

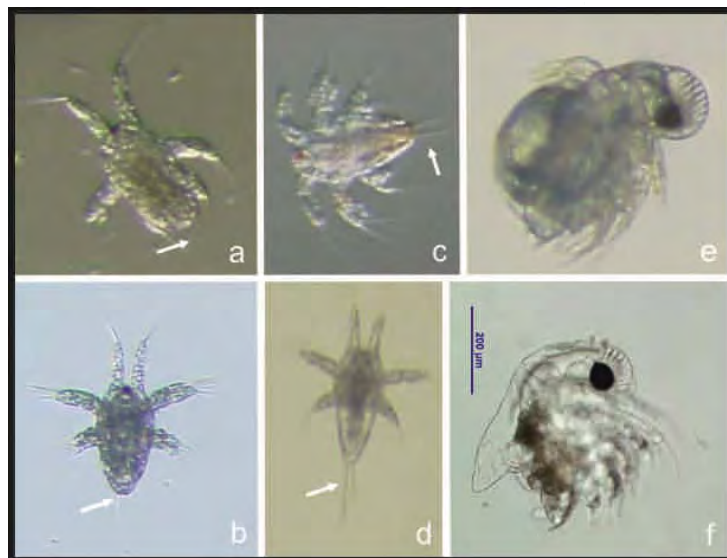
Rapport

Seine-Aval 4



BIODISEINE

Positionnement des études sur la biodiversité
des écosystèmes de l'estuaire de la Seine dans
le cadre du changement global : zoom
sur les communautés planctoniques



Souissi S., Alekseev V.



Titre de la proposition	Positionnement des études sur la biodiversité des écosystèmes de l'estuaire de la Seine dans le cadre du changement global: zoom sur les communautés planctoniques
Acronyme	BIODISEINE
Axe(s) de recherche concerné(s)	<ul style="list-style-type: none"> ■ Quel estuaire voulons-nous ? (Restauration et Reconquête) □ A quels risques chimiques et environnementaux les populations de l'estuaire sont-elles exposées ? ■ Comment va l'estuaire, comment évolue t'il et comment fonctionne t'il ? (Système d'Observation)
Coordinateur de la proposition	<p>Nom : SOUISSI Prénom : Sami Laboratoire : UMR CNRS 8187 LOG, Laboratoire d'Océanologie et de Géosciences Adresse : Université Lille 1 Sciences et Technologies; Station Marine de Wimereux, 28 Avenue Foch, 62930 Wimereux Mail : Sami.Souissi@univ-lille1.fr Téléphone : 0321992908</p>
Durée du projet	2 ans

Équipes impliquées

Nombre d'équipes impliquées : 2

Equipe 1

Laboratoire : UMR CNRS LOG, Laboratoire d'Océanologie et Géosciences, Station marine de Wimereux, Université Lille 1

1. responsable scientifique

SOUISSI Sami (Sami.Souissi@univ-lille1.fr) 1,5 mois

2. chercheurs (ou équivalents) permanents

DENIS Lionel, MCF Lille 1 (Lionel.Denis@univ-lille1.fr) 2 mois

3. chercheurs (ou équivalents) contractuels

GOMEZ Fernando, post-doc en 2010 (Fernando.Gomez@fitoplancton.com)

GLIPPA Olivier, post-doc en 2011 (olivier.glippa@univ-lille1.fr)

BEN RADHIA – SOUISSI Anissa, post-doc en 2011 (anissa.ben-radhia@univ-lille1.fr)

DEVREKER David, chercheur contractuel (david.devreker@univ-lille1.fr)

4. doctorants

GLIPPA Olivier (doctorant en 2010) (o.glippa@ed.univ-lille1.fr)

BEN RADHIA – SOUISSI Anissa (doctorante en 2010) (anissa.ben-radhia@ed.univ-lille1.fr)

5. techniciens

6. autres étudiants, stagiaires

LECARDEZ Sophie (étudiante L3) (sophie.lecardez01@orange.fr) 2 mois

Equipe 1a

Nous avons associé l'équipe de Victor Alekseev à l'équipe 1 (S. Souissi) gérée par Lille 1. Cette solution est optimale du point de vue administratif. Par conséquent l'équipe 1a sera sous-contractante de l'équipe 1 et tous les justificatifs administratifs seront fournis par une seule structure (université Lille 1). Cette solution a été validée par Lille 1 et le GIP Seine-Aval.

A noter que Victor Alekseev a bénéficié d'un mois de Professeur université (soutien ULCO pour l'UMR LOG) et dans le cadre de BIODISEINE il a bénéficié de 3 mois de supports de Professeur invité auprès de l'Université de Lille 1 (1 mois en 2010 + 2 mois en 2011). Nous n'avons pas intégré ce soutien supplémentaire dans le budget.

1. responsable scientifique

ALEKSEEV Victor (alekseev@zin.ru)

2. chercheurs (ou équivalents) permanents

ZAKHODNOVA Tatiana, (tzakhodnova@yahoo.com) spécialisée en biodiversité algale et productivité

TELESH Irena, (itelesh@yahoo.com) spécialisée en rotifères et protistes d'eau douce et également dans le zooplancton en baltique

3. chercheurs (ou équivalents) contractuels

4. doctorants

SUKHIKH Natalia, (rotatoria@zin.ru)

doctorante travaillant sur la diversité (morphologique et moléculaire) des crustacés planctoniques et sur l'induction de la diapause. Elle a bénéficié d'une bourse de 2 mois (Avril-Mai 2011) accordée dans le cadre de BIODISEINE.

5. techniciens

6. autres étudiants, stagiaires

Sommaire

I. Rappel des objectifs généraux de l'action	5
II. Principaux résultats acquis dans la cadre du projet BIODISEINE	6
1. Introduction	6
2. Etude de la diversité des formes planctoniques dans tous les habitats de l'estuaire de la Seine	7
2.1. <i>Etude de la diversité des formes microplanctoniques (phytoplancton et microzooplancton)</i>	<i>7</i>
2.2. <i>Etude des épibiontes et formes parasites des copépodes et cladocères de l'estuaire</i>	<i>10</i>
2.3. <i>Actualiser l'inventaire des espèces meso-zooplanctoniques de l'estuaire.....</i>	<i>12</i>
3. Etude des formes de résistances (œufs de dormance) dans le sédiment des ballasts et dans le sédiment à proximité des zones portuaires de l'estuaire de la Seine	21
3.1. <i>Synthèse bibliographique sur le rôle des transports maritimes et fluviaux dans les processus de dissémination d'espèces exotiques.....</i>	<i>21</i>
3.2. <i>Etude des formes de résistance dans le sédiment à proximité de la zone portuaire</i>	<i>24</i>
3.3. <i>Etude des formes de résistance dans le sédiment des ballasts</i>	<i>35</i>
3.4. <i>Réalisation d'une clé de détermination des principales formes de résistances</i>	<i>40</i>
3.5. <i>Etude de l'induction de la diapause chez le copépode Eurytemora affinis</i>	<i>42</i>
4. Conclusion et perspectives	45
III. Références	50
IV. Publications proposées ou acceptées suite aux travaux de BIODISEINE	52
V. Communications réalisées.....	52
VI. Annexes	54

I. Rappel des objectifs généraux de l'action

Etudier la dynamique de la biodiversité dans un milieu estuarien est très difficile car une approche globale et intégrée est nécessaire. Afin de préparer la meilleure stratégie pour répondre à la question fondamentale des effets des changements climatiques sur l'estuaire de la Seine, un projet d'expertise collective sur les conséquences des changements climatiques a été financé par le GIP Seine-Aval (projet CLIMAT coordonné par Benoit Laignel et Sami Souissi). Au sein de ce projet un sous groupe d'experts sur les habitats et peuplements biologiques a également participé à cette expertise (groupe coordonné par S. Souissi). Ce travail d'expertise nous a permis de proposer des recommandations pour répondre aux attentes des partenaires du GIP Seine-Aval (voir rapport final de l'expertise). Ce travail d'expertise collective nous a confirmé i) la difficulté de proposer un schéma conceptuel clair en absence de suivis réguliers des composantes de l'écosystème estuarien et ii) la nécessité de placer les études sur la biodiversité des écosystèmes de l'estuaire de la Seine dans un cadre plus global en incluant non seulement le changement climatique mais également les différents impacts d'origine anthropique. En effet, se focaliser uniquement sur le changement climatique sans inclure les autres possibilités d'introduction de nouvelles espèces (et donc modification de la biodiversité) dans l'estuaire de la Seine risquerait de produire des conclusions incomplètes et/ou peu utiles pour les scientifiques et les gestionnaires. **La biodiversité des écosystèmes de l'estuaire de la Seine** va évoluer d'une façon dynamique en fonction des interactions biotiques (dynamique propre de l'écosystème) mais également en réponse aux forçages externes liés aux changements globaux. Prédire l'évolution de la biodiversité d'un écosystème aquatique aussi complexe que les estuaires est quasiment impossible. Toutefois, caractériser la biodiversité actuelle et analyser toutes les sources d'introduction de nouvelles espèces et de leur naturalisation dans un contexte de changement global est possible. **A travers ce projet, nous souhaitons poursuivre et valoriser** la dynamique de la réflexion sur l'étude de la biodiversité dans l'estuaire de la Seine dans le cadre du changement global. **Ce projet vise à combler** plusieurs lacunes dans nos connaissances actuelles sur la biodiversité d'espèces microscopiques peu décrites dans la Seine. En effet, sans description fiable des différentes formes de biodiversité (et leurs dynamiques) il est prématuré (même illogique) d'envisager des phases de modélisation et/ou de cartographie future des peuplements biologiques. Commençons tout d'abord par faire le point sur la biodiversité actuelle et analysons par la suite toutes les sources externes qui pourraient influencer sa dynamique future.

