



HAL
open science

**Écologie des communautés planctoniques
méditerranéennes et étude des métaux lourds (Cuivre,
Plomb, Cadmium) dans différents compartiments de
deux écosystèmes côtiers (Toulon, France)**

Nadège Rossi

► **To cite this version:**

Nadège Rossi. Écologie des communautés planctoniques méditerranéennes et étude des métaux lourds (Cuivre, Plomb, Cadmium) dans différents compartiments de deux écosystèmes côtiers (Toulon, France). Ecologie, Environnement. Université du Sud Toulon Var, 2008. Français. NNT: . tel-00439972

HAL Id: tel-00439972

<https://theses.hal.science/tel-00439972>

Submitted on 9 Dec 2009

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

UNIVERSITE DU SUD TOULON-VAR

THESE DE DOCTORAT

pour l'obtention du grade de Docteur de l'Université du Sud Toulon-Var

Discipline : Biologie de l'environnement, des populations, écologie

Soutenue publiquement par

Nadège ROSSI

le 8 décembre 2008

*Ecologie des communautés planctoniques
méditerranéennes et étude des métaux lourds (Cuivre,
Plomb, Cadmium) dans différents compartiments de
deux écosystèmes côtiers
(Toulon, France)*

Laboratoire PROcessus de Transferts et d'Echanges dans l'Environnement (PROTEE)

E.A. 3819

Equipe Ecologie et Biologie des Milieux Aquatiques (EBMA)

Thèse dirigée par Pr. Jean-Louis JAMET

Composition du jury :

M. C. AMBLARD, DR1 CNRS, LMGE, Université Blaise Pascal Clermont II	Rapporteur
M. P. MIRAMAND, Professeur, AMARE-LIENSs, Université de La Rochelle	Rapporteur
M. D. FONTVIEILLE, Professeur, CARTEL, Université de Savoie	Examineur
M. B. PAVONI, Professeur, Dipt. Sci. Ambient., Università Ca'Foscari (Italie)	Examineur
Mme G. SARTHOU, CR1 CNRS, LEMAR, Institut Universitaire Européen de la Mer	Examineur
M. J-L. JAMET, Professeur, EBMA-PROTEE, Université du Sud Toulon-Var	Directeur de thèse

Remerciements

En premier lieu, je tiens à remercier messieurs Amblard, Miramand, Fontvieille, Pavoni et Mme Sarthou pour m'avoir fait l'honneur de juger mon travail de thèse.

Un grand merci à Yves Lucas, Directeur de PROTÉE, pour m'avoir accueillie au sein du laboratoire.

Toute ma gratitude à Jean-Louis Jamet pour avoir tenu ses engagements de Directeur de thèse. Ses conseils, sa disponibilité, son enthousiasme et surtout la confiance qu'il m'a donnée, m'ont permis de m'épanouir tout au long de ce travail. Ces trois années ont été aussi le théâtre de nombreux bons moments et de quelques désaccords, mais c'est de là que naissent les grandes amitiés. Alors Jean-Louis, reçois ici toute mon amitié et toute ma reconnaissance.

Merci à tous les membres de l'équipe EBMA. A Dominique Jamet, tout d'abord, pour m'avoir initié et transmis cette passion pour le phytoplancton, qu'il soit marin ou d'eau douce. Merci également pour ces bons moments passés ensemble, en particulier ceux extra-labo qui m'ont procuré des bonnes bouffées d'oxygène. Merci à Gérard Bogé, pour ses inoublables et précieux conseils et pour le regard qu'il porte sur la vie et qui amène à de nombreuses réflexions. Je tiens également à remercier Romain Garrouste pour ses conseils, le partage de ses connaissances et sa capacité à nous faire voyager par ses récits de Clipperton. La vie au labo a également changé l'année dernière, grâce à l'arrivée de Natacha Jean avec qui j'ai plaisir à avoir des discussions diverses et variées. Je la remercie de prendre le temps de m'écouter et de me conseiller à chaque fois que j'en ai besoin. Merci enfin à Sébastien Personnic et Bernard Poste pour leur présence et leur soutien.

Ce travail n'aurait pas été possible sans mon initiation à la reconnaissance du zooplancton marin effectué par Nicoletta Riccardi qui m'a chaleureusement accueillie à Pallenza. A Toulon, Simone Richard m'a également conseillé sur la taxonomie du zooplancton. Je les remercie donc toutes les deux.

Bien sûr ce travail de thèse ne se serait pas déroulé aussi bien sans une bonne logistique assurée en partie par l'IUT de Génie Biologique, dirigé à ce moment là par Bruno Rosetto. J'en profite pour remercier tout son personnel enseignant, technique et administratif, en particulier Denise, Gisèle, Sylvie et Lydie pour leur aide au quotidien, leur bonne humeur et leur gentillesse. Au niveau de la logistique, je tiens

tout particulièrement à remercier Stéphane Mounier qui a toujours fait en sorte que les commandes soient satisfaites le plus vite possible. Je suis bien consciente de toute la difficulté administrative qui règne à l'Université et de toute l'énergie que cela lui a coûtée.

Evidemment, pour réussir un travail de thèse, le soutien des autres thésards est aussi très important. Merci donc à Magali, Emilie, Annaëlle, Yoann, Lobna, Mohamed, Sandra, Habib, Yannick et Salam. Petit message spécial à Yoann et Lobna. Yoann, merci d'avoir répondu avec patience à toutes mes questions et merci beaucoup pour m'avoir initié à la polaro, sans toi j'aurais été perdue !! Lobna, un immense merci pour ces week-ends et ces soirées partagés au labo, ton écoute, ta bonne humeur permanente et les pâtisseries tunisiennes !! Merci aussi pour ton coup de main pour l'AAS, cet appareil nous en aura fait voir de toutes les couleurs...

Je ne peux pas parler de l'AAS sans remercier Patricia Merdy, qui, au-delà des bons moments passés avec elle, m'a initiée à l'utilisation et au langage de l'appareil... et oui il faut lui parler gentiment pour en tirer quelque chose. Vous n'y croyez pas ? Pourtant ça marche (bon d'accord, pas à tous les coups) !! Un autre membre de l'équipe CAPTE qui m'a été d'une grande aide, c'est Christophe Le Poupon. Il a effectué les dosages de nitrates de ma thèse et a également répondu à toutes mes interrogations avec beaucoup de patience.

Je remercie évidemment tous les membres de l'équipe CAPTE que je n'ai pas encore cité et qui par leurs conseils, leurs petits mots gentils et leurs sourires m'ont apporté une ambiance de travail très agréable. Je remercie en particulier Gaël qui a supporté mes multiples questions et qui m'a permis de résoudre différents problèmes techniques grâce à ces multiples compétences.

Merci aussi à l'ensemble des membres de l'équipe ISO pour avoir contribué très largement à notre bonne installation au bâtiment R. Des remerciements particuliers à Michel Raynaud pour m'avoir réconcilié avec les statistiques et à Roland Redon et André Bois pour leurs conseils et leur gentillesse.

Un grand merci à celui sans qui mon ordinateur serait passé maintes fois par la fenêtre !! Vincent, sache que sans toi il m'aurait été informatiquement difficile de terminer ma thèse...

Merci à Cécile Ferran et Gaëlle Chapdelaine pour avoir assuré le prêt entre bibliothèques avec une rapidité et une efficacité incomparables.

Je remercie également le personnel d'entretien de l'Université, en particulier Claire, Christine et Françoise, qui ont toujours été d'une extrême gentillesse.

Une thèse demande de nombreux sacrifices et les premiers à pâtir de cela sont les amis et la famille. Des remerciements tout particuliers donc à Véro, mon amie d'enfance, qui est là pour moi, quoiqu'il arrive et qui comprend mes choix sans jamais les juger. Merci à Magali, qui s'est contentée des quelques heures que j'ai pu lui accorder à chaque retour en Savoie. Une grande gratitude à mes « Mousks », Olivier, Clélia et Sam, pour cette amitié à toute épreuve et pour notre rendez-vous annuel auquel on s'accroche !! Merci à Cécile, Hélène, Christelle, Nico, Gaël, Marta, Olivier, et Polo rencontrés sur les bancs de la fac et qui sont maintenant loin de mes yeux mais tout près de mon cœur. Je n'oublie pas non plus Valérie, qui nous a quittés trop tôt... Merci aussi à Maude qui ne cesse de m'encourager. Merci à Sylvie qui, en plus de son amitié, a fortement contribué, sans le savoir, à mon orientation vers la recherche. Un grand merci également à Jocelyne et Robert pour leur soutien et leur aide.

Passons à la famille avec en premier lieu mes parents. Papa, maman, ces quelques lignes de remerciements sont si peu à côté de tout ce que vous avez fait pour moi. Vous m'avez toujours encouragée, soutenue et vous avez fait de gros sacrifices financiers pour me permettre d'arriver là où j'en suis aujourd'hui. En échange je n'ai que des remerciements à vous offrir mais je le fais avec tout mon amour. Merci aussi à mes grands parents, oncles, tantes et cousins qui ont participé à mon équilibre, équilibre absolument nécessaire pour faire une thèse !

Enfin, merci à Yoann pour ses encouragements, sa patience et son amour tout au long de ces années. Ta présence à mes côtés est d'un réconfort immense. Je te l'ai déjà dit mille fois mais puisque les écrits restent et que les paroles s'envolent, je tiens à l'écrire dans ces pages : je t'aime.

À tous ceux sans qui je ne serais et ne saurais pas qui je suis...

**« C'EST UNE TRISTE CHOSE DE SONGER QUE LA NATURE PARLE
ET QUE LE GENRE HUMAIN N'ÉCOUTE PAS. »**

V. Hugo

SOMMAIRE

INTRODUCTION GENERALE	1
I PROBLEMATIQUE SCIENTIFIQUE ET OBJECTIFS	3
II ETAT DE L'ART	6
<i>II.1 La Méditerranée : un écosystème particulier</i>	<i>6</i>
II.1.1 Généralités	6
II.1.2 Courantologie.....	6
II.1.3 Particularités de la Méditerranée.....	7
<i>II.2 Le plancton</i>	<i>8</i>
II.2.1 Généralités	8
II.2.2 Le bactérioplancton.....	9
II.2.2.1 Organisation.....	9
II.2.2.2 Ecologie du bactérioplancton.....	10
II.2.3 Le phytoplancton	10
II.2.3.1 Organisation.....	10
II.2.3.2 Ecologie du phytoplancton	11
II.2.4 Le zooplancton.....	14
II.2.4.1 Organisation.....	14
II.2.4.2 Ecologie du zooplancton.....	14
<i>II.3 Impacts des facteurs naturels sur la dynamique planctonique</i>	<i>15</i>
II.3.1 Hydrodynamisme.....	15
II.3.2 Pluies	15
II.3.3 Apports sahariens.....	16
II.3.4 Nutriments	16
<i>II.4 Impacts des facteurs anthropiques sur la dynamique planctonique</i>	<i>17</i>
II.4.1 Eutrophisation	17
II.4.2 Polluants organiques persistants	18
II.4.3 Changement climatique.....	19
<i>II.5 Cas particulier des métaux lourds : cuivre, plomb, cadmium.....</i>	<i>20</i>
II.5.1 Origines.....	20
II.5.1.1 Cas du cuivre	21
II.5.1.2 Cas du plomb	21
II.5.1.3 Cas du cadmium	21
II.5.2 Transferts des métaux du milieu vers le plancton	22
II.5.2.1 Bactéries	22
II.5.2.2 Phytoplancton	22
II.5.2.3 Zooplancton.....	23
II.5.3 Interactions des métaux avec les communautés planctoniques	23
II.5.3.1 Interactions métaux / bactéries.....	24
II.5.3.2 Interactions métaux / phytoplancton	25
II.5.3.3 Interactions métaux / zooplancton	27
II.5.3.4 Transfert et bioaccumulation des métaux dans le réseau planctonique	28
CHAPITRE I - PRESENTATION DES SITES D'ETUDE	31
I CONTEXTE GEOGRAPHIQUE.....	33
II CONTEXTE SOCIO-ECONOMIQUE.....	34
III SITES DE PRELEVEMENTS	34
<i>III.1 Choix des sites</i>	<i>34</i>
<i>III.2 Comparaison des sites</i>	<i>35</i>
III.2.1 Géomorphologie	35
III.2.2 Courantologie	35
III.2.3 Qualité du milieu marin.....	37
III.2.3.1 Petite Rade.....	37
III.2.3.2 Grande Rade.....	37
CHAPITRE II - ETUDE DES COMMUNAUTES PLANCTONIQUES DE LA RADE DE TOULON.....	43
I OBJECTIFS	45
II CYCLE ANNUEL	46
<i>II.1 Matériel et Méthodes</i>	<i>46</i>
II.1.1 Protocole suivi	46
II.1.2 Stratégie d'échantillonnage.....	47
II.1.3 Paramètres abiotiques	47
II.1.3.1 Température.....	47

II.1.3.2 Conductivité.....	47
II.1.3.3 Salinité.....	48
II.1.3.4 Oxygène dissous.....	48
II.1.3.5 Nitrates (N-NO ₃ ⁻).....	48
II.1.3.6 Orthophosphates (P-PO ₄ ³⁻).....	48
II.1.3.7 Chlorophylle a.....	49
II.1.4 Paramètres biotiques.....	50
II.1.4.1 Communauté bactérienne.....	50
II.1.4.2 Communauté phytoplanctonique.....	51
II.1.4.3 Communauté zooplanctonique.....	53
II.1.5 Etude de la diversité des communautés phyto- et zooplanctoniques.....	54
II.1.5.1 Richesse spécifique.....	54
II.1.5.2 Indice de Shannon.....	54
II.1.5.3 Diagrammes Rang-Fréquence (DRF).....	54
II.1.6 Analyses statistiques.....	55
II.2 Résultats.....	56
II.2.1 Paramètres abiotiques.....	56
II.2.2 Structure et évolution des communautés planctoniques.....	65
II.2.2.1 Bactéries.....	65
II.2.2.2 Phytoplancton.....	67
II.2.2.2.1 Liste qualitative.....	67
II.2.2.2.2 Evolution annuelle de l'ensemble de la communauté.....	71
II.2.2.2.3 Evolution des différents groupes taxonomiques.....	73
II.2.2.2.3.1 Evolution annuelle.....	73
II.2.2.2.3.2 Etude statistique.....	75
II.2.2.2.4 Succession saisonnière.....	81
II.2.2.2.5 Evolution de la diversité.....	85
II.2.2.2.5.1 Richesse spécifique et indice de Shannon.....	85
II.2.2.2.5.2 Diagrammes Rang-Fréquence.....	86
II.2.2.3 Zooplancton.....	88
II.2.2.3.1 Liste qualitative.....	88
II.2.2.3.2 Evolution générale de la communauté zooplanctonique.....	91
II.2.2.3.3 Evolution des différents groupes taxonomiques.....	93
II.2.2.3.3.1 Evolution annuelle.....	93
II.2.2.3.3.2 Etude statistique.....	96
II.2.2.3.4 Succession saisonnière.....	101
II.2.2.3.5 Evolution de la diversité.....	104
II.2.2.3.5.1 Richesse taxonomique et indice de Shannon.....	104
II.2.2.3.5.2 Diagrammes Rang-Fréquence.....	105
II.3 Discussion.....	108
II.3.1 Caractérisation des sites d'études.....	108
II.3.2 Ecologie des communautés planctoniques.....	110
II.3.2.1 Bactéries.....	110
II.3.2.2 Phytoplancton.....	110
II.3.2.3 Zooplancton.....	114
II.4 Conclusion.....	116
III CYCLE NYCTHEMERAL.....	122
III.1 Matériel et Méthodes.....	122
III.1.1 Protocole suivi et stratégie d'échantillonnage.....	122
III.1.2 Paramètres abiotiques.....	122
III.1.3 Etude de la communauté bactérienne.....	122
III.1.4 Etude de la communauté phytoplanctonique.....	123
III.1.5 Etude de la communauté zooplanctonique.....	123
III.2 Résultats.....	123
III.2.1 Paramètres abiotiques et conditions climatiques.....	123
III.2.2 Evolution nycthémerale des communautés planctoniques.....	125
III.2.3 Evolution nycthémerale de la structure des communautés phyto- et zooplanctoniques.....	127
III.2.4 Evolution nycthémerale des différents groupes taxonomiques phyto- et zooplanctoniques.....	128
III.2.5 Evolution nycthémerale des principales espèces ou groupes taxonomiques zooplanctoniques présents dans les deux rades.....	131
III.3 Discussion.....	133
III.4 Conclusion.....	135
CHAPITRE III – INTERACTIONS ENTRE LES METAUX LOURDS ET L'ÉCOLOGIE PLANCTONIQUE.....	141
I OBJECTIFS.....	143

II MATERIEL ET METHODES	144
II.1 Stratégie d'échantillonnage et protocole suivi.....	144
II.2 Dosage des métaux dans la fraction dissoute	145
II.3 Dosage des métaux lourds dans les fractions particulières et biologiques	146
II.3.1 Spectrométrie d'absorption atomique (AAS).....	146
II.3.2 Mise au point expérimentale	146
II.3.3 Etude des différentes fractions particulières.....	147
II.3.4 Etude des fractions particulières « vraies »	147
II.3.5 Etude de la communauté bactérienne	148
II.3.6 Etude de la communauté phytoplanctonique.....	149
II.3.7 Etude de la communauté zooplanctonique	150
II.4 Facteurs de bioaccumulation.....	151
II.5 Statistiques	151
III LES METAUX DANS L'EAU, LA MATIERE PARTICULAIRE EN SUSPENSION ET LES DIFFERENTS COMPARTIMENTS PLANCTONIQUES	152
III.1 Résultats	152
III.1.1 Evolution des concentrations métalliques dans l'eau.....	152
III.1.2 Evolution des concentrations métalliques dans les particules	155
III.1.2.1 Evolution des concentrations métalliques dans les différentes classes particulières.....	155
III.1.2.2 Evolution des concentrations métalliques dans la matière particulaire en suspension « vraie »	157
III.1.2.3 Contribution métallique des fractions particulières «vraies» par rapport à celle des organismes planctoniques	161
III.1.3 Distribution métallique et variation des concentrations dans les organismes planctoniques.....	163
III.1.4 Facteurs de bioaccumulation	166
III.2 Discussion.....	167
III.3 Conclusion.....	171
IV FACTEURS INFLUENÇANT LES CONCENTRATIONS METALLIQUES DANS LES COMMUNAUTES PLANCTONIQUES	176
IV.1 Résultats.....	176
IV.1.1 Bactéries	176
IV.1.2 Phytoplancton	177
IV.1.2.1 Volume cellulaire	177
IV.1.2.2 Composition taxonomique	178
IV.1.2.3 Espèces.....	180
IV.1.3 Zooplancton.....	183
IV.1.3.1 Groupes taxonomiques	183
IV.1.3.2 Espèces.....	184
IV.1.4 Transfert des métaux à travers les relations trophiques	187
IV.2 Discussion.....	188
IV.2.1 Influence de la densité bactérienne sur la concentration métallique dans les bactéries	188
IV.2.2 Facteurs impliqués dans la répartition des métaux dans le phytoplancton.....	188
IV.2.3 Facteurs influençant la répartition des métaux dans le zooplancton	190
IV.2.4 Transferts des métaux à travers les relations trophiques.....	191
IV.3 Conclusion.....	192
CONCLUSION GENERALE	197
BIBLIOGRAPHIE.....	203
TABLE DES FIGURES.....	219
TABLE DES TABLEAUX	225
ANNEXE A.....
ANNEXE B.....
ANNEXE C.....

INTRODUCTION GENERALE

I Problématique scientifique et objectifs

Les baies font le lien entre les environnements côtiers terrestres et les environnements pélagiques. De ce fait, elles constituent des écotones qui peuvent être fortement soumis aux activités anthropiques avec des conséquences sur le fonctionnement des écosystèmes et en particulier sur les premiers niveaux des réseaux trophiques constitués des compartiments planctoniques (bactéries, phytoplancton et zooplancton).

La Rade de Toulon (France, Méditerranée occidentale) est un lieu d'étude privilégié pour les expérimentations de terrain. En effet, elle est divisée en deux écosystèmes, la Petite Rade et la Grande Rade qui sont voisines et soumises aux mêmes conditions climatiques. De plus, elles diffèrent de part leurs caractéristiques morphométriques et la pression anthropique qu'elles subissent. La Petite Rade est un système semi-fermé, affecté par des activités humaines incluant le trafic maritime et une activité industrielle très développée. A l'inverse, la Grande Rade est ouverte sur le large et moins affectée par les apports anthropiques. Les études précédemment effectuées sur ces rades ont apporté des éléments essentiels sur l'écologie de ces deux rades et notamment sur la structure et le fonctionnement des communautés planctoniques. Plusieurs suivis annuels de ces communautés, effectués simultanément dans les deux rades, ont mis en évidence des évolutions annuelles et des densités significativement différentes entre les rades, la Petite Rade ayant les densités planctoniques les plus importantes et la biodiversité la plus faible (Jamet et Ferec-Corbel, 1996 ; Jamet *et al.*, 2001 ; Jamet *et al.*, 2005). L'analyse taxonomique du zooplancton a mis en évidence une prédominance d'*Oithona nana* dans la Petite Rade et de *Microsetella norvegica* dans la Grande Rade (Jamet et Ferec-Corbel, 1996). Un transect effectué par la suite allant de la Petite Rade à la Grande Rade a mis en évidence qu'*Oithona nana* était quasiment inféodée à la Petite Rade (Richard et Jamet, 2001). D'autres études, à travers lesquelles ont été abordés des sujets tels que l'activité phosphatasique du zooplancton (Bogé *et al.*, 2002 ; Jean, 2002 ; Jean *et al.*, 2003 ; Bogé *et al.*, 2006 ; Lespilette *et al.*, 2007) et la production de DMSP (DiMethylSulfonioPropionate) par le phytoplancton (Despiau *et al.*, 2002 ; Jean, 2002 ; Jean *et al.*, 2005), ont indirectement permis un suivi régulier des communautés planctoniques notamment dans la Petite Rade de Toulon. Ces différentes études ont ainsi permis de caractériser ces rades, démontrant qu'elles peuvent être considérées comme écologiquement différentes.

De plus, la rade de Toulon fait également l'objet, depuis 2002, d'un contrat de baie (SIAT, 2002) qui a, entre autres, mis en évidence l'importante pollution de la rade par les métaux lourds. Or, il existe de nombreuses interactions entre les communautés planctoniques et les métaux (Whitfield, 2001). Les bactéries, le phytoplancton et le zooplancton sont déterminants pour le transfert des métaux dans les réseaux trophiques marins (Michaels et Flegal, 1990) et les métaux jouent un rôle important dans les cycles biogéochimiques du plancton (Whitfield, 2001). Parmi les métaux lourds, le cuivre, le plomb et le cadmium sont particulièrement intéressants pour différentes raisons, et peuvent avoir des effets significatifs sur divers niveaux trophiques dans les réseaux trophiques aquatiques (Fisher et Reinfelder, 1995). Le cuivre est un micronutriment essentiel pour les communautés phytoplanctoniques. Il est impliqué dans la photosynthèse et dans le cycle du fer qui sont essentiels pour la croissance des cellules (Peers *et al.*, 2005). Cependant, le cuivre peut avoir un effet négatif sur les bactéries (Kim, 1985), le phytoplancton (Sunda et Guillard, 1976) et sur la production et la survie des Copépodes marins (Sunda *et al.*, 1987). Le plomb et le cadmium sont toxiques. Cependant, le plomb peut être toxique à de faibles concentrations, alors que le cadmium peut s'assimiler à un micronutriment à de faibles concentrations pour devenir toxique à des concentrations plus importantes (Cordero *et al.*, 2005). La matière particulaire en suspension a aussi un rôle important dans le contrôle de la biodisponibilité des métaux (Sadiq, 1992).

Ce travail de thèse a pour but de faire suite aux différents travaux précédemment effectués, tout en s'intégrant aux problématiques scientifiques propres à la rade de Toulon soulevées lors du contrat de baie. C'est pourquoi nous nous sommes intéressés à l'écologie des communautés planctoniques de la Petite Rade et de la Grande Rade de Toulon en effectuant un suivi annuel (avec un pas d'échantillonnage bimensuel) des communautés bactériennes, phytoplanctoniques et zooplanctoniques, les objectifs étant :

- (1) l'étude de la structure et de l'évolution des communautés planctoniques des deux rades avec une approche qualitative et quantitative.
- (2) l'identification des principaux facteurs influençant la succession planctonique.

En parallèle, nous nous sommes intéressés à l'évolution annuelle du cuivre, du plomb et du cadmium dans l'eau, la matière particulaire en suspension, les bactéries, le phytoplancton et le zooplancton, les objectifs étant :

- (1) d'étudier la pollution métallique des rades.
- (2) de quantifier les concentrations métalliques dans chaque compartiment.
- (3) d'identifier les relations entre les différents compartiments.

(4) mettre en évidence les différents facteurs écologiques influençant les concentrations métalliques dans les organismes planctoniques.

Dans ce travail, s'inscrit également la volonté de comprendre le fonctionnement des écosystèmes marins côtiers à partir de prélèvements *in situ*. De plus, une méthodologie particulière a été effectuée pour avoir des échantillons planctoniques les plus purs possibles.

II Etat de l'art

II.1 La Méditerranée : un écosystème particulier

II.1.1 Généralités

Avec une superficie de $2,5.10^6$ km² et un volume de $3,7.10^6$ km³, la mer Méditerranée représente près de 1 % de l'océan mondial. Sa profondeur moyenne est de 1500 m. Le point le plus profond se situe à 5121 m de profondeur dans les fosses Matapan au large de la Grèce. Quarante pour cent des 46 000 km de la ligne de côte sont constitués par les nombreuses îles méditerranéennes.

La Méditerranée est connectée, au Sud-Est, à la mer Rouge par le canal de Suez, au Nord-Est, à la mer de Marmara par le détroit des Dardanelles et à la mer Noire par le détroit du Bosphore, et au Sud-Ouest, à l'Océan Atlantique par le détroit de Gibraltar (Figure 1).



Figure 1 : Géographie de la mer Méditerranée.

II.1.2 Courantologie

La courantologie méditerranéenne est complexe du fait de la morphologie même du bassin et du relief sous-marin. Un courant majeur de surface (Figure 2a) entre par le détroit de Gibraltar. Ce courant se divise en deux : d'une part, il remonte le long de la côte Ouest de la Corse et continue le long des côtes françaises et espagnoles, formant ainsi le courant liguro-provençal ; d'autre part, il continue le long des côtes africaines où une seconde subdivision

s'effectue alimentant la gyre de la mer Tyrrhénienne et la courantologie de la Méditerranée orientale.

Les courants de fonds (Figure 2 b) sont encore mal connus. Ils sont, entre autres, alimentés par les eaux de la mer Ionienne qui plongent, suite au phénomène d'évaporation qui les rendent plus denses. Au fur et à mesure que les différents courants de fonds s'approchent du détroit de Gibraltar, ils vont fusionner et créer un courant de fond principal de sortie, inverse du courant de surface d'entrée des eaux de l'Océan Atlantique.

Le temps de renouvellement des eaux s'élève à 90 ans avec un brassage vertical complet qui s'effectue en 250 ans.

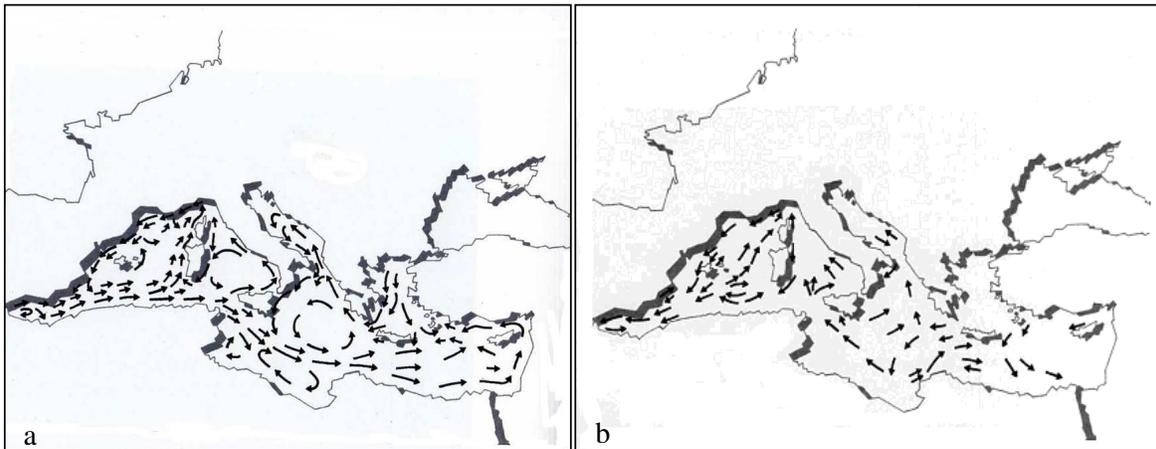


Figure 2 : Courantologie méditerranéenne : courants de surface (a) ; courants de profondeur (b) (d'après l'Institut Océanographique Paul Ricard, 1996).

II.1.3 Particularités de la Méditerranée

La mer Méditerranée présente plusieurs caractéristiques notoires :

- c'est une mer quasiment fermée.
- elle a une salinité élevée qui atteint une valeur moyenne de 38 et qui présente un gradient Ouest–Est avec une salinité de 36 au niveau du détroit de Gibraltar qui atteint 39,5 dans le bassin oriental.
- un bilan hydrique négatif : malgré les apports hydriques assurés par les fleuves (principalement le Nil, le Rhône, le Pô et l'Ebre) et les précipitations, le bilan hydrique reste négatif du fait de l'importante perte d'eau par évaporation (Tableau I).
- des marées faibles avec une amplitude moyenne inférieure à 60 cm.

Tableau I : Bilan hydrique de la mer Méditerranée (modifié d'après Béthoux et Gentili, 1999).

Bilan hydrique	Mer Méditerranée (cm.an ⁻¹)
Evaporation	154
Précipitations	31
Rivières ^a	20,1

^a : sans la prise en compte des apports du Nil

La mer Méditerranée constitue un site d'étude privilégié du fait de ses dimensions et de sa morphologie. Elle est comparable à un mini-océan qui répond plus rapidement aux changements environnementaux pouvant ainsi servir, dans une certaine mesure, à prévoir l'évolution des systèmes océaniques (Crise *et al.*, 1999).

II.2 Le plancton

II.2.1 Généralités

Le plancton, du grec *plagktos* signifiant errant, se définit par "l'ensemble des organismes pélagiques susceptibles d'être entraînés par le déplacement des eaux" (Bougis, 1974a). Les organismes planctoniques peuvent être regroupés selon leur taille, leur nature, les caractéristiques biologiques de leur cycle de développement, leur répartition verticale sur la colonne d'eau ou le type d'environnement qu'ils peuplent.

Dans le cadre de cette étude, nous aborderons le bactérioplancton, le phytoplancton et le zooplancton (Tableau II). Le bactérioplancton se classe parmi le picoplancton (0,2-2 µm) et regroupe l'ensemble des Bactéries et des Archées. Le phytoplancton appartient à la fois au picoplancton, au nanoplancton (2-20 µm), au microplancton (20-200 µm) et plus rarement au mésoplancton (0,2-20 mm) ; il est la partie végétale du plancton regroupant principalement les organismes chlorophylliens. Le zooplancton se rassemble majoritairement dans le microplancton, le mésoplancton et le macroplancton (2-20 cm). Il est la partie animale du plancton et se nourrit essentiellement de phytoplancton.

Tableau II : Catégorisation des organismes planctoniques selon leur nature et leur taille (modifié d'après Sieburth et Smetacek (1978)).

Catégories par tailles Type d'organisme	Picoplancton (0,2-2 µm)	Nanoplancton (2-20 µm)	Microplancton (20-200 µm)	Mésoplancton (0,2-20 mm)	Macroplancton (2-20 cm)
Bactérioplancton	*				
Phytoplancton	*	*	*	*	
Zooplancton			*	*	*

II.2.2 Le bactérioplancton

II.2.2.1 Organisation

Le bactérioplancton se compose des Archées et des Bactéries.

Les Archées se subdivisent en quatre phyla (Brands, 1989-2005) : Crenarchaeota, Euryarchaeota, Nanoarchaeota et Korarchaeota. Ce dernier phylum reste néanmoins controversé. Les Archées sont souvent associées aux milieux extrêmes en termes de température, de pH, de salinité... Néanmoins, les travaux d'Ouverney et Fuhrman (2000) ont montré qu'elles pouvaient constituer plus de 40 % de la communauté procaryote totale présente à 200 mètres de profondeur en Méditerranée Nord-Ouest.

Concernant les Bactéries, elles se divisent en 25 phyla (Brands, 1989-2005) parmi lesquels :

- les Protéobactéries (Proteobacteria) qui rassemblent des bactéries à Gram négatifs, photoautotrophes, chimioautotrophes et hétérotrophes, anaérobies et aérobies.
- les Chlamydiés (Chlamydiae) qui sont des bactéries parasites vivant à l'intérieur de cellules animales.
- les Spirochètes (Spirochaetes) dont la particularité est leur forme hélicoïdale.
- les Bactéries à Gram positif (Firmicutes) caractérisées par leur paroi riche en peptidoglycanes.
- les Bactéries vertes sulfureuses (Chlorobi) qui utilisent le sulfure d'hydrogène comme donneur d'électrons lors de la photosynthèse.
- les Bactéries vertes non sulfureuses (Chloroflexi) qui utilisent des composés organiques réduits comme donneurs d'électrons lors de la photosynthèse.
- les Cyanobactéries (Cyanobacteria) qui sont les seuls procaryotes à effectuer une photosynthèse oxygénique.

Du fait de cette capacité, les Cyanobactéries sont répertoriées dans le cadre de ce travail sous le terme de Cyanophycées et regroupées avec le phytoplancton selon la classification de Sournia (1986).

En Méditerranée, Agogué *et al.* (2005) ont essentiellement recensé dans les eaux méditerranéennes des Protéobactéries et des Bactéries à Gram positif. Ils ont également mis en évidence que l'abondance des Protéobactéries était plus importante en milieu oligotrophe alors que les Bactéries à Gram positif étaient favorisées dans les milieux pollués à tendance eutrophe.

II.2.2.2 *Ecologie du bactérioplancton*

Le rôle écologique des Archées en milieu marin reste peu connu. Néanmoins, il a été mis en évidence que les Crenarchaeota pourraient avoir un rôle important dans les cycles du carbone et de l'azote (Könneke *et al.*, 2005).

Les Bactéries, quant à elles, constituent la base indispensable au fonctionnement des écosystèmes. Elles assurent la décomposition de la matière organique, provenant des niveaux trophiques supérieurs, en carbone et en nutriments qui redeviennent biodisponibles. C'est sur cette observation qu'Azam *et al.* (1983) introduisent la notion de boucle microbienne pour illustrer l'intérêt écologique des communautés bactériennes. Cole *et al.* (1988) ont par la suite mis en évidence que 20 à 50 % de la production primaire était directement liée à l'activité microbienne. Carron (1991) apporte une nuance au rôle de la boucle microbienne selon que le milieu soit oligotrophe ou eutrophe. En effet, en milieu oligotrophe le compartiment bactérien a un rôle de lien trophique direct alors qu'en milieu eutrophe son rôle de reminéraliseur est prépondérant.

II.2.3 Le phytoplancton

II.2.3.1 *Organisation*

Le phytoplancton se répartit principalement sous trois grandes classes (Bougis, 1974a) :

- les Bacillariophycées (ou Diatomées) ont un exosquelette composé de pectine et de silicium appelé frustule. Pour lutter contre la sédimentation, les cellules sont souvent munies d'extensions qui leur permettent d'accroître leur surface, augmentant ainsi le phénomène de frottement. De plus, la formation de colonie

peut contribuer à la diminution de la vitesse de sédimentation, notamment pour des espèces formant des chaînes spiralées (Peperzak *et al.*, 2003).

- les Dinophycées ou Dinoflagellés. Les individus sont composés d'une paroi qui peut être nue ou recouverte de plaques cellulosiques. La majorité des espèces possèdent 2 flagelles qui leur permettent de se maintenir dans la couche supérieure de la colonne d'eau.
- les Coccolithophoridés. Cette classe est composée d'individus qui ont la particularité d'être ornements par une structure complexe d'éléments calcaires appelés coccolites. La forme sphérique adoptée par plusieurs espèces ainsi que la présence de flagelles constituent leur stratégie de flottaison.

Dans cette étude, des individus d'autres classes ont également été répertoriés. Parmi ces classes se retrouvent les Cryptophycées, les Prymnésiophycées, les Chrysophycées, les Dictyochophycées, les Raphidophycées, les Euglénophycées, les Prasinophycées et les Chlorophycées qui seront regroupées sous les termes d'Autres Flagellés dans ce travail.

II.2.3.2 Ecologie du phytoplancton

Le phytoplancton tient la place de producteur primaire dans le réseau trophique. Il produit le carbone indispensable aux niveaux trophiques supérieurs grâce à la photosynthèse, mécanisme qui, sous l'effet de l'énergie lumineuse, permet la production de glucides et la libération d'oxygène à partir d'eau et de dioxyde de carbone. Il évolue de façon saisonnière aussi bien en milieu lacustre (Amblard, 1987) qu'en milieu marin (Margalef, 1958) ce qui a pour conséquence de structurer le réseau trophique, les niveaux trophiques supérieurs dépendant directement ou indirectement de cette saisonnalité.

En Méditerranée, la succession saisonnière phytoplanctonique s'articule en trois stades (Margalef, 1958):

- stade 1 : A la fin de l'hiver, la colonne d'eau se mélange du fait du refroidissement de l'eau de surface qui devient alors plus dense que celle du fond, permettant la remise à disposition des nutriments dans la couche de surface. Un développement phytoplanctonique important a lieu, avec un pic principal de densité en février et des pics secondaires en novembre-décembre et mars-avril. Les espèces de petite taille (rapport surface/volume ~ 1) capables de se multiplier rapidement (stratégie *r*) sont favorisées. Les Bacillariophycées prédominent ce stade. Les espèces présentes appartiennent aux genres *Chaetoceros*, *Thalassiothrix*, *Thalassionema* et *Asterionella*. La diversité est globalement faible.

- stade 2 : il est caractérisé par la présence de Bacillariophycées de tailles plus importantes (rapport surface/volume $\sim 0,5$) et l'apparition en proportions non négligeables de Dinophycées. Les taux de croissance ainsi que les densités de populations sont plus faibles qu'au stade 1. Dans le schéma global méditerranéen, les genres *Rhizolenia*, *Guinardia* et *Bacteriastrum* représentent la communauté de Bacillariophycées. Les Dinophycées s'illustrent à travers les genres *Prorocentrum*, *Phalacroma*, *Dinophysis*, *Peridinium* et *Ceratium*. La diversité atteint généralement son maximum à ce stade.

- stade 3 : la masse d'eau devient pauvre en nutriments. Les Dinoflagellés augmentent, favorisés par leur taux de croissance faible (stratégie K) et leur capacité à se diriger dans la masse d'eau grâce à leurs flagelles. De plus, certaines Dinophycées sont capables d'hétérotrophie, ce qui leur permet de survivre lorsque les nutriments deviennent vraiment insuffisants. Ce troisième stade a notamment lieu l'été, lors de la stratification de la masse d'eau. Les genres *Ceratium*, *Peridinium*, *Dinophysis*, *Gymnodinium*, *Gonyaulax* et *Prorocentrum* sont prépondérants lors de ce troisième stade. La diversité est inférieure à celle du stade 2 mais reste néanmoins supérieure à celle du stade 1.

Même si globalement cette évolution saisonnière se retrouve dans l'ensemble de la Méditerranée, à savoir une floraison printanière et une floraison automnale, des nuances apparaissent selon les sites d'étude (Tableau III).

Tableau III : Quelques exemples de successions saisonnières en Méditerranée.

Auteurs	Sites étudiés	Mois de densité maximale	Groupes taxonomiques ou espèces dominantes
Jacques (1968)	Banyuls-sur-Mer	•Février •Avril – Mai •Automne	• <i>Skeletonema costatum</i> , Cryptophycées • <i>Chaetoceros</i> spp., <i>Nitzschia</i> spp., <i>Rhizolenia delicatula</i> • Diatomées
Travers (1971)	Golfe de Marseille	•Février •Mars-Mai •Automne	• <i>Skeletonema costatum</i> , <i>Chaetoceros</i> spp., <i>Rhizosolenia stolterfothii</i> • <i>S. costatum</i> , <i>C. Curvisetus</i> , <i>Lauderia annulata</i> • <i>S. costatum</i> , <i>Leptocylindrus danicus</i> , <i>Thalassionema nitzschioides</i> , <i>Thalassiothrix frauenfeldii</i>
Carrada <i>et al.</i> (1980)	Golfe de Naples	•Mai-Juin •Octobre •Hiver	• <i>Cylindrotheca closterium</i> , <i>Chaetoceros compressus</i> , <i>Nitzschia longissima</i> •Dinoflagellés, <i>Emiliana huxleyi</i> • <i>E. huxleyi</i>
Bernardi Aubry <i>et al.</i> (2004)	Nord-Ouest de la mer Adriatique	•Février •Mars-Mai •Automne	• <i>Skeletonema costatum</i> • <i>Pseudonitzschia delicatissima</i> , <i>Thalassiosira</i> spp., <i>Chaetoceros socialis</i> , <i>Chaetoceros</i> sp. • <i>Asterionellopsis glacialis</i> , <i>Leptocylindrus danicus</i> , <i>Lioloma pacificum</i>
Jamet <i>et al.</i> (2005)	◊ Petite Rade de Toulon ◊ Baie du Niel (Est de Toulon)	•Février •Avril-Mai •Février- Avril •Juin •Automne	• <i>Cyclotella</i> spp., <i>Cylindrotheca closterium</i> , <i>Navicula</i> spp., <i>Coscinodiscus</i> spp. • <i>Alexandrium</i> spp., <i>Prorocentrum arcuatum</i> , <i>Ceratium furca</i> , <i>Dinophysis acuminata</i> • <i>Cyclotella</i> spp., <i>Navicula</i> spp., <i>Licmophora gracilis</i> , <i>Coscinodiscus</i> spp. • <i>Prorocentrum compressum</i> , <i>Gymnodinium</i> spp. • <i>Navicula</i> spp., <i>Coscinodiscus</i> spp., <i>Chaetoceros</i> spp., <i>Cylindrotheca closterium</i> , <i>Cyclotella</i> spp.

II.2.4 Le zooplancton

II.2.4.1 Organisation

Le zooplancton méditerranéen est composé majoritairement de Crustacés dont deux principaux groupes taxonomiques, les Cladocères et les Copépodes, ces derniers étant prédominants. Les Copépodes se subdivisent en 9 ordres dont 3 prépondérants : les Harpacticoides, les Calanoïdes, les Cyclopoïdes. Les autres organismes composant le zooplancton sont les Protozoaires, les Cnidaires, les Cténaïres, les Vers, les Mollusques, les Tuniciers (Bougis, 1974b).

II.2.4.2 Ecologie du zooplancton

Le zooplancton tient une place clé dans les réseaux trophiques puisqu'il fait le lien entre les producteurs primaires et les consommateurs secondaires.

Il n'existe pas de modèle de succession zooplanctonique équivalent à celui exposé précédemment pour le phytoplancton. Toutefois, au delà de la très large domination annuelle des Copépodes sur l'ensemble de la Méditerranée (Gotsis-Skretas *et al.*, 1999 ; Jamet *et al.*, 2005), une dynamique saisonnière du zooplancton, propre à chaque milieu d'étude, a été mise en évidence. Gotsis-Skretas *et al.* (1999) proposent un modèle pour la mer de Crète : en automne, les Cladocères et les Chaetognathes sont représentés de façon équivalente ; en hiver, les Appendiculaires apparaissent et deviennent dominants face aux Chaetognathes. Au printemps les Appendiculaires représentent toujours le groupe prédominant. Les larves de Décapodes et les Chaetognathes sont aussi significativement représentés. En été, les Chaetognathes sont prédominants par rapport aux Cladocères.

Un second modèle est déterminé par Siokou-Frangou (1996) dans le golfe de Saronikos (mer Egée) à caractère oligotrophe. Les Cladocères et les Copépodes se développent en été. De plus, les Copépodes sont abondants et dominant au printemps. Calbet *et al.* (2001) mettent en évidence le même type de succession dans la baie de Blanes (Espagne). Les Calanoïdes (Copépodes) sont les plus abondants en hiver ainsi qu'au printemps tandis que les Cyclopoïdes (Copépodes) et les Cladocères sont favorisés en été et en automne.

La dynamique saisonnière a été également étudiée à travers l'évolution de la biomasse. Scotto di Carlo *et al.* (1985) soulignent la présence de deux pics de biomasse : le premier a lieu fin d'hiver - début printemps. Le second se produit en automne. Ce modèle se retrouve à travers les études de Gotsis-Skretas *et al.* (1999) qui mettent également en évidence un pic en

automne et un autre en hiver. D'autres études signalent la présence d'un pic printemps-été (Jamet *et al.*, 2005).

II.3 Impacts des facteurs naturels sur la dynamique planctonique

II.3.1 Hydrodynamisme

L'importance de l'hydrodynamique sur la structure et le fonctionnement des communautés planctoniques se traduit à partir de 3 phénomènes : (1) des mouvements hydrodynamiques locaux, (2) un hydrodynamisme dû à une topographie particulière et (3) une activité hydrodynamique qui découle de phénomènes climatiques à échelle globale. Concernant les mouvements locaux, ils s'illustrent notamment dans l'étude de Jouffre *et al.* (1991) dans laquelle ils mettent en évidence le changement de la structure zooplanctonique en réponse aux échanges de flux d'eau entre l'étang et la mer. Il a été également montré que les canyons sous-marins étaient le siège de mouvements d'eau qui favorisaient la production biologique (Granata *et al.*, 1999) devenant ainsi des zones privilégiées pour de nombreux organismes allant du micronecton (Macquart-Moulin et Patrity, 1996) aux Cétacés (David, 2000). Pour finir, le mouvement des masses d'eau peut découler de grands phénomènes climatiques. La Méditerranée est, entre autres, influencée par l'Oscillation de l'Atlantique Nord (NAO) qui résulte de la différence de pressions atmosphériques entre les Açores et l'Islande. Selon qu'elle soit positive ou négative, elle apporte un climat respectivement plus sec ou plus humide sur la Méditerranée. En relation avec ce phénomène, a été démontrée la variabilité de la communauté zooplanctonique en termes d'abondance (de Puelles et Molinero, 2007). Par exemple, avec un indice de l'Oscillation Nord Atlantique positif, l'abondance de *Centropages typicus* est plus élevée et présente un pic marqué au printemps. A l'inverse, lorsque l'indice est négatif, le pic printanier est absent et l'abondance annuelle est faible (Molinero *et al.*, 2005).

II.3.2 Pluies

Le climat méditerranéen se caractérise par un hiver doux et humide et un été chaud et sec. Concernant notre site d'étude, le régime pluvieux peut se traduire par deux périodes de fortes précipitations en automne et au printemps. Les pluies jouent un rôle capital dans la dynamique planctonique puisqu'elles apportent une quantité non négligeable de nutriments et participent à l'initiation des floraisons phytoplanctoniques automnal et printanier (Zingone *et*

al., 1995 ; Jamet *et al.*, 2005). Cette croissance phytoplanctonique a pour conséquence une croissance zooplanctonique et une forte production bactérienne (Del Negro *et al.*, 2001).

II.3.3 Apports sahariens

Loye-Pilot et Martin (1996) ont estimé qu'une moyenne annuelle de $12 \text{ t.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$ de poussières sahariennes était apportée par les vents dans le bassin occidental méditerranéen. Il a été montré qu'un tiers de cette quantité se dépose en mer Méditerranée occidentale (Ridame et Loye-Pilot, 1999). Ces poussières apportent une quantité non négligeable de phosphore inorganique dissous, nutriment essentiel au développement phytoplanctonique. Cet apport de phosphore peut contribuer jusqu'à 15 % de la production primaire totale lors de ces événements climatiques (Ridame et Guieu, 2002). Néanmoins, à l'échelle saisonnière, ces apports ont un impact négligeable sur la dynamique planctonique (Ridame et Guieu, 2002). Ces poussières contiennent également une quantité non négligeable de fer (Guieu *et al.*, 2002) élément favorisant le développement phytoplanctonique.

II.3.4 Nutriments

Les nutriments essentiels pour le développement planctonique et en particulier pour le compartiment bactérien et phytoplanctonique sont le phosphore, l'azote et le silicium. En Méditerranée, le phosphore est l'élément le plus souvent limitant (Krom *et al.*, 1991). Les événements climatiques et la courantologie interviennent dans l'apport et la distribution des nutriments dans le milieu (cf. II.3.1 à II.3.3). Les communautés phytoplanctoniques et bactériennes sont directement influencées par la quantité de nutriments disponibles dans le milieu. Concernant le phosphore, Thingstad *et al.* (1998) ont montré que le phytoplancton est en compétition avec les bactéries. En effet, le stress nutritif entraîne une excrétion massive de carbone organique dissous par le phytoplancton. Ce surplus de carbone favorise la croissance bactérienne. Les bactéries ayant un rapport surface/volume plus important que les organismes phytoplanctoniques, elles ont une affinité plus importante pour le phosphore et entrent donc directement en compétition avec le phytoplancton pour cette ressource. C'est la pression de prédation venant des niveaux trophiques supérieurs qui va permettre de favoriser l'une ou l'autre des communautés. Sommer *et al.* (2004), ont montré que les Copépodes contribuent indirectement à la diminution de la quantité d'azote biodisponible par leur prédation sur les ciliés favorisant la communauté de nanophytoplancton responsable de l'épuisement de l'azote. Plus les nutriments seront en faibles quantités, plus les petites espèces seront

favorisées. En période de stratification estivale, durant laquelle les nutriments sont en quantités très faibles, Marty *et al.* (2002) ont montré que les Flagellés et le picoplancton étaient dominants. Concernant le silicium, les Diatomées dépendent directement de ce nutriment puisqu'elles forment leur frustule à partir de cet élément.

Des concentrations insuffisantes de certains oligo-éléments peuvent également limiter le développement planctonique. C'est notamment le cas du fer, dont les concentrations en Méditerranée occidentale ont montré d'importantes variations saisonnières, atteignant des valeurs en dessous des limites de détection dans les eaux de surface pour les fractions dissoutes et particulaires (Sarhou et Jeandel, 2001).

La Méditerranée est un bassin qui reçoit d'importantes quantités d'éléments dont dépend le développement planctonique (Tableau IV). L'augmentation ou la diminution de ces quantités peut avoir un impact non négligeable sur l'écologie du plancton, d'autant plus dans une mer fermée et globalement oligotrophe.

Tableau IV : Apports moyens de phosphates, nitrates, silicates et fer en Méditerranée.

Phosphates ^a	17,4
Nitrates ^a	191
Silicates ^a	127
Fer	^b 684 / ^c 164

^a Apports atmosphériques et terrestres exprimés en 10^9 mol.an^{-1} (Béthoux *et al.*, 1998)

^b Apports atmosphériques exprimés en $\mu\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. Valeur moyenne calculée à partir des travaux de Guerzoni *et al.*, 1999 et de Guieu *et al.*, 1997.

^c Apports au niveau du détroit de Gibraltar exprimés en $\times 10^6 \text{ mol.an}^{-1}$ (Sarhou *et al.*, 2007)

II.4 Impacts des facteurs anthropiques sur la dynamique planctonique

II.4.1 Eutrophisation

Comme il a été montré dans le paragraphe précédent, la disponibilité des nutriments influe sur la structure des communautés planctoniques. La problématique des milieux anthropisés et notamment des milieux côtiers méditerranéens considère, entre autres, le changement des ratios azote : phosphore : silicium. Entre 1960 et 2000, les apports de phosphates et de nitrates ont été multipliés par 3 en Méditerranée ce qui a eu pour

conséquence de multiplier par 2,7 la production biologique avec des floraisons phytoplanctoniques de plus en plus fréquents (Béthoux *et al.*, 2002). Le bilan siliceux montre que les apports en mer ont une tendance à la diminution du fait de l'eutrophisation des cours d'eau dans lesquels l'acide orthosilicique est mobilisé (Tréguer *et al.*, 1995). Une des conséquences est notamment la diminution de l'épaisseur des frustules des Diatomées (Pondaven *et al.*, 1999). En définitive, les apports anthropiques induisent une surproduction biologique en apportant plus de phosphore et d'azote. Néanmoins, le manque d'acide orthosilicique induit des changements dans la structure des communautés favorisant ainsi les floraisons des organismes non-siliceux (Humborg *et al.*, 1997). De plus, l'enrichissement des eaux en nutriments aurait pour conséquence, au niveau du réseau trophique méditerranéen, un changement de taille de la communauté dominante initialement picoplanctonique vers une communauté microplanctonique (Vidal et Duarte, 2000) influençant directement la composition des prédateurs zooplanctoniques.

En Méditerranée, le suivi des concentrations de chlorophylle par satellite a montré une tendance à l'eutrophisation accrue au niveau des zones côtières à proximité des grandes villes et au niveau des deltas fluviaux. Quelques zones rares au large peuvent également être le siège de développements algaux importants lors d'upwellings d'eaux profondes chargées de nutriments (UNEP/FAO/WHO, 1996).

II.4.2 Polluants organiques persistants

La convention de Stockholm de septembre 2001 définit les polluants organiques persistants comme étant des composés carbonés incluant des substances chimiques synthétiques. De plus, ils se caractérisent par deux propriétés : d'une part, ils restent longtemps présents dans le milieu et d'autre part, ils sont accumulés par les organismes, engendrant des conséquences sur l'ensemble de l'écosystème. Les communautés marines sont largement touchées par ces composés. Les plus étudiés sont le DDT (DichloroDiphénylTrichloroéthane), l'hexachlorobenzène, les PCB (PolyChloroBiphényles), les PCDD (PolyChloroDibenzoDioxine) et les PCDF (PolyChloroDibenzoFuranes), les hexachlorocyclohexanes, les HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques) et les composés organostanniques. Okumura *et al.* (2004) ont montré que les PCB étaient bioaccumulés tout au long du réseau trophique alors que les PCDD et les PCDF étaient très concentrés dans le phytoplancton et les consommateurs secondaires, mais qu'il n'y avait pas

bioaccumulation entre le phytoplancton et les consommateurs primaires du zooplancton. Fowler et Elder (1978) ont également mis en évidence que les PCB et le DDT ne s'accumulaient pas tout au long de la chaîne trophique mais se concentraient préférentiellement dans le microplancton. Le zooplancton est particulièrement sensible à ces composés qui provoquent notamment des anomalies au niveau de la reproduction comme la diminution de la production d'œufs (Reijnders et Brasseur, 1997). La conséquence à long terme pourrait être un changement dans la structure des communautés zooplanctoniques influençant indirectement les communautés phytoplanctoniques.

Entre 1854 et 1984, l'Italie, la France et l'Espagne ont produit environ 300000 t de PCB (Tolosa *et al.*, 1997). Une première restriction de l'utilisation des PCB a été établie en 1972 avant une complète interdiction en 1987. Le suivi temporel des concentrations de PCB et de DDT dans les sédiments (Secco *et al.*, 2005) et dans différents organismes tels que le zooplancton et leurs pelotes fécales (Burns *et al.*, 1985), les moules (Villeneuve *et al.*, 1999) et les dauphins (Aguilar et Borrell, 2005) ont montré une tendance à la diminution des PCB et du DDT en Méditerranée occidentale.

II.4.3 Changement climatique

Hays *et al.* (2005) ont montré que le plancton était l'un des indicateurs des changements climatiques les plus fiables du fait (1) qu'il n'est pas exploité par l'homme, (2) du cycle de vie court qui permet le suivi de l'évolution de la taille de la population, (3) de la dépendance du plancton face à la température et aux courants qui fait que le moindre changement de ces paramètres se traduit sur la distribution planctonique et (4) de la non linéarité de la réponse biologique qui met en évidence les perturbations quelles qu'elles soient, même les plus discrètes. C'est ainsi qu'en Méditerranée, Goffart *et al.* (2002) ont montré une diminution drastique de la biomasse phytoplanctonique accompagnée de la disparition de la floraison phytoplanctonique printanière typique de la Méditerranée en réponse, notamment, à des eaux plus chaudes. Au niveau de l'abondance zooplanctonique, une diminution nette a été observée les années les plus chaudes (de Puelles *et al.*, 2007).

Le changement climatique a deux conséquences majeures en Méditerranée : (1) une diminution des précipitations de 12 mm.an^{-1} depuis 1978 dans la partie Est de la méditerranée (Sarris *et al.*, 2007) et (2) une augmentation globale de la température de l'eau de surface avec une augmentation maximum de $3,5^\circ \text{ C}$ entre 1982 et 2003 en Méditerranée orientale (Figure 3).

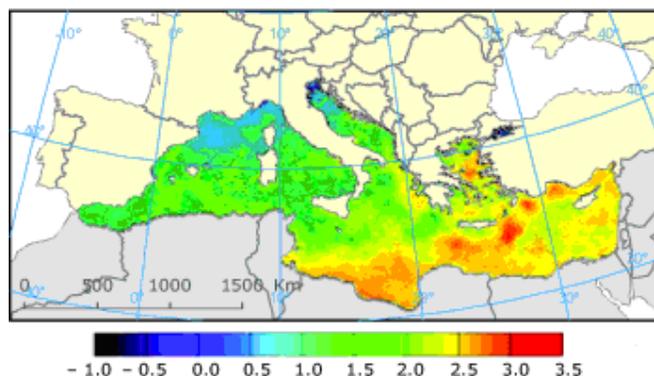


Figure 3 : *Changement de la température de l'eau de surface de la mer Méditerranée entre 1982 et 2003 (d'après European Environment Agency, 2007).*

II.5 Cas particulier des métaux lourds : cuivre, plomb, cadmium

II.5.1 Origines

Les principales origines naturelles et/ou anthropiques des apports métalliques sont telluriques, atmosphériques, marines et fluviales. En Méditerranée, ces apports ont été quantifiés par Dorten *et al.* (1991) (Tableau V). Deux phénomènes climatiques caractéristiques de la Méditerranée induisent également des apports de métaux non négligeables : (1) le lessivage des sols lors des phénomènes pluvieux importants et (2) les apports par les poussières sahariennes (Guerzoni *et al.*, 1997).

Tableau V : *Estimation des apports métalliques pour l'ensemble de la mer Méditerranée ($t.an^{-1}$).*

	Rivières	Atmosphère	Océan Atlantique	Mer Noire
Cu	180-635	5080-10800	9200	500-1000
Pb	9-66	10400-72400	1700	50-165
Cd	23-56	170-4700	100-500	31

II.5.1.1 Cas du cuivre

L'augmentation des concentrations de cuivre dans les écosystèmes marins est principalement due à une utilisation intensive du cuivre dans les peintures antifouling (Claisse et Alzieu, 1993). L'impact anthropique est tel que 79,9 % et 98,9 % du cuivre contenu respectivement dans les aérosols et dans les pluies sont d'origine anthropique (Migon et Caccia, 1990 ; Migon et Caccia, 1993). Environ 1192 tonnes de cuivre sont déversées chaque année dans la Méditerranée occidentale (UNEP, 2003).

II.5.1.2 Cas du plomb

La principale source de plomb en France fut, jusqu'en 1976, son utilisation dans les carburants comme antidétonant. Depuis le retrait du plomb dans les carburants, sa concentration dans les eaux de surfaces marines méditerranéennes a diminué de moitié (Nicolas *et al.*, 1994).

D'autres origines persistent, notamment dues aux différentes activités industrielles utilisant le plomb comme matière première ou comme adjuvant, ce qui amène à un déversement annuel de 3800 tonnes de plomb uniquement dans les zones côtières méditerranéennes (Danovaro, 2003). La contribution anthropique de ce métal dans les aérosols et les pluies est là encore largement majoritaire avec respectivement 91,6 % et 99,0 % (Migon et Caccia, 1990 ; Migon et Caccia, 1993).

II.5.1.3 Cas du cadmium

Le cadmium provient essentiellement des activités industrielles pétrochimiques ou métallurgiques. La galvanoplastie est, par exemple, à l'origine d'apport non négligeable de cadmium dans l'eau. En outre, certains accumulateurs contiennent du cadmium. Mondialement, environ 17000 t.an⁻¹ de cadmium sont rejetées dans le milieu (Chiffolleau *et al.*, 1999). En Méditerranée occidentale, environ 83 t.an⁻¹ de cadmium sont rejetés. Ce métal, en concentrations très faibles naturellement, est à 99,1 % et à 99,4 % d'origine anthropiques, respectivement dans les aérosols et les pluies (Migon et Caccia, 1990 ; Migon et Caccia, 1993).

II.5.2 Transferts des métaux du milieu vers le plancton

II.5.2.1 Bactéries

Le transport des métaux dans les bactéries a été décrit par Wood et Wang (1983). Les bactéries émettent des ligands dans l'eau qui, après s'être liés aux métaux, se fixent sur la membrane cellulaire grâce à des récepteurs spécifiques. Les métaux sont ensuite transportés à l'intérieur de la cellule *via* des pompes. Ce type de mécanisme est destiné aux métaux essentiels pour le fonctionnement métabolique des cellules tel que le cuivre. Néanmoins, à ces métaux, peuvent se substituer les métaux toxiques. C'est le cas du cadmium qui utilise les systèmes de transport destinés au zinc (Wood et Wang, 1983). Pour lutter contre la toxicité des métaux, les bactéries disposent de 5 stratégies principales :

- (1) la biométhylation qui consiste à l'ajout d'un groupement méthyl au métal le rendant moins toxique pour la cellule (Pb).
- (2) la formation de vacuoles intracellulaires qui permet de séquestrer les métaux avant qu'ils n'atteignent une concentration potentiellement toxique pour la cellule. Les métaux sont ensuite éjectés par exocytose (Cd, Cu).
- (3) les mécanismes d'efflux sont des mécanismes actifs permettant de rejeter les métaux à l'extérieur de la cellule par des protéines de membrane spécifiques (Cd).
- (4) la complexation des métaux par des ligands extracellulaires excrétés par les bactéries, ce qui empêche leur assimilation (Cu).
- (5) la précipitation des complexes métalliques insolubles à la surface des cellules par des systèmes sulfato-réducteurs associés aux membranes ou par la biosynthèse d'agents oxydant comme l'oxygène ou le peroxyde d'hydrogène (Cu).

II.5.2.2 Phytoplancton

Le principe de transport des métaux du milieu vers la cellule est le même que pour les bactéries. Les métaux sont pris en charge par des ligands puis traversent la membrane par des récepteurs spécifiques. Une fois à l'intérieur de la cellule, ils se lient à des ligands internes ou à des enzymes.

Tout comme pour les bactéries, les cellules phytoplanctoniques disposent de 7 mécanismes de défense pour lutter contre la toxicité métallique (Gonzalez-Davila, 1995) :

- (1) des pompes actives qui permettent de maintenir une concentration basse à l'intérieur des cellules.

- (2) un changement de l'état d'oxydation de l'élément toxique à l'intérieur de la cellule par des processus enzymatiques pour obtenir une forme moins toxique de l'élément.
- (3) la précipitation des complexes métalliques insolubles sur la surface cellulaire.
- (4) la complexation des ions métalliques avec les métabolites excrétés, ce qui masque le métal toxique.
- (5) la vaporisation et l'élimination par des moyens de conversion d'un métal toxique en une forme chimique volatile.
- (6) la liaison des ions métalliques avec des protéines ou des polysaccharides à l'intérieur de la cellule, ce qui peut désactiver la toxicité des ions métalliques.
- (7) la méthylation d'un élément qui peut, enzymatiquement et intracellulairement, empêcher un élément toxique de réagir avec un groupe -SH.

II.5.2.3 Zooplancton

Le transfert des métaux dans les organismes zooplanctoniques s'effectue essentiellement par l'ingestion de phytoplancton. Pour le cadmium, 30 % de la quantité ingérée est assimilée par le zooplancton, le reste étant excrété dans les pelotes fécales (Fisher *et al.*, 1991). Ce pourcentage d'ingestion peut néanmoins varier selon le type de proies ingérées et atteindre jusqu'à 82 % avec un régime alimentaire constitué de Dinophycées (Twining et Fisher, 2004). Le zooplancton peut également assimiler directement les métaux dissous dans l'eau (Wang et Fisher, 1998). L'importance de chacune de ces deux voies d'assimilation est dépendante du type de métal considéré. Wang et Fisher (1998) ont notamment montré que le sélénium provient pour 98 % de la nourriture tandis que le cadmium provient pour 50 % de la phase dissoute. De plus, selon l'origine des métaux (phase dissoute ou nourriture), la distribution des métaux à l'intérieur des organismes varie. Hook et Fisher (2001) ont montré, pour le genre *Acartia*, que le cadmium provenant de la nourriture se retrouvait majoritairement dans les tissus internes (77 %) alors que le cadmium issu de la phase dissoute se répartissait également entre l'exosquelette et les tissus internes.

II.5.3 Interactions des métaux avec les communautés planctoniques

Les interactions entre les métaux et les communautés planctoniques diffèrent selon le type de métal concerné. Les métaux se divisent en deux catégories (Kennish, 1998) :

- les métaux de transitions, dont le cuivre, qui constituent des éléments essentiels pour le fonctionnement métabolique des organismes aquatiques (Hall et Anderson, 1999).

De plus, le cuivre a un rôle de co-facteur dans l'assimilation du fer, via un ferro-oxygénase (Maldonado *et al.*, 2006). Néanmoins ce métal peut devenir toxique à fortes concentrations. Hall *et al.* (1997) ont montré qu'il devenait un élément toxique lorsque sa concentration était 10 à 15 fois supérieure à celle requise pour les besoins métaboliques.

- Les métalloïdes qui ne sont généralement pas utilisés pour des besoins métaboliques mais qui peuvent être toxiques à faibles concentrations, c'est le cas du plomb et du cadmium. Néanmoins, le cadmium peut remplacer le zinc, lorsque celui-ci manque dans le milieu (Lee et Roberts, 1995).

De plus, la spéciation des métaux a un rôle capital sur leur biodisponibilité et leur toxicité. Il est généralement considéré que la forme ionique libre des métaux est la forme la plus assimilable mais aussi la plus toxique pour les organismes (Sunda et Guillard, 1976 ; Morel, 1983). Néanmoins, la présence de certains ligands organiques et inorganiques peut rendre certains métaux plus toxiques et plus facilement assimilables que la forme ionique libre (Campbell, 1995).

II.5.3.1 Interactions métaux / bactéries

Le cuivre étant un élément essentiel à leur croissance, les bactéries démontrent une forte tolérance concernant ce métal. Ainsi, Starr et Jones (1957) ont testé l'impact des concentrations de cuivre dans l'eau allant de 0,25 à 50,9 mg.L⁻¹ sur la croissance de 145 espèces de bactéries marines. Ils ont montré que la croissance de toutes les bactéries s'effectuait normalement jusqu'à une concentration de cuivre de 3,1 mg.L⁻¹. A la plus forte concentration, 25 espèces se développent encore. En milieu naturel, le cuivre a des effets moindres sur les bactéries des milieux côtiers que sur les bactéries issues d'échantillons pélagiques (Sunda et Ferguson, 1983) pour deux raisons : (1) les milieux côtiers sont généralement plus contaminés par le cuivre que les milieux pélagiques. Or, Dryden *et al.* (2004) ont montré une forte corrélation entre la production de ligands par les bactéries et la concentration du cuivre impliquant une diminution significative des ions Cu²⁺. Les bactéries diluent ainsi la toxicité et la concentration des ions cupriques ; (2) les eaux côtières (notamment les estuaires) sont moins salées que les eaux pélagiques. Le cuivre est davantage complexé dans les eaux moins salées, ce qui a pour conséquence une diminution de l'activité des ions cupriques et de ce fait une diminution de la toxicité du cuivre (Starr et Jones, 1957). L'une des conséquences négative du cuivre est la diminution de l'incorporation des acides aminés par les bactéries (Sunda et Ferguson, 1983).

Malgré le caractère toxique du plomb, Harvey et Leckie (1985) ont montré que les bactéries avaient la capacité de se lier à celui-ci avec un nombre de liaisons proportionnelles à la densité bactérienne. Néanmoins, l'intensité des liaisons décroît avec l'augmentation du nombre des liaisons. Malgré ces liaisons avec le plomb, ils n'ont mis en évidence aucun effet toxique sur les cellules bactériennes. Tornabene et Edwards (1972) ont également montré que le plomb n'avait aucun effet sur le taux de croissance et la viabilité des espèces bactériennes d'eau douce *Azotobacter* sp. et *Micrococcus luteus*. Par ailleurs, ils ont estimé que plus de 99 % du plomb se situait au niveau de la membrane. A l'inverse, en évaluant l'impact du plomb sur l'ensemble d'une communauté, Caroppo *et al.* (2006) ont montré qu'il avait un impact négatif sur la croissance du picoplancton hétérotrophe alors qu'il n'y avait aucun effet chez les autotrophes. Les effets du plomb sur les communautés bactériennes semblent être un phénomène complexe dépendant des espèces considérées.

Concernant le cadmium, son assimilation par les bactéries s'effectue essentiellement par adsorption, celle-ci étant directement proportionnelle à la densité bactérienne (Dixon *et al.* 2006). Les bactéries naturellement présentes en milieu contaminé montrent une forte résistance au cadmium, les plus résistantes accumulant le moins (Flatau *et al.*, 1988). Shirdam *et al.* (2006) ont ainsi montré que *Pseudomonas putida*, *Bacillus cereus* et *Pseudomonas pseudoalkaligenes* isolées à partir de sédiments de la mer Caspienne étaient résistantes à des concentrations en cadmium allant jusqu'à 100 mg.L⁻¹, et pouvaient accumuler jusqu'à 40 - 50 % du cadmium présent dans le milieu. Néanmoins, les conséquences liées à une contamination au cadmium sont variables selon les espèces. Par exemple, le cadmium n'a aucun impact sur la viabilité ou la croissance de *Vibrio fischeri* avec des concentrations comprises entre 50 et 2000 µmol. L⁻¹ (Fulladosa *et al.*, 2005). A l'inverse, la croissance des espèces *Pseudomonas putida*, *Bacillus cereus* et *Pseudomonas pseudoalkaligenes* est stimulée en présence de cadmium à des concentrations comprises entre 80-100 mg.L⁻¹ (Shirdam *et al.*, 2006).

La toxicité de ces trois métaux a été évaluée sur *Escherichia coli* par la détermination des concentrations minimales inhibitrices (CMI). Le cadmium est le métal le plus toxique avec une CMI de 0,5 mM, suivi du cuivre avec une CMI de 1,0 mM et du plomb avec une CMI de 5,0 mM (Nies, 1999).

II.5.3.2 Interactions métaux / phytoplancton

De façon globale, le cuivre et le cadmium n'ont pas d'effet notable sur le phytoplancton à faibles concentrations, contrairement au plomb dont les effets sont perceptibles à partir de

faibles concentrations (Cordero *et al.*, 2005). Néanmoins, les effets divers des métaux sur les communautés phytoplanctoniques sont dépendants de nombreux paramètres :

- Les groupes taxonomiques considérés. En effet, Bruland *et al.* (1991) ont montré que les différents groupes taxonomiques constituant le phytoplancton avaient des degrés de sensibilité différents. En considérant les Cyanobactéries, les Coccolithophoridés, les Dinoflagellés et les Diatomées, Miao *et al.* (2005) ont mis en évidence que les Cyanobactéries s'avèrent être les plus sensibles au cuivre, dû à leur important ratio surface cellulaire / volume cellulaire. Les Coccolithophoridés et les Dinoflagellés sont comparables et démontrent une sensibilité intermédiaire alors que ce sont les Diatomées qui s'avèrent être les plus tolérantes au cuivre. De plus, au sein d'un même groupe taxonomique, différentes espèces ont des comportements différents face aux métaux. Metaxas et Lewis (1991) ont ainsi mis en évidence que *Skeletonema costatum* montrait un accroissement de population avec l'augmentation de la concentration en cuivre alors que *Nitzschia thermalis* décroît avec l'augmentation de la concentration du cuivre.
- La taille des cellules. Joux-Arab *et al.* (2000) ont testé la capacité d'accumulation et de résistance de *Haslea ostrearia* (diatomée) de tailles différentes (40, 65 et 85 μm). Les cellules les moins sensibles et accumulant le moins ont été celles de taille intermédiaire.
- L'habitat. Sunda (1989) a montré qu'en milieu pélagique, un faible changement dans la biodisponibilité des métaux engendrait un changement de la structure phytoplanctonique. A l'inverse, dans des milieux fortement contaminés tels que les milieux côtiers, les espèces phytoplanctoniques développent une tolérance plus importante aux métaux. Gustavson *et al.* (1999) ont testé la tolérance de communautés phytoplanctoniques dans des enceintes *in situ*, en ajoutant des concentrations en cuivre allant de 1 à 15 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Pour tous les ajouts, la tolérance du phytoplancton au cuivre a été accrue durant l'expérience par rapport à l'enceinte témoin.
- Les nutriments. Ils jouent un rôle important dans l'absorption des métaux par le phytoplancton. Dans l'étude de Wen-Xiong *et al.* (2001) il a été démontré que l'accumulation du cadmium dans *Thalassiosira pseudonana* et *Thalassiosira weissflogii* était corrélée à la quantité d'azote dans le milieu, ce qui pourrait s'expliquer par le fait que l'accumulation de cadmium par le phytoplancton entraîne une inhibition de l'absorption d'azote et de phosphore dans les cellules planctoniques (Miao et Wang, 2006).

- La complexation des métaux. En ce qui concerne le cuivre, sa biodisponibilité et sa toxicité cellulaire dans le phytoplancton sont directement reliées à la concentration en métaux labiles (Lage *et al.*, 1996).

Les métaux ont donc des effets notables sur le phytoplancton sous différentes conditions mais les communautés phytoplanctoniques ont, elles aussi, des conséquences sur les concentrations métalliques du milieu. Lors d'évènements ponctuels comme les floraisons phytoplanctoniques, les variations des concentrations métalliques sont importantes. Le plomb notamment, est assimilé par le phytoplancton par sorption ; à l'inverse, le cuivre est très peu influencé du fait de sa forte complexation organique et de sa biodisponibilité limitée (Luengen *et al.*, 2007). Néanmoins, Sunda et Huntsman (1995) ont montré que la concentration du cuivre dans la nutricline des milieux océaniques était essentiellement régulée par l'assimilation phytoplanctonique et les processus de régénération. Concernant le cadmium, Dixon *et al.* (2006) ont démontré que les genres *Rhizosolenia*, *Chaetoceros* et *Pseudo-nitzschia* étaient largement responsables de l'assimilation du cadmium lors de la floraison printanière. Sur des périodes plus longues, tels des suivis saisonniers, seules les concentrations en cadmium semblent être influencées par le phytoplancton (Knauer et Martin, 1973).

Au niveau de la toxicité des métaux, il est très difficile d'établir des valeurs de référence étant donné que la toxicité est dépendante de nombreux facteurs dont, par exemple, la forme chimique du métal étudié (Engel et Fowler, 1979), l'espèce étudiée (Bossuyt et Janssen, 2005), la densité cellulaire (Moreno-Garrido *et al.*, 2000). Néanmoins, concernant le cuivre, Eriksen *et al.* (2001) ont montré qu'une concentration de Cu^{2+} de 6.10^{-9} M dans l'eau, entraînait une réduction de 8 % du taux de croissance de *Nitzschia closterium*. La croissance de *Skeletonema costatum* est partiellement inhibée à partir de concentration de Pb^{2+} de $0,05 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans l'eau (Rivkin, 1979). Enfin les expérimentations menées par Le Faucheur *et al.* (2004) ont montré une décroissance de *Scenedesmus vacuolatus* pour des concentrations de Cd^{2+} supérieures à 10^{-9} M.

II.5.3.3 Interactions métaux / zooplancton

Les interactions entre les métaux et le zooplancton ont des conséquences physiologiques et biogéochimiques importantes. En présence de cuivre, la régulation osmotique du Copépode euryhalin *Acartia tonsa* est perturbée. En effet, le cuivre inhibe l'activité Na^+ , K^+ -ATPase, créant un déséquilibre interne de la concentration des ions sodium (Pinho *et al.*, 2007). Le cycle de vie des Copépodes peut également être affecté à travers une diminution de la

production d'œufs, du taux de capture et du développement ovarien. Hook et Fisher (2001) ont ainsi mis en évidence une diminution de ces 3 paramètres chez *Acartia* spp. (pouvant atteindre 70 % pour le développement ovarien) pour des concentrations en cadmium dans la nourriture de 1 et 2 nM. Peu d'effet sont néanmoins enregistrés lorsque les Copépodes sont exposés à ces mêmes concentrations à travers la phase dissoute, sous entendant l'importance du transfert des métaux par le réseau trophique. Au-delà des implications physiologiques, le zooplancton fait partie intégrante du cycle biogéochimique de certains métaux. La mue, la sédimentation des exosquelettes suite à la mort des individus et la production de pelotes fécales sont notamment trois phénomènes qui contribuent à l'accumulation des métaux dans les sédiments et donc à leur élimination de la colonne d'eau (Fowler et Small, 1967 ; Fisher *et al.*, 1991 ; Arrhenius, 1963).

II.5.3.4 Transfert et bioaccumulation des métaux dans le réseau planctonique

Le transfert des métaux est tout d'abord dépendant à chaque niveau trophique de la biodisponibilité, de la toxicité et de la concentration du métal considéré. La biodisponibilité d'un métal est fonction de certains paramètres physiques et chimiques du milieu tels que la température (Buffle, 1988) et la salinité pour laquelle Hall et Anderson (1995) ont montré que, plus elle diminuait, plus la toxicité du métal augmentait du fait de la plus grande disponibilité des métaux à des salinités faibles. D'un point de vue biologique, le transfert métallique dans un réseau trophique dépend des individus constituant ce réseau. C'est ainsi que Wang (2002) a résumé l'ensemble des processus pouvant intervenir dans les transferts de métaux en considérant différents critères selon que les individus étudiés soient les proies ou les prédateurs. Concernant les proies, il a établi que les critères déterminant leur contamination reposaient essentiellement sur les propriétés physico-chimiques des métaux et la qualité de leur nourriture. Concernant les prédateurs, il a montré que leur contamination dépendait essentiellement de leurs différentes adaptations physiologiques face aux métaux (séquestration des métaux, homéostasie, détoxification, physiologie alimentaire) et non de la concentration des métaux dans le milieu du fait que l'alimentation constitue la principale origine de la bioaccumulation métallique.

Dans le réseau planctonique, tel qu'il est considéré dans ce travail à savoir les compartiments bactériens, phytoplanctoniques et zooplanctoniques, les bactéries sont généralement les premiers organismes contaminés par les métaux du fait de l'adsorption instantanée des ions métalliques sur les cellules bactériennes (Miranda et Rojas, 2006). Concernant le phytoplancton, la taille cellulaire semble être le facteur déterminant quant à la

concentration métallique cellulaire accumulée alors que dans le zooplancton, les proies sont la principale source de métaux, notamment pour le plomb (Michaels et Flegal, 1990). En considérant ce réseau trophique dans son ensemble, il a été généralement observé une bioaccumulation entre les bactéries et le phytoplancton et une biodiminution entre le phytoplancton et le zooplancton (Wang, 2002).

*Chapitre I - Présentation des sites
d'étude*

I Contexte géographique

La Rade de Toulon se situe au Sud-Est de la France sur la côte méditerranéenne. Elle est divisée en deux par une digue datant de 1882 (longueur : 1,4 km, largeur : 3 m, hauteur : 2 m) avec, au Nord-Ouest, la Petite Rade (PR) et au Sud-Est, la Grande Rade (GR). La Petite Rade compte quatre principaux bassins versants (regroupant près de 240 000 habitants) dont le plus important est le bassin versant du Las Rivière Neuve avec 6000 ha. La Grande Rade en compte deux (regroupant environ 82000 habitants), le principal étant le bassin versant de l'Eygoutier avec 7000 ha (Figure 4). La rivière du Las charrie essentiellement une pollution organique dans la Petite Rade due à l'urbanisation importante des communes alentours (Toulon et Le Revest-les-Eaux). L'Eygoutier étant entouré à la fois par des zones urbaines, industrielles et agricoles, il draine de nombreux types de pollutions liés à ces différentes activités.



Figure 4 : Bassins versants de la Rade de Toulon (modifié d'après SIAT, 2002).

II Contexte socio-économique

La Rade est le siège de nombreuses activités industrielles et commerciales, sources principales de l'économie toulonnaise. La Petite Rade regroupe les activités militaires et portuaires (transports marchands et touristiques). Elle renferme les ports de plaisance de Toulon (près de 1000 places), La Seyne-sur-Mer (300 places) et Saint-Mandrier (663 places). De plus, la Petite Rade accueille des parcs aquacoles et mytilicoles. La Grande Rade est essentiellement soumise aux activités touristiques, de nombreuses plages étant réparties sur sa côte Nord-Est. Néanmoins, elle regroupe les ports de Saint-Louis du Mourillon (267 places) et le port des Oursinières (215 places). En 2006, ont transité dans la rade, 1 090 819 tonnes de marchandises, 210 conteneurs, 1 020 032 passagers, et 1977 navires (marchands et / ou touristiques). L'impact de ces différentes activités sur l'environnement de la rade a mené à l'élaboration d'un contrat de baie de 2002 à 2006 avec les objectifs de restaurer la qualité des milieux aquatiques et de valoriser le patrimoine et l'économie de la rade (SIAT, 2002).

III Sites de prélèvements

III.1 Choix des sites

Les stations de prélèvements (S1 dans la Petite Rade et S2 dans la Grande Rade) (Figure 4) ont été choisies en fonction de plusieurs critères. Concernant S1 (Lat : 43° 06' 600 N Long : 05° 55' 200 E, profondeur : 14 m), sa localisation centrale permet une étude de la Petite Rade sans avoir une influence prépondérante du port militaire ou du port de commerce (situés respectivement au Nord-Ouest et au Nord-Est de S1). Les prélèvements ont été effectués en dehors du chenal principal de la circulation maritime pour éviter autant que possible l'influence de la remise en suspension des sédiments. Le point S2 (Lat : 43° 05' 700 N ; Long : 05° 56' 500 E, profondeur : 20 m) a été choisi à équidistance des terres, suffisamment éloigné de la digue pour éviter une trop grande influence des eaux de la Petite Rade et suffisamment proche pour être à bonne distance des courants majeurs (Figure 5).

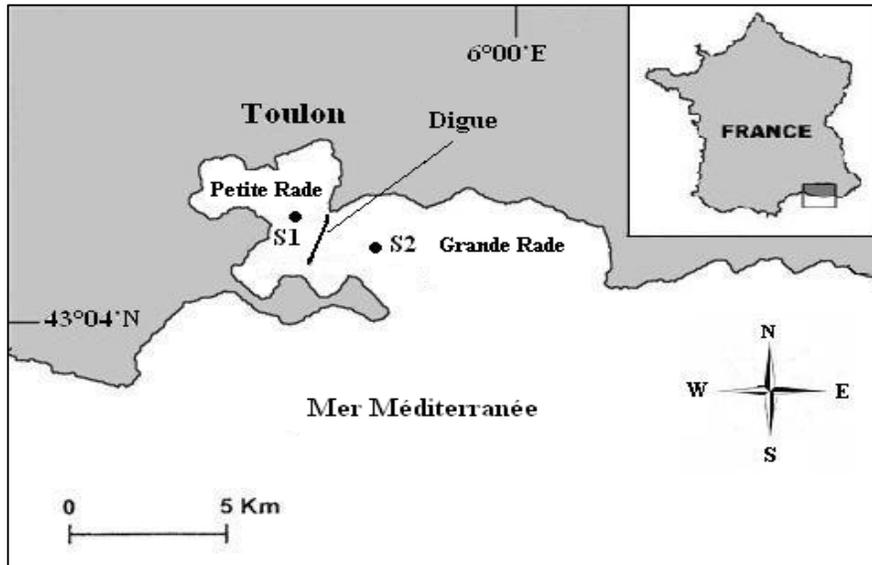


Figure 5 : Localisation des sites de prélèvements S1 et S2.

III.2 Comparaison des sites

III.2.1 Géomorphologie

La digue séparant la Grande Rade et la Petite Rade engendre des caractéristiques spécifiques de structure et de fonctionnement pour chacun de ces écosystèmes juxtaposés soumis néanmoins aux mêmes conditions climatiques. La Petite Rade est semi- fermée avec une surface de 11 km², un volume de 108 millions de litres et le temps de résidence de l'eau est de 3 à 6 jours (Richard et Jamet, 2001). A l'inverse, la Grande Rade est ouverte sur le large. Selon le modèle de Jouan *et al.* (2001), le temps de résidence varie entre 1 et 2 jours. D'un point de vue bathymétrique, la pente moyenne de la rade de Toulon est de l'ordre de 1,2 % (Paillard *et al.*, 1993). Le fond de la Petite Rade est constitué de plus de 40 % de sables fins (Figure 6) susceptibles d'être remis en suspension par une mer agitée et le trafic maritime, et est peu propice au développement d'une faune et d'une flore riche et diversifiée. En Grande Rade, la granulométrie est plus importante. A noter également la présence de platiers de grès permo-triastiques issus de l'érosion du littoral (Paillard *et al.*, 1993) qui permettent d'abriter des biocénoses diversifiées.

III.2.2 Courantologie

Les zones côtières méditerranéennes sont soumises à des facteurs locaux comme les vents, qui ont un effet direct sur la courantologie de ces systèmes, la rendant très variable. Peu d'études courantologiques existent en rade de Toulon. Néanmoins l'étude de Jouan *et al.*

(2001) (Figure 6) permet de mettre en évidence les grandes tendances sous les régimes des vents principaux de la rade de Toulon :

- Par vent d'Est : Dans la Grande Rade la circulation vers le Sud-Ouest augmente le long du littoral. Les eaux entrent dans la Petite Rade principalement par la Grande Passe (au sud de la digue) avec des vitesses allant jusqu'à 40 cm.s^{-1} . Lorsque ces courants rencontrent la côte, un mouvement de downwelling est créé, renvoyant les masses d'eau dans la Grande Rade transportées par un courant de fond qui rejoint la dérive Liguro-provençale.
- Par vent d'Ouest : la circulation dominante des courants est orientée Est / Sud-Est. Les masses d'eau sortent de la Petite Rade par la Grande Passe. La compensation de ses sorties de masses d'eau se fait par une entrée d'eau en profondeur provoquant un upwelling sur les bords ouest de la Petite Rade.
- Par temps calme (vent $< 5 \text{ m.s}^{-1}$) : le courant dominant est le Courant Nord qui provoque l'entrée de masses d'eau dans la Grande Rade venant de l'Est et du large. Une circulation cyclonique se crée alors en Grande Rade avec des vitesses de courant faibles, de l'ordre de quelques cm.s^{-1} .

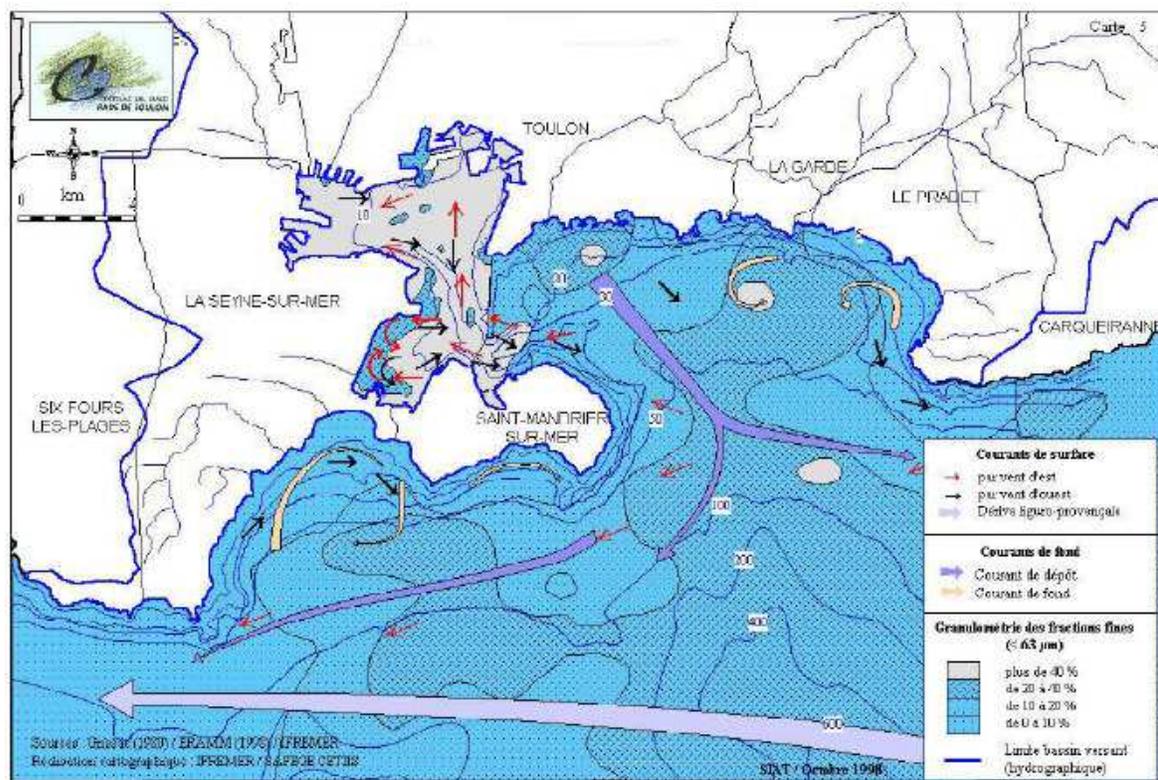


Figure 6 : Courantologie de la rade de Toulon (d'après SIAT, 2002).

III.2.3 Qualité du milieu marin

III.2.3.1 Petite Rade

La présence du port commercial et militaire soumet cet écosystème à une pollution récurrente à laquelle s'ajoute le déversement des eaux usées de la ville de Toulon et son agglomération (ca. 350000 habitants) ayant pour effet direct une forte contamination microbiologique.

Le contrat de baie (SIAT, 2002) fait état d'une pollution importante de la colonne d'eau en termes de métaux (surtout le mercure et le plomb), de PolyChloroBiphényl (PCB), d'hydrocarbures et de tributylétain (TBT). Les organismes marins sont également touchés par ces différents types de pollutions, certains permettant en outre une surveillance du milieu. Ainsi, depuis 1979, le RNO (Réseau National d'Observation du milieu marin) relève d'importantes concentrations de composés xénobiotiques tels que le zinc, le mercure, le plomb et les PCB dans les moules (*Mytilus galloprovincialis*) (Joanny *et al.*, 1993). Des floraisons d'espèces toxiques de phytoplancton telles que *Alexandrium minutum* et *Dinophysis* spp. et l'absence de l'espèce *Posidonia oceanica* sont constatés depuis plusieurs années (Joanny *et al.*, 1993). Les dernières évaluations de la qualité de l'eau de la Petite Rade effectuées par IFREMER en 2003 (Kantin et Pergent, 2004) mettent en évidence des teneurs en matière particulaire élevées (moyenne de 8,65 mg.L⁻¹) et confirment les valeurs importantes de plomb et de mercure pour lequel ce site figure parmi les trois secteurs les plus contaminés de la région PACA. La Petite Rade a été classifiée comme zone à risque très élevé en vue de l'occupation anthropique alentour.

III.2.3.2 Grande Rade

L'ouverture de la Grande Rade sur le large permet d'avoir un bilan plus contrasté en termes de pollutions par rapport à la Petite Rade comme cela a été souligné dans le contrat de baie (SIAT, 2002). La qualité microbiologique est largement dépendante des conditions climatiques, les pluies favorisant une contamination accrue. Néanmoins, ces contaminations restent ponctuelles. Aucune contamination importante n'est à déplorer concernant les métaux et les PCB. De plus, les TBT et les hydrocarbures sont faiblement présents. Le suivi du phytoplancton depuis plusieurs années effectué par le laboratoire EBMA-PROTEE démontre globalement une faible production planctonique accompagné d'un faible risque phycotoxique. D'un point de vue biocénotique, 325 ha d'herbier à Posidonies sont présents dans la Grande Rade (Paillard *et al.*, 1993), démontrant une qualité d'eau suffisamment élevée pour permettre

le maintien de l'herbier. Le risque global face aux différentes pressions anthropiques est très important, à l'instar de la Petite Rade.

En résumé...

La Petite Rade et la Grande Rade se différencient en termes de morphologie, de courantologie de qualité d'eau et de biocénoses mais font néanmoins face, toutes deux, à une forte pression anthropique (Tableau VI et Tableau VII).

Tableau VI : *Qualité du milieu marin de la Rade de Toulon (modifié à partir de SIAT, 2002).*

Paramètres	Petite Rade	Grande Rade
Microbiologie	Mauvaise	Forte variabilité
Métaux	Mauvaise	Moyenne
PCB	Mauvaise	Moyenne
Hydrocarbures	Mauvaise	Assez bonne
TBT	Mauvaise	Bonne
Production phytoplanctonique	Moyenne	Faible
Risque phycotoxique	Faible	Faible

Tableau VII : *Echelle de risque selon les secteurs d'activités et évaluation d'un risque global (SIAT, 2002).*

Risques	Petite Rade	Grande Rade
Aménagements côtiers (ports, terre pleins)	+++	+++
Occupation humaine (rejets et apports des zones habitées)	+++	++
Exploitation de ressources vivantes (poissons, crustacés...)	+	++
Industries (zones industrialo-portuaire)	+++	-
Trafic maritime (marchandises, passagers)	+++	++
Activités militaires (zones réglementées)	+++	++
Tourisme (plages)	-	+++
Tourisme (plongée)	-	+
Tourisme (plaisance)	-	++
Cultures marines	+++	-
Caulerpes	++	+++
Risque global	+++	+++

L'étude simultanée de ces deux écosystèmes constitue donc un intérêt écologique majeur et permet, dans ce travail, de suivre l'évolution et la structure des communautés planctoniques soumises à différents degrés de pression anthropique. En outre, ce travail permet d'élargir les connaissances biologiques sur ces deux écosystèmes, dont différents aspects ont été précédemment étudiés dont l'activité phosphatase du plancton (Bogé *et al.*, 2002 ; Jean *et al.*, 2003 ; Bogé *et al.*, 2006 ; Lespilette *et al.*, 2007), la production de DMSP (diméthylsulfoniopropionate) par le plancton (Despiau *et al.*, 2002 ; Jean *et al.*, 2005) et la structure et l'évolution des communautés planctoniques (Jamet et Ferec-Corbel, 1996 ; Jamet *et al.*, 2001 ; Richard et Jamet, 2001 ; Jamet *et al.*, 2005).

*Chapitre II - Etude des
communautés planctoniques de la
Rade de Toulon*

I Objectifs

Cette étude s'inscrit dans l'une des problématiques scientifiques de l'équipe EBMA qui s'attache à la compréhension de la structure et de l'évolution des communautés planctoniques dans les écosystèmes côtiers méditerranéens.

C'est ainsi que nous avons effectué un cycle annuel dans la Petite Rade et la Grande Rade de Toulon, avec un pas d'échantillonnage bimensuel, en considérant les compartiments bactériens, phytoplanctoniques et zooplanctoniques. Ce suivi fait suite aux différentes études effectuées par l'équipe EBMA au cours des dix dernières années et permet de ce fait la comparaison interannuelle de l'évolution de l'écologie planctonique de la Petite Rade et de la Grande Rade de Toulon. En outre, il permet d'approfondir l'écologie des deux rades en caractérisant les moteurs de la succession planctonique et en détaillant les différences existantes entre les deux stations étudiées.

A ce cycle annuel s'est ajouté un cycle nyctéméral permettant de caractériser l'écologie planctonique des deux rades sur une échelle de temps plus courte (27 h avec un pas d'échantillonnage toutes les 3 h) et de voir dans quelle mesure les rades étaient différentes dans ce contexte.

Ce chapitre a fait l'objet d'une publication (présentée en annexe B) actuellement soumise à Marine Environmental Research.

II Cycle annuel

II.1 Matériel et Méthodes

II.1.1 Protocole suivi

La Figure 7 résume le protocole et les méthodes employées au cours du cycle annuel pour l'étude des paramètres abiotiques et des communautés planctoniques dans la Petite et la Grande Rade de Toulon.

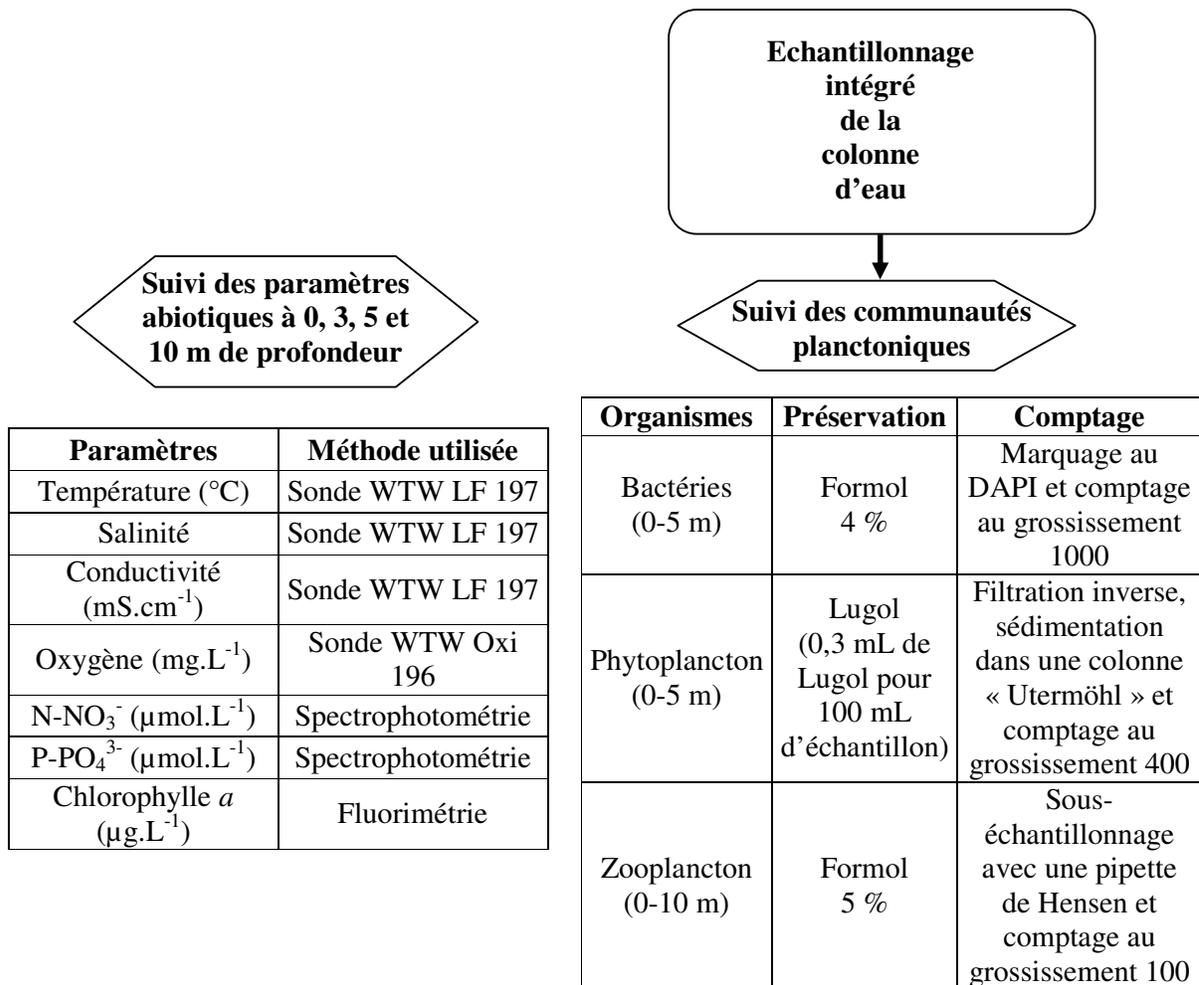


Figure 7 : Schéma général du protocole suivi pour l'étude écologique des communautés planctoniques de la Petite et la Grande Rade de Toulon.

II.1.2 Stratégie d'échantillonnage

Un échantillonnage intégré de la colonne d'eau comprise entre 1 et 5 mètres de profondeur a été effectué pour les bactéries et le phytoplancton. L'échantillonnage intégré a été choisi pour avoir une meilleure représentation de la colonne d'eau. Néanmoins, nous nous sommes limités à une profondeur de 5 m afin d'effectuer les prélèvements dans la couche d'eau contenant une densité maximale d'organismes. En effet, les expérimentations nécessitaient une quantité suffisante d'organismes pour obtenir des concentrations détectables. Les prélèvements ont toujours été faits entre 8:00 h et 11:00 h du matin. L'étude a été réalisée sur un an, entre mars 2006 et mars 2007, avec un pas d'échantillonnage bimensuel. L'eau a été prélevée à l'aide d'une bouteille fermante de type Niskin (General Oceanics Inc., United states) d'une capacité de 10 litres. Chaque bidon de 10 litres (High-Density PolyEthylene (HDPE)), a été rempli avec 2 litres des cinq profondeurs suivantes : 1, 2, 3, 4 et 5 mètres. La répartition de la quantité d'eau pour les différentes analyses a été effectuée comme suit, dans chacune des stations : 20 litres destinés à l'étude phytoplanctonique et 10 litres consacrés à l'étude bactérienne, aux analyses physico-chimiques (dosage du phosphore, de l'azote et de la chlorophylle). Le zooplancton a été prélevé à l'aide d'un filet à plancton (voir II.1.4.3 ci-dessous). Les échantillons ont été ensuite fixés et transportés rapidement au laboratoire dans des conditions en adéquation avec les analyses à effectuer.

II.1.3 Paramètres abiotiques

Les paramètres température, salinité, conductivité et oxygène ont été relevés *in situ* à 0, 3, 5 et 10 m de profondeur pour chaque site de prélèvement. Les relevés pluviométriques et éoliens ont été fournis par Météo France.

II.1.3.1 Température

Les températures de l'eau et de l'air (°C) ont été mesurées avec un conductimètre-salinomètre WTW modèle LF 197 à une précision de $\pm 0,1^\circ\text{C}$.

II.1.3.2 Conductivité

La conductivité ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) a été mesurée avec un conductimètre-salinomètre WTW modèle LF 197 avec une précision de $\pm 0,5\%$.

II.1.3.3 Salinité

La salinité a été mesurée avec un conductimètre-salinomètre WTW modèle LF 197 avec une précision de $\pm 0,1$.

II.1.3.4 Oxygène dissous

Les teneurs en oxygène dissous exprimées en mg.L^{-1} et en % de saturation, ont été mesurées avec un oxymètre à microprocesseur WTW modèle OXI 197i avec une précision de $\pm 0,5$ % de la valeur mesurée en mg.L^{-1} et en % de saturation.

II.1.3.5 Nitrates (N-NO_3^-)

Le dosage des nitrates a été réalisé par le Dr. Christophe Le Poupon (Laboratoire PROTEE, équipe CAPTE) suivant la méthode de Wood *et al.* (1967) modifiée par Le Poupon (1994). Cette méthode est basée sur la réduction des nitrates en nitrites suivie du dosage par colorimétrie des nitrites. La précision du dosage est de l'ordre de $\pm 0,1 \mu\text{mol.L}^{-1}$ pour les nitrates (Tréguer et Le Corre, 1975).

II.1.3.6 Orthophosphates (P-PO_4^{3-})

Le phosphore est un paramètre important puisqu'il est l'un des éléments nutritifs nécessaire au développement du phytoplancton. En mer Méditerranée, il est limitant (Krom *et al.*, 1991). Sa faible concentration rend le dosage difficile. Il est donc important de suivre un protocole très strict pour chaque dosage. Pour cette étude, la méthode de Murphy et Riley (1962), basée sur le dosage colorimétrique de la réduction du complexe silicomolybdique, a été utilisée. Cette méthode est applicable sur une large gamme de concentrations (de 0,02 à 28 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ selon Koroleff (1976)) avec une précision de ± 1 % pour des concentrations de 2 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ (Riley *et al.* 1972).

Le protocole suivant a été réalisé :

Le jour du prélèvement, dès le retour au laboratoire, 30 mL d'eau ont été filtrés à 0,45 μm sur Acrodisc préalablement rincé avec 100 mL d'échantillon. Pour chaque échantillon un duplicat a été effectué. L'eau filtrée a été placée dans un flacon en polypropylène et stockée à - 20 °C. Le jour du dosage, les échantillons ont été décongelés à température ambiante. Une gamme étalon a été réalisée à partir de dihydrogénophosphate de potassium anhydre (KH_2PO_4 , 6 μM) et d'eau de mer du large très pauvre en phosphore. Dans chaque échantillon et étalons ont été rajoutés dans l'ordre 1,5 mL d'acide sulfurique (2,5 N), 0,6 ml de

molybdate d'ammonium, 0,6 ml d'acide ascorbique, 0,3 mL d'oxytartrate de potassium et d'antimoine. La lecture a été faite à une longueur d'onde 885 nm en cuve de 10 cm de trajet optique sur un spectrophotomètre UVIKON 930. Pour traduire les absorbances en concentration, les calculs suivants ont été effectués :

- Calcul de l'absorbance nette :

$$A = A_{tr} - b_t - b_r$$

Avec :

A : absorbance mesurée pour l'échantillon traité
 b_t : absorbance mesurée pour le blanc de turbidité
 b_r : absorbance mesurée pour le blanc des réactifs

- Calcul de la concentration en $P-PO_4^{3-}$:

$$[P-PO_4^{3-}] (\mu\text{mol.l}^{-1}) = P \times A$$

Avec :

P : Pente de la droite d'étalonnage

II.1.3.7 Chlorophylle a

La concentration en chlorophylle a a été déterminée par fluorimétrie avec extraction des pigments par acétone.

La fluorimétrie présente une sensibilité accrue par rapport à la spectrophotométrie (Aminot et Chaussepied, 1983), non négligeable en milieu marin méditerranéen souvent pauvre en chlorophylle (Morel et André, 1991). Néanmoins cette méthode introduit des erreurs du fait de la présence de pigments accessoires tels que la chlorophylle b et c dans les cellules phytoplanctoniques (Holm-Hansen *et al.*, 1965). Une précision de $\pm 15 \%$ en résulte pour des concentrations en chlorophylle a inférieure à $750 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Neveux, 1976).

Le protocole suivant a été mis en place selon Yentsch et Menzel (1963) :

Pour chaque station, 2 litres ont été filtrés sur une membrane en fibre de verre Whatmann GF/F de 47 mm de diamètre et d'une porosité de $0,7 \mu\text{m}$. Un duplicat a été effectué pour chaque échantillon. Le filtre ainsi obtenu a été plié en quatre et placé dans un tube à centrifugation contenant 15 ml d'acétone, solvant permettant l'extraction de la chlorophylle. Le filtre a ensuite été soniqué pendant 30 secondes à puissance maximale. Le tube a été placé à l'obscurité pendant 24 h à $4 \text{ }^\circ\text{C}$, ce temps étant nécessaire à l'extraction totale de la chlorophylle. Après centrifugation du tube à 4000 tr.min^{-1} pendant 20 min, le surnageant a été prélevé et mesuré par fluorimétrie à une longueur d'onde d'excitation de 430 nm et une

longueur d'onde d'émission de 664 nm en cuve de 1cm de trajet optique (fluorimètre SFM 25, BIO-TEK). Une droite étalon a été établie pour chaque série de mesure à partir d'une solution pure de chlorophylle a de concentration connue. L'équation de cette droite est de forme $y = ax$ avec en y, la concentration de la chlorophylle a et en x la fluorescence relative. Le calcul permettant de retrouver la concentration en chlorophylle a contenue initialement dans le prélèvement à partir de la fréquence relative est le suivant :

$$\text{Chl } a (\mu\text{g.L}^{-1}) = (F_0 \times a) \times (\text{vol}_{\text{ex}} / \text{vol}_{\text{filt}})$$

Avec :

F_0 : fluorescence de l'échantillon

vol_{ex} : volume de l'extrait acétonique (L)

vol_{filt} : volume de l'eau de mer filtrée (L)

a : coefficient directeur de la droite d'étalonnage

II.1.4 Paramètres biotiques

II.1.4.1 Communauté bactérienne

Le DAPI (4',6-Diamidino-2-PhenylIndole) est une molécule intercalante de l'ADN qui se fixe très spécifiquement au niveau des séquences riches en adénine et thymine et de façon non spécifique au niveau des autres types de séquences (Trotta *et al.*, 1995).

Dans cette étude, le DAPI a été utilisé pour le marquage des bactéries selon le protocole suivant (Porter et Feig, 1980) :

Un filtre noir en polycarbonate (GTBP) d'une porosité 0,2 μm et d'un diamètre de 25 mm a été monté sur une unité de filtration en verre Millipore. L'échantillon a été sorti du réfrigérateur et mélangé. Un ml a été pipeté et déposé sur le filtre. Un ml de la solution de DAPI (0,5 $\mu\text{g.mL}^{-1}$) a ensuite été ajouté à l'échantillon. L'unité de filtration a été placée à l'obscurité. Après 10 min, la filtration a été effectuée à une pression de 150 mm de mercure. L'unité de filtration a ensuite été délicatement démontée et le filtre mis à sécher pendant 5 min avant d'être monté entre lame et lamelle dans de l'huile à immersion non fluorescente. L'opération a été effectuée pour chaque échantillon en duplicat. Les lames ainsi préparées peuvent être conservées à -20°C au congélateur pendant plusieurs mois.

Le comptage des bactéries a été fait à un grossissement de 1000, sous un microscope inversé à épifluorescence (Leica DMI 4000 B) muni d'une lampe à mercure (100 W), d'un filtre

d'excitation à 420 nm et d'un filtre d'arrêt à 455 nm, l'ensemble permettant de visualiser la fluorescence émise par le complexe ADN-DAPI.

Vingt champs par filtres ont été comptés du fait de la très grande abondance des bactéries. La répartition homogène des bactéries sur le filtre a été vérifiée sur chacun des filtres avant le comptage.

- Calcul de la densité bactérienne

Pour ramener le nombre de bactéries obtenu à l'issue du comptage au nombre de bactéries par millilitre d'eau de mer, le calcul suivant a été effectué:

$$D_{\text{bact}} = (M_{\text{bact}} \times 4784) / V$$

D_{bact} : densité bactérienne par millilitres (cell.mL^{-1})

M_{bact} : moyenne des bactéries par champs

V : volume d'eau filtré (mL)

4784 : nombre total de champs sur le filtre

- Calcul de la biomasse carbone de la communauté bactérienne

La biomasse carbone de la communauté bactérienne a été obtenue à partir de l'estimation de Lee et Fuhrman (1987) qui établie qu'une cellule bactérienne contient 19.8 ± 0.8 fg de carbone. La biomasse carbone totale est donc obtenue selon la formule suivante :

$$B_{\text{bact}} = D_{\text{bact}} \times 19,8.10^{-15}$$

B_{bact} : biomasse bactérienne (gC.mL^{-1})

D_{bact} : densité bactérienne (cell.mL^{-1})

II.1.4.2 Communauté phytoplanctonique

La densité du phytoplancton étant faible en Méditerranée, il est nécessaire de prélever et de concentrer plusieurs litres d'eau pour avoir une bonne représentation de la communauté phytoplanctonique. Le phytoplancton a été fixé directement sur le terrain par ajout de Lugol à raison de 3 mL par litre d'échantillon. Ce type de fixation apporte plusieurs avantages : (1) Les Flagellés conservent en majorité leurs flagelles et (2) les cellules phytoplanctoniques sont colorées en brun clair ce qui facilite l'observation microscopique (Thronsdén, 1978). Le principal désavantage est la dissolution des Coccolithophoridés (Thronsdén, 1978). C'est la raison pour laquelle ce groupe taxonomique n'a pas été considéré dans cette étude.

La concentration du phytoplancton a été effectuée par filtration inverse selon le protocole de Dodson et Thomas (1964): la quantité d'eau à filtrer a été versée dans une bassine préalablement lavée avec de l'acide nitrique à 10 %. L'extrémité d'un tube PVC de diamètre

40 cm et de 50 cm de hauteur a été recouverte d'une nappe de filtration d'une porosité de 1 μm . La filtration inverse a alors été effectuée en immergeant la partie recouverte par la nappe de filtration dans l'eau. L'eau aspirée dans l'enceinte du tube par effet Venturi ne contenait plus de phytoplancton et a été éliminée au fur et à mesure. Cette opération a été renouvelée de manière à concentrer la communauté initiale de phytoplancton dans un volume final de 100 mL. Ce volume d'eau a été mis à sédimenter dans une cuve Utermöhl durant 24h selon la méthode Utermöhl (Utermöhl, 1958). Le comptage de 30 champs a ensuite été effectué sous un microscope inversé à contraste de phase (Leica DMI 4000 B) à un grossissement de 400. Le comptage a été effectué selon les conditions suivantes : un minimum de 20 champs et au moins 100 cellules comptées par échantillon (Utermöhl, 1958). L'identification des organismes a été faite, si possible, au rang de l'espèce. A partir des résultats obtenus, la densité ainsi que la biomasse en carbone ont été calculées selon les formules suivantes :

- Calcul de la densité d'une espèce :

$$D_{sp} = [(n_i / n_c) \times 2308] / V$$

D_{sp} : densité phytoplanctonique spécifique (cell.L^{-1})

n_i : nombre d'individus de l'espèce

n_c : nombre de champs

V : volume d'eau filtré (L)

2308 : nombre total de champs sur la lame

La densité totale a été obtenue en faisant la somme de toutes les densités calculées par espèce.

- Calcul de la biomasse carbone d'une espèce (B_{sp})

La biomasse carbone d'une cellule phytoplanctonique a été calculée à partir des formules de conversion de Menden-Deuer et Lessard (2000) et de Mullin et al. (1966) :

Bacillariophycées < 3000 μm^3 : $\log \text{pgC cell}^{-1} = -0,541 + 0,811 \log V$

Diatomées > 3000 μm^3 : $\log \text{pgC cell}^{-1} = -0,933 + 0,881 \log V$

Dinophycées : $\log \text{pgC cell}^{-1} = -0,353 + 0,864 \log V$

Autres Flagellés : $\log \text{pgC cell}^{-1} = 0,76 \log V - 0,29$

V : biovolume cellulaire (μm^3)

Pour calculer le biovolume d'un organisme (V), il est classique de l'assimiler à une sphère ou à un cylindre (Smayda, 1978). Lorsque sa morphologie ne permet pas directement cette approche, la cellule est décomposée en différentes parties s'apparentant à un cylindre ou à une sphère, le biovolume final étant obtenu par addition de ces biovolumes successifs. Les

organismes ont été mesurés à l'aide d'une règle placée dans l'un des deux oculaires du microscope.

La biomasse carbone de l'ensemble de la communauté (exprimée en $g.L^{-1}$) a été obtenue en multipliant la biomasse carbone de chaque espèce (g) par leur densité ($cell.L^{-1}$) puis en les additionnant :

$$B_{tot} = \sum (B_{sp} \times D_{sp})$$

B_{tot} : biomasse carbone totale ($\mu g.L^{-1}$)

B_{sp} : biomasse carbone de l'espèce donnée (gC)

D_{sp} : densité de l'espèce donnée ($cell.L^{-1}$)

II.1.4.3 Communauté zooplanctonique

Le zooplancton a été prélevé sur la colonne d'eau de 0 à 10 m, à l'aide d'un filet nylon (Hydro-Bios, modèle Apstein) de 50 cm de diamètre d'ouverture, 2,5 m de hauteur et 90 μm de vide de maille. Le filet était équipé d'un volumètre électronique (Hydro-Bios, electronic flowmeter), ainsi que d'un récolteur, vissé à l'extrémité du filet. La même quantité d'eau intra-station a été échantillonnée tout au long du cycle annuel.

Un sous-échantillon de 250 mL a été utilisé pour le comptage. Un mL a été prélevé grâce à une pipette de Hensen et l'ensemble des organismes zooplanctoniques contenu dans ce volume a été compté au grossissement 10 sous un microscope inversé Leica DMI 4000 B. Cette opération a été renouvelée de façon à compter au minimum 200 individus par échantillon. Tous les organismes ont été identifiés jusqu'à l'espèce, si possible.

La densité zooplanctonique a été calculée selon formule suivante :

$$D_{zoo} = (M_i \times V_r) / L$$

D_{zoo} : densité zooplanctonique ($ind.m^{-3}$)

M_i : moyenne du nombre d'individus

V_r : volume récolté (mL)

L : nombre de litres filtré (m^3)

La biomasse carbone zooplanctonique a été calculée à partir de la formule de conversion établie par Mullin (1969) :

$$B_{zoo} = 0,40 PS$$

B_{zoo} = biomasse zooplanctonique (gC)

PS = poids sec zooplanctonique (g)

La différence entre le poids sec du filtre avant filtration et après filtration des organismes zooplanctoniques a permis d'obtenir le poids sec du zooplancton. La pesée a été effectuée sur une balance d'analyse (Precisa 262 SMA-FR, $\pm 0,01$ mg), après le passage des filtres à l'étuve à 45 °C pendant 12 à 48 h selon la quantité de matériel sur les filtres, et leur refroidissement, sous vide, dans un dessiccateur.

II.1.5 Etude de la diversité des communautés phyto- et zooplanctoniques

II.1.5.1 Richesse spécifique

La richesse spécifique, notée S, représente le nombre d'espèces présent dans l'échantillon. Cette mesure a l'avantage de permettre une première évaluation de la diversité du milieu d'un point de vue qualitatif. Néanmoins, cette richesse spécifique est dépendante du volume d'eau prélevé. C'est pourquoi il est important de conserver une méthode d'échantillonnage similaire lors de l'étude de plusieurs sites. Pour la communauté zooplanctonique, nous parlerons plutôt de richesse taxonomique, l'identification à l'espèce n'étant pas toujours possible.

II.1.5.2 Indice de Shannon

L'indice de Shannon noté H' (Shannon et Weaver, 1949) permet une approche quantitative de la biodiversité. Cet indice est basé sur la théorie de l'information. « Un évènement apporte à un observateur d'autant plus d'information, en se réalisant, qu'il était improbable au départ » (Frontier *et al.*, 2004). Cet indice a donc l'avantage de considérer les espèces rares dans l'évaluation de la biodiversité. Il se calcule de la façon suivante :

$$H' = - \sum_{i=1}^S \frac{N_i}{N} \log_2 \left(\frac{N_i}{N} \right)$$

H' : indice de Shannon (bits)

N_i : effectif de l'espèce i

N : nombre d'individus total

II.1.5.3 Diagrammes Rang-Fréquence (DRF)

Ils permettent une représentation graphique de l'évolution de la diversité des communautés planctoniques (Frontier, 1976). Les DRF mettent en évidence les différents stades reliant les communautés pionnières à sénescences. Les stades ont été définis en fonction de l'allure des courbes obtenues par construction des DRF et à l'aide de l'interprétation de

Frontier (1976). Les espèces ont été classées selon leur densité, par ordre décroissant. Le rang a été reporté en abscisse et les fréquences en ordonnée, les axes étant logarithmiques.

Au stade 1 (départ de la succession), la courbe est concave en haut à gauche, indiquant qu'une faible proportion d'espèces est dominante. La courbe s'infléchit et la partie droite devient convexe. La densité des espèces les plus rares décroît rapidement, la diversité est faible. La succession se poursuivant, la partie convexe se déplace encore sur la partie droite. Les espèces dominantes deviennent plus nombreuses et régulièrement distribuées. La diversité augmente et la densité des espèces rares continue à décroître. Au stade 2 (communauté mature), la courbe devient entièrement convexe. La diversité est maximale. Au stade 3 (fin de la succession), la courbe se linéarise, signe de l'augmentation des densités des espèces prédominantes. La diversité est inférieure à celle du stade 2. La communauté devient vieillissante.

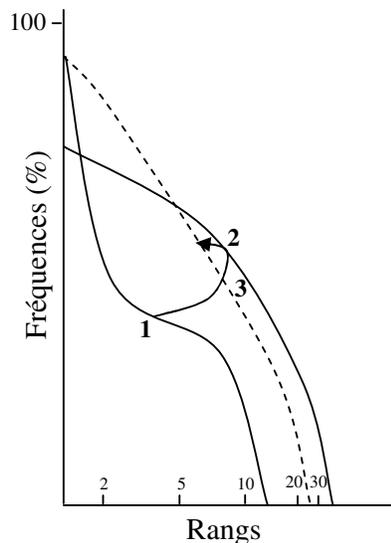


Figure 8 : Evolution théorique de l'allure des diagrammes rang - fréquence selon les stades de la succession écologique notés 1, 2 et 3 sur le graphique (modifiée d'après Frontier (1976)).

II.1.6 Analyses statistiques

Trois types d'analyses statistiques ont été effectués à l'aide du logiciel Statistica 7.1 (StatSoft, Inc.). Dans un premier temps, des Analyses en Composantes Principales (A.C.P.), faites à partir des données des deux rades mélangées, ont permis d'évaluer dans quelle mesure les rades se différençaient au niveau des paramètres abiotiques et biotiques. Dans un second temps, des A.C.P. ont été effectuées sur les données des rades prises individuellement afin de comprendre l'évolution des paramètres biotiques et abiotiques. Pour compléter ces A.C.P., les

tests de Spearman et de Wilcoxon ont été utilisés. Le test de Spearman a permis de comparer les profils d'évolution temporelle. Il permet d'obtenir un coefficient de corrélation (noté r_s) entre deux profils auquel est associée une probabilité (notée p). Plus la valeur de p est faible, plus la significativité de la corrélation est faible. Trois seuils de significativité sont habituellement considérés : $p < 0,05$; $p < 0,01$ et $p < 0,001$. Le test de Wilcoxon a permis de déterminer les différences significatives existantes entre deux jeux de données d'une même variable. Le test de Wilcoxon aboutit à une valeur Z , à laquelle correspond une significativité p . Lorsque la valeur de p est $< 0,05$, $< 0,01$ ou $< 0,001$ alors la variable testée est significativement différente entre les séries de données testées.

II.2 Résultats

II.2.1 Paramètres abiotiques

L'ensemble des paramètres abiotiques est présenté dans le Tableau VIII pour la Petite Rade et dans le Tableau IX pour la Grande Rade. Seules les valeurs relevées à 3 m ont été rapportées ici. Elles sont représentatives de l'évolution générale de la colonne d'eau étant donné la faible variabilité des différents paramètres entre les différentes profondeurs. La conductivité n'est pas présentée du fait qu'elle est directement fonction de la température de l'eau et de la salinité. A titre d'information, elle a évolué entre 41,9 et 58,5 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ dans la Petite Rade et entre 43,5 et 57,6 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ dans la Grande Rade. Concernant le pourcentage de saturation en oxygène, seules les valeurs supérieures à 100 % ont été signalées dans le tableau. A noter qu'aucune valeur n'a été inférieure à 90 % dans les deux rades tout au long de cette étude.

La température de l'eau a évolué selon les tendances saisonnières excepté durant le mois d'août pendant lequel de forts vents froids (Mistral) (Figure 9) ont provoqué la chute des températures de l'eau (17,1 °C dans la Grande Rade et 16,8 °C dans la Petite Rade). Le suivi des valeurs d'oxygène dissous n'a mis en évidence aucune anoxie ou diminution importante des valeurs d'oxygène à certaines périodes de l'année, les minima étant de 8,11 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, le 14 juillet 2006 dans la Petite Rade et de 8,30 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, le 7 septembre 2006 dans la Grande Rade. Concernant l'évolution des concentrations en orthophosphates (P-PO_4^{3-}), les concentrations les plus élevées ont été mesurées durant l'été et au début de l'automne dans les deux rades (0,23 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ dans la Petite Rade et 0,20 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ dans la Grande Rade).

La différence maximale de la salinité entre les deux systèmes a été de 0,5 en juillet et en décembre. Les concentrations en nitrates ont été en moyenne plus élevées dans la Petite Rade

que dans la Grande Rade de mars à début septembre 2006. Cette situation s'inverse de fin septembre 2006 à mars 2007 due notamment à trois valeurs importantes dans la Grande Rade le 20 septembre ($23,40 \mu\text{mol.L}^{-1}$), le 25 octobre ($9,11 \mu\text{mol.L}^{-1}$) et le 10 janvier ($19,02 \mu\text{mol.L}^{-1}$). Concernant la chlorophylle *a* dans la Petite Rade, un maximum de $2,82 \mu\text{g.L}^{-1}$ a été mesuré le 20 septembre alors que dans la Grande Rade la concentration maximale a été enregistrée le 30 mars 2006 avec une valeur de $2,19 \mu\text{g.L}^{-1}$. La moyenne annuelle de la concentration en chlorophylle *a* est de $1,37 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans la Petite Rade et de $0,69 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans la Grande Rade.

Tableau VIII : Relevé annuel des paramètres abiotiques dans la Petite Rade à 3 m de profondeur. Le symbole * indique une saturation en oxygène > 100 %.

Date	Petite Rade					
	Temp. eau (°C)	Salinité (p.s.u)	O ₂ (mg L ⁻¹)	[P-PO ₄ ³⁻] (μmol L ⁻¹)	[N-NO ₃] (μmol L ⁻¹)	[Chl <i>a</i>] (μg L ⁻¹)
14-mars-06	10,7	38,1	10,76	ND	4,06	1,10
30-mars-06	13,3	38,0	10,41	0,02	1,11	1,50
14-avr-06	13,8	38,3	10,08	0,03	0,83	1,59
28-avr-06	16,3	38,1	9,55	0,02	0,65	2,02
09-mai-06	16,8	38,1	9,86*	0,02	1,11	1,81
23-mai-06	17,2	38,2	9,65*	0,05	1,46	1,16
06-juin-06	17,3	38,0	10,53*	0,02	2,66	0,62
20-juin-06	21,1	38,4	8,80	0,03	1,51	1,15
05-juil-06	25,3	38,4	10,42*	0,03	1,72	1,02
14-juil-06	25,5	38,5	8,11	0,03	1,58	1,20
28-août-06	17,1	38,2	9,83*	0,18	0,85	1,01
07-sept-06	21,9	38,4	8,80*	0,21	1,24	0,76
20-sept-06	22,1	38,1	10,27*	0,23	1,54	2,82
06-oct-06	19,6	38,1	8,75	0,23	2,44	2,47
25-oct-06	19,8	37,8	8,86	0,06	4,09	1,63
08-nov-06	18,3	38,3	8,83	0,07	4,53	1,21
24-nov-06	16,6	38,3	9,14	0,07	1,24	1,59
08-déc-06	16,8	37,8	9,04	0,10	3,72	1,28
20-déc-06	15,1	37,8	9,30	0,10	4,53	1,17
10-janv-07	14,5	38,2	9,93	0,06	0,76	0,99
23-janv-07	13,9	38,1	9,85	0,07	0,99	1,33
07-févr-07	13,9	38,2	9,30	0,09	1,49	0,55
21-févr-07	13,3	38,0	10,20	0,01	0,43	1,51
08-mars-07	13,6	38,0	10,56*	0,01	2,38	1,19
21-mars-07	13,2	38,1	11,00*	0,02	2,67	1,46

Tableau IX : Relevé annuel des paramètres abiotiques dans la Grande Rade à 3 m de profondeur. Le symbole * indique une saturation en oxygène > 100 %.

Grande Rade						
Date	Temp. eau (°C)	Salinité (p.s.u)	O ₂ (mg L ⁻¹)	[P-PO ₄ ³⁻] (µmol L ⁻¹)	[N-NO ₃] (µmol L ⁻¹)	[Chl <i>a</i>] (µg L ⁻¹)
14-mars-06	12,1	38,2	9,95	0,03	1,34	1,26
30-mars-06	13,0	38,3	10,09	0,02	0,73	2,19
14-avr-06	13,2	38,0	9,91	0,03	0,98	1,45
28-avr-06	16,1	37,9	9,98*	0,01	0,38	1,44
09-mai-06	16,4	37,9	9,85*	0,02	ND	0,26
23-mai-06	17,0	37,8	9,75*	0,05	0,54	0,49
06-juin-06	17,0	38,3	9,86*	0,02	1,60	0,35
20-juin-06	20,7	38,0	9,03*	0,04	0,52	0,74
05-juil-06	24,9	38,2	8,84*	0,03	0,65	0,22
14-juil-06	25,3	38,0	8,36*	0,05	0,44	0,53
28-août-06	16,8	38,2	10,11*	0,19	0,50	0,36
07-sept-06	22,6	38,3	8,30	0,20	0,68	0,15
20-sept-06	21,7	38,3	8,90*	0,19	23,40	1,52
06-oct-06	19,9	38,4	8,42	0,19	1,97	0,27
25-oct-06	19,9	38,1	9,29*	0,07	9,11	0,83
08-nov-06	19,1	38,4	9,11	0,05	4,73	0,33
24-nov-06	17,5	38,5	9,22	0,05	1,83	0,48
08-déc-06	17,5	38,3	9,05	0,06	2,59	0,60
20-déc-06	16,2	38,1	9,13	0,06	2,99	0,40
10-janv-07	15,0	38,3	9,75	0,06	19,02	0,59
23-janv-07	14,7	38,3	10,00*	0,06	4,40	0,52
07-févr-07	14,4	38,2	9,60	0,09	4,23	0,49
21-févr-07	14,0	38,2	9,62	ND	3,09	0,53
08-mars-07	13,9	38,1	10,00	ND	6,99	0,65
21-mars-07	13,7	38,2	9,09	0,03	7,40	0,54

Les vents de secteur Ouest ont prédominé au printemps et en hiver alors que les vents de secteur Est ont été prédominants en été et en automne, excepté au moins d'août où un important épisode de Mistral a eu lieu (Figure 9).

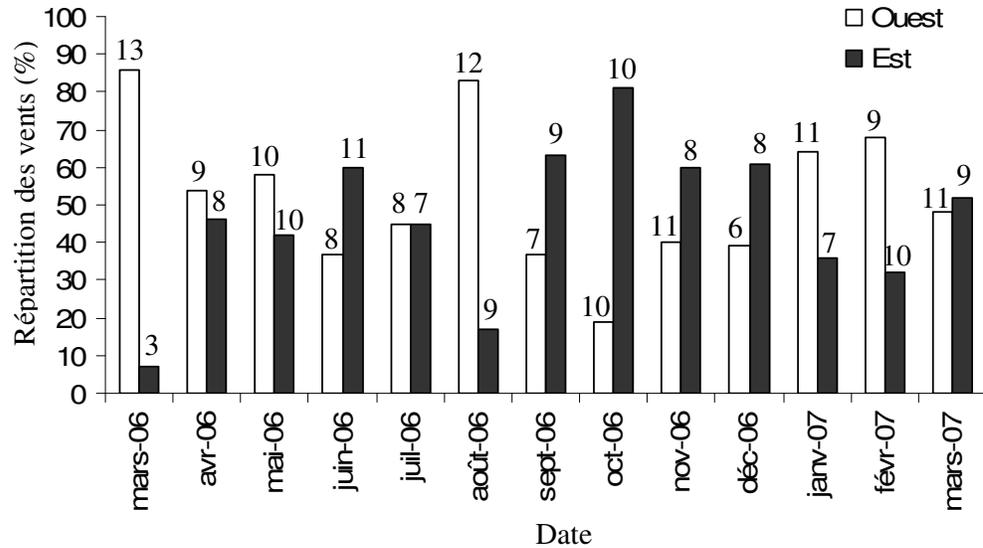


Figure 9 : Pourcentage mensuel des vents de secteurs Ouest et Est à Toulon. La vitesse moyenne des vents ($m.s^{-1}$) pour chaque secteur est indiquée au-dessus de chaque bâton.

Concernant le régime pluvieux, 98 évènements pluvieux ont été recensés entre le 1^{er} février 2006 et le 1^{er} avril 2007 (Figure 10) dont 58 % ≤ 1 mm. L'épisode pluvieux le plus important a eu lieu le 24 septembre avec un total de 137,4 mm. Ces importantes précipitations d'automne sont typiques du climat méditerranéen. Une période importante de sécheresse a été enregistrée entre avril et septembre 2006 contrastant avec la période allant de septembre 2006 à mars 2007.

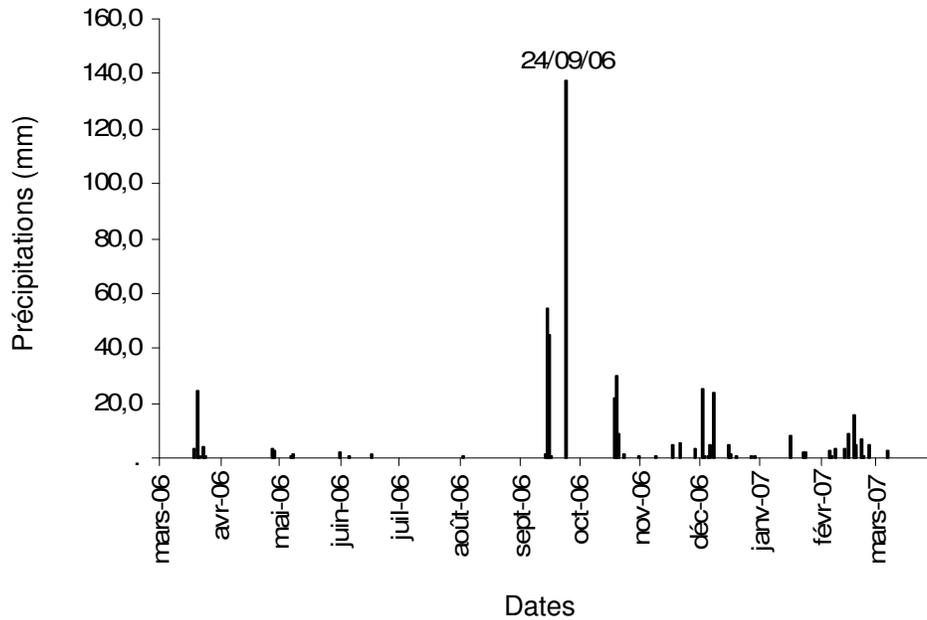


Figure 10 : Précipitations journalières entre mars 2006 et mars 2007 à Toulon.

Une analyse en composantes principales (A.C.P.) a été effectuée à partir des données des paramètres abiotiques généralement les plus impliqués dans le fonctionnement des communautés planctoniques à savoir la température, la salinité, l’oxygène, les orthophosphates et les nitrates. La chlorophylle *a* n’a pas été considérée du fait de son lien direct avec les densités phytoplanctoniques. Les données des deux stations ont d’abord été mélangées (Figure 11). Les deux premiers axes rassemblent près de 63 % de l’information. Les points de la Petite Rade et de la Grande Rade ne se détachent pas en deux nuages distincts démontrant ainsi que, globalement, les deux rades sont soumises aux mêmes conditions abiotiques.

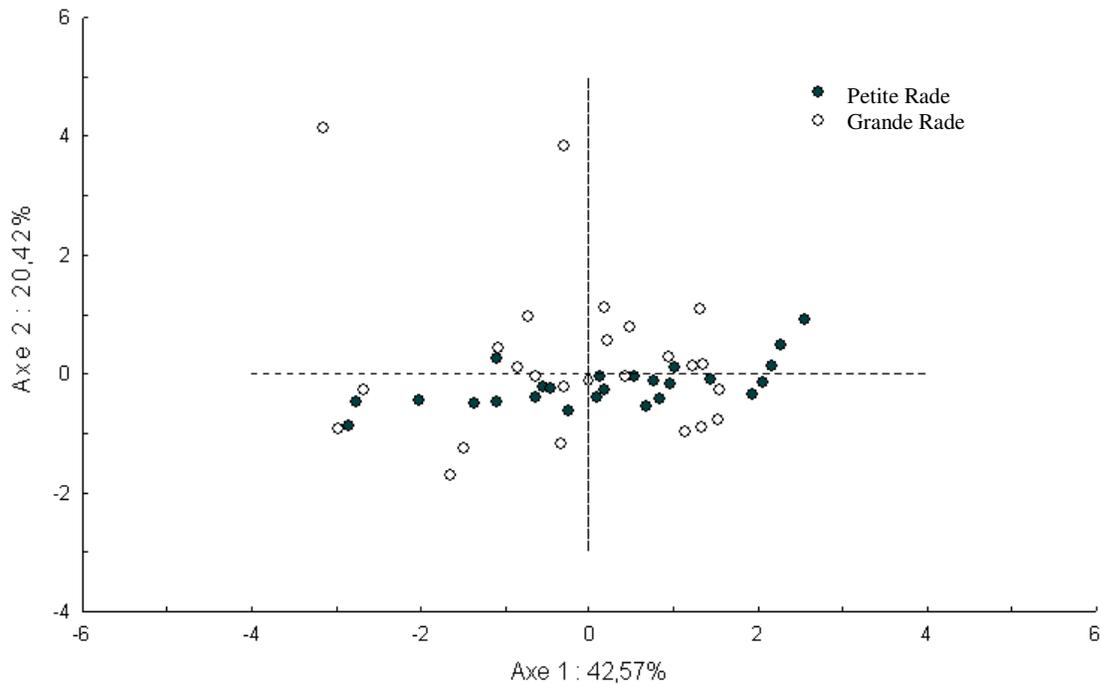


Figure 11 : Répartition des observations sur le plan principal issu de l'A.C.P. effectuée à partir des données abiotiques sur l'ensemble des prélèvements.

L'étude statistique de chacune des rades a ensuite montré que, dans la Petite Rade, les prélèvements se scindent en deux principaux groupes relatifs aux saisons, les saisons hiver/printemps étant représentées dans la partie positive de l'axe 1 et les saisons été/automne se situant dans sa partie négative (Figure 12 a). L'axe 1 est donc essentiellement un axe température de l'eau. L'axe 2 représente les nutriments et plus particulièrement les nitrates. Il est à noter que les saisons printemps et hiver sont regroupées alors que les saisons automne et été se différencient bien.

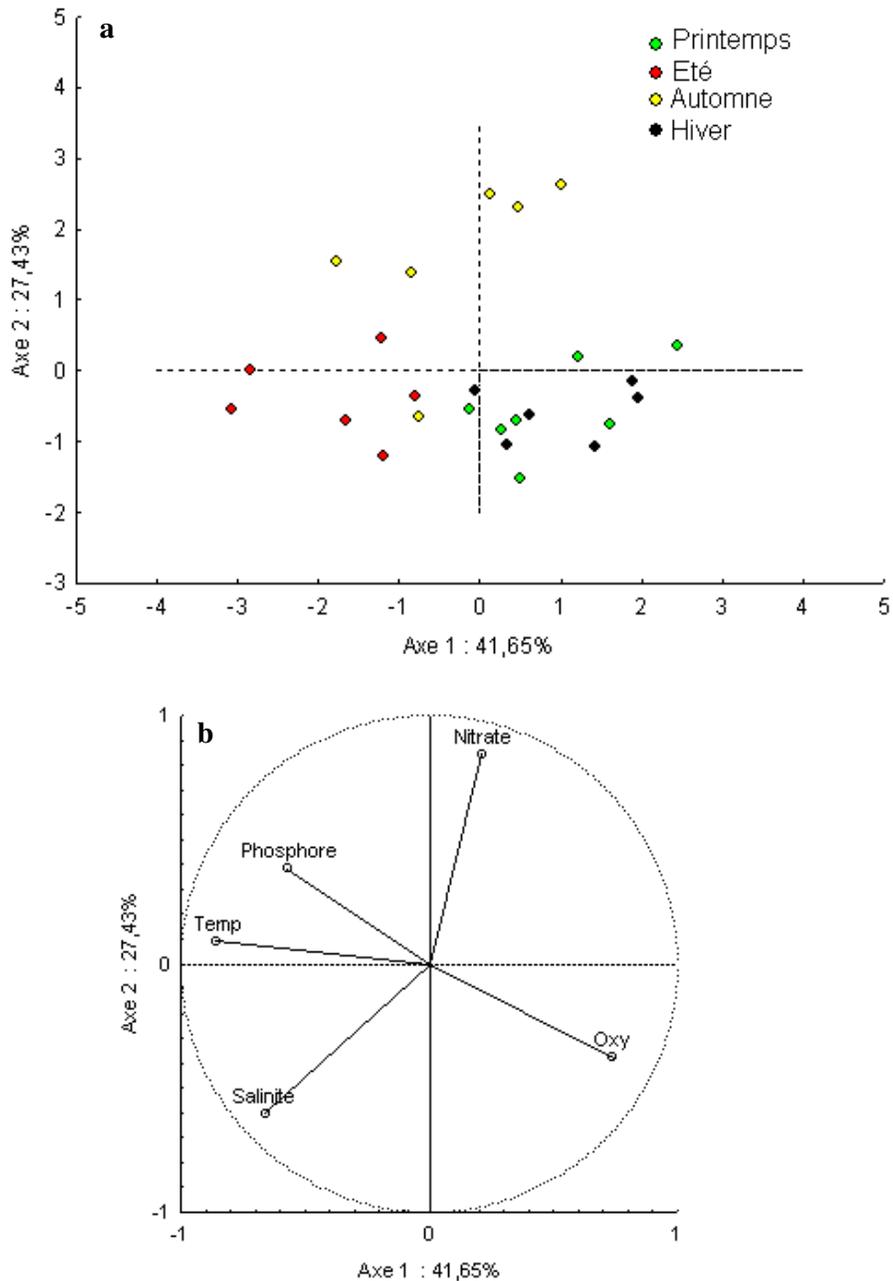


Figure 12 : Analyse en composantes principales des données abiotiques de la Petite Rade avec la projection des individus (dates) (a) et la projection des variables (b).

Dans la Grande Rade (Figure 13 a), la répartition saisonnière se retrouve avec les saisons hiver/printemps dans la partie négative de l'axe 1 et les saisons été automne dans sa partie positive. L'axe 1 est donc essentiellement défini par la température. Comme dans la Petite Rade, l'axe 2 est défini par les nitrates. Les saisons printemps et hiver, sont comme dans la Petite Rade peu différenciées.

Parmi les données abiotiques considérées, les nitrates et la température ont été les paramètres déterminants dans les deux rades. La principale différence s'observe au niveau du paramètre salinité qui tend à s'opposer aux nitrates dans la Petite Rade alors que l'inverse s'observe dans la Grande Rade.

Les cercles de corrélations mettent en évidence, dans les deux rades (Figure 12 b et Figure 13 b), les oppositions classiques entre l'oxygène et la température, les eaux froides étant les plus oxygénées, et entre l'oxygène et le phosphore, les eaux oxygénées étant riches en phytoplancton et de ce fait faibles en nutriments. Concernant les nitrates et la salinité, leur opposition semble indiquer que les apports de nitrates dépendent des pluies dans la Petite Rade. Dans la Grande Rade, les nitrates et la salinité ne s'opposent pas mais semblent plutôt évoluer de façon concomitante indiquant que l'apport des nitrates n'est pas seulement lié aux pluies.

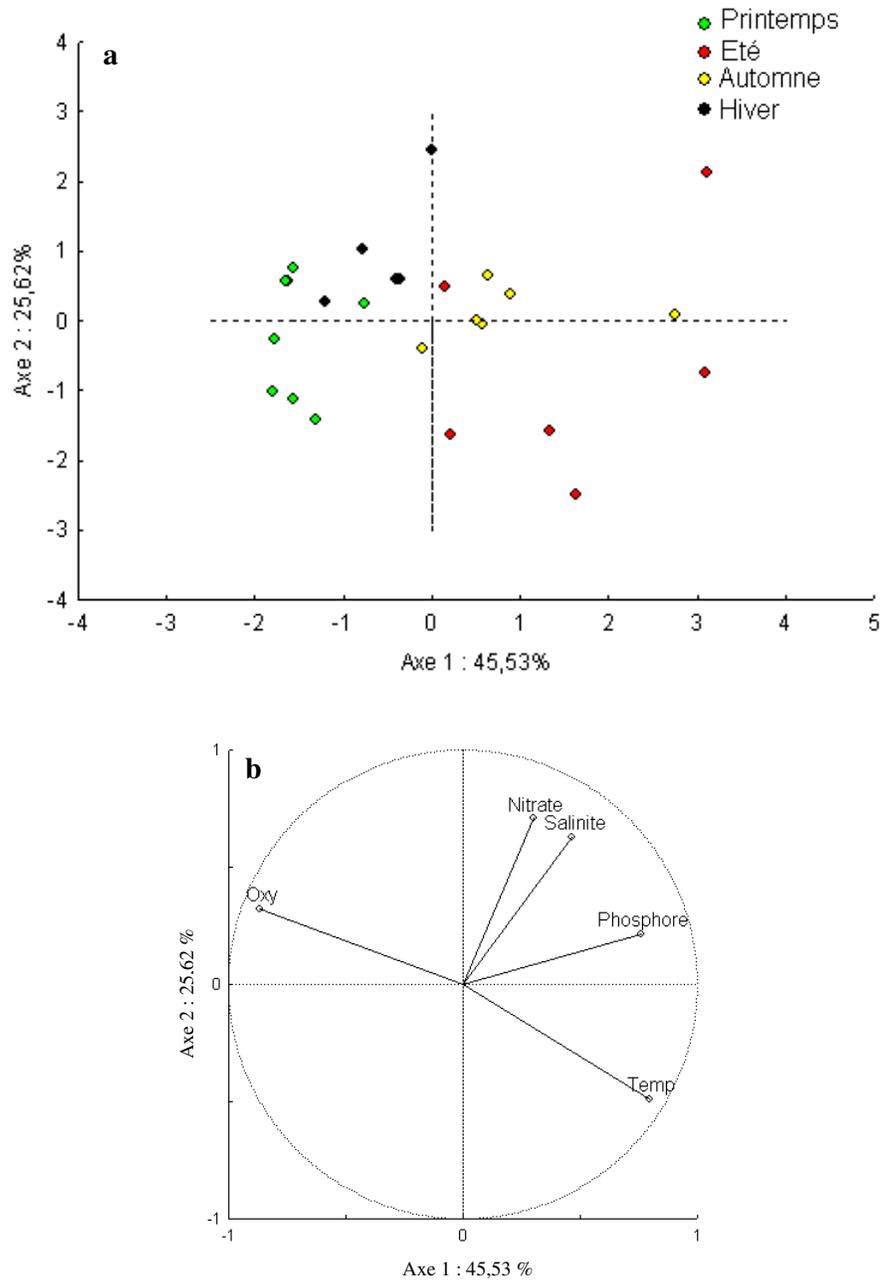


Figure 13: Analyse en composantes principales des données abiotiques de la Grande Rade avec la projection des individus (dates) (a) et la projection des variables (b).

Pour caractériser au mieux chacune des rades et mettre en évidence leur point de dissimilitude, les A.C.P. ont été complétées par des tests de Spearman et de Wilcoxon. Parmi l'ensemble des caractéristiques abiotiques, les évolutions annuelles de la température de l'eau, de l'oxygène dissous et des orthophosphates ont montré des corrélations significatives entre les rades ($r_s = 0,97$, $p < 0,001$; $r_s = 0,51$, $p < 0,01$; $r_s = 0,93$, $p < 0,001$, respectivement).

Néanmoins, malgré le fait que les rades soient géographiquement voisines, les évolutions des paramètres salinité, nitrates et chlorophylle *a* ne sont pas corrélées entre les rades. De plus, les concentrations en chlorophylle *a* sont significativement différentes entre les rades d'un point de vue quantitatif ($Z = 3,91, p < 0,001$).

II.2.2 Structure et évolution des communautés planctoniques

II.2.2.1 Bactéries

Une corrélation de l'évolution des densités bactériennes a été mise en évidence entre la Petite Rade et la Grande Rade ($r_s = 0,70, p < 0,001$) malgré une différence quantitative significative ($Z = 3,89, p < 0,001$) avec une moyenne annuelle de $4,74.10^5 \text{ cell.mL}^{-1}$ dans la Petite Rade contre $3,51.10^5 \text{ cell.mL}^{-1}$ dans la Grande Rade. Les biomasses étant directement proportionnelles aux densités, une corrélation existe également en ce qui concerne les profils d'évolution des biomasses entre les rades ($r_s = 0,70, p < 0,001$) avec une différence significative des biomasses entre les rades d'un point de vue quantitatif ($Z = 3,89, p < 0,001$). La moyenne annuelle des biomasses bactériennes est de $9,39.10^{-9} \text{ gC.mL}^{-1}$ dans la Petite Rade et $6,96.10^{-9} \text{ gC.mL}^{-1}$ dans la Grande Rade. Dans la Petite Rade (Figure 14 a), les bactéries se sont développées préférentiellement au début de l'été ($6,71.10^5 \text{ cell.mL}^{-1} / 1,33.10^{-8} \text{ gC.mL}^{-1}$) et au début de l'automne ($7,85.10^5 \text{ cell.mL}^{-1} / 1,55.10^{-8} \text{ gC.mL}^{-1}$). Un troisième pic a été observé le 8 mars 2007 ($6,08.10^5 \text{ cell.mL}^{-1} / 1,20.10^{-8} \text{ gC.mL}^{-1}$). Dans la Grande Rade (Figure 14 b), trois pics d'abondance ont prédominés : le 23 mai ($5,04.10^5 \text{ cell.mL}^{-1} / 9,97.10^{-9} \text{ gC.mL}^{-1}$), le 14 juillet ($5,20.10^5 \text{ cell.mL}^{-1} / 1,03.10^{-8} \text{ gC.mL}^{-1}$) et le 20 septembre ($5,81.10^5 \text{ cell.mL}^{-1} / 1,15.10^{-8} \text{ gC.mL}^{-1}$). Dans les deux rades, la saison hivernale a été peu favorable au développement bactérien.

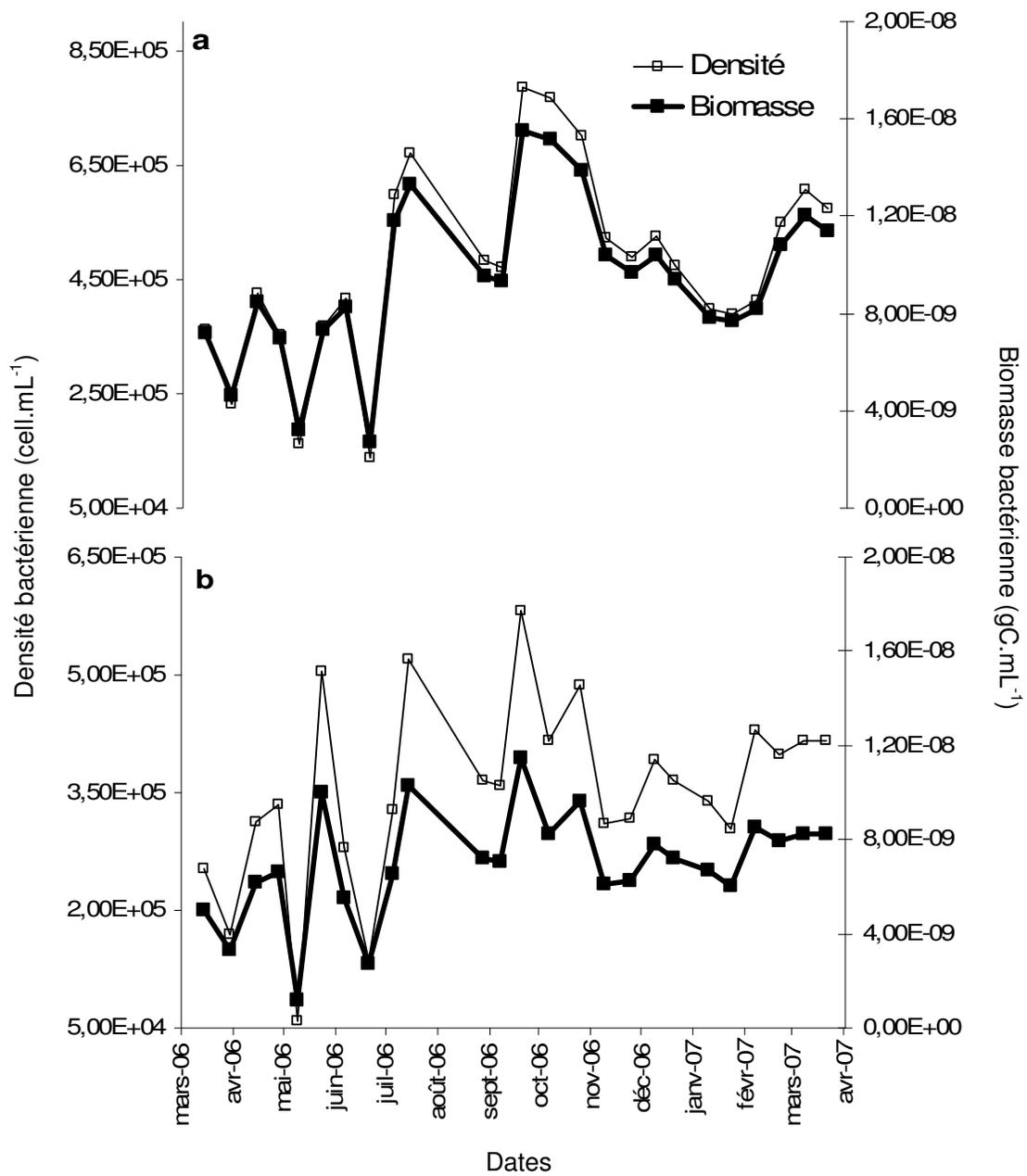


Figure 14 : Evolutions annuelles des densités et des biomasses bactériennes dans la Petite Rade (a) et la Grande Rade (b).

II.2.2.2 Phytoplankton

II.2.2.2.1 Liste qualitative

Cette liste qualitative (Tableau X) présente l'ensemble des espèces phytoplanctoniques recensées au cours du cycle annuel dans la Petite Rade et la Grande Rade de Toulon. Cent vingt deux espèces ont été dénombrées dans la Petite Rade contre 132 dans la Grande Rade. Leur fréquence d'apparition dans les échantillons a été codée de 1 à 5 :

1 : fréquence supérieure ou égale à 75 %

2 : fréquence comprise entre 50 et 74 %

3 : fréquence comprise entre 25 et 49 %

4 : fréquence comprise entre 10 et 24 %

5 : fréquence inférieure à 10 %

Dans la Petite Rade, les Bacillariophycées ont constitué le groupe avec le plus d'espèces différentes (56) suivi par les Dinophycées (49), les Cryptophycées (4), les Chrysophycées (3), les Prasinophycées (3), les Chlorophycées (3), les Prymnésiophycées (1), les Dictyochophycées (1), les Raphidophycées (1) et les Euglénophycées (1).

Dans la Grande Rade, les Bacillariophycées ont également été le groupe le mieux représenté avec 60 espèces suivi des Dinophycées (55), des Prasinophycées (5), des Cryptophycées (4), des Chlorophycées (3), des Raphidophycées (2), des Chrysophycées (1), des Dictyochophycées (1) et des Euglénophycées (1). Aucune espèce appartenant à la classe des Prymnésiophycées n'a été recensée dans la Grande Rade.

Tableau X : Liste qualitative et fréquence d'apparition des espèces phytoplanctonique de la Petite Rade et la Grande Rade de Toulon. La classification a été établie à partir de Tomas (1997).

	Petite Rade	Grande Rade
- Phylum : Chromophytes		
- Classe : Cryptophycées		
- <i>Chroomonas</i> sp.	5	
- <i>Cryptomonas</i> sp.		5
- <i>Hemiselmis</i> sp.		5
- <i>Hillea fusiformis</i>	1	1
- <i>Leucocryptos</i> sp.	3	3
- <i>Rhinomonas</i> sp.	5	
- Classe : Dinophycées		
- <i>Achradina</i> spp.	3	4
- <i>Alexandrium concavum</i>	5	
- <i>Alexandrium minutum</i>	3	4
- <i>Amphidinium</i> sp.	5	4
- <i>Amylax triacantha</i>		5
- <i>Blepharocysta</i> sp.	5	
- <i>Centrodinium</i> sp.	5	5

- <i>Ceratium concilians</i>		5
- <i>Ceratium declinatum</i>	5	5
- <i>Ceratium furca</i>	1	3
- <i>Ceratium fusus</i>	4	4
- <i>Ceratium gibberum</i>		5
- <i>Ceratium horridum</i>	4	5
- <i>Ceratium penatogonum</i>	5	4
- <i>Ceratium trichoceros</i>		5
- <i>Ceratium tripos</i>		5
- <i>Ceratocorys</i> sp.	5	5
- <i>Cochlodinium citron</i>	4	4
- <i>Corythodinium</i> sp.	5	5
- <i>Corythodinium tessellatum</i>		5
- <i>Dinophysis acuminata</i>	3	4
- <i>Dinophysis acuta</i>	4	5
- <i>Dinophysis caudata</i>		5
- <i>Dinophysis dens</i>	3	5
- <i>Dinophysis</i> sp.		5
- <i>Diplopelta</i> sp.	5	
- <i>Diplopsalis</i> sp.	4	
- <i>Goniodoma polyedricum</i>	5	5
- <i>Goniodoma</i> sp.	5	5
- <i>Gonyaulax fragilis</i>	5	
- <i>Gonyaulax polygramma</i>	5	5
- <i>Gonyaulax scrippsae</i>	5	5
- <i>Gonyaulax</i> sp.	5	
- <i>Gonyaulax spinifera</i>	3	5
- <i>Gymnodinium heterostriatum</i>		5
- <i>Gymnodinium</i> spp.	1	1
- <i>Gyrodinium lachryma</i>		5
- <i>Gyrodinium</i> sp.		5
- <i>Heterodinium</i> sp.	4	5
- <i>Oxytoxum</i> sp.		4
- <i>Phalacroma mitra</i>	5	
- <i>Phalacroma rotundatum</i>		5
- <i>Podolampas</i> sp.	5	
- <i>Prorocentrum arcuatum</i>	3	4
- <i>Prorocentrum emarginatum</i>		5
- <i>Prorocentrum gracile</i>	5	5
- <i>Prorocentrum lima</i>	5	4
- <i>Prorocentrum mexicanum</i>	5	
- <i>Prorocentrum micans</i>	3	4
- <i>Prorocentrum</i> sp.	3	4
- <i>Protoperidinium bipes</i>		5
- <i>Protoperidinium brevipes</i>	5	
- <i>Protoperidinium claudicans</i>	5	
- <i>Protoperidinium conicum</i>	5	5
- <i>Protoperidinium depressum</i>	3	4
- <i>Protoperidinium divergens</i>	3	5
- <i>Protoperidinium elegans</i>	5	
- <i>Protoperidinium oblongum</i>		5
- <i>Protoperidinium oceanicum</i>	3	4
- <i>Protoperidinium pallidum</i>	5	4
- <i>Protoperidinium pellucidum</i>		5
- <i>Protoperidinium pentagonum</i>		5
- <i>Protoperidinium</i> sp.	5	5

- <i>Protoperidinium steinii</i>	3	3
- <i>Protoperidinium subinermis</i>	5	
- <i>Scrippsiella precaria</i>	5	
- <i>Scrippsiella</i> sp.		5
- <i>Scrippsiella trochoidea</i>	1	2
- <i>Torodinium</i> sp.		5
- <i>Warnowia</i> sp.	5	
- Classe : Prymnésiophycées		
- <i>Prymnesium parvum</i>	5	
- Classe : Chrysophycées		
- <i>Chrysochromulina</i> sp.	4	5
- <i>Ochromonas oblonga</i>	5	
- <i>Ochromonas</i> sp.	5	
- Classe : Dictyochophycées		
- <i>Dictyocha</i> sp.	2	2
- Classe : Bacillariophycées		
- <i>Actinoptychus splendens</i>	5	
- <i>Amphipleura pellucida</i>		5
- <i>Amphora</i> sp.	5	
- <i>Asterionellopsis glacialis</i>	4	3
- <i>Bacteriastrum delicatulum</i>	3	3
- <i>Bacteriastrum elongatum</i>	5	5
- <i>Bacteriastrum furcatum</i>	5	4
- <i>Caloneis brevis</i>	5	5
- <i>Campilodiscus innominatus</i>		5
- <i>Chaetoceros affinis</i>	2	2
- <i>Chaetoceros compressus</i>	5	5
- <i>Chaetoceros costatum</i>	5	
- <i>Chaetoceros curvisetus</i>	3	3
- <i>Chaetoceros danicus</i>	3	2
- <i>Chaetoceros debilis</i>	5	
- <i>Chaetoceros decipiens</i>	3	3
- <i>Chaetoceros didymus</i>		5
- <i>Chaetoceros lacinosus</i>	5	4
- <i>Chaetoceros macroceros</i>	5	
- <i>Chaetoceros mitra</i>	4	
- <i>Chaetoceros radicans</i>	3	4
- <i>Chaetoceros</i> sp.	5	
- <i>Chaetoceros teres</i>		5
- <i>Corethron criophilum</i>		4
- <i>Coscinodiscus centralis</i>	5	5
- <i>Coscinodiscus radiatus</i>	3	3
- <i>Coscinodiscus</i> sp.	5	5
- <i>Cyclotella striata</i>	2	1
- <i>Cylindrotheca closterium</i>	2	1
- <i>Cymatotheca weissflogii</i>		5
- <i>Dactyliosolen fragilissimus</i>	2	2
- <i>Dimeregrammopsis furcigerum</i>		5
- <i>Diploneis crabro</i>	5	5
- <i>Diploneis</i> sp.		5
- <i>Ditylum brightwelli</i>	5	5
- <i>Ditylum</i> sp.	5	
- <i>Druridgea compressa</i>		5
- <i>Epithemia turgida</i>	5	
- <i>Fragilaria</i> sp.		5
- <i>Fragilariopsis cylindrus</i>		5

- <i>Guinardia delicatula</i>		5
- <i>Guinardia flaccida</i>	3	4
- <i>Guinardia striata</i>	5	4
- <i>Gyrosigma</i> sp.	5	3
- <i>Hemiaulus hauckii</i>	4	3
- <i>Lauderia annulata</i>	5	5
- <i>Leptocylindrus danicus</i>	2	2
- <i>Licmophora gracilis</i>	4	5
- <i>Lingulodinium polyedrum</i>	5	
- <i>Lioloma</i> sp.		5
- <i>Melosira</i> sp.	5	5
- <i>Nanoneis hasleae</i>		5
- <i>Navicula directa</i>	5	4
- <i>Navicula distans</i>	5	
- <i>Navicula</i> spp.	5	
- <i>Navicula transitrans</i>	5	5
- <i>Nitzschia delicatula</i>		5
- <i>Nitzschia epithemioides</i>	5	
- <i>Nitzschia panduriformis</i>	5	
- <i>Nitzschia</i> spp.	5	4
- <i>Odontella mobiliensis</i>		4
- <i>Odontella</i> sp.		5
- <i>Paralia sulcata</i>	5	
- <i>Pleurosigma itium</i>	5	
- <i>Pseudonitzschia delicatissima</i>	2	2
- <i>Pseudonitzschia seriata</i>	3	3
- <i>Rhizosolenia</i> sp.	3	3
- <i>Roperia</i> sp.		5
- <i>Skeletonema costatum</i>	3	3
- <i>Striatella unipunctata</i>		5
- <i>Thalassionema bacillare</i>	4	4
- <i>Thalassionema frauenfeldii</i>	4	3
- <i>Thalassionema nitzschioides</i>	2	2
- <i>Thalassiosira angusto-lineata</i>		5
- <i>Thalassiosira punctigera</i>	5	5
- <i>Thalassiosira</i> spp.	5	4
- Classe : Raphidophycées		
- <i>Heterosigma</i> sp.	5	5
- <i>Oltmannsia</i> sp.		5
- Phylum : Chlorophytes		
- Classe : Euglénophycées		
- <i>Eutreptiella hirudoidea</i>		5
- <i>Eutreptiella</i> sp.	5	
- Classe : Prasinophycées		
- <i>Cymbomonas tetramitiformis</i>		5
- <i>Nephroselmis</i> sp.		5
- <i>Pachysphaera marshalliae</i>		5
- <i>Pachysphaera</i> sp.		5
- <i>Pyramimonas adriatica</i>	5	
- <i>Pyramimonas</i> sp.	5	
- <i>Tetraselmis</i> spp.	4	3
- Classe : Chlorophycées		
- <i>Chlamydomonas</i> sp.	3	4
- <i>Chlorella</i> sp.	3	3
- <i>Dunaliella</i> sp.	3	4

II.2.2.2 Evolution annuelle de l'ensemble de la communauté

Les densités phytoplanctoniques de la Petite Rade et de la Grande Rade ont montré une corrélation en ce qui concerne leur évolution annuelle ($r_s = 0,76$, $p < 0,001$). Néanmoins, un décalage de deux mois a été observé au niveau de la floraison printanière, ayant eu lieu en mai 2006 ($1,95 \cdot 10^5 \text{ cell.L}^{-1}$) dans la Petite Rade (Figure 15 a) et en mars 2006 ($4,90 \cdot 10^5 \text{ cell.L}^{-1}$) dans la Grande Rade (Figure 15 b). Concernant l'année 2007, aucune floraison printanière phytoplanctonique n'a été observée durant le mois de mars, que ce soit dans la Petite ou dans la Grande Rade. Une seconde floraison plus importante a eu lieu le 20 septembre 2006 dans les deux rades avec des densités atteignant $2,57 \cdot 10^6 \text{ cell.L}^{-1}$ dans la Petite Rade et $1,52 \cdot 10^6 \text{ cell.L}^{-1}$ dans la Grande Rade. En excluant les deux pics d'abondance phytoplanctonique dans les deux rades, la moyenne annuelle de la densité phytoplanctonique s'élève à $2,04 \cdot 10^4 \text{ cell.L}^{-1}$ dans la Petite Rade et $8,67 \cdot 10^3 \text{ cell.L}^{-1}$ dans la Grande Rade. Cette différence quantitative entre les rades est confirmée par le test de Wilcoxon ($Z = 3,32$, $p < 0,001$).

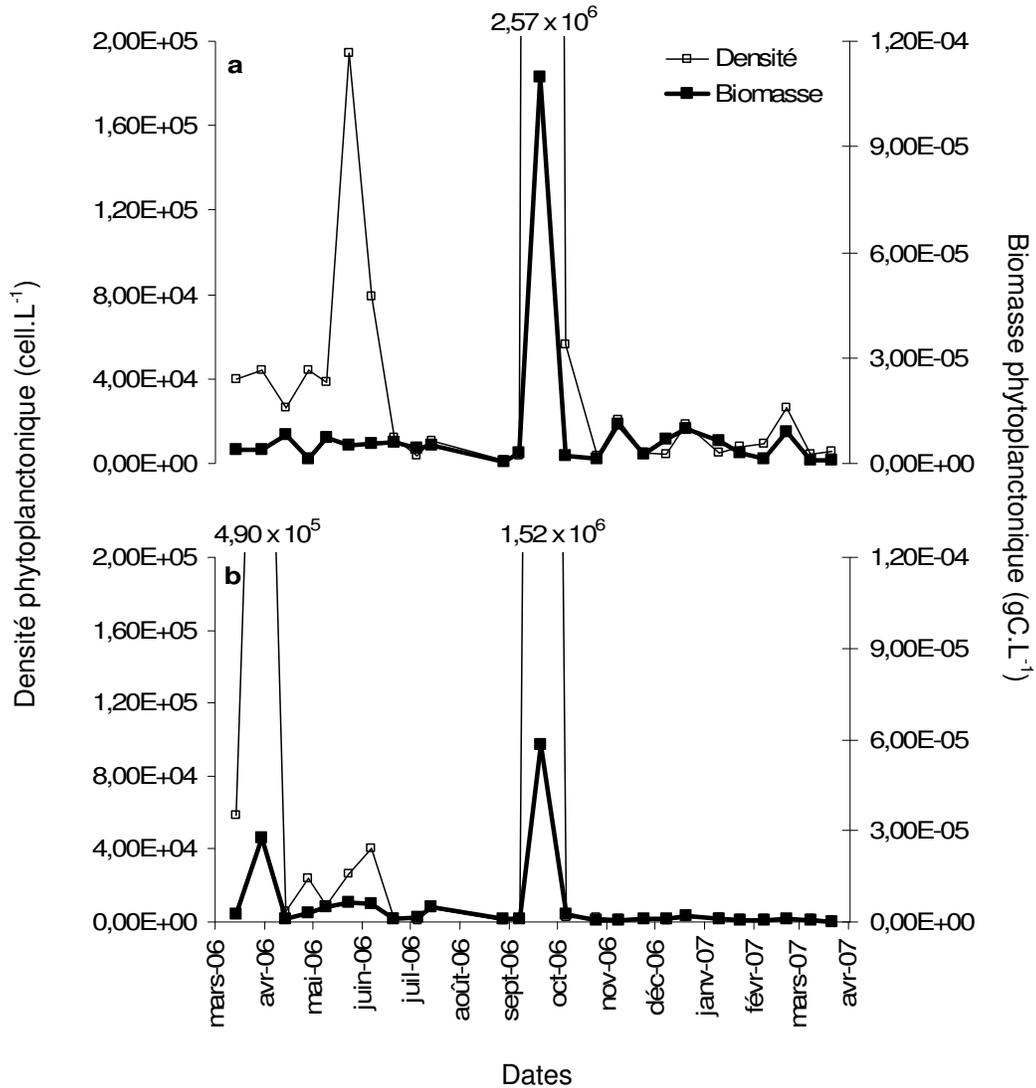


Figure 15 : Evolutions annuelles des densités et des biomasses phytoplanctoniques dans la Petite Rade (a) et la Grande Rade (b).

Concernant les biomasses, leurs évolutions annuelles n'ont pas montré de corrélation entre les rades. De plus, le test de Wilcoxon a montré une différence significative des biomasses entre les rades ($Z = 2,95, p < 0,01$). En effet, la moyenne annuelle des biomasses est 1,7 fois supérieure dans la Petite Rade par rapport à la Grande Rade. Malgré ces différences, le maximum de biomasse a été atteint dans les deux rades le 20 septembre 2006 avec $1,10 \times 10^{-4} \text{ gC.L}^{-1}$ dans la Petite Rade et $5,83 \times 10^{-5} \text{ gC.L}^{-1}$ dans la Grande Rade, ces biomasses étant directement reliées au maximum des densités.

II.2.2.2.3 Evolution des différents groupes taxonomiques

II.2.2.2.3.1 Evolution annuelle

Dans la Petite Rade (Figure 16 a), l'évolution annuelle de la densité des Bacillariophycées a été corrélée à l'évolution annuelle totale du phytoplancton ($r_s = 0,94$, $p < 0,001$). Les deux pics de densité des Bacillariophycées ont donc eu lieu au même moment que les deux floraisons phytoplanctoniques, le 23 mai ($1,93 \times 10^5 \text{ cell.L}^{-1}$) et le 20 septembre ($2,56 \times 10^6 \text{ cell.L}^{-1}$). Les Dinophycées et les Autres Flagellés ont semblé plus indépendants de l'évolution générale du phytoplancton en dépit d'une densité importante de ces deux groupes le 20 septembre. L'évolution des Dinophycées et des Autres Flagellés a montré une corrélation sur l'ensemble de l'année ($r_s = 0,46$, $p < 0,05$). Les saisons automnales et hivernales ont été favorables au développement de ces deux groupes.

Dans la Grande Rade (Figure 16 b), chaque groupe a évolué selon le profil général de la densité phytoplanctonique totale. Néanmoins, ce sont les Bacillariophycées qui ont eu le plus d'influence sur la densité totale phytoplanctonique ($r_s = 0,94$, $p < 0,001$), les Dinophycées et les Autres Flagellés étant moins fortement corrélés à l'évolution de la densité phytoplanctonique totale ($r_s = 0,46$, $p < 0,05$ et $r = 0,49$, $p < 0,05$, respectivement). L'abondance maximale des trois groupes taxonomiques a été enregistrée durant les floraisons phytoplanctoniques le 30 mars et le 20 septembre. Les abondances ont atteint les valeurs suivantes : $4,81 \times 10^5$ et $1,50 \times 10^6 \text{ cell.L}^{-1}$ pour les Bacillariophycées, $5,50 \times 10^3$ et $7,69 \times 10^3 \text{ cell.L}^{-1}$ pour les Dinophycées et $3,00 \times 10^3$ et $7,69 \times 10^3 \text{ cell.L}^{-1}$ pour les Autres Flagellés. Aucune corrélation n'a été trouvée entre les évolutions des différents groupes taxonomiques, à l'inverse de la Petite Rade. A l'exception des floraisons, la période propice au développement des différents groupes se situe entre la fin du printemps et le début de l'été avec un maximum de $3,89 \times 10^4 \text{ cell.L}^{-1}$ le 6 juin 2006 pour les Bacillariophycées, $1,47 \times 10^3 \text{ cell.L}^{-1}$ le 23 mai 2006 pour les Dinophycées et $9,23 \times 10^2 \text{ cell.L}^{-1}$ pour les Autres Flagellés.

La comparaison du cycle annuel de chacun des groupes taxonomiques entre les rades a montré que les Bacillariophycées étaient corrélés entre les rades ($r_s = 0,75$, $p < 0,001$) ainsi que les Autres Flagellés, avec néanmoins une corrélation moins forte ($r_s = 0,49$, $p < 0,05$). Les Dinophycées ont constitué l'un des points importants de dissimilitude entre les rades. Ceci est confirmé par l'étude de la répartition des trois principaux groupes taxonomiques (Figure 17), qui a montré un développement important des Dinophycées en Petite Rade alors que leur proportion est restée faible dans la Grande Rade excepté en été.

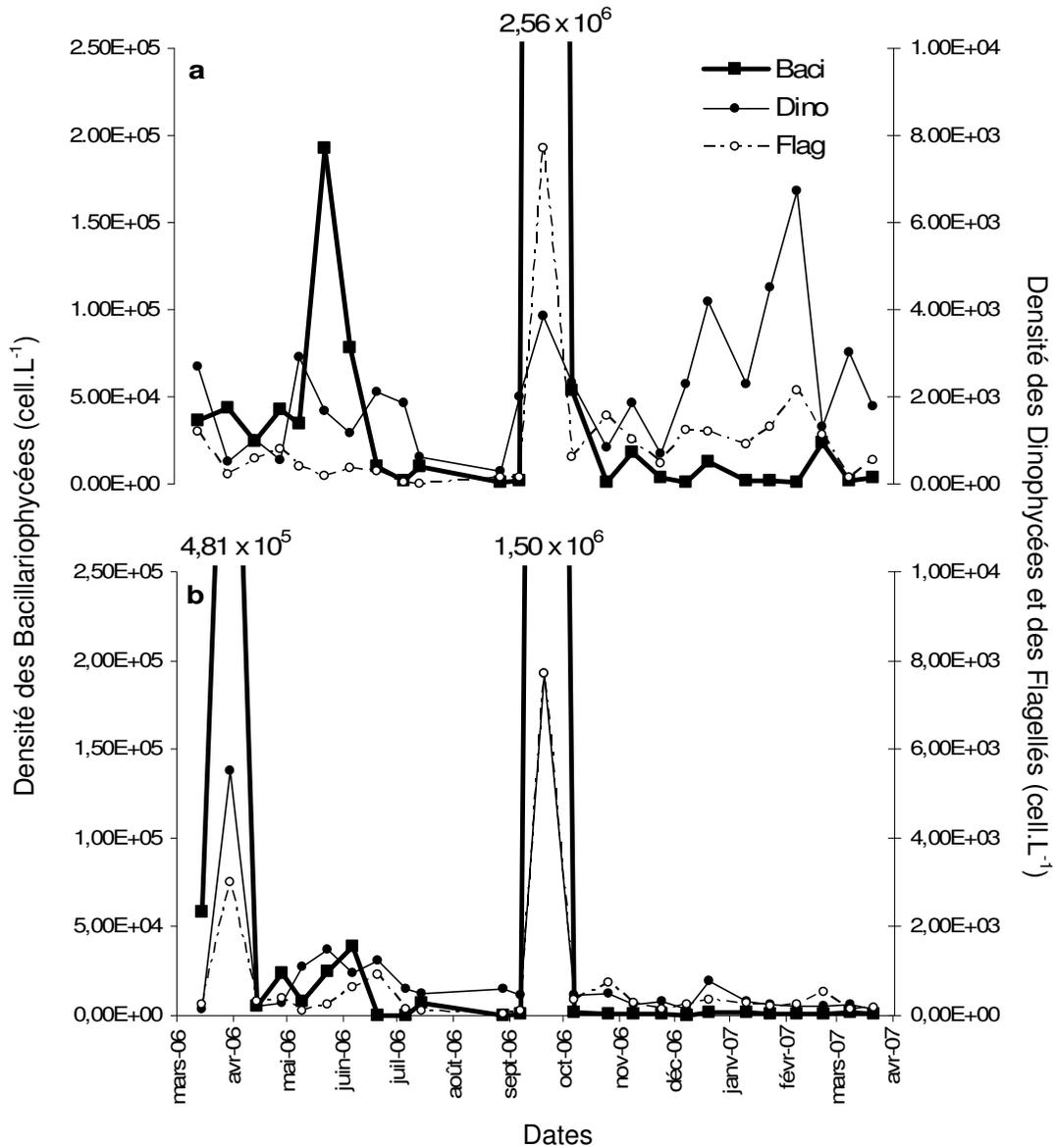


Figure 16 : Evolutions annuelles des différents groupes taxonomiques (Bacillariophycées (Baci), Dinophycées (Dino) et Autres Flagellés (Flag)) dans la Petite Rade (a) et dans la Grande Rade (b).

Dans la Petite Rade, la proportion des Dinophycées et des Autres Flagellés (Figure 17 a) a suivi un gradient d'évolution, allant d'une proportion très faible au printemps jusqu'à une proportion majoritaire en hiver constituant plus de 95 % de la communauté. Les Bacillariophycées ont été particulièrement dominantes au printemps.

Dans la Grande Rade (Figure 17 b), le printemps a également été dominé par les Bacillariophycées. Comme dans la Petite Rade, la proportion des Dinophycées et des Autres

Flagellés est devenue plus importante durant les saisons été, automne et hiver, mais ils ont dominé la communauté phytoplanctonique en été et non en hiver.

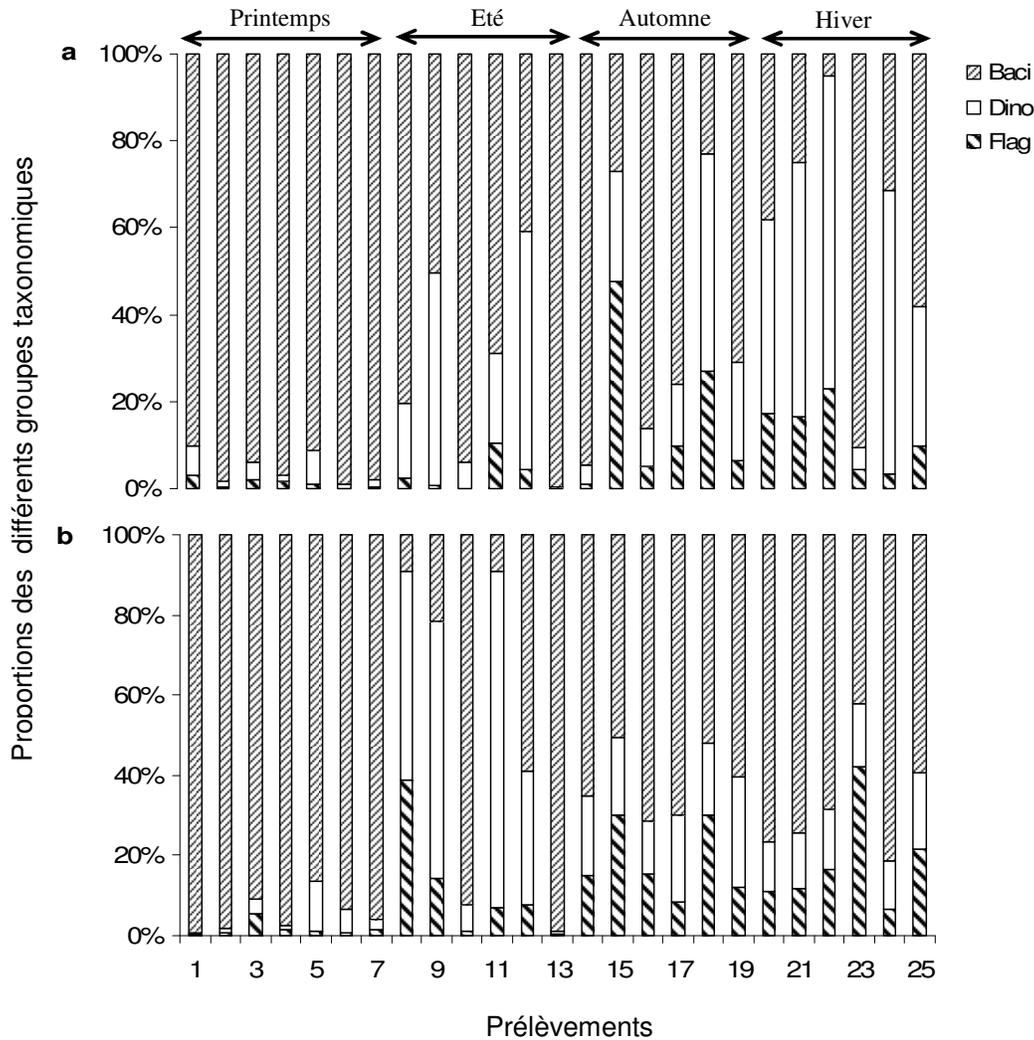


Figure 17 : Evolution des proportions de différents groupes taxonomiques dans la Petite Rade (a) et la Grande Rade de Toulon (b).

II.2.2.2.3.2 Etude statistique

L'analyse en composante principale (A.C.P.) effectuée à partir des regroupements taxonomiques phytoplanctoniques (Bacillariophycées, Dinophycées et Autres Flagellés) a mis en évidence 4 points qui correspondent aux floraisons phytoplanctoniques : le 20 septembre (floraison de Bacillariophycées dans les deux rades), le 30 mars 06 (floraison de Bacillariophycées dans la Grande Rade) et le 7 février 2007 (floraison de Dinophycées dans la

Petite Rade) (Figure 18). Malgré ces points très excentrés du nuage de points principal, les 2 premiers axes regroupent 98,55 % de l'information, permettant une interprétation directe du nuage de point principal. Celui-ci confirme que les rades sont différentes au niveau de leur composition taxonomique, les points relatifs à la Petite Rade étant préférentiellement dans la partie négative de l'axe 2, ceux de la Grande Rade étant regroupés dans le quart positif formé par l'axe 1 et l'axe 2.

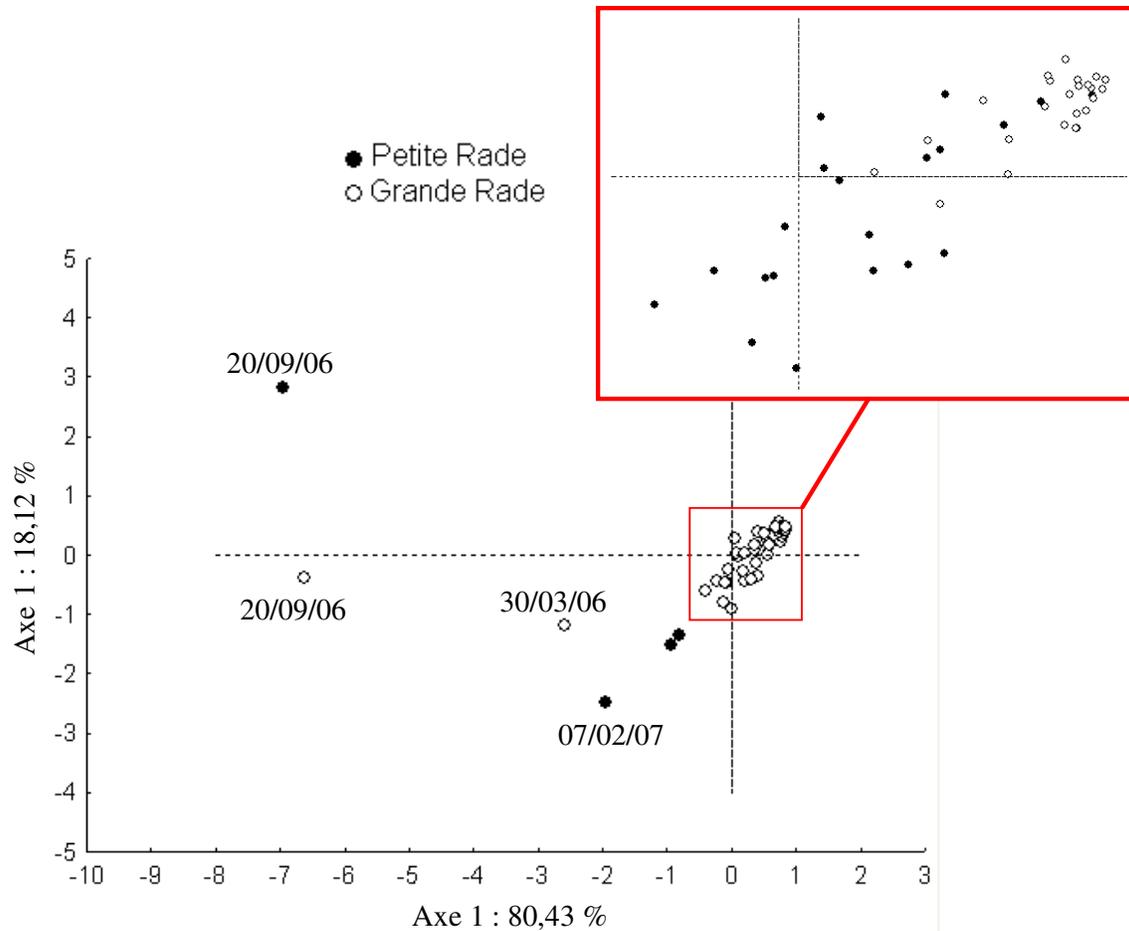


Figure 18 : Représentation des individus (les dates) dans le premier plan factoriel de l'A.C.P. effectuée à partir des regroupements taxonomiques. Un zoom du nuage de point principal (encadré rouge) a été effectué pour permettre une meilleure visualisation des résultats.

Pour chacune des rades, une A.C.P. a été effectuée pour étudier la répartition des échantillons par dates et la répartition des groupes taxonomiques en relation avec les paramètres abiotiques (température de l'eau, salinité, oxygène dans l'eau, phosphore et nitrates). Pour ces analyses, les prélèvements correspondant aux différentes floraisons identifiées dans la Figure 18 n'ont pas été considérés.

Dans la Petite Rade, l'A.C.P. par dates (Figure 19 a) a montré que les points des saisons printemps et été se regroupaient préférentiellement dans la partie positive de l'axe 1, alors que les points des saisons automne et hiver étaient majoritairement dans sa partie négative. L'axe 1 semble donc être un axe influencé par la température ce qui est confirmé par la projection des paramètres abiotiques (Figure 19 b). La projection des variables a également confirmé que la communauté phytoplanctonique était principalement composée de Bacillariophycées au printemps et en été alors que les Dinophycées et les Autres Flagellés étaient présents dans les communautés automnales et hivernales. Les Dinophycées et les Autres Flagellés de la Petite Rade semblent donc sensibles aux eaux chaudes et à une forte salinité. A l'inverse, les nitrates semblent avoir une influence positive sur leur développement.

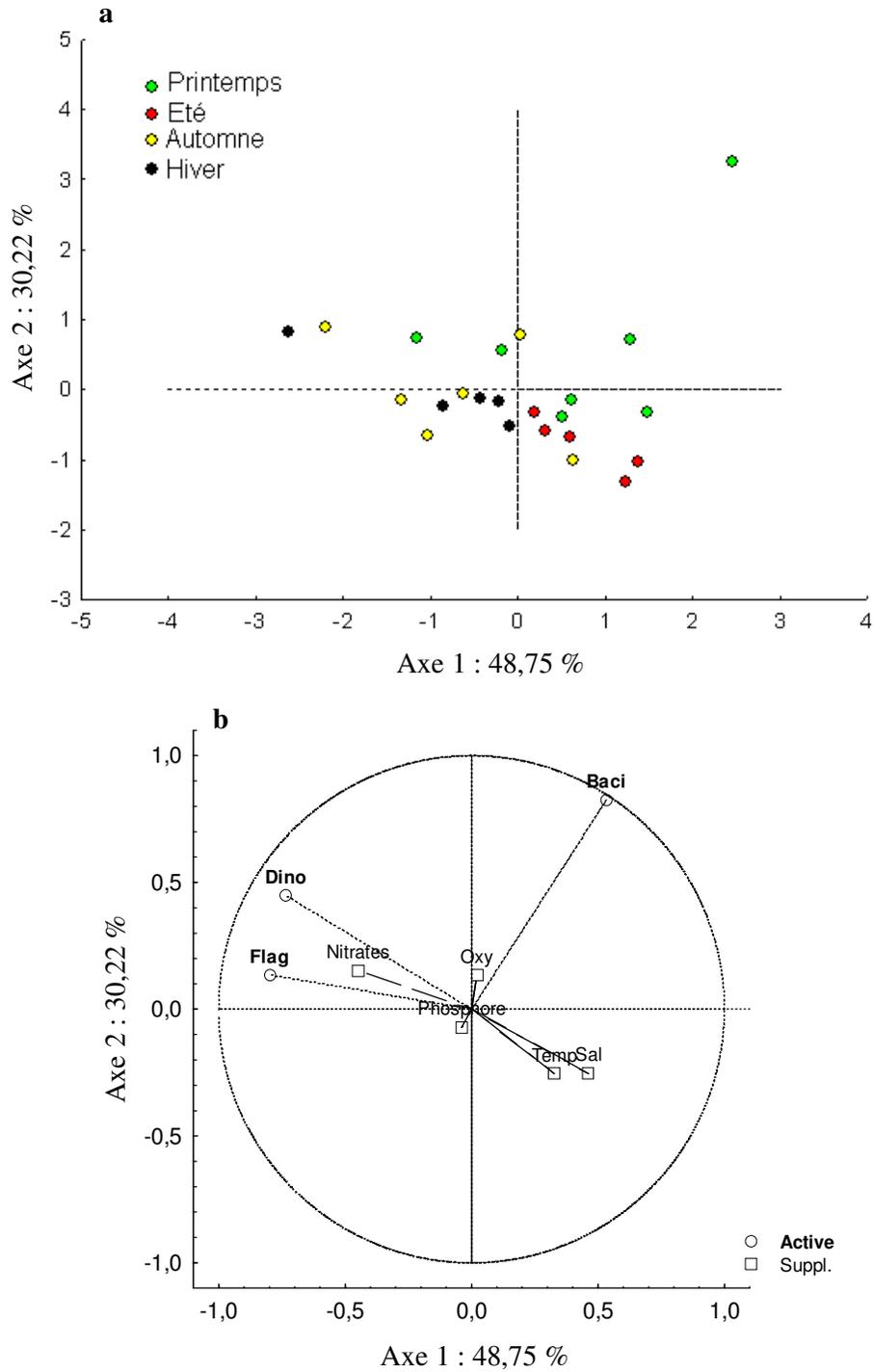


Figure 19 : Représentation des individus (dates) (a) et des variables (groupes taxonomiques) (b) de la Petite Rade dans le premier plan factoriel de l'A.C.P. Les paramètres abiotiques température de l'eau (Temp), salinité (Sal), oxygène dans l'eau (Oxy), phosphore et nitrates ont été ajoutés comme variables supplémentaires (Suppl.), les variables actives (Active) étant les Bacillariophycées (Baci), les Dinophycées (Dino) et les Autres Flagellés (Flag).

Dans la Grande Rade, les individus (dates) (Figure 20 a) n'ont pas été répartis de façon saisonnière comme dans la Petite Rade. Seuls les prélèvements du printemps se sont individualisés. Il a été vu précédemment que ces prélèvements se caractérisaient par une dominance des Bacillariophycées, ce qui est en accord avec le cercle des corrélations (Figure 20 b). La majorité des points des saisons été, automne et hiver est placée sur l'axe 1 qui est un axe salinité et auquel s'oppose les Dinophycées et les Autres Flagellés comme dans la Petite Rade. L'axe 2 est lié à la température. Les Bacillariophycées s'opposent aux nutriments, mais sont associées positivement à la concentration d'oxygène dans l'eau.

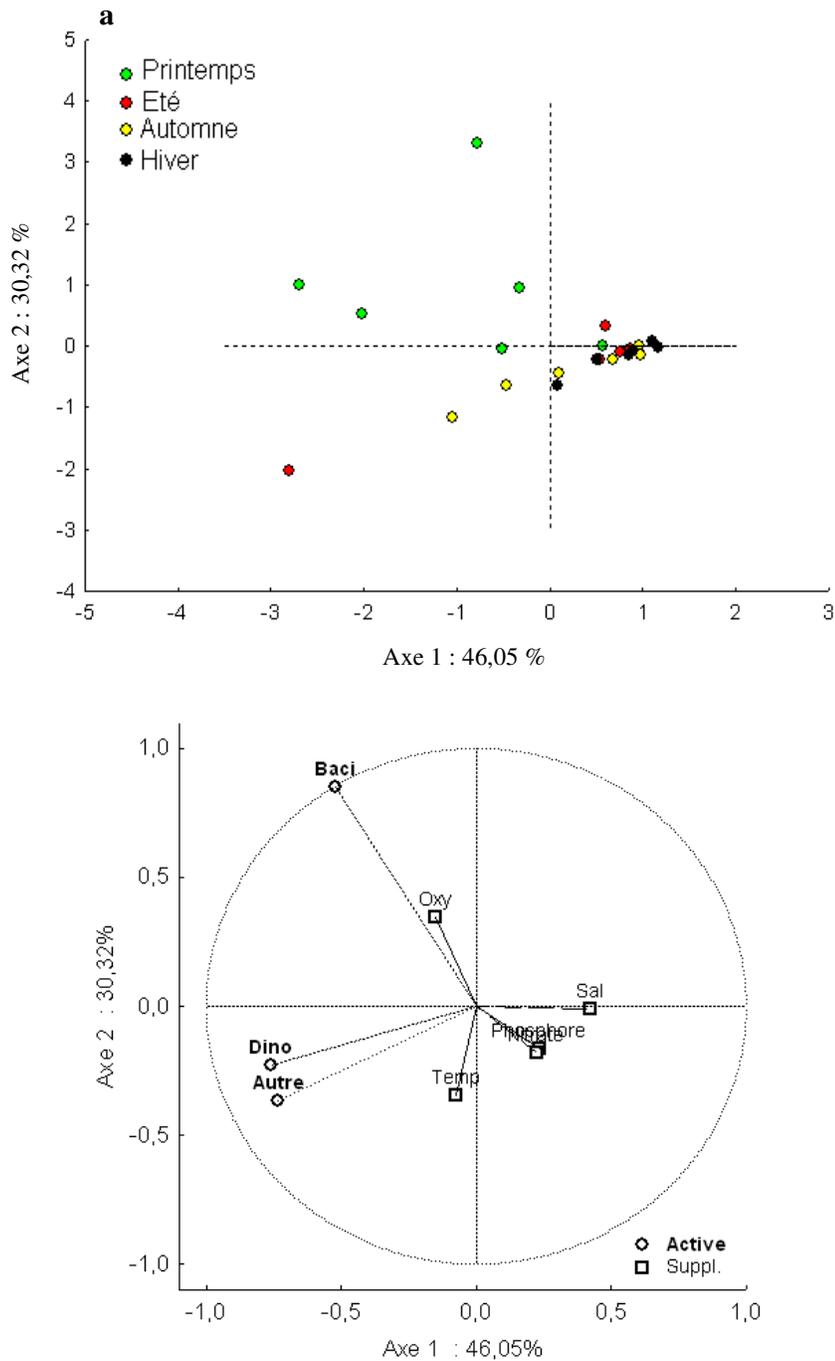


Figure 20 : Représentation des individus (dates) (a) et des variables (groupes taxonomiques) (b) de la Grande Rade dans le premier plan factoriel de l'A.C.P. Les paramètres abiotiques température de l'eau (Temp), salinité (Sal), oxygène dans l'eau (Oxy), phosphore et nitrates ont été ajoutés comme variables supplémentaires (Suppl.), les variables actives (Active) étant les Bacillariophycées (Baci), les Dinophycées (Dino) et les Autres Flagellés (Flag).

II.2.2.2.4 Succession saisonnière

Pour chaque saison, l'espèce dominante, en termes de densité, a toujours été une Bacillariophycée dans la Petite Rade et dans la Grande Rade (Tableau XI). Au printemps, les espèces étaient communes aux 2 rades, excepté *Bacteriastrum delicatulum* uniquement dans la Petite Rade et *Asterionellopsis glacialis* dans la Grande Rade. En été, les rades ont été similaires tant au niveau de la composition de la communauté qu'au niveau des espèces dominantes (*Chaetoceros* spp.). Néanmoins cette succession estivale est très largement influencée par la floraison de Bacillariophycées qui a eu lieu le 20 septembre 2006. En ne le considérant pas, la succession estivale se traduit par la dominance, en ordre décroissant, de *Dactyliosolen fragilissimus*, *Leptocylindrus danicus*, *Chaetoceros* spp., *Gymnodinium* spp., *Pseudonitzschia delicatissima* et *Scrippsiella trochoidea* dans la Petite Rade. Dans la Grande Rade, sans considérer la floraison du 20 septembre, la succession estivale se compose de *Dactyliosolen fragilissimus*, dominant, suivi de *Gymnodinium* spp., *Pachysphaera marshalliae*, *Leptocylindrus danicus* et *Scrippsiella trochoidea*. En automne, la composition de la communauté phytoplanctonique est très différente entre les rades. Seuls *Chaetoceros* spp. restent communs aux deux rades. *Pseudonitzschia delicatissima* a été dominant dans la Petite Rade et *Cylindrotheca closterium* dans la Grande Rade. Au niveau de la composition des espèces, 3 sont communes aux deux rades. En hiver, les rades sont encore très différentes qualitativement avec deux genres communs : *Chaetoceros* et *Gymnodinium*. Certaines espèces de Dinophycées et des Autres Flagellés deviennent dominantes dans la communauté comme *Gymnodinium* sp. et *Hillea fusiformis* dans la Petite Rade et *Dictyocha* sp. et *Hillea fusiformis* dans la Grande Rade.

Tableau XI : Succession saisonnière des principales espèces phytoplanctoniques dans la Petite Rade et la Grande Rade de Toulon. Les espèces sont présentées par ordre d'importance.

Saison	Petite Rade	Grande Rade
Printemps	<i>Pseudonitzschia delicatissima</i> , <i>Leptocylindrus danicus</i> , <i>Chaetoceros</i> spp., <i>Bacteriastrum delicatulum</i> , <i>Pseudonitzschia seriata</i>	<i>Leptocylindrus danicus</i> , <i>Chaetoceros</i> spp., <i>Pseudonitzschia delicatissima</i> , <i>Pseudonitzschia seriata</i> <i>Asterionellopsis glacialis</i>
Eté	<i>Chaetoceros</i> spp., <i>Skeletonema costatum</i> , <i>Pseudonitzschia delicatissima</i> , <i>Leptocylindrus danicus</i>	<i>Chaetoceros</i> spp., <i>Pseudonitzschia delicatissima</i> , <i>Skeletonema costatum</i> , <i>Leptocylindrus danicus</i>
Automne	<i>Pseudonitzschia delicatissima</i> , <i>Chaetoceros</i> spp., <i>Skeletonema costatum</i> , <i>Leptocylindrus danicus</i>	<i>Cylindrotheca closterium</i> , <i>Gymnodinium</i> spp., <i>Chaetoceros</i> spp., <i>Dictyocha</i> sp.
Hiver	<i>Chaetoceros</i> spp., <i>Gymnodinium</i> spp., <i>Hillea fusiformis</i> , <i>Skeletonema costatum</i> , <i>Ceratium furca</i>	<i>Chaetoceros</i> spp., <i>Thalassionema nitzschioides</i> , <i>Dictyocha</i> sp., <i>Gymnodinium</i> spp., <i>Cylindrotheca closterium</i>

Trois tendances apparaissent lors de l'analyse de l'évolution annuelle des espèces principales de la Petite Rade (Figure 21) :

- certaines espèces se sont développées à une période précise de l'année, étant peu représentées, voire inexistantes, le reste du cycle annuel. C'est le cas de *Chaetoceros* spp., *Leptocylindrus danicus*, *Pseudonitzschia seriata* et *Skeletonema costatum*.
- *Bacteriastrum delicatulum* et *Pseudonitzschia delicatissima* ont eu un développement biannuel.
- *Ceratium furca*, *Gymnodinium* spp. et *Hillea fusiformis* ont été présents tout au long de l'année et se sont développées lorsque les conditions leur ont été les plus favorables

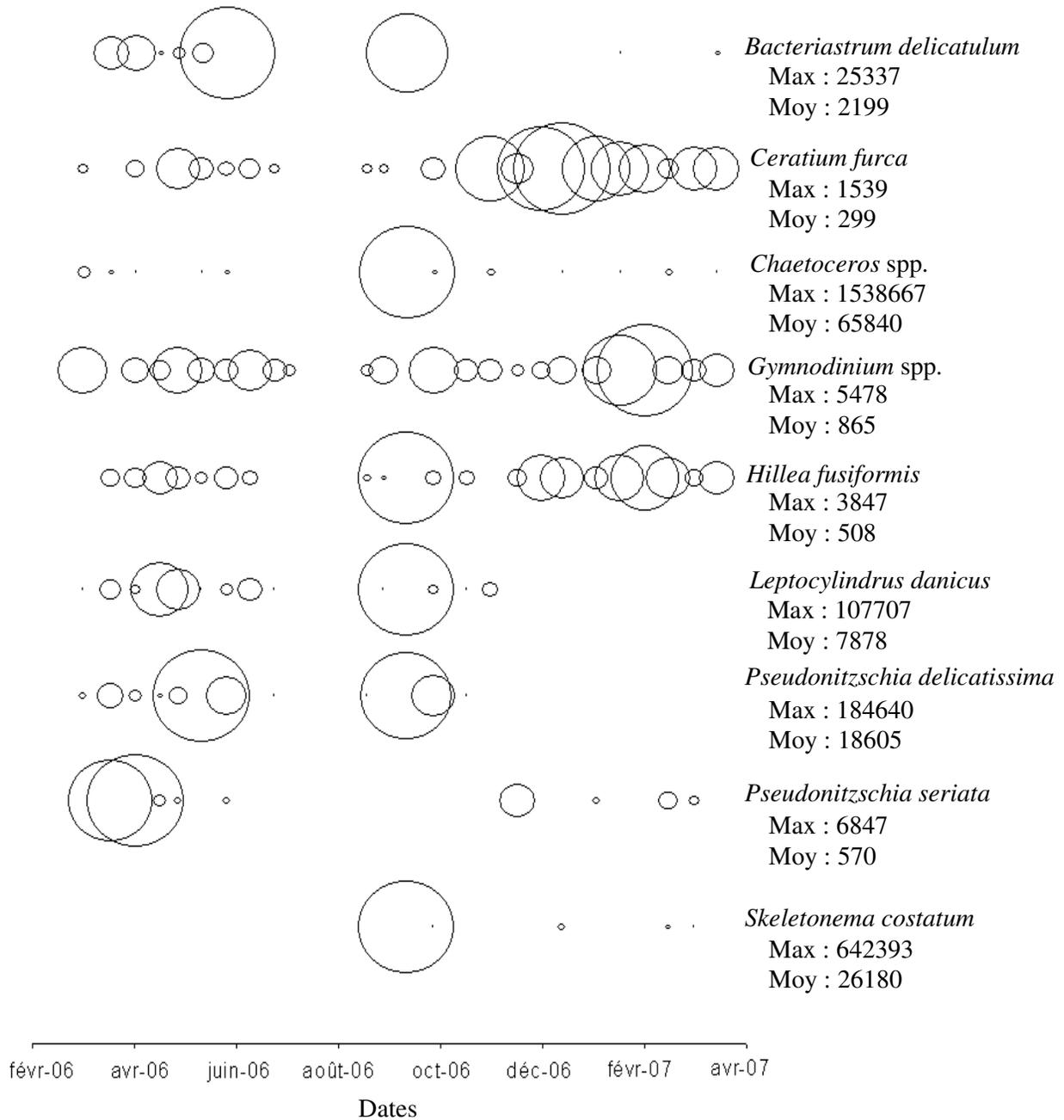


Figure 21 : Cycle annuel des principales espèces impliquées dans la succession saisonnière phytoplanctonique dans la Petite Rade de Toulon. La surface des cercles est proportionnelle à la densité de l'espèce considérée. Les densités (cell.L⁻¹) maximales (Max) et les moyennes annuelles (Moy) sont indiquées pour chaque espèce.

Dans la Grande Rade, les mêmes types de développement se retrouvent (Figure 22). *Asterionellopsis glacialis*, *Chaetoceros* spp., *Pseudonitzschia seriata*, *Skeletonema costatum* et *Thalassionema nitzschioides* ne se sont développées de façon importante qu'une seule fois

dans l'année. *Leptocylindrus danicus* et *Pseudonitzschia delicatissima* ont eu un régime de développement biannuel. Enfin, *Cylindrotheca closterium*, *Dictyocha* sp. et *Gymnodinium* spp. ont été présents une grande partie de l'année et se sont développées de façon plus ou moins importantes selon les conditions favorables ou non à ces espèces.

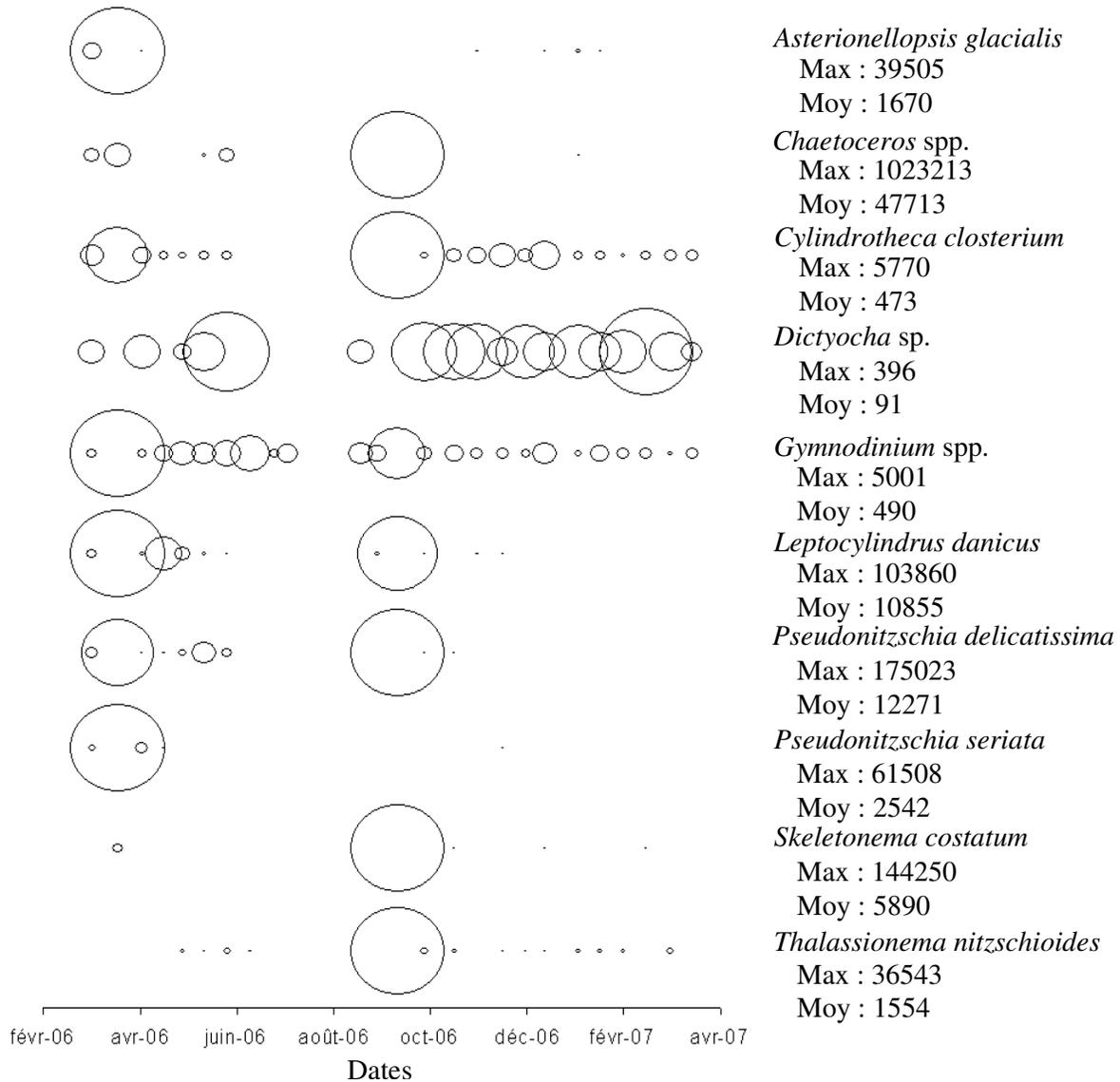


Figure 22 : Cycle annuel des principales espèces impliquées dans la succession saisonnière phytoplanctonique dans la Grande Rade de Toulon. La surface des cercles est proportionnelle à la densité de l'espèce considérée. Les densités (cell.L^{-1}) maximales (Max) et les moyennes annuelles (Moy) sont indiquées pour chaque espèce.

La comparaison du développement des espèces communes aux deux rades a montré que *Chaetoceros* spp., *Pseudonitzschia delicatissima* et *Skeletonema costatum* montraient des développements annuels similaires dans les deux rades. En revanche, *Leptocylindrus danicus*

a été plus longtemps présent dans la Petite Rade. Néanmoins, cette espèce a montré la même période de développement dans les deux rades. Concernant *Gymnodinium* spp., il a été présent tout au long de l'année dans les deux rades mais la période de plus fort développement a été en mars 2006 dans la Grande Rade et en février 2007 dans la Petite Rade.

II.2.2.2.5 Evolution de la diversité

II.2.2.2.5.1 Richesse spécifique et indice de Shannon

L'évolution de la richesse spécifique phytoplanctonique (Figure 23 a) est hautement corrélée entre la Petite Rade et la Grande Rade ($r_s = 0,69$, $p < 0,001$) indiquant une évolution semblable du nombre d'espèces dans les deux rades. Pour les deux rades, les plus importantes valeurs de richesse spécifique se retrouvent à la fin du printemps et au début de l'automne. Le test de Wilcoxon ne met en évidence aucune différence significative entre les deux rades.

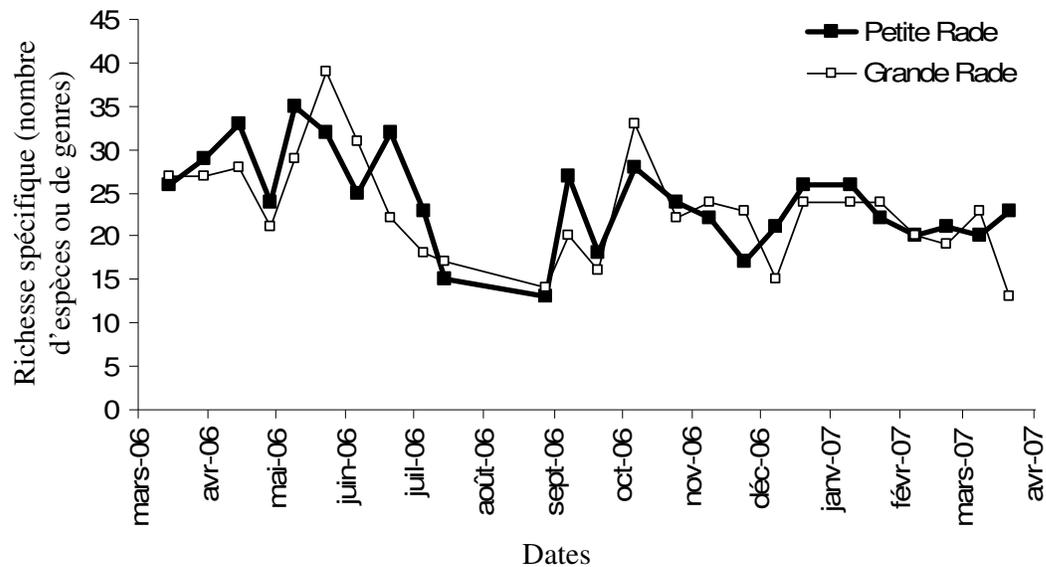


Figure 23: Evolution de la richesse taxonomique (S) du phytoplancton dans la Petite Rade et la Grande Rade.

L'indice de Shannon des communautés phytoplanctoniques (Figure 24) a montré d'importantes amplitudes de variation allant de 0.48 (23 mai 06) à 3.94 bits (10 janvier 07) dans la Petite Rade et de 0,76 (28 avril 06) à 4,11 bits (23 janvier 07) dans la Grande Rade. D'une part, le test de Spearman met en évidence une corrélation moyenne entre les indices de biodiversité de la Petite Rade et de la Grande Rade ($r_s = 0,53$, $p < 0,01$). D'autre part, le test de Wilcoxon a indiqué une différence quantitative entre les indices de diversité mesurés dans la Petite et la Grande Rade ($Z = 2,52$; $p < 0,05$).

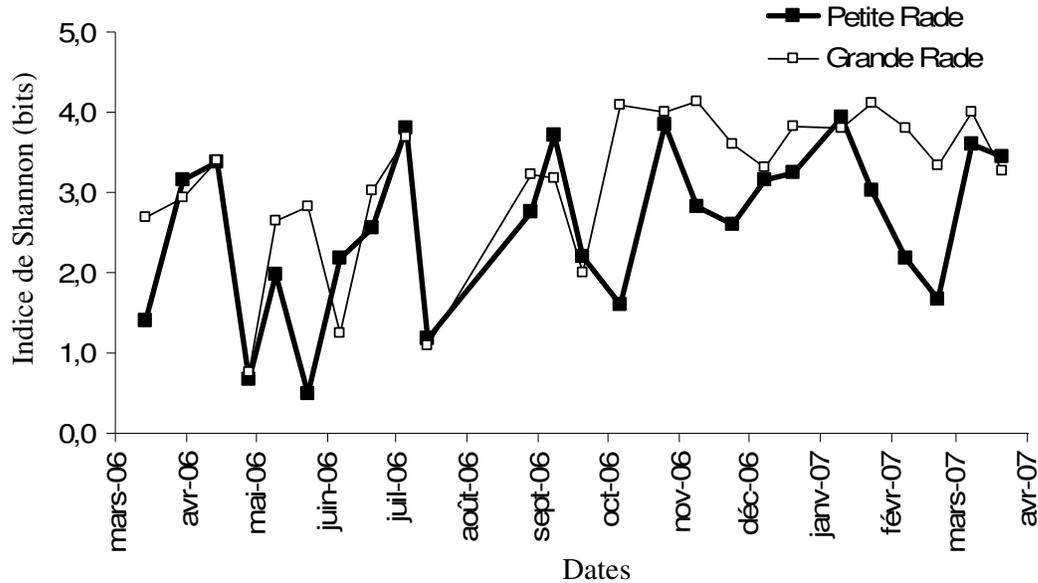


Figure 24 : Evolution de l'indice de Shannon du phytoplancton dans la Petite et la Grande Rade.

II.2.2.5.2 Diagrammes Rang-Fréquence

Le suivi des stades d'évolution de la communauté phytoplanctonique dans la Petite Rade de Toulon (Figure 25) a mis en évidence que des communautés pionnières apparaissaient à chaque saison (stade 1). Les espèces engendrant ces stades 1 ont toujours été des Bacillariophycées : *Chaetoceros* spp., *Leptocylindrus danicus* et *Pseudonitzschia delicatissima* au printemps, *Leptocylindrus danicus*, *Dactyliosolen fragilissimus* et *Chaetoceros* sp. en été, *Pseudonitzschia delicatissima* en automne et *Chaetoceros* sp. en hiver. L'évolution de la communauté phytoplanctonique vers un stade mature s'est effectuée préférentiellement en automne et hiver alors que le printemps et l'été ont semblé être favorables à son renouvellement fréquent.

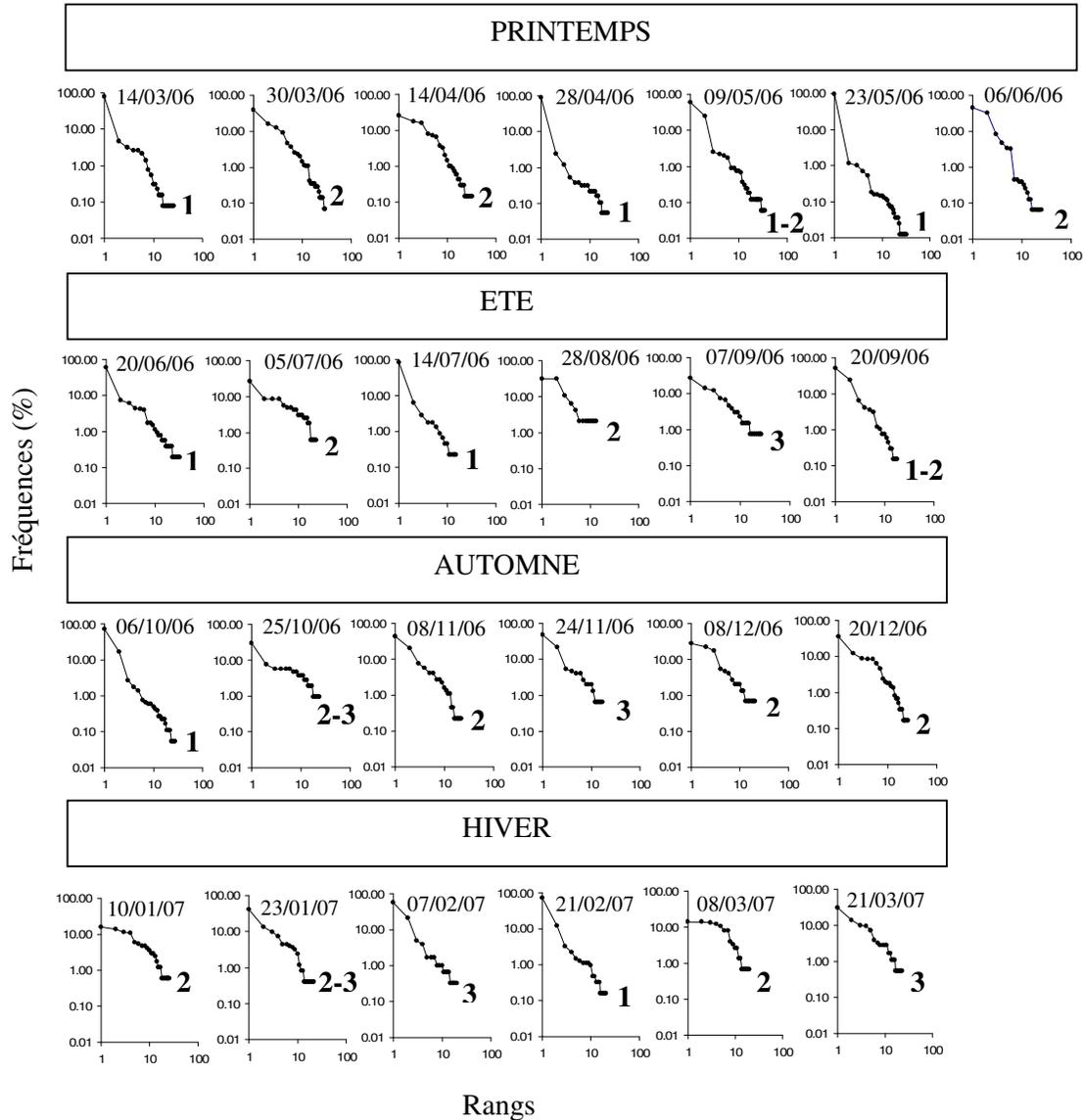


Figure 25 : Diagrammes Rang-Fréquence (DRF) permettant le suivi des stades de la succession phytoplanktonique dans la Petite Rade de Toulon. Les chiffres en gras indiquent les stades.

Comme dans la Petite Rade, les stades 1 relatifs à la communauté phytoplanktonique de la Grande Rade (Figure 26) ont toujours été initiés par les Bacillariophycées ; *Leptocylindrus danicus* et *Pseudonitzschia delicatissima* au printemps et *Dactyliosolen fragilissimus* et *Leptocylindrus danicus* en été. En revanche, aucun stade 1 n'a été observé durant l'automne et l'hiver, la communauté étant majoritairement en stade 2, stade de diversité maximale.

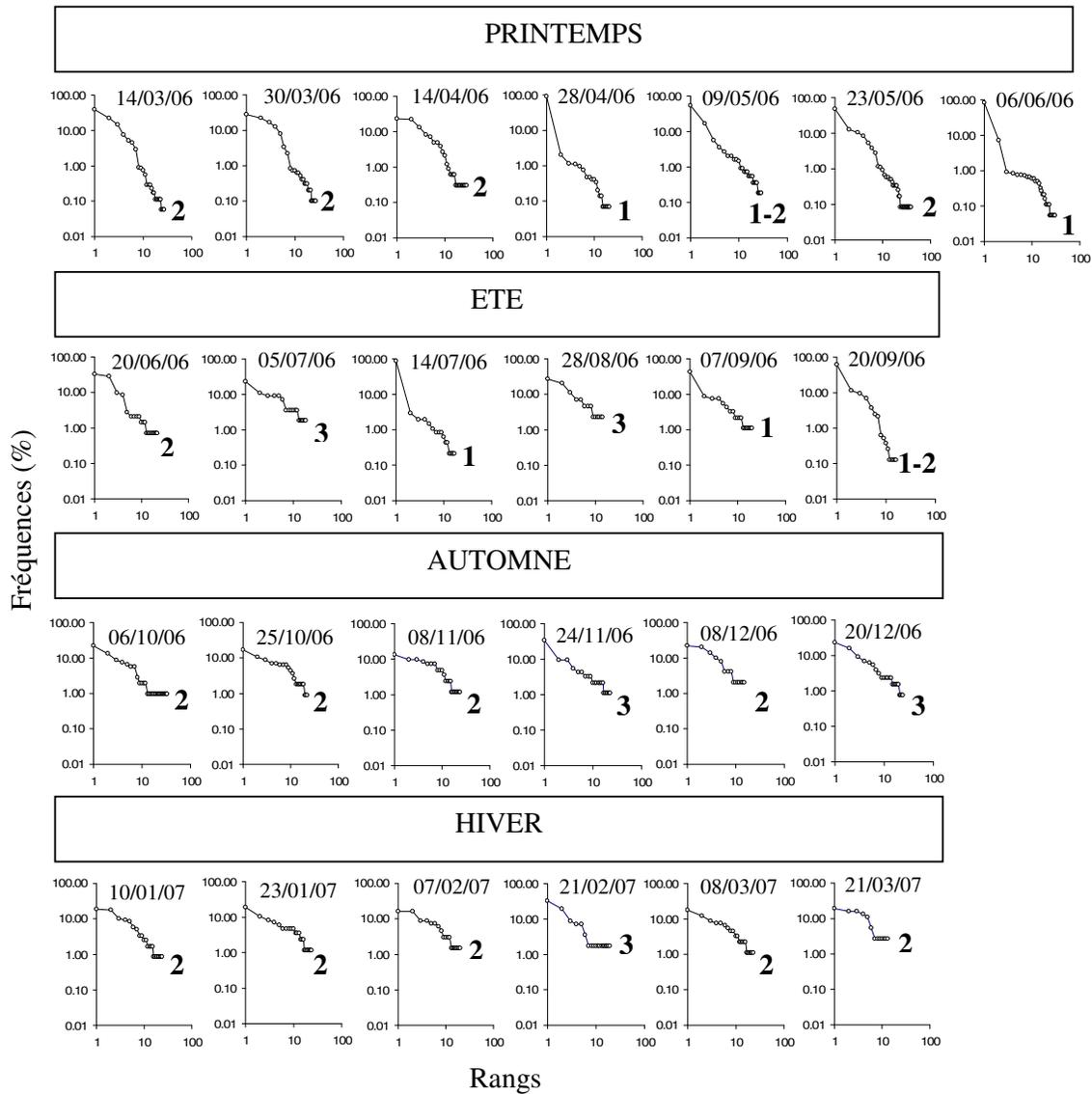


Figure 26 : Diagrammes Rang-Fréquence (DRF) permettant le suivi des stades de la succession phytoplanktonique dans la Grande Rade de Toulon. Les chiffres en gras indiquent les stades.

II.2.2.3 Zooplancton

II.2.2.3.1 Liste qualitative

Cette liste qualitative (Tableau XII) présente l'ensemble des espèces zooplanctoniques recensées au cours du cycle annuel dans la Petite Rade et la Grande Rade de Toulon. Quarante trois espèces/groupes taxonomiques ont été dénombrés dans la Petite Rade contre 49 dans la Grande Rade. Leur fréquence d'apparition dans les échantillons a été codée de 1 à 5 :

- 1 : fréquence supérieure ou égale à 75 %
 2 : fréquence comprise entre 50 et 74 %
 3 : fréquence comprise entre 25 et 49 %
 4 : fréquence comprise entre 10 et 24 %
 5 : fréquence inférieure à 10 %

Tableau XII : Liste qualitative et fréquence d'apparition des espèces/groupes taxonomiques dans la Petite Rade et la Grande Rade de Toulon. La classification a été établie à partir de Boxshall et Hasley (2004) et Gassé et Doumenc (1998).

	Petite Rade	Grande Rade
Embranchement des Protozoaires		
- Phylum : Rhizopodes		
- Classe : Granuloreticulés		
→ Foraminifères	4	4
- Phylum : Actinopodes		
- Classe : Phæodarés		
→ Radiolaires	4	3
- Phylum : Ciliophores		
→ Tintinnidés	1	1
Embranchement des Cnidaires		
→ Hydres		3
→		
Méduses	3	3
→ Siphonophores	3	3
Embranchement des Némathelminthes		
- Classe : Nématodes	5	4
Embranchement des Annélides		
- Classe : Polychètes	5	4
Embranchement des Bryozoaires		
	4	
<i>Incertae sedis</i>		
- Phylum : Chaetognathes		5
Embranchement des Mollusques		
- Classe : Gastéropodes		
→ Larves	1	1
- Classe : Bivalves		
→ Larves	1	2

Embranchement des Arthropodes

- **Classe** : Crustacés

- **Sous-Classe** : Branchiopodes

- **Ordre** : Cladocères

- <i>Evadne nordmanni</i>	3	3
- <i>Evadne spinifera</i>	5	4
- <i>Evadne tergestina</i>	5	
- <i>Penilia avirostris</i>		5
- <i>Podon intermedius</i>	4	4
- <i>Podon leuckarti</i>	4	
- <i>Podon polyphemoides</i>	5	

- Sous-Classe : Ostracodes	5	5
-----------------------------------	---	---

- **Sous-Classe** : Cirripèdes

→ Larves	3	3
----------	---	---

- **Sous-Classe** : Copépodes

- **Ordre** : Calanoides

- <i>Acartia clausi</i>	3	4
- <i>Acartia italica</i>	2	5
- <i>Acartia margalefi</i>	5	
- <i>Calocalanus</i> spp.	5	4
- <i>Centropages aucklandicus</i>	5	
- <i>Centropages chierchiae</i>	5	5
- <i>Centropages kroyeri</i>		5
- <i>Centropages typicus</i>	4	4
- <i>Clausocalanus arcuicornis</i>		5
- <i>Clausocalanus brevipes</i>	5	
- <i>Clausocalanus furcatus</i>		3
- <i>Clausocalanus mastigophorus</i>		5
- <i>Clausocalanus parapergens</i>		3
- <i>Clausocalanus pergens</i>	5	3
- <i>Isias clavipes</i>	5	5
- <i>Paracalanus aculeatus</i>	3	4
- <i>Paracalanus parvus</i>	2	2
- <i>Pteriacartia josephinae</i>	5	
- <i>Temora stylifera</i>	5	4

- **Ordre** : Cyclopoides

- <i>Corycaeus</i> spp.		4
- <i>Corycella</i> spp.		4
- <i>Monothula subtilis</i>	4	3
- <i>Oithona nana</i>	1	1
- <i>Oithona plumifera</i>	4	4
- <i>Oithona setigera</i>		3
- <i>Oithona similis</i>	2	1

- <i>Oncaea</i> spp.	3	3
- Ordre : Harpacticoides		
- <i>Clytemnestra scutellata</i>	5	5
- <i>Euterpina acutifrons</i>	3	2
- <i>Microsetella norvegica</i>	3	1
- Sous-Classe : Malacostracés		
- Ordre : Isopodes		5
- Ordre : Euphausiacées		
→ Tous stades larvaires	3	3
- Ordre : Amphipodes		5

Embranchement des Echinodermes

→ Larves	4	4
----------	---	---

Embranchement des Chordés

- Sous-Embranchement : Tuniciers		
- Classe : Thaliacés		
→ Doliolés		5
- Classe : Appendiculaires	1	1

II.2.2.3.2 Evolution générale de la communauté zooplanctonique

Les communautés zooplanctoniques n'ont montré aucune corrélation en termes d'évolution annuelle. En revanche, d'un point de vue quantitatif, les communautés zooplanctoniques des deux rades ont été significativement différentes ($Z = 4,37$, $p < 0,001$). La moyenne de la densité annuelle a été trois fois supérieure dans la Petite Rade (67922 ind.m^{-3}) par rapport à la Grande Rade (20839 ind.m^{-3}). Quatre pics de densités zooplanctoniques ont été enregistrés dans la Petite Rade (Figure 27 a) : au début du printemps 2006 ($1,33.10^5 \text{ ind.m}^{-3}$), en été ($1,10.10^5 \text{ ind.m}^{-3}$), et 2 en automne ($1,56.10^5 \text{ ind.m}^{-3}$ et $1,24.10^5 \text{ ind.m}^{-3}$). Dans la Grande Rade (Figure 27 b), le maximum d'abondance a été atteint durant le printemps 2006 ($3,71.10^4 \text{ ind.m}^{-3}$) et au début de l'automne ($3,47.10^4 \text{ ind.m}^{-3}$). En terme de biomasse, le test de Wilcoxon a montré une différence significative entre les rades ($Z = 4,37$, $p < 0,001$) et l'évolution annuelle zooplanctonique a été différente dans les rades. En moyenne, la biomasse zooplanctonique est 2 fois plus importante dans la Petite Rade que dans la Grande Rade. Les biomasses maximales ont été observées au printemps 2006 avec des valeurs de $5,14.10^{-2}$ et $5,18.10^{-2} \text{ gC.m}^{-3}$ dans la Petite Rade et $2,27.10^{-2}$ et $2,57.10^{-2} \text{ gC.m}^{-3}$ dans la Grande Rade. Dans les deux rades, la tendance globale a été une diminution de la biomasse zooplanctonique durant le cycle annuel.

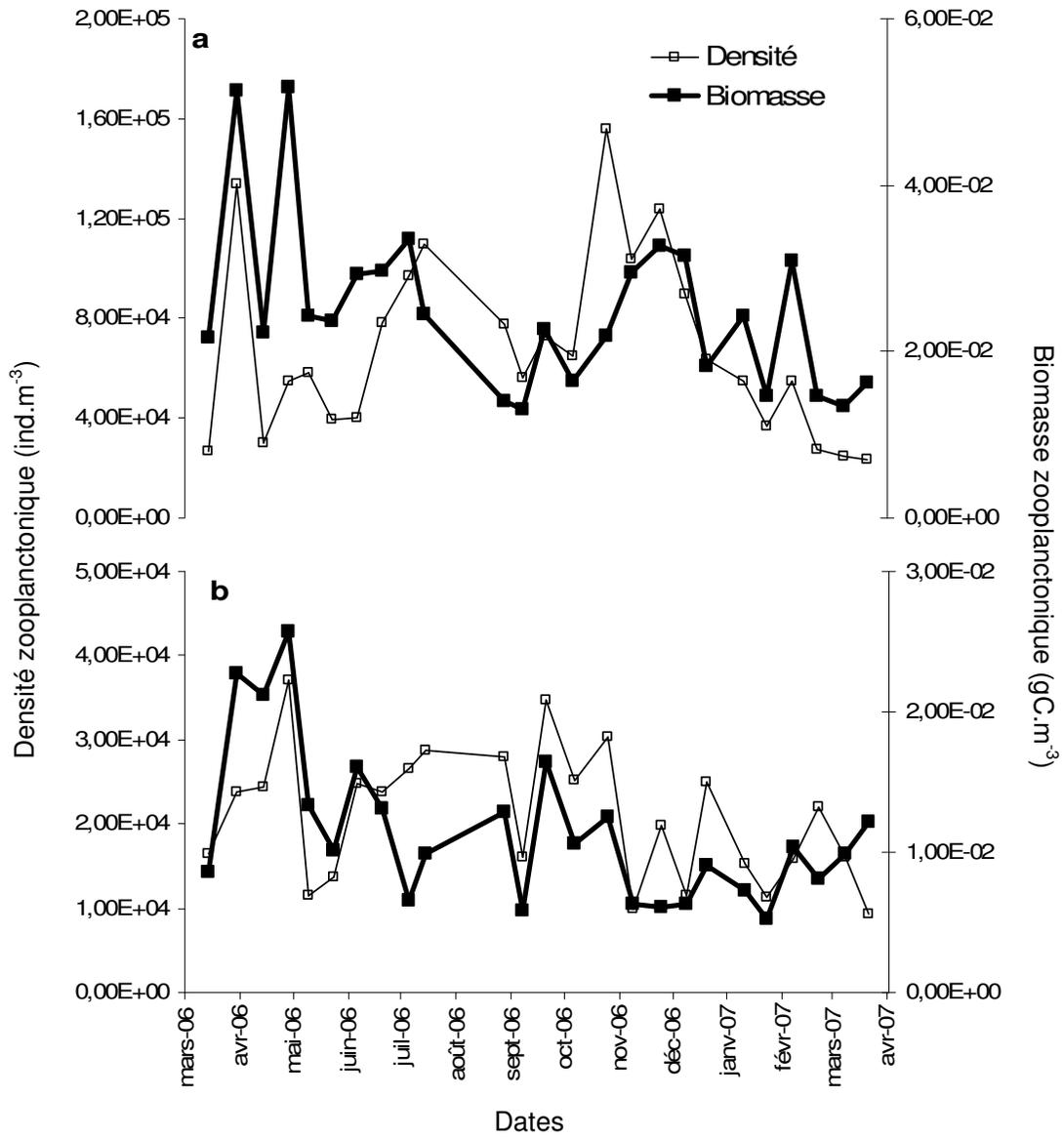


Figure 27 : Evolutions annuelles des densités et des biomasses zooplanctoniques dans la Petite Rade (a) et la Grande Rade (b).

II.2.2.3.3 Evolution des différents groupes taxonomiques

II.2.2.3.3.1 Evolution annuelle

Dans la Petite Rade (Figure 28a), les Copépodes ont composé en moyenne 76 % du zooplancton sur l'ensemble du cycle annuel avec un minimum de 33 % le 25 octobre et un maximum de 87 % le 28 août. Un développement important des Copépodes a eu lieu le 30 mars 2006, le 14 juillet et le 24 novembre avec des densités respectives de 71826, 94495 et 98794 ind.m⁻³. Concernant les Autres Invertébrés, leur développement s'est fait préférentiellement le 30 mars 2006 (54410 ind.m⁻³) et le 25 octobre 2006 (104530 ind.m⁻³). Les Cladocères ont atteint des densités maximales de 7246 et 2696 ind.m⁻³ respectivement le 30 mars 2006 et le 20 juin.

Dans la Grande Rade (Figure 28b), les Copépodes ont constitué en moyenne 76 % du zooplancton avec un minimum de 36 % le 9 mai et un maximum de 97 % le 21 mars 2007. Les plus fortes valeurs de densité des Copépodes ont été enregistrées le 28 avril (34341 ind.m⁻³), le 28 août (27013 ind.m⁻³) et le 20 septembre (27502 ind.m⁻³).

Le test de Spearman a montré une corrélation significative mais néanmoins assez faible entre les Copépodes et les Autres Invertébrés ($r_s = 0,51$, $p < 0,01$) ainsi qu'entre les Cladocères et les Autres Invertébrés ($r_s = 0,45$, $p < 0,05$) dans la Petite Rade. Dans la Grande Rade, chaque groupe considéré a évolué de façon distincte. Entre les rades, les évolutions des Cladocères et des Autres Invertébrés ont été corrélées ($r_s = 0,72$, $p < 0,001$ et $r_s = 0,58$, $p < 0,01$, respectivement). L'évolution des Copépodes entre les rades n'a pas montré de corrélation. Les Copépodes ont donc constitué le groupe discriminant entre les rades.

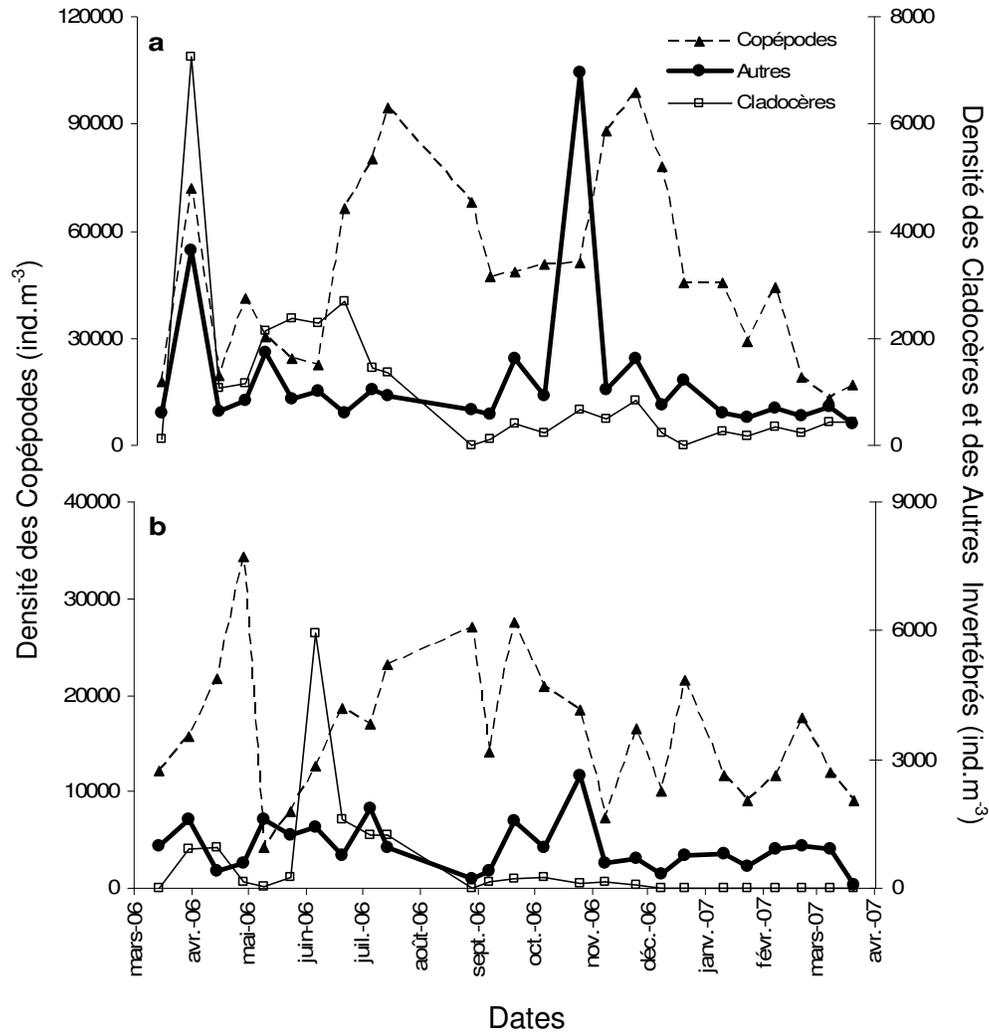


Figure 28 : Evolution annuelle du zooplancton divisé en trois grands groupes : les Copépodes, les Cladocères et les Autres Invertébrés (Autres) constituant le zooplancton marin.

Le suivi des proportions des différents groupes taxonomiques du zooplancton a montré la prédominance des Cyclopoïdes dans la Petite Rade (Figure 29 a) alors que la dominance se partage entre les Calanoides et les Cyclopoïdes dans la Grande Rade (Figure 29 b). Dans la Petite Rade, 2 groupes ont prédominé au printemps : les Cyclopoïdes et les Autres Invertébrés. Ils ont, en moyenne, constitué 31 et 35 % de la communauté. Cette saison a également été favorable au développement du stade nauplius des Copépodes, les nauplii représentant en moyenne 21 % de la communauté. En été et en automne, le zooplancton est

largement dominé par les Cyclopoïdes qui constituent en moyenne 59 % de la communauté. Le prélèvement automnal n° 15 (25 octobre) a fait néanmoins exception avec un pourcentage important des Autres Invertébrés (67 %). Au cours de l'hiver, la dominance des Cyclopoïdes a été remplacée par celle des nauplii de Copépodes qui ont représenté jusqu'à 41 % de la communauté. Tout au long de l'année, les Cladocères et les Harpacticoides sont restés en proportions discrètes constituant respectivement 6 et 3 % de la communauté au maximum. Dans la Grande Rade (Figure 29 b), la prédominance des Cyclopoïdes est moins marquée que dans la Petite Rade. Ils ont dominé la communauté durant l'été représentant jusqu'à 59 % de la communauté. La communauté zooplanctonique printanière a été essentiellement composée de Calanoides et de nauplii de Copépodes. L'automne a été la période la plus favorable au développement des Calanoides bien que la proportion maximale de Calanoides ait été atteinte à la fin de l'hiver avec 57 %. En hiver, les nauplii de Copépodes ont représenté la plus importante proportion de la communauté avec une moyenne de 32 %. A l'inverse de la Petite Rade, les Cladocères ont atteint une proportion de 24 % à la fin du printemps. Le groupe taxonomique des Harpacticoides a été le moins représenté mais a constitué néanmoins jusqu'à 12 % de la communauté au début de l'hiver.

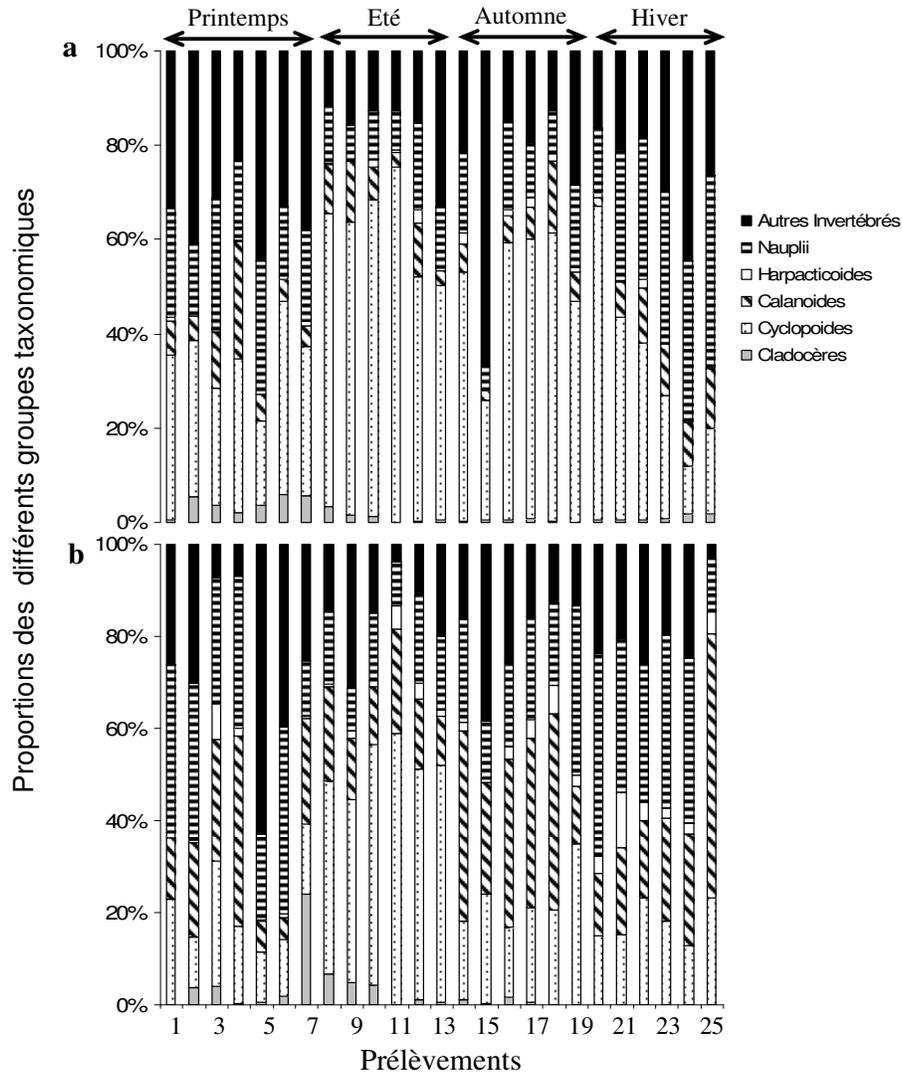


Figure 29: Evolution annuelle des proportions des cinq principaux groupes taxonomiques constituant le zooplancton dans la Petite Rade (a) et la Grande Rade (b).

II.2.2.3.3.2 Etude statistique

Une analyse en composantes principales a été effectuée à partir des effectifs du zooplancton. Un grand nombre de taxons apparaissant de façon accidentelle, des regroupements ont été effectués. Ces regroupements, présentés dans le Tableau XIII ont été faits, soit par genre, soit par affinité écologique excepté pour le groupe « Copépodes rares »

qui se compose de plusieurs genres et dont le regroupement est davantage d'ordre pratique qu'écologique. L'objectif de ces analyses est, d'une part, de voir si les deux stations choisies se discriminent d'un point de vue zooplanctonique et d'autre part, d'analyser la répartition temporelle de la communauté zooplanctonique au sein de chacune des stations.

Tableau XIII : Regroupements utilisés dans les analyses en composantes principales.

Code	Signification	Regroupement
DivB	Divers benthiques	Amphipodes, Foraminifères, Isopodes, Larves d'Annélides, Nématodes, Ostracodes, Radiolaires
Div	Divers	Tous les stades de Décapodes, Bryozoaires, Chaetognathes, Doliolles, Euphausiacées, Hydres, Larves d'Echinodermes, Méduses, Nauplii de Cirripèdes, Siphonophores
Biv	Larves de bivalves	
Gas	Larves de gastéropodes	
Tin	Tintinnidés	
App	Appendiculaires	
Cla	Cladocères	<i>Evadne nordmanni</i> , <i>E. spinifera</i> , <i>E. tergestina</i> , <i>Podon intermedius</i> , <i>P. leuckarti</i> , <i>P. polyphemoides</i>
Aca	<i>Acartia</i> spp.	<i>Acartia clausi</i> , <i>A. italica</i> , <i>A. margalefi</i> , <i>Acartia</i> spp. copépodites
Par	<i>Paracalanus</i> spp.	
CalC	Calanoides copépodites	
Oit	<i>Oithona</i> spp.	<i>Oithona nana</i> , <i>O. plumifera</i> , <i>O. setigera</i> , <i>O. similis</i> , <i>Oithona</i> spp.
CycC	Cyclopoides copépodites	
Har	Harpacticoides	<i>Clytemnestra scutullata</i> , <i>Euterpina acutifrons</i> , <i>Microsetella norvegica</i>
CopR	Copépodes rares	<i>Calocalanus</i> spp., <i>Centropages aucklandicus</i> , <i>C. chierchiae</i> , <i>C. typicus</i> , <i>C. kroyeri</i> , <i>Centropages</i> spp., <i>Clausocalanus brevipes</i> , <i>C. pergens</i> , <i>C. arcuicornis</i> , <i>C. furcatus</i> , <i>C. mastigophorus</i> , <i>Clausocalanus</i> spp., <i>Corycella</i> spp., <i>Corycaeus</i> spp., <i>Isias clavipes</i> , <i>Monothula subtilis</i> , <i>Oncaea</i> spp., <i>Pteriacartia josephinae</i> , <i>Temora stylifera</i>
Nau	Nauplii	

Une première A.C.P. (Figure 30) a été effectuée à partir des groupes zooplanctoniques présentés ci-dessus (Tableau XIII), les deux stations confondues. Les deux stations sont globalement bien différenciées, confirmant deux structures zooplanctoniques caractéristiques

des deux stations étudiées. A noter néanmoins que les deux premiers axes ne regroupent que 44,15 % de l'information, preuve de la complexité de la communauté zooplanctonique.

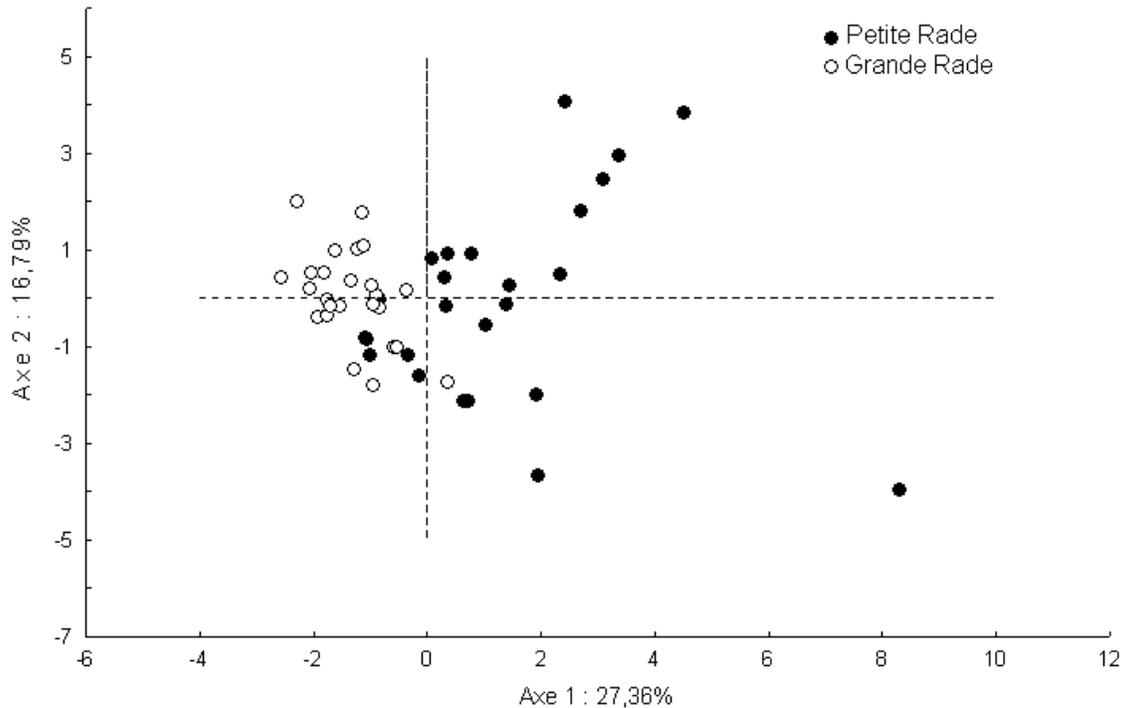


Figure 30 : Répartition des observations sur le plan principal issu de l'ACP effectuée sur les effectifs zooplanctoniques regroupés des deux rades.

Une A.C.P. a ensuite été effectuée sur chacune des rades afin de déterminer l'organisation générale des échantillons les uns par rapport aux autres. Dans la Petite Rade (Figure 31), les prélèvements se sont regroupés selon une logique saisonnière, les saisons hiver et printemps étant bien individualisées, à l'inverse des saisons été et automne. La communauté zooplanctonique a donc été similaire durant les saisons été et automne alors que sa composition a changé en hiver et au printemps. Concernant la Grande Rade (Figure 32), un regroupement très net s'effectue entre les saisons automne et hiver, le printemps et l'été étant plus dispersés mais néanmoins globalement regroupés dans le quart positif formé par l'axe 1 et l'axe 2. La composition de la communauté zooplanctonique de la Grande Rade a donc tendance à beaucoup fluctué durant les saisons printemps et été pour parvenir à une certaine stabilité durant les saisons automne et hiver. Les cercles de corrélations de chacune des rades (Figure 30 b et Figure 31 b correspondant respectivement à la Petite Rade et à la Grande Rade) tendent à montrer une répartition de la plupart des groupes taxonomiques dans la partie

positive de l'axe 1, liée à des températures chaudes. Les groupes taxonomiques se trouvant dans la partie négative de l'axe 2 (défini par les nutriments) pourraient être les groupes les moins dépendants du phytoplancton, celui-ci ayant besoin de nutriments pour se développer.

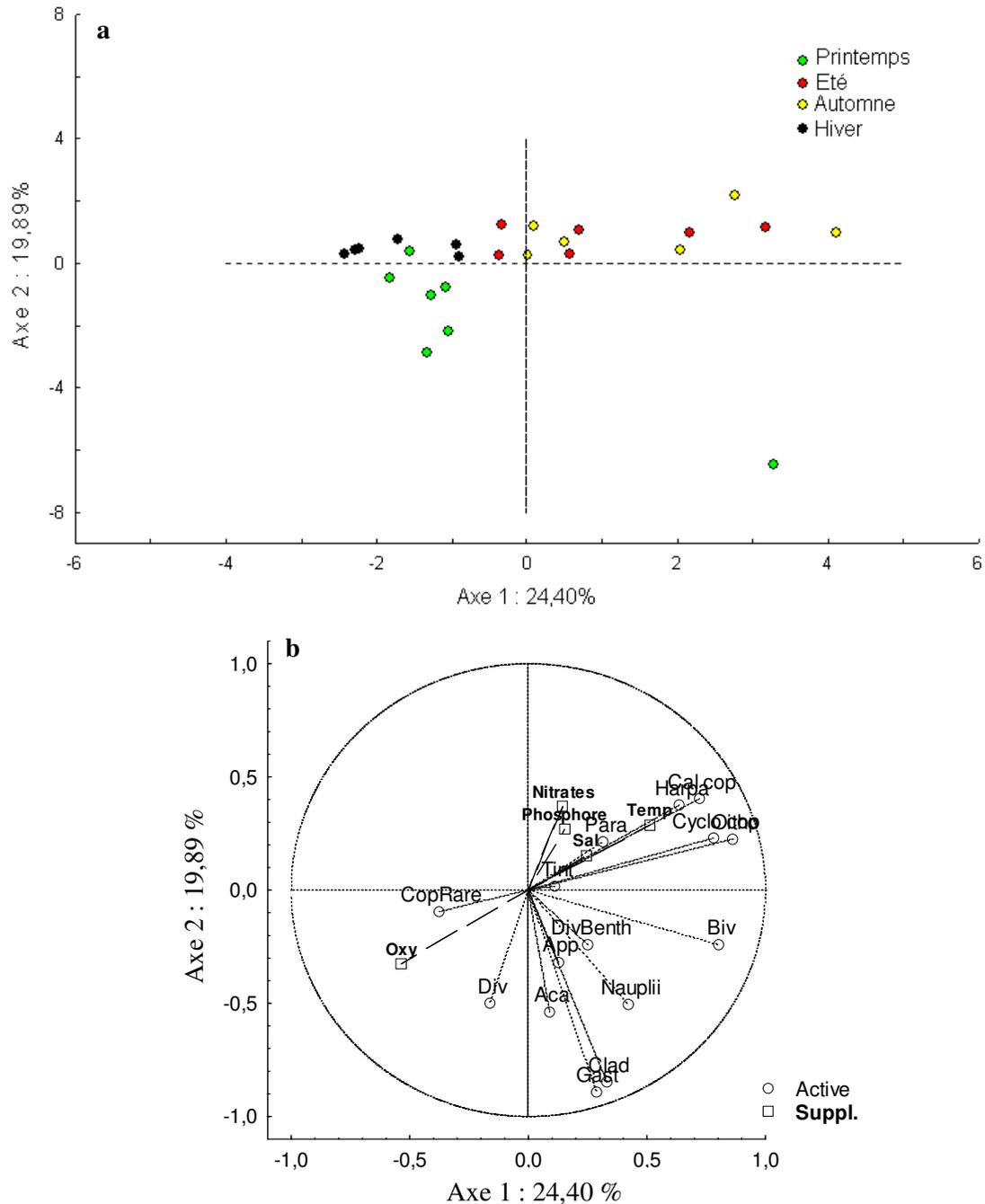


Figure 31 : Représentation des individus (dates) (a) et des variables (groupes taxonomiques) (b) de la Petite Rade dans le premier plan factoriel de l'A.C.P. Les paramètres abiotiques température de l'eau (Temp), salinité (Sal), Oxygène dans l'eau (Oxy), phosphore et nitrates ont été ajoutés comme variables supplémentaires (Suppl.), les variables actives étant les regroupements taxonomiques.

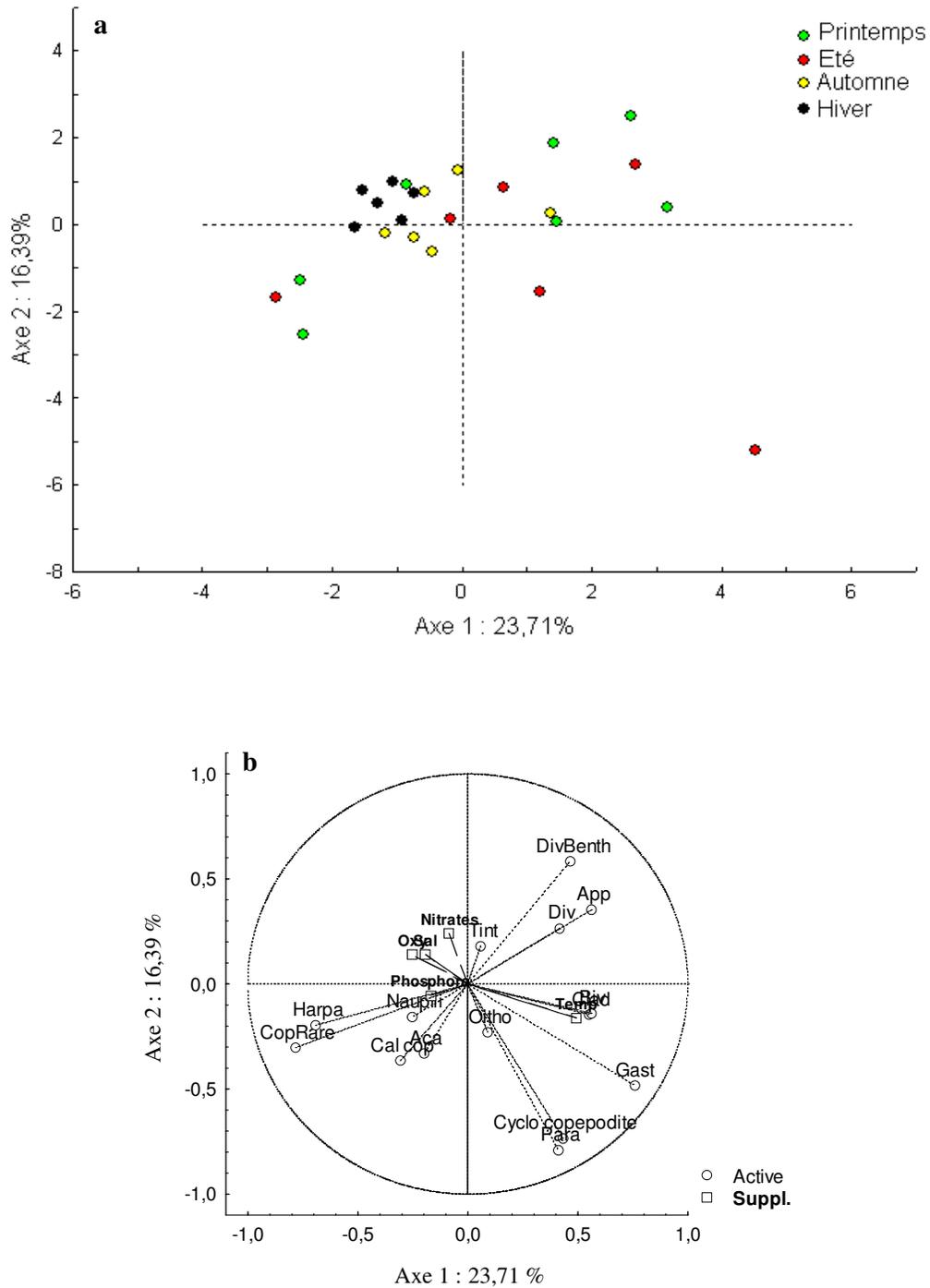


Figure 32 : Représentation des individus (dates) (a) et des variables (groupes taxonomiques) (b) de la Grande Rade dans le premier plan factoriel de l'A.C.P. Les paramètres abiotiques température de l'eau (Temp), salinité (Sal), Oxygène dans l'eau (Oxy), phosphore et nitrates ont été ajoutés comme variables supplémentaires (Suppl.), les variables actives étant les regroupements taxonomiques.

II.2.2.3.4 Succession saisonnière

La succession saisonnière du zooplancton de chacune des rades est présentée dans le Tableau XIV. Au printemps, l'espèce dominante dans la Petite Rade a été *Oithona nana* tandis que ce sont les nauplii de Copépodes qui ont dominé dans la Grande Rade. Globalement, la composition zooplanctonique a été très différente entre les deux rades. Les Autres Invertébrés ont été très présents dans la Petite Rade alors que les Copépodes sont dominants dans la Grande Rade avec notamment *Oithona similis* et la présence de Calanoides copépodites. A noter également la présence importante du Cladocère *Evadne spinifera* dans la Grande Rade. En été, *O. nana* a été dominant dans les deux rades. La composition entre les rades a été plus homogène. La différence s'est faite au niveau de la présence des Tintinnidés dans la Petite Rade et de l'importance d'*O. similis* et des Appendiculaires dans la Grande Rade. En Automne, *O. nana* a été dominant dans la Petite Rade alors que ce sont des Calanoides copépodites qui ont dominé la communauté zooplanctonique de la Grande Rade. De plus, *O. nana* a intégré les espèces dominantes de la Grande Rade au détriment d'*O. similis*. Dans les deux rades, les Tintinnidés et les nauplii de Copépodes ont été présents. En hiver, dans la Petite Rade, la dominance s'est partagée entre les nauplii de copépodes, *O. nana* et les Autres Invertébrés (Tintinnidés et Appendiculaires). Dans la Grande Rade, ce sont également les nauplii qui ont dominé. De plus, les Copépodes dominants ont été les Calanoides copépodites et *Oncea* spp. et non pas *O. nana*.

Tableau XIV : Succession saisonnière des principales espèces ou groupes taxonomiques zooplanctoniques dans la Petite Rade et la Grande Rade de Toulon. Les espèces sont présentées par ordre d'importance.

Saison	Petite Rade	Grande Rade
Printemps	<i>Oithona nana</i> , nauplii de Copépodes, larves Gastéropodes, Appendiculaires, Tintinnidés, larves de Bivalves	nauplii de Copépodes, Calanoides copépodites, <i>Oithona similis</i> , Appendiculaires, <i>Evadne spinifera</i>
Eté	<i>Oithona nana</i> , <i>Oithona</i> spp., nauplii de Copépodes, Calanoides copépodites, Tintinnidés	<i>Oithona nana</i> , nauplii de Copépodes, <i>Oithona similis</i> , Calanoides copépodites, <i>Oithona</i> spp., Appendiculaires
Automne	<i>Oithona nana</i> , Tintinnidés, nauplii de Copépodes, <i>Oithona</i> spp., Cyclopoïdes copépodites	Calanoides copépodites, nauplii de Copépodes, <i>Oithona nana</i> , Tintinnidés, Appendiculaires
Hiver	nauplii de Copépodes, <i>Oithona nana</i> , Tintinnidés, Appendiculaires	nauplii de Copépodes, Calanoides copépodites, Tintinnidés, Appendiculaires, <i>Oncea</i> spp.

L'évolution annuelle des principaux groupes taxonomiques et des principales espèces de la Petite Rade (Figure 33) a montré que les Cyclopoïdes copépodites, les larves de Gastéropodes, *Oithona* spp. et les Tintinnidés avaient une saisonnalité bien marquée. A

l'inverse, les Appendiculaires, les Calanoides copépodites, les larves de Bivalves, les nauplii de Copépodes et *Oithona nana* ont été présents durant toute l'année et se sont développés de façon importante à plusieurs reprises.

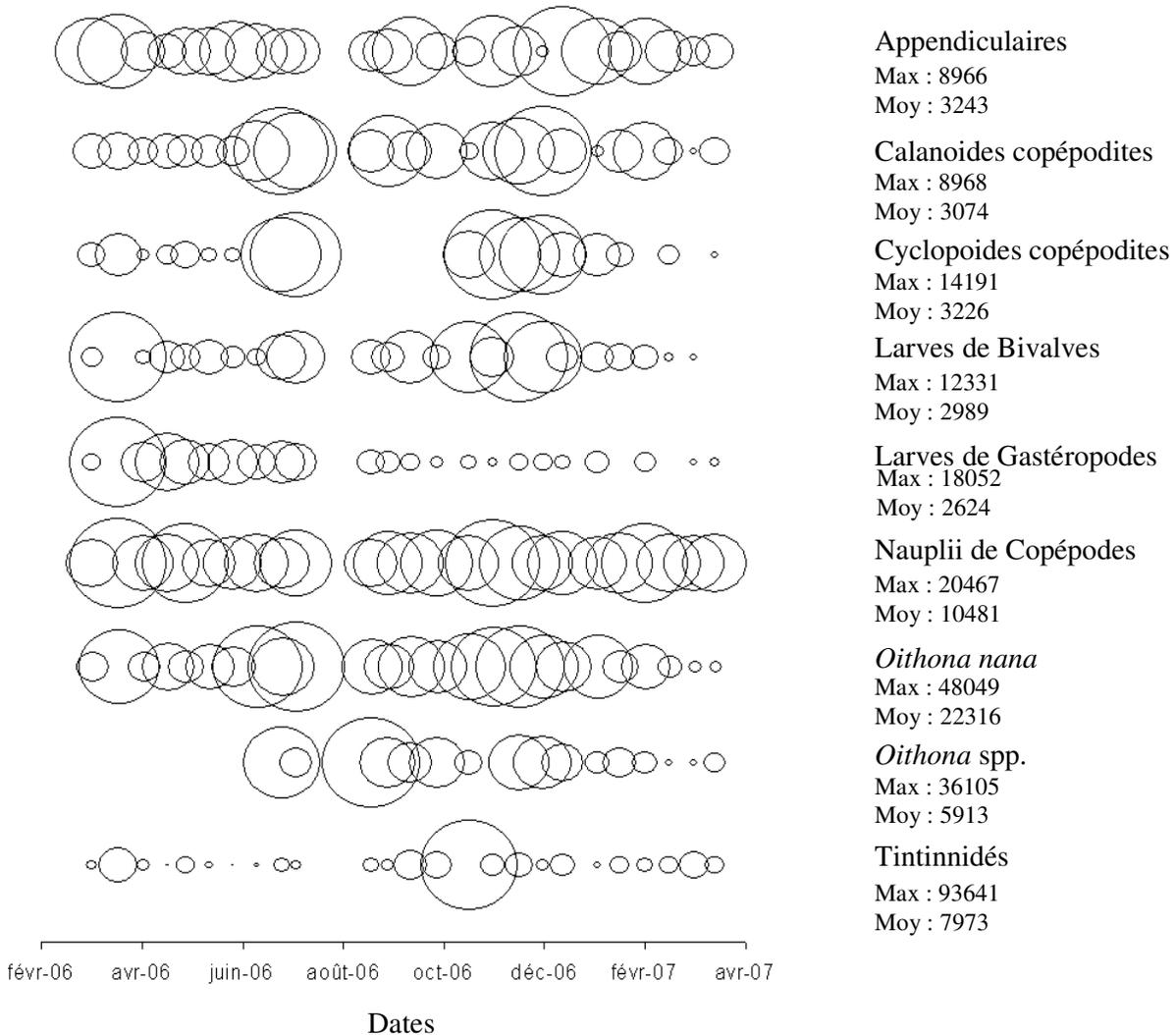


Figure 33 : Cycle annuel des principales espèces et principaux groupes taxonomiques impliqués dans la succession saisonnière zooplanctonique dans la Petite Rade de Toulon. La surface des cercles est proportionnelle à la densité de l'espèce considérée. Les densités maximales (Max) et les moyennes annuelles (Moy) sont indiquées pour chaque espèce (ind.m^{-3}).

Dans la Grande Rade (Figure 34), seuls les Appendiculaires, les Calanoides copépodites et les Nauplii de Copépodes ont montré une saisonnalité peu marquée avec un développement significatif tout au long de l'année. *Evadne spinifera*, *Oithona nana*, *Oithona similis*, *Oithona* spp., *Oncea* spp. et les Tintinnidés se sont développés de façon importante à

des périodes précises de l'année. *Oithona nana*, dominant dans les deux rades, n'a pas présenté le même cycle saisonnier.

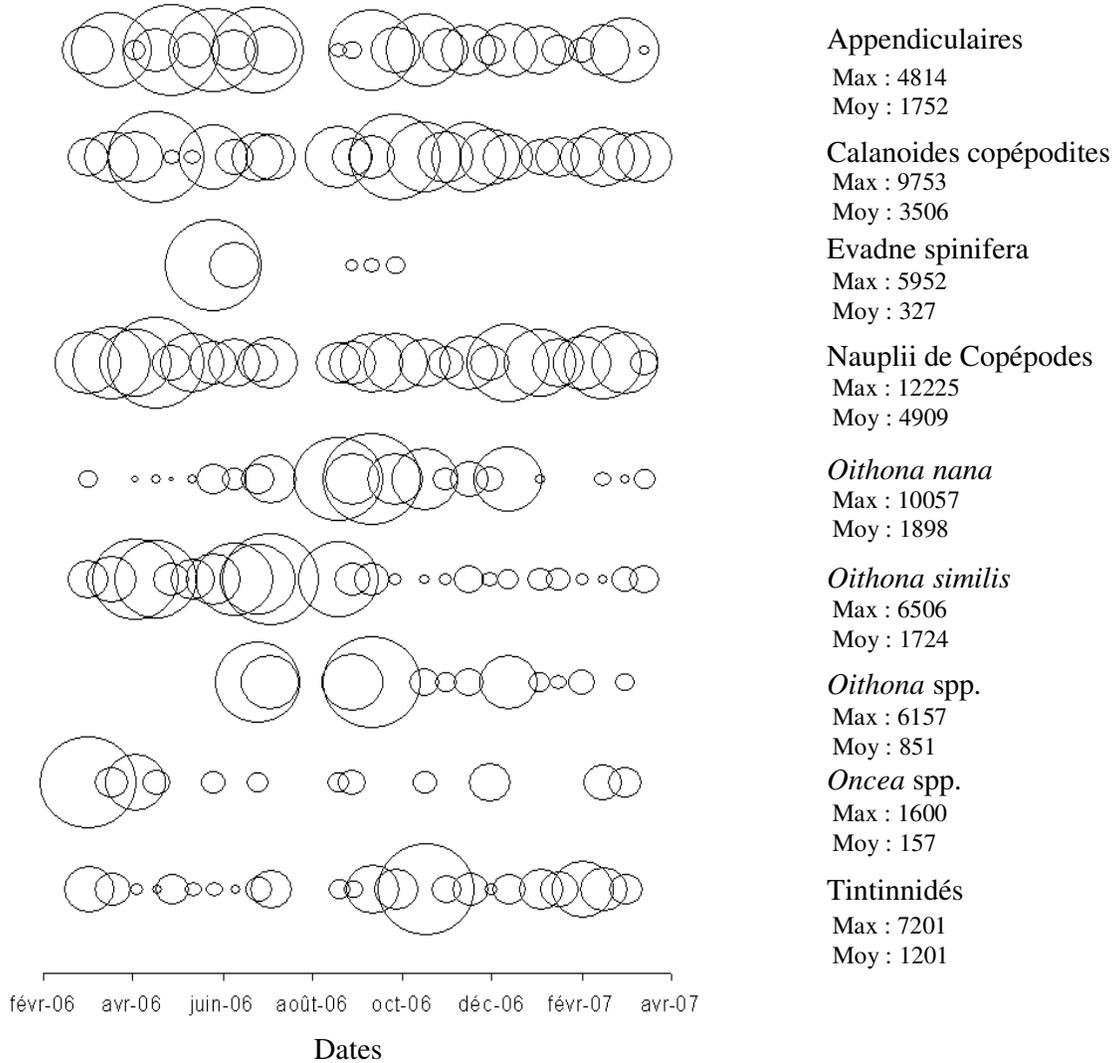


Figure 34 : Cycle annuel des principales espèces et principaux groupes taxonomiques impliqués dans la succession saisonnière zooplanctonique dans la Grande Rade de Toulon. La surface des cercles est proportionnelle à la densité de l'espèce considérée. Les densités maximales (Max) et les moyennes annuelles (Moy) sont indiquées pour chaque espèce (ind.m^{-3}).

II.2.2.3.5 Evolution de la diversité

II.2.2.3.5.1 Richesse taxonomique et indice de Shannon

Concernant la richesse taxonomique zooplanctonique (Figure 35), la différence entre les rades est plus marquée. Entre le début de l'été et le début de l'hiver, la richesse taxonomique est plus élevée dans la Grande Rade atteignant un maximum de 33 le 5 juillet 06. Le printemps a favorisé une richesse taxonomique maximale dans la Petite Rade (S = 34).

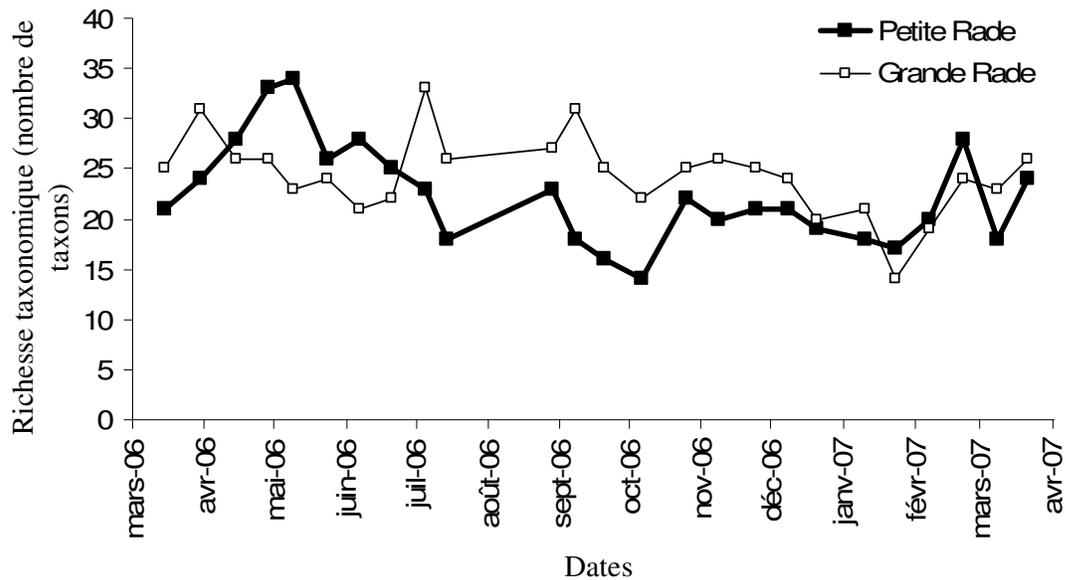


Figure 35 : Evolution de la richesse taxonomique zooplanctonique dans la Petite rade et la Grande Rade de Toulon

L'évolution de l'indice de Shannon des communautés zooplanctoniques a été assez stable dans les deux rades (Figure 36) variant de 2,22 (25 octobre 06) à 3,76 bits (28 avril 06) dans la Petite Rade et de 2,91 (23 janvier 06) à 3,90 bits (5 juillet 06). Le test de Spearman n'a pas mis en évidence de corrélation entre les indices de Shannon des deux rades et le test de Wilcoxon n'a pas montré de différence quantitative significative entre les rades.

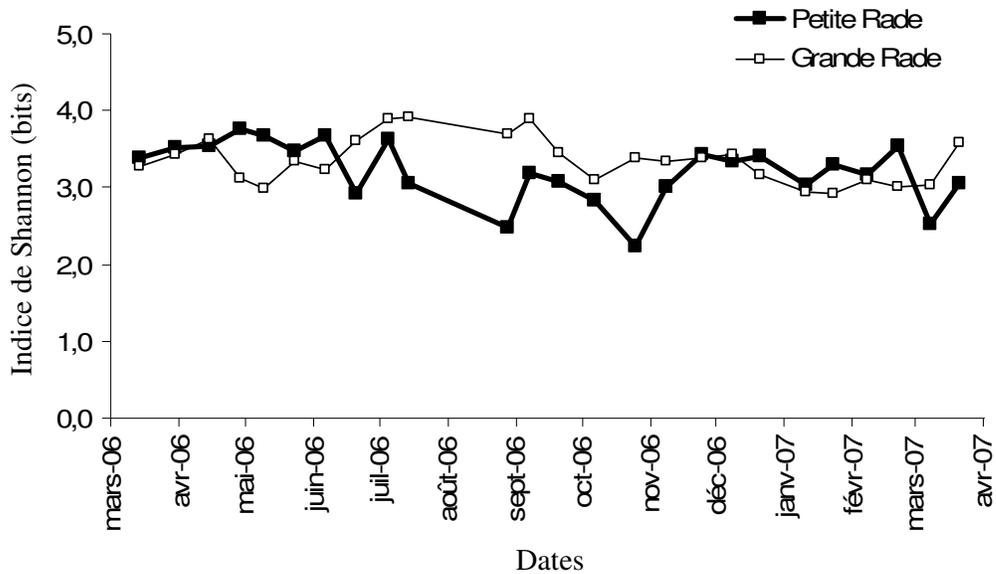


Figure 36 : Evolution de l'indice de Shannon de la communauté zooplanctonique dans la Petite Rade et la Grande Rade de Toulon.

II.2.2.3.5.2 Diagrammes Rang-Fréquence

Un seul stade 1 (25 octobre) a été mis en évidence par l'étude des DRF de la communauté zooplanctonique de la Petite Rade (Figure 37), engendré par les Tintinnidés. Le stade 2 a été majoritaire durant la majeure partie du cycle annuel, le stade 3 n'apparaissant qu'à la fin de l'hiver.

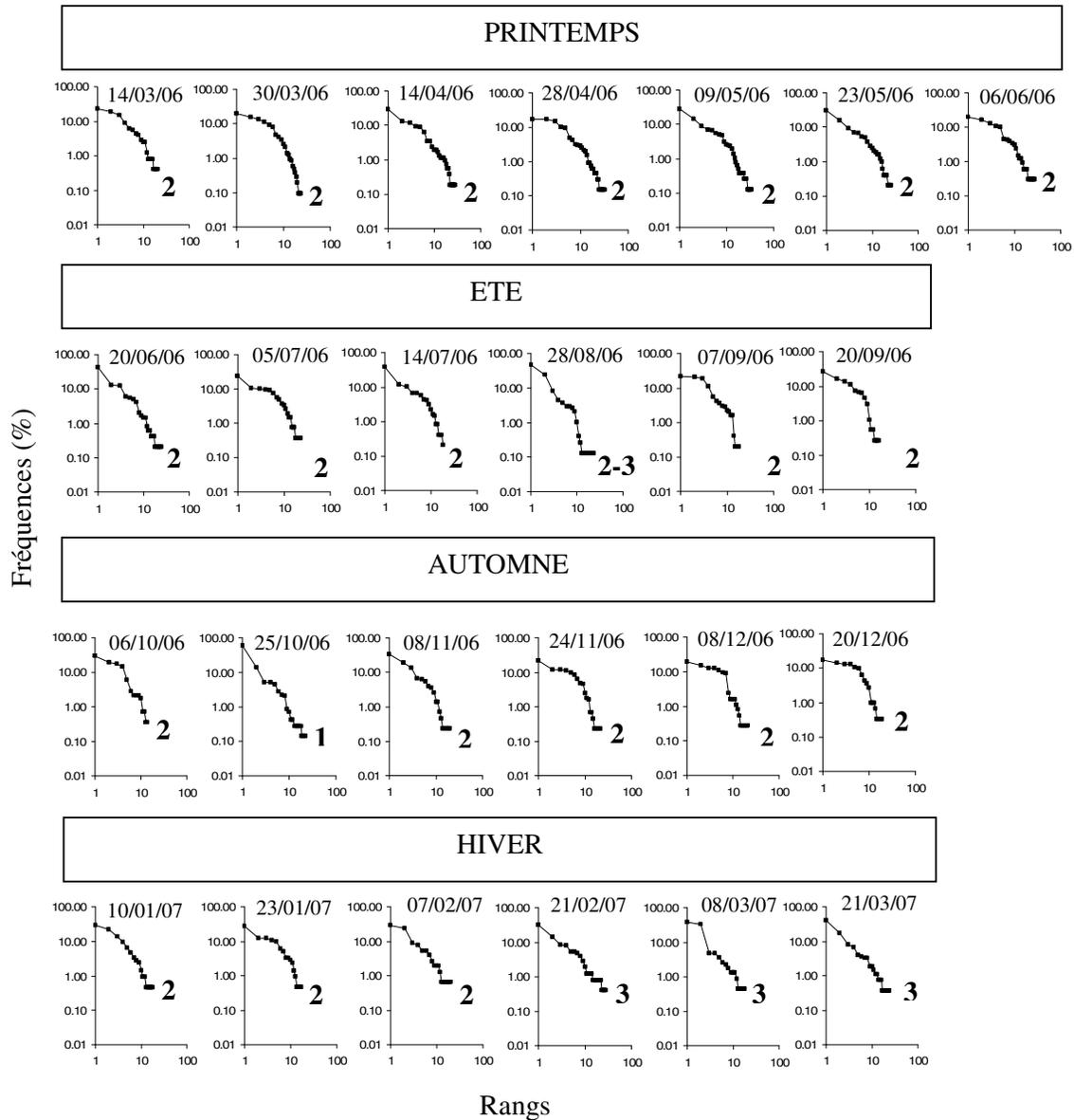


Figure 37 : Diagrammes Rang-Fréquence (DRF) permettant le suivi des stades de la succession zooplanctonique dans la Petite Rade de Toulon. Les chiffres en gras indiquent les stades.

Dans la Grande Rade (Figure 38), trois successions ont eu lieu : du 14 mars 06 au 9 mai, du 23 mai au 8 décembre et du 20 décembre au 21 mars 07. Les nauplii de Copépodes dominant chaque stade 1.

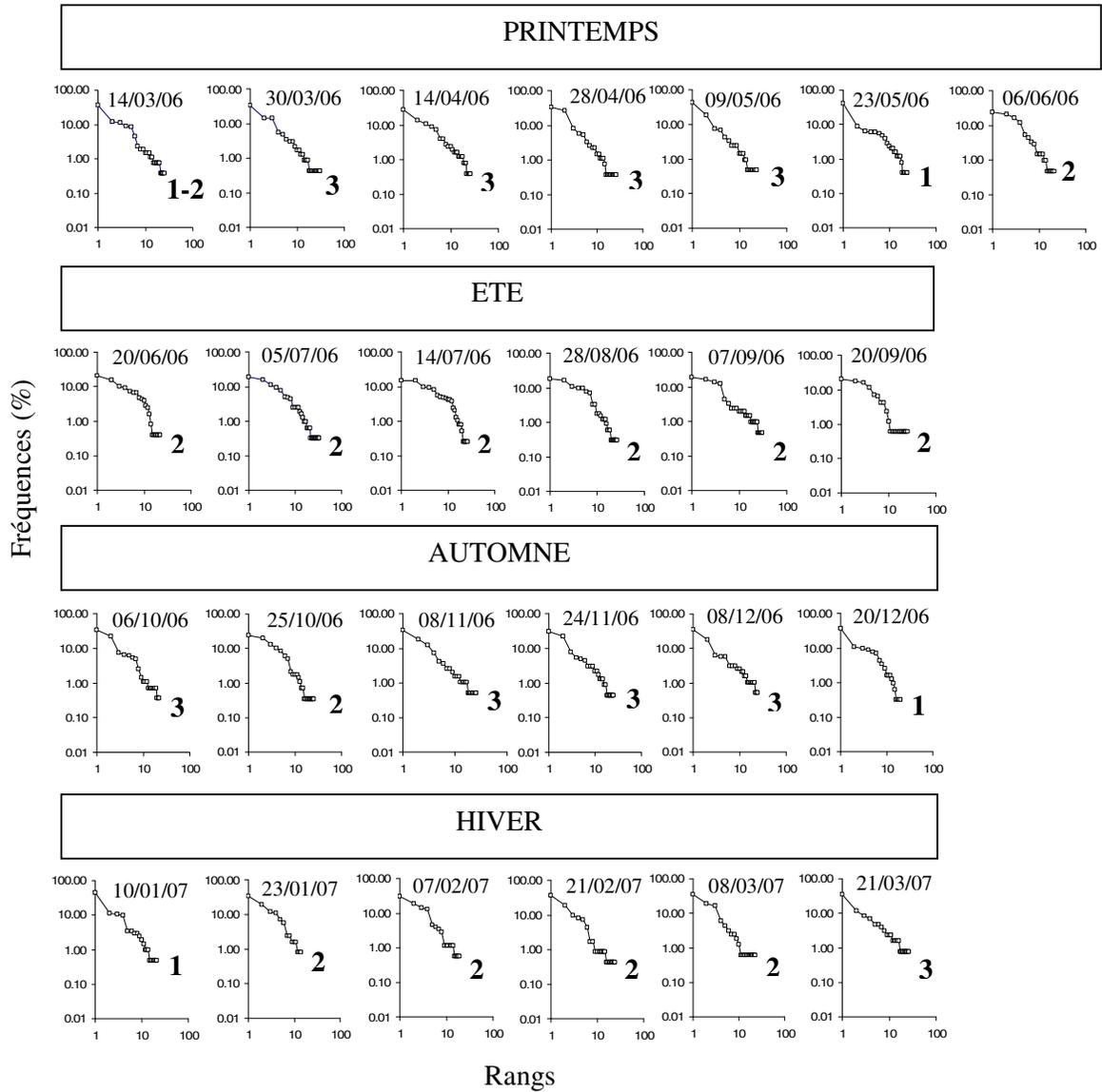


Figure 38 : Diagrammes Rang-Fréquence (DRF) permettant le suivi des stades de la succession zooplanctonique dans la Grande Rade de Toulon. Les chiffres en gras indiquent les stades.

II.3 Discussion

II.3.1 Caractérisation des sites d'études

Le suivi des paramètres abiotiques permet de caractériser les deux rades et d'appréhender leur niveau trophique durant la période d'étude. Sur l'ensemble des variables étudiées, la salinité, les nitrates et la chlorophylle *a* ont montré des différences significatives entre les rades. La différence d'évolution de la salinité s'explique par la différence géomorphologique des deux rades. En effet, la Petite Rade, semi-fermée, agit comme un bassin de stockage de l'eau de pluie. La salinité peut diminuer de façon importante très rapidement. Ainsi, en 1999, la salinité a diminué de près de 8, en un mois, dans la Petite Rade (Jamet *et al.*, 2005). En période estivale, une forte évaporation a lieu dans la Petite Rade ce qui provoque une augmentation de la salinité. Dans la Grande Rade, qui est ouverte sur le large, les fortes pluies ont moins d'influence sur la salinité du fait des échanges et des mélanges plus importants qui ont lieu avec les eaux du large. En période estivale, l'effet de l'évaporation est moindre du fait de l'ouverture de la Grande Rade sur le large.

Concernant les nitrates, même si leur évolution n'est pas corrélée entre les rades, les fortes concentrations apparaissent majoritairement en fin d'année dans les deux rades et font suite à des épisodes pluvieux. Dans la Petite Rade, les nitrates arrivent essentiellement par la rivière du Las. D'autres petits émissaires se jettent également dans la Petite Rade, notamment lors des phénomènes pluvieux, et peuvent être à l'origine de potentiels apports de nitrates (SIAT, 2002). Dans la Grande Rade, l'Eygoutier concentre l'ensemble des eaux des communes où l'activité agricole est très développée (SIAT, 2002). En période pluvieuse, le lessivage des sols agricoles entraîne d'importantes quantités de nitrates dans les eaux de l'Eygoutier. Des valeurs de 10 mg.L^{-1} ont été mesurées par Nicolau (2005) dans l'Eygoutier suite à une période pluvieuse importante en 2000. L'émissaire de la station d'épuration de Toulon Est participe également à l'apport de nitrates dans la Grande Rade, avec des effluents épurés dont les concentrations en azote total varient de 2000 à $3500 \mu\text{mol.L}^{-1}$, ce qui équivaut à un apport moyen de 0,5 tonnes d'azote par jour (Guillot et Aminot, 1991). De plus, lors de la campagne Intersite II (RNO, 1987), les concentrations en azote minéral ont été rapidement multipliées par 15 suite à des périodes de fort Mistral provoquant des remontées d'eaux riches en nutriments.

Les différentes sources de nitrates et les phénomènes d'upwelling peuvent expliquer les fortes variations des concentrations de nitrates observées dans la Grande Rade et qui sont absentes dans la Petite Rade.

La concentration de chlorophylle *a* est directement liée à la production phytoplanctonique qui, elle-même, dépend de l'apport en nutriments. De ce fait, ce paramètre est utilisé dans de nombreux travaux comme indicateur de l'état trophique du milieu. Bricker *et al.* (1999) considèrent, pour les eaux des estuaires américains, que l'eutrophisation est faible pour une valeur maximale inférieure à $5 \mu\text{g.L}^{-1}$, moyenne pour des valeurs maximales comprises entre 5 et $20 \mu\text{g.L}^{-1}$, élevées pour des valeurs maximales comprises entre 20 et $60 \mu\text{g.L}^{-1}$. L'hyper-eutrophisation est atteinte au-delà d'une concentration maximale de $60 \mu\text{g.L}^{-1}$. En milieu marin, aucune valeur n'a été officiellement établie pour déterminer le niveau d'eutrophisation du milieu (Ignatiades, 2005). Vollenweider *et al.* (1998) ont établi un indice trophique (TRIX) pour les eaux côtières marines. Néanmoins, cet indice se base sur de nombreux paramètres que sont la concentration en chlorophylle *a*, l'oxygène (en pourcentage de saturation), l'azote (minéral et total) et le phosphore (minéral et total). Il n'est donc pas toujours facile de l'utiliser. C'est pourquoi certains auteurs se sont basés sur les paramètres les plus communément mesurés. Ainsi, Ignatiades (2005) a établi le statut trophique des eaux côtières de la mer Egée selon les concentrations de chlorophylle *a*. Lorsque la concentration est inférieure à $0,5 \text{ mg.m}^{-3}$, le milieu est oligotrophe. La mésotrophie est atteinte pour des concentrations de chlorophylle *a* variant de $0,5$ à 1 mg.m^{-3} . Enfin le milieu est dit eutrophe pour des concentrations supérieures à 1 mg.m^{-3} . De plus, les valeurs de nutriments y sont associées. Ainsi, les orthophosphates varient entre $0,02 \mu\text{M}$, $0,09 \mu\text{M}$ et $0,34 \mu\text{M}$ et les nitrates de $0,22 \mu\text{M}$, $0,33 \mu\text{M}$ et $0,52 \mu\text{M}$ selon que le milieu soit respectivement oligotrophe, mésotrophe ou eutrophe. Dans notre étude, la moyenne annuelle des orthophosphates, des nitrates et de la chlorophylle *a* ont été respectivement de $0,07 \mu\text{M}$, $1,98 \mu\text{M}$ et $1,37 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans la Petite Rade. Dans la Grande Rade, les moyennes ont été de $0,06 \mu\text{M}$ pour les orthophosphates, $2,21 \mu\text{M}$ pour les nitrates (sans les valeurs remarquables) et $0,69 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour la chlorophylle *a*. En se basant sur les seules valeurs de chlorophylle *a*, la Petite Rade serait eutrophe alors que la Grande Rade serait mésotrophe. Les valeurs d'orthophosphates indiqueraient une tendance mésotrophe dans les deux rades alors que les nitrates seraient plutôt assimilables à des conditions d'eutrophie pour les deux rades. Par contre, les valeurs d'oxygène en mg.L^{-1} et en pourcentage de saturation ont montré, d'une part, qu'aucune valeur d'oxygène dissous n'a été inférieure à 8 mg.L^{-1} durant l'étude et d'autre part, le pourcentage de saturation n'a jamais été inférieur à 90% et n'a jamais excédé les 110% . Ces valeurs tendraient donc à indiquer que les deux rades seraient plutôt oligotrophes. L'évaluation de l'état d'eutrophisation reste donc difficile en milieu côtier marin du fait de leur fluctuation d'un état trophique à un autre selon les périodes de l'année et selon les critères considérés.

II.3.2 Ecologie des communautés planctoniques

II.3.2.1 Bactéries

L'étude de l'évolution de la densité totale de la communauté bactérienne seule, apporte des informations restreintes au niveau de son écologie. Néanmoins, le suivi des densités bactériennes dans la Petite Rade montre, d'une part, que la densité moyenne obtenue dans cette étude est 4 fois supérieure aux densités mesurées dans la Petite Rade en 1999-2000 (Jamet *et al.*, 2005) et d'autre part, que la densité bactérienne moyenne de la Grande Rade est 1,5 fois inférieure à celle de la Petite Rade. Or, la comparaison avec par exemple, les densités bactériennes de Barcelone, site très largement anthropisé et de Banyuls-sur-Mer, site considéré comme oligotrophe, a montré que Barcelone avait une densité bactérienne plus importante (Aguogué *et al.*, 2005). Cela tend à confirmer que la Grande Rade subit une influence anthropique moins importante que dans la Petite Rade et que la pression anthropique a augmenté dans ces deux rades durant la dernière décennie. En dépit de ces différences en termes de densité moyenne entre les rades, il existe une corrélation entre les évolutions annuelles bactériennes des rades. Cette corrélation amène à formuler deux hypothèses : (1) soit l'écologie bactérienne est la même dans les deux rades, (2) soit il y a une influence des eaux de la Petite Rade sur les eaux de la Grande Rade conduisant à des variations mensuelles similaires. Les bactéries dépendent essentiellement de l'excrétion de matière organique dissoute par le phytoplancton, la quantité de MOD excrétée par le phytoplancton dépendant elle-même, entre autres, de la concentration de nutriments dans le milieu (Azam *et al.*, 1983). Or, nos résultats ont montré une corrélation entre les évolutions annuelles phytoplanctoniques des deux rades et entre les évolutions annuelles des concentrations de phosphore, élément limitant dans notre système, étayant ainsi la première hypothèse. La seconde hypothèse semble également envisageable. En effet, des échanges d'eau existent entre les rades, notamment au niveau de la Grande Passe et les bactéries sont des organismes qui démontrent une très grande capacité d'adaptation. L'écologie bactérienne des rades semble donc similaire du fait d'une évolution phytoplanctonique comparable dans les rades et d'un échange de masses d'eau entre les rades.

II.3.2.2 Phytoplancton

La comparaison des densités phytoplanctoniques avec celles estimées dans les études précédemment effectuées dans la Rade de Toulon est délicate du fait des différentes méthodologies utilisées. Néanmoins, la comparaison des valeurs de chlorophylle *a* (paramètre

souvent utilisé pour le suivi de la biomasse phytoplanctonique) montre que les concentrations ont très peu évolué par rapport au suivi annuel effectué en 1997 aussi bien pour la Petite Rade (moyenne annuelle de 1,24 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en 1997 et de 1,37 $\mu\text{g.L}^{-1}$ pour cette étude) que pour la Grande Rade (moyenne annuelle de 0,67 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en 1997 et de 0,69 $\mu\text{g.L}^{-1}$ pour cette étude) (Despiau *et al.*, 2002). Au cours de l'année 2000, la moyenne de la concentration de chlorophylle *a* dans la Petite Rade était d'environ 2 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Jean, 2002). Cela confirme donc une certaine stabilité de la biomasse phytoplanctonique au cours des années, pour les deux rades.

Le nombre d'espèces phytoplanctoniques recensées dans les deux rades (123 dans la Petite Rade et 132 dans la Grande Rade) est inférieur au nombre d'espèces recensées dans le Golfe de Thermaikos (154) au cours d'un cycle annuel de mai 1988 à avril 1989 (Nikolaides et Mostaka-Gouni, 1990), site largement influencé par les apports anthropiques avec des concentrations en orthophosphates atteignant 86 $\mu\text{g.L}^{-1}$, valeur 12 fois plus importante que la valeur maximale de la Petite Rade. Pourtant, contrairement au Golfe de Thermaikos, les Bacillariophycées ont la plus importante richesse spécifique dans la Petite Rade et la Grande Rade de Toulon, les espèces recensées en Grèce appartenant majoritairement aux Dinophycées. Selon Chrétiennot-Dinet (1998), la présence de Bacillariophycées est indicatrice d'une communauté phytoplanctonique en bon état alors que les Dinophycées se développent préférentiellement dans les milieux eutrophes. Néanmoins, dans les deux rades, la richesse spécifique des Bacillariophycées est très proche de la richesse spécifique des Dinophycées ce qui sous-entend une fragilité et un potentiel changement de l'évolution et de la structure de la communauté phytoplanctonique.

L'étude de la succession planctonique indique également des points de discordance en comparaison avec la succession établie par Margalef (1958) (voir § II.2.3.2). Dans la Petite Rade, les différences sont : (1) l'absence d'un pic de densité à la fin de l'hiver typique des écosystèmes méditerranéens (Travers, 1971 ; Scotto di Carlo *et al.*, 1985) qui se retrouve pourtant dans la Grande Rade. (2) Une floraison automnale prépondérante. Un pic de densité automnal est classique en Méditerranée mais il est généralement d'amplitude inférieure au pic hivernal/printanier (Goffart *et al.*, 2002). (3) L'importance des Dinophycées et des Autres Flagellés en période hivernale dans la Petite Rade, ceux – ci apparaissant habituellement en période estivale. Dans la Grande Rade, les développements planctoniques de fin d'hiver/début de printemps et d'automne se retrouvent, le pic automnal étant néanmoins prépondérant. La proportion de Dinophycées et Autres Flagellés est bien maximale en période estivale, néanmoins une proportion non négligeable de ces organismes perdure en automne et en hiver.

Ces différences s'expliquent notamment en regard des facteurs allogéniques. La succession phytoplanctonique est régulée par les facteurs allogéniques et les facteurs autogéniques (Smayda, 1980). Les facteurs allogéniques sur lesquels les organismes n'ont pas de contrôle direct sont principalement la salinité, la température, la lumière, les conditions d'hydrodynamisme, les substances anthropiques. Les facteurs autogéniques, qui dépendent significativement des caractéristiques intrinsèques des organismes, sont principalement leur cycle de vie, les nutriments, la qualité de l'eau, les substances allélochimiques et la prédation. Parmi tous ces facteurs, deux ont été prépondérants selon les rades au moment du pic de fin d'hiver (en tenant compte des données disponibles) : le vent et la prédation. Le vent participe à la déstructuration de la colonne d'eau, ce qui entraîne la remise en suspension des nutriments des couches profondes. Ce phénomène est particulièrement impliqué dans le pic de densité phytoplanctonique qui a lieu en fin d'hiver (Duarte *et al.*, 1999). Des courants cycloniques, qui peuvent remettre les nutriments en suspension, apparaissent dans la Petite Rade par vents d'Est (SIAT, 2002). Or, en février et mars 2006, ce sont des vents d'Ouest qui ont été prédominants. De plus, les eaux sont restées plus chaudes plus longtemps durant la période hivernale ce qui a également défavorisé le brassage des eaux à la fin de l'hiver. La colonne d'eau n'a donc pas subi de mélange important. La concentration en orthophosphates a été en dessous de la limite de détection début mars ce qui a également contribué à la limitation du développement phytoplanctonique. A cela s'est ajoutée la prédation zooplanctonique. En effet, dans la Petite Rade, un pic de densité zooplanctonique a eu lieu le 30 mars 2006. De ce fait, le départ de la succession a été défavorisé durant cette période. Des conditions plus favorables avec notamment des vents d'Est plus fréquents et une densité zooplanctonique réduite ont permis un développement significatif du phytoplancton au mois de mai. Dans la Grande Rade, malgré des eaux hivernales qui sont restées chaudes, les conditions climatiques, notamment les vents, et une pression de prédation a priori faible (en tenant compte des faibles densités zooplanctoniques), ont permis le développement du phytoplancton fin mars.

En septembre, dans les deux rades, un nouveau pic phytoplanctonique a eu lieu simultanément avec une amplitude supérieure au pic précédent de mai (Petite Rade) et de mars (Grande Rade). Le vent d'Ouest, fort et continu au mois d'août, a contribué à un refroidissement rapide des masses d'eau aussi bien dans la Petite Rade que dans la Grande Rade. Cette baisse de température a également eu un effet négatif sur la densité zooplanctonique qui a fortement diminué. En septembre, le vent d'Est a été prédominant permettant un mélange des eaux de la Petite Rade et de la Grande Rade et une remise en

suspension des nutriments. De plus, des pluies importantes ont contribué à renforcer l'apport en nutriments. De ce fait, cette période a été particulièrement favorable au développement phytoplanctonique. La diminution du développement phytoplanctonique en mars a été également constatée dans la Baie de Calvi entre 1979 et 1998 due à la diminution des vents et à l'augmentation de la température des eaux hivernales (Goffart *et al.*, 2002). Vilicic *et al.* (2007) ont également constaté en 2006, dans les zones côtières du Nord-Est de la mer Adriatique, que la floraison planctonique automnale devenait prépondérante par rapport à la floraison printanière, l'inverse se produisant habituellement les années antérieures. Ce phénomène a été lié à la diminution par deux du débit du Po de janvier à septembre et, de ce fait, à la diminution de l'apport en nutriments. A Toulon, les caractéristiques physico-chimiques des masses d'eau tendent à s'homogénéiser entre les saisons et en particulier entre l'hiver et le printemps. Ce phénomène pourrait être lié à la diminution des précipitations au printemps et des tempêtes en hiver.

Au niveau de la composition planctonique, la succession saisonnière dans les deux rades se traduit, au printemps, par une communauté phytoplanctonique très largement composée de Bacillariophycées dont le genre *Chaetoceros* et l'espèce *Pseudonitzschia delicatissima* qui ont été reportées à la même période de l'année en zone côtière du Nord-Ouest de la mer Adriatique par Bernardi Aubry *et al.* (2004). Cette dominance de Bacillariophycées est représentative d'une communauté pionnière qui se traduit par plusieurs stades 1 dans les deux rades qui évoluent parfois vers un stade 2 sans jamais atteindre le stade 3. La diversité est moyenne durant cette période dans les deux rades.

En été, les deux rades sont restées similaires tant au niveau de la diversité que de la composition phytoplanctonique, avec une dominance, sur l'ensemble de la saison des Bacillariophycées du fait de la floraison du 20 septembre 06. Néanmoins, l'analyse taxonomique de chaque prélèvement a montré une augmentation de la proportion de Dinophycées dans la Petite Rade et de la proportion des Dinophycées et des Autres Flagellés dans la Grande Rade. Concernant la Petite Rade, *Gymnodinium* spp. et *Scrippsiella trochoidea* sont les 2 espèces les plus représentées de la classe des Dinophycées durant l'été. Dans la Grande Rade, *Gymnodinium* spp. et *Scrippsiella trochoidea* se retrouvent, accompagnés de *Pachysphaera marshalliae* (Prasinophycées). La période estivale est favorable au développement des Dinophycées et des petits Flagellés du fait de l'appauvrissement des eaux en nutriments qui empêche le développement des Bacillariophycées (Margalef, 1958). C'est ainsi que la communauté atteint le stade 3 durant cette période pour les deux rades associé à une faible diversité. Néanmoins, aucune floraison

de Dinophycées n'a été observée du fait d'une turbulence permanente des eaux dans la Rade de Toulon. En effet, Thomas et Gibson (1990) ont montré que la mortalité des Dinophycées augmentait et que leur taux de croissance diminuait à cause de turbulences, même à faible échelle. De plus, les Dinophycées semblent être plus sensibles aux turbulences que les Bacillariophycées, ce qui a été également mis en évidence dans les travaux d'Estrada *et al.* (1988).

En automne et en hiver, dans les deux rades, les communautés phytoplanctoniques ont été peu différenciées au niveau de leur structure avec une présence significative des Dinophycées et des Autres Flagellés inhabituelle en regard de la succession proposée par Margalef. Les tempêtes et les vents forts d'Est associés, ont été peu nombreux entre la fin de l'année 2006 et le début de l'année 2007 ce qui a facilité le développement des Dinophycées et des Autres Flagellés, groupes taxonomiques dont le taux de croissance est fortement affaibli par les phénomènes de turbulences (Berdalet *et al.*, 2007). Ce déclin des fréquences des tempêtes est un phénomène observé depuis plusieurs années dans le nord du bassin méditerranéen (Trigo et Davies, 2000). En dépit de l'importance des Dinophycées et des Autres Flagellés, les Bacillariophycées présentes en automne et en hiver ont été des espèces classiquement répertoriées durant cette période en Méditerranée occidentale. Les espèces telles que *Skeletonema costatum*, *Thalassionema nitzschioides*, *Leptocylindrus danicus* et le genre *Chaetoceros* ont été entre autre répertoriées par Scotto di Carlo *et al.* (1985) dans le Golfe de Naples et par Travers (1971) dans le Golfe de Marseille. De ce fait une diversité importante est conservée dans les deux rades, les communautés oscillant majoritairement entre les stades 2 et 3. La succession des stades est soumise aux facteurs allogéniques qui perturbent l'évolution des communautés phytoplanctoniques, ce qui peut amener un retour au stade 1 après un stade 2. Ce phénomène a été observé par Jacques (1968) à Banyuls, par Travers (1971) à Marseille et plus récemment par Jamet *et al.* (2005) à Toulon.

II.3.2.3 Zooplancton

A l'inverse du phytoplancton, le zooplancton a évolué de façon très marquée depuis une dizaine d'années aussi bien dans la Petite Rade que dans la Grande Rade. Le cycle annuel effectué durant l'année 1995-1996 a mis en évidence une moyenne annuelle de 24272 ind.m⁻³ dans la Petite Rade et de 3258 ind.m⁻³ dans la Grande Rade (Jamet *et al.*, 2001). En 1997, la moyenne annuelle zooplanctonique s'est élevée à 15970 ind.m⁻³ dans la Petite Rade et 8595 ind.m⁻³ dans la Grande Rade (Despiau *et al.*, 2002). En 1999-2000, la densité zooplanctonique a fortement augmenté dans les deux rades atteignant une moyenne annuelle de 44009 ind.m⁻³

dans la Petite Rade et 24272 ind.m^{-3} dans la Grande Rade (Jamet *et al.*, 2005). Dans cette étude, ces densités importantes ont été confirmées avec une moyenne annuelle de 67922 ind.m^{-3} dans la Petite Rade et de 20839 ind.m^{-3} dans la Grande Rade.

Au niveau de la saisonnalité, le développement zooplanctonique de Méditerranée ne montre pas de succession aussi marquée et prévisible que pour le phytoplancton. Néanmoins plusieurs études décrivent l'évolution locale des communautés zooplanctoniques. Certaines ont mis en évidence qu'un pic de densité zooplanctonique printemps-été apparaissait à la suite d'une floraison phytoplanctonique (Dauby, 1980 ; Seguin, 1981 ; Scotto di Carlo *et al.*, 1985 ; Lakkis, 1990 ; Mazzocchi et Ribera d'Alcalà, 1995 ; de Puelles *et al.*, 1997 ; Siokou-Frangou, 1996). D'autres ont montré des pics d'abondance à certaines saisons sans relation directe avec la production phytoplanctonique: été et automne (Sampaio de Souza *et al.*, 2005), automne-hiver (Gotsis-Skretas *et al.*, 1999), été (Mercado *et al.*, 2007). Enfin, certaines études n'ont montré aucune saisonnalité marquée du zooplancton (Christou, 1998 ; Calbet *et al.*, 2001). Ces différents résultats sont à considérer avec précaution du fait que les protocoles d'étude ne sont pas toujours les mêmes. En effet, les filets utilisés ont souvent été différents au niveau du vide de maille. Historiquement, des filets de $200\text{-}333 \mu\text{m}$ de vide de maille ont été utilisés en Méditerranée, ce qui permettait d'échantillonner les communautés des grands Copépodes. Néanmoins, cette méthodologie sous estimait les Copépodes (et les autres groupes taxonomiques) de petites tailles qui représentent pourtant les plus abondants métazoaires sur la Terre et qui ont un rôle écologique capital dans les réseaux trophiques marins (Turner, 2004). C'est ainsi que dans les études les plus récentes, des filets avec des vides de mailles généralement inférieurs à $100 \mu\text{m}$ ont été utilisés ce qui est également le cas pour cette étude ($90 \mu\text{m}$). Au cours de notre cycle annuel, trois pics de forte abondance ont été observés en mars, juillet et octobre-novembre dans la Petite Rade. Les deux premiers ne semblent pas être liés au phytoplancton. Une précédente étude zooplanctonique effectuée dans la Petite Rade de Toulon (septembre 1999-septembre 2000) a montré un pic principal en juin (Jamet *et al.*, 2005). Malgré cette évolution saisonnière différente entre les années, on retrouve, en commun, la prédominance d'*Oithona nana* tout au long de l'année, déjà signalée dans l'étude de Richard et Jamet (2001). La composition taxonomique évolue peu au cours des saisons, les nauplii de Copépodes, les Cyclopoïdes et certains Autres Invertébrés tels que les Tintinnidés et les Appendiculaires étant omniprésents tout au long de l'année. Cette omniprésence peut être due à leur régime alimentaire peu contraignant. En effet, *Oithona nana* est une espèce carnivore qui se nourrit préférentiellement de nauplii de Copépodes (Lampitt, 1978). Les Appendiculaires sont omnivores, se nourrissant de petites cellules phytoplanctoniques ainsi

que de particules comprises entre 2 et 8 μm (Fernández *et al.*, 2004). Par ailleurs, Alldredge et Madin (1982) ont établi que le taux d'ingestion des Appendiculaires était indépendant de la concentration de la nourriture dans l'eau. Concernant les Tintinnidés, leur nourriture peut être très diversifiée allant des particules aux Radiolaires en passant par les Diatomées et les Dinophycées (Capriulo, 1982). Néanmoins, une corrélation positive a été mise en évidence entre l'abondance du phytoplancton et l'abondance des Tintinnidés (Kimor et Golandsky, 1977). Cette relation se retrouve dans cette étude, le pic d'abondance des Tintinnidés faisant immédiatement suite à la floraison phytoplanctonique de septembre. Globalement, la communauté zooplanctonique de la Petite Rade est omnivore ce qui pourrait expliquer son indépendance face aux fluctuations phytoplanctoniques. Dans la Grande Rade, la saisonnalité est moins marquée mais les plus fortes abondances zooplanctoniques semblent faire suite aux floraisons phytoplanctoniques. A l'inverse de la Petite Rade, les Calanoides sont significativement présents sur l'ensemble de l'année. Itoh (1970) a montré, à travers l'étude des pièces buccales de différents Copépodes, que les Calanoides étaient généralement herbivores ce qui expliquerait la tendance plus marquée de la communauté zooplanctonique de la Grande Rade à suivre l'évolution de la communauté phytoplanctonique. Un pic de Cladocères, notamment *Evadne spinifera*, a également été observé dans la Grande Rade à la fin du printemps. Jamet *et al.* (2005) ont également mis en évidence l'importance du genre *Evadne* à cette même période de l'année mais dans la Petite Rade. Cela pourrait indiquer une évolution de la communauté zooplanctonique de la Grande Rade vers une communauté similaire à celle de la Petite Rade en 1999-2000 tandis que le zooplancton de la Petite Rade tend à devenir homogène sur l'ensemble de l'année. Cette différence entre les rades se traduit également à travers les stades établis grâce aux diagrammes rang-fréquence. Dans la Petite Rade, une seule véritable succession de la communauté zooplanctonique a eu lieu seulement entre fin octobre 2006 et fin mars 2007 ce qui traduit une communauté peu changeante. A l'inverse, dans la Grande Rade, 3 successions complètes ont eu lieu.

II.4 Conclusion

Bien que la Petite Rade et la Grande Rade de Toulon soient voisines, chacune montre un fonctionnement écologique propre. La principale raison est, avant tout, la présence de la digue qui confère une géomorphologie particulière à chacune des rades. La Petite Rade est semi-fermée tandis que la Grande Rade est ouverte sur le large. De ce fait, les phénomènes atmosphériques et les pollutions anthropiques n'ont pas le même impact entre les rades. De

plus, un refroidissement moins important des masses d'eau en hiver accompagné d'un changement du régime des précipitations au printemps ont perturbé le développement saisonnier planctonique. Ainsi, dans la Petite Rade, la floraison printanière classiquement observée en Méditerranée n'a pas eu lieu. En revanche, la floraison automnale a bien eu lieu mais dans des proportions inhabituellement importantes. Dans la Grande Rade, le développement phytoplanctonique classique de la Méditerranée, a eu lieu avec une floraison printanière et une floraison automnale, la floraison automnale étant néanmoins prépondérante par rapport à la floraison printanière. Une proportion non négligeable de Dinophycées et Autres Flagellés a également été relevée en automne et en hiver dans les deux rades, ce phénomène étant plus marqué dans la Petite Rade. Cela tend à indiquer une évolution de l'état trophique de l'ensemble de la rade de Toulon. Au niveau du zooplancton, la Petite Rade est dominée annuellement par *Oithona nana*, espèce qui semble s'être affranchie du développement phytoplanctonique. Dans la Grande Rade, une succession zooplanctonique est présente avec une alternance de dominance entre les Cyclopoïdes et les Calanoïdes. En définitive, les communautés planctoniques de la Petite Rade tendent vers un changement de leur développement saisonnier accompagné d'une homogénéisation annuelle des espèces qui les composent, entraînant une diminution de la diversité. Dans la Grande Rade, les échanges avec les masses d'eau du large semblent diluer les effets des différentes perturbations climatiques/anthropiques, ce qui permet aux communautés planctoniques de cet écosystème de garder une certaine stabilité et répétabilité de développement année après année. Néanmoins, l'étude détaillée de ces communautés a montré une tendance à aller vers un écosystème semblable à celui de la Petite Rade.

En résumé...

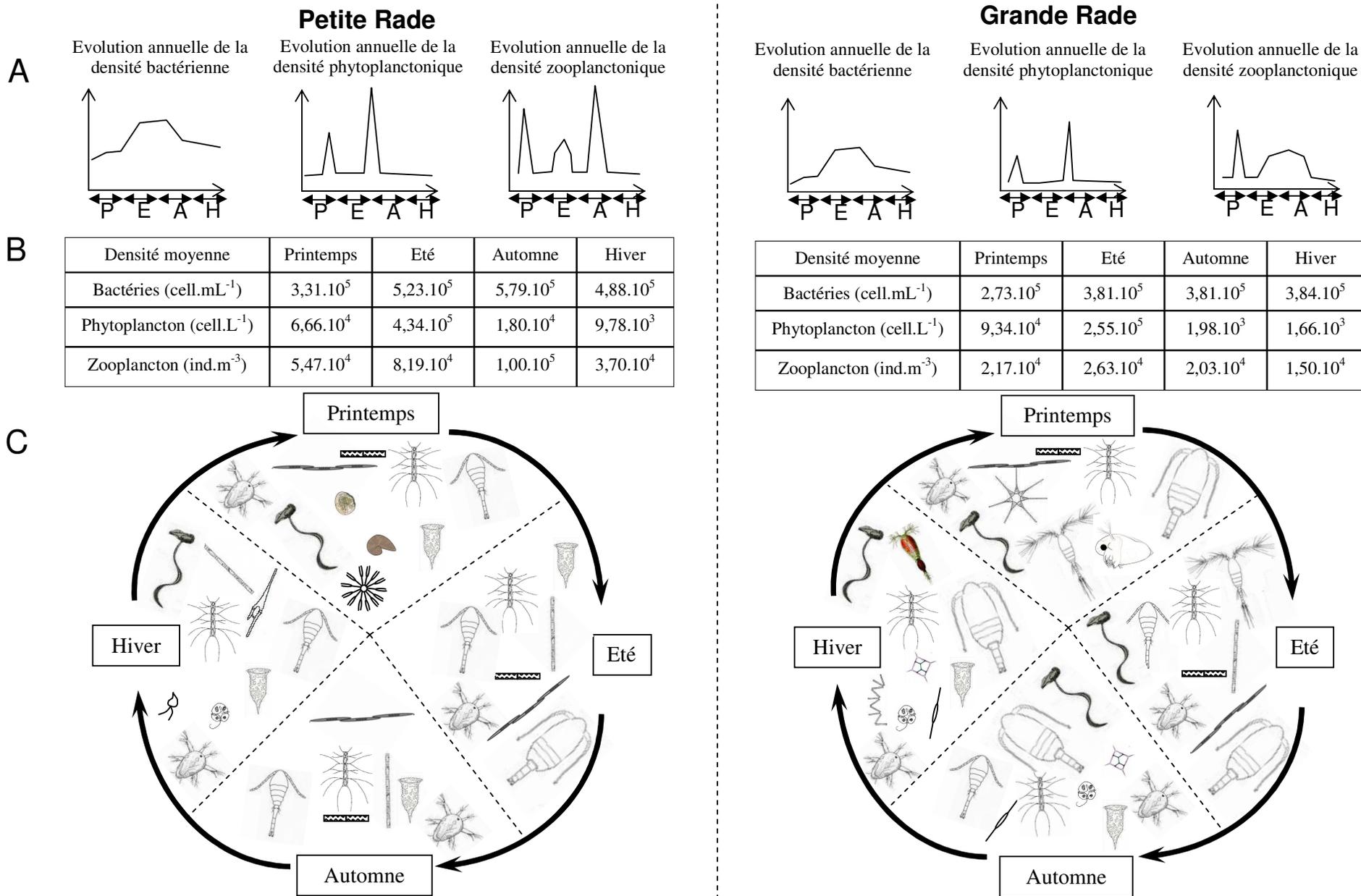


Figure 39 : Schéma récapitulatif de l'écologie planctonique de la Petite Rade et de la Grande Rade de Toulon.

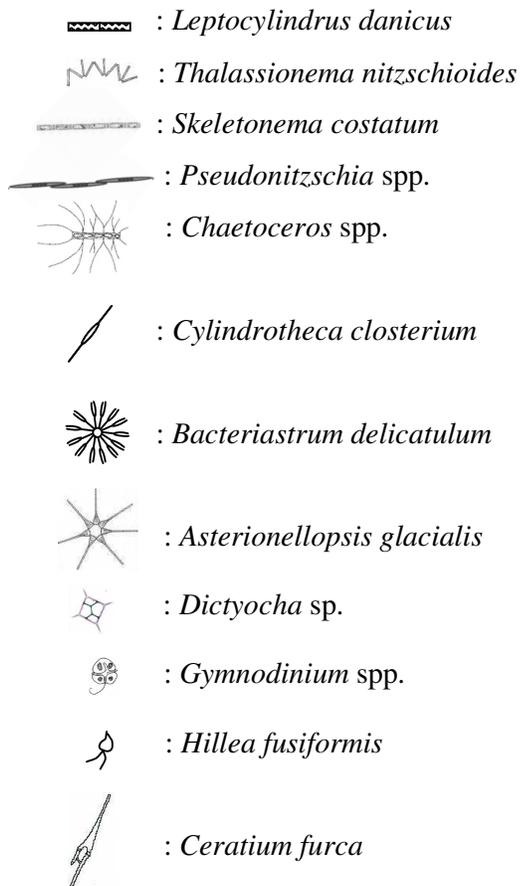
Légende de la Figure 39

A : Evolutions annuelles schématiques des densités bactériennes, phytoplanctoniques et zooplanctoniques dans la Petite Rade et la Grande Rade de Toulon (P : printemps, E : été, A : automne, H : hiver).

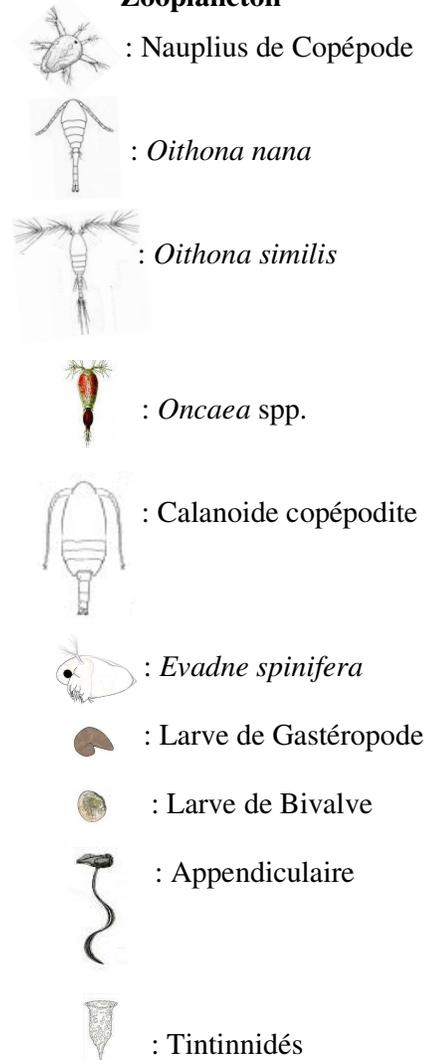
B : Densités saisonnières moyennes des bactéries, du phytoplancton et du zooplancton dans la Petite Rade et la Grande Rade de Toulon.

C : Evolution saisonnière des espèces/groupes taxonomiques dominants phytoplanctoniques et zooplanctoniques.

Phytoplancton



Zooplancton



III Cycle Nycthémeral

Un cycle nycthémeral a été effectué entre le 12 et le 13 septembre 2007, dans les mêmes zones d'échantillonnage que pour le cycle annuel, afin d'étudier la succession planctonique sur une échelle de temps plus courte.

III.1 Matériel et Méthodes

III.1.1 Protocole suivi et stratégie d'échantillonnage

Les prélèvements ont été effectués toutes les trois heures, à partir du 12 septembre 2007 à 8:00 h jusqu'au 13 septembre 2007 à 11:00 h. Les deux rades ont été échantillonnées à 30-40 minutes d'intervalle, le prélèvement débutant toujours dans la Petite Rade. L'étude s'est portée sur les communautés bactériennes, les communautés phytoplanctoniques et les communautés zooplanctoniques. Le protocole suivi est récapitulé dans le Tableau XV.

Tableau XV : Récapitulatif du protocole suivi durant le cycle nycthémeral.

Durée	Pas d'échantillonnage	Nombre de station	Organismes prélevés	Matériel de prélèvement	Profondeur de prélèvement	Fixation
27 h	Toutes les 3 h	2	Bactéries	Bouteille Niskin	3 et 8 m	Formol
			Phytoplancton	Bouteille Niskin	3 et 8 m	Lugol
			Zooplancton	Filet (maille : 90 µm)	0-5 m et 5-10 m	Formol

III.1.2 Paramètres abiotiques

La température (°C), la conductivité (mS.cm⁻¹), la salinité et l'oxygène (% et mg.L⁻¹) ont été mesurés *in situ* à 0, 3, 5, 8 et 10 m. La température, la conductivité et la salinité ont été mesurées *in situ* à l'aide conductimètre-salinomètre WTW modèle LF 197 avec respectivement une précision de ± 0,1°C, de ± 0,5 % et de 0,1. L'oxygène a été mesuré avec une sonde WTW Oxi 197i à une précision de ± 0,5 % de la valeur mesurée en mg.L⁻¹ et en % de saturation.

III.1.3 Etude de la communauté bactérienne

Les prélèvements ont été effectués à l'aide d'une bouteille fermante Niskin de 10 litres à 3 et 8 m de profondeur. Un volume de 30 mL a été formolé (concentration finale : 4 %) et gardé au frais dans une glacière jusqu'au retour au laboratoire. Le marquage des cellules

bactériennes, le comptage et l'estimation de la densité bactérienne ont été fait selon le même protocole que celui employé durant le cycle annuel (cf. § II.1.4.1).

III.1.4 Etude de la communauté phytoplanctonique

Les prélèvements ont été effectués à l'aide d'une bouteille fermante à 3 et 8 m de profondeur. Un volume de 5 litres a été prélevé dans la Petite Rade et 10 litres dans la Grande Rade. Chacun de ces volumes a été réduit à 100 mL par filtration inverse immédiatement après leur prélèvement. Un ml de Lugol a été ensuite ajouté à chaque échantillon. Le comptage et l'estimation de la densité ont été réalisé selon les mêmes méthodes utilisées durant le cycle annuel (cf. § II.1.4.2).

III.1.5 Etude de la communauté zooplanctonique

Le prélèvement du zooplancton a été effectué à l'aide d'un filet fermant d'ouverture de maille de 90 µm et équipé d'un volumètre électronique (Hydro-Bios, electronic flowmeter). Le filet fermant a permis le prélèvement du zooplancton sur la colonne d'eau de 0 à 5 m et de 5 à 10 m. Deux traits de filets ont été effectués dans chaque station et à chaque profondeur de façon à avoir un volume d'eau filtré équivalent à chaque échantillonnage. Le comptage et l'évaluation de la densité zooplanctonique ont été effectués selon le même protocole que durant le cycle annuel (cf. § II.1.4.3)

III.2 Résultats

III.2.1 Paramètres abiotiques et conditions climatiques

Parmi tous les paramètres abiotiques mesurés, seule la température de l'eau et la concentration en oxygène ont montré des variations marquées dans les deux rades (Figure 40 a et b). La température de surface a atteint un maximum de 21,7 °C entre 14:00 et 23:00 h dans la Petite Rade (Figure 40 a) et entre 17:00 h et 23:00 h pour les profondeurs comprises entre 3 et 8 m. A 10 m de profondeur, la température a atteint un maximum de 21,6 °C entre 17:00 h et 23:00 h. A la surface, la température a varié d'un demi-degré en six heures. Dans la Grande Rade (Figure 40 a), la température maximale (21,9 °C) a été relevée à 14:00 h à toutes les profondeurs. De plus, la température de surface est passée de 21,9 à 21,4 °C en 18 heures. Globalement, les variations de températures ont été plus rapides dans la Petite Rade que dans la Grande Rade. Aucune stratification thermique n'a été identifiée dans les deux rades.

Dans la Petite Rade, les plus importantes concentrations d'oxygène dans l'eau ont été relevées entre 14:00 h et 17:00 h (Figure 40 b). Aux profondeurs de 3, 5 et 8 m, la concentration d'oxygène maximale a été atteinte à 14:00 h. A la surface, la concentration maximale d'oxygène a été de 10,30 mg.L⁻¹ à 17:00 h. Dans la Grande Rade, la plus importante concentration d'oxygène a été de 10,27 mg.L⁻¹ à toutes les profondeurs. Dans les deux rades, les concentrations d'oxygène dissous ont été les plus faibles pendant la nuit avec des valeurs autour de 8,5 mg.L⁻¹. Aucune oxycline n'a été identifiée.

La vitesse du vent a été assez régulière tout au long du cycle, atteignant un maximum de 4,2 m.s⁻¹ en début d'après-midi. De plus, le ciel a été dégagé tout au long de ce travail.

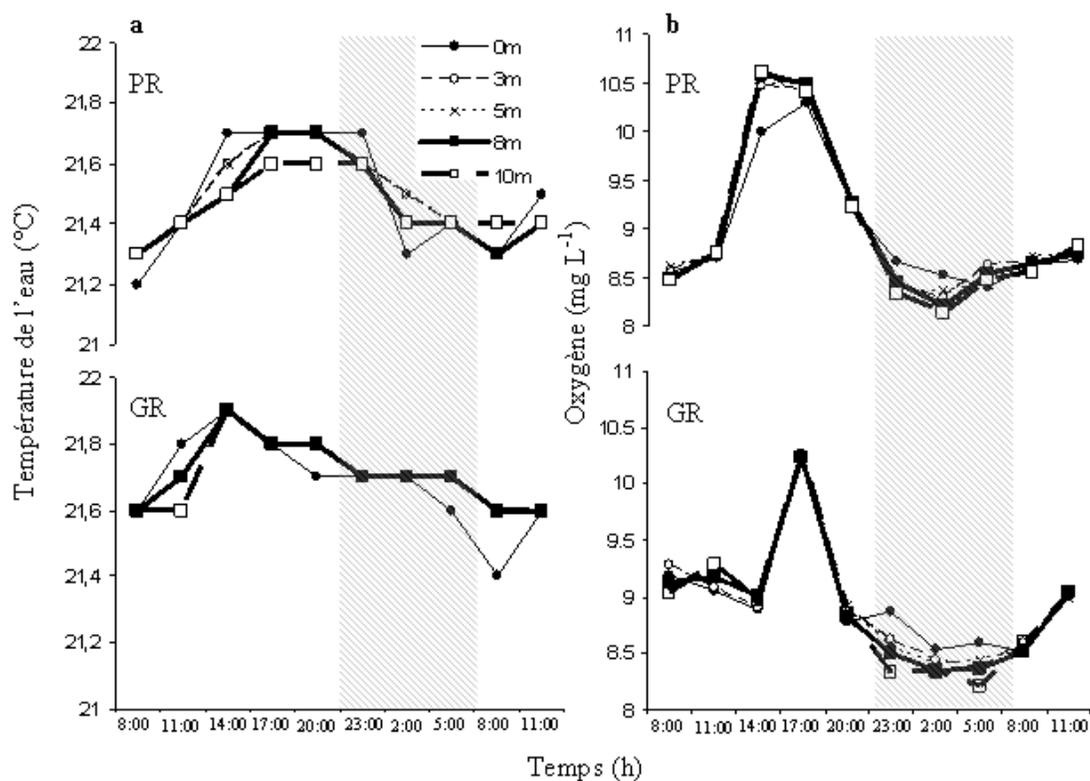


Figure 40 : Evolution de la température de l'eau (a) et de la concentration d'oxygène dissous (b) dans la Petite Rade (PR) et la Grande Rade (GR) de Toulon. La période nocturne est matérialisée par la zone grisée.

III.2.2 Evolution nycthémérale des communautés planctoniques

Concernant les bactéries, aucun mouvement vertical n'a eu lieu durant le cycle nycthéméral dans les deux rades (Figure 41 a). La densité moyenne des communautés bactériennes n'a pas montré de différence notable entre les profondeurs et entre les rades : la densité bactérienne a été de $5,45 \cdot 10^5 \text{ cell.mL}^{-1}$ à 3 m et $5,02 \cdot 10^5 \text{ cell.mL}^{-1}$ à 8 m dans la Petite Rade et de $5,13 \cdot 10^5 \text{ cell.mL}^{-1}$ à 3 m et $5,30 \cdot 10^5 \text{ cell.mL}^{-1}$ à 8 m dans la Grande Rade. Néanmoins, les bactéries ont été présentes préférentiellement à 3 m dans la Petite Rade et à 8 m dans la Grande Rade. La période nocturne n'a pas semblé avoir d'effet sur la répartition verticale bactérienne dans la Petite Rade. En revanche, dans la Grande Rade, les bactéries ont été légèrement plus abondantes à la surface entre 23:00 h et 2:00 h du matin, les densités redevenant équivalentes aux deux profondeurs à la fin de la nuit.

La moyenne des densités phytoplanctoniques dans chacune des rades a été similaire entre la surface et le fond. Dans la Petite Rade, la densité moyenne a été de $98358 \text{ cell.L}^{-1}$ à 3 m et de $109251 \text{ cell.L}^{-1}$ à 8 m. Dans la Grande Rade, les densités moyennes ont été de 3529 et 3851 cell L^{-1} à respectivement, 3 m et 8m. Les densités phytoplanctoniques de la Petite Rade ont été globalement 30 fois supérieures à celles de la Grande Rade.

Les organismes phytoplanctoniques de la Petite Rade (Figure 41 b) ont été dominants à 8 m durant toute la matinée du 1^{er} jour et en début d'après-midi avec un maximum de densité de $141434 \text{ cell.L}^{-1}$ à 11:00 h. A 17:00 h, la densité phytoplanctonique était 3 fois plus importante à la surface qu'en profondeur. De 20:00 h à la fin de l'étude, les densités phytoplanctoniques étaient généralement plus importantes à 8 m. Dans la Grande Rade, le phytoplancton a été plus abondant à 8 m dans 60 % des prélèvements. Cependant, durant la nuit (2:00 h du matin) et le matin du 2^d jour, les cellules phytoplanctoniques étaient plus abondantes à la surface.

Le zooplancton a montré différents mouvements verticaux nycthéméraux entre les rades (Figure 41 c). Le zooplancton dans la Petite Rade a effectué une migration nocturne classique. Une migration significative vers la surface a eu lieu à partir de la fin de l'après-midi du 1^{er} jour (17:00 h) jusqu'au début de la matinée du second jour (8:00 h). Le zooplancton de la Grande Rade a été plus abondant à la surface de 8:00 h à 17:00 h. Durant la période nocturne, particulièrement de 2:00 h à 5:00 h du matin, les organismes zooplanctoniques se sont concentrés dans la couche de fond (entre 5 et 10 m). Les densités zooplanctoniques ont été environ 4 fois plus importantes dans la Petite Rade que dans la Grande Rade.

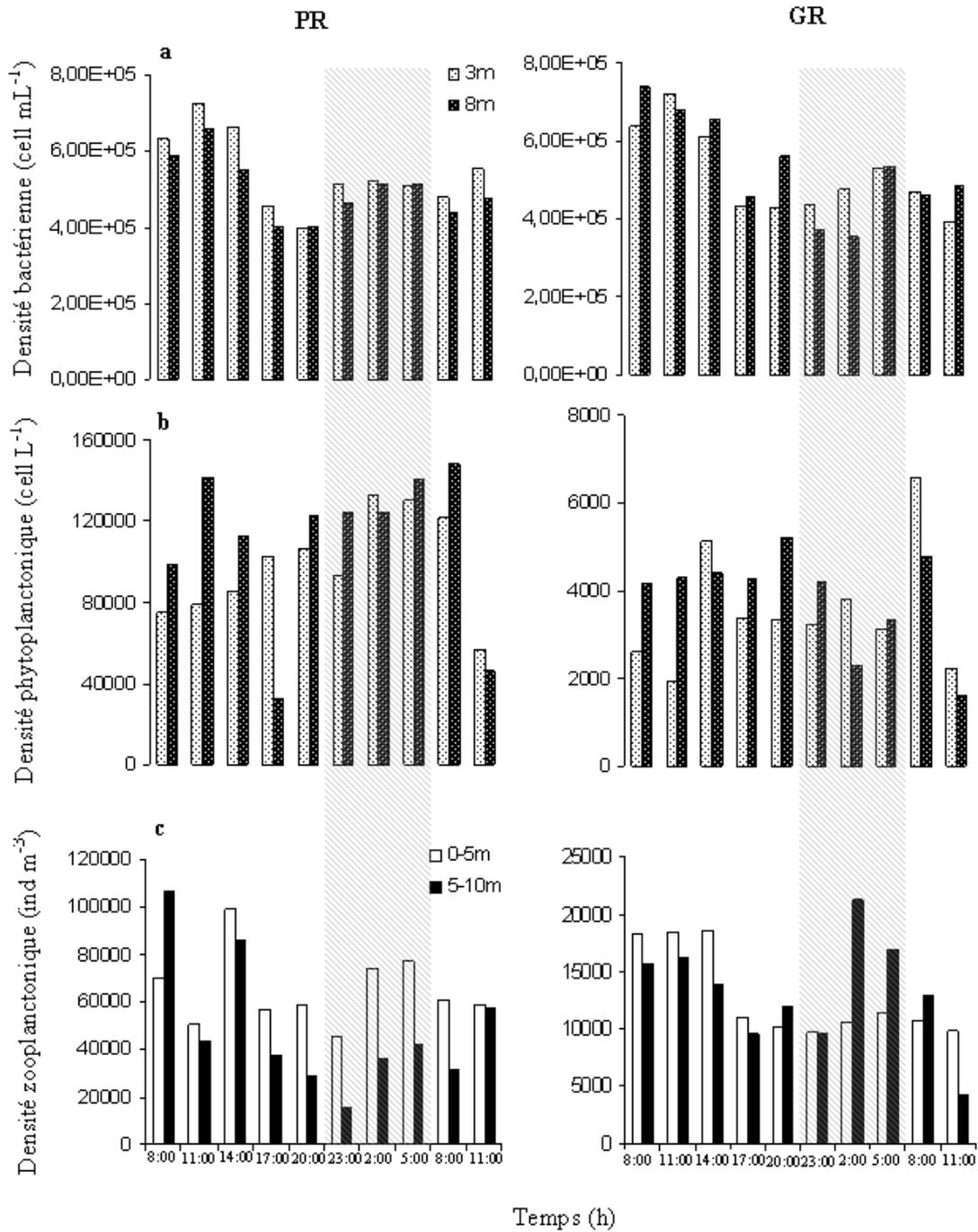


Figure 41 : Evolution nyctémérale des densités bactériennes (a), phytoplanctoniques (b) et zooplanctoniques (c) de la Petite Rade (PR) et la Grande Rade (GR) de Toulon (la période grisée correspond à la période nocturne). La période nocturne est matérialisée par la zone grisée.

III.2.3 Evolution nycthémerale de la structure des communautés phyto- et zooplanctoniques

Les Bacillariophycées ont été la classe dominante du phytoplancton dans la Petite Rade à 3 m et à 8 m (Figure 42). La proportion de Dinophycées et des Autres Flagellés a augmenté de façon significative à 3 m entre 17:00 h et 2:00 h du matin. Dans la Grande Rade (Figure 42), la structure de la communauté phytoplanctonique a changé toutes les 3 heures. Les Bacillariophycées et les Autres Flagellés ont dominés la communauté 40 % du temps alors que les Dinophycées ont été dominants 30 % du temps. A 8 m, la structure de la communauté phytoplanctonique a été plus stable. Les Autres Flagellés sont restés dominants de 11:00 h à 20:00 h et ont été remplacés par les Bacillariophycées de 23:00 h à 5:00 h.

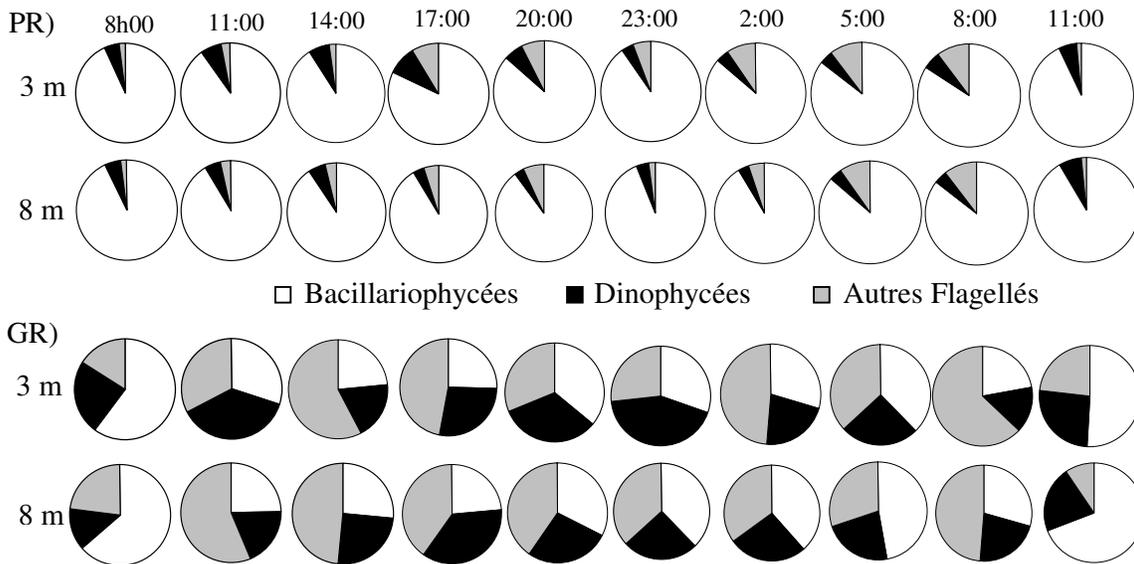


Figure 42 : Evolution nycthémerale de la structure phytoplanctonique à 3 m et 8 m de profondeur dans la Petite Rade (PR) et la Grande Rade (GR) de Toulon.

L'analyse de l'évolution nycthémerale de la structure zooplanctonique (Figure 43) a montré que les Copépodes ont été dominants dans les deux rades et aux deux profondeurs considérées, suivi par les Autres Invertébrés et les Cladocères. Globalement, la composition zooplanctonique n'a pas beaucoup changé entre la surface et le fond aussi bien dans la Petite Rade que dans la Grande Rade. Dans la Petite Rade, la proportion de Copépodes a varié de 54 % (11:00 h le 1^{er} jour) à 76 % (8:00 h le 2^d jour) entre 0 et 5 m et de 53 % (8:00 h le premier jour) à 78 % (8:00 h le 2^d jour) entre 5 et 10 m. La plus forte proportion des Cladocères a été à 8:00 et 11:00 h à la surface (2 %) et à 17:00 h et à 20:00 h au fond (3 %), lors du premier jour

du cycle. Le groupe des Autres Invertébrés a varié de 44 % (11:00 le 1^{er} jour) à 24 % (8:00 le 2^d jour) à la surface et de 46 % (8:00 h le 1^{er} jour) à 22 % (8:00 le 2^d jour) au fond.

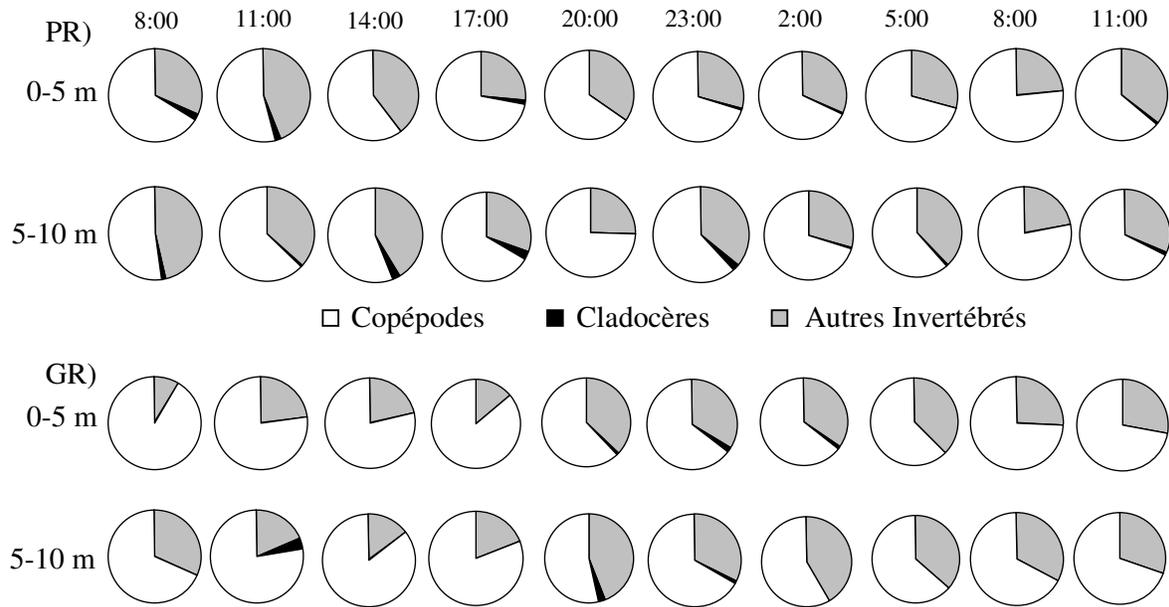


Figure 43 : Evolution nyctémérale de la structure zooplanctonique à 3 m et 8 m de profondeur dans la Petite Rade (PR) et la Grande Rade (GR) de Toulon.

III.2.4 Evolution nyctémérale des différents groupes taxonomiques phyto- et zooplanctoniques

Dans la Petite Rade, les Bacillariophycées (Figure 44 a), les Dinophycées (Figure 44 b) et les Autres Flagellés (Figure 44 c) ont été majoritairement présents à 8 m de 8:00 h à 14:00 h. A 17:00 h, ces trois groupes taxonomiques ont migré vers la surface. L'évolution nocturne a été moins marquée. Les Bacillariophycées ont été majoritairement observées dans la couche profonde tandis que les Autres Flagellés étaient essentiellement à 3 m. Les Dinophycées ont semblé effectuer des mouvements verticaux toutes les 3 heures. En dépit de ces différences, les trois groupes taxonomiques sont remontés à la surface à 2:00 h du matin. Dans la Grande Rade, les Bacillariophycées (Figure 44 a) ont été plus abondantes à 8 m tout au long du cycle nyctéméral. A 2:00 h du matin, leur densité a diminué fortement à 8 m. Ce phénomène a également été observé pour les Dinophycées (Figure 44 b) et les Autres Flagellés (Figure 44 c). Pour les 3 groupes, la densité a alors été plus importante à la surface. Toutefois, les

Dinophycées ont migré dès 23:00 h vers la surface, heure à laquelle elles ont atteint leur densité maximale pour cette profondeur. Elles ont été les plus abondantes au fond à 17:00 h. Trois pics de densité des Autres Flagellés ont eu lieu à la surface : à 14:00 h, à 2:00 h du matin et le maximum a été atteint à 8:00 h le deuxième jour avec plus de 4000 cell.L⁻¹.

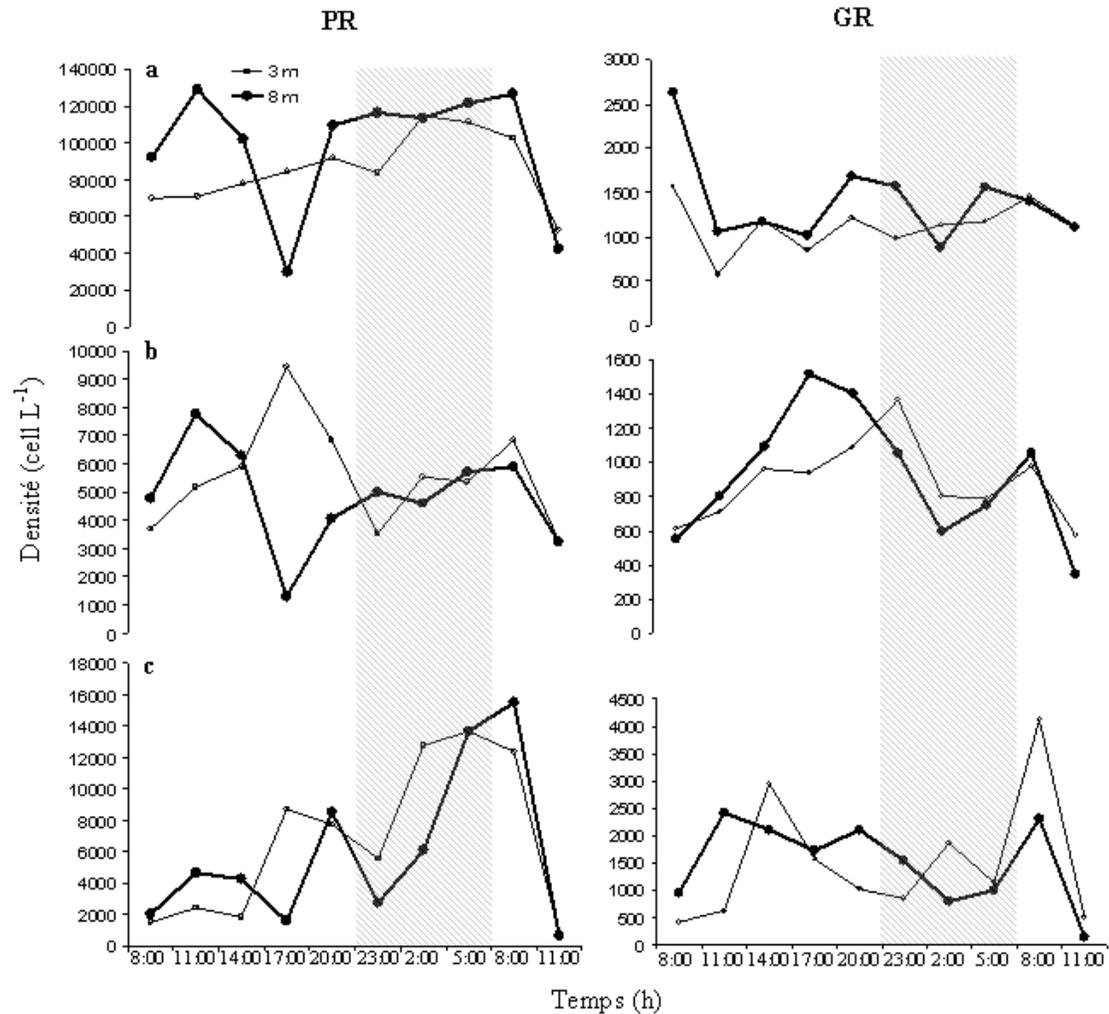


Figure 44 : Evolution nyctémérale de la densité des Bacillariophycées (a), des Dinophycées (b) et des Autres Flagellés (c) dans la Petite Rade (PR) et la Grande Rade (GR) de Toulon. La période nocturne est matérialisée par la zone grisée.

Les Cyclopoïdes (Figure 45 a), les Calanoïdes (Figure 45 b), et les Autres Invertébrés (Figure 45 e) ont montré une migration verticale nyctémérale classique dans la Petite Rade, avec une abondance plus importante dans la couche de surface entre 17:00 h et 5:00 h du matin. Les Harpacticoides (Figure 45 c) étaient généralement présents dans la couche profonde mais ont migré vers la surface à 23:00 h. La densité des Cladocères (Figure 45 d) a

été la plus importante à 14:00 h dans la couche profonde et ont migré vers la surface à 2:00 h du matin.

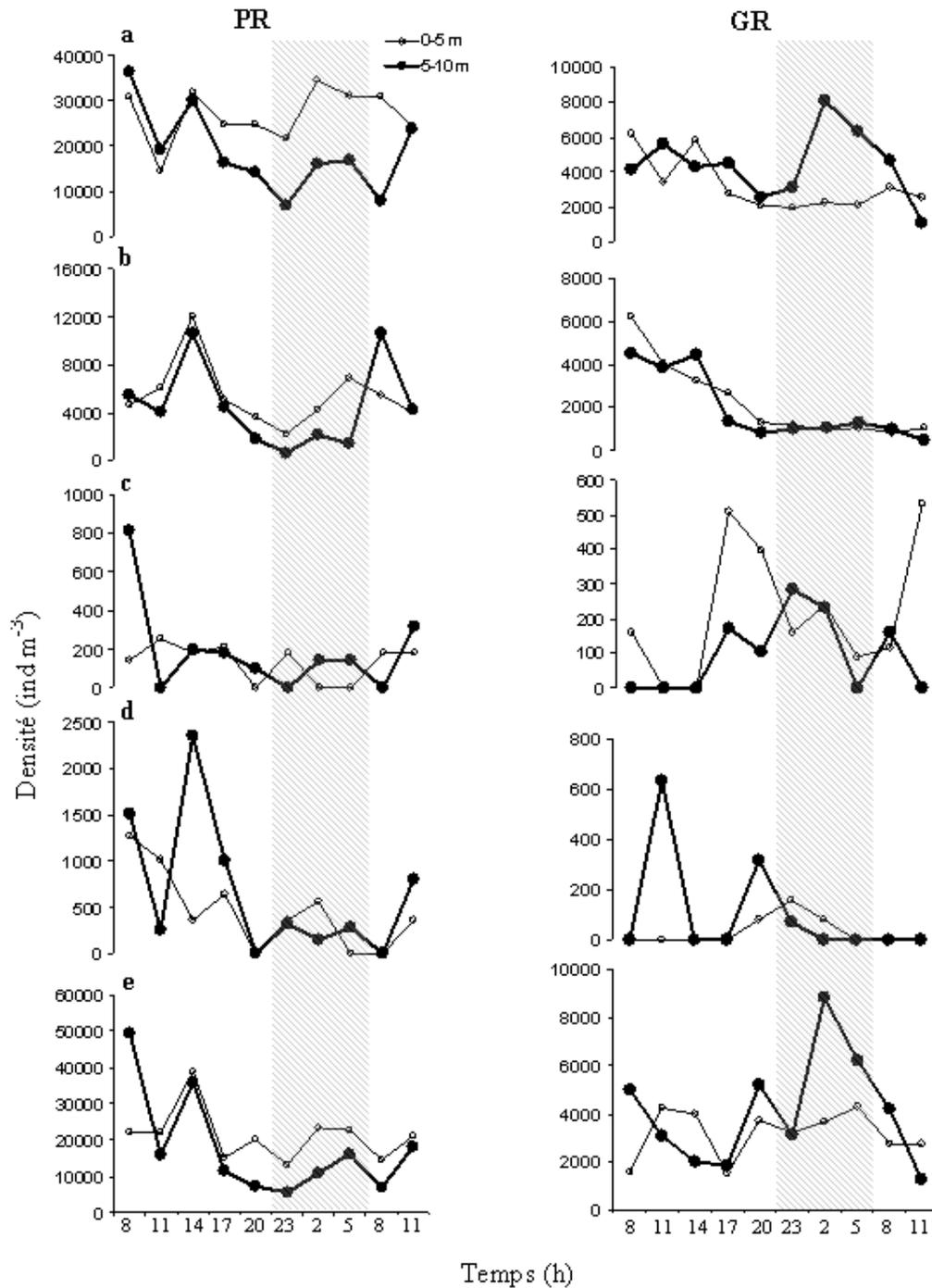


Figure 45 : Evolution nyctémérale des Cyclopoïdes (a), Calanoïdes (b), Harpacticoides (c), Cladocères (d), et des Autres Invertébrés (e) dans la Petite Rade (PR) et la Grande Rade (GR) de Toulon. La période nocturne est matérialisée par la zone grisée.

Dans la Grande Rade, les Cyclopoïdes (Figure 45 a) et les Autres Invertébrés (Figure 45 e) ont effectué une migration inverse avec une densité maximale au fond à 2:00 h du matin. Les Harpacticoides (Figure 45 c) ont commencé une migration classique vers la surface à 17:00 h pour finalement rejoindre le fond à 23:00 h. Les Cladocères (Figure 45 d) sont préférentiellement restés à la surface pendant la première partie de la nuit. Deux pics d'abondance majeurs ont eu lieu dans la couche profonde à 11:00 h (1^{er} jour) et à 20:00 h. Les Calanoides (Figure 45 b) n'ont pas montré de réelle migration de jour comme de nuit.

III.2.5 Evolution nycthémerale des principales espèces ou groupes taxonomiques zooplanctoniques présents dans les deux rades

Dans la Petite Rade, toutes les espèces ou groupes taxonomiques considérés ont été généralement les plus abondants dans la couche de surface (*i.e.* de 14:00 h à 8:00 h). Néanmoins, cette tendance a été moins marquée pour les Tintinnidés (Figure 46 e). Le pic de densité des mâles, femelles et copépodites d'*Oithona nana* (Figure 46 a, b et c, respectivement), ainsi que des Appendiculaires (Figure 46 f) a eu lieu à 2:00 h du matin, dans la couche de surface. Les Nauplii de Copépodes (Figure 46 d) ont été les plus abondants à 5:00 du matin. Dans la Petite Rade, l'ensemble des espèces ou groupes considérés (excepté les Tintinnidés) ont montré une migration verticale nycthémerale classique. Dans la Petite Rade, toutes les catégories d'*O. nana* (Figure 46 a, b et c) et les Tintinnidés (Figure 46 e) ont effectué une migration inverse. Les densités maximales nocturnes ont été mesurées, au fond, à 2:00 du matin, pour les Tintinnidés et *O. nana* copépodites et à 5:00 du matin pour les mâles et les femelles d'*O. nana*. Les Appendiculaires (Figure 46 f) étaient également présents au fond à 2:00 h du matin, mais ont migré vers la surface à 5:00 h du matin. Les Nauplii de Copépodes (Figure 46 d) étaient généralement présents à la surface tout au long du cycle nycthémeral.

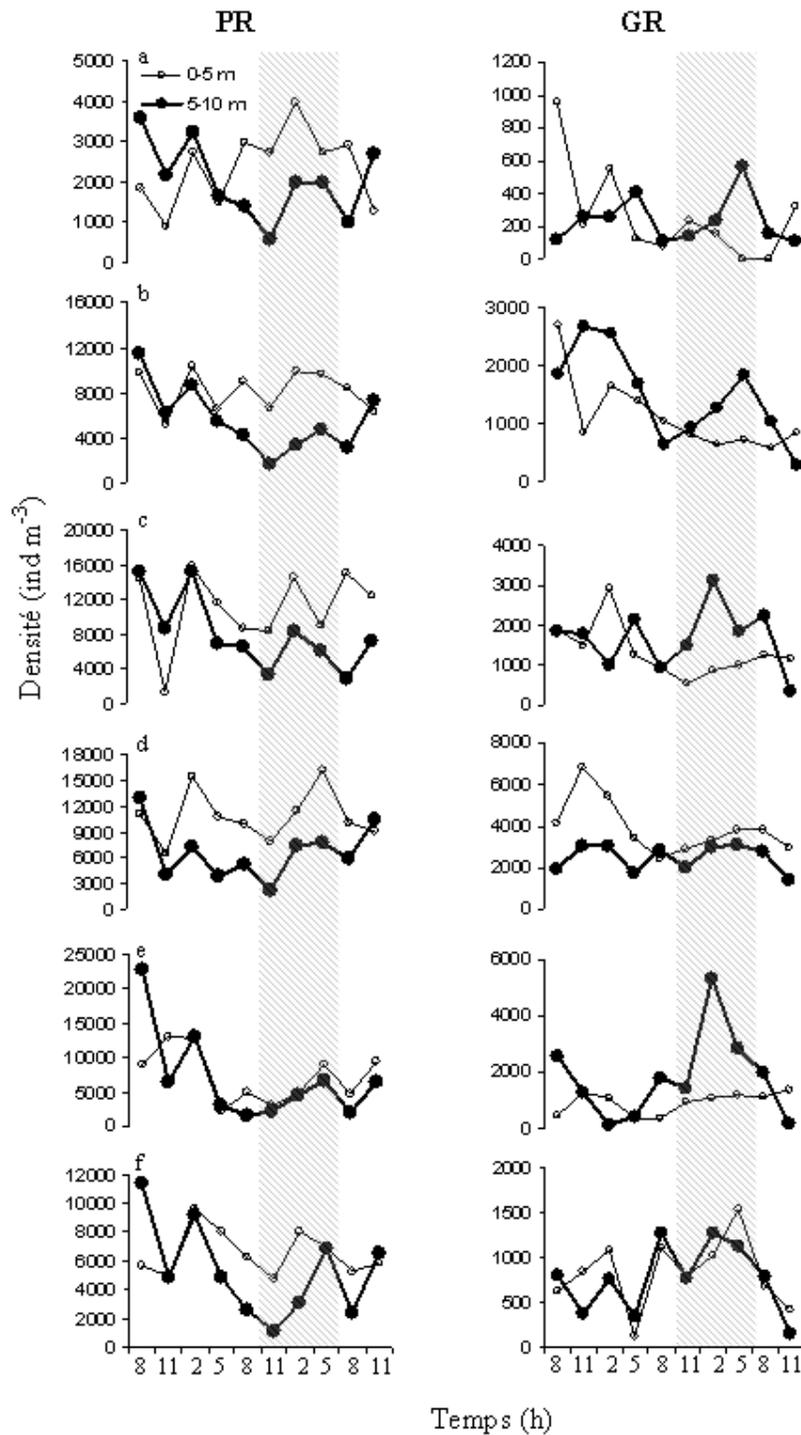


Figure 46 : Evolution nycthémerale des densités d'*Oithona nana* femelle (a), d'*Oithona nana* mâle (b), d'*Oithona nana* copépodite (c), des Nauplii de Copépodes (d), des Tintinnidés (e) et des Appendiculaires (f) dans la Petite Rade (PR) et la Grande Rade (GR) de Toulon. La période nocturne est matérialisée par la zone grisée.

III.3 Discussion

Aucune thermocline ou oxycline n'a été mise en évidence dans la Petite Rade ou dans la Grande Rade. Les deux rades ont montré des différences au niveau phytoplanctonique et zooplanctonique en dépit de leur proximité. Les communautés bactériennes ont, quant à elles, été semblables dans les deux rades. De plus, elles n'ont pas montré de migration verticale nyctémérale marquée comme l'a montré Celussi *et al.* (2008) dans une étude effectuée en milieu côtier au nord de la mer Adriatique.

La densité phytoplanctonique de la Petite Rade a été environ 30 fois supérieure à celle de la Grande Rade du fait de la floraison de Bacillariophycées de septembre, classique en Méditerranée (Margalef, 1958). Ce phénomène a accru le développement zooplanctonique dont la densité a été 4 fois supérieure dans la Petite Rade par rapport à la Grande Rade. Néanmoins, cette floraison phytoplanctonique de la Petite Rade n'a pas permis de voir un changement de la structure de la communauté phytoplanctonique. En effet, elle a été dominée par les Bacillariophycées tout au long du cycle tandis que les Bacillariophycées, les Dinophycées et les Autres Flagellés ont été alternativement dominants dans la Grande Rade. L'analyse du phytoplancton par groupe taxonomique dans la Petite Rade a montré une migration générale vers la surface à 17:00 h. La transparence de l'eau ayant été estimée à 9 m grâce au disque de Secchi, la fin de l'après-midi semble ainsi être la période la plus favorable au phytoplancton pour être à 3 m, évitant ainsi le phénomène de photoinhibition décrit par Vincent *et al.* (1984). Dans la Grande Rade, les Bacillariophycées et les Dinophycées ont été préférentiellement à la surface durant la nuit. Cette tendance pourrait s'expliquer par une transparence de l'eau plus importante dans la Grande Rade par rapport à la Petite Rade (disque de Secchi : 16 m). Dans la Grande Rade, les Autres Flagellés ont montré un type de migration particulier, rejoignant la surface de jour comme de nuit. Les Autres Flagellés sont connus pour leur besoin en nutriments (Olli, 1999) et leur mobilité pourrait leur permettre de rejoindre les profondeurs les plus riches en nutriments. Ainsi, leur mouvement vertical pourrait leur être particulièrement utile en cas de manque de nutriments comme dans la Grande Rade, au vu de la faible densité phytoplanctonique.

Dans la Petite Rade, les principaux groupes taxonomiques du zooplancton (*i.e.* Cyclopoïdes, Calanoïdes, et Autres Invertébrés) ont effectué une migration classique. L'évitement de la prédation et la disponibilité de la nourriture sont les deux principaux facteurs qui semblent être le moteur d'une migration verticale classique (Dini et Carpenter, 1992 ; Zaret et Suffern, 1976). Nous supposons ici que l'évitement de la prédation visuelle est

le facteur le plus probable étant donné la floraison phytoplanctonique qui exclut toute compétition pour la nourriture. Les Cyclopoïdes et Autres Invertébrés ont montré une migration inverse dans la Grande Rade. Ce type de migration est généralement induit par la présence de prédateurs dits « tactiles » (Lampert, 1989), tels que les Méduses, les Siphonophores et les Cténophores. Notre méthode de prélèvement ne nous permet pas une évaluation précise de la densité de ces groupes ; cependant notre étude a montré une densité totale (fond + surface) du groupe des Autres Invertébrés plus importante la nuit, dans la Grande Rade alors que dans la Petite Rade, la densité totale de ce groupe est plus importante le jour. De plus, nous supposons que dans la Petite Rade, la floraison phytoplanctonique peut maintenir une population de poissons planctonophages, alors que les prédateurs invertébrés peuvent préférentiellement dominer une communauté planctonique de faible densité comme celle de la Grande Rade. Stenson (1976) a déjà montré que l'absence de prédateurs vertébrés menait à une importante prédation par les Invertébrés.

Dans cette étude, en comparant les deux rades, il a été possible de tester *in situ* le rôle de la disponibilité de la nourriture sur le type de migration verticale nycthémerale du zooplancton. Huntley et Brooks (1982) ont montré que si le phytoplancton était abondant, alors les amplitudes de migration de *Calanus pacificus* étaient importantes, la migration diminuant progressivement puis s'arrêtant avec le manque de nourriture et restant dans la zone de surface, la plus riche en nourriture. Dans cette étude, ce phénomène a été observé avec les Calanoïdes. Les Calanoïdes ont effectué une migration classique dans la Petite Rade où la nourriture était abondante. Cependant dans la Grande Rade, où la nourriture était peu disponible, aucune migration n'a été effectuée par les Calanoïdes. Néanmoins, ils ne se sont pas concentrés à la surface mais étaient également distribués sur l'ensemble de la colonne d'eau étant donné la différence non significative de la quantité de nourriture entre le fond et la surface. A l'inverse, les Cyclopoïdes ont effectué des migrations dans les deux rades. L'espèce dominante des Cyclopoïdes a été *Oithona nana* dans les deux rades. *Oithona nana* est carnivore et se nourrit préférentiellement de nauplii de Copépodes (Lampitt, 1978). Ainsi ses migrations peuvent être indépendantes de la densité phytoplanctonique. La comparaison des migrations zooplanctoniques au niveau de l'espèce a aussi montré qu'*Oithona nana* mâles, femelles et copépodites changeaient complètement leur type de migration selon le type de prédation. Il en a été de même pour les Tintinnidés et les Appendiculaires. Par contre, les nauplii de Copépodes ne semblent pas être affectés par les types de prédateurs, leur petite taille étant un avantage quelle que soit la prédation, visuelle ou tactile.

III.4 Conclusion

Nous avons comparé la migration verticale nycthémerale du plancton dans deux écosystèmes côtiers couplés et peu profonds. Les différences entre ces rades ont été notamment au niveau de la transparence de l'eau et de la densité phytoplanctonique. La profondeur de pénétration de la lumière durant la journée semble réguler la répartition du phytoplancton sur la colonne d'eau tandis que la densité phytoplanctonique paraît indirectement liée au type de prédation ayant lieu dans chacune des rades. Dans la Petite Rade, le zooplancton a effectué une migration classique due aux prédateurs visuels tandis que dans la Grande Rade, les principaux groupes taxonomiques ont effectué une migration inverse due à la prédation tactile. Les bactéries n'ont pas montré de migration et ne semblent pas avoir d'impact direct sur la migration zooplanctonique. L'étude spécifique a montré qu'*Oithona nana* semblait être adaptée au type de prédation de chaque rade, montrant ainsi qu'aucun facteur intrinsèque n'était le moteur de leur migration verticale nycthémerale.

En résumé...

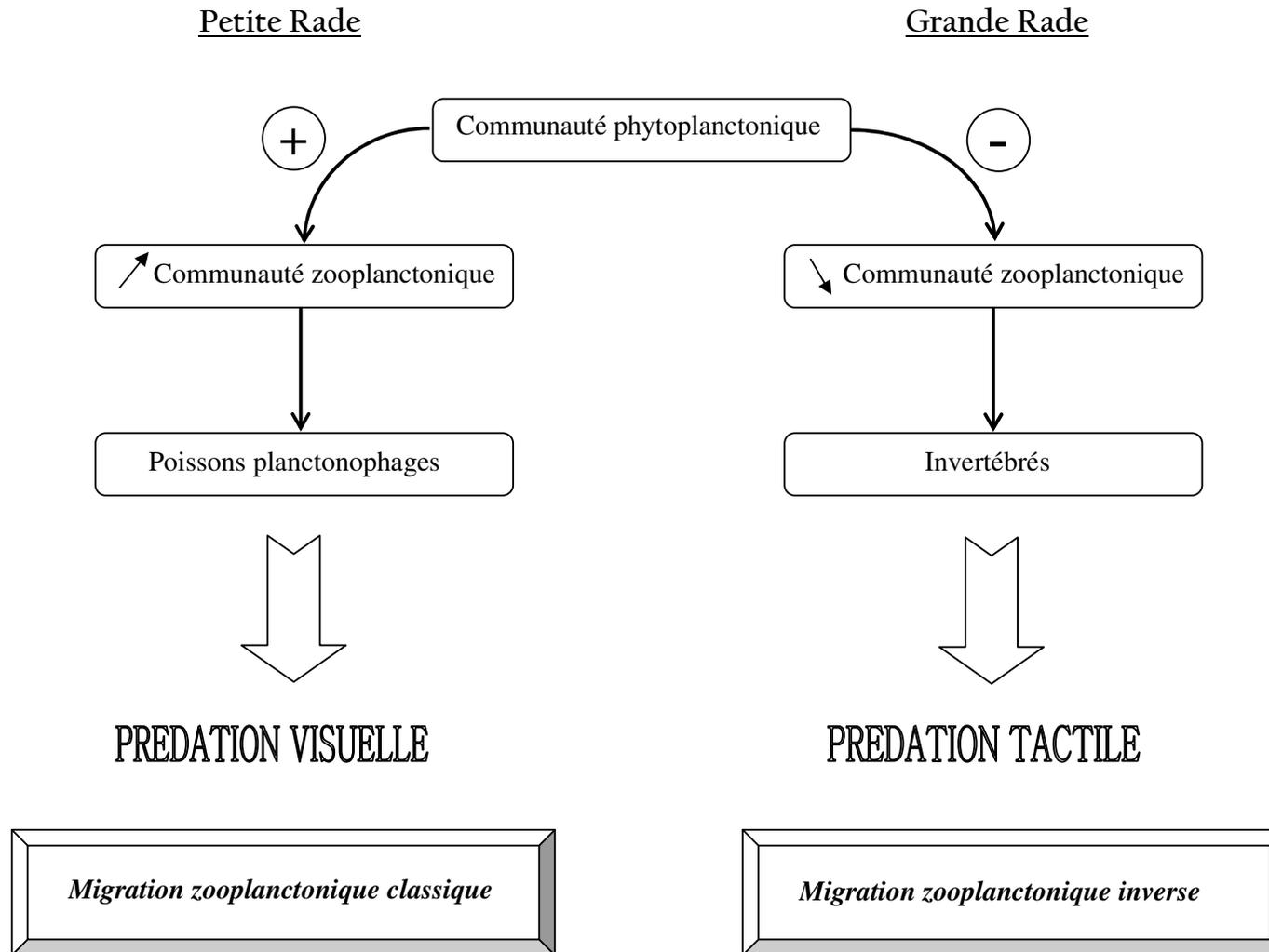


Figure 47 : Facteurs contribuant à la mise en place d'une migration verticale journalière classique dans la Petite Rade de Toulon et à une migration verticale journalière inverse dans la Grande Rade de Toulon.

*Chapitre III - Interactions entre les
métaux lourds et l'écologie
planctonique*

I Objectifs

L'étude de l'évolution planctonique de la Petite Rade et de la Grande Rade de Toulon a montré une différence significative de leur écologie planctonique. Néanmoins, les facteurs qui semblent intervenir de façon prépondérante dans l'évolution annuelle des communautés planctoniques et notamment phytoplanctonique, sont communs, à savoir les conditions météorologiques et dans une moindre mesure, la prédation. Pourtant, d'autres facteurs sont susceptibles d'avoir d'importantes répercussions sur le développement planctonique tel que les métaux lourds. C'est ainsi qu'en parallèle de l'étude écologique, nous avons également mené une étude concernant les métaux lourds. L'objectif a été, dans un premier temps, de quantifier les métaux lourds présents dans l'eau, la matière en suspension, les bactéries, le phytoplancton et le zooplancton, les échantillons ayant été prélevés en même temps que ceux du cycle annuel. Dans un second temps, nous avons tenté d'évaluer les facteurs biologiques impliqués dans la répartition des métaux lourds dans les organismes planctoniques.

Ce chapitre a fait l'objet d'une publication dans *Marine Pollution Bulletin* (Rossi et Jamet, 2008) (Annexe A).

II Matériel et Méthodes

II.1 Stratégie d'échantillonnage et protocole suivi

Le suivi annuel des concentrations métalliques dans l'eau, les différentes fractions de la matière particulaire en suspension, les bactéries, le phytoplancton et le zooplancton (Tableau XVI) a été effectué à partir d'échantillons prélevés en parallèle de ceux utilisés pour l'étude écologique des communautés planctoniques. De ce fait, le suivi de l'évolution des concentrations métalliques dans les compartiments planctoniques peut être relié à l'écologie de ces différents compartiments.

Tableau XVI : Récapitulatif du protocole utilisé pour le suivi annuel des concentrations métalliques dans différents compartiments.

Compartiments étudiés	Traitements préalables	Méthodes de dosage
Dissous	Eau brute filtrée sur 0,22 µm	Voltammétrie différentielle à impulsion en redissolution anodique
Particulaire	Filtration successive de l'eau brute sur des filtres de 80, 5, 1,2 et 0,22 µm	Spectrométrie d'absorption atomique
Biologique	Bactéries isolées sur les filtres de 0,22 µm issus de la filtration successive du particulaire. Phytoplancton isolé par gradient de densité (Ludox). Zooplancton prélevé par filet à plancton 90 µm.	Spectrométrie d'absorption atomique

L'étude des métaux traces nécessite de prendre un maximum de précaution pour éviter toute contamination que ce soit sur le terrain ou en laboratoire. Sur le terrain, les prélèvements ont été effectués en dehors du sillage du bateau, moteur éteint. Avant chaque utilisation, les bidons de stockage en polyéthylène de haute densité, le matériel de filtration et les filtres ont été nettoyés à l'acide nitrique (10 %) puis rincés à l'eau MilliQ. L'ensemble du protocole expérimental a été mis au point de façon à limiter le nombre de manipulations des échantillons.

II.2 Dosage des métaux dans la fraction dissoute

Le dosage des métaux dissous dans l'eau a été effectué par voltammétrie différentielle à impulsion en redissolution anodique (DPASV) (Locatelli *et al.*, 1992). Le matériel utilisé est un ensemble METROHM[®], composé d'un voltamètre μ AUTOLAB Ecochimie et d'un stand SMDE 663 VA. L'ensemble est piloté par ordinateur par l'intermédiaire du logiciel GPES Ecochimie. Le principe de cette méthode d'analyse comporte deux étapes principales : (1) Les ions métalliques présents dans l'échantillon sont réduits à un potentiel négatif puis concentrés sur une électrode de mercure. Cette étape de préconcentration permet d'obtenir un seuil de détection à $0,1 \text{ nmol.l}^{-1}$ en ce qui concerne le cuivre, le plomb et le cadmium. (2) La remontée du potentiel entraîne la libération des métaux amalgamés au mercure. Chaque métal s'oxydant à un potentiel différent, différents pics d'intensité du courant sont obtenus, chacun correspondant à un métal. Ainsi, le pic du cadmium apparaît à une intensité de $-0,6 \text{ V}$, celui du plomb à $-0,4 \text{ V}$ et celui du cuivre à $-0,15 \text{ V}$. Le tracé obtenu est appelé polarogramme. L'avantage de cette technique est la mesure simultanée de Cu, Pb et Cd à des concentrations traces (limites de détection : Cu : $0,1 \text{ nM}$; Pb : $0,1 \text{ nM}$ et Cd : $0,03 \text{ nM}$), l'inconvénient principal étant la perte de l'échantillon après analyse étant donné que cette méthode nécessite plusieurs ajouts d'une solution métallique de concentration connue.

Trente ml de l'eau issue des échantillons intégrés ont été filtrés sur acrodisc $0,22 \mu\text{m}$ (de façon à doser les métaux dissous) puis congelés à -20°C . Le jour précédent l'analyse, les échantillons ont été décongelés à température ambiante puis acidifiés avec $200 \mu\text{l}$ d'acide chlorhydrique (37 %) de façon à obtenir un $\text{pH} < 2$. Après 24 h, une première mesure a été effectuée à partir d'eau MilliQ afin de vérifier le bon fonctionnement de l'appareillage et l'absence de contamination dans le système. Par la suite, 15 ml d'échantillon ont été prélevés et déposés dans une cellule électrochimique en téflon nettoyée préalablement à l'acide nitrique (10 %) puis rincée à l'eau distillée. L'analyse des échantillons a été faite par ajouts dosés : une fois le polarogramme de l'échantillon brut obtenu, une concentration connue d'une solution multiéléments de cuivre, plomb et cadmium a été ajoutée. Cette solution multiéléments a été préparée de façon à ce que le premier ajout double chacune des concentrations métalliques. Le polarogramme du premier ajout a été ainsi obtenu. Cinq ajouts par échantillon ont été effectués. De plus, chaque mesure a été faite en triplicat. Le coefficient de variation a été, en moyenne, $< 5 \%$ pour le cuivre et le plomb et $< 10 \%$ pour le cadmium. Après analyse, les pics des polarogrammes ont été intégrés à l'aide d'un logiciel élaboré par D. Omanovic (ElectroChemical Data software). La concentration métallique

initiale de l'échantillon a été obtenue par régression linéaire, sa valeur correspondant au point d'intersection entre la droite tracée à partir des ajouts dosés et l'abscisse.

II.3 Dosage des métaux lourds dans les fractions particulaires et biologiques

II.3.1 Spectrométrie d'absorption atomique (AAS)

Le dosage des métaux dans les différentes fractions particulaires ainsi que dans les différents compartiments planctoniques (bactéries, phytoplancton et zooplancton) a été effectué par spectrométrie d'absorption atomique sans flamme (spectromètre Thermoelectron FS 95). Le principe est de vaporiser l'échantillon de façon à ce que les atomes métalliques soient nettement séparés les uns des autres. Cette étape d'atomisation a été effectuée dans un four de graphite cylindrique. Chaque métal sous forme d'atome absorbe la lumière émise par une lampe à cathode creuse à une longueur d'onde donnée (Cu : 324,8 nm ; Pb : 217,0 nm et Cd : 228,8 nm). La valeur d'absorbance est ensuite convertie en concentration métallique. Les avantages de cette méthode résident dans sa sensibilité (limites de détection : 0,05 $\mu\text{g Cu.L}^{-1}$, 0,01 $\mu\text{g Cd.L}^{-1}$, 0,1 $\mu\text{g Pb.L}^{-1}$) et dans le peu d'échantillon nécessaire à l'analyse. Le principal inconvénient est le coût important de ces dosages qui nécessite de l'argon. De plus, les métaux ne peuvent pas être mesurés simultanément.

II.3.2 Mise au point expérimentale

Le dosage des métaux en spectrométrie d'absorption atomique a nécessité des essais expérimentaux pour faire face à trois problèmes majeurs que sont (1) les limites de détection élevées par rapport à la DPASV, (2) les risques de contamination importants et (3) l'effet de matrice.

Les limites de détection sont de 1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ pour le cuivre et de 0,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ pour le plomb et le cadmium. Il a donc été nécessaire de préconcentrer le « matériel » à doser (matière particulaire ou organismes planctonique) en filtrant plusieurs litres d'eau brute (voir II.3.3, II.3.5, II.3.6 et II.3.7).

Les échantillons destinés au dosage par AAS ont subi plusieurs manipulations, accroissant le risque de contamination. Des blancs ont donc été effectués. Ils ont subi les mêmes étapes de conditionnement, de filtration, de sonication et de conservation que les échantillons. Ils ont été ensuite dosés en même temps que les échantillons, permettant de soustraire leur valeur à celle des échantillons, éliminant ainsi une contamination extérieure.

Les valeurs des blancs ont été, en moyenne, $< 7 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour le cuivre, $< 3 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour le plomb et en dessous de la limite de détection pour le cadmium.

L'effet de matrice qui peut se définir comme l'influence du milieu analysé sur l'élément dosé, est un problème récurrent en AAS (Pinta et Riandey, 1970). Le fait de doser du « matériel » issu de l'eau de mer peut entraîner un effet de matrice important du fait des sels présents. De ce fait, une correction de Zeeman a été appliquée à chaque mesure. De plus, l'ajout d'un modificateur permettant d'améliorer la volatilité des éléments à doser (nitrate de magnésium pour le cadmium et le plomb et nitrate d'ammonium pour le cuivre), a également contribué à améliorer les mesures.

II.3.3 Etude des différentes fractions particulières

Les différentes fractions particulières sont obtenues par filtrations successives de l'eau issue de l'échantillonnage intégré sur des filtres nylon de porosité 80, 5, 1,2 et 0,22 μm . Avant chaque filtration, les filtres ont été rincés à l'acide nitrique (10 %) puis à l'eau MilliQ. Ces différents seuils de coupure ont été choisis en fonction des différents types d'organismes planctoniques présents dans la rade. Ainsi, en plus des différentes particules, sur le filtre de 80 μm ont été retenus les organismes zooplanctoniques, la classe de taille comprise entre 5 et 80 μm a regroupé une large partie du phytoplancton, la classe de taille comprise entre 1,2 et 5 μm a regroupé le phytoplancton de petite taille et enfin la classe de taille 0,22 – 1,2 μm a regroupé les bactéries.

Vingt litres ont été filtrés sur 80 μm , entre 4 et 10 litres issues de la filtration sur 80 μm ont été filtrés sur 5 μm , entre 4 et 6 litres issus de la filtration précédente ont été filtrés sur 1,2 μm et 2 litres issus de la filtration sur 1,2 μm ont été filtrés sur 0,22 μm . Ces différents filtres ont été ensuite placés dans des boîtes de Pétri et au congélateur à - 20 °C. Par la suite, les filtres ont été soniqués dans 5 ml d'eau MilliQ. Cette étape permet la remise en suspension du contenu du filtre et la fragmentation des cellules présentes. Sept cents μl d'acide nitrique ont été ensuite ajoutés afin d'obtenir un $\text{pH} < 2$ de façon à ce que les métaux adsorbés par les particules soient libérés. Cette solution a été laissée durant 24 h à température ambiante avant analyse par spectrométrie d'absorption atomique sans flamme (AAS).

II.3.4 Etude des fractions particulières « vraies »

Afin d'obtenir des valeurs de concentrations métalliques les plus précises possibles de la matière particulaire en suspension ($[\text{M}]_{\text{MPS}}$), la valeur des concentrations métalliques obtenue

pour les échantillons phytoplanctoniques ($[M]_{\text{phyto}}$) (voir § II.3.6) et zooplanctoniques ($[M]_{\text{zoo}}$) (voir § II.3.7) a été soustraite à la somme des valeurs de concentrations métalliques obtenues sur les fractions > 80 ($[M]_{80}$), $5-80 \mu\text{m}$ ($[M]_5$) et $1,2-5 \mu\text{m}$ ($[M]_{1,2}$) de porosité (voir § II.3.3). De ce fait, la contribution métallique du phytoplancton et du zooplancton dans les différentes fractions particulières a été éliminée. La formule utilisée a donc été la suivante :

$$\boxed{[M]_{\text{MPS}} = ([M]_{80} + [M]_5 + [M]_{1,2}) - ([M]_{\text{phyto}} + [M]_{\text{zoo}})}$$

$[M]$: concentration du métal considéré ($\mu\text{g.L}^{-1}$)

La fraction particulaire $0,22 - 1,2 \mu\text{m}$ n'a pas été considérée dans ce calcul, celle-ci étant par la suite, considérée comme étant exclusivement composée de bactéries (voir § II.3.5).

De plus, dans le but de comparer la contribution du phyto- et du zooplancton aux apports métalliques par rapport à leur fraction particulaire associée (respectivement $1,2-80 \mu\text{m}$ et $>80 \mu\text{m}$), la fraction particulaire « vraie » comprise entre $1,2$ et $80 \mu\text{m}$ et celle supérieure à $80 \mu\text{m}$ ont été calculées. Pour la fraction particulaire « vraie » comprise entre $1,2$ et $80 \mu\text{m}$ ($[M]_{1,2-5}$), la valeur des concentrations métalliques obtenue pour les échantillons phytoplanctoniques ($[M]_{\text{phyto}}$) a été soustraite à la somme des valeurs de concentrations métalliques obtenues sur les filtres de 5 ($[M]_5$) et $1,2 \mu\text{m}$ ($[M]_{1,2}$) de porosité. Pour la fraction particulaire « vraie » supérieure à $80 \mu\text{m}$ ($[M]_{>80}$), la valeur des concentrations métalliques obtenue pour les échantillons zooplanctoniques ($[M]_{\text{zoo}}$) a été soustraite à la valeur des concentrations métalliques obtenue sur les filtres de porosité $80 \mu\text{m}$ ($[M]_{80}$). Les formules utilisées sont donc les suivantes :

- pour la fraction particulaire « vraie » $1,2-80 \mu\text{m}$:

$$\boxed{[M]_{1,2-80} = ([M]_{1,2} + [M]_5) - [M]_{\text{phyto}}}$$

- pour la fraction particulaire « vraie » $> 80 \mu\text{m}$:

$$\boxed{[M]_{>80} = [M]_{80} - [M]_{\text{zoo}}}$$

$[M]$: concentration du métal considéré ($\mu\text{g.L}^{-1}$)

II.3.5 Etude de la communauté bactérienne

Concernant la communauté bactérienne, la fraction particulaire $0,22 - 1,2 \mu\text{m}$ (obtenue comme décrit dans le § II.3.3 ci-dessus) a été considérée comme représentative de la communauté bactérienne. De ce fait, la concentration métallique mesurée sur cette fraction

particulière a été directement mise en relation avec la biomasse bactérienne déduite des comptages bactériens effectués pour chaque prélèvement.

La biomasse carbone de la communauté bactérienne a été obtenue à partir de l'estimation de Lee et Fuhrman (1987) qui établit qu'une cellule bactérienne contient $19,8 \pm 0,8$ fg de carbone. La biomasse carbone totale a donc été obtenue selon la formule suivante :

$$B_{\text{bact}} = d_{\text{bact}} \times 19,8 \times L \times 1000$$

B_{bact} : biomasse bactérienne (fgC)

d_{bact} : densité bactérienne (cell.mL⁻¹)

L : nombre de litres filtrés (L)

Ainsi pour obtenir la concentration de métaux dans les bactéries en g.gC⁻¹ la formule suivante a été appliquée :

$$[M] = ([M]_{\text{brute}} \times V_s) / B_{\text{bact}}$$

[M] : concentration du métal étudié (g.gC⁻¹)

[M]_{brute} : concentration du métal obtenue après analyse en AAS (g.L⁻¹)

V_s : volume soniqué (L)

B_{bact} : biomasse bactérienne (gC)

II.3.6 Etude de la communauté phytoplanctonique

De façon à travailler à partir d'échantillons les plus purs possibles, les cellules phytoplanctoniques ont été séparées des détritux à l'aide d'une méthode de séparation par gradient de densité réalisé à partir de Ludox TM-50 selon le protocole d'Hamilton *et al.* (2005).

Vingt litres d'eau de mer lugolés de chaque station ont été réduits à un volume de 50 ml par filtration inverse. Ce volume a été ensuite centrifugé à 1000 tr.min⁻¹ pendant 20 min. Le tube a été ensuite laissé au repos 24 h. Le culot a été ensuite récupéré dans un minimum de volume d'eau de mer (en général entre 0,5 et 1 ml). Il a été ensuite remis en suspension dans une solution isotonique (30,77 g NaCl, 0,88 g KCl, 1,10 g Na₂SO₄, 0,20 g NaHCO₃ dans 1 litre d'eau milliQ) (de Jonge, 1979) pour obtenir un volume final de 5 ml. Cette étape a permis d'éliminer les cations divalents contenus dans l'eau de mer qui induisent la transformation du Ludox en gel. La solution a été ensuite délicatement transférée à la surface de la solution de Ludox préparée dans un tube à centrifuger, lavé à l'acide nitrique (10 %) et à l'eau milliQ, en mélangeant 21 ml de Ludox et 9 ml d'eau milliQ pour obtenir une densité de 1,28 g.cm⁻³, densité supérieure à la densité de la plupart des Diatomées (de Jonge, 1979).

Le tube a été ensuite centrifugé à 1000 tr.min⁻¹ pendant 10 minutes. Le surnageant contenant les cellules planctoniques a été prélevé, filtré sur une membrane de nylon de porosité 1,2 µm et congelé à - 20 °C. Par la suite, les filtres ont été soniqués dans 5 ml d'eau milliQ et acidifiés avec 700 µl d'acide nitrique. Cette solution a été laissée durant 24 h à température ambiante avant analyse par spectrométrie d'absorption atomique sans flamme (AAS).

La conversion en biomasse carbone de la communauté phytoplanctonique est effectuée à partir des comptages et des biovolumes, établis lors de chaque prélèvement. Les biovolumes sont multipliés par 1,33 du fait des travaux de Montagnes et al. (1994) qui ont montré que les cellules fixées étaient plus petites que les cellules vivantes.

Le calcul de la biomasse carbone a été effectué selon les formules de conversion suivantes (Menden-Deuer et Lessard, 2000 ; Mullin et al., 1966) :

$$\text{Bacillariophycées} < 3000 \mu\text{m}^3 : \log \text{pgC cell}^{-1} = -0,541 + 0,811 \log V$$

$$\text{Bacillariophycées} > 3000 \mu\text{m}^3 : \log \text{pgC cell}^{-1} = -0,933 + 0,881 \log V$$

$$\text{Dinophycées} : \log \text{pgC cell}^{-1} = -0,353 + 0,864 \log V$$

$$\text{Autres Flagellés} : \log \text{pgC cell}^{-1} = 0,76 \log V - 0,29$$

V : biovolume cellulaire (µm³)

Les formules de conversion donnant le contenu en carbone par cellule, les valeurs obtenues ont été multipliées par la densité phytoplanctonique pour obtenir une biomasse carbone par litre. Ainsi, pour obtenir la biomasse carbone des filtres analysés en AAS, la formule suivante a été appliquée :

$$B_{\text{phytoTot}} = B_{\text{phyto}} \times L$$

B_{phytoTot} : biomasse phytoplanctonique sur le filtre (gC)

B_{phyto} : biomasse phytoplanctonique (gC.L⁻¹)

L : nombre de litres filtrés par filtration inverse (L)

Ainsi pour obtenir la concentration de métaux dans le phytoplancton en g.gC⁻¹ la formule suivante a été appliquée :

$$[M] = ([M]_{\text{brute}} \times V_s) / B_{\text{phytoTot}}$$

[M] : concentration du métal étudié (g.gC⁻¹)

[M]_{brute} : concentration du métal obtenue après analyse en AAS (g.L⁻¹)

V_s : volume soniqué (L)

B_{phytoTot} : biomasse phytoplanctonique (gC)

II.3.7 Etude de la communauté zooplanctonique

La communauté zooplanctonique a été étudiée à partir de zooplancton vivant prélevé au filet à plancton de 90 µm de vide de maille.

Un sous-échantillon de 250 mL de zooplancton a été filtré sur un filtre de nylon de 80 µm préalablement rincé avec de l'acide nitrique à 10 %. La filtration a été effectuée au minimum deux heures après le prélèvement de façon à permettre l'excrétion des pelotes fécales. Les filtres ont été placés à – 20 °C. Par la suite, les filtres ont été soniqués dans 5 ml d'eau milliQ et acidifié avec 700 µL d'acide nitrique. Cette solution a été laissée durant 24 h à température ambiante avant analyse par spectrométrie d'absorption atomique sans flamme (AAS). Les filtres ont été pesés avant et après filtration, après une étape de dessiccation à 45 °C, grâce à une balance de précision de façon à connaître le poids sec zooplanctonique. Ce poids sec a été converti en biomasse de carbone par la formule de conversion établie par Mullin (1969) :

$$B_{zoo} = 0,40 PS$$

B_{zoo} = biomasse zooplanctonique (gC)

PS = poids sec zooplanctonique (g)

Ainsi pour obtenir la concentration de métaux dans le zooplancton en $g \cdot gC^{-1}$ la formule suivante a été appliquée :

$$[M] = ([M]_{brute} \times V_s) / B_{zoo}$$

[M] : concentration du métal étudié ($g \cdot gC^{-1}$)

$[M]_{brute}$: concentration du métal obtenue après analyse en AAS ($g \cdot L^{-1}$)

V_s : volume soniqué (L)

B_{zoo} : biomasse zooplanctonique (gC)

II.4 Facteurs de bioaccumulation

Les facteurs de bioaccumulation ont été calculés en faisant le rapport d'une concentration chimique dans un organisme, résultant d'une contamination par différentes voies chimiques, et de la concentration chimique de l'eau (Gobas and Morrison, 2000). Dans cette étude, le calcul des facteurs de bioaccumulation a été fait en divisant les concentrations métalliques des bactéries, du phytoplancton et du zooplancton ($\mu g \cdot gC^{-1}$) par les concentrations métalliques de l'eau ($\mu g \cdot L^{-1}$).

II.5 Statistiques

Toutes les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide du logiciel Statistica 7.1 (Statsoft Inc.). Dans un premier temps, des corrélations de Spearman ont été utilisées pour

établir les corrélations entre les métaux dans l'eau et les métaux dans la matière particulaire en suspension, les bactéries, le phytoplancton et le zooplancton. Les corrélations entre les rades ont également été étudiées. Dans un second temps, le test de corrélation de Spearman a été employé pour établir des corrélations entre les densités planctoniques et les concentrations métalliques dans les communautés planctoniques, ainsi qu'entre les volumes des cellules phytoplanctonique et les concentrations métalliques dans cette communauté. Enfin, des A.C.P. ont été effectuées pour mettre en évidence l'importance de la présence de certaines espèces ou groupes taxonomiques du phytoplancton et du zooplancton dans l'évolution des concentrations métalliques dans les communautés respectives. Pour des raisons de clarté, seules les matrices des corrélations des A.C.P. ont été présentées.

III Les métaux dans l'eau, la matière particulaire en suspension et les différents compartiments planctoniques

III.1 Résultats

III.1.1 Evolution des concentrations métalliques dans l'eau

L'évolution de la concentration du cuivre total dissous dans l'eau (Figure 48 a) a été corrélée entre la Petite Rade et la Grande Rade ($r_s = 0,67$, $p < 0,001$) (Tableau XVII). Les concentrations ont varié de 0,62 (février 07) à 2,82 $\mu\text{gCu.L}^{-1}$ (juillet) dans la Petite Rade et de 0,23 (mai) à 2,11 $\mu\text{gCu.L}^{-1}$ (juillet) dans la Grande Rade. La variation de la concentration en cuivre a été généralement plus importante au sein d'un même mois qu'entre les mois, notamment dans la Grande Rade, en juin (de 0,27 à 1,29 $\mu\text{gCu.L}^{-1}$), en juillet (de 0,60 à 2,11 $\mu\text{gCu.L}^{-1}$) et en septembre (de 0,35 à 1,34 $\mu\text{gCu.L}^{-1}$).

L'évolution du plomb (Figure 48 b) a également été corrélée entre la Petite Rade et la Grande Rade ($r_s = 0,62$, $p < 0,01$) (Tableau XVII). Dans la Petite Rade, le plomb a montré des variations particulières entre mars et juin avec une très grande variabilité (de 0,89 à 19,00 $\mu\text{g.L}^{-1}$); de juillet à la fin du cycle annuel, la concentration moyenne de plomb dans l'eau a été de 0,58 $\mu\text{g.L}^{-1}$ avec un minimum de 0,16 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en septembre et un maximum de 0,97 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en décembre. Dans la Grande Rade, la concentration de plomb dans l'eau a varié de 0,09 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (octobre) à 0,76 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (juillet). Comme pour le cuivre, d'importantes variations ont lieu au sein d'un même mois, notamment en juillet et en septembre au cours desquels les valeurs ont été respectivement multipliées par 2,5 et 4,3.

Concernant le cadmium (Figure 48 c), aucune corrélation n'a été trouvée entre les rades. Dans la Petite Rade, d'importantes concentrations ont été relevées entre mars 06 et début juin avec un maximum en mai ($0,14 \mu\text{g.L}^{-1}$). Dans la Grande Rade, les concentrations ont été globalement faibles voire indétectables, excepté pour trois prélèvements en avril, mai et septembre ($0,64$; $0,65$ et $0,48 \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivement).

Dans la Petite Rade, la moyenne annuelle des concentrations métalliques a été de $3,14 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour le plomb, $1,55 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour le cuivre et $3,06.10^{-2} \mu\text{g.L}^{-1}$ pour le cadmium. Cependant, compte tenu de l'importante variabilité observée pour le cuivre et le plomb, un test de signe a été effectué pour comparer ces deux métaux et a montré que la concentration en cuivre était supérieure à la concentration en plomb 72 % du temps ($p < 0,05$). De ce fait, la répartition générale des métaux dans la Petite Rade a été $\text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cd}$ avec une saisonnalité marquée et corrélée pour le plomb et le cadmium ($r_s = 0,77$, $p < 0,001$) (Tableau XVIII). Dans la Grande Rade, la répartition annuelle des concentrations métalliques moyenne a été $\text{Cu} (6,29.10^{-1} \mu\text{g.L}^{-1}) > \text{Pb} (3,34.10^{-1} \mu\text{g.L}^{-1}) > \text{Cd} (8,33.10^{-2} \mu\text{g.L}^{-1})$.

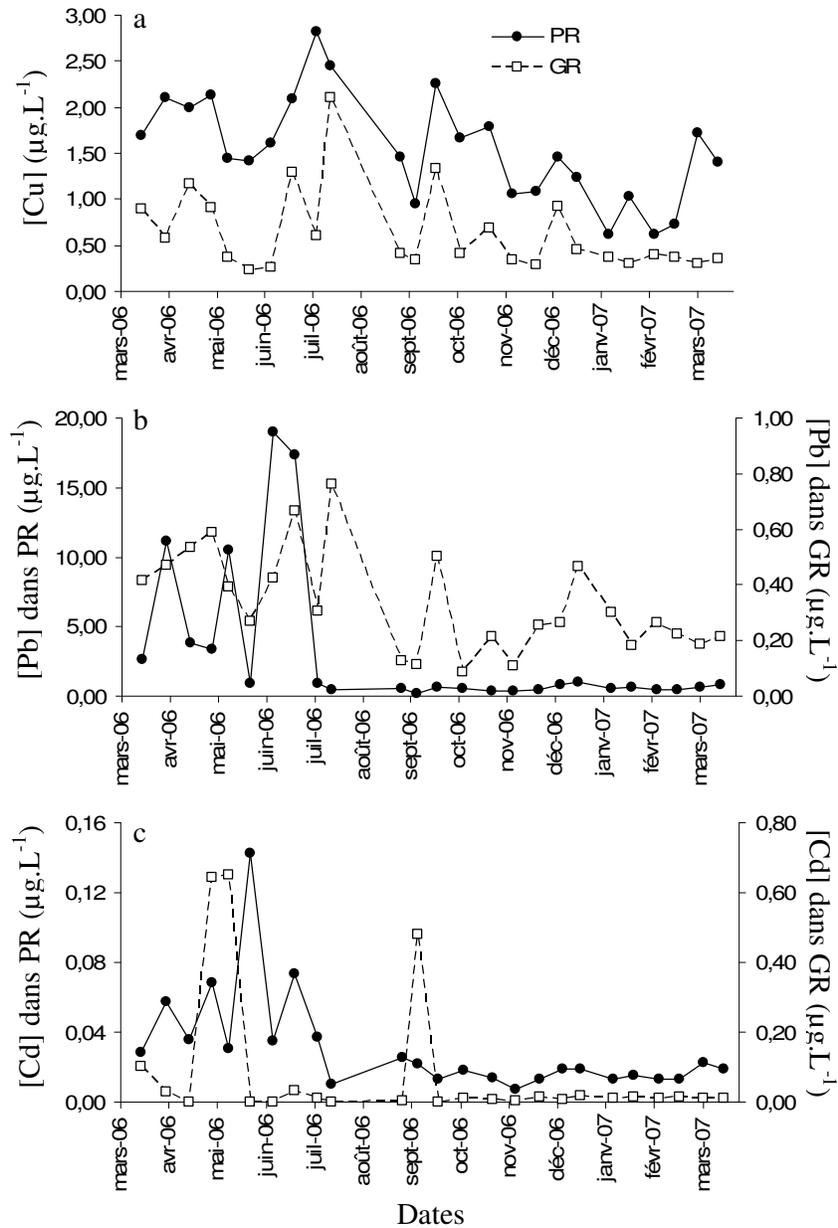


Figure 48 : Variation annuelle des concentrations de cuivre (a), plomb (b) et cadmium (c) dans l'eau dans la Petite Rade (PR) et la Grande Rade (GR) de Toulon.

Tableau XVII : Résultats du test de corrélation de rang de Spearman effectué sur les concentrations de cuivre, plomb et cadmium dans chaque compartiment, entre la Petite Rade (PR) et la Grande Rade (GR). Les symboles *, ** et *** indiquent respectivement les corrélations significatives à $p < 0,05$, $p < 0,01$ et $p < 0,001$.

Cuivre PR & GR	
Eau	0,67***
MPS	0,75***
Bactéries	0,61**
Phytoplancton	0,26
Zooplancton	0,17
Plomb PR & GR	
Eau	0,62**
MPS	0,39
Bactéries	0,32
Phytoplancton	0,13
Zooplancton	0,26
Cadmium PR & GR	
Eau	0,05
MPS	/
Bactéries	/
Phytoplancton	/
Zooplancton	0,63***

III.1.2 Evolution des concentrations métalliques dans les particules

III.1.2.1 Evolution des concentrations métalliques dans les différentes classes particulières

Seuls les résultats du cuivre et du plomb ont été présentés ici. La représentation graphique du cadmium selon les différentes classes particulières n'a pas pu être effectuée du fait que ce métal a été rarement détecté dans ces échantillons.

Dans la Petite Rade (Figure 49 a) ainsi que dans la Grande Rade (Figure 49 b), le cuivre s'est réparti préférentiellement dans la fraction particulaire 5-80 μm , regroupant en moyenne une proportion de cuivre de 70,0 % (Petite Rade) et de 62,5 % (Grande Rade). La fraction particulaire 1,2-5 μm a contenu une proportion moyenne de 14,9 % de cuivre dans la Petite Rade et de 22,0 % dans la Grande Rade. Une proportion de 11,5 % et de 11,2 % de cuivre (respectivement dans la Petite Rade et la Grande Rade) a été présente dans la fraction

particulaires 0,22-1,2 μm . Enfin, c'est la fraction particulaire $> 80 \mu\text{m}$ qui a contenu le moins de cuivre avec une proportion de 3,6 % dans la Petite Rade et 4,3 % dans la Grande Rade.

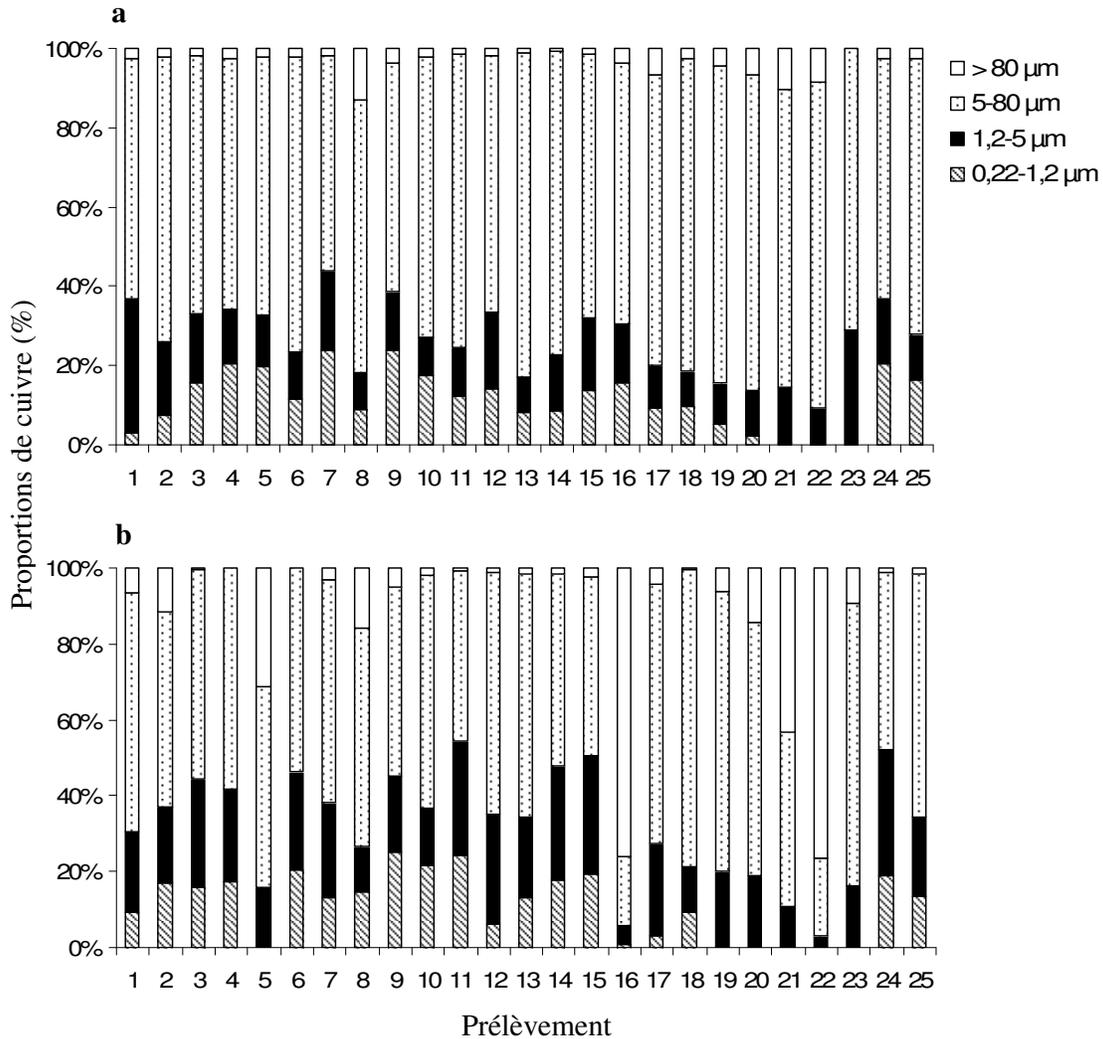


Figure 49 : Répartition du cuivre selon les différentes classes particulaires dans la Petite Rade (a) et dans la Grande Rade (b).

La répartition du plomb selon les classes de tailles (Figure 50) a été semblable à celle du cuivre dans la mesure où la classe 5-80 μm a été la plus contaminée. Néanmoins, cette contamination a été beaucoup plus importante avec des pourcentages de plomb s'élevant à 91,0 % dans la Petite Rade (Figure 50 a) et à 73,6 % dans la Grande Rade (Figure 50 b). Dans les deux rades, les fractions se sont classées comme suit selon leur pourcentage moyen de plomb : $> 80 \mu\text{m}$ (4,3 % dans la Petite Rade et 14,9 % dans la Grande Rade) $> 0,22-1,2 \mu\text{m}$ (2,5 % dans la Petite Rade et 6,5 % dans la Grande Rade) $> 1,2-5 \mu\text{m}$ (2,2 % dans la Petite Rade et 5,0 % dans la Grande Rade).

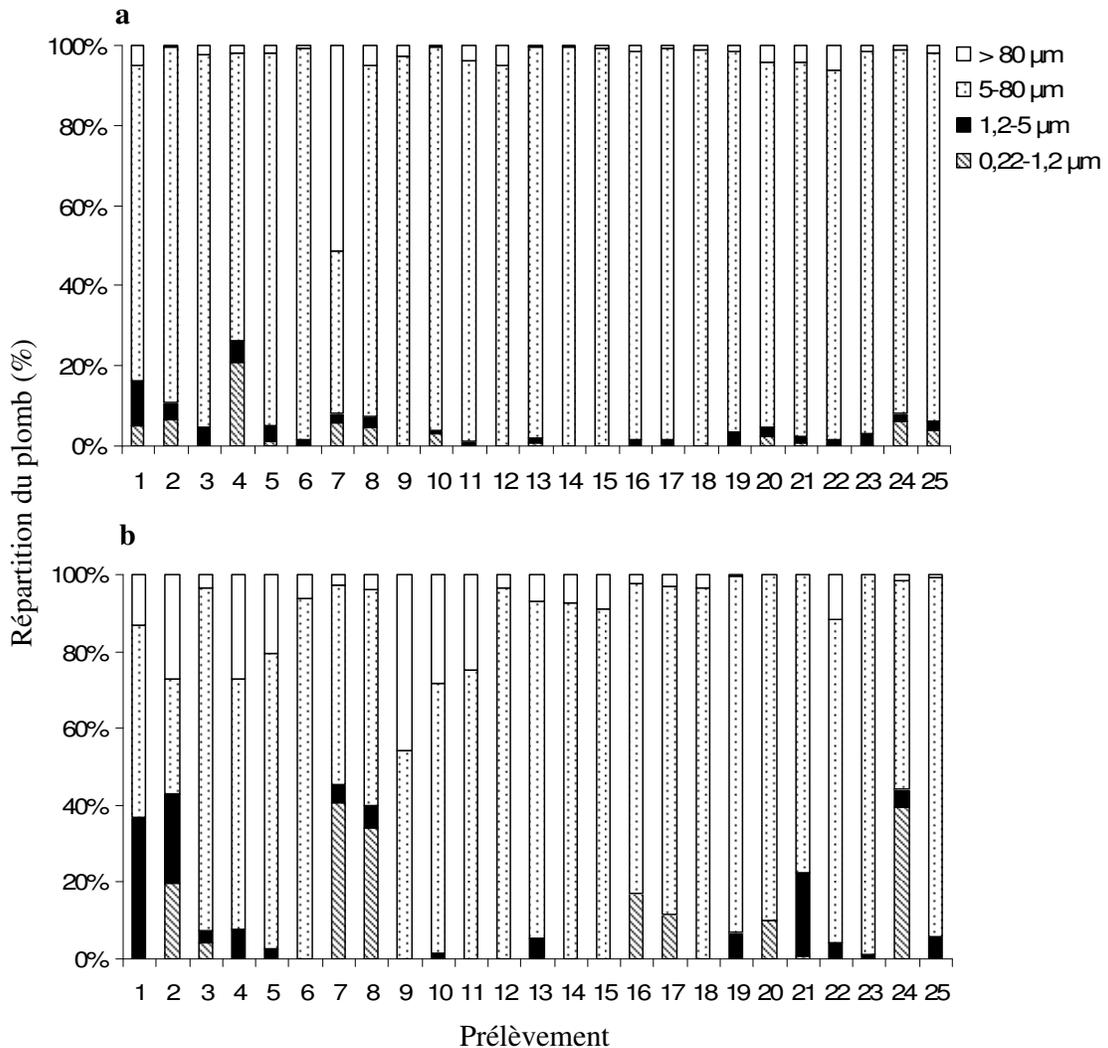


Figure 50 : Répartition du plomb dans les différentes classes particulaires dans la Petite Rade (a) et la Grande Rade (b).

III.1.2.2 Evolution des concentrations métalliques dans la matière particulaire en suspension « vraie »

La concentration du cuivre dans la matière particulaire en suspension (MPS) (Figure 51a) a varié de $0,06 \mu\text{g.L}^{-1}$ (février 07) à $0,38 \mu\text{g.L}^{-1}$ (septembre) dans la Petite Rade et de $0,006 \mu\text{g.L}^{-1}$ (février 07) à $0,19 \mu\text{g.L}^{-1}$ (avril) dans la Grande Rade. Les concentrations de cuivre dans la MPS ont été hautement corrélées entre la Petite Rade et la Grande Rade ($r_s = 0,75$, $p < 0,001$) (Tableau XVII).

La concentration de plomb dans la MPS (Figure 51b) a varié de $0,02 \mu\text{g.L}^{-1}$ (septembre) à $0,29 \mu\text{g.L}^{-1}$ (septembre) dans la Petite Rade. Durant ce mois de septembre, la concentration du plomb a été 14,5 fois plus importante à la fin du mois qu'en début de mois. Dans la Grande Rade, la concentration du plomb dans la MPS a varié de $0,003 \mu\text{g.L}^{-1}$ (mai) à $0,17 \mu\text{g.L}^{-1}$ (novembre). L'évolution annuelle du plomb dans la MPS n'a pas été corrélée entre les deux rades.

Concernant le cadmium, il n'a été que peu détecté dans la MPS (Tableau XIX). Dans la Petite Rade, la plus importante concentration ($3,92 \cdot 10^{-3} \mu\text{g.L}^{-1}$) a été mesurée en mars 06. Très peu de cadmium a été détecté dans la MPS de la Grande Rade, le maximum ayant été de $2,01 \cdot 10^{-3} \mu\text{g.L}^{-1}$.

La comparaison des métaux intra-rades a mis en évidence que, dans la Petite Rade, la concentration moyenne du cuivre dans la MPS a été 4,5 fois plus importante que la concentration du plomb dans la MPS. Dans la Grande Rade, le cuivre a été le métal dominant dans la MPS de mars à la fin du mois d'octobre 06, alors que le plomb a été dominant dans la MPS la dernière partie du cycle annuel. Aucune corrélation n'a été trouvée entre les concentrations métalliques dans la MPS mais des corrélations hautement significatives ont été mises en évidence entre la concentration de cuivre dans l'eau et la concentration de cuivre dans la MPS dans les deux rades. ($r_s = 0,82$, $p < 0,001$ dans la Petite Rade ; $r_s = 0,79$, $p < 0,001$ dans la Grande Rade) (Tableau XVIII).

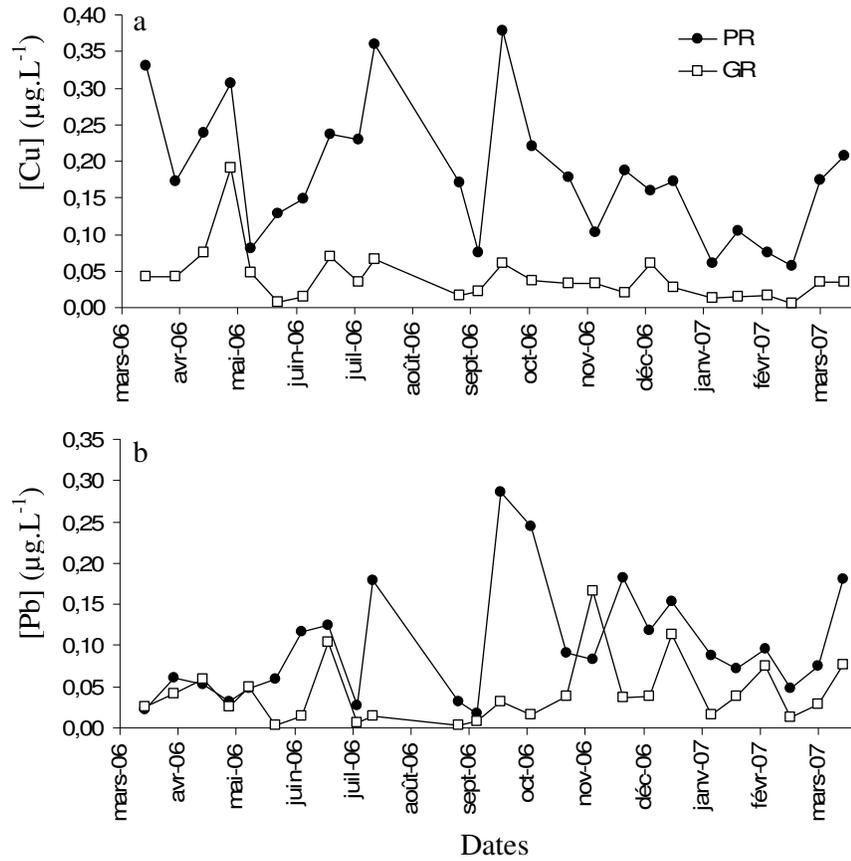


Figure 51 : Variation annuelle de la concentration du cuivre (a) et du plomb (b) dans la matière particulaire en suspension, dans la Petite Rade (PR) et la Grande Rade (GR) de Toulon.

Tableau XVIII : Résultats des corrélations de rang de Spearman effectuées à partir des concentrations de métaux dans l'eau, dans la matière particulaire en suspension (MPS), dans les bactéries, dans le phytoplancton et dans le zooplancton et corrélations de Spearman effectuées entre les métaux dans l'eau et les métaux dans chaque compartiment. Les symboles *, ** et *** indiquent, respectivement, les corrélations significatives pour $p < 0,05$, $p < 0,01$ et $p < 0,001$.

Correlation de rang de Spearman n = 25	Petite Rade			Grande Rade				
	Cu	Pb	Cd	Cu	Pb	Cd		
Eau	Cu	1,00		Cu	1,00			
	Pb	0,43*	1,00	Pb	0,60**	1,00		
	Cd	0,40*	0,77***	1,00	Cd	-0,05	0,01	1,00
MPS	Cu	1,00		Cu	1,00			
	Pb	0,25	1,00	Pb	0,33	1,00		
	Cd	/	/	/	Cd	/	/	/
Bactéries	Cu	1,00		Cu	1,00			
	Pb	0,42*	1,00	Pb	0,15	1,00		
	Cd	/	/	/	Cd	/	/	/
Phytoplancton	Cu	1,00		Cu	1,00			
	Pb	0,65***	1,00	Pb	0,03	1,00		
	Cd	/	/	/	Cd	/	/	/
Zooplancton	Cu	1,00		Cu	1,00			
	Pb	0,12	1,00	Pb	0,04	1,00		
	Cd	-0,03	-0,05	1,00	Cd	-0,07	0,11	1,00
Métaux dans l'eau & dans MPS	Métaux dans l'eau			Métaux dans l'eau				
	Cu	0,82***	0,30	0,20	Cu	0,79***	0,56**	0,09
	MPS	Pb	0,03	-0,09	-0,47*	Pb	0,18	0,11
Métaux dans l'eau & les Bactéries	Métaux dans l'eau			Métaux dans l'eau				
	Cu	0,70***	0,58**	0,60**	Cu	0,62**	0,46*	-0,06
	Bactéries	Pb	0,26	0,55**	0,32	Pb	-0,23	0,11
Métaux dans l'eau & dans le Phytoplancton	Métaux dans l'eau			Métaux dans l'eau				
	Cu	0,18	0,28	0,57**	Cu	-0,01	-0,25	0,17
	Phytoplancton	Pb	-0,02	0,28	0,40	Pb	0,59**	0,55**
Métaux dans l'eau et dans le Zooplancton	Métaux dans l'eau			Métaux dans l'eau				
	Cu	0,46*	0,35	0,46*	Cu	0,19	0,27	-0,31
	Zooplancton	Pb	-0,17	-0,02	-0,21	Pb	-0,07	-0,02
	Cd	-0,35	-0,23	-0,11	Cd	-0,33	-0,46*	-0,22

III.1.2.3 Contribution métallique des fractions particulières « vraies » par rapport à celle des organismes planctoniques

La Figure 52 et la Figure 53 ont permis de comparer la contribution métallique du phytoplancton et du zooplancton par rapport à celle des fractions particulières « vraies » des classes de tailles correspondantes. Que ce soit dans la Petite Rade (Figure 52) ou dans la Grande Rade (Figure 53), les particules concentrent beaucoup plus de cuivre et de plomb que le phytoplancton. Dans la Petite Rade, les particules ont contenu en moyenne 7,5 fois plus de cuivre (Figure 52 a) et 26 fois plus de plomb (Figure 52 b) que le phytoplancton. Pour la Grande Rade, l'écart a été moins grand mais non négligeable puisque les particules ont concentré en moyenne 3 fois plus de cuivre (Figure 53 a) et 13 fois plus de plomb (Figure 53 b) que le phytoplancton. Concernant le zooplancton, les différences ont été beaucoup moins marquées entre la concentration moyenne de métal (cuivre ou plomb) dans le zooplancton et celle dans les particules, les particules ayant globalement des concentrations similaires ou n'excédant pas 1,5 fois la concentration du zooplancton, dans la Petite Rade et la Grande Rade (Figure 52 c-d et Figure 53 c). La seule exception concerne les particules de la Grande Rade qui ont, en moyenne, concentré 30 fois plus de plomb que le zooplancton. La moyenne de la concentration du plomb dans la fraction particulière $> 80 \mu\text{m}$ est à considérer avec prudence du fait de la forte variabilité des valeurs (Figure 53 d).

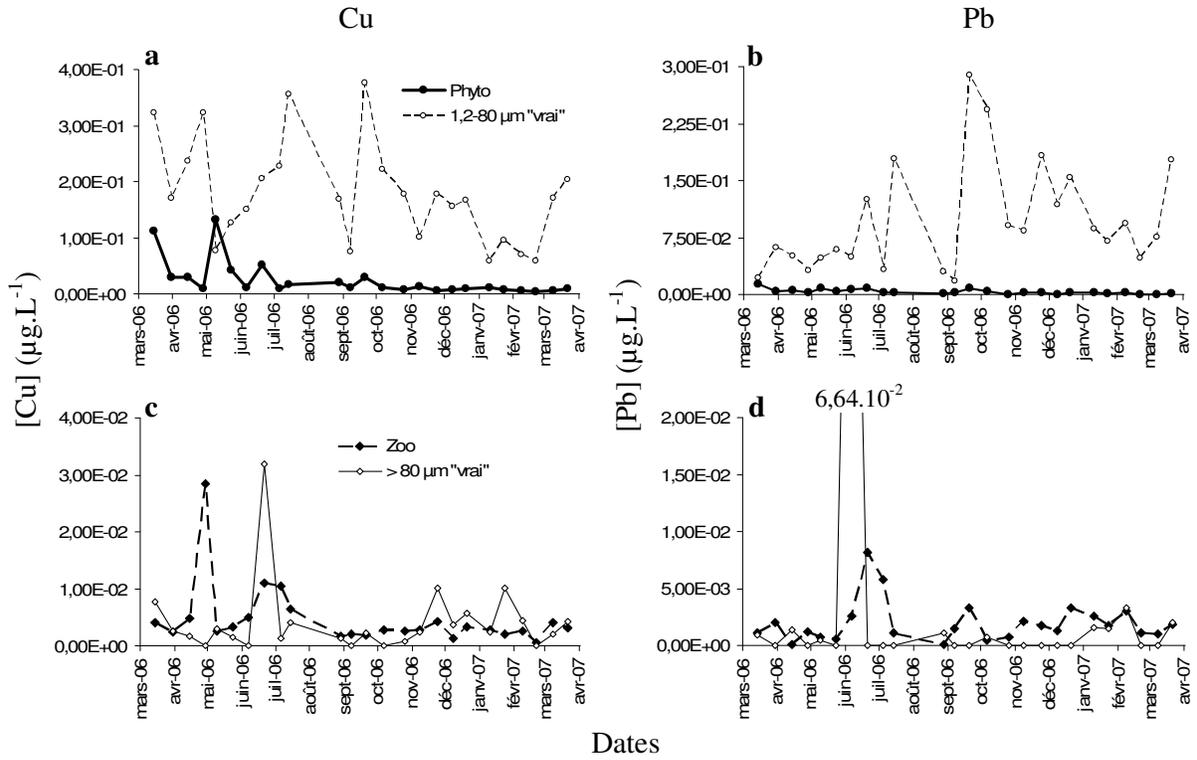


Figure 52 : Evolution des concentrations de cuivre et de plomb dans le phytoplancton et la matière particulaire correspondant à la classe de taille du phytoplancton (a et b) et dans le zooplancton et la matière particulaire correspondant à la classe de taille du zooplancton (c et d) dans la Petite Rade de Toulon.

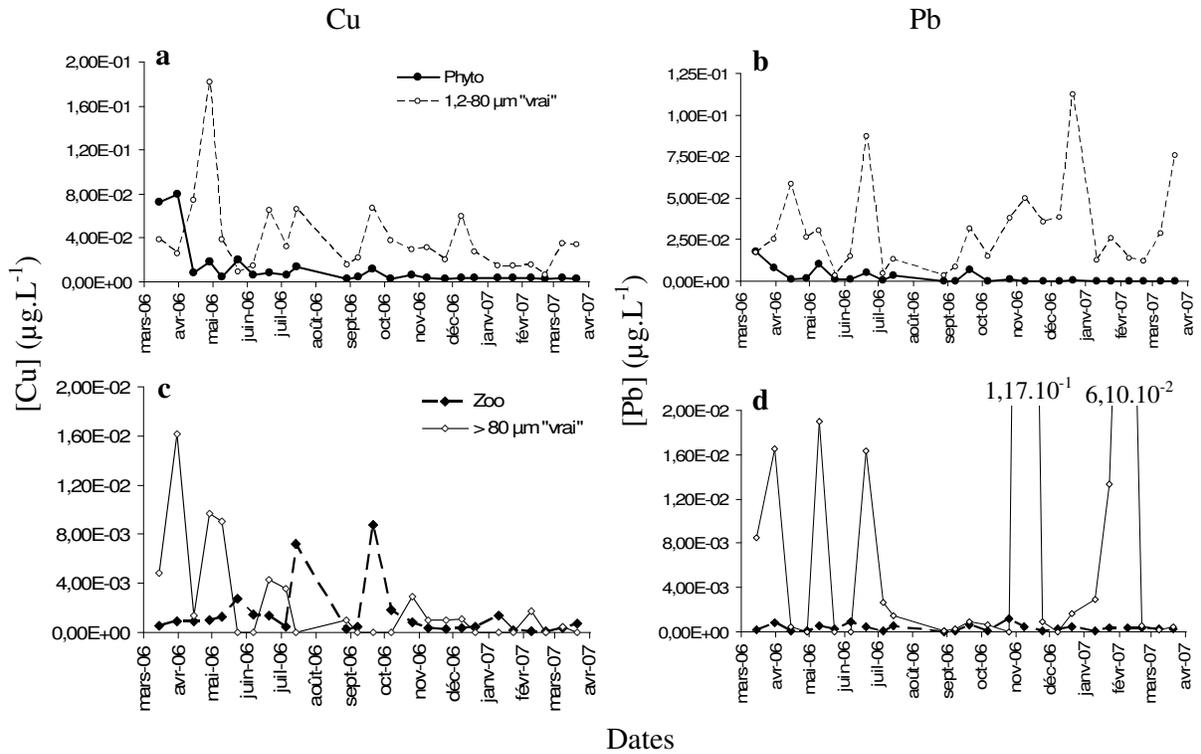


Figure 53 : Evolution des concentrations de cuivre et de plomb dans le phytoplancton et la matière particulaire correspondant à la classe de taille du phytoplancton (a et b) et dans le zooplancton et la matière particulaire correspondant à la classe de taille du zooplancton (c et d) dans la Grande Rade de Toulon.

III.1.3 Distribution métallique et variation des concentrations dans les organismes planctoniques

La concentration de cuivre dans les bactéries (Figure 54 a) a varié entre des valeurs inférieures à la limite de détection à $1,66 \cdot 10^{-2} \text{ g.gC}^{-1}$ dans la Petite Rade (moyenne : $3,76 \cdot 10^{-3} \text{ g.gC}^{-1}$) et des valeurs inférieures à la limite de détection à $7,58 \cdot 10^{-3} \text{ g.gC}^{-1}$ dans la Grande Rade (moyenne : $1,50 \cdot 10^{-3} \text{ g.gC}^{-1}$). De plus, elles ont été corrélées entre les rades ($r_s = 0,61$, $p < 0,01$) (Tableau XVII). Une corrélation a également été trouvée entre le cuivre dans l'eau et le cuivre dans les bactéries dans les deux rades ($r_s = 0,70$, $p < 0,001$ dans la Petite Rade ; $r_s = 0,62$, $p < 0,01$ dans la Grande Rade) (Tableau XVIII). La concentration du plomb dans les bactéries (Figure 54 b) a varié entre des valeurs indétectables et un maximum de $2,50 \cdot 10^{-3} \text{ g.gC}^{-1}$ dans la Petite Rade (moyenne : $3,41 \cdot 10^{-4} \text{ g.gC}^{-1}$) et entre des valeurs indétectables et $1,88 \cdot 10^{-2} \text{ g.gC}^{-1}$ dans la Grande Rade (moyenne : $1,21 \cdot 10^{-3} \text{ g.gC}^{-1}$). Dans les deux rades, la valeur maximale de concentration en plomb dans les bactéries a été atteinte pour le même prélèvement (juin). Les concentrations de cuivre et de plomb dans les bactéries ont montré une saisonnalité marquée dans la Petite Rade et dans la Grande Rade, avec des concentrations plus importantes entre mars et août. Concernant le cadmium, ses concentrations ont toujours été en dessous des limites de détection tout au long du cycle annuel dans les deux rades.

Dans le phytoplancton (Figure 54 c), les concentrations en cuivre ont varié de $2,69 \cdot 10^{-4} \text{ g.gC}^{-1}$ (septembre) à $3,92 \cdot 10^{-2} \text{ g.gC}^{-1}$ (août) dans la Petite Rade (moyenne : $6,97 \cdot 10^{-3} \text{ g.gC}^{-1}$) et de $2,11 \cdot 10^{-4} \text{ g.gC}^{-1}$ (septembre) à $2,77 \cdot 10^{-2} \text{ g.gC}^{-1}$ (mars 06) dans la Grande Rade (moyenne : $6,49 \cdot 10^{-3} \text{ g.gC}^{-1}$). Le plomb dans le phytoplancton (Figure 54 d) a atteint la plus importante concentration en mars 06 dans la Petite Rade ($3,83 \cdot 10^{-3} \text{ g.gC}^{-1}$) et dans la Grande Rade ($6,69 \cdot 10^{-3} \text{ g.gC}^{-1}$). Une autre valeur importante a été mesurée en juin dans la Grande Rade ($6,21 \cdot 10^{-3} \text{ g.gC}^{-1}$). Les valeurs moyennes de la concentration de plomb dans la Petite Rade et la Grande Rade ont été respectivement de $9,75 \cdot 10^{-4} \text{ g.gC}^{-1}$ et de $8,62 \cdot 10^{-4} \text{ g.gC}^{-1}$. Ni les concentrations de cuivre, ni les concentrations de plomb dans le phytoplancton n'ont été corrélées entre les rades. Cependant, l'évolution de ces deux métaux dans le phytoplancton a été significativement corrélée dans la Petite Rade ($r_s = 0,65$, $p < 0,001$) (Tableau XVIII). Le cadmium a essentiellement été détecté dans les cellules phytoplanctoniques de mars à juin 06 dans les deux rades (Tableau XIX).

Trois pics de concentration de cuivre dans le zooplancton (Figure 54 e) ont eu lieu, dans la Petite Rade, en avril, juin et mars 07 avec respectivement $5,48 \cdot 10^{-4}$, $3,70 \cdot 10^{-4}$ et $2,95 \cdot 10^{-4} \text{ g.gC}^{-1}$. La concentration moyenne de cuivre dans le zooplancton de la Petite Rade a été de

$1,71.10^{-4} \text{ g.gC}^{-1}$. Dans la Grande Rade, les plus importantes concentrations de cuivre dans le zooplancton ont été mesurées en juillet ($7,33.10^{-4} \text{ g.gC}^{-1}$) et en septembre ($5,34.10^{-4} \text{ g.gC}^{-1}$). La concentration moyenne a été de $1,19.10^{-4} \text{ gCu.gC}^{-1}$.

Concernant la concentration de plomb dans le zooplancton (Figure 54 f), le maximum a été atteint fin juin dans la Petite Rade ($2,74.10^{-4} \text{ g.gC}^{-1}$). Deux autres concentrations importantes ont été mesurées en septembre ($1,46.10^{-4} \text{ g.gC}^{-1}$) et en décembre ($1,80.10^{-4} \text{ g.gC}^{-1}$). La concentration moyenne a été de $8,01.10^{-5} \text{ g Pb.gC}^{-1}$. Dans la Grande Rade, la concentration de plomb dans le zooplancton a varié de $2,22.10^{-6} \text{ g.gC}^{-1}$ fin avril à $9,17.10^{-5} \text{ g.gC}^{-1}$ fin octobre avec une moyenne annuelle de $3,35.10^{-5} \text{ g.gC}^{-1}$. Pour les deux rades, la concentration en cadmium dans le zooplancton a atteint une importante valeur le 25 octobre ($4,67.10^{-6} \text{ g.gC}^{-1}$ dans la Petite Rade et $5,59.10^{-5} \text{ g.gC}^{-1}$ dans la Grande Rade) (Tableau XIX). De plus, la concentration en cadmium dans le zooplancton a été corrélée entre les rades ($r_s = 0,63$, $p < 0,001$) (Tableau XVII). Les moyennes annuelles de concentration de cadmium dans le zooplancton ont été de $4,42.10^{-7}$ et de $3,15.10^{-6} \text{ g.gC}^{-1}$, respectivement dans la Petite Rade et dans la Grande Rade.

Tableau XIX : Concentration de cadmium dans la matière particulaire en suspension (MPS) ($\mu\text{g.L}^{-1}$), le phytoplancton (g.gC^{-1}) et le zooplancton (g.gC^{-1}) dans la Petite Rade et la Grande Rade de Toulon. Le cadmium n'a jamais été détecté dans les bactéries. N.D. est noté pour non détecté.

Date	Petite Rade			Grande Rade		
	MPS	Phytoplancton	Zooplancton	MPS	Phytoplancton	Zooplancton
14-mars-06	$1,71.10^{-3}$	$3,82.10^{-6}$	N.D.	N.D.	$6,13.10^{-6}$	N.D.
30-mars-06	$3,92.10^{-3}$	$1,26.10^{-6}$	$5,33.10^{-9}$	N.D.	$6,42.10^{-7}$	N.D.
14-avr-06	N.D.	$1,69.10^{-6}$	$7,95.10^{-7}$	N.D.	$2,54.10^{-5}$	$1,06.10^{-6}$
28-avr-06	N.D.	N.D.	$3,51.10^{-7}$	N.D.	N.D.	$1,09.10^{-6}$
9-mai-06	N.D.	$2,13.10^{-6}$	$3,07.10^{-7}$	N.D.	N.D.	$3,71.10^{-7}$
23-mai-06	N.D.	N.D.	$3,16.10^{-7}$	N.D.	N.D.	$8,85.10^{-7}$
6-juin-06	N.D.	$2,05.10^{-7}$	$3,05.10^{-7}$	N.D.	$1,91.10^{-7}$	$1,09.10^{-6}$
20-juin-06	N.D.	$1,04.10^{-6}$	$9,53.10^{-8}$	N.D.	N.D.	$2,67.10^{-7}$
5-juil-06	N.D.	N.D.	$1,99.10^{-7}$	N.D.	N.D.	$6,45.10^{-7}$
14-juil-06	N.D.	N.D.	$1,73.10^{-7}$	N.D.	N.D.	$6,02.10^{-7}$
28-août-06	N.D.	N.D.	$2,24.10^{-7}$	N.D.	N.D.	$6,78.10^{-7}$
7-sept-06	N.D.	N.D.	$4,27.10^{-7}$	N.D.	N.D.	$9,02.10^{-7}$
20-sept-06	N.D.	N.D.	$1,42.10^{-7}$	N.D.	N.D.	$4,49.10^{-7}$
6-oct-06	N.D.	N.D.	$3,92.10^{-8}$	N.D.	N.D.	$1,31.10^{-6}$
25-oct-06	N.D.	N.D.	$4,67.10^{-6}$	N.D.	N.D.	$5,59.10^{-5}$
8-nov-06	N.D.	N.D.	$7,14.10^{-7}$	N.D.	N.D.	$3,19.10^{-6}$
24-nov-06	N.D.	N.D.	$9,85.10^{-8}$	N.D.	N.D.	$8,60.10^{-7}$
8-déc-06	$1,68.10^{-4}$	N.D.	$1,92.10^{-7}$	N.D.	N.D.	$9,36.10^{-7}$
20-déc-06	N.D.	N.D.	$4,24.10^{-7}$	$5,80.10^{-4}$	N.D.	$2,17.10^{-6}$
10-janv-07	N.D.	N.D.	$3,54.10^{-7}$	N.D.	N.D.	$1,39.10^{-6}$
23-janv-07	N.D.	N.D.	$3,52.10^{-7}$	N.D.	N.D.	$1,21.10^{-6}$
8-févr-07	$4,72.10^{-5}$	N.D.	$3,12.10^{-7}$	N.D.	N.D.	$7,48.10^{-7}$
21-févr-07	N.D.	N.D.	$1,59.10^{-7}$	N.D.	N.D.	$4,81.10^{-7}$
8-mars-07	$3,15.10^{-3}$	N.D.	$1,25.10^{-7}$	N.D.	N.D.	$1,19.10^{-6}$
21-mars-07	N.D.	N.D.	$2,72.10^{-7}$	$2,01.10^{-3}$	N.D.	$1,41.10^{-6}$

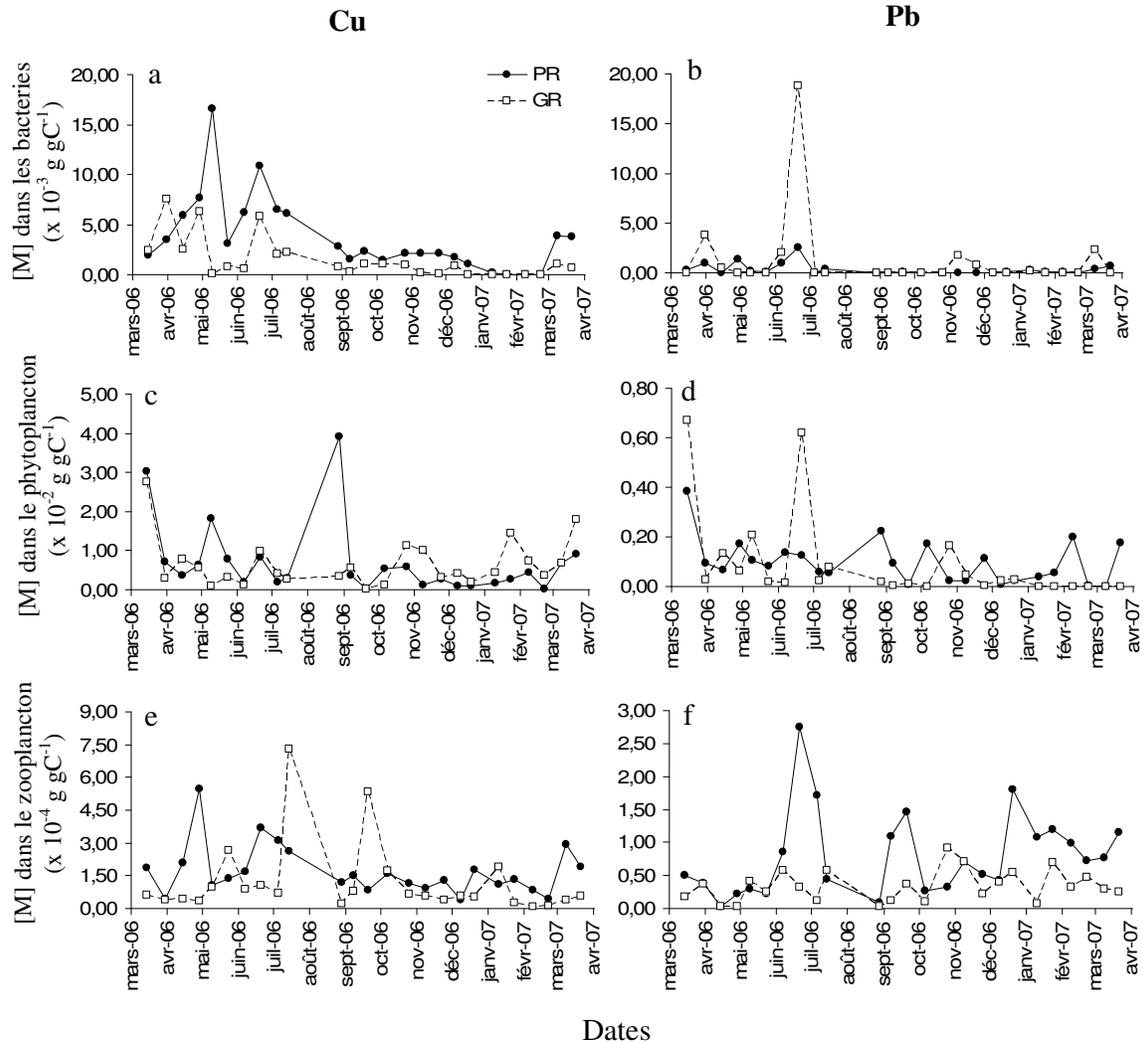


Figure 54 : Variation annuelle des concentrations de cuivre et de plomb dans les bactéries (a-b), dans le phytoplancton (c-d) et dans le zooplancton (e-f) dans la Petite Rade (PR) et la Grande Rade (GR) de Toulon.

III.1.4 Facteurs de bioaccumulation

Les valeurs des facteurs de bioaccumulation (Tableau XX) ont indiqué qu'en moyenne, le cuivre était le métal le plus accumulé par les bactéries et le phytoplancton dans la Petite Rade. Généralement, le zooplancton a accumulé le plomb plus que les autres métaux excepté pendant la première partie du cycle annuel (de mars à juin). Les facteurs de bioaccumulation dans la Grande Rade n'ont pas suivi la même évolution. Dans les bactéries, les facteurs de bioaccumulation ont été généralement plus élevés pour le plomb que pour le cuivre. Dans le phytoplancton, le cuivre a été le plus accumulé. Dans le zooplancton, les plus importants facteurs de bioaccumulation ont été globalement retrouvés pour le cuivre, suivis du plomb et

du cadmium. En considérant tous les métaux, le phytoplancton a montré une valeur maximale de concentration de 24864 dans la Petite Rade (pour le cuivre en août) et de 50632 dans la Grande Rade (pour le cuivre en mars 07). Généralement, les plus faibles facteurs de concentration ont été dans le zooplancton, pour les deux rades.

Tableau XX : Facteurs de bioaccumulation des bactéries, du phytoplancton et du zooplancton dans la Petite Rade et la Grande Rade de Toulon

	Petite Rade									Grande Rade								
	Bactéries			Phytoplancton			Zooplancton			Bactéries			Phytoplancton			Zooplancton		
	Cu	Pb		Cu	Pb	Cd	Cu	Pb	Cd	Cu	Pb		Cu	Pb	Cd	Cu	Pb	Cd
14-Mar-06	1172	103		17887	1440	135	112	19	/	2648	/		30709	16043	60	68	42	/
30-Mar-06	1672	90		3412	83	22	22	4	/	13122	7995		4995	618	23	69	80	/
14-Apr-06	2953	/		1805	174	47	106	1	22	2156	846		6642	2489	/	38	4	/
28-Apr-06	3624	402		3001	512	/	257	7	5	6908	/		6334	1072	/	41	4	2
9-May-06	11460	20		12497	99	69	73	3	10	275	/		2726	5225	/	267	106	1
23-May-06	2184	57		5638	907	/	97	25	2	3200	/		13424	715	/	1156	91	/
6-Jun-06	3858	51		1164	73	6	105	5	9	2338	4834		4397	373	/	335	136	/
20-Jun-06	5187	144		4045	72	14	177	16	1	4495	28294		7672	9333	/	83	50	8
5-Jul-06	2323	/		722	625	/	111	188	5	3464	/		7088	708	/	115	41	69
14-Jul-06	2522	934		1224	1255	/	108	102	17	1039	/		1337	1010	/	347	76	/
28-Aug-06	1958	/		26864	4408	/	82	18	9	2007	/		8316	1518	/	53	22	127
7-Sep-06	1659	/		3879	5700	/	159	670	19	739	/		16240	193	/	225	108	2
20-Sep-06	1038	199		119	111	/	37	232	11	786	/		158	241	/	399	73	/
6-Oct-06	870	/		3173	2964	/	97	45	2	2606	/		2925	219	/	423	123	132
25-Oct-06	1188	/		3236	531	/	65	78	332	1348	/		16355	7693	/	97	428	8057
8-Nov-06	1989	/		1137	670	/	90	208	100	675	15742		29127	4301	/	161	648	752
24-Nov-06	1963	/		2437	2258	/	119	105	7	406	2994		11515	126	/	141	85	67
8-Dec-06	1193	/		677	117	/	27	50	10	897	/		4411	848	/	65	148	131
20-Dec-06	871	89		745	248	/	145	187	22	/	/		4158	592	/	122	119	129
10-Jan-07	357	631		2870	695	/	179	199	27	/	697		11844	/	/	518	23	126
23-Jan-07	27	122		2500	847	/	128	186	23	/	185		47831	/	/	88	382	87
7-Feb-07	/	106		7201	4267	/	138	211	23	/	/		18456	/	/	24	122	64
21-Feb-07	/	43		497	48	/	59	167	12	/	/		9875	/	/	31	210	35
8-Mar-07	2275	661		4020	/	/	172	123	6	3610	12658		22412	/	/	134	154	100
21-Mar-07	2736	796		6579	2199	/	136	143	14	2002	/		50632	/	/	162	120	146

III.2 Discussion

Les concentrations métalliques dans les eaux côtières méditerranéennes sont largement influencées par des apports extérieurs. Dans la rade de Toulon, de nombreuses sources de pollution existent dont les 4 principales ont été mise en évidence par le Contrat de Baie (SIAT, 2002) : (1) les eaux des rejets urbains, (2) les activités industrielles, (3) les pollutions d'origines portuaires et (4) les pollutions agricoles. Dans la Petite Rade, la remise en suspension des sédiments due à un système hydrodynamique spécifique provoqué par des périodes de vents forts, peut également être à l'origine d'une augmentation de la concentration métallique dans l'eau (SIAT, 2002). Nos résultats ont montré une corrélation

entre le plomb et le cadmium dans la Petite Rade, suggérant une origine commune pour ces métaux. Leur profil d'évolution particulier démontrant une très grande variabilité entre mars et juin 2006 apparaît simultanément à la période de forte activité de carénage. Tewari *et al.* (2001) ont également reporté l'importante contribution de cette activité sur la pollution métallique à Alang, en Inde. Les concentrations métalliques mesurées durant la période restante du cycle annuel ont été similaires à celles reportées par Nicolau (2005). Les concentrations de cuivre et de plomb dans les eaux de la Grande Rade ont été corrélées avec celles de la Petite Rade. Les eaux de la Petite Rade semblent donc avoir une influence non négligeable sur les eaux de la Grande Rade. Cependant, chacune des rades peut subir des pollutions accidentelles qui peuvent avoir un impact important sur les concentrations métalliques, en particulier avec des métaux aux concentrations globalement très faibles comme le cadmium. Cela pourrait expliquer pourquoi ce métal n'était pas corrélé entre les deux rades. De plus, dans les deux rades, les concentrations métalliques ont montré plus de variations au sein d'un même mois qu'entre les mois. Dans les eaux côtières, en particuliers dans les rades, telles que la Petite et la Grande Rade de Toulon, les pollutions sont nombreuses mais ne sont pas continues ; les métaux arrivent par « vagues » dans ces eaux. Ainsi, plus le pas d'échantillonnage est petit, meilleure est la représentation de la variation des métaux en eaux côtières, des pas d'échantillonnage plus importants tendant à homogénéiser les résultats. Notre stratégie d'échantillonnage bimensuel augmente les possibilités de prélever au même moment que se produit une pollution accidentelle, expliquant ainsi les fortes variations des concentrations métalliques qui ont pu être observées au sein d'un même mois.

L'évolution annuelle de la concentration du cuivre dans la matière particulaire en suspension « vraie » (MPS) a essentiellement varié, dans les deux rades, selon la concentration de cuivre dans l'eau, confirmant la forte affinité du cuivre pour la MPS et particulièrement pour la matière organique (Sadiq, 1992). La concentration de plomb dans la MPS semble être dépendante de la composition des MPS, le plomb se complexant préférentiellement avec des oxydes et des hydroxydes de fer (Sadiq, 1992). Le cadmium a été peu détecté dans la MPS, probablement à cause des très faibles concentrations présentes dans l'eau.

L'étude des fractions particulières a montré, pour les deux rades, que le cuivre et le plomb étaient préférentiellement associés à la fraction particulaire 5-80 μm . Tucillo (2006) a également montré que la fraction particulaire $> 5 \mu\text{m}$ issue des eaux du réseau pluvial était celle qui concentrait le plus de cuivre et de plomb. L'analyse particulaire des ruissellements

urbains a aussi mis en évidence qu'une large proportion des métaux était associée aux particules comprises entre 20 et 80 μm (Morrison, 2002). La fraction particulaire 5-80 μm regroupant une forte proportion des cellules phytoplanctoniques présentes dans la Petite et la Grande Rade de Toulon, il était important de vérifier quelle était la contribution du phytoplancton en termes de concentration métallique par rapport à la contribution de la fraction particulaire lui correspondant. Il a ainsi été montré que le cuivre et le plomb de la matière particulaire, dans les deux rades, étaient majoritairement présents sur les particules abiogéniques, les cellules phytoplanctoniques participant peu aux concentrations métalliques mesurées dans la matière particulaire. Concernant le zooplancton, les résultats sont plus nuancés, celui-ci pouvant avoir une contribution non négligeable dans les concentrations métalliques dosées dans la fraction particulaire supérieure à 80 μm . Dans le cadre d'étude sur les relations métaux-plancton, il est donc très important d'obtenir des échantillons planctoniques les plus purs possibles, des filtrations par classes de taille ne reflétant pas la réalité. En outre, une caractérisation des différentes fractions particulières permettrait de comprendre plus en détail la répartition des métaux.

La concentration métallique dans les différents organismes planctoniques étudiés a montré des variations importantes et irrégulières tout au long de l'année. Dans les deux rades, la concentration de cuivre dans les bactéries a semblé être essentiellement dépendante de la concentration de cuivre dans l'eau. Pradhan et Levine (1995) ont montré que les bactéries se liaient préférentiellement à ce métal. Le calcul des facteurs de bioaccumulation a confirmé l'importante capacité de bioaccumulation des bactéries déjà mise en évidence par Miranda et Rojas (2006). Concernant le plomb, Harvey et Leckie (1985) ont montré que sa sorption sur les bactéries marines se déroulait en deux phases et était dépendante de la densité bactérienne. Ces mécanismes complexes pourraient expliquer les liens entre la concentration du plomb dans l'eau et la concentration du plomb dans les bactéries. De plus, Flatau *et al.* (1988) ont montré que la sensibilité des bactéries aux métaux était liée à leur résistance face aux métaux, les bactéries les plus résistantes accumulant le moins de métaux. Or, les facteurs de bioaccumulation du plomb calculés pour les bactéries ont été plus élevés dans la Grande Rade que dans la Petite Rade, suggérant une communauté bactérienne plus sensible au plomb dans la Grande Rade. La concentration de cadmium dans les bactéries a été en dessous de la limite de détection pour chaque prélèvement effectué au cours du cycle annuel, ce qui semble être lié aux concentrations très faibles de cadmium dans l'eau. Ivanista *et al.* (1999) ont par ailleurs montré que le cadmium était, parmi 6 métaux, le métal le moins accumulé par les bactéries marines.

Les plus importantes concentrations de cuivre et de plomb ont été mesurées dans le phytoplancton dans les deux rades. Les facteurs de bioaccumulation pour le phytoplancton ont été généralement équivalents ou supérieurs à ceux calculés pour les bactéries, dans les deux rades et pour les trois métaux. Ces résultats confirment le rôle important du phytoplancton dans la bioaccumulation des métaux dans le réseau trophique planctonique, comme cela a déjà été souligné par Tien (2004). Les concentrations métalliques dosées dans le phytoplancton au cours de ce travail ont été comparées avec celles de la littérature. Knauer et Martin (1973) ont dosé le cuivre, le plomb et le cadmium dans le phytoplancton de Monterey Bay, dont les concentrations dans l'eau sont comparables à celles de la Petite Rade. Néanmoins, la comparaison entre les concentrations de cuivre et de plomb dans le phytoplancton de Monterey Bay et celles dans le phytoplancton de la Petite Rade de Toulon montre que le phytoplancton de la Petite Rade de Toulon est 122 fois plus concentré en cuivre et 35 fois plus concentré en plomb. Cela peut s'expliquer par les différences méthodologiques. En effet, le phytoplancton de Monterey Bay a été prélevé avec un filet d'ouverture de maille de 76 µm éliminant une importante partie du nanoplancton et du microplancton. Or, nous avons montré dans ce travail que les cellules les plus petites étaient celles qui concentraient le plus de cuivre (voir § IV.1.2.1 ci-dessous). De plus, un prélèvement à l'aide d'un filet concentre aussi bien les cellules phytoplanctoniques que les particules abiogéniques. Or, même si ces particules abiogéniques concentrent une forte proportion de métaux (voir § III.1.2.3 ci-dessus), elles augmentent également de façon non négligeable la valeur du poids sec de l'échantillon, amenant ainsi à une sous-estimation globale de la concentration métallique dans les cellules phytoplanctoniques (Ho *et al.*, 2007). Dans ce travail, nous avons d'une part, éliminé les particules abiogéniques avant le dosage des métaux et nous nous sommes d'autre part, affranchis des difficultés liées à la mesure du poids sec en travaillant en poids carbone calculés à partir des comptages. Enfin, la densité phytoplanctonique de Monterey Bay est en moyenne près de 100 fois plus élevée que celle de la Petite Rade de Toulon. Or, Hayward (1969) a montré que les concentrations métalliques diminuaient dans les cellules de *Phaeodactylum tricorutum* lorsque leur densité augmentait. Les différences méthodologiques ainsi que la différence de densité phytoplanctonique entre les deux sites d'études pourraient donc expliquer de telles différences de concentrations métalliques dans les cellules phytoplanctoniques.

Les concentrations de cuivre et de plomb dans le zooplancton ont été plus faibles que celles des bactéries et du phytoplancton. Par contre, le cadmium a essentiellement été détecté dans le zooplancton alors qu'il n'a jamais été détecté dans les bactéries et rarement détecté

dans le phytoplancton à cause des faibles quantités de cadmium disponibles dans l'eau. Pourtant, lorsque le cadmium a été détecté simultanément dans le phytoplancton et dans le zooplancton, le phytoplancton était généralement le plus contaminé, confirmant la capacité du zooplancton à biodiminuer les concentrations de cadmium dans le réseau trophique (Xu *et al.*, 2001). De plus, les organismes zooplanctoniques excrètent la majeure partie des métaux ingérés dans les pelottes fécales (Fisher *et al.*, 1991) ; cela explique les faibles facteurs de bioaccumulation calculés pour les trois métaux, dans le zooplancton. Les concentrations métalliques dosées dans le zooplancton sont en accord avec les valeurs trouvées par Hardstedt-Romeo et Laumond (1980) dans les zones côtières de Cannes et de Nice.

III.3 Conclusion

La pollution métallique a suivi des évolutions annuelles différentes entre les rades. Dans la Petite Rade, des concentrations élevées ont été mesurées durant le printemps et le début de l'été, en particulier pour le plomb et le cadmium. Dans la Grande Rade, de fortes concentrations métalliques ont été mesurées sporadiquement durant l'année, aucune saisonnalité n'étant réellement marquée. Dans les deux rades, la MPS a constitué un piège non négligeable pour les métaux, réduisant leur biodisponibilité. Les bactéries et le phytoplancton ont montré une importante capacité à concentrer les métaux, en particulier pour le cuivre et le plomb. Les facteurs de bioaccumulation du zooplancton ont été les plus faibles en comparaison avec les bactéries et le phytoplancton indiquant que le zooplancton constitue un point de cassure dans la bioaccumulation du cuivre du plomb et du cadmium dans les réseaux trophiques aquatiques. Nos résultats ont également suggéré la nécessité de l'échantillonnage bimensuel pour le suivi des concentrations métalliques dans les écosystèmes côtiers et l'importance de séparer la MPS des cellules phytoplanctoniques pour doser la concentration métallique la plus précise possible dans les cellules phytoplanctoniques. Il apparaît également que la MPS, les bactéries, le phytoplancton et le zooplancton dans les cycles des métaux dans les eaux côtières méditerranéennes sont différemment affectées par les influences anthropiques.

En résumé...

Petite Rade

Cuivre	Eau ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	MPS «vraie» ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Part. 1,2-5 μm ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Part. 5-80 μm ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Part. > 80 μm ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Bactéries (g.gC^{-1})	Phytoplancton (g.gC^{-1})	Zooplancton (g.gC^{-1})
Printemps	1,77	$2,01 \cdot 10^{-1}$	$5,92 \cdot 10^{-2}$	$1,94 \cdot 10^{-1}$	$6,92 \cdot 10^{-3}$	$6,43 \cdot 10^{-3}$	$1,08 \cdot 10^{-2}$	$2,01 \cdot 10^{-4}$
Été	2,00	$2,42 \cdot 10^{-1}$	$3,51 \cdot 10^{-2}$	$2,23 \cdot 10^{-1}$	$1,24 \cdot 10^{-2}$	$5,05 \cdot 10^{-3}$	$9,44 \cdot 10^{-3}$	$2,16 \cdot 10^{-4}$
Automne	1,39	$1,70 \cdot 10^{-1}$	$2,62 \cdot 10^{-2}$	$1,49 \cdot 10^{-1}$	$6,46 \cdot 10^{-3}$	$1,78 \cdot 10^{-3}$	$2,81 \cdot 10^{-3}$	$1,21 \cdot 10^{-4}$
Hiver	1,02	$1,13 \cdot 10^{-1}$	$1,99 \cdot 10^{-2}$	$9,68 \cdot 10^{-2}$	$6,23 \cdot 10^{-3}$	$1,33 \cdot 10^{-3}$	$4,21 \cdot 10^{-3}$	$1,43 \cdot 10^{-4}$

Plomb	Eau ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	MPS «vraie» ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Part. 1,2-5 μm ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Part. 5-80 μm ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Part. > 80 μm ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Bactéries (g.gC^{-1})	Phytoplancton (g.gC^{-1})	Zooplancton (g.gC^{-1})
Printemps	7,34	$5,59 \cdot 10^{-2}$	$2,62 \cdot 10^{-3}$	$5,01 \cdot 10^{-2}$	$1,08 \cdot 10^{-2}$	$5,51 \cdot 10^{-4}$	$1,48 \cdot 10^{-3}$	$3,59 \cdot 10^{-5}$
Été	3,34	$1,11 \cdot 10^{-1}$	$1,72 \cdot 10^{-3}$	$1,15 \cdot 10^{-1}$	$2,24 \cdot 10^{-3}$	$5,05 \cdot 10^{-4}$	$9,34 \cdot 10^{-4}$	$1,26 \cdot 10^{-4}$
Automne	$6,07 \cdot 10^{-1}$	$1,45 \cdot 10^{-1}$	$1,44 \cdot 10^{-3}$	$1,46 \cdot 10^{-1}$	$1,40 \cdot 10^{-3}$	$1,44 \cdot 10^{-5}$	$6,09 \cdot 10^{-4}$	$6,75 \cdot 10^{-5}$
Hiver	$5,86 \cdot 10^{-1}$	$9,34 \cdot 10^{-2}$	$1,96 \cdot 10^{-3}$	$9,16 \cdot 10^{-2}$	$3,25 \cdot 10^{-3}$	$2,57 \cdot 10^{-4}$	$7,84 \cdot 10^{-4}$	$9,86 \cdot 10^{-5}$

Cadmium	Eau ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	MPS «vraie» ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Part. 1,2-5 μm ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Part. 5-80 μm ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Part. > 80 μm ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Bactéries (g.gC^{-1})	Phytoplancton (g.gC^{-1})	Zooplancton (g.gC^{-1})
Printemps	$6,05 \cdot 10^{-2}$	$9,39 \cdot 10^{-4}$	N.D.	N.D.	$8,07 \cdot 10^{-4}$	N.D.	$1,30 \cdot 10^{-6}$	$2,97 \cdot 10^{-7}$
Été	$3,38 \cdot 10^{-2}$	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	$1,74 \cdot 10^{-7}$	$2,10 \cdot 10^{-7}$
Automne	$1,41 \cdot 10^{-2}$	$2,80 \cdot 10^{-5}$	N.D.	N.D.	$2,90 \cdot 10^{-5}$	N.D.	N.D.	$1,02 \cdot 10^{-6}$
Hiver	$1,61 \cdot 10^{-2}$	$5,32 \cdot 10^{-4}$	N.D.	$2,10 \cdot 10^{-5}$	$5,13 \cdot 10^{-4}$	N.D.	N.D.	$2,63 \cdot 10^{-7}$

Tableau XXI : Récapitulatif des concentrations de cuivre, plomb et cadmium mesurées dans chaque compartiment de la Petite Rade de Toulon.

Grande Rade

Cuivre	Eau ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	MPS «vraie» ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Part. 1,2-5 μm ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Part. 5-80 μm ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Part. > 80 μm ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Bactéries (g.gC^{-1})	Phytoplancton (g.gC^{-1})	Zooplancton (g.gC^{-1})
Printemps	$6,33.10^{-1}$	$5,99.10^{-2}$	$2,44.10^{-2}$	$6,02.10^{-2}$	$6,68.10^{-3}$	$2,89.10^{-3}$	$7,05.10^{-3}$	$9,14.10^{-5}$
Eté	1,02	$4,50.10^{-2}$	$1,25.10^{-2}$	$4,02.10^{-2}$	$3,47.10^{-3}$	$2,04.10^{-3}$	$4,38.10^{-3}$	$2,57.10^{-4}$
Automne	$5,18.10^{-1}$	$3,51.10^{-2}$	$9,65.10^{-3}$	$2,86.10^{-2}$	$1,58.10^{-3}$	$5,29.10^{-4}$	$5,31.10^{-3}$	$7,51.10^{-5}$
Hiver	$3,50.10^{-1}$	$2,00.10^{-2}$	$6,10.10^{-3}$	$1,72.10^{-2}$	$5,28.10^{-3}$	$3,04.10^{-4}$	$9,14.10^{-3}$	$5,60.10^{-5}$

Plomb	Eau ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	MPS «vraie» ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Part. 1,2-5 μm ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Part. 5-80 μm ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Part. > 80 μm ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Bactéries (g.gC^{-1})	Phytoplancton (g.gC^{-1})	Zooplancton (g.gC^{-1})
Printemps	$4,43.10^{-1}$	$3,15.10^{-2}$	$5,30.10^{-3}$	$2,58.10^{-2}$	$6,70.10^{-3}$	$8,95.10^{-4}$	$1,62.10^{-3}$	$2,63.10^{-5}$
Eté	$4,13.10^{-1}$	$2,84.10^{-2}$	$1,84.10^{-3}$	$2,57.10^{-2}$	$3,93.10^{-3}$	$3,14.10^{-3}$	$1,26.10^{-3}$	$2,59.10^{-5}$
Automne	$2,33.10^{-1}$	$6,82.10^{-2}$	$1,30.10^{-3}$	$4,73.10^{-2}$	$2,04.10^{-2}$	$4,13.10^{-4}$	$4,45.10^{-4}$	$4,82.10^{-5}$
Hiver	$2,29.10^{-1}$	$4,12.10^{-2}$	$2,18.10^{-3}$	$2,59.10^{-2}$	$1,34.10^{-2}$	$4,36.10^{-4}$	N.D.	$3,50.10^{-5}$

Cadmium	Eau ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	MPS «vraie» ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Part. 1,2-5 μm ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Part. 5-80 μm ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Part. > 80 μm ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Bactéries (g.gC^{-1})	Phytoplancton (g.gC^{-1})	Zooplancton (g.gC^{-1})
Printemps	$2,37.10^{-1}$	N.D.	N.D.	$9,87.10^{-7}$	$2,95.10^{-6}$	N.D.	$4,63.10^{-6}$	$6,43.10^{-7}$
Eté	$8,79.10^{-2}$	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	$5,91.10^{-7}$
Automne	$6,86.10^{-3}$	N.D.	N.D.	$1,00.10^{-4}$	N.D.	N.D.	N.D.	$1,07.10^{-5}$
Hiver	$1,32.10^{-2}$	$9,67.10^{-5}$	N.D.	$3,38.10^{-4}$	N.D.	N.D.	N.D.	$1,07.10^{-6}$

Tableau XXII : Récapitulatif des concentrations de cuivre, plomb et cadmium mesurées dans chaque compartiment de la Grande Rade de Toulon.

IV Facteurs influençant les concentrations métalliques dans les communautés planctoniques

IV.1 Résultats

IV.1.1 Bactéries

Dans la Petite Rade (Figure 55 a) et la Grande Rade (Figure 55 b), la densité bactérienne a montré une corrélation négative avec la concentration de plomb dans la communauté bactérienne ($r_s = -0,44$, $p < 0,05$ pour la Petite Rade et $r_s = -0,52$, $p < 0,01$ pour la Grande Rade). Une communauté bactérienne importante semble donc entraîner une contamination plus faible de la communauté par le plomb.

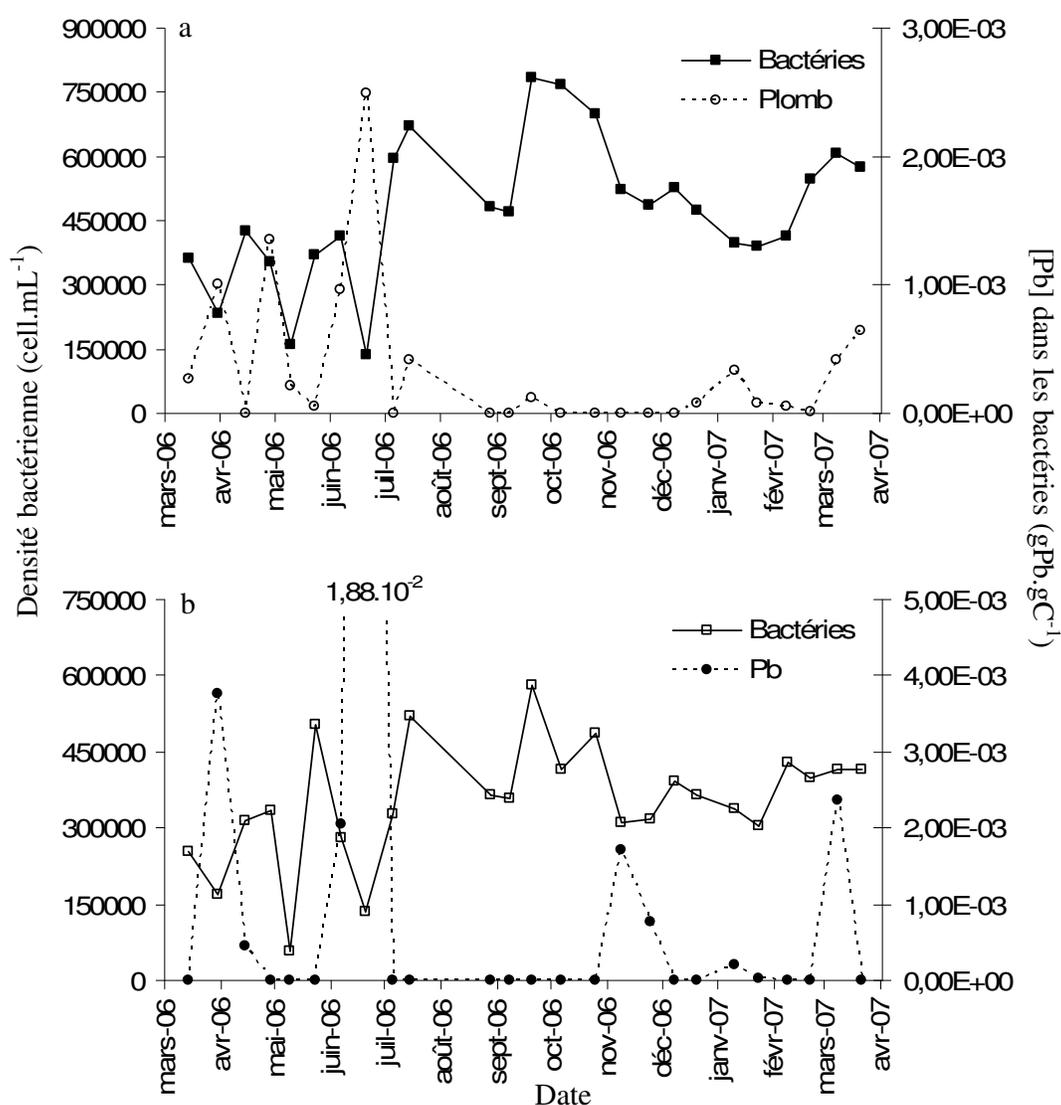


Figure 55 : Evolution de la densité bactérienne en relation avec l'évolution de la concentration de plomb dans les bactéries dans la Petite Rade (a) et la Grande Rade (b).

IV.1.2 Phytoplancton

IV.1.2.1 Volume cellulaire

L'évolution du cuivre dans la communauté phytoplanctonique semble être dépendante du volume moyen des cellules. Dans la Petite Rade (Figure 56 a) comme dans la Grande Rade (Figure 56 b), une communauté globalement composée de grosses cellules semble accumuler moins de cuivre qu'une communauté de petites cellules. Cette tendance est notamment fortement marquée en été et en hiver, périodes pendant lesquelles les volumes cellulaires sont les plus élevés et les concentrations de cuivre de la communauté phytoplanctonique sont les plus faibles, et cela aussi dans la Petite Rade que dans la Grande Rade.

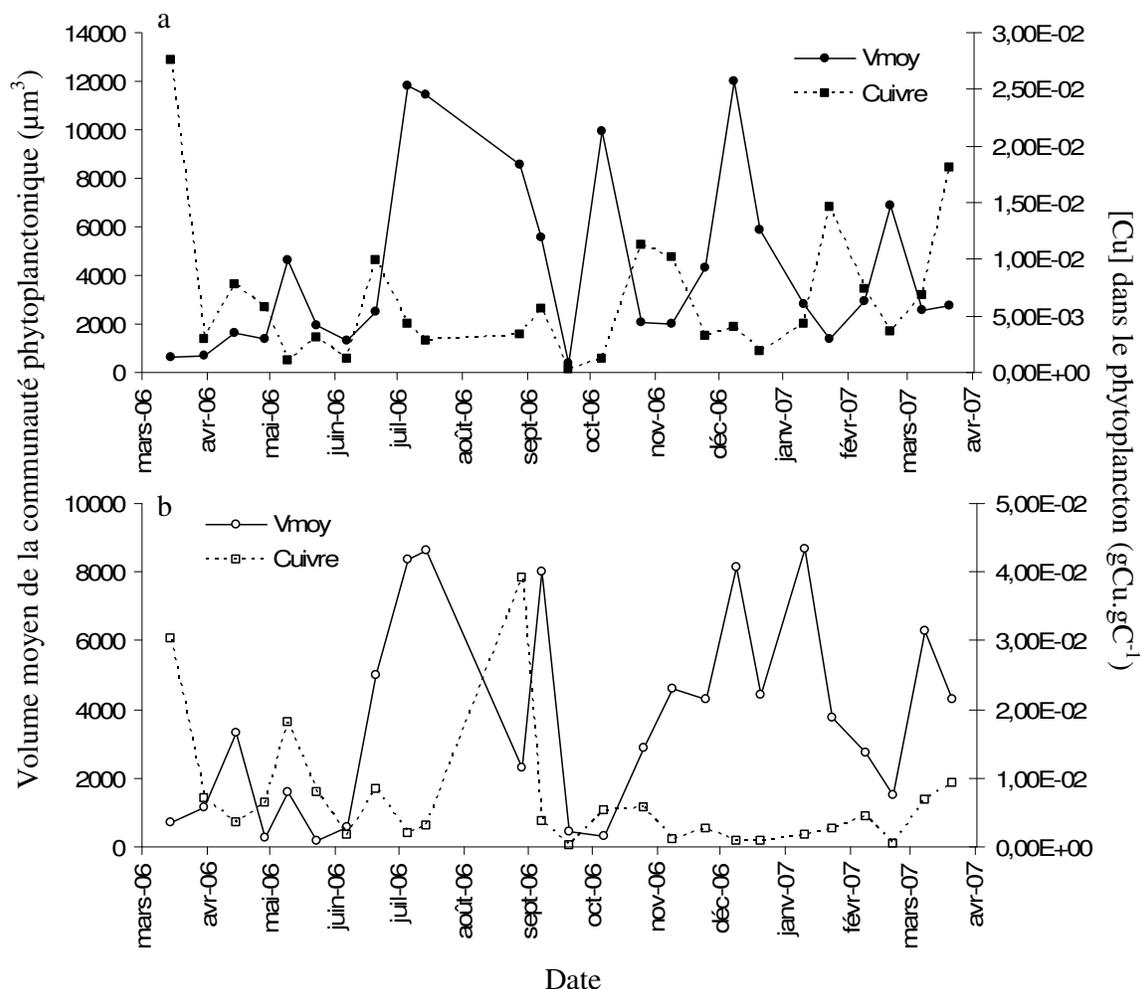


Figure 56 : Evolution de la concentration de cuivre dans le phytoplancton en relation avec l'évolution de la taille moyenne de la communauté phytoplanctonique dans la Petite Rade (a) et dans la Grande Rade (b).

IV.1.2.2 Composition taxonomique

La composition phytoplanctonique semble également avoir une influence sur l'accumulation des métaux dans les organismes phytoplanctoniques. Ainsi, dans la Petite Rade (Figure 57 a) et la Grande Rade (Figure 57 b), l'évolution de la concentration de cuivre dans la communauté phytoplanctonique a été corrélée négativement à l'évolution de la densité des Autres Flagellés ($r_s = -0,40$, $p < 0,05$ pour la Petite Rade et $r_s = -0,65$, $p < 0,001$ pour la Grande Rade). Il est à noter que la plus faible concentration de cuivre dans la communauté phytoplanctonique a été dosée simultanément au plus important développement des Autres Flagellés, le 20 septembre 07, dans les deux rades.

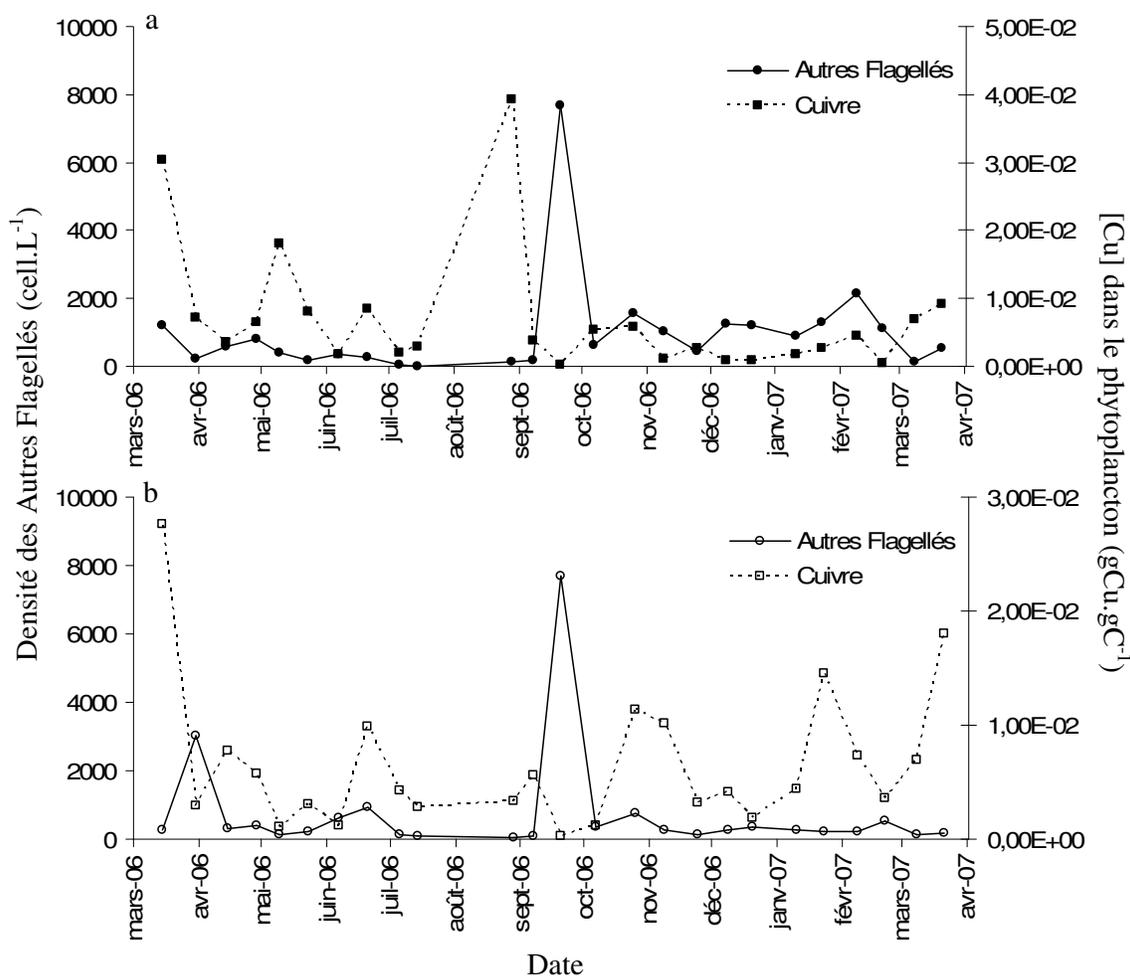


Figure 57 : Evolution de la concentration du cuivre dans le phytoplancton en relation avec l'évolution de la densité des Autres Flagellés dans la Petite Rade (a) et la Grande Rade (b) de Toulon.

Une relation négative a été mise en évidence entre l'évolution de la concentration en plomb dans le phytoplancton et l'évolution de la densité des Bacillariophycées dans la Petite Rade (Figure 58 a) et dans la Grande Rade (Figure 58 b). La floraison de Bacillariophycées le 20 septembre dans la Petite Rade et les floraisons de Bacillariophycées du 30 mars 06 et du 20 septembre 07 dans la Grande Rade ont été couplées à des concentrations faibles de plomb dans le phytoplancton.

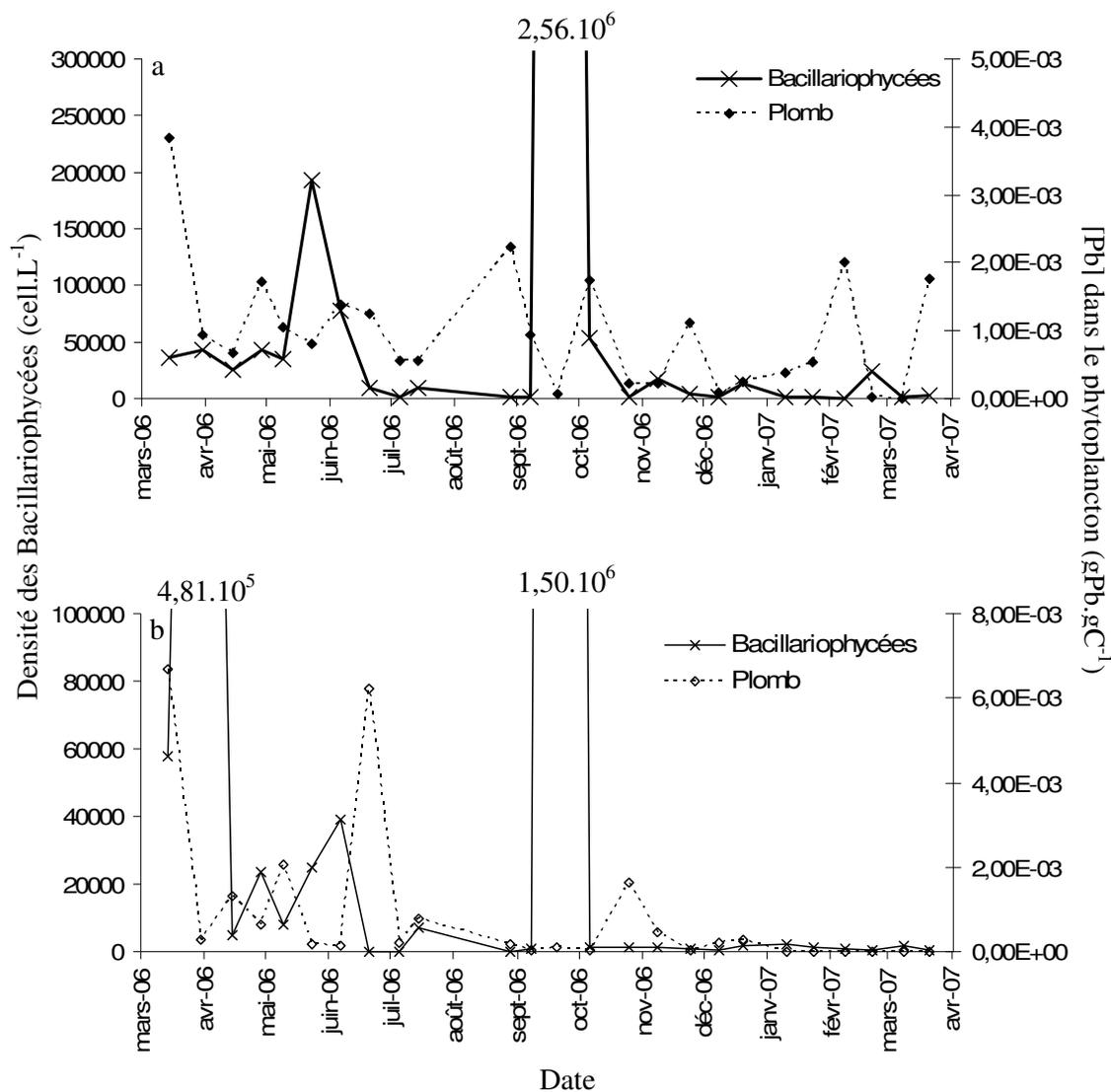


Figure 58 : Evolution de la concentration du plomb dans la communauté phytoplanctonique en relation avec l'évolution de la densité des Bacillariophycées dans la Grande Rade.

IV.1.2.3 Espèces

Une analyse en composante principale (A.C.P.) a été effectuée à partir des densités des espèces phytoplanctoniques et des concentrations de cuivre et de plomb dans le phytoplancton. La matrice de corrélation a montré que les espèces *Chaetoceros affinis*, *Cyclotella striata* et *Thalassionema nitzschioides*, par leur présence, semblaient contribuer à une concentration accrue de cuivre dans la communauté planctonique (Tableau XXIII). Concernant le plomb, aucune espèce ne semble favoriser, de façon importante, la concentration de ce métal dans la communauté planctonique (Tableau XXIII).

Tableau XXIII : Matrice des corrélations issue de l'A.C.P. effectuée à partir des données de densité des espèces phytoplanctoniques et des concentrations de cuivre et de plomb dans le phytoplancton, dans la Petite Rade de Toulon.

	Petite Rade	
	[Cu] _{Phyto}	[Pb] _{Phyto}
<i>Achradina</i> spp.	0,52	0,59
<i>Alexandrium minutum</i>	-0,17	-0,06
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	-0,06	-0,08
<i>Bacteriastrium delicatulum</i>	-0,19	-0,06
<i>Ceratium furca</i>	-0,32	-0,18
<i>Ceratium fusus</i>	-0,11	-0,24
<i>Ceratium horridum</i>	0,05	-0,13
<i>Chaetoceros affinis</i>	0,72	0,30
<i>Chaetoceros curvisetus</i>	-0,16	-0,22
<i>Chaetoceros danicus</i>	-0,26	-0,25
<i>Chaetoceros decipiens</i>	-0,16	-0,21
<i>Chaetoceros mitra</i>	-0,01	-0,07
<i>Chaetoceros radicans</i>	-0,15	-0,21
<i>Chlamydomonas</i> sp.	-0,13	-0,20
<i>Chlorella</i> sp.	-0,13	-0,10
<i>Chrysochromulina</i> sp.	-0,03	-0,18
<i>Cochlodinium citron</i>	-0,11	-0,24
<i>Coscinodiscus radiatus</i>	0,14	0,02
<i>Cyclotella striata</i>	0,72	0,30
<i>Cylindrotheca closterium</i>	0,63	0,24
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>	0,60	0,29
<i>Dictyocha</i> sp.	-0,27	-0,16
<i>Dinophysis acuminata</i>	-0,24	-0,01
<i>Dinophysis acuta</i>	0,14	0,07
<i>Dinophysis dens</i>	-0,02	-0,18
<i>Diplopsalis</i> sp.	-0,05	0,06
<i>Dunaliella</i> sp.	-0,01	0,09
<i>Gonyaulax spinifera</i>	0,11	0,23
<i>Guinardia flaccida</i>	-0,11	-0,12
<i>Gymnodinium</i> spp.	-0,25	-0,24
<i>Hemialus hauckii</i>	-0,04	0,02
<i>Heterodinium</i> sp.	0,10	0,08
<i>Hillea fusiformis</i>	0,52	0,11

<i>Leptocylindrus danicus</i>	0,68	0,28
<i>Leucocryptos</i> sp.	0,48	0,69
<i>Licmophora gracilis</i>	-0,09	0,05
<i>Prorocentrum arcuatum</i>	0,06	-0,14
<i>Prorocentrum micans</i>	-0,16	-0,22
<i>Prorocentrum</i> sp.	-0,26	-0,31
<i>Protoperidinium depressum</i>	-0,04	0,03
<i>Protoperidinium divergens</i>	-0,05	-0,21
<i>Protoperidinium oceanicum</i>	0,12	0,07
<i>Protoperidinium steinii</i>	-0,28	-0,07
<i>Pseudonitzschia delicatissima</i>	0,52	0,35
<i>Pseudonitzschia seriata</i>	-0,07	-0,07
<i>Rhizolenia</i> sp.	-0,05	-0,02
<i>Scrippsiella trochoidea</i>	-0,11	-0,05
<i>Skeletonema costatum</i>	-0,15	-0,22
<i>Tetraselmis</i> spp.	0,14	0,13
<i>Thalassionema bacillare</i>	0,44	0,56
<i>Thalassionema frauenfeldii</i>	-0,22	-0,08
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	0,72	0,30

Dans la Grande Rade, seule l'espèce *Navicula directa* semble jouer un rôle majeur dans la concentration du cuivre et du plomb au sein de la communauté planctonique (Tableau XXIV).

Tableau XXIV : Matrice des corrélations issue de l'A.C.P. effectuée à partir des données de densité des espèces phytoplanctoniques et des concentrations de cuivre et de plomb dans le phytoplancton, dans la Grande Rade de Toulon.

	Grande Rade	
	[Cu] _{Phyto}	[Pb] _{Phyto}
<i>Achradina</i> spp.	-0,19	-0,05
<i>Alexandrium minutum</i>	-0,08	-0,05
<i>Amphidinium</i> sp.	-0,26	-0,17
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	-0,09	-0,04
<i>Bacteriastrum delicatulum</i>	0,55	0,57
<i>Bacteriastrum furcatum</i>	0,07	0,04
<i>Ceratium furca</i>	-0,26	0,02
<i>Ceratium fusus</i>	-0,19	0,23
<i>Ceratium penatogonum</i>	-0,25	-0,15
<i>Chaetoceros affinis</i>	-0,22	-0,09
<i>Chaetoceros curvisetus</i>	-0,08	0,07
<i>Chaetoceros danicus</i>	0,52	0,40
<i>Chaetoceros decipiens</i>	-0,06	-0,16
<i>Chaetoceros lacinosus</i>	0,69	0,67
<i>Chaetoceros radicans</i>	-0,21	-0,09
<i>Chlamydomonas</i> sp.	0,57	0,65
<i>Chlorella</i> sp.	-0,14	-0,09
<i>Cochlodinium citron</i>	-0,09	-0,13
<i>Corethron criophilum</i>	-0,14	-0,09
<i>Coscinodiscus radiatus</i>	-0,22	-0,12
<i>Cyclotella striata</i>	-0,22	-0,09
<i>Cylindrotheca closterium</i>	-0,22	-0,09

<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>	-0,20	-0,07
<i>Dictyocha</i> sp.	-0,15	-0,25
<i>Dinophysis acuminata</i>	-0,09	0,02
<i>Dunaliella</i> sp.	-0,18	-0,11
<i>Guinardia flaccida</i>	-0,12	-0,07
<i>Guinardia striata</i>	-0,14	-0,05
<i>Gymnodinium</i> spp.	-0,22	0,00
<i>Gyrosigma</i> sp.	0,30	-0,17
<i>Hemiaulus hauckii</i>	-0,06	-0,10
<i>Hillea fusiformis</i>	0,06	-0,07
<i>Leptocylindrus danicus</i>	-0,23	-0,10
<i>Leucocryptos</i> sp.	0,10	0,15
<i>Navicula directa</i>	0,71	0,74
<i>Nitzschia</i> spp.	-0,12	-0,09
<i>Odontella mobiliensis</i>	-0,11	-0,05
<i>Oxytoxum</i> sp.	-0,02	-0,14
<i>Prorocentrum arcuatum</i>	0,13	-0,05
<i>Prorocentrum lima</i>	-0,20	-0,17
<i>Prorocentrum micans</i>	-0,01	0,24
<i>Prorocentrum</i> sp.	-0,11	-0,20
<i>Protoperidinium depressum</i>	-0,25	0,07
<i>Protoperidinium oceanicum</i>	-0,18	0,05
<i>Protoperidinium pallidum</i>	-0,17	0,11
<i>Protoperidinium steinii</i>	-0,27	-0,17
<i>Pseudonitzschia delicatissima</i>	-0,24	-0,10
<i>Pseudonitzschia seriata</i>	-0,11	-0,06
<i>Rhizosolenia</i> sp.	-0,14	-0,09
<i>Scrippsiella trochoidea</i>	-0,28	-0,12
<i>Skeletonema costatum</i>	-0,21	-0,09
<i>Tetraselmis</i> spp.	-0,22	-0,09
<i>Thalassionema bacillare</i>	-0,11	-0,06
<i>Thalassionema frauenfeldii</i>	0,02	-0,18
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	-0,21	-0,09
<i>Thalassiosira</i> spp.	-0,11	-0,05

IV.1.3 Zooplancton

IV.1.3.1 Groupes taxonomiques

La composition zooplanctonique de la Grande Rade a montré une influence sur l'évolution de la concentration de cuivre dans la communauté zooplanctonique. Notamment, la proportion de Calanoides (Figure 59) et la proportion d'Harpacticoides (Figure 60) ont été corrélées négativement à la concentration de cuivre dans le zooplancton (respectivement $r_s = -0,42$, $p < 0,05$ et $r_s = -0,48$, $p < 0,05$). Cela pourrait indiquer une capacité moindre de ces groupes taxonomiques à concentrer le cuivre.

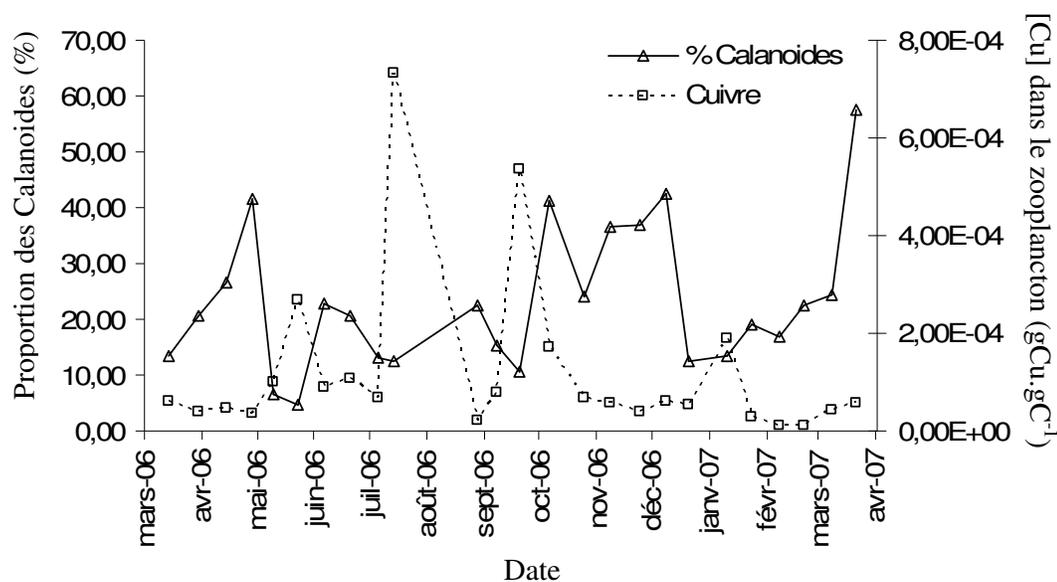


Figure 59 : Evolution de la concentration du cuivre dans la communauté zooplanctonique en relation avec l'évolution de la proportion des Calanoides dans la Grande Rade.

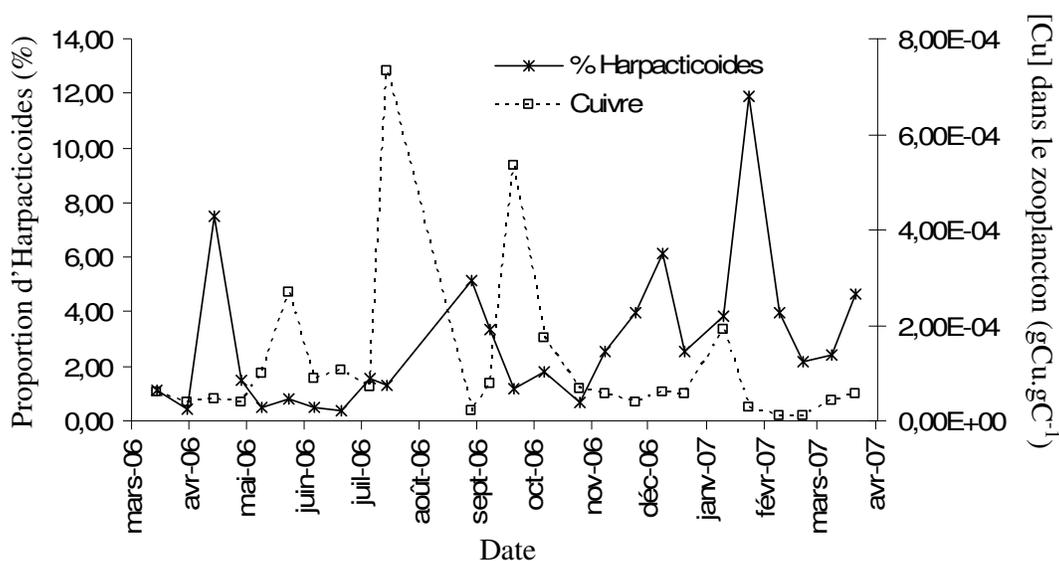


Figure 60 : Evolution de la concentration de cuivre dans la communauté zooplanctonique en relation avec l'évolution de la proportion d'Harpacticoides dans la Grande Rade.

Dans la Petite Rade, aucune corrélation significative n'a été observée entre la composition taxonomique de la communauté zooplanctonique et les concentrations métalliques dans le zooplancton.

IV.1.3.2 Espèces

Dans la Petite Rade (Tableau XXV), l'A.C.P. a mis en évidence une contribution non négligeable des mâles d'*Acartia clausi* à la concentration de cuivre dans la communauté zooplanctonique. Les Tintinnidés ont été fortement corrélés à la concentration de cadmium dans la communauté zooplanctonique. Concernant le plomb, aucune espèce ne semble contribuer majoritairement à l'évolution de sa concentration dans la communauté zooplanctonique.

Tableau XXV : Matrice des corrélations issue de l'A.C.P. effectuée à partir des données de densité des espèces zooplanctoniques et des concentrations de cuivre, plomb et cadmium dans le zooplancton, dans la Petite Rade.

	Petite Rade		
	[Cu] _{zoo}	[Pb] _{zoo}	[Cd] _{zoo}
<i>Acartia clausi</i> femelle	0,38	-0,26	-0,09
<i>Acartia clausi</i> mâle	0,71	-0,22	-0,04
<i>Acartia italica</i> femelle	0,02	-0,08	-0,17
<i>Acartia italica</i> mâle	0,06	-0,02	-0,16
<i>Acartia</i> spp. copépodite	0,42	-0,31	-0,08
Appendiculaires	-0,21	0,39	-0,20

Bryozoaires	-0,12	-0,19	-0,08
Calanoides copépodite	0,04	0,21	-0,23
<i>Centropages</i> spp. copépodite	0,52	-0,10	-0,03
<i>Centropages typicus</i> mâle	0,14	0,63	-0,09
Cyclopoides copépodite	-0,10	-0,06	0,07
<i>Euterpina acutifrons</i>	-0,10	-0,09	-0,10
<i>Evadne nordmanni</i>	-0,06	-0,01	-0,16
Foraminifères	-0,07	-0,02	-0,05
Hydres	-0,10	-0,18	-0,04
Larve d'Annélides	-0,07	-0,05	0,16
Larve de Bivalves	-0,32	-0,23	0,21
Larve de Gastéropodes	0,14	-0,18	-0,14
Larve d'Echinodermes	-0,28	-0,11	0,24
Méduses	-0,07	-0,19	-0,12
<i>Microsetella norvegica</i>	-0,11	-0,03	-0,14
<i>Monothula subtilis</i> copépodite	-0,15	-0,08	0,06
Nauplii de Cirripèdes	-0,03	-0,09	0,02
Nauplii de Copépodes	-0,29	-0,06	-0,11
<i>Oithona nana</i> copépodite	-0,03	0,06	0,10
<i>Oithona nana</i> femelle	0,00	0,25	0,02
<i>Oithona nana</i> mâle	0,20	0,23	0,07
<i>Oithona plumifera</i> copépodite	-0,17	0,10	-0,09
<i>Oithona similis</i> copépodite	0,07	0,27	0,10
<i>Oithona similis</i> femelle	0,20	0,32	-0,12
<i>Oithona similis</i> mâle	0,30	0,50	-0,13
<i>Oithona</i> spp. copépodite	-0,10	-0,03	-0,09
<i>Oncea</i> spp. copépodite	0,00	-0,36	-0,05
<i>Oncea/Monothula</i> spp. copépodite	-0,30	0,13	-0,08
<i>Paracalanus aculeatus</i> femelle	-0,29	-0,03	0,07
<i>Paracalanus parvus</i> femelle	0,45	0,41	0,43
<i>Paracalanus parvus</i> mâle	0,23	0,27	0,29
<i>Paracalanus</i> spp. copepodite	0,35	0,62	-0,09
<i>Podon intermedius</i>	0,35	0,03	0,23
<i>Podon leuckarti</i>	-0,27	-0,10	-0,15
Radiolaires	0,16	-0,23	-0,12
Siphonophores	-0,02	-0,06	-0,02
Tintinnidés	-0,17	-0,16	0,94

Dans la Grande Rade (Tableau XXVI), l'A.C.P. n'a mis aucune espèce en évidence en corrélation avec les concentrations de cuivre et de plomb dans la communauté zooplanctonique. En revanche, comme dans la Petite Rade, les Tintinnidés ont été fortement corrélés à la concentration de cadmium dans le zooplancton. L'importante contribution du stade copépodite de *Paracalanus parvus* à la concentration de cadmium dans la communauté zooplanctonique a également été mise en évidence.

Tableau XXVI : Matrice des corrélations issue de l'A.C.P. effectuée à partir des données de densité des espèces zooplanctoniques et des concentrations de cuivre, plomb et cadmium dans le zooplancton, dans la Grande Rade.

	Grande Rade		
	[Cu] _{Zoo}	[Pb] _{Zoo}	[Cd] _{Zoo}
<i>Acartia clausi</i> copépodite	-0,16	-0,15	-0,09
<i>Acartia clausi</i> femelle	-0,15	-0,22	-0,11
<i>Acartia clausi</i> mâle	-0,16	-0,34	-0,08
<i>Acartia</i> spp. copépodite	-0,24	-0,30	-0,11
Appendiculaires	0,17	0,29	0,18
Bryozoaires	-0,09	-0,13	-0,12
Calanoides copépodite	-0,18	-0,11	0,23
<i>Calocalanus</i> spp. adulte	-0,17	-0,42	-0,08
<i>Calocalanus</i> spp. copépodite	-0,18	0,35	0,61
<i>Centropages</i> spp. copépodite	-0,12	-0,31	-0,05
<i>Centropages typicus</i> mâle	-0,18	-0,06	-0,08
<i>Clausocalanus furcatus</i> femelle	0,28	0,03	0,25
<i>Clausocalanus parapergens</i> femelle	-0,25	-0,21	-0,09
<i>Clausocalanus pergens</i> femelle	-0,24	-0,34	-0,13
<i>Clausocalanus pergens</i> mâle	-0,15	-0,20	-0,06
<i>Clausocalanus</i> spp. copépodite	0,22	-0,02	-0,07
<i>Coryceus</i> spp. adulte	0,16	-0,17	-0,07
Cyclopoïdes copepodite	0,23	0,17	0,12
<i>Euterpina acutifrons</i>	0,31	-0,18	-0,15
<i>Evadne nordmanni</i>	0,36	-0,11	-0,06
<i>Evadne spinifera</i>	-0,02	0,19	-0,06
Foraminifères	-0,09	0,14	0,31
Hydres	0,37	-0,15	-0,13
Larve d'Annélides	0,04	0,21	0,20
Larve de Bivalves	0,09	0,09	0,16
Larve de Gastéropodes	0,08	0,14	0,08
Larve d'Echinodermes	0,48	0,14	-0,11
Méduses	-0,13	-0,29	-0,09
<i>Microsetella norvegica</i>	-0,32	-0,25	-0,13
<i>Monothula subtilis</i> femelle	-0,17	0,22	-0,04
<i>Monothula subtilis</i> mâle	0,42	-0,06	-0,10
Nauplii de Cirripèdes	0,19	0,00	0,24
Nauplii de Copépodes	-0,03	-0,24	-0,09
Nématodes	-0,12	-0,06	-0,09
<i>Oithona nana</i> copépodite	0,50	0,11	0,21
<i>Oithona nana</i> femelle	0,12	-0,09	0,18
<i>Oithona nana</i> mâle	0,34	0,17	0,20
<i>Oithona setigera</i> copépodite	-0,21	-0,16	-0,11
<i>Oithona similis</i> copépodite	0,49	-0,19	-0,20
<i>Oithona similis</i> femelle	0,01	-0,47	-0,15
<i>Oithona similis</i> mâle	0,42	-0,20	-0,16
<i>Oithona</i> spp. copépodite	0,51	0,00	-0,03
<i>Oncea</i> spp. copépodite	-0,17	-0,21	-0,11
<i>Oncea</i> spp. femelle	-0,15	-0,30	-0,07
<i>Oncea</i> spp. mâle	-0,20	-0,13	0,23
<i>Oncea/Monothula</i> spp. copépodite	-0,30	-0,15	-0,12
<i>Paracalanus aculeatus</i> femelle	-0,11	-0,17	-0,09
<i>Paracalanus parvus</i> copépodite	0,15	0,49	0,87

<i>Paracalanus parvus</i> femelle	0,16	-0,05	0,04
<i>Paracalanus parvus</i> mâle	0,09	-0,28	-0,12
<i>Podon intermedius</i>	-0,14	0,11	-0,07
Radiolaires	0,15	0,25	-0,09
Siphonophores	0,23	-0,18	-0,04
Tintinnidés	0,07	0,50	0,85

IV.1.4 Transfert des métaux à travers les relations trophiques

Parmi les deux rades et les trois compartiments planctoniques, une seule relation a été mise en évidence à travers l'étude de trois métaux dans différents compartiments planctoniques. En effet, le cuivre dans la communauté bactérienne et le cuivre dans le zooplancton ont été corrélés positivement dans la Petite Rade ($r_s = 0,55$, $p < 0,01$) (Figure 61). Cette corrélation est particulièrement bien marquée durant la période estivale. Cela semble indiquer un transfert du cuivre des bactéries au zooplancton par une consommation régulière des bactéries par le zooplancton dans la Petite Rade.

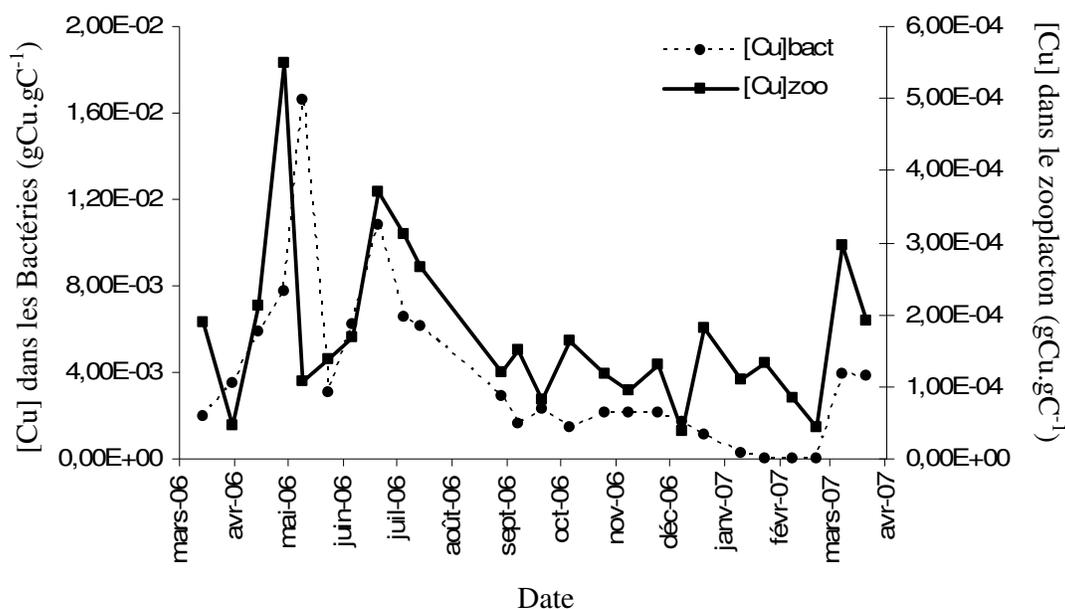


Figure 61 : Evolution de la concentration de cuivre dans la communauté zooplanctonique en fonction de l'évolution de la concentration de cuivre dans la communauté bactérienne, dans la Petite Rade.

IV.2 Discussion

IV.2.1 Influence de la densité bactérienne sur la concentration métallique dans les bactéries

L'augmentation de la densité bactérienne semble être un facteur favorisant la diminution de la concentration de plomb dans la communauté. Le plomb est généralement adsorbé sur les cellules bactériennes (Tornabene et Edwards, 1972). Ainsi, plus la densité bactérienne est importante, plus la quantité de métal adsorbée par cellule tend à diminuer, se répartissant sur l'ensemble des cellules. En revanche, l'étude du cuivre n'a montré aucune corrélation entre les densités bactériennes et la concentration de cuivre dans les bactéries. Lors d'un stress provoqué par la présence de cuivre, il a été montré que les bactéries produisaient des exopolymères qui permettaient la séquestration du cuivre présent dans le milieu (Decho, 1990). De ce fait, le phénomène d'adsorption du cuivre sur les cellules bactériennes est moins prononcé. En outre, le cuivre est mieux géré par les cellules bactériennes du fait que ce métal constitue un micronutriment pour les bactéries. En effet, les cellules bactériennes contiennent différents systèmes de prise en charge du cuivre. Les exopolymères ont moins d'influence sur le plomb puisque leur capacité maximale à lier ce métal est 14 fois inférieure à celle du cuivre (Bhaskar et Bhosle, 2006).

IV.2.2 Facteurs impliqués dans la répartition des métaux dans le phytoplancton

Cette étude a montré une influence non négligeable du volume des cellules composant la communauté phytoplanctonique sur la concentration des métaux et notamment du cuivre, dans le phytoplancton. Ho *et al.* (2007) ont également montré que la concentration de cuivre augmentait dans les cellules de plus petites tailles, atteignant des concentrations 3 fois supérieures à celles obtenues dans les cellules de grandes tailles. Néanmoins, cette tendance est moins marquée pour d'autres éléments tels que le fer, le vanadium et le silicium allant même jusqu'à la tendance inverse pour le phosphore (Ho *et al.*, 2007). Dans notre étude, cette relation inverse taille-concentration métallique ne se retrouve pas non plus avec le plomb.

La composition phytoplanctonique semble également jouer un rôle important dans la concentration de métaux présents dans le phytoplancton. A travers ce travail, il a été mis en évidence que les Autres Flagellés semblaient accumuler peu de cuivre. Chen *et al.* (1998) ont montré que *Pavlova viridis* (Haptophycées) accumulait plus de plomb que de cuivre ou de

cadmium. En outre, d'autres espèces de Flagellés ont démontré une faible sensibilité au cuivre telles que *Dunaliella tertiolecta* (Abalde *et al.*, 1995), *Chlorella autotrophyca* et *Nannochloris atomus* (Chlorophycées) (Moreno-Garrido *et al.*, 2000). Cela pourrait donc expliquer pourquoi la concentration de cuivre est moins importante dans une communauté composée de petits Flagellés.

La densité des Bacillariophycées semble, pour sa part, influencer la concentration de plomb de la communauté phytoplanctonique, une densité plus importante favorisant une concentration moindre de plomb dans la communauté. Cette relation est notamment très prononcée lors de pics de Bacillariophycées, aussi bien dans la Petite Rade que dans la Grande Rade. Or, il est désormais bien connu que le plomb s'associe, dans un premier temps, aux cellules par adsorption (Woorlery et Lewin, 1976). De ce fait, la concentration de plomb va être diluée en fonction de la densité du phytoplancton, à biodisponibilité équivalente du plomb. Cette biodisponibilité du plomb n'a pas été évaluée dans cette étude mais Miramand *et al.* (1998) ont montré qu'elle était réduite dans des milieux dont la salinité était supérieure à 30. Dans un second temps, le plomb peut être absorbé dans les cellules (Woorlery et Lewin, 1976). Néanmoins, les travaux de Morelli et Scarano (2001) ont montré que *Phaeodactylum tricorutum* (Bacillariophycées) synthétisait des phytochélatines qui se liaient au plomb et au cadmium, ces complexes ainsi formés étant ensuite évacués par les cellules. Une densité phytoplanctonique importante peut donc potentiellement permettre de maintenir une concentration faible de plomb au sein de la communauté. Ici, ce sont les Bacillariophycées qui jouent un rôle prépondérant étant donné que les développements phytoplanctoniques importants sont majoritairement composés de Bacillariophycées.

Au niveau spécifique, l'A.C.P. a permis de mettre en évidence l'implication des espèces *Chaetoceros affinis*, *Cyclotella striata* et *Thalassionema nitzschioides* dans la présence du cuivre dans la communauté phytoplanctonique de la Petite Rade alors que seule *Navicula directa* a été mise en évidence dans la Grande Rade, en corrélation avec les concentrations de cuivre et de plomb dans le phytoplancton. Le fait que les espèces potentiellement impliquées dans une concentration accrue des métaux dans la communauté phytoplanctonique ne soient pas communes aux deux rades, bien qu'elles soient présentes dans les deux rades, pourrait indiquer que les espèces accumulatrices de métaux varient selon les caractéristiques chimiques du milieu dans lequel elles se développent et également de la composition de l'ensemble de la communauté phytoplanctonique au sein de laquelle elles évoluent. Il n'existe pas d'étude qui met en évidence un changement de la capacité d'une espèce à concentrer un métal selon la composition de la communauté dans laquelle elle se trouve. Néanmoins,

Gustavson *et al.* (1999) ont montré qu'une concentration en cuivre de $15 \mu\text{g.L}^{-1}$ entraînait la mise en place d'une communauté phytoplanctonique plus tolérante au cuivre caractérisée par une diminution de la richesse spécifique et de la diversité. Par contre, ils ne sont pas parvenus à mettre en évidence un groupe taxonomique plus sensible ou plus tolérant au cuivre. Genter et Lehman (2000) qui ont travaillé à partir de communauté phytoplanctonique d'eau douce sont aussi arrivés à la conclusion que la sensibilité au cuivre était propre à chaque espèce. De ce fait, les espèces potentiellement accumulatrices de cuivre proposées dans le cadre de cette étude, ne seront pas forcément de bons indicateurs dans le cadre d'autres travaux dans des milieux différents.

IV.2.3 Facteurs influençant la répartition des métaux dans le zooplancton

Les métaux accumulés dans le zooplancton proviennent du milieu et de la nourriture (Reinfelder *et al.*, 1998 ; Wang et Fisher, 1998). L'assimilation des métaux dans les organismes zooplanctoniques dépend de nombreux facteurs tels que la qualité et la quantité de la nourriture, la physiologie digestive des organismes et le comportement chimique des métaux dans l'intestin des organismes (Wang et Fisher, 1999), chaque métal ayant un comportement différent et des conséquences particulières dans les organismes zooplanctoniques (Hook et Fisher, 2001). Notre étude montre que les Calanoides et les Harpacticoides présents dans la Grande Rade semblent concentrer peu de cuivre, la concentration de cuivre dans la communauté zooplanctonique diminuant avec l'augmentation de la proportion de ces deux groupes taxonomiques dans la communauté. A notre connaissance, il n'existe pas d'étude ayant comparé l'accumulation des métaux entre différents groupes taxonomiques. Néanmoins, il a été démontré que chaque groupe taxonomique avait un régime alimentaire différent. Pour les Calanoides, Fessenden et Cowles (1994) ont montré que le carbone ingéré par *Centropages abdominalis*, *Calanus pacificus*, *Pseudocalanus* sp. et *Acartia longiremis* provenait de 16 à 100 % des Ciliés en dehors des floraisons phytoplanctoniques. Demott (1988) a également mis en évidence la capacité des Calanoides à discriminer leur proie selon leur propriété chimique. Concernant les Harpacticoides, leur régime alimentaire semble être essentiellement composé de bactéries (Rieper, 1982) et de phytoplancton (Pace et Carman, 1996). Pour les Cyclopoïdes et en particulier *Oithona nana*, leur régime alimentaire est principalement carnivore, mais ils ont la possibilité de consommer une très large gamme de taille de proie (Lampitt et Gamble, 1982). En milieu naturel, cette diversité de régimes alimentaires peut donc favoriser certains groupes

taxonomiques face aux contaminations de xénobiotiques. Le milieu dans lequel évoluent les organismes ainsi que les espèces composant la communauté zooplanctonique ont aussi un rôle majeur puisque dans cette étude, seuls les Calanoides et les Harpacticoides de la Grande Rade ont été mis en évidence et non ceux de la Petite Rade.

Le stade de développement et le sexe des individus peuvent également influencer la concentration métallique du zooplancton (Langston et Spence, 1995). Ainsi, Ritterhoff et Zauke (1997) ont montré que *Calanus hyperboreus* accumulait plus de cadmium en étant juvénile qu'en étant adulte. Dans la Grande Rade, l'évolution des densités de *Paracalanus parvus* copépodite est corrélée à l'évolution de la concentration de cadmium dans la communauté zooplanctonique. Dans la Petite Rade, ce sont les mâles d'*Acartia clausi* qui sont corrélés à la concentration de cuivre dans la communauté zooplanctonique. Là encore les espèces ne sont pas communes aux deux rades ce qui implique un effet de l'environnement dans lequel les organismes évoluent. En revanche, dans les deux rades, la densité des Tintinnidés est corrélée à la concentration de cadmium dans la communauté. A notre connaissance, aucune donnée n'existe sur le rôle potentiel des Tintinnidés dans l'accumulation du cadmium. En revanche, ce groupe taxonomique a été mis en cause dans le transfert des toxines des Dinoflagellés (PSP : Paralytic Shellfish Poisoning et DSP : Diarrhetic Shellfish Poisoning) à des niveaux trophiques supérieurs (Hansen, 1989 ; Maneiro *et al.*, 2000). Les Tintinnidés pourraient donc avoir un rôle écologique essentiel dans le transfert de différents composés toxiques dans le réseau trophique.

IV.2.4 Transferts des métaux à travers les relations trophiques

De nombreux facteurs intervenant dans l'assimilation et le transfert des métaux traces dans les organismes et le long de la chaîne trophique (Twining et Fisher, 2004 ; Wang, 2002), il est difficile de mettre en évidence des relations trophiques directes en travaillant sur des communautés naturelles et de ce fait complexes. Une corrélation a néanmoins été mise en évidence entre le cuivre dans le zooplancton et le cuivre dans les bactéries, dans la Petite Rade. Cette corrélation pourrait donc indiquer que les bactéries constituent une source non négligeable de contamination au cuivre pour le zooplancton. Cela semble se confirmer par le fait que cette corrélation est particulièrement bien marquée en période estivale, période de faible productivité phytoplanctonique qui pourrait obliger le zooplancton à consommer des bactéries. Une étude précédente dans la Petite Rade avait déjà montré l'importance des

bactéries dans le développement d'*Oithona nana*, espèce prédominante dans la Petite Rade, et notamment en période estivale (Jamet *et al.*, 2005).

IV.3 Conclusion

De nombreux facteurs interviennent dans la sorption des métaux par les organismes. Il est bien connu que l'aspect chimique de l'élément étudié est capital dans ces phénomènes de transfert de métaux entre le milieu et les organismes. Dans ce travail, nous nous sommes intéressés aux aspects biologiques qui peuvent influencer ces échanges. Les bactéries semblent avoir plus de moyens pour réguler leur concentration en cuivre qu'en plomb. Les métaux dans la communauté planctonique sont dépendants du volume cellulaire des organismes, de la composition taxonomique de la communauté et de l'environnement dans lequel évolue la communauté. Enfin, pour le zooplancton, la composition taxonomique, le milieu dans lequel évolue la communauté zooplanctonique, le cycle de vie et le sexe des individus semblent influencer sur la concentration métallique du zooplancton.

En résumé...

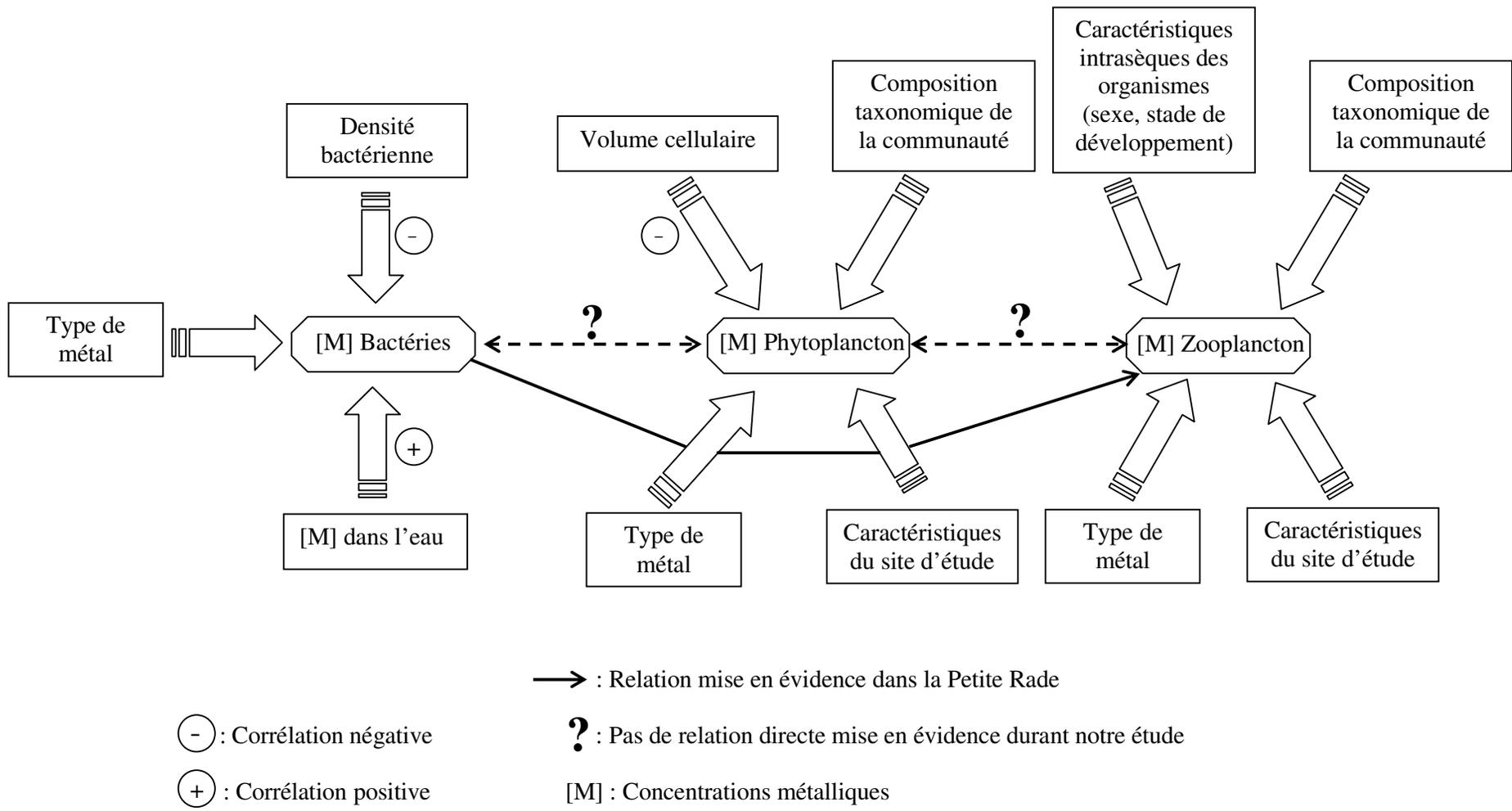


Figure 62 : Facteurs influençant les concentrations métalliques dans les différents compartiments planctoniques (bactéries, phytoplancton, zooplancton) de la rade de Toulon.

Conclusion générale

Ce travail de thèse avait pour objectifs (1) la poursuite de l'étude de l'écologie planctonique de la rade de Toulon, commencée il y a une dizaine d'années par l'équipe EBMA. Cette étude a permis d'étayer les connaissances sur le fonctionnement écologique de la rade de Toulon à travers un cycle annuel (pas d'échantillonnage bimensuel), complété par un cycle nycthéral et par l'étude simultanée des compartiments bactériens, phytoplanctoniques et zooplanctoniques ; (2) l'intégration de ce travail dans le cadre des problèmes écologiques propres à la rade, en l'occurrence la pollution par les métaux lourds.

Le suivi annuel de l'écologie planctonique de chaque rade a permis :

- (1) de mettre en évidence une écologie bactérienne similaire entre les deux rades.
- (2) de caractériser chacune des rades par l'évolution et la composition de leurs communautés phytoplanctoniques. Dans la Petite Rade, le suivi annuel a montré des différences notoires avec la succession méditerranéenne établie par Margalef (1958) avec notamment l'absence de la floraison printanière. De plus, la présence importante des Dinoflagellés et Autres Flagellés qui se retrouve habituellement en été, s'est prolongée en automne et en hiver. Dans la Grande Rade, l'évolution annuelle suit globalement le modèle méditerranéen avec une floraison printanière et automnale avec néanmoins, une prédominance inhabituelle de la floraison automnale. Malgré une proportion de Dinophycées et Autres Flagellés non négligeable en automne et en hiver, les Bacillariophycées restent prédominantes.
- (3) de caractériser chacune des rades par l'évolution et la composition de leurs communautés zooplanctoniques. Dans la Petite Rade, l'évolution saisonnière du zooplancton semble indépendante du développement phytoplanctonique et la communauté est annuellement dominée par *Oithona nana*. Dans la Grande Rade, même s'il n'existe pas de saisonnalité très marquée, les plus importants développements zooplanctoniques ont eu lieu à la suite des floraisons phytoplanctoniques. De plus, aucune espèce n'est prédominante tout au long de l'année.

La Grande Rade semble donc plus proche de l'évolution planctonique classique de Méditerranée que la Petite Rade. Néanmoins, la comparaison de nos résultats avec les études précédentes a montré que l'écologie planctonique de la Grande Rade tendait à évoluer vers une écologie semblable à celle de la Petite Rade notamment à travers l'augmentation de la proportion de Dinophycées et Autres Flagellés en automne et en hiver et avec une abondance de plus en plus importante d'*Oithona nana*. Les principaux facteurs influençant la succession annuelle phytoplanctonique sont communs aux deux rades à savoir les facteurs

environnementaux (précipitations, vents et température de l'eau), la géomorphologie propre aux deux rades étant à l'origine de l'écologie différente entre les rades.

Le suivi nycthéral a confirmé une écologie propre pour chacune des rades, le zooplancton de la Petite Rade effectuant une migration classique alors que la migration est inverse dans la Grande Rade, le moteur principal de ces fonctionnements différents étant la différence de la densité phytoplanctonique entre les rades.

Le suivi annuel des métaux dans l'eau, la matière particulaire en suspension, les bactéries, le phytoplancton et le zooplancton a montré que :

- (1) Dans l'eau, le cuivre a été l'élément prépondérant dans les deux rades suivi du plomb et du cadmium. D'importantes variations des concentrations métalliques ont été observées dans la Petite Rade de Toulon, typiques des systèmes côtiers fortement anthropisés. Les métaux dans la Grande Rade ont suivi une évolution plus régulière avec des concentrations inférieures à celles de la Petite Rade, démontrant un impact moins important des activités anthropiques, la concentration métallique dans l'eau de la Grande Rade semblant être principalement originaire des eaux de la Petite Rade.
- (2) La matière particulaire a concentré une importante partie des métaux participant ainsi à la diminution des possibles effets des métaux sur les organismes.
- (3) Les bactéries et le phytoplancton ont concentré d'importantes quantités de métaux alors que le zooplancton a constitué une rupture dans la bioaccumulation des métaux dans le réseau trophique.
- (4) Des relations directes ont été mises en évidence entre les métaux dans l'eau et les métaux dans la matière particulaire en suspension ainsi que les métaux dans les bactéries, notamment concernant le cuivre.
- (5) Des relations complexes ont été mises en évidence pour comprendre les variations des métaux dans les organismes planctoniques. Il en résulte une influence du métal considéré, du lieu d'étude, de la densité des organismes, de la composition taxonomique, du stade de développement et du sexe.

A l'inverse des études en laboratoire qui tendent à démontrer les effets des métaux sur les communautés planctoniques, cette étude *in situ* nous a permis d'aborder l'impact des communautés planctoniques sur les métaux.

Ce travail *in situ* constitue une étape essentielle à la compréhension du fonctionnement des écosystèmes côtiers méditerranéens soumis à différentes pressions anthropiques. Dans une prochaine étude, la prise en compte du picophytoplancton, des Ciliées et des Flagellés permettrait d'intégrer le rôle de la boucle microbienne dans le fonctionnement de l'écosystème. De plus, une approche plus fonctionnelle avec des mesures de production et de prédation, favoriserait une connaissance accrue de l'écologie des différentes communautés étudiées. D'un point de vue chimique, l'étude de la spéciation des métaux et la détermination de la fraction adsorbée et absorbée par les cellules, permettraient de mieux appréhender les effets des métaux sur les communautés planctoniques. En outre, les facteurs influençant les concentrations métalliques dans les communautés planctoniques n'ont été établis, dans cette étude, qu'à partir de corrélations statistiques issues des données *in situ*. Il serait donc important de les confirmer par une expérimentation en laboratoire. A long terme, l'ensemble des données pourrait permettre une anticipation plus précise des répercussions d'une pollution métallique sur l'évolution des communautés planctoniques et de ce fait, sur l'ensemble de l'écosystème.

Bibliographie

- Abalde J., Cid A., Reiriz S., Torres E. et Herrero C. 1995. Response of the marine microalga *Dunaliella tertiolecta* (Chlorophyceae) to copper toxicity in short time experiments. *Bull. Environ. Contamin. Toxicol.* **54**: 317-324.
- Agogué H., Casamayor E.O., Bourrain M., Obernosterer I., Joux F., Herndl G.J. et Lebaron P. 2005. A survey on bacteria inhabiting the sea surface microlayer of coastal ecosystems. *FEMS Microbiol. Ecol.* **54**: 269-280.
- Aguilar A. et Borrell A. 2005. DDT and PCB reduction in the western Mediterranean from 1987 to 2002, as shown by levels in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*). *Mar. Environ. Res.* **59**: 391-404.
- Allredge A.L. et Madin L.P. 1982. Pelagic tunicates: unique herbivores in the marine plankton. *BioScience.* **32** : 655-663.
- Amblard C. 1987. Les successions phytoplanctoniques en milieu lacustre. *Ann. Biol.* **26**: 1-34.
- Aminot A. et Chaussepied M. 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. CNEXO, Brest, 395 p.
- Arrhenius G. O. S. 1963. Pelagic sediments, In [Ed.] M.N. Hill. The sea, v. 3. Interscience, New York, pp. 655-727.
- Azam F., Fenchel T., Field J.G., Gray J.S., Meyer-Reil L.A. et Thingstad F. 1983. The ecological role of water-column microbes in the sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **10**: 257-263.
- Bernardi Aubry F., Berton A., Bastianini M., Socal G. et Acri F. 2004. Phytoplankton succession in a coastal area of the NW Adriatic, over a 10-year sampling period (1990-1999). *Cont. Shelf Res.* **24**: 97-115.
- Béthoux J.P. et Gentili B. 1999. Functioning of the Mediterranean Sea: past and present changes related to freshwater input and climate changes. *J. Mar. Syst.* **20**: 33-47.
- Béthoux J.P., Morin P., Chaumery C., Connan O., Gentili B. et Ruiz-Pino D. 1998. Nutrients in the Mediterranean Sea, mass balance and statistical analysis of concentrations with respect to environmental change. *Mar. Chem.* **63**: 155-169.
- Béthoux J.P., Morin P. et Ruiz-Pino D.P. 2002. Temporal trends in nutrient ratios: chemical evidence of Mediterranean ecosystem changes driven by human activity. *Deep-Sea Res. Part II.* **49**: 2007-2016.
- Berdalet E, Peters F., Koumandou V.L., Roldan C., Guadayol O. et Estrada M. 2007. Species-specific physiological response of dinoflagellates to quantified small-scale turbulence. *J. Phycol.* **43**: 965-977.
- Bhaskar P.V. et Bhosle N.B. 2006. Bacterial extracellular polymeric substance (EPS): a carrier of heavy metals in the marine food-chain. *Environ. Int.* **32** : 191-198.
- Bogé G., Jamet J.L., Richard S., Jamet D. et Jean N. 2002. Contribution of copepods, cladocerans and cirripeds to phosphatase activity in mediterranean zooplankton. *Hydrobiologia.* **468**: 147-154.
- Bogé G., Jean N., Jamet J.L., Jamet D. et Richard S. 2006. Seasonal changes in phosphatase activities in Toulon Bay (France). *Mar. Environ. Res.* **61**: 1-18.
- Bossuyt B.T.A et Janssen C.R. 2005. Copper toxicity to different field-collected cladoceran species: intra- and inter-species sensitivity. *Environ. Pollut.* **136**: 145-154.
- Bougis P. 1974a. Ecologie du plancton marin. I - Le phytoplancton. Masson et Cie, Paris, 196 p.
- Bougis P. 1974b. Ecologie du plancton marin. II - Le zooplancton. Masson et Cie, Paris, 200 p.
- Boxshall G.A. et Hasley S.H. 2004. An Introduction to Copepod Diversity I. The Ray Society, London, 421 p.
- Brands S.J. (comp.) 1989-2005. Systema Naturae 2000. Amsterdam, The Netherlands. [<http://sn2000.taxonomy.nl/>]

- Bricker S.B., Clement C.G., Pirhalla D.E., Orlando S.P., Farrow D.R.G. 1999. National Estuarine Eutrophication assessment. Effects of nutrients enrichment in the nation's estuaries. NOAA, National Ocean Service, Specials Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science. Silver Spring, 71 p.
- Bruland K.W., Donat J.R. et Hutchins D.A. 1991. Interactive influences of bioactive trace metals on biological production in oceanic waters. *Limnol. Oceanogr.* **36**: 1555-1577.
- Buffle J. 1988. Complexation reactions in aquatic systems: an analytical approach. Ellis Horwood, Chichester, 692 p.
- Burns A., Villeneuve J.P. et Fowler S.W. 1985. Fluxes and residence times of hydrocarbons in the Mediterranean, how important are the biota ? *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **20**: 313-330.
- Calbet A., Garrido S., Saiz E., Alcaraz M. et Duarte C.M. 2001. Annual zooplankton succession in coastal NW Mediterranean waters: the importance of the smaller size fractions. *J. Plankton Res.* **23**: 319-331.
- Campbell P.G.C. 1995. Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. In [Eds.] A. Tessier et D.R. Turner. Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. John Wiley & Sons, Chichester, pp. 62-102.
- Capriulo G.M. 1982. Feeding of field collected Tintinnids micro-zooplankton on natural food. *Mar. Biol.* **71**: 73-86.
- Caron D.A. 1991. Evolving role of protozoa in aquatic nutrient cycles. In [Eds.] P.C. Reid, C.M. Turley et P.H. Burkill. Protozoa and their role in marine processes. Springer-Verlag, Berlin, pp. 387-415.
- Caroppo C., Stabili L., Aresta M., Corinaldesi C. et Danovaro R. 2006. Impact of heavy metals and PCBs on marine picoplankton. *Environ. Toxicol.* **21**: 541-551.
- Carrada G.C., Hopkins T.S., Bonaduce G., Ianora A., Marino D., Modigh M., Ribera d'Alcalà M. et Scotto di Carlo B. 1980. Variability in the hydrographic and biological features of the Gulf of Naples. *Mar. Ecol.* **1**: 105-120.
- Celussi M., Paoli A., Aubry F.B., Bastianini M., Del Negro P. 2008. Diel microbial variations at a coastal Northern Adriatic station affected by Po River outflows. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **76**, 36-44.
- Chen B., Huang Q., Lin X.J., Shi Q.Q. et Wu S.G. 1998. Accumulation of Ag, Cd, Co, Cu, Hg, Ni and Pb in *Pavlova viridis* Tseng (Haptophyceae). *J. Appl. Phycol.* **10**: 371-376.
- Chiffolleau J.F., Gonzalez J.L., Miramand P., Thouvenin B. et Guyot T. 1999. Le cadmium: comportement d'un contaminant métallique en estuaire. Fascicule N° 10 du programme scientifique Seine-Aval. Ifremer, Plouzané, 36 p.
- Chrétiennot-Dinet, M.J. 1998. Global increase of algal blooms, toxic events, casual species introductions and biodiversity. *Oceanis.* **24**: 223-238.
- Christou E. 1998. Interannual variability of copepods in a Mediterranean coastal area (Saronikos Gulf, Aegean Sea). *J. Mar. Syst.* **15**: 523-532.
- Claisse D. et Alzieu C. 1993. Copper contamination as a result of antifouling paint regulations? *Mar. Pollut. Bull.* **26**: 395-397.
- Cole J.J., Findlay S. et Pace M.L. 1988. Bacterial production in fresh and saltwater ecosystems : a cross-system overview. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **43**: 1-10.
- Cordero J., Guevara M., Morales E. et Lodeiros C. 2005. Effect of heavy metals on the growth of the tropical microalga *Tetrasermis chuii* (Prasinophyceae). *Rev. Biol. Trop.* **53**: 325-330.
- Crise A., Allen J.I., Baretta J., Crispi G., Mosetti R. et Solidoro C. 1999. The Mediterranean pelagic ecosystem response to physical forcing. *Prog. Oceanogr.* **44**: 219-243.
- Danovaro R. 2003. Pollution threats in the Mediterranean Sea: an overview. *Chem. Ecol.* **19**: 15-32.

- Dauby P. 1980. Cycle annuel du zooplancton de surface de la baie de Calvi (Corse). Biomasse totale et plancton copépodien. *Oceanol. Acta.* **3**: 403-407
- David L. 2000. Rôle et importance des Canyons sous-marins sur la marge continentale dans la distribution estivale des cétagées de Méditerranée Nord-Occidentale. Thèse de Doctorat. Ecole Pratique des Hautes Etudes, 320 p.
- de Jonge V.N. 1979. Quantitative separation of benthic diatoms from sediments using density gradient centrifugation in the colloidal silica Ludox-TM. *Mar. Biol.* **51**: 267-278.
- de Puelles M.L.F., Alemany F. et Jansa J. 2007. Zooplankton time-series in the Balearic Sea (Western Mediterranean): Variability during the decade 1994-2003. *Prog. Oceanogr.* **74**: 329-354.
- de Puelles M.L.F., Jansa J., Gomis C., Gras D. et Amengual B. 1997. Varacion anual de las principales variables oceanograficas y planctonicas en una estacion neritica del mar Balear. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* **13**: 13-33.
- de Puelles M.L.F. et Molinero J.C. 2007. North Atlantic climate control on plankton variability in the Balearic Sea, western Mediterranean. *Geophys. Res. Lett.* **34**: 4608.
- Decho A.W. 1990. Microbial exopolymer secretions in ocean environments: their role(s) in food webs and marine processes. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* **28**: 73-153.
- Del Negro P., Civitarese G., Ramani P. et Fonda Umani S. 2001. Microbial loop structure along trophic gradients in the Adriatic Sea. In [Eds.] F.M. Faranda, L. Guglielmo et G. Spezie. Mediterranean ecosystems: structures and processes. Springer-Verlag, Milan, pp. 477-484.
- Demott W.R. 1988. Discrimination between algae and artificial particles by freshwater and marine copepods. *Limnol. Oceanogr.* **33**: 397-408.
- Despiau S., Gourdeau J., Jamet D., Geneys C. et Jamet J.L. 2002. Seawater DMS in a perturbed coastal ecosystem. *Hydrobiologia.* **489**: 107-115.
- Dini M.L. et Carpenter S.R. 1992. Fish predator, food availability and diel vertical migration in *Daphnia*. *J. Plankton Res.* **14**: 359-377.
- Dixon J.L., Statham P.J., Widdicombe C.E., Jones R.M., Dickie B., Nimmo M. et Turley C.M. 2006. Cadmium uptake by marine micro-organisms in the English Channel and Celtic Sea. *Aquat. Microb. Ecol.* **44**: 31-43.
- Dodson A.N. et Thomas W.H. 1964. Concentrating plankton in a gentle fashion. *Limnol. Oceanogr.* **9**: 455-456.
- Dorten W.S., Elbaz-Poulichet F., Mart L. et Martin J. 1991. Reassessment of river input of trace metals to the Mediterranean Sea. *Ambio.* **20**: 2-6.
- Dryden C.L., Gordon A.S. et Donat J.R. 2004. Interactive regulation of dissolved copper toxicity by an estuarine microbial community. *Limnol. Oceanogr.* **49**: 1115-1122.
- Duarte C.M., Agusti S., Kennedy H. et Vaqué D. 1999. The Mediterranean climate as a template for Mediterranean marine ecosystems, the example of the NE Spanish littoral. *Prog. Oceanogr.* **44**: 245-270.
- Engel D.W. et Fowler B.A. 1979. Factors influencing cadmium accumulation and its toxicity to marine organisms. *Environ. Health Perspect.* **28**: 81-88.
- Eriksen R.S., Mackey D.J., van Dam R. et Nowak B. 2001. Copper speciation and toxicity in Macquarie Harbour, Tasmania: an investigation using a copper ion selective electrode. *Mar. Chem.* **74**: 99-113.
- Estrada M., Marrasé C. et Alcaraz M. 1988. Phytoplankton response to intermittent stirring and nutrient addition in marine microcosms. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **48**: 225-234.
- European Environment Agency. 2007. Europe's Environment – the fourth assessment. EEA, Copenhagen, 452 p.

- Fernández D., López-Urrutia Á., Fernández A., Acuña J.L. et Harris R. 2004. Retention efficiency of 0.2 to 6 μm particles by the appendicularians *Oikopleura dioica* and *Fritillaria borealis*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **266**: 89–101.
- Fessenden L. et Cowles T.J. 1994. Copepod predation on phagotrophic ciliates in Oregon coastal waters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **107**: 103-111.
- Fisher N.S., Nolan C.V et Fowler S.W. 1991. Assimilation of metals in marine copepods and its biogeochemical implications. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **71**: 37-43.
- Fisher N.S. et Reinfelder J.R. 1995. The trophic transfer of metals in marine systems. In [Eds.] A. Tessier, D.R. Turner. Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. John Wiley and Sons, Chisester, pp. 363-406.
- Flatau G.N., Clement R.L et Gauthier M.J. 1988. Uptake of cadmium by marine bacteria. *Prog. Oceanogr.* **21**: 181-188.
- Fowler S.W. et Small L.F. 1967. Moulting of *Euphausia pacifica* as a possible mechanism for vertical transport of zinc-65 in the sea. *Int. J. Limnol.* **1** : 237-245.
- Fowler S.W. et Elder D.L. 1978. PCB and DDT residues in a mediterranean pelagic food-chain. *Bull. Environ. Contam. Tox.* **19**: 244-249.
- Frontier S. 1976. Utilisation des diagrammes rangs-fréquence dans l'analyse des écosystèmes, *Bull. Rech. Océanogr.* **1**: 35-48.
- Frontier S., Pichot-Viale D., Leprêtre A., Davoult D. et Luczak C. 2004. Ecosystèmes : Structure, Fonctionnement, Evolution. Dunod, Paris, 549 p.
- Fulladosa E., Murat J. et Villaescusa I. 2005. Effect of Cadmium (II), Chromium (VI), and Arsenic (V) on long-term viability- and growth-inhibition assays using *Vibrio fischeri* marine bacteria. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **49**: 299-306.
- Genter R.B. et Lehman R.M. 2000. Metal toxicity inferred from algal population density, heterotrophic substrate use, and fatty acid profile in a small stream. *Environ. Toxicol. Chem.* **19**: 869-878.
- Gobas F.A.P.C. et Morrison H.A. 2000. Bioconcentration and biomagnification in the aquatic environment. In [Eds] R. S. Boethling et D. Mackay. Handbook of Property Estimation Methods for Chemicals. CRC Press, Boca Raton, pp. 189-231.
- Goffart A., Hecq J.H. et Legendre L. 2002. Changes in the development of the winter-spring phytoplankton bloom in the Bay of Calvi (NW Mediterranean) over the last two decades: a response to changing climate? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **236**: 45-60.
- Gonzalez-Davila M. 1995. The role of phytoplankton cells on the control of heavy metal concentration in seawater. *Mar. Chem.* **48**: 215-236.
- Gotsis-Skretas O., Pagou K., Moraitou-Apostolopoulou M. et Ignatiades L. 1999. Seasonal horizontal and vertical production and standing stocks of phytoplankton and zooplankton in the Cretan Sea and the Straits of the Cretan Arc (March 1994-January 1995). *Prog. Oceanogr.* **44**: 625-649.
- Granata T.C., Vidondo B., Duarte C.M., Satta M.P. et Garcia M. 1999. Hydrodynamics and particle transport associated with a submarine canyon off Blanes (Spain), NW Mediterranean Sea. *Cont. Shelf Res.* **19**: 1249-1263.
- Grassé P.P. et Doumenc D. 1998. Zoologie Invertébrés. Masson, Paris, 296 p.
- Guerzoni S., Molinaroli E. et Chester R. 1997. Saharan dust inputs to the western Mediterranean Sea: depositional patterns, geochemistry and sedimentological implications. *Deep-Sea Res. Part-II.* **44**: 631-654.
- Guerzoni S., Molinaroli E., Rossini P., Rampazzo G., Quarantotto G., De Falco G. et Cristini S. 1999. Role of desert aerosol in metal fluxes in the Mediterranean area. *Chemosphere.* **39**: 229–246.

- Guieu C., Bozec Y., Blain S., Ridame C., Sarthou G. et Leblond N. 2002. Impact of high Saharan dust inputs on dissolved iron concentrations in the Mediterranean Sea. *Geophys. Res. Lett.* **29**: 1911.
- Guieu C., Chester R., Nimmo M., Martin J.M., Guerzoni S., Nicolas E., Mateu J. et Keyse S. 1997. Atmospheric input of dissolved and particulate metals to the northwestern Mediterranean. *Deep-Sea Res. Part-II.* **44**: 655-674.
- Guillot J.F et Aminot A. 1991. Devenir des éléments nutritifs en zone littorale. In [Eds] J.F. Guillaud et L.A. Romaña. La mer et les rejets urbains. Actes de colloques n°11, Ifremer. Bendor, 13-15 juin 1990, pp. 27-34.
- Gustavson K., Peterson S., Pederson B. et Stuer-Lauridsen F. 1999. Pollution-Induced Community Tolerance (PICT) in coastal phytoplankton communities exposure to copper. *Hydrobiologia.* **416**: 125-138
- Hall L.W. et Anderson R.D. 1995. The influence of salinity on the toxicity of various classes of chemicals to aquatic biota. *Crit. Rev. Toxicol.* **25**: 281-346.
- Hall L.W. et Anderson R.D. 1999. A Deterministic Ecological Risk Assessment for Copper in European Saltwater Environments. *Mar. Pollut. Bull.* **38**: 207-218.
- Hall L.W., Anderson R.D, Kilian J.V., Lewes B.L. et Traexler K. 1997. Acute and chronic toxicity of copper to the estuarine copepod *Eurytemora affinis*: Influence of organic complexation and speciation. *Chemosphere.* **35**: 1567-1597.
- Hamilton S.K., Sippel S.J. et Bunn S.E. 2005. Separation of algae from detritus for stable isotope or ecological stoichiometry studies using density fractionation in colloidal silica. *Limnol. Oceanogr. Meth.* **3**: 149-157.
- Hansen P.J. 1989. The red tide dinoflagellate *Alexandrium tamarense*: effects on behaviour and growth of a tintinnid ciliate. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **53**: 105-116.
- Hardstedt-Romeo M. et Laumond F. 1980. Zinc, copper and cadmium in zooplankton from the N.W. Mediterranean. *Mar. Pollut. Bull.* **11**: 133-138.
- Harvey R.W. et Leckie J.O. 1985. Sorption of lead onto 2 gram-negative marine-bacteria in seawater. *Mar. Chem.* **15**: 333-344.
- Hays G.C., Richardson A.J. et Robinson C. 2005. Climate change and marine plankton. *Trends Ecol. Evol.* **20**: 337-344.
- Hayward J. 1969. Studies on the growth of *Phaeodactylum tricornutum*. V- The relationship to iron, manganese and zinc. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* **49**: 439-446.
- Ho T.Y., Wen L.S., You C.F. et Lee D.C. 2007. The trace-metal composition of size-fractionated plankton in the South China Sea: biotic versus abiotic sources. *Limnol. Oceanogr.* **52**: 1776-1788.
- Holm-Hansen O., Lorenzen C.J., Holmes R.W. et Strickland J.D.H. 1965. Fluorimetric determination of chlorophyll. *J.Cons. Perm. Int. Explor.* **30**: 3-15.
- Hook S. E. et Fisher N. S. 2001. Reproductive toxicity of metals in calanoid copepods. *Mar. Biol.* **138**: 1131-1140.
- Humborg C., Ittekkot V., Cociasu A. et van Bodungen B. 1997. Effect of Danube River dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature.* **386**: 385-388.
- Huntley M. et Brooks E.R. 1982. Effects of age and food availability on diel vertical migration of *Calanus pacificus*. *Mar. Biol.* **71**: 21-31.
- Ignatiades L. 2005. Scaling the trophic status of the Aegean Sea, eastern Mediterranean. *J. Sea Res.* **54**: 51-57.
- Institut Océanographique Paul Ricard. 1996. Fragile Méditerranée: à la reconquête d'un équilibre écologique. Edisud, Aix-en-Provence, 252 p.
- Itoh K. 1970. Consideration on feeding habits of planktonic copepods in relation to the structure of their oral parts. *Bull. Plankton Soc. Japan.* **17** : 1-10.

- Ivanista V.O., Vasilyeva T.V., Buchtiyarov A.E., Lindstrom E.B. et McEldowney S. 1999. Interactions between marine bacteria and heavy metals. In [Eds] R. Amils et A. Ballester. Biohydrometallurgy and the environment toward the minig of the 21st century: Part B. Elsevier Science, Amsterdam, pp. 317-325.
- Jacques G. 1968. Aspects quantitatifs du phytoplancton de Banyuls sur Mer (Golfe du Lion). III – Diatomées et Dinoflagellés de juin 1965 à juin 1968. *Vie et Milieu*. **20** : 91-126.
- Jamet J.L. et Ferec-Corbel A.S. 1996. Seasonal variations of the zooplankton community in a littoral marine ecosystem: Toulon Bay (Var, France). *Mar. Life*. **6**: 15-20.
- Jamet J.L., Bogé G., Richard S., Geneys C. et Jamet D. 2001. The zooplankton community in bays of Toulon area (northwest Mediterranean Sea, France). *Hydrobiologia*. **457**: 155-165.
- Jamet J.L., Jean N., Bogé G., Richard S. et Jamet D. 2005. Plankton succession and assemblage structure in two neighbouring littoral ecosystems in the north-west Mediterranean Sea. *Mar. Freshw. Res.* **56**: 69-83.
- Jean N. 2002. Etude du DMSP et du DMS dans deux écosystèmes littoraux marins de niveaux trophiques différents (Méditerranée Occidentale, France) : relations avec les facteurs abiotiques et biotiques. Thèse de Doctorat, Université du Sud Toulon-Var. 253 p.
- Jean N., Bogé G., Jamet J.L., Richard S. et Jamet D. 2003. Seasonal changes in zooplanktonic alkaline phosphatase activity in Toulon Bay (France): the role of *Cypris* larvae. *Mar. Pollut. Bull.* **46**: 346-352.
- Jean N., Bogé G., Jamet J.L., Richard S. et Jamet D. 2005. Annual contribution of different plankton size classes to particulate dimethylsulfoniopropionate in a marine perturbed ecosystem. *J. Mar. Syst.* **53**: 235-247.
- Joanny M., Belin C., Claisse D., Miossec L., Berthome J.P., Grouhel A. et Raffin B. 1993. Qualité du milieu marin littoral. Ifremer, Plouzané, 241 p.
- Jouan M., Garreau P. et Raillard O. 2001. Modélisation de la rade de Toulon : test méthodologique. Rapport Ifremer. 117 p.
- Jouffre D., Lamhoai T., Millet B. et Amanieu M. 1991. Spatial Structuring of Zooplankton Communities and Hydrodynamic Pattern in Coastal Lagoons. *Oceanol. Acta*. **14**: 489-504.
- Joux-Arab L., Berthet B. et Robert J.M. 2000. Do toxicity and accumulation of copper change during size reduction in the marine pennate diatom *Haslea ostrearia*? *Mar. Biol.* **136**: 323-330.
- Kantin R. et Pergent G. 2004. Groupement de Recherche « Gestion des écosystèmes littoraux méditerranéens ». Rapport d'étape. 158 p.
- Kennish M.J. 1998. Pollution Impacts on Marine Biotic Communities. CRC Press, Boca Raton, 310 p.
- Kim S.J. 1985. Effect of heavy metals on natural populations of bacteria from surface microlayers and subsurface water. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **26**: 203-206.
- Kimor B. et Golandsky B. 1977. Microplankton of the Gulf of Elat: Aspects of seasonal and bathymetric distribution. *Mar. Biol.* **42**: 55-67.
- Knauer G.A. et Martin J.H. 1973. Seasonal Variations of Cadmium, Copper, Manganese, Lead, and Zinc in Water and Phytoplankton in Monterey Bay, California. *Limnol. Oceanogr.* **18**: 597-604.
- Koroleff F. 1976. Determination of phosphorus. In [Eds.] K.Grasshoff, M. Ehrhardt et K. Kremling. Methods of Sea water Analysis. Verlag Chemie, Weinheim, pp. 117-126.
- Könneke M., Bernhard A.E., de la Torre J.R., Walker C.B., Waterbury J.B. et Stahl D.A. 2005. Isolation of an autotrophic ammonia-oxidizing marine archaeon. *Nature*. **437**: 543-546.

- Krom M.D., Kress N., Brenner S. et Gordon L.I. 1991. Phosphorus limitation of primary productivity in the eastern Mediterranean Sea. *Limnol. Oceanogr.* **36**: 424-432.
- Lage O.M., Soares H.M.V.M., Vasconcelos M.T.S.D, Parente A.M. et Salema R. 1996. Toxicity effects of copper (II) on the marine dinoflagellate *Amphidinium carterae*: influence of metal speciation. *Eur. J. Phycol.* **31**: 341-348.
- Lakkis S. 1990. Composition, diversité et successions des copépodes planctoniques des eaux libanaises (Méditerranée orientale). *Oceanol. Acta.* **13**: 489-501.
- Lampert W. 1989. The adaptive significance of diel vertical migration of zooplankton. *Function. Ecol.* **3**: 21-27.
- Lampitt R.S., 1978. Carnivorous feeding by a small marine copepod. *Limnol. Oceanogr.* **23**: 1228-1230.
- Lampitt R.S et Gamble J.C. 1982. Diet and respiration of the small planktonic marine copepod *Oithona nana*. *Mar. Biol.* **66**: 185-190.
- Langston W.J. et Spence S.K. 1995. Biological factors involved in metal concentrations observed in aquatic organisms. In [Eds] A. Tessier et D.R. Turner. Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. Wiley, Chichester, pp. 407-478.
- Le Faucheur S., Behra R. et Sigg L. 2004. Phytochelatin induction, cadmium accumulation, and algal sensitivity to free cadmium ion in *Scenedesmus vacuolatus*. *Environ. Toxicol. Chem.* **24**: 1731-1737.
- Le Poupon C. 1994. Automatisation d'un procédé d'analyse de l'azote organique dissous après minéralisation en conditions réductrices. Thèse de Doctorat, Université du Sud Toulon-Var, 182 p.
- Lespilette M., Bogé G., Richard S. et Jamet J.L. 2007. Origin and characteristics of the zooplankton phosphatase activity in a coastal ecosystem of the Mediterranean sea (Toulon Bay). *Mar. Environ. Res.* **63**: 445-456.
- Lee J.G. et Roberts S.B. 1995. Cadmium: a nutrient for the marine diatom. *Limnol. Oceanogr.* **40**: 1056-1063.
- Lee S. et Fuhrman J.A. 1987. Relationships between biovolume and biomass of naturally derived marine bacterioplankton. *Appl. Environ. Microbiol.* **53**: 1298-1303.
- Locatelli C., Garai T. et Fagioli F. 1992. Critical comparison of alternating current and differential pulse voltammetry in the determination of some heavy metals in sea-water. *Mikrochim. Acta.* **107**: 41-48.
- Loye-Pilot M.D. et Martin J.M. 1996. Saharan dust input to the Western Mediterranean: an eleven years record in Corsica. In [Eds.] S. Guerzoni et R. Chester. The impact of desert dust across the mediterranean. Kluwer Academic, Norwell, pp. 191-199.
- Luengen A.C., Raimondi P.T. et Flegal A.R. 2007. Contrasting biogeochemistry of six trace metals during the rise and decay of a spring phytoplankton bloom in San Francisco Bay. *Limnol. Oceanogr.* **53**: 1112-1130.
- Macquart-Moulin C. et Patrity G. 1996. Accumulation of migratory micronekton crustaceans over the upper slope and submarine canyons of the northwestern Mediterranean. *Deep-Sea Res. Part I.* **43**: 579-601.
- Maldonado M.T., Allen A.E., Chong J.S., Lin K., Leus D., Karpenko N. et Harris S.L. 2006. Copper-dependent iron transport in coastal and oceanic diatoms. *Limnol. Oceanogr.* **51**: 1729-1743.
- Maneiro I., Frangópulos M., Guisande C., Fernández M., Reguera B. et Riveiro I. 2000. Zooplankton as a potential vector of diarrhetic shellfish poisoning toxins through the food web. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **201**: 155-163.
- Margalef R. 1958. Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton. In [Ed.] A.A. Buzzati-Traverso. Perspectives in marine biology. University of California Press, Berkeley, pp. 323-349.

- Marty J.C., Chiaverini J., Pizay M.D. et Avril B. 2002. Seasonal and interannual dynamics of nutrients and phytoplankton pigments in the western Mediterranean Sea at the DYFAMED time-series station (1991-1999). *Deep-Sea Res. Part II*. **49**: 1965-1985.
- Mazzocchi M.G. et Ribera d'Alcalà M. 1995. Recurrent patterns in zooplankton structure and succession in a variable coastal environment. *J. Mar. Sci.* **52**: 679-691.
- Menden-Deuer S. et Lessard E.J. 2000. Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms, and other protist plankton. *Limnol. Oceanogr.* **45**: 569-579.
- Mercado M.J., Cortés D., Garcia A. et Ramirez T. 2007. Seasonal and inter-annual changes in the planktonic communities of the northwest Alboran Sea (Mediterranean Sea). *Prog. Oceanogr.* **74**: 273-293.
- Metaxas A. et Lewis A.G. 1991. Copper Tolerance of *Skeletonema costatum* and *Nitzschia thermalis*. *Aquat. Toxicol.* **19**: 265-280.
- Miao A.J. et Wang W.X. 2006. Cadmium toxicity to two marine phytoplankton under different nutrient conditions. *Aquat. Toxicol.* **78**: 114-126.
- Miao A.J., Wang W.X. et Juneau P. 2005. Comparison of Cd, Cu, and Zn toxic effects on four marine phytoplankton by pulse-amplitude-modulated fluorometry. *Environ. Toxicol. Chem.* **24**: 2603-2611.
- Michaels F. A. et Flegal A. R. 1990. Lead in marine planktonic organisms and pelagic food webs. *Limnol. Oceanogr.* **35**: 287-295.
- Migon C. et Caccia J.L. 1990. Separation of anthropogenic and natural emissions of particulate heavy metals in the western Mediterranean atmosphere. *Atmos. Environ. Part A*. **24**: 399-405.
- Migon C. et Caccia J.L. 1993. Estimation of anthropogenic and natural heavy metals in the northwestern Mediterranean rainwater and total atmospheric deposition. *Chemosphere*. **27**: 2389-2396.
- Miramand P., Fichet D., Bentley D., Guary J.C. et Caurant F. 1998. Concentrations en métaux lourds (Cd, Cu, Pb, Zn) observées le long du gradient de salinité dans le réseau trophique pélagique de l'estuaire de la Seine. *C. R. Acad. Sci. Paris, Earth Planet. Sci. Lett.* **327**: 259-264.
- Miranda C. D. et Rojas R. 2006. Copper accumulation by bacteria and transfer to scallop larvae. *Mar. Pollut. Bull.* **52**: 293-300.
- Molinero J.C., Ibanez F., Souissi S., Chifflet M. et Nival P. 2005. Phenological changes in the Northwestern Mediterranean copepods *Centropages typicus* and *Temora stylifera* linked to climate forcing. *Oecologia*. **145**: 640-649.
- Montagnes D.J.S., Berges J.A., Harrison P.J. et Taylor F.J.R. 1994. Estimating Carbon, Nitrogen, Protein, and Chlorophyll-A from Volume in Marine-Phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.* **39**: 1044-1060.
- Morel F.M.M. 1983. Principles of aquatic chemistry. Wiley-Interscience, New-York, 301 p.
- Morel A. et André J.M. 1991. Pigment distribution and primary production in the western Mediterranean as derived and modeled from Coastal Zone Color Scanner observations. *J. Geophys. Res.* **96**: 12685-12698.
- Morelli E. et Scarano G. 2001. Synthesis and stability of phytochelatins induced by cadmium and lead in the marine diatom *Phaeodactylum tricorutum*. *Mar. Environ. Res.* **52**: 383-395.
- Moreno-Garrido I., Lubián L.M. et Soares A.M.V.M. 2000. Influence of cellular density on determination of EC₅₀ in microalgal growth inhibition tests. *Ecotoxicol. Environ. Safe.* **47**: 112-116.
- Morrison M.A. 2002. Application of particle size fractionation methods to the study of trace metal speciation in urban runoff: implications for total maximum daily load analysis. Thèse de Doctorat, Université de Yale, 301 p.

- Mullin M.M. 1969. Production of zooplankton in the ocean: the present status and problems. *Oceanogr. Mar. Biol.* **7**: 293-314.
- Mullin M.M., Sloan P.R. et Eppley R.W. 1966. Relationship between carbon content, cell volume, and area in phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.* **11**: 307-311.
- Murphy J. et Riley J.P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta.* **27**: 31-36.
- Neveux J. 1976. Dosage de la chlorophylle a et de la phéophytine a par fluorimétrie. *Ann. Inst. Océanogr.* **52**: 165-174.
- Nicolas E., Ruiz-Pino D., Buat-Menard P. et Bethoux J.P. 1994. Abrupt decrease of lead concentration in the Mediterranean Sea: a response to antipollution policy. *Geophys. Res. Lett.* **21**: 2119-2122.
- Nicolau, R. 2005. Caractérisation et quantification des transferts dus aux petites rivières côtières méditerranéennes. Thèse de Doctorat, Université du Sud Toulon-Var, 144 p.
- Nies D.H. 1999. Microbial heavy metal resistance. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **51**: 730-750.
- Nikolaides G. et Moustaka-Gouni M. 1990. The structure and dynamics of phytoplankton assemblages from the inner part of the Thermaikos Gulf, Greece. I. Phytoplankton composition and biomass from May 1988 to April 1989. *Helgoländer Meeresuntersuch.* **44**: 487-501.
- Okumura Y., Yamashita Y. et Kohno Y. 2004. Bioaccumulation of PCDD/Fs and Co-PCBs in lower-trophic-level organisms in Sendai Bay, Japan. *Water Air Soil Pollut.* **159**: 291-312.
- Olli K., 1999. Diel verticale migration of phytoplankton and heterotrophic flagellates in the Gulf of Riga. *J. Mar. Syst.* **23**: 145-163.
- Ouverney C.C et Fuhrman J.A. 2000. Marine planktonic Archaea take up amino acids. *Appl. Environ. Microbiol.* **66**: 4829-4833.
- Pace M.C. et Carman K.R. 1996. Interspecific differences among meiobenthic copepods in the use of microalgal food resources. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **143**: 77-86.
- Paillard M., Gravez V., Clabaut P., Walker P., Blanc J.J., Boudouresque C.F., Belsher T., Urscheler F., Poydenot F., Sinnassamy J.M., Augris C., Peyronnet J.P., Kessler M., Augustin J.M., Le Drezen E., Prudhomme C., Raillard J.M., Pergent G., Hoareau A. et Charbonnele E. 1993. Cartographie de l'herbier de Posidonie et des fonds marins environnants de Toulon à Hyères (Var-France). Reconnaissance par sonar latéral et photographie aérienne. Notice de présentation. IFREMER et GIS posidonie, Belcodène, 36 p.
- Peers G., Quesnel S.A. et Price N.M. 2005. Copper requirements for iron acquisition and growth of coastal and oceanic diatoms. *Limnol. Oceanogr.* **50**: 1149-1158.
- Peperzak L., Colijn F., Koeman R., Gieskes W.W.C. et Joordens J.C.A. 2003. Phytoplankton sinking rates in the Rhine region of fresh water influence. *J. Plankton. Res.* **25**: 365-383.
- Pinho G.L.L., Pedroso M.S., Rodrigues S.C., de Souza S.S. et Bianchini A. 2007. Physiological effects of copper in the euryhaline copepod *Acartia tonsa*: waterborne versus waterborne plus dietborne exposure. *Aquat. Toxicol.* **84**: 62-70.
- Pinta M. et Riandey C. 1970. Les effets de matrice sur le dosage des traces par absorption atomique. In [Ed.] Editions du centre national de la recherche scientifique. Dosage des éléments à l'état de traces dans les roches et les autres substances minérales naturelles. CNRS, Paris, pp. 25-40.
- Pondaven P., Ruiz-Pino D., Druon J.N., Fravallo C. et Treguer P. 1999. Factors controlling silicon and nitrogen biogeochemical cycles in high nutrient, low chlorophyll systems (the Southern Ocean and the North Pacific): Comparison with a mesotrophic system (the North Atlantic). *Deep-Sea Res. Part I.* **46**: 1923-1968.

- Porter K.G. et Feig Y.S. 1980. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanogr.* **25**: 943-948.
- Pradhan A.A et Levine A.D. 1995. Microbial biosorption of copper and lead from aqueous systems. *Sci. Total Environ.* **170**: 209-220.
- Reijnders P.J.H. et Brasseur S.M.J.M. 1997. Xenobiotic induced hormonal and associated developmental disorders in marine organisms and related effects in humans; An overview. *J. Clean Technol. Environ. Toxicol. Occup. Med.* **6**: 367-380.
- Reinfelder J.R., Fisher N.S., Luoma S.N., Nichols J.W. et Wang W.X. 1998. Trace element trophic transfer in aquatic organisms: a critique of the kinetic model approach. *Sci. Total Environ.* **219**: 117-135.
- Richard S. et Jamet J.L. 2001. An unusual distribution of *Oithona nana* GIESBRECHT (1882) (Crustacea: Cyclopoida) in a bay: the case of Toulon Bay (France, Mediterranean sea). *J. Coast. Res.* **17**: 957-963.
- Ridame C. et Guieu C. 2002. Saharan input of phosphate to the oligotrophic water of the open western Mediterranean Sea. *Limnol. Oceanogr.* **47**: 856-869.
- Ridame C. et Loye-Pilot M.D. 1999. Trend in total atmospheric deposition fluxes of aluminium, iron and trace metals in the north western Mediterranean, over the past decade (1985-1997). *J. Geophys. Res.* **104**: 127-138.
- Rieper M. 1982. Feeding preferences of marine harpacticoid copepods for various species of bacteria. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **7**: 303-307.
- Riley J.P., Grasshoff K. et Voipio A. 1972. Nutrient Chemicals. In [Ed.] E.D. Goldberg. A Guide to Marine Pollution. Gordon and Breach Science Publishers Inc., New York, pp. 81-110.
- Ritterhoff J. et Zauke G.P. 1997. Influence of body length, life-history status and sex on trace metal concentrations in selected zooplankton collectives from the Greenland Sea. *Mar. Pollut. Bull.* **34**: 614-621.
- Rivkin R.B. 1979. Effects of lead on growth of the marine diatom *Skeletonema costatum*. *Mar. Biol.* **50**: 239-247.
- RNO (Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin). 1987. Résultats de la campagne à la mer Intersite II. Ifremer et Secrétariat d'Etat chargé de l'environnement. DERO-87.20-EL. 356 p.
- Rossi N. et Jamet J.L. 2008. In situ heavy metals (copper, lead and cadmium) in different plankton compartments and suspended particulate matter in two coupled Mediterranean coastal ecosystems (Toulon Bay, France). *Mar. Pollut. Bull.* **56**: 1862-1870.
- Sadiq M. 1992. Toxic metal chemistry in marine environments. Marcel Dekker, New-York, 387 p.
- Sampaio de Souza C., Mafalda Jr. P., Sallés S., Ramirez T., Cortés D., Garcia A., Mercado J. et Vargas-Yañez M. 2005. Tendencias estacionales y espaciales en la comunidad mesozooplancónica en una serie temporal plurianual en el noroeste del Mar de Alboran, España. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.* **40**: 45-54.
- Sarris D., Christodoulakis D. et Körner C. 2007. Recent decline in precipitation and tree growth in the eastern Mediterranean. *Glob. Change Biol.* **13**: 1187-1200.
- Sarthou G., Baker A.R., Kramer J., Laan P., Laës A., Ussher S., Achterberg E.P., de Baar H.J.W., Timmermans K.R. et Blain S. 2007. Influence of atmospheric inputs on the iron distribution in the subtropical North-East Atlantic Ocean. *Mar. Chem.* **104**: 186-202.
- Sarthou G. et Jeandel C. 2001. Seasonal variations of iron concentrations in the Ligurian Sea and iron budget in the Western Mediterranean Sea. *Mar. Chem.* **74**: 115-129.
- Scotto di Carlo R., Tomas C.R., Ianora A., Marino D., Mazzocchi M.G., Modigh M., Montessoro M., Petrillo L., Ribera d'Alcalà M., Saggiomo V. et Zingone A. 1985. Uno studio integrato dell'ecosistema pelagico del Golfo di Napoli. *Nova Thalassia.* **7**: 99-128.

- Secco T., Pellizzato F., Sfriso A. et Pavoni B. 2005. The changing state of contamination in the Lagoon of Venice. Part 1: organic pollutants. *Chemosphere*. **58** : 279-290.
- Seguin G. 1981. Dynamique des copépodes pélagiques en rade de Villefranche-sur-Mer à partir de prélèvements quotidiens (année 1972). Bilan quantitatif et écologique. *Oceanol. Acta*. **4**: 405-414.
- Shannon C.E. & Weaver W. 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana, 116 p.
- Shirdam R., Khanafari A. et Tabatabaee A. 2006. Cadmium, nickel and vanadium accumulation by three strains of marine bacteria. *Iran. J. Biotechnol.* **4**: 180-187.
- SIAT. 2002. Contrat de baie. Dossier définitif. 124 p.
- Sieburth J.M. et Smetacek V. 1978. Pelagic ecosystem structure: Heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnol. Oceanogr.* **23**: 1256-1263.
- Siokou-Frangou I. 1996. Zooplankton annual cycle in a Mediterranean coastal area. *J. Plankton Res.* **18**: 203-223.
- Smayda T.J. 1978. From phytoplankters to biomass. In [Ed.] A. Sournia. Phytoplankton manual. Monographs on oceanographic methodology 6. Unesco, Paris, pp. 273-279.
- Smayda T.J. 1980. Species Succession. In [Ed.] I. Morris. The Physiological Ecology of Phytoplankton. University of California Press, Berkeley, pp. 493-570.
- Sommer U., Sommer F., Feuchtmayr H. et Hansen T. 2004. The Influence of mesozooplankton on phytoplankton nutrient limitation: a mesocosm study with Northeast Atlantic plankton. *Protist*. **155**: 295-304.
- Sournia A. 1986. Atlas du phytoplankton marin. Volume I: Introduction, Cyanophycées, Dictyochophycées, Dinophycées et Raphidophycées. Editions du CNRS, Paris, 219 p.
- Starr T.J. et Jones M.E. 1957. The Effect of Copper on the Growth of Bacteria Isolated from Marine Environments. *Limnol. Oceanogr.* **2**: 33-36.
- Stenson J.A.E. 1976. Significance of predator influence on composition of *Bosmina* spp. populations. *Limnol. Oceanogr.* **21**: 814-822.
- Sunda W. G. 1989. Trace metal interactions with marine phytoplankton. *Biol. Oceanogr.* **6**: 411-442.
- Sunda W.G. et Ferguson L. 1983. Sensitivity of natural bacterial communities to additions of copper and to cupric ion activity: a bioassay of copper complexation in seawater. In [Eds.] C.S. Wong, E. Boyle, K.W. Bruland, J.D. Burton et E.D. Goldberg. Trace metals in seawater. Plenum Press, New York, pp. 871-891.
- Sunda W.G. et Guillard R.R.L. 1976. The relationship between cupric ion activity and the toxicity of copper to phytoplankton. *J. Mar. Res.* **34**: 511-529.
- Sunda W.G. et Huntsman S.A. 1995. Regulation of Copper Concentration in the Oceanic Nutricline by Phytoplankton Uptake and Regeneration Cycles. *Limnol. Oceanogr.* **40**: 132-137.
- Sunda W.G., Tester P.A. et Huntsman S.A. 1987. Effects of cupric and zinc ion activities on the survival and reproduction of marine copepods. *Mar. Biol.* **94**: 203-210.
- Tewari A., Joshi H.V., Trivedi R.H., Sravankumar V.G., Raghunathan C., Khambhaty Y., Kotiwar O.S. et Mandal S.K. 2001. The effect of ship scrapping industry and its associated wastes on the biomass production and biodiversity of biota in *in situ* condition at Alang. *Mar. Pollut. Bull.* **42**: 462-469.
- Thingstad T.F., Zweifel U.L. et Rassoulzadegan F. 1998. P limitation of heterotrophic bacteria and phytoplankton in the northwest Mediterranean. *Limnol. Oceanogr.* **43**: 88-94.
- Thomas W.H. et Gibson C.H. 1990. Effect of small-scale turbulence on microalgae. *J. Appl. Phycol.* **2**: 225-234.

- Thronsdon J. 1978. Preservation and storage. In [Ed.] A. Sournia. *Phytoplankton manual*. Monographs on oceanographic methodology 6. Unesco, Paris, pp. 69-74.
- Tien C.J. 2004. Some aspects of water quality in a polluted lowland river in relation to the intracellular chemical levels in planktonic and epilithic diatoms. *Water Res.* **38**: 1779-1790.
- Tolosa I., Readman J.W., Fowler S.W., Villeneuve J.P., Dachs J., Bayona J.M. et Albaiges J. 1997. PCBs in the western Mediterranean. Temporal trends and mass balance assessment. *Deep-Sea Res. Part II.* **44**: 907-928.
- Tomas C.R. 1997. *Identifying marine phytoplankton*. Academic Press, London, 858 p.
- Tornabene T.G. et Edwards H.W. 1972. Microbial uptake of lead. *Science.* **176**: 1334-1335.
- Travers M. 1971. Diversité du microplancton du Golfe de Marseille en 1964. *Mar. Biol.* **8** : 308-343.
- Tréguer P. et Le Corre P. 1975. *Manuel d'analyse des sels nutritifs dans l'eau de mer (utilisation de l'autoanalyser II Technicon)*. Université de Bretagne Occidentale, Brest, 110 p.
- Tréguer P., Nelson D.M, Van Bennekom A.J., DeMaster D.J., Leynaert A et Quéguiner B. 1995. The silica balance in the world Ocean: a reestimate. *Science.* **268**: 375-379.
- Trigo I.F. et Davies T.D. 2000. Decline in Mediterranean rainfall caused by weakening of Mediterranean cyclones. *Geophys. Res. Lett.* **27**: 2913-2916.
- Trotta E., D'Ambrosio E., Ravagnan G. et Paci M. 1995. Evidence for DAPI intercalation in CG sites of DNA oligomer [d(CGACGTCG)]₂: a 1H NMR study. *Nucleic Acids Res.* **23**: 1333-1340.
- Tuccillo M.E. 2006. Size fractionation of metals in runoff from residential and highway storm sewers. *Sci. Total Env.* **355**: 288-300.
- Turner J.T. 2004. The importance of small planktonic copepods and their roles in pelagic marine food webs. *Zool. Stud.* **43**: 255-266.
- Twining B.S. et Fisher N.S. 2004. Trophic transfer of trace metals from protozoa to mesozooplankton. *Limnol. Oceanogr.* **49**: 28-39.
- UNEP. 2003. *Assessment of transboundary pollution issues in the Mediterranean Sea*. UNEP, Athens, 292 p.
- UNEP/FAO/WHO. 1996. *Assessment of the state of eutrophication in the Mediterranean sea*. MAP Technical Reports Series n° 106. UNEP, Athens, 391 p.
- Utermöhl H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* **9**: 1-38.
- Vidal M. et Duarte C.M. 2000. Nutrient accumulation at different supply rates in experimental Mediterranean planktonic communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **207**: 1-11.
- Vilicic D., Bosak S., Buric Z. et Caput-Mihalic K. 2007. Phytoplankton seasonality and composition along the coastal NE Adriatic Sea during the extremely low Po River discharge in 2006. *Acta Bot. Croat.* **66**: 101-115.
- Villeneuve J.P, Carvalho F.P., Fowler S.W. et Cattini C. 1999. Levels and trends of PCBs, chlorinated pesticides and petroleum hydrocarbons in mussels from the NW Mediterranean coast: comparison of concentrations in 1973/1974 and 1988/1989. *Sci. Total Environ.* **237/238**: 57-65.
- Vincent W. F., Neale P. J. et Richerson, P. J. 1984. Photoinhibition: algal response to bright light during diel stratification and mixing in a tropical alpine lake. *J. Phycol.* **20**: 201-211.
- Vollenweider R.A., Giovanardi F., Montanari G. et Rinaldi A. 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics.* **9**: 329- 357.

- Wang W. X. 2002. Interactions of trace metals and different marine food chains. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **243**: 295-309.
- Wang W.X. et Fisher N.S. 1998. Accumulation of trace elements in a marine copepod. *Limnol. Oceanogr.* **43**: 273-283.
- Wang W.X. et Fisher N.S. 1999. Assimilation efficiencies of chemical contaminants in aquatic invertebrates: a synthesis. *Environ. Toxicol. Chem.* **18**: 2034-2045.
- Wen-Xiong W., Robert C.H.D. et Yan X. 2001. Cadmium uptake and trophic transfer in coastal plankton under contrasting nitrogen regimes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **211**: 293-298.
- Whitfield M. 2001. Interactions between phytoplankton and trace metals in the ocean. *Adv. Mar. Biol.* **41**: 1-128.
- Wood E.D., Armstrong A.J.J et Richards F.A. 1967. Determination of nitrate in sea water by cadmium - copper reduction to nitrite. *J. Mar. Biol.* **47**: 23-31.
- Wood J.M. et Wang H.K. 1983. Microbial resistance to heavy metals. *Environ. Sci. Technol.* **17**: 582-590.
- Woolery M. et Lewin R.A. 1976. The effect of lead on algae. IV. Effects of Pb on respiration and photosynthesis of *Phaeodactylum tricornutum* (Bacillariophyceae). *Wat. Air Soil Pollut.* **6**: 25-31.
- Xu Y., Wang W.X. et Hsieh D.P.H. 2001. Influences of metal concentration in phytoplankton and seawater on metal assimilation and elimination in marine copepods. *Environ. Toxicol. Chem.* **20**: 1067-1077.
- Yentsch C.S. et Menzel D.W. 1963. A method for the determination of phytoplankton chlorophyll and phaeophytin by fluorescence. *Deep-Sea Res.* **10**: 221-231.
- Zaret T.M. et Suffern J.S. 1976. Vertical migration in zooplankton as predator avoidance mechanism. *Limnol. Oceanogr.* **21**: 804-813.
- Zingone A., Casotti R., d'Alcala M.R., Scardi M. et Marino D. 1995. St Martin's Summer: the case of an autumn phytoplankton bloom in the Gulf of Naples (Mediterranean Sea). *J. Plankton Res.* **17**: 575-593.

Table des Figures

Figure 1 : Géographie de la mer Méditerranée.	6
Figure 2 : Courantologie méditerranéenne : courants de surface (a) ; courants de profondeur (b) (d'après l'Institut Océanographique Paul Ricard, 1996).	7
Figure 3 : Changement de la température de l'eau de surface de la mer Méditerranée entre 1982 et 2003 (d'après European Environment Agency, 2007).	20
Figure 4 : Bassins versants de la Rade de Toulon (modifié d'après SIAT, 2002).	33
Figure 5 : Localisation des sites de prélèvements S1 et S2.	35
Figure 6 : Courantologie de la rade de Toulon (d'après SIAT, 2002).	36
Figure 7 : Schéma général du protocole suivi pour l'étude écologique des communautés planctoniques de la Petite et la Grande Rade de Toulon.	46
Figure 8 : Evolution théorique de l'allure des diagrammes rang - fréquence selon les stades de la succession écologique notés 1, 2 et 3 sur le graphique (modifié d'après Frontier (1976)).	55
Figure 9 : Pourcentage mensuel des vents de secteurs Ouest et Est à Toulon. La vitesse moyenne des vents ($m.s^{-1}$) pour chaque secteur est indiquée au-dessus de chaque bâton.	59
Figure 10 : Précipitations journalières entre mars 2006 et mars 2007 à Toulon.	60
Figure 11 : Répartition des observations sur le plan principal issu de l'A.C.P. effectuée à partir des données abiotiques sur l'ensemble des prélèvements.	61
Figure 12 : Analyse en composantes principales des données abiotiques de la Petite Rade avec la projection des individus (dates) (a) et la projection des variables (b).	62
Figure 13 : Analyse en composantes principales des données abiotiques de la Grande Rade avec la projection des individus (dates) (a) et la projection des variables (b).	64
Figure 14 : Evolutions annuelles des densités et des biomasses bactériennes dans la Petite Rade (a) et la Grande Rade (b).	66
Figure 15 : Evolutions annuelles des densités et des biomasses phytoplanctoniques dans la Petite Rade (a) et la Grande Rade (b).	72
Figure 16 : Evolutions annuelles des différents groupes taxonomiques (Bacillariophycées (Baci), Dinophycées (Dino) et Autres Flagellés (Flag)) dans la Petite Rade (a) et dans la Grande Rade (b).	74
Figure 17 : Evolution des proportions de différents groupes taxonomiques dans la Petite Rade (a) et la Grande Rade de Toulon (b).	75
Figure 18 : Représentation des individus (les dates) dans le premier plan factoriel de l'A.C.P. effectuée à partir des regroupements taxonomiques. Un zoom du nuage de point principal (encadré rouge) a été effectué pour permettre une meilleure visualisation des résultats.	76
Figure 19 : Représentation des individus (dates) (a) et des variables (groupes taxonomiques) (b) de la Petite Rade dans le premier plan factoriel de l'A.C.P. Les paramètres abiotiques température de l'eau (Temp), salinité (Sal), oxygène dans l'eau (Oxy), phosphore et nitrates ont été ajoutés comme variables supplémentaires (Suppl.), les variables actives (Active) étant les Bacillariophycées (Baci), les Dinophycées (Dino) et les Autres Flagellés (Flag).	78
Figure 20 : Représentation des individus (dates) (a) et des variables (groupes taxonomiques) (b) de la Grande Rade dans le premier plan factoriel de l'A.C.P. Les paramètres abiotiques température de l'eau (Temp), salinité (Sal), oxygène dans l'eau (Oxy), phosphore et nitrates ont été ajoutés comme variables supplémentaires (Suppl.), les variables actives (Active) étant les Bacillariophycées (Baci), les Dinophycées (Dino) et les Autres Flagellés (Flag).	80
Figure 21 : Cycle annuel des principales espèces impliquées dans la succession saisonnière phytoplanctonique dans la Petite Rade de Toulon. La surface des cercles est proportionnelle à la densité de l'espèce considérée. Les densités ($cell.L^{-1}$) maximales (Max) et les moyennes annuelles (Moy) sont indiquées pour chaque espèce.	83
Figure 22 : Cycle annuel des principales espèces impliquées dans la succession saisonnière phytoplanctonique dans la Grande Rade de Toulon. La surface des cercles est proportionnelle à la densité de l'espèce considérée. Les densités ($cell.L^{-1}$) maximales (Max) et les moyennes annuelles (Moy) sont indiquées pour chaque espèce.	84
Figure 23 : Evolution de la richesse taxonomique (S) du phytoplancton dans la Petite Rade et la Grande Rade.	85
Figure 24 : Evolution de l'indice de Shannon du phytoplancton dans la Petite et la Grande Rade.	86
Figure 25 : Diagrammes Rang-Fréquence (DRF) permettant le suivi des stades de la succession phytoplanctonique dans la Petite Rade de Toulon. Les chiffres en gras indiquent les stades.	87
Figure 26 : Diagrammes Rang-Fréquence (DRF) permettant le suivi des stades de la succession phytoplanctonique dans la Grande Rade de Toulon. Les chiffres en gras indiquent les stades.	88
Figure 27 : Evolutions annuelles des densités et des biomasses zooplanctoniques dans la Petite Rade (a) et la Grande Rade (b).	92
Figure 28 : Evolution annuelle du zooplancton divisé en trois grands groupes : les Copépodes, les Cladocères et les Autres Invertébrés (Autres) constituant le zooplancton marin.	94

Figure 29: Evolution annuelle des proportions des cinq principaux groupes taxonomiques constituant le zooplancton dans la Petite Rade (a) et la Grande Rade (b).	96
Figure 30 : Répartition des observations sur le plan principal issu de l'ACP effectuée sur les effectifs zooplanctoniques regroupés des deux rades.	98
Figure 31 : Représentation des individus (dates) (a) et des variables (groupes taxonomiques) (b) de la Petite Rade dans le premier plan factoriel de l'A.C.P. Les paramètres abiotiques température de l'eau (Temp), salinité (Sal), Oxygène dans l'eau (Oxy), phosphore et nitrates ont été ajoutés comme variables supplémentaires (Suppl.), les variables actives étant les regroupements taxonomiques.	99
Figure 32 : Représentation des individus (dates) (a) et des variables (groupes taxonomiques) (b) de la Grande Rade dans le premier plan factoriel de l'A.C.P. Les paramètres abiotiques température de l'eau (Temp), salinité (Sal), Oxygène dans l'eau (Oxy), phosphore et nitrates ont été ajoutés comme variables supplémentaires (Suppl.), les variables actives étant les regroupements taxonomiques.	100
Figure 33 : Cycle annuel des principales espèces et principaux groupes taxonomiques impliqués dans la succession saisonnière zooplanctonique dans la Petite Rade de Toulon. La surface des cercles est proportionnelle à la densité de l'espèce considérée. Les densités maximales (Max) et les moyennes annuelles (Moy) sont indiquées pour chaque espèce (ind.m^{-3}).	102
Figure 34 : Cycle annuel des principales espèces et principaux groupes taxonomiques impliqués dans la succession saisonnière zooplanctonique dans la Grande Rade de Toulon. La surface des cercles est proportionnelle à la densité de l'espèce considérée. Les densités maximales (Max) et les moyennes annuelles (Moy) sont indiquées pour chaque espèce (ind.m^{-3}).	103
Figure 35 : Evolution de la richesse taxonomique zooplanctonique dans la Petite rade et la Grande Rade de Toulon.	104
Figure 36 : Evolution de l'indice de Shannon de la communauté zooplanctonique dans la Petite Rade et la Grande Rade de Toulon.	105
Figure 37 : Diagrammes Rang-Fréquence (DRF) permettant le suivi des stades de la succession zooplanctonique dans la Petite Rade de Toulon. Les chiffres en gras indiquent les stades.	106
Figure 38 : Diagrammes Rang-Fréquence (DRF) permettant le suivi des stades de la succession zooplanctonique dans la Grande Rade de Toulon. Les chiffres en gras indiquent les stades.	107
Figure 39 : Schéma récapitulatif de l'écologie planctonique de la Petite Rade et de la Grande Rade de Toulon.	120
Figure 40 : Evolution de la température de l'eau (a) et de la concentration d'oxygène dissous (b) dans la Petite Rade (PR) et la Grande Rade (GR) de Toulon. La période nocturne est matérialisée par la zone grisée.	124
Figure 41 : Evolution nyctémérale des densités bactériennes (a), phytoplanctoniques (b) et zooplanctoniques (c) de la Petite Rade (PR) et la Grande Rade (GR) de Toulon (la période grisée correspond à la période nocturne). La période nocturne est matérialisée par la zone grisée.	126
Figure 42 : Evolution nyctémérale de la structure phytoplanctonique à 3 m et 8 m de profondeur dans la Petite Rade (PR) et la Grande Rade (GR) de Toulon.	127
Figure 43 : Evolution nyctémérale de la structure zooplanctonique à 3 m et 8 m de profondeur dans la Petite Rade (PR) et la Grande Rade (GR) de Toulon.	128
Figure 44 : Evolution nyctémérale de la densité des Bacillariophycées (a), des Dinophycées (b) et des Autres Flagellés (c) dans la Petite Rade (PR) et la Grande Rade (GR) de Toulon. La période nocturne est matérialisée par la zone grisée.	129
Figure 45 : Evolution nyctémérale des Cyclopoïdes(a), Calanoïdes (b), Harpacticoides (c), Cladocères (d), et des Autres Invertébrés (e) dans la Petite Rade (PR) et la Grande Rade (GR) de Toulon. La période nocturne est matérialisée par la zone grisée.	130
Figure 46 : Evolution nyctémérale des densités d'Oithona nana femelle (a), d'Oithona nana mâle (b), d'Oithona nana copépodite (c), des Nauplii de Copépodes (d), des Tintinnidés (e) et des Appendiculaires (f) dans la Petite Rade (PR) et la Grande Rade (GR) de Toulon. La période nocturne est matérialisée par la zone grisée.	132
Figure 47 : Facteurs contribuant à la mise en place d'une migration verticale journalière classique dans la Petite Rade de Toulon et à une migration verticale journalière inverse dans la Grande Rade de Toulon.	139
Figure 48 : Variation annuelle des concentrations de cuivre (a), plomb (b) et cadmium (c) dans l'eau dans la Petite Rade (PR) et la Grande Rade (GR) de Toulon.	154
Figure 49 : Répartition du cuivre selon les différentes classes particulières dans la Petite Rade (a) et dans la Grande Rade (b).	156
Figure 50 : Répartition du plomb dans les différentes classes particulières dans la Petite Rade (a) et la Grande Rade (b).	157
Figure 51 : Variation annuelle de la concentration du cuivre (a) et du plomb (b) dans la matière particulaire en suspension, dans la Petite Rade (PR) et la Grande Rade (GR) de Toulon.	159

Figure 52 : Evolution des concentrations de cuivre et de plomb dans le phytoplancton et la matière particulaire correspondant à la classe de taille du phytoplancton (a et b) et dans le zooplancton et la matière particulaire correspondant à la classe de taille du zooplancton (c et d) dans la Petite Rade de Toulon. .	162
Figure 53 : Evolution des concentrations de cuivre et de plomb dans le phytoplancton et la matière particulaire correspondant à la classe de taille du phytoplancton (a et b) et dans le zooplancton et la matière particulaire correspondant à la classe de taille du zooplancton (c et d) dans la Grande Rade de Toulon.	162
Figure 54 : Variation annuelle des concentrations de cuivre et de plomb dans les bactéries (a-b), dans le phytoplancton (c-d) et dans le zooplancton (e-f) dans la Petite Rade (PR) et la Grande Rade (GR) de Toulon.	166
Figure 55 : Evolution de la densité bactérienne en relation avec l'évolution de la concentration de plomb dans les bactéries dans la Petite Rade (a) et la Grande Rade (b).....	176
Figure 56 : Evolution de la concentration de cuivre dans le phytoplancton en relation avec l'évolution de la taille moyenne de la communauté phytoplanctonique dans la Petite Rade (a) et dans la Grande Rade (b).	177
Figure 57 : Evolution de la concentration du cuivre dans le phytoplancton en relation avec l'évolution de la densité des Autres Flagellés dans la Petite Rade (a) et la Grande Rade (b) de Toulon.	178
Figure 58 : Evolution de la concentration du plomb dans la communauté phytoplanctonique en relation avec l'évolution de la densité des Bacillariophycées dans la Grande Rade.	179
Figure 59 : Evolution de la concentration du cuivre dans la communauté zooplanctonique en relation avec l'évolution de la proportion des Calanoides dans la Grande Rade.	183
Figure 60 : Evolution de la concentration de cuivre dans la communauté zooplanctonique en relation avec l'évolution de la proportion d'Harpacticoides dans la Grande Rade.	184
Figure 61 : Evolution de la concentration de cuivre dans la communauté zooplanctonique en fonction de l'évolution de la concentration de cuivre dans la communauté bactérienne, dans la Petite Rade.	187
Figure 62 : Facteurs influençant les concentrations métalliques dans les différents compartiments planctoniques (bactéries, phytoplancton, zooplancton) de la rade de Toulon.....	195

Table des Tableaux

Tableau I : Bilan hydrique de la mer Méditerranée (modifié d'après Béthoux et Gentili, 1999).	8
Tableau II : Catégorisation des organismes planctoniques selon leur nature et leur taille (modifié d'après Sieburth et Smetacek (1978)).	9
Tableau III : Quelques exemples de successions saisonnières en Méditerranée.	13
Tableau IV : Apports moyens de phosphates, nitrates, silicates et fer en Méditerranée.	17
Tableau V : Estimation des apports métalliques pour l'ensemble de la mer Méditerranée ($t.an^{-1}$).	20
Tableau VI : Qualité du milieu marin de la Rade de Toulon (modifié à partir de SIAT, 2002).	41
Tableau VII : Echelle de risque selon les secteurs d'activités et évaluation d'un risque global (SIAT, 2002).	41
Tableau VIII : Relevé annuel des paramètres abiotiques dans la Petite Rade à 3 m de profondeur. Le symbole * indique une saturation en oxygène > 100 %.	57
Tableau IX : Relevé annuel des paramètres abiotiques dans la Grande Rade à 3 m de profondeur. Le symbole * indique une saturation en oxygène > 100 %.	58
Tableau X : Liste qualitative et fréquence d'apparition des espèces phytoplanctonique de la Petite Rade et la Grande Rade de Toulon. La classification a été établie à partir de Tomas (1997).	67
Tableau XI : Succession saisonnière des principales espèces phytoplanctoniques dans la Petite Rade et la Grande Rade de Toulon. Les espèces sont présentées par ordre d'importance.	81
Tableau XII : Liste qualitative et fréquence d'apparition des espèces/groupes taxonomiques dans la Petite Rade et la Grande Rade de Toulon. La classification a été établie à partir de Boxshall et Hasley (2004) et Gassé et Doumenc (1998).	89
Tableau XIII : Regroupements utilisés dans les analyses en composantes principales.	97
Tableau XIV : Succession saisonnière des principales espèces ou groupes taxonomiques zooplanctoniques dans la Petite Rade et la Grande Rade de Toulon. Les espèces sont présentées par ordre d'importance.	101
Tableau XV : Récapitulatif du protocole suivi durant le cycle nyctéméral.	122
Tableau XVI : Récapitulatif du protocole utilisé pour le suivi annuel des concentrations métalliques dans différents compartiments.	144
Tableau XVII : Résultats du test de corrélation de rang de Spearman effectué sur les concentrations de cuivre, plomb et cadmium dans chaque compartiment, entre la Petite Rade (PR) et la Grande Rade (GR). Les symboles *, ** et *** indiquent respectivement les corrélations significatives à $p < 0,05$, $p < 0,01$ et $p < 0,001$.	155
Tableau XVIII : Résultats des corrélations de rang de Spearman effectuées à partir des concentrations de métaux dans l'eau, dans la matière particulaire en suspension (MPS), dans les bactéries, dans le phytoplancton et dans le zooplancton et corrélations de Spearman effectuées entre les métaux dans l'eau et les métaux dans chaque compartiment. Les symboles *, ** et *** indiquent, respectivement, les corrélations significatives pour $p < 0,05$, $p < 0,01$ et $p < 0,001$.	160
Tableau XIX : Concentration de cadmium dans la matière particulaire en suspension (MPS) ($\mu g.L^{-1}$), le phytoplancton ($g.gC^{-1}$) et le zooplancton ($g.gC^{-1}$) dans la Petite Rade et la Grande Rade de Toulon. Le cadmium n'a jamais été détecté dans les bactéries. N.D. est noté pour non détecté.	165
Tableau XX : Facteurs de bioaccumulation des bactéries, du phytoplancton et du zooplancton dans la Petite Rade et la Grande Rade de Toulon.	167
Tableau XXI : Récapitulatif des concentrations de cuivre, plomb et cadmium mesurées dans chaque compartiment de la Petite Rade de Toulon.	174
Tableau XXII : Récapitulatif des concentrations de cuivre, plomb et cadmium mesurées dans chaque compartiment de la Grande Rade de Toulon.	175
Tableau XXIII : Matrice des corrélations issue de l'A.C.P. effectuée à partir des données de densité des espèces phytoplanctoniques et des concentrations de cuivre et de plomb dans le phytoplancton, dans la Petite Rade de Toulon.	180
Tableau XXIV : Matrice des corrélations issue de l'A.C.P. effectuée à partir des données de densité des espèces phytoplanctoniques et des concentrations de cuivre et de plomb dans le phytoplancton, dans la Grande Rade de Toulon.	181
Tableau XXV : Matrice des corrélations issue de l'A.C.P. effectuée à partir des données de densité des espèces zooplanctoniques et des concentrations de cuivre, plomb et cadmium dans le zooplancton, dans la Petite Rade.	184
Tableau XXVI : Matrice des corrélations issue de l'A.C.P. effectuée à partir des données de densité des espèces zooplanctoniques et des concentrations de cuivre, plomb et cadmium dans le zooplancton, dans la Grande Rade.	186

Annexe A



In situ heavy metals (copper, lead and cadmium) in different plankton compartments and suspended particulate matter in two coupled Mediterranean coastal ecosystems (Toulon Bay, France)

Nadège Rossi *, Jean-Louis Jamet

Université du Sud Toulon-Var, Equipe d'Ecologie et de Biologie des Milieux Aquatiques (EBMA), Laboratoire Processus de Transferts et d'Echanges dans l'Environnement (PROTEE), EA 3819, BP 20132-83957 La Garde Cedex, France

ARTICLE INFO

Keywords:

Plankton food web
Copper
Lead
Cadmium
Bioaccumulation factors
Mediterranean coastal ecosystems

ABSTRACT

We monitored the concentrations of copper, lead and cadmium in seawater, in suspended particulate matter (SPM) and in bacteria, phyto- and zooplankton communities separated from abiotic particles, over a one year cycle in two coupled Mediterranean coastal ecosystems (Little Bay (LiB) and Large Bay (LaB)). Metals were present in seawater in the order $Cu > Pb > Cd$ in both bays and showed important variations within the same month than among months. In LiB, their concentrations were between 0.62 and 2.82 $\mu g Cu l^{-1}$, 0.16 and 19 $\mu g Pb l^{-1}$ and 0.007 and 0.14 $\mu g Cd l^{-1}$, respectively, whereas in LaB, they were between 0.23 and 2.11 $\mu g Cu l^{-1}$, 0.09 and 0.76 $\mu g Pb l^{-1}$ and not detected and 0.65 $\mu g Cd l^{-1}$. SPM play an important role on metal adsorption, especially for copper. Bioaccumulation factors showed that bacteria and phytoplankton accumulate metals whereas zooplankton tends to bioaccumulate them in the plankton food web.

© 2008 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Bays are situated between terrestrial and pelagic environments and constitute ecotones that may be strongly affected by human activities, directly or indirectly, with consequences for the functioning of these ecosystems. In these ecosystems, and particularly those in the Mediterranean Sea, heavy metal concentrations may be especially high (Danovaro, 2003). Toulon Bay (France, NW Mediterranean Sea) is a study site of interest for field experiments for several reasons. First, it is divided into two systems, Little Bay (LiB) and Large Bay (LaB). These two environments are closely linked and subject to the same climatic conditions. Second, the morphometrical characteristics and anthropogenic inputs are different. Little Bay is a semi-enclosed system, affected by human activities including maritime traffic and substantial industrial activity. Conversely, Large Bay is open to the sea and is less affected by anthropogenic inputs and, therefore, may be considered ecologically different from Little Bay.

Bacteria, phytoplankton and zooplankton are determinants for metal transfer in marine food webs (Michaels and Flegal, 1990), and trace metals are included in plankton biochemical cycles (Whitfield, 2001). Among the heavy metals, copper, lead and cad-

mium are of particular interest for different reasons, and may have significant effects on the various trophic levels in aquatic food webs (Fisher and Reinfelder, 1995). Copper is an essential micronutrient for phytoplankton communities. It is involved in photosynthesis and in iron pathways, essential for cell growth (Peers et al., 2005). However, copper may have a negative effect on bacteria (Kim, 1985) on phytoplankton (Sunda and Guillard, 1976) and on the production and the survival of marine copepods (Sunda et al., 1987). Lead and cadmium are both toxic. However, lead can be toxic at low concentrations, whereas cadmium acts as a micronutrient at low concentrations and becomes toxic at higher concentrations (Cordero et al., 2005). Suspended particulate matter also has an important role in the control of metal bioavailability (Sadiq, 1992). There have been several ecotoxicological studies, conducted in the laboratory and as enclosed field experiments; in particular, these studies have investigated the various pathways by which plankton integrate heavy metals. In contrast, few studies have used natural samples and one reason for this is the difficulty in obtaining pure plankton samples (Ho et al., 2007).

Studies addressing how these metals are distributed in littoral plankton communities and which are conducted in situ are rare. We therefore conducted an ecological field study investigating changes in heavy metal concentrations in various aspects of LiB and LaB:

- (1) the changes in concentrations of copper, lead and cadmium in seawater;

* Corresponding author. Tel.: +33 (0) 4 94 14 25 17; fax: +33 (0) 4 94 14 21 68.
E-mail addresses: nadega.rossi@univ-tln.fr (N. Rossi), jamet@univ-tln.fr (J.-L. Jamet).

- (2) the changes in concentrations of copper, lead and cadmium in suspended particulate matter (SPM);
- (3) the changes in concentration and the distribution of copper, lead and cadmium in bacteria, and phyto- and zooplankton assemblages.

We assayed metal concentrations in bacteria, phytoplankton and zooplankton assemblages separated from abiogenic particles. The study covered an entire annual cycle with simultaneous bi-monthly samples collected from Little Bay and Large Bay, the two neighbouring bays at Toulon. This study provides a novel insight into metal distribution in plankton food webs.

2. Materials and methods

2.1. Study sites (Fig. 1)

The Toulon area has a high population density (ca. 350,000 inhabitants). Little Bay (LiB) (sampling point: Lat. 43° 06' 500 N; Long. 05° 55' 000 E; 12 m depth) is the site of a major commercial and military port. There is a considerable environmental impact on LiB through raw sewage from the Toulon area and inputs from maritime (French Navy and commercial) traffic. Since 1979, regular measures have been made by the national monitoring network of marine environments (Réseau National d'Observation (RNO), Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la MER (IFREMER)). High concentrations of xenobiotic compounds (i.e. zinc, mercury, lead and poly-chlorinated biphenyls (PCBs)) have been found in mussels (*Mytilus galloprovincialis*). LiB also has a high abundance of zooplankton, low zooplankton diversity and a dominant species (*Oithona nana*, Cyclopoida) (Jamet et al., 2005).

Large Bay (LaB) is open to the Mediterranean (sampling point: Lat. 43° 05' 750 N; Long. 05° 56' 300 E; 17 m depth). Deep north-west to south-east currents drive the exit of water from the Large Bay to the east-west Liguro-Provençal current and ensure the renewal of water masses. The ecology of this bay is characterised by 325 ha of *Posidonia oceanica* (Paillard et al., 1993) and the rarity of toxic plankton species which are both indicative of good water quality. Large Bay is considered to be less affected by human influences than Little Bay.

2.2. Field sampling

Samples were collected from March 2006 to March 2007, from both sampling stations, at two random times within each month except in August when only one sample was taken. Samples were always collected between 08:00 h and 11:00 h on the same day for LiB and LaB. Integrated samples, consisting of equal part from 1, 2, 3, 4 and 5 m depths, were collected with a metal-free 10-l Niskin sampling bottle in 10-l high-density polyethylene acid-washed bottles.

Zooplankton hauls were carried out with a nylon plankton net (0.5 m mouth diameter, 2.5 m long, 90 µm mesh size, Hydro-Bios acc. Apstein), equipped with an electronic flowmeter (Hydro-Bios), from 10 to 0 m depth.

2.3. Seawater analysis

Aliquots of 30 ml of seawater were filtered through a cellulose acetate filter (pore size 0.22 µm) pre-washed with 10% suprapur nitric acid and MilliQ water. Seawater was frozen at -20 °C until analysis. On the day of analysis, samples were thawed and acidified with 200 µl of suprapur HCl (37%) (final pH < 2.0). Dissolved copper, lead and cadmium in seawater were assayed in the seawater by differential pulse anodic stripping voltammetry (DPASV) (detection

limits: Cu, 0.1 nM; Pb, 0.1 nM; Cd, 0.03 nM). Three replicates were done. Coefficient of variation was, in mean, <5% for copper and lead and <10% for cadmium.

2.4. Suspended particulate matter (SPM) analysis

Several litres of seawater (2–20 l, according to the membrane porosity) were successively filtered using membranes with pore sizes of 80, 5, 1.2 and 0.22 µm, pre-washed with nitric acid (10%) and MilliQ water. Each filter was frozen at -20 °C until analysis. The day of analysis, each filter was resuspended in 5 ml of MilliQ water and was sonicated at high frequency for 1 min. The resulting solution was acidified (pH < 1.0) with 700 µl of suprapur nitric acid (72%) to extract metals (Vinot and Pihan, 2005), and incubated overnight at ambient temperature. Copper, lead and cadmium were measured in these solutions, in triplicates, by flameless atomic absorption spectrometry (FAAS), and a Zeeman background correction was applied to all analyses. Determination limits were 1 µg l⁻¹, 0.5 µg l⁻¹ and 0.5 µg l⁻¹ for Cu, Pb and Cd, respectively, and the coefficient of variation was, in mean, <5% for copper and lead and <10% for cadmium. To obtain realistic metal concentrations for SPM ([M]_{SPM}), we subtracted metal concentrations of phytoplankton ([M]_{phyto}) and zooplankton ([M]_{zoo}) (see Sections 2.6 and 2.7) from metal concentrations obtained on 80 ([M]₈₀), 5 ([M]₅) and 1.2 µm filters ([M]_{1.2}):

$$[M]_{\text{SPM}} = ([M]_{80} + [M]_5 + [M]_{1.2}) - ([M]_{\text{phyto}} + [M]_{\text{zoo}})$$

[M] is the concentration of the metal considered (µg l⁻¹).

2.5. Bacteria analysis

We assumed that metal concentrations obtained from 0.22 µm filters (see Section 2.4) were essentially due to bacteria. These results were converted in g gC⁻¹ according to bacteria counts and carbon conversion factor presented in Table 1. Bacteria were stained with DAPI and counted under an inverted microscope (Leica DMI 4000), equipped for epifluorescence: 40 fields were counted with a total magnification of 1000.

2.6. Phytoplankton analysis

Aliquots of 20 l of phytoplankton samples were reduced to 50 ml by inverse filtration using a 1.2 µm nylon membrane pre-washed with 10% nitric acid and suprapur water. These samples were then centrifuged at 1000 rpm in polypropylene acid-washed centrifugation tubes for 20 min. The samples were then left to stand for 24 h to allow phytoplankton cells to settle. Phytoplankton cells at the bottom of the tube were collected with a minimal volume of seawater (generally between 500 µl and 1 ml) and an isotonic solution (30.77 g NaCl, 0.88 g KCl, 1.10 g Na₂SO₄ and 0.20 g NaHCO₃ in 1 l of MilliQ water) was added to obtain a final volume of 5 ml. To separate phytoplankton cells from abiogenic particles, we used density fractionation in colloidal silica (for further details, see Hamilton et al., 2005). Once isolated, phytoplankton cells were immediately filtered through 1.2 µm nylon filters pre-rinsed with suprapur nitric acid (10%) and MilliQ water. This step to separate cells from suspended particulate matter was essential for allowing accurate measurement of metals in the phytoplankton community. Several verifications were made before using this protocol. The first was that the addition of Lugol's solution did not modify the overall cell density. Repeated microscopic examination of the detritus in the bottom of the centrifugation tube during the separation step, confirmed that it contained very few cells. We also verified that Lugol's solution did not modify copper, lead and cadmium compositions of plankton. Finally, it is well known that colloidal silica has a

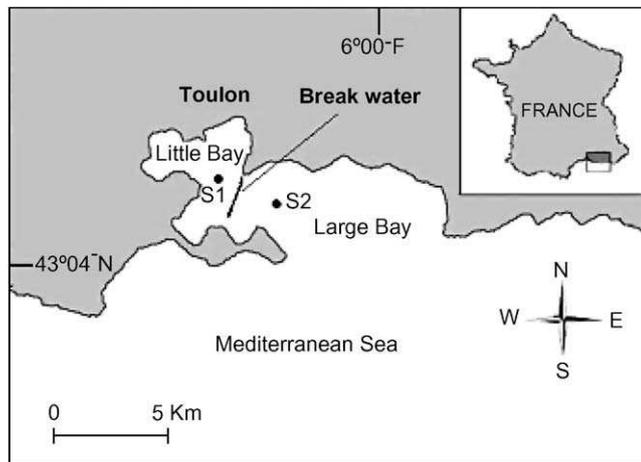


Fig. 1. Map of Toulon Bay, with the sampling stations in Little Bay (S1) and Large Bay (S2).

high affinity for metals. Therefore, we assumed that metals measured in phytoplankton samples after the Ludox protocol mainly corresponded to metals in cells and metals strongly adsorbed onto cells.

Phytoplankton filter preparations before metal measurements and AAS procedure were the same as described in Section 2.4. Coefficient of variation was, in mean, <3% for copper, <5% for lead and <20% for cadmium. Metal concentrations obtained were converted in g gC^{-1} according to phytoplankton counts and carbon conversion factor presented in Table 1. Phytoplankton counts were made from 20 l samples preserved with Lugol. The initial volume of 20 l was reduced to 100 ml by inverted filtration through a $1.2 \mu\text{m}$ pore size nylon membrane. Subsamples of 25 ml for LiB and 35 ml for LaB were used for counting. Counts were made under an inverted microscope, Leica DMI 4000 (total magnification $\times 400$), as described by Utermöhl (1958) and using the Lund cell technique (Lund et al., 1958). Phytoplankton was counted in at least 20 fields, with at least 200 cells counted. Montagnes et al. (1994) showed that the volumes of preserved phytoplankton cells were smaller than those of living cells. Therefore, we multiplied phytoplankton biovolumes calculated from microscopic measurements by 1.33 before calculating carbon conversions.

2.7. Zooplankton analysis

A 250 ml subsample of zooplankton was filtered through 80 μm nylon filters cleaned with suprapur nitric acid (10%) and MilliQ water. Zooplankton was filtered at least 2 h after the sampling to allow for the excretion of faecal pellets. Zooplankton filters were

dried at 40°C , until the weight remained constant, to measure zooplankton dry weight. Filters preparations before metal measurements and AAS procedure were the same as described in Section 2.4. The coefficient of variation was, in mean, <5% for copper, <4% for lead and <5% for cadmium. Metal concentrations obtained were converted in g gC^{-1} according to carbon conversion factor (Table 1) from zooplankton dry weight.

2.8. Bioaccumulation factors (BAFs) and statistical procedures

Bioaccumulation factors were calculating by dividing metal (Cu, Pb and Cd) concentrations in each community ($\mu\text{g gC}^{-1}$) by that in water ($\mu\text{g l}^{-1}$). All statistical analyses were performed with STATISTICA 7.1 (StatSoft Inc.). Spearman's rank correlation was used to establish correlations between metals in each compartment and correlations between metals in seawater and metals in SPM, bacteria, phytoplankton and zooplankton. We also studied correlations between bays. Because of the high variability of metal concentrations in seawater, we also used a sign test to compare metals in each bay.

3. Results

3.1. Metal concentration changes in seawater

The pattern of total dissolved copper concentration (Fig. 2a) was correlated between LiB and LaB ($r_s = 0.67$, $p < 0.001$) (Table 2). Values varied from 0.62 (February 2007) to $2.82 \mu\text{g Cu l}^{-1}$ (July) in LiB and from 0.23 (May) to $2.11 \mu\text{g Cu l}^{-1}$ (July) in LaB. Copper variation was generally more important within the same month than among months, notably in LaB, in June (from 0.27 to $1.29 \mu\text{g Cu l}^{-1}$), July (from 0.60 to $2.11 \mu\text{g Cu l}^{-1}$) and September (from 0.35 to $1.34 \mu\text{g Cu l}^{-1}$). Lead changes (Fig. 2b) were also correlated between LiB and LaB ($r_s = 0.62$, $p < 0.01$) (Table 2). In LiB, Lead showed a particular pattern between March and June with substantial variability (from 0.89 to $19.00 \mu\text{g l}^{-1}$); from July to the end of the annual cycle, mean lead concentration was $0.58 \mu\text{g l}^{-1}$ with a minimum of $0.16 \mu\text{g l}^{-1}$ in September and a maximum of $0.97 \mu\text{g l}^{-1}$ in December. In LaB, lead concentration varied from $0.09 \mu\text{g l}^{-1}$ (October) to $0.76 \mu\text{g l}^{-1}$ (July). As for copper, important variations within months occurred, notably in July and September; values were multiplied by 2.5 and 4.3, respectively. Concerning cadmium (Fig. 2c), no correlation was found between bays. In LiB, important concentrations occurred between March 2006 and the beginning of June with a maximum in May ($0.14 \mu\text{g l}^{-1}$). In LaB, values were usually very low to undetectable, but three peaks occurred in April, May and September (0.64 , 0.65 and $0.48 \mu\text{g l}^{-1}$, respectively). Considering each bay, in LiB, the means of total dissolved metal concentrations were $3.14 \mu\text{g l}^{-1}$ for lead, $1.55 \mu\text{g l}^{-1}$ for copper and $3.06 \times 10^{-2} \mu\text{g l}^{-1}$ for cadmium. However, a test

Table 1
Conversion equations and factors for calculations of carbon biomass

Conversion equations/factors	References
Bacteria $19.8 \text{ fgC cell}^{-1}$	Lee and Fuhrman (1987)
Phytoplankton Bacillariophyceae < $3000 \mu\text{m}^3$: $\log \text{ pgC cell}^{-1} = -0.541 + 0.811 \log V$ Bacillariophyceae > $3000 \mu\text{m}^3$: $\log \text{ pgC cell}^{-1} = -0.933 + 0.881 \log V$ Dinophyceae: $\log \text{ pgC cell}^{-1} = -0.353 + 0.864 \log V$ Other flagellates: $\log \text{ pgC cell}^{-1} = -0.29 + 0.76 \log V$	Menden-Deuer and Lessard (2000)
Zooplankton $C = 0.40 \text{ DW}$	Mullin et al. (1966) Mullin (1969)

V is the volume of cells (μm^3) and DW is the dry weight (μg).

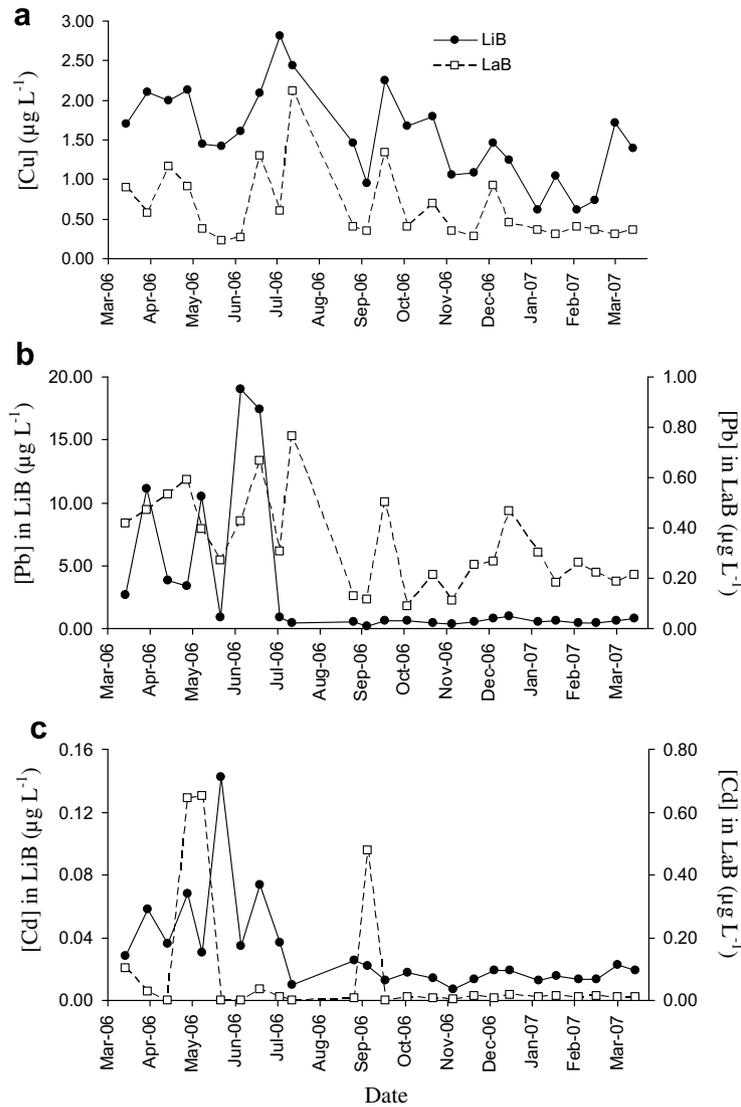


Fig. 2. Annual variation of copper (a), lead (b) and cadmium (c) concentrations in seawater in Little Bay (LiB) and Large Bay (LaB).

Table 2

Spearman's rank correlations of copper, lead and cadmium in each compartment between Little Bay (LiB) and Large Bay (LaB)

<i>Copper LiB and LaB</i>	
Seawater	0.67 ^{***}
SPM	0.75 ^{***}
Bacteria	0.61 ^{**}
Phytoplankton	0.26
Zooplankton	0.17
<i>Lead LiB and LaB</i>	
Seawater	0.62 ^{**}
SPM	0.39
Bacteria	0.32
Phytoplankton	0.13
Zooplankton	0.26
<i>Cadmium LiB and LaB</i>	
Seawater	0.05
SPM	/
Bacteria	/
Phytoplankton	/
Zooplankton	0.63 ^{***}

The symbols '*', '**' and '***' indicate significant correlations for $p < 0.05$, $p < 0.01$ and $p < 0.001$, respectively.

sign showed that copper was greater than lead 72% of the time ($p < 0.05$). As a whole, metal repartition in LiB was $\text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cd}$.

A clear seasonality occurred for lead and cadmium, which were strongly correlated ($r_s = 0.77$, $p < 0.001$) (Table 3). In LaB, the annual mean of total dissolved metal concentrations were in the ascending order of Cu ($6.29 \times 10^{-1} \mu\text{g l}^{-1}$) $>$ Pb ($3.34 \times 10^{-1} \mu\text{g l}^{-1}$) $>$ Cd ($8.33 \times 10^{-2} \mu\text{g l}^{-1}$).

3.2. Metal concentration changes in SPM

Copper concentrations in SPM (Fig. 3a) varied from $0.06 \mu\text{g l}^{-1}$ (February 2007) to $0.38 \mu\text{g l}^{-1}$ (September) in LiB and from $0.006 \mu\text{g l}^{-1}$ (February 2007) to $0.19 \mu\text{g l}^{-1}$ (April) in LaB. Copper in SPM was highly correlated between LiB and LaB ($r_s = 0.75$, $p < 0.001$) (Table 2).

Lead concentrations in SPM (Fig. 3b) varied from $0.02 \mu\text{g l}^{-1}$ (September) to $0.29 \mu\text{g l}^{-1}$ (September) in LiB. This was the highest variation occurring within a month, with a concentration being 14.5 times higher at the end than at the beginning of the month. In LaB, lead concentrations in SPM varied from $0.003 \mu\text{g l}^{-1}$ (May) to $0.17 \mu\text{g l}^{-1}$ (November). Lead concentration in SPM was not correlated between LiB and LaB. Cadmium was sporadically detected in SPM (Table 4). In LiB, the highest concentration of $3.92 \times 10^{-3} \mu\text{g l}^{-1}$ was recorded in March 2006. SPM concentrated very few cadmium in LaB and had a maximum concentration of

Table 3
Spearman's rank correlations of metals in seawater, suspended particulate matter (SPM), bacteria, phytoplankton and zooplankton and Spearman's rank correlations between metals in seawater and metals of each compartment

Spearman's rank correlation	Little Bay			Large Bay					
		Cu	Pb	Cd	Cu	Pb	Cd		
<i>n</i> = 25									
Seawater	Cu	1.00			Cu	1.00			
	Pb	0.43*	1.00		Pb	0.60**	1.00		
	Cd	0.40*	0.77***	1.00	Cd	-0.05	0.01	1.00	
SPM	Cu	1.00			Cu	1.00			
	Pb	0.25	1.00		Pb	0.33	1.00		
	Cd	/	/	/	Cd	/	/	/	
Bacteria	Cu	1.00			Cu	1.00			
	Pb	0.42*	1.00		Pb	0.15	1.00		
	Cd	/	/	/	Cd	/	/	/	
Phytoplankton	Cu	1.00			Cu	1.00			
	Pb	0.65***	1.00		Pb	0.03	1.00		
	Cd	/	/	/	Cd	/	/	/	
Zooplankton	Cu	1.00			Cu	1.00			
	Pb	0.12	1.00		Pb	0.04	1.00		
	Cd	-0.03	-0.05	1.00	Cd	-0.07	0.11	1.00	
Metals in seawater and SPM	SPM	Metals in seawater			Metals in seawater				
		Cu	0.82***	0.30	0.20	Cu	0.79***	0.56**	0.09
		Pb	0.03	-0.09	-0.47*	Pb	0.18	0.11	0.21
Metals in seawater and Bacteria	Bacteria	Metals in seawater			Metals in seawater				
		Cu	0.70***	0.58**	0.60**	Cu	0.62**	0.46*	-0.06
		Pb	0.26	0.55**	0.32	Pb	-0.23	0.11	0.02
Metals in seawater and Phytoplankton	Phytoplankton	Metals in seawater			Metals in seawater				
		Cu	0.18	0.28	0.57**	Cu	-0.01	-0.25	0.17
		Pb	-0.02	0.28	0.4	Pb	0.59**	0.55**	0.07
Metals in seawater and Zooplankton	Zooplankton	Metals in seawater			Metals in seawater				
		Cu	0.46*	0.35	0.46*	Cu	0.19	0.27	-0.31
		Pb	-0.17	-0.02	-0.21	Pb	-0.07	-0.02	-0.12
		Cd	-0.35	-0.23	-0.11	Cd	-0.33	-0.46*	-0.22

The symbols '*', '**' and '***' indicate significant correlations for $p < 0.05$, $p < 0.01$ and $p < 0.001$, respectively.

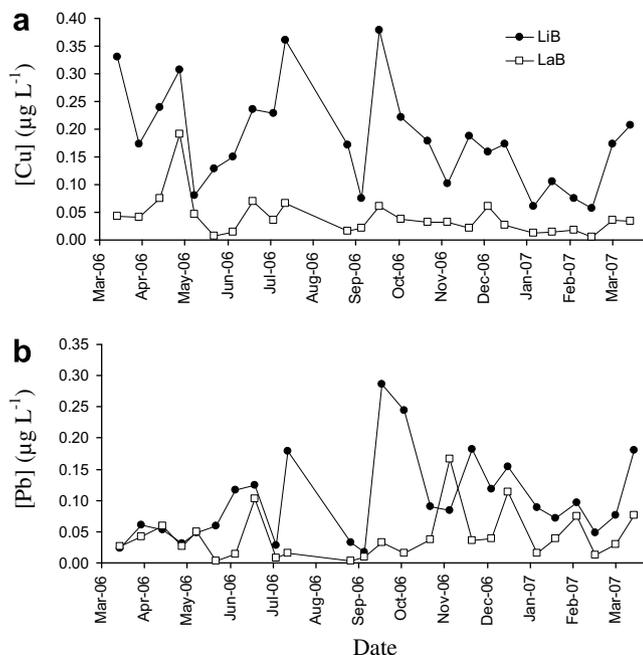


Fig. 3. Annual changes in copper (a) and lead (b) concentrations in suspended particulate matter (SPM) in Little Bay (LiB) and Large Bay (LaB).

$2.01 \times 10^{-3} \mu\text{g l}^{-1}$ (March 2007). The comparison of metals in each bay showed that, in LiB, the mean copper concentration in SPM was 4.5 times higher than lead concentrations. In LaB, copper dominated in SPM from March to the end of October 2006, whereas lead dominated the last part of the annual cycle. No correlation was found between metal concentrations in SPM in each bay but

strong correlation was found between copper in seawater and copper in SPM for both bays ($r_s = 0.82$, $p < 0.001$ in LiB; $r_s = 0.79$, $p < 0.001$ in LaB) (Table 3).

3.3. Metal distribution and concentration changes in plankton organisms

The copper concentrations in bacteria (Fig. 4a) varied from being undetectable to $1.66 \times 10^{-2} \text{ g gC}^{-1}$ in LiB and from being undetectable to $7.58 \times 10^{-3} \text{ g gC}^{-1}$ in LaB. In addition, they were correlated between LiB and LaB ($r_s = 0.61$, $p < 0.01$) (Table 2). There was also a good correlation between copper in seawater and copper in bacteria in both bays ($r_s = 0.70$, $p < 0.001$ in LiB; $r_s = 0.62$, $p < 0.01$ in LaB) (Table 3). The lead concentration in bacteria (Fig. 4b) varied from being undetectable to $2.50 \times 10^{-3} \text{ g gC}^{-1}$ in LiB and from being undetectable to $1.88 \times 10^{-2} \text{ g gC}^{-1}$ in LaB. The maximum value of lead concentration occurred at the same time in both bays (June). The copper and lead concentrations in bacteria showed clear seasonality in both LiB and LaB, with higher concentrations from March to August. Cadmium concentrations in bacterial cells were under detection limits in all samples from both bays.

Copper in phytoplankton (Fig. 4c) varied from $2.69 \times 10^{-4} \text{ g gC}^{-1}$ (September) to $3.92 \times 10^{-2} \text{ g gC}^{-1}$ (August) in LiB and from $2.11 \times 10^{-4} \text{ g gC}^{-1}$ (September) to $2.77 \times 10^{-2} \text{ g gC}^{-1}$ (March 2006) in LaB. Lead in phytoplankton (Fig. 4d) reached the highest concentrations in March 2006 in LiB ($3.83 \times 10^{-3} \text{ g gC}^{-1}$) and in LaB ($6.69 \times 10^{-3} \text{ g gC}^{-1}$). An other important value occurred in June in LaB ($6.21 \times 10^{-3} \text{ g gC}^{-1}$). Neither copper nor lead concentrations in phytoplankton were correlated between bays. However, copper and lead concentrations in phytoplankton were well correlated in LiB ($r_s = 0.65$, $p < 0.001$) (Table 3). Cadmium was detectable in phytoplankton cells mainly from March to June 2006 in both bays (Table 4).

Table 4Cadmium concentrations in suspended particulate matter (SPM) ($\mu\text{g l}^{-1}$), phytoplankton (g gC^{-1}) and in zooplankton (g gC^{-1}) in Little Bay and Large Bay

Date	Little Bay			Large Bay		
	SPM	Phytoplankton	Zooplankton	SPM	Phytoplankton	Zooplankton
14th March 2006	1.71×10^{-3}	3.82×10^{-6}	N.D.	N.D.	6.13×10^{-6}	N.D.
30th March 2006	3.92×10^{-3}	1.26×10^{-6}	5.33×10^{-9}	N.D.	6.42×10^{-7}	N.D.
14th April 2006	N.D.	1.69×10^{-6}	7.95×10^{-7}	N.D.	2.54×10^{-5}	1.06×10^{-6}
28th April 2006	N.D.	N.D.	3.51×10^{-7}	N.D.	N.D.	1.09×10^{-6}
9th May 2006	N.D.	2.13×10^{-6}	3.07×10^{-7}	N.D.	N.D.	3.71×10^{-7}
23rd May 2006	N.D.	N.D.	3.16×10^{-7}	N.D.	N.D.	8.85×10^{-7}
6th June 2006	N.D.	2.05×10^{-7}	3.05×10^{-7}	N.D.	1.91×10^{-7}	1.09×10^{-6}
20th June 2006	N.D.	1.04×10^{-6}	9.53×10^{-8}	N.D.	N.D.	2.67×10^{-7}
5th July 2006	N.D.	N.D.	1.99×10^{-7}	N.D.	N.D.	6.45×10^{-7}
14th July 2006	N.D.	N.D.	1.73×10^{-7}	N.D.	N.D.	6.02×10^{-7}
28th August 2006	N.D.	N.D.	2.24×10^{-7}	N.D.	N.D.	6.78×10^{-7}
7th September 2006	N.D.	N.D.	4.27×10^{-7}	N.D.	N.D.	9.02×10^{-7}
20th September 2006	N.D.	N.D.	1.42×10^{-7}	N.D.	N.D.	4.49×10^{-7}
6th October 2006	N.D.	N.D.	3.92×10^{-8}	N.D.	N.D.	1.31×10^{-6}
25th October 2006	N.D.	N.D.	4.67×10^{-6}	N.D.	N.D.	5.59×10^{-5}
8th November 2006	N.D.	N.D.	7.14×10^{-7}	N.D.	N.D.	3.19×10^{-6}
24th November 2006	N.D.	N.D.	9.85×10^{-8}	N.D.	N.D.	8.60×10^{-7}
8th December 2006	1.68×10^{-4}	N.D.	1.92×10^{-7}	N.D.	N.D.	9.36×10^{-7}
20th December 2006	N.D.	N.D.	4.24×10^{-7}	5.80×10^{-4}	N.D.	2.17×10^{-6}
10th January 2007	N.D.	N.D.	3.54×10^{-7}	N.D.	N.D.	1.39×10^{-6}
23rd January 2007	N.D.	N.D.	3.52×10^{-7}	N.D.	N.D.	1.21×10^{-6}
8th February 2007	4.72×10^{-5}	N.D.	3.12×10^{-7}	N.D.	N.D.	7.48×10^{-7}
21st February 2007	N.D.	N.D.	1.59×10^{-7}	N.D.	N.D.	4.81×10^{-7}
8th March 2007	3.15×10^{-3}	N.D.	1.25×10^{-7}	N.D.	N.D.	1.19×10^{-6}
21st March 2007	N.D.	N.D.	2.72×10^{-7}	2.01×10^{-3}	N.D.	1.41×10^{-6}

Cadmium in bacteria was never detected. N.D. indicates that cadmium was not detected.

The zooplankton copper content (Fig. 4e) peaked three times, in April, June and March 2007 (5.48×10^{-4} , 3.70×10^{-4} and $2.95 \times 10^{-4} \text{ g gC}^{-1}$, respectively) in LiB. In LaB, major peaks occurred in July and September (7.33×10^{-4} and $5.34 \times 10^{-4} \text{ g gC}^{-1}$). The zooplankton lead content (Fig. 4f) in LiB showed a major peak at the end of June ($2.74 \times 10^{-4} \text{ g gC}^{-1}$). Two other high values occurred in September ($1.46 \times 10^{-4} \text{ g gC}^{-1}$) and in December ($1.80 \times 10^{-4} \text{ g gC}^{-1}$). In LaB, lead content in zooplankton varied from $2.22 \times 10^{-6} \text{ g gC}^{-1}$ at the end of April to $9.17 \times 10^{-5} \text{ g gC}^{-1}$ at the end of October. For both bays, the cadmium concentration showed an important value on October 25th ($4.67 \times 10^{-6} \text{ g gC}^{-1}$ in LiB and $5.59 \times 10^{-5} \text{ g gC}^{-1}$ in LaB) (Table 4). In addition, the cadmium concentration in zooplankton were correlated between both bays ($r_s = 0.63$, $p < 0.001$) (Table 2).

3.4. Bioaccumulation factors

The values of bioaccumulation factors (BAFs) (Table 5) indicated that, in mean values, copper was the metal most accumulated by bacteria and phytoplankton in LiB. Generally, zooplankton accumulated lead more than the other metals except during the first part of the annual cycle (from March to June). BAFs in LaB did not follow the same pattern. In bacteria, BAFs for lead were generally higher than those for copper; in phytoplankton, copper was the most accumulated; in zooplankton in general, the highest BAF values were for copper, followed by lead and cadmium. Considering all metals, phytoplankton had the highest BAF values: 26,864 in LiB (for copper in August) and 50,632 in LaB (for copper in March 2007). Generally, the lowest BAF values in both bays were for zooplankton.

4. Discussion

Metal concentrations in Mediterranean coastal waters are largely influenced by external contributions. In this study, there are several sources of pollution in both bays, but four main causes of pollution have been highlighted by the Toulon Bay Contract: (1)

urban waste water, (2) industrial activities, (3) harbour pollution and (4) agricultural pollution. In LiB, sediment re-suspension associated with a specific hydrodynamic system during periods of strong winds may also be responsible for increasing metal concentrations in seawater (Syndicat Intercommunal de l'Aire Toulonnaise (SIAT, 2002)). Our results showed a correlation between lead and cadmium in LiB, suggesting a similar origin for these metals. Their particular patterns between March and June 2006 appeared simultaneously in periods in which ship-scraping activities were greatest. Tewari et al. (2001) similarly reported the large contribution of this activity to metal pollution of seawater at Alang, India. Metal concentrations for the remaining part of the annual cycle were similar to those reported by Nicolau (2005). Copper and lead concentrations in seawater in LaB were correlated with LiB. Therefore, we assumed that there was a great influence of LiB waters on LaB waters. However, each bay can sustain accidental pollution which can have an important effect on metal concentrations, especially with metal usually in very low concentrations as cadmium. This could be why cadmium concentrations in seawater were not correlated between bays. In addition, in both bays, metal concentrations showed more variation within the same month than among months. In coastal bays like Little Bay and Large Bay, pollution sources are numerous but not continuous; metals come by pulse in these waters. Therefore, smaller is the scale sampling, better is the representation of the metal pattern in coastal waters, larger scales tending to homogenize results. That explains the high variations which could occur within a same month.

The annual pattern of copper concentrations in SPM essentially varied according to copper concentrations in seawater in both bays, confirming the high affinity of copper for SPM and particularly for organic matter (Sadiq, 1992). Lead in SPM appeared to be more greatly linked to the composition of SPM, with lead complexing preferentially with oxides and hydroxides of iron (Sadiq, 1992). Cadmium appeared to be undetectable or in very low concentrations in SPM, probably due to the very low concentration in seawater.

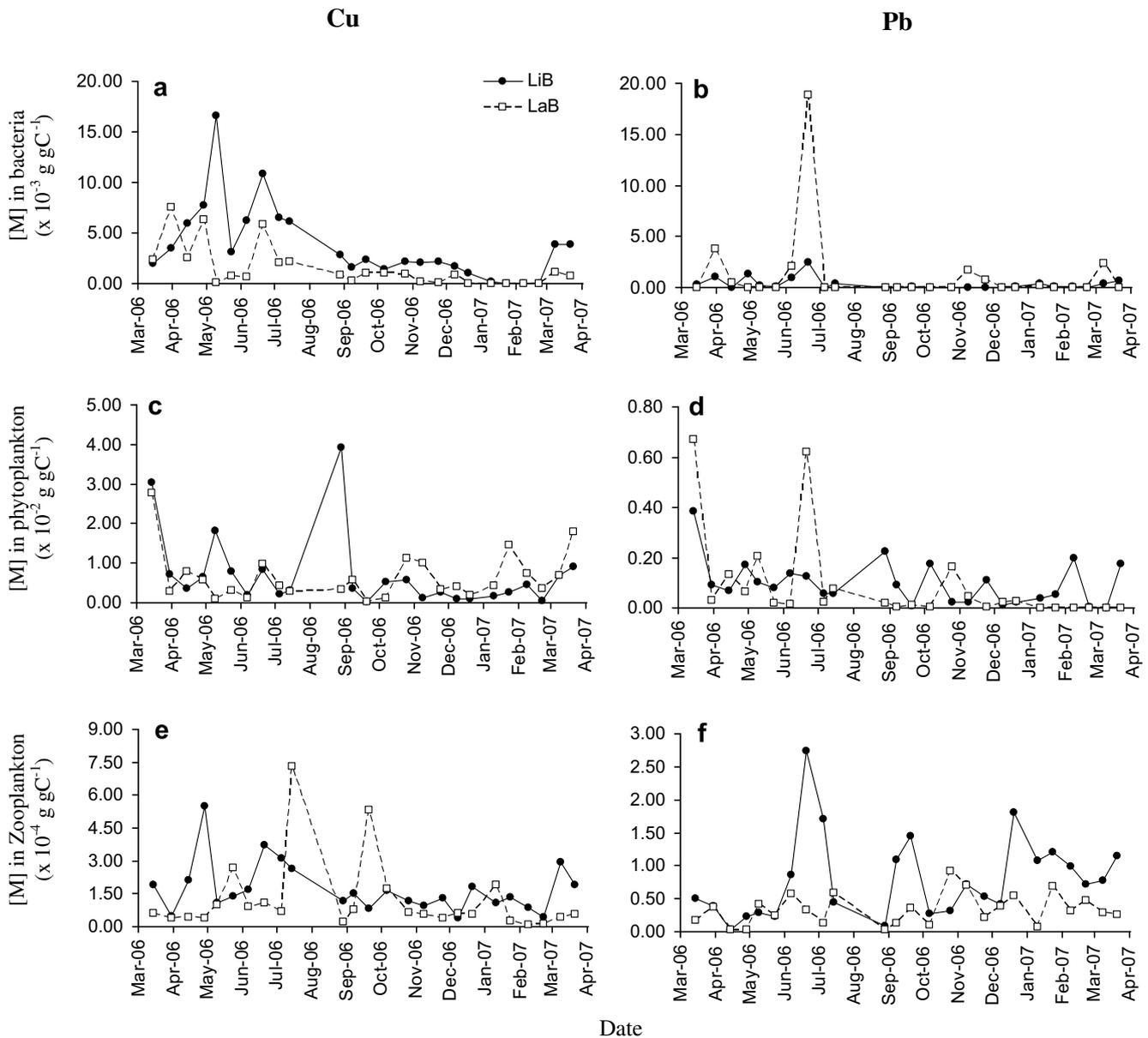


Fig. 4. Annual changes in copper and lead in bacteria (a and b), phytoplankton (c and d) and zooplankton (e and f) in Little Bay (LiB) and Large Bay (LaB).

The metal content in populations of the various organisms studied showed large and irregular fluctuations throughout the year. In both bays, the copper content of bacteria appeared to depend mostly on the copper concentrations in seawater. Pradhan and Levine (1995) showed that bacteria preferentially bind this metal. Calculation of BAFs confirmed the high bioaccumulation capacity of bacteria (Miranda and Rojas, 2006). Harvey and Leckie (1985) have shown that sorption of lead onto marine bacteria occurred in two phases and was dependent on bacterial density. These complex mechanisms may explain the links between lead concentration in water and lead concentration in bacteria. Moreover, Flatau et al. (1988) showed that metal sensitivity was linked to bacterial resistance to metal, the more resistant bacteria accumulating less. Lead BAFs calculated for bacteria showed higher values in LaB than in LiB, suggesting that the bacterial community in LaB is more sensitive to lead than that in LiB. The cadmium content of bacteria was under the detection limit throughout our study, and this may have been due to very low concentrations in seawater. Ivanitsa et al. (1999) also showed that cadmium was less

accumulated by marine bacteria than the five other metals he studied.

Phytoplankton had high copper and lead concentrations in both bays. BAFs for phytoplankton were generally equivalent to or higher than those for bacteria, in both bays and for all three metals. These results confirm the important bioaccumulation role of phytoplankton in the plankton food web, as already highlighted by Tien (2004).

Copper and lead concentrations in zooplankton were lower than those in bacteria and in phytoplankton. Almost all cadmium was found in zooplankton; it was undetected in bacteria and rarely detected in phytoplankton because of the few quantities available. However, in the case of cadmium being found in both phytoplankton and zooplankton, phytoplankton was generally the most contaminated, confirming the capacity of zooplankton to bioaccumulate, confirming the capacity of zooplankton to bioaccumulate cadmium concentrations (Xu et al., 2001). Zooplankton organisms excrete most of the heavy metal ingested in faecal pellets (Fisher et al., 1991); this explains the lower BAF values we observed in zooplankton for the three metals.

Table 5
Bioaccumulation factors (BAFs) of bacteria, phytoplankton and zooplankton in Little Bay and Large Bay

	Little Bay									Large Bay								
	Bacteria			Phytoplankton			Zooplankton			Bacteria			Phytoplankton			Zooplankton		
	Cu	Pb		Cu	Pb	Cd	Cu	Pb	Cd	Cu	Pb		Cu	Pb	Cd	Cu	Pb	Cd
14th March 2006	1172	103		17,887	1440	135	112	19	/	2648	/		30,709	16,043	60	68	42	/
30th March 2006	1672	90		3412	83	22	22	4	/	13,122	7995		4995	618	23	69	80	/
14th April 2006	2953	/		1805	174	47	106	1	22	2156	846		6642	2489	/	38	4	/
28th April 2006	3624	402		3001	512	/	257	7	5	6908	/		6334	1072	/	41	4	2
9th May 2006	11,460	20		12,497	99	69	73	3	10	275	/		2726	5225	/	267	106	1
23rd May 2006	2184	57		5638	907	/	97	25	2	3200	/		13,424	715	/	1156	91	/
6th June 2006	3858	51		1164	73	6	105	5	9	2338	4834		4397	373	/	335	136	/
20th June 2006	5187	144		4045	72	14	177	16	1	4495	28,294		7672	9333	/	83	50	8
5th July 2006	2323	/		722	625	/	111	188	5	3464	/		7088	708	/	115	41	69
14th July 2006	2522	934		1224	1255	/	108	102	17	1039	/		1337	1010	/	347	76	/
28th August 2006	1958	/		26,864	4408	/	82	18	9	2007	/		8316	1518	/	53	22	127
7th September 2006	1659	/		3879	5700	/	159	670	19	739	/		16,240	193	/	225	108	2
20th September 2006	1038	199		119	111	/	37	232	11	786	/		158	241	/	399	73	/
6th October 2006	870	/		3173	2964	/	97	45	2	2606	/		2925	219	/	423	123	132
25th October 2006	1188	/		3236	531	/	65	78	332	1348	/		16,355	7693	/	97	428	8057
8th November 2006	1989	/		1137	670	/	90	208	100	675	15,742		29,127	4301	/	161	648	752
24th November 2006	1963	/		2437	2258	/	119	105	7	406	2994		11,515	126	/	141	85	67
8th December 2006	1193	/		677	117	/	27	50	10	897	/		4411	848	/	65	148	131
20th December 2006	871	89		745	248	/	145	187	22	/	/		4158	592	/	122	119	129
10th January 2007	357	631		2870	695	/	179	199	27	/	697		11,844	/	/	518	23	126
23rd January 2007	27	122		2500	847	/	128	186	23	/	185		47,831	/	/	88	382	87
7th February 2007	/	106		7201	4267	/	138	211	23	/	/		18,456	/	/	24	122	64
21st February 2007	/	43		497	48	/	59	167	12	/	/		9875	/	/	31	210	35
8th March 2007	2275	661		4020	/	/	172	123	6	3610	12,658		22,412	/	/	134	154	100
21st March 2007	2736	796		6579	2199	/	136	143	14	2002	/		50,632	/	/	162	120	146

To conclude, metal pollution in LiB and LaB followed different annual patterns. In LiB, high concentrations appeared seasonally, particularly for lead and cadmium. In LaB, high concentrations of metals were more irregular. For both bays, SPM seemed to constitute a non-negligible metal trap, reducing their bioavailability. Bacteria and phytoplankton displayed a large capacity to concentrate metals, in particular copper and lead. BAFs in zooplankton were lower than in other organisms indicating that the zooplankton community constitutes a break in Cu, Pb and Cd bioaccumulation in aquatic food webs. Our results also suggested the important roles played by SPM, bacteria, phytoplankton and zooplankton in metal cycles of Mediterranean coastal waters that are affected differently by human influences.

Acknowledgements

The authors thank the Institut Universitaire de Technologie of the Université du Sud Toulon-Var (Director Prof. B. Rossetto) and the Département de Génie Biologique as well as P. Merdy, L. Gharbi Tarchouna and Y. Louis (team CAPTE (Chimie Analytique et Processus de Transferts dans l'Environnement)) for technical support.

References

- Cordero, J., Guevara, M., Morales, E., Lodeiros, C., 2005. Effect of heavy metals on the growth of the tropical microalga *Tetraselmis chuii* (Prasinophyceae). *Revista de Biología Tropical* 53 (3–4), 325–330.
- Danovaro, R., 2003. Pollution threats in the Mediterranean Sea: an overview. *Chemistry and Ecology* 19 (1), 15–32.
- Fisher, N.S., Nolan, C.V., Fowler, S.W., 1991. Assimilation of metals in marine copepods and its biogeochemical implications. *Marine Ecology Progress Series* 71, 37–43.
- Fisher, N.S., Reinfelder, J.R., 1995. The trophic transfer of metals in marine systems. In: Tessier, A., Turner, D.R. (Eds.), *Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems*. John Wiley and Sons, Chichester, pp. 363–406.
- Flatau, G.N., Clement, R.L., Gauthier, M.J., 1988. Uptake of cadmium by marine bacteria. *Progress in Oceanography* 21 (2), 181–188.
- Hamilton, S.K., Sippel, S.J., Bunn, S.E., 2005. Separation of algae from detritus for stable isotope or ecological stoichiometry studies using density fractionation in colloidal silica. *Limnology and Oceanography: Methods* 3, 149–157.
- Harvey, R.W., Leckie, J.O., 1985. Sorption of lead onto two gram-negative marine bacteria in seawater. *Marine Chemistry* 15 (4), 333–344.

- Ho, T.Y., Wen, L.S., You, C.F., Lee, D.C., 2007. The trace-metal composition of size-fractionated plankton in the South China Sea: biotic versus abiotic sources. *Limnology and Oceanography* 52 (5), 1776–1788.
- Ivanitsa, V.O., Vasilyeva, T.V., Buchtiyarov, A.E., Lindstrom, E.B., McEldowney, S., 1999. Interactions between marine bacteria and heavy metals. In: Amils, R., Ballester, A. (Eds.), *Biohydrometallurgy and the Environment toward the Mining of the 21st Century: Part B*. Elsevier Science, Amsterdam, pp. 317–325.
- Jamet, J.L., Jean, N., Bogé, G., Richard, S., Jamet, D., 2005. Plankton succession and assemblage structure in two neighbouring littoral ecosystems in the north-west Mediterranean Sea. *Marine and Freshwater Research* 56, 69–83.
- Kim, S.J., 1985. Effect of heavy metals on natural populations of bacteria from surface microlayers and subsurface water. *Marine Ecology Progress Series* 26, 203–206.
- Lee, S., Fuhrman, J.A., 1987. Relationships between biovolume and biomass of naturally derived marine bacterioplankton. *Applied and Environmental Microbiology* 53 (6), 1298–1303.
- Lund, J.W.G., Kipling, C., Le Cren, E.D., 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* 11 (2), 143–170.
- Menden-Deuer, S., Lessard, E.J., 2000. Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms, and other protist plankton. *Limnology and Oceanography* 45 (3), 569–579.
- Michaels, A.F., Flegal, A.R., 1990. Lead in marine planktonic organisms and pelagic food webs. *Limnology and Oceanography* 35 (2), 287–295.
- Miranda, C.D., Rojas, R., 2006. Copper accumulation by bacteria and transfer to scallop larvae. *Marine Pollution Bulletin* 52 (3), 293–300.
- Montagnes, D.J.S., Berges, J.A., Harrison, P.J., Taylor, F.J.R., 1994. Estimating carbon, nitrogen, protein, and chlorophyll a from volume in marine phytoplankton. *Limnology and Oceanography* 39 (5), 1044–1060.
- Mullin, M.M., 1969. Production of zooplankton in the ocean: the present status and problems. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 7, 293–314.
- Mullin, M.M., Sloan, P.R., Eppley, R.W., 1966. Relationship between carbon content, cell volume, and area in phytoplankton. *Limnology and Oceanography* 11 (2), 307–311.
- Nicolau, R., 2005. Caractérisation et quantification des transferts dus aux petites rivières côtières méditerranéennes. PhD Thesis, Université du Sud Toulon-Var, France, 143pp.
- Paillard, M., Gravez, V., Clabaut, P., Walker, P., Blanc, J.J., Boudouresque, C.F., Belsher, T., Urscheler, F., Poydenot, F., Sinnassamy, J.M., Augris, C., Peyronnet, J.P., Kessler, M., Augustin, J.M., Le Drezen, E., Prudhomme, C., Raillard, J.M., Pergent, G., Hoareau, A., Charbonnelle, E., 1993. Cartographie de l'herbier de Posidonie et des fonds marins environnants de Toulon à Hyères (Var-France). Reconnaissance par sonar latéral et photographie aérienne. Notice de présentation. IFREMER and GIS Posidonie, 36pp.
- Peers, G., Quesnel, S.A., Price, N.M., 2005. Copper requirements for iron acquisition and growth of coastal and oceanic diatoms. *Limnology and Oceanography* 50 (4), 1149–1158.

- Pradhan, A.A., Levine, A.D., 1995. Microbial biosorption of copper and lead from aqueous systems. *Science of the Total Environment* 170 (3), 209–220.
- Sadiq, M., 1992. *Toxic Metal Chemistry in Marine Environments*. Marcel Dekker, New York. p. 387.
- SIAT, 2002. *Contrat de baie de la rade de Toulon. Dossier définitif*, p. 124.
- Sunda, W.G., Guillard, R.R.L., 1976. The relationship between cupric ion activity and the toxicity of copper to phytoplankton. *Journal of Marine Research* 34, 511–529.
- Sunda, W.G., Tester, P.A., Huntsman, S.A., 1987. Effects of cupric and zinc ion activities on the survival and reproduction of marine copepods. *Marine Biology* 94 (2), 203–210.
- Tewari, A., Joshi, H.V., Trivedi, R.H., Sravankumar, V.G., Raghunathan, C., Khambhaty, Y., Kotiwar, O.S., Mandal, S.K., 2001. The effect of ship scrapping industry and its associated wastes on the biomass production and biodiversity of biota in situ condition at Alang. *Marine Pollution Bulletin* 42 (6), 462–469.
- Tien, C.J., 2004. Some aspects of water quality in a polluted lowland river in relation to the intracellular chemical levels in planktonic and epilithic diatoms. *Water Research* 38 (7), 1779–1790.
- Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung Theorie Angewandte Limnologie* 9, 1–38.
- Vinot, I., Pihan, J.C., 2005. Circulation of copper in the biotic compartments of a freshwater dammed reservoir. *Environmental Pollution* 133 (1), 169–182.
- Whitfield, M., 2001. Interactions between phytoplankton and trace metals in the ocean. *Advances in Marine Biology* 41, 1–128.
- Xu, Y., Wang, W.X., Hsieh, D.P.H., 2001. Influences of metal concentration in phytoplankton and seawater on metal assimilation and elimination in marine copepods. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20 (5), 1067–1077.

Annexe B

**Importance of phytoplankton on Diel Vertical Migration (DVM) of
zooplankton in two coupled shallow coastal ecosystems of Mediterranean
Sea (Toulon Bay, France)**

by

Nadège Rossi¹ and Jean-Louis Jamet

Université du Sud Toulon-Var

Equipe d'Ecologie et de Biologie des Milieux Aquatiques (EBMA)

Laboratoire PROcessus de Transferts et d'Echanges dans l'Environnement (PROTEE)

EA 3819

BP 20132 – 83957 LA GARDE cedex, France

E-mail : nadege.rossi@univ-tln.fr ; jamet@univ-tln.fr

¹ Corresponding author: Nadège Rossi

1 **Abstract**

2 We monitored the vertical distribution of bacteria, phytoplankton and zooplankton over a
3 diel cycle in two coupled coastal ecosystems in the Northwest Mediterranean Sea (Toulon Bay,
4 France). Major differences between both systems (Little Bay, LiB; Large Bay, LaB) were water
5 transparency and phytoplankton densities. Zooplankton showed normal Diel Vertical Migration
6 (DVM) in LiB and reverse DVM in LaB. High phytoplankton densities in LiB sustained a greater
7 abundance of zooplankton and could favoured planktonophagous fish predation, implying normal
8 DVM. Inversely, the low plankton community in LaB appeared to favour strong invertebrate
9 predation (Medusae larvae), implying reverse DVM of zooplankton. We showed that *Oithona nana*
10 migrated differently in these systems, excluding an important role of intrinsic species characteristic
11 in DVM. The abundance of phytoplankton community appeared to be the major factor affecting the
12 DVM patterns of zooplankton in shallow coastal waters whereas bacteria did not have a major role
13 in zooplankton DVM.

14
15 **Keywords:** diel vertical migration, zooplankton, phytoplankton, bacteria, shallow coastal
16 ecosystems, Mediterranean Sea.

17 ***Introduction***

18 Diel Vertical Migration (DVM) of plankton is a well-known phenomenon in freshwater
19 and marine ecosystems (Hutchinson, 1967). Generally, diel vertical migrants ascend at dusk
20 to feed in surface water where the food is the most abundant and descend at dawn. This
21 strategy allows zooplankton to avoid visual predators, such as fish (Zaret and Suffern, 1976).
22 In some cases, reverse migration also occurs, enabling escape from invertebrate predators
23 (Neill, 1990). Predation is one of the most important factors driving DVM (Ohman et al.,
24 1983; Gliwicz and Pijanowska, 1988; Bollens and Frost, 1989; Dale et al., 2001). However,
25 several other factors may also be involved, such as environmental factors like light or
26 temperature (Loeb, 1893; Ringelberg, 1999), food intake (Haney and Hall, 1975; Pearre,
27 2003), competition (Wright et al., 1980), and zooplankton stage-specific behaviour (Basedow
28 et al., 2008).

29 Toulon Bay (France, NW Mediterranean Sea) is an interesting study site for field
30 experiments for several reasons. First, it is divided into two systems, Little Bay (LiB) and
31 Large Bay (LaB). These two environments are closely linked and subject to similar climatic
32 conditions. Second, the morphometrical characteristics and anthropogenic inputs are different.
33 Little Bay is a semi-enclosed system, greatly affected by human activities including maritime
34 traffic and substantial industrial activity. Conversely, Large Bay is open to the sea and is less
35 influenced by anthropogenic inputs and may be considered ecologically different from Little
36 Bay. Finally, few DVM studies exist in coastal and shallow marine waters (Shaw and
37 Robinson, 1998; Morgado et al., 2003).

38 We investigated, from community level to main taxonomic groups, the vertical
39 migration of zooplankton in these coupled shallow coastal ecosystems. We also followed
40 bacterial and phytoplankton communities to estimate their potential influences on

41 zooplankton DVM. This study provides a novel understanding of factors influencing DVM in
42 shallow marine coastal areas.

43 **Materials and Methods**

44 *Study sites (Fig. 1)*

45 The Toulon area has a high population density (*ca.* 350,000 inhabitants). Little Bay
46 (LiB) (sampling station: Lat. 43° 06' 500 N; Long. 05° 55' 000 E; 14 m depth) is the site of a
47 major commercial and military port. It is subject to substantial anthropogenic input, receiving
48 raw sewage from the Toulon area and waste from maritime (French Navy and commercial)
49 traffic. Little Bay had the following hydrodynamic characteristics: surface, 11 km²; volume,
50 1x10⁸ m³; and residence time of seawater, *ca.* 3-6 days. Large Bay (LaB) is open to the
51 Mediterranean (sampling point: Lat. 43° 05' 750 N; Long. 05° 56' 300 E; 20 m depth). Deep
52 northwest to southeast currents drive the exit, and thereby ensure the renewal of water masses
53 from the Large Bay to the East-West Liguro-Provençal current. Since 1979, regular
54 measurements have been made by the national observation department of the marine
55 environment (Réseau National d'Observation, RNO). The last measurements in the water
56 column showed high TBT concentrations in Little Bay (maximum value: 237 ng L⁻¹), whereas
57 the mean concentration in LaB was 1 ng L⁻¹. A program surveying the quality of the
58 environment in Toulon Bay (RINBIO (Réseau Intégrateurs Biologiques) has evaluated metal
59 and organic contaminant concentrations in mussels: mussels in LiB contain more metals
60 (arsenic, lead, mercury, chrome, copper and zinc) and organic contaminants (polychlorinated
61 biphenyls, dioxin, and polycyclic aromatic hydrocarbons) than those in LaB.
62 Ecologically, the two bays are also very different. *Posidonia oceanica*, an endemic
63 Mediterranean seagrass sensitive to the pollution, is absent in LiB, whereas 325 ha are present
64 in LaB (Paillard et al., 1993). LiB has a high abundance of phytoplankton and zooplankton, in

65 contrast to LaB (Jamet et al., 2001). Thus, although these bays are coupled, they are clearly
66 different morphologically, chemically and ecologically.

67

68 *Field sampling*

69 Samples were collected in LiB and LaB every three hours, from 08:00 a.m. on the 12th
70 (day 1) to 11:00 a.m. on the 13th September 2007 (day 2). Nautical twilights were at 6:09 a.m.
71 and 8:55 p.m. on September 12th 2007, and were at 6:10 a.m. and 8:53 p.m. on September 13th
72 2007. Bacteria and phytoplankton samples were collected with a 10-liter Niskin sampling
73 bottle (General Oceanics, Inc) at depths of 3 and 8 m. Bacterial samples (25 mL) were
74 preserved with formol (final concentration: 5%) and kept at least 24 hours at 4 °C before
75 analysis. Samples of phytoplankton were preserved in alkaline Lugol solution. The initial
76 volumes of 5 L in Little Bay and 8 L in Large Bay were reduced to 100 mL by inverted
77 filtration. These samples were kept at 4 °C in the dark until analysis.

78 Zooplankton hauls (surface water: 0 – 5 m depth; deep water: 5 – 10 m depth) were
79 carried out with a nylon plankton net (0.5 m mouth diameter, 2.5 m long, 90µm mesh size,
80 Hydro-Bios acc. Apstein), equipped with an electronic flowmeter (Hydro-Bios). We tried to
81 filter similar water volumes from each bay through the entire diel cycle. Final zooplankton
82 volumes were adjusted to 250 mL. Samples were preserved in seawater-buffered 5%
83 formaldehyde.

84

85 *Abiotic factors*

86 The temperature (°C, ± 0.5%), conductivity (mS cm⁻¹, ± 0.5%), salinity (psu, ± 0.5 %)
87 and dissolved oxygen (mg L⁻¹, ± 0.5%) of each sample in seawater were measured with an
88 electronic multi-parametric sensor at depths of 0, 3, 5, 8 and 10 m (WTW cellox 225 sensor
89 for dissolved oxygen and WTW LF197I for other variables).

90 *Bacteria, phytoplankton and zooplankton counts*

91 Bacteria were stained by mixing 1 mL of DAPI (concentration: 0.5 $\mu\text{g mL}^{-1}$) with 1 mL
92 of sample. Staining was carried out for 10 minutes in the dark. The solution was then filtered
93 at low pressure through a black polycarbonate filter (porosity: 0.2 μm). Bacteria were counted
94 under an inverted microscope (Leica DMI 4000), equipped for epifluorescence: 40 fields were
95 counted at a total magnification of 1000. Results are expressed in cells mL^{-1} .

96 Phytoplankton were identified to the species level if possible and cells were counted
97 under an inverted microscope Leica DMI 4000 (total magnification $\times 400$), as described by
98 Utermöhl (1958) and using the Lund cell technique (Lund et al., 1958). Phytoplankton was
99 counted in at least 20 fields, with at least 200 cells counted. Counts were then extrapolated to
100 provide concentrations per litre (cells L^{-1}).

101 We obtained several 1-mL sub samples of zooplankton from each 250 mL sample with a
102 Hensen pipette; these samples were used for identification and counting. All organisms were
103 identified to species level if possible. A total of at least 200 individuals were counted, and the
104 density was calculated as individuals per cubic metre (ind m^{-3}).

105 **Results**

106 *Abiotic factors and weather*

107 Amongst all parameters measured, only water temperature and oxygen concentration
108 showed marked variations in both bays (Figure 2 A and B). The maximum water temperature
109 recorded in LiB was 21.7 $^{\circ}\text{C}$ (Figure 2 A): this occurred between 2 p.m. and 11 p.m. for the
110 surface layer, and between 5 and 8 p.m. for layers at depths of 3, 5 and 8 m. At a depth of 10
111 m, the maximum temperature (21.6 $^{\circ}\text{C}$) occurred between 5:00 p.m. and 11:00 p.m. The
112 maximum temperature variation was a half-degree; this temperature change was recorded at
113 the surface layer and took six hours. In LaB, the maximum water temperature of 21.9 $^{\circ}\text{C}$
114 occurred at 2:00 p.m. for all the depths considered in this study. The water temperature

115 decreased from 21.9 to 21.4°C in 18 hours at the surface layer. Overall temperature variations
116 were faster in LiB than in LaB. LaB was warmer than LiB during this 24-hour study, but
117 water stayed warm longer in LiB than in LaB. No thermic stratification was recorded in both
118 bays.

119 In LiB, the highest oxygen values occurred between 2:00 p.m. and 5:00 p.m. (Figure 2 B).
120 The oxygen concentration in water reached its maximum at 2:00 p.m. at depths of 3, 5, 8 and
121 10 m. The maximum oxygen concentration at the surface layer was at 5:00 p.m. with a
122 concentration of 10.30 mg L⁻¹. In LaB, the highest oxygen values occurred at 5:00 p.m., with
123 10.27 mg L⁻¹ at all the depths. Oxygen concentrations were lower at night in both bays, with
124 values around 8.5 mg L⁻¹. No oxycline was observed in both bays.

125 The average wind speed was fairly regular during the cycle and reached a maximum of 4.2 m
126 s⁻¹ at the start of the afternoon. No wind occurred during the night, and the sky was cloudless
127 throughout the cycle.

128

129 *Vertical migration trends of plankton communities*

130 For bacteria, in both bays, no pattern of vertical evolution appeared (Figure 3 A). Mean
131 densities did not differ markedly between depths and between bays: densities in LiB were
132 5.45 10⁵ cell mL⁻¹ at 3 m and 5.02 10⁵ cell mL⁻¹ at 8 m, and those in LaB were 5.13 10⁵ and
133 5.30 10⁵ cell mL⁻¹ at 3 and 8 m, respectively. Nevertheless, bacteria were preferentially
134 observed at a depth of 3 m in LiB and at a depth of 8 m in LaB. Nighttime did not seem to
135 have an effect on bacterial vertical repartition in LiB. In LaB, bacteria were slightly more
136 abundant at the surface between 11:00 p.m. and 2:00 a.m, with densities becoming equivalent
137 at both depths at the end of the night.

138 The mean densities of phytoplankton in each bay (Figure 3 B) were similar between the
139 surface and the bottom. In LiB, the mean density was 98358 cell L⁻¹ at 3 m and 109251 cell L⁻¹

140 ¹ at 8 m. In LaB, mean densities were 3529 and 3851 cell L⁻¹ at 3 and 8 m, respectively.
141 Phytoplankton densities were generally about 30 times higher in LiB than in LaB.
142 Phytoplankton organisms were dominant in LiB, from morning to the start of the afternoon, in
143 the bottom layer of the water column with a maximum density of 141434 cell L⁻¹ at 11:00
144 a.m. At 5:00 p.m., the phytoplankton density was three times higher in the upper layer than in
145 the bottom one. From 8 p.m. to the end of the study, phytoplankton levels were generally
146 greater at 8 m. Phytoplankton was more abundant in the bottom layer 60 % of the time in
147 LaB. However, at night (2:00 a.m.) and in the morning of day 2, phytoplankton cells were
148 more abundant at 3 m.

149 Zooplankton had different DVM patterns in both bays (Figure 3 C). Zooplankton in LiB
150 showed a clear nocturnal migration. Zooplankton began to migrate significantly to the upper
151 layer (Figure 3C) from the end of the afternoon on day 1 (5:00 p.m.) to the start of the
152 morning on day 2 (8:00 a.m.). On day 2, zooplankton tended to migrate downwards to the
153 bottom layers. Zooplankton levels in LaB were highest in the upper layer from 8:00 a.m. to
154 5:00 p.m. At night and particularly between 2:00 a.m. and 5:00 a.m., zooplankton organisms
155 were concentrated in the bottom layer. Zooplankton densities were about 4 times greater in
156 LiB than in LaB.

157

158 *Changes to diel migration of various groups in the phyto- and zooplankton communities*

159 Bacillariophyceae were the dominant class of phytoplankton (Figure 4) in LiB at depths
160 of 3 and 8 m. The proportion of the three taxonomic groups was different between the surface
161 and the bottom layer from 5 p.m. to 2 a.m, at which time the proportions of Flagellates and
162 Dinophyceae at 3 m increased. The phytoplankton group structure in LaB changed every three
163 hours at 3 m. Bacillariophyceae and Flagellates dominated the community 40 % of the study
164 time whereas Dinophyceae were dominant 20 % of the time. At a depth of 8 m, the

165 phytoplankton group structure was more stable. Flagellates remained the dominant species of
166 the community from 11 a.m. to 8 p.m. and were replaced by Bacillariophyceae from 11 p.m.
167 to 5 a.m.

168 We analysed zooplankton group proportions (Figure 5) in this study. Copepods were the
169 dominant group in both bays and at both depths during the entire study, followed by Other
170 Invertebrates and Cladocera. The overall composition of the zooplankton community did not
171 differ greatly between surface and bottom layer in LiB as well as in LaB at each sample time.
172 In LiB, Copepoda proportions varied from 54 % (11:00 a.m. on day 1) to 76 % (8:00 a.m. on
173 day 2) at the surface layer and from 53 % (8:00 a.m. on day 1) to 78 % (8:00 a.m. on day 2) in
174 the bottom layer. Cladocera proportions of the total community were greatest at 8:00 a.m and
175 11:00 a.m. in the surface layer (2%) and at 5:00 and 8:00 p.m. in the bottom layer (3%) on
176 day 1. Other Invertebrates varied from 44 % (11:00 a.m. on day 1) to 24 % (8:00 a.m. on day
177 2) at the surface layer, and from 46 % (8:00 a.m. on day 1) to 22 % (8:00 a.m. on day 2) at the
178 bottom layer.

179

180 *Changes to diel migration of various taxonomic groups of phytoplankton and zooplankton*

181 In LiB, Bacillariophyceae (Figure 6 A), Dinophyceae (Figure 6 B) and Flagellates
182 (Figure 6 C) were most abundant at 8 m from 8:00 a.m. to 2:00 p.m. At 5:00 p.m., the three
183 taxonomic groups migrated to the surface layer. The nocturnal pattern was less marked.
184 Bacillariophyceae were observed mostly in the deep layer whereas Flagellates were found
185 mostly at a depth of 3 m and Dinophyceae seemed to move from the bottom to the surface
186 every three hours. Despite these differences, all three taxonomic groups appeared to migrate
187 towards the surface layer at 2 a.m. In LaB, their patterns of migration were more independent.
188 Bacillariophyceae (Figure 6 A) were most abundant at a depth of 8 m throughout most of the
189 diel cycle. During the night, the density decreased abruptly at 2:00 a.m. This phenomenon

190 was also observed for Dinophyceae (Figure 6 B) and Flagellates (Figure 6 C); simultaneously,
191 the abundance of the three taxonomic groups was higher at the surface layer indicating a
192 migration upward at 2:00 a.m. Dinophyceae began this migration at 11:00 p.m. when they
193 reached its highest density in the surface layer. They were also most abundant in the bottom
194 layer at 5:00 p.m. The density of Flagellates peaked three times at the surface layer: at 2:00
195 p.m., 2:00 a.m. and the maximum at 8:00 a.m. on day 2 with more than 4000 cell L⁻¹.

196 Cyclopoida (Figure 7 A), Calanoida (Figure 7 B) and Other Invertebrates (Figure 7 E),
197 all groups of zooplankton, showed a normal DVM in LiB, with a greater abundance in the
198 surface layer from 5:00 p.m. to 5:00 a.m. Harpacticoida (Figure 7 C) were generally found in
199 the bottom layer but migrated towards the surface at 11:00 p.m. Cladocera (Figure 7 D) had a
200 high density at 2:00 p.m. in the bottom layer and reached the surface at 2:00 a.m. In LaB,
201 Cyclopoida (Figure 7 A) and Other Invertebrates (Figure 7 E) showed a reverse diel vertical
202 migration with a maximum density at the bottom at 2:00 a.m. Harpacticoida (Figure 7 C)
203 began a normal migration towards the surface at 5:00 p.m. and finally reached the bottom at
204 11:00 p.m. Cladocera (Figure 7 D) appeared to preferentially stay at the surface during the
205 first part of the night. They also showed two major peaks of abundance in the bottom layer at
206 11:00 a.m. and 8 p.m. Calanoida (Figure 7 B) showed no clear migration patterns during the
207 day or the night.

208

209 *Changes to diel migration of main species / taxonomic groups of zooplankton occurring in*
210 *both bays*

211 In LiB, all of the species and groups considered were generally observed to be in the
212 surface layer for most of the study time (i.e. from 2 p.m. to 8 a.m.). This pattern was less
213 obvious for Tintinnida (Figure 8 E). Densities of males, females and copepodites of *Oithona*
214 *nana* (Figure 8 A, B and C), as well as Appendicularia (Figure 8 F), peaked at 2 a.m. during

215 the night at the surface layer. Copepoda nauplii (Figure 8 D) were most abundant at 5 a.m. In
216 LiB, these groups displayed classic DVM. In LaB, all *Oithona nana* categories (Figure 8 A, B
217 and C) and Tintinnids (Figure 8 E) displayed reverse DVM. Their maximum densities during
218 the night occurred in the bottom layer at 2 a.m. for Tintinnida and *Oithona nana* copepodites,
219 whereas it was at 5 a.m. for males and females of *Oithona nana*. Appendicularia (Figure 8 F)
220 were also observed at the bottom at 2 a.m., but migrated to the surface at 5 a.m. Copepoda
221 nauplii (Figure 8 D) were generally found at the surface layer during all the cycle.

222 **Discussion**

223 No thermocline or oxycline was detected in either bay. Both bays showed differences in
224 phytoplankton and zooplankton communities, despite their proximity. Bacteria showed
225 similar densities in both bays and displayed no marked diel vertical migration as reported at a
226 coastal Northern Adriatic station (Celussi et al., 2008). Phytoplankton densities were about 30
227 times higher in LiB than in LaB, as Bacillariophyceae blooms at the beginning of September,
228 a usual event in the Mediterranean Sea (Margalef, 1958). This event had a positive effect on
229 the zooplankton community, which was 4 times larger in LiB than in LaB. The phytoplankton
230 bloom in LiB did not permit to see a change in the structure of phytoplankton community
231 which was dominated by Bacillariophyceae throughout the cycle at both depths, whereas
232 dominance alternated between Bacillariophyceae, Dinophyceae and Flagellates in LaB.
233 Analysing phytoplankton by taxonomic group in LiB showed that there was a general
234 migration to the surface at 5:00 p.m. In LiB, water transparency was estimated at 9 m by
235 Secchi disk. The end of the afternoon was probably the most appropriate period for
236 phytoplankton to be at a depth of 3 m, thereby avoiding the phenomenon of photoinhibition
237 described by Vincent et al. (1984). In LaB, Bacillariophyceae and Dinophyceae were
238 generally only at the surface at night. This preference for the surface layer at night may be
239 explained by greater water transparency in LaB than in LiB (Secchi disk: 16 m). In LaB,

240 Flagellates displayed different diel migration, reaching the surface during the day as well as at
241 night. Flagellates are known for nutrient retrieval (Olli, 1999) and their motility permits them
242 to join richer nutrient depths. Thus, their vertical movement may be due to nutrients,
243 particularly in cases of nutrient depletion as in LaB, considering the low phytoplankton
244 density.

245 In LiB, major taxonomic groups of zooplankton (i.e. Cyclopoida, Calanoida and Other
246 Invertebrates) displayed normal DVM. Predator avoidance and food availability are the two
247 main factors leading to normal DVM (Dini and Carpenter, 1992; Zaret and Suffern, 1976).
248 We suggest visual predator avoidance as a cause for normal DVM because of the
249 phytoplankton bloom, which excludes food competition. Cyclopoida and Other Invertebrates
250 displayed reverse DVM in LaB. This migration generally involves tactile predators (Lampert,
251 1989), such as Medusae, Siphonophores and Ctenophores. Our sampling method did not allow
252 the precise evaluation of the density of these groups; however, our study of the zooplankton
253 group structure showed that there were greater numbers of Other Invertebrates in LaB at
254 night, whereas in LiB this group tended to be larger during daylight hours. Moreover, we
255 assumed that in LiB, the phytoplankton bloom and a large zooplankton community could
256 sustain planktonophagous fish, whereas invertebrate predators could preferentially dominate
257 the low density plankton community of LaB. Stenson (1976) already showed that an absence
258 of vertebrate predators led to strong invertebrate predation.

259 In this study, by comparing bays, it was possible to test *in situ* the role of food availability in
260 zooplankton DVM. Huntley and Brooks (1982) showed that if phytoplankton is abundant,
261 migration amplitudes are high. The migration of these organisms progressively decreases and
262 ends due to a lack of food; thus, *Calanus pacificus* stayed in the food-rich surface water. In
263 our study, we observed this phenomenon only with Calanoida. Calanoida displayed normal
264 DVM in LiB, in which food was abundant. However in LaB, where food was not easily

265 available, no migration pattern was observed. These organisms were not concentrated in the
266 surface layer but were equally distributed throughout the water column, with food differences
267 between the surface and bottom not being significant enough to concentrate Calanoida at the
268 surface. Inversely, Cyclopoida displayed a migration pattern in both bays in which *Oithona*
269 *nana* was the dominant species. *Oithona nana* is carnivorous and feeds on copepods nauplii
270 (Lampitt, 1978). Thus, its migration may be relatively independent of phytoplankton
271 densities. Comparison of zooplankton migration at the species level also showed that *Oithona*
272 *nana* males, females and copepodites completely changed their DVM according to the type of
273 predation as well as Tintinnids and Appendicularians. By contrast, copepods nauplii did not
274 appear to be affected by the type of predator, their little size being an advantage in all cases.
275

276 **Conclusion**

277 We compared diel vertical migration of zooplankton in two coupled shallow coastal
278 ecosystems. These bays differed in the light penetration of water and phytoplankton density.
279 We showed that essentially light penetration regulates phytoplankton distribution in the water
280 column during the day, whereas the density of phytoplankton was indirectly related to the
281 type of predation occurring in each bay. In LiB, zooplankton displayed normal DVM due to
282 visual predators, whereas in LaB the main taxonomic groups displayed reverse DVM due to
283 tactile predation. Bacteria showed no DVM and were not thought to be involved in
284 zooplankton DVM. At the species level, *Oithona nana* was adapted to the type of predation
285 present in each bay, showing that no intrinsic factors led their diurnal vertical migration.

Acknowledgements

The authors thank the Institut Universitaire de Technologie of the Université du Sud Toulon-Var (Director of the Institut Universitaire de Technologie (IUT), Prof. B. Rossetto) and the Département de Génie Biologique for technical support. We also thank Dr. R. Garrouste and S. Faure for their help during field sampling.

References

- Basedow, S.L., Edvardsen, A., Tande, K., 2008. Vertical segregation of *Calanus finmarchicus* copepodites during the spring bloom. *Journal of Marine Systems* 70, 21-32.
- Bollens, S.M., Frost, B.W., 1989. Predator-induced diel vertical migration in planktonic copepod. *Journal of Plankton Research* 11, 1047-1065.
- Celussi, M., Paoli, A., Aubry, F.B., Bastianini, M., Del Negro, P., 2008. Diel microbial variations at a coastal Northern Adriatic station affected by Po River outflows. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 76, 36-44.
- Dale, T., Kaartvedt, S., Ellersten, B., Amundsen, R., 2001. Large-scale oceanic distribution and population structure of *Calanus finmarchicus*, in relation to physical environment, food and predators. *Marine Biology* 139, 561-574.
- Dini, M.L., Carpenter, S.R., 1992. Fish predator, food availability and diel vertical migration in *Daphnia*. *Journal of Plankton Research* 14, 359-377.
- Gliwicz, M.Z., Pijanowska, J., 1988. Effect of predation and resource depth distribution on vertical migration of zooplankton. *Bulletin of Marine Science* 43, 695-709.
- Haney, J.F., Hall, D.J., 1975. Diel vertical migration and filter-feeding activities of *Daphnia*. *Archiv für Hydrobiologie* 75, 413-441.
- Huntley, M., Brooks, E.R., 1982. Effects of age and food availability on diel vertical migration of *Calanus pacificus*. *Marine Biology* 71, 21-31.
- Hutchinson, G.E., 1967. A treatise on limnology. Vol. 2, Introduction to lake biology and the limnoplankton, John Wiley and Sons Inc., New York, pp. 1-1115.
- Jamet, J.L., Bogé, G., Richard, S., Geneys, C., Jamet, D., 2001. The zooplankton community in bays of Toulon areas (northwest Mediterranean Sea, France). *Hydrobiologia* 457, 155-165.
- Lampert, W., 1989. The adaptive significance of diel vertical migration of zooplankton. *Functional Ecology* 3, 21-27.
- Lampitt, R.S., 1978. Carnivorous feeding by a small marine copepod. *Limnology and Oceanography* 23, 1228-1230.
- Loeb, J., 1893. On the influence of light on the periodical depth-migrations of pelagic animals. *Bulletin of the United States Bureau of Fisheries* 13, 65-68.
- Lund, J.W.G., Kipling, C., Le Cren, E.D., 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* 11, 143-170.
- Margalef, R., 1958. Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton, in: Buzzati-Traverso, A. A. (Ed), *Perspectives in marine biology*. University of California Press, Berkeley, pp. 323-349.

- Morgado, F.M., Melo, R., Queiroga, H., Sorbe, J.C., 2003. Zooplankton abundance in a coastal station off the Ria de Aveiro inlet (north-western Portugal): relation with tidal and day/night cycles. *Acta Oecologica* 24,175-181.
- Neill, W.E., 1990. Induced vertical migration in copepods as a defence against invertebrate predation. *Nature* 345, 524-526.
- Ohman, M.O., Frost, B.W., Cohen, E. B., 1983. Reverse diel vertical migration : an escape from invertebrate predators. *Science* 220, 1404-1407.
- Olli, K., 1999. Diel verticale migration of phytoplankton and heterotrophic flagellates in the Gulf of Riga. *Journal of Marine System* 23, 145-163.
- Paillard, M., Gravez, V., Clabaut, P., Walker, P., Blanc, J.J., Boudouresque, C.F., Belsher, T., Urscheler, F., Poydenot, F., Sinnassamy, J.M., Augris, C., Peyronnet, J.P., Kessler, M., Augustin, J.M., Le Drezen, E., Prudhomme, C., Raillard, J.M., Pergent, G., Hoareau, A., Charbonnele E., 1993. Cartographie de l'herbier de Posidonie et des fonds marins environnants de Toulon à Hyères (Var-France). Reconnaissance par sonar latéral et photographie aérienne. Notice de présentation. IFREMER & GIS Posidonie, pp. 1-36.
- Pearre, S., 2003. Eat and run ? the hunger/satiation hypothesis in vertical migration: history, evidence and consequences. *Biological Reviews* 78, 1-79.
- Ringelberg, J., 1999. The photobehaviour of *Daphnia* spp. as a model to explain diel vertical migration in zooplankton. *Biological Reviews* 74, 397- 423.
- Shaw, W., Robinson, C.L.K., 1998. Night versus day abundance estimates of zooplankton at two coastal stations in British Columbia, Canada. *Hydrobiologia* 363, 179-189.
- Stenson, J.A.E., 1976. Significance of predator influence on composition of *Bosmina* spp. populations. *Limnology and Oceanography* 21, 814-822.
- Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung Theorie Angewandte Limnologie* 9, 1-38.
- Vincent, W. F., Neale, P. J., Richerson, P. J., 1984. Photoinhibition: algal response to bright light during diel stratification and mixing in a tropical alpine lake. *Journal of Phycology* 20, 201-211.
- Wright, D., O'Brien, W.S., Vinyard, G.L., 1980. Adaptive value of vertical migration simulation model argument for the predation hypothesis. *American Society of Limnology and Oceanography, Special Symposium* 3, 138-148.
- Zaret, T.M., Suffern, J.S., 1976. Vertical migration in zooplankton as predator avoidance mechanism. *Limnology and Oceanography* 21, 804-813.

Figure legends

Figure 1: Map of Toulon Bay, with the sampling stations in Little Bay (S1) and Large Bay (S2).

Figure 2: Water temperature (A) and oxygen concentration (B) changes in Little Bay (LiB) and Large Bay (LaB) in relation to water depth.

Figure 3: Diel vertical densities of bacteria (A) phytoplankton (B) and zooplankton (C) in Little Bay (LiB) and Large Bay (LaB).

Figure 4: Diel vertical migrational evolution of phytoplankton groups in Little Bay (LiB) and Large Bay (LaB).

Figure 5: Diel vertical migrational evolution of zooplankton groups in Little Bay (LiB) and Large Bay (LaB).

Figure 6: Diel vertical migrational evolution of Bacillariophyceae (A), Dinophyceae (B), and Flagellates (C) in Little Bay (LiB) and Large Bay (LaB).

Figure 7: Diel vertical migrational evolution of Cyclopoida (A), Calanoida (B), Harpacticoida (C), Cladocera (D), and Other Invertebrates (E) in Little Bay (LiB) and Large Bay (LaB).

Figure 8: Diel vertical migrational evolution of *Oithona nana* female (A), *Oithona nana* male (B), *Oithona nana* copepodite (C), Copepoda nauplii (D), Tintinnida (E), and Appendicularia (F) in Little Bay (LiB) and Large Bay (LaB).

Figures

Figure 1

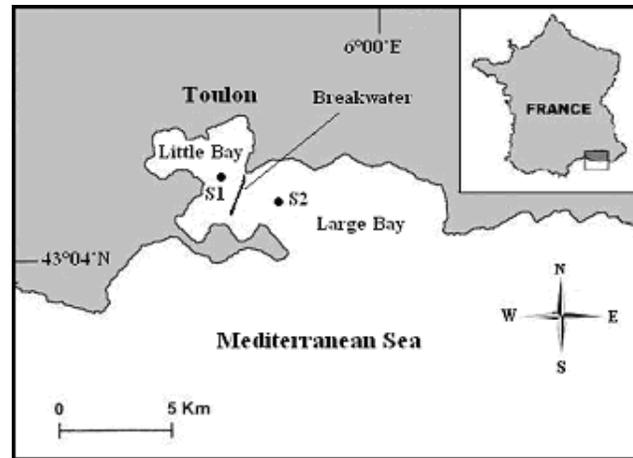


Figure 2

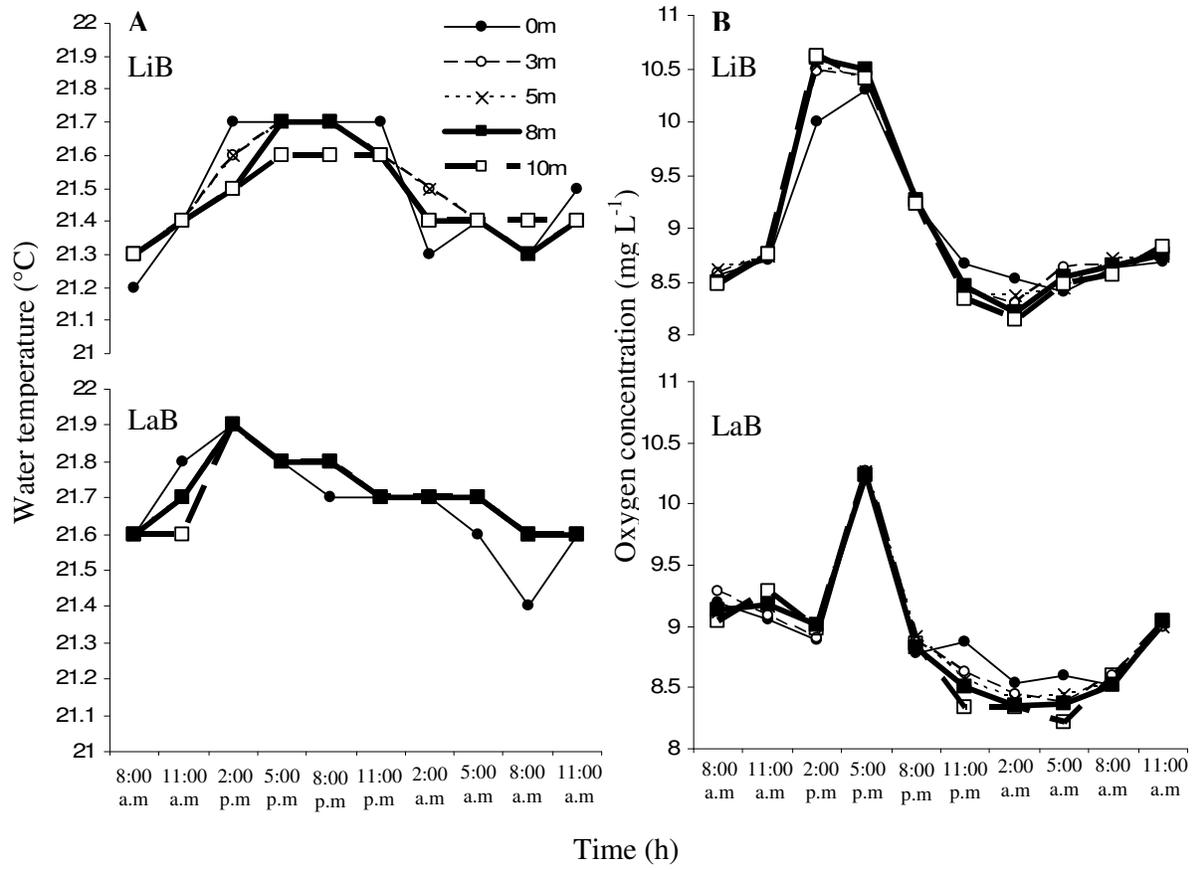


Figure 3

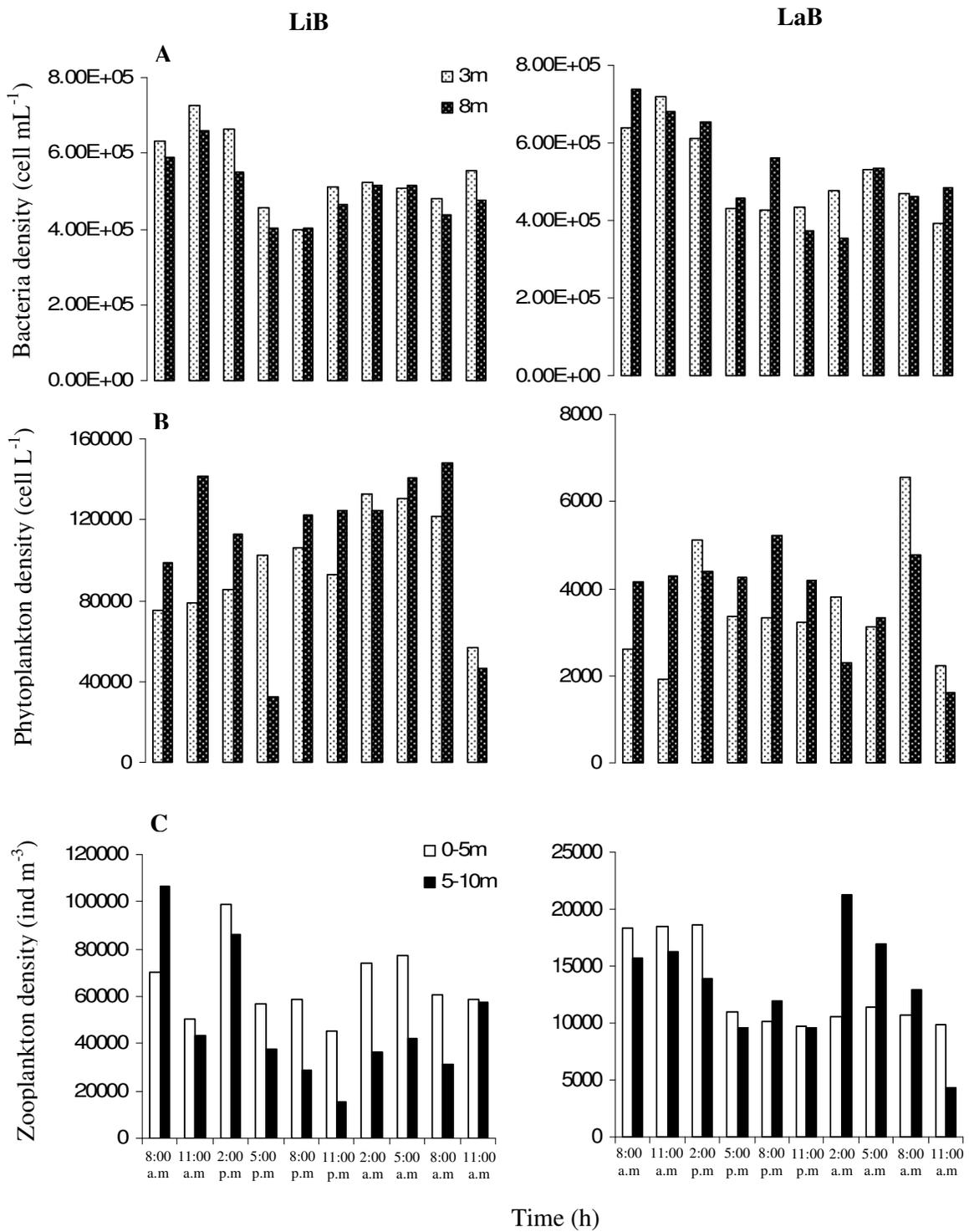


Figure 4

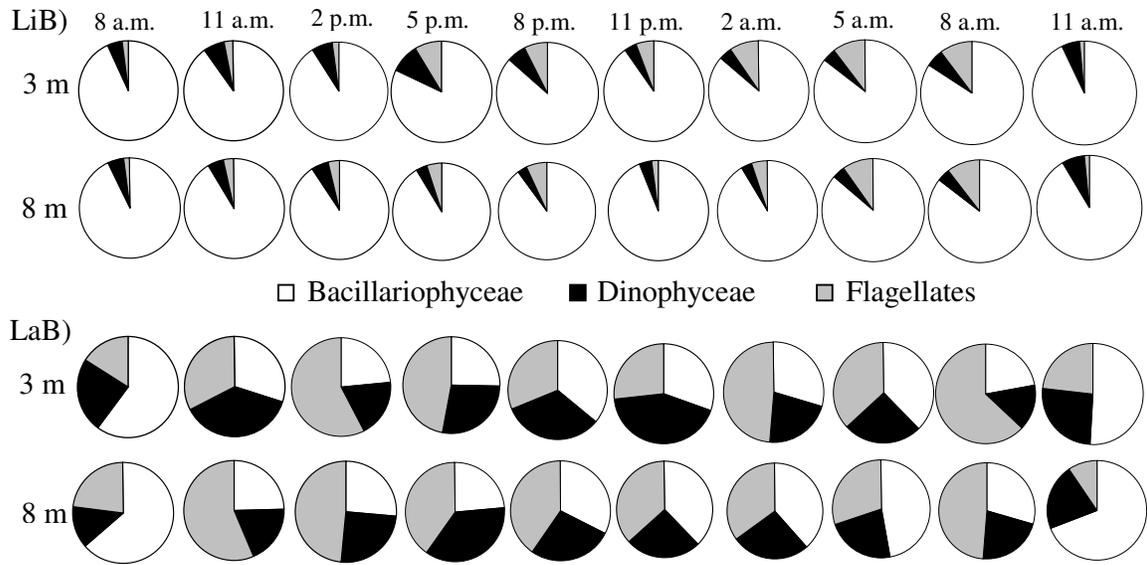


Figure 5

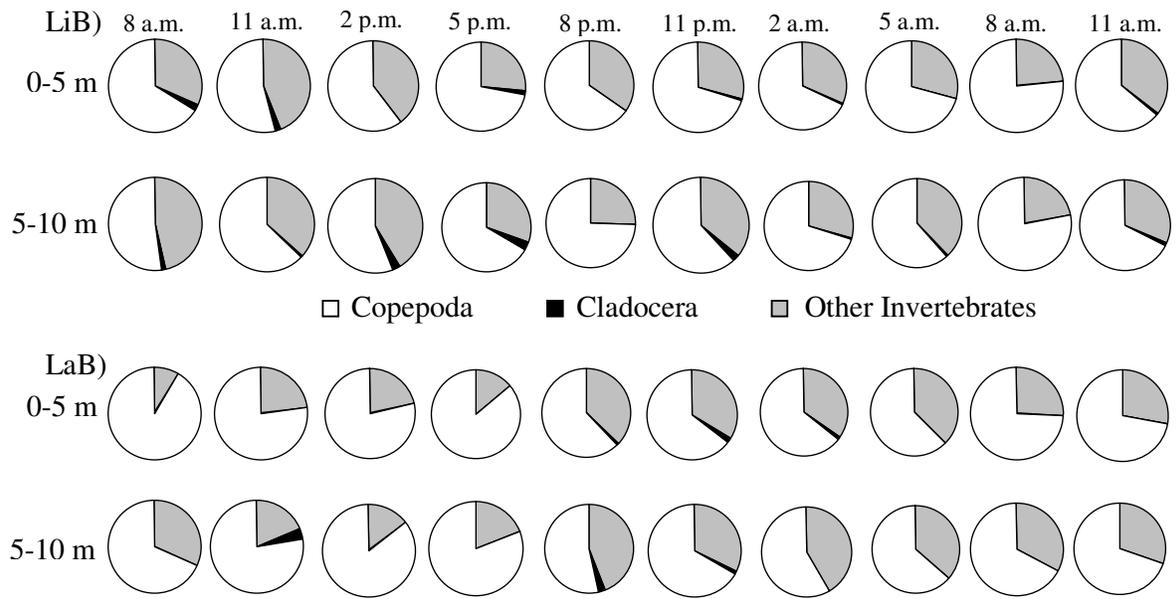


Figure 6

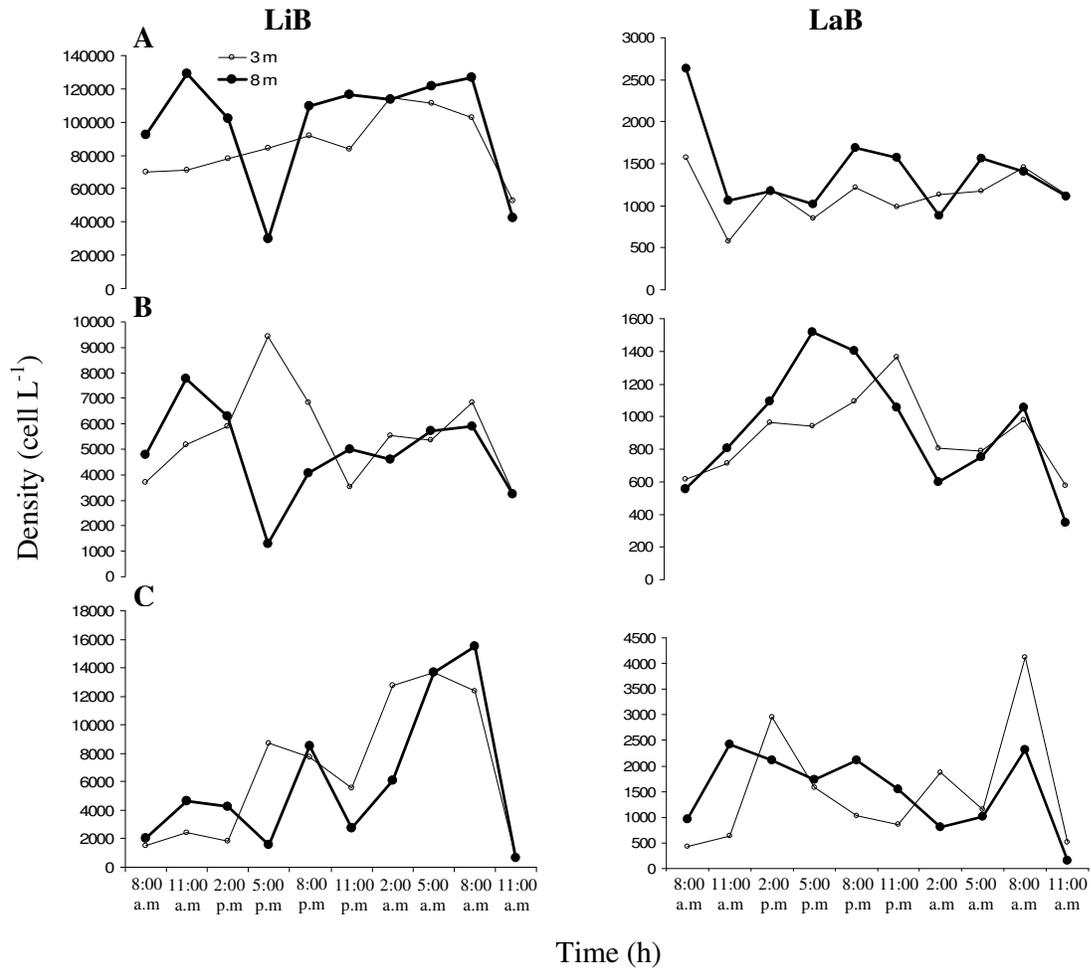


Figure 7

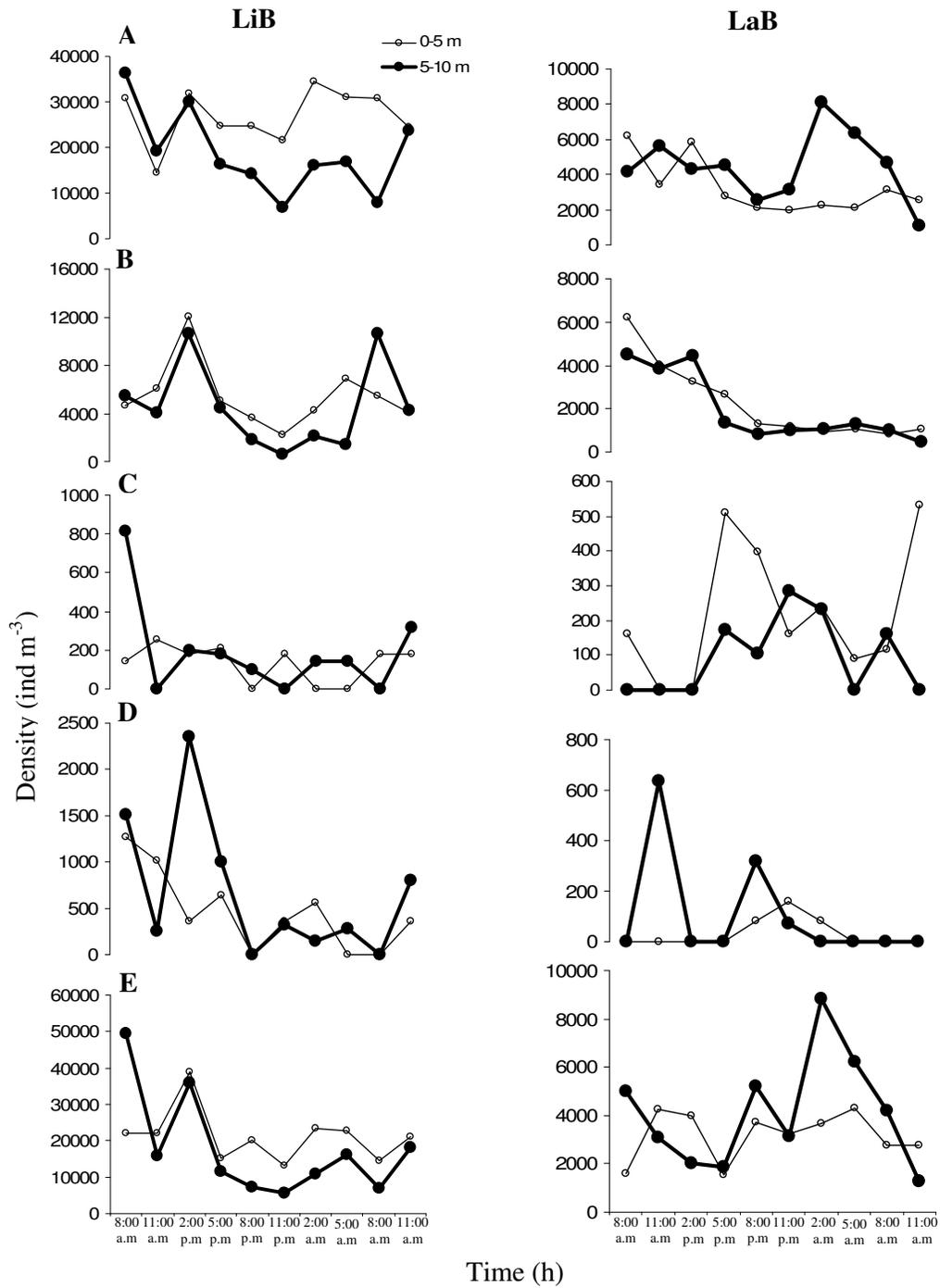
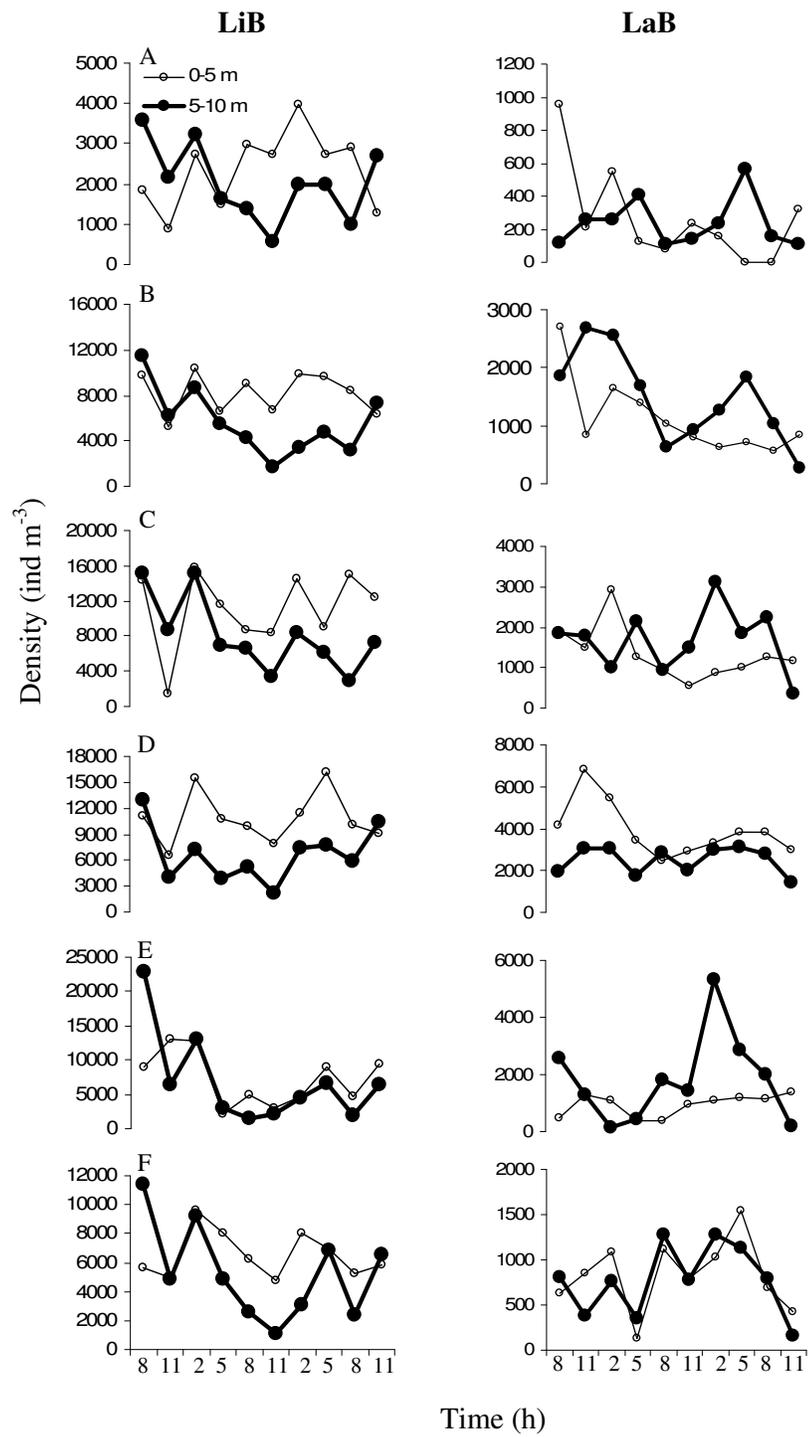


Figure 8



Annexe C

Communications à Congrès sans acte

1/ **Rossi N.**, J.L. Jamet, D. Jamet, J.M. Ginoux & M. Lespilette. 2005. Successions hivernales et printanières des communautés phytoplanctoniques en milieu littoral marin (Baie de Toulon). *VI^o Congrès International de Limnologie-Océanographie*, 4-8 juillet 2005, Lyon, France.

2/ Lespilette M., G. Bogé, S. Richard & **N. Rossi**. 2005. Contribution du zooplancton à l'activité phosphatasique en milieu littoral marin : cas de la rade de Toulon. *VI^o Congrès International de Limnologie-Océanographie*, 4-8 juillet, Lyon, France.

3/ Roche H., G. Bogé, J.L. Jamet, S. Richard, Y. Vollaire, D. Jamet, M. Lespilette & **Rossi N.** 2005. Ecological and ecotoxicological effects of the Eygoutier River on the zooplankton community of Toulon Bay. I- The zooplankton biotransformation activities toward organic compounds and their relationship with the structure of the communities. *Ist International Workshop on Organic Matter Modelling*, 16-18 novembre, La Londe, France.

4/ **Rossi N.** & J.L. Jamet. 2005. Winter and spring successions of phytoplankton communities in a marine littoral ecosystem: a contribution to organic matter modelling. *Ist International Workshop on Organic Matter Modelling*, 16-18 novembre, La Londe, France.

5/ Viboud S., Morin JP., Labrosse A., Roche L., **Rossi N.**, Fontvieille D. 2006. Evolution des légionelles et des bactéries accompagnantes au cours des phases initiales de la colonisation de substrats artificiels au contact d'une eau thermale. *BRGM. Journées thématiques du Réseau National Biofilms "Les biofilms dans l'environnement : procédés industriels et risques sanitaires"*. 14-15 juin, Orléans, France.

6/ Jamet J.-L., Richard S., Jamet D., Jean N., **Rossi N.** & Bogé G. 2006. Structures et successions planctoniques dans la région de Toulon. *Ires journées scientifiques euroméditerranéennes, Entretiens NEPTUNE*. 14-15 septembre, Toulon, France.

7/ **Rossi N.**, Jamet J.L., Jamet D., Merdy P. 2006. Heavy metals (Cu, Pb, Cd) seasonality in phytoplankton and associated particles in two marine littoral ecosystems (Toulon Bays, France). *ECSA 41st International Conference "Measuring and managing changes in estuaries and lagoons"*. 15-20 octobre, Venise, Italie.

8/ **Rossi N.** and Jamet J.L. 2006. Importance of heavy metals in the zooplankton communities of Toulon Bays (NW Mediterranean Sea, France). *ECSA 41st International Conference "Measuring and managing changes in estuaries and lagoons"*. 15-20 octobre, Venise, Italie.

9/ **Rossi N.**, Jamet J.L., Richard S., Jamet D., Garrouste R. Changement climatique et communautés planctoniques : qu'en est-il dans la Rade de Toulon ? *2^{èmes} journées scientifiques euroméditerranéennes, Entretiens NEPTUNE*. 8-9 novembre 2007, Toulon, France.

Communications à Congrès avec actes

1/ Bachelet P., De Montaudin X., Desclaux C., Mairesse G., Raigne H., Randriambao K., Garcia-Meunier P., Martel C., Pascal P.Y., Sauriau P.G., Simon-Bouet B., Robert S., Geairon P., Gouletquer P., Grangère K., Guilpain P., Le Moine O., **Rossi N.**, Seugnet J.L., Soletchnik P. Les mollusques invasifs des bassins conchylicoles du littoral Manche-Atlantique : diversité et structure génétiques des populations invasives, compétition avec les taxons indigènes, gestion du risque pour les écosystèmes et la conchyliculture. *Colloque de Restitution - Programme de recherche Invasions Biologiques*. Moliets (Landes), 17-19 octobre 2006, pp. 193-200.

Abstract

Ecological studies of bacteria, phytoplankton and zooplankton are of major interest because these organisms constitute the food web basis. In coastal ecosystems, plankton communities are subjected to anthropogenic inputs which could influence their ecology. The framework of this study is plankton ecology and measurements of metal concentrations in different compartments of coastal ecosystems. An annual study (sampling twice a month) and a diel cycle were made in two neighbouring ecosystems differently affected by anthropogenic inputs, Little Bay and Large Bay of Toulon (France, north-west Mediterranean Sea), considering bacteria, phytoplankton and zooplankton communities. During the annual cycle, copper, lead and cadmium concentrations were measured in seawater, suspended particulate matter, bacteria, phytoplankton and zooplankton. Results showed that plankton ecology was principally influenced by meteorological conditions, both bays showing a different functioning because of their geomorphology. Plankton density was higher in Little Bay than in Large Bay, whereas diversity was higher in Large Bay than in Little Bay. Concerning metals, the *in situ* study showed metal concentrations higher in Little Bay than in Large Bay whatever the compartment studied. Some biological factors as density, taxonomic composition and the place where organisms live, showed an influence on the metal composition of plankton communities. Bacteria and phytoplankton showed great capacities to concentrate metals, in particular for copper and lead. In contrast, zooplankton constituted a break in the metal bioaccumulation along the food web. Finally, the important role of the suspended particulate matter as a metal trap was confirmed, showing the importance of working on pure plankton samples to have a good estimation of metal concentrations in the different plankton compartments.

Key words: Plankton ecology, heavy metals, plankton/metals interactions, mediterranean coastal ecosystems.

Résumé

L'étude de l'écologie des bactéries, du phytoplancton et du zooplancton est d'intérêt majeur puisque ces organismes constituent la base du réseau trophique. En milieux côtiers, ces communautés planctoniques sont soumises à des apports anthropiques susceptibles de modifier leur écologie. C'est dans cette problématique que se situe ce travail de thèse. Un suivi annuel (avec un pas d'échantillonnage bimensuel) ainsi que nyctéméral, des bactéries, du phytoplancton et du zooplancton a été effectué dans deux écosystèmes différemment influencés par les apports anthropiques, la Petite Rade et la Grande Rade de Toulon (France, Méditerranée occidentale). Durant le cycle annuel, les concentrations de cuivre, plomb et cadmium ont également été dosées dans l'eau, la matière particulaire en suspension, les bactéries, le phytoplancton et le zooplancton. Il en a résulté que l'écologie planctonique était principalement influencée par les facteurs météorologiques, les deux rades démontrant une écologie différente du fait de leur géomorphologie. La Petite Rade a notamment mis en évidence une densité planctonique supérieure et une diversité inférieure à celles de la Grande Rade. Concernant les métaux, l'étude *in situ* a permis de mettre en évidence des concentrations métalliques plus importantes dans la Petite Rade que dans la Grande Rade, quel que soit le compartiment étudié. Il a été également montré que certains facteurs tels que la densité, la composition taxonomique et le milieu dans lequel évoluent les communautés planctoniques, avaient une influence sur l'évolution des concentrations métalliques dans les communautés planctoniques. Les bactéries et le phytoplancton ont démontré des capacités d'accumulation des métaux, en particulier pour le cuivre et le plomb, très importantes. En revanche, le zooplancton semble constituer une rupture dans la bioaccumulation des métaux dans le réseau trophique. Enfin, le rôle prépondérant de la matière particulaire en suspension dans le piégeage des métaux a été confirmé, démontrant de ce fait la nécessité de travailler sur des échantillons planctoniques purs pour avoir une bonne estimation des concentrations métalliques dans les différents compartiments planctoniques.

Mots-clés : Ecologie planctonique, métaux lourds, interactions plancton/métaux, écosystèmes côtiers méditerranéens.