur-Mer		
Flandres Analyses – Port 2551, quai des monitors, 59000 Dunkerque		
Groupe d'Étude des Milieux Estuariens et Littoraux (GEMEL) – 115, Quai Jeanne d'Arc, 80230 Saint-Valéry-sur-Somme		
Responsable scientifique : Elvire ANTAJAN Ifremer Boulogne-sur-Mer		

Cadre de la recherche : Surveillance des centrales nucléaires littorales et estuariennes

Projet : Impacts des Grands Aménagements IGA

Campagne océanographique : IGA Gravelines 2016 – N/O : L'Émeraude

Résumé

Ce travail constitue le 39^e rapport de surveillance du site électronucléaire de Gravelines dont la grande puissance énergétique est assurée par le fonctionnement de 6 tranches. Ce site, implanté sur le littoral, présente une prise d'eau de mer assurant le refroidissement du système et un rejet côtier d'eau réchauffée en surface. Le fonctionnement de la centrale a débuté en 1980 et elle a atteint la puissance maximale en 1986. La surveillance concerne les domaines pélagique (hydrologie, microbiologie, phytoplancton, zooplancton), halieutique (larves et œufs de Sole, de Sprat et crevettes grises), et benthique (intertidal et subtidal). La stratégie de surveillance est basée sur une approche spatiale et temporelle (i) Étude de l'impact immédiat par comparaison de la station « Prise d'eau » et de la station « Canal de rejet » sur une surface limitée (ii) Étude de l'évolution à moyen ou à long terme du milieu marin par rapport à une situation de référence (échelle locale).

Abstract

This is the 39th annual surveillance report concerning the nuclear power plant of Gravelines. Its very high power level results from six plant units located on the shore and is characterised by a cooling system with a coastal surface input and output. The production of electricity began in 1980 and reached a maximum in 1986. Surveys concern monitoring of pelagic system (hydrology, microbiology, phytoplankton, and zooplankton), fish populations (larvae and eggs of Sole and Sprat) or crustaceans (shrimps), and benthic macrofauna (intertidal and subtidal). This survey deals with spatial and temporal approaches (i) study of the direct impact by comparison of the input and output seawater stations, (ii) study of medium and long term evolution of the area by comparison with a reference station.

Mots-clés :

Centrale nucléaire - Gravelines - Surveillance - Hydrologie - Halieutique - Plancton –

Microbiologie - Benthos

Keywords :

Nuclear power plant - Gravelines - Network survey - Hydrology - Fisheries - Plankton - Microbiology - Benthos

Commentaire

Ce document doit être cité de la manière suivante :

Antajan E, Devreker D, Lefebvre A, Loots C, Rocroy M, Ruellet T (2017) Surveillance écologique et halieutique du site de Gravelines, novembre 2015 – octobre 2016. Ifremer RST.ODE/LITTORAL/LER-BL/17.01, 195p



SYNTHÈSE

Période de surveillance Novembre 2015 – Octobre 2016

Stratégie d'échantillonnage

La stratégie de surveillance doit permettre de suivre l'évolution naturelle du milieu marin et déceler une évolution anormale qui proviendrait du fonctionnement de la centrale, celle-ci reste inchangée depuis 1993 pour l'ensemble des compartiments étudiés (figure 1).



Figure 1. Localisation des points de prélèvements par domaines d'études

Pour le **domaine pélagique**, des prélèvements hebdomadaires sont réalisés depuis les berges aux canaux de prise d'eau et de rejet du CNPE, ils concernent l'hydrologie (température, salinité, sels azotés), la microbiologie (vibrions) et l'étude de la chloration. Le phytoplancton et les pigments chlorophylliens sont également échantillonnés hebdomadairement au canal de prise. Enfin, le zooplancton est échantillonné mensuellement au canal de prise. En complément, deux campagnes annuelles sont réalisées selon un axe côte-large pour la surveillance du milieu récepteur des eaux rejetées par la centrale. En 2016 elles ont été réalisées le 21 juin pour la mission printanière et le 17 octobre pour la mission automnale. Lors de chaque mission quatre points sont étudiés :

Le point *prise* (situé à l'entrée du canal de prise d'eau de la centrale) ;

Le point *rejet amont* (situé plus en amont dans le canal de rejet, près de la tranche 1, par rapport au point *rejet* suivi hebdomadairement et qui se trouve à la sortie du canal) ;

Le point *contrôle* (avec échauffement résiduel de 3 à 4°C dans le panache de rejet) ;

Le point *référence* (situé au large, au-delà de la zone d'influence de la centrale).

Pour le **domaine halieutique**, la surveillance concerne deux espèces ichtyoplanctoniques, les œufs et larves de sole et de sprat, et une espèce de crustacé, la crevette grise. Le suivi s'effectue entre avril et mai et comprend quatre campagnes au canal de prise et deux campagnes en mer selon un gradient côte-large dans le milieu récepteur. Lors de chaque mission quatre points sont étudiés :

- Le point *côte* (situé à la côte, face à la plage du Petit-Fort-Philippe) ;

- Le point contrôle (avec échauffement résiduel de 3 à 4°C dans le panache de rejet) ;
- Le point large (situé au large, au-delà de la zone d'influence de la centrale).

Pour le **domaine benthique**, la macrofaune benthique de la zone intertidale, comprise entre l'estuaire de l'Aa et la route de Dunes (estran Petit-Fort-Philippe), est suivie en juin sur deux radiales de 4 points et 1 radiale à 2 points, couvrant l'ensemble de la zone intertidale. La macrofaune benthique subtidale est suivie lors de quatre campagnes saisonnières de deux points, l'un non impacté (Point B), l'autre impacté (Point C) par le fonctionnement de la centrale.

Bilan du fonctionnement du CNPE

Pour la période de novembre 2015 à octobre 2016, la puissance électrique produite par le CNPE correspondait en moyenne hebdomadaire à l'équivalent de 2,9 à 6,2 tranches de 900 MWe, nécessitant un débit d'eau de mer pour le refroidissement des condenseurs de 140 à 240 m³·s⁻¹. L'échauffement hebdomadaire moyen mesuré au canal de rejet était de 9,9 ± 1,0 °C.

Le procédé d'électrochloration du circuit de refroidissement permettant de lutter contre le développement de salissures biologiques a été mis en fonctionnement pendant 254 jours. De faibles concentrations de bromoforme, composé chimique issu du processus de chloration, ont été mesurées sans que le seuil autorisé ne soit dépassé. Les mesures de la persistance du bromoforme dans les dosages réalisés dans le canal de prise ont permis d'évaluer que le pourcentage d'eau de refroidissement qui passe une seconde fois dans la centrale était de 8,2 %.

Climatologie et Hydrologie

La période 2015-2016 a été marquée par des pluies importantes en hiver et à la fin du printemps, alors que l'été a été plutôt sec. Comme en 2014, les températures mensuelles au canal de prise étaient au-dessus des normales observées depuis 1986. Néanmoins, aucune température supérieure à 30°C, de novembre à mai, et à 35°C, de juin à octobre, n'a été enregistrée au point *rejet* au cours de cette période et l'échauffement moyen hebdomadaire est toujours resté inférieur à 12 °C, conformément à l'arrêté ministériel du 7 novembre 2003 (J.O. du 13 janvier 2004, article 19 I).

Le cycle saisonnier des sels azotés (ammonium, nitrites et nitrates) était conforme à ce que l'on observe habituellement en milieu côtier tempéré, reconstitution des stocks en périodes automnale et hivernale, et épuisement rapide des nutriments lors des poussées phytoplanctoniques printanières.

Les températures mesurées au point *référence* lors des deux sorties annuelles n'ont pas indiqué un réchauffement des eaux par rapport au point *prise* et les profils de salinité ne montrent pas de stratification de la colonne d'eau, comme aux points *rejet* et *contrôle*, ce qui montre bien que l'étendue du panache de rejet du CNPE reste toujours géographiquement limitée. Le suivi des autres paramètres hydrologiques réalisés en 2016 aux points *prise* et *référence* ne montre pas une évolution anormale du milieu marin qui serait imputable au fonctionnement du CNPE de Gravelines.

Microbiologie

Le passage de l'eau de mer dans l'ensemble du système constitué par la centrale et les installations aquacoles entraîne une multiplication du nombre de vibrions d'un facteur toujours plus important au printemps (mai à juin >100 en moyenne depuis 1997). En 2016, le facteur de multiplication entre le canal de prise et de rejet était exceptionnellement important en juin (>2000), même si à l'échelle annuelle ce facteur est resté, comme en 2015, relativement bas (x48) par rapport à ce qui était observé avant 2009. Contrairement aux deux années précédentes, seul le 3^{ème} trimestre 2016 (juillet-septembre) présentait des abondances en vibrions en hausse, probablement du fait des

températures estivales qui étaient au-dessus des normales saisonnières en 2016 (notamment en septembre, +2,1°C). L'effet du fonctionnement de la centrale sur la multiplication des vibrions ne s'étend pas au-delà du panache de rejet du CNPE, comme l'a montré la différence d'abondance entre le canal de rejet (au niveau du radeau situé au milieu du canal) et le point *référence* lors de la campagne pélagique d'octobre (x60). Comme depuis 2007, *Vibrio alginolyticus* reste l'espèce dominante observée dans les canaux de prise et de rejet (>67%). *Vibrio parahaemolyticus* était la seconde espèce la plus fréquemment isolée sur le site (4 à 10%). *V. vulnificus* n'a été observé qu'à trois reprises au point *rejet* durant l'hiver 2015-2016, alors que *V. cholerae* n'a plus été isolé sur le site du CNPE de Gravelines depuis 2014.

Phytoplancton

Comme on l'observe depuis 2012, la biomasse phytoplanctonique (estimée par la concentration en chlorophylle *a*) est restée globalement faible cette année pour la région (maximum < 15 µg.l⁻¹). Après un début de cycle dans la moyenne de ce qui est observé depuis 1989, les biomasses printanières et estivales ont été bien en deçà des données moyennes historiques. La biomasse chlorophyllienne a ainsi subi une forte chute en avril et mai, période du bloom de *P. globosa* qui a été moins intense cette année. Par la suite les abondances en diatomées ont été également relativement faibles, ce qui explique la faible biomasse chlorophyllienne en mai, juin et juillet. Cette baisse de l'abondance des diatomées pourrait s'expliquer par une consommation rapide du stock de nitrates, dont les concentrations étaient plus faibles en février et mars par rapport aux autres années et qui, associées à la pression de prédation du zooplancton, n'ont sans doute pas permis de soutenir la production des diatomées.

Les genres *Alexandrium* et *Pseudo-nitzschia*, potentiellement responsables de la production de toxines, ont été identifiés dans quelques échantillons, mais les résultats du réseau REPHY de l'Ifremer ont permis de conclure à l'absence de toxines en concentrations supérieures aux seuils réglementaires sur le littoral du Nord en 2016.

Les changements observés dans la composition spécifique du phytoplancton ne correspondent pas à un changement de la diversité phytoplanctonique sur le site lié aux activités du CNPE de Gravelines, mais sont plutôt le reflet de la variabilité saisonnière et pluri-annuelle de la dynamique du phytoplancton. Les résultats acquis lors des deux campagnes pélagiques montrent que l'impact des effets mécaniques, de la hausse de la température et de la chloration, lors du transit du phytoplancton dans la centrale, sur la structure des cellules phytoplanctoniques (mortalité, rupture des colonies, cassure des appendices), reste très localisé spatialement (points *rejet* et *contrôle*), et ne peut donc pas avoir de conséquence sur la dynamique des communautés phytoplanctoniques à l'échelle de fonctionnement de l'écosystème.

Bilan de la surveillance écologique CNPE par rapport à la DCE

Dans le cadre de la surveillance DCE les paramètres biologiques et hydrologiques ne sont pas considérés pertinents dans les ports. Par conséquent, les résultats pour le point *prise* présentés dans ce rapport ne peuvent en aucun cas être considérés comme une évaluation au sens de la DCE. De plus, il convient de rappeler que les données de surveillance DCE de l'année *n* ne sont validées et rendues publiques que l'année *n+1* et ne peuvent donc pas être comparées directement avec les données de surveillance du CNPE pour l'année *n*. Néanmoins, la comparaison des données hebdomadaires au point *prise* avec celles de la masse d'eau côtière FRAC02 entourant le site du CNPE de Gravelines sur les six dernières années peut nous permettre de mieux interpréter nos observations en les situant dans un contexte plus large que celui très particulier du port.

Logiquement certains paramètres physico-chimiques au point *prise*, présentaient de fortes

divergences avec ceux mesurés au point de surveillance DCE *Dunkerque 1*. La turbidité est généralement plus importante au point *prise* de même que l'oxygène (sauf pendant le bloom de *P. globosa*). Les azotes inorganiques dissous (DIN), bien que présentant la même dynamique saisonnière qu'au point DCE, présentaient cette année des maxima de concentrations atypiques en juin et en août au point *prise*. Ces fortes concentrations d'ammonium sont à relier au bloom du dinoflagellé hétérotrophe *Noctiluca scintillans* que l'on a observé à la côte en juin et qui a engendré un phénomène connu sous le nom de marée rouge. Cette espèce excrète de l'ammoniac dans l'environnement, et la forte abondance observée au point *prise* (35 fois plus abondant qu'au large) peut expliquer les concentrations très importantes de DIN observés en juin.

Concernant les paramètres biologiques (en lien avec le phytoplancton), malgré des concentrations en chlorophylle *a* faibles en 2016, la dynamique saisonnière des abondances phytoplanctoniques au point *prise* était tout à fait semblable à ce que l'on observe habituellement au point de surveillance DCE.

Zooplancton

Le cycle du zooplancton était conforme à ce que l'on observe sur le site depuis 1993, avec cependant une intensité moindre cette année du fait de la prolifération de *P. globosa* de mars à avril, et de celle de *N. scintillans* en juin. Ce dernier a fortement perturbé la distribution des espèces (les copépodes et les appendiculaires restant plus abondants au large), et impacté l'abondance des espèces très côtières (larves méroplanctoniques). Malgré cet épisode de marée rouge, les copépodes les appendiculaires et les chaetognathes, qui constituaient les trois taxa dominants de l'holoplancton présentaient une succession saisonnière classique des espèces pour la région.

Cette année aura permis de confirmer la présence sur le site du cténaire *Mnemiopsis leidyi* découvert en 2009, et dont la période de présence semble être plus importante de septembre à décembre, mais dans des proportions trop faibles ($< 0,11 \text{ ind.}\cdot\text{m}^{-3}$) pour présenter un problème pour le bon fonctionnement du système de refroidissement du CNPE. Les abondances de l'espèce de copépode, *Pseudodiaptomus marinus*, découverte sur le site de Gravelines en 2010 étaient moins abondante cette année. Cette espèce, qui semble avoir un cycle plutôt de fin d'été-début d'automne, commence à être aussi abondante que d'autres espèces de copépodes plus commune sur le site.

La surveillance du milieu récepteur des eaux de rejet du CNPE montre que les abondances enregistrées au niveau du point *contrôle* s'inscrivent dans l'intervalle de celles des points *prise* et *référence*, et que l'influence du panache de rejet sur la variabilité spatio-temporelle de la population zooplanctonique à une emprise très locale. La composition zooplanctoniques aux points *référence* et *prise*, non-influencés directement par les rejets du CNPE, sont conformes au cycle saisonnier des espèces dans la région. La situation géographique particulière du point *prise* (à l'intérieur du port ouest de Dunkerque, phénomène de rétention des eaux plus important) par rapport au point *référence*, situé plus au large, explique aussi les différences d'abondances que l'on peut observer sans que cela soit en lien avec les activités du CNPE.

Zooplancton halieutique

Les abondances d'œufs et de larves de sprat ont cette année aussi confirmé la tendance à l'augmentation observée ces huit dernières années. Les abondances d'œufs et larves de sole étaient plus abondantes qu'en 2015. La crevette grise, présente toujours des effectifs faibles pendant cette période de l'année, ce qui était encore plus vrai cette année ($< 1 \text{ ind.}\cdot\text{m}^{-3}$).

L'échantillonnage actuel ne permet pas de couvrir entièrement la période larvaire de la sole, du sprat et de la crevette grise ce qui conduit à une variabilité interannuelle élevée des abondances, rendant difficile l'interprétation de l'évolution à long terme.

Lors des deux campagnes d'observations en mer, les valeurs d'abondance enregistrées au niveau du contrôle en mer s'inscrivaient dans l'intervalle de celles des points *prise*, *côte* et *référence*. L'influence des rejets du CNPE de Gravelines n'est donc pas décelable par la variabilité spatio-temporelle de la population ichtyoplanctonique.

Benthos intertidal

Les sédiments de l'estran du Petit-Fort-Philippe restent toujours majoritairement constitués de sables fins et moyens. Aucune évolution majeure de la morphologie de l'estran n'a été constatée, si ce n'est un enrichissement en pélites de la station la plus proche du port de Gravelines (point E), comme en 2014.

La diversité spécifique, bien que qualifiable de médiocre (au sens de la DCE) pour l'ensemble de l'estran, était supérieure à la moyenne interannuelle depuis 2000. Le gradient de diversité observé entre les haut et bas niveaux de l'estran correspondait à une situation considérée comme « normale » pour une plage de sables fins et moyens dans la partie ouest de l'estran (E à H).

Les analyses ont permis de distinguer des assemblages faunistiques caractéristiques qui correspondent à la zonation naturelle de l'estran et qui sont stables par rapport aux années précédentes. Cette zonation est fonction des temps d'exondation, de l'influence des eaux douces (fleuve Aa et eaux de ruissellement), du substrat et de la compétition interspécifique. Elle était conforme à ce qui peut être observé sur d'autres estrans à énergie modérée de la région non soumis aux activités du CNPE.

Benthos subtidal

Les sédiments au point B (situé en dehors de l'impact courantologique de la centrale) sont composés majoritairement de sables fins, alors que ceux du point C (impacté par le panache de rejet du CNPE) sont composés essentiellement de sables moyens à fins. Aux deux points la fraction grossière (gravier) reste toujours très faible et les pélites (fraction fine) quasi inexistantes au point C.

En 2016, la richesse taxinomique au point B était supérieure à ce que l'on observe en moyenne sur ce site depuis 2000. Les densités et les biomasses étaient par contre plus faibles cette année en raison notamment du très mauvais recrutement de l'annélide polychète *Lanice conchilega* qui habituellement en formant des banquettes procure refuge et nourriture à de nombreuses autres espèces. Néanmoins d'autres espèces ont eu un très bon recrutement cette année, comme les bivalves *Abra alba* et *Ensis directus*. Au point C les espèces vasicoles font place aux espèces sabulicoles, confirmant l'impact courantologique du CNPE sur les communautés benthiques du champ proche du canal de rejet. Les indices de diversité ont montré que la communauté benthique était diversifiée (point C) à très diversifiée (point B) et équirépartie (pas de dominance d'une seule espèce par rapport aux autres).

Si le déficit en densité et biomasse est toujours important entre le point B et C, du fait de l'impact du courant des eaux de rejet de la centrale au point C, on constate néanmoins que le peuplement du point C reste stable dans le temps et similaire à ce que l'on retrouve ailleurs dans la région sur des sédiments sableux. Malgré ces déficits, la qualité écologique du milieu au point C est très bonne avec une valeur moyenne d'AMBI (*AZTI Marine Biotic Index*, indice biotique utilisé pour renseigner la qualité écologique du milieu) excellente et même meilleure qu'au point B. De plus le déficit observé, lié au changement de structure granulométrique des sédiments au débouché du canal de rejet, ne semble pas s'étendre au-delà de quelques centaines de mètres.



Les études réalisées par l'Ifremer dans le cadre de la surveillance écologique et halieutique du CNPE de Gravelines de novembre 2015 à octobre 2016 montrent que l'influence du panache de rejet du CNPE reste toujours géographiquement limitée. Le suivi des paramètres physico-chimiques et planctoniques aux points *prise* et *référence* ne montrent pas une évolution anormale du milieu marin qui serait imputable au fonctionnement du CNPE de Gravelines. Si la disparition des espèces vasicoles au profit d'espèces sabulicoles confirme cette année encore l'impact courantologique du CNPE sur la communauté benthique subtidale, celui-ci reste circonscrit au débouché du canal de rejet et n'affecte pas la qualité écologique du milieu qui reste très bonne selon la classification AMBI.



SOMMAIRE

Préambule

1. PRÉSENTATION DU SITE – STRATÉGIE D'ÉTUDE.....	13
1.1. Rappel sur le site	15
1.2. Hydrographie.....	15
1.3. Description des installations	16
1.4. Fonctionnement de la centrale	17
1.5. Chloration.....	20
1.6. Stratégie d'échantillonnage pour la surveillance écologique du site	23
1.7. Éléments de conclusion	26
2. CLIMATOLOGIE ET HYDROLOGIE.....	27
2.1. Climatologie	29
2.2. Hydrologie	32
2.3. Éléments de conclusion	45
3. ÉTUDE MICROBIOLOGIQUE.....	49
3.1. Microbiologie	51
3.2. Campagnes pélagiques	59
3.3. Éléments de conclusion	60
4. PHYTOPLANCTON ET BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE.....	65
4.1. Introduction.....	67
4.2. Méthodologie	68
4.3. Chlorophylle α et pourcentage de chlorophylle active au point prise	68
4.4. Abondance, composition du phytoplancton et indices de diversité au point prise	70
4.5. Campagnes pélagiques	74
4.6. Dynamique de développement du phytoplancton à méso-échelle	77
4.7. Éléments de conclusion	78
5. SURVEILLANCE ÉCOLOGIQUE DU CNPE DE GRAVELINES ET QUALITÉ DES MASSES D'EAU CÔTIÈRES AU SENS DE LA DCE.....	85
5.1. Rappel des objectifs DCE dans le bassin Artois-Picardie.....	86
5.2. Éléments de qualité pertinents suivis dans le bassin Artois-Picardie	87
5.3. Comparaison des résultats de la surveillance écologique IGA et DCE.....	91
5.4. Remarques générales sur les paramètres communs de la surveillance écologique DCE et CNPE de Gravelines	96
6. ZOOPLANCTON	97
6.1. Méthodologie	99
6.2. Disponibilité des données depuis le début de la série.....	101
6.3. Surveillance au canal d'amenée.....	102
6.6. Surveillance du milieu récepteur	112
6.7. Éléments de conclusion	118
7. ICTHYOPLANCTON ET LARVES DE CREVETTE GRISE.....	121
7.1. Historique du suivi.....	123
7.2. Suivi actuel	123
7.3. L'année 2016	125
7.4. Éléments de conclusion	131



8. LE DOMAINE BENTHIQUE INTERTIDAL	133
8.1. Introduction.....	135
8.2. Matériels et méthodes	135
8.3. Résultats.....	139
8.4. Évolution de l'estran.....	151
8.5. Éléments de conclusion	153
9. LE DOMAINE BENTHIQUE SUBTIDAL.....	159
9.1. Introduction.....	161
9.2. Matériels et méthodes	161
9.3. Résultats des analyses au point B	164
9.4. Résultats des analyses au point C	171
9.5. Éléments de conclusion	175
10. CONCLUSIONS.....	183
10.1. Bilan du fonctionnement du CNPE	185
10.2. Climatologie et Hydrologie	185
10.3. Microbiologie	185
10.4. Phytoplancton	185
10.5. Bilan de la surveillance écologique CNPE par rapport à la DCE.....	186
10.6. Zooplancton	187
10.7. Zooplancton halieutique.....	187
10.8. Benthos intertidal.....	187
10.9. Benthos subtidal.....	188
11. BIBLIOGRAPHIE	189
11.1. Publications dans des revues à comité de lecture	191
11.2. Rapports de la communauté européenne.....	192
11.3. Rapports finaux de contrats.....	192



Préambule

La commande d'exécution passée par EDF-CNPE de Gravelines à Ifremer (document référencé 5100--4200466386) pour les 5 années 2013 à 2018 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.
- 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.

Pour le site de Gravelines, les travaux de prélèvement et d'analyses sont réalisés conformément à l'arrêté ministériel du 7 novembre 2003 (J.O. du 13 janvier 2004) « *autorisant Électricité de France à poursuivre les rejets d'effluents liquides et gazeux pour l'exploitation du site nucléaire de Gravelines* ».

Concernant la surveillance scientifique du CNPE de Gravelines réalisée au cours de la période 2015 - 2016,

- L'état d'avancement a été adressé à EDF le 13 juillet 2016.
- L'édition définitive du rapport annuel fait l'objet du présent document

Dans le cadre de l'implantation d'une centrale électronucléaire sur le littoral de la commune de Gravelines (département du Nord) et du contexte législatif en vigueur, Électricité de France a confié à l'IFREMER les études écologique et halieutique du milieu marin encadrant ce site.

L'étude, dite d'**Avant-projet**, ayant pour but d'évaluer les principales caractéristiques écologiques du site pressenti pour l'implantation de la centrale, fut réalisée de septembre 1974 à décembre 1975.

L'**étude de Projet**, destinée à établir un bilan écologique de référence avant la mise en service de la centrale, fut conduite d'août 1976 à juillet 1977.

L'**étude de surveillance** a commencé en février 1978, soit deux années avant la date de mise en fonctionnement de la première tranche de la centrale (mars 1980) et huit années avant que la Centrale n'ait atteint sa puissance maximale (1986).



Au cours de 2016, 36^{ème} année de fonctionnement de la Centrale, les études réalisées sur le site de Gravelines ont été menées sous la responsabilité de :

- **Elvire ANTAJAN** (ODE-Littoral-LER/BL¹), pour le fonctionnement de la centrale, la climatologie, l'hydrologie, le zooplancton et la coordination de l'ensemble des études sur ce site,
- **Dominique HERVIO-HEATH** (RBE-SG2M-LSEM²), pour l'étude de la microbiologie,
- **Alain LEFEBVRE** (ODE- Littoral-LER/BL), pour le phytoplancton,
- **Christophe LOOTS** (RBE-HMMN-LRH/BL³), pour l'ichtyoplancton,
- **Thierry RUELLET** (GEMEL⁴), pour le benthos intertidal et subtidal

¹ Département Océanographie et Dynamique des Écosystèmes(ODE), Unité Littoral (UL), Laboratoire Environnement littoral et Ressources aquacoles – Boulogne sur Mer (LER/BL)

² Département Ressources Biologiques et Environnement (RBE), Unité Santé, Génétique et Microbiologie des Mollusques (SG2M), Laboratoire Santé Environnement et Microbiologie (LSEM)

³ Unité Halieutique Manche Mer du Nord (HMMN), laboratoire Ressources Halieutique – Boulogne sur Mer (LRH/BL)

⁴ Groupe d'Étude des Milieux Estuariens et Littoraux (GEMEL)

1. PRÉSENTATION DU SITE – STRATÉGIE D'ÉTUDE

Rédaction : Elvire Antajan (LER/BL)

Analyses : Flandres Analyses

Prélèvements : Flandres Analyses

Elvire Antajan (LER/BL)

Rémy Cordier (LER/BL)

Josselin Caboche (LRH/BL)

Vincent Duquesne (LER/BL)

Valérie Lefèbvre (LRH/BL)





Les débits mensuels de l'Aa sont toujours plus importants en hiver (figure 1.2). En 2016, les débits de l'Aa étaient supérieurs à $10 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en février et mars.

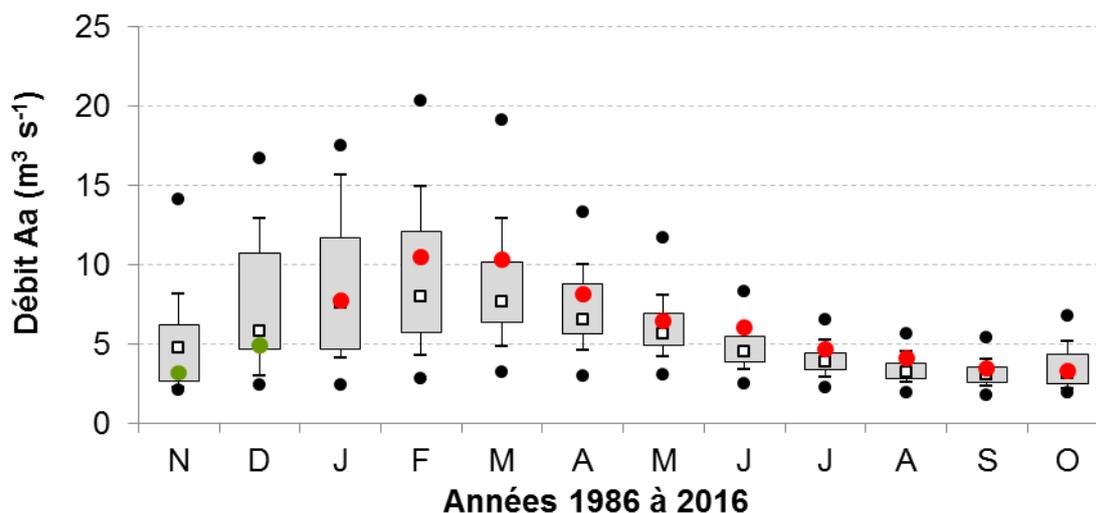


Figure 1.2 Débits mensuels de l'Aa pour la période 2015-2016

(points verts = données 2015 ; points rouges = données 2016 ; points noirs = données extrêmes depuis 1986 ; carrés blancs = médiane depuis 1986) (Données DREAL Nord-Pas-de-Calais)

L'influence de ces cours d'eau n'est pas prépondérante sur la qualité de l'eau de mer transitant par la centrale. Les dessalures significatives observées sur le site ont lieu par temps sec, quand le vent de nord-est, établi sur de longues périodes, modifie les courants et amène sur le site des eaux de la côte belge (Belgrano *et al.*, 1990¹).

1.3. Description des installations

Le Centre Nucléaire de Production d'Électricité (CNPE) de Gravelines est composé de six réacteurs d'une puissance électrique unitaire d'environ 900 MWe. Le circuit de refroidissement est alimenté en eau de mer prélevée dans l'avant-port de Dunkerque et son débit est de 40 m^3 par seconde et par tranche. Le débit nominal total du rejet est ainsi de 240 m^3 par seconde. L'eau réchauffée est rejetée dans un canal à ciel ouvert qui se déverse à la côte.

Depuis 1984, des installations aquacoles (depuis 2012, Aquanord Ichtus) utilisent une partie de cette eau réchauffée pour l'élevage de bars et de daurades royales. Les débits d'alimentation en eau réchauffée ont baissé depuis 2013, et était en moyenne de $12,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ cette année (figure 1.3). La biomasse mensuelle moyenne de poisson en stock était de 1 651 tonnes durant la période de surveillance 2015-2016. Avant 2009, celle-ci était de 2 500 tonnes, puis la ferme a connu une période de faibles activités suite à un dépôt de bilan, jusqu'à sa reprise en 2013 par le groupe Gloriamaris. Le rejet des eaux de la ferme aquacole se fait dans le canal de rejet de la centrale (face à la tranche 1 ; 80 %). Depuis l'été 2003, un second rejet situé plus en amont sur le canal de rejet est en service (face à la tranche 4 ; 20 %). Les effets observés au rejet de la centrale sont donc la résultante des influences conjuguées des deux installations, le CNPE et la ferme aquacole (figure 1.4).

¹ Belgrano A., Vincx M., Dewarumez J. M., Richard A., Craeymeersch J. & C. Heip, 1990. Recruitment of meroplanktonic larvae in the Southern Bight of the North Sea. *Oceanis*, 16 (3): 225-243.

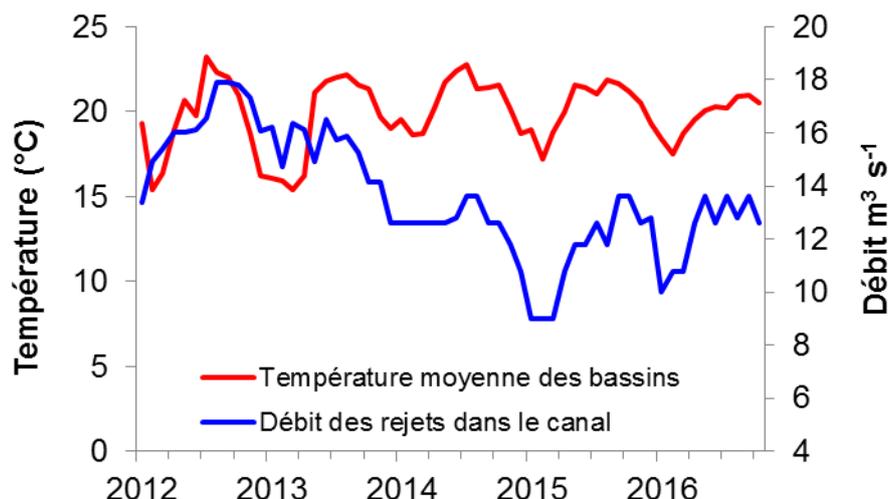


Figure 1.3 Débit des rejets de la ferme aquacole dans le canal de rejet du CNPE de Gravelines et température moyennes des bassins pour la période 2012-2016 (Données Aquanord Ichthus)

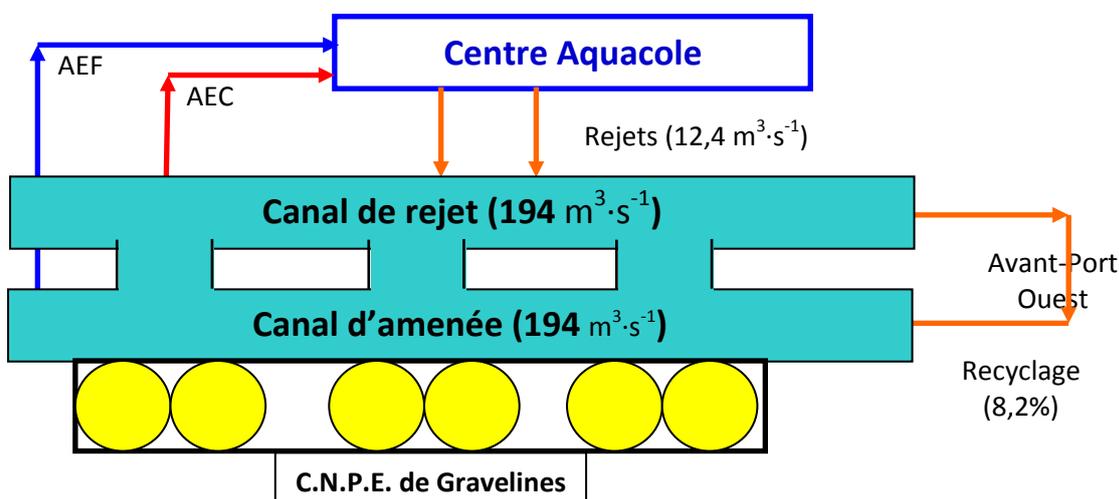


Figure 1.4 Schéma de la circulation de l'eau sur le site de Gravelines (Valeurs chiffrées en 2016)
(AEC : Alimentation Eau Chaude ($7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) - AEF : Alimentation Eau Froide ($5,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$))

1.4. Fonctionnement de la centrale

Ce paragraphe est réalisé à partir des données de fonctionnement communiquées par le CNPE de Gravelines. Les données de températures fournies par EDF proviennent des thermographes situés dans le canal de prise d'eau (en amont des installations, thermographe n°10) et dans le canal de rejet (en aval des installations dans une zone où la dilution des apports thermiques est réalisée, thermographe n°11).

En 2015-2016, la puissance électrique produite par le CNPE correspondait en moyenne hebdomadaire à l'équivalent de 2,9 à 6,2 tranches de 900 MWe (figure 1.5 et tableau 1.1). La production était comme à l'habitude plus importante en saison froide. La puissance moyenne de la période était de 4023 MWe, soit l'équivalent de 4,5 tranches. Les débits d'eau de mer de refroidissement des condenseurs ont varié de 140 à $240 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, soit les débits unitaires de pompage de 3,5 à 6 tranches (figure 1.5 et tableau 1.1). Le débit moyen calculé sur une base hebdomadaire était de $194 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, soit l'équivalent du débit de pompage de 4,9 tranches.

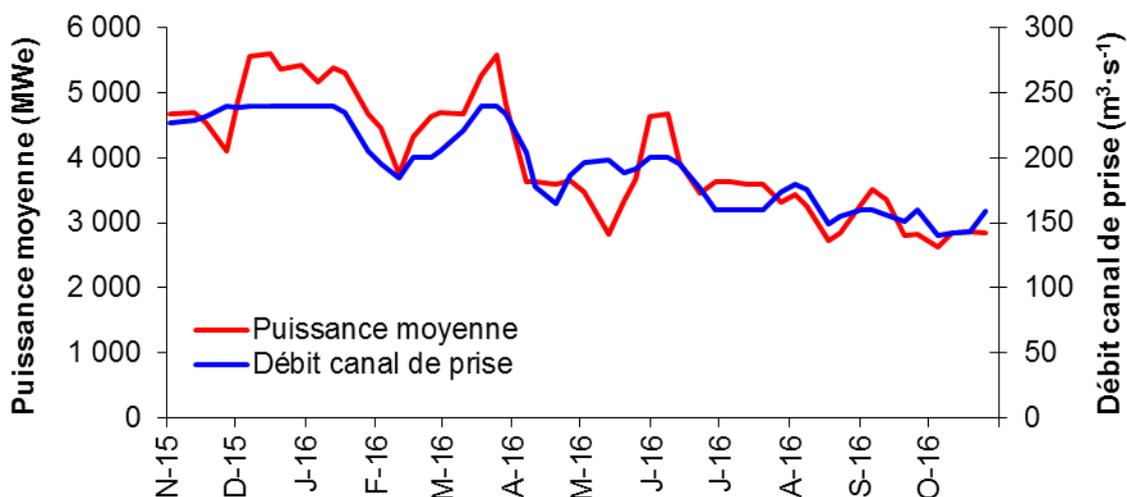


Figure 1.5 Fonctionnement de la centrale de Gravelines pour la période 2015-2016

En première approximation, on peut considérer que la production d'un mégawatt électrique s'accompagne de la dissipation dans l'eau de mer de deux mégawatts thermiques. Il est alors possible de calculer un échauffement théorique du rejet de la centrale sur la base des données hebdomadaires de puissance électrique. Dans la réalité, suite aux variations de la hauteur de l'eau de mer avec la marée, le débit des pompes de refroidissement varie légèrement et l'élévation de température observée fluctue d'environ 10 % autour de la valeur nominale calculée. Les variations de production électrique ne s'accompagnent pas toujours de variations identiques du débit de l'eau de refroidissement pompée ce qui occasionne des variations de l'échauffement de l'eau par transit. Lors de la période 2015-2016, ces variations ont été relativement faibles (figure 1.6 et tableau 1.1) :

- Échauffement hebdomadaire moyen calculé par EDF : $9,9 \pm 1,0$ °C.
- Échauffement hebdomadaire moyen mesuré par EDF (thermographe 10 et 11) : $9,2 \pm 1,2$ °C.
- Échauffement hebdomadaire ponctuel mesuré par Flandres Analyses au point prise : $9,3 \pm 1,3$ °C (cf. § 2.1).

L'écart moyen entre l'échauffement calculées et mesurées au canal de rejet par EDF était de 0,7 °C.

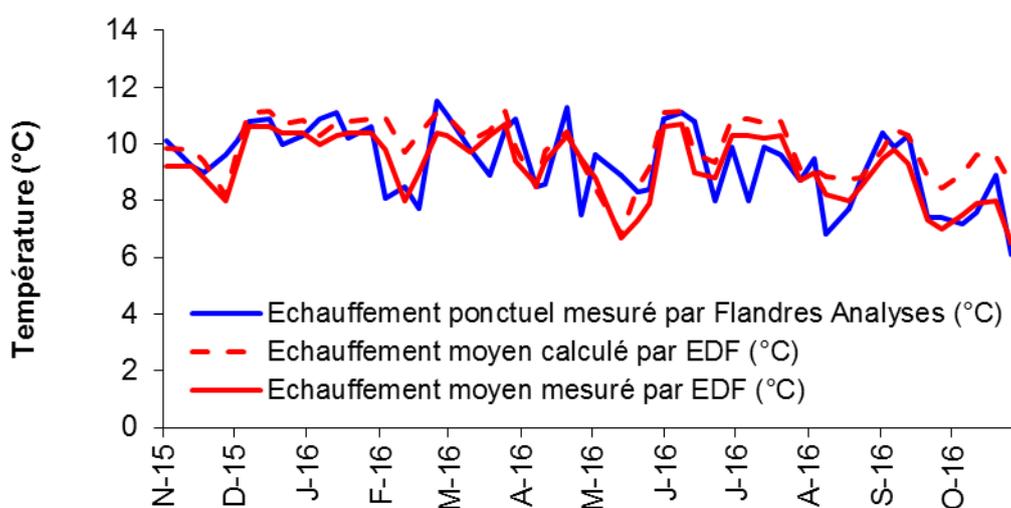


Figure 1.6 Comparaison entre les échauffements calculés et mesurés au canal de rejet pour la période 2015-2016

Tableau 1.1. Fonctionnement de la centrale en 2015-2016
(Débit et puissance calculés à partir des données fournies par EDF)

Année	Semaine		Puissance moyenne MW	Débit canal m ³ /s	Echauffement moyen calculé par EDF (°C)	Echauffement moyen mesuré par EDF (°C)	Echauffement ponctuel mesuré par Flandres Analyses (°C)
	du	au					
2015	02-nov	08-nov	4678	227	9.9	9.2	10.1
	09-nov	15-nov	4696	229	9.8	9.2	9.2
	16-nov	22-nov	4545	232	9.4	8.8	9.0
	23-nov	29-nov	4108	240	8.2	8.0	9.6
	30-nov	06-déc	4902	239	9.8	9.3	10.1
	07-déc	13-déc	5569	240	11.1	10.6	10.8
	14-déc	20-déc	5594	240	11.2	10.6	10.9
	21-déc	27-déc	5373	240	10.7	10.4	10.0
	28-déc	03-janv	5434	240	10.8	10.4	10.3
2016	04-janv	10-janv	5163	240	10.3	10.0	10.9
	11-janv	17-janv	5380	240	10.7	10.3	11.1
	18-janv	24-janv	5304	235	10.8	10.4	10.2
	25-janv	31-janv	4667	205	10.9	10.4	10.6
	01-févr	07-févr	4456	195	10.9	9.8	8.1
	08-févr	14-févr	3752	185	9.7	8.0	8.5
	15-févr	21-févr	4314	200	10.3	9.0	7.7
	22-févr	28-févr	4647	200	11.1	10.4	11.5
	29-févr	06-mars	4698	205	11.0	10.3	11.0
	07-mars	13-mars	4673	221	10.1	9.7	9.8
	14-mars	20-mars	5258	240	10.5	10.3	8.9
	21-mars	27-mars	5592	240	11.1	10.7	10.5
	28-mars	03-avr	4838	234	9.9	9.4	10.9
	04-avr	10-avr	3625	204	8.5	8.6	8.5
	11-avr	17-avr	3628	178	9.8	9.4	8.6
	18-avr	24-avr	3603	165	10.4	10.3	11.3
	25-avr	01-mai	3662	187	9.4	9.5	7.5
	02-mai	08-mai	3466	196	8.5	8.8	9.6
	09-mai	15-mai	2821	198	6.8	6.7	8.9
	16-mai	22-mai	3345	189	8.5	7.3	8.3
	23-mai	29-mai	3672	192	9.2	7.9	8.4
	30-mai	05-juin	4639	200	11.1	10.6	10.9
	06-juin	12-juin	4668	200	11.2	10.7	11.1
	13-juin	19-juin	3936	195	9.7	9.0	10.8
	20-juin	26-juin	3455	177	9.3	8.8	8.0
	27-juin	03-juil	3639	160	10.9	10.3	9.9
	04-juil	10-juil	3632	160	10.9	10.3	8.0
	11-juil	17-juil	3601	160	10.8	10.2	9.9
	18-juil	24-juil	3602	160	10.8	10.3	9.6
	25-juil	31-juil	3323	174	9.1	8.7	8.7
	01-août	07-août	3428	180	9.1	9.0	9.5
	08-août	14-août	3261	176	8.9	8.2	6.8
15-août	21-août	2729	149	8.8	8.0	7.7	
22-août	28-août	2854	155	8.8	8.5	8.7	
29-août	04-sept	3274	160	9.8	9.5	10.4	
05-sept	11-sept	3519	160	10.5	9.8	9.9	
12-sept	18-sept	3355	156	10.3	9.3	10.3	
19-sept	25-sept	2797	151	8.9	7.3	7.4	
26-sept	02-oct	2822	160	8.4	7.0	7.4	
03-oct	09-oct	2621	140	9.0	7.5	7.2	
10-oct	16-oct	2855	142	9.6	7.9	7.6	
17-oct	23-oct	2857	143	9.6	8.0	8.9	
24-oct	30-oct	2855	159	8.6	6.5	6.1	
	MIN		2621	140	6.8	6.5	6.1
	MAX		5594	240	11.2	10.7	11.5
	Moyenne		4023	194	9.9	9.2	9.3
	écart-type		902	33	1.0	1.2	1.3



1.5. Chloration

Afin de limiter les proliférations biologiques, du chlore produit par électrolyse de l'eau de mer est injecté dans les circuits de refroidissement. Cette chloration n'est autorisée que lorsque la température de l'eau à l'entrée du canal d'amenée est supérieure à 10°C. L'oxydant injecté est consommé de façon rapide par l'eau de mer et sa concentration résiduelle doit rester inférieure à 1 mg·l⁻¹. Sur la période 2015-2016, de l'oxydant résiduel, exprimé en chlore total¹, a été détecté, uniquement le 02/12/2015 et le 28/07/2016 dans le canal de rejet, à de faibles concentrations, 0,12 mg·l⁻¹ (tableau 1.2).

La disparition du chlore s'accompagne de la formation de composés chimiques plus stables que l'oxydant, les trihalométhanes² (ou haloformes, essentiellement le bromoforme CHBr₃) et d'autres composés en quantités beaucoup plus faibles comme les bromo-phénols³. La figure 1.7 permet de visualiser la concentration en bromoforme en relation avec la température de l'eau au canal de prise. D'après les informations fournies par le CNPE de Gravelines, l'électrochloration a été interrompue entre le 13/12/2015 et le 01/05/2016. Durant cette période, de faibles concentrations en bromoforme ont toutefois été détectées à trois reprises dans le canal de rejet durant le mois de janvier et également le 26/04/2016. Pour cette dernière date et pour le 28/01/2016 ce bromoforme ne semble pas pouvoir provenir de la centrale en raison des valeurs supérieures de bromoforme mesurées ce même jour dans l'eau du canal d'amenée (tableau 1.2).

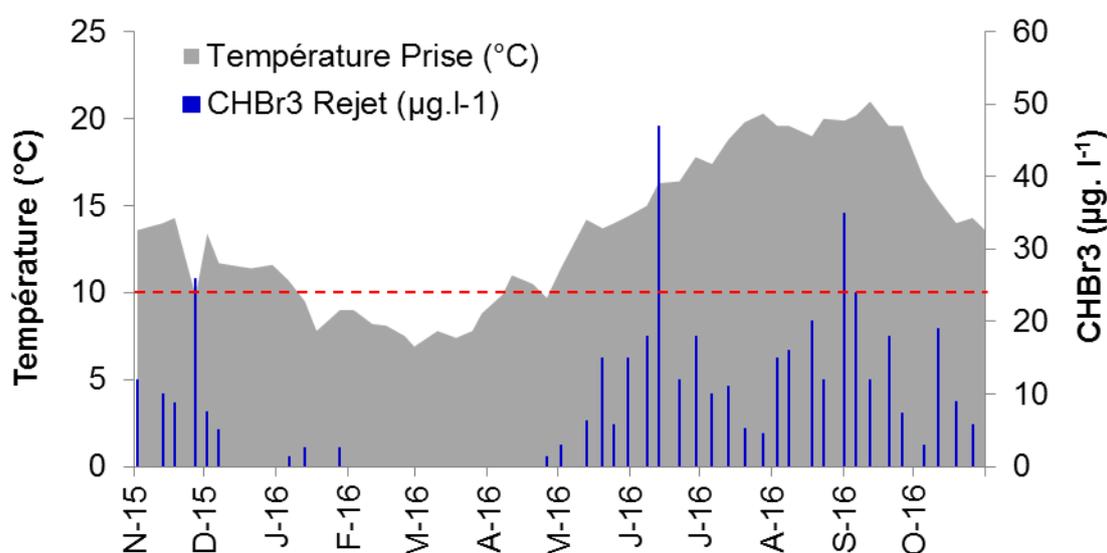


Figure 1.7 Concentration du bromoforme au canal de rejet en relation avec la température de l'eau au canal de prise pour la période 2015-2016

La concentration moyenne de bromoforme au canal de rejet était de 12,3 µg·l⁻¹. Cette concentration moyenne est voisine des valeurs habituellement observées les années précédentes (environ 10 à 20 µg·l⁻¹). Cette concentration correspond, pour la période de chloration de 254 jours, à la production d'environ 37 tonnes de bromoforme.

¹ Le chlore est mesuré selon la méthode spectrophotométrique d'absorption moléculaire à la DPD (diéthyl-p-phenylènediamine) par le laboratoire Flandres Analyses (Limite de quantification : 0,10 mg·l⁻¹).

² Les trihalométhanes ont été mesurés par chromatographie en phase gazeuse avec détection par spectrométrie de masse (NF EN ISO 10301) par le laboratoire Flandres Analyses (Limite de quantification : 1,0 µg·l⁻¹).

³ Les bromo-phénols ont été mesurés par chromatographie en phase gazeuse (NF EN ISO 6468) par le laboratoire LICAAL (Limite de quantification : 2,0 ng·l⁻¹).

Tableau 1.2 Concentration hebdomadaire du chlore résiduel et des haloformes aux canaux de prise et de rejet pour la période 2015-2016 et nombre d'électrochloration en service pendant plus de 12 heures le jour des prélèvements ('<' indique que la valeur est inférieure au seuil de détection mentionné)

Date	Canal d'aménée						Canal de rejet						Nombre electrochloration > 12h
	Chlore libre (mg.l ⁻¹)	Chlore total (mg.l ⁻¹)	CHCl3 (µg.l ⁻¹)	CHCl2Br (µg.l ⁻¹)	CHClBr2 (µg.l ⁻¹)	CHBr3 (µg.l ⁻¹)	Chlore libre (mg.l ⁻¹)	Chlore total (mg.l ⁻¹)	CHCl3 (µg.l ⁻¹)	CHCl2Br (µg.l ⁻¹)	CHClBr2 (µg.l ⁻¹)	CHBr3 (µg.l ⁻¹)	
02/11/15	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	12.0	4
13/11/15	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	10.0	4
18/11/15	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	1.2	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	8.7	6
27/11/15	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	26.0	6
02/12/15	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	1.6	<0.1	0.12	<1	<1	<1	7.5	3
07/12/15	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	5.1	3
16/12/15	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	0
21/12/15	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	0
30/12/15	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	0
06/01/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	1.4	0
13/01/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	2.5	0
18/01/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	0
28/01/16	<0.1	<0.1	<1	<1	1.1	4.1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	2.6	0
03/02/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	0
11/02/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	0
17/02/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	0
25/02/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	0
29/02/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	0
10/03/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	0
18/03/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	0
25/03/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	0
29/03/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	0
07/04/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	0
11/04/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	0
20/04/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	0
26/04/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	3.4	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	1.4	0
02/05/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	2.9	1
13/05/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	6.2	2
20/05/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	15.0	3
25/05/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	5.7	3
31/05/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	15.0	3
08/06/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	18.0	5
13/06/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	2.4	<0.1	<0.1	<1	<1	1.3	47.0	4
22/06/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	1.3	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	12.0	4
29/06/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	18.0	4
06/07/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	1.3	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	10.0	4
13/07/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	11.0	4
20/07/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	5.3	4
28/07/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	1.3	<0.1	0.12	<1	<1	<1	4.6	3
03/08/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	15.0	4
08/08/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	16.0	4
18/08/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	20.0	3
23/08/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	12.0	3
01/09/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	1.8	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	35.0	4
06/09/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	1.3	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	24.0	4
12/09/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	1.1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	12.0	4
20/09/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	18.0	3
26/09/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	7.3	3
05/10/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	2.9	4
11/10/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	2.6	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	19.0	2
19/10/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	8.9	4
26/10/16	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	<1	<0.1	<0.1	<1	<1	<1	5.8	4

Parmi les autres haloformes seul le chlorodibromomethane (CHClBr₂) a été détecté dans le canal de rejet mi-juin (1,3 µg.l⁻¹), les autres restants en dessous du seuil de détection (1 µg.l⁻¹).

La persistance du bromoforme en mer permet également de quantifier le pourcentage d'eau de refroidissement qui passe une seconde fois dans la centrale (« taux de recirculation »). En période de chloration, ce taux est calculé en faisant le rapport entre la quantité de bromoforme mesurée aux points *prise*¹ et *rejet*. Pour la période 2015-2016 le taux de recirculation moyen était de 8,2 %. Ce pourcentage a une grande importance sur le plan microbiologique car le recyclage de l'eau du rejet permet de sélectionner et de fixer sur le site des espèces bactériennes.

Des recherches de bromo-phénols, composés issus de la chloration, de masses molaires plus importantes que les trihalométhanes, ont été réalisées de façon mensuelle. Les dosages ont été réalisés en chromatographie en phase gazeuse après dérivation. En 2015-2016, la concentration moyenne de bromo-phénols était de 80,5 ng.l⁻¹ durant la période de chloration, avec un maximum de 168,8 ng.l⁻¹ mesuré en août (tableau 1.3). Depuis 2013, des seuils de quantification plus bas pour ces dosages (< 2 ng.l⁻¹) ont été obtenus par le laboratoire d'analyse, ce qui a permis la mise en évidence régulière, outre celle du 2,4,6-tribromo-phénol qui représentait 60% des bromo-phénols mesurés en période de chloration, du 2,6- et 2,4-dibromo-phénols (16 et 2%) et du 3- et 2-bromo-phénol (1 et 21%).

Tableau 1.3 Dosages des bromo-phénols au canal de rejet pour la période 2015-2016
(Période d'électrochloration en grisé)

Date	2,4,6-tribromo-phénol (ng.l ⁻¹)	2,6-dibromo-phénol (ng.l ⁻¹)	2,4-dibromo-phénol (ng.l ⁻¹)	4-bromo-phénol (ng.l ⁻¹)	3-bromo-phénol (ng.l ⁻¹)	2-bromo-phénol (ng.l ⁻¹)
27/11/2015	6.0	<2	<2	<2	<2	8.9
02/12/2015	4.8	91.0	<2	<2	<2	4.3
28/01/2016	2.0	<2	<2	<2	<2	<2
03/02/2016	2.4	<2	<2	<2	<2	6.5
29/03/2016	4.2	<2	<2	<2	<2	<2
07/04/2016	4.4	<2	<2	<2	<2	<2
31/05/2016	69.0	9.3	7.0	<2	<2	62.5
08/06/2016	33.6	<2	<2	<2	<2	17.5
28/07/2016	14.6	<2	<2	<2	<2	4.3
03/08/2016	153.7	<2	2.4	<2	5.1	7.6
26/09/2016	61.3	<2	<2	<2	<2	31.0
05/10/2016	47.3	<2	2.7	<2	<2	<2

¹ Lorsque la quantité de bromoforme au point *prise* est inférieure au seuil de détection, la valeur 0,5 µg l⁻¹ est utilisée pour le calcul du taux de recirculation.

1.6. Stratégie d'échantillonnage pour la surveillance écologique du site

Le programme de surveillance actuel concerne les domaines pélagique, halieutique et benthique. Les modalités de prélèvements (les points et les fréquences de prélèvement, la nature des analyses effectuées) se font dans le respect de l'autorisation de rejets du 7 novembre 2003 (Art.26 et annexe 2), toutefois certains paramètres font l'objet de mesures complémentaires à ce qui est défini dans l'arrêté. Les points échantillonnés par domaine d'étude sont localisés sur la carte figure 1.8.



Libellé	Longitude (degré décimal)	Latitude (degré décimal)	Domaine d'étude
Référence	2,152	51,057	Pélagique
Rejet	2,143	51,021	Pélagique
Rejet Amont	2,137	51,017	Pélagique
Prise	2,152	51,023	Pélagique/Halieutique
Contrôle	2,137	51,037	Pélagique/Halieutique
Côte	2,125	51,025	Halieutique
Large	2,110	51,063	Halieutique
E	2,109	51,006	Benthos intertidal
F	2,106	51,009	Benthos intertidal
G	2,102	51,012	Benthos intertidal
H	2,099	51,014	Benthos intertidal
I	2,121	51,011	Benthos intertidal
J	2,119	51,013	Benthos intertidal
K	2,117	51,015	Benthos intertidal
L	2,115	51,016	Benthos intertidal
M	2,116	51,010	Benthos intertidal
B	2,077	51,023	Benthos subtidal
C	2,142	51,027	Benthos subtidal

Figure 1.8 Localisation des points de prélèvements par domaines d'études dans le cadre du suivi écologique du CNPE de Gravelines

1.6.1. Domaine pélagique

Le tableau 1.4 liste l'ensemble des travaux réalisés dans le milieu pélagique.

Des prélèvements hebdomadaires sont réalisés depuis les berges aux canaux de prise d'eau et de rejet, ils concernent l'hydrologie (température, salinité, les sels azotés) la microbiologie (vibrions) et l'étude de la chloration. Le phytoplancton et les pigments chlorophylliens sont également échantillonnés hebdomadairement au canal de prise. Enfin, le zooplancton est échantillonné mensuellement au canal de prise.

Depuis 2016 quatre paramètres supplémentaires sont suivis mensuellement aux canaux de prise et de rejet: la turbidité, l'oxygène dissous, les phosphates et les silicates.

**Tableau 1.4 Travaux réalisés dans le milieu pélagique lors de la surveillance 2015-2016
En application de l'arrêté du 7 novembre 2003 (Annexe 2) et mesures complémentaires***

Domaine	Compartiment	Paramètres	Points	Fréquence
Pélagique	Hydrologie	Température Salinité* Turbidité* Oxygène dissous*	Prise Rejet	Hebdomadaire Mensuel
			Prise Rejet Amont Contrôle Référence	21/06/2016 17/10/2016
	Chimie	Chlore résiduel Haloformes ¹ Bromophénols Ammonium Nitrates Nitrites Phosphates* Silicates*	Rejet	Hebdomadaire
			Prise Rejet	Hebdomadaire
			Rejet	Mensuel
			Prise Rejet	Hebdomadaire Mensuel
	Microbiologie	Vibrions halophiles	Prise Rejet	Hebdomadaire
			Prise Rejet Amont Contrôle Référence	21/06/2016 17/10/2016
	Phytoplancton	Pigments chlorophylliens + Flore totale	Prise	Hebdomadaire
			Prise Rejet Amont Contrôle Référence	21/06/2016 17/10/2016
	Zooplancton	Biomasse + Faune totale	Prise	Mensuel
			Prise Rejet Amont Contrôle Référence	21/06/2016 17/10/2016

¹ Haloformes mesurés: le bromoforme (CHBr₃), le monochloro-dibromométhane (CHClBr₂) et le dichlorobromométhane (CHCl₂Br).

En complément, deux campagnes annuelles sont réalisées selon un axe côte-large pour la surveillance du milieu récepteur des eaux rejetées par la centrale. En 2016 elles ont été réalisées le 21 juin pour la mission printanière et le 17 octobre pour la mission automnale, à bord du navire de pêche l'*Emeraude*. Lors de chaque mission quatre points sont étudiés (tableau 1.5):

- Le point *prise* (situé à l'entrée du canal d'amenée de la centrale)
- Le point *rejet amont* (situé plus en amont dans le canal de rejet par rapport au point *rejet* suivi hebdomadairement et qui se trouve en sortie du canal)
- Le point *contrôle* (situé dans le panache de rejet avec échauffement résiduel de 3 à 4°C)
- Le point *référence* (situé au large, au-delà de la zone d'influence de la centrale)

Tableau 1.5 Dates et horaires des campagnes pélagiques 2016

Date	Pleine mer (heure locale)	Coefficient de marée	Prise	Rejet Amont	Contrôle	Référence
21/06/16	14:08	80	12:14	14:17	13:03	13:40
17/10/16	13:53	114	12:09	14:06	12:50	13:09

1.6.2. Domaine halieutique

Le programme de surveillance de l'ichtyoplancton (œuf et larves de poisson) comprend quatre campagnes printanières (tableau 1.6) :

- deux campagnes au point *prise* qui alternent avec,
- deux campagnes de trois points en mer, en plus du point *prise*, selon un gradient côte-large dans le milieu récepteur :
 - point *côte* (à proximité de la plage du Petit-Fort-Philippe)
 - point *contrôle* (dans le panache de rejet)
 - point *large* (hors zone d'influence de la centrale)

**Tableau 1.6 Travaux réalisés dans le domaine halieutique lors de la surveillance 2015-2016
En application de l'arrêté du 7 novembre 2003 (Annexe 2)**

Domaine	Compartiment	Paramètres	Points	Fréquence
Halieutique	Icthyoplancton	Soles et sprats (abondance des œufs et larves)	Prise	23/03/2016 05/04/2016 20/04/2016 11/05/2016
			Contrôle Côte Large	05/04/2016 11/05/2016
	Macrofaune	Crevettes grises (abondances des stades zoés et mégaloopes)	Prise	23/03/2016 05/04/2016 20/04/2016 11/05/2016
			Contrôle Côte Large	05/04/2016 11/05/2016



1.6.3. Domaine benthique

En zone intertidale, une campagne annuelle est réalisée en juin, comprenant deux radiales de 4 points et 1 radiale à 2 points de hauts niveaux, couvrant l'ensemble de la zone intertidale comprise entre l'estuaire de l'Aa et la route de Dunes (estran Petit-Fort-Philippe).

En zone subtidale, la surveillance du peuplement à *Abra alba* consiste en la réalisation de 4 campagnes de deux points, l'un non impacté (Point B), l'autre potentiellement impacté (Point C) par le fonctionnement de la centrale (tableau 1.7).

Tableau 1.7 Travaux réalisés sur le milieu benthique lors de la surveillance 2015-2016
En application de l'arrêté du 7 novembre 2003 (Annexe 2)

Domaine	Compartiment	Paramètres	Points	Fréquence
Benthique	Intertidal	Sédiment (granulométrie) + Macrofaune totale	3 radiales E, F, G, H* M, N I, J, K, L*	05/06/2016
	Subtidal	Sédiment (granulométrie) + Macrofaune totale	B (hors impact) C (impacté)	05/03/2016 01/04/2016 15/07/2016 26/09/2016

1.7. Éléments de conclusion

Le procédé d'électrochloration du circuit de refroidissement permettant de lutter contre le développement de salissures biologiques a été mis en service durant 8,5 mois sur 12 au cours de la période 2015-2016, et uniquement lorsque la température de l'eau au canal de prise était supérieure à 10°C. La concentration résiduelle de chlore total n'a été détectée qu'à deux occasions et est restée très en deçà du seuil de 1 mg·l⁻¹ fixé par l'arrêté ministériel du 7 novembre 2003.

Le bromoforme est le principal produit dérivé des opérations d'électrochloration, les concentrations mesurées au point *rejet* sont restées inférieures à 50 µg·l⁻¹ conformément à l'arrêté. Avec une concentration moyenne de 12,3 µg·l⁻¹ en période de chloration, cela représente toutefois une production annuelle de l'ordre de 37 tonnes de bromoformes. Le dosage du bromoforme, outre son rôle de traceur de la chloration, permet d'estimer le taux de recirculation de l'eau de refroidissement, 8,2 % cette année.

Hors période d'électrochloration, du bromoforme a été détecté en faible quantité dans le canal de rejet (< 2,6 µg·l⁻¹). Pour deux de ces cas, le bromoforme proviendrait de l'Avant-Port Ouest de Dunkerque puisque les concentrations étaient plus importantes dans le canal de prise. Pour les deux autres cas, survenus début janvier 2016, l'origine de ce bromoforme dans le canal de rejet reste inconnue.

Les autres oxydants résiduels issus des opérations de chloration (bromo-phénols) représentaient moins de 1 µg·l⁻¹, ce qui est largement en dessous de la limite autorisée (300 µg·l⁻¹).

2. CLIMATOLOGIE ET HYDROLOGIE

Rédaction : Elvire Antajan (LER/BL)

Analyses : Flandres Analyses

Prélèvements : Flandres Analyses
Elvire Antajan (LER/BL)
Rémy Cordier (LER/BL)
Josselin Caboche (LRH/BL)
Vincent Duquesne (LER/BL)
Valérie Lefèbvre (LRH/BL)





2.1. Climatologie

Le Nord-Pas-de-Calais bénéficie d'un climat tempéré océanique avec des amplitudes thermiques saisonnières faibles et des précipitations qui ne sont négligeables en aucune saison. Le climat de la région Nord se distingue aussi par sa caractéristique septentrionale. L'ensoleillement est réduit, les hivers sont assez froids et les pluies hivernales durables.

2.1.1. Précipitations

Le cumul des précipitations mesurées sur la station Météo France de Dunkerque (51°03'N et 2°20'E, altitude 11m) s'est élevé à 746 mm pour la période d'étude 2015-2016 (figure 2.1). Les précipitations ont été très importantes aux mois de novembre 2015, janvier et juin 2016 (> 90 mm), alors qu'en été (juillet – septembre) les précipitations ont été peu abondantes (20 à 40mm).

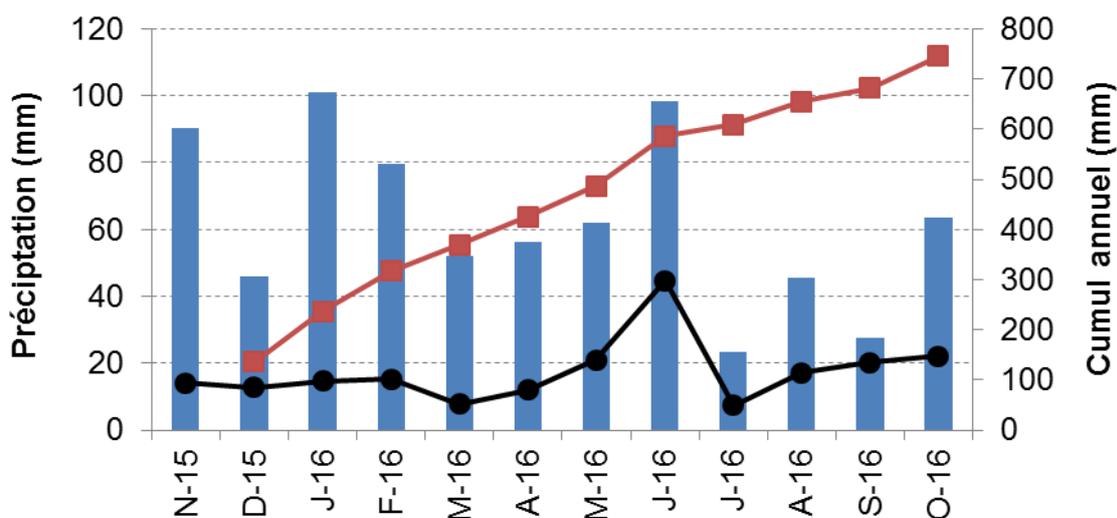


Figure 2.1 Précipitations sur Dunkerque pour la période 2015-2016 (cumul mensuel (bleu), cumul annuel (rouge), cumul maximal en 24h (noir) ; Données météo-France)

Le cumul des précipitations enregistrées sur l'année 2016 était plus important qu'en 2015 et excédentaire par rapport à la médiane du cumul des précipitations observée depuis 1986 (figure 2.2).

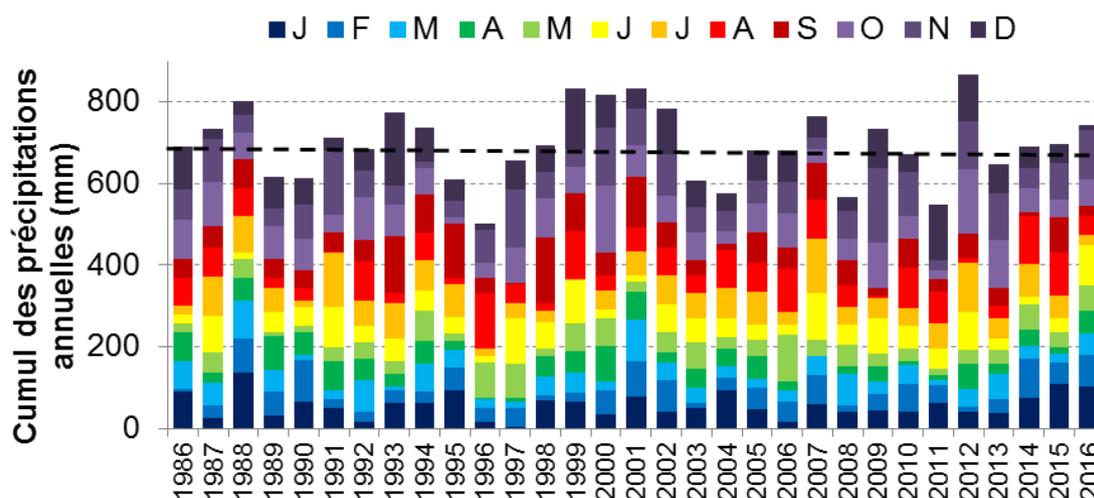


Figure 2.2 Évolution des précipitations annuelles sur Dunkerque de 1986 à 2016 (Ligne noire en pointillé correspond à la médiane 1986-2015 ; Données météo-France)

L'évolution mensuelle des précipitations depuis 1986, confirme que l'hiver 2016 a été particulièrement pluvieux cette année, de même que le mois de juin (figure 2.3). A contrario, pendant la période estivale les précipitations ont été déficitaires cette année.

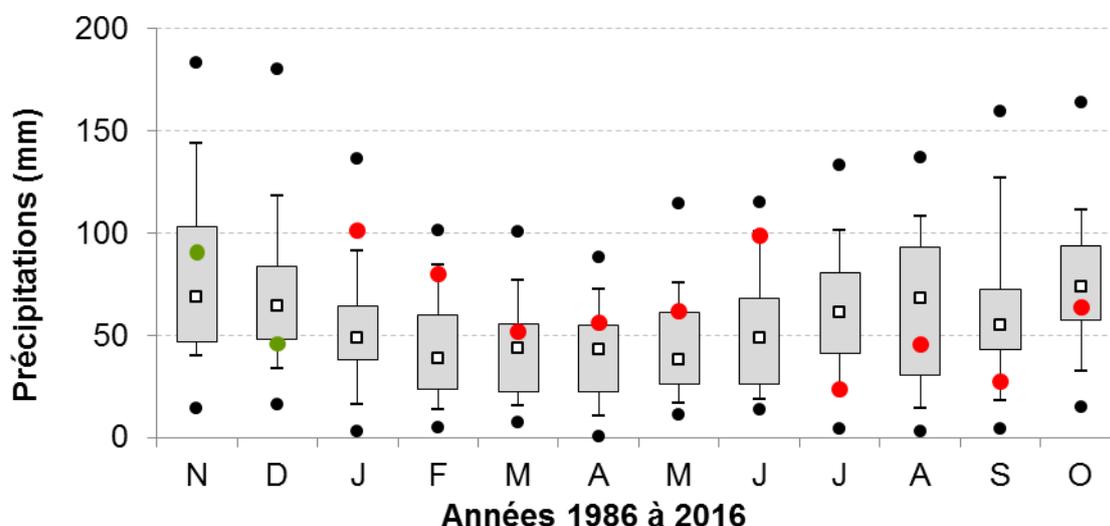


Figure 2.3 Évolution mensuelle des précipitations sur Dunkerque de 1986 à 2016

(points verts = données 2015 ; points rouges = données 2016 ; points noirs = données extrêmes depuis 1986 ; carrés blancs = médiane depuis 1986)

2.1.2. Force et direction des vents

Durant la fin de l'année 2015 et le premier trimestre 2016 les épisodes venteux se sont succédé sur le littoral dunkerquois (figure 2.4). Selon les mois, on dénombre entre 10 et 18 jours de vent fort (vitesse maximale supérieure à 58 km/h), avec un maximum de 123 km/h le 17 novembre 2015. A noter en décembre et janvier le caractère exceptionnel de la constance de l'orientation du vent qui reste de secteur sud à sud-ouest, alors qu'habituellement le vent prend souvent une composante nord-est, et qui explique l'exceptionnelle douceur de l'hiver 2015-2016 et l'importance des précipitations (figure 2.5).

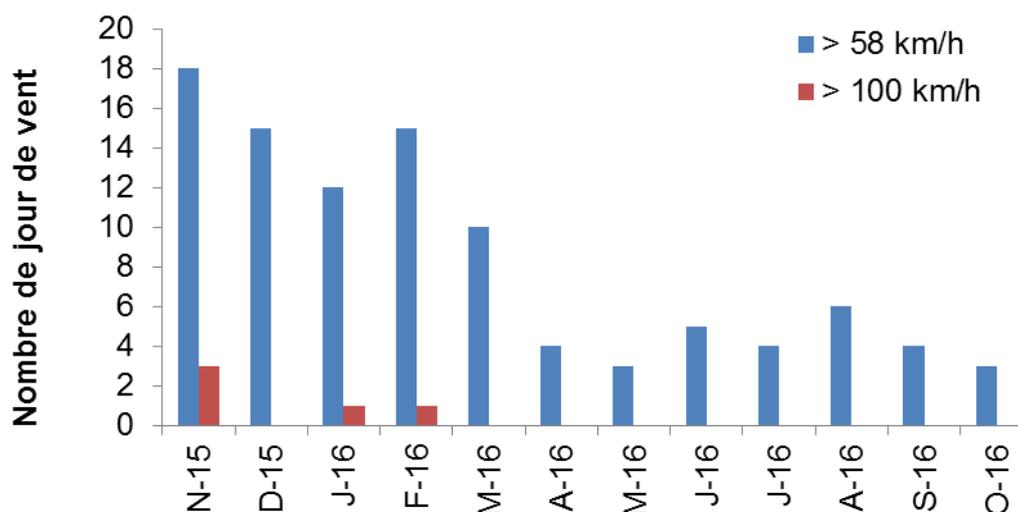


Figure 2.4 Nombre de jours de vent fort sur Dunkerque pour la période 2015-2016 (Données www.infoclimat.fr)

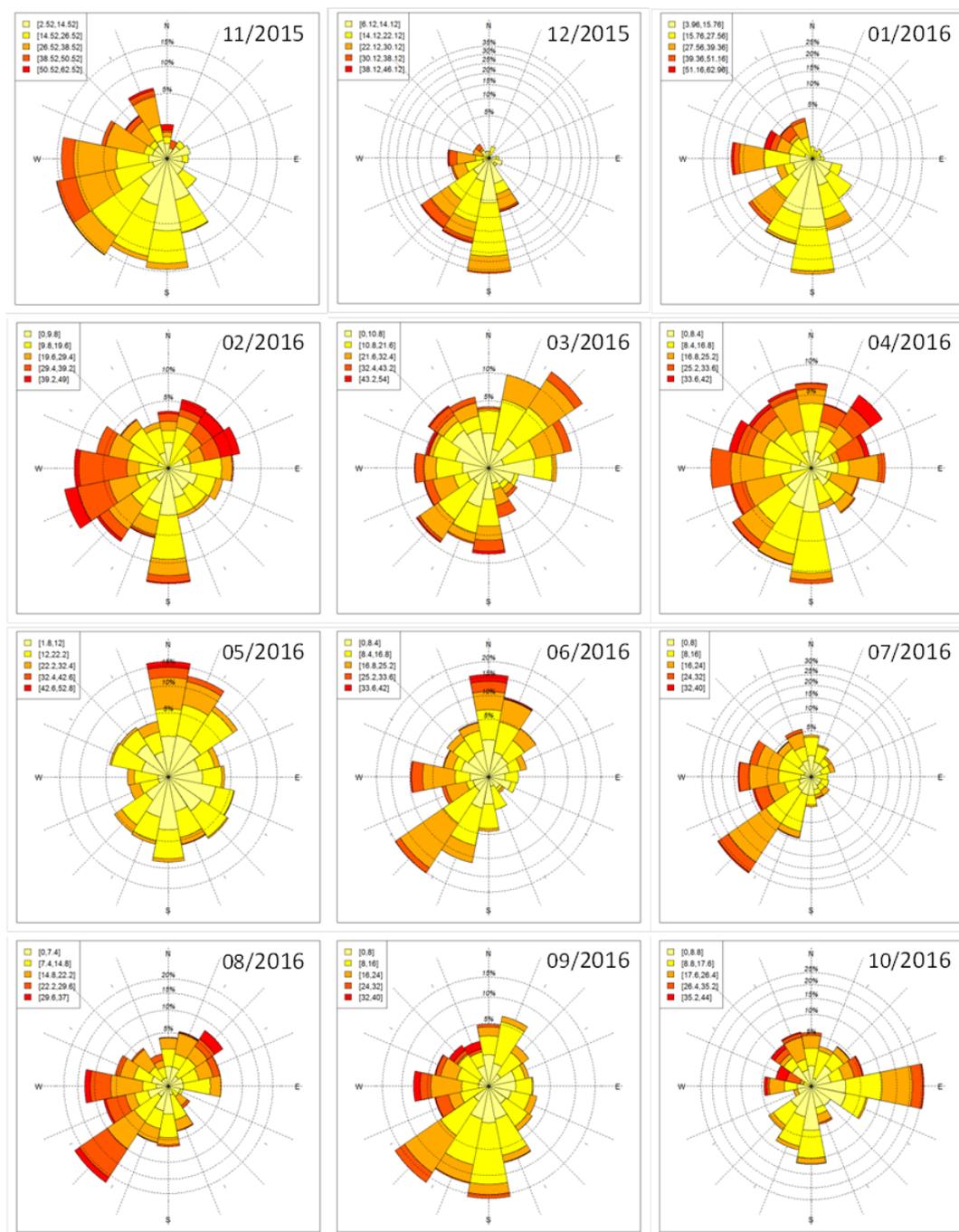


Figure 2.5 Roses des vents mensuelles (vitesse km.h⁻¹) sur Dunkerque pour la période 2015-2016 (Données météo-France)

Les mois de février et mars ont été marqués par le passage de plusieurs tempêtes. Les directions très variables des roses des vents témoignent des différents types de temps qui ont ponctué le mois d'avril. De mai à octobre les vents ont été de faible intensité, avec assez peu de vent fort (moins de 6 jours par mois) et avec une prédominance des vents de secteur nord (mai et juin), sud-sud-ouest (juin à septembre).



2.2. Hydrologie

2.2.1. Mesures des paramètres physico-chimiques

La **température** est, avec la **salinité**, un des descripteurs de base pour la connaissance du milieu marin. Ils influent sur l'activité biologique dont dépend la production totale, et sur la répartition spatiale des espèces. La mesure de la salinité se fait par sonde conductimétrique (précision $\pm 0,1$) couplée à une sonde de température (précision $\pm 0,1^\circ\text{C}$). La salinité est exprimée par un nombre sans dimension qui est un rapport de conductivité (P.S.U. ou « Practical Salinity Unit »). Sur le plan pratique, elle est proche du gramme par kilogramme d'eau.

La **turbidité** est un paramètre qui permet d'évaluer la transparence d'une eau par la perte de lumière résultant de sa traversée. Elle est donc fonction de la quantité, de la taille et de la forme des particules en suspension (seston) et varie en fonction des apports des fleuves, de la remise en suspension du sédiment et de la concentration en plancton. La transparence de l'eau conditionne la transmission de l'énergie lumineuse aux producteurs primaires. Elle régit la présence et la production des organismes photosynthétiques (phytoplancton, macroalgues et phanérogames) qui se développent dans la colonne d'eau et sur le fond. La mesure de la turbidité se fait par néphélométrie et est exprimée en Néphélometric Turbidity Unit (NTU). Elle consiste à mesurer la quantité de lumière diffusée à 90° par rapport à la lumière incidente (précision $\pm 0,1$ NTU).

Le niveau d'**oxygène dissous** est un bon indicateur de la capacité d'un milieu à supporter la vie. L'oxygène en milieu aqueux provient à la fois des processus physiques (échanges atmosphériques entre l'air et l'eau), chimiques, et de l'activité photosynthétique des plantes. Les chutes de niveau d'oxygène peuvent cependant résulter du métabolisme des organismes aquatiques lié au processus de respiration, de la décomposition de la matière organique par les bactéries ou encore de l'oxydation chimique de composés organiques et inorganiques. Sa mesure dans l'eau a été réalisée au moyen d'une sonde et est exprimée en $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (précision $\pm 0,1$ $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$).

2.2.2. Mesures des paramètres biogéochimiques

Le terme « nutriments » ou « sels nutritifs » désigne l'ensemble des composés inorganiques et des ions nécessaires à la nutrition des producteurs primaires (phytoplancton, macroalgues, angiospermes). Ils sont présents naturellement dans le milieu et ne sont pas directement toxiques pour ce dernier. Toutefois, lors d'une augmentation de flux de nutriments en zone côtière (en raison d'apports anthropiques tel que les rejets dus au lessivage des terres agricoles, les rejets urbains et industriels), les nutriments peuvent être parfois considérés comme une pression à l'origine de nuisances indirectes. En effet, une augmentation de la teneur en nutriments peut engendrer :

- des développements massifs de certaines espèces phytoplanctoniques, phénomène qui se traduit par une augmentation des teneurs en chlorophylle a dans l'eau et/ou des modifications dans la structure des peuplements phytoplanctoniques,
- des développements massifs de macroalgues opportunistes (ulves, monostromes, entéromorphes).

Ces conséquences directes ont des répercussions sur le bon fonctionnement du milieu en provoquant notamment :

- une diminution de l'intensité lumineuse nécessaire à la photosynthèse néfaste pour le couvert végétal,
- une augmentation des teneurs en matière organique dont la dégradation consomme de l'oxygène dissous ; ce phénomène peut générer des anoxies et provoquer la mort des espèces démersales et benthiques,



- la prolifération de certaines espèces phytoplanctoniques peut engendrer des mortalités de poissons ou de coquillages, soit en raison de leur toxicité intrinsèque pour ces animaux, soit parce que leur forte concentration dans l'eau induit un colmatage des branchies.

La mesure des concentrations pour l'ensemble des nutriments se fait par lecture au spectrophotomètre avec une relation Densité Optique (DO)/concentration selon une courbe de calibration réalisée à chaque série de mesures.

Dans l'eau, l'ammoniac existe sous deux principales formes : NH_3 et NH_4^+ . Au pH usuel l'**ammonium** (NH_4^+) reste cependant la forme la plus dominante. L'excrétion des organismes vivants et la décomposition de la matière organique par les bactéries sont les principales sources d'ammonium dans l'eau. Le dosage de l'ammonium a été effectué selon la méthode spectrophotométrique d'absorption moléculaire au bleu d'indophénol (NF T90-015-2) qui permet d'analyser la totalité de l'azote ammoniacal. La concentration d'ammonium est exprimée en $\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$. Le seuil de détection de l'appareil est de $0,554 \mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$.

Le processus de nitrification, par les bactéries dites nitrifiantes, entraîne l'oxydation de l'ammonium en **nitrites** (NO_2^-) et **nitrates** (NO_3^-). C'est sous cette dernière forme (NO_3^-) que l'azote dissous est le plus assimilable par le phytoplancton et les macroalgues. Les dosages du nitrite et du nitrate ont été effectués selon la méthode spectrophotométrique d'absorption moléculaire au N-naphtyl-éthylènediamine (NF ISO 13395). Leur concentration est exprimée en $\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$. Le seuil de détection de l'appareil est de $1,613 \mu\text{mol l}^{-1}$ pour le nitrate, et $0,109 \mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ pour le nitrite.

Le phosphate désigne l'ensemble des formes dissoutes de l'**ion orthophosphate** (PO_4^{3-}). Il est essentiel à la fabrication de nombreuses molécules vitales dont les protéines et les acides nucléiques : ARN et ADN. Il provient de l'érosion des roches, du lessivage des sols cultivés (engrais) et des effluents domestiques (en majorité détergents phosphatés, urines et selles). Le dosage du phosphate a été effectué selon la méthode spectrophotométrique d'absorption moléculaire au bleu phosphomolybdique (NF ISO 6878). La concentration de phosphate est exprimée en $\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$. Le seuil de détection de l'appareil est de $0,316 \mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$.

L'abondance en **silicate** (SiO_2) dans l'eau de mer contrôle le développement d'une partie du phytoplancton, principalement les diatomées qui présentent un test siliceux (le frustule). Le dosage de cet élément a été effectué selon la méthode spectrophotométrique d'absorption moléculaire au bleu silicomolybdique (NF T90-007). La concentration de silicate est exprimée en $\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$. Le seuil de détection de l'appareil est de $0,333 \mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$.

2.2.3. Canaux de prise et de rejet

2.2.3.1. Température

Dans le canal de prise d'eau, les températures les plus froides, entre $6,9$ et $7,8^\circ\text{C}$ ont été mesurées assez tardivement dans la saison, la première quinzaine de mars (figure 2.6). Les températures hivernales (novembre à février) étaient supérieures aux normales saisonnières (en moyenne $1,8 \pm 1,2^\circ\text{C}$) observées depuis 1986 (figure 2.7). Les températures les plus chaudes, comprises entre 18 et 21°C , ont été relevées de juillet à septembre. La moyenne des températures au canal de prise pour la période 2015-2016 était de $13,6^\circ\text{C}$.



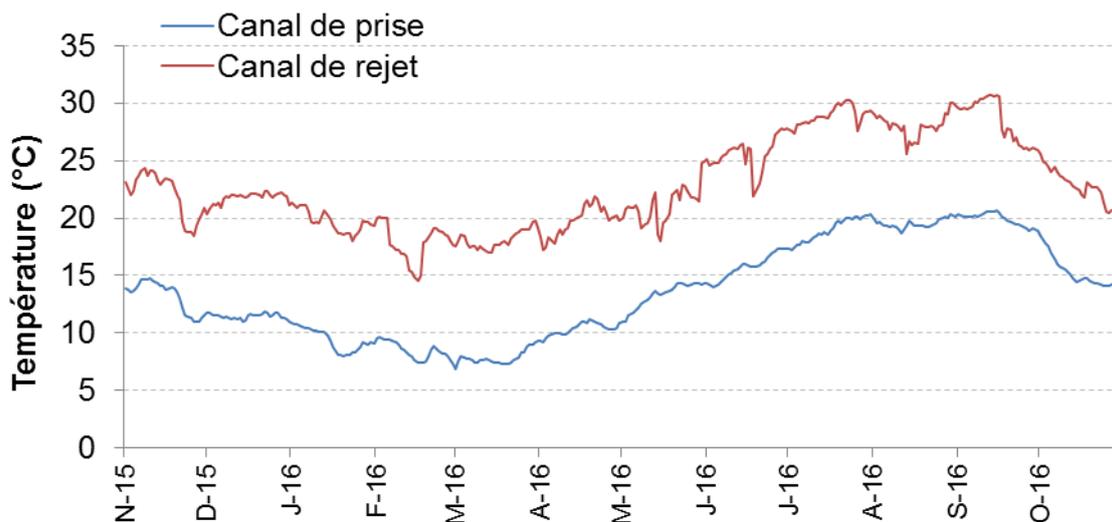


Figure 2.6 Température journalière de l'eau aux canaux de prise et de rejet en 2016
(Données EDF, thermographes 10 et 11)

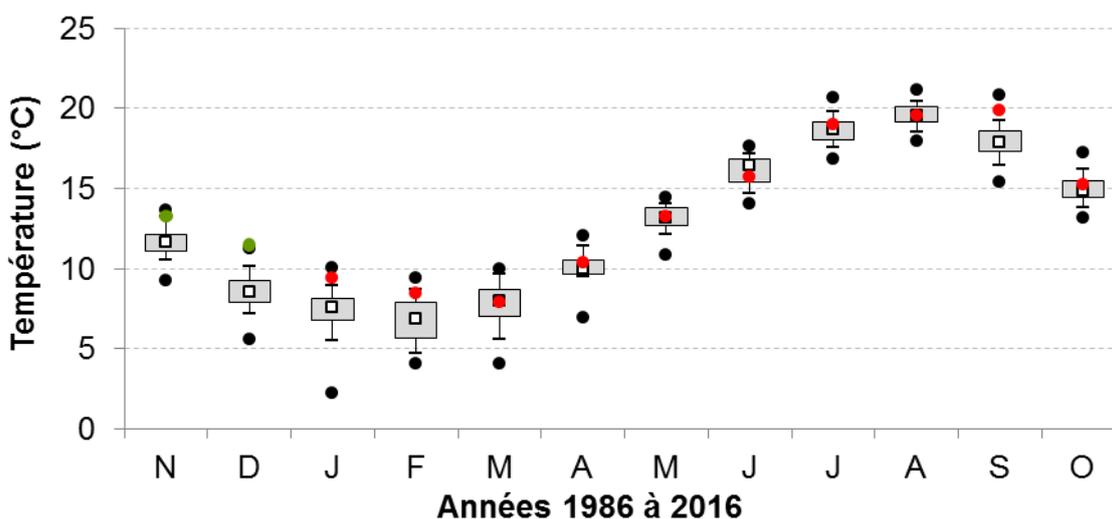


Figure 2.7 Evolution des températures au canal de prise de 1986-2016

(points verts = données 2015 ; points rouges = données 2016 ; points noirs = données extrêmes depuis 1986 ; carrés blancs = médiane depuis 1986) (1986-2007 données hebdomadaires au point prise ; 2008-2016 données journalières EDF, thermographe 10)

Comme en 2014 qui était une année plus chaude que la moyenne, les écarts de températures par rapport à la médiane mensuelle depuis 1986 étaient importants en 2016 (en moyenne $0,9 \pm 1,1^\circ\text{C}$; figure 2.8). Seuls les mois de mars et juin étaient légèrement en dessous des températures normales saisonnières (respectivement, $-0,1$ et $-0,7^\circ\text{C}$).

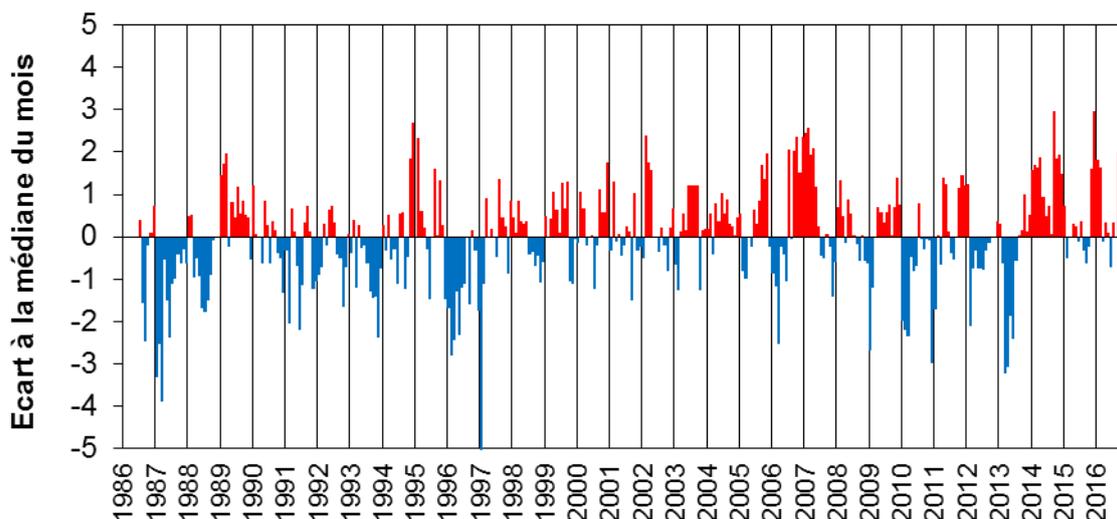
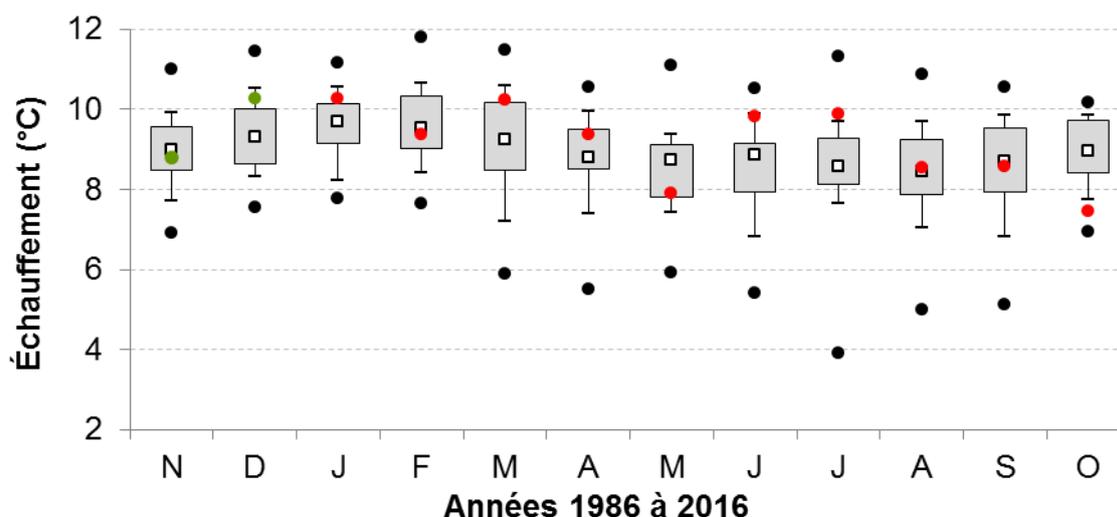


Figure 2.8 Écarts à la médiane mensuelle des températures de l'eau au canal de prise de 1986 à 2016

Au point *rejet*, les températures maximales enregistrées étaient comprises entre 30,0 et 30,7°C du 7 au 16 septembre 2016 (figure 2.6). Le reste du temps la température au point *rejet* était inférieure à 30°C.



Le transit de l'eau dans la centrale de novembre 2015 à octobre 2016 s'est traduit par un échauffement moyen de $9,2 \text{ }^\circ\text{C} \pm 1,3^\circ\text{C}$. Cet échauffement mesuré est toujours resté inférieur à 12°C.

Figure 2.9 Écart mensuel des températures entre les canaux de prise et de rejet de 1986 à 2016 (points verts = données 2015 ; points rouges = données 2016 ; points noirs = données extrêmes depuis 1986 ; carrés blancs = médiane depuis 1986)



2.2.3.2. Salinité

Depuis janvier 2013 ce paramètre est mesuré hebdomadairement aux canaux de prise et de rejet (figure 2.10)¹. Sur la période 2015-2016 la salinité de l'eau était comprise entre 32,5 et 34,1.

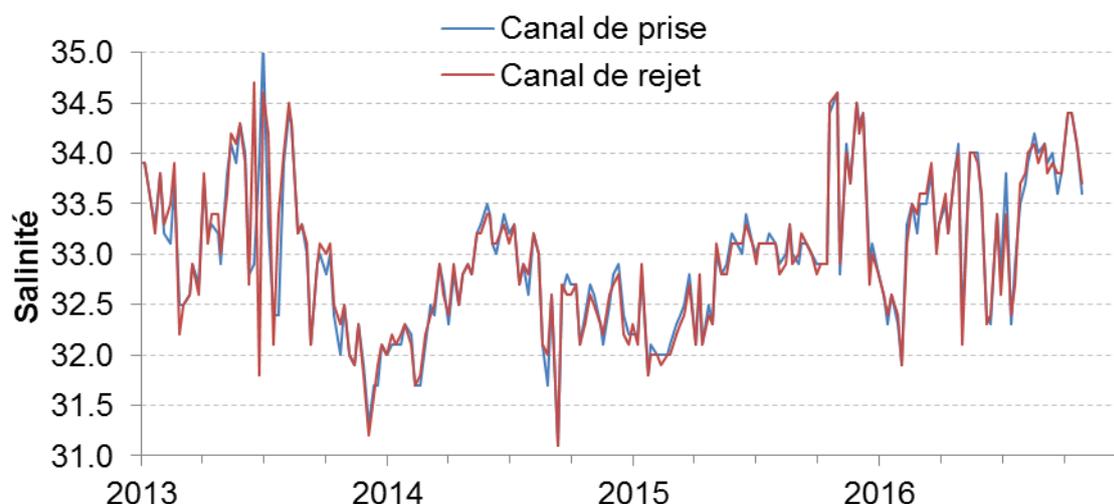


Figure 2.10 Salinité hebdomadaire de l'eau aux canaux de prise et de rejet de 2013 à 2016

La salinité ne présentait pas de cycle saisonnier. Des dessalures plus importantes (< 33) ont toutefois été observées suite aux fortes précipitations de janvier, février et juin et aux apports d'eaux douces (Aa surtout). Les mesures de salinité de l'eau étaient semblables entre les canaux de prise et de rejet.

2.2.3.3. Turbidité

Depuis janvier 2016 ce paramètre est mesuré mensuellement aux canaux de prise et de rejet (figure 2.11 et annexe 2.2)². L'évolution mensuelle de la turbidité était semblable entre les points *prise* et *rejet*. La turbidité était plus importante de mars à juillet (entre 17 et 9 NTU) pendant la poussée phytoplanktonique, alors qu'en janvier, septembre et octobre elle était inférieure à 5 NTU. Les turbulences dues aux conditions météorologiques particulièrement venteuses de février à avril, avec remise en suspension des sédiments, ainsi que les apports telluriques de l'Aa plus important au printemps, expliquent ces fluctuations de la turbidité de l'eau.

¹ La salinité ne fait pas partie des paramètres à suivre dans le cadre de l'arrêté ministérielle du 7 novembre 2003 (J.O. du 13 janvier 2004), mais comme il s'agit d'un paramètre important pour la compréhension de l'évolution du milieu, ce paramètre est, depuis janvier 2013, suivi hebdomadairement.

² La turbidité et l'oxygène dissous ne font pas partie des paramètres à suivre dans le cadre de l'arrêté ministérielle du 7 novembre 2003 (J.O. du 13 janvier 2004), mais il s'agit d'une demande réglementaire suite à la parution de la « Décision Environnement » de l'Autorité de Sureté Nucléaire, afin de prendre en compte certains suivis de type DCE.

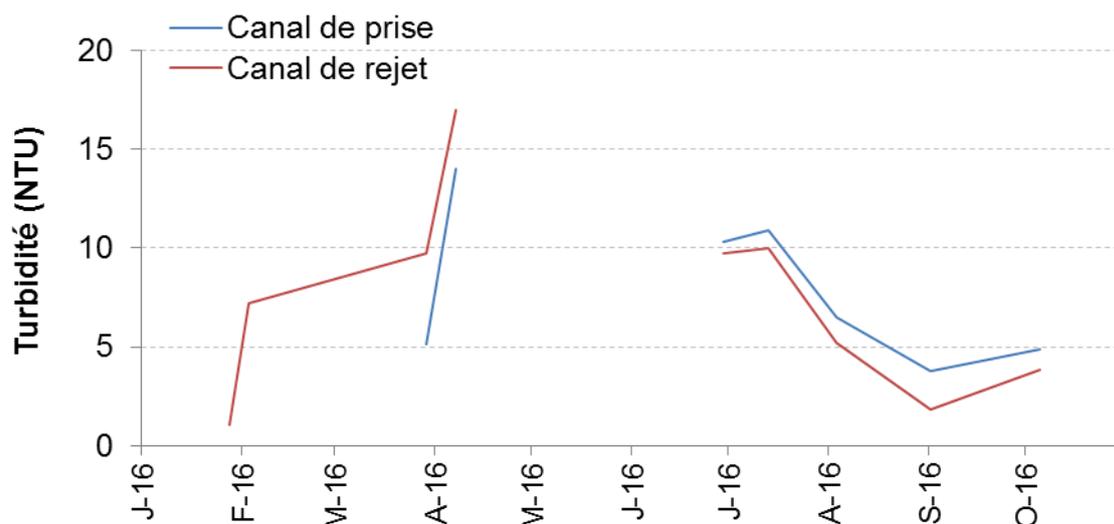


Figure 2.11 Turbidité mensuelle de l'eau aux canaux de prise et de rejet en 2016
(Données manquantes en mai, ainsi qu'au canal de prise en janvier et février)

2.2.3.4. Oxygène dissous

Depuis janvier 2016 ce paramètre est mesuré mensuellement aux canaux de prise et de rejet (figure 2.12 et annexe 2.2)¹. Les concentrations étaient comprises entre 13 et 9 mg·l⁻¹ et ne présentaient pas de cycle saisonnier.

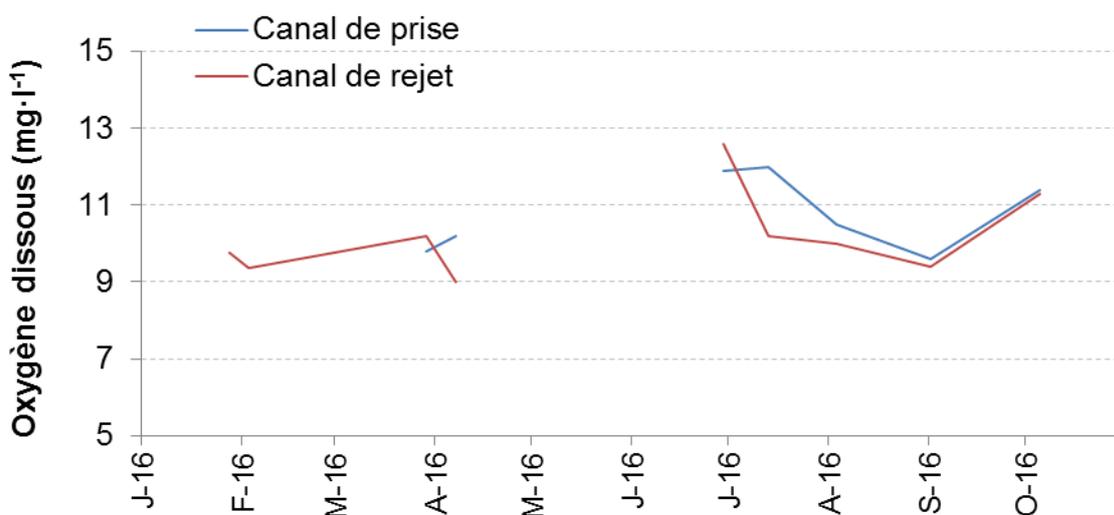


Figure 2.12 Concentration mensuelle en oxygène dissous aux canaux de prise et de rejet en 2016
(Données manquantes en mai, ainsi qu'au canal de prise en janvier et février)

2.2.3.5. Sels nutritifs azotés

On a observé une diminution des concentrations en **ammonium** de février à mai, du fait de la poussée phytoplanctonique (figure 2.13 et annexe 2.1), qui a été suivie d'une forte et brusque augmentation en juin après le bloom phytoplanctonique (cf. chapitre phytoplancton). Une nouvelle baisse des concentrations a été observée en juillet, concomitante avec une légère augmentation de la biomasse chlorophyllienne signe d'une activité phytoplanctonique plus intense. Les concentrations moyennes mensuelles d'ammonium avant et après le bloom phytoplanctonique d'avril-mai étaient parmi les plus fortes (et même la plus forte pour le mois de juin) mesurées sur le site depuis 1999 (figure 2.14).

L'évolution saisonnière des concentrations en ammonium aux canaux de prise et de rejet ont suivi les mêmes tendances. Le transit de l'eau s'est traduit en moyenne annuelle par un déficit en ammonium de $0,44 \mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ dans le canal de rejet.

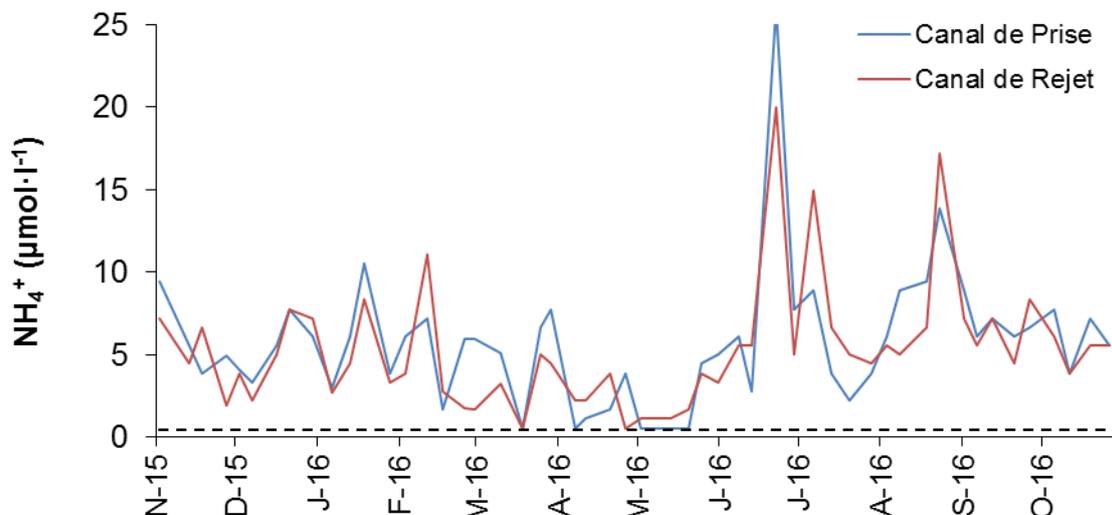


Figure 2.13 Concentration en ammonium aux canaux de prise et de rejet pour la période 2015-2016 (la ligne hachurée représente le seuil de détection de l'ammonium : $0,554 \mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$)

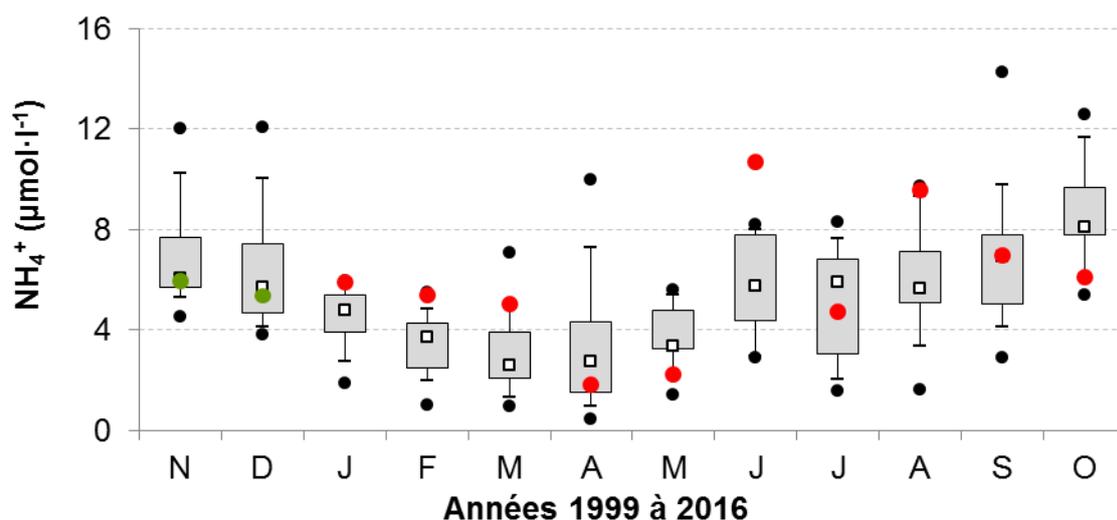


Figure 2.14 Évolution des concentrations mensuelles en ammonium au canal de prise de 1999-2016 (points verts = données 2015 ; points rouges = données 2016 ; points noirs = données extrêmes depuis 1999 ; carrés noirs = médiane depuis 1999)

L'augmentation des concentrations en **nitrite** de novembre 2015 à février 2016 coïncide avec la diminution des concentrations en ammonium (figure 2.15)¹. Toutefois, ces concentrations étaient très faibles fin 2015 par rapport aux valeurs observées depuis 1999 (figure 2.15). Le reste de l'année ces concentrations sont restées assez faibles au point *prise* ($< 0,5 \mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$), à l'exception d'une valeur très élevée de $3,26 \mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ le 22/06/2016 (annexe 2.1).

¹ Les nitrites et les nitrates ont souvent été présentés sans distinction sous le terme « azotes oxydés, NOx » dans les précédents rapports. Depuis novembre 2012 ils sont à nouveau présentés et bancarisés séparément, mais malheureusement pour certaines années il n'a pas été possible de retrouver les valeurs distinctes de nitrites et de nitrates qui ont été bancarisées comme NOx.

Pour la période 2015-2016 la différence entre les canaux de prise et de rejet était très faible, puisqu'en moyenne annuelle, un excédant en nitrite de $0,05 \mu\text{mol.l}^{-1}$ a été mesuré au canal de rejet.

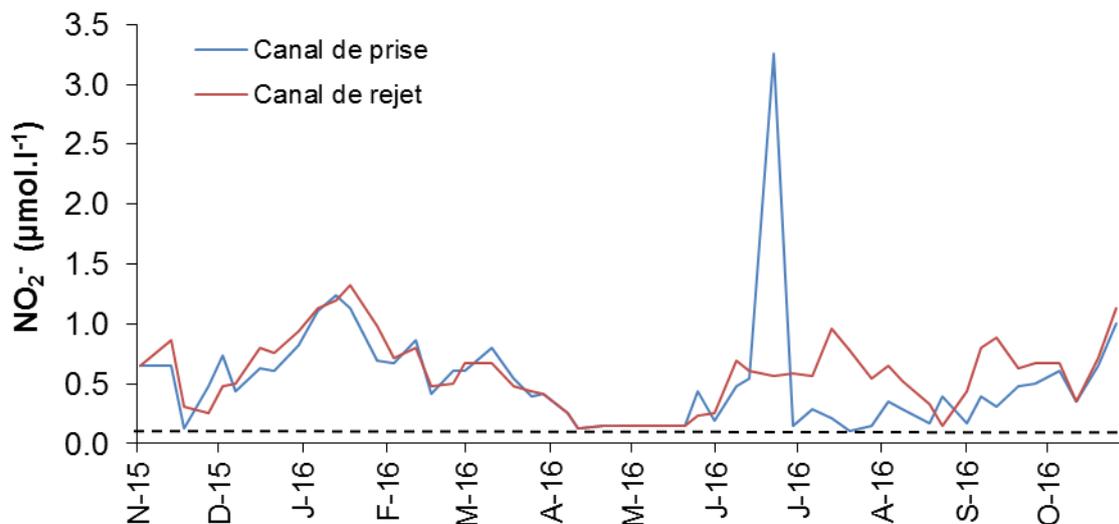


Figure 2.15 Concentration en nitrite aux canaux de prise et de rejet pour la période 2015-2016 (la ligne hachurée représente le seuil de détection du nitrite : $0,109 \mu\text{mol.l}^{-1}$)

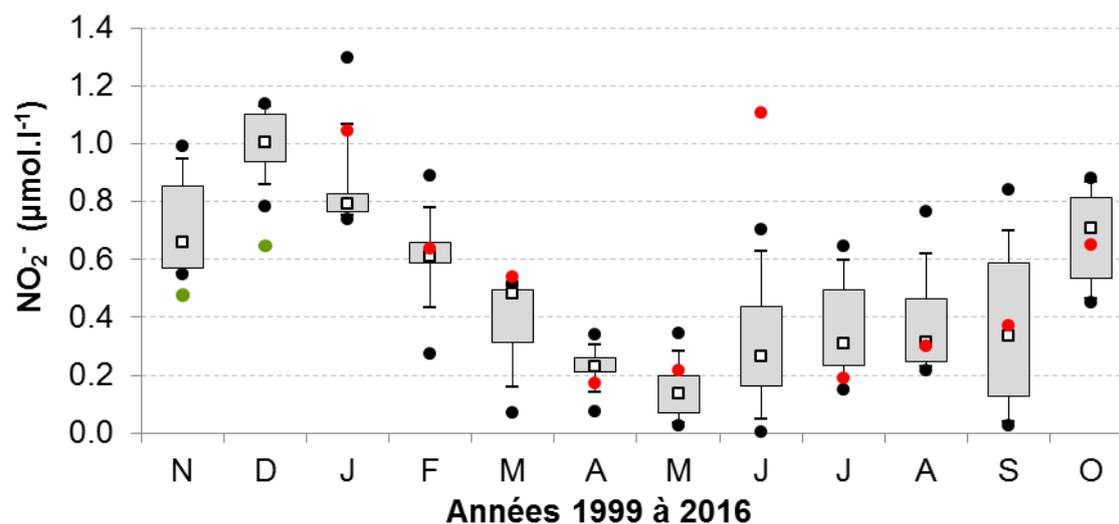


Figure 2.16 Évolution des concentrations mensuelles en nitrite au canal de prise de 1999-2016 (points verts = données 2015 ; points rouges = données 2016 ; points noirs = données extrêmes depuis 1999 ; carrés blancs = médiane depuis 1999)

Le renouvellement du stock hivernal de **nitrate**, le plus abondant des azotes oxydés, de novembre à février était conforme à ce que l'on observe depuis 1999 (figures 2.17 et 2.18). La prolifération phytoplanctonique qui a démarré mi-février et augmenté rapidement jusqu'en avril (cf. figure 4.4) a entraîné l'épuisement de ce stock dès le début du mois d'avril. Les concentrations en nitrates sont par la suite restées très faibles jusqu'en octobre (annexe 2.1).

En moyenne annuelle, un excédant en nitrate de $0,9 \mu\text{mol.l}^{-1}$ dans le canal de rejet a été observé par rapport au canal de prise (figure 2.15). Cet excédant était principalement détectable sur la période été-automne où le nitrate est resté en dessous du seuil de détection au point *prise*, contrairement au point *rejet*.

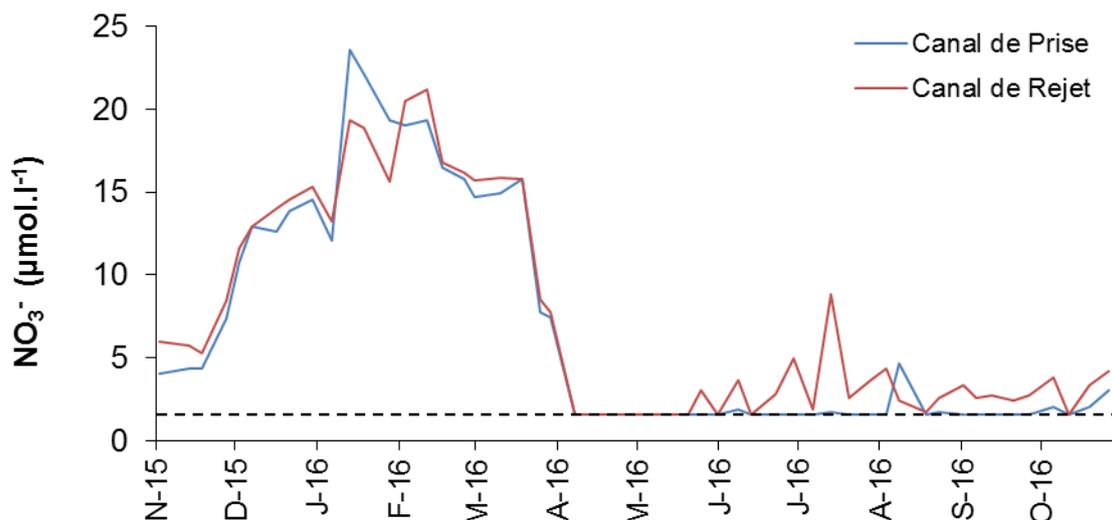


Figure 2.17 Concentration en nitrate aux canaux de prise et de rejet pour la période 2015-2016 (la ligne hachurée représente le seuil de détection du nitrate : $1,613 \mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$)

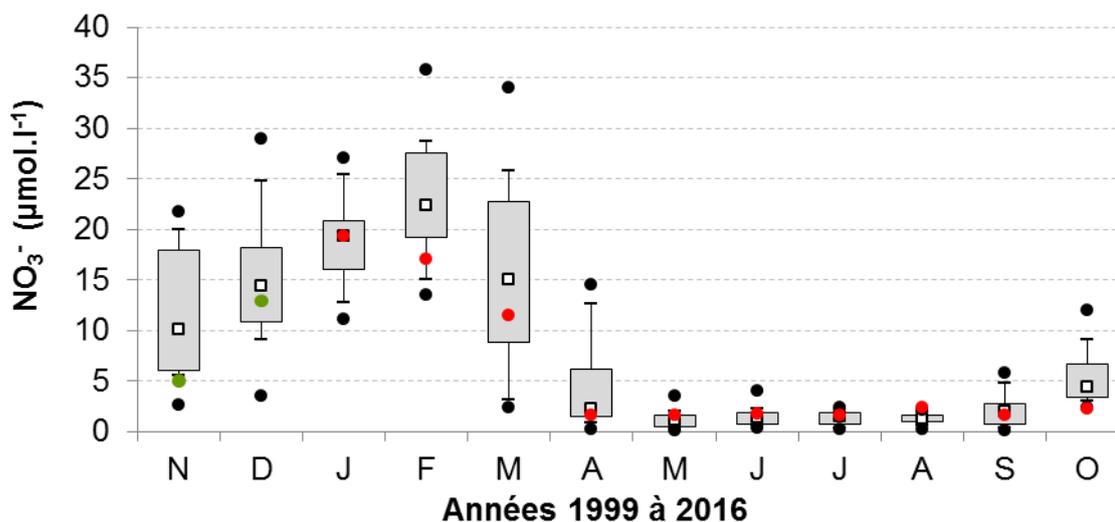


Figure 2.18 Évolution des concentrations mensuelles en nitrate au canal de prise de 1999-2016 (points verts = données 2015 ; points rouges = données 2016 ; points noirs = données extrêmes depuis 1999 ; carrés blancs = médiane depuis 1999)

2.2.3.6. Phosphate et silicate

Depuis janvier 2016 ces nutriments sont mesurés mensuellement aux canaux de prise et de rejet (figure 2.19 et 2.20 et annexe 2.2)¹. Les concentrations en phosphate et silicate étaient plus importantes au canal de rejet par rapport au canal de prise. En moyenne annuelle, l'excédent était de $0,81 \mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ pour les phosphates et de $4,37 \mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ pour les silicates.

¹ Les phosphates et les silicates ne font pas partie des paramètres à suivre dans le cadre de l'arrêté ministérielle du 7 novembre 2003 (J.O. du 13 janvier 2004), mais il s'agit d'une demande réglementaire suite à la parution de la « Décision Environnement » de l'Autorité de Sureté Nucléaire, afin de prendre en compte certains suivis de type DCE.

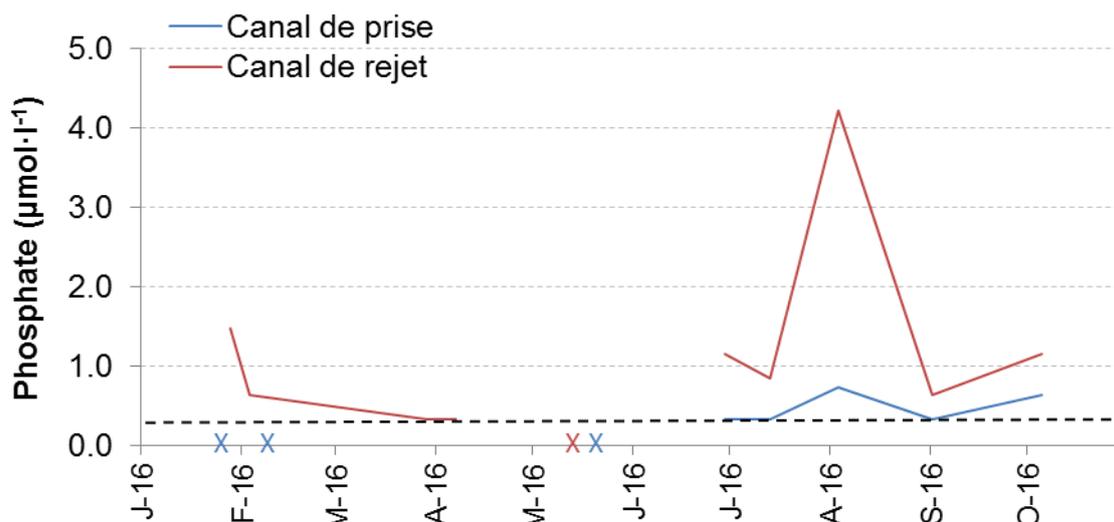


Figure 2.19 Concentration mensuelle en phosphate aux canaux de prise et de rejet en 2016 (pas de données : x) (la ligne hachurée représente le seuil de détection du phosphate : $0,316 \mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$)

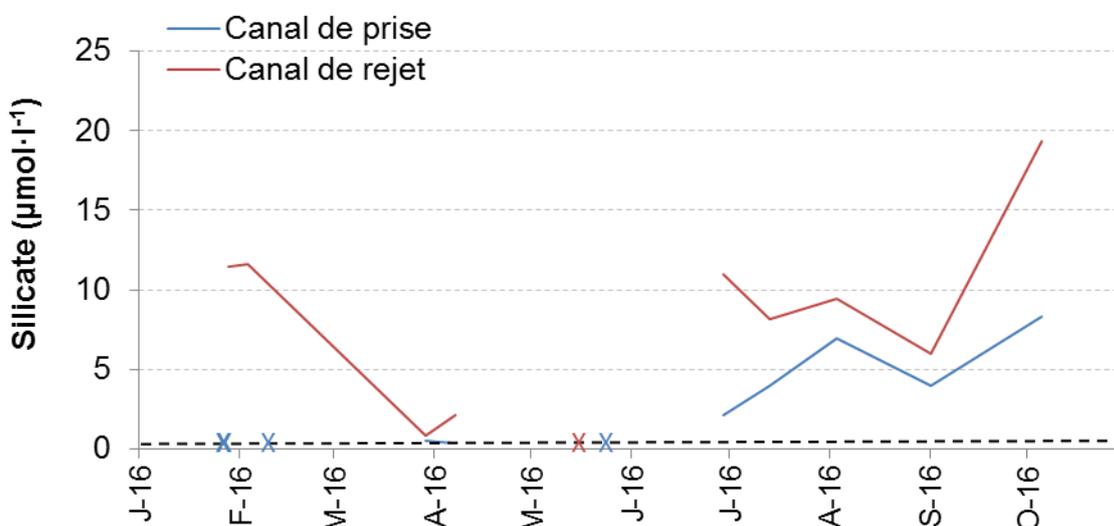


Figure 2.20 Concentration mensuelle en silicate aux canaux de prise et de rejet en 2016 (pas de données : x) (la ligne hachurée représente le seuil de détection du silicate : $0,333 \mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$)

2.2.4. Campagnes pélagiques

2.2.4.1. Température

En raison des turbulences importantes régnant dans le canal de prise et des conditions hydrodynamiques locales fortes, aucune stratification thermique n'a été notée au niveau des points *prise* et *référence* en juin et en octobre. L'écart de température entre ces deux points était généralement assez faible (respectivement, $0,5$ et $0,6$ °C en juin et octobre). La différence de température en surface entre les points *prise* et *rejet amont* était par contre de $6,7$ °C en juin et $8,1$ °C en octobre (figure 2.21 et annexe 2.3). Au point *contrôle*, la stratification thermique verticale habituelle du panache de rejet a été observée lors des deux campagnes. Les eaux étaient plus chaudes de 5 à 6 °C sur les $2-3$ premiers mètres en surface, puis les températures se rapprochaient de celles mesurées aux points *prise* ou *référence* plus en profondeur. La même stratification thermique a été observée au point *rejet amont* en octobre, avec une baisse de température de $1,9$ °C entre la surface et le fond. En juin, la différence de température au point *rejet amont* était à peine

marquée (+0,3 °C au fond).

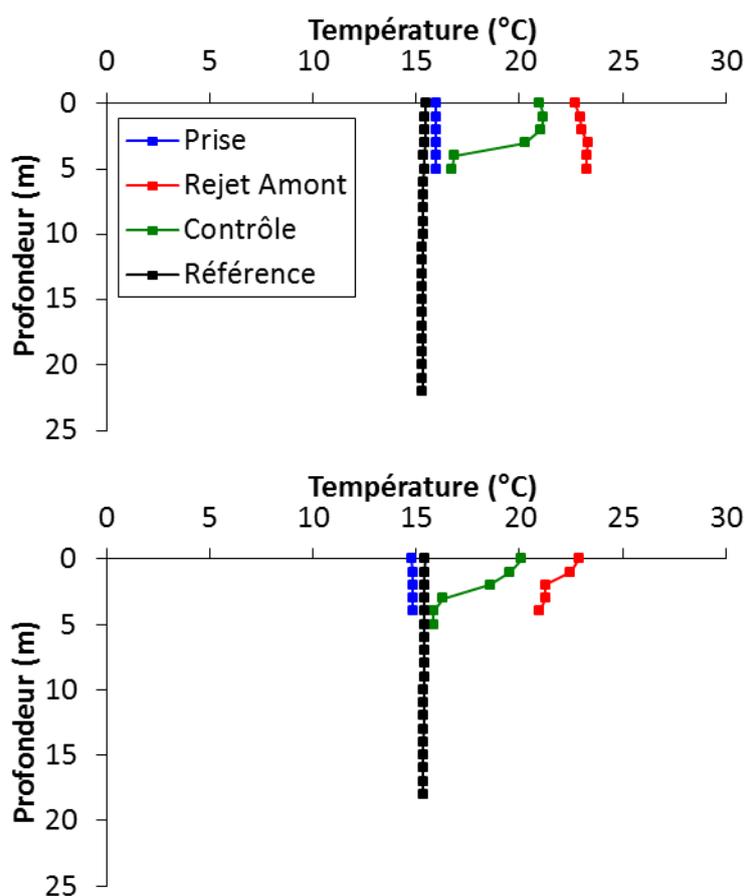


Figure 2.21 Profils de température lors des campagnes de prélèvements de juin (haut) et octobre (bas) 2016

2.2.4.2. Salinité

Comme pour la température, les profils de salinité aux points *prise* et *référence* étaient homogènes sur toute la colonne d'eau lors des deux campagnes pélagiques. (Figures 2.22 et annexe 2.3). Alors qu'en juin, malgré de faibles variations, on n'a pas observé de stratification haline aux points *contrôle* et *rejet* amont, en octobre les profils ont mis en évidence une dessalure à mi-profondeur. Celle-ci était plus importante au point *contrôle* (-1,7) qu'au point *rejet* amont (-1).

2.2.4.3. Turbidité

Si les profils de turbidité étaient à peu près homogène sur toute la colonne d'eau aux points *prise* et *rejet* amont lors des deux campagnes de prélèvement, les points *contrôle* et *référence* présentaient au contraire une nette augmentation de la turbidité avec la profondeur (figure 2.23 et annexe 2.3). Cette augmentation était de +6 à 7 NTU en juin, et de +4 NTU jusqu'à +20 NTU, respectivement aux points *rejet* amont et *référence*, en octobre. On remarque que, si en surface la turbidité de l'eau est plus faible au point *référence* par rapport aux autres points, notamment le point *contrôle*, la turbidité à mi-profondeur est, elle, équivalente à ce que l'on observe aux points *prise* et *rejet* amont.

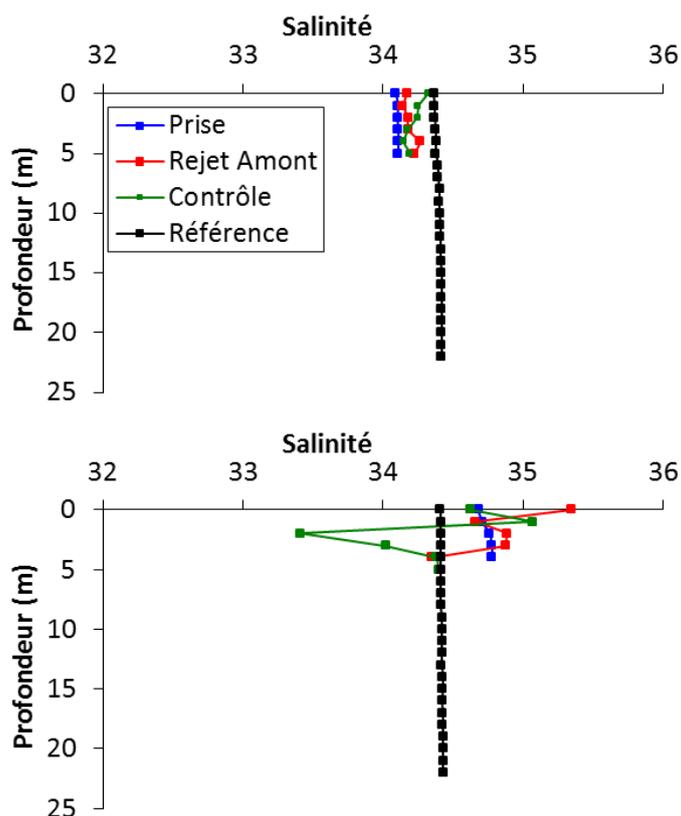


Figure 2.22 Profils de salinité lors des campagnes de prélèvements de juin (haut) et octobre (bas) 2016

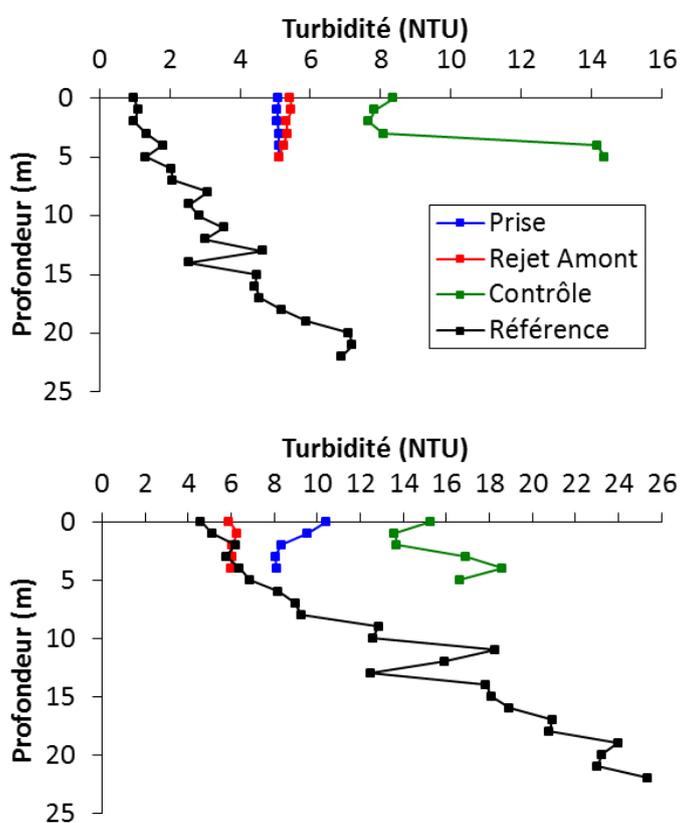


Figure 2.23 Profils de turbidité lors des campagnes de prélèvements de juin (haut) et octobre (bas) 2016

2.2.4.4. Oxygène dissous

Les profils de de concentration en oxygène dissous étaient à peu près homogènes sur la colonne d'eau (figure 2.24 et annexe 2.3). En juin, la masse d'eau au large (point *référence*) était mieux oxygénée (+1,1 mg·l⁻¹) par rapport aux autres points. En octobre la différence entre les points étaient faibles (<1 mg·l⁻¹).

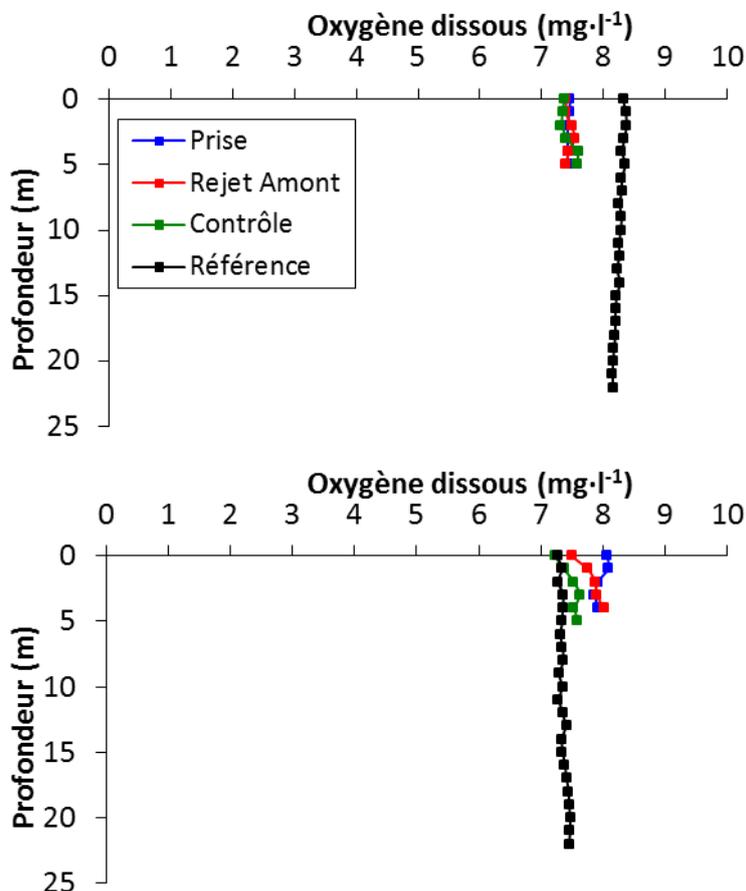


Figure 2.24 Profils de l'oxygène dissous lors des campagnes de prélèvements de juin (haut) et octobre (bas) 2016

2.2.4.5. Nutriments

Les concentrations en ammonium, étaient très faibles au point *référence* en juin par rapport aux autres points situés plus à la côte, alors qu'en octobre les concentrations étaient à peu près équivalentes entre les points de prélèvement (figure 2.25 et annexe 2.3). En juin, les concentrations en nitrite étaient plus importantes à la côte, notamment au point contrôle, alors qu'en octobre les concentrations paraissaient plus homogènes entre les points. Les concentrations en nitrate étaient toutes inférieures au seuil de détection en juin, alors qu'en octobre, au point *référence*, la concentration était deux fois plus importante qu'aux trois autres points de prélèvement.

Les concentrations en phosphate étaient en dessous du seuil de détection en juin et présentaient un gradient positif de la côte vers le large en octobre.

Les concentrations en silicate étaient plus importantes à la côte en juin, alors qu'en octobre, c'est au point *référence* que la concentration en silicate était plus importante.

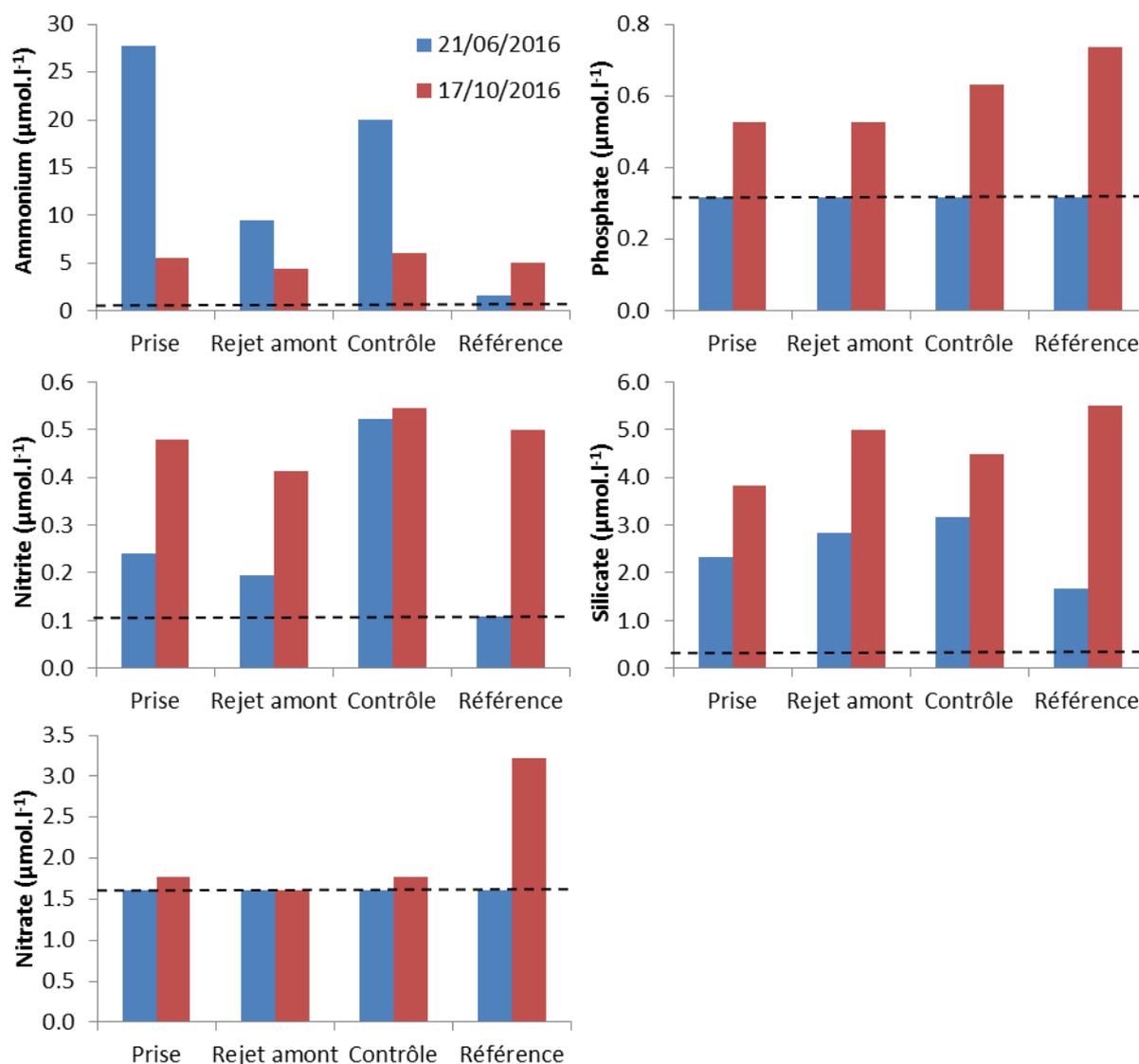


Figure 2.25 Concentrations en ammonium, nitrite, nitrate, phosphate et silicate lors des deux campagnes de prélèvement en 2016 (la ligne hachurée représente le seuil de détection de chaque nutriment)

2.3. Éléments de conclusion

La période 2015-2016 a été marquée par un hiver pluvieux avec des vents dominants de secteur sud à sud-ouest responsables des fortes précipitations et de l'exceptionnelle douceur hivernale. Le printemps 2016 était plutôt humide avec des vents peu intenses mais souvent de secteur nord à nord-est donc plus froids (mai-juin). A contrario, pendant la période estivale les précipitations ont été déficitaires en 2016. Les fortes précipitations de janvier, février et juin ont été suivies de baisses de salinité (< 33). Comme en 2014, les températures mensuelles au canal de prise étaient au-dessus des normales observées depuis 1986 (sauf en mars et juin).

Aucune température supérieure à 30°C , de novembre à mai, et à 35°C , de juin à octobre, n'a été enregistrée au point *rejet* au cours de cette période, conformément à l'arrêté ministériel du 7 novembre 2003 (J.O. du 13 janvier 2004, article 19 I). Le transit de l'eau dans la centrale s'est traduit par un échauffement moyen sur l'année de $9,2 \pm 1,3^{\circ}\text{C}$ (calculé sur la base des mesures moyennes journalières des thermographes situés dans les canaux de prise et de rejet et intégrant la colonne d'eau). Cet échauffement mesuré est toujours resté inférieur à 12°C , conformément à l'arrêté.



La dynamique des sels azotés sur la période 2015-2016 était conforme à ce qui est observé habituellement en milieu côtier tempéré. Pendant la période non productive (automne-hiver), a lieu la reconstitution des stocks de sels azotés, du fait de la faible abondance des consommateurs primaires (phytoplancton) et aussi de l'augmentation des débits des rivières, notamment de l'Aa, ce qui a contribué à maintenir les stocks élevés observés en janvier et février. L'ammonium apparaît en premier, suivi par les nitrites puis les nitrates qui sont aussi les plus abondants. Pendant la période productive, les efflorescences phytoplanctoniques d'avril à juin coïncident avec une utilisation de ces nutriments. C'est la régénération de l'ammonium en juin qui a permis de soutenir une nouvelle poussée phytoplanctonique en juillet. Les concentrations des sels azotés (nitrates et nitrites) ne sont que très faiblement augmentés dans le canal de rejet du CNPE par rapport au canal de prise ($< 1 \mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$).

Les concentrations en phosphate ont été faibles toute l'année aux canaux de prise et de rejet. L'excédent de phosphate mesuré au canal de rejet au mois d'août par rapport au canal de prise n'est pas expliqué. Les concentrations en silicate étaient également plus importantes au canal de rejet par rapport au canal de prise. Plus de mesures seront nécessaires pour avoir une compréhension complète du cycle des phosphates et des silicates sur le site du CNPE de Gravelines.

Les températures mesurées au point *référence* n'ont pas indiqué un réchauffement des eaux par rapport au point *prise*, et les profils de salinité ne montrent pas de stratification de la colonne d'eau, comme aux points *rejet* et *contrôle*, ce qui montre bien que l'étendue du panache de rejet du CNPE reste toujours géographiquement limitée. De même, la turbidité de l'eau en surface est toujours plus faible au point *référence* et plus importante au point *contrôle*. Les profils verticaux montrent une forte augmentation de la turbidité avec la profondeur aux points *contrôle* et *référence*, signe de la remise en suspension des sédiments. Le suivi mensuel de ce paramètre a montré que la turbidité était plus importante au printemps durant le bloom phytoplanctonique. Les concentrations en oxygène dissous ont peu varié sur l'année et les profils verticaux étaient homogènes lors des deux campagnes de prélèvement. Le suivi des paramètres hydrologiques réalisés en 2016 aux points *prise* et *référence* ne montre pas une évolution anormale du milieu marin qui serait imputable au fonctionnement du CNPE de Gravelines.



Annexe 2.1 Concentrations hebdomadaires en ammonium et nitrate et nitrite aux canaux de prise et de rejet pour la période 2015-2016

Date	Canal d'amenée			Canal de rejet		
	NH ₄ ⁺ (μmol.l ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (μmol.l ⁻¹)	NO ₂ ⁻ (μmol.l ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (μmol.l ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (μmol.l ⁻¹)	NO ₂ ⁻ (μmol.l ⁻¹)
02/11/2015	9.424	4.032	0.652	7.207	5.967	0.652
13/11/2015	5.544	4.355	0.652	4.435	5.725	0.869
18/11/2015	3.881	4.355	0.130	6.652	5.322	0.304
27/11/2015	4.934	7.387	0.478	1.885	8.467	0.261
02/12/2015	4.102	10.741	0.739	3.881	11.596	0.478
07/12/2015	3.326	12.902	0.435	2.217	12.902	0.500
16/12/2015	5.544	12.580	0.630	4.989	14.031	0.804
21/12/2015	7.761	13.870	0.609	7.761	14.515	0.761
30/12/2015	6.098	14.515	0.826	7.207	15.322	0.935
06/01/2016	2.994	12.096	1.109	2.661	13.225	1.130
13/01/2016	6.098	23.547	1.239	4.435	19.354	1.195
18/01/2016	10.533	22.095	1.130	8.316	18.870	1.326
28/01/2016	3.881	19.354	0.696	3.326	15.644	0.978
03/02/2016	6.098	19.031	0.674	3.881	20.483	0.717
11/02/2016	7.207	19.321	0.869	11.087	21.144	0.804
17/02/2016	1.663	16.451	0.413	2.772	16.773	0.478
25/02/2016	5.932	15.805	0.609	1.774	16.128	0.500
29/02/2016	5.932	14.725	0.609	1.663	15.725	0.674
10/03/2016	5.100	14.918	0.804	3.271	15.854	0.674
18/03/2016	<0.554	15.805	0.543	0.554	15.805	0.478
25/03/2016	6.652	7.741	0.391	4.989	8.548	0.435
29/03/2016	7.761	7.419	0.413	4.435	7.741	0.413
07/04/2016	0.554	<1.613	0.261	2.217	<1.613	0.261
11/04/2016	1.109	<1.613	0.130	2.217	<1.613	0.130
20/04/2016	1.663	<1.613	<0.109	3.881	<1.613	<0.109
26/04/2016	3.881	<1.613	<0.109	<0.554	<1.613	<0.109
02/05/2016	<0.554	<1.613	<0.109	1.109	<1.613	0.152
13/05/2016	<0.554	<1.613	<0.109	1.109	<1.613	<0.109
20/05/2016	0.554	<1.613	<0.109	1.663	<1.613	0.152
25/05/2016	4.435	<1.613	0.435	3.881	3.064	0.239
31/05/2016	4.989	<1.613	0.196	3.326	<1.613	0.261
08/06/2016	6.098	1.935	0.478	5.544	3.709	0.696
13/06/2016	2.772	<1.613	0.543	5.544	<1.613	0.609
22/06/2016	26.055	<1.613	3.260	19.957	2.822	0.565
29/06/2016	7.761	<1.613	<0.109	4.989	5.000	0.587
06/07/2016	8.870	<1.613	0.283	14.968	1.935	0.565
13/07/2016	3.881	1.774	0.217	6.652	8.870	0.956
20/07/2016	2.217	<1.613	<0.109	4.989	2.580	0.782
28/07/2016	3.881	<1.613	0.152	4.435	3.709	0.543
03/08/2016	6.098	1.613	0.348	5.544	4.355	0.652
08/08/2016	8.870	4.677	0.283	4.989	2.419	0.522
18/08/2016	9.424	<1.613	0.174	6.652	1.774	0.326
23/08/2016	13.859	1.774	0.391	17.185	2.580	<0.109
01/09/2016	8.870	<1.613	0.174	7.207	3.387	0.435
06/09/2016	6.098	<1.613	0.391	5.544	2.580	0.804
12/09/2016	7.207	<1.613	0.304	7.207	2.742	0.891
20/09/2016	6.098	<1.613	0.478	4.435	2.419	0.630
26/09/2016	6.652	<1.613	0.500	8.316	2.742	0.674
05/10/2016	7.761	2.097	0.609	6.098	3.871	0.674
11/10/2016	3.881	<1.613	0.348	3.881	<1.613	0.348
19/10/2016	7.207	2.097	0.652	5.544	3.387	0.717
26/10/2016	5.544	3.064	1.000	5.544	4.209	1.130



Annexe 2.2 Mesures mensuelles de turbidité, oxygène dissous, phosphate et silicate aux canaux de prise et de rejet pour la période 2015-2016 (- mesures non réalisées)

Date	Canal de prise				Canal de rejet			
	Turbidité (NTU)	Oxygène dissous (mg l ⁻¹)	PO ₄ ³⁻ (μmol.l ⁻¹)	SiO ₂ (μmol.l ⁻¹)	Turbidité (NTU)	Oxygène dissous (mg l ⁻¹)	PO ₄ ³⁻ (μmol.l ⁻¹)	SiO ₂ (μmol.l ⁻¹)
28/01/2016	-	-	-	-	1.0	9.8	1.474	11.484
03/02/2016	-	-	-	-	7.2	9.4	0.632	11.650
29/03/2016	5.1	9.8	<0.316	0.499	9.7	10.2	<0.316	0.832
07/04/2016	14.0	10.2	<0.316	0.333	17.0	9.0	<0.316	2.164
02/05/2016	-	-	-	-	-	-	-	-
29/06/2016	10.3	11.9	<0.316	2.164	9.7	12.6	1.158	10.984
13/07/2016	10.9	12.0	<0.316	3.994	10.0	10.2	0.842	8.155
03/08/2016	6.5	10.5	0.737	6.990	5.2	10.0	4.212	9.487
01/09/2016	3.8	9.6	<0.316	3.994	1.8	9.4	0.632	5.991
05/10/2016	4.9	11.4	0.632	8.322	3.9	11.3	1.158	19.306

Annexe 2.2 Paramètres hydrologiques mesurés lors des deux campagnes annuelle de prélèvement en 2016

Date	Heure	Point	Température (°C)	Salinité	Turbidité (NTU)	Oxygène dissous (mg l ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (μmol.l ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (μmol.l ⁻¹)	NO ₂ ⁻ (μmol.l ⁻¹)	PO ₄ ³⁻ (μmol.l ⁻¹)	SiO ₂ (μmol.l ⁻¹)
21/06/2016	12:14	Prise	16.0	34.1	7.5	5.1	27.72	<1.613	0.24	<0.316	2.33
21/06/2016	14:17	Rejet amont	22.7	34.2	7.4	5.4	9.42	<1.613	0.20	<0.316	2.83
21/06/2016	13:03	Contrôle	21.0	34.3	7.4	8.4	19.96	<1.613	0.52	<0.316	3.16
21/06/2016	13:40	Référence	15.5	34.4	8.3	1.0	1.66	<1.613	0.11	<0.316	1.66
17/10/2016	12:09	Prise	14.8	34.7	8.1	10.4	5.54	1.77	0.48	0.53	3.83
17/10/2016	14:06	Rejet amont	22.9	35.3	7.5	5.9	4.43	<1.613	0.41	0.53	4.99
17/10/2016	12:50	Contrôle	20.1	34.6	7.2	15.3	6.10	1.77	0.54	0.63	4.49
17/10/2016	13:09	Référence	15.4	34.4	7.3	4.6	4.99	3.23	0.50	0.74	5.49



3. ÉTUDE MICROBIOLOGIQUE

Rédaction : Elvire Antajan (LER/BL)
Collaboration : Dominique Hervio-Heath (LSEM/Brest)

Analyses : Laboratoire LICAAL

Prélèvements : Flandres Analyses
Elvire Antajan (LER/BL)
Rémy Cordier (LER/BL)
Josselin Caboche (LRH/BL)
Vincent Duquesne (LER/BL)
Valérie Lefèbvre (LRH/BL)



3.1. Microbiologie

Depuis 1989, les études microbiologiques portent uniquement sur les vibrions. En effet, cette catégorie de bactéries marines est particulièrement sensible aux modifications du milieu engendrées par le fonctionnement de la centrale (réchauffement des eaux, chloration, etc.) et par d'importantes activités aquacoles sur le site même du rejet (cf. §1.3). Les mesures ne concernent que les vibrions cultivables à 37 °C. Six de ces bactéries marines sont susceptibles de provoquer des maladies chez l'homme : *Vibrio alginolyticus*, *V. cholerae*, *V. fluvialis*, *V. mimicus*, *V. parahaemolyticus* et *V. vulnificus*. Quatre autres n'ont été isolées que très ponctuellement lors d'infections, ne permettant pas d'établir définitivement leur caractère pathogène : *V. carchariae*, *V. cincinnatiensis*, *V. furnissii*, *V. metschnikovii* (Quilici et Robert-Pillot, 2011)¹. L'infection peut-être causée par contact cutané avec une plaie, ou ingestion et provoquer des gastro-entérites, dermatites, otites, voire des cas de septicémies. Dans le milieu marin, l'abondance des vibrions varie avec la température de l'eau : peu nombreux en hiver, leur maximum est observé à la fin de l'été. À Gravelines, le transit de l'eau de mer dans la centrale (et les installations aquacoles) entraîne une importante multiplication des vibrions dans le canal de rejet qui amplifie le cycle naturel d'abondance de ces bactéries.

3.1.1. Dénombrement et identification des espèces de *Vibrio* cultivables à 37°C

La méthode d'analyse maintenant appliquée sur l'ensemble des sites en bord de mer depuis 2008 est celle décrite par Touron & Delesmont (2007)², elle permet l'identification des six espèces pathogènes pour l'homme. Les échantillons d'eau prélevés dans des flacons stériles contenant du thiosulfate de sodium pour neutraliser les oxydants résiduels, sont maintenus au frais ($\leq 10^{\circ}\text{C}$) et à l'obscurité pendant leur transport jusqu'au laboratoire pour analyse (le jour même ou dans les 24h suivant les prélèvements). L'eau homogénéisée par agitation des flacons est ensuite filtrée sur une membrane de porosité 0,45 μm . Pour chaque échantillon plusieurs filtrations sont réalisées avec des volumes variables suivant la saison et l'historique du point de prélèvement, ils varient de 0,01 ml à 500 ml. Chaque filtre est ensuite déposé sur une gélose sélective TCBS (Thiosulfate-Citrate-sels Biliaires-Saccharose DIFCO) et incubé pendant 24h à 37°C.

Les colonies caractéristiques cultivant sur gélose TCBS sont ensuite dénombrées par types morphologiques et soumises à des tests biochimiques pour identification (gram, oxydase, galerie d'identification API 20E, halophilie si suspicion de *V. cholerae*; Touron & Delesmont 2007). Seules les identifications à 90 % minimum sont prises en compte. En cas de doute entre plusieurs possibilités d'identification, des tests complémentaires sont réalisés pour les lever. S'il n'y a pas de tests déterminants entre plusieurs possibilités d'espèces de vibrions, la souche est classée en *Vibrio* spp. En cas de suspicion de *V. cholerae*, des tests d'agglutinations supplémentaires sont effectués (sérogroupes O1 et O139). Une modification dans l'interprétation des profils biochimiques utilisés pour affecter des noms d'espèces aux vibrions isolés est intervenue en 2006 suite à la parution d'un nouveau catalogue analytique API20E. L'utilisation de ce nouveau catalogue a surtout des incidences en ce qui concerne l'espèce *V. cholerae*. De nombreux germes auparavant classés *V. cholerae* sont maintenant considérés comme mal-discriminés entre *V. cholerae* et d'autres espèces ce qui a pour conséquence de diminuer le nombre de *V. cholerae* isolés sur le site. Ceci permet d'écarter du groupe *V. cholerae*, un certain nombre de souches de l'environnement très éloignées du véritable *V. cholerae* épidémique.

¹ Quilici, ML et Robert-Pillot A (2011). Infections à vibrions non cholériques. EMC (Elsevier Masson SAS, Paris), Maladies Infectieuses, 8, 1-12.

² Touron A et Delesmont R (2007). Procédure Technique DRD/P77/Vib - Recherche et dénombrement de *Vibrio* spp. et de dix espèces de *Vibrio*, dans les eaux marines et estuariennes, p. 12. EDF R&D - LNHE

3.1.2. Aspect quantitatif

Les concentrations en vibrions dans les canaux de prise et de rejet ont suivi le cycle annuel normal (figure 3.1), caractérisé par un maximum estival (14 000 UFC.l⁻¹ à la prise et 2 800 000 UFC.l⁻¹ au rejet) et un minimum hivernal (1 UFC.l⁻¹ à la prise et 20 UFC.l⁻¹ au rejet). Les concentrations au rejet étaient en général supérieures à celles de la prise d'eau.

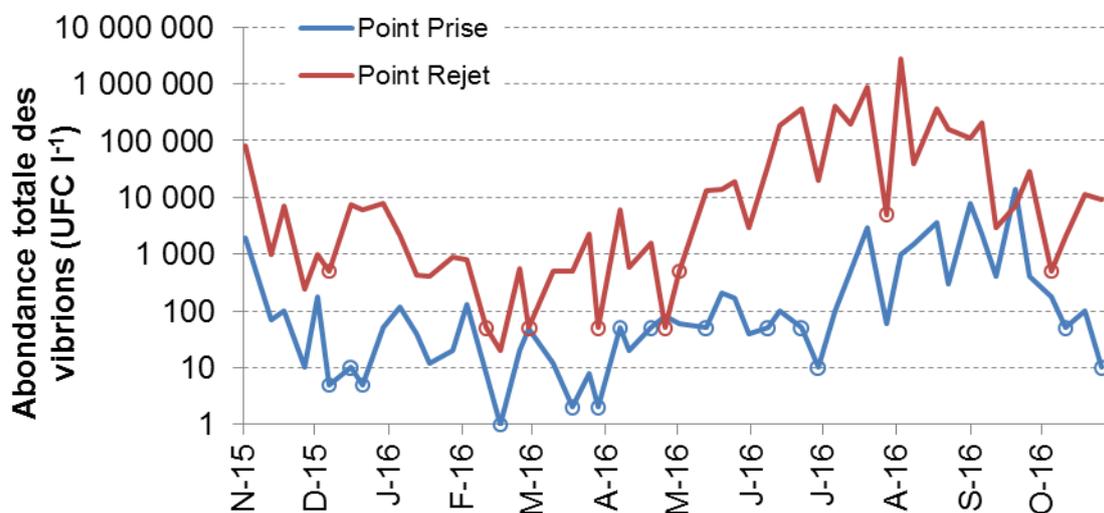


Figure 3.1 Abondance hebdomadaire des vibrions cultivables à 37 °C aux canaux de prise et de rejet (abondances cerclées = limite de détection divisée par 2)

À la prise d'eau, la dynamique temporelle des abondances totales en vibrions présentait, en 2016, quelques divergences avec ce qu'il est coutume d'observer depuis 1997 (figure 3.2). En effet les abondances des mois de mars, juin et juillet étaient très inférieures aux moyennes géométriques mensuelles (rapport des moyennes du logarithme des concentrations) enregistrées depuis 1997. Le pic d'abondance était lui décalé à mi- septembre, au lieu du mois d'août habituellement, avant une chute brutale des abondances en octobre (également très inférieure à la moyenne géométrique).

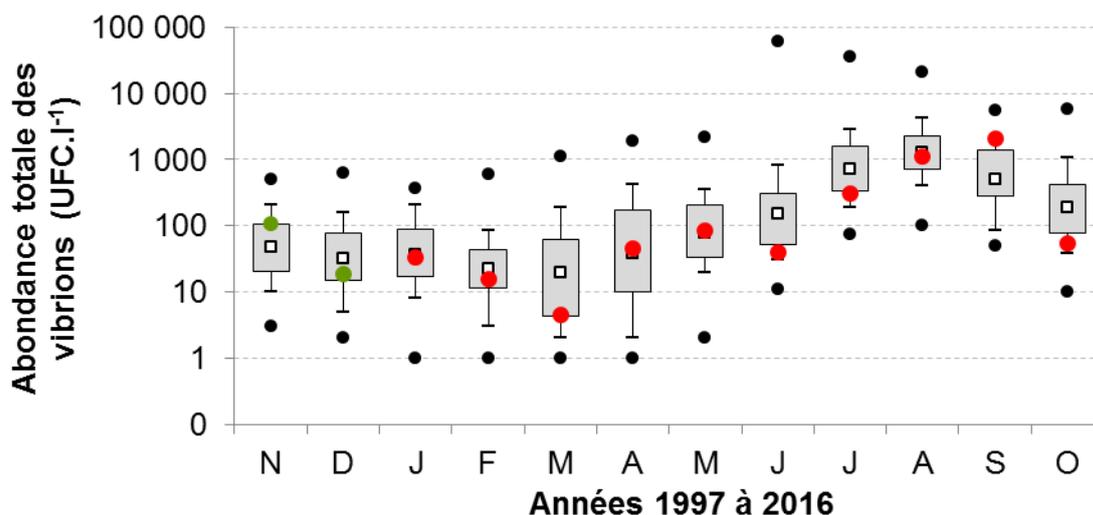


Figure 3.2 Evolution mensuelle de l'abondance totale des vibrions au canal de prise de 1997 à 2015 (points verts = données 2015 ; points rouges = données 2016; points noirs = données extrêmes depuis 1997 ; carrés blancs = moyennes géométriques depuis novembre 1997)

Au point *rejet*, les valeurs d'abondance totale en vibrions à la fin de l'automne 2015 étaient supérieures aux moyennes géométriques mensuelles (rapport des moyennes du logarithme des

concentrations) enregistrées depuis 1997 (figure 3.2). Par la suite, de février à mai, les abondances étaient inférieures aux moyennes géométriques, avant une hausse importante des abondances à partir du mois de juin et jusqu'en août où les abondances maximales ont été observées (figure 3.3).

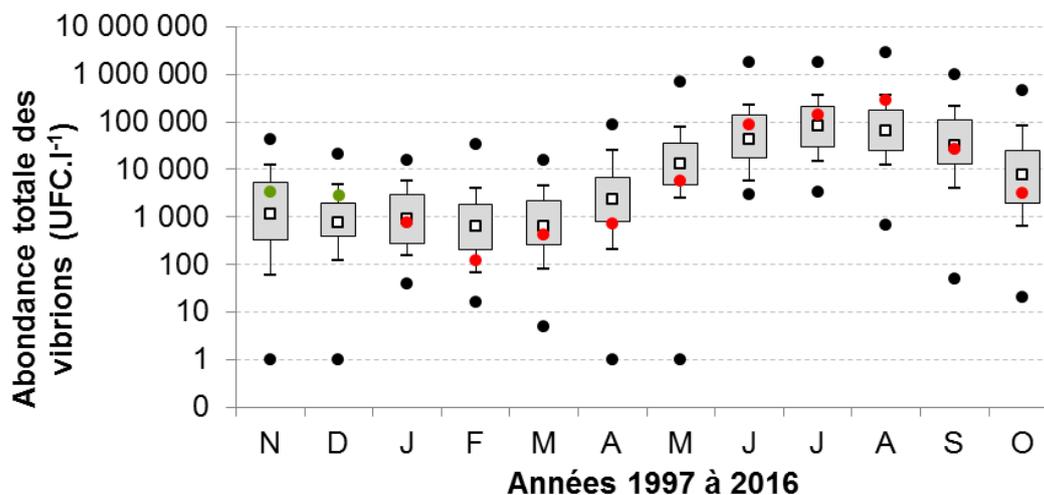


Figure 3.3 Evolution mensuelle de l'abondance totale des vibrions au canal de rejet de 1997 à 2015 (points verts = données 2015 ; points rouges = données 2016 ; points noirs = données extrêmes depuis 1997 ; carrés blancs = moyennes géométriques depuis novembre 1997)

Au point *prise*, la période 2015-2016 a donc été marquée par des abondances en vibrions globalement en baisse (figure 3.4), avec des écarts à la moyenne géométrique mensuelle depuis 1997 plutôt négatifs ou très faiblement positifs (sauf en novembre 2015 et septembre 2016).

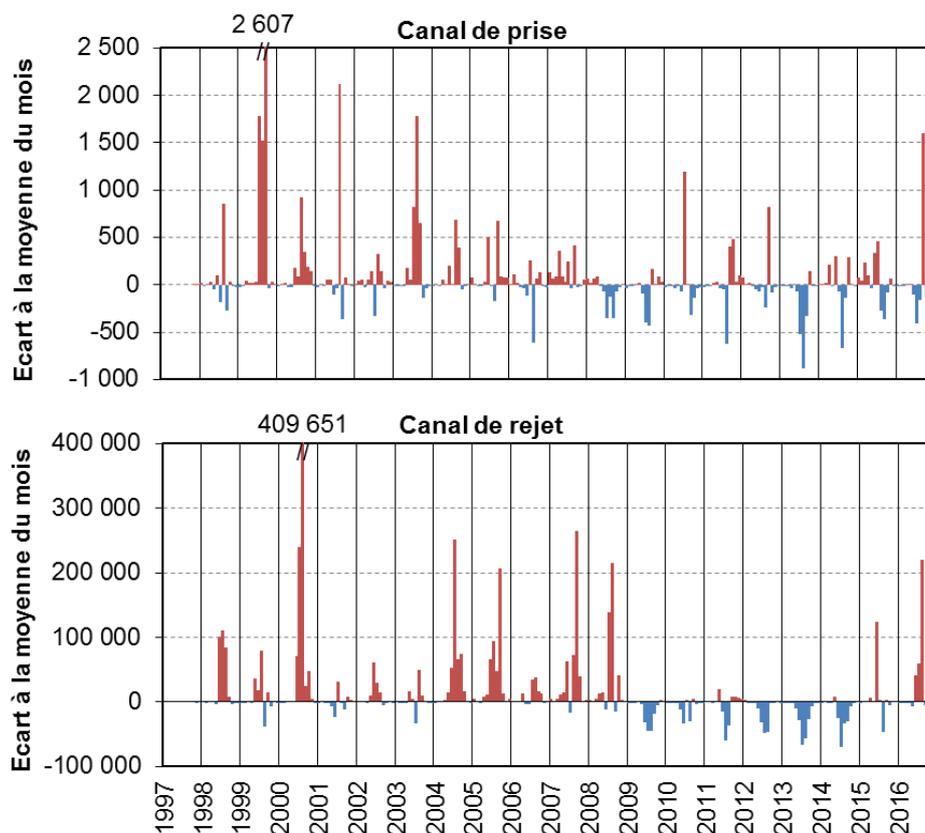


Figure 3.4 Écart à la moyenne géométrique mensuelle des abondances totales de vibrions aux canaux de prise et de rejet de 1997 à 2016

Au point *rejet*, les abondances étaient peu différentes de la moyenne géométrique mensuelle depuis 1997, sauf durant la période estivale (juin à août) où l'écart à la moyenne géométrique était très positif, contrairement à la tendance observée depuis 2009 où les écarts étaient principalement négatifs (figure 3.4).

Entre le point *prise* et le point *rejet*, la moyenne géométrique de l'abondance annuelle des vibrions était multipliée par 48 en 2016, comme en 2015 (figure 3.5). C'est deux fois plus qu'en 2013 et 2014 mais cela reste bien inférieur à ce qui était observé avant 2009.

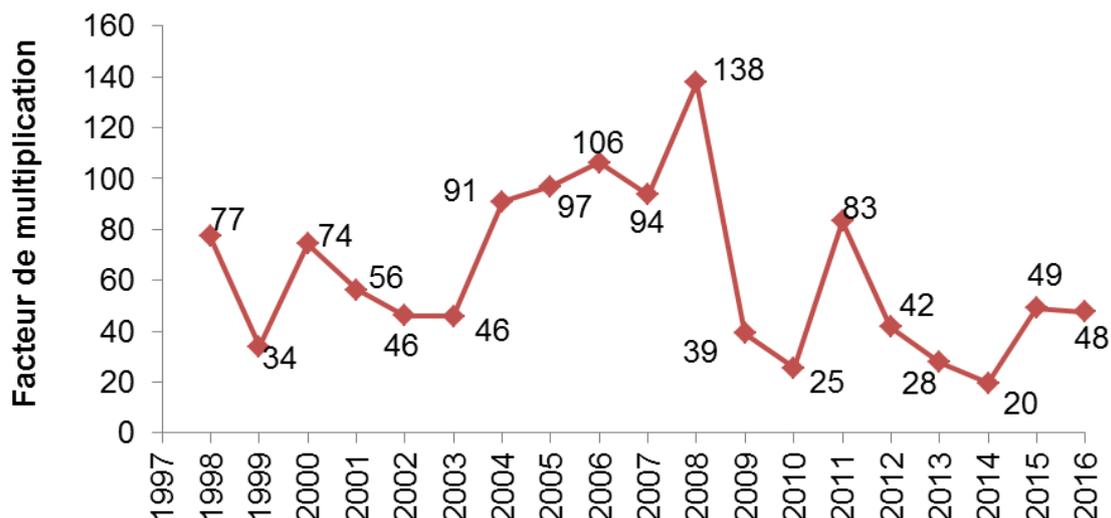


Figure 3.5 Facteur de multiplication annuel des vibrions entre les canaux de prise et de rejet de 1997 à 2016

Le facteur de multiplication mensuel des vibrions entre les canaux de prise et rejet (figure 3.6) était, pour la période 2015-2016 très variable d'un mois à l'autre, et très différent du cycle saisonnier habituellement observé sur le site (valeur faible en hiver jusqu'au début du printemps, puis augmentation jusqu'en été et une baisse du facteur de multiplication à l'automne). Au mois de décembre 2015, le facteur de multiplication était supérieur à la valeur maximale enregistrée depuis 1997 (152). De même en juin, le facteur de multiplication était le plus fort jamais enregistré sur le site (2 136), et les fortes valeurs ont perduré jusqu'au mois d'août 2016. A contrario, les facteurs de multiplication calculés au mois d'avril, mai et septembre étaient très faibles pour la saison.

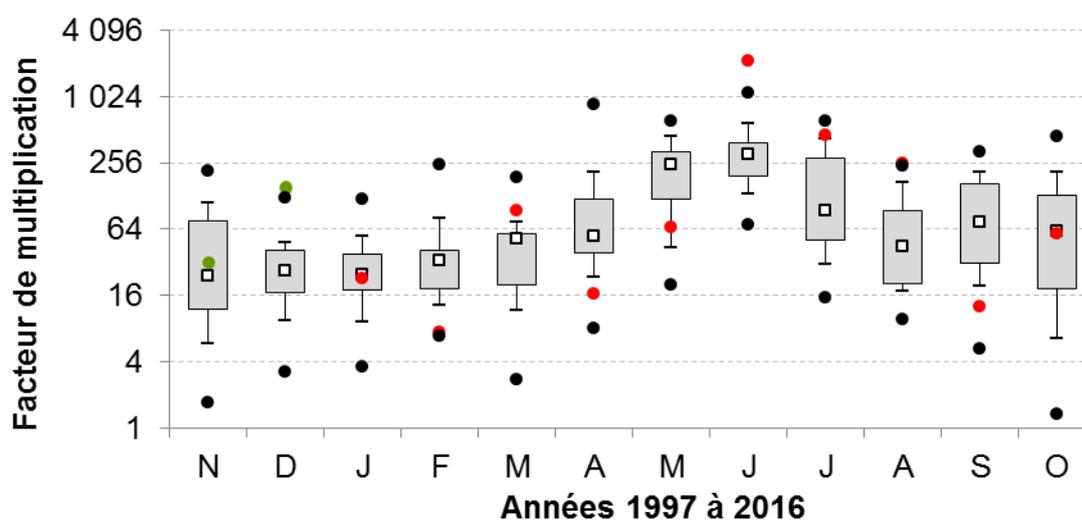


Figure 3.6 Facteur de multiplication mensuel des vibrions entre les canaux de prise et de rejet de 1997 à 2016 (points verts = données 2015; points rouges = données 2016 ; points noirs = données extrêmes depuis 1997 ; carrés blancs = médianes depuis novembre 1997)

La température de l'eau de mer est, depuis le début des études de surveillance, le facteur du milieu expliquant le mieux les variations de la concentration en vibrions (figure 3.7). En moyenne, sur la période 1997-2015, un accroissement de la température de l'eau de 5,9 °C se traduit par une abondance en vibrions environ 10 fois plus grande. Pour les mesures réalisées aux canaux de prise et de rejet lors de ce cycle d'étude, cet accroissement était un peu plus fort que celui observé historiquement, car un accroissement d'un facteur 10 en vibrions a été obtenu pour un échauffement de 5,2 °C.

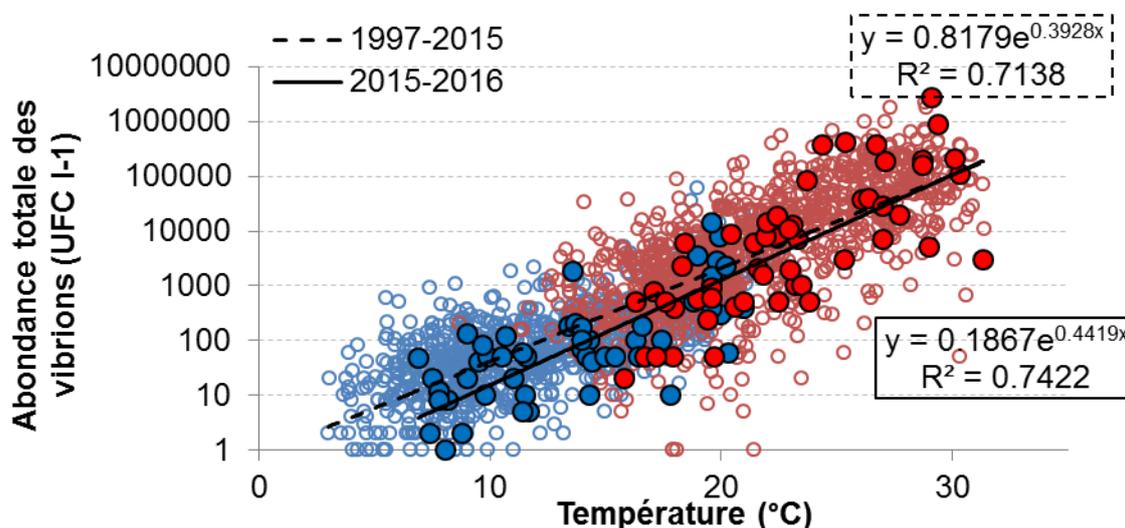


Figure 3.7 Relation entre température et concentration en vibrions aux canaux de prise (bleu) et de rejet (rouge) pour les périodes 1997-2015 (cercles vides) et 2015-2016 (cercles pleins).
Droites de régression 1997-2015 (trait en pointillé) et 2015-2016 (trait plein)

En dépit de variations liées aux conditions climatiques, l'abondance maximale des vibrions observée en période estivale dans le canal de rejet était relativement stable jusqu'en 2008 (figure 3.8).

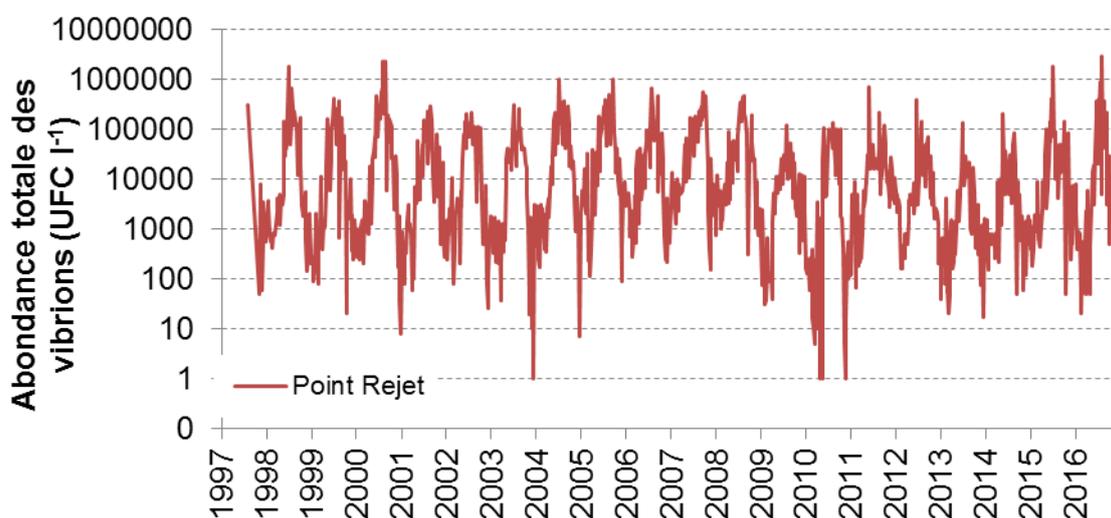


Figure 3.8 Moyennes géométriques des abondances en vibrions au canal de rejet depuis 1997

Cependant l'amplitude des cycles annuels se réduisait régulièrement, ce qui est clairement mis en évidence en traitant les concentrations en vibrions trimestre par trimestre (figure 3.9) : stabilisation des abondances des 3^{ième} (juillet-septembre) et 4^{ième} (octobre-décembre) trimestres, et augmentation des deux premiers trimestres sur la même période. Entre 2009 et 2010 des abondances inhabituellement basses venaient contredire cette tendance. Les valeurs du 3^{ième} trimestre étaient en

baisse modérée alors que la diminution des concentrations était plus importante lors des autres trimestres d'étude. En 2011 et 2012 les abondances se maintenaient sans atteindre toutefois les maxima d'avant 2008 (sauf au 4^{ième} trimestre, octobre-décembre). En 2014 et 2015 on a observé une augmentation des abondances de vibrions sur les quatre trimestres. En 2016, la tendance était à la baisse pour tous les trimestres sauf le 3^{ième} qui est revenu à des niveaux d'abondance que l'on n'avait plus observés dans le canal de rejet depuis 2008.

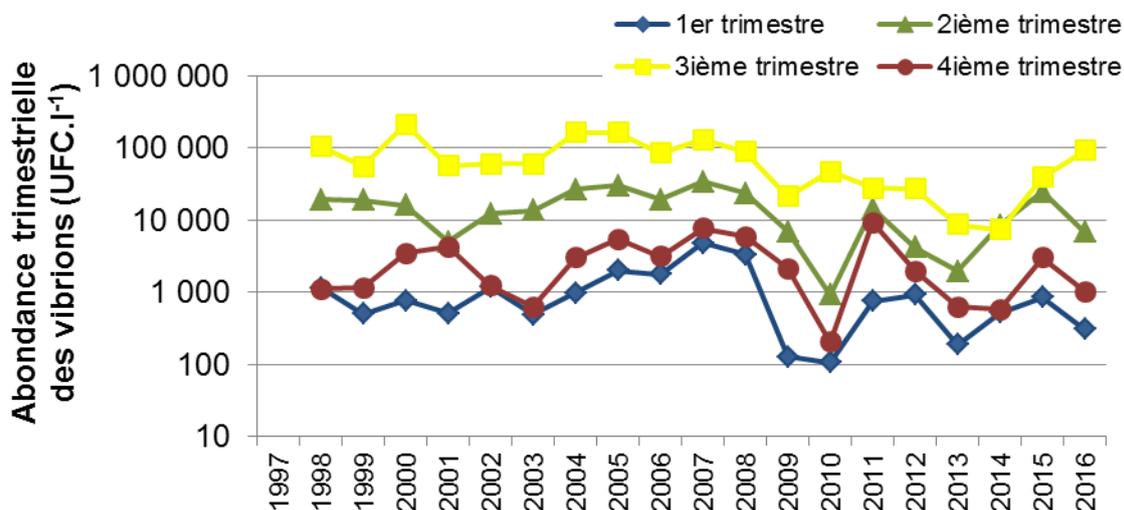


Figure 3.9 Moyennes géométriques des abondances en vibrions au canal de rejet, par trimestre de 1998 à 2016

Plusieurs facteurs peuvent contribuer à ces fluctuations d'abondances en vibrions. La baisse des températures de l'eau observée entre 2008 et 2013 jouent sûrement un rôle important dans les faibles concentrations observées sur cette période (figure 3.10). L'augmentation des températures observée en 2014 et 2015 (écart respectivement de +1,2 et +0,5°C par rapport à la moyenne annuelle depuis 1986, alors que cet écart était négatif depuis 2010, cf. §2.2.1.1) semble favoriser une augmentation de l'abondance des vibrions aux canaux de prise et de rejet. Bien que 2016 soit également une année plus chaude (+0,6°C par rapport à la moyenne annuelle depuis 1986), l'abondance annuelle moyenne des vibrions aux canaux de prise et de rejet était en baisse, contrairement aux deux années précédentes.

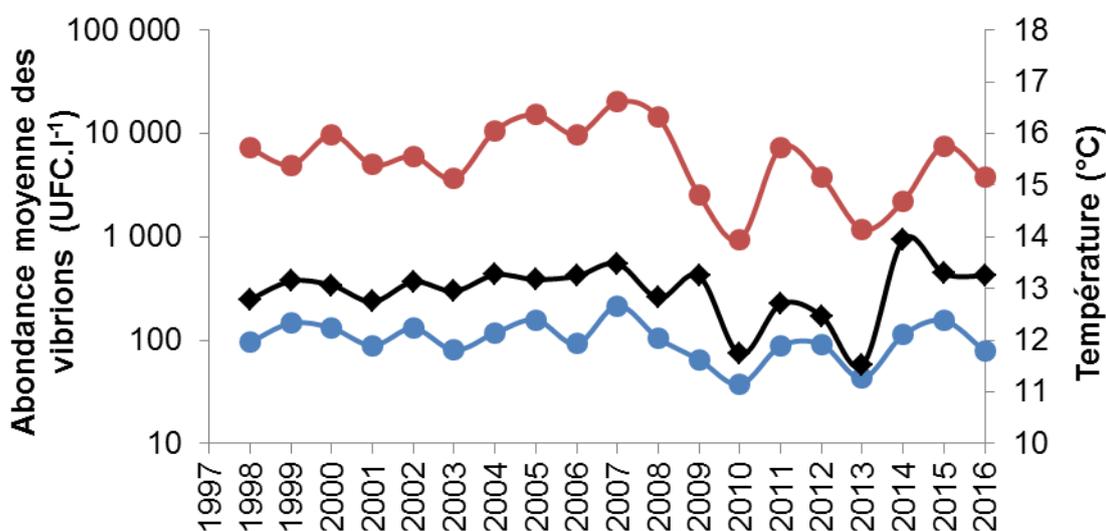


Figure 3.10 Moyennes géométriques annuelles des abondances en vibrions au canaux de prise (bleu) et de rejet (rouge) comparées à la température moyenne de l'eau au canal de prise (noir) de 1998 à 2016

3.1.3. Aspect qualitatif

Avant 1984, la quasi-totalité de la flore des vibrions isolés sur le site était représentée par *Vibrio alginolyticus*. Parallèlement au développement de l'aquaculture sur le site, une diversité croissante des espèces de vibrions a été observée accompagnée de différences dans la répartition de ces espèces entre le canal de prise et le rejet. Nous observons actuellement peu de différence dans la composition de la microflore entre la prise d'eau et le rejet, à part des modifications de pourcentages des espèces rares mais cela reste peu significatif. En 2016, *V. alginolyticus* restait l'espèce la plus souvent isolée. Elle représentait 67 % et 81 % de l'ensemble des *Vibrio* spp. isolés, respectivement aux canaux de prise d'eau et de rejet (figures 3.11 et 3.12). Si cette proportion était conforme aux valeurs observées au canal de prise depuis 2007 (année de prise en compte des modifications dans l'interprétation des profils biochimiques utilisés pour affecter des noms d'espèces aux vibrions isolés (cf. § 3.1.1)), elle était supérieure de 11 % au canal de rejet (figure 3.13).

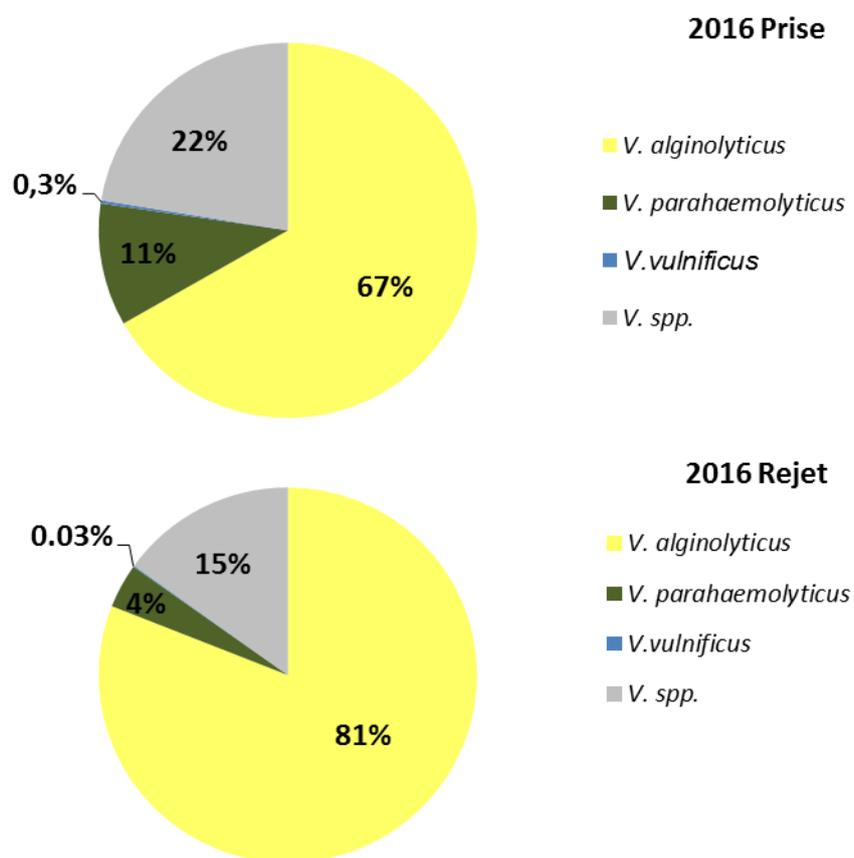


Figure 3.11 Pourcentages moyens d'isolement des diverses espèces de vibrions aux canaux de prise et de rejet en 2016

Vibrio parahaemolyticus était la deuxième espèce la plus isolée aux canaux de prise (11 %) et de rejet (4 %). *Vibrio vulnificus* a également été observé cette année, mais très rarement. Le nombre de vibrions non identifiés (seuil de validation de l'identification <90 %) était en baisse par rapport à 2015, mais reste élevé au point *prise* par rapport à la moyenne depuis 2007 (+11 %). *Vibrio cholerae* non agglutinable (Nag), n'a jamais été isolé sur le site depuis 2014.



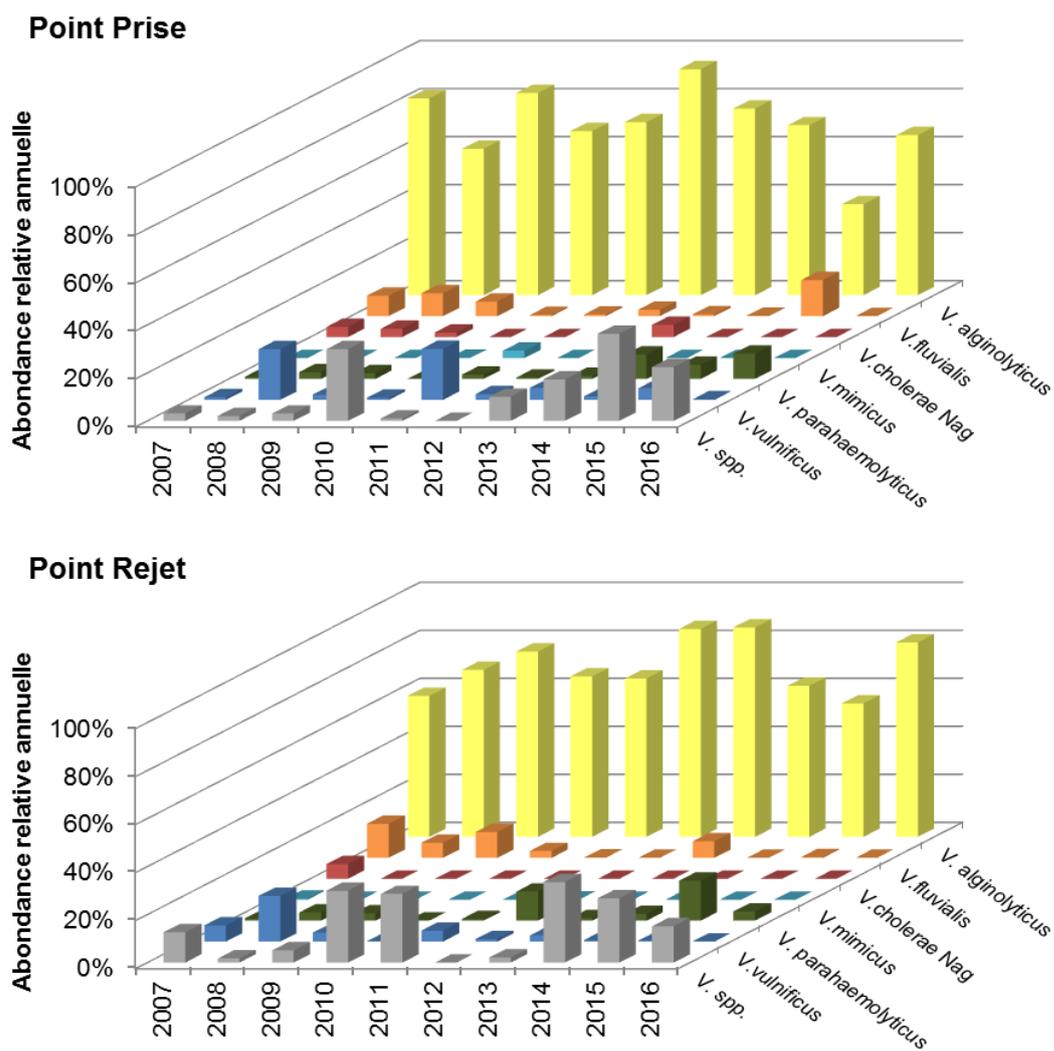


Figure 3.12 Évolution de l'abondance relative des diverses espèces de vibrions depuis 2007 aux canaux de prise d'eau et de rejet (moyennes des pourcentages d'abondances hebdomadaires)
 V. spp = vibrions non-identifiés (les évolutions ne sont représentées que depuis 2007 suite à la parution d'une nouvelle nomenclature API20E)

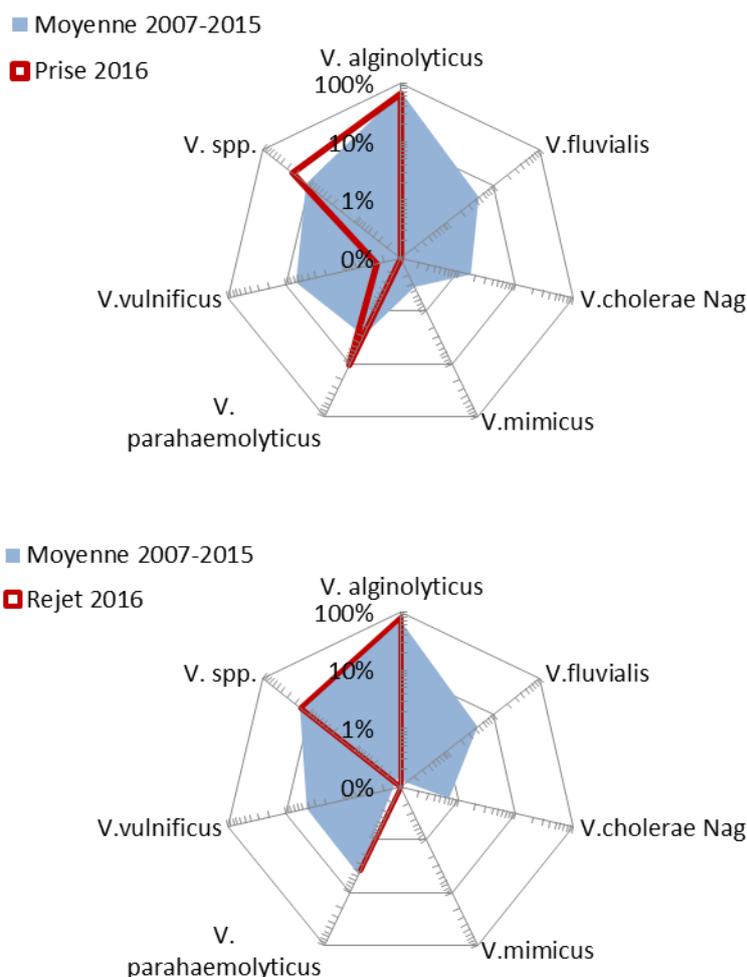


Figure 3.13 Distribution des espèces de vibrions aux canaux de prise et de rejet en 2016 comparée à la diversité moyenne 2007-2015

3.2. Campagnes pélagiques

Les données relatives aux campagnes de surveillance pélagique de juin et d'octobre 2016 sont présentées en figure 3.14 et en annexe 3.3. Lors des deux campagnes de prélèvement, il n'a pas été possible d'obtenir une quantification des vibrions sur tous les points, car les tests sur galerie API 20E des colonies isolées par filtration de 10 à 100 ml d'eau de mer n'ont pu aboutir à une identification du genre *Vibrio*, ce qui complique l'interprétation des résultats. Pour permettre néanmoins une représentation graphique des données, la limite de détection pour la filtration retenue a été divisée par deux.

En juin, l'abondance des vibrions était plus faible aux points *prise* et *rejet amont*, par rapport aux points *contrôle* et *référence* qui avaient des abondances équivalentes (140 à 200 UFC·l⁻¹) avec dans les deux cas, détection de *Vibrio vulnificus*. Afin de tester si le choix de la position du point *rejet amont* (situé à l'embouchure du rejet de la tranche 1) pouvait expliquer les faibles abondances observées par rapport à ce que l'on observait historiquement au point *radeau* abandonné depuis 2014 (situé plus en aval dans le canal de rejet), un prélèvement supplémentaire a été réalisé au radeau lors de la campagne d'octobre. Les résultats montrent bien une abondance 60 fois plus

élevée au *radeau* (6 000 UFC·l⁻¹) par rapport au point *référence*, alors que pour les autres points (dont *rejet amont*) l'abondance était inférieure à 100 UFC·l⁻¹.

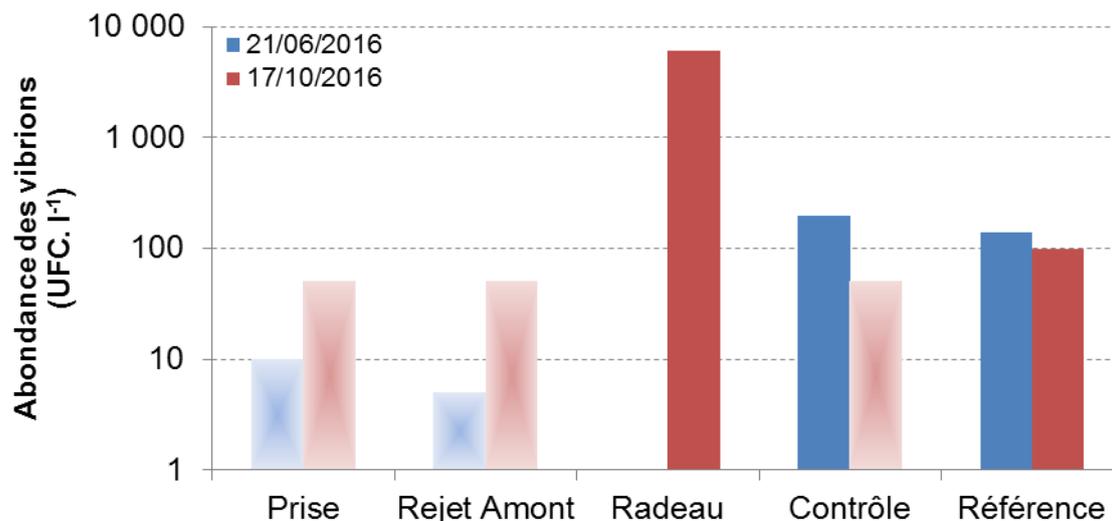


Figure 3.14 Abondance totale des vibrions à chaque point de prélèvement lors des deux campagnes 2016 (histogrammes dégradés = Limite de détection divisée par 2)

3.3. Éléments de conclusion

Le passage de l'eau dans l'ensemble constitué par la centrale électrique et les installations aquacoles a entraîné une multiplication du nombre des vibrions d'un facteur 48 en moyenne géométrique annuelle pour 2016. Ce facteur de multiplication a une grande importance sur la communauté des vibrions, car le recyclage de l'eau du rejet (8,2 % repasse par le canal de prise, cf. §1.5) peut permettre de sélectionner et de fixer sur le site certaines espèces.

Contrairement à la tendance à la hausse observée depuis 2014, une baisse des abondances de vibrions a été observée en hiver, au printemps et à l'automne 2016, alors qu'en été (juillet-septembre) les abondances étaient toujours en hausse, atteignant même des valeurs que l'on avait plus observées sur le site depuis 2008. Les températures exceptionnellement douces en 2014, à la fin 2015 ou par exemple en septembre 2016, ont sans doute contribué à l'augmentation de l'abondance des vibrions au point *prise*. Cependant, la baisse des abondances observée pour les trois autres trimestres 2016 malgré des températures globalement au-dessus des normales saisonnières comme en 2014 (cf. §2.2.3), pourrait être une conséquence de la baisse de production de la ferme aquacole. L'influence de la ferme aquacole sur l'abondance des vibrions dans le canal de rejet est difficile à estimer car le fonctionnement de ces installations est complexe : outre des évolutions dans son fonctionnement hydraulique (mise en place d'un second rejet en 2003), la diminution du tonnage produit par an (passant de 2500 tonnes par an avant 2009, à 1900 tonnes jusqu'en 2012, puis 1500 à 1600 tonnes par an depuis 2013) s'est accompagnée d'une évolution dans les techniques d'élevage (meilleur dosage de l'alimentation, qui a été divisé par deux entre 2014 et 2016, passant de 37 à 17,5 tonnes par an, meilleur contrôle des débits, etc.) qui ont pu contribuer à une diminution de la prolifération des vibrions dans le canal de rejet.

Une modification dans l'interprétation des profils biochimiques utilisés pour affecter des noms d'espèces aux vibrions isolés est intervenue en 2006 en raison de la parution d'un nouveau catalogue analytique API 20E. L'utilisation de ce nouveau catalogue à partir de 2007 a principalement des incidences sur le nombre d'espèce de vibrions identifiables (6 espèces) et pour l'espèce *Vibrio cholerae*. De nombreux germes auparavant classés *V. cholerae* sont maintenant considérés



comme mal-discriminés entre *V. cholerae* et d'autres espèces (ceci permet d'écarter du groupe *V. cholerae*, un certain nombre de souches de l'environnement très éloignées du véritable *V. cholerae* épidémique). Depuis 2014, *V. cholerae* n'a jamais été isolé sur le site du CNPE de Gravelines.

L'espèce *Vibrio alginolyticus* reste l'espèce dominante sur le site (> 67%), suivi de *Vibrio parahaemolyticus* et *Vibrio vulnificus*.

La baisse du nombre de vibrions identifiables et la reclassification de *Vibrio hollisae* en *Grimontia hollisae* en 2003¹ et de *Vibrio damsela* en *Photobacterium damsela* en 2013², deux espèces qui étaient auparavant assez fréquentes sur le site du CNPE de Gravelines, ont également pour conséquence une augmentation du nombre de cas où l'abondance des vibrions reste en dessous de la limite de détection (que ce soit lors du suivi hebdomadaire aux canaux de prise et de rejet, cf. figure 3.1, ou lors des deux campagnes pélagiques), rendant difficile l'interprétation des résultats sur la période 2015-2016. Une évolution du protocole d'identification des souches de *Vibrio* vers des méthodes d'analyse moléculaire, plus fiables que les méthodes biochimiques, serait souhaitable pour un meilleur suivi des risques sanitaires sur le site du CNPE de Gravelines. Malgré ces difficultés, la campagne pélagique d'octobre montre tout de même que les abondances en vibrions en dehors du panache de rejet du CNPE sont bien en deçà de ce que l'on peut dénombrer dans le canal de rejet au niveau du point *radeau*.

¹ Thompson FL, Hoste B, Vandemeulebroecke K, Swings JYR (2003) Reclassification of *Vibrio hollisae* as *Grimontia hollisae* gen. nov., comb. nov.. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology 53(5): 1615-1617

² Rivas AJ, Lemos ML, Osorio CR (2013) *Photobacterium damsela* subsp. *Damsela*, a bacterium pathogenic for marine animals and humans. Front. Microbiol, 4(283), 10-3389



Annexe 3.1 Abondance hebdomadaires de vibrions (UFC·l⁻¹) au point canal de prise
 (*identification confirmée par analyse moléculaire)

N° semaine	Date	Température (°C)	Vibrions Totaux à 37°C	V. alginolyticus	V. fluvialis	V. cholerae Nag	V. mimicus	V. parahaemolyticus	V. vulnificus	V. spp.
45	02/11/2015	13.6	1 900	1 900	0	0	0	0	0	0
46	13/11/2015	14.0	70	70	0	0	0	0	0	0
47	18/11/2015	14.3	100	20	0	0	0	80	0	0
48	27/11/2015	9.8	10	10	0	0	0	0	0	0
49	02/12/2015	13.4	180	140	0	0	0	0	0	40
50	07/12/2015	11.7	<10							
51	16/12/2015	11.5	<20							
52	21/12/2015	11.4	<10							
53	30/12/2015	11.6	50	30	0	0	0	0	0	20
1	06/01/2016	10.7	120	0	0	0	0	0	0	120
2	13/01/2016	9.5	40	40	0	0	0	0	0	0
3	18/01/2016	7.8	12	8	0	0	0	4*	0	0
4	28/01/2016	9.0	20	20	0	0	0	0	0	0
5	03/02/2016	9.0	130	40	0	0	0	0	0	90
6	11/02/2016	8.2	8	8	0	0	0	0	0	0
7	17/02/2016	8.1	<2							
8	25/02/2016	7.5	20	4	0	0	0	0	0	16
9	29/02/2016	6.9	48	0	0	0	0	0	0	48
10	10/03/2016	7.8	12	12	0	0	0	0	0	0
11	18/03/2016	7.4	<4							
12	25/03/2016	7.8	8	8	0	0	0	0	0	0
13	29/03/2016	8.8	<4							
14	07/04/2016	9.9	<100							
15	11/04/2016	11.0	20	20	0	0	0	0	0	0
16	21/04/2016	10.5	<100							
17	26/04/2016	9.7	80	80	0	0	0	0	0	0
18	02/05/2016	11.4	60	40	0	0	0	0	0	20
19	13/05/2016	14.2	<100							
20	20/05/2016	13.7	210	70	0	0	0	0	0	140
21	25/05/2016	14.0	170	70	0	0	0	0	0	100
22	31/05/2016	14.4	40	0	0	0	0	0	0	40
23	08/06/2016	15.0	<100							
24	13/06/2016	16.3	100	0	0	0	0	0	0	100
25	22/06/2016	16.4	<100							
26	29/06/2016	17.8	<20							
27	06/07/2016	17.4	100	100	0	0	0	0	0	0
28	13/07/2016	18.8	500	500	0	0	0	0	0	0
29	20/07/2016	19.8	2 900	2 900	0	0	0	0	0	0
30	28/07/2016	20.3	60	60	0	0	0	0	0	0
31	03/08/2016	19.6	1 000	300	0	0	0	0	0	700
32	08/08/2016	19.6	1 500	1 500	0	0	0	0	0	0
33	18/08/2016	19	3 600	3 400	0	0	0	0	0	200
34	23/08/2016	20	300	300	0	0	0	0	0	0
35	01/09/2016	19.9	8 000	4 000	0	0	0	4000*	0	0
36	06/09/2016	20.2	2 300	800	0	0	0	0	0	1 500
37	12/09/2016	21	400	400	0	0	0	0	0	0
38	20/09/2016	19.6	14 000	9 000	0	0	0	0	0	5 000
39	26/09/2016	19.6	400	400	0	0	0	0	0	0
40	05/10/2016	16.6	180	140	0	0	0	0	0	40
41	11/10/2016	15.4	<100							
42	19/10/2016	14	100	100	0	0	0	0	0	0
43	26/10/2016	14.3	<20							

**Annexe 3.1 Abondance hebdomadaires de vibrions (UFC·l⁻¹) au point canal de rejet
(*identification confirmée par analyse moléculaire)**

Date	Température (°C)	Vibrions Totaux à 37°C	V. alginolyticus	V. fluvialis	V. cholerae Nag	V. mimicus	V. parahaemolyticus	V. vulnificus	V. spp.
02/11/2015	23.7	83 000	83 000	0	0	0	0	0	0
13/11/2015	23.2	1 000	1 000	0	0	0	0	0	0
18/11/2015	23.3	7 000	7 000	0	0	0	0	0	0
27/11/2015	19.4	240	240	0	0	0	0	0	0
02/12/2015	23.5	1 000	800	0	0	0	200	0	0
07/12/2015	22.5	<1000							
16/12/2015	22.4	7 545	7 455	0	0	0	0	91	0
21/12/2015	21.4	6 000	0	0	0	0	0	6 000	0
30/12/2015	21.9	8 000	0	0	0	0	8 000	0	0
06/01/2016	21.6	2 100	1 100	0	0	0	0	0	1 000
13/01/2016	20.6	420	420	0	0	0	0	0	0
18/01/2016	18.0	400	0	0	0	0	300*	100	0
28/01/2016	19.6	900	800	0	0	0	100*	0	0
03/02/2016	17.1	800	800	0	0	0	0	0	0
11/02/2016	16.7	<100							
17/02/2016	15.8	20	20	0	0	0	0	0	0
25/02/2016	19.0	560	0	0	0	0	560	0	0
29/02/2016	17.9	<100							
10/03/2016	17.6	500	200	0	0	0	0	0	300
18/03/2016	16.3	500	500	0	0	0	0	0	0
25/03/2016	18.3	2 300	2 300	0	0	0	0	0	0
29/03/2016	19.7	<100							
07/04/2016	18.4	6 000	6 000	0	0	0	0	0	0
11/04/2016	19.6	600	0	0	0	0	0	0	600
21/04/2016	21.8	1 600	400	0	0	0	1 200	0	0
26/04/2016	17.2	<100							
02/05/2016	21.0	<1000							
13/05/2016	23.1	13 000	3 000	0	0	0	0	0	10 000
20/05/2016	22.0	14 000	4 000	0	0	0	0	0	10 000
25/05/2016	22.4	19 000	12 000	0	0	0	0	0	7 000
31/05/2016	25.3	3 000	0	0	0	0	3 000	0	0
08/06/2016	26.1	37 000	26 000	0	0	0	11 000	0	0
13/06/2016	27.1	190 000	140 000	0	0	0	0	0	50 000
22/06/2016	24.4	370 000	370 000	0	0	0	0	0	0
29/06/2016	27.7	20 000	20 000	0	0	0	0	0	0
06/07/2016	25.4	410 000	410 000	0	0	0	0	0	0
13/07/2016	28.7	200 000	100 000	0	0	0	0	100 000	100 000
20/07/2016	29.4	900 000	300 000	0	0	0	0	0	600 000
28/07/2016	29.0	<100							
03/08/2016	29.1	2 800 000	2 800 000	0	0	0	0	0	0
08/08/2016	26.4	40 000	40 000	0	0	0	0	0	0
18/08/2016	26.7	370 000	370 000	0	0	0	0	0	0
23/08/2016	28.7	160 000	160 000	0	0	0	0	0	0
01/09/2016	30.3	110 000	0	0	0	0	0	0	110 000
06/09/2016	30.1	210 000	0	0	0	0	0	0	210 000
12/09/2016	31.3	3 000	3 000	0	0	0	0	0	0
20/09/2016	27.0	7 000	7 000	0	0	0	0	0	0
26/09/2016	27.0	28 000	28 000	0	0	0	0	0	0
05/10/2016	23.8	<1000							
11/10/2016	23.0	2 000	2 000	0	0	0	0	0	0
19/10/2016	22.9	11 000	9 000	0	0	0	2000*	0	0
26/10/2016	20.4	9 000	9 000	0	0	0	0	0	0



Annexe 3.3 Abondance des vibrions (UFC·l⁻¹) lors des deux campagnes de prélèvement en 2016

		Température (°C)	Vibrions Totaux à 37°C	V. alginolyticus	V. fluvialis	V. cholerae Nag	V. mimicus	V. parahaemolyticus	V. vulnificus	V. spp.
21/06/16	Prise	16,0	<20	0	0	0	0	0	0	0
	Rejet Amont	22,7	<10	0	0	0	0	0	0	0
	Contrôle	21,0	200	100	0	0	0	0	100	0
	Référence	15,5	140	0	0	0	0	0	140	0
17/10/16	Prise	14,8	<100	0	0	0	0	0	0	0
	Rejet Amont	22,9	<100	0	0	0	0	0	0	0
	Radeau	22,1	6 000	6 000	0	0	0	0	0	0
	Contrôle	20,1	<100	0	0	0	0	0	0	0
	Référence	15,4	100	100	0	0	0	0	0	0



4. PHYTOPLANCTON ET BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE

Rédaction : David Devreker (LER/BL)

Collaboration : Elvire Antajan (LER/BL)

Analyses : Camille Blondel (LER/BL)

Pascale Hébert (LER/BL)

Prélèvements : Flandres Analyses

Elvire Antajan (LER/BL)

Rémy Cordier (LER/BL)

Josselin Caboche (RH/BL)

Vincent Duquesne (LER/BL)

Valérie Lefèbvre (RH/BL)





4.1. Introduction

Le phytoplancton représente l'ensemble des algues microscopiques qui flottent dans les eaux. C'est le premier maillon de la chaîne alimentaire dans l'écosystème marin. Il existe environ 4000 espèces phytoplanctoniques au niveau mondial : certaines d'entre elles (environ 250) peuvent proliférer de façon importante en formant des eaux rouges, brunes ou vertes, d'autres espèces (environ 70) sont toxiques pour la faune marine ou pour l'homme par consommation de coquillages (processus de bioaccumulation de toxines), mais la plupart d'entre elles sont totalement inoffensives. Le rôle majeur du phytoplancton est de contribuer à la production primaire et donc à la consommation de dioxyde de carbone et la production d'oxygène.

La dynamique des communautés phytoplanctoniques se caractérise par la succession d'assemblages d'espèces selon des schémas pouvant présenter une forte variabilité spatio-temporelle. La succession de ces assemblages est principalement contrôlée par les conditions environnementales (disponibilité des nutriments, de la lumière, conditions hydrodynamique et météorologique) et par la réponse des populations phytoplanctoniques à leurs variations. La diversité et la dynamique des populations phytoplanctoniques résultent ainsi d'interactions complexes entre des facteurs hydrodynamiques, physico-chimiques et biologiques.

Le phytoplancton s'adapte à des perturbations naturelles ou induites par l'homme, en modifiant sa physiologie, son taux de croissance et l'espèce dominante. Il peut donc être utilisé comme indicateurs de changements de qualité des eaux à courts et longs termes. Il est couramment utilisé comme indicateur ou élément de qualité environnementale aussi bien dans les programmes de monitoring que dans les directives européennes (Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE), Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (2008/56/CE)) ou dans les conventions de mers régionales (ex. convention d'Oslo et de Paris - OSPAR). De plus, le phytoplancton peut représenter une menace lorsqu'il est responsable de floraisons toxiques. Les floraisons peuvent provoquer des colorations des eaux, l'asphyxie ou le déclin de la végétation. Les aérosols qui s'en dégagent peuvent avoir des conséquences directes sur la santé humaine. Les déchets et mucus associés peuvent s'accumuler sur les rives et obstruer les filets de pêches. Les coquillages peuvent être contaminés et les poissons tués lors de ces floraisons. Ainsi en réponse à des apports excessifs de nutriments, le développement du phytoplancton peut provoquer des dysfonctionnements au sein des écosystèmes pélagiques et benthiques (diminution de la concentration en oxygène, mortalité,...). C'est le processus d'eutrophisation.

La surveillance écologique du phytoplancton mise en œuvre dans cette étude a pour objectifs :

- la connaissance de la biomasse, de l'abondance et de la composition du phytoplancton marin des eaux côtières, qui recouvre notamment celle de la distribution spatio-temporelle des différentes espèces phytoplanctoniques, le recensement des efflorescences exceptionnelles telles que les eaux colorées ou les développements d'espèces toxiques ou nuisibles susceptibles d'affecter l'écosystème, ainsi que du contexte hydrologique afférent,
- la détection et le suivi des espèces phytoplanctoniques productrices de toxines susceptibles de s'accumuler dans les produits marins de consommation ou de contribuer à d'autres formes d'exposition dangereuse pour la santé humaine,

dans le contexte particulier des activités d'exploitation d'un centre national de production d'électricité (CNPE) implanté au niveau de la zone côtière de Gravelines.



4.2. Méthodologie

4.2.1. Stratégie de prélèvements du phytoplancton

Le phytoplancton et la biomasse chlorophyllienne sont habituellement suivis lors des campagnes de prélèvements hydrologiques du printemps et de l'automne. Ils permettent de comparer les valeurs des prélèvements aux points *prise* (canal de prise d'eau), *rejet amont* (situé en amont du canal de rejet) et *contrôle* (situé dans la tache thermique). Ces trois points sont comparés à un point *référence* éloigné de la centrale et caractéristique du milieu marin hors influence de la centrale.

Des prélèvements d'eau hebdomadaires au point *prise* permettent de caractériser les variations saisonnières de la biomasse chlorophyllienne et du phytoplancton. Ils permettent de situer les deux campagnes de prélèvements hydrologiques par rapport au cycle saisonnier de l'écosystème.

Les prélèvements d'eau se font en surface à l'aide d'un seau. Pour la mesure des pigments chlorophylliens un litre d'eau est conservé au frais et à l'abri de la lumière. Pour connaître la composition spécifique et l'abondance du phytoplancton 100 ml d'eau environ, sont fixés au lugol (2,5 ml par litre d'eau de mer).

4.2.2. Mesure des pigments chlorophylliens

La méthode trichromatique du SCOR-UNESCO (1966¹) est appliquée pour définir les concentrations brutes en chlorophylle *a* (Limite de quantification : 0,10 µg·l⁻¹), indicateur de la biomasse phytoplanctonique, et le pourcentage de chlorophylle active qui permet de caractériser l'importance de la biomasse phytoplanctonique dotée de pigments photosynthétiques actifs par rapport au phytoplancton en voie de dégradation. Les échantillons d'eau de un litre sont filtrés sur des filtres en fibre de verre Whatman GF/C de 47 mm. Les pigments chlorophylliens concentrés sur ces filtres sont ensuite extraits dans un solvant (acétone à 90 %). Après centrifugation de 20 minutes à 6000 tr/mn, l'absorbance du surnageant est mesurée par spectrophotométrie.

4.2.3. Composition spécifique et dénombrement du phytoplancton

Un volume de 10 ml, prélevé dans les échantillons d'eau fixée au lugol, est mis à décanter pendant au moins 12 heures dans une cuve de sédimentation, selon la méthode d'Utermöhl (1958²). La caractérisation spécifique du phytoplancton et leur dénombrement s'effectuent au moyen d'un microscope inversé IX-51 Olympus (× 40 à × 600). Un minimum de 100 cellules est dénombré afin d'obtenir une précision d'au moins ± 20 % (Lund, 1958)³. Les résultats sont exprimés en nombre de cellules par litre (cell·l⁻¹).

4.3. Chlorophylle *a* et pourcentage de chlorophylle active au point prise

La biomasse phytoplanctonique au point *prise*, exprimée via la concentration en chlorophylle *a*, présente toujours un cycle saisonnier très marqué et est caractérisée par une forte variabilité interannuelle (figure 4.1 et annexes 4.1 et 4.2).

¹ SCOR-UNESCO. 1966. Determination of photosynthetic pigments in sea water. UNESCO Monographs on Oceanographic Methodology, 1. Paris, France, 69 pp.

² Utermöhl H 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. Int. Ver. Limnol., 9: 1-38

³ Lund JWG, Kipling C, Le Cren ED 1958. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimations by counting. Hydrobiologia 11: 143-178

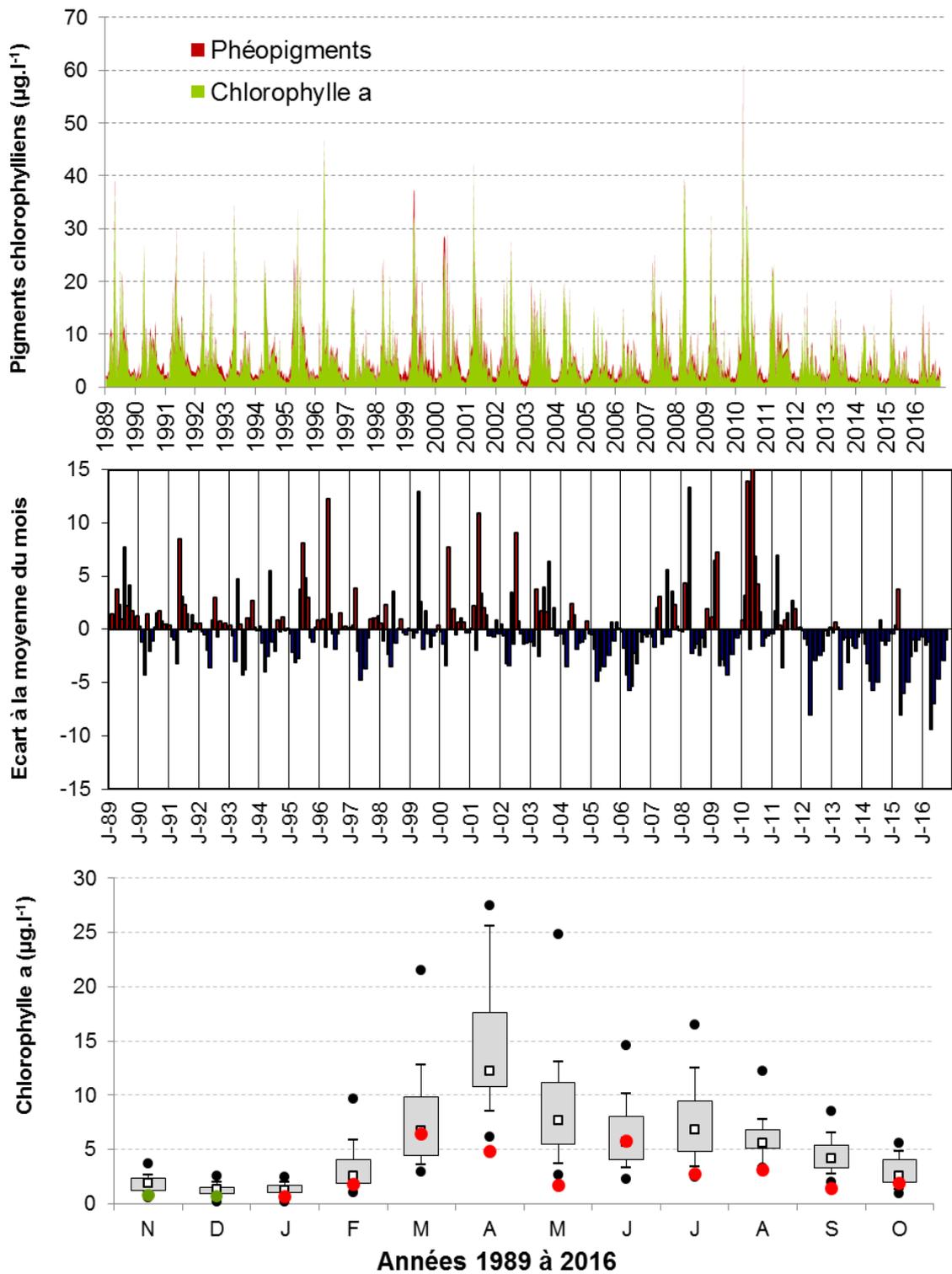


Figure 4.1 (A) Concentration en chlorophylle *a* au point prise, (B) anomalies des concentrations par rapport à la moyenne mensuelle depuis 1989 et (C) évolution mensuelles des concentrations pour la période 1989 à 2016 (points verts = données 2015 ; points rouges = données 2016 ; points noirs = données extrêmes depuis 1989 ; carrés blancs = moyennes depuis novembre 1989)

Au cours de la période 1989-2016, la concentration maximale annuelle enregistrée a montré de fortes fluctuations sur une courte échelle temporelle, avec un minimum à 10,80 cell. \cdot l⁻¹ en 2014 et un maximum à 52,33 cell. \cdot l⁻¹ en 2010. À l'échelle de cette période, la concentration moyenne de chlorophylle *a* était de 5,73 (\pm 6,05) cell. \cdot l⁻¹, sachant que la distribution des données est fortement asymétrique avec des valeurs élevées uniquement au printemps. Ainsi, la biomasse phytoplanctonique peut-elle être considérée comme importante pour des valeurs de concentration en chlorophylle *a* supérieures à 30 μ g \cdot l⁻¹ (comme en 1989, 1993, 1995, 1996, 1999, 2001, 2008, 2009, 2010), d'ampleur moyenne (maximum de l'ordre de 25 cell. \cdot l⁻¹ comme de 1990 à 1992, en 1994, 1998, 2000, 2002, 2007, 2011) voire faible (maximum de l'ordre de 10 à 15 cell. \cdot l⁻¹, annexe 4.1).

Lors du cycle de surveillance 2015-2016 et par comparaison aux statistiques calculées pour la période 1989-2015, on note que les concentrations en chlorophylle *a* étaient particulièrement faibles en avril et en mai (inférieures au premier quartile) alors que le cycle de développement de la biomasse phytoplanctonique débutait par une valeur moyenne en mars (concentration égale à la médiane) (figure 4.1C). Lors de ce cycle de surveillance, les concentrations les plus importantes ont été observées au mois de mars avec 12,90 cell. \cdot l⁻¹ le 18/03 et au mois de juin avec 11,30 cell. \cdot l⁻¹ le 08/06 (annexe 4.2). Ainsi le cycle de développement de la biomasse phytoplanctonique de la période 2015-2016 est marqué par des valeurs globalement faibles avec un premier pic de biomasse printanier assez précoce suivi d'une diminution de la biomasse à des valeurs minimales jamais encore atteinte à cette période (5,73 cell. \cdot l⁻¹) et d'un deuxième pic à la fin du printemps.

Comme de 2012 à 2015, l'année 2016 présentait exclusivement des anomalies négatives au regard de la moyenne calculée pour la période 1989-2015 (figure 4.1 B). Ceci a également été noté en 2005 et en 2006.

Le pourcentage de chlorophylle active (annexe 4.2) était compris entre 33,5 % et 95,6 %. Les valeurs étaient globalement supérieures à 70 % entre mi-février et mi-septembre, hormis une très forte baisse mi-avril. Les valeurs maximales ont été observées en mars et en été (période de production phytoplanctonique majeure). Le phytoplancton échantillonné au point *prise* présente ainsi un potentiel plutôt moyen d'activité photosynthétique qui peut être modulé par les conditions environnementales (notamment via la disponibilité de la lumière et de nutriments, l'hydrodynamisme).

4.4. Abondance, composition du phytoplancton et indices de diversité au point prise

4.4.1. Interprétation des figures

Pour la **biomasse**, la concentration de chlorophylle *a* sur les cinq dernières années est représentée avec des points bleus pour l'année en cours et des points gris pour les quatre années précédentes.

Pour l'**abondance**, la somme des cellules phytoplanctoniques dénombrées dans une flore totale (à l'exception des ciliés et des cyanophycées) sur les cinq dernières années, est représentée avec des points verts pour l'année en cours et des points gris pour les quatre années précédentes.

Pour la **composition**, les taxons dominants sont divisés en trois familles (Bacillariophyta -ex diatomées-, Dinophyceae -ex dinoflagellés-, et Autres). Pour classer les cinq taxons dominants par famille, on calcule la proportion de chaque taxon dans l'échantillon par rapport à l'abondance totale, puis on effectue la somme des proportions par taxon sur l'ensemble des échantillons. La concentration maximale par taxon et par trimestre est présentée sur le graphe.

4.4.2. Principe de l'indice de diversité de Shannon-Weaver

La diversité des éléments d'une communauté est une « qualité » qui s'impose d'emblée à l'analyse. En fait, la notion recouvre deux aspects :

- le nombre de catégories d'éléments : nombre de taxons distincts ; on dénombre couramment les espèces (on parlera alors de diversité spécifique), dans d'autres cas les genres (diversité générique), etc.
- la régularité : façon plus ou moins égale ou inégale selon laquelle les individus, pour un nombre de catégories (par exemple espèces) donné, se répartissent entre celles-ci.

La seconde notion est plus élaborée que le simple « nombre d'espèces ». Elle correspond cependant à l'intuition courante : si, parmi les espèces dénombrées, l'une d'entre elles (ou un très petit nombre) représente la plus grande partie des individus recensés, les autres étant beaucoup plus rares, on tend à dire que la communauté est « peu diversifiée ». Si au contraire on rencontre un grand nombre d'espèces moyennement abondantes, on tend à qualifier la communauté de « très diversifiée ».

L'indice de diversité de Shannon-Weaver (1948)¹, exprimé en bits, est calculé à partir d'un logarithme de base 2 selon la formule suivante :

$$H' = - \sum \left(\frac{n_i}{N} \times \log_2 \frac{n_i}{N} \right)$$

avec n_i l'abondance du taxon i et N l'abondance totale à la station considérée N .

Les valeurs de H' sont interprétées selon le tableau 4.1, d'après les limites fixées par Vincent *et al.* (2002)² dans le cadre de la DCE (Directive Cadre sur l'Eau) pour les zones côtières.

Tableau 4.2 : Interprétation des valeurs de H'

Valeur de H'	Interprétation
[0-1[Peuplement très peu diversifié
[1-2[Peuplement peu diversifié
[2-3[Peuplement diversifié
[3-4[Peuplement très diversifié
[4-+∞[Peuplement extrêmement diversifié

L'indice de diversité donne une information synthétique sur la richesse spécifique et l'équilibre du peuplement considéré. Toutefois, il dépend à la fois du nombre d'espèces et de leurs abondances relatives, donc une faible valeur peut traduire deux situations différentes :

- quand le nombre d'espèces est faible,
- quand le nombre d'espèces est élevé, mais quelques espèces dominent.

4.4.3. Résultats

Entre 2011 et 2016, l'abondance phytoplanctonique totale par prélèvement a fluctué entre un minimum de 9 400 et un maximum de près de $14 \cdot 10^6$ cell. \cdot l⁻¹ (annexe 4.3 et figure 4.2). Le cycle saisonnier de fluctuation de l'abondance phytoplanctonique était très marqué avec des valeurs fortes entre mars et juin, période dite productive. La communauté phytoplanctonique était dominée par les bacillariophycées (diatomées), sauf lors de la prolifération de la prymnésiofycée *Phaeocystis globosa* (Planche 1). Les concentrations maximales de l'ordre de plusieurs millions de cellules par

¹ Shannon CE (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* 27: 379–423.

² Vincent C, Heinrich H, Edwards A, Nygaard K, Haythornthwaite J (2002). Guidance on typology, classification and reference conditions for transitional and coastal waters. *Commission Européenne. CIS WG 2.4 (COAST)*, 119 p.



litres étaient liées au développement massif printanier de cette prymnésiophycée.

Les taxons dominants, pour trois groupes (bacillariophycées, dinophycées et autres) et leur présence (qualitative ou quantitative) par trimestre, ont été définis au point *prise* pour l'année 2016 (figure 4.2).

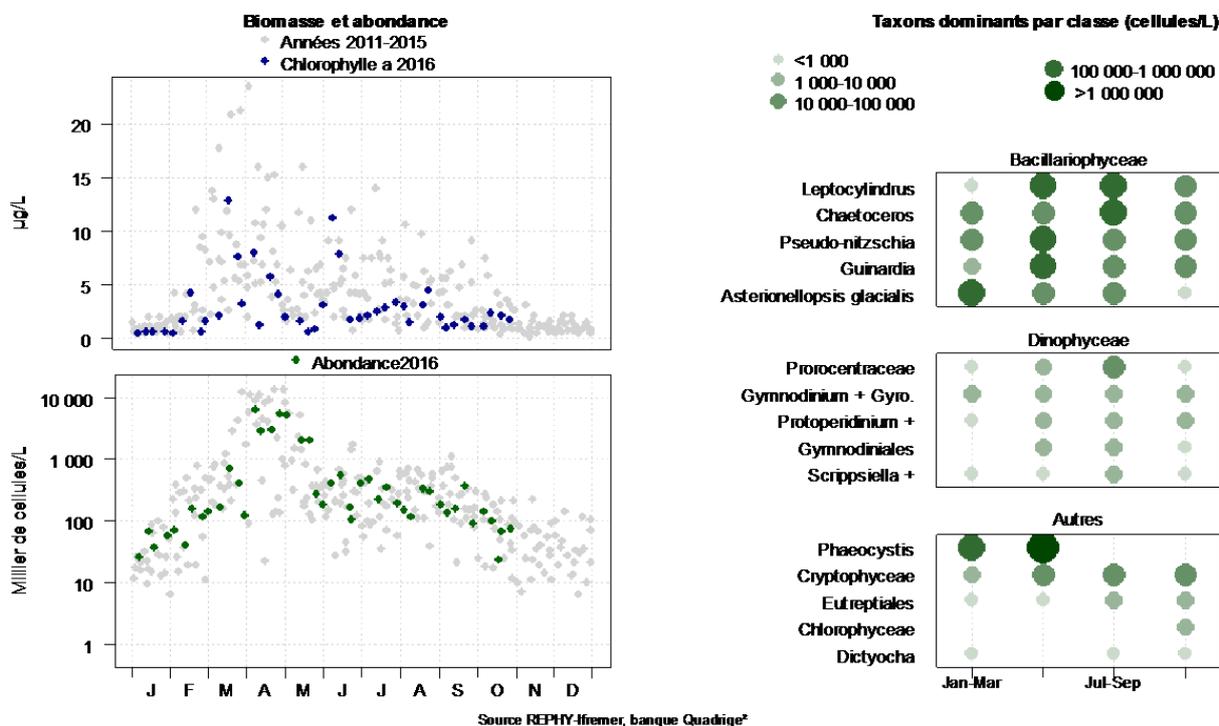


Figure 4.2 Évolution de la biomasse, de l'abondance totale et de la composition phytoplanctonique entre 2011 et 2016 et classement des taxons dominants par trimestre au point *prise* pour l'année 2016

Les abondances des principaux genres contenant des espèces potentiellement productrices de phycotoxines sont présentées pour le point *prise* (figure 4.3). La présence d'*Alexandrium* et de *Dinophysis* est plutôt exceptionnelle au point *prise*. Le genre *Pseudo-nitzschia* complexe *delicatissima* est le groupe le plus régulièrement échantillonné (Planche 1). Par son abondance, ce genre peut contribuer à la chute de l'indice de Shannon (figure 4.4). Malgré la présence en concentration parfois élevé de ce groupe (au-dessus du seuil d'alerte de 300 000 cellules par litre), il faut noter que les résultats du réseau REPHY (Réseau National Phytoplancton et Phycotoxines de l'Ifremer, http://envlit.ifremer.fr/surveillance/phytoplancton_phycotoxines/bilan) ont permis de conclure à l'absence de toxines en concentrations supérieures aux seuils réglementaires dans cette zone.

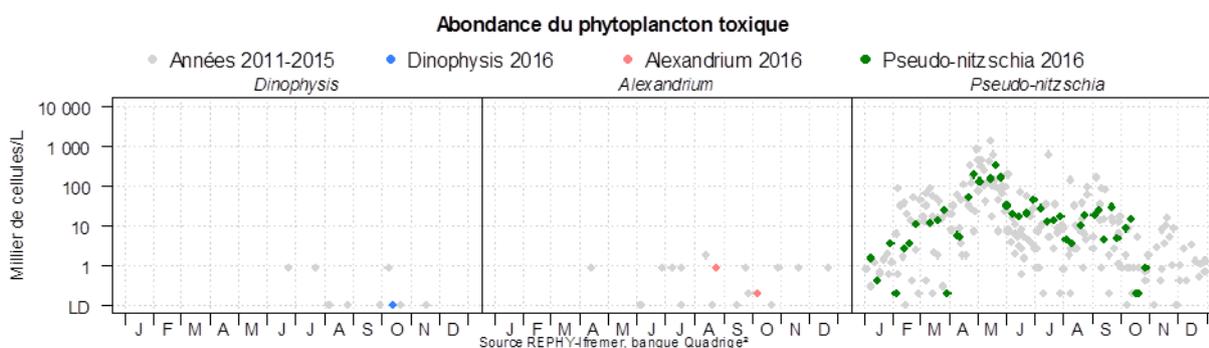


Figure 4.3 Abondances des principaux genres de taxons potentiellement producteurs de phycotoxines pour le point *prise* pour la période 2011-2015 (points gris) et pour l'année 2016 (points de couleurs)

À l'échelle pluriannuelle (2011-2016), il n'apparaît pas de différence majeure entre les années étudiées, ni de tendance quant à l'évolution de l'indice de Shannon. Les valeurs étaient comprises entre 0,27 et 4,22 (annexe 4.4 A, B). L'étude de l'évolution de l'indice de Shannon sur la période 2011-2016 permet de mettre en évidence un schéma général avec une chute importante de l'indice observé lors des mois d'avril et mai ; annexe 4.3 C). Cette chute était principalement liée à la prolifération de *Phaeocystis globosa*. Les indices étaient généralement plus importants en début d'année et en fin d'année ; la communauté phytoplanctonique était alors bien diversifiée.

Au cours de la période de surveillance, l'indice de Shannon a fluctué entre 0,27 et 4,22 (moyenne \pm écart-type : $2,59 \pm 1,09$) (figure 4.4 et annexe 4.4 A). Le schéma de variation est comparable à celui des périodes de surveillance précédentes.

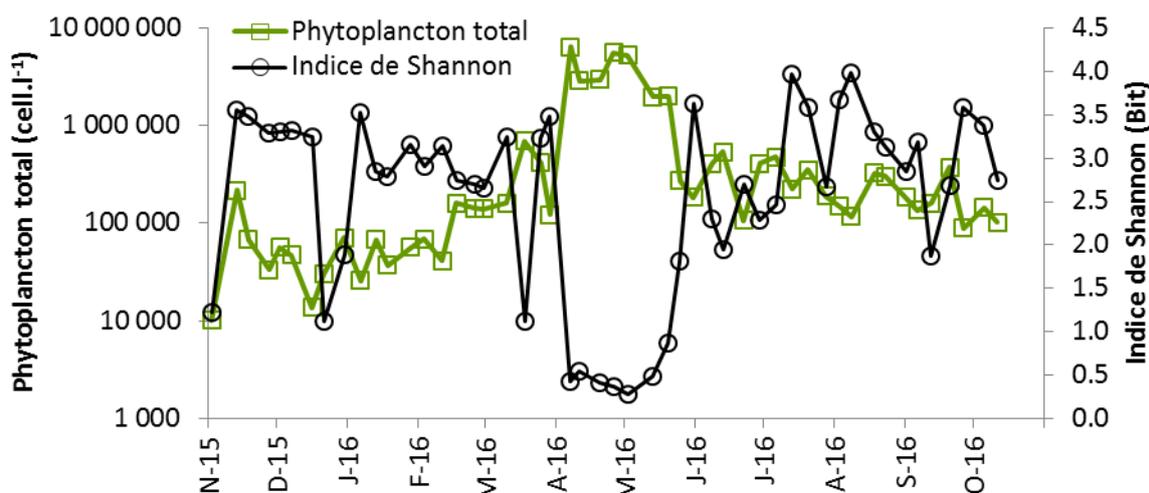


Figure 4.4 Évolution de l'indice de Shannon et de l'abondance phytoplanctonique totale au point prise au cours de la période comprise entre novembre 2015 et octobre 2016

La chute ponctuelle de l'indice fin décembre 2015 puis sur une plus longue période en avril et mai est expliquée par la dominance d'un ou plusieurs taxons au sein de la communauté phytoplanctonique :

- Entre le 21/12/2015 et le 30/12/2015 : dominance de *Paralia sulcata* (entre $2,5 \cdot 10^4$ et $4,7 \cdot 10^4$ cell.l⁻¹, soit entre 66 et 81 % du nombre total de cellule par litre), accompagnée (dans l'ordre décroissant d'abondance) de *Skeletonema costatum*, *Navicula*, *Nitzschia longissima* et *Thalassiosira antarctica*. Comme habituellement dans cette région et à cette période de l'année la communauté phytoplanctonique est donc principalement dominée par les bacillariophycées formant des chaînes.
- Le 18/03/2016 : dominance d'*Asterionellopsis glacialis* ($5,8 \cdot 10^5$ cell.l⁻¹, soit 85 % de la totalité des cellules phytoplanctoniques) suivi par d'autres espèces de bacillariophycées telles que *Thalassiosira* sp. ou *Chaetoceros* sp.
- Entre le 07/04 et 25/05 : période de dominance de *P. globosa* (entre $1 \cdot 10^6$ et $6 \cdot 10^6$ cell.l⁻¹, soit de 81 à 96 % des cellules phytoplanctoniques). Elle est accompagnée des bacillariophycées *Rhizosolenia imbricata* en début de période et de *P. sulcata*, *A. glacialis* et surtout *Pseudonitzschia* complexe *delicatissima* qui domine en fin de période ($1,6 \cdot 10^5$, soit 60 % des cellules phytoplanctoniques).
- Entre le 06/06 et 06/07 : dominance de *Guinardia delicatula* ($2,7 \cdot 10^5$ cell.l⁻¹) et *R. imbricata* ($1,8 \cdot 10^5$ cell.l⁻¹) en début de période, des cryptophycées (de $1 \cdot 10^4$ à $6 \cdot 10^4$ cell.l⁻¹) et de *Leptocylindrus danicus* le 29/06 à $2,3 \cdot 10^5$ cell.l⁻¹.
- Le 28/07 : dominance de *L. danicus* ($8,6 \cdot 10^4$ cell.l⁻¹, soit 45 % des cellules phytoplanctoniques)

et de *Chaetoceros* ($4,4 \cdot 10^4$ cell. \cdot l $^{-1}$ soit 24 % des cellules phytoplanctoniques).

- Le 12/09 : dominance de *L. danicus* ($1,1 \cdot 10^5$ cell. \cdot l $^{-1}$, soit 72 % des cellules phytoplanctoniques).

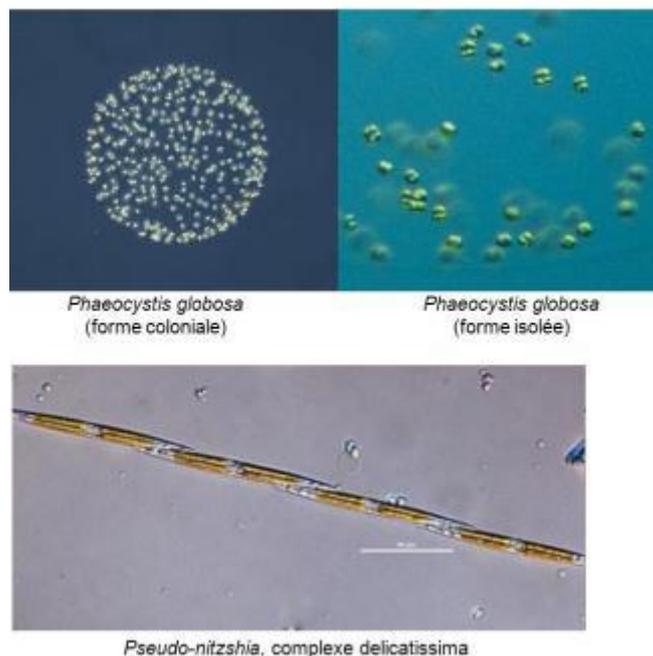


Planche 1 : Observation de la prymnésiofycée *Phaeocystis globosa* et de la bacillariophycée *Pseudo-nitzschia*, complexe *delicatissima* en microscopie optique.

(sources : <http://www.gtresearchnews.gatech.edu>, <http://planktonnet.awi.de>, <http://www.marinespecies.org>)

Rappelons que *Phaeocystis globosa* présente un cycle de vie complexe, polymorphe dont le développement passe de cellules isolées à la formation de colonies dont la dégradation (par vieillissement ou par action physique du vent ou de la marée) conduit à la formation d'une mousse abondante et nauséabonde. Ce taxon est reconnu comme à l'origine de problème d'eutrophisation du type HAB-HB, c'est à dire *Harmful Algal Bloom - High Biomass*. En réponse à des apports importants d'éléments nutritifs (nitrate en particulier) l'excès de biomasse produit dans l'écosystème peut conduire à des dysfonctionnements des compartiments pélagiques et/ou benthiques (hypo~ ou anoxie, mortalités de la faune benthique,...). Afin de mieux appréhender les conséquences d'une telle prolifération de *P. globosa*, il faut savoir que le groupe Eutrophisation de la convention d'Oslo et de Paris (OSPAR) pour la protection de l'Atlantique nord-est estime que l'abondance de *Phaeocystis* devient néfaste pour l'intégrité de l'écosystème au-delà d'une concentration de 10^6 cellules par litre. Plus récemment toutefois, Lancelot et al. (2009)¹ ont défini ce seuil comme étant de $25 \cdot 10^6$ cell. \cdot l $^{-1}$ pour les eaux côtières belges (baie sud de la Mer du Nord).

4.5. Campagnes pélagiques

Les campagnes pélagiques permettent de comparer selon un axe côte-large la biomasse et l'abondance phytoplanctonique dans le milieu récepteur des eaux rejetées par la centrale. Les campagnes de 2016 ont eu lieu le 21 juin pour la mission printanière et le 17 octobre pour la mission

¹ Lancelot C, Rousseau V, Gypens N (2009). Ecologically based indicators for *Phaeocystis* disturbance in eutrophied Belgian coastal waters (Southern North Sea) based on field observations and ecological modelling. *Journal of Sea Research*, 61 (1-2): 44-49.

automnale. Lors de chaque mission quatre points sont étudiés (cf. figure 1.7 et tableau 1.5) :

- Le point prise (situé à l'entrée du canal d'amenée de la centrale) ;
- Le point rejet amont (situé plus en amont dans le canal de rejet par rapport au point rejet suivi hebdomadairement et qui se trouve en sortie du canal) ;
- Le point contrôle (avec échauffement résiduel de 3 à 4°C dans le panache de rejet) ;
- Le point référence (situé au large, au-delà de la zone d'influence de la centrale).

4.5.1. Pigments chlorophylliens

La campagne de juin s'est déroulée lors d'une phase de diminution de la biomasse phytoplanctonique qui avait atteint un maximum mi-mars mais qui avait connu un premier déclin au cours du mois de mai. Lors de cette campagne, on a constaté une diminution de la concentration en chlorophylle *a* entre les points *prise* et *rejet amont* ($-1 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) (figure 4.5). La concentration au point *contrôle* ($1,12 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) était comprise entre celles des points *prise* et *rejet amont*, et la concentration au point *référence* ($2,63 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) était trois fois supérieure à celle du point *rejet amont*. Les résultats reflètent à la fois l'impact du transit du phytoplancton dans le CNPE et l'hétérogénéité de la distribution spatiale du phytoplancton dans l'eau.

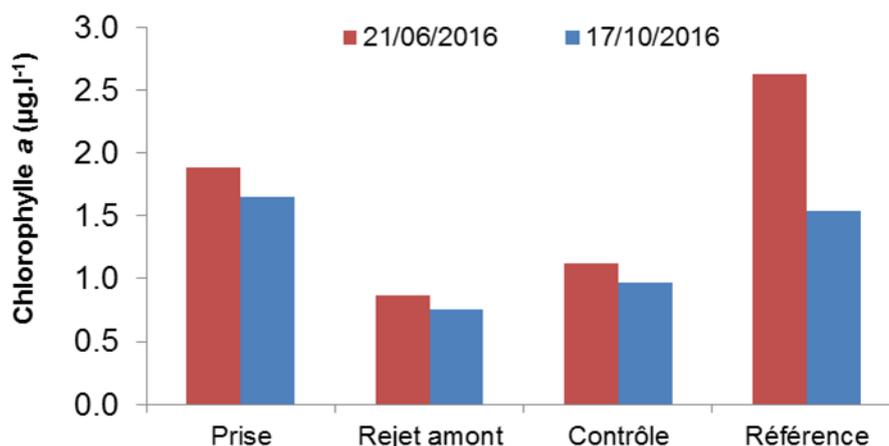


Figure 4.5 Évolution spatiale de la concentration en chlorophylle *a* lors des campagnes pélagiques de 2016

La variation de la concentration en chlorophylle *a* entre les différents points de prélèvement était sensiblement la même lors de la campagne d'octobre. La concentration au point *référence* était toutefois beaucoup plus faible qu'au printemps et était similaire à celle du point *prise*. La campagne a été réalisée bien après le bloom automnal caractéristique, mais non systématique, des écosystèmes côtiers tempérés ce qui peut expliquer la faible biomasse phytoplanctonique observée au point *référence*. Ces valeurs reflètent davantage un classique gradient décroissant de la concentration en chlorophylle *a* vers le large qu'un impact du CNPE.

Le pourcentage de chlorophylle active (phytoplancton non dégradé) était compris entre 66 et 89 % et entre 65 et 79 %, respectivement, lors des campagnes de juin et de septembre 2015 (figure 4.6 et annexe 4.3). Ce pourcentage était un peu plus faible aux points *rejet amont* et *contrôle*, par rapport aux points *prise* et *référence*. Les valeurs de la campagne printanière étaient conformes à ce qui est observé lors de la phase de post-bloom. La communauté phytoplanctonique était diversifiée (indice de Shannon de l'ordre de 2 à 3), les abondances cellulaires étaient moindres mais les cellules étaient encore capables de contribuer à la production primaire. À l'automne, le pourcentage de chlorophylle active était encore conséquent (figure 4.6 et annexe 4.3), la communauté phytoplanctonique était bien diversifiée (indice de Shannon supérieur à 3) et les conditions environnementales étaient

favorables à l'expression d'un bloom secondaire (figure 4.5).

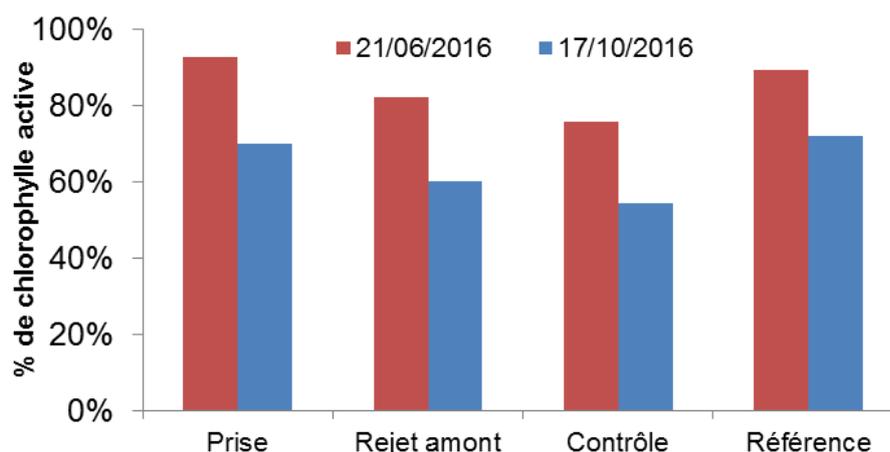


Figure 4.6 Évolution spatiale du pourcentage de chlorophylle active lors des campagnes pélagiques de 2016

4.5.2. Phytoplancton

Les échantillons prélevés lors des campagnes de juin et d'octobre 2016 contenaient, respectivement, entre 13 et 26 taxons et entre 18 et 29 taxons (tableau 4.2). Ces résultats sont conformes à ce qui est dénombré dans le cadre de cette surveillance et sont représentatifs de ce qui est observé sur des sites proches (réseaux REPHY/SRN – radiale de Dunkerque, cf. chapitre 5)¹. On peut noter une forte baisse de la diversité au niveau du point *rejet amont*, peut-être dû au fonctionnement du CNPE, particulièrement en automne puisque la diversité au point *prise* était alors aussi élevée qu'au point *contrôle*. Les différences observées entre les deux périodes de surveillance ne correspondent pas à une diminution de la diversité phytoplanctonique sur le site liée au fonctionnement du CNPE, mais sont davantage liées à la variabilité saisonnière de la dynamique phytoplanctonique (voir l'évolution de l'indice de Shannon) et du phasage entre cette dynamique et le moment du prélèvement.

Tableau 4.2 Évolution spatiale du nombre total d'espèces phytoplanctoniques en surface lors des campagnes pélagiques du 21 juin et du 17 octobre 2016

Campagnes	Prise	Rejet Amont	Contrôle	Référence
21/06/16	15	13	20	26
17/10/16	24	18	23	29

Les différents taxons recensés dans les échantillons du 21 juin et du 17 octobre 2016 ont été rassemblés dans des groupes correspondants au niveau taxinomique de la famille (figure 4.7). Il apparaît ainsi clairement que les bacillariophycées, les dinoflagellés et les cryptophycées constituaient l'essentiel des échantillons. Cette dominance des bacillariophycées est conforme à ce qui est observé en Manche orientale et en baie sud de la Mer du Nord. L'absence de résultats dans la famille des prymnésiofycées est liée à l'absence de *Phaeocystis globosa* dans les échantillons lors des deux campagnes de prélèvement.

¹ Lefebvre et Perrouchet (2016) Bilan de la mise en œuvre des réseaux REPHY et SRN en Manche orientale et baie sud de la Mer du Nord. Bilan de l'année 2015. Rapport Ifremer ODE/LITTORAL/LER.BL/16.07, 200 p.

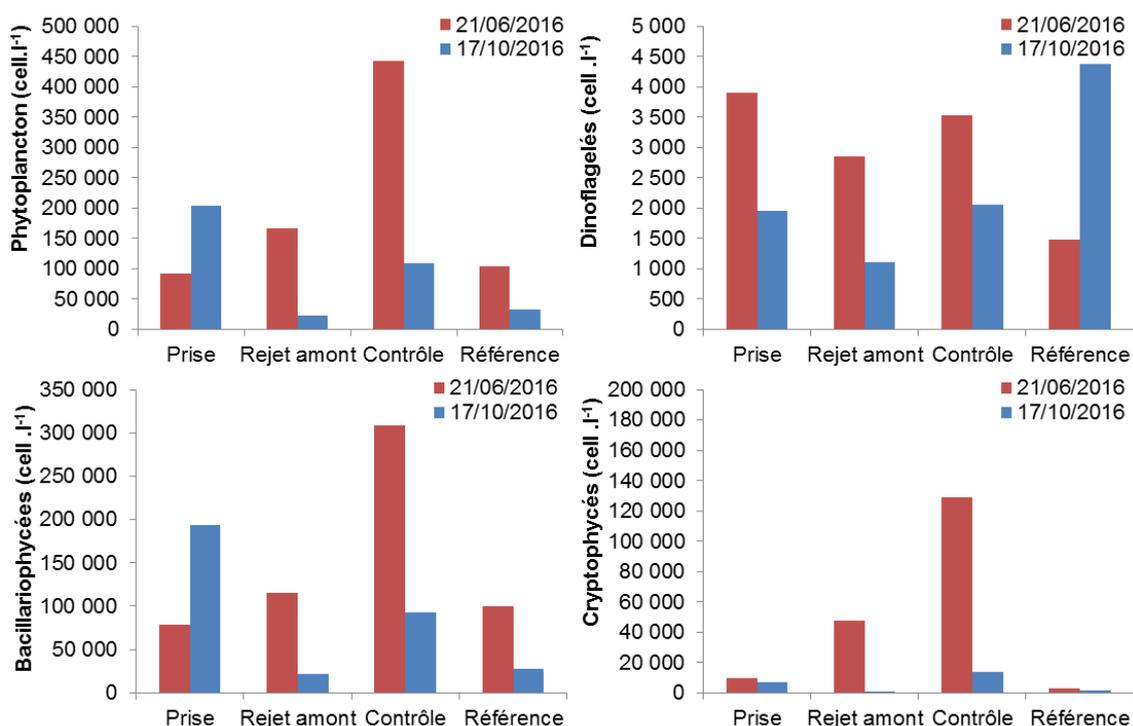


Figure 4.7 Répartition par classe taxinomique des abondances phytoplanctoniques observées lors des campagnes pélagiques de 2016

4.6. Dynamique de développement du phytoplancton à méso-échelle

Afin d'appréhender la dynamique des efflorescences phytoplanctoniques à une échelle moins régionale et ainsi pouvoir situer les phénomènes observés lors de ce cycle de surveillance à l'échelle de fonctionnement de l'écosystème Manche – baie sud de la Mer du Nord, un certain nombre d'images satellites ont été sélectionnées. Ces images (figure 4.8) correspondent à une représentation de l'estimation de la concentration en chlorophylle *a* à partir de paramètres optiques acquis par le capteur MODIS (Gohin *et al.*, 2002¹ ; Gohin *et al.*, 2008²).

La dynamique spatiale observée en 2016 était classique, avec une initiation du développement d'une forte biomasse phytoplanctonique en baie sud de la Mer du Nord et dans la partie orientale des côtes anglaises en fin d'hiver-début de printemps. Le développement phytoplanctonique s'est généralisé à presque toute la partie sud de la Mer du Nord et à la Manche orientale en mars-avril-mai. Les concentrations restaient importantes dans la bande côtière en été, puis diminuaient pour ne plus être localisées que dans les zones de panache des fleuves (Rhin, Somme, Seine) à partir de juillet. Cette plus forte production à proximité des fleuves, mais plus tardive, s'explique par une limitation par la lumière en début de saison (en raison de fortes turbidités) bien que les nutriments soient disponibles.

¹ Gohin F, Druon J, Lampert L (2002). A five channel chlorophyll algorithm applied to SeaWiFS data processed by SeaDAS in coastal waters. *International Journal of Remote Sensing*, 23: 1639-1661.

² Gohin F, Saulquin B, Oger-Jeanneret H, Lozac'h L, Lampert L, Lefebvre A, Riou P, Bruchon F (2008). Using satellite-derived chlorophyll concentrations for monitoring the eutrophication risk of coastal waters. *Remote Sensing of Environment*, 112: 3329-3340.

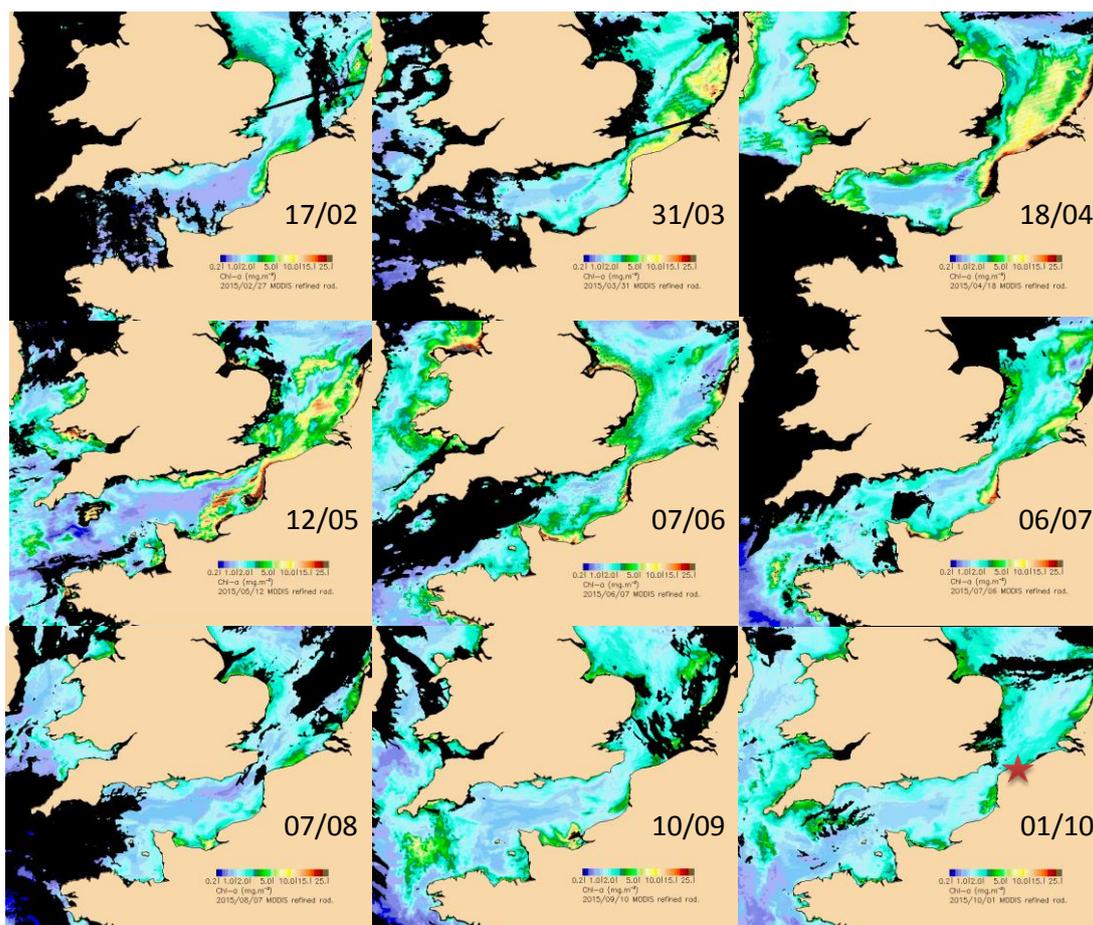


Figure 4.8 Illustration à méso-échelle de la dynamique de développement phytoplanctonique en 2016 via l'estimation de la concentration en chlorophylle *a* par le capteur MODIS (algorithme OC5 IFR) (étoile rouge, carte du 01/10/2016 : emplacement du CNPE) (source : <http://cersat.ifremer.fr>)

4.7. Éléments de conclusion

Le suivi hebdomadaire mis en œuvre entre novembre 2015 et octobre 2016 au point *prise* a mis en évidence une évolution hebdomadaire de la biomasse chlorophyllienne et de l'abondance phytoplanctonique légèrement différente par rapport à la connaissance acquise sur le site depuis la mise en place du suivi en 1989. Les résultats ont montré un début de cycle dans la moyenne de ce qui est observé depuis 1989 mais avec des valeurs printanières et estivales bien en deçà de ces moyennes. La biomasse chlorophyllienne a ainsi subi une forte chute en avril et mai, période du bloom de *P. globosa* et qui présente habituellement le maximum annuel de chlorophylle qui a donc été moins intense cette année. Par la suite les abondances en diatomées se sont également montrées relativement faibles ce qui explique la faible biomasse chlorophyllienne en mai, juin et juillet. Cette année encore l'efflorescence printanière était donc plutôt faible (concentrations maximales en chlorophylle *a* < 15 $\mu\text{g.l}^{-1}$), ce que confirme les anomalies négatives avec les moyennes des valeurs observées sur la période 1989-2015, comme c'est le cas depuis 2012. Cette baisse de l'abondance des diatomées pourrait s'expliquer par une consommation rapide du stock de nitrates, dont les concentrations étaient plus faibles en février et mars par rapport aux autres années (cf. figure 2.18) et qui, associées à la pression de prédation du zooplancton, n'ont sans doute pas permis de soutenir la production des diatomées. Malgré des biomasses chlorophylliennes très faibles, la succession des taxons était plutôt conforme à celle observée habituellement en Manche orientale et baie sud de la mer du Nord avec un développement des diatomées suivi de l'efflorescence de la prymnésiophycee *Phaeocystis globosa* d'avril à mi-mai, plus courte toutefois qu'à l'accoutumée

(avril-juin). Cette espèce, considérée comme nuisible du fait des apports excessifs de matière organique que sa présence implique, était présente sur le site du CNPE entre mi-mars et mi-mai. La concentration cellulaire maximale enregistrée était de plus de 6.10^6 cellules par litre au début du mois d'avril 2016. Fin avril, la croissance du phytoplancton a pu ainsi être limitée par deux types de facteurs : les facteurs physiques (température, éclaircissement, turbulence, turbidité des masses d'eau...) et/ou les facteurs nutritionnels dont nous avons pu noter les variations dans ce chapitre et le chapitre climatologie & hydrologie.

La présence de *Pseudo-nitzschia*, complexe *delicatissima*, groupe potentiellement responsable de la production de phycotoxines était concomitante à celle de *P. globosa*. Les genres *Alexandrium* et *Pseudo-nitzschia*, dont certaines espèces sont potentiellement responsables de la production de toxines néfastes pour la faune et/ou pour la santé humaine (par ingestion de coquillages ayant concentré ces toxines), ont été identifiés dans quelques rares échantillons. Il faut toutefois noter que les résultats acquis dans le cadre du réseau phytoplancton & phycotoxines (REPHY) mis en œuvre par l'Ifremer sur le littoral du Nord ont permis de conclure à l'absence de toxines en concentrations supérieures aux seuils réglementaires.

Les résultats acquis lors des deux campagnes pélagiques sont destinés à mettre en évidence les variations phytoplanctoniques spatiales sur le site du CNPE. La hausse de la température, la chloration et les effets mécaniques lors du transit du phytoplancton dans la centrale, porte atteinte à la structure des cellules phytoplanctoniques (mortalité, rupture des colonies, cassure des appendices), cependant cet impact (lorsqu'il peut être mis en évidence) reste très localisé spatialement et ne peut donc pas avoir de conséquence sur la dynamique des communautés phytoplanctoniques à l'échelle de fonctionnement de l'écosystème.

Les données phytoplanctoniques acquises maintenant depuis plus de trente ans sur le site du CNPE de Gravelines constituent l'une des plus longues séries au niveau national français et sont affichées comme une série de référence au niveau européen (groupe de travail Écologie Microbienne et Phytoplanctonique du Conseil International pour l'Exploitation de la Mer – CIEM/ICES ; <http://www.wgpme.net/>).



Annexe 4.1 : Paramètre de tendance centrale et de dispersion pour la concentration en chlorophylle a ($\mu\text{g.l}^{-1}$) au point prise (A) pour la période 2011-2016 et la période de surveillance de novembre 2015 à octobre 2016, puis (B) par années et (C) pour chaque mois.

(A)

	Moyenne	Ecart-type	Minimum	1 ^{er} Quartile	Médiane	3 ^{ème} Quartile	Maximum	Nombre de données
2011-2016	3,99	3,88	0,1	1,248	2,54	5,44	23,42	298
11/2015-10/2016	2,55	2,67	0,5	0,79	1,72	3,08	12,9	52

(B)

	Moyenne	Ecart-type	Minimum	1 ^{er} Quartile	Médiane	3 ^{ème} Quartile	Maximum	Nombre de données
2011	6,64	5,63	0,53	2,06	5,30	9,10	23,42	47
2012	3,72	3,14	0,53	2,05	2,70	4,53	16,00	51
2013	4,08	3,60	0,44	1,29	2,56	6,23	15,30	53
2014	3,35	3,00	0,10	1,17	2,06	4,27	10,80	52
2015	3,33	3,51	0,39	0,93	1,91	5,03	17,70	52
2016	2,92	2,79	0,50	1,21	2,05	3,22	12,9	43

(C)

	Moyenne	Ecart-type	Minimum	1 ^{er} Quartile	Médiane	3 ^{ème} Quartile	Maximum	Nombre de données
1	0,98	0,43	0,44	0,64	0,91	1,11	2,07	26
2	3,02	2,89	0,50	1,60	1,97	3,20	12,02	25
3	8,77	5,37	2,13	5,42	7,33	11,84	21,21	25
4	8,15	4,89	1,23	5,07	6,87	10,52	23,42	28
5	4,52	3,62	0,62	2,10	3,39	5,98	16,00	26
6	5,13	2,96	0,72	3,32	4,30	6,56	11,98	25
7	4,42	3,09	0,84	2,07	3,36	6,95	14,00	27
8	4,33	2,51	1,01	2,82	3,95	5,37	10,64	20
9	3,18	2,14	0,98	1,55	2,10	4,68	9,10	26
10	2,24	1,61	0,39	1,12	1,81	2,70	7,50	27
11	1,15	0,65	0,10	0,78	1,04	1,33	3,2	20
12	1,07	0,45	0,53	0,78	0,87	1,25	2,1	23



Annexe 4.2 : Concentration hebdomadaire des pigments chlorophylliens au point *prise* et indices de Shannon des espèces phytoplanctoniques (les résultats des 3 premières colonnes sont acquis sur un échantillon d'eau différent de celui nécessaire au calcul du résultat de l'indice de Shannon).

Date	chlorophylle a ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	phéopigments ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	% chlorophylle a active	Indice de Shannon
02/11/2015	0.96	0.74	0.56	1.22
13/11/2015	0.70	0.67	0.51	3.55
18/11/2015	0.98	0.90	0.52	3.48
27/11/2015	0.61	0.59	0.51	3.29
02/12/2015	0.58	0.51	0.53	3.31
07/12/2015	0.66	0.35	0.65	3.32
16/12/2015	0.80	0.86	0.48	3.25
21/12/2015	0.74	0.89	0.45	1.13
30/12/2015	0.76	0.70	0.52	1.89
06/01/2016	0.50	0.53	0.49	3.52
13/01/2016	0.65	0.68	0.49	2.84
18/01/2016	0.70	0.69	0.50	2.79
28/01/2016	0.61	0.57	0.52	3.16
03/02/2016	0.50	0.32	0.61	2.91
11/02/2016	1.69	1.16	0.59	3.15
17/02/2016	4.33	0.91	0.83	2.74
25/02/2016	0.64	0.33	0.66	2.69
29/02/2016	1.70	0.58	0.75	2.65
10/03/2016	2.13	1.11	0.66	3.25
18/03/2016	12.90	0.59	0.96	1.12
25/03/2016	7.63	1.07	0.88	3.23
29/03/2016	3.24	1.54	0.68	3.48
07/04/2016	7.96	7.58	0.51	0.42
11/04/2016	1.23	2.44	0.34	0.54
20/04/2016	5.78	0.92	0.86	0.41
26/04/2016	4.18	1.38	0.75	0.37
02/05/2016	2.06	1.60	0.56	0.27
13/05/2016	1.71	0.58	0.75	0.48
20/05/2016	0.62	0.66	0.48	0.88
25/05/2016	0.92	0.66	0.58	1.81
31/05/2016	3.16	1.70	0.65	3.62
08/06/2016	11.30	1.72	0.87	2.29
13/06/2016	7.91	1.39	0.85	1.95
22/06/2016	1.82	0.36	0.83	2.70
29/06/2016	1.91	0.30	0.86	2.29
06/07/2016	2.17	0.57	0.79	2.46
13/07/2016	2.52	0.27	0.90	3.96
20/07/2016	2.86	1.23	0.70	3.58
28/07/2016	3.36	1.16	0.74	2.67
03/08/2016	3.06	1.19	0.72	3.68
08/08/2016	1.52	0.32	0.83	3.99
18/08/2016	3.20	0.73	0.81	3.31
23/08/2016	4.57	0.80	0.85	3.12
01/09/2016	2.05	0.79	0.72	2.85
06/09/2016	0.98	0.59	0.62	3.19
12/09/2016	1.27	0.40	0.76	1.88
20/09/2016	1.73	1.25	0.58	2.69
26/09/2016	1.19	0.78	0.60	3.59
05/10/2016	1.19	0.83	0.59	3.38
11/10/2016	2.38	0.96	0.71	2.75
19/10/2016	2.20	1.77	0.55	3.42
26/10/2016	1.81	0.89	0.67	4.22



Annexe 4.3 : Paramètre de tendance centrale et de dispersion pour l'abondance phytoplanctonique totale (nombre de cellules par litre) au point prise (A) pour la période 2011-2016 et la période de surveillance de novembre 2015 à octobre 2016, puis (B) par années et (C) pour chaque mois.

(A)

	Moyenne	Ecart-type	Minimum	1 ^{er} Quartile	Médiane	3 ^{ème} Quartile	Maximum	Nombre de données
2011-2016	774 500	2 023 219	6 300	56 840	167 200	401 100	13 640 000	306
11/2015-10/2016	674 297	1 419 965	10 200	68 988	155 405	383 038	6 369 062	52

(B)

	Moyenne	Ecart-type	Minimum	1 ^{er} Quartile	Médiane	3 ^{ème} Quartile	Maximum	Nombre de données
2011	1 054 000	2 689 732	6 300	94 510	251 000	458 000	12 220 000	52
2012	573 900	1 788 360	6 500	41 720	109 600	231 500	9 026 000	45
2013	360 000	734 963	7 200	24 780	118 300	427 400	5 251 000	60
2014	1 068 000	2 817 680	15 400	71 540	176 300	388 600	13 640 000	54
2015	818 700	1 807 591	10 200	49 420	132 800	516 800	9 277 000	52
2016	802 700	1 533 018	25 920	111 800	183 600	411 100	6 369 000	43

(C)

	Moyenne	Ecart-type	Minimum	1 ^{er} Quartile	Médiane	3 ^{ème} Quartile	Maximum	Nombre de données
1	34 720	25 528	6 500	15 600	25 760	48 480	98 250	26
2	203 100	191 450	11 300	41 420	142 900	301 200	783 100	25
3	1 228 000	2 582 652	123 700	203 800	413 800	774 000	12 220 000	23
4	4 832 000	4 395 532	21 860	596 000	3 817 000	8 149 000	13 640 000	26
5	1 392 000	1 812 376	104 200	252 000	373 100	1 747 000	5 612 000	27
6	432 900	433 518	27 100	180 900	304 100	436 700	1 712 000	27
7	267 000	209 532	34 500	97 470	199 900	355 400	912 900	27
8	346 100	195 814	38 100	176 400	302 300	498 200	721 200	25
9	266 400	239 184	21 070	127 700	161 400	314 900	1 114 000	27
10	101 800	73 378	11 700	43 740	96 830	140 500	270 000	25
11	43 900	45 675	7 200	13 320	27 800	60 700	218 400	24
12	50 420	41 094	6 300	20 420	33 300	77 930	139 500	24

Annexe 4.4 : Paramètre de tendance centrale et de dispersion pour l'indice de Shannon (A) pour la période 2011-2016 et la période de surveillance de novembre 2015 à octobre 2016, puis (B) par années et (C) pour chaque mois pour la période 2011-2016.

(A)

	Moyenne	Ecart-type	Minimum	1 ^{er} Quartile	Médiane	3 ^{ème} Quartile	Maximum	Nombre de données
2011-2016	2,47		0,08	1,88	2,73	3,24	4,22	301
11/2015-10/2016	2,59	1,09	0,27	1,93	2,85	3,33	4,22	52

(B)

	Moyenne	Ecart-type	Minimum	1 ^{er} Quartile	Médiane	3 ^{ème} Quartile	Maximum	Nombre de données
2011	2,60	1,08	0,23	2,14	2,82	3,40	4,18	52
2012	2,40	0,89	0,11	1,98	2,58	2,99	3,74	47
2013	2,40	0,88	0,48	1,76	2,52	3,03	3,89	52
2014	2,54	1,09	0,18	2,12	2,94	3,30	4,17	54
2015	2,37	1,18	0,08	1,88	2,66	3,23	4,10	53
2016	2,56	1,23	0,27	2,12	2,79	3,34	4,22	43

(C)

	Moyenne	Ecart-type	Minimum	1 ^{er} Quartile	Médiane	3 ^{ème} Quartile	Maximum	Nombre de données
1	2,62	0,48	0,82	2,50	2,73	3,12	3,52	26
2	2,74	0,17	1,78	2,37	2,82	2,95	3,60	25
3	2,62	1,30	0,22	1,98	3,02	3,40	3,83	23
4	0,86	0,80	0,08	0,26	0,40	1,51	3,02	26
5	1,55	1,13	0,27	0,52	1,35	2,29	3,62	27
6	2,04	0,79	0,47	1,13	1,96	2,68	4,02	29
7	2,83	0,50	1,47	2,36	2,98	3,31	3,96	27
8	2,84	0,51	1,11	2,41	2,99	3,30	3,98	25
9	3,06	0,56	0,91	2,69	3,21	3,58	4,10	29
10	3,17	0,26	2,35	2,79	3,16	3,38	4,22	25
11	2,98	0,43	1,21	2,64	2,98	3,56	3,85	20
12	2,60	0,42	1,12	2,10	2,80	3,13	3,43	19

Annexe 4.5 : Concentrations en pigments chlorophylliens lors des campagnes de prélèvement 2016

Date	Heure	Point	Chlorophylle a ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Phéopigments ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	% chlorophylle active
21/06/2016	12:14	Prise	1.88	0.15	0.93
21/06/2016	14:17	Rejet amont	0.87	0.19	0.82
21/06/2016	13:03	Contrôle	1.12	0.36	0.76
21/06/2016	13:40	Référence	2.63	0.32	0.89
17/10/2016	12:09	Prise	1.65	0.71	0.70
17/10/2016	14:06	Rejet amont	0.75	0.50	0.60
17/10/2016	12:50	Contrôle	0.97	0.82	0.54
17/10/2016	13:09	Référence	1.54	0.60	0.72



5. SURVEILLANCE ÉCOLOGIQUE DU CNPE DE GRAVELINES ET QUALITÉ DES MASSES D'EAU CÔTIÈRES AU SENS DE LA DCE

Rédaction : Alain Lefebvre (LER/BL)
 Elvire Antajan (LER/BL)
 David Devreker (LER/BL)



5.1. Rappel des objectifs DCE dans le bassin Artois-Picardie

La surveillance et la protection de l'environnement nécessitent la mise en place d'un certain nombre de programmes pour évaluer l'état écologique et l'état chimique des eaux. Dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE - 2000/60/CE), il s'agit de donner la priorité à la protection de l'environnement en demandant de veiller non seulement à la non dégradation de la qualité des eaux et d'atteindre pour 2016 un bon état général pour les eaux côtières, mais aussi pour les eaux de transition (ce qui correspondrait à un «léger» écart aux conditions de référence).

Les masses d'eau, qui font l'objet du contrôle de surveillance DCE dans le bassin Artois-Picardie, sont au nombre de 9 (figure 5.1) :

- 5 masses d'eau côtières ;
- 4 masses d'eau de transition.



Figure 5.1 Masses d'eau côtières et de transition du bassin Artois-Picardie (en bleu foncé, masses d'eau suivies au titre du contrôle de surveillance DCE).

Le site du CNPE de Gravelines est donc concerné par les masses d'eau FRAT04 (Port de Dunkerque) et FRAC02 (Malo – Gris-Nez). Le point le plus côtier de la radiale de Dunkerque des réseaux REPHY / SRN (figure 9.2), mis en œuvre par l'Ifremer et l'Agence de l'Eau Artois-Picardie, constitue le point de mesure DCE pour les masses d'eau FRAC02 et FRAC01 (Lefebvre et Perrouchet, 2016)¹.

¹ Lefebvre et Perrouchet (2016) Bilan de la mise en œuvre des réseaux REPHY et SRN en Manche orientale et baie sud de la Mer du Nord. Bilan de l'année 2015. Rapport Ifremer ODE/LITTORAL/LER.BL/16.07, 200 p

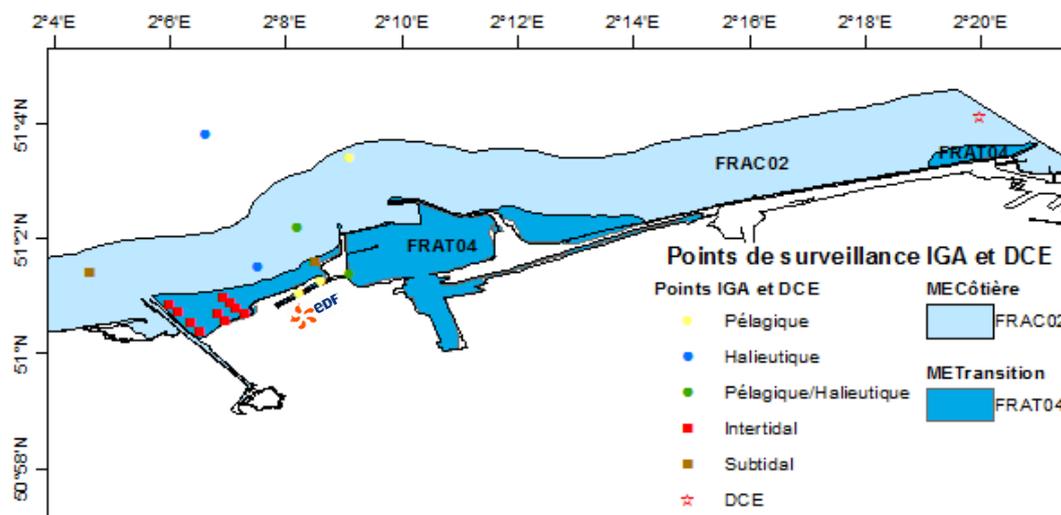


Figure 5.2 Localisation des points de surveillance IGA (par domaine) et DCE pour les masses d'eau côtière et de transition entourant le site du CNPE de Gravelines

Les paramètres de suivis concernant la DCE dans le bassin Artois-Picardie varient en fonction des masses d'eaux. Ainsi, les éléments de qualité jugés pertinents pour les eaux côtières et de transition sont de 3 types :

- des paramètres biologiques (seul le phytoplancton sera considéré dans le présent chapitre, car les invertébrés benthiques seront abordés dans les chapitres 8 et 9 de ce rapport),
- des paramètres chimiques et physico-chimiques (seuls les paramètres température, transparence, oxygène et nutriments seront considérés dans le présent rapport),
- des paramètres hydro-morphologiques (non considéré dans le présent rapport).

Chacun de ces paramètres permet de classer les masses d'eau mais une combinaison des trois paramètres permettra d'en évaluer la qualité écologique et chimique. Chaque métrique ou indice est transformé en EQR (Ecological Quality Ratio), rapport impliquant la valeur de référence et la valeur de la métrique. Il en résulte une quantité variant entre 0 et 1, 0 étant le plus mauvais score et 1 le meilleur. Le déclassement pour un élément de qualité va entraîner le déclassement de la masse d'eaux considérée (règle du « One Out, All Out »).

A noter que la DCE considère que les paramètres biologiques et hydrologiques ne sont pas pertinents dans les ports. Par conséquent, les résultats pour le point *prise* présentés dans ce rapport ne peuvent en aucun cas être considérés comme une évaluation au sens de la DCE.

5.2. Éléments de qualité pertinents suivis dans le bassin Artois-Picardie

Les résultats détaillés de l'évaluation de la qualité des masses d'eau au sens de la DCE dans le bassin Artois-Picardie pour la période 2008-2013 peuvent être consultés via le site internet : http://envlit.ifremer.fr/surveillance/directive_cadre_sur_l_eau_dce/la_dce_par_bassin/bassin_ar_tois_picardie/fr

5.2.1. Éléments de qualité physico-chimique

5.2.1.1. Température

L'indicateur température est définie comme le pourcentage de mesures hors d'une enveloppe considérée comme assurant le bon fonctionnement écologique de l'écosystème. Il permet un classement en deux états : très bon ou bon. Le très bon état est atteint lorsque plus de 95 % des valeurs mesurées mensuellement entre janvier et décembre sont comprises dans l'enveloppe de

référence. L'élément de qualité température est évalué en bon état pour l'ensemble des masses d'eaux côtières du bassin Artois-Picardie. Pour les masses d'eaux de transition et pour les ports, cet élément de qualité est jugé non pertinent.

5.2.1.2. Transparence

L'indicateur transparence est représenté par le paramètre turbidité. La métrique de cet indicateur est définie comme le percentile 90 de la turbidité (NTU) mesurée mensuellement entre mars et octobre. L'élément de qualité Transparence est évalué en très bon état pour l'ensemble des masses d'eaux côtières du bassin Artois-Picardie. Pour les masses d'eaux de transition et pour les ports, cet élément de qualité est jugé non pertinent.

5.2.1.3. Oxygène dissous

L'indicateur oxygène est représenté par la concentration en oxygène mesuré à un mètre au-dessus du fond entre juin et septembre. La métrique retenue est le percentile 10 de la concentration en oxygène exprimé en $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Cet élément de qualité est évalué en très bon état pour l'ensemble des masses d'eaux côtières du bassin Artois-Picardie. Pour la masse d'eau Port de Dunkerque (FRAT04) cet élément de qualité ne fait pas l'objet d'un contrôle de surveillance.

5.2.1.4. Nutriments

L'élément de qualité nutriments est évalué à l'aide des résultats d'analyse sur les prélèvements effectués en surface (0-1 m) à pleine mer +/- 2 heures, de novembre à février pour les masses d'eau côtières et de transition. L'indicateur DCE nutriment est défini comme étant la combinaison des indices ammonium, nitrate, nitrite, phosphate et silicate. A ce jour, la pertinence des indices phosphate et silicate est toujours à l'étude. Ainsi, pour l'instant, l'indicateur nutriments intègre uniquement les concentrations d'azote inorganique dissous (NID), c'est à dire la somme ammonium + nitrate + nitrite.

Cette concentration en NID est relativisée par rapport au fonctionnement propre des différents milieux. Pour ce faire, un symptôme primaire d'eutrophisation, la chlorophylle a , est utilisé. Ainsi, en s'appuyant sur la correspondance entre la concentration en NID normalisée à une salinité de 33 et les valeurs de RQE de l'indice chlorophylle a dans les masses d'eau disposant de longues séries de données, les valeurs seuils pour l'élément de qualité NID sont définies. Au contraire de ce qui est pratiqué pour d'autres paramètres, cet indicateur n'est pas calculé masse d'eau par masse d'eau, mais sur des écotypes regroupant des masses d'eau adjacentes, de façon à disposer d'un nombre suffisant de données de concentrations de NID à différentes salinités. Ainsi, on ne dispose que d'une valeur de NID (teneur normalisée pour une salinité de 33) par écotype.



L'état physico-chimique des masses d'eau de la côte des dunes de Flandres et d'une partie de la côte d'Opale, en fonction des nutriments, est évalué comme bon (figure 9.3). Cependant, l'autre partie de la côte d'opale et la côte Picardie, dont le port de la Baie de Somme, présentent un état moyen. Pour la masse d'eau Port de Dunkerque (FRAT04) cet élément de qualité ne fait pas l'objet d'un contrôle de surveillance.

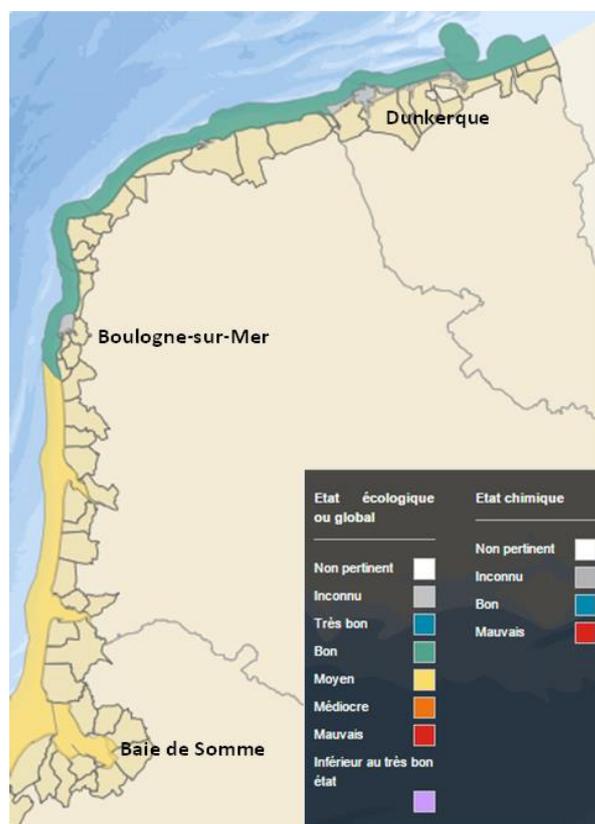


Figure 5.3 Évaluation de l'état physico-chimique des masses d'eau en date du 01/01/2014 en fonction des nutriments dans le cadre du programme de surveillance de la DCE

5.2.2. Éléments de qualité biologique

5.2.2.1. Phytoplancton

Trois indicateurs (chlorophylle *a*, le nombre de bloom et la composition des espèces) ont été retenus pour l'élément de qualité phytoplancton. L'indicateur retenu pour la biomasse est la concentration en chlorophylle *a* (utilisé comme un symptôme primaire d'eutrophisation). L'indicateur de l'élément de qualité phytoplancton résulte de la combinaison des indices biomasse, abondance et composition pour toutes les masses d'eau côtières et de transition.

L'indice de biomasse correspond au percentile 90 des données de concentration en chlorophylle *a* sur les 6 années du plan de gestion. L'utilisation du percentile 90 permet de relativiser les plus forts pics de chlorophylle.

L'indice d'abondance est calculé à partir du nombre de blooms observés dans chaque masse d'eau pendant les 6 ans du plan de gestion. Dans la DCE, un bloom correspond à :

- une prolifération supérieure à 250 000 cellules par litre pour les petites cellules dont la taille est comprise entre 5 μm et 20 μm ,
- une prolifération supérieure à 100 000 cellules par litre pour les grandes cellules dont la taille est supérieure ou égale à 20 μm .

L'indice de composition est en cours de développement.

L'état biologique des masses d'eau du bassin Artois-Picardie, en fonction de l'élément de qualité phytoplancton, est évalué comme moyen pour l'ensemble des masses d'eau côtières du Nord-Pas-de-Calais et de Picardie (figure 9.4). Il est considéré comme médiocre pour la Baie de Somme. Les résultats pour les ports de Dunkerque et Boulogne sont jugés non pertinents pour évaluer la qualité de ces masses d'eau turbides.

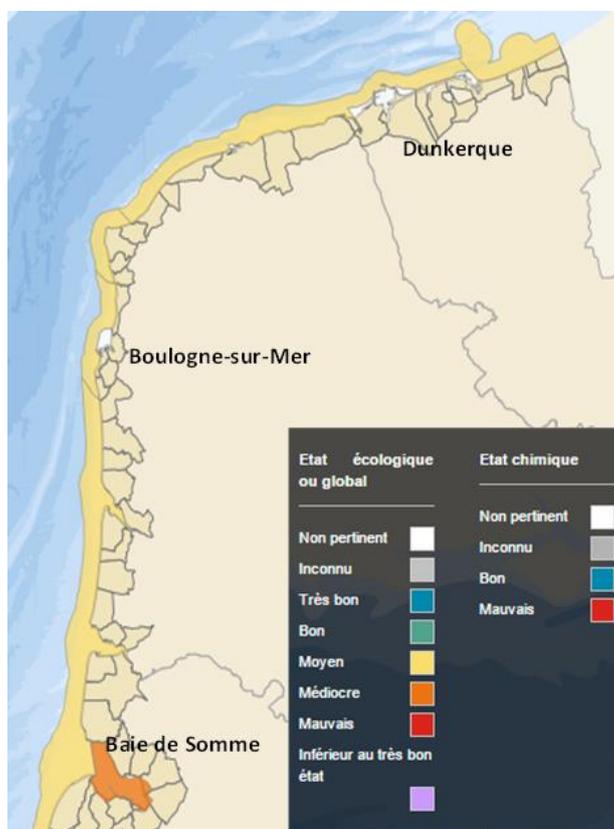


Figure 5.4. Évaluation de l'état biologique des masses d'eau en date du 01/01/2014 pour l'élément de qualité phytoplancton dans le cadre du programme de surveillance de la DCE

5.2.3. Bilan de l'évaluation de l'état écologique 2008-2013 du bassin Artois-Picardie

L'état écologique (physico-chimique et biologique) des ports de Boulogne et Dunkerque sont considérés comme bons au regard des critères de la DCE, alors que la Baie de Somme est médiocre (figure 5.5). Cette dernière est déclassée en raison des proliférations phytoplanctoniques. Toutefois, les eaux côtières et de transitions ne sont pas réellement impactées par les ports. En effet, les côtes du Nord-Pas-de-Calais et de Picardie sont de qualité moyenne, excepté le cap Gris-Nez dont l'état écologique est évalué comme mauvais.



Figure 5.5 Évaluation de l'état écologique (biologie et physico-chimie) des masses d'eau entre 2008 et 2014 dans le cadre du programme de surveillance de la DCE

5.3. Comparaison des résultats de la surveillance écologique IGA et DCE

Les données DCE actuellement disponibles sur le site internet ne concernent que la période 2008-2013. Afin de permettre une meilleure comparaison des résultats physico-chimiques et phytoplanctoniques de la surveillance IGA 2015-2016 au point *prise* avec ceux de la surveillance DCE au point *Dunkerque 1*, les résultats collectés et validés sur ce même point dans le cadre du Suivi Régional des Nutriments (SRN)¹ ont été utilisés afin d'étendre la série sur la période 2006-2015.

5.3.1. Température

L'évolution temporelle des températures au point côtier DCE Dunkerque 1 suit le schéma classique d'un système tempéré côtier : des températures plus froides en hiver, avec des minima en février proches de 5°C, et des températures plus chaudes en été, avec des maxima en août proches de 20°C (figure 5.6).

Les températures hivernales (novembre 2015 à février 2016) mesurées au canal de prise (thermographe 10, EDF) étaient supérieures aux normales saisonnières relevées depuis 1986, mais également à celles mesurées depuis 2006 au point Dunkerque 1 (en moyenne d' $2,6 \pm 0,7^\circ\text{C}$). Au printemps les températures mesurées au canal de prise sont semblables de celles relevées au point Dunkerque 1 depuis 2006 (percentile 50). Par contre en été (juillet-septembre) les températures au canal de prise étaient sensiblement plus chaudes qu'au point Dunkerque 1 (en moyenne d' $1,5 \pm 0,7^\circ\text{C}$).

¹ Le Suivi Régional des Nutriments (SRN) est mise en œuvre par l'Ifremer Boulogne-sur-Mer, en collaboration avec l'Agence de l'Eau Artois-Picardie.

Les températures mesurées au point *prise* et au point *référence* en juin et octobre lors des campagnes de prélèvement dans le milieu récepteur du CNPE de Gravelines étaient, elles, conformes aux normales saisonnières mesurées au point Dunkerque 1.

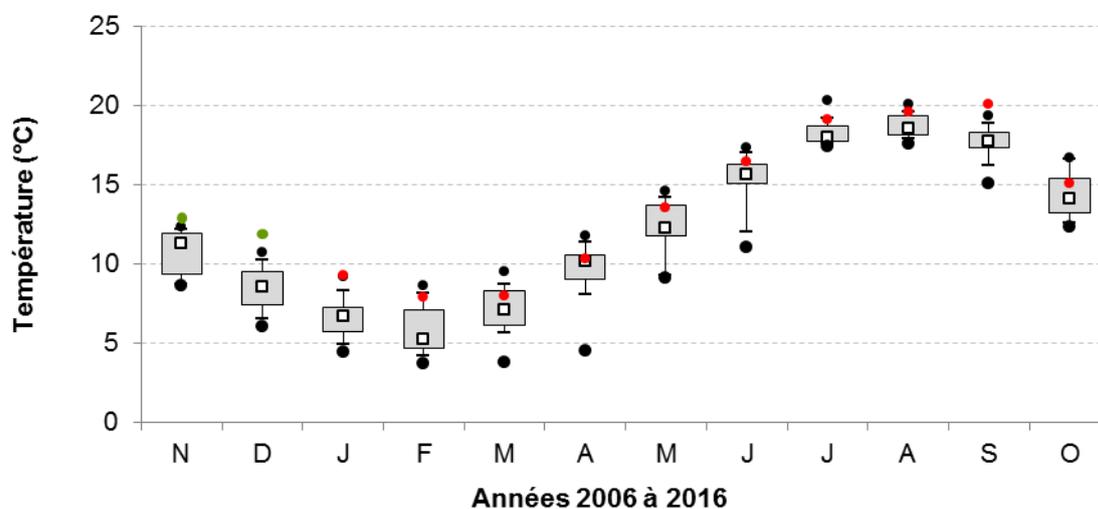


Figure 5.6 Variation mensuelle de la température mesurée au canal de prise (points verts = données 2015 ; points rouges = données 2016) et au point Dunkerque 1 de la surveillance DCE pour la période 2006 à 2015 (points noirs = données extrêmes depuis 2006 ; carrés blancs = médianes depuis 2006)

5.3.2. Turbidité

La turbidité en surface mesurée au point Dunkerque 1 est généralement plus forte en automne-hiver du fait des conditions plus venteuses, qui vont accentuer le brassage des masses d'eaux et la remise en suspension de sédiments, et pluvieuses, qui vont accentuer les apports fluviaux (figure 5.7). En été par contre la turbidité au point Dunkerque 1 est plus faible et surtout présente une variabilité moindre qu'en période hivernale, signe de conditions météorologiques plus stables. C'est pour cela que ce paramètre n'est considéré comme pertinent pour la DCE qu'entre mars et octobre.

La turbidité mesurée en avril, juin, juillet et août au point *prise* était beaucoup plus forte que ce que l'on observe habituellement au point Dunkerque 1. Comme on l'a vu lors des campagnes de prélèvement de juin et octobre 2016, en surface, la turbidité présente un fort gradient négatif de la côte vers le large, celle au point *référence* étant toujours plus faible qu'au point *prise*.

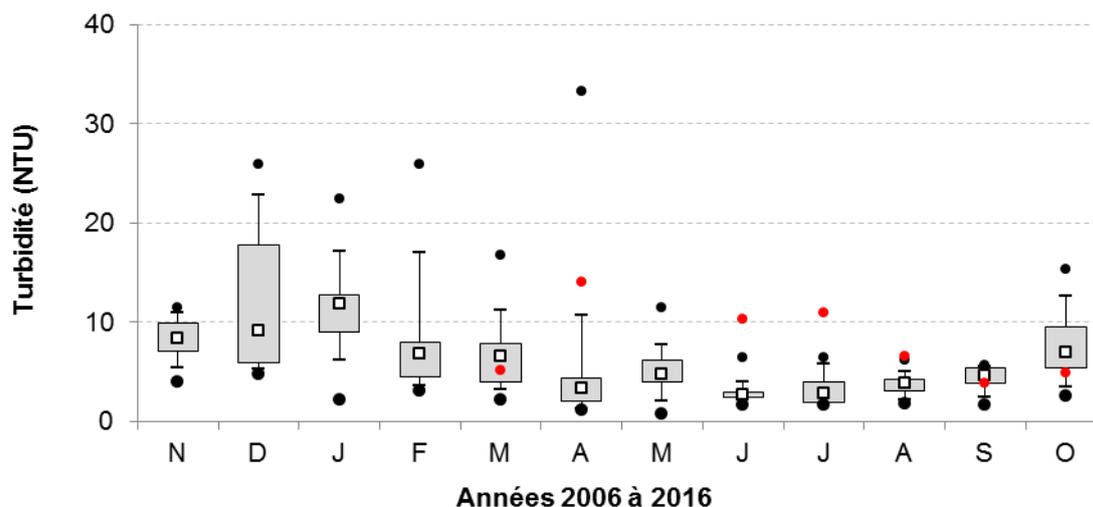


Figure 5.7 Variation mensuelle de la turbidité mesurée au canal de prise (points verts = données 2015 ; points rouges = données 2016) et au point Dunkerque 1 de la surveillance DCE pour la période 2006 à 2015 (points noirs = données extrêmes depuis 2006 ; carrés blancs = médianes depuis 2006)

5.3.3. Oxygène dissous

Les médianes mensuelles de concentration en oxygène dissous calculées pour la période 2007-2015 au point Dunkerque 1 ont variées entre $7,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ en septembre et $11,2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ en mars (figure 5.8). Les minimales étant observés entre mai et juillet ($2,7 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ en juin 2015) et les maximales entre février et avril ($13,6 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ en février 2009).

Au point *prise* la concentration en oxygène a été mesurée de mars à octobre 2016. Les valeurs mesurées sont assez proche de la médiane du point DCE en mars et avril mais bien au-dessus des maximales entre juin et octobre, la valeur maximale ayant été mesurée au mois de juillet à $12 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. La profondeur à laquelle sont effectuées les mesures d'oxygène pourrait expliquer ces différences, uniquement en surface pour le point *prise* et au fond pour le point DCE. Toutefois, les profils d'oxygène dissous réalisés lors des campagnes de prélèvement de juin et octobre n'ont montré qu'une très faible diminution des concentrations avec la profondeur.

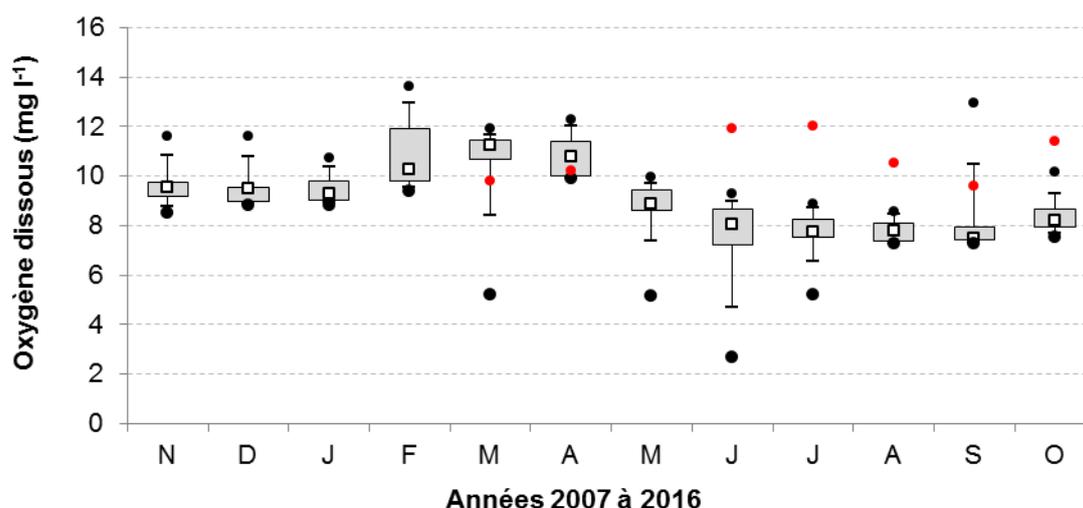


Figure 5.8. Variation mensuelle de la concentration en oxygène dissous mesurée en surface au canal de prise (points rouges = données 2016) et au fond point Dunkerque 1 de la surveillance DCE pour la période 2007 à 2015 (points noirs = données extrêmes depuis 2007 ; carrés blancs = moyennes depuis 2007).

5.3.4. Sels nutritifs azotés

Les concentrations d'azote inorganique dissous (NID) mesurées au point DCE Dunkerque 1 montrent un maximum entre novembre et février (figure 5.9). Cette période est généralement associée au minimum annuel de présence du phytoplancton dans la colonne d'eau (figure 4.1C et 4.2) ce qui laisse le temps au stock de nutriments de se régénérer. Ensuite la concentration en NID chute rapidement en mars et avril pour atteindre son minimum entre mai et août lorsque l'activité photosynthétique est à son maximum avec l'apparition des blooms phytoplanctoniques intenses. La valeur maximale a ainsi été observée en novembre à $47,5 \mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ (2010) alors que la valeur maximale estivale a été observée en juillet avec $3,6 \mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ (2010). Les valeurs moyennes de NID varient de $25,5 \mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ en février à $1 \mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ en mars.

L'évolution mensuelle des concentrations en NID au point *prise* en 2016 était assez semblable à ce qui est observé au point Dunkerque 1 depuis 2006. Toutefois, les concentrations estivales étaient bien supérieures avec des valeurs moyennes entre juin et août allant de $2,2$ à $12,3 \mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ ce qui est 2 à 10 fois supérieur à ce qui est observé pour le point DCE.

Le même écart a été observé entre les points *prise* et *référence* lors de la campagne de juin (cf. figure 2.23). En revanche, en octobre la concentration en DIN aux points *prise* et *référence* était conforme à ce que l'on observe généralement au point de surveillance DCE.

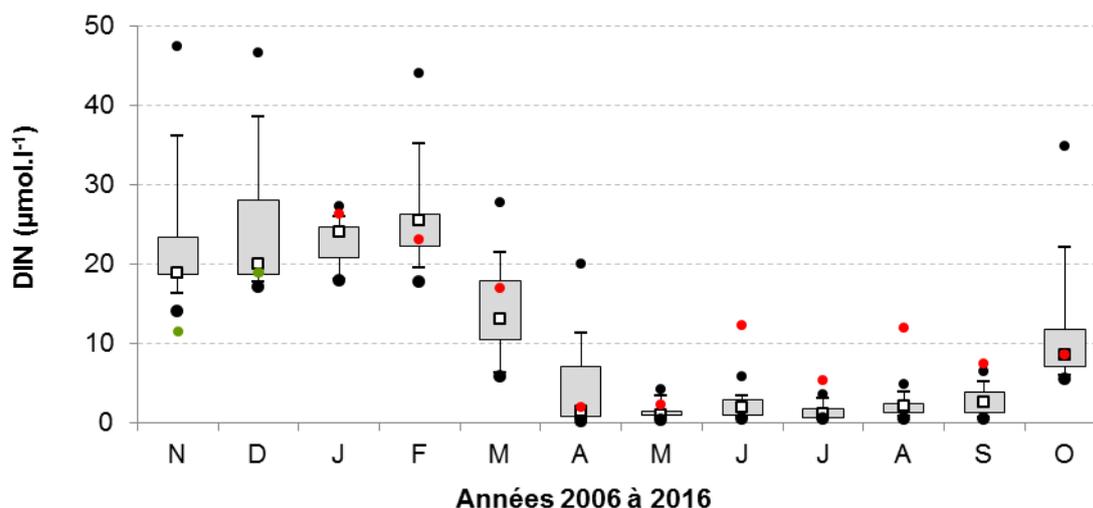


Figure 5.9. Variation mensuelle de la concentration en azote inorganique au canal de prise (points verts = données 2015, points rouges = données 2016) et au point Dunkerque 1 de la surveillance DCE pour la période 2006 à 2015 (points noirs = données extrêmes depuis 2006 ; carrés blancs = médianes depuis 2006)

5.3.5. Phytoplancton

5.3.5.1. La biomasse chlorophyllienne

L'évolution mensuelle des concentrations moyennes en chlorophylle *a* calculées pour la période 2006-2015 montre un maximum entre mars et juin ($> 5 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, figure 5.9) avec un pic en mars à $12,4 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ et un minimum entre novembre et janvier ($< 2 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$). A noter que la valeur maximale a été observée en février 2009 à $29,5 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ et que la valeur minimale a été observée en juin 2007 à $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ mais cela reste assez exceptionnel pour ces périodes de l'année.

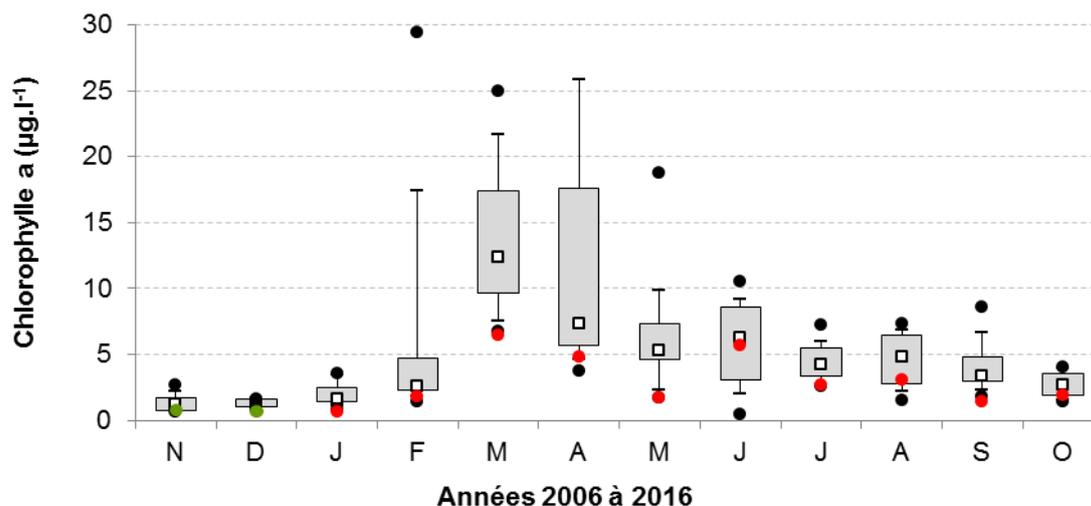


Figure 5.9 Variation mensuelle de la concentration en chlorophylle *a* au canal de prise (points verts = données 2015, points rouges = données 2016) et au point Dunkerque 1 de la surveillance DCE pour la période 2006 à 2015 (points noirs = données extrêmes depuis 2006 ; carrés blancs = médianes depuis 2006)

Au point *prise* la concentration en chlorophylle *a* observée en 2016 a suivi le même schéma de variation général qu'au point DCE mais avec des valeurs 2 à 3 fois plus faibles pendant la période de forte production phytoplanctonique (mars à mai), comme observé par rapport à la série historique au point *prise*. Le maximum de concentration en chlorophylle *a* ayant été mesuré en mars à 6,5 µg·l⁻¹ et le minimum en janvier à 0,6 µg·l⁻¹.

5.3.5.2. L'abondance phytoplanctonique

L'évolution mensuelle des abondances phytoplanctoniques pour la période 2006-2015 montre un minimum en décembre (médiane à 26 450 cell·l⁻¹) suivi d'une augmentation jusqu'en avril (médiane à 6 610 921 cell·l⁻¹) puis une diminution jusqu'en juin avant de se stabiliser jusqu'en octobre autour des 280 000 cell·l⁻¹ (figure 5.10). La valeur maximale a été observée en avril 2008 avec 21 879 064 cell·l⁻¹ et la valeur minimale en octobre 2015 avec 9 747 cell·l⁻¹.

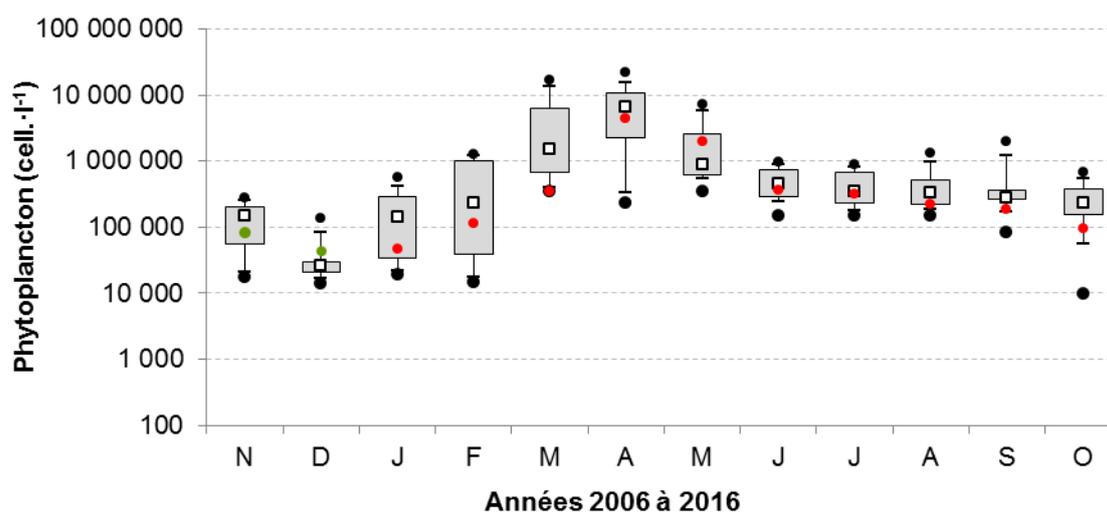


Figure 5.10 Variation mensuelle de l'abondance phytoplanctonique au canal de prise (points verts = données 2015, points rouges = données 2016) et au point Dunkerque 1 de la surveillance DCE pour la période 2006 à 2015 (points noirs = données extrêmes depuis 2006 ; carrés blancs = médianes depuis 2006)

Au point *prise* l'abondance du phytoplancton pour la période 2015-2016 a suivi une évolution mensuelle très semblable à celle du point DCE, sauf pour le mois de mars dont l'abondance phytoplanctonique moyenne était plus faible que l'abondance minimale observée au point Dunkerque 1 depuis 2006.

5.4. Remarques générales sur les paramètres communs de la surveillance écologique DCE et CNPE de Gravelines

A l'échelle de la masse d'eau côtière FRAC02 entourant le site du CNPE de Gravelines, les températures de l'eau mesurée au point *prise* étaient plus chaudes en 2016 d' $1,6 \pm 1^\circ\text{C}$ en moyenne. Il faut toutefois relativiser ce résultat, car il est probable que les températures 2016¹ au point de surveillance DCE Dunkerque 1 seront également supérieures aux normales, comme on l'a observé avec les normales de la série historique (1986-2015) au point *prise*.

La turbidité au point *prise* est également plus importante que celle du point référence pour la masse d'eau FRAC02, ce qui était attendu puisque c'est une des raisons pour lesquelles ce paramètre est jugé comme non pertinent dans les masses d'eaux de transition et les ports.

Les mesures d'oxygène dissous effectuées au point *prise* étaient généralement supérieures à celles du point DCE pour la masse d'eau côtière FRAC02. A l'exception toutefois, des mois de mars et avril, probablement en raison du bloom de *Phaeocystis globosa* dont la biomasse produite en excès est dégradée par les bactéries, ce qui consomme de l'oxygène et peut engendrer des périodes d'hypoxie. Ce processus aura un impact plus grand à l'intérieur d'un port où l'eau à un temps de résidence plus grand. Cet élément de qualité ne fait pas l'objet d'un contrôle de surveillance dans le port de Dunkerque (FRAT04) dans le cadre de la DCE.

L'évolution mensuelle des concentrations en azote inorganique au point *prise* en 2016 était conforme à ce que l'on observe dans la masse d'eau côtière FRAC02, avec un stock d'azote régénéré en hiver pendant la période non productive, puis épuisé dès le mois d'avril du fait de la poussée phytoplanctonique. Toutefois, en juin et août les concentrations étaient supérieures aux maxima mesurées au point de surveillance DCE en raison de concentrations en ammonium plus fortes. Ces fortes concentrations d'ammonium sont à relier au bloom du dinoflagellé hétérotrophe *Noctiluca scintillans* que l'on a observé à la côte en juin et qui a engendré un phénomène connu sous le nom de marée rouge (cf. détail dans chapitre zooplancton). Bien que cette espèce ne produise pas une toxine, il s'avère qu'elle accumule des concentrations toxiques d'ammoniac qui est ensuite excrété dans les eaux environnantes, et peut parfois être associé à des mortalités massives de poissons et d'invertébrés marins (Okaichi & Nishio, 1976² ; Fukuyo et al., 1990³).

Malgré des concentrations en chlorophylle *a* faibles en 2016, la dynamique saisonnière des abondances phytoplanctoniques au point *prise* était tout à fait semblable à ce que l'on observe habituellement au point de surveillance DCE.

¹ Les données de surveillance DCE de l'année *n* ne sont validées et rendues publiques que l'année *n+1* et ne peuvent donc pas être comparées directement avec les données de surveillance du CNPE pour l'année *n*.

² Okaichi T, Nishio S (1976). Identification of ammonia as the toxic principle of red tide of *Noctiluca miliaris*. Bulletin of Plankton Society of Japan 23: 75-80

³ Fukuyo T, Takano H, Chihara M, Matsuoka K (1990). Red tide organisms in Japan. An illustrated taxonomic guide. Uchida Rokakuho, Publ. Press, Tokyo (1990), p. 430

6. ZOOPLANCTON

Rédaction : Elvire Antajan (LER/BL)

Analyses : Elvire Antajan (LER/BL)
Rémy Cordier (LER/BL)
Sophie Schmitt (Pelagos/Brest)
Florian Caradec (Pelagos/Brest)

Prélèvements : Elvire Antajan (LER/BL)
Rémy Cordier (LER/BL)
Josselin Caboche (LRH/BL)
Vincent Duquesne (LER/BL)
Valérie Lefèbvre (LRH/BL)





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 (changements climatiques, pollutions ponctuelles et prédation) qui influencent l'abondance, la diversité et le cycle saisonnier du zooplancton.

6.1. Méthodologie

6.1.1. Stratégie de prélèvements du zooplancton

Deux campagnes annuelles sont réalisées pour la surveillance du milieu récepteur des eaux rejetées par la centrale. En 2016 elles ont été réalisées le 21 juin pour la mission printanière et le 17 octobre pour la mission automnale. Lors de chaque mission quatre points sont étudiés (cf. figure 1.8 et tableau 1.4):

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

En complément, les variations saisonnières du zooplancton dans le milieu naturel (considéré comme non impacté directement par la centrale) sont estimées par une surveillance mensuelle au point *prise* depuis 1993. Les résultats obtenus peuvent être comparés aux données hydrologiques et phytoplanctoniques mesurées au même point à une fréquence hebdomadaire. Cette surveillance permet de suivre l'évolution du plancton en relation avec les conditions environnementales naturelles du milieu et de situer les deux campagnes pélagiques annuelles par rapport au cycle saisonnier de l'écosystème.

6.1.2. Prélèvements du zooplancton

Depuis 2008, les échantillons zooplanctoniques sont 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 – Fraser 1968¹).

- Pour les prélèvements en mer aux points *contrôle* et *référence* le filet est descendu jusqu'à environ trois mètres au-dessus du fond puis est ramené à la surface à une vitesse de 1 m·s⁻¹.
- Pour les prélèvements à terre aux points *prise* (depuis le pont enjambant le canal de prise d'eau) et *rejet amont* (depuis un ponton situé en amont du canal de rejet), le filet est maintenu à entre deux et cinq mètres sous la surface en raison du courant et des remous qui homogénéisent la colonne d'eau (la profondeur dans les canaux étant de sept mètres).

¹ Fraser JH (1968) Smaller mesozooplankton, report of Working Party No.2. In: Tranter DJ (ed), Standardization of zooplankton sampling methods at sea, Part II. Monogr. Oceanogr. Methodol. 2, Zooplankton Sampling. UNESCO (United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization) Press, Paris, pp 153-159.

Un volucompteur est attaché à l'entrée du filet WP2 afin de connaître précisément le volume d'eau filtré. Pour chaque point de prélèvement deux traits de filet à plancton sont effectués. L'un des deux échantillons collectés sera filtré au laboratoire sur des soies pré-pesées de 100 µm de vide de maille, puis congelées afin d'évaluer la biomasse sestonique (mesure du poids sec et composition en carbone et azote). Le deuxième échantillon est immédiatement fixé avec une solution formolée (concentration finale, 0,9 % ; Lelièvre *et al.* 2012¹) en vue du dénombrement et de l'identification des espèces animales.

Les prélèvements au filet WP2 ne permettant pas une estimation fiable de l'abondance des cténaïres qui peuvent être de dimension centimétrique, ceux-ci sont collectés en même temps que l'ichtyoplancton avec un filet Bongo ayant un vide de maille de 500 µm et une ouverture de 60 cm (cf. chapitre 7).

6.1.3. Mesure de la biomasse sestonique

Pour la mesure de la biomasse sestonique, les soies congelées sont mises à l'étuve à 60 °C pendant 48 heures. Les soies comportant le plancton séché sont alors 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 sont par la suite broyés pour être analysés au CHN LECO 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).

6.1.4. Analyse taxinomique

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 1983²). Le sous-échantillon est alors placé dans une cuve de Dolffus et dénombré dans sa totalité à la loupe binoculaire (grossissement maximum X 80) en éclairage diascopique. Le dénombrement s'arrête lorsque une classe de tri (*Temora longicornis* : femelle, mâle ou copépodite ; *Oikopleura dioica* ; nauplii de cirripèdes,...) atteint un minimum de 100 individus. D'après Frontier (1972)³ l'erreur relative sur l'estimation du nombre total d'individus est de ± 30 %. 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.*, 1996⁴), et des clés de détermination pour des groupes spécifiques tels que les copépodes pélagiques (Rose 1933⁵, Boxshall & Halsey 2004⁶) ou les larves de décapodes (Martin,

² Lelièvre S, Antajan E, Vaz S (2012). Comparison of traditional microscopy and digitized image analysis to identify and delineate pelagic fish egg spatial distribution. *Journal of Plankton Research*, 34(6): 470-483..

² Motoda S (1959). Devices of simple plankton apparatus. Memoirs. Faculty of Fisheries. Hokkaido University 7, 73-94.

³ Frontier (1972). Calcul de l'erreur sur un comptage de zooplancton. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 8, pp. 121-132.

⁴ Todd CD, Laverrack MS, Boxshall GA (1996) Coastal marine zooplankton – a practical manual for students. Cambridge University Press, pp. 106.

⁵ Rose M. (1933). Faune de France, 26. Copépodes pélagiques. Ed. Lechevalier, Paris, pp. 374.

⁶ Boxshall GA, Halsey SH (2004). An introduction to copepod diversity. The Ray Society, (Part 1): pp. I-XV, 1-421. (Part.II): pp. V-VII, 422-966

2001¹) par exemple.

6.2. Disponibilité des données depuis le début de la série

Le protocole de suivi du zooplancton dans le milieu marin proche du site de Gravelines a beaucoup changé depuis son lancement au milieu des années 70.

Entre 1974 et 1975 un grand nombre de points a été échantillonné dans le cadre de l'étude d'avant-projet (tableau 6.1). Puis de 1976 à juillet 1978, seuls quatre points ont été retenus et un cycle de marée a été ajouté. Entre août 1978 et 1985, le cycle de marée n'est plus suivi et le point hors-zone est abandonné en avril 1982, remplacé par le point *Large*, nouvelle référence hors tache thermique. De 1986 à 1987, trois prélèvements par an à chaque point sont réalisés. À partir de 1988, seuls deux prélèvements par an (été et automne) pour chaque point sont réalisés et un prélèvement par mois au point *prise*. Le suivi tel qu'il est aujourd'hui (stations + fréquence + périodes) a donc débuté en 1993.

Tableau 6.1 : Stratégie du suivi zooplancton à Gravelines depuis 1974

Périodes	Nb de points	Fréquence	Répliques	Données manquantes	Remarques
Fin 1974- Fin 1975	15	Mensuelle	3	Janv., sept. et nov.	Points abandonnés
Août 1976- Juil. 1978	4	Mensuelle	max. 10 (cycle de marée)	Août à déc. en 1977	Contrôle et Référence actuels, autres points abandonnés
Août 1978- Fév. 1982	4	Mensuelle (1981 bimestriel)	max. 5	Quelques mois sont manquants	Prise et Contrôle actuels, autres points abandonnés
Avril 1982- 1985	4	Mensuelle	max. 3	Quelques mois sont manquants	Prise, Contrôle et Référence actuels plus un point abandonné (hors-zone)
1986-1987	4	Saisonnier (printemps, été, automne)	non		Prise, Contrôle et Référence actuels plus un point abandonné (Radeau)
1988-1992	4	Mensuelle pour Prise, 2/an pour les autres	non	Quelques mois sont manquants	Points actuels, Prise suivie de mai à septembre
1993- 2007	4	Mensuelle pour Prise, 2/an pour les autres	non		Points et fréquence actuels. Petit filet conique-200µm
2008- Présent	4	Mensuelle pour Prise, 2/an pour les autres	non		Points et fréquence actuels. Filet WP2-200µm

Le type de filet à plancton utilisé a également changé au cours du temps. Entre 1991 et 2007, le filet de type WP2 standard utilisé depuis le début du suivi a été remplacé par un filet de plus petite taille

¹ Martin J (2001). Les larves des crustacés décapodes des côtes françaises de la Manche. IFREMER, France, pp. 175.

(ouverture 0,09 m², hauteur 110 cm, conique, vide de maille 200 µm) pour échantillonner dans les canaux de prise et de rejet. La plus petite ouverture et la forme conique de ce filet le rendaient plus sensible aux effets de colmatage et de reflux, surtout au printemps et en été quand les algues (*Phaeocystis globosa*, *Coscinodiscus* sp...) ou les noctiluques prolifèrent. Le filet WP2, déjà utilisé lors des campagnes à la mer, avec sa plus large ouverture et sa forme cylindro-conique permet d'éviter le reflux dans le filet et est donc mieux adapté pour capturer efficacement le zooplancton d'un point de vue quantitatif. Le choix a donc été fait, en 2008, d'utiliser le filet WP2 pour toutes les stations.

Au regard de l'évolution de la stratégie du suivi zooplanctonique sur le site de Gravelines depuis 1974 (fréquence d'échantillonnage, choix et localisation des stations, filet utilisé), il est recommandé de ne prendre en compte dans les analyses des comparaisons annuelles que les années allant de 1993 à nos jours. Toutefois, pour certaines représentations, les données ne tiendront compte que des prélèvements réalisés depuis 2008 avec le filet WP2 standard.

6.3. Surveillance au canal d'amenée

6.3.1. 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. dû 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.

En 2016, la biomasse sestonique était moins importante en hiver (< 20 mg·m⁻³ de décembre à février) par rapport au printemps (70 à 90 mg·m⁻³ d'avril à juin) et à l'été (40 à 60 mg·m⁻³ de juillet à septembre), et a atteint un pic en octobre avec 160 mg·m⁻³ (figure 6.1 et annexe 6.2). A l'exception du mois d'octobre 2016, la biomasse sestonique était moins importante sur l'ensemble de l'année par rapport à ce que l'on observe depuis 2008, notamment au printemps (figure 6.2).

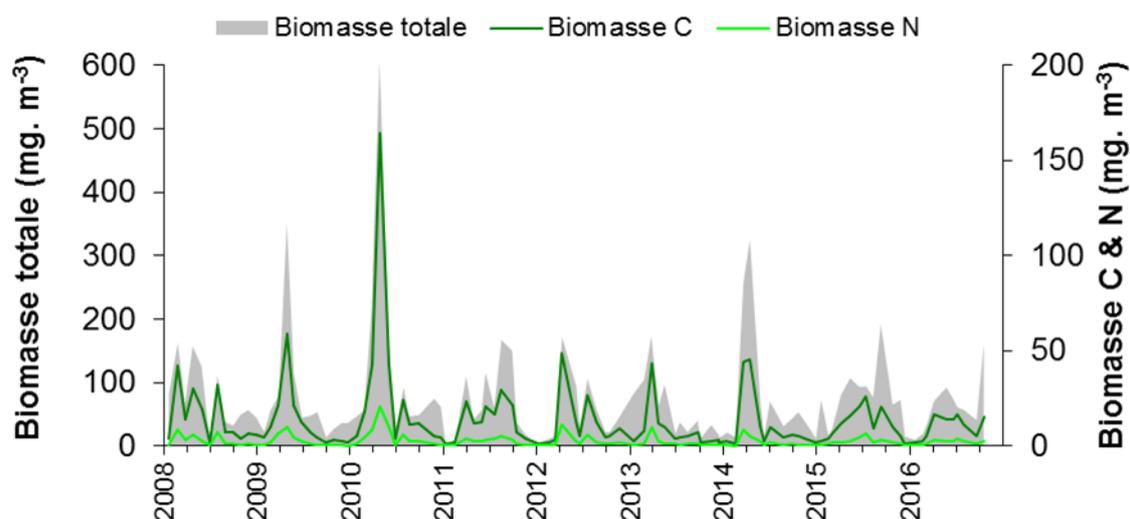


Figure 6.1 : Évolution mensuelle de la biomasse sestonique (poids sec, poids C et poids N) au point prise entre janvier 2008 et octobre 2016



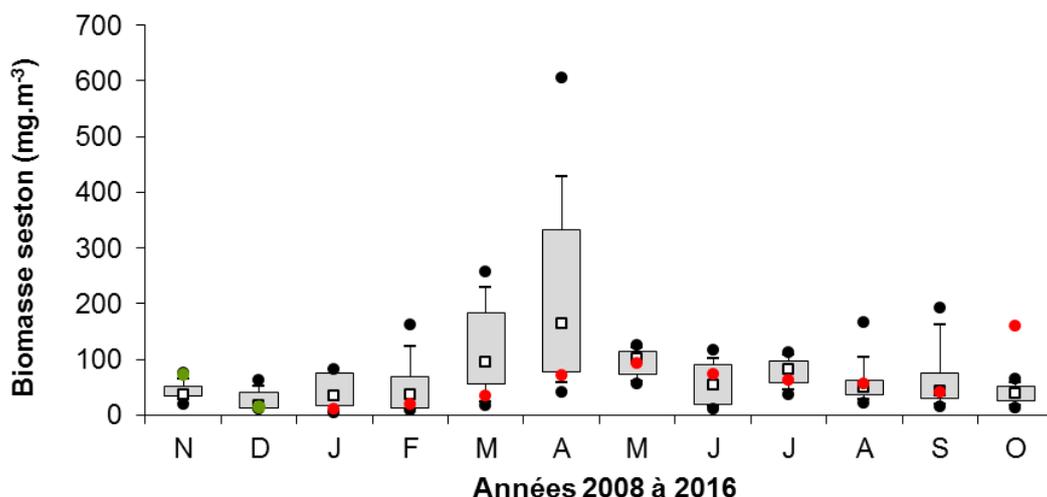


Figure 6.2 : Évolution mensuelle de la biomasse seston (poids sec) au point *prise* depuis 2008 (points verts = données 2015 ; points rouges = données 2016 ; points noirs = données extrêmes depuis 1993 ; carrés blancs = médiane)

La faible biomasse seston au printemps ne semble pas être en relation avec une baisse des abondances zooplanctoniques. En effet, on n'observe pas de relation entre la biomasse seston et l'abondance zooplanctonique (Coefficient de Spearman $r_s = 0,27$; $p > 0,05$), alors même que, cette année, les rapports C/N du seston étaient caractéristiques du zooplancton (figure 6.3). Le rapport C/N peut, en effet, servir à caractériser un compartiment tel que le zooplancton (rapport C/N $\sim 4-5$; Mauchline, 1998¹) ou le phytoplancton (C/N $\sim 6-7$; Biddanda & Benner, 1997²). Ainsi, en juin la biomasse était aussi importante qu'en avril bien que l'abondance zooplanctonique soit 10 fois moins importante, en raison du bloom du dinoflagellé hétérotrophe, *Noctiluca scintillans*. De même, en octobre la biomasse était deux fois plus importante qu'en mai, alors que l'abondance était 1,5 moins importante.

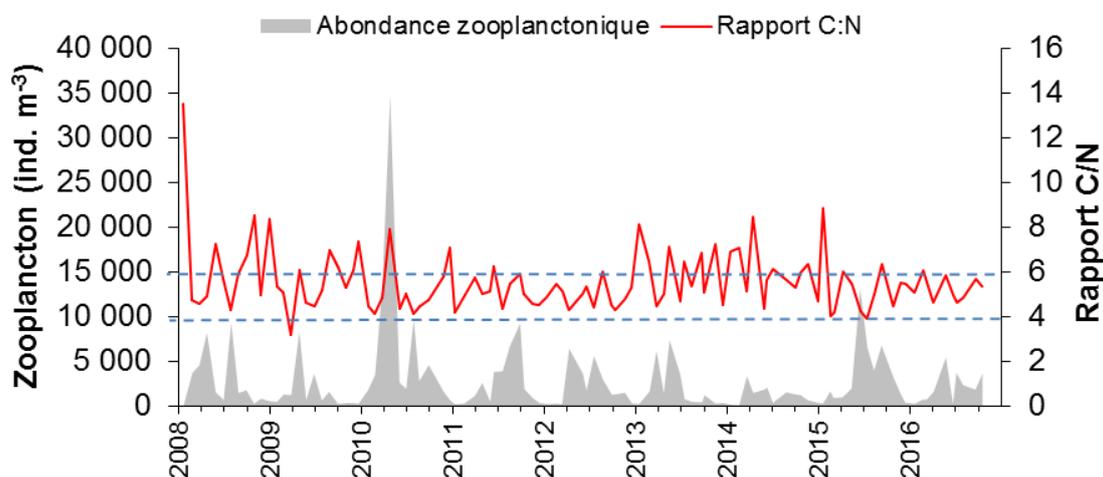


Figure 6.3 : Évolution mensuelle l'abondance zooplanctonique et du rapport C/N du seston au point *prise* entre janvier 2008 et octobre 2016 (lignes hachurées : seuil théorique du rapport C/N pour le zooplancton)

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

² Biddanda B, Benner R (1997). Carbon, Nitrogen, and Carbohydrate Fluxes During the Production of Particulate and Dissolved Organic Matter by Marine Phytoplankton. *Limnology and Oceanography*, Vol. 42, No. 3 (May, 1997), pp. 506-518

Le même constat (absence de corrélation) peut être fait lorsqu'on compare la biomasse sestonique et l'abondance zooplanctonique depuis 2008 ($r_s = 0,23$; $p > 0,05$). Il semble donc difficile d'utiliser, sur le site de Gravelines, la biomasse sestonique comme une approximation de la biomasse zooplanctonique.

6.3.2. Abondance et composition du zooplancton

Les dénombrements zooplanctoniques totaux effectués en 2016 sont présentés sur la figure 6.4. Les plus faibles abondances ont été observées de novembre 2015 à mars 2016 ($< 1\,000 \text{ ind.}\cdot\text{m}^{-3}$). Le pic d'abondance a été observé au mois de mai ($5\,434 \text{ ind.}\cdot\text{m}^{-3}$), juste après le bloom de *Phaeocystis globosa* (figure 6.5), et était dû pour l'essentiel aux organismes holoplanctoniques (92 %) que sont les copépodes et les appendiculaires. Ce pic a été suivi d'une chute brutale des abondances en juin ($195 \text{ ind.}\cdot\text{m}^{-3}$), en raison du bloom de *Noctiluca scintillans*, avant une nouvelle augmentation de l'abondance dès le mois de juillet.

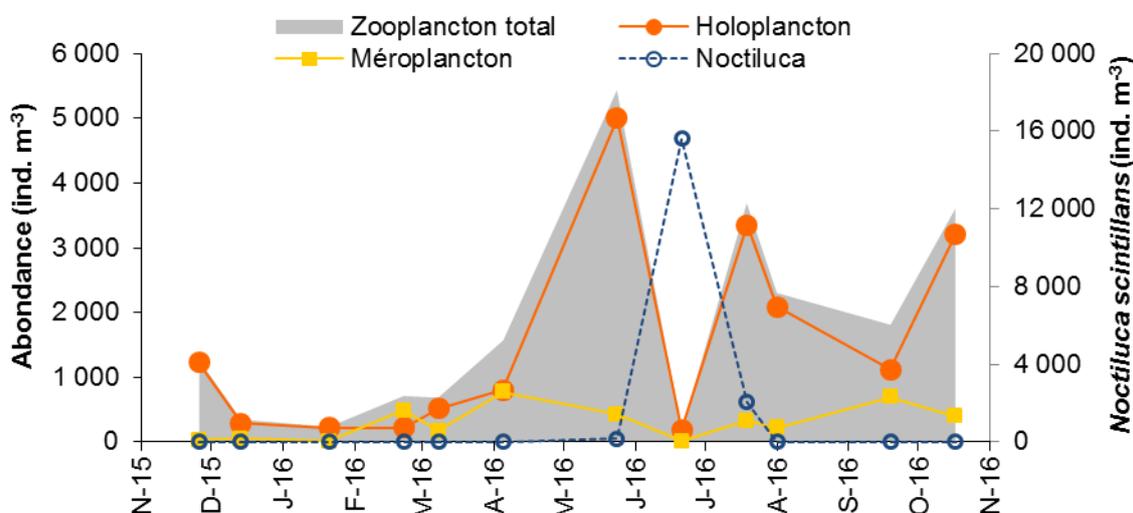


Figure 6.4 : Évolution de l'abondance des noctiluques, du zooplancton et de ses fractions holo- et méroplanctonique au point prise entre novembre 2015 et octobre 2016

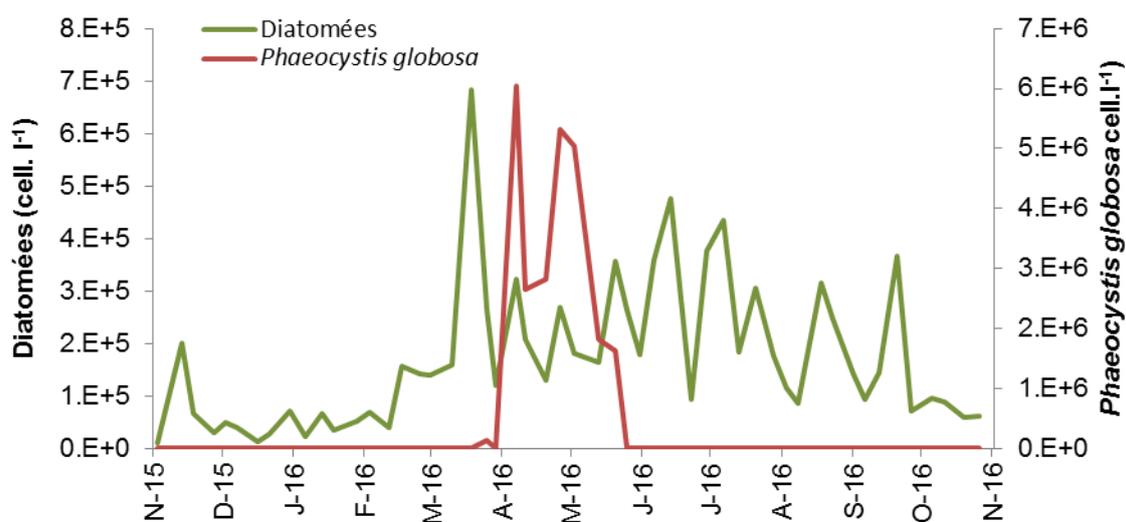


Figure 6.5 : Évolution de l'abondance des diatomées et de *Phaeocystis globosa* au point prise entre novembre 2015 et octobre 2016

Si l'on compare avec les abondances observées depuis 1993, on constate que généralement les plus fortes abondances zooplanctoniques sont observées au mois de mai, comme observé cette année (figures 6.6 et 6.7). Les abondances de juin étaient par contre particulièrement faibles pour la saison, alors que celles d'octobre étaient les plus importantes observées depuis 1993.

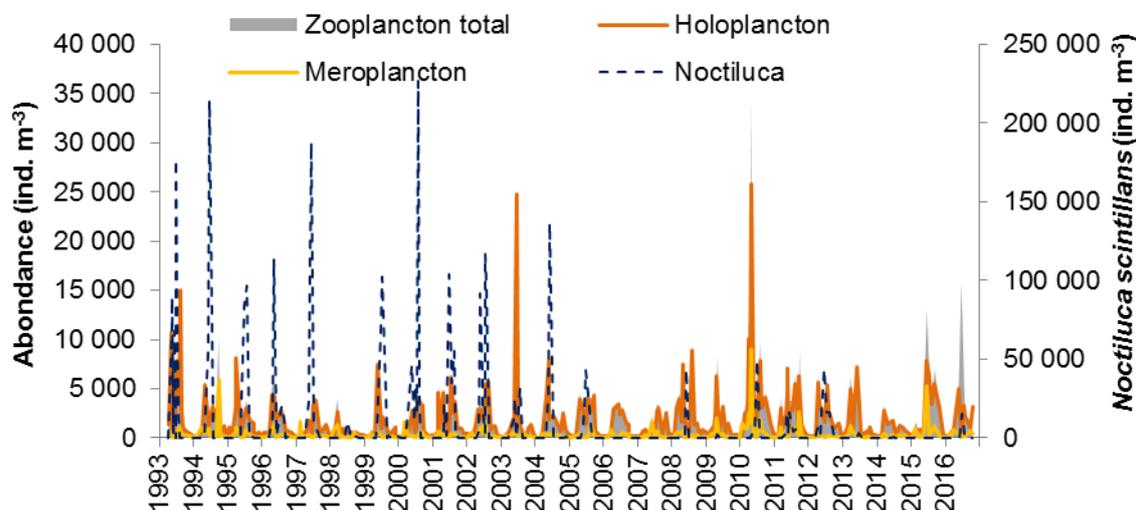


Figure 6.6 : Évolution de l'abondance de noctiluques, du zooplancton et de ses fractions holo- et méroplanctonique au point prise de 1993 à 2016

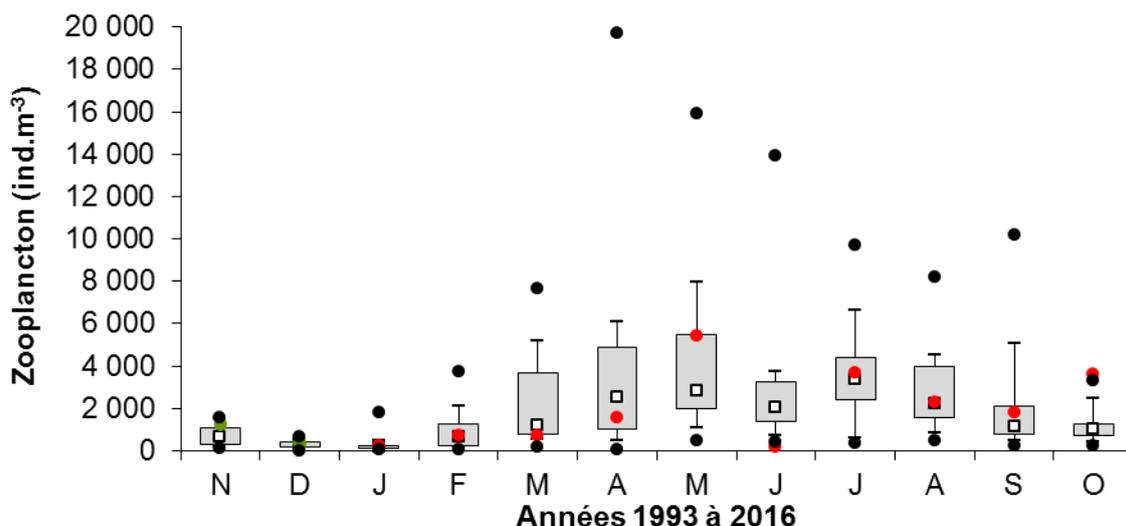


Figure 6.7 : Evolution mensuelle de l'abondance du zooplancton au point prise depuis 1993 (points verts = données 2015 ; points rouges = données 2016 ; points noirs = données extrêmes depuis 1993 ; carrés blancs = médiane)

Un certain nombre d'espèces accomplisse l'intégralité de leur cycle biologique (œufs, larves, adultes) au sein du milieu pélagique ; ce sont les espèces holoplanctoniques. En 2016, l'holoplancton représentait en moyenne plus de 80 % du zooplancton total. Cette fraction était essentiellement composée de crustacés copépodes (48 à 94 %, hors pic des noctiluques). Selon la saison, s'y ajoutent quelques espèces moins abondantes, appartenant à d'autres embranchements comme les appendiculaires et les chaetognathes (tableau 6.1).

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 (balanes...), nombreux sur l'estran rocheux. Le méroplancton est aussi constitué de phases pélagiques d'espèces fixées (méduses, qui représentent les phases sexuées libres des cnidaires), ou bien des œufs et larves de poissons qui ne peuvent encore lutter contre les courants. Le méroplancton est donc de fait plus abondant au printemps, pendant les périodes de reproduction des espèces benthiques (tableau 6.1).

Tableau 6.1 : Abondance et dominance des principaux groupes zooplanctoniques au point prise au cours de la période de surveillance 2015-2016

	26/11/2015	14/12/2015	21/01/2016	22/02/2016	08/03/2016	05/04/2016	24/05/2016	21/06/2016	19/07/2016	01/08/2016	19/09/2016	17/10/2016
	ind. m ⁻³ %											
HOLOPLANCTON												
Noctiluques	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	178 3	15616 99	2050 38	0 0	0 0	0 0
Cténaires	1 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	1 0	18 0	0 0	3 0	0 0
Cladocères	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	1 0	5 0	0 0	55 1	6 0	10 1	124 4
Copépodes	1140 93	249 85	136 61	193 86	426 82	477 59	2503 48	184 1	2642 49	2019 97	871 78	3017 94
Mysidacés	1 0	1 0	0 0	2 1	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0
Appendiculaires	70 6	35 12	87 39	29 13	91 18	324 40	2498 48	2 0	629 12	53 3	182 16	15 0
Chaetognathes	17 1	7 2	1 0	0 0	0 0	2 0	0 0	0 0	12 0	8 0	55 5	56 2
Holoplancton total	1228 97	292 84	224 95	223 31	518 75	803 51	5183 92	15803 100	5407 94	2086 91	1121 62	3212 89
MEROPLANCTON												
Cnidaires	1 2	1 1	0 1	0 0	1 1	0 0	11 2	2 25	18 6	3 1	53 8	9 2
Annélides	8 23	15 26	0 2	189 39	83 49	576 75	16 4	2 25	76 23	29 13	117 17	105 26
Bryozoaires	6 17	15 26	0 2	2 0	7 4	7 1	0 0	0 0	18 6	18 8	27 4	34 9
Mollusques	8 23	3 6	0 0	0 0	2 1	34 4	214 50	0 0	37 11	20 9	87 13	145 37
Cirripèdes	6 17	2 4	4 36	293 60	73 43	131 17	84 20	2 25	128 39	101 46	379 55	101 25
Ostracodes	0 0	3 5	0 3	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0
Décapodes	2 4	0 0	5 42	2 0	2 1	1 0	21 5	1 12	46 14	41 19	21 3	4 1
Isopodes	0 0	1 2	1 4	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0
Amphipodes	4 13	4 8	0 2	0 0	0 0	0 0	0 0	1 12	3 1	2 1	3 0	0 0
Cumacés	0 0	11 20	1 5	1 0	1 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0
Echinodermes	0 0	1 2	0 0	0 0	0 0	18 2	73 17	0 0	0 0	2 1	0 0	0 0
Ascidacées (tétard)	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	2 1	2 0	0 0
Téléostéens	1 2	0 0	0 2	0 0	1 0	2 0	11 2	0 0	6 2	2 1	0 0	0 0
Méroplancton total	35 3	56 16	12 5	487 69	169 25	768 49	429 8	8 0	333 6	218 9	690 38	398 11
Zooplancton total	1263	348	236	710	687	1571	5612	15811	5739	2304	1810	3609

6.5.2.1. L'holoplancton

Les copépodes

Les copépodes, représentaient le groupe taxinomique majeur de l'holoplancton. De faibles abondances de copépodes ont été observées entre décembre 2015 et avril 2016 (< 500 ind. \cdot m⁻³), suivi d'une augmentation en mai des copépodites comme des adultes (2 500 ind. \cdot m⁻³) et d'une diminution brusque en juin pendant le bloom de noctiluques (figure 6.8).

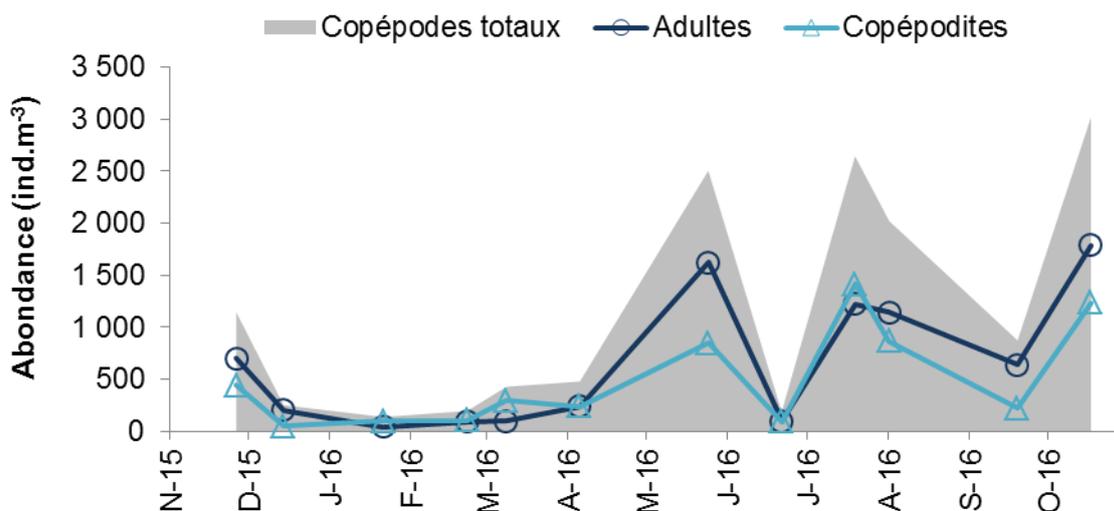


Figure 6.8 : Évolution de l'abondance des copépodes (adultes et copépodites) au point prise entre novembre 2015 et octobre 2016

Au printemps (mars-avril), l'abondance des copépodes était en deçà de la médiane des abondances

observée depuis 1993, de même qu'en juin (figures 6.9 et 6.10). Le pic habituel des stades copépodites n'a pas été observé, sans doute du fait du bloom des noctiluques qui impacte directement les jeunes stades de développement des copépodes (œufs, nauplii et copépodites), mais aussi probablement du décalage entre les prélèvements d'avril et mai (7 semaines).

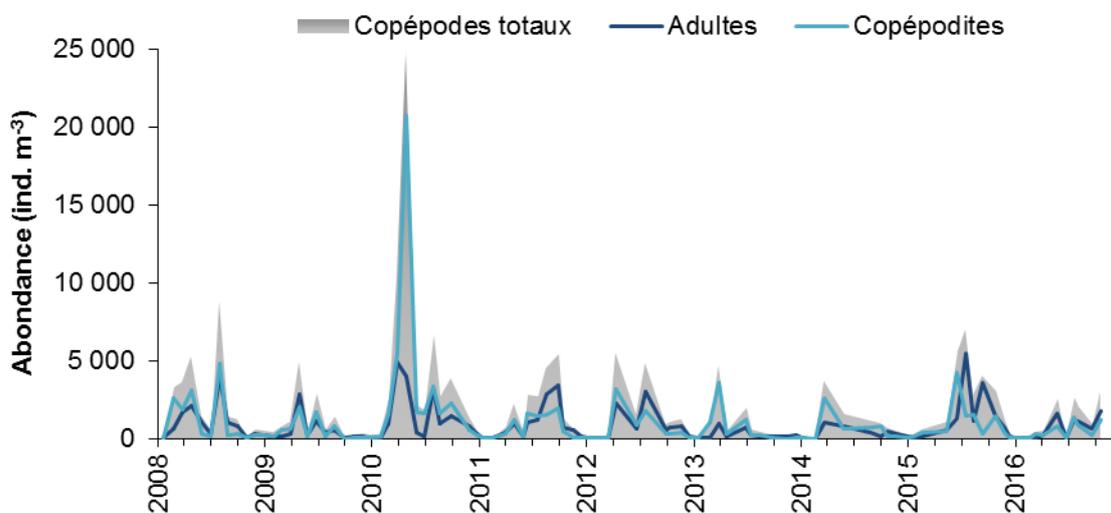


Figure 6.9 : Évolution de l'abondance des copépodes (adultes et copépodites) au point *prise* entre janvier 2008 et octobre 2016

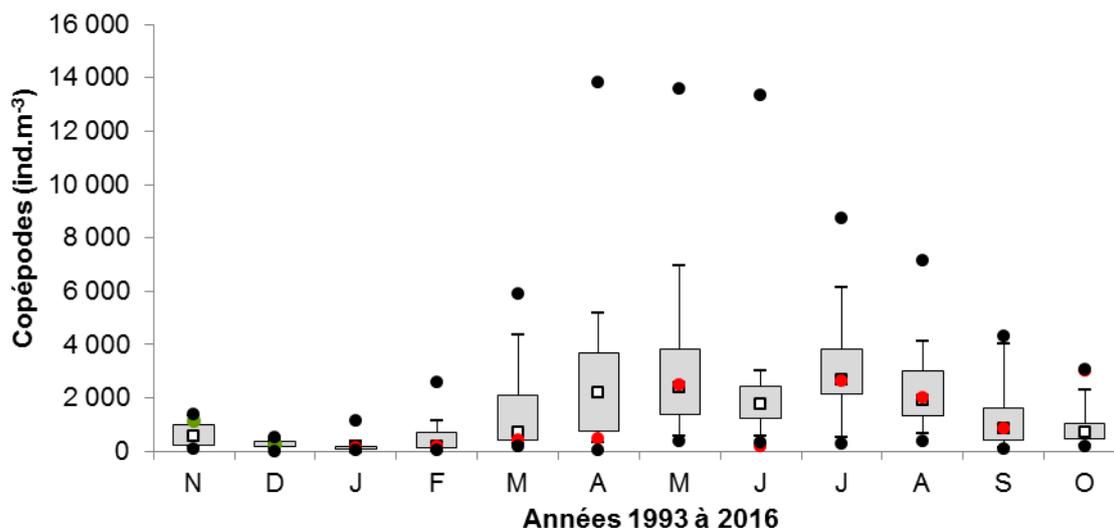


Figure 6.10 : Evolution de l'abondance mensuelle des copépodes (adultes et copépodites) au point *prise* depuis 1993 (points verts = données 2015 ; points rouges = données 2016 ; points noirs = données extrêmes depuis 1993 ; carré blanc = médiane)

Les abondances des espèces de copépodes printanières (*Temora longicornis*, *Pseudocalanus elongatus*, *Centropages hamatus*,) et estivales (*Acartia clausi*) étaient faibles par rapport à ce que l'on observe depuis 1993, alors que les espèces plus automnales (*Euterpina acutifrons*, *Paracalanus parvus*) étaient abondantes cette année, comme en 2015 (figures 6.11 et 5.12). A noter que *P. elongatus* était absent des collectes de juin à octobre, ce qui est exceptionnel sur une si longue période.

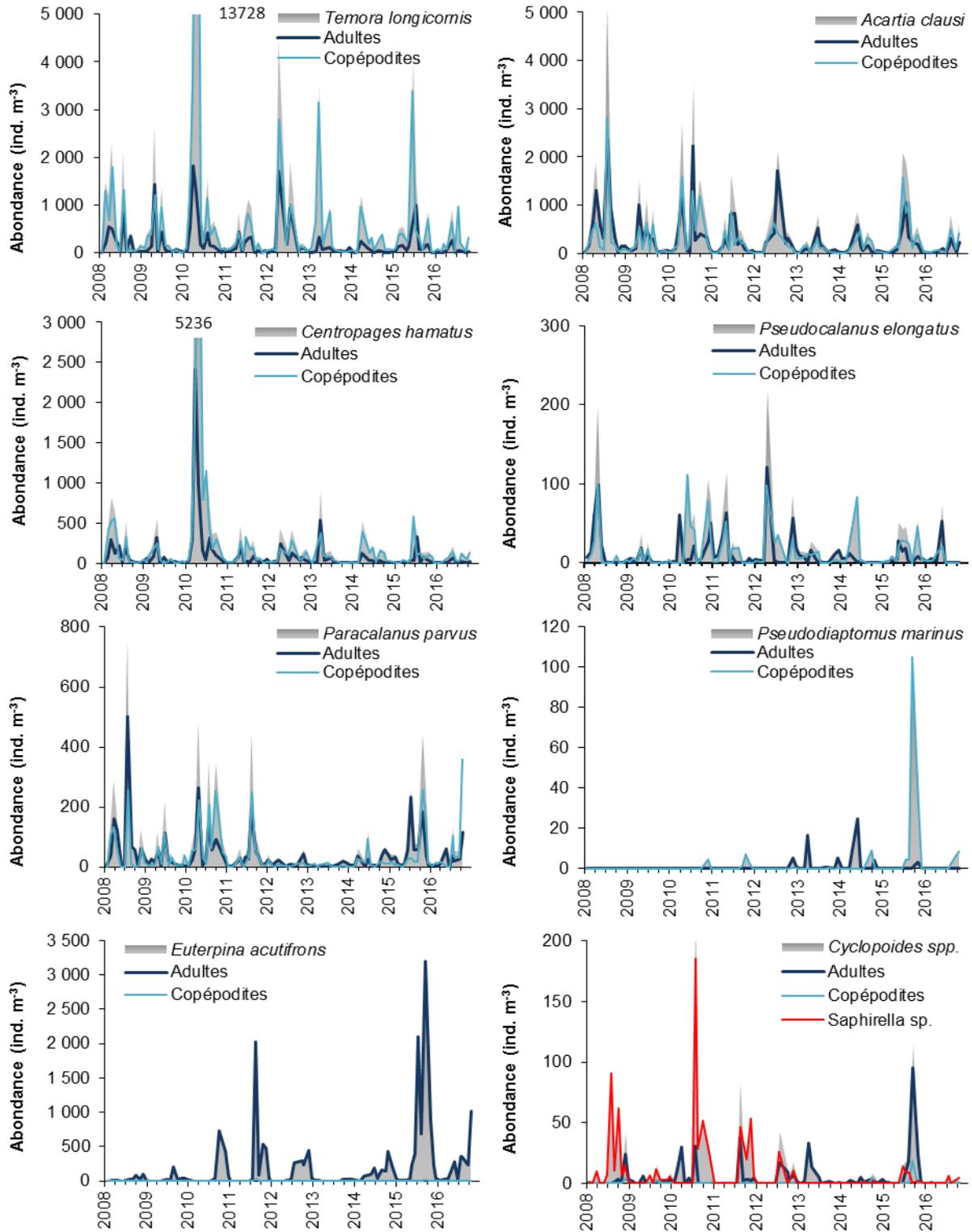


Figure 6.10 : Abondance (adultes et copépodites) des principales espèces de copépodes au point *prise* entre janvier 2008 et octobre 2016

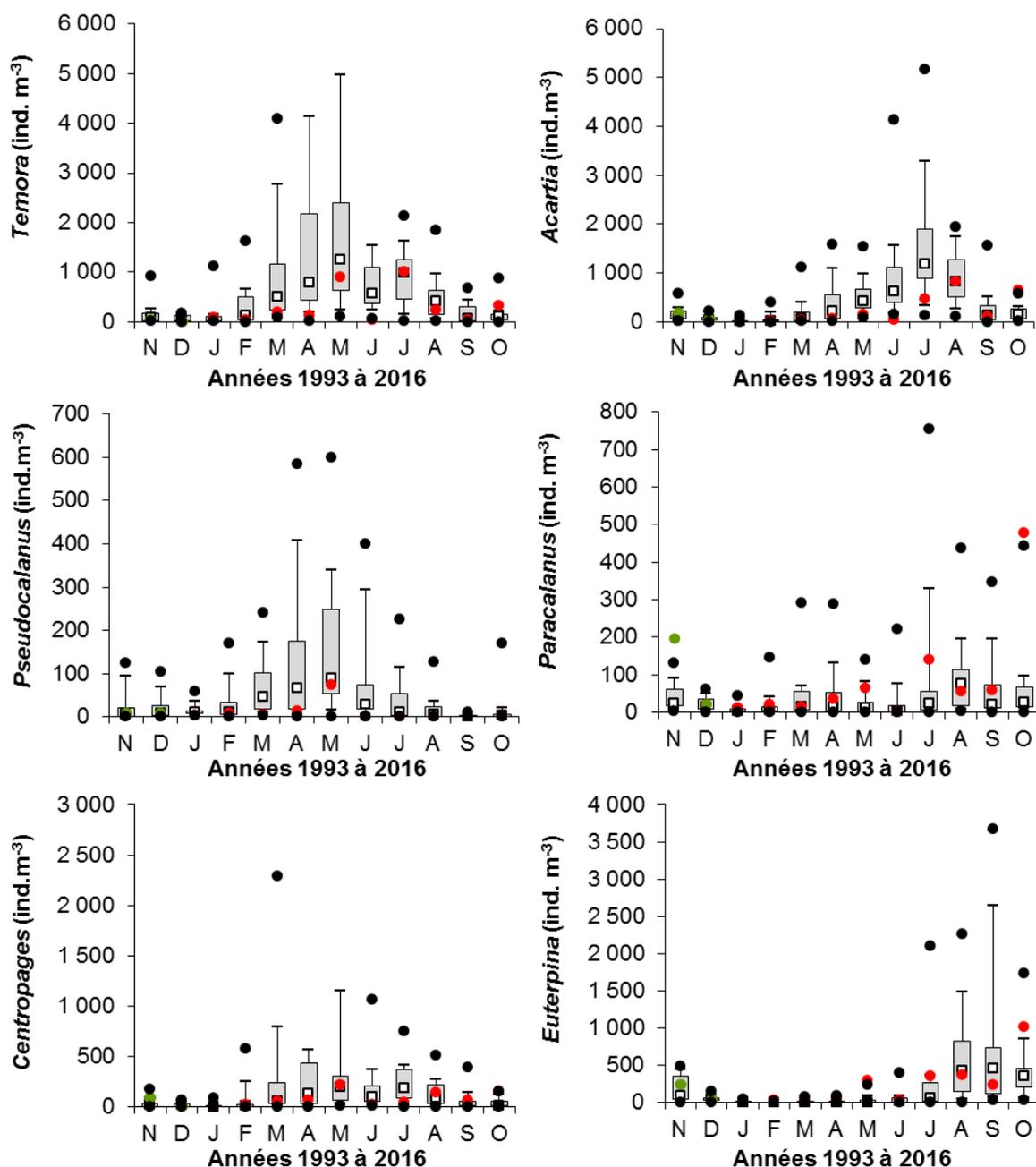


Figure 5.11 : Évolution de l'abondance mensuelle des principales espèces de copépodes au point prise (points verts = données 2015 ; points rouges = données 2016 ; points noirs = données extrêmes depuis 1993 ; carré blancs = médiane)

Signalée pour la première fois sur le site de Gravelines en 2010 (Brylinski et al. 2012)¹, l'espèce de copépode d'origine asiatique, *Pseudodiaptomus marinus*, était présente dans nos échantillons en novembre 2015 et d'août à octobre 2016 (figure 6.11 et annexe 6.1). Malgré un nombre d'individus collectés plus faible cette année (1 à 9 ind. \cdot m⁻³) cette espèce apparaît régulièrement dans les échantillons à la fin de l'été (nombreux copépodites) et jusque la fin de l'année (dominance d'adultes).

¹ Brylinski J-M, Antajan E, Vincent D, First record of the Asian Copepod *Pseudodiaptomus marinus* Seto 1913 (Copepoda: Calanoida: Pseudodiaptomidae) in the southern bight of the North Sea *Aquatic Invasions* 7(4): 577-584.

Les autres espèces holoplanctoniques

En dehors des copépodes d'autres espèces holoplanctoniques ont présenté des abondances parfois importantes en 2016 (figure 6.13) :

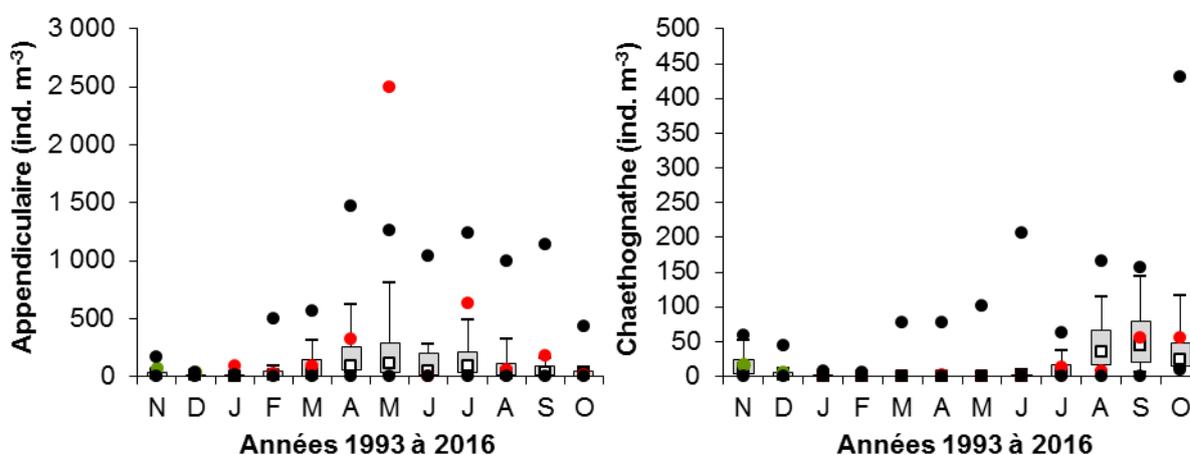


Figure 6.13 : Abondance des chaetognathes et des appendiculaires au point *prise* entre janvier 1993 et octobre 2016

Les **appendiculaires** (chordés) sont des organismes filtreurs, en partie phytophages. Leur abondance dépend des fluctuations du phytoplancton et de la température de l'eau. Présent toute l'année ce groupe représentait entre 1 et 48 % de l'holoplancton. En mai ils étaient aussi abondants que les copépodes (2 500 ind. \cdot m⁻³), il s'agissait de la plus importante abondance d'appendiculaires observée sur le site depuis 1993. L'espèce *Oikopleura dioica* est la plus commune sur le site, favorisée par des communautés phytoplanctoniques abondantes et des températures élevées (figure 6.14).

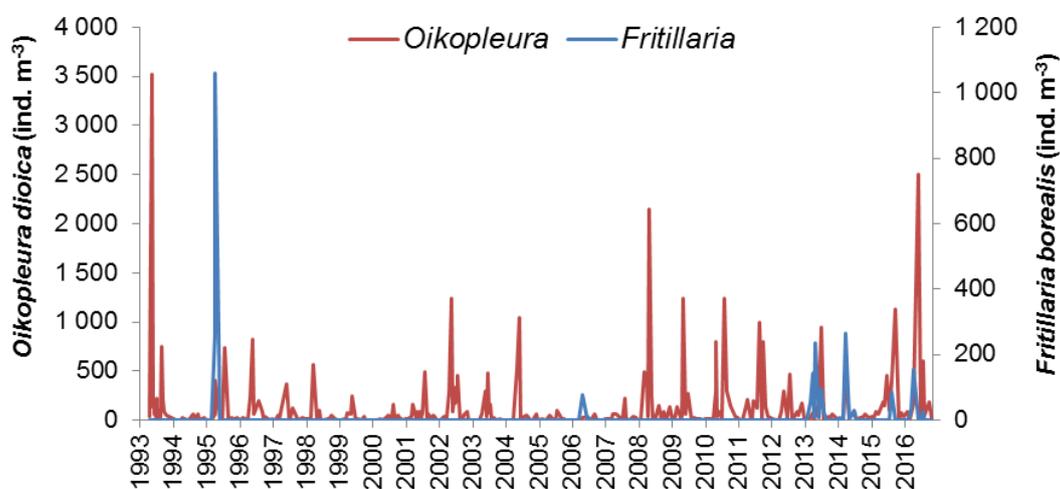


Figure 6.14 : Abondance des chaetognathes et des appendiculaires au point *prise* entre janvier 1993 et octobre 2016

Comme depuis 2013, l'espèce *Fritillaria borealis* était également présente cette année, de février à avril (maximum 153 ind. \cdot m⁻³, soit 47 % des appendiculaires), mais aussi en juillet. Cette espèce est caractéristique des eaux côtières continentales moins salées (<34) venant de la baie sud de la Mer du Nord, alors que *O. dioica* est plutôt caractéristique des eaux de la Manche centrale ayant une salinité plus élevée¹.

¹ Wyatt T (1973) The Biology of *Oikopleura dioica* and *Fritillaria borealis* in the southern bight. *Mar. Biol.* 22:137-158

Les **chætognathes** du genre *Parasagitta* sont carnivores et se nourrissent principalement aux dépens des stocks de copépodes. Comme d'habitude, ils étaient plus abondants à la fin de l'été et en automne ($55 \text{ ind.}\cdot\text{m}^{-3}$ en octobre). Les individus récoltés dans nos échantillons sont généralement juvéniles, les rares adultes identifiés appartenaient à l'espèce *Parasagitta setosa*.

Les **cténaïres** sont représentés pour l'essentiel par la groseille de mer *Pleurobrachia pileus*, qui était, comme l'an dernier, peu abondante et essentiellement présente de février à août ($2,1 \text{ ind. m}^{-3}$; figure 6.15). C'est au mois de juin que les groseilles de mer ont atteint leur taille maximale, 3,5 cm avec encore un maximum d'abondance dans la classe de taille [2 – 2,5[cm. Curieusement, on a pas retrouvé d'individus dans la pêche du mois de septembre, alors qu'une nouvelle cohorte d'individus était apparue en août dans les petites classes de taille (<0,5 et [0,5 – 1[cm).

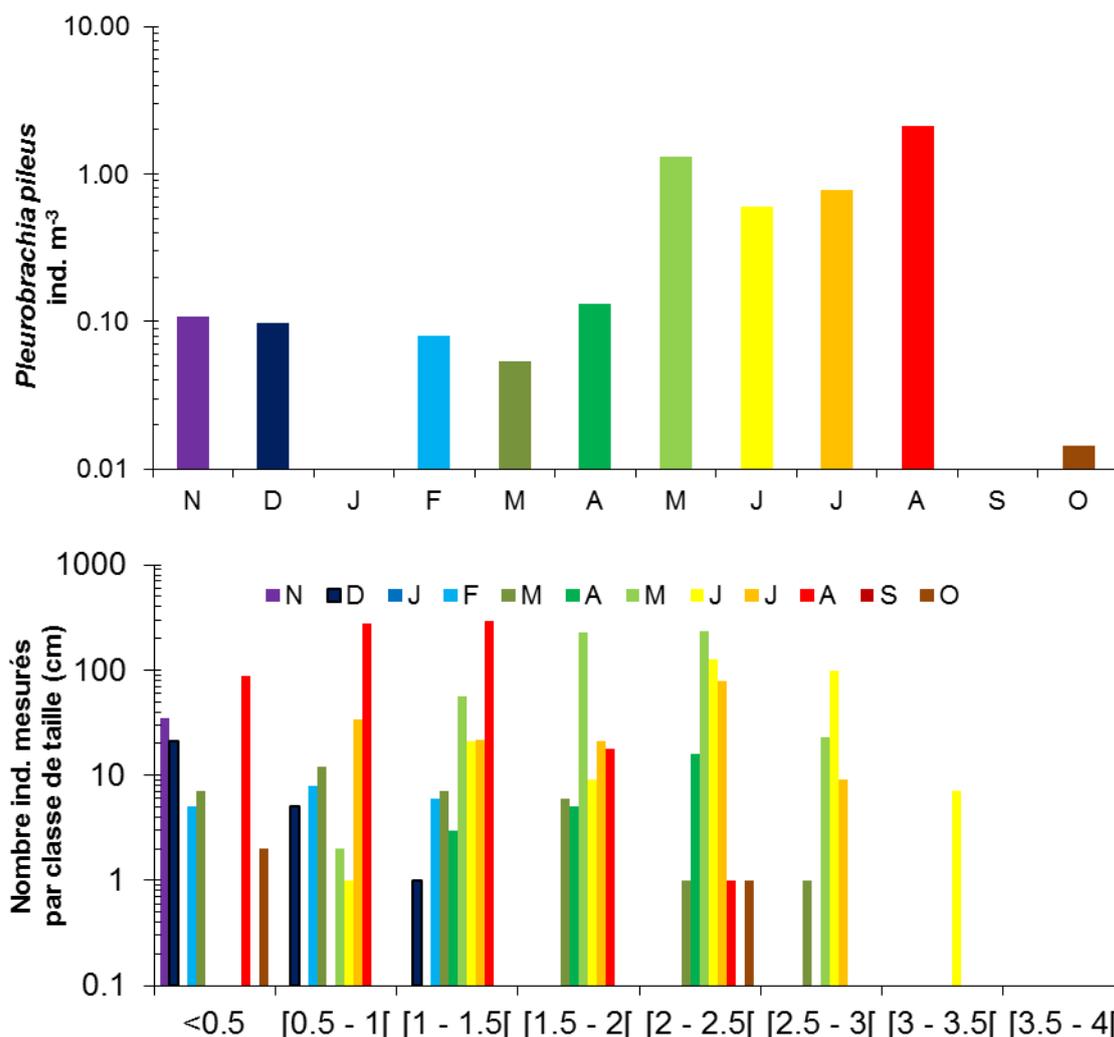


Figure 6.15 : Abondance et distribution mensuelles des classes de taille (cm) de *Pleurobrachia pileus* (groseille de mer) au point prise en 2016

Une autre espèce de cténaire, *Mnemiopsis leidyi*, ou noix américaine, a également été observée en juin et octobre 2016. Les abondances restent très faibles, comprises entre 0,01 et 0,11 ind. \cdot m⁻³, les plus gros individus faisant jusque 5,5 cm. L'apparition de cette espèce le long des côtes françaises de la Mer du Nord est connue depuis 2009 (Antajan et al. 2014)¹. Cette espèce originaire de la côte est des Amériques est très vorace, se nourrit d'oeufs et de larves de poisson ainsi que des petits crustacés zooplanctoniques (copépodes, larves de cirripèdes et de décapodes) et peut avoir des conséquences désastreuses sur la structure de l'écosystème pélagique.

6.5.2.2. Le méroplancton

En 2016, la fraction méroplanctonique représentait entre 3 et 69 % du zooplancton total (figure 6.4 et tableau 6.1). L'abondance des divers groupes méroplanctoniques est très fluctuante d'une année à l'autre car l'apparition des stades larvaires de ces groupes dans le plancton est assez brève et les prélèvements ne coïncident pas toujours (figure 6.16). Cette année nous n'avons pas observé d'importante prolifération d'un groupe en particulier, comme cela a pu arriver par le passé. Signalons toutefois la présence récurrente dans les échantillons de larves de cirripèdes (balanes) et d'annélides polychètes.

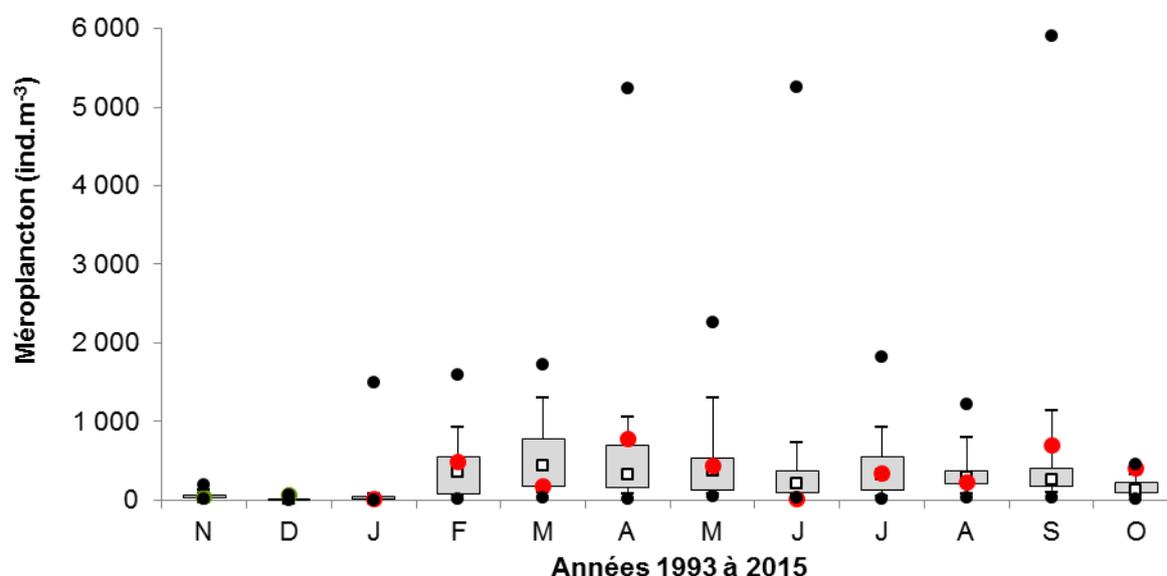


Figure 6.16 : Abondance du méroplancton au point prise entre janvier 1993 et octobre 2016

6.6. Surveillance du milieu récepteur

La surveillance du milieu récepteur est assurée par deux missions annuelles, l'une printanière, l'autre au début de l'automne. En 2016 les deux missions ont été effectuées respectivement le 21 juin et le 17 octobre.

Afin de faciliter les prélèvements au filet à plancton, le point radeau, historiquement situé au milieu du canal de rejet, a été remplacé par un point plus en amont dans le canal de rejet, permettant l'accès à un ponton surplombant le canal et ainsi un meilleur déploiement du filet (Tableau 6.2).

¹ Antajan E, Bastian T, Raud T, Brylinski J-M, Hoffman S, Breton G, Cornille V, Delegrange A, Vincent D (2014). The invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* (A. Agassiz 1865) along the English Channel and the North Sea French coasts: another introduction pathway in northern European waters? *Aquatic Invasions*, 9(2), 167-173.

Tableau 6.2 : Heure des prélèvements et volume d'eau filtré avec le filet WP2

Date	Heure	Point	Volume filtré (m ³)	
			Abondance	Biomasse
21/06/2016	12:14	Prise	16.9	13.8
21/06/2016	14:17	Rejet Amont	15.7	14.0
21/06/2016	13:03	Contrôle	31.4	8.5
21/06/2016	13:40	Référence	54.1	15.2
17/10/2016	12:09	Prise	29.9	21.6
17/10/2016	14:06	Rejet Amont	13.6	11.9
17/10/2016	12:50	Contrôle	64.6	10.3
17/10/2016	13:09	Référence	141.6	14.7

6.6.1. Biomasse sestonique

En juin et septembre la biomasse sestonique était décroissante de la côte vers le large. Cependant en octobre, la biomasse sestonique à l'intérieur du canal de rejet était 5 fois moins importante qu'au point *prise* (figure 6.17 et annexe 6.3).

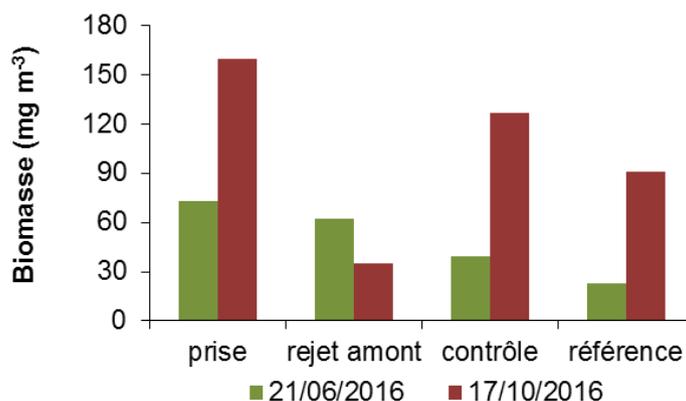


Figure 6.17 : Évolution de la biomasse sestonique au cours des deux missions de surveillance 2016

Les rapports C/N (proche de 5) indiquent plutôt une dominance de la fraction zooplanctonique dans le seston pour l'ensemble des prélèvements, à l'exception du point *rejet amont* (≥ 6) (figure 6.18). Pourtant la biomasse chlorophyllienne et l'abondance phytoplanctonique analysées à ce point étaient inférieures aux autres points de prélèvement (cf. figures 4.5 et 4.7).

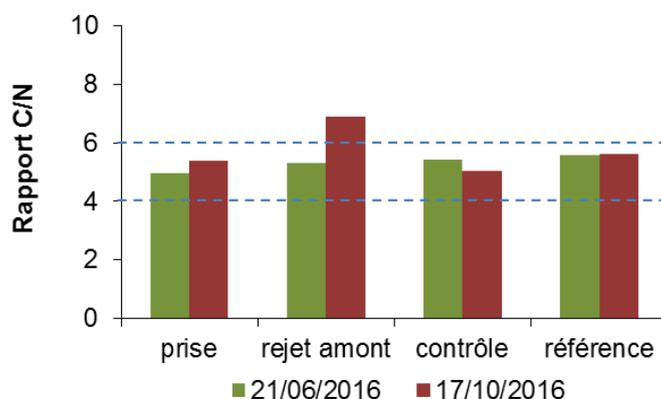


Figure 6.18 : Évolution du rapport C/N du seston au cours des deux missions de surveillance 2016 (lignes hachurées : seuil théorique du rapport C/N pour le zooplancton)

6.6.2. Abondance et composition du zooplancton

La campagne de juin a eu lieu durant la période de prolifération des dinoflagellés hétérotrophes *Noctiluca scintillans*, dont les abondances étaient décroissantes de la côte vers le large (figure 6.19). L'abondance des noctiluques au point *référence* était 36 fois moins importante qu'au point *prise* et 18 fois moins importante qu'au point *contrôle*. A cause de la prolifération des noctiluques à la côte, le zooplancton avait une distribution inverse, c'est-à-dire que les abondances étaient plus importantes au point *référence* par rapport aux points côtiers. Au contraire, en septembre les abondances zooplanctoniques étaient décroissantes de la côte vers le large. La différence entre les points *prise* et *référence* peu ou pas influencés par les rejets d'eaux du CNPE, est plutôt à imputer à leur positionnement géographique (enclavement du point prise dans le port ouest de Dunkerque, profondeur plus importante au point référence et brassage plus important).

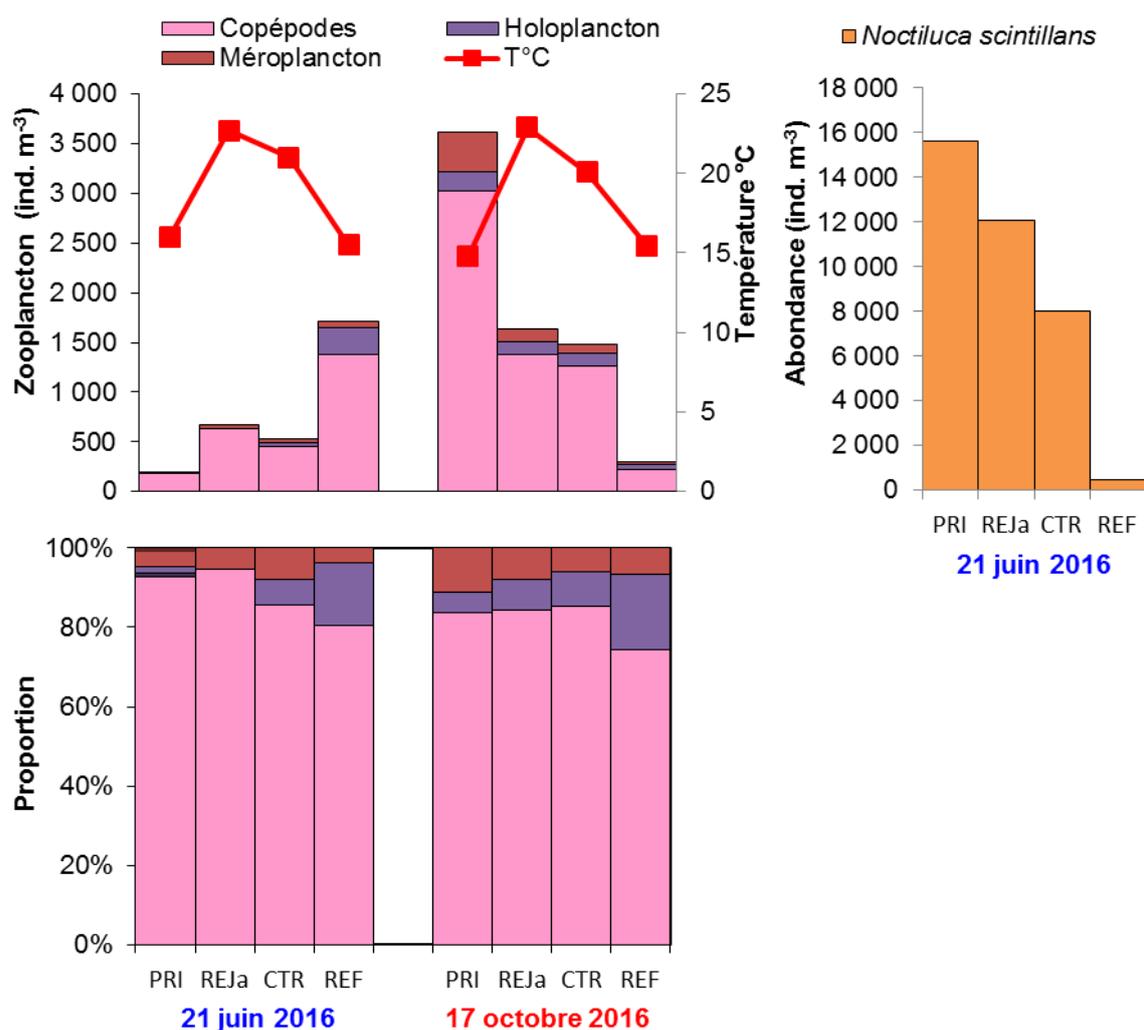


Figure 6.19 : Température, abondance et proportion des copépodes, des noctiluques, de l'holoplancton et du méroplancton au cours des deux missions de surveillance 2016

6.6.2.1. L'holoplancton

Les copépodes

Lors des deux campagnes, la proportion de copépodes adultes par rapport aux copépodites était moins importante au point *référence* qu'aux trois autres points (figure 6.20). Cela tiens à la distribution des espèces. En effet, les abondances d'*Euterpina acutifrons* étaient plus importantes à la côte, ce qui est typique de ce copépode. De plus, les stades copépodites de cette espèce ne sont que très rarement observés dans nos pêches, du fait entre autre de la maille du filet, trop grande, et de leur mode de vie à proximité du fond (figure 6.21). Le fait qu'il y ait moins de copépodites à la côte peut aussi s'expliquer par la prolifération des noctiluques qui peuvent se nourrir des jeunes stades copépodites (photos 6.1). Les mêmes espèces de copépodes étaient présentes à chaque point dans des proportions relativement similaires en juin, sauf on l'a vue au point référence, et avec un effet côte-large assez marqué en septembre.

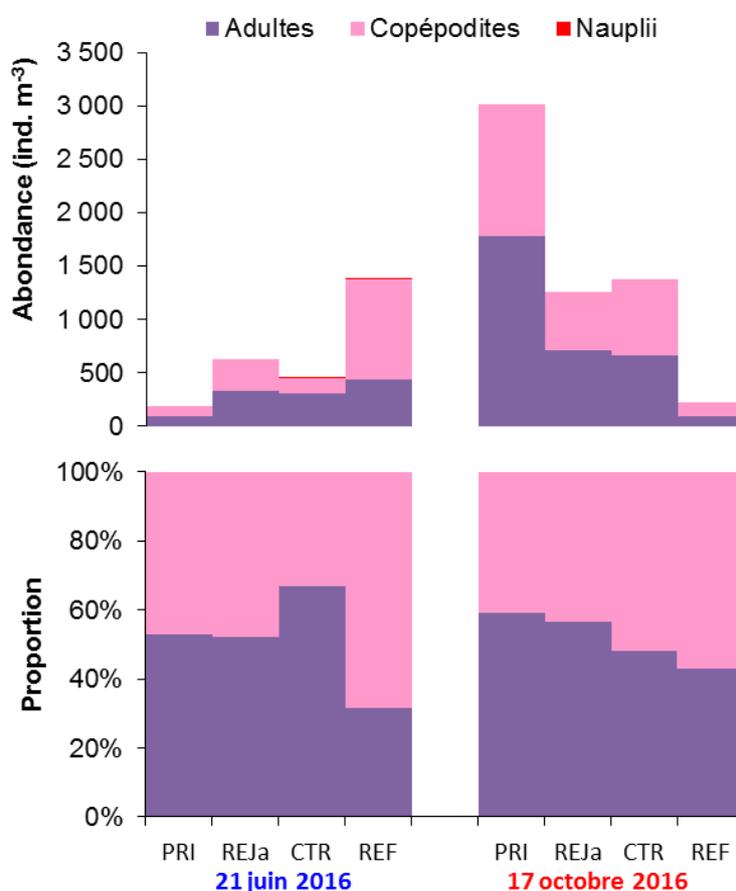


Figure 6.20 : Abondance et proportion des stades de copépodes lors des deux missions de 2016



Photo 6.1 : Ingestion d'œufs, de nauplii et de copépodites par *Noctiluca scintillans* (photos : Elvire Antajan)

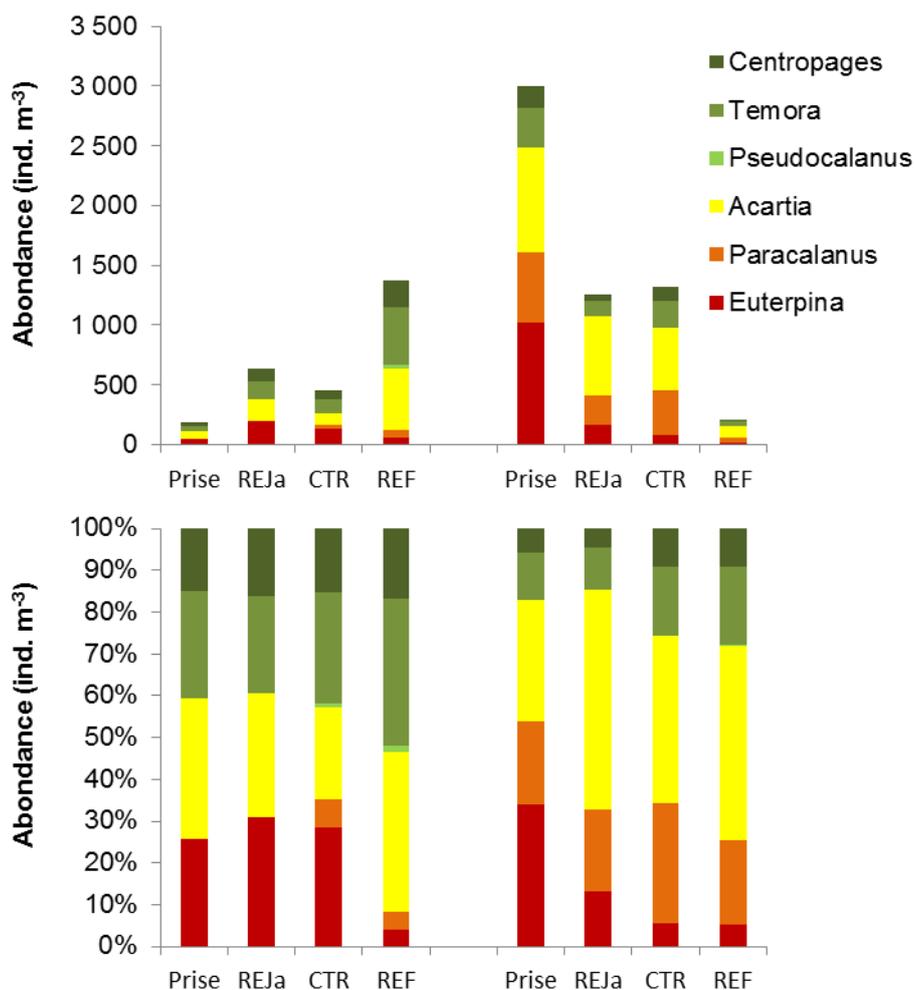


Figure 6.21 : Abondance des principales espèces de copépodes lors des deux missions de 2016

Les autres espèces holoplanctoniques

En juin, toujours du fait de la prolifération des noctiluques, les **appendiculaires** étaient présents essentiellement au point *référence* ($260 \text{ ind.}\cdot\text{m}^{-3}$). Les deux espèces *O. dioica* et *F. borealis* étaient présentes (figure 6.22). Ceci est cohérent avec les résultats du suivi mensuel au point *prise* qui montrait également la présence de *F. borealis* en juillet à la suite des dessalures engendrées par les fortes pluies de juin. En octobre, seul l'espèce *O. dioica* était présente sur tous les points, mais avec un gradient croissant vers le large.

Les **chaetognathes** étaient présents uniquement lors de la mission d'octobre, ce qui est également cohérent avec le suivi mensuel au point *prise*. Comme pour les copépodes, la distribution des abondances présentait un fort gradient négatif de la côte vers le large. C'est organismes, bien que faisant partie du plancton, sont de bons nageurs et des prédateurs de copépodes. Il est probable que les juvéniles soient venus à la côte se nourrir de petits copépodes, tels qu'*E. acutifrons*.

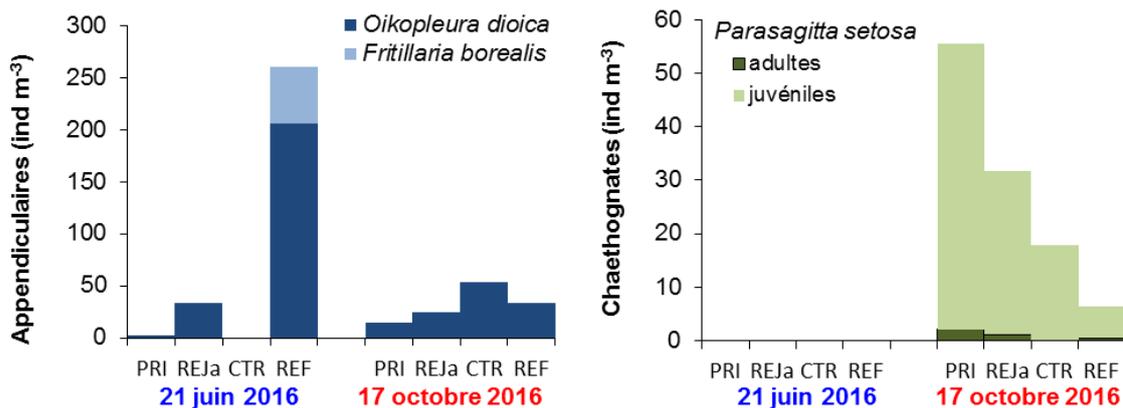


Figure 6.22 : Abondance des appendiculaires et des chaetognathes lors des deux missions de 2016

6.6.2.2. Le Méroplancton

Les variations d'abondance du méroplancton lors des deux sorties en mer annuelles ne sont étudiées que pour les groupes dominants (figure 6.23). Comme pour l'holoplancton, les abondances étaient très faibles lors de la campagne de juin du fait de la prolifération des noctiluques et donc difficilement interprétables. Par contre, en octobre les larves méroplanctoniques étaient très clairement plus abondantes au point *prise*. Seuls la distribution des larves d'annélides s'est étendue jusqu'au point *contrôle*.

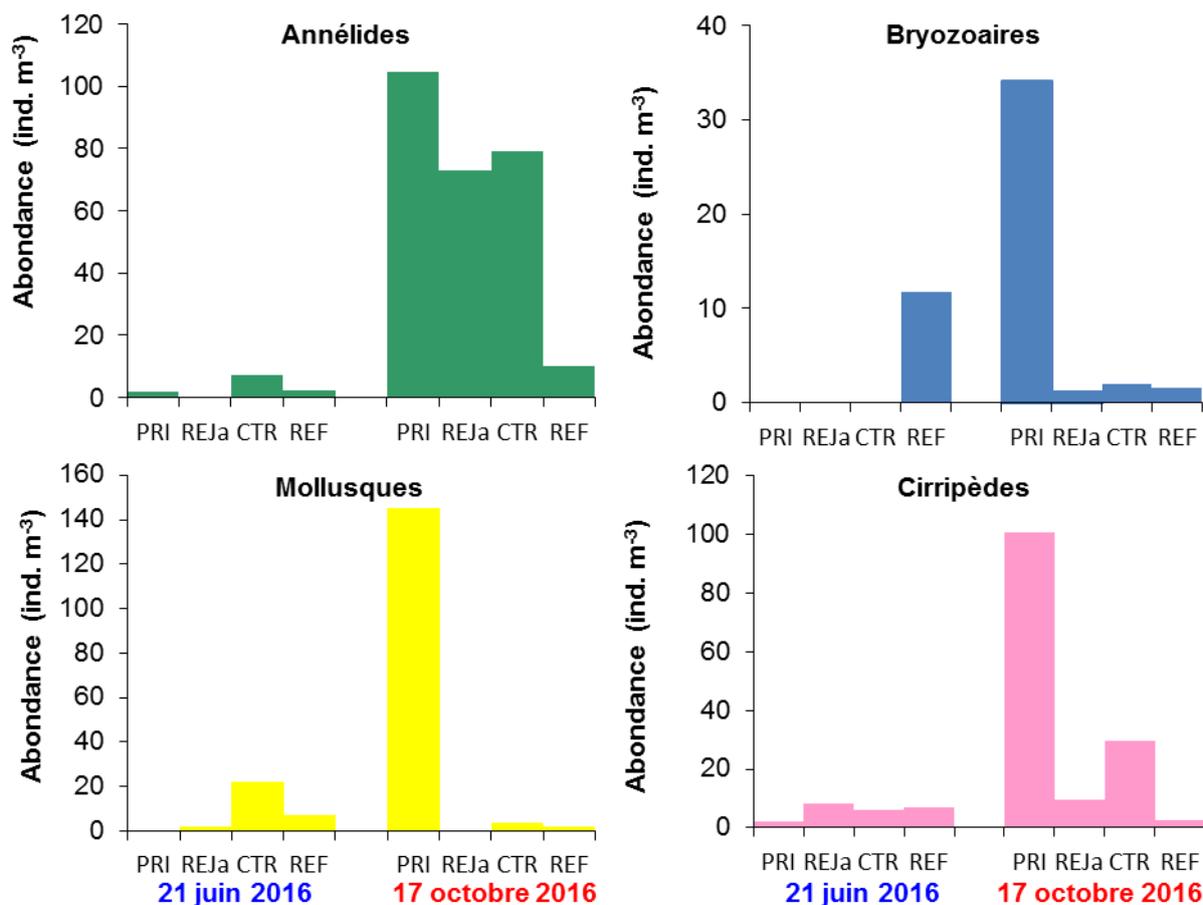


Figure 6.23 : Abondance des principaux groupes méroplanctoniques lors des deux missions de 2016



6.7. Éléments de conclusion

Comme pour les années antérieures, en 2016, la biomasse sestonique présentait de grandes variations mensuelles, sans qu'on puisse les relier aux variations d'abondance du zooplancton. Les rapports C/N ont montré que le seston présentait pourtant une composante zooplanctonique dominante. L'historique du suivi montre qu'en milieu côtier peu profond et de surcroît avec un fort hydrodynamisme (marée mégatidale, coup de vent fréquent, apports fluviaux ...), la remise en suspension des sédiments et les phénomènes de prolifération côtière (phytoplancton, larves méroplanctoniques, noctiluques) font qu'il est impossible d'utiliser la biomasse sestonique comme un proxy de l'abondance zooplanctonique.

Malgré des abondances un peu faibles au printemps, le pic d'abondance du zooplancton a bien été observé comme d'habitude au mois de mai, une fois le bloom de la prymnésiofycée *Phaeocystis globosa* passé et juste avant le bloom du dinoflagellé hétérotrophe *Noctiluca scintillans* en juin. L'importance de ce dernier a quelque peu perturbé les abondances et la distribution des espèces, notamment (i) des copépodes adultes avec qui ils sont en compétition pour l'ingestion du phytoplancton, et (ii) des copépodites dont ils se nourrissent parfois ainsi que des œufs de copépodes, d'où une plus grande mortalité et moins de copépodites. Cette espèce étant également connu pour excréter de l'ammoniac dans le milieu, il est possible aussi que beaucoup d'organismes aient préféré rester au large (copépodes, appendiculaires, ...). Suite à cet épisode, les abondances des holoplanctontes sont reparties à la hausse et étaient conformes aux observations antérieures. Seules les abondances du mois d'octobre étaient largement supérieures à ce que l'on observe en moyenne depuis 1993. La succession des espèces au cours de l'année 2016 était aussi conforme à celle des années précédentes, même si comme l'an passé les abondances des espèces printanières de copépodes étaient en deçà de ce que l'on observe habituellement.

Cette année aura une nouvelle fois permis de confirmer la présence sur le site de Gravelines de deux espèces non indigènes, le cténaire *Mnemiopsis leidyi*, découvert en 2009, et le copépode, *Pseudodiaptomus marinus*, découvert en 2010. La période de présence de ce dernier semble se confirmer sur la deuxième partie de l'année, avec une production des jeunes stades copépodites à la fin de l'été.

Concernant le développement du plancton gélatineux, la période de forte abondance des groseilles de mer (*Pleurobrachia pileus*) s'est étendue de mai à août ($< 2,1 \text{ ind.}\cdot\text{m}^{-3}$), alors que celle de l'espèce introduite, *M. leidyi* se situe plutôt de septembre à décembre. Toutefois, les abondances de *M. leidyi* restent très faibles ($< 0,11 \text{ ind.}\cdot\text{m}^{-3}$) et ne constituent pour le moment pas un problème pour le bon fonctionnement du système de refroidissement du CNPE de Gravelines.

La surveillance du milieu récepteur des eaux de rejet du CNPE de Gravelines montre que les abondances enregistrées au niveau du point *contrôle* s'inscrivent dans l'intervalle de celles des points *prise* et *référence*, et que l'influence du panache de rejet sur la variabilité spatio-temporelle de la population zooplanctonique à une emprise très locale. La situation géographique particulière du point *prise* (à l'intérieur du port ouest de Dunkerque, phénomène de rétention des eaux plus important) par rapport au point *référence*, situé plus au large, explique aussi les différences d'abondances que l'on peut observer sans que cela soit en lien avec les activités du CNPE.



Annexe 6.1 : Nombre d'individus observés et abondance de *Pseudodiaptomus marinus* au cours de la période de surveillance 2010-2016

Date	Nom Centrale	Nom Point	Taxon	Stade	Sexe	Nb indiv.	Ab (ind. m ³)
26/11/2010	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	2	4.3
10/01/2011	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Mâle	1	0.2
16/02/2011	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Femelle	1	0.2
14/09/2011	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Femelle	1	1.3
14/09/2011	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	1	1.3
27/09/2011	Gravelines	Contrôle	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	1	2.1
27/09/2011	Gravelines	Radeau	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	1	5.5
27/09/2011	Gravelines	Référence	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	2	3.3
14/10/2011	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	4	7.0
17/11/2011	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	4	2.4
17/11/2011	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Mâle	2	1.2
13/12/2011	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Femelle	1	0.4
13/12/2011	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Mâle	5	1.9
27/09/2012	Gravelines	Contrôle	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Femelle	4	6.0
27/09/2012	Gravelines	Contrôle	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Mâle	1	1.5
27/09/2012	Gravelines	Contrôle	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	5	7.6
27/09/2012	Gravelines	Radeau	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	2	13.3
19/11/2012	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Femelle	11	4.5
19/11/2012	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Mâle	2	0.8
19/11/2012	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	1	0.4
17/12/2012	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	1	0.1
17/12/2012	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Mâle	3	0.3
17/12/2012	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Femelle	7	0.7
25/03/2013	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Femelle	4	11.1
25/03/2013	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Mâle	2	5.5
14/08/2013	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Femelle	1	0.5
16/09/2013	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Femelle	1	0.8
16/09/2013	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	1	0.8
23/09/2013	Gravelines	Contrôle	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	7	8.2
23/09/2013	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	1	0.4
23/09/2013	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Mâle	1	0.4
23/09/2013	Gravelines	Radeau	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	1	1.2
23/09/2013	Gravelines	Référence	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	3	6.5
23/10/2013	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Femelle	1	1.5
23/10/2013	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Mâle	2	3.0
23/10/2013	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	8	11.8
16/12/2013	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Femelle	11	1.8
16/12/2013	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Mâle	21	3.5
16/12/2013	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	3	0.5
16/01/2014	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Mâle	1	0.1
16/01/2014	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Femelle	2	0.2
27/05/2014	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Femelle	6	18.4
27/05/2014	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Mâle	2	6.1
25/08/2014	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	6	3.7
29/09/2014	Gravelines	Contrôle	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	4	13.7
29/09/2014	Gravelines	Contrôle	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Mâle	4	13.7
29/09/2014	Gravelines	Contrôle	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Femelle	3	10.2
29/09/2014	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	6	8.8
29/09/2014	Gravelines	Radeau	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	9	137.1
29/09/2014	Gravelines	Référence	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	1	7.5
22/10/2014	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Mâle	2	4.2
30/12/2014	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Mâle	1	0.3
15/07/2015	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	1	4.5
11/08/2015	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	1	4.5
10/09/2015	Gravelines	Contrôle	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Femelle	1	37.1
10/09/2015	Gravelines	Contrôle	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Mâle	1	37.1
10/09/2015	Gravelines	Contrôle	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	4	148.4
10/09/2015	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	11	104.9
10/09/2015	Gravelines	Référence	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	4	9.9
26/10/2015	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Femelle	1	1.0
26/10/2015	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Mâle	2	2.0
26/10/2015	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	44	43.6
26/11/2015	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Femelle	3	0.5
26/11/2015	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Mâle	3	0.5
26/11/2015	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	1	0.2
08/03/2016	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Mâle	1	0.2
01/08/2016	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	1	1.5
19/09/2016	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	4	6.4
17/10/2016	Gravelines	Contrôle	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Femelle	6	11.9
17/10/2016	Gravelines	Contrôle	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Mâle	2	4.0
17/10/2016	Gravelines	Contrôle	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	20	39.6
17/10/2016	Gravelines	Prise	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	4	8.6
17/10/2016	Gravelines	Référence	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Femelle	2	0.5
17/10/2016	Gravelines	Référence	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Adulte	Mâle	2	0.5
17/10/2016	Gravelines	Référence	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	11	5.0
17/10/2016	Gravelines	Rejet Amont	<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	Copépodite	ND	5	5.9



Annexe 6.2 Biomasse sestonique lors du suivi mensuel au point prise

Date	Station	Poids sec (mg m ⁻³)	Biomasse C (mg C m ⁻³)	Biomasse N (mg N m ⁻³)	rapport C/N	%C	%N
26/11/2015	Prise	72.9	5.45	0.99	5.5	7.47	1.36
14/12/2015	Prise	14.7	1.56	0.29	5.4	10.68	1.96
21/01/2016	Prise	10.2	1.72	0.34	5.1	16.77	3.32
22/02/2016	Prise	19.3	2.45	0.40	6.1	12.68	2.08
08/03/2016	Prise	33.8	5.20	0.95	5.5	15.35	2.80
05/04/2016	Prise	71.3	16.42	3.54	4.6	23.04	4.97
24/05/2016	Prise	92.4	13.80	2.36	5.8	14.93	2.56
21/06/2016	Prise	73.1	13.68	2.76	5.0	18.73	3.78
05/07/2016	Prise	61.4	16.75	3.60	4.6	27.28	5.87
01/08/2016	Prise	56.8	11.18	2.30	4.9	19.68	4.05
19/09/2016	Prise	41.1	5.49	0.97	5.7	13.38	2.37
17/10/2016	Prise	160.1	15.44	2.88	5.4	9.65	1.80

Annexe 6.3 Biomasse sestonique lors des missions en mer

Date	Station	Biomasse (mg m ⁻³)	Biomasse C (mg C m ⁻³)	Biomasse N (mg N m ⁻³)	rapport C/N	%C	%N
21/06/2016	Prise	73.1	13.68	2.76	5.0	18.73	3.78
21/06/2016	Rejet Amont	62.5	10.35	1.95	5.3	16.57	3.12
21/06/2016	Contrôle	39.1	6.04	1.11	5.4	15.46	2.85
21/06/2016	Référence	22.8	3.76	0.68	5.6	16.50	2.97
17/10/2016	Prise	160.1	15.44	2.88	5.4	9.65	1.80
17/10/2016	Rejet Amont	34.7	6.31	0.92	6.9	18.17	2.64
17/10/2016	Contrôle	127.2	24.86	4.93	5.0	19.54	3.87
17/10/2016	Référence	91.2	14.23	2.53	5.6	15.61	2.78



7. ICHTYOPLANCTON ET LARVES DE CREVETTE GRISE

Rédaction : Christophe Loots (RH/BL)

Analyses : Valérie Lefebvre (RH/BL)

Prélèvements : Elvire Antajan (LER/BL)
Josselin Caboche (RH/BL)
Rémy Cordier (LER/BL)
Valérie Lefebvre (LER/BL)





Le site de Gravelines s'inscrit dans une famille d'aires côtières de nutrition, de frayères et de nourriceries, en particulier pour les espèces de poissons telles que la sole (*Solea solea*) et le sprat (*Sprattus sprattus*) ainsi que pour certains crustacés comme la crevette grise (*Crangon crangon*).

La sole commune constitue l'une des grandes ressources halieutiques du secteur. Le site de Gravelines se situe à proximité du barycentre de la frayère de mer du Nord. Les œufs et larves de sole forment ainsi un élément caractéristique du plancton de Gravelines et les cycles annuels d'abondance sont bien reproductibles.

Le sprat, bien que n'étant pas exploité à Gravelines, est une espèce très représentative des peuplements du secteur et régulièrement présente dans le plancton. L'abondance de ses phases œufs et larves, jointe à la reproductibilité des cycles d'abondance en fait également une espèce caractéristique du site. En effet, bien que pélagique et migrateur, le sprat forme des populations relativement inféodées à un secteur donné. Celles-ci s'égrènent le long des côtes du sud de la mer du Nord, essentiellement les côtes belges et hollandaises.

La crevette grise est nettement plus abondante sur le site de Gravelines du fait du substrat sablo-vaseux qui lui est particulièrement favorable et les densités de zoés y étaient nettement supérieures à celles relevées sur d'autres sites de Manche, comme Penly, Paluel ou Flamanville. La période de reproduction de la crevette grise est très étendue et ses zoés sont a priori présentes tout au long de l'année.

7.1. Historique du suivi

Depuis son début en 1975, le suivi de l'ichtyoplancton et des larves de crevette grise à Gravelines a connu de nombreuses évolutions en ce qui concerne la période et la fréquence d'échantillonnage, les points de prélèvements suivis et les espèces identifiées.

Quatre points de prélèvements ont été régulièrement échantillonnés (cf. figure 1.8 et tableau 1.6):

- Trois points situés en mer le long d'une radiale, un point *côte* (313), un point *contrôle* (324, situé dans le panache de rejet de la centrale) et un point *large* (318, au-delà de la zone d'influence de la centrale).
- Un point situé à l'entrée du canal de prise d'eau, accessible depuis le pont enjambant le canal, appelé point *prise* (325).

Entre 1975 et 1984, un échantillonnage quasi-mensuel et sur l'ensemble de l'année (à l'exception de 1975 et 1977 où seule une partie de l'année a été échantillonnée) a été réalisé uniquement au niveau des trois points en mer. Toutes les espèces d'œufs et de larves de poissons présentes ainsi que les larves de crevettes grises étaient identifiées.

Entre 1985 et 2000, l'échantillonnage a été restreint à 4 ou 6 campagnes réalisées pendant la période printemps-été (avril-juillet jusque 1987 et avril-juin à partir de 1988). Le point *prise* a commencé à être échantillonné à partir de cette période. Pour ce dernier, avant 2002 le filet n'était pas lesté, ce qui rend difficilement interprétables les données et les variations observées. A partir de 1989, seuls les œufs et larves de sole et de sprat ont été comptabilisés et le suivi de la crevette grise a été arrêté.

7.2. Suivi actuel

Depuis 2001, le suivi de la crevette grise a repris. Quatre campagnes annuelles sont réalisées entre les mois de mars à mai, afin de couvrir au mieux la période de reproduction de la sole et du sprat, deux campagnes où les quatre points sont échantillonnés, qui alternent avec deux campagnes où seul le point *prise* est échantillonné.

7.2.1. Méthodes de prélèvement

Pour les points *côte*, *contrôle* et *large*, les prélèvements sont effectués avec un filet bongo muni de deux filets coniques (diamètre d'ouverture : 60 cm ; maille de 500 µm ; Smith et Richardson, 1977)¹. Les deux réplicats correspondent aux deux filets.

Pour le point *prise*, les prélèvements sont effectués à l'aide d'un filet cylindro-conique (diamètre d'ouverture: 60 cm ; maille de 500 µm). Deux réplicats, correspondant à deux mises à l'eau du filet, sont réalisés.

Les volumes filtrés (V_f) sont calculés à partir des indications de volucompteurs kc-denmark montés à l'entrée des filets selon la formule :

$$V_f = NTrs \times \alpha \times S$$

avec, NTrs le nombre de tours de volucompteur, α le coefficient de conversion du volucompteur (ici $\alpha=0,3$) et S la surface d'ouverture du filet (ici $S=0,28$).

Les mesures de température et de salinité sont réalisées au moyen d'une sonde WTW Multi 340i.

7.2.2. Conservation, identification et dénombrement

Les échantillons collectés sont conservés dans des flacons de deux litres pré-remplis d'une sauce de conservation formolée (concentration finale, 0,9 % ; Mastail et Battaglia 1978¹, Lelièvre *et al.* 2010¹²).

Les œufs et larves de sole et de sprat ainsi que les stades larvaires (zoés et mégalopes) de crevette grise sont triés, identifiés et comptés sous loupe binoculaire sur tout ou partie de l'échantillon. Pour les œufs, deux stades sont distingués, un stade « Non Embryonné » (absence d'un embryon formé) et un stade « Embryonné » (présence d'un embryon formé). Lorsque l'échantillon est trop concentré, un fractionnement à la boîte de Motoda (Motoda 1983³) est réalisé de manière à obtenir un sous-échantillon contenant au moins 100 individus pour chaque groupe identifié (œufs embryonnés de sprat, larves de sole...). Le nombre d'individus comptés est ensuite ramené au volume total de l'échantillon (ind.m⁻³).

L'identification des œufs et larves de sole et de sprat est faite d'après Russel (1976)⁴ et l'identification des stades zoés et mégalopes de crevette grise d'après Martin (2001)⁵.

¹ Smith P.E., Richardson S. 1977. Standard techniques for pelagic fish egg and larval surveys. FAO Fisheries Technics Pap. 175:100 pp.

¹ Mastail, M., Battaglia, A. 1978. Amélioration de la conservation des pigments du zooplancton. Cons. Inter. Explor. Mer (CIEM), Comité de l'Océanographie biologique, L : 20.

² Lelièvre, S., Verrez-Bagnis, V., Jérôme, M., Vaz, S. 2010. PCR-RFLP analyses of formalin-fixed fish eggs for the mapping of spawning areas in the Eastern Channel and Southern North Sea, Journal of Plankton Research; doi: 10.1093/plankt/fbq067.

³ Motoda, S. 1959. Devices of simple plankton apparatus. Memoirs. Faculty of fisheries. Hokkaido University 7, 73-94.

⁴ Russel, F.S. 1976. The Eggs and Planktonic Stages of British Marine Fishes. Academic Press, London-New York-San Francisco, 524 pp.

⁵ Martin, J. 2001. Les larves de crustacés décapodes des côtes françaises de la Manche. Identification, période, abondance. IFREMER, France, 175 pp.

7.3. L'année 2016

En 2016, les campagnes se sont déroulées les 22 mars, 05 avril, 20 avril et 11 mai (tableau 6.1).

Tableau 6.1. Caractéristiques des campagnes d'échantillonnage de l'ichtyoplancton et des larves de crevette grise sur le site du CNPE de Gravelines au printemps 2016

N° de campagne	Date	Point	Réplicats	Heure du prélèvement	Température surface (°C)	Salinité	Durée du trait (min)	Volume filtré (m ³)
345	22/03/2016	Prise	1	10:25	7.7	33.1	10	156.9
			2	10:40			10	155.4
346	05/04/2016	Prise	1	10:03	9.9	33.8	8	66.6
			2	10:17			8	81.5
		Côte	1	12:11	10.6	33.9	2	50.8
			2				2	43.8
		Contrôle	1	11:55	9.7	34.1	3	69.0
			2				3	68.6
		Large	1	11:39	9.5	34.1	3	71.9
			2				3	72.4
347	20/04/2016	Prise	1	11:08	11.1	33.9	5	40.5
			2	11:19			5	49.9
348	11/05/2016	Prise	1	14:58	13.7	34.2	5	81.1
			2	15:15			5	72.3
		Côte	1	17:29	13.7	34.1	2	26.0
			2				2	24.0
		Contrôle	1	17:14	14.2	33.6	2	31.8
			2				2	36.0
		Large	1	16:55	14.5	34.2	3	48.6
			2				3	51.1

7.3.1. La sole (*S. solea*)

Les abondances des œufs et des larves de sole pour le printemps 2016 sont présentées dans le tableau 7.2 et la figure 7.1.

En 2016, les abondances les plus fortes ont été observées lors des deux premières campagnes et étaient dominées principalement par des œufs non-embryonnés. Des larves ont été observées au point *large* dès la deuxième campagne et lors des campagnes suivantes sur l'ensemble des points.



Tableau 6.2. Abondances (ind.m^{-3}) des œufs (NE, Non Embryonnés ; E, Embryonnés) et des larves de sole sur le site du CNPE de Gravelines au printemps 2016

N° de campagne	Point	Réplicats	Total œufs	Œufs NE	Œufs E	Larves
345	Prise	1	4.15	3.29	0.86	0.00
		2	2.42	1.76	0.66	0.01
		Moyenne	3.29	2.53	0.76	0.01
346	Prise	1	1.69	0.89	0.80	0.02
		2	2.11	1.14	0.97	0.02
		Moyenne	1.90	1.02	0.89	0.02
	Côte	1	3.33	2.56	0.77	0.02
		2	2.63	1.78	0.85	0.02
		Moyenne	2.98	2.17	0.81	0.02
	Contrôle	1	3.96	2.97	0.99	0.04
		2	5.26	4.23	1.03	0.01
		Moyenne	4.61	3.60	1.01	0.03
Large	1	1.41	0.92	0.49	0.28	
	2	1.88	1.34	0.54	0.26	
	Moyenne	1.65	1.13	0.52	0.27	
347	Prise	1	1.58	0.32	1.26	0.25
		2	2.08	0.52	1.56	0.04
		Moyenne	1.83	0.42	1.41	0.15
348	Prise	1	0.23	0.07	0.16	0.07
		2	0.38	0.06	0.32	0.12
		Moyenne	0.31	0.07	0.24	0.10
	Côte	1	0.39	0.12	0.27	0.19
		2	0.74	0.12	0.62	0.04
		Moyenne	0.57	0.12	0.45	0.12
	Contrôle	1	1.29	0.50	0.79	0.50
		2	1.41	0.83	0.58	0.36
		Moyenne	1.35	0.67	0.69	0.43
Large	1	0.80	0.37	0.43	0.25	
	2	0.92	0.25	0.67	0.22	
	Moyenne	0.86	0.31	0.55	0.24	

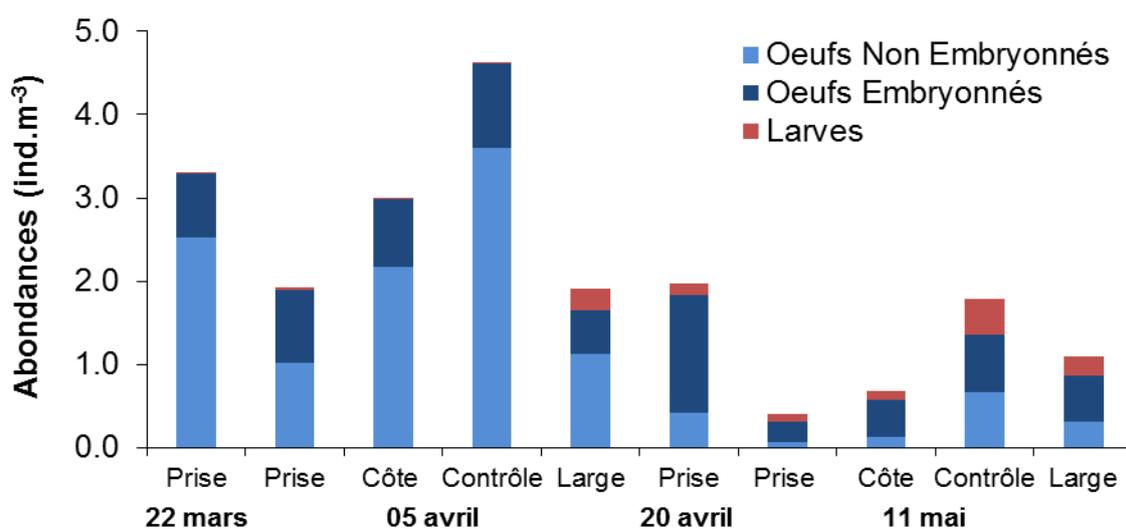


Figure 7.1 Abondances totales (moyennes des deux réplicats en ind.m^{-3}) des œufs et larves de sole sur le site du CNPE de Gravelines au printemps 2016 en fonction de la date et du point de prélèvement



L'évolution des abondances des œufs et larves de sole observés depuis 1976 sur le site de Gravelines est présentée figure 7.2. Pour les œufs, l'année 2016 apparaît parmi les années présentant des abondances plutôt élevées sur l'ensemble des 4 points. Les abondances observées en 2016 étaient plus élevées qu'en 2015 et étaient plus similaires à celles de 2014. Pour les larves, l'année 2016 s'inscrit dans une série de 5 années consécutives (2012-2016) où les abondances semblent repartir à la hausse par rapport à la période 2009-2011.

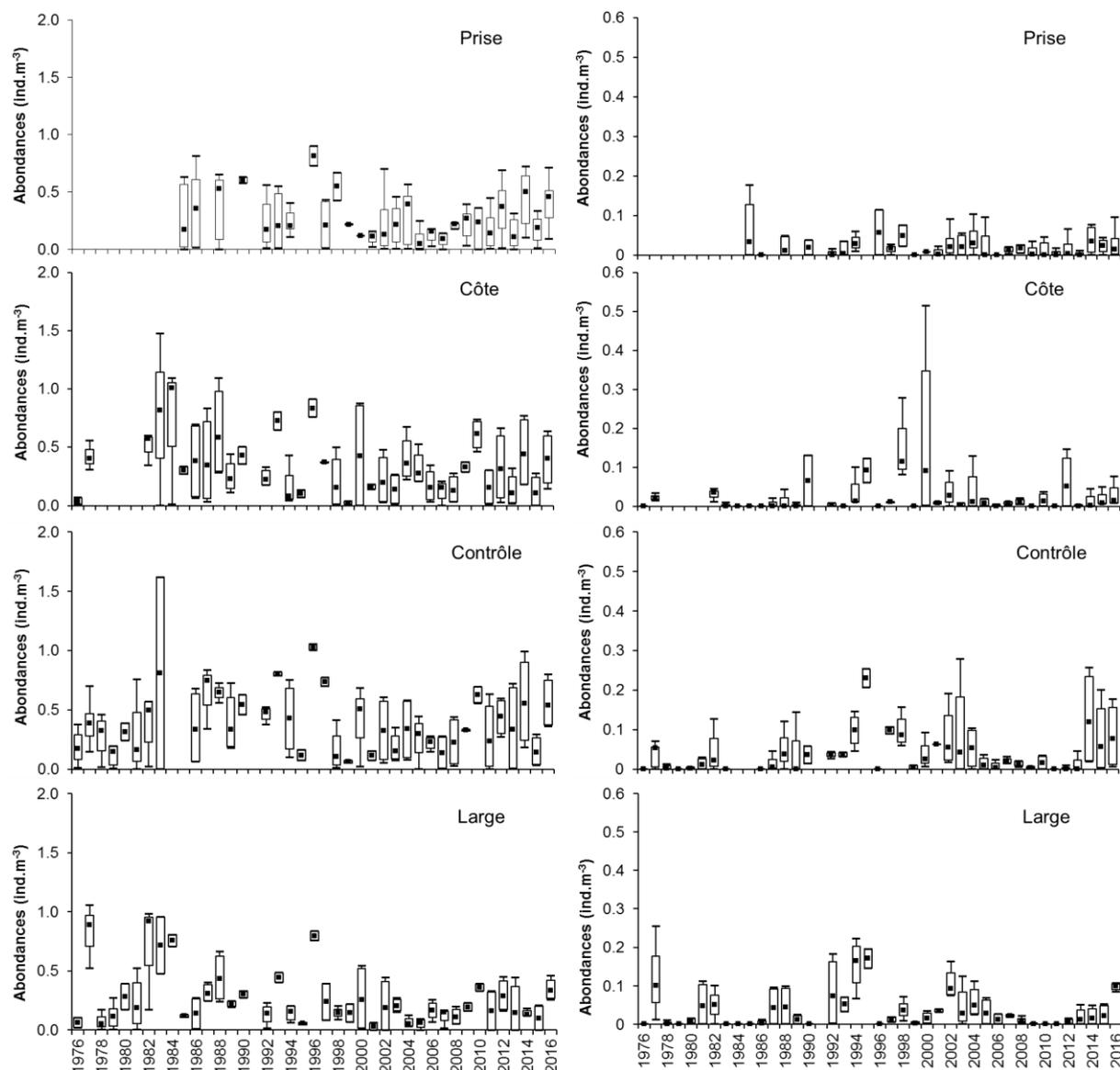


Figure 7.2 : Abondances log-transformées (ind.m^{-3}) des œufs (gauche) et larves (droite) de sole observées aux points *Prise*, *Côte*, *Contrôle* et *Large* du site du CNPE de Gravelines entre mars et mai depuis 1976

7.3.2. Le sprat (*S. sprattus*)

Les abondances des œufs et larves de sprat pour le printemps 2016 sont présentées dans le tableau et la figure 7.3. En 2016, les abondances ont été les plus élevées lors des deux dernières campagnes, avec principalement des œufs non-embryonnés et embryonnés. Des larves ont été observées principalement lors de la troisième campagne notamment aux points *côte* et *contrôle*. Il est probable qu'en 2016 la période de ponte du sprat n'ait pas été entièrement couverte.

Tableau 7.3. Abondances (ind.m⁻³) des œufs (NE, non embryonnés ; E, embryonnés) et des larves de sprat sur le site du CNPE de Gravelines au printemps 2016

N° de campagne	Point	Réplicats	Total œufs	Œufs NE	Œufs E	Larves
345	Prise	1	0.43	0.11	0.32	0.03
		2	0.49	0.10	0.39	0.08
		Moyenne	0.46	0.11	0.36	0.06
346	Prise	1	0.08	0.00	0.08	0.42
		2	0.03	0.01	0.02	0.42
		Moyenne	0.06	0.01	0.05	0.42
	Côte	1	0.06	0.02	0.04	0.00
		2	0.20	0.09	0.11	0.00
		Moyenne	0.13	0.06	0.08	0.00
	Contrôle	1	0.25	0.22	0.03	0.01
		2	0.31	0.03	0.28	0.13
		Moyenne	0.28	0.13	0.16	0.07
Large	1	0.80	0.24	0.56	0.15	
	2	0.92	0.46	0.46	0.30	
	Moyenne	0.86	0.35	0.51	0.23	
347	Prise	1	0.83	0.07	0.76	0.02
		2	0.90	0.24	0.66	0.10
		Moyenne	0.87	0.16	0.71	0.06
348	Prise	1	6.52	4.00	2.52	0.28
		2	9.77	5.59	4.18	0.15
		Moyenne	8.15	4.80	3.35	0.22
	Côte	1	8.78	3.85	4.93	0.89
		2	8.84	3.92	4.92	0.37
		Moyenne	8.81	3.89	4.93	0.63
	Contrôle	1	13.83	6.79	7.04	0.85
		2	11.29	5.56	5.73	0.19
		Moyenne	12.56	6.18	6.39	0.52
Large	1	7.33	2.76	4.57	0.08	
	2	3.52	2.29	1.23	0.20	
	Moyenne	5.43	2.53	2.90	0.14	

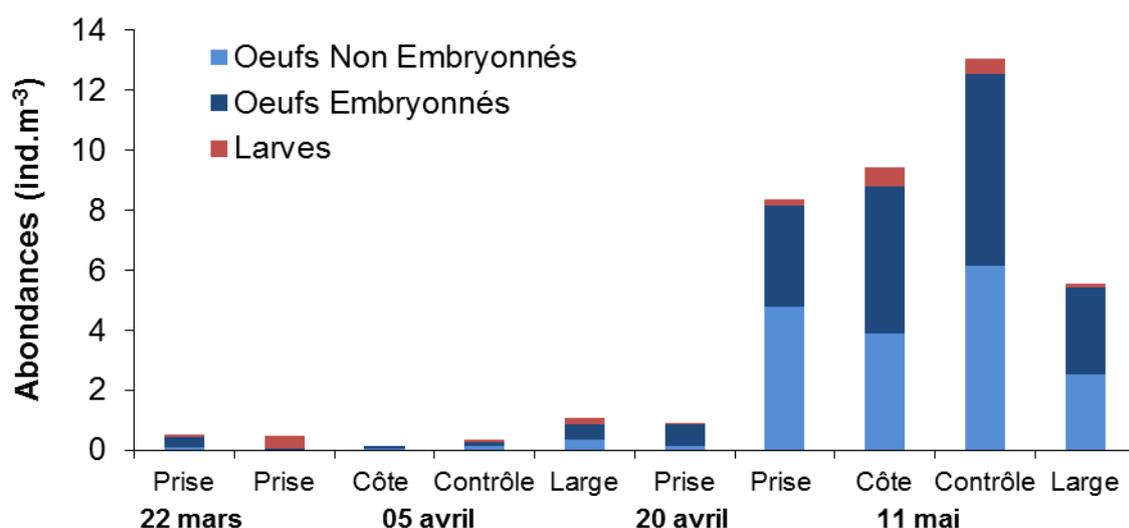


Figure 7.3. Abondances totales (moyennes des deux réplicats en ind.m⁻³) des œufs et des larves de sprat sur le site du CNPE de Gravelines au printemps 2016 en fonction de la date et du point de prélèvement



L'évolution des abondances des œufs et larves de sprat sur le site de la centrale de Gravelines depuis 1976 est présentée figure 7.4. Pour les œufs, l'année 2016 suit la tendance d'une période de plus fortes abondances observée depuis les dernières années sur l'ensemble des 4 points. Pour les larves, l'année 2016 est également comparable aux années 2014 et 2015 qui présentaient des abondances plus élevées que les années précédentes.

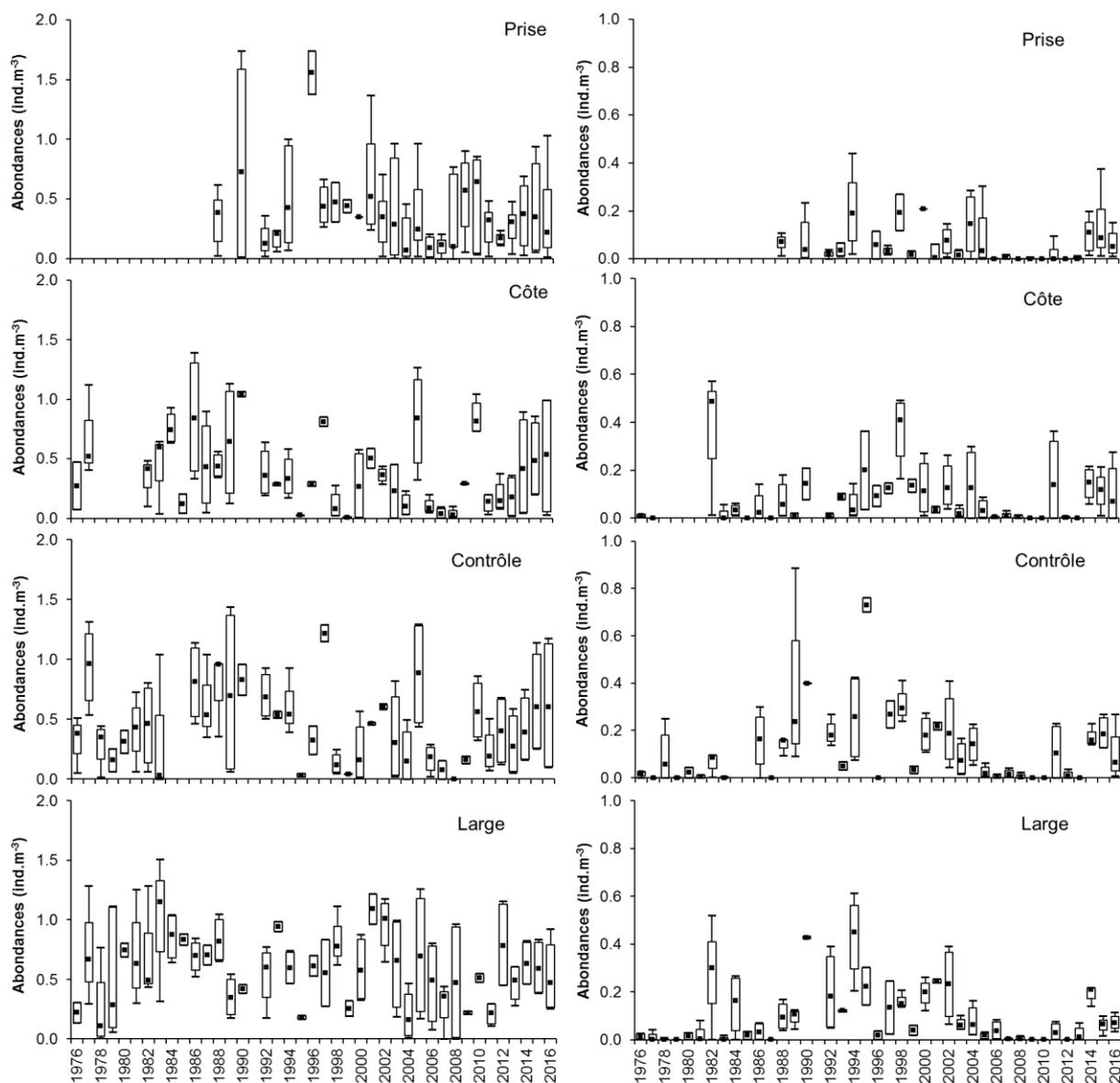


Figure 7.4 : Abondances log-transformées (ind.m^{-3}) des œufs (gauche) et larves (droite) de sprat observées aux points *Prise*, *Côte*, *Contrôle* et *Large* du site du CNPE de Gravelines entre mars et mai depuis 1976

7.3.3. La crevette grise (*C. crangon*)

Les abondances de zoés et mégalopes de crevette grise sur le site du CNPE de Gravelines en 2016 sont présentées dans le tableau 7.4 et figure 7.5. En 2016, ce sont principalement des stades zoés qui ont été observés lors de la dernière campagne notamment aux points *côte*, *contrôle* et *large*.

Tableau 7.4. Abondances (ind.m^{-3}) de zoés et mégalopes de crevette grise sur le site du CNPE de Gravelines au printemps 2016

N° de campagne	Point	Réplicats	Zoés	Mégalo pes
345	Prise	1	0.01	0.00
		2	0.01	0.00
		Moyenne	0.01	0.00
346	Prise	1	0.00	0.00
		2	0.00	0.00
		Moyenne	0.00	0.00
	Côte	1	0.00	0.00
		2	0.00	0.00
		Moyenne	0.00	0.00
Contrôle	1	0.00	0.00	
	2	0.00	0.00	
	Moyenne	0.00	0.00	
347	Prise	1	0.00	0.00
		2	0.00	0.00
		Moyenne	0.00	0.00
348	Prise	1	0.06	0.00
		2	0.04	0.00
		Moyenne	0.05	0.00
	Côte	1	1.35	0.35
		2	1.50	0.17
		Moyenne	1.43	0.26
	Contrôle	1	1.10	0.06
		2	1.45	0.03
		Moyenne	1.28	0.05
	Large	1	1.05	0.00
		2	1.63	0.04
		Moyenne	1.34	0.02

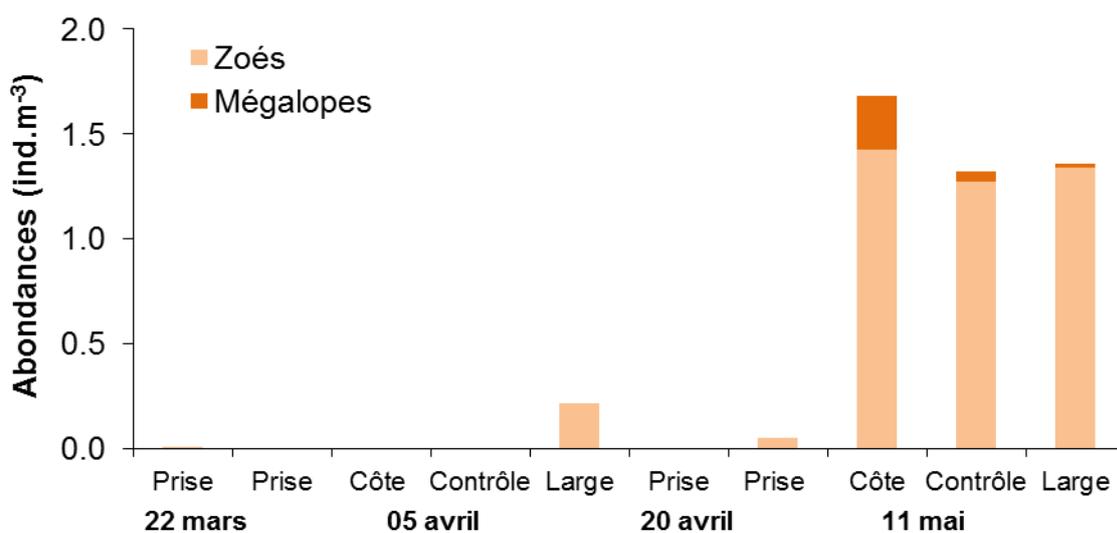


Figure 7.5 Abondances (moyennes sur les deux réplicats en ind.m^{-3}) des zoés et mégalopes de crevette grise sur le site du CNPE de Gravelines au printemps 2016 en fonction de la date et du point de prélèvement



L'évolution des abondances de zoés et mégalopes de crevette grise sur le site du CNPE de Gravelines depuis 1976 est présentée au niveau de la figure 7.6. L'année 2016 montrait des abondances de zoés contrastées en fonction du point de prélèvement par rapport aux années précédentes. Au point *prise*, les abondances étaient plus faibles tandis qu'aux autres points les abondances étaient semblables voire plus élevées. Pour les mégalopes, les abondances restaient faibles en 2016 sauf pour le point *côte* où elles étaient comparables à celles de 2015.

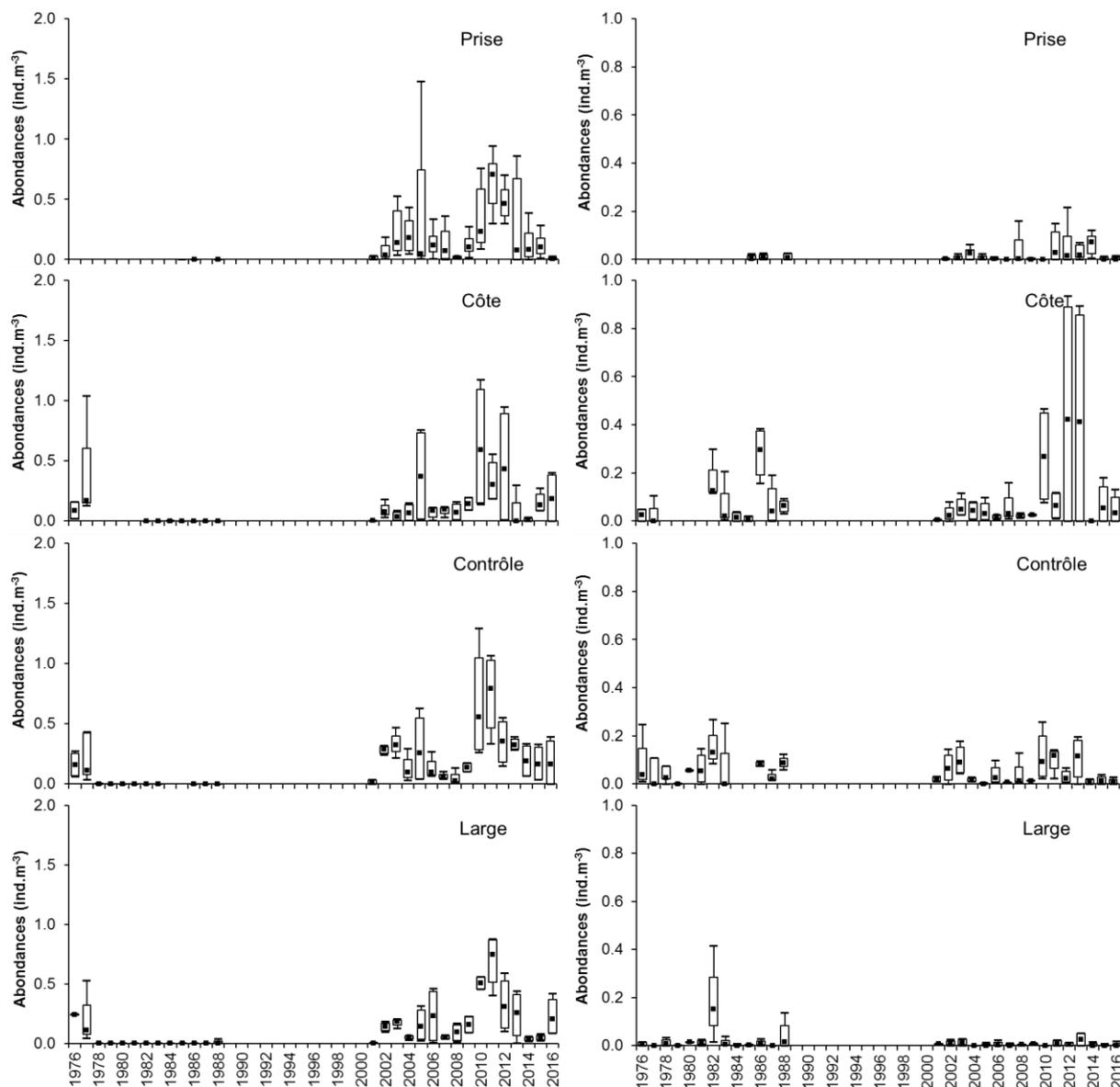


Figure 7.6 : Abondances log-transformées (ind.m^{-3}) des zoés (gauche) et mégalopes (droite) de crevette grise observées aux points *Prise*, *Côte*, *Contrôle* et *Large* du site du CNPE de Gravelines entre mars et mai depuis 1976

7.4. Éléments de conclusion

En 2016, les abondances d'œufs de sole étaient supérieures à celles observées en 2015 et similaires à celles observées en 2014 tandis que pour les larves les abondances étaient semblables voire supérieures notamment pour le point *large*. Pour le sprat, l'année 2016 confirme la tendance d'abondances plus élevées observées depuis quelques années au niveau du CNPE de Gravelines.



Une analyse rapide de toutes les espèces d'œufs et de larves de poissons présentes dans les échantillons montre des quantités non négligeables d'autres espèces d'œufs (motelles, limande, flet, sardine, anchois...) et de larves (hareng, flet) qu'il serait nécessaire de prendre en compte si l'on veut avoir une vision plus complète de la diversité ichtyoplanctonique présente sur le site de Gravelines.

Pour la crevette grise, les abondances des zoés en 2016 étaient semblables à celles de 2015 à l'exception du point *prise* où elles étaient inférieures et du point *large* où elles étaient supérieures.

L'échantillonnage tel qu'il est réalisé actuellement ne permet pas de couvrir entièrement la période larvaire de la sole, du sprat et ne couvre qu'une petite partie de celle de la crevette grise. De plus, les abondances observées au point *prise* ne sont pas interprétables avant 2002 et l'échantillonnage deux fois par an pour les points *côte*, *contrôle* et *large* reste très insuffisant et conduit à une variabilité élevée chaque année, ce qui rend difficile l'interprétation de l'évolution à long terme.



8. LE DOMAINE BENTHIQUE INTERTIDAL

Rédaction : Mélanie Rocroy (GEMEL)

Analyses : Stéphanie Dorthé (GEMEL)
Mélanie Rocroy (GEMEL)
Thierry Ruellet (GEMEL)
Jean-Denis Talleux (GEMEL)

Prélèvements : Thomas Chaumont (GEMEL)
Aurélie Foveau (GEMEL)
Sarah Itoiz (GEMEL)
Jules Pecque (GEMEL)
Mélanie Rocroy (GEMEL)
Thierry Ruellet (GEMEL)



8.1. Introduction

Les études écologiques menées depuis 1973 sur l'estran de Petit Fort Philippe ont permis d'avoir une bonne connaissance des facteurs qui déterminent l'organisation, la répartition et l'évolution des peuplements benthiques intertidaux.

Ces peuplements sont sous l'influence directe de deux principaux facteurs de l'environnement : la salinité et la teneur en fines du sédiment. Il a été démontré également que l'impact thermique de la centrale pouvait jouer un rôle important dans la structuration bionomique de l'estran, notamment au niveau de deux populations d'annélides polychètes de la famille des spionidés : *Spio martinensis* et *Pygospio elegans*. Ces deux populations se répartissent sur l'estran en fonction de leur préférence thermique, *P. elegans* étant plus thermophile que *S. martinensis*. Il faut néanmoins relativiser l'ampleur de cet impact dans la mesure où l'exclusion réciproque des deux populations n'est pas systématique et que la densité de population des deux espèces varie fortement. Les modifications bionomiques mises en évidence sur l'estran de Gravelines peuvent être expliquées dans une large mesure par les évolutions respectives de ces trois facteurs. Ces altérations sont particulièrement évidentes au niveau des populations de la partie supérieure de l'estran et notamment de celles du peuplement des espèces vasicoles et d'eaux saumâtres. Les niveaux inférieurs de l'estran sont caractérisés depuis plusieurs années par une grande stabilité bionomique qui ne peut être remise en cause temporairement que par la résonance dans ces niveaux des phénomènes qui se déroulent dans le milieu subtidal proche. Ces phénomènes sont toujours indépendants du fonctionnement de la centrale.

8.2. Matériels et méthodes

La stratégie d'échantillonnage a été modifiée lors de l'étude de 2000. En effet, étant donnée la stabilité bionomique des niveaux inférieurs depuis plusieurs années, ne révélant par ailleurs aucun impact de la centrale, il avait été décidé de porter davantage notre attention sur la continuité de l'impact mis en évidence dans les niveaux supérieurs de l'estran et de délaissier les niveaux inférieurs. Dans ce but, deux points en haut niveau (point M) et en moyen niveau supérieur (point N) sur une nouvelle radiale située entre les deux radiales précédemment étudiées ont été rajoutés en 2000. Cependant, lors des campagnes réalisées depuis 2000 nous avons conservé la grille d'échantillonnage des niveaux inférieurs du fait du recrutement de *Donax vittatus*, espèce qui n'avait pas été récoltée depuis de nombreuses années sur l'estran.

8.2.1. Plan d'échantillonnage

La campagne a eu lieu le 5 juin 2016. Sur chacune des 10 stations échantillonnées, 13 réplicats ont été effectués à l'aide d'un carottier de 16 cm de diamètre, ce qui représente une surface d'échantillonnage de 0,26 m² (surface identique à celle réalisée les années précédentes). Les prélèvements ont été tamisés sur place à l'aide d'un tamis de 1 mm de vide de maille carrée. Ils ont par la suite été fixés au formol neutralisé à 5 %, additionné de rose bengale. Ces prélèvements vont servir à la caractérisation de la faune en place. Une quatorzième carotte a été faite afin de caractériser la granulométrie du sédiment. Ces prélèvements sédimentologiques ont été congelés de retour au laboratoire.

Les coordonnées et les heures de chacune des carottes ont été relevées (annexe 8.1). Le positionnement des prélèvements est présenté figure 8.1. Cette année, la station L a été décalée d'une trentaine de mètres par rapport au point théorique (cf. figure 1.8) puisque ce dernier se trouvait sous l'eau, au milieu d'une bêche.





Figure 8.1 : Positions des prélèvements du benthos intertidal (coordonnées en Lambert 1, en m)
(Source : Ortho Littorale 2000)

8.2.2. Granulométrie

Pour chaque prélèvement, le sédiment a été parfaitement dessalé à l'eau douce par trois lavages successifs afin de supprimer toutes traces de sel qui provoque par cristallisation des agrégats de grains. Chaque prélèvement a ensuite été desséché à l'étuve à 110°C pendant au moins 48 h et tamisé de suite ou maintenu dans l'étuve jusqu'à son tamisage. Etant donnée les teneurs en particules très fines, le sédiment a d'abord été tamisé sur un tamis de vide de maille 40 μm . La fraction ainsi obtenue a ensuite été séchée et pesée à part. Une série de 26 tamis de type AFNOR (allant de 20 cm à 40 μm de vide de maille, suivant une progression géométrique de raison $^{10}\sqrt{10}$) a été utilisée (tableau 8.1). Au vu des types sédimentaires, un tamisage manuel a été effectué sur les deux premiers vides de maille (20, 5 et 2 cm). Le tamisage mécanique a été réalisé en plaçant le reste des tamis par ordre décroissant de vide de maille en deux colonnes vibrantes successives :

- Tamis de 6,3 mm à 1,6 mm,
- Tamis de 1,25 mm à 250 μm pendant,
- Tamis de 200 à 400 μm .

Ce tamisage mécanique a été réalisé à l'aide d'une tamiseuse « Octagon digital » pendant une durée de 20 minutes pour toutes les fractions. La masse de chaque refus de tamis a été mesurée. Les pesées ont été réalisées à l'aide d'une balance électronique à 0,01 g près.

La masse de la fraction inférieure à 40 μm a été calculée en additionnant la valeur de la pesée du sédiment ayant traversé le tamis de 40 μm lors du tamisage mécanique et la valeur de la pesée du sédiment recueilli par décantation lors du dessalage.

Les résultats ont ensuite été ramenés en pourcentage du poids total de l'échantillon. Le pourcentage de fines du sédiment ainsi que son taux d'humidité ont également été notés.



Les différentes mesures de tamis ont ensuite été regroupées en six classes :

- Pélites : fraction inférieure à 50 µm,
- Sables fins : fractions de 50 à 160 µm,
- Sables moyens : fractions de 200 à 400 µm,
- Sables grossiers : fractions de 500 µm à 1,6 mm,
- Graviers fins : fraction de 2 mm à 4 mm,
- Graviers grossiers : fraction de 5 mm et plus.

Tableau 8.1 : Série de tamis utilisée pour l'analyse granulométrique

Classe	Maille (µm)
Blocs	200000
Galets et coquilles	50000
	20000
Graviers	6300
	5000
Granules	4000
	3150
	2500
	2000
Sables grossiers	1600
	1250
	1000
Sables moyens	800
	630
	500
Sables fins	400
	315
	250
	200
Sablons	160
	125
	100
Sablons fins	80
	63
	50
Silts et argiles	40
	< 40

8.2.3. Matière organique

La teneur en matière organique se mesure par « perte au feu ». La fraction tamisée inférieure à 63 µm, dont le poids est connu, a été conservée pour être ensuite portée à calcination à 465°C pendant 6 h. Les échantillons sont alors à nouveau pesés. La teneur de MO (Matière Organique) est finalement calculée par cette équation :

$$\text{Teneur en MO (\%)} = [(PS-PV)-(PC-PV)] \times 100 / (PS-PV)$$

Avec, PS = Poids Sec, PV = poids du contenant utilisé pour la mesure et PC = Poids de Cendres.



8.2.4. Identification et dénombrement de la macrofaune benthique intertidale

Au laboratoire, les échantillons de sédiment contenant la macrofaune ont tout d'abord été rincés afin d'éliminer le fixateur (formol). Les échantillons ont été rincés au fur et à mesure de l'avancement des travaux, afin d'éviter toute dégradation des organismes. Ensuite, un tri à vue méticuleux du refus de tamis par la méthode d'agitation-flottaison a permis d'extraire le macrozoobenthos du sédiment. Une première répartition par groupes taxinomiques a été réalisée lors de cette étape.

Les déterminations ont été menées autant que possible jusqu'au niveau spécifique. Elles ont été réalisées sous une loupe binoculaire et, lorsque cela s'avérait nécessaire, sous microscope. En cas d'incertitude quant à l'identification au niveau de l'espèce, le rang taxinomique le plus sûr a été adopté (genre, parfois famille, voire à un niveau nettement supérieur dans le cas des németes par exemple).

Pour chaque prélèvement, le nombre d'espèces ainsi que le nombre exact d'individus par espèce pour l'endofaune et pour l'épifaune vagile ont été comptabilisés. Une photographie de chaque taxon a été prise afin de constituer une photothèque de référence.

8.2.5. Biomasses de la macrofaune benthique intertidale

La biomasse de la macrofaune benthique a été déterminée par espèce et par station et exprimée en poids sec libre de cendres (PSLC) selon la méthodologie préconisée par le Benthos Ecology Working Group de l'ICES (Anonyme, 1986)¹ et reprise dans la norme ISO/FDIS 16 665 (2005).

Après comptage des individus de chaque espèce, ceux-ci ont été placés dans des papillotes en aluminium, puis séchés à l'étuve à 75°C pendant 24 à 48h jusqu'à l'obtention d'un poids constant. Une première pesée, donnant le poids sec, a été effectuée à 0,01 mg près. Ensuite, les papillotes ont été placées au four à 500°C pendant 6h afin de permettre une calcination complète de la matière organique sans altérer la matière minérale (coquilles de mollusques). Une seconde pesée, donnant le poids de cendres a été effectuée à l'aide de la même balance que lors de l'étape précédente. La différence entre les deux pesées donne le PSLC. Cette méthode permet de s'affranchir des problèmes liés à la teneur en eau des organismes.

8.2.6. Base de données et analyses des données

La base de données (sous Access 2007 ; © Microsoft Corporation) regroupant la totalité des données disponibles a été augmentée des données nouvellement collectées. La table relative à la taxinomie a été mise à jour en se basant sur l'ERMS (The European Register of Marine Species), consulté à la date du 5 décembre 2016. Quatre changements ont été opérés : *Macoma balthica* est désormais dénommée *Limocola balthica*, *Nassarius reticulatus* devient *Tritia reticulata*, *Tellina fabula* devient *Fabulina fabula* et *Tellina tenuis* devient *Macomangulus tenuis*. Aucun nouveau taxon n'a été ajouté.

Les analyses de données ont été effectuées sous le logiciel Primer (en ce qui concerne les analyses de diversité) et sous R (pour les analyses multivariées).

8.2.7. Terminologie utilisée

Les termes utilisés en écologie benthique ont énormément évolué depuis 1973. Récemment, la multiplication des textes officiels gouvernementaux (notamment les textes de classifications en écologie) a montré un mésusage des termes écologiques ; alors qu'il est indispensable d'avoir une terminologie commune pour les notions les plus couramment employées par le plus grand nombre. Pour le présent chapitre (et le suivant) les définitions suivantes ont été adoptées :

¹ Anonyme (1986). Fifth report on the Benthos Ecology Working Group. ICES CM L :27 : 1-33.

- Population : ensemble des individus d'une même espèce sujets aux mêmes évènements démographiques.
- Peuplement : ensemble des populations d'un même niveau taxinomique qui vivent dans le même biotope et qui crée une entité relativement stable et homogène étendue sur une large aire (par exemple, le peuplement des bivalves des sables fins infralittoraux).
- Communauté : ensemble des différentes populations vivant dans des conditions écologiques moyennes dans un endroit donné.
- Assemblage : ensemble des espèces caractérisant un groupe de stations ayant une forte similitude faunistique.

8.3. Résultats

8.3.1. Granulométrie

Les analyses granulométriques ont révélé des sédiments majoritairement constitués de sables fins et de sables moyens, à l'exception de la station L qui était dominée par les sables fins (figure 8.2). Les résultats détaillés sont donnés en annexe 8.2.

La fraction constituée par ces sables représentait entre 79 et 99 % de la composition totale du sédiment (la station E = 79 %, M = 90 %, et toutes les autres ≥ 97 %). Les particules les plus fines ($<63 \mu\text{m}$) étaient en proportion plus élevées dans les stations du haut de l'estran (stations E, M et I ; tableau 8.2). La proportion des particules les plus grossières (graviers fins et graviers grossiers) était faible (inférieure à 3 %). L'ensemble de ces caractéristiques permet de classer les sédiments selon la classification de Folk en deux catégories qui sont présentées à la figure 8.3 :

- sables légèrement graveleux, notés (g)S
- sables fins, notés S
- sables vaseux, notés mS

Tableau 8.2 : Autres caractéristiques des sédiments prélevés le 5 juin 2016

Station	Poids sec analysé	Teneur en fines	Folk	Matière Organique	Humidité
E	156,65 g	20,56 %	mS	0,40 %	20,14 %
F	152,28 g	0,67 %	S	0,03 %	20,64 %
G	140,70 g	0,03 %	(g)S	0,00 %	16,72 %
H	138,78 g	0,20 %	S	0,00 %	17,72 %
I	142,94 g	1,04 %	S	0,07 %	15,72 %
J	149,69 g	0,34 %	S	0,02 %	16,43 %
K	201,34 g	0,05 %	S	0,00 %	17,98 %
L	198,33 g	0,28 %	S	0,02 %	18,40 %
M	165,97 g	10,89 %	mS	0,76 %	23,13 %
N	202,21 g	1,44 %	(g)S	0,09 %	17,66 %

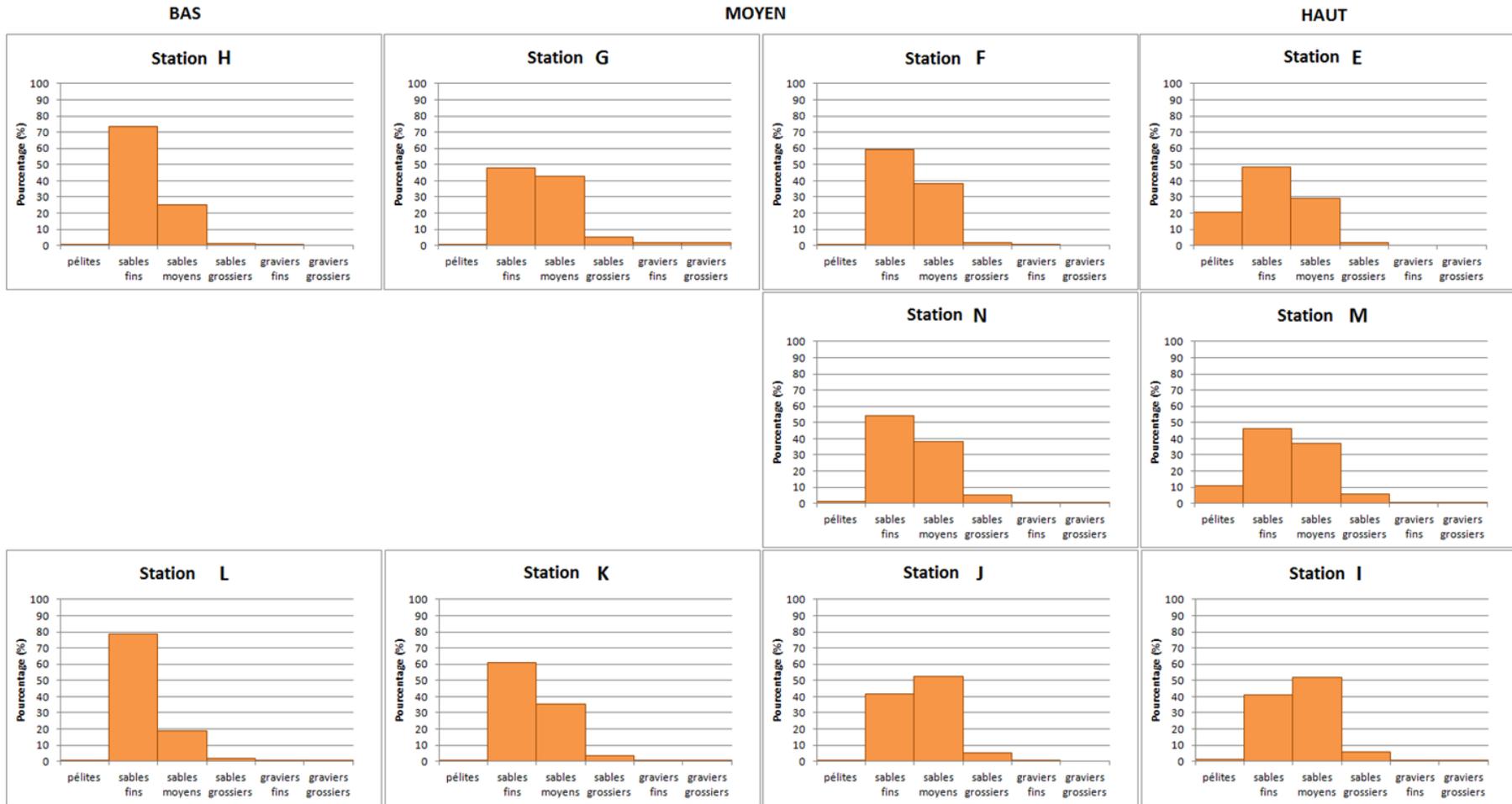


Figure 8.2 : Caractéristiques granulométriques du sédiment (pourcentages pondéraux) en 2016

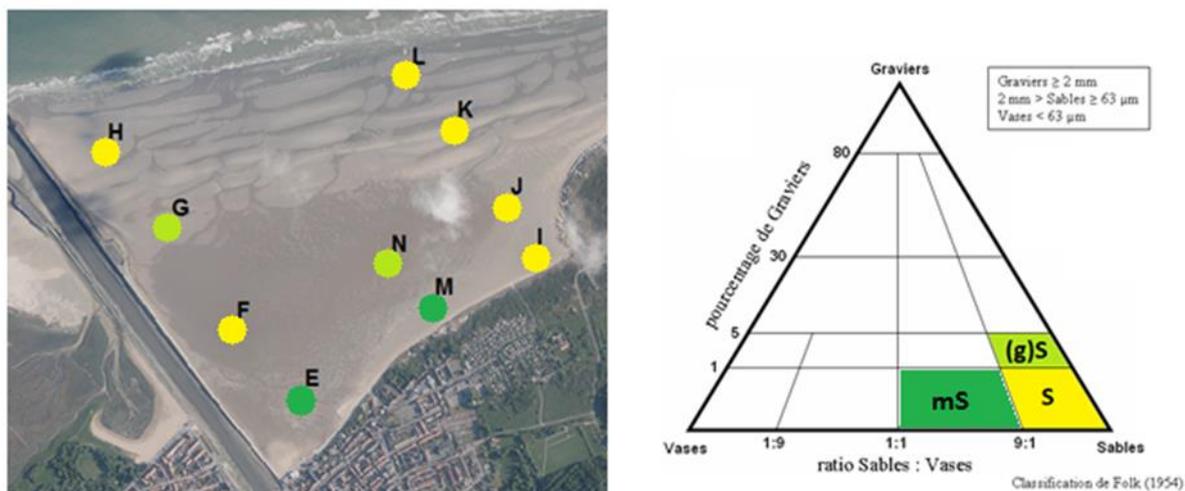


Figure 8.3 : Répartition des types sédimentaires sur l'estran de Petit-Fort-Philippe et classification de Folk associée à cette typologie (Coordonnées en Lambert 1, Sources : Ortho Littorale 2000)

Dans les parties haute et moyenne de l'estran, les catégories les plus fluctuantes étaient les pélites et les graviers (figure 8.4). Pour les stations de bas d'estran, ce sont les proportions entre les sables fins et moyens qui ont varié le plus.

Il apparaît un changement de situation majeur à la station M qui s'est enrichi énormément en pélites par rapport à 2015 et à la station J qui devient elle plus grossière (figure 8.4). Globalement, une diminution des particules les plus grossières est constatée au cours de ces 17 dernières années. L'enrichissement en pélites au niveau de la station E, la plus proche du port, qui avait été noté en 2014 mais pas en 2015, est de nouveau d'actualité en 2016, comme à la station M. Cet enrichissement en pélites est corrélé à la forte teneur en matière organique observée cette année sur ces deux stations (tableau 8.2).

8.3.2. Richesse spécifique et diversité

En 2016, la richesse spécifique (nombre d'espèces) sur l'estran de Petit-Fort-Philippe a légèrement diminué par rapport à l'an dernier (figure 8.5). En effet, 29 taxa ont été identifiés, et aucun nouveau taxon n'a été observé dans les prélèvements.

Ces 33 taxa se décomposaient par ordre décroissant d'importance en arthropodes (11), annélides (11), mollusques (5) et à égale proportion (1) en nématode et némerte. Les proportions de mollusques, nématodes et némertes étaient stables par rapport aux années précédentes, mais par rapport à 2015, le nombre de taxa d'arthropodes a augmenté (passant de 9 à 11) et celui d'annélides a diminué (passant de 16 à 11)

En 2016, la richesse spécifique est restée stable, semblable à 2015, qui était considérée comme le niveau "normal" (conforme aux valeurs observées de 2004 à 2012). Cependant, la valeur de la station E était parmi les plus basses, ce qui est semblable à 2000 et 2008 (figure 8.6). Quatre fois plus de prélèvements par rapport à 2015 (soit 18 prélèvements : E1, E2, F11, H12, I8, I9, I10, I11, I12, I13, J12, J13, K9, K12, K13, L1, L12 et M8) se sont révélés être azoïques

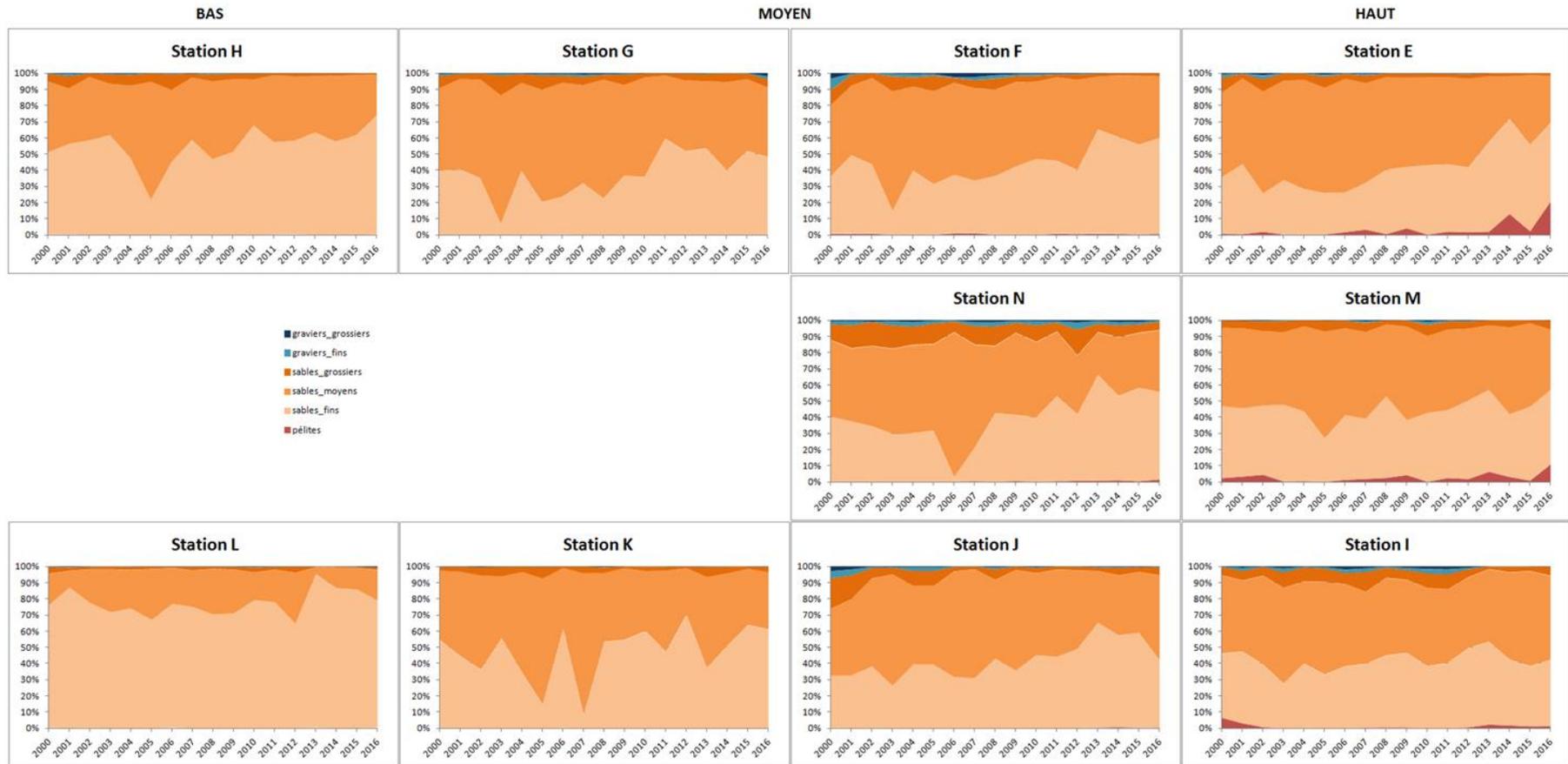


Figure 8.4 : Évolution des proportions des catégories sédimentaires sur les dix stations de l'estran depuis l'an 2000

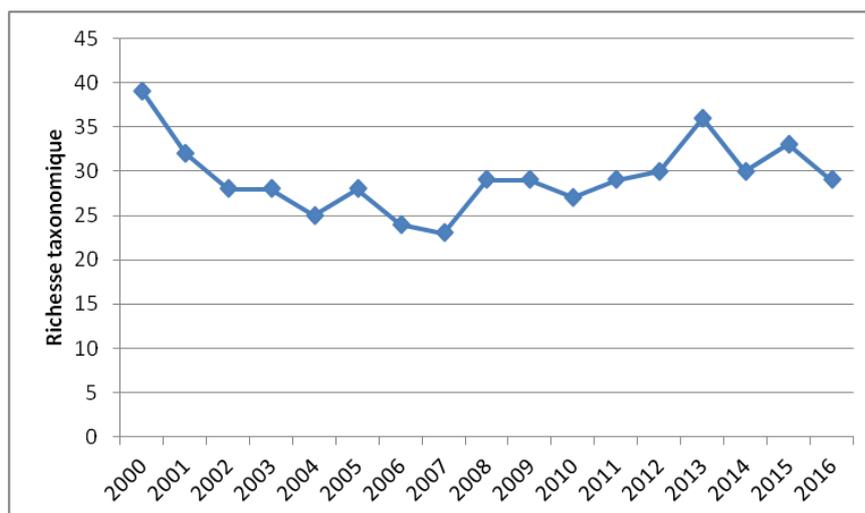


Figure 8.5 : Évolution de la richesse spécifique (S) depuis l'an 2000

L'indice de diversité de Shannon-Weaver, H' , calculé en log de base 2 pour permettre une interprétation au sens de la DCE (cf. §4.4.2), a montré une diversité faible pour la plupart des stations, avec une moyenne qui en 2016 était de 1,80 bits, tout comme l'an dernier (2015 = 1,82 bits). La diversité était dans l'ensemble qualifiable de médiocre, même si la valeur était plus élevée que la moyenne interannuelle (calculée de 2000 à 2015) qui était de 1,54 bits. La moyenne par station entre 2000-2016 était corrélée à la moyenne par station de 2016 ($r^2 = 0,74$; $n = 10$), cependant la corrélation aurait été plus élevée en excluant la station I ($r^2 = 0,90$; $n = 10$). Cela signifie qu'elle était la plus variable dans le temps.

Le gradient de diversité était très clairement visible en allant de la côte vers le large lorsqu'on est à l'ouest (station E, F, G, H), comme les années précédentes (figure 8.7). Mais cette année, la situation était différente pour la partie est.

Le gradient de diversité observé à l'ouest correspond à une situation normale pour une plage de sables fins et moyens : le haut de l'estran présente des conditions environnementales trop contraignantes par rapport au bas de l'estran (exondation plus longue, peu d'effet tampon de la mer vis-à-vis des températures et de la pluviométrie), d'où une faune moins diversifiée car peu d'espèces sont adaptées à de telles contraintes. Pour la partie est (vers la centrale), ce gradient de diversité n'a pas été observé, mais la valeur de Shannon pour ces stations (I, J, K et L) en 2016 était toujours plus élevée que la moyenne 2000-2015 à ces mêmes stations.

Afin de nuancer l'information donnée par H' , l'indice d'équitabilité de Pielou (J'), rapport de la diversité observée sur la diversité maximum, a été calculée selon la formule :

$$J' = H'/H'_{\max}$$

avec, $H'_{\max} = \log RT$ (RT= nombre total de taxon).

L'équitabilité de Pielou était corrélée à l'indice de Shannon-Weaver ($r^2 = 0,87$; $n = 10$ stations). Elle était en moyenne de 0,61, ce qui est une valeur élevée. Cela signifie que plus les stations ont une faune diversifiée et moins celles-ci sont dominées par un taxon en particulier, et que dans l'ensemble il n'y a pas de dominance d'un taxon sur les autres.

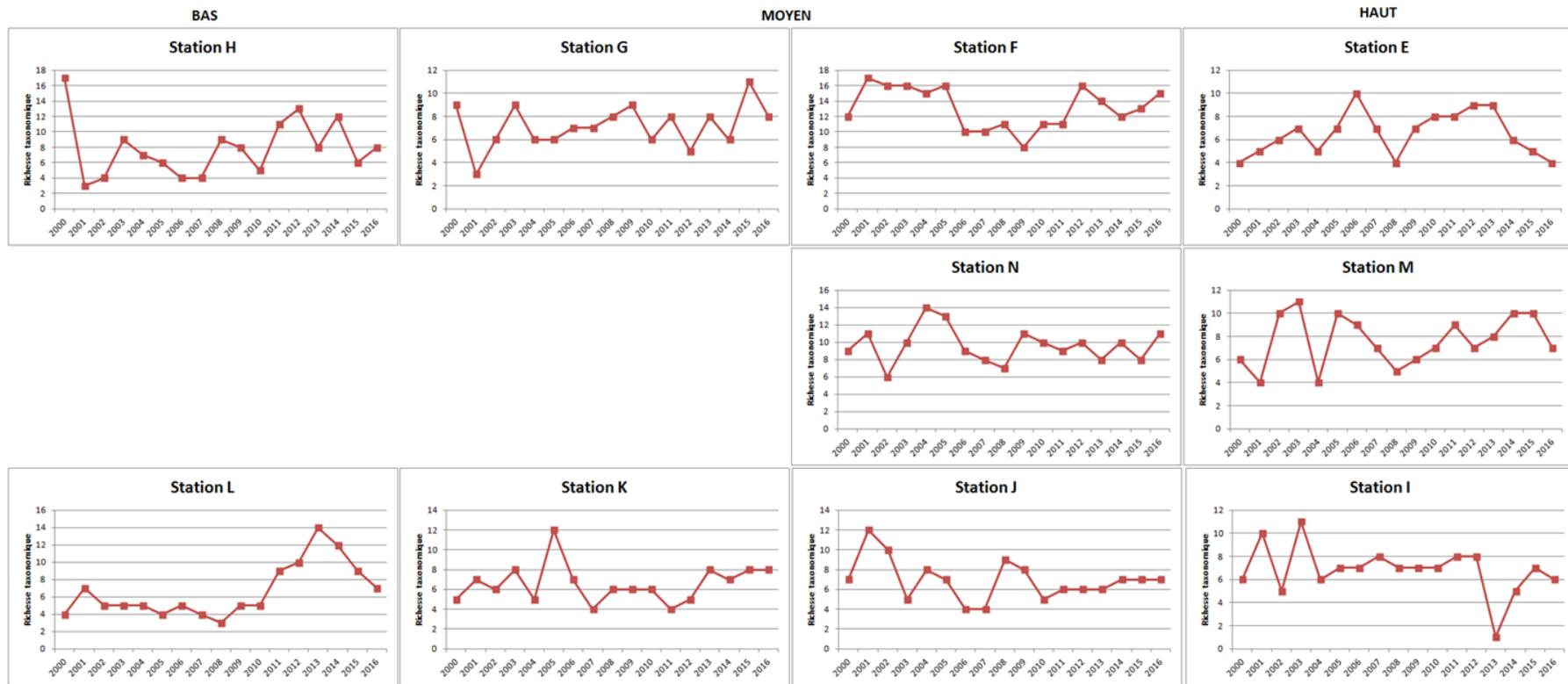


Figure 8.6 : Évolution de la richesse spécifique sur les dix stations de l'estran depuis l'an 2000

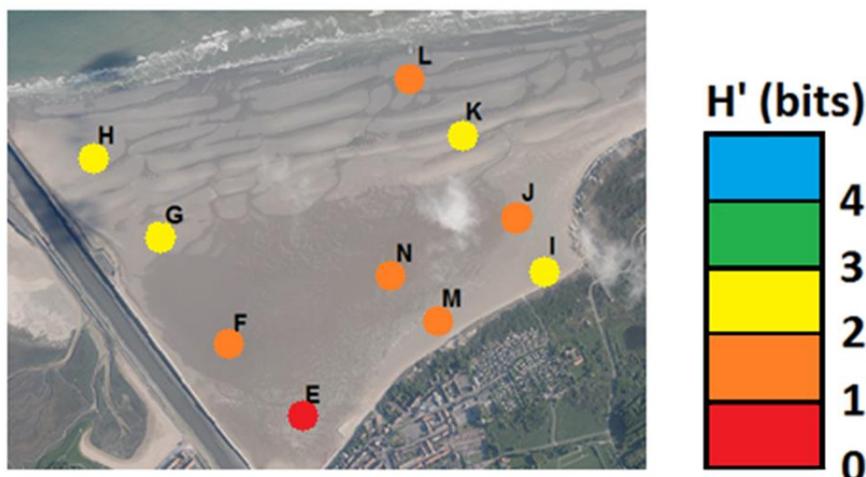


Figure 8.7 : Indice de diversité de Shannon-Weaver

8.3.3. Abondances et densités

Les 29 taxa correspondaient à 3 052 individus (annexe 8.3) récoltés sur les trois radiales. Ce résultat était du même ordre de grandeur qu'en 2002, 2010 et 2013, c'est-à-dire parmi les plus faibles valeurs du suivi (figure 8.8).

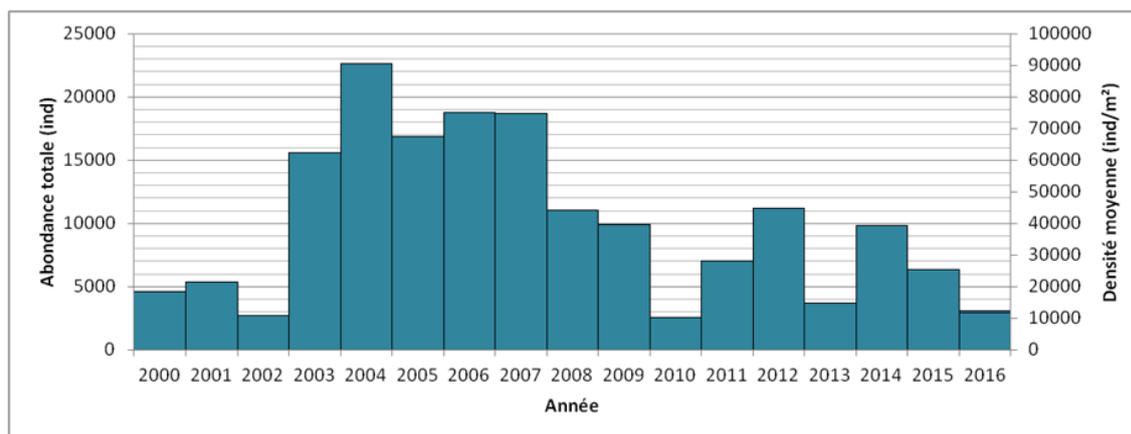


Figure 8.8 : Abondance et densité moyenne du macrozoobenthos sur les dix stations de l'estran depuis l'an 2000

Les plus fortes densités et les plus fortes variations de densités ont été observées sur les niveaux haut et moyen supérieur de l'estran (figure 8.9).

Elles étaient principalement dues aux variations des populations du mollusque *Peringia ulvae*, de l'arthropode *Corophium arenarium* ainsi que des annélides oligochètes et *Pygospio elegans*. Ces taxa ont des répartitions très agrégatives qui peuvent faire fortement fluctuer les densités d'une année sur l'autre.

Comme l'an dernier, il n'y avait pas cette année une grande quantité de recrues du mollusque *Limecola balthica* sur la plage. Cette espèce a été observée principalement à la station F, c'est-à-dire là où elle est principalement observée depuis 17 ans.

Les stations des niveaux moyen inférieur et bas (H, G, L et K) ont enregistré des densités beaucoup plus faibles (dont les maxima étaient inférieurs à 2 500 ind. \cdot m⁻²) et constantes dans le temps (figure 8.9). C'est pourquoi dans la figure 7.9, les échelles entre les stations ne sont pas identiques, sinon, on ne pourrait pas voir les fluctuations aux stations H, G, L et K.

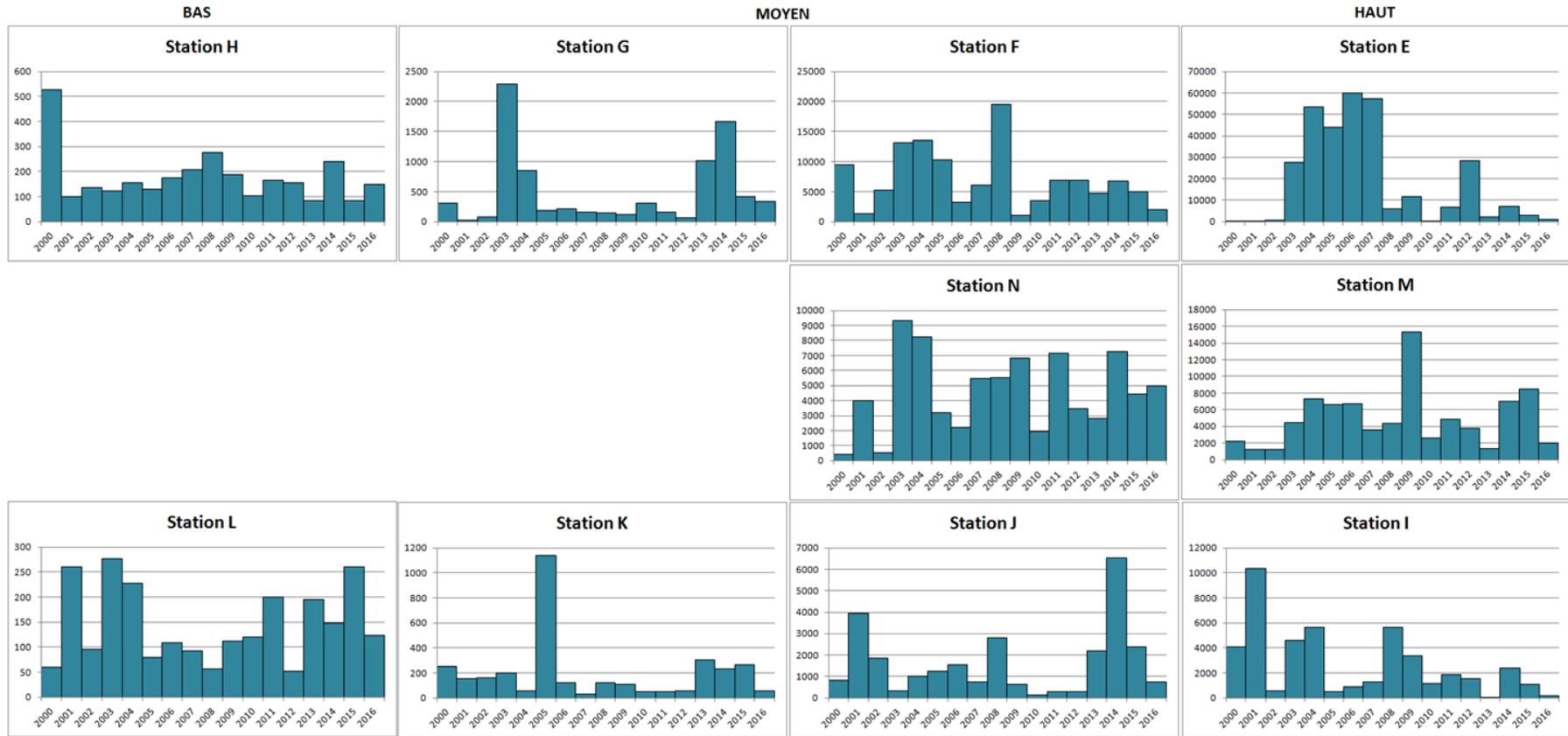


Figure 8.9 : Évolution des densités (ind.·m⁻²) sur les dix stations de l'estran depuis l'an 2000

8.3.4. Biomasses

En 2016, la biomasse était stable sur l'estran par rapport à l'année précédente (figure 8.10). En effet, elle était faible et stable depuis 2010 ($r^2 = 0,99$; $n = 7$ années ; figure 8.11), alors qu'elle était forte et stable de 2001 à 2006 ($r^2 = 0,99$; $n = 6$ années).

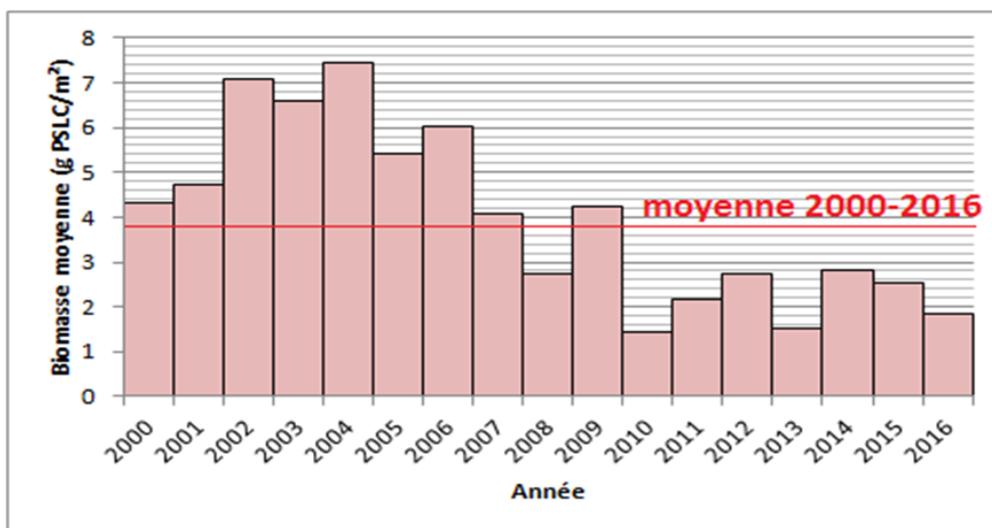


Figure 8.10 : Évolution de la biomasse moyenne de l'estran de Petit-Fort-Philippe

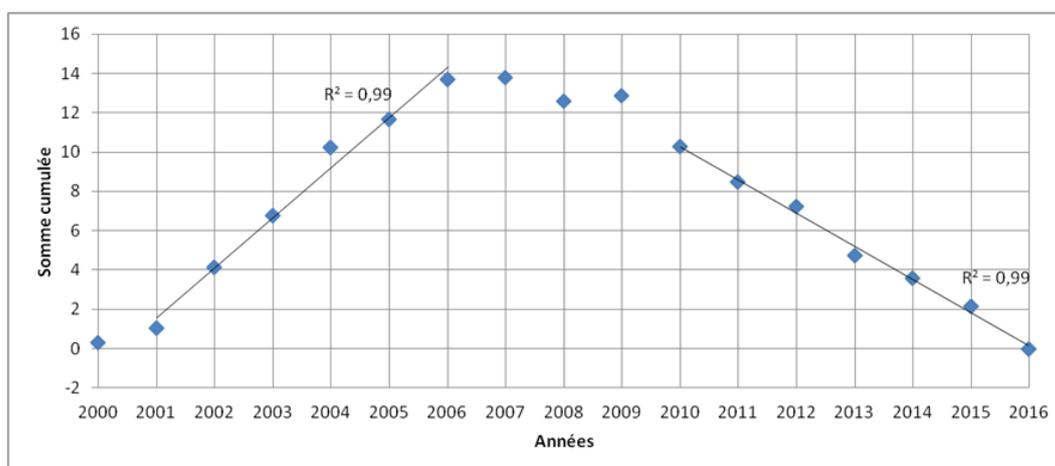


Figure 8.11 : Évolution de la somme cumulée des écarts à la moyenne 2000-2015 de la biomasse moyenne ($\text{g PSLC}\cdot\text{m}^{-2}$) de l'estran de Petit-Fort-Philippe

Comme l'an dernier, les biomasses étaient plus élevées sur les stations hautes de l'estran et dans la partie ouest de ce dernier (stations E et F ainsi que M et N ; figure 8.12). Ces plus fortes biomasses étaient liées aux variations de densités des populations de *Limecola balthica* et de *Peringia ulvae* (planche 8.1).

Pour les autres stations, les biomasses restaient faibles (annexe 8.4) et globalement stables dans le temps. Les variations enregistrées ont été principalement liées à la présence ou non dans les prélèvements d'espèces dispersées à fortes biomasses.

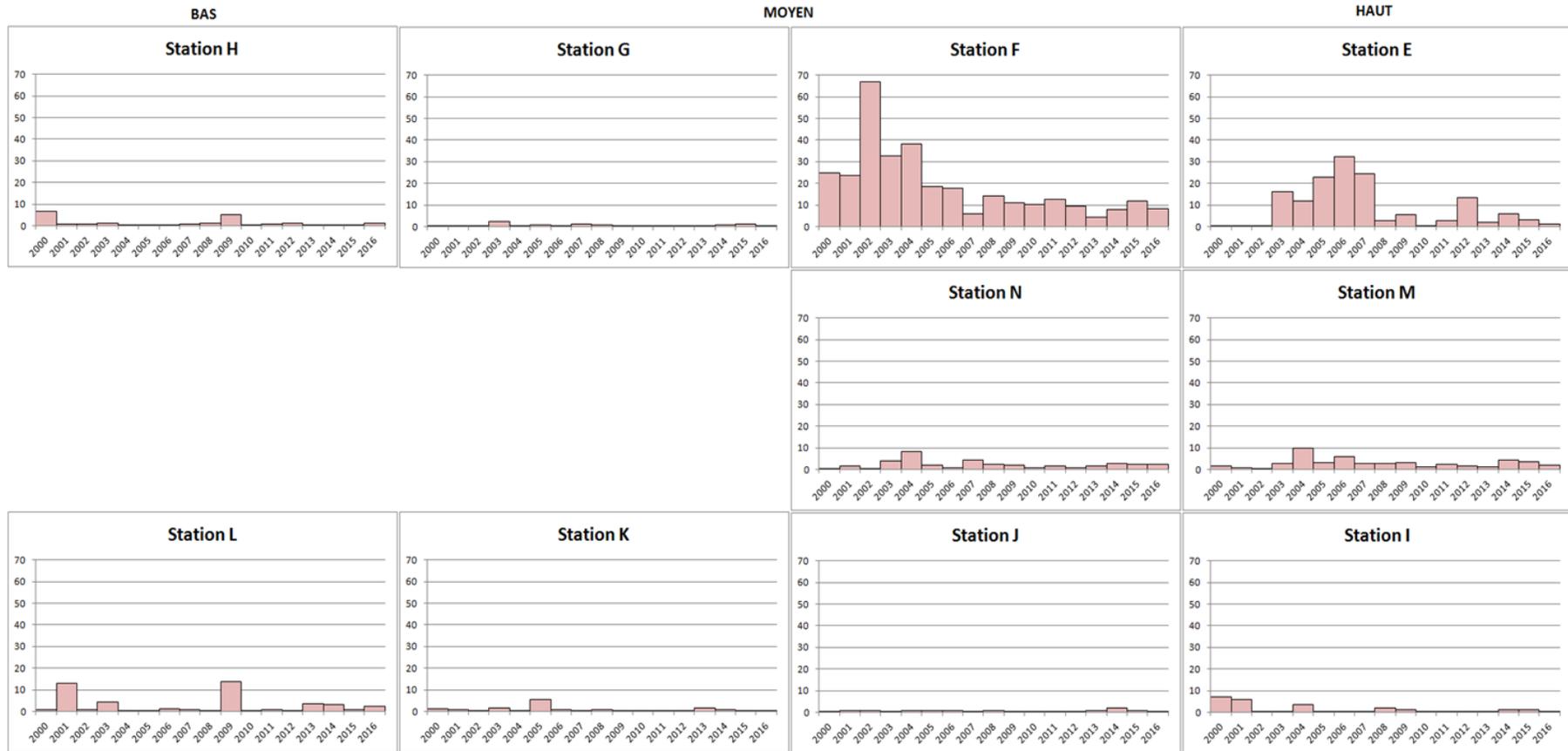


Figure 8.12 : Évolution de la biomasse (gPSLC · m⁻²) sur les dix stations de l'estran depuis l'an 2000

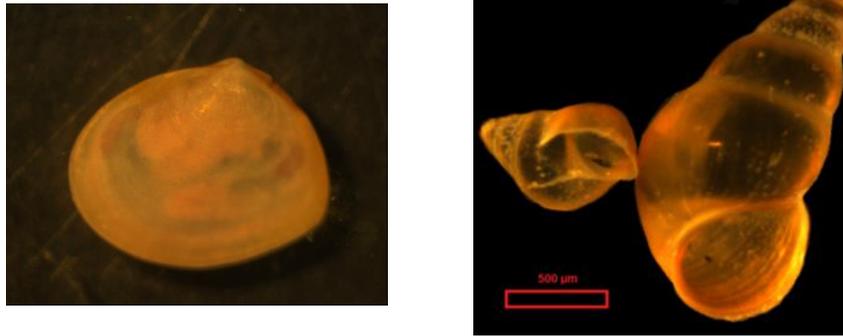


Planche 8.1 : *Limecola balthica* et *Peringia ulvae*, principales espèces de l'estran de Petit-Fort-Philippe en termes de densité et de biomasse

8.3.5. Assemblages benthiques

Le coefficient de Bray-Curtis (Bray et Curtis, 1957)¹ a été utilisé pour mesurer la similarité entre les stations. Les calculs ont été menés pour l'ensemble de la zone en ôtant et sans ôter les taxa dits rares (présents dans une seule des 10 stations). Comme il en est d'usage, les matrices utilisées étaient en log de « l'abondance + 1 ». Les matrices de similarité obtenues ont été représentées sous la forme de dendrogrammes établis par la technique du regroupement moyen. Cet algorithme identifie d'abord les deux stations les plus similaires puis les traite ensuite comme un groupe dont il recherche la station la plus proche et ainsi de suite jusqu'à ce qu'il n'y ait plus que deux groupes.

Ces analyses ont ainsi permis de distinguer (figure 8.13) :

- un assemblage de bas d'estran (stations H, L et K), avec un sous-groupe bien distinct, celui des stations les plus basses de l'estran (H et L).
- un assemblage de haut d'estran (toutes les autres stations) avec un sous-groupe bien distinct, celui des stations les plus hautes de l'estran (E, M, I et J).

L'altimétrie demeure donc le facteur le plus structurant. Les différences est-ouest ne sont plus manifestes depuis 2015.

La seule différence qui apparaît dans ces analyses en fonction de la prise en compte ou non des taxa rares se situe au niveau de la station F. Cette différence était imputable à la présence de *Cerastoderma edule* et *Hediste diversicolor*, uniquement à la station F.

¹ Bray J. R., Curtis J.T. (1957). An ordination of upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27 : 325-349.

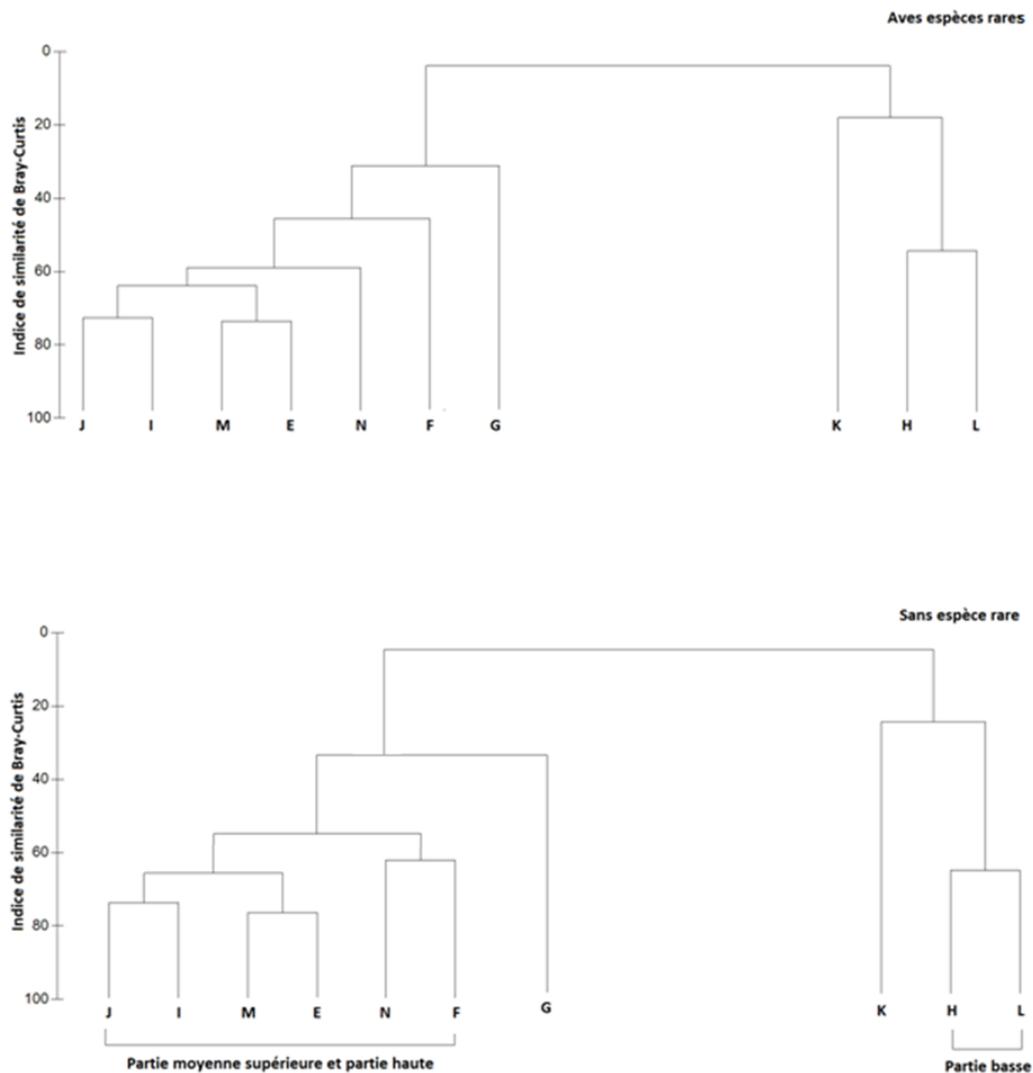


Figure 8.13: Similarité entre les stations en 2016

Les espèces caractéristiques d'une communauté ou d'un faciès sont définies comme étant celles qui y sont à la fois constantes ou du moins communes et électives ou du moins préférantes. La constance d'une espèce est le rapport, en pourcentage, entre le nombre de stations (P_i) où l'espèce i est présente et le nombre total de stations (P_t) de l'unité biocénétique considérée (Dajoz, 1975)¹. Elle s'exprime par la formule suivante :

$$C_i = \frac{P_i}{P_t} \times 100$$

Il permet de déterminer quatre catégories :

- (1) Espèce rare, $C < 12,5\%$;
- (2) Espèce occasionnelle, $12,5 \leq C < 25\%$;
- (3) Espèce commune, $25 \leq C < 50\%$;
- (4) Espèce constante $C \geq 50\%$.

¹ Dajoz R. (1975). Précis d'écologie. Dunod. 549 p.

La fidélité d'une espèce i à une unité A est le rapport, en pourcentage, de la constance de cette espèce (C_{iA}) au sein de cette unité sur la somme de ses constances dans chaque unité de la zone étudiée (Retière, 1979)¹. Elle s'exprime par la formule suivante :

$$F_{iA} = \frac{C_{iA}}{(C_{iA} + \dots + C_{NA})} \times 100$$

Il permet de déterminer cinq catégories :

- (1) Espèce accidentelle, $F < 10$;
- (2) Espèce accessoire, $10 \leq F < 33,3\%$;
- (3) Espèce indifférente, $33,3 \leq F < 66,6\%$;
- (4) Espèce préférante, $66,6 \leq F < 90\%$;
- (5) Espèce élective, $F \geq 90\%$.

À partir de ces éléments, il est possible de déterminer que :

- l'assemblage de bas d'estran était principalement caractérisé, comme les années précédentes par l'annélide *Nephtys cirrosa*, *Spiophanes bombyx*, *Spio martinensis* et les mysidacés *Gastrosaccus spinifer* ;
- l'assemblage du haut de l'estran était caractérisé comme les deux dernières années par le crustacé *Corophium arenarium*, le mollusque *Peringia ulvae* et les larves d'insectes, mais aussi par les amphipodes *Bathyporeia pilosa*, *Eurydice affinis* et *Eurydice pulchra*.

8.4. Évolution de l'estran

8.4.1. Cas de la partie ouest

Les peuplements typiquement estuariens ont disparu de la partie ouest de l'estran dès la mise en service de la centrale. La disparition de la dune hydraulique a entraîné le lessivage des fines, mais l'influence de la dessalure causée par l'Aa reste importante. Néanmoins, les populations d'espèces euryhalines (les annélides *Hediste diversicolor*, *Ophelia rathkei* et les Oligochaeta) présentaient une très grande variabilité dans le temps.

En 2016, les densités de ces espèces euryhalines étaient faibles et similaires à celles observées en 2008 ou 2010, comme en témoigne par exemple le suivi de la station F (figure 8.14). Cela témoigne de l'influence d'eaux douces avec notamment la dessalure causée par l'Aa, mais aussi aux eaux de ruissellement. Cette zone de dessalure touchait principalement cette année la station F à laquelle elle était cantonnée l'an dernier, mais aussi la station G qui se trouvait en dessous de la station F (non concernée en 2015).

¹ Retière C. (1979). Contribution à la connaissance des peuplements benthiques du golfe Normano-Breton. Thèse d'Etat. Université Rennes I. 431 p.

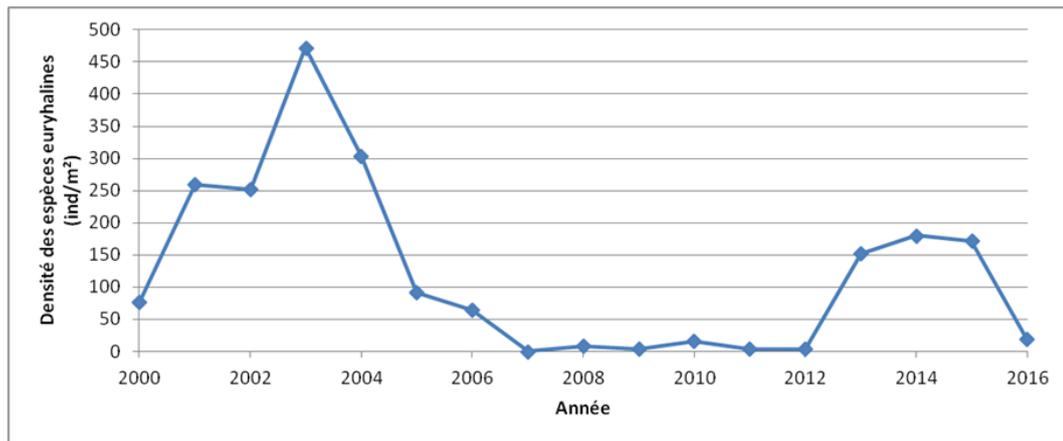


Figure 8.14 : Évolution de la densité des espèces euryhalines à la station F

En dehors de la partie ouest de l'estran (stations F et G), aucune station n'était caractérisée par des espèces euryhalines.

8.4.2. Cas des Spionidés

Les spionidés sont une famille d'annélides polychètes au cycle de développement très court. Leurs populations réagissent de fait très rapidement et de façon marquée à la moindre perturbation du milieu notamment aux perturbations thermiques. Trois espèces de spionidés ont été récoltées en 2015 : *Pygospio elegans*, *Scolelepis (Scolelepis) squamata* et *Spio martinensis*. *Spiophanes bombyx*, qui n'était pas présent l'an dernier mais qui a, comme en 2014, été récolté cette année. Ce sont des espèces qui tolèrent un enrichissement en matière organique. Elles en tirent même profit puisqu'elles sont mixtes : elles se nourrissent des particules organiques en suspension dans l'eau à marée haute et des particules déposées sur le sédiment à marée basse.

Les populations de spionidés se répartissaient sur l'estran en fonction de leur préférence édaphique, bathymétrique et thermique (*P. elegans* étant plus thermophile que *S. martinensis*) mais aussi en fonction de la compétition inter-spécifique. En 2016, aucun spionidé n'a été retrouvé sur la partie la plus haute de la plage (stations E, M, I). Comme chaque année, *Scolelepis (Scolelepis) squamata* était présent sur toutes les stations sauf celles de bas estran (tableau 8.4). *Pygospio elegans* a été trouvé uniquement sur la partie haute de l'estran et *Spio martinensis* et *Spiophanes bombyx* ont été trouvés principalement dans la partie basse de la plage (seul un individu de la première espèce est en dehors).

Tableau 8.4: Répartition des annélides spionidés sur l'estran en 2016.

Abondance en 2016	Zone de l'estran	
	Basse (H, L, K)	Haute (F, N, J, G)
<i>Pygospio elegans</i>	-	68
<i>Scolelepis (Scolelepis) squamata</i>	-	35
<i>Spio martinensis</i>	14	1
<i>Spiophanes bombyx</i>	5	-

8.4.3. Cas de la biomasse

Toute altération de la structure bionomique d'un peuplement provoque une altération de la biomasse qui peut être positive ou négative. L'arrivée d'une espèce pionnière provoquera une forte augmentation de la biomasse. L'évolution de la structure démographique (proportion des différentes cohortes) influe aussi

fortement sur la biomasse.

En 2016, la biomasse moyenne du macrozoobenthos était de 1,85 g PSLC·m⁻² ce qui était plus faible que les deux années précédentes et qui se rapprochait des valeurs de 2013 et 2010. Les points des hauts niveaux à l'ouest de l'estran présentaient, comme l'an dernier, les biomasses les plus élevées. Cette étude confirme que la forte capacité de charge de la plage du Petit-Port-Philippe peut être soumise à des évolutions importantes d'une année sur l'autre en fonction du maintien de populations à forte biomasse (comme *P. ulvae*) ou des espèces sur-dispersées à densité faible mais à forte biomasse. Néanmoins, les données ont montré que la biomasse était répartie comme dans les systèmes classiques des estrans à énergie modérée, dans lesquels elle est plus élevée dans les niveaux supérieurs grâce aux espèces eurýhalines qui s'y rencontrent.

8.5. Éléments de conclusion

En 2016, aucune évolution majeure de la morphologie de l'estran qui pourrait être liée aux activités du CNPE n'était à noter. Les sédiments restent majoritairement constitués de sables fins et de sables moyens. L'enrichissement en pélites qui avait été relevé en 2014 au niveau de la station la plus proche du port (E) et qui avait disparu en 2015 est revenu cette année.

29 taxa ont été identifiés, parmi lesquels majoritairement des arthropodes, des annélides, puis des mollusques. 18 prélèvements se sont révélés être azoïques, ce qui est plus important que la situation "normale". La diversité reste faible et sa répartition est totalement modifiée par rapport aux deux années précédentes. Le "classique" gradient de diversité caractéristique des plages de sables fins et moyens est très clairement visible en allant du haut vers le bas de l'estran à l'ouest de la plage.

Les plus fortes densités et les plus fortes variations de densités ont été observées dans la partie supérieure de l'estran, en lien avec les variations des populations du mollusque *Peringia ulvae* et de l'arthropode *Corophium arenarium*. Celles-ci, ainsi que quelques espèces de bivalves à forte biomasse individuelle, expliquent que les biomasses aient été plus élevées sur les stations hautes de l'estran et dans la partie ouest de ce dernier. Pour les autres stations, les biomasses sont restées faibles et globalement stables dans le temps. La répartition de la biomasse sur l'estran est conforme à ce qui peut être observé sur d'autres estrans à énergie modérée de la région non soumis aux activités du CNPE.

Les analyses ont permis de distinguer des assemblages faunistiques qui correspondent à une zonation naturelle de l'estran, avec :

- l'assemblage de bas d'estran qui est caractérisé comme les années précédentes par l'annélide *Nephtys cirrosa*, *Spiophanes bombyx*, *Spio martinensis* et les mysidacés *Gastrosaccus spinifer*.
- l'assemblage du haut de l'estran qui est caractérisé comme les deux dernières années par le crustacé *Corophium arenarium*, le mollusque *Peringia ulvae* et les larves d'insectes, mais aussi par les amphipodes *Bathyporeia pilosa*, *Eurydice affinis* et *Eurydice pulchra*.

Cette zonation est fonction des temps d'exondation, de l'influence des eaux douces (fleuve Aa et eaux de ruissellement), du substrat et de la compétition interspécifique. Les autres facteurs qui pourraient modifier cette zonation (enrichissement en matière organique, perturbation thermique liée au panache de rejet du CNPE, ...) ne l'ont pas bouleversé en 2016.

Annexe 8.1 : Coordonnées des 10 stations intertidales

L1 = Lambert 1 ; D = distance au point théorique (considéré comme la moyenne 2000-2015)

Radiale	Station	Prélèvement	X (L1, m)	Y (L1, m)	Heure	D (m)
1	H	1	583304	1368524	19:47	2
1	H	2	583305	1368524	19:49	2
1	H	3	583306	1368524	19:52	2
1	H	4	583307	1368524	19:54	3
1	H	5	583304	1368523	19:57	1
1	H	6	583305	1368523	19:59	1
1	H	7	583306	1368523	20:02	2
1	H	8	583307	1368523	20:04	2
1	H	9	583304	1368522	20:07	1
1	H	10	583305	1368522	20:09	1
1	H	11	583306	1368522	20:12	2
1	H	12	583307	1368522	20:14	2
1	H	13	583304	1368521	20:17	2
1	H	Granulo	583305	1368521	20:19	2
2	M	1	584492	1367964	20:53	1
2	M	2	584493	1367964	20:55	2
2	M	3	584494	1367964	20:57	3
2	M	4	584495	1367964	20:59	4
2	M	5	584492	1367963	21:01	1
2	M	6	584493	1367963	21:03	2
2	M	7	584494	1367963	21:05	3
2	M	8	584495	1367963	21:07	4
2	M	9	584492	1367962	21:09	2
2	M	10	584493	1367962	21:11	3
2	M	11	584494	1367962	21:13	3
2	M	12	584495	1367962	21:15	4
2	M	13	584492	1367961	21:17	3
2	M	Granulo	584493	1367961	21:19	3
2	N	1	584335	1368120	20:55	2
2	N	2	584336	1368120	20:57	3
2	N	3	584337	1368120	21:01	4
2	N	4	584338	1368120	21:03	5
2	N	5	584335	1368119	21:09	1
2	N	6	584336	1368119	21:11	2
2	N	7	584337	1368119	21:14	3
2	N	8	584338	1368119	21:16	4
2	N	9	584335	1368118	21:18	2
2	N	10	584336	1368118	21:24	3
2	N	11	584337	1368118	21:27	3
2	N	12	584338	1368118	21:29	4
2	N	13	584335	1368117	21:33	2
2	N	Granulo	584336	1368117	21:32	3
3	I	1	584864	1368149	17:23	13
3	I	2	584865	1368149	17:24	14
3	I	3	584866	1368149	17:25	15
3	I	4	584867	1368149	17:41	16
3	I	5	584864	1368148	17:42	13
3	I	6	584865	1368148	17:43	13
3	I	7	584866	1368148	17:56	14

Radiale	Station	Prélèvement	X (L1, m)	Y (L1, m)	Heure	D (m)
3	I	8	584867	1368148	17:57	15
3	I	9	584864	1368147	17:57	12
3	I	10	584865	1368147	18:10	13
3	I	11	584866	1368147	18:11	14
3	I	12	584867	1368147	18:12	15
3	I	13	584864	1368146	18:18	12
3	I	Granulo	584865	1368146	18:17	13
3	J	1	584766	1368334	18:36	5
3	J	2	584767	1368334	18:37	6
3	J	3	584768	1368334	18:42	7
3	J	4	584769	1368334	18:44	8
3	J	5	584766	1368333	18:47	6
3	J	6	584767	1368333	18:51	7
3	J	7	584768	1368333	18:53	8
3	J	8	584769	1368333	18:56	9
3	J	9	584766	1368332	18:57	6
3	J	10	584767	1368332	18:59	7
3	J	11	584768	1368332	19:01	8
3	J	12	584769	1368332	19:03	9
3	J	13	584766	1368331	19:08	7
3	J	Granulo	584767	1368331	19:06	8
3	K	1	584572	1368615	19:27	2
3	K	2	584573	1368615	19:28	3
3	K	3	584574	1368615	19:31	4
3	K	4	584575	1368615	19:34	4
3	K	5	584572	1368614	19:36	1
3	K	6	584573	1368614	19:38	2
3	K	7	584574	1368614	19:40	3
3	K	8	584575	1368614	19:42	4
3	K	9	584572	1368613	19:44	1
3	K	10	584573	1368613	19:46	2
3	K	11	584574	1368613	19:48	3
3	K	12	584575	1368613	19:50	4
3	K	13	584572	1368612	19:54	2
3	K	Granulo	584573	1368612	19:52	2
3	L	1	584400	1368810	20:06	30
3	L	2	584401	1368810	20:07	31
3	L	3	584402	1368810	20:11	31
3	L	4	584403	1368810	20:13	35
3	L	5	584400	1368809	20:16	35
3	L	6	584401	1368809	20:19	37
3	L	7	584402	1368809	20:23	38
3	L	8	584403	1368809	20:25	39
3	L	9	584400	1368808	20:27	36
3	L	10	584401	1368808	20:30	34
3	L	11	584402	1368808	20:32	33
3	L	12	584403	1368808	20:35	33
3	L	13	584400	1368807	20:39	32
3	L	Granulo	584401	1368807	20:38	32

Annexe 8.2 : Analyses granulométriques du sédiment aux 10 stations intertidales

Maille (μm)	Poids sec par station (g)									
	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N
200000	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
50000	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
20000	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
6300	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00	0,45	0,00	0,16	0,00	1,48
5000	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,00	0,00	0,00	0,75
4000	0,00	0,00	0,03	0,00	0,04	0,10	0,00	0,10	0,00	0,53
3150	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,14	0,05	0,06	0,00	0,70
2500	0,00	0,00	0,22	0,03	0,01	0,10	0,05	0,15	0,00	0,69
2000	0,15	0,07	0,23	0,06	0,05	0,17	0,06	0,08	0,06	1,19
1600	0,48	0,08	0,50	0,09	0,15	0,25	0,05	0,10	0,09	1,21
1250	0,09	0,12	0,71	0,13	0,19	0,49	0,16	0,21	0,09	2,07
1000	0,14	0,28	0,90	0,17	0,38	0,75	0,18	0,19	0,17	1,59
800	0,26	0,38	1,04	0,27	0,59	0,92	0,23	0,18	0,33	1,26
630	0,71	1,08	2,53	0,65	1,54	1,71	0,64	0,30	0,86	1,66
500	1,63	2,00	4,39	1,24	3,01	2,25	1,52	0,44	1,75	1,78
400	3,42	3,70	6,73	2,45	6,08	3,31	3,52	0,60	3,10	2,41
315	8,00	7,20	10,84	4,62	11,42	5,87	6,39	0,82	6,50	4,08
250	28,92	20,20	26,38	14,77	30,70	16,92	15,19	2,53	20,44	11,90
200	91,39	75,47	79,69	61,46	74,49	52,30	41,97	27,48	59,17	46,28
160	127,73	117,81	128,51	118,31	68,37	106,01	98,45	153,22	67,27	91,62
125	15,98	16,33	15,35	18,72	7,96	14,86	23,22	40,36	9,25	15,06
100	5,07	2,45	0,40	1,22	0,91	1,42	0,89	5,32	1,18	2,01
80	4,61	1,23	0,08	0,23	0,40	0,30	0,11	0,73	0,64	0,60
63	7,73	1,08	0,05	0,05	0,30	0,21	0,02	0,25	0,69	0,49
50	2,32	0,36	0,05	0,02	0,16	0,10	0,00	0,09	0,35	0,21
40	3,80	0,48	0,01	0,01	0,48	0,18	0,01	0,08	0,65	0,32
< 40	3,04	0,43	0,07	0,05	1,62	0,28	0,00	0,07	0,70	0,41
Somme	305,47	250,98	278,85	224,55	208,85	209,25	192,71	233,52	173,29	190,30

Annexe 8.3 : Abondance de la faune aux 10 stations intertidales (0,25 m² pour chaque). Partie basse de l'estran (grisé), partie haute de l'estran (non grisé)

Abondance par taxon (nb ind)	Station									
	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N
<i>Arenicola marina</i>							1			1
<i>Bathyporeia pilosa</i>	4	7	40		13	94			6	567
<i>Bathyporeia sarsi</i>							6			
<i>Capitella capitata</i>									1	
<i>Carcinus maenas</i>		1								
<i>Cerastoderma edule</i>		7								
<i>Corophium arenarium</i>	18	4		1	12	64			75	550
<i>Crangon crangon</i>		2						1		
Diptera-larves		3			2	8			4	4
<i>Donax vittatus</i>								1		
<i>Eteone longa</i>		5		2						3
<i>Eurydice affinis</i>	3	2	1		5	12			50	33
<i>Eurydice pulchra</i>		2	7		2	2	1		1	7
<i>Fabulina fabula</i>								1		
<i>Gastrosaccus spinifer</i>				1			1			
<i>Haustorius arenarius</i>							1			
<i>Hediste diversicolor</i>		5								
<i>Limecola balthica</i>		64		3						1
<i>Magelona johnstoni</i>								2		
Nematoda		9								
Nemertea			12				3			
<i>Nephtys cirrosa</i>				21			1	19		
<i>Ophelia rathkei</i>			4							
<i>Peringia ulvae</i>	262	374	2		8	13			387	99
<i>Portumnus latipes</i>				1						
<i>Pygospio elegans</i>		29				7				32
<i>Scolelepis (Scolelepis) squamata</i>		13	21							1
<i>Spio martinensis</i>			1	6			1	7		
<i>Spiophanes bombyx</i>				4				1		

Annexe 8.4 : Biomasse de la faune aux 10 stations intertidales (0,25 m² pour chaque). Partie basse de l'estran (grisé), partie haute de l'estran (non grisé)

Abondance par taxon (nb ind)	Station									
	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N
<i>Arenicola marina</i>							257,98			5,89
<i>Bathyporeia pilosa</i>	8,00	10,14	39,71		12,78	113,44			8,15	552,80
<i>Bathyporeia sarsi</i>							5,74			
<i>Capitella capitata</i>									0,34	
<i>Carcinus maenas</i>		0,92								
<i>Cerastoderma edule</i>		2374,58								
<i>Corophium arenarium</i>	36,19	10,44		0,61	22,96	132,57			87,96	1117,60
<i>Crangon crangon</i>		0,92						0,92		
Diptera-larves		41,93			1,76	18,21			23,38	7,08
<i>Donax vittatus</i>								1967,36		
<i>Eteone longa</i>		16,76		4,75						2,26
<i>Eurydice affinis</i>	1,99	2,10	0,92		7,23	99,05			59,56	44,91
<i>Eurydice pulchra</i>		3,72	11,44		5,13	29,30	2,53		2,11	16,91
<i>Fabulina fabula</i>								64,85		
<i>Gastrosaccus spinifer</i>				4,40			6,08			
<i>Haustorius arenarius</i>							36,04			
<i>Hediste diversicolor</i>		283,00								
<i>Limecola balthica</i>		4183,33		115,46						109,73
<i>Magelona johnstoni</i>								15,88		
Nematoda		0,52								
Nemertea			37,53				32,79			
<i>Nephtys cirrosa</i>				310,73			23,49	398,88		
<i>Ophelia rathkei</i>			1,53							
<i>Peringia ulvae</i>	913,99	1135,24	3,67		30,34	52,83			1728,86	345,63
<i>Portumnus latipes</i>				625,37						
<i>Pygospio elegans</i>		8,61				1,07				6,85
<i>Scolelepis (Scolelepis) squamata</i>		355,31	409,67							25,98
<i>Spio martinensis</i>			3,71	1,95			0,50	2,98		
<i>Spiophanes bombyx</i>				5,95				1,49		

9. LE DOMAINE BENTHIQUE SUBTIDAL

Rédaction : Mélanie Rocroy (GEMEL)

Analyses : Stéphanie Dorthé
Mélanie Rocroy (GEMEL)
Thierry Ruellet (GEMEL)
Jean-Denis Talleux (GEMEL)
François-Ellie Paute (GEMEL)

Prélèvements : Stéphanie Dorthé (GEMEL)
Sarah Itoiz (GEMEL)
Mélanie Rocroy (GEMEL)
Thierry Ruellet (GEMEL)
Jean-Denis Talleux (GEMEL)

9.1. Introduction

Les études écologiques du benthos subtidal du site de Gravelines sont menées depuis 1973. Aux études descriptives des premières années ont succédé des études quantitatives du peuplement à *Abra alba* qui s'effectuent depuis 1976 à partir du point C (peuplement potentiellement perturbé par le fonctionnement de la centrale) et du point B (peuplement non perturbé). La comparaison de l'évolution des peuplements installés à ces deux points permet de mettre en évidence l'impact de la centrale sur les communautés benthiques du champ proche du rejet.

Néanmoins, le point C est soumis aux mêmes recrutements que le point B. Plusieurs études l'ont montré et notamment celle de 1991 à l'occasion du recrutement de *Ensis directus*. Mais si le recrutement avait bien eu lieu avec la même intensité aux deux points, la population de *E. directus* ne s'est pas maintenue au point C du fait d'un sédiment inapproprié, tandis qu'au point B les conditions ont été favorables au maintien des recrues.

Le peuplement à *Abra alba* est particulièrement productif. La biomasse a déjà été proche de $700 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ (poids sec libre de cendres).

9.2. Matériels et méthodes

9.2.1. Plan d'échantillonnage

Deux points, l'un impacté (point C) et l'autre non impacté (point B) ont été échantillonnés à chaque saison (cf. figure 1.8 et tableau 1.7). Les campagnes de prélèvements ont été réalisées à bord du navire de pêche *L'Emeraude II* aux dates suivantes : 05 mars 2016, 01 avril 2016, 15 juillet 2016 et 26 septembre 2016.

L'échantillonnage consiste à effectuer 10 prélèvements à la benne Van Veen ($0,1 \text{ m}^2$) correspondant à 1 m^2 de surface échantillonnée pour les études faunistiques donnant des échantillons quantitatifs (photo 9.1). Un 11^{ème} échantillon est prélevé aux fins d'analyses granulométriques.



Photo 9.1 : La benne Van Veen à bras utilisée lors des campagnes de prélèvement

La benne est un engin robuste mais il est préférable d'éviter les périodes de forte agitation en mer pour d'évidentes raisons de sécurité d'une part et pour faciliter le travail de la benne qui pourrait avoir tendance à se refermer trop vite et donc à ne prélever que très peu de sédiment si le bateau ne cesse de tanguer.

Le sédiment destiné à l'analyse faunistique ultérieure a été tamisé à bord du navire sur un tamis de 1 mm de vide de maille circulaire (photo 9.2). Le refus a ensuite été fixé à l'aide de formol salé (4 %, concentration finale) et neutralisé.



Photo 9.2 : Tamisage d'un prélèvement lors de la campagne de printemps

L'échantillon destiné aux analyses granulométriques (non tamisé) a été congelée de retour au laboratoire.

Lors de chaque prélèvement, une photographie numérique des échantillons a été réalisée sur le pont du navire afin d'aider à rendre compte par la suite de la nature sédimentaire du fond et des espèces remarquables qui ne pourraient être conservées correctement.

9.2.2. Granulométrie

Le sédiment a d'abord été rincé à l'eau douce afin d'éliminer le sel qui provoque l'agrégation des particules les plus fines. Les pélites ont été séparées en milieu liquide lorsqu'elles étaient abondantes. Le sédiment a ensuite été séché à l'étuve à 110°C pendant 24 à 48 heures, puis tamisé sur une colonne vibrante équipée de tamis en acier à mailles carrées de type AFNOR. Chaque refus de tamis a été pesé avec une précision de 0,01 g. Les résultats ont ensuite été regroupés en suivant la classification granulométrique suivante, et présentés sous forme d'histogrammes de fréquences pondérales.

- Pélites : fraction inférieure à 50 μm ,
- Sables fins : fractions de 50 à 160 μm ,
- Sables moyens : fractions de 200 à 400 μm ,
- Sables grossiers : fractions de 500 μm à 1,6 mm,
- Graviers fins : fraction de 2 mm à 4 mm,
- Graviers grossiers : fraction de 5 mm et plus.

9.2.3. Identification et dénombrement de la macrofaune benthique subtidale

Au laboratoire, les échantillons de sédiment contenant la macrofaune ont tout d'abord été rincés afin d'éliminer le fixateur (formol). Les échantillons ont été rincés au fur et à mesure de l'avancement des travaux, afin d'éviter toute dégradation des organismes. Ensuite, un tri à vue méticuleux du refus de tamis par la méthode d'agitation-flottaison a permis d'extraire le macrozoobenthos du sédiment. Une première répartition par groupes taxinomiques a été réalisée lors de cette étape.

Les déterminations ont été menées autant que possible jusqu'au niveau spécifique (espèce) et ont été effectuées sous loupe binoculaire et microscope si cela s'avérait nécessaire. Ce travail se base sur les

collections « Synopses of the British Fauna ¹ », « Faune de France ² » mais aussi sur l'ouvrage édité par Hayward et Ryland (1990) et de nombreux autres ouvrages et articles spécialisés. En cas d'incertitude quant à l'identification au niveau de l'espèce, le rang taxinomique le plus sûr a été adopté (genre, parfois famille, voire à un niveau nettement supérieur dans le cas des némerthes par exemple).

Pour chaque prélèvement, le nombre d'espèces ainsi que le nombre exact d'individus par espèce ont été comptabilisés. Des photos de chaque taxon ont été prises afin de constituer une photothèque de référence. De plus, au moins un individu de chaque espèce a été mis en collection afin de servir de référence.

9.2.4. Biomasses de la macrofaune benthique subtidale

La biomasse de la macrofaune benthique a été déterminée par espèce et par station et exprimée en poids sec libre de cendres (PSLC) selon la méthodologie préconisée par le Benthos Ecology Working Group de l'ICES (Anonyme, 1986) et reprise dans la norme ISO/FDIS 16 665 (2005).

Après comptage des individus de chaque espèce, ceux-ci ont été placés dans des papillotes en aluminium, puis séchés à l'étuve à 60°C pendant 48h jusqu'à l'obtention d'un poids constant. Une première pesée, donnant le poids sec, a été effectuée à l'aide d'une balance électronique à 0,01 mg près. Ensuite, les papillotes ont été placées au four à 500°C pendant 6h afin de permettre une calcination complète de la matière organique sans altérer la matière minérale (coquilles de Mollusques). Une seconde pesée, donnant le poids de cendres a été effectuée à l'aide de la même balance que lors de l'étape précédente. La différence entre les deux pesées donne le PSLC. Cette méthode permet de s'affranchir des problèmes liés à la teneur en eau des organismes.

9.2.5. Base de données et analyses des données

L'ensemble des données de cette année mais aussi des années antérieures (jusqu'à l'année 2000), a été stocké dans une base de données au format Access 2007 (© Microsoft Corporation). Les noms scientifiques attribués à chaque organisme ont été corrigés en se basant sur l'ERMS (The European Register of Marine Species). Les abondances sont exprimées en nombre d'individus par m².

La richesse taxinomique (RT) a été calculée en additionnant les présences de chaque taxon au niveau de chaque station. Ont été exclues de ce calcul les espèces pélagiques, de poissons et de parasites qui ont pu être collectées par la benne. L'indice de Shannon-Weaver (H') permet d'exprimer la diversité en prenant en compte le nombre de taxon (RT) et l'abondance des individus au sein de chacun des taxa (cf. §4.4.2). Afin de nuancer l'information donnée par H' , l'indice d'équitabilité de Pielou (J'), qui permet de mesurer la répartition des individus au sein des taxa, indépendamment de la richesse taxinomique (cf. § 8.3.2) a également été calculé. Sa valeur varie de 0 (dominance d'un des taxa) à 1 (équirépartition des individus dans les taxa). Ces deux indices restent dépendants de la taille des échantillons et dépendant du type d'habitat.

Le coefficient de Bray-Curtis (Bray et Curtis, 1957) a été utilisé pour mesurer la similarité entre les stations et entre les saisons. Une matrice de données du log de « l'abondance + 1 » sans les espèces rares a été utilisée. La matrice de similarité obtenue est représentée sous la forme d'un dendrogramme établi par la technique du regroupement moyen.

Les groupes écologiques de chaque espèce ont été renseignés. Ils sont au nombre de 5 et se définissent

¹ Synopses of the British Fauna est une série de 56 guides de détermination publiée depuis 1970 par The Field Studies Council et qui concerne l'ensemble du territoire britannique dont la Manche.

² Faune de France est une série de 90 guides de détermination publiée depuis 1921 par l'Office Central de Faunistique puis la Fédération Française des Sociétés de Sciences Naturelles et qui concerne l'ensemble du territoire métropolitain dont la Manche.

ainsi :

- GE1 : espèces sensibles aux perturbations et présentes en milieux non pollués,
- GE2 : espèces indifférentes aux perturbations,
- GE3 : espèces tolérantes aux perturbations,
- GE4 : espèces opportunistes de second ordre,
- GE5 : espèces opportunistes de premier ordre.

Grâce à ses groupes, un indice biotique : l'AMBI (AZTI Marine Biotic Index) a été calculé afin de renseigner la qualité écologique du milieu. Il est calculé à partir des proportions des 5 groupes écologiques (Borja *et al.*, 2000)¹ selon la formule suivante :

$$AMBI = 0 \times GE1 + 1,5 \times GE2 + 3 \times GE3 + 4,5 \times GE4 + 6 \times GE5$$

Cet indice peut varier de 0 (excellent) à 7 (mauvais).

Afin de comparer les richesses spécifiques entre les années, la méthode des sommes cumulées a été utilisée (Ibañez *et al.*, 1993 ; Ibañez *et Etienne*, 1998)^{2 ; 3}. Cette méthode permet de segmenter des séries temporelles par la reconnaissance des tendances locales.

L'ensemble des analyses de données ont été effectuées sous le logiciel Primer (en ce qui concerne les analyses de diversité) et sous R (pour les analyses multivariées).

9.3. Résultats des analyses au point B

Le dendrogramme illustrant la matrice de similarité obtenue sur l'ensemble des données d'abondance recueillies en 2016 est présenté figure 9.1. Il en ressort que les stations B et C sont les plus éloignées (similarité de 12,74 %). C'est pourquoi les analyses qui suivent seront séparées selon les stations et non selon les saisons. De plus, il existe une similarité plus importante entre les saisons 1 et 2 (c'est-à-dire l'hiver et le printemps) et les saisons 3 et 4 (été et automne). Il est important de souligner que cette similarité est plus marquée sur la station B.

¹ Borja A, Franco J, Pérez V (2000). A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within european estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40 : 1100-1114.

² Ibañez F, Fromentin J-M, Castel J (1993). Application de la méthode des sommes cumulées à l'analyse des séries chronologiques en océanographie. *Compte Rendu de l'Académie des Sciences. Série 3, Sciences de la Vie* 316 : 745-748.

³ Ibañez F, Etienne M (1998). Programme d'Analyse des Séries Spatio-Temporelles en Écologie Côtière (P.A.S.S.T.E.C.) (4^{ème} édition), manuel d'utilisation. Observatoire Océanologique de Villefranche-sur-Mer, 96 p.

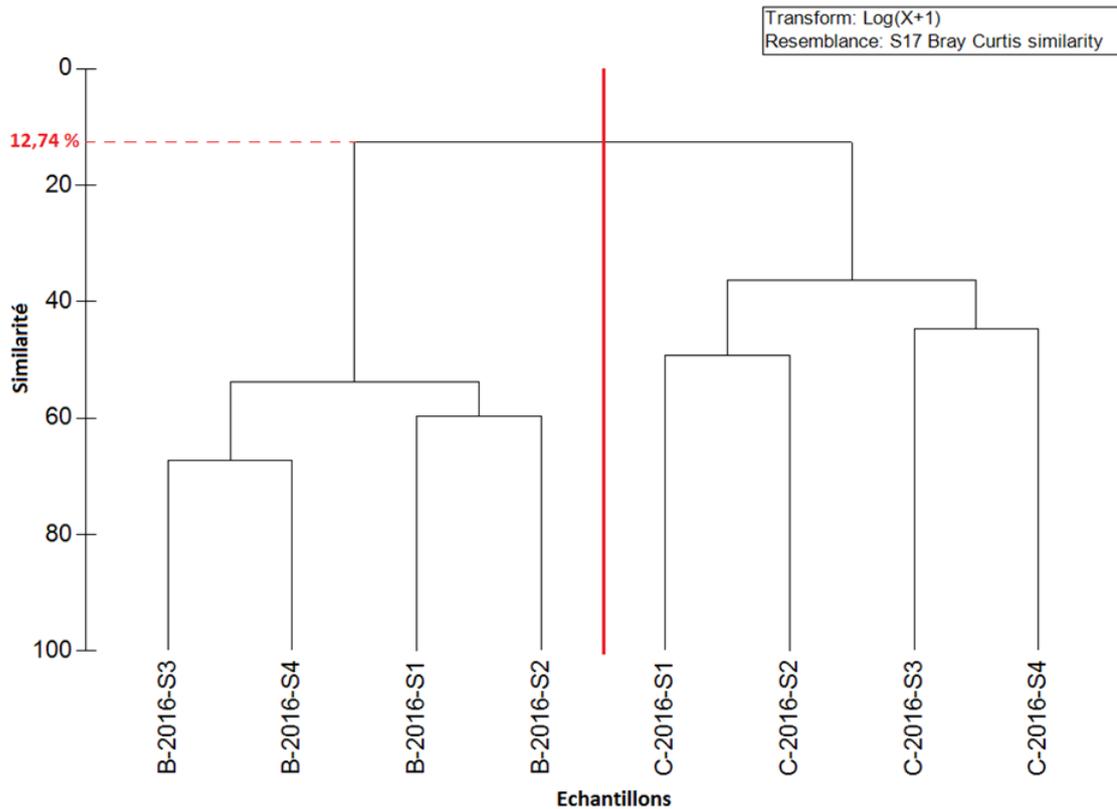


Figure 9.1 : Similarité de Bray-Curtis entre les échantillons collectés aux points B et C lors des quatre campagnes saisonnières de prélèvement du benthos subtidal

9.3.1. Analyses granulométriques

Les analyses granulométriques du point B pour 2016 ont révélé des sédiments majoritairement constitués de sables fins (plus de 76 % pour chaque saison) et de sables moyens (variant de 11 à 17 % selon les saisons ; tableau 9.1).

Tableau 9.1 : Analyses granulométriques des fractions sédimentaires (%) au point B

Station B	05/03/2016	01/04/2016	15/07/2016	26/09/2016
graviers_grossiers	0,72	0,06	0	0
graviers_fins	0,08	0,54	0,31	0,15
sables_grossiers	0,89	3,54	1,21	1,16
sables_moyens	11,71	17,05	12,37	12,11
sables_fins	84	76,79	83,59	76,48
pélites	2,6	2,02	2,52	10,1

La fraction constituée par ces sables représentait entre 90 et 99 % de la composition totale du sédiment. Les particules les plus fines (< 63 μm) étaient en proportion plus élevées en septembre (10%) alors qu'aux autres saisons la proportion de pélites était aux alentours de 2 %. La proportion des particules les plus grossières (graviers fins et graviers grossiers) était faible (inférieure à 0,5 %).

Les courbes de fréquences pondérales cumulées des différentes classes de taille granulométriques obtenues indiquent que le sédiment était homogène en 2016 (figure 9.2). L'ensemble de ces caractéristiques permet de classer les sédiments selon la classification de Folk en deux catégories qui sont "sables fins" pour les trois premières saisons et sables vaseux pour la dernière.

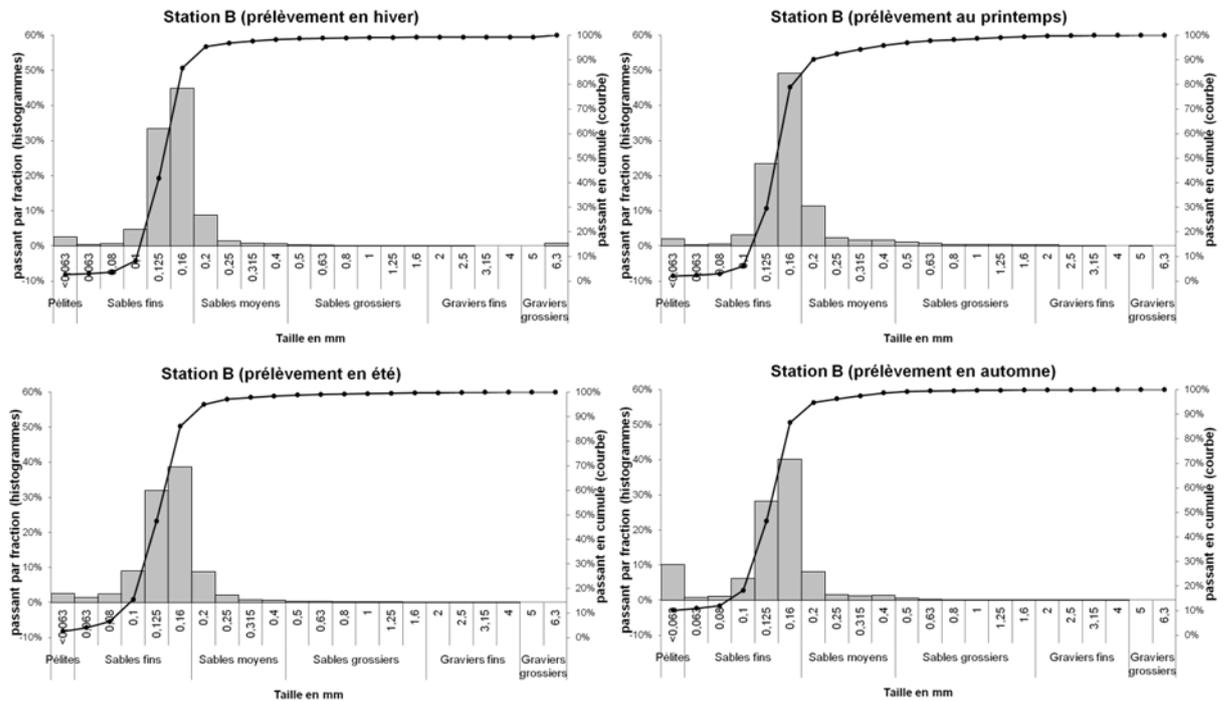


Figure 9.2 : Histogrammes des classes de taille granulométriques et courbe de la fréquence pondérale cumulée au point B lors des quatre campagnes saisonnières de 2016

Les résultats granulométriques de 2016 étaient relativement conformes au schéma habituel observé depuis 2000 : le sédiment était principalement composé de sables fins et moyens avec des teneurs très faibles en graviers fins et grossiers. Les pelâtes étaient toujours présentes mais leur cycle a varié par rapport aux années antérieures puisque la teneur est restée identique entre l'hiver, le printemps et l'été (environ 2 %), et le pic qui est d'ordinaire estival était cette année automnal.

9.3.2. Analyses faunistiques : richesse spécifique et diversité

Les données faunistiques brutes (densité : nombre d'individus par m²) sont présentées pour la station B et chaque date de prélèvement en annexe 9.1 et les biomasses (mg·m⁻² Poids Sec Libre de Cendre) en annexe 9.2. L'évaluation de la richesse spécifique a été effectuée de la même manière que les années précédentes.

En 2016, l'analyse faunistique a permis de recenser 82 taxa et 12 728 individus au point B répartis comme suit :

- 1 annélide oligochète
- 37 annélides polychètes
- 15 amphipodes
- 5 cumacés
- 3 décapodes
- 1 mysidacée
- 3 échinodermes
- 13 bivalves
- 2 gastéropodes
- 1 néemerte
- 1 siponcle

La richesse taxinomique était stable entre l'hiver (39 taxa) et le printemps (38 taxa), a atteint un pic en été (56 taxa) avant de diminuer à nouveau en automne (47 taxa). À chaque saison, le phylum des annélides dominait, suivi des arthropodes ou des mollusques (tableau 9.2).

Tableau 9.2 : Richesse taxinomique pour chaque phylum au point B lors des quatre campagnes saisonnières de 2016

Phylum	05/03/2016	01/04/2016	15/07/2016	26/09/2016
Annelida	23	21	27	24
Arthropoda	4	7	15	10
Echinodermata	2	1	1	2
Mollusca	9	8	11	10
Nemertea	1	1	0	1
Sipuncula	0	0	1	0
Richesse taxinomique	39	38	55	47

Les densités et les biomasses étaient minimales en hiver (351 ind. \cdot m², soit 3 369 mg \cdot m² PSLC) et maximales en été (6 581 ind. \cdot m²), alors que les biomasses étaient maximales en automne (19 532 mg \cdot m² PSLC ; annexe 9.2). En été, un recrutement de juvénile a été observé, c'est pourquoi le nombre d'individus était le plus important et que la biomasse était plus faible qu'en automne. En revanche, en automne, la densité était un peu plus faible qu'en été, du fait de la mortalité naturelle, alors que la biomasse était plus élevée parce que les juvéniles de l'été avaient grandi. Contrairement à 2015, il n'y a pas eu de pic de l'annélide polychète *Lanice conchylega* cette année.

Cela se traduit par des variations sur l'indice de diversité de Shannon H' (tableau 9.3). En effet, la faune pouvait être qualifiée de très diversifiée à toutes les saisons (H' compris entre 3 et 4). Combiné à l'indice d'équitabilité de Pielou (J' compris entre 0,6-0,8), cela a permis de conclure que les espèces étaient équiréparties, c'est-à-dire qu'il n'y en n'avait pas une qui dominait sur les autres (ce qui n'était pas le cas en 2015).

Tableau 9.3: Richesse spécifique, densité (ind. \cdot m²), équitabilité de Pielou et diversité de Shannon (bits) au point B lors des quatre campagnes saisonnières de 2016

Prélèvements	S	D	J'	H'(log2)
B-2016-S1	39	351	0,79	4,16
B-2016-S2	38	1295	0,70	3,66
B-2016-S3	55	6581	0,60	3,48
B-2016-S4	47	4501	0,60	3,31

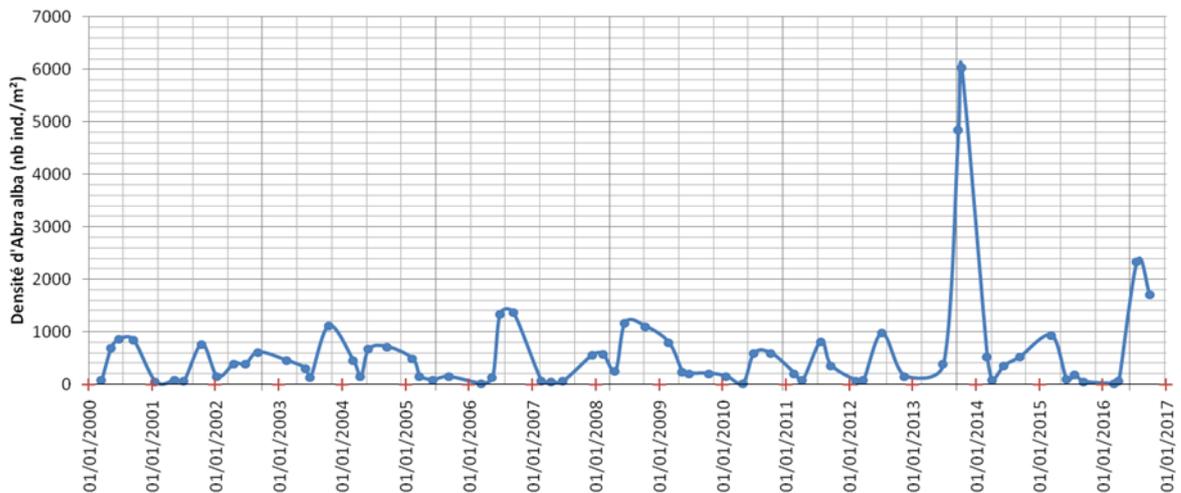
Les 10 taxa les plus abondants des quatre saisons ont permis de mettre en évidence l'assemblage de la communauté benthique du point B (tableau 9.4). En hiver, les densités d'un taxon ne dépassaient pas 47 ind. \cdot m². Au printemps cinq taxa dépassaient 100 ind. \cdot m² alors qu'en été et en automne, au moins 9 des taxa les plus importants dépassaient les 100 ind. \cdot m². En été et en automne, le taxon le plus abondant était *Abra alba* avec respectivement 2 341 ind. \cdot m² et 1 361 ind. \cdot m².

Le point B était représentatif du peuplement à *Abra alba*. Il est situé en dehors de l'impact courantologique de la centrale. C'est à ce point qu'ont été mis en évidence les basculements bionomiques caractéristiques de ce peuplement (figure 9.3). Ces basculements aussi importants qu'ils soient ne remettent jamais en cause la structuration du peuplement, organisée autour d'une dizaine d'espèces. Cette année était la 2ème année la plus importante (après 2013) en termes de densité d'*Abra alba*.

Tableau 9.4 : Abondance saisonnière (ind.m⁻²) des 10 taxa les plus abondants au point B en 2016

S1 : 5 mars 2016		S2 : 1er avril 2016	
Taxon	Abondance	Taxon	Abondance
Oligochetae	47	Oligochetae	338
Limecola balthica	44	Cirratulidae	213
Ophiura ophiura	43	Capitella capitata	130
Mysella bidentata	38	Mysella bidentata	110
Cirratulidae sp.	29	Nassarius reticulatus	105
Fabulina fabula	22	Spiophanes bombyx	65
Nephtys hombergii	18	Abra alba	59
Abra alba	12	Nemertea	33
Capitella capitata	12	Ophiura ophiura	33
Notomastus latericeus	9	Notomastus latericeus	24

S3 : 15 juillet 2016		S4 : 26 septembre 2016	
Taxon	Abondance	Taxon	Abondance
Abra alba	2341	Abra alba	1361
Ensis directus	692	Oligochetae	520
Spiophanes bombyx	614	Spiophanes bombyx	389
Limecola balthica	548	Ophiura ophiura	182
Oligochetae	391	Limecola balthica	179
Ophiura ophiura	262	Cirratulidae	160
Mytilus edulis	260	Owenia fusiformis	132
Phyllodoce mucosa	229	Notomastus latericeus	110
Mysella bidentata	191	Ensis directus	102
Lanice conchylega	176	Fabulina fabula	68

Figure 9.3 : Densité saisonnière d'*Abra alba* au point B depuis 2000

Tout comme *Abra alba*, *Fabulina fabula* a été trouvée de manière récurrente au point B. Cependant, les densités étaient en générale 10 fois moins élevées que celles d'*Abra alba* (figure 9.4). Ici encore, on a pu observer un phénomène de cyclicité lié à la période de recrutement (également observée avec la taille des individus). Cette année, les densités étaient redescendues à un niveau moyen plus classique d'environ 50 ind. \cdot m²

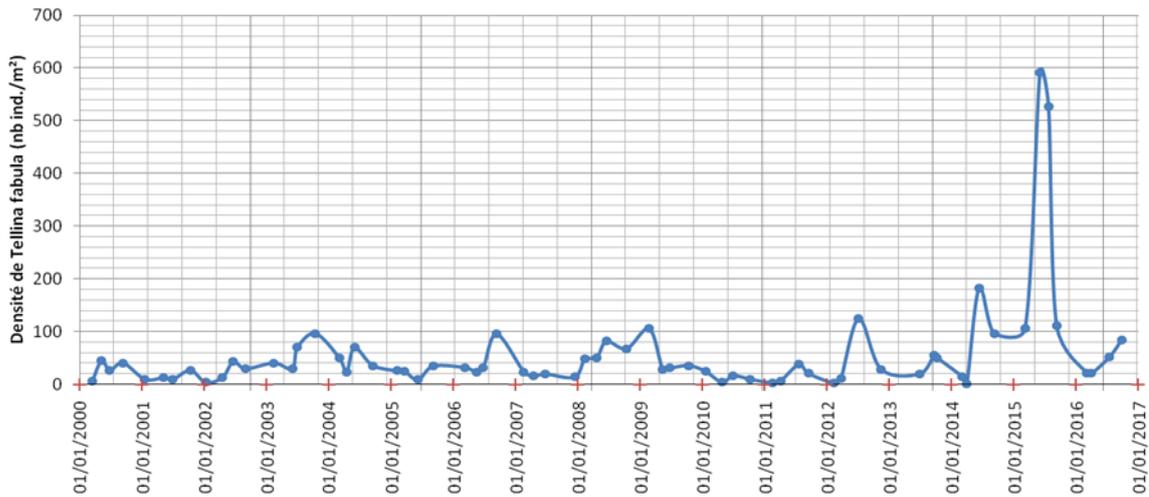


Figure 9.4 : Densité saisonnière de *Fabulina fabula* au point B depuis 2000

Hormis au printemps, le bivalve *Limecola balthica* faisait partie des taxa les plus abondants. En hiver, c'était même la deuxième espèce la plus importante derrière les Oligochètes. C'était la 5ème année consécutive que le recrutement de ce bivalve était de grande ampleur (figure 9.5).

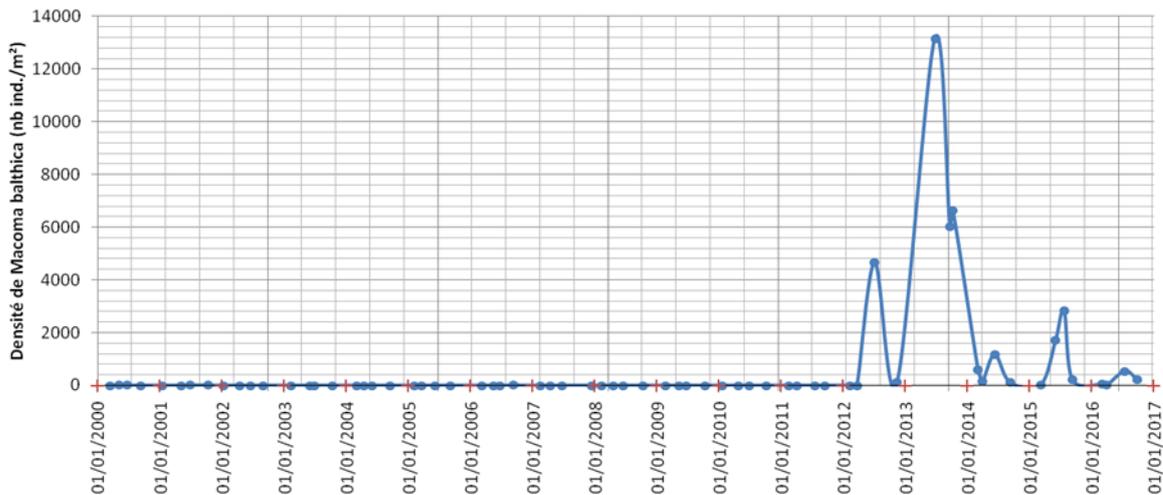


Figure 9.5 : Densité saisonnière de *Limecola balthica* au point B depuis 2000

Le recrutement pléthorique d'*Ensis directus* en 1991 avait modifié l'organisation du peuplement. Durant les années qui ont suivi, on a pu observer un lent processus de retour vers des densités plus proches de ce qu'elles étaient avant 1991. On peut estimer qu'en 1999, les densités étaient revenues à des valeurs « habituelles » pour ce secteur concernant certaines espèces (Antajan, 2014)¹.

¹ Antajan E (coord.) (2014). Surveillance écologique du site de production électronucléaire de Gravelines. Novembre 2013– Octobre 2014. *Rapport IFREMER RST ODE/LITTORAL/LER/BL/15.01*. 153 p.

Des années 2000 à 2008, les densités d'*Ensis directus* sont restées faibles, puis on a assisté ensuite à des pics de recrutement, dont le plus important était en 2009 (figure 9.6). Cette année on a atteint le troisième pic de densité le plus élevé au printemps avec 692 ind./m² (après l'année 2015). Cependant, la population était constituée uniquement de juvéniles (petite taille et faible biomasse (annexe 9.2) et comme les années précédentes, cette densité ne s'est pas maintenue dans le temps, ce qui correspond à l'étiage hivernal dans la cinétique de la communauté.

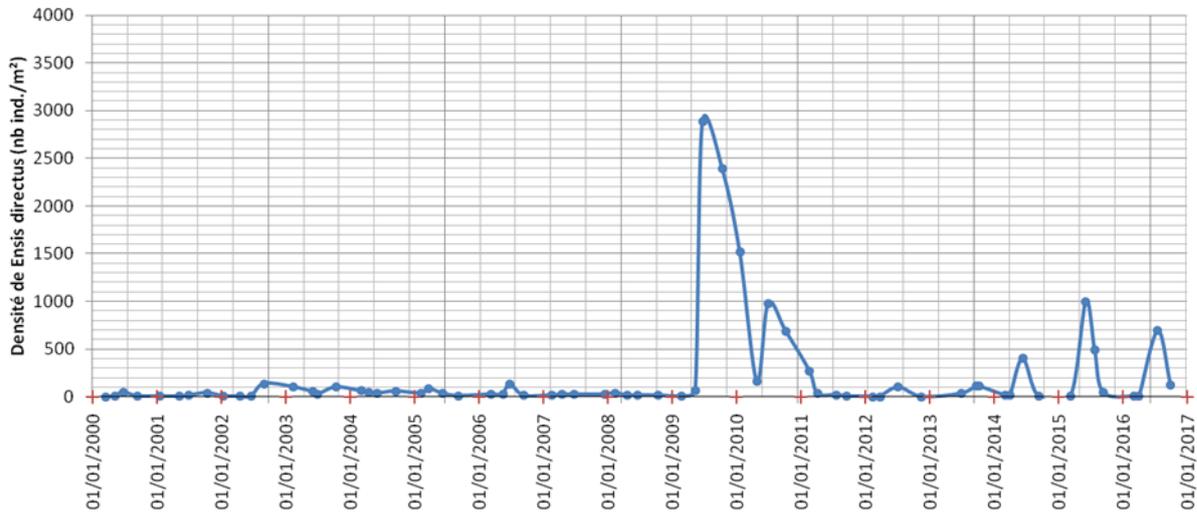


Figure 9.6: Densité saisonnière d'*Ensis directus* au point B en 2016

Sur le plan global (toutes saisons confondues), la richesse taxinomique de 2016, avec 82 espèces, était supérieure à celle observée les années antérieures (moyenne de 64 espèces entre 2000 et 2015).

Comme pour les années précédentes (2000-2015), la richesse taxinomique était semblable selon les saisons (figure 9.7), puisque le r^2 de leurs sommes cumulées au cours du temps était toujours supérieur à 0,99, illustrant une excellente corrélation (donc une absence de rupture de pente). Il n'y a donc pas eu de modification de la richesse taxinomique, donc pas de perturbation notable entre 2000 et 2016.

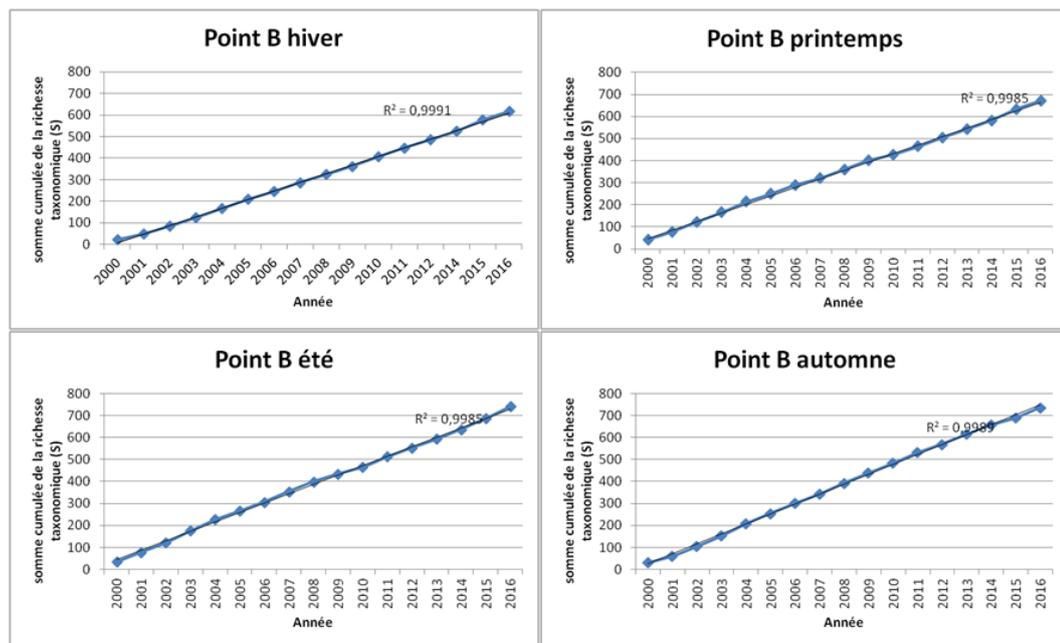


Figure 9.7: Somme cumulée de la richesse spécifique au point B lors des quatre campagnes saisonnières de 2000 à 2016

La densité moyenne de 3 182 ind. \cdot m² était inférieure à la moyenne des années antérieures (2000-2015 : 8 640 ind. \cdot m²), la différence s'explique par les pics de *Lanice conchylega* qui ont été mis en évidence certaines années comme en 2015, mais qui n'ont pas été observés cette année.

La biomasse moyenne était elle aussi inférieure à la moyenne des années précédentes avec 10,4 g PSLC \cdot m² en 2016 contre en moyenne 67,6 g PSLC \cdot m² pour la période 2000-2015.

9.4. Résultats des analyses au point C

9.4.1. Analyses granulométriques

Les analyses granulométriques du point C pour 2016 ont révélé des sédiments majoritairement constitués de sables fins (plus de 21 à 52 % selon les saisons) et de sables moyens (variant de 49 à 69 % selon les saisons ; tableau 9.4).

Tableau 9.4 : Analyses granulométriques des fractions sédimentaires (%) au point C

Station C	05/03/2016	01/04/2016	15/07/2016	26/09/2016
graviers_grossiers	0	0,13	1,75	0
graviers_fins	0,54	0,15	1,22	0,13
sables_grossiers	3,88	0,7	6,47	0,54
sables_moyens	54,41	46,42	69,07	56,6
sables_fins	41,04	52,38	21,44	42,61
pélites	0,13	0,22	0,05	0,12

La fraction constituée par ces sables représentait entre 90 et 99 % de la composition totale du sédiment. Les particules les plus fines (< 63 μ m) ainsi que les particules les plus grossières (graviers fins et graviers grossiers) étaient peu importantes (< 3 %). Cependant, les graviers grossiers n'étaient pas présents sur les quatre saisons alors que les pélites et les graviers fins se maintenaient.

Selon la saison, les catégories les plus fluctuantes étaient les proportions entre les sables fins et moyens : les sables moyens dominaient en été (69 %), en hiver (54 %) et en automne (57 %) alors qu'au printemps, les sables fins dominaient (52 %).

Les courbes de fréquences pondérales cumulées des différentes classes de taille granulométriques obtenues indiquent que le sédiment était homogène en 2016 (figure 9.8). L'ensemble de ces caractéristiques a permis de classer les sédiments selon la classification de Folk en deux catégories qui sont "sables fins" pour l'hiver, le printemps et l'automne et "sables légèrement graveleux" pour l'été.

Globalement, sur l'ensemble des années du suivi, le sédiment du point C est principalement composé de sables moyens et fins. Ces deux classes représentent toujours plus de 95 % du poids total du sédiment. Depuis 2009 cette description est à peu de chose près restée toujours valable. Toutefois cette année, au printemps et en automne, le sédiment semblait être passé par une phase transitoire avec une diminution des sables moyens et une augmentation concomitante des sables fins.

Ainsi, on reste au point C sur un schéma sédimentaire relativement classique avec la dominance des sables moyens et fins, des pélites toujours présentes mais dans d'infime proportions et des teneurs très faibles en graviers fins et grossiers.

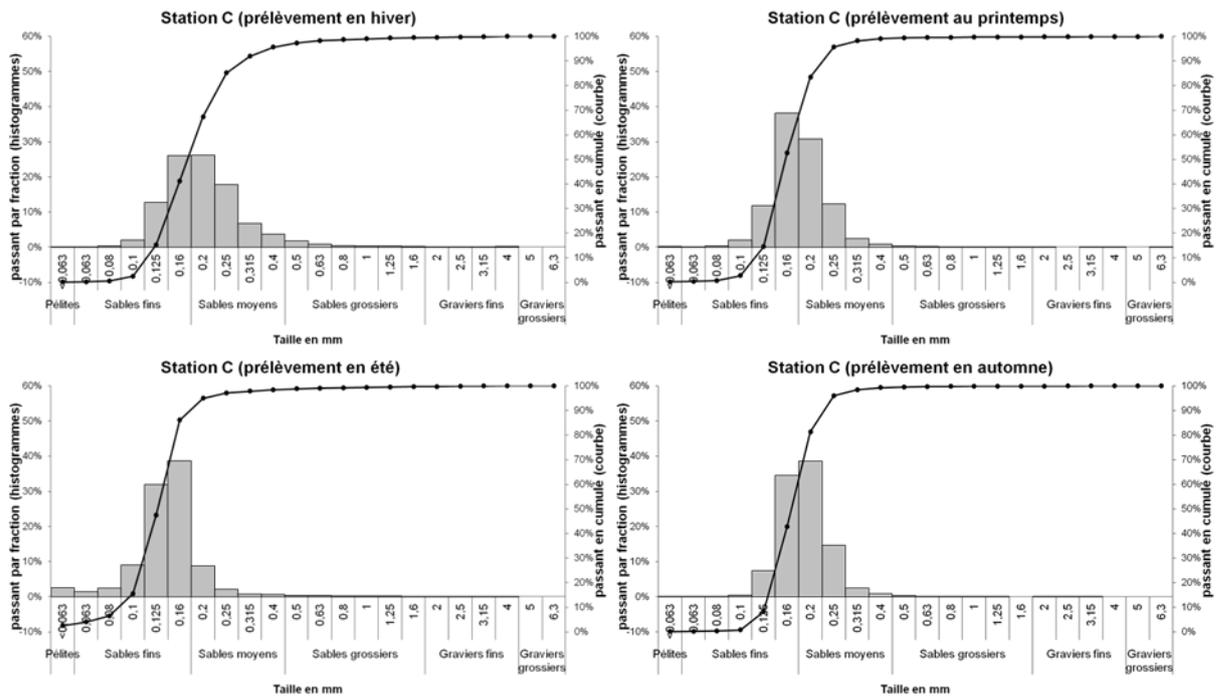


Figure 9.8 : Histogrammes des classes de tailles granulométriques et courbe de la fréquence pondérale cumulée au point C lors des quatre campagnes saisonnières de 2016

9.4.2. Analyses faunistiques : richesse spécifique et diversité

Les données faunistiques brutes (abondance : nombre d'individus par m²) sont présentées pour la station C et chaque date de prélèvement en annexe 9.3 et les biomasses (mg de Poids Sec Libre de Cendre par m²) en annexe 9.4. L'évaluation de la richesse taxinomique a été effectuée de la même manière que les années précédentes.

En 2016, l'analyse faunistique a permis de recenser 33 taxa et 284 individus au point C répartis comme suit :

- 13 annélides polychètes
- 7 amphipodes
- 4 bivalves
- 3 décapodes
- 2 échinodermes
- 1 cumacé
- 1 mysidacée
- 1 cnidaire
- 1 gastéropode
- 1 némete

La richesse taxinomique était plus élevée en hiver (17 taxa) et au printemps (18 taxa) qu'en été (8 taxa) et à l'automne (8 taxa). Il y avait une différence significative de taxa entre ces deux groupes de saison qui est d'ailleurs bien illustrée par la matrice de similarité de Bray-Curtis (figure 9.1). Hormis au printemps, le phylum des annélides était toujours dominant, suivi des arthropodes et des mollusques (tableau 9.5).

Tableau 9.5 : Richesse taxinomique pour chaque phylum au point C lors des quatre campagnes saisonnières de 2016

Phylum	05/03/2016	01/04/2016	15/07/2016	26/09/2016
Annelida	8	6	3	4
Arthropoda	5	9	2	2
Cnidaria	1	0	0	0
Echinodermata	0	0	1	1
Mollusca	2	3	2	1
Nemertea	1	0	0	0
Richesse taxinomique	17	18	8	8

Les densités entre les saisons ont varié de 52 ind. \cdot m⁻² en automne à 85 ind. \cdot m⁻² en été. Les biomasses ont varié également, mais différemment de la densité puisqu'elles étaient maximales au printemps (3 298,8 mg PSLC \cdot m⁻²). Ceci indique que :

- certains taxa ont eu des individus de plus grosse taille à certaines saisons, comme ce fut le cas pour le bivalve *Donax vittatus*, en hiver et au printemps (4 ind. \cdot m⁻² ont été récoltés pour une biomasse de 277,3 et 538,5 mg PSLC \cdot m⁻²) alors qu'en été, 1 ind. \cdot m⁻² a été échantillonné pour une biomasse de 669,7 mg \cdot m⁻² PSLC (annexes 9.3 et 9.4),
- qu'une espèce rare de taille importante a été prélevée, comme ce fut le cas pour le crabe *Liocarcinus holsatus* (un seul individu prélevé au printemps d'une biomasse de 2534,6 mg \cdot m⁻²).

Les variations de densité se sont traduites par des variations de l'indice de diversité de Shannon. En effet, la faune était très diversifiée en hiver ($H' = 3,35$), et diversifiée au printemps, en été et en automne (H' compris entre 2 et 3).

Sur le point C, comme au point B, l'indice d'équitabilité de Pielou a varié à chaque saison de 0,6 à 0,8 indiquant que les espèces étaient assez bien équiréparties (tableau 9.6). Les points B et C différaient donc par le nombre d'espèces et le nombre d'individus.

Tableau 9.6 : Richesse spécifique, densité (nombre d'ind. \cdot m⁻²), équitabilité de Pielou et diversité de Shannon au point C lors des quatre campagnes saisonnières de 2016

Prélèvements	S	D	J'	H'(log2)
C-2015-S1	17	69	0,82	3,35
C-2015-S2	18	78	0,71	2,97
C-2015-S3	8	85	0,67	2,01
C-2015-S4	8	52	0,68	2,03

Les taxa les plus abondants (> 2 ind. \cdot m⁻²) des quatre saisons permettent de mettre en évidence l'assemblage de la communauté benthique du point C (tableau 9.7). Les densités maximales pour un taxon donné n'ont jamais dépassé 43 ind. \cdot m⁻². C'est en été que les densités ont été les plus importantes et en avril que le nombre de taxa comprenant plus de 3 ind. \cdot m⁻² était le plus fréquent. L'annélide polychète *Nephtys cirrosa* était le taxon le plus abondant à chaque saison. L'augmentation de la diversité et de l'abondance était uniquement liée à la période de recrutement (printemps et été).

Même si la richesse spécifique du point C était moins importante que celle du point B, la qualité écologique du milieu n'en était pas moins bonne. En effet, lorsqu'on calcule l'AMBI pour 2016, la moyenne de 1,76 traduit un excellent état écologique du milieu. L'état écologique des années 2000 à 2015 était semblable à celui de 2016 puisque la moyenne était égale à 1,47 (figure 9.10).

Tableau 9.7 : Densité (ind.m²) des 10 taxa les plus abondants au point C lors des quatre campagnes saisonnières de 2015

S1 : 5 mars 2016		S2 : 1er avril 2016	
Taxon	Abondance	Taxon	Abondance
Nephtys cirrosa	20	Nephtys cirrosa	36
Jassa falcata	10	Bathyporeia pelagica	8
Gastrosaccus spinifer	7	Gastrosaccus spinifer	5
Nephtys caeca	7	Scolecopsis squamata	5
Scolecopsis squamata	5	Donax vittatus	4
Donax vittatus	4	Pontocrates altamarinus	4
Phyllodoce mucosa	4	Bathyporeia elegans	3
Corophium acutum	2	Spiophanes bombyx	3
Nephtys longosetosa	2		
		S4 : 26 septembre 2016	
S3 : 15 juillet 2016		Taxon	Abondance
Taxon	Abondance	Nephtys cirrosa	30
Nephtys cirrosa	45	Scolecopsis squamata	7
Spio martinensis	18	Spio martinensis	6
Bathyporeia pelagica	8	Portumnus latipes	3
Ophiura albida	7	Donax vittatus	2
Nephtys hombergii	4	Ophiura ophiura	2

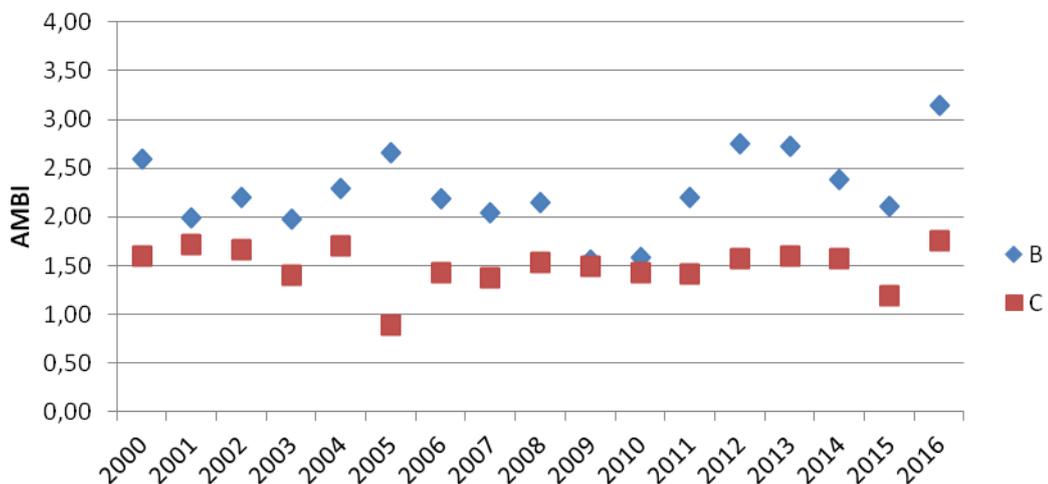


Figure 9.9 Evolution de l'indice biotique AMBI aux points B et C depuis 2000

Le point C a un AMBI moins élevé que le point B dont la moyenne annuelle 2016 était de 3,15. Cette différence peut être expliquée par la position géographique des deux points. En effet, le point B est d'avantage soumis aux apports en matière organique (MO) de l'Aa. Les apports en MO participent à l'augmentation de l'AMBI, c'est pour cela que c'est au point B que l'AMBI fluctue le plus

Comme depuis 2000, la richesse taxinomique est restée semblable quelle que soit la saison (figure 9.10) puisque le r^2 de leurs sommes cumulées au cours du temps est toujours compris entre 0,98 et 0,99 illustrant une excellente corrélation.

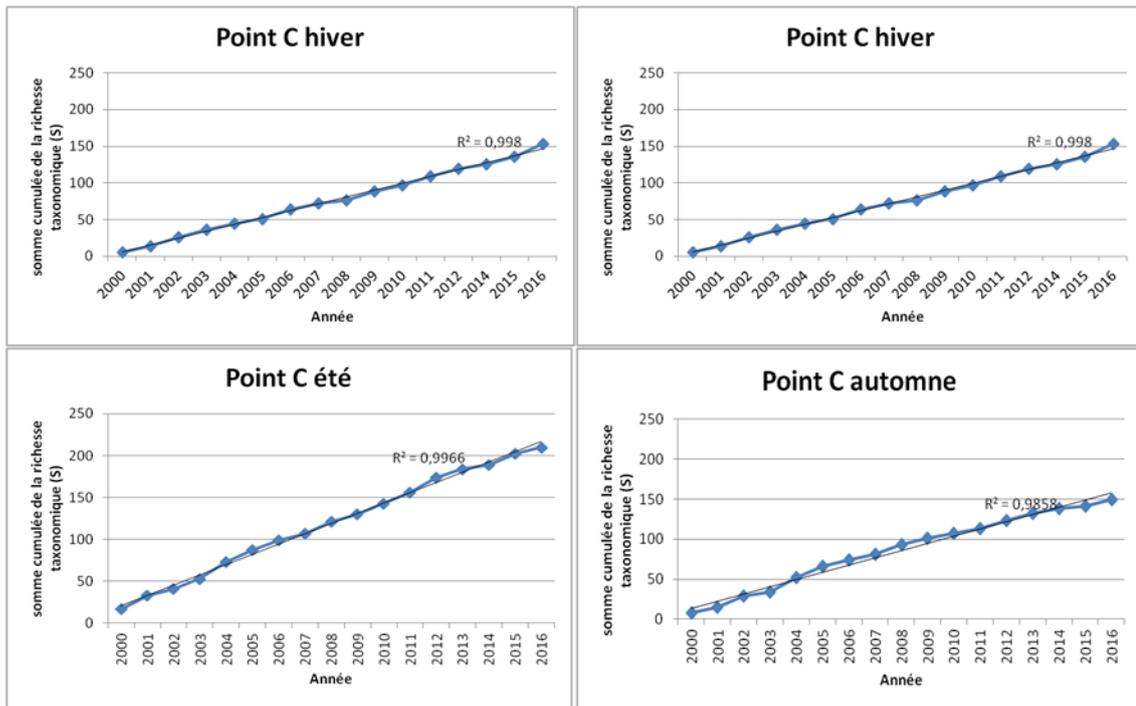


Figure 8.12 : Somme cumulée de la richesse spécifique au point C lors des quatre campagnes saisonnières de 2000 à 2016

Globalement, au point C la richesse taxinomique (33 taxa) était semblable à la moyenne des années antérieures (RT moyenne 2000-2015 = 28). Cela n'était pas le cas pour les densités dont la moyenne en 2016 était de 71 ind. \cdot m⁻² alors que la moyenne sur la période 2000-2015 était de 212 ind. \cdot m⁻². Il est à souligner que la densité est tirée pour l'ensemble des années 2000 à 2015 par le pic de *Lanice conchilega* qui a été recensé en 2000 avec plus de 4 800 ind. \cdot m⁻² au printemps. Si on regarde la moyenne des densités entre 2001 et 2015, celle-ci était de 129 ind. \cdot m⁻², valeur plus élevée qu'en 2016, cependant, la densité moyenne de 2016 n'était pas la plus faible puisqu'en 2007, 63 ind. \cdot m⁻² avaient été échantillonnés.

La biomasse était par contre similaire aux années précédentes 1,37 g PSLC \cdot m⁻² (annexe 9.4) contre 1,46 g PSLC \cdot m⁻² pour la période 2000-2015. Elle était dans les valeurs hautes des relevés puisque c'était la 6^{ème} plus grande valeur depuis 2000 (annexe 9.4).

9.5. Éléments de conclusion

Le point B a été caractérisé en 2016, tout comme depuis 2011, par le recrutement massif de *Limecola balthica*, phénomène qui n'avait jamais connu une telle ampleur sur le site depuis le début du suivi. Un recrutement important, notamment d'annélides polychètes et de mollusques bivalves a été détecté en été et en automne (en particulier *Abra alba*, *Limecola balthica*, *Ensis directus* et *Spiophanes bombyx*). Une mortalité de recrues durant la période estivale a été mise en évidence via les observations de septembre 2016, mais il y a eu un maintien de la richesse spécifique.

Sur le plan global (toutes saisons confondues), la richesse taxinomique en 2016, était supérieure à la moyenne observée depuis 2000, alors que la densité et la biomasse étaient inférieures. Cela s'explique par l'absence de pic de *Lanice conchilega* dont les banquettes très denses qu'elles forment habituellement retiennent d'autres espèces en patch leur permettant d'avoir un refuge et de se nourrir, ce qui semble ne pas avoir été le cas cette année.

En ce qui concerne la qualité écologique du milieu au point B, il n'y a pas de modification entre les années, même si la valeur se trouve dans les plus hautes calculée depuis 2000. Le milieu a toujours une bonne qualité avec un indice biotique AMBI dont la valeur est faible.

Le **point C** permet de visualiser l'impact de la centrale sur le peuplement à *Abra alba* dans le champ proche du rejet. Le lessivage des fines du sédiment par les eaux rejetées par la centrale, parfaitement matérialisé par les analyses granulométriques, provoque la disparition des espèces vasicoles. Cependant certains recrutements observés au point B peuvent être observés, en résonance, de manière atténuée au point C. Ce phénomène a déjà été observé plusieurs fois, par exemple en 1991 avec *Ensis directus* et en 2000 avec *Lanice conchilega* (Antajan, 2014). De plus, les espèces récoltées en zone non impactée peuvent être trouvées au point C mais en densité beaucoup plus faible, comme par exemple cette année les annélides polychètes *Nephtys cirrosa* et *Spio martinensis*, et le bivalve *Donax vittatus*.

Les peuplements qui se sont établis à ce point restent toujours du type sabulicole et le déficit en densité et biomasse au point C reste toujours considérable par rapport au point B. Ces déficits étaient du même ordre que celui des études précédentes. Malgré ces déficits, la qualité écologique du milieu au point C est très bonne avec une valeur moyenne d'AMBI encore plus faible qu'au point B.

Les résultats enregistrés en 2016 au point C confirment donc à la fois l'impact de la centrale sur les communautés benthiques du champ proche de l'embouchure du canal de rejet, mais aussi la stabilité de cet impact au cours du temps. Le maintien du peuplement en place confirme la constance de la perturbation. *Nephtys cirrosa* demeure l'espèce la plus importante du peuplement établi à ce point.

Cependant, il faut aussi rappeler que le peuplement installé au point C est tout à fait semblable, tant du point de vue de la composition faunistique que de la densité et de la biomasse globale, à ceux établis sur les sédiments similaires dans la région. De plus, la zone de déficit est localisée au débouché du canal de rejet et a priori ne s'étend pas au-delà de quelques centaines de mètres. Enfin, ce déficit est uniquement dû à l'action de la courantologie et rien ne permet de penser, avec les informations recueillies, que l'on puisse être en présence d'un autre impact du rejet.

Annexe 9.1 : Densités (nombre ind.-m⁻²) du point B

Phylum	Classe	Ordre	Taxon_valide	B-2016-S1	B-2016-S2	B-2016-S3	B-2016-S4
Annelida	Clitellata	--	Oligochaeta	47	338	391	650
Annelida	Polychaeta	--	Capitella capitata	12	130	43	73
Annelida	Polychaeta	--	Heteromastus filiformis	0	0	0	1
Annelida	Polychaeta	--	Notomastus latericeus	9	24	24	138
Annelida	Polychaeta	Eunicida	Protodorvillea kefersteini	0	0	0	1
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Eteone longa	0	4	78	16
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Eumida bahusiensis	2	0	0	0
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Eumida sanguinea	0	0	141	3
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Glycera alba	0	3	1	38
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Glycera celtica	0	20	1	0
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Glycera lapidum	1	0	0	5
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Malmgrenia marphysae	0	2	0	3
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtys	0	0	4	0
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtys assimilis	3	0	1	3
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtys caeca	1	0	1	0
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtys cirrosa	0	7	1	10
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtys hombergii	18	6	18	50
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtys longosetosa	0	2	2	0
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Pholoe baltica	4	21	15	55
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Pholoe inornata	2	0	0	0
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Phyllodoce groenlandica	1	0	2	4
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Phyllodoce lineata	0	0	7	0
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Phyllodoce longipes	0	0	7	0
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Phyllodoce mucosa	4	2	241	5
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Phyllodocidae	1	0	0	0
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Sthenelais boa	0	1	1	20
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Syllidae	0	2	3	0
Annelida	Polychaeta	Sabellida	Myriochele heeri	1	0	0	0
Annelida	Polychaeta	Sabellida	Owenia fusiformis	9	2	154	165
Annelida	Polychaeta	Spionida	Magelona johnstoni	4	4	20	19
Annelida	Polychaeta	Spionida	Pygospio elegans	1	0	0	0
Annelida	Polychaeta	Spionida	Scolelepis (Scolelepis) squamata	1	1	0	0
Annelida	Polychaeta	Spionida	Spio filicornis	2	0	0	0
Annelida	Polychaeta	Spionida	Spio martinensis	4	7	7	19
Annelida	Polychaeta	Spionida	Spiophanes bombyx	6	65	614	486
Annelida	Polychaeta	Terebellida	Cirratulidae	31	213	11	200
Annelida	Polychaeta	Terebellida	Lagis koreni	1	0	24	18
Annelida	Polychaeta	Terebellida	Lanice conchilega	0	8	176	20
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Abudomelita obtusata	0	0	37	0
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Apolochus neapolitanus	0	0	1	0
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Bathyporeia elegans	0	3	1	0
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Bathyporeia pelagica	0	2	0	0
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Jassa falcata	0	0	10	1
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Leucothoe incisa	0	0	2	46
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Melita palmata	0	0	1	0
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Monocorophium sextonae	0	0	1	1
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Nototropis swammerdamei	0	0	22	0
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Orchomene humilis	2	0	0	0
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Pariambus typicus	0	0	106	5
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Pericolumbodes longimanus	0	19	1	0
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Phtisica marina	0	0	1	0
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Urothoe poseidonis	0	1	3	10
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Urothoe pulchella	1	0	0	0
Arthropoda	Malacostraca	Cumacea	Bodotria scorpioides	0	0	9	4
Arthropoda	Malacostraca	Cumacea	Diastylis bradyi	0	0	7	0
Arthropoda	Malacostraca	Cumacea	Diastylis rugosa	1	0	0	1
Arthropoda	Malacostraca	Cumacea	Iphinoe trispinosa	0	0	0	1
Arthropoda	Malacostraca	Cumacea	Pseudocuma (Pseudocuma) longicorne	0	5	0	0
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Diogenes pugilator	0	0	0	1
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Liocarcinus	0	0	0	1
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Liocarcinus holsatus	0	1	4	0
Arthropoda	Malacostraca	Mysida	Gastrosaccus spinifer	1	2	0	0
Echinodermata	Ophiuroidea	Ophiurida	Acrocrida brachiata	0	0	0	1
Echinodermata	Ophiuroidea	Ophiurida	Ophiura albida	3	0	0	0
Echinodermata	Ophiuroidea	Ophiurida	Ophiura ophiura	43	33	262	228
Mollusca	Bivalvia	[unassigned] Euheterodonta	Ensis directus	4	8	692	128
Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Abra alba	12	59	2341	1701
Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Abra nitida	0	0	3	0
Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Abra tenuis	2	0	0	0
Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Donax vittatus	7	13	6	4
Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Fabulina fabula	22	21	52	85
Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Limecola balthica	44	16	548	224
Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Moerella donacina	0	0	0	1
Mollusca	Bivalvia	Mytiloidea	Modiolula phaseolina	1	2	0	0
Mollusca	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilus edulis	0	0	260	1
Mollusca	Bivalvia	Veneroidea	Kurtiella bidentata	38	110	191	13

Annexe 9.1 (suite) : Densités (nombre ind.·m⁻²) du point B

Phylum	Classe	Ordre	Taxon valide	B-2016-S1	B-2016-S2	B-2016-S3	B-2016-S4
Mollusca	Bivalvia	Veneroidea	Spisula elliptica	0	0	20	0
Mollusca	Bivalvia	Veneroidea	Spisula subtruncata	0	0	0	3
Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	Euspira nitida	0	0	1	0
Mollusca	Gastropoda	Neogastropoda	Tritia reticulata	4	105	10	29
Nemertea	--	--	Nemertea	1	33	0	10
Sipuncula	Sipunculidea	Golfingiida	Nephasoma (Nephasoma) minutum	0	0	1	0

Annexe 8.2 : Biomasse (mg · m⁻² poids sec libre de cendre) au point B

Phylum	Classe	Ordre	Taxon valide	B-2016-S1	B-2016-S2	B-2016-S3	B-2016-S4
Annelida	Clitellata	--	Oligochaeta	3,32	13,12	14,64	22,74
Annelida	Polychaeta	--	Capitella capitata	0,56	11,02	3,12	6,39
Annelida	Polychaeta	--	Heteromastus filiformis	0,00	0,00	0,00	0,20
Annelida	Polychaeta	--	Notomastus latericeus	3,05	54,79	1,70	30,66
Annelida	Polychaeta	Eunicida	Protodorvillea kefersteini	0,00	0,00	0,00	0,06
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Eteone longa	0,00	0,94	10,96	2,84
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Eumida bahusiensis	0,38	0,00	0,00	0,00
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Eumida sanguinea	0,00	0,00	40,14	0,15
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Glycera alba	0,00	36,16	10,98	133,88
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Glycera celtica	0,00	18,13	4,04	0,00
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Glycera lapidum	0,01	0,00	0,00	3,00
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Malmgrenia marphysae	0,00	0,16	0,00	0,40
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtys	0,00	0,00	0,72	0,00
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtys assimilis	6,66	0,00	63,58	172,39
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtys caeca	158,91	0,00	0,08	0,00
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtys cirrosa	0,00	3,37	0,43	15,56
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtys hombergii	0,05	25,34	199,15	344,68
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtys longosetosa	0,00	0,25	2,51	0,00
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Pholoe baltica	0,60	4,39	3,56	13,61
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Pholoe inornata	0,30	0,00	0,00	0,00
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Phyllodoce groenlandica	0,07	0,00	2,39	0,54
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Phyllodoce lineata	0,00	0,00	0,82	0,00
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Phyllodoce longipes	0,00	0,00	0,01	0,00
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Phyllodoce mucosa	5,01	1,05	66,47	1,83
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Phyllodocidae	3,96	0,00	0,00	0,00
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Sthenelais boa	0,00	0,35	0,87	15,76
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Syllidae	0,00	0,11	0,21	0,00
Annelida	Polychaeta	Sabellida	Myriochele heeri	0,01	0,00	0,00	0,00
Annelida	Polychaeta	Sabellida	Owenia fusiformis	16,49	3,17	46,53	364,85
Annelida	Polychaeta	Spionida	Magelona johnstoni	2,26	1,40	3,72	5,49
Annelida	Polychaeta	Spionida	Pygospio elegans	0,16	0,00	0,00	0,00
Annelida	Polychaeta	Spionida	Scolecopsis (Scolecopsis) squamata	0,30	0,12	0,00	0,00
Annelida	Polychaeta	Spionida	Spio filicornis	0,28	0,00	0,00	0,00
Annelida	Polychaeta	Spionida	Spio martinensis	0,29	1,47	0,44	1,83
Annelida	Polychaeta	Spionida	Spiophanes bombyx	2,20	4,16	150,44	110,04
Annelida	Polychaeta	Terebellida	Cirratulidae	3,76	36,76	2,77	24,51
Annelida	Polychaeta	Terebellida	Lagis koreni	11,18	0,00	24,89	182,39
Annelida	Polychaeta	Terebellida	Lanice conchilega	0,00	0,85	125,65	16,81
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Abludomelita obtusata	0,00	0,00	6,00	0,00
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Apolochus neapolitanus	0,00	0,00	0,09	0,00
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Bathyporeia elegans	0,00	0,67	0,15	0,00
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Bathyporeia pelagica	0,00	0,51	0,00	0,00
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Jassa falcata	0,00	0,00	0,41	1,67
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Leucothoe incisa	0,00	0,00	0,40	10,00
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Melita palmata	0,00	0,00	0,22	0,00
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Monocorophium sextonae	0,00	0,00	0,16	0,02
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Nototropis swammerdamei	0,00	0,00	3,81	0,00
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Orchomene humilis	0,24	0,00	0,00	0,00
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Pariambus typicus	0,00	0,00	7,40	0,54
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Perioculodes longimanus	0,00	0,70	0,14	0,00
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Phtisica marina	0,00	0,00	0,09	0,00
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Urothoe poseidonis	0,00	0,11	0,89	1,46
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Urothoe pulchella	0,04	0,00	0,00	0,00
Arthropoda	Malacostraca	Cumacea	Bodotria scorioides	0,00	0,00	1,25	1,76
Arthropoda	Malacostraca	Cumacea	Diastylis bradyi	0,00	0,00	3,51	0,00
Arthropoda	Malacostraca	Cumacea	Diastylis rugosa	0,21	0,00	0,00	0,14
Arthropoda	Malacostraca	Cumacea	Iphinoe trispinosa	0,00	0,00	0,00	0,30
Arthropoda	Malacostraca	Cumacea	Pseudocuma (Pseudocuma) longicorne	0,00	0,55	0,00	0,00
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Diogenes pugilator	0,00	0,00	0,00	61,76
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Liocarcinus	0,00	0,00	0,00	1,20
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Liocarcinus holsatus	0,00	749,23	323,13	0,00
Arthropoda	Malacostraca	Mysida	Gastrosaccus spinifer	1,79	15,07	0,00	0,00
Echinodermata	Ophiuroidea	Ophiurida	Acrocnida brachiata	0,00	0,00	0,00	6,72
Echinodermata	Ophiuroidea	Ophiurida	Ophiura albida	1,45	0,00	0,00	0,00
Echinodermata	Ophiuroidea	Ophiurida	Ophiura ophiura	1414,02	604,28	1181,90	962,80
Mollusca	Bivalvia	[unassigned] Euheterodonta	Ensis directus	107,29	572,40	1191,25	3006,15
Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Abra alba	97,50	800,74	1604,64	9945,88
Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Abra nitida	0,00	0,00	0,05	0,00
Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Abra tenuis	0,42	0,00	0,00	0,00
Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Donax vittatus	501,58	9,91	0,22	627,06
Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Fabulina fabula	71,28	21,30	126,32	389,83
Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Limecola balthica	117,89	83,95	1087,64	498,06
Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Moerella donacina	0,00	0,00	0,00	16,70
Mollusca	Bivalvia	Mytiloidea	Modiolula phaseolina	0,14	1,11	0,00	0,00
Mollusca	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilus edulis	0,00	0,00	24,21	0,10
Mollusca	Bivalvia	Veneroidea	Kurtiella bidentata	9,25	55,95	43,93	3,11
Mollusca	Bivalvia	Veneroidea	Spisula elliptica	0,00	0,00	3,55	0,00

Annexe 8.2 (suite) : Biomasse (mg·m⁻² poids sec libre de cendre) au point B

Phylum	Classe	Ordre	Taxon valide	B-2016-S1	B-2016-S2	B-2016-S3	B-2016-S4
Mollusca	Bivalvia	Veneroidea	Spisula subtruncata	0,00	0,00	0,00	73,25
Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	Euspira nitida	0,00	0,00	5,84	0,00
Mollusca	Gastropoda	Neogastropoda	Tritia reticulata	825,61	7194,85	2019,62	2445,15
Nemertea	--	--	Nemertea	0,15	28,30	0,00	7,34
Sipuncula	Sipunculidea	Golfingiida	Nephasoma (Nephasoma) minutum	0,00	0,00	0,23	0,00



Annexe 8.3 : Densité (nombre ind. \cdot m⁻²) du point C

Phylum	Classe	Ordre	Taxon_valide	C-2016-S1	C-2016-S2	C-2016-S3	C-2016-S4
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Glycera celtica	0	0	0	1
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtys caeca	7	1	0	0
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtys ciliata	1	0	0	0
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtys cirrosa	20	36	45	30
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtys hombergii	0	0	4	0
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtys longosetosa	2	1	0	0
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Phyllodoce mucosa	4	0	0	0
Annelida	Polychaeta	Spionida	Dipolydora flava	1	0	0	0
Annelida	Polychaeta	Spionida	Magelona johnstoni	1	0	0	0
Annelida	Polychaeta	Spionida	Scoelepis (Scoelepis) squamata	5	5	0	7
Annelida	Polychaeta	Spionida	Spio martinensis	0	1	18	6
Annelida	Polychaeta	Spionida	Spiophanes bombyx	0	3	0	0
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Apocorophium acutum	2	0	0	0
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Bathyporeia elegans	0	3	0	1
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Bathyporeia pelagica	0	8	8	0
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Jassa falcata	10	1	0	0
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Monocorophium sextonae	1	0	0	0
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Pontocrates altamarinus	0	4	0	0
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Urothoe poseidonis	0	1	0	0
Arthropoda	Malacostraca	Cumacea	Monopseudocuma gilsoni	0	1	0	0
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Diogenes pugilator	0	0	1	0
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Liocarcinus holsatus	0	1	0	0
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Portunus latipes	1	1	0	3
Arthropoda	Malacostraca	Mysida	Gastrosaccus spinifer	7	5	0	0
Cnidaria	Anthozoa	Actiniaria	Sagartia troglodytes	1	0	0	0
Echinodermata	Ophiuroidea	Ophiurida	Ophiura albida	0	0	7	0
Echinodermata	Ophiuroidea	Ophiurida	Ophiura ophiura	0	0	0	2
Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Donax vittatus	4	4	1	2
Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Fabulina fabula	0	1	0	0
Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Macomangulus tenuis	0	1	0	0
Mollusca	Bivalvia	Mytiloida	Modiolula phaseolina	1	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	Peringia ulvae	0	0	1	0
Nemertea	--	--	Nemertea	1	0	0	0

Annexe 8.4 : Biomasse (mg·m⁻² poids sec libre de cendre) au point C

Phylum	Classe	Ordre	Taxon_valide	C-2016-S1	C-2016-S2	C-2016-S3	C-2016-S4
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Glycera celtica	0,00	0,00	0,00	0,62
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtys caeca	45,32	23,14	0,00	0,00
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtys ciliata	2,17	0,00	0,00	0,00
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtys cirrosa	135,15	149,85	128,49	163,20
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtys hombergii	0,00	0,00	67,77	0,00
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtys longosetosa	7,60	15,03	0,00	0,00
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Phyllodoce mucosa	4,97	0,00	0,00	0,00
Annelida	Polychaeta	Spionida	Dipolydora flava	0,15	0,00	0,00	0,00
Annelida	Polychaeta	Spionida	Magelona johnstoni	1,76	0,00	0,00	0,00
Annelida	Polychaeta	Spionida	Scolelepis (Scolelepis) squamata	2,23	5,22	0,00	0,90
Annelida	Polychaeta	Spionida	Spio martinensis	0,00	0,21	1,91	0,36
Annelida	Polychaeta	Spionida	Spiophanes bombyx	0,00	0,34	0,00	0,00
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Apocorophium acutum	0,09	0,00	0,00	0,00
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Bathyporeia elegans	0,00	0,25	0,00	0,22
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Bathyporeia pelagica	0,00	3,31	2,76	0,00
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Jassa falcata	1,17	0,19	0,00	0,00
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Monocorophium sextonae	0,02	0,00	0,00	0,00
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Pontocrates altamarinus	0,00	1,08	0,00	0,00
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Urothoe poseidonis	0,00	0,57	0,00	0,00
Arthropoda	Malacostraca	Cumacea	Monopseudocuma gilsoni	0,00	0,08	0,00	0,00
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Diogenes pugilator	0,00	0,00	84,27	0,00
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Liocarcinus holsatus	0,00	2534,55	0,00	0,00
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Portunus latipes	36,47	4,25	0,00	20,55
Arthropoda	Malacostraca	Mysida	Gastrosaccus spinifer	38,65	16,15	0,00	0,00
Cnidaria	Anthozoa	Actiniaria	Sagartia troglodytes	126,31	0,00	0,00	0,00
Echinodermata	Ophiuroidea	Ophiurida	Ophiura albida	0,00	0,00	0,52	0,00
Echinodermata	Ophiuroidea	Ophiurida	Ophiura ophiura	0,00	0,00	0,00	1,71
Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Donax vittatus	277,29	538,47	669,72	359,00
Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Fabulina fabula	0,00	5,97	0,00	0,00
Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Macomangulus tenuis	0,00	0,18	0,00	0,00
Mollusca	Bivalvia	Mytiloidea	Modiolula phaseolina	0,04	0,00	0,00	0,00
Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	Peringia ulvae	0,00	0,00	0,70	0,00
Nemertea	--	--	Nemertea	3,22	0,00	0,00	0,00

10. CONCLUSIONS

Rédaction : Elvire Antajan (LER/BL)

10.1. Bilan du fonctionnement du CNPE

Pour la période de novembre 2015 à octobre 2016, la puissance électrique produite par le CNPE correspondait en moyenne hebdomadaire à l'équivalent de 2,9 à 6,2 tranches de 900 MWe, nécessitant un débit d'eau de mer pour le refroidissement des condenseurs de 140 à 240 m³.s⁻¹. L'échauffement hebdomadaire moyen mesuré au canal de rejet était de 9,9 ± 1,0 °C.

Le procédé d'électrochloration du circuit de refroidissement permettant de lutter contre le développement de salissures biologiques a été mis en fonctionnement pendant 254 jours. De faibles concentrations de bromoforme, composé chimique issu du processus de chloration, ont été mesurées sans que le seuil autorisé ne soit dépassé. Les mesures de la persistance du bromoforme dans les dosages réalisés dans le canal de prise ont permis d'évaluer que le pourcentage d'eau de refroidissement qui passe une seconde fois dans la centrale était de 8,2 %.

10.2. Climatologie et Hydrologie

La période 2015-2016 a été marquée par des pluies importantes en hiver et à la fin du printemps, alors que l'été a été plutôt sec. Comme en 2014, les températures mensuelles au canal de prise étaient au-dessus des normales observées depuis 1986. Néanmoins, aucune température supérieure à 30°C, de novembre à mai, et à 35°C, de juin à octobre, n'a été enregistrée au point *rejet* au cours de cette période et l'échauffement moyen hebdomadaire est toujours resté inférieur à 12 °C, conformément à l'arrêté ministériel du 7 novembre 2003 (J.O. du 13 janvier 2004, article 19 I).

Le cycle saisonnier des sels azotés (ammonium, nitrites et nitrates) était conforme à ce que l'on observe habituellement en milieu côtier tempéré, reconstitution des stocks en périodes automnale et hivernale, et épuisement rapide des nutriments lors des poussées phytoplanctoniques printanières.

Les températures mesurées au point *référence* lors des deux sorties annuelles n'ont pas indiqué un réchauffement des eaux par rapport au point *prise* et les profils de salinité ne montrent pas de stratification de la colonne d'eau, comme aux points *rejet* et *contrôle*, ce qui montre bien que l'étendue du panache de rejet du CNPE reste toujours géographiquement limitée. Le suivi des autres paramètres hydrologiques réalisés en 2016 aux points *prise* et *référence* ne montre pas une évolution anormale du milieu marin qui serait imputable au fonctionnement du CNPE de Gravelines.

10.3. Microbiologie

Le passage de l'eau de mer dans l'ensemble du système constitué par la centrale et les installations aquacoles entraîne une multiplication du nombre de vibrions d'un facteur toujours plus important au printemps (mai à juin >100). En 2016, le facteur de multiplication entre le canal de prise et de rejet était exceptionnellement important en juin (>2000), même si à l'échelle annuelle ce facteur est resté, comme en 2015, relativement bas (x48) par rapport à ce qui était observé avant 2009. Contrairement aux deux années précédentes, seul le 3^{ème} trimestre 2016 (juillet-septembre) présentait des abondances en vibrions en hausse, probablement du fait des températures estivales qui étaient au-dessus des normales saisonnières en 2016 (notamment en septembre). L'effet du fonctionnement de la centrale sur la multiplication des vibrions ne s'étend pas au-delà du panache de rejet du CNPE, comme l'a montré la différence d'abondance entre le canal de rejet et le point *référence* lors de la campagne pélagique d'octobre (x60). Comme depuis 2007, *Vibrio alginolyticus* reste l'espèce dominante observée dans les canaux de prise et de rejet. *Vibrio parahaemolyticus* et *V. vulnificus* étaient les deux autres espèces les plus fréquemment isolées en 2016, alors que *V. cholerae* n'a plus été isolé sur le site du CNPE de Gravelines depuis 2014.

10.4. Phytoplancton

Comme on l'observe depuis 2012, la biomasse phytoplanctonique (estimée par la concentration en chlorophylle *a*) est restée globalement faible cette année pour la région (maximum < 15 µg.l⁻¹). Après un

début de cycle dans la moyenne de ce qui est observé depuis 1989, les biomasses printanières et estivales ont été bien en deçà des données moyennes historiques. La biomasse chlorophyllienne a ainsi subi une forte chute en avril et mai, période du bloom de *P. globosa* qui a été moins intense cette année. Par la suite les abondances en diatomées ont été également relativement faibles, ce qui explique la faible biomasse chlorophyllienne en mai, juin et juillet. Cette baisse de l'abondance des diatomées pourrait s'expliquer par une consommation rapide du stock de nitrates, dont les concentrations étaient plus faibles en février et mars par rapport aux autres années et qui, associées à la pression de prédation du zooplancton, n'ont sans doute pas permis de soutenir la production des diatomées.

Les genres *Alexandrium* et *Pseudo-nitzschia*, potentiellement responsables de la production de toxines, ont été identifiés dans quelques échantillons, mais les résultats du réseau REPHY de l'Ifremer ont permis de conclure à l'absence de toxines en concentrations supérieures aux seuils réglementaires sur le littoral du Nord en 2016.

Les changements observés dans la composition spécifique du phytoplancton ne correspondent pas à un changement de la diversité phytoplanctonique sur le site lié aux activités du CNPE de Gravelines, mais sont plutôt le reflet de la variabilité saisonnière et pluri-annuelle de la dynamique du phytoplancton. Les résultats acquis lors des deux campagnes pélagiques montrent que l'impact des effets mécaniques, de la hausse de la température et de la chloration, lors du transit du phytoplancton dans la centrale, sur la structure des cellules phytoplanctoniques (mortalité, rupture des colonies, cassure des appendices), reste très localisé spatialement (points *rejet* et *contrôle*), et ne peut donc pas avoir de conséquence sur la dynamique des communautés phytoplanctoniques à l'échelle de fonctionnement de l'écosystème.

10.5. Bilan de la surveillance écologique CNPE par rapport à la DCE

Dans le cadre de la surveillance DCE les paramètres biologiques et hydrologiques ne sont pas considérés pertinents dans les ports. Par conséquent, les résultats pour le point *prise* présentés dans ce rapport ne peuvent en aucun cas être considérés comme une évaluation au sens de la DCE. De plus, il convient de rappeler que les données de surveillance DCE de l'année n ne sont validées et rendues publiques que l'année $n+1$ et ne peuvent donc pas être comparées directement avec les données de surveillance du CNPE pour l'année n . Néanmoins, la comparaison des données hebdomadaires au point *prise* avec celles de la masse d'eau côtière FRAC02 entourant le site du CNPE de Gravelines sur les six dernières années peut nous permettre de mieux interpréter nos observations en les resituant dans un contexte plus large que celui très particulier du port.

Logiquement certains paramètres physico-chimiques au point *prise*, présentaient de fortes divergences avec ceux mesurés au point de surveillance DCE *Dunkerque 1*. La turbidité est généralement plus importante au point *prise* de même que l'oxygène (sauf pendant le bloom de *P. globosa*). Les azotes inorganiques dissous (DIN), bien que présentant la même dynamique saisonnière qu'au point DCE, présentaient cette année des maxima de concentrations atypiques en juin et en août au point *prise*. Ces fortes concentrations d'ammonium sont à relier au bloom du dinoflagellé hétérotrophe *Noctiluca scintillans* que l'on a observé à la côte en juin et qui a engendré un phénomène connu sous le nom de marée rouge. Cette espèce excrète de l'ammoniac dans l'environnement, et la forte abondance observée au point *prise* (35 fois plus abondant qu'au large) peut expliquer les concentrations très importantes de DIN observés en juin.

Concernant les paramètres biologiques (en lien avec le phytoplancton), malgré des concentrations en chlorophylle *a* faibles en 2016, la dynamique saisonnière des abondances phytoplanctoniques au point *prise* était tout à fait semblable à ce que l'on observe habituellement au point de surveillance DCE.

10.6. Zooplancton

Le cycle du zooplancton était conforme à ce que l'on observe sur le site depuis 1993, avec cependant une intensité moindre cette année du fait de la prolifération de *P. globosa* de mars à avril, et de celle de *N. scintillans* en juin. Ce dernier a fortement perturbé la distribution des espèces (les copépodes et les appendiculaires restant plus abondants au large), et impacté l'abondance des espèces très côtières (larves méroplanctoniques). Malgré cet épisode de marée rouge, les copépodes les appendiculaires et les chaetognathes, qui constituaient les trois taxa dominants de l'holoplancton présentaient une succession saisonnière classique des espèces pour la région.

Cette année aura permis de confirmer la présence sur le site du cténaire *Mnemiopsis leidyi* découvert en 2009, et dont la période de présence semble être plus importante de septembre à décembre, mais dans des proportions trop faibles ($< 0,11 \text{ ind.}\cdot\text{m}^{-3}$) pour présenter un problème pour le bon fonctionnement du système de refroidissement du CNPE. Les abondances de l'espèce de copépode, *Pseudodiaptomus marinus*, découverte sur le site de Gravelines en 2010 étaient moins abondante cette année. Cette espèce, qui semble avoir un cycle plutôt de fin d'été-début d'automne, commence à être aussi abondante que d'autres espèces de copépodes plus commune sur le site.

La surveillance du milieu récepteur des eaux de rejet du CNPE montre que les abondances enregistrées au niveau du point *contrôle* s'inscrivent dans l'intervalle de celles des points *prise* et *référence*, et que l'influence du panache de rejet sur la variabilité spatio-temporelle de la population zooplanctonique à une emprise très locale. La composition zooplanctoniques aux points *référence* et *prise*, non-impactés directement par les rejets du CNPE, sont conformes au cycle saisonnier des espèces dans la région. La situation géographique particulière du point *prise* (à l'intérieur du port ouest de Dunkerque, phénomène de rétention des eaux plus important) par rapport au point *référence*, situé plus au large, explique aussi les différences d'abondances que l'on peut observer sans que cela soit en lien avec les activités du CNPE.

10.7. Zooplancton halieutique

Les abondances d'œufs et de larves de sprat ont cette année aussi confirmé la tendance à l'augmentation observée ces huit dernières années. Les abondances d'œufs et larves de sole étaient plus abondantes qu'en 2015. La crevette grise, présente toujours des effectifs faibles pendant cette période de l'année, ce qui était encore plus vrai cette année ($< 1 \text{ ind.}\cdot\text{m}^{-3}$).

L'échantillonnage actuel ne permet pas de couvrir entièrement la période larvaire de la sole, du sprat et de la crevette grise ce qui conduit à une variabilité interannuelle élevée des abondances, rendant difficile l'interprétation de l'évolution à long terme.

Lors des deux campagnes d'observations en mer, les valeurs d'abondance enregistrées au niveau du contrôle en mer s'inscrivaient dans l'intervalle de celles des points *prise*, *côte* et *référence*. L'influence des rejets du CNPE de Gravelines n'est donc pas décelable par la variabilité spatio-temporelle de la population ichtyoplanctonique.

10.8. Benthos intertidal

Les sédiments de l'estran du Petit-Fort-Philippe restent toujours majoritairement constitués de sables fins et moyens. Aucune évolution majeure de la morphologie de l'estran n'a été constatée, si ce n'est un enrichissement en pélites de la station la plus proche du port de Gravelines (point E), comme en 2014.

La diversité spécifique, bien que qualifiable de médiocre (au sens de la DCE) pour l'ensemble de l'estran, était supérieure à la moyenne interannuelle depuis 2000. Le gradient de diversité observé entre les haut et bas niveaux de l'estran correspondait à une situation considérée comme « normale » pour une plage de sables fins et moyens dans la partie ouest de l'estran (E à H).

Les analyses ont permis de distinguer des assemblages faunistiques caractéristiques qui correspondent à la

zonation naturelle de l'estran et qui sont stables par rapport aux années précédentes. Cette zonation est fonction des temps d'exondation, de l'influence des eaux douces (fleuve Aa et eaux de ruissellement), du substrat et de la compétition interspécifique. Elle était conforme à ce qui peut être observé sur d'autres estrans à énergie modérée de la région non soumis aux activités du CNPE.

10.9. Benthos subtidal

Les sédiments au point B (situé en dehors de l'impact courantologique de la centrale) sont composés majoritairement de sables fins, alors que ceux du point C (impacté par le panache de rejet du CNPE) sont composés essentiellement de sables moyens à fins. Aux deux points la fraction grossière (gravier) reste toujours très faible et les pélites (fraction fine) quasi inexistantes au point C.

En 2016, la richesse taxinomique au point B était supérieure à ce que l'on observe en moyenne sur ce site depuis 2000. Les densités et les biomasses étaient par contre plus faibles cette année en raison notamment du très mauvais recrutement de l'annélide polychète *Lanice conchilega* qui habituellement en formant des banquettes procure refuge et nourriture à de nombreuses autres espèces. Néanmoins d'autres espèces ont eu un très bon recrutement cette année, comme les bivalves *Abra alba* et *Ensis directus*. Au point C les espèces vasicoles font place aux espèces sabulicoles, confirmant l'impact du CNPE sur les communautés benthiques du champ proche du canal de rejet. Les indices de diversité ont montré que la communauté benthique était diversifiée (point C) à très diversifiée (point B) et équirépartie (pas de dominance d'une seule espèce par rapport aux autres).

Si le déficit en densité et biomasse est toujours important entre le point B et C, du fait de l'impact du courant des eaux de rejet de la centrale au point C, on constate néanmoins que le peuplement du point C reste stable dans le temps et similaire à ce que l'on retrouve ailleurs dans la région sur des sédiments sableux. Malgré ces déficits, la qualité écologique du milieu au point C est très bonne avec une valeur moyenne d'AMBI (*AZTI Marine Biotic Index*, indice biotique utilisé pour renseigner la qualité écologique du milieu) excellente et même meilleure qu'au point B. De plus le déficit observé, lié au changement de structure granulométrique des sédiments au débouché du canal de rejet, ne semble pas s'étendre au-delà de quelques centaines de mètres.

Les études réalisées par l'Ifremer dans le cadre de la surveillance écologique et halieutique du CNPE de Gravelines de novembre 2015 à octobre 2016 montrent que l'influence du panache de rejet du CNPE reste toujours géographiquement limitée. Le suivi des paramètres physico-chimiques et planctoniques aux points *prise* et *référence* ne montrent pas une évolution anormale du milieu marin qui serait imputable au fonctionnement du CNPE de Gravelines. Si la disparition des espèces vasicoles au profit d'espèces sabulicoles confirme cette année encore l'impact courantologique du CNPE sur la communauté benthique subtidale, celui-ci reste circonscrit au débouché du canal de rejet et n'affecte pas la qualité écologique du milieu qui reste très bonne selon la classification AMBI.

11. BIBLIOGRAPHIE

Compilation : Elvire Antajan (LER/BL)

Liste des Articles scientifiques et des rapports découlant d'études menées, pour partie, au droit du CNPE de Gravelines

11.1. Publications dans des revues à comité de lecture

11.1.1. Hydrologie

1. Woehrling 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. *Journal of the marine biological Association UK*, 85(01), 39-48. (<http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/616/>)
2. Fevre-Lehoerff L, Woehrling D (1991). Aménagement industriel du littoral et surveillance de l'environnement: la centrale nucléaire de Gravelines (1975 à 1989). *Oceanologica Acta*, SP11, 299-311. (<http://archimer.ifremer.fr/doc/00267/37862/>)

11.1.2. Microbiologie

3. Hervio-Heath, D., Colwell, R. R., Derrien, A., Robert-Pillot, A., Fournier, J. M., & Pommepuy, M. (2002). Occurrence of pathogenic vibrios in coastal areas of France. *Journal of applied microbiology*, 92(6), 1123-1135. (<https://w3.ifremer.fr/archimer/doc/00000/10131/>)
4. Delattre J-M, Delesmont R, Clabaux M, Oger C, Leclerc H (1979). Bacterial biomass, production and heterotrophic activity of the coastal seawater at Gravelines (France). *Oceanologica Acta*, 2(3), 317-324. (<http://archimer.ifremer.fr/doc/00122/23370/>)

11.1.3. Phytoplancton

5. Ryckaert M, Gros P, Denn EL (1983). Succession saisonnière des populations phytoplanctoniques des eaux côtières de la Manche. *Oceanologica Acta*, SP4, 171-175. (<http://archimer.ifremer.fr/doc/00139/25075/>)

11.1.4. Zooplancton

6. Brylinski J-M, Monchy L-L, Vansteenbrugge L, Antajan E, Hoffman S, Van Ginderdeuren K, Vincent D (2016). Does the Indo-Pacific leptomedusa *Lovenella assimilis* (Browne, 1905) or *Eucheilota menoni* Kramp, 1959 invade northern European marine waters? Morphological and genetic approaches. *Aquatic Invasions*, 11(1), 21-32. (<http://archimer.ifremer.fr/doc/00285/39646/>)
7. Antajan E, Bastian T, Raud T, Brylinski J-M, Hoffman S, Breton G, Cornille V, Delegrange A, Vincent D (2014). The invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* (A. Agassiz 1865) along the English Channel and the North Sea French coasts: another introduction pathway in northern European waters? *Aquatic Invasions*, 9(2), 167-173. (<http://archimer.ifremer.fr/doc/00197/30861/>)
8. Brylinski J-M, Antajan E, Raud T and Vincent D (2012). First record of the Asian Copepod *Pseudodiaptomus marinus* Sato, 1913 (Copepoda: Calanoida: Pseudodiaptomidae) in the southern bight of the North Sea. *Aquatic Invasions* 7(4): 577-584. (<http://archimer.ifremer.fr/doc/00084/19559/>)
9. Le Fevre-Lehoerff G, Ibanez F, Poniz P, Fromentin J-M (1995). Hydroclimatic relationships with planktonic time series from 1975 to 1992 in the North Sea off Gravelines, France. *Marine Ecology Progress Series*, 129, 269-281. (<http://archimer.ifremer.fr/doc/00033/14455/>)
10. Lehoerff G, Denn EL, & Arzul G (1993). Planktonic ecosystems in the Channel-Trophic relations. *Oceanologica Acta*, 16(5-6), 661-670. (<http://archimer.ifremer.fr/doc/00100/21130/>)
11. Fevre-Lehoerff, L., Grosseil, H., & Derrien, A. (1983). Evolution des populations planctoniques animales en Manche et au sud de la Mer du Nord. *Oceanologica Acta*, SP4, 131-135. (<http://archimer.ifremer.fr/doc/00246/35772/>)

11.1.5. Ichtyoplancton

12. Woehrling D, Le Fèvre-Lehoërff G (1998). Long-term series in ichthyoplankton: sole and sprat at French coast of the North Sea from 1975 to 1994. *Oceanologica acta*, 21(1), 113-121. (<http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/856/>)

11.1.6. Benthos

13. Dauvin J-C (2015). History of benthic research in the English Channel: From general patterns of communities to habitat mosaic description. *Journal of Sea Research*, 100, 32-45.
14. Luczak C, Beaugrand G, Lindley JA, Dewarumez J-M, Dubois PJ, Kirby RR (2012). North Sea ecosystem change from swimming crabs to seagulls. *Biology letters*, 8, 821 – 824
15. Lindley JA, Beaugrand G, Luczak C, Dewarumez J-M, Kirby RR (2010). Warm-water decapods and the trophic amplification of climate in the North Sea. *Biology letters*, 6(6), 773-776.
16. Ghertsos K, Luczak C, Dewarumez J-M, Dauvin J-C (2000). Influence of spatial scales of observation on temporal change in diversity and trophic structure of fine-sand communities from the English Channel and the southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 57(5), 1481-1487.
17. Carpenter P, Dewarumez J-M, Leprêtre A (1997). Long-term variability of the *Abra alba* community in the southern bight of the North Sea. *Oceanologica Acta*, 20(1), 283-290. (<http://archimer.ifremer.fr/doc/00093/20398/>)
18. Fromentin J-M, Dauvin J-C, Ibanez F, Dewarumez J-M., Elkaim B (1997). Long-term variations of four macrobenthic community structures. *Oceanologica Acta*, 20(1), 43-53.
19. Fromentin J-M, Ibanez F, Dauvin J-C, Dewarumez J-M., Elkaim B (1997). Long-term changes of four macrobenthic assemblages from 1978 to 1992. *Journal of the Marine Biological Association UK*, 77(02), 287-310.
20. Luczak C, Dewarumez J-M, Essink K (1993). First record of the American jack knife clam *Ensis directus* on the French Coast of the North Sea. *Journal of Marine Biological Association UK*, 73,233–235.
21. Dauvin J-C, Dewarumez J-M., Elkaim B, Bernardo D, Fromentin J-M, Ibanez F (1993). Cinétique de *Abra alba* (mollusque bivalve) de 1977 à 1991 en Manche-Mer du Nord, relation avec les facteurs climatiques. *Oceanologica acta*, 16(4), 413-422. (<http://archimer.ifremer.fr/doc/00099/21066/>)
22. Dewarumez J-M, Davoult D, Frontier S (1991). Examples of responses of benthic communities to environmental stress (Dover Strait, France). *Oceanologica Acta*, SP11, 191-196. (<http://archimer.ifremer.fr/doc/00267/37867/>)

11.2. Rapports de la communauté européenne

1. Halsband-Lenk Claudia, Antajan Elvire (2010). Zooplankton time-series analyses in the English Channel: potential for regional multimetric foodweb indices. In *Proceedings of the Joint ICES/CIESM Workshop to Compare Zooplankton Ecology and Methodologies between the Mediterranean and the North Atlantic (WKZEM)*, Gislason A. and Gorsky G. (eds). ICES Cooperative Research report 300: 29-34.
2. Bastian T, Antajan E, Vincent D (2014) Spatio-temporal variability of gelatinous plankton (including *M. leidyi*) in Dunkirk harbour (Southern North Sea, France). In *Report of the Joint CIESM/ICES Workshop on Mnemiopsis Science (JWMS) [co-edited by Pitois S. and Shiganova T.] 18-20 September 2014, A Coruna, Spain*
3. Martin J (1995). Période d'éclosion et abondance des larves de crevette grise *Crangon crangon* Linnaeus, 1758 et Manche et au sud de la Mer du Nord. CIEM Conseil International pour l'Exploration de la Mer, Comité des mollusques et crustacés, C.M. 1995/K : 53
4. Tetard A (1985). Eléments sur la croissance de la crevette grise, *Crangon crangon* (L.), en Manche-Est et en Sud mer du Nord. CIEM Conseil International pour l'Exploration de la Mer, Comité des mollusques et crustacés, C.M. 1985 / K : 17

11.3. Rapports finaux de contrats

11.3.1. Etudes particulières ou complémentaires

1. Vincent D, Bastian T, Antajan E, Brylinski J-M, Cornille V, Cordier R, Raud T, Delegrange A, Bandura C, Podevin M, Timmerman C-A., Bialais C. (2015). Suivi du plancton gélatineux dans le port de Dunkerque – Avril 2013-Avril 2014. Rapport d'expertise, Université du Littoral Côte d'Opale, Laboratoire d'Océanologie et Géosciences. 41 p.
2. Bastian T, Delegrange A, Antajan E, Cornille V, Cordier R, Mestre J, Senaffe A, Timmerman C-A, Vincent D (2015). Suivi du plancton gélatineux et des communautés zooplanctoniques associées dans le port de Dunkerque – Année

2014. Rapport d'expertise, Université du Littoral Côte d'Opale, Laboratoire d'Océanologie et Géosciences. 43 p.
3. Delesmont R, Delesmont E (1996). Influence des rejets de pisciculture marine sur les mollusques : population des vibrions dans les coquillages du site Aquacole de Gravelines. Rapport Institut Pasteur Lille, 30 p.
 4. Dewamurez J-M, Lunven M, Toularastel F (1984). Etude de la croissance des moules sur trois sites de centrales nucléaires. Gravelines - Penly - Plogoff. Rapport CNEXO/COB/ELGMM, 115 p.
 5. Woehrling D (1982). Etude expérimentale de l'impact de la centrale de Gravelines (Nord) sur les oeufs et larves de la sole. Contrat EDF - SE/ISTPM n ° E – 2858. 82 p.

11.3.2. Etudes de surveillance (1978-présent)

6. Antajan E, Lefebvre A, Loots C, Rocroy M, Ruellet T (2016). Surveillance écologique et halieutique du site de Gravelines, Novembre 2014 – Octobre 2015. Rapport Ifremer ODE/LITTORAL/LER.BL/16.01, 168 p.
7. Antajan E, Lefebvre A, Loots C, Luyczak C, Ruellet T (2015). Surveillance écologique et halieutique du site de Gravelines, Novembre 2013 – Octobre 2014. Rapport Ifremer ODE/LITTORAL/LER.BL/15.01, 153 p.
8. Antajan E, Delesmont R, Foveau A, Hervio-Heath D, Lefebvre A, Loots C, Luczak C (2014) Surveillance écologique et halieutique du site de Gravelines, Novembre 2012 – Octobre 2013. Rapport Ifremer ODE/LITTORAL/LER.BL/14.01, 160 p.
9. Antajan E, Hervio-Heath D, Lefebvre A, Loots C, Luczak C (2013). Surveillance écologique du site de production électronucléaire de Gravelines Novembre 2011 – Octobre 2012. Rapport Ifremer ODE/LITTORAL/LER.BL/13.01, 149 p.
10. Antajan E, Delesmont R, Dewarumez J-M, Lefebvre A, Loots C, Luczak C (2012). Surveillance écologique du site de production électronucléaire de Gravelines Novembre 2010 – Octobre 2011. Rapport Ifremer ODE/LITTORAL/LER.BL/12.01, 146 p.
11. Antajan E, Delesmont R, Dewarumez J-M, Lefebvre A, Luczak C, Loots C (2011). Surveillance écologique du site de production électronucléaire de Gravelines Novembre 2009 – Octobre 2010. Rapport Ifremer ODE/LITTORAL/LER.BL/11.01, 148 p.
12. Antajan E, Delesmont R, Dewarumez J-M, Lefebvre A, Luczak C, Warembourg C (2010). Surveillance écologique et halieutique du site de production électronucléaire de Gravelines Novembre 2008 – Octobre 2009. Rapport Ifremer DOP/LER/LER.BL/10.01, 151 p.
13. Antajan E, Delesmont R, Dewarumez J-M, Lefebvre A, Luczak C, Warembourg C (2009). Surveillance écologique et halieutique du site de production électronucléaire de Gravelines Novembre 2007 – Octobre 2008. Rapport Ifremer DOP/LER/LER.BL/10.01, 131 p.
14. Lefebvre A, Antajan E, Delesmont R, Dewarumez J-M, Luczak C (2008). Surveillance Écologique et Halieutique. Site de Gravelines. Novembre 2006 - Octobre 2007. Rapport Ifremer DOP/LER/LER.BL/08.01, 158 p.
15. Lefebvre A, Brylinski J-M, Delesmont R, Dewarumez J-M, Luczak C, Vincent D, Woehrling D (2007). Surveillance écologique et halieutique du site de production électronucléaire de Gravelines. Novembre 2005 – Octobre 2006. Rapport Ifremer LER/BL/RST/07.01, 183 p.
16. Lefebvre A, Brylinski J-M, Delesmont R, Dewarumez J-M, Luczak C, Vincent D, Woehrling D (2006). Surveillance Écologique et Halieutique. Site de Gravelines. Novembre 2004 - Octobre 2005. Rapport Ifremer LER/BL/RST/06.01, 175 p.
17. Lefebvre A, Delesmont R, Dewarumez J-M, Hitier B, Luczak C, Woehrling D (2005). Surveillance écologique et halieutique du site de production électronucléaire de Gravelines - Novembre 2003 / Octobre 2004. Rapport Ifremer Rapport Ifremer LER/BL/RST/05.01, 174 p.
18. Lefebvre A, Delesmont R, Dewarumez J-M, Hitier B, Le Fevre-Lehoerff G, Luczak C, Woehrling D (2004). Surveillance Écologique et Halieutique. Site de Gravelines. Novembre 2002 - Octobre 2003. Rapport Ifremer DEL/BL/RST/04.01, 178 p.
19. Lefebvre A, Delesmont R, Dewarumez J-M, Hitier B, Le Fevre-Lehoerff G, Luczak C, Woehrling D (2003). Surveillance Écologique et Halieutique. Site de Gravelines. Novembre 2001 - Octobre 2002. Rapport Ifremer DEL/BL/RST/03.01,

176 p.

20. Lefebvre A, Delesmont R, Dewarumez J-M, Hitier B, Le Fevre-Lehoerff G, Luczak C, Woehrling D (2002). Surveillance Écologique et Halieutique. Site de Gravelines. Novembre 2000 - Octobre 2001. Rapport Ifremer DEL/BL/RST/02.01, 176 p.
21. Le Fevre-Lehoerff G, Delesmont R, Dewarumez J-M, Hitier B, Lefebvre A, Luczak C, Woehrling Daniel (2001). Surveillance Écologique et Halieutique. Site de Gravelines. Novembre 1999 - Octobre 2000. Rapport Ifremer DEL/EC/01.05, 168 p.
22. Le Fevre-Lehoerff G, Delesmont R, Dewarumez J-M, Hitier B, Luczak C, Woehrling D (2000). Surveillance Écologique et Halieutique. Site de Gravelines. Novembre 1998 - Octobre 1999. Rapport Ifremer DEL/EC/00.07, 158 p.
23. Le Fevre-Lehoerff G, Delesmont R, Dewarumez J-M, Hitier B, Luczak C, Woehrling D (1999). Surveillance Écologique et Halieutique. Site de Gravelines. Novembre 1997 - Octobre 1998. Rapport Ifremer DEL/EC/99.06, 141p.
24. Le Fevre Lehoerff G, Coppin F, Delesmont E, Delesmont R, Dewarumez J-M, Hebert P, Hitier B, Le Grand J, Luczak C, Menu D, Woehrling D (1998). Surveillance Écologique et Halieutique. Site de Gravelines. Novembre 1996 - Octobre 1997. Rapport Ifremer DEL/EC/98.03, 130 p.
25. Le Fevre-Lehoerff G, Delesmont R, Dewarumez J-M, Hitier B, Woehrling D (1997). Surveillance écologique et halieutique. Site de Gravelines. Novembre 1995 - Octobre 1996. Rapport Ifremer DEL/EC/RST/97.08, 128 p.
26. Le Fevre-Lehoerff G, Cochard M-L, Delesmont E, Delesmont R, Dewarumez J-M, Hebert P, Hitier B, Luczak C, Menu D, Woehrling D (1996). Surveillance écologique et halieutique. Site de Gravelines. Novembre 1994 - Octobre 1995. Rapport Ifremer DEL/Brest/96.04, 118 p.
27. Le Fevre-Lehoerff G, Cochard M-L, Delesmont E, Delesmont R, Dewarumez J-M, Hebert P, Hitier B, , Luczak C, Menu D, Woehrling D (1995). Surveillance écologique et halieutique. Site de Gravelines. Novembre 1993 - Octobre 1994. Rapport Ifremer DEL/ 95.07, 112 p.
28. Le Fevre-Lehoerff G, Delesmont E, Delesmont R, Dewarumez J-M, Hebert P, Hitier B, Luczak C, Menu D, Woehrling D (1994). Surveillance écologique et halieutique. Site de Gravelines. Novembre 1992 - Octobre 1993. Rapport Ifremer DEL/ 94.05, 121 p.
29. Le Fevre-Lehoerff G, Delesmont E, Delesmont R, Dewarumez J-M, Gossel H, Hebert P, Luczak C, Menu D, Woehrling D (1993) Surveillance écologique et halieutique. Site de Gravelines. Novembre 1991 - Octobre 1992. Rapport Ifremer DEL/ 93.11, 112 p.
30. Le Fevre-Lehoerff G, Delesmont E, Delesmont R, Dewarumez J-M, Gossel H, Hitier B, Menu D, Woehrling D (1992) Surveillance écologique et halieutique. Site de Gravelines. Novembre 1990 - Octobre 1991. Rapport Ifremer DEL/ 92.14, 130 p.
31. Le Fevre-Lehoerff G, Delesmont R, Delesmont E, Dewarumez J-M, Gossel H, Hitier B, Menu D, Woehrling D (1991). Surveillance écologique et halieutique. Site de Gravelines. Novembre 1989 - Octobre 1990. Rapport Ifremer DEL/ 91.10, 116 p.
32. Le Fevre-Lehoerff G, Delesmont E, Delesmont R, Dewarumez J-M, Gossel H, Menu D, Woehrling D (1990). Surveillance écologique et halieutique. Site de Gravelines. Novembre 1988 - Octobre 1989. Rapport Ifremer DRO/EL/ 90.12, 144 p.
33. Le Fevre-Lehoerff G, Delesmont E, Delesmont R, Dewarumez J-M, Delattre JM, Gossel H, Martin J, Menu D, Tetard A, Woehrling D (1989). Surveillance écologique et halieutique. Site de Gravelines. Novembre 1987 - Octobre 1988. Rapport Ifremer DRO/EL/ 89.08, 182 p.
34. Le Fevre-Lehoerff G, Degros N, Janquin M-A, Delesmont E, Delesmont R, Dewarumez J-M, Gossel H, Maillard-Quistoudt C, Martin J, Menu D, Tetard A, Woehrling D (1988). Surveillance écologique et halieutique. Site de Gravelines. Novembre 1986 - Octobre 1987. Rapport Ifremer DRO/EL/ 88.17, 178 p.
35. Le Fevre-Lehoerff G, Bourgain JL, Delesmont R, Dewarumez J-M, Gossel H, Quisthoudt C, Tetard A, Woehrling D (1987). Surveillance écologique et halieutique. Site de Gravelines. Novembre 1985 - Octobre 1986. Rapport Ifremer DRO/EL/ 87.06, 196 p.
36. Le Fevre-Lehoerff G, Degros N, Delesmont R, Dewarumez J-M, Hilde D, Janquin M-A, Gossel H, Martin J, Menu D,

- Peronnet I, Tetard A, Woehrling D (1986). Surveillance écologique et halieutique. Site de Gravelines. Novembre 1984 - Octobre 1985. Volume 1 : Rapport Ifremer, 238 p. Volume 2 : Annexes, 98 p.
37. Le Fevre-Lehoerff G, Degros N, Delattre JM, Delesmont R, Derrien A, Dewarumez J-M, Grossel H, Janquin M-A, Lepercq E, Menu D, Prygiel M, (1985). Surveillance écologique. Site de Gravelines. Novembre 1983 - Octobre 1984. Rapport Ifremer, 202 p.
38. Le Fevre-Lehoerff G, Degros N, Delattre JM, Delesmont R, Dewarumez J-M, Grossel H, Hilde D, Janquin M-A, Lepercq E, Menu D, Prygiel M (1984) Surveillance écologique. Site de Gravelines. Novembre 1982 - Octobre 1983. Rapport CNEXO/EL, 206 p.
39. Delpéch J-P, Grellier P, Peronnet I, Tetard A (1984). Étude de surveillance écologique des ressources halieutiques GRAVELINES (Nord). 1er novembre 1982 - 31 octobre 1983. Rapport ISTPM, 67 p.
40. Le Fevre-Lehoerff G, Degros-Dewarumez N, Delesmont R, Dewarumez J-M, Grossel H, Menu D (1983) Surveillance écologique. Site de Gravelines. Novembre 1981 - Octobre 1982. Rapport CNEXO/EL, 218 p.
41. Delpéch J-P, Grellier P, Peronnet I, Tetard A (1983). Etude de surveillance écologique des ressources halieutiques - Gravelines (Nord). 1er novembre 1981 - 31 octobre 1982 - Rapport ISTPM - Volume I, 189 p. Volume II, 80 p.
42. Le Fevre-Lehoerff G, Degros N, Delattre JM, Delesmont R, Dewarumez J-M, Grossel H, (1982) Surveillance écologique. Site de Gravelines. Novembre 1980 - Octobre 1981. Rapport CNEXO/EL, 218 p.
43. Woehrling D, Halgand D, Martin J, Giret M, Tetard A (1982). Étude de surveillance écologique des ressources halieutiques. Gravelines (Nord). 1er novembre 1980 - 31 octobre 1981. Rapport ISTPM, 73 p.
44. Le Fevre-Lehoerff G, Delattre JM, Delesmont R, Dewarumez J-M, Menu D, Grossel H, (1982) Surveillance écologique. Site de Gravelines. Juillet 1979 - Octobre 1980. Rapport CNEXO/EL, 282 p.
45. Woehrling D, Martin J, Halgand D (1981). Étude halieutique de projet de site GRAVELINES (Nord). Rapport de fin d'étude - 1ère Partie - Zooplanctonologie halieutique. Rapport ISTPM, 188 p.
46. Gros P (1981). Gravelines : première étude de surveillance du site. Description statistique et interprétation écologique des données. Rapport CNEXO/COB/ELGMM, 123 p.

11.3.3. Etudes de projet (1976-1977)

47. Arnal O, Bougard M, Delattre JM, Dewarumez N, Jospin JP, Labbe A, Le Fevre-Lehoerff G, Menu D, Nicoulaud F, Pauchet MC, Quintin J-Y, Souplet A, Toularastel F, Romana L-A, Laubier L, Chardy P (1977). Etude écologique de projet. Site de Gravelines. 2è cycle. Volume 1: Rapport final, 293 p. Volume 2 : Annexes, 289 p.
48. Marchand P, Romana A, Laubier L, Chardy P, Arnal O, Le Fevre-Lehoerff G (1976). Etude écologique. Site de Gravelines. Volume 1 : Rapport final, 377 p. Volume 2 : Tableaux des données, 150 p. Volume 3 : Coupes horizontales, 172 p.
49. Chardy P, De La Salle P, Derrien E, Jezequel M, Laurec A (1976). Etude écologique. Site de Gravelines. Rapport final, vol. 4. Traitement mathématique. 88 p.

11.3.4. Etudes d'avant-projet (1974-1975)