Le projet BIODISEINE se base sur les actions suivantes :

- 1) Actualiser nos connaissances (liste d'espèces et leur écologie) sur la dynamique de la biodiversité des compartiments microplanctoniques (phytoplancton, ciliés en formes libres mais également parasites ou épibiontes) et mesozooplanctoniques au niveau du continuum des habitats estuariens (eau douce – gradient de salinité et eau marine).
- 2) Inclure les zones portuaires dans le choix des sites d'échantillonnage prévus en 2010 (même d'une façon préliminaire) et préparer des actions futures en collaboration avec GIP SA et les deux ports maritimes.
- 3) Etudier pour la première fois dans la Seine les possibilités d'introduction d'espèces d'invertébrés à travers le transport par les ballasts et l'étude des formes de résistance dans le sédiment. Ce travail se fera en collaboration entre l'équipe de Wimereux et l'équipe du Pr. Victor Alekseev spécialiste mondial de cette problématique et des questions d'invasions biologiques.

II. Principaux résultats acquis dans le cadre du projet BIODISEINE

1. Introduction

Le projet BIODISEINE a fortement bénéficié de la dynamique de recherche mise en place depuis plusieurs années dans le cadre du programme Seine-Aval. Plus particulièrement le projet BIODISEINE qui a été proposé conjointement avec la demande du financement de la suite du projet ZOOSEINE (2008-2010, coordinateur S. Souissi) qui malheureusement n'a pas été financé par le GIP Seine-Aval a fortement bénéficié de la dynamique initiée par ce dernier projet. En effet, nous avons pu réaliser une série de campagnes d'échantillonnage en 2010 (demande faite au niveau national en 2009) dans l'estuaire de la Seine en incluant pour la première fois des stations supplémentaires dans le Port du Havre et à proximité de la zone portuaire. Nous avons également poursuivi en 2010 le suivi régulier au niveau du Pont de Normandie initié depuis 2004 mais surtout repris d'une façon régulière depuis 2008. L'un des objectifs majeurs de BIODISEINE était de compléter le dépouillement des échantillons de phytoplancton obtenus dans l'estuaire de la Seine lors de toutes les campagnes ZOOTRANZ 2008-2010. Ce travail fastidieux a pu être réalisé grâce à l'implication du Dr. Fernando Gomez spécialiste de la taxonomie du phytoplancton ([voir son site web, http://www.planktonlab.com/](http://www.planktonlab.com/)). De même, un grand nombre de prélèvements du zooplancton réalisés en 2009 et 2010 a pu être analysé dans le cadre de ce projet.

En plus des prélèvements dans la colonne d'eau, le projet BIODISEINE s'est proposé d'étudier la dynamique des formes de résistance (œufs de dormance) dans le sédiment de l'estuaire de la Seine. Il s'agit d'une application immédiate d'un nouveau savoir faire acquis par notre équipe dans le cadre de la thèse de doctorat d'Olivier Glippa (soutenue en Avril 2011). Cette action a confirmé l'importance de cette phase du cycle de vie (dormance – benthique) très souvent ignoré dans les études de la dynamique de la biodiversité planctonique compte tenu du manque d'expertise scientifique. En effet, afin de réussir cette phase du projet nous avons associé dès le début le Pr. Victor Alekseev au projet de thèse d'Olivier Glippa. Compte tenu des compétences de l'équipe du V. Alekseev dans l'étude de la biodiversité du zooplancton, les formes de résistance (diapause) mais surtout l'étude des introductions d'espèces à travers les ballasts des bateaux, nous avons activement impliqué cette équipe dans le projet BIODISEINE. Ceci nous a permis d'acquérir une expertise supplémentaire dans la mise au point de techniques d'échantillonnage du sédiment au fond des ballasts. Malheureusement le temps nécessaire à la mise au point de ce protocole de prélèvement mais surtout la complexité administrative pour obtenir des autorisations d'accès au ballast de navires (**cf. partie 3.3**) nous ont empêché de réaliser un grand nombre de prélèvements du sédiment des ballasts. Toutefois, les résultats préliminaires obtenus dans le cadre de ce projet ainsi que le savoir faire mis en place seront très utiles pour poursuivre ce nouvel axe de recherche dans la Seine.

Enfin, nous tenons à signaler le grand soutien financier de l'université de Lille 1 au projet BIODISEINE. En effet, l'université de Lille 1 a accordé un financement de post-doc à Fernando Gomez, ce qui nous a permis de contribuer au financement de quelques mois de post-doc de 3 jeunes chercheurs formés dans le cadre de Seine-Aval (Olivier Glippa (7 mois), Anissa Ben Radhia (6 mois) et David Devreker (2 mois). Cette contribution de 3 jeunes chercheurs dans le projet BIODISEINE était cruciale et déterminante. A noter également que compte tenu de la difficulté administrative de sous-contracter l'équipe du Pr. Victor Alekseev (Académie des Sciences Russe, St Petersburg, Russie) partenaire de BIODISEINE, l'université de Lille 1 a géré la totalité des crédits des deux équipes de Wimereux et de St Petersburg. De plus, l'université de Lille 1 a accordé (d'une façon exceptionnelle) un support de professeur invité régulier au Pr. Alekseev afin qu'il puisse contribuer activement au projet BIODISEINE. Ceci nous a permis d'obtenir de résultats supplémentaires et inattendus dans le cadre de BIODISEINE et notamment une publication décrivant une nouvelle espèce du copépode du genre *Eurytemora* et une analyse fine des introductions d'espèces de

copépodes difficilement détectables. Ce dernier travail se réalise dans le cadre d'une partie de la thèse de Mlle Natalia Sukhikh doctorante du Pr. Alekseev et impliquée dans BIODISEINE.

Le plan de ce rapport conserve le plan original de la proposition et démontre que toutes les actions proposées (même celles qui présentaient fort risque, comme l'échantillonnage des ballasts) ont été réalisées. Plusieurs des résultats obtenus dans BIODISEINE vont donner lieu à des publications scientifiques. Les autres actions préliminaires et surtout l'échantillonnage dans les ballasts et/ou dans la zone portuaire sont cruciaux pour la phase de réflexion en cours sur la préparation de la phase V du programme Seine-Aval.

2. Etude de la diversité des formes planctoniques dans tous les habitats de l'estuaire de la Seine

2.1. Etude de la diversité des formes microplanctoniques (phytoplancton et microzooplancton)

2.1.1. Variabilité spatio-temporelle de la richesse spécifique des diatomées et dinoflagellés

L'étude du phytoplancton a été réalisée par le Dr. Fernando Gomez sur chacune des stations échantillonnées au cours des campagnes BIODISEINE (voir **Annexe 1** montrant la liste des différentes espèces phytoplanctoniques identifiées au cours des différentes missions BIODISEINE). La **Figure 1** présente le nombre d'espèces phytoplanctoniques trouvées sur la radiale allant du grand port maritime du Havre (Station 1) à la station 10 (Pont de Normandie) au cours des campagnes ZOOT 10: 30 mai 2010, ZOOT 11: 18 juin 2010 et ZOOT 13: 13 septembre 2010). L'intégralité des résultats obtenus au cours de ces 3 campagnes ainsi que ceux obtenus lors des campagnes précédentes (de juin 2008 à septembre 2009) sont repris dans le fichier de données brutes envoyé au GIP SA.

L'abondance en diatomées (eau douce + marine) est passée de 344,3 cellules.ml⁻¹ fin mai 2010 (ZOOT 10) à 120,5 cellules.ml⁻¹ en juin 2010 (ZOOT 11) puis finalement à 28,5 cellules.ml⁻¹ en septembre 2010 (ZOOT 13). L'abondance de dinoflagellés est passée quand à elle de 0,19 cellules.ml⁻¹ au cours des campagnes ZOOT 10-ZOOT 11 à près de 40 cellules.ml⁻¹ durant la campagne ZOOT 13 avec un maximum de 360 cellules.ml⁻¹ au niveau du grand port du Havre (ZOOT 13-Station 1). Les deux premières campagnes (ZOOT 10 et ZOOT 11) présentent une diversité plus importante pour les diatomées que pour les dinoflagellés; tendance qui s'inverse pour la campagne de ZOOT 13 (mi septembre 2010) notamment dans la proche zone portuaire.

Les **Figures 2, 3, 4 et 5** présentent la diversité du phytoplancton rencontré dans la Manche, mais également en partie dans la baie de Seine (Pour une liste plus précise des espèces appartenant typiquement à la baie et à l'estuaire de Seine, se référer à l'**Annexe 1**).

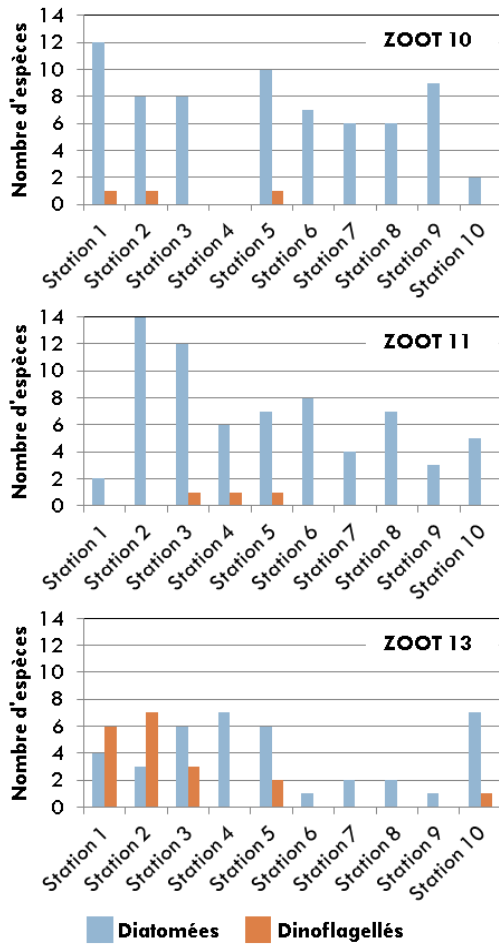


Figure 1: Nombre d'espèces phytoplanctoniques trouvées lors des campagnes Biodiseine sur la radiale allant du grand port maritime du Havre (Station 1) à la station 10 (Pont de Normandie). ZOOT10: 30 mai 2010, ZOOT11: 18 juin 2010 et ZOOT13: 13 septembre 2010.

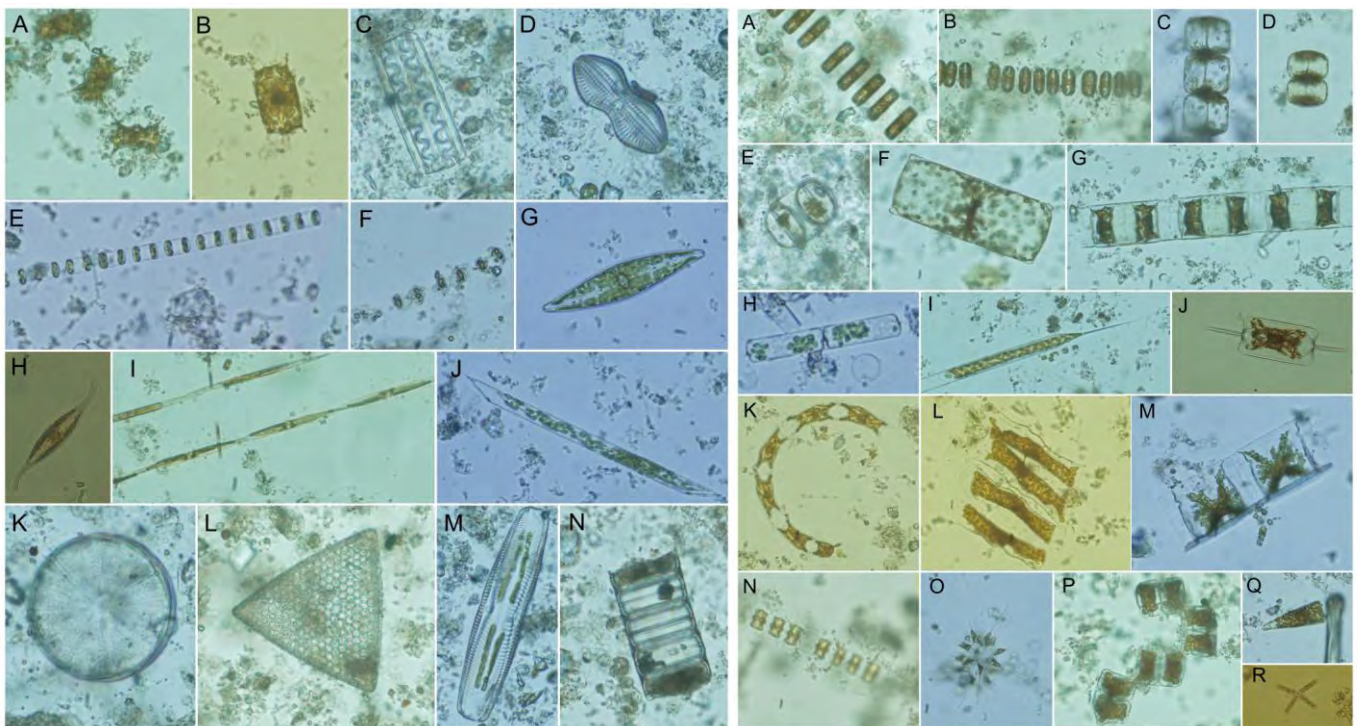


Figure 2 (planche à gauche). Diatomées marines: A-B. *Odontella*; C. *Grammatophora*; D. *Diploneis*; E. *Skeletonema*; F. *Thalassiosira minima*; G. *Pleurosigma*; H. *Nitzschia*; I. *Pseudo-nitzschia*; J. *Rhizosolenia*; K. *Asterolampra*; L. *Triceratium alternans*; M. *Pinnularia* (freshwater); N. *Paralia*.

Figure 3 (planches à droite). Diatomées marines: A-B. *Thalassiosira*; C-D. *Lauderia*; E. *Podosira*; F. *Guinardia flaccida*; G, M. *Lithodesmium*; H. *Guinardia fragilissima*; I. *Rhizosolenia setigera*; J. *Ditylum*; K. *Eucampia*; L. *Streptotheca*; N. *Chaetoceros didymus*; O. *Asteronellopsis*; P. *Triceratium alternans*; Q. *Licmophora*; R. *Thalassionema*.

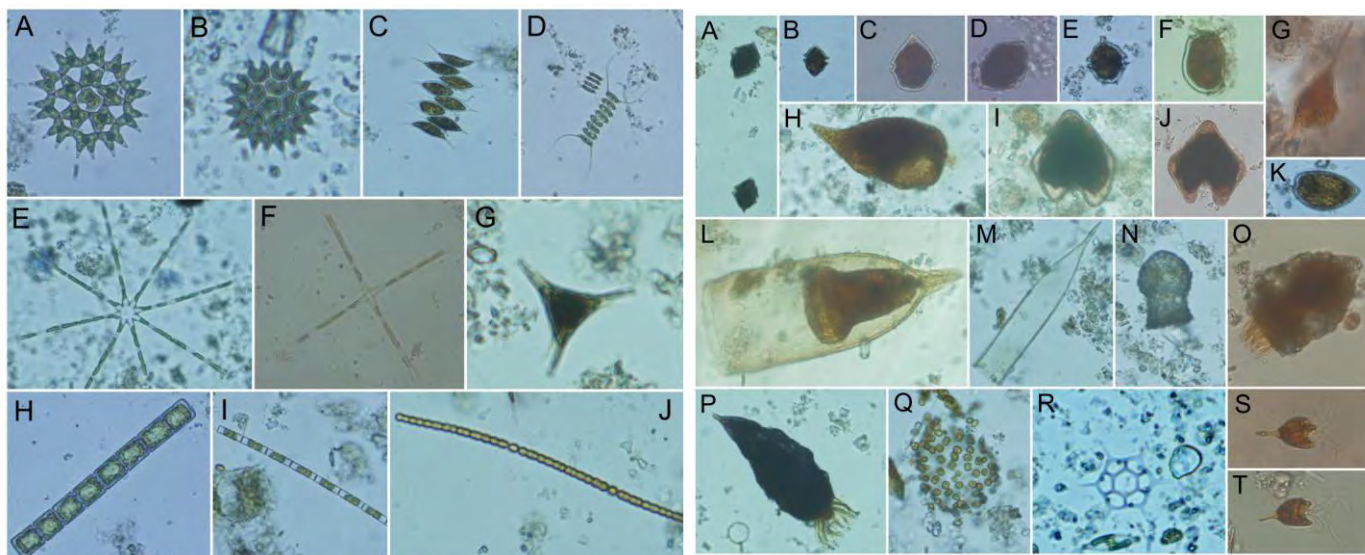


Figure 4 (planches à gauche). Phytoplancton d'eau douce: A-B. *Pedistrum*; C-D. *Scenedesmus*; E-F. *Asterionella*; G. *Staurastrum*; H-I. *Melosira*; J. *Cyanobacteria*.

Figure 5 (planches à droite). Dinoflagellés: A-B. *Heterocapsa*; C-D. *Scrippsiella*; E. *Gonyaulax*; F. *Dinophysis*; G. *Neoceratium*; H. *Gyrodinium*; I-J. Cysts of *Protoperdinium*; K. *Prorocentrum*. Ciliates. L. *Favella*; M. *Helicostomella*; N-Q. *Tintinnopsis*; P. *Laboea*; Prymnesiophyta. Q. *Phaeocystis*; Silicoflagellate. R. *Dictyocha*; Prasinophyta. S-T. *Pyramimonas*.

2.1.2. Premier inventaire complet des rotifères dans l'estuaire de la Seine

Le zooplancton de l'estuaire de la Seine a été échantillonné entre Honfleur et La Bouille sur 12 stations couvrant les zones polyhaline à oligohaline lors de 4 campagnes en 2008-2009 réalisées dans le cadre du projet ZOOSEINE (coordinateur Sami Souissi). La **Figure 6** montre la répartition des stations échantillonnées selon une radiale aval – amont (eau saumâtre – eau douce) de l'estuaire de la Seine. L'analyse du compartiment microzooplanctonique de ces prélèvements a été réalisé par l'équipe du Pr Michèle Tackx ([UMR ECOLAB – Toulouse](#)) et mise à notre disposition pour le rapport BIODISEINE. A noter que ce compartiment microzooplanctonique a été essentiellement dominé par les stades larvaires de copépodes (nauplii) et les rotifères. Au cours d'un seul cycle annuel (2008-2009), 26 taxons de rotifères ont été identifiés et comptés. Il s'agit de 25 taxons appartenant à l'ordre **Monogononta** (*Aspelta* sp.; *Asplanchna* sp.; *Brachionus angularis* (Gosse 1851); *Brachionus calyciflorus* (Pallas, 1766); *Cephalodella* sp.; *Enicentrum* sp.; *Euchlanis dilatata* (Ehrb., 1832); *Keratella cochlearis* (Gosse, 1851); *Keratella quadrata* (Müller, 1786); *Lecane closterocerca* (Schmarda, 1853); *Lecane bulla* (Gosse, 1851); *Lecane hastata* (Murray, 1913); *Lecane luna* (O.F.Müller, 1776); *Notholca squamula* (Müller, 1786); *Polyarthra major* (Burckhardt, 1900); *Pompholyx sulcata* (Gosse, 1851); *Proales similis* (de Beauchamp, 1908); *Synchaeta bicornis* (Smith, 1904); *Synchaeta neopolitana* (Rousselet, 1902); *Synchaeta oblonga* (Ehrenberg, 1832); *Synchaeta triophthalma* (Lauterborn, 1894); *Synchaeta* sp.; *Testudinella* sp.; *Trichocerca marina* (Daday, 1890); *Trichocerca* sp. et *Trichotria tetractis* (Ehrb., 1830) et un taxon appartenant à l'ordre **Digononta** (Bdelloids). La **Figure 7** montre des photos de quelques espèces de rotifères caractérisées par des morphologies différentes.

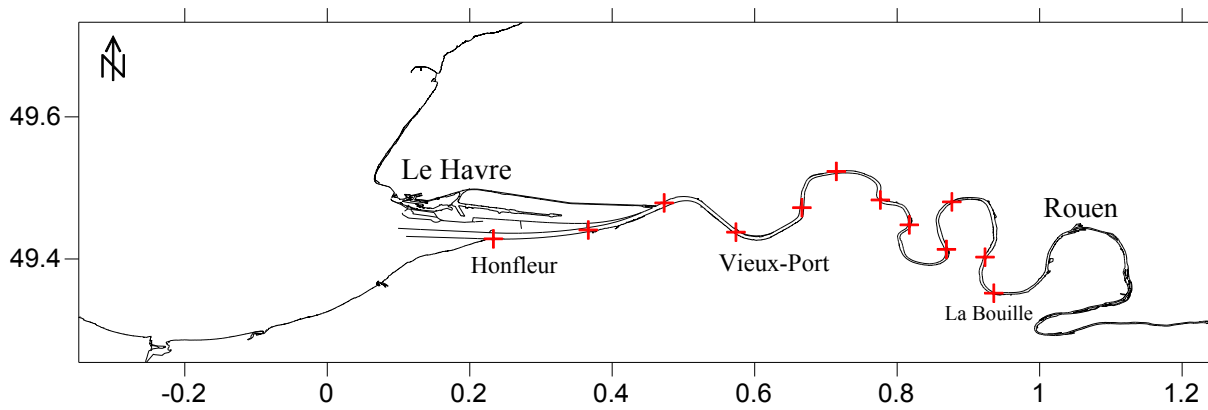


Figure 6. Carte de l'estuaire montrant les stations d'échantillonnage (radiale avant-amont) dans la partie eau-douce.

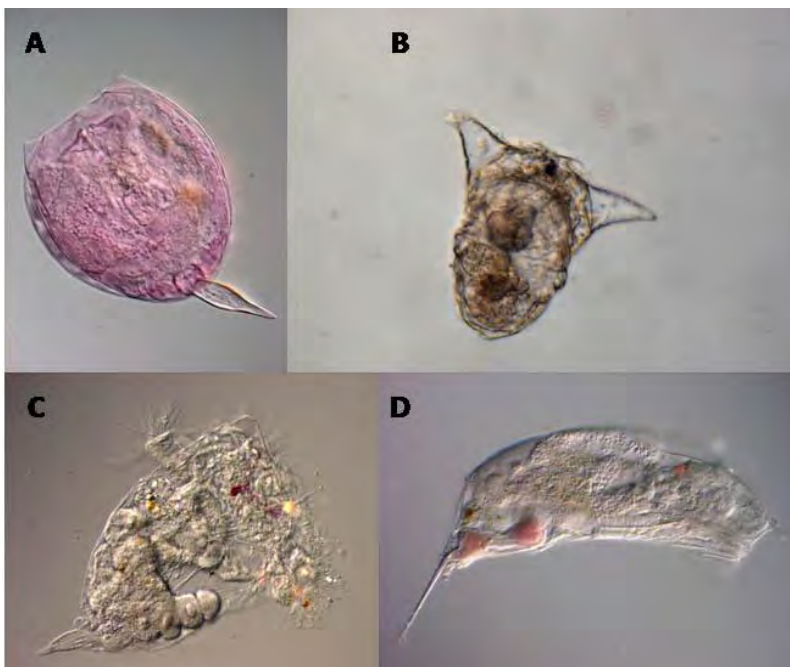


Figure 7. Photos de 4 espèces de rotifères : A) *Lecane clostercerca* ; B) *Synchaeta bicornis* ; C) *Synchaeta triophthalma* et D) *Trichocerca marina*. Photos communiquées par Frédéric Azémar (ECOLAB – Toulouse).

2.2. Etude des épibiontes et formes parasites des copépodes et cladocères de l'estuaire

Les organismes épibiontes sont présents dans le milieu naturel en faible quantité ou à un taux indétectables et leur fréquence est commandée par quelques facteurs comme la fluctuation de la densité du phytoplancton et des populations bactériennes, l'apport en eau douce, la pollution et principalement l'abondance de l'hôte dans le milieu. Ces facteurs contrôlent aussi le taux de d'infestation du copépode par l'épibionte. En effet, l'intensité d'infestation par les épibiontes peut être variable et pouvant engendrer jusqu'à une couverture complète du corps du copépode incluant les antennules et les appendices.

La plupart des études portant sur la relation entre les ciliées épibiontes et leurs hôtes ont été réalisées dans les écosystèmes estuariens de la Baie de Chesapeake aux USA ou de la mer Baltique et se focalisent seulement sur les effets de l'épibiose sur la survie de l'hôte et sa fécondité. Dans le cadre du projet [BIODISEINE](#) nous avons identifié la présence du cilié épibionte du genre *Zoothamnium* (Figure 8). Nous avons analysé les effets de cette association *Zoothamnium-Eurytemora affinis* sur le comportement natatoire et le succès reproducteur de l'hôte. Le but étant de comprendre les effets négatifs sur la population de l'hôte et intégrer ces mécanismes dans les études de biodiversité en cours. Ce dernier travail est en cours de finalisation pour la rédaction d'une publication.

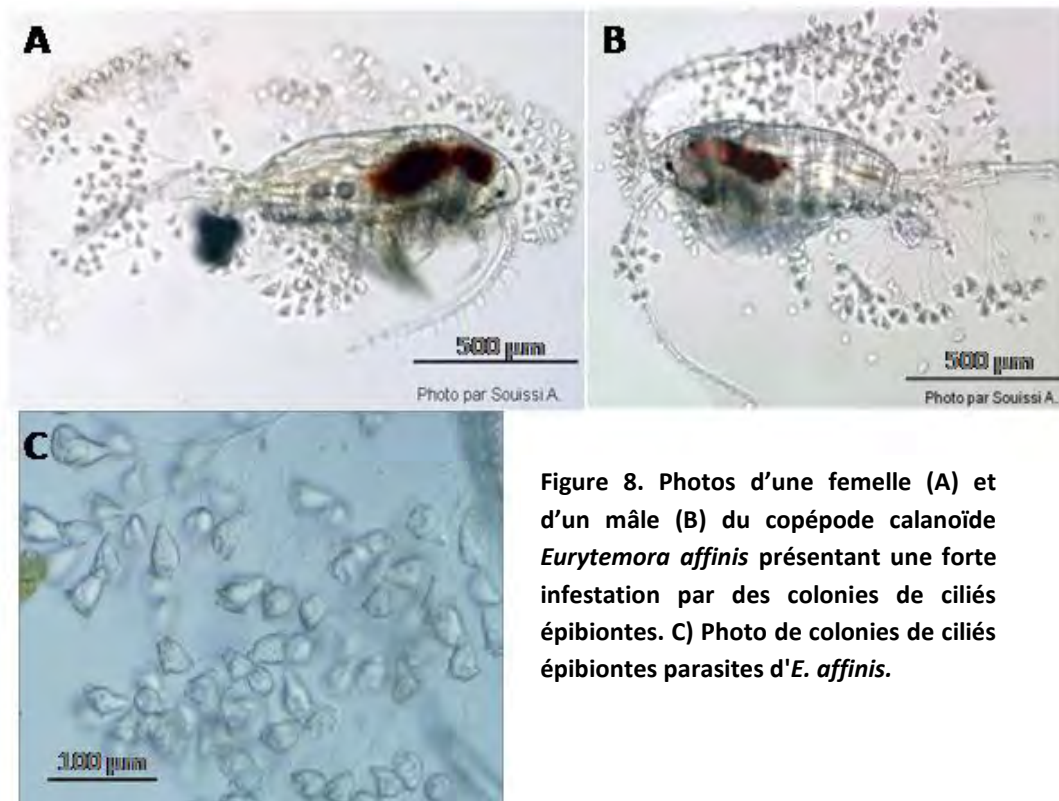


Figure 8. Photos d'une femelle (A) et d'un mâle (B) du copépode calanoïde *Eurytemora affinis* présentant une forte infestation par des colonies de ciliés épibiontes. C) Photo de colonies de ciliés épibiontes parasites d'*E. affinis*.

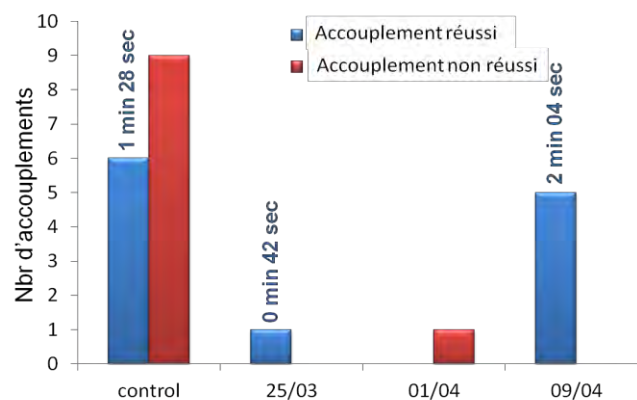


Figure 9. Suivi temporel de l'effet de l'infestation par des ciliés épibiontes sur le succès d'accouplement d'*E. affinis*.

L'effet de l'infestation par les ciliés épibiontes sur *E. affinis* a été plus notable sur le succès d'accouplement (Figure 9). En effet, les copépodes témoins ont accompli 6 accouplements réussis et 9 non réussis en une heure, tandis que les copépodes infectés n'ont réussi à effectuer qu'un seul accouplement en une heure. Après une semaine, les copépodes n'ont plus été capables de s'accoupler. C'est seulement après deux semaines, lorsque le nombre d'épibiontes parasitant le copépode a diminué, que le nombre d'accouplements réussis a atteint 5 se rapprochant des valeurs 'normales'. L'effet de la présence d'épibiontes a également affecté la durée moyenne de l'accouplement réussi. En effet, pour les copépodes témoins un accouplement réussi a duré en moyenne 1 minute et 28 secondes, mais après deux semaines d'infestation par les épibiontes les copépodes passent presque le double du temps pour réussir un accouplement (2min04sec). Durant la première semaine de la forte infestation, le seul accouplement réussi

noté a duré seulement 42 secondes mais puisque il s'agit d'un événement isolé nous ne pouvons pas conclure dans ce cas sur l'effet de l'infestation sur la durée d'accouplement.

Pendant la première observation qui coïncide avec le pic d'infestation par les épibiontes, l'accouplement a été significativement réduit (ou absent). Une forte mortalité des copépodes a été induite durant les 2 semaines suivantes. Cette mortalité reflète l'état physiologique critique d'*E. affinis* cultivé en présence d'épibiontes. La forte mortalité, la diminution significative du comportement reproducteur (l'absence d'accouplement) et la baisse de recrutement ont contribué à l'écroulement de la population dans l'aquarium infesté. La forte mortalité de l'hôte (*E. affinis*) a provoqué par conséquent une diminution du nombre d'épibiontes attachés.

La chute du nombre d'épibiontes (des colonies et des formes dispersés) a mené à la survie des copépodes les plus résistants qui ont probablement amélioré leur immunité (Kurtz 2007). Ces copépodes ont présenté une faible infestation par les épibiontes et ont récupéré leur normal comportement de nage améliorant ainsi leur succès reproducteur en comparaison avec les conditions témoin.

Dans l'estuaire de la Seine comme dans d'autres estuaires, la présence d'épibiontes et/ou de parasites est plus fréquente à la fin de l'hiver. En effet, les adultes en fin de vie (assez âgés) sont plus vulnérables à cette infestation. Nous pouvons suggérer que l'état physiologique des individus adultes influence le taux d'infestation. Cet état physiologique des copépodes peut être directement affecté par la qualité de l'eau (pollution). Il serait intéressant de réaliser dans le futur une étude plus quantitative sur la relation entre intensité d'infestation et qualité de l'eau. Toutefois ce travail nécessite la prise en compte systématique de la présence des épibiontes/parasites sur les copépodes.

2.3. Actualiser l'inventaire des espèces meso-zooplanctoniques de l'estuaire

2.3.1. Les principales formes meso-zooplanctoniques rencontrées dans l'estuaire de la Seine

Dans le cadre du projet BIODISEINE nous avons re-dépouillé un grand nombre de prélèvements de zooplancton récoltés au cours des campagnes ZOOTRANZ en 2009 (cadre du projet ZOOSEINE) et 2010 (cadre du projet BIODISEINE). Au cours des points fixes réalisés sous le Pont de Normandie, trois espèces de copépodes calanoïdes ont pu être identifiées: les copépodes estuariens *Eurytemora affinis* et *Acartia* spp., le copépode marin *Temora longicornis* et d'autres copépodes, cladocères, larves présentés dans le tableau ci-dessus (**Tableau 1**).

Les espèces rencontrées à ce point sont essentiellement marines, bien qu'à chaque campagne des cladocères adultes (daphnies, bosmines) ou leurs formes de résistances (éphippies) soient trouvés.

Après les copépodes calanoïdes cités [ci-dessus](#), les copépodes harpacticoïdes (essentiellement fousseurs) sont les plus largement représentés. De nombreuses larves (Annélides, Cirripèdes, Cladocères, Echinodermes, Méduses, Mysidacés, Poissons) ainsi que des formes de résistances (bryozoaires, cladocères) sont régulièrement identifiées dans les échantillons prélevés. Ces résultats soulignent le caractère estuarien de cette station, à la fois soumise à la partie marine, qu'à la partie eau douce.

Tableau 1. Diversité des formes planctoniques identifiées lors des points fixes réalisés sous le pont de Normandie (Campagne ZOOT 6 - ZOOT 7 et ZOOT 8).- indique l'absence dans les échantillons +:<50 individus; ++:50-100 ind.; +++: 100-150 ind.; ++++:150-200 ind.

		ZOOT6	ZOOT7	ZOOT8
		30/04/2009	28/06/2009	04/09/2009
Espèces marines	Larves de Balanes	+	+++	+
	Larves d'Annélides polychètes	+	+	+
	Larves de Gastéropodes	+	+	+
	Méduse (Obelia)	+	+	+
	<i>Pleurobrachia pileus</i>	-	+	-
	Appendiculaires (<i>Oikopleura dioica</i>)	-	+	-
	Mysidacés	+	+	+
	Copépodes Harpacticoïdes	++++	++	+++
	Copépodes marins (autres)	+	-	-
	Cladocères marins	+	-	+
	Stade de repos des Cladocères marins	+	+	+
	Statoblastes Bryozoaires	+	+	+
	Larve pluteus (Echinodermes)	-	+	-
	Larves de poissons	+	-	-
	Nématodes	-	+	+
Espèces d'eau douce	Cladocères	+	+	+
	Ephippies de Cladocères (stade de repos)	+	+	+

A l'exception des espèces de copépodes typiquement estuariennes (*Eurytemora affinis* et *Acartia* sp.), la présence d'un grand nombre de forme zooplanctoniques marines au niveau du Pont de Normandie confirme que cette zone de l'embouchure de l'estuaire de la Seine est de plus en plus soumise à l'influence marine. Afin de réaliser un inventaire plus complet des formes meso-zooplanctoniques dans la zone de transition saumâtre – eau douce, nous nous sommes basés sur les prélèvements réalisés au long de la radiale Honfleur – La Bouille (voir **Figure 6**). Le **Tableau 2** montre les principales espèces rencontrées dans cette portion de la Seine en 2008 et 2009.

Tableau 2. Liste taxonomique du meso-zooplancton de l'estuaire de la Seine selon l'analyse des 12 stations au long de la radiale Honfleur – La Bouille (identification des espèces est réalisée par F. Azémar, ECOLAB – Toulouse).

CRUSTACEANS

Calanoida

Acartia bifilosa inermis Rose, 1929
Acartia tonsa Dana, 1848
Eurytemora affinis (Poppe, 1880)

Cyclopoida

Acanthocyclops trajani Mirabdullayev & Defaye, 2002
Cyclops vicinus Ulianine, 1875

Harpacticoida

Epactophanes richardi Mrazek, 1893
Halectinosoma curticorne (Boeck, 1872)
Halectinosoma sp.
Nitocra hibernica (Brady, 1880)
Tisbe longicornis (T. Scott & A. Scott, 1895)

Branchiopoda

Bosmina longirostris (O.F. Müller, 1785)
Ceriodaphnia quadrangula (O.F. Müller, 1785)
Daphnia cucullata Sars, 1862
Daphnia galeata Sars, 1863
Daphnia longispina (O.F. Müller, 1776)
Disparalona rostrata (Koch, 1841)
Evadne sp.
Ilyocryptus sordidus (Liévin, 1848)
Podon sp.

2.3.2. Dynamiques temporelles des populations des trois principales espèces de copépodes de l'estuaire de la Seine

Dans le cadre de BIODISEINE, l'effort d'échantillonnage entrepris dans ZOOSEINE a été poursuivi. Nous avons échantillonné le zooplancton (456 échantillons) et les paramètres hydrologiques en point fixe au cours d'un cycle de marée près du Pont de Normandie. Un comptage exhaustif de tous les stades de développement des principales espèces zooplanctoniques (copépodes) a été réalisé sur 406 échantillons. Nous présentons par la suite les fluctuations de l'abondance totale de chaque population de copépode en fonction des principaux facteurs externes décrivant son habitat (Température et Salinité). En effet, à la fin de ce rapport nous analyserons d'une façon qualitative les conséquences des changements climatiques sur la répartition de ces espèces de copépodes.

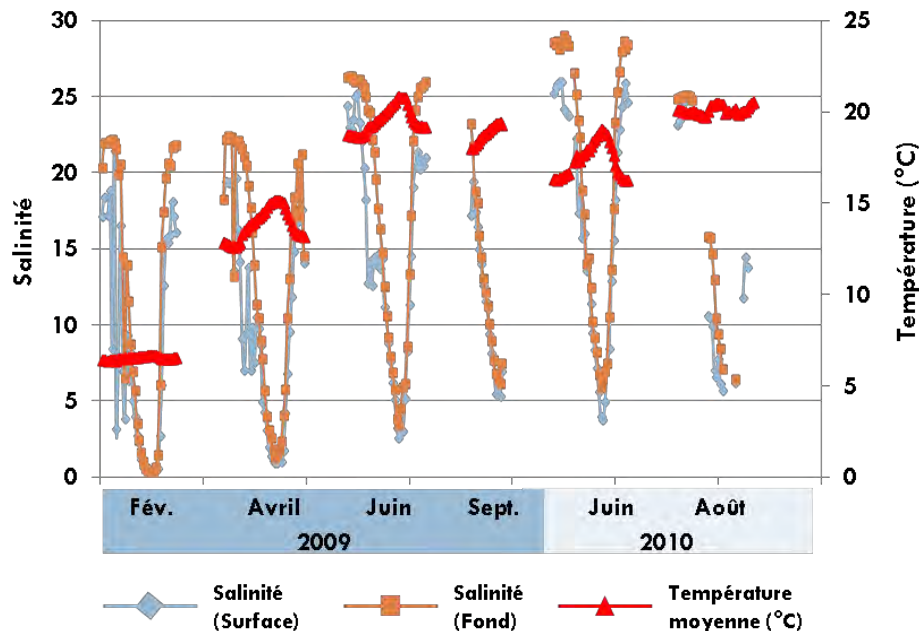


Figure 10. Evolution saisonnière des paramètres Salinité (Surface et Fond) et Température (moyenne entre la surface et le fond) mesurés au cours des campagnes 2009-2010 à la station Pont de Normandie. Les valeurs ont été mesurées à l'aide d'une sonde CTD.

La **Figure 10** montre l'évolution saisonnière de la température et la salinité au cours d'un cycle de marée. Cette figure représente le nombre d'échantillons de copépodes traités dans cette étude (campagne ZOOTRANZ). A noter la situation contrastée entre les deux mois de juin successifs 2009 et 2010. La température moyenne était plus élevée en juin 2009 alors que les valeurs de salinités maximales ainsi que l'amplitude de la variation de la salinité en fonction de la marée ont été observées en juin 2010 (**Figure 10**).

La diminution observée dans les densités d'*Eurytemora affinis* entre juin 2008 et 2009 (de 200 000 ind.m⁻³ à 110 000 ind.m⁻³) semble se poursuivre au cours de l'année 2010 (35 000 ind.m⁻³ en juin 2010, **Figure 11**). Cette différence observée entre 2009 et 2010 peut être expliquée par les températures plus faibles en 2010 (de l'ordre de 19°C contre 21°C en 2009) ou par des salinités toujours plus élevées (**Figure 10**). Cette tendance déjà observée entre 2008 et 2009 (rapport final ZOOSEINE, 2011) semble se confirmer avec des salinités de 6 à 29 (juin 2010) contre 3 à 25 (juin 2009). Cette intrusion saline plus importante dans l'estuaire est à mettre en relation avec les débits de la Seine de plus en plus faibles à cette période (de 452 m³.s⁻¹ en juin 2008 à 213,76 m³.s⁻¹ en 2010), entraînant probablement la remontée de la population d'*Eurytemora affinis* plus en amont.

En parallèle de cette diminution des densités d'*Eurytemora affinis* au point fixe Pont de Normandie, il semble que les populations plus marines (*Temora longicornis* et *Acartia* sp.) en profitent puisque leurs densités augmentent (**Figures 12 et 13**).

Dans le cadre du changement climatique, le débit de la Seine risquerait de diminuer significativement tout au long de l'année (A. Ducharne, com. pers.). Selon ce scénario, les populations d'*Acartia* et de *Temora* risqueraient de remplacer progressivement la population d'*Eurytemora* au niveau du Pont de Normandie. Cette dernière serait contrainte à se déplacer vers l'amont comme nous l'avons observé au cours de l'échantillonnage au niveau de Quillebeuf (voir rapport final du projet ZOOSEINE, 2011).

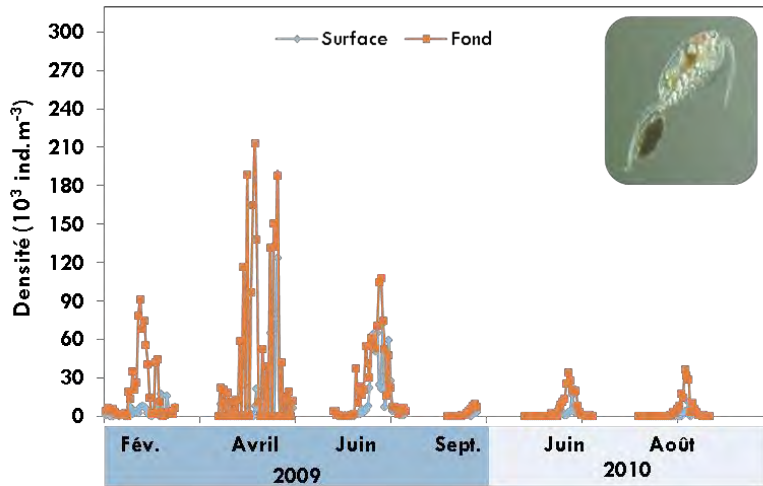


Figure 11. Evolution saisonnière de la densité totale d'*Eurytemora affinis* selon la profondeur (Fond et Surface) au cours des campagnes 2009-2010 à la station Pont de Normandie. A chaque campagne, est représentée l'évolution de la population au cours d'un cycle de marée de 12h.

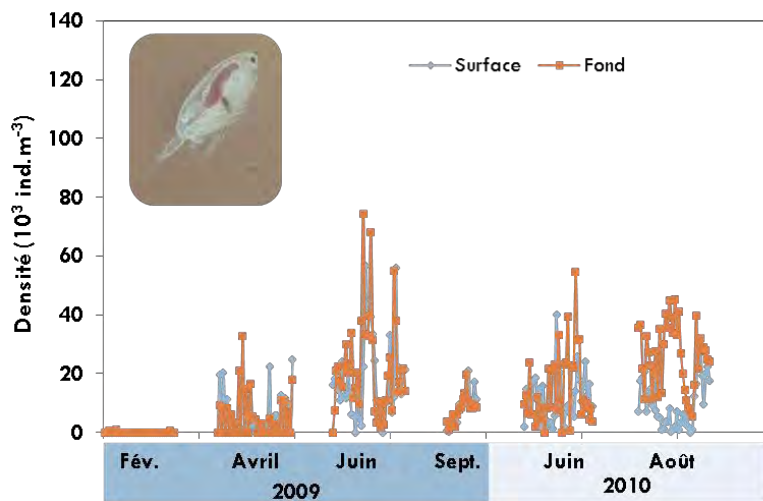


Figure 12. Evolution saisonnière de la densité totale d'Acartidés selon la profondeur (Fond et Surface) au cours des campagnes 2009-2010 à la station Pont de Normandie. A chaque campagne, est représentée l'évolution de la population au cours d'un cycle de marée de 12h.

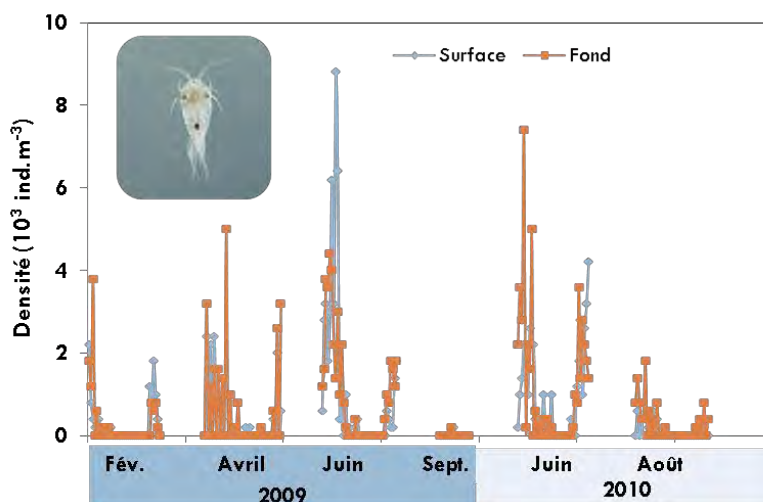


Figure 13. Evolution saisonnière de la densité totale de *Temora longicornis* selon la profondeur (Fond et Surface) au cours des campagnes 2009-2010 à la station Pont de Normandie. A chaque campagne, est représentée l'évolution de la population au cours d'un cycle de marée de 12h.

2.3.3. Vers une modélisation de l'habitat des principaux copépodes de l'estuaire de la Seine

Afin de représenter la répartition des trois populations de copépodes par rapport au gradient de salinité, la densité moyenne de la population totale a été calculée en fonction des classes de salinité (de 0 à 30, toutes les 2,5 unités de salinité). La **Figure 14A** montre que l'habitat optimal d'*Eurytemora affinis* se situe dans la zone oligohaline (entre 3 et 6). Cette figure confirme que la population n'est pas répartie d'une façon homogène en fonction de la profondeur. Contrairement à *E. affinis*, les populations des espèces du genre *Acartia* ne montrent pas une préférence nette vis-à-vis de la salinité, puisque la distribution est bi-modale (**Figure 14B**). L'ajustement fait avec une loi Normale suggère une salinité optimale variant entre 16,5 et 24. La différence entre surface et fond n'est pas évidente. La Figure 14C confirme que la gamme de salinité échantillonnée au niveau du Pont de Normandie, ne dépassant pas 30, ne correspond qu'à la queue de distribution inférieure de la répartition de *Temora longicornis*, espèce plutôt marine. Toutefois, cette espèce peut être indicatrice de l'intrusion saline au niveau de l'embouchure de la Seine.

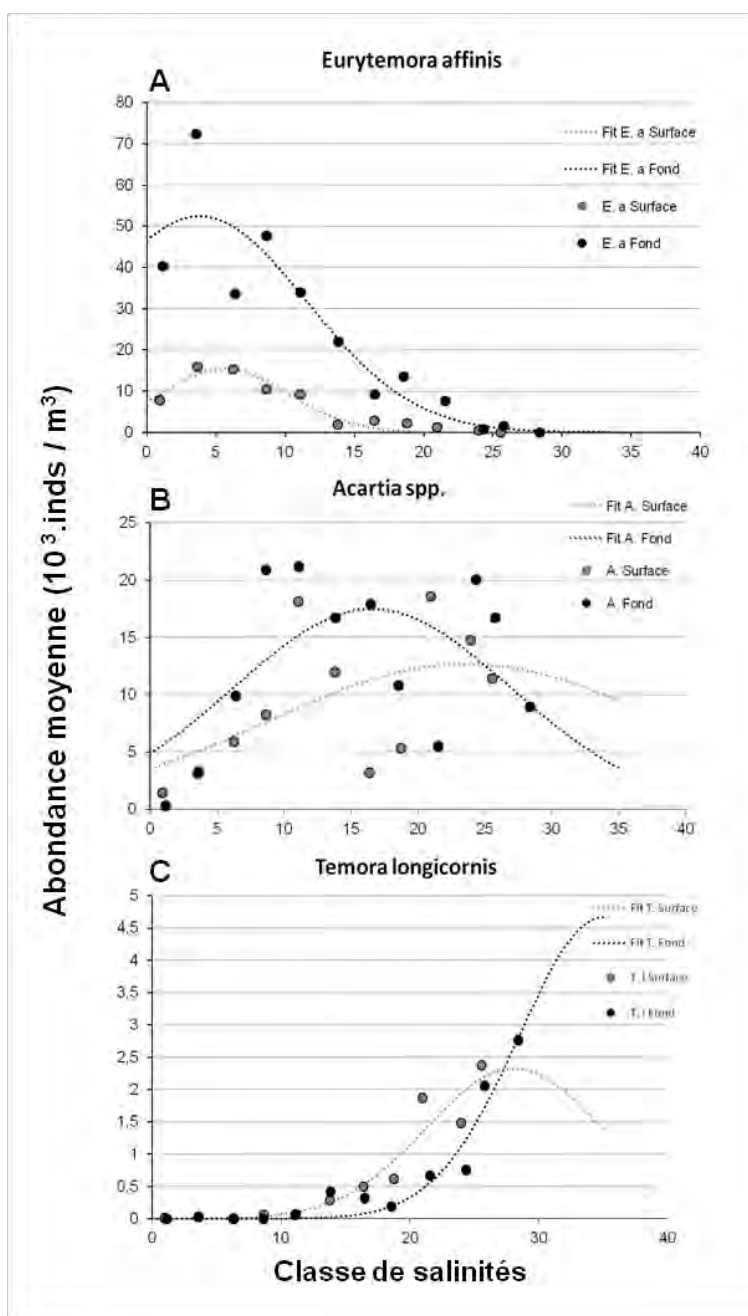


Fig 14. Variations de la densité moyenne de la population totale des principaux copépodes de l'estuaire de la Seine en fonction des classes de salinité. A) *Eurytemora affinis* ; B) *Acartia spp.* et C) *Temora longicornis*. Les courbes en pointillées correspondent aux ajustements Gaussiens des distributions observées en sub-surface (symboles en gris) et près du fond (symboles noirs).

2.3.4. Complexité des études de la diversité des espèces zooplanctoniques : cas des espèces cryptiques

La dynamique d'introduction d'espèces planctoniques à travers les transports maritimes (et/ou via l'activité humaine) est très difficile. En effet, les études des introductions d'espèces planctoniques nécessitent des compétences taxonomiques qui malheureusement sont de plus en plus rares. Dans les milieux estuariens, plusieurs espèces zooplanctoniques sont cryptiques, c'est-à-dire que les populations vivant isolées les unes des autres sont similaires morphologiquement mais différentes génétiquement. Par exemple, le copépode estuarien *Eurytemora affinis* est caractérisé par une large répartition géographique dans l'hémisphère Nord. Les travaux du Pr. Carol E. Lee (Université de Wisconsin, Etats-Unis d'Amérique, voir son site web : <https://mywebspace.wisc.edu/carollee/web/Lee/Lee.html>) ont montré que cette espèce est complexe et qu'elle est composée par plusieurs clades morphologiquement similaires mais génétiquement différents (Lee & Frost, 2002). Toutefois, les critères morphologiques utilisés dans Lee & Frost (2002) sont discutables (V. Alekseev, comm. Pers.) même si ce travail a permis de discriminer des différences morphologiques nettes entre le clade européen (populations européennes) et toutes les autres populations d'*E. affinis*. Dans ces premiers travaux de C.E. Lee le nombre d'individus provenant des populations européennes était très faible. Afin d'obtenir une meilleure cartographie des populations européennes, un effort d'échantillonnage dans des estuaires européens similaires à la Seine (Gironde, Loire, Seine, Escaut et Elbe) mais également en Baltique ont permis à Winkler et al. (2011) de proposer une description fine de l'hétérogénéité génétique d'*E. affinis* à l'échelle européenne. La **Figure 15** montre que les 240 individus d'*E. affinis* séquencés appartiennent à trois lignées (ou sous-clades) distinctes : 'Atlantique Est' (Gironde & Loire), 'Manche – mer du Nord' (Seine, Escaut, Elbe et Tamar) et 'Baltique' (Côtes suédoises, Baltique Est). A noter également que les quelques individus provenant de la Lettonie (Golfe de Riga, Baltique Ouest) n'appartiennent pas à la lignée 'Baltique'. Winkler et al. (2011) ont suggéré que cette région estuarienne abritant un grand port de commerce (Port de Riga) pourrait être l'objet d'introduction d'espèces planctoniques via le transport maritime. Toutefois la confirmation de cette hypothèse n'a pu être faite compte tenu du nombre très faible d'individus séquencés.

Fig. 2 Parsimony mtDNA haplotype network for the European *E. affinis* populations. Circle size is proportional to haplotype frequency. The smallest and the biggest circle represent one and 93 individuals, respectively. Black bars represent missing haplotypes. Colors indicate the geographic origin of haplotypes, according to Fig. 1

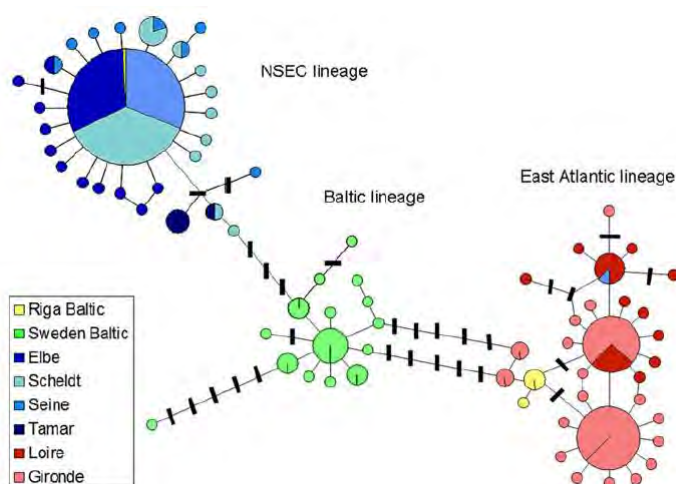


Figure 15. Figure montrant la structure en arborescence de la diversité génétique des populations d'*E. affinis* échantillonnées dans plusieurs estuaires européens (d'après Figure 2 dans Winkler et al., 2011).

L'implication de l'équipe du Pr. Victor Alekseev dans le projet BIODISEINE nous a permis d'approfondir les deux questions liées à la i) morphologie des espèces cryptiques et ii) comment détecter la présence d'espèces introduites au sein d'un groupe cryptique.

L'examen détaillé des caractères morphologiques utilisés le plus souvent en taxonomie de plusieurs individus d'*E. affinis* provenant de plusieurs endroits en Europe en en Amérique du Nord ont permis à Alekseev & Souissi A. (2011) de décrire une nouvelle espèce au sein du complexe *Eurytemora affinis*. Cette nouvelle espèce a été décrite à partir de spécimens provenant de la Baie de Chesapeake et de l'estuaire

du St Laurent en Amérique du Nord. Elle a été nommée *Eurytemora carolleae* en hommage au Pr. Carol E. Lee qui travaille sur la diversité génétique au sein de cette espèce depuis plusieurs années et qui a suspecté le début du processus de spéciation au sein de ce groupe cryptique. Ce travail de description morphologique très détaillé a permis à Alekseev et Souissi A. (2011) de réviser le statut taxonomique de l'espèce et faire une comparaison morphologique de plusieurs populations européennes et nord américaines. La **Figure 16** montre qu'avec l'utilisation des critères morphologiques identifiés dans Alekseev & Souissi A. (2011), il serait possible de séparer nettement les deux espèces *Eurytemora affinis* provenant de la localité d'origine en Elbe (description de l'espèce par Poppe en 1880) et la nouvelle espèce *Eurytemora Caroleae* trouvée en Amérique du Nord.

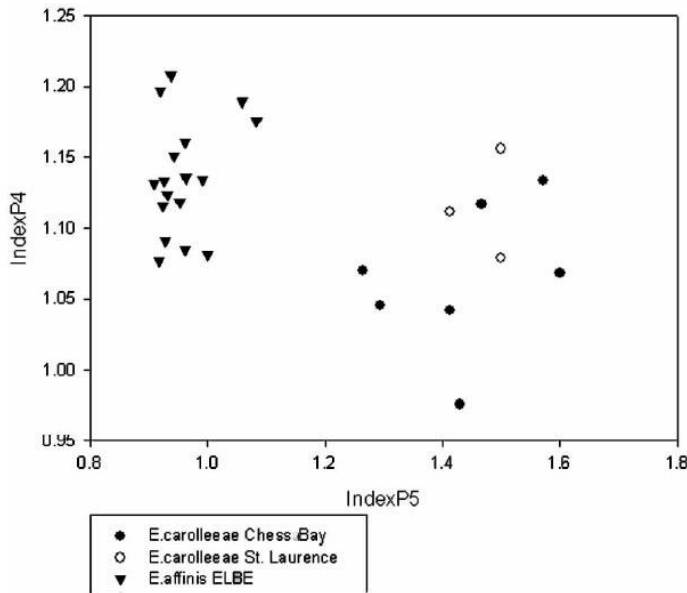


Figure 16. Projection des indices morphologiques proposés dans Alekseev & Souissi A. (2011) permettant de distinguer clairement les individus provenant de la localité d'origine où *Eurytemora affinis* a été décrite pour la première fois (Elbe) et les individus appartenant à la nouvelle espèce *E. carolleae* décrite par les mêmes auteurs. Figure d'après Fig. 10 dans Alekseev & Souissi (2011).

FIGURE 10. Morphological indexes in *Eurytemora affinis* (Poppe, 1880) from the type locality and *E. carolleae* sp.nov. from the Chesapeake Bay, USA and St. Lawrence Bay, Canada. Males: IndexP4, distal spine/segment length ration in EXP P4; IndexP5, L/W ratio in BAS P5 left. For more explanation see text.

Par la suite nous avons combiné nos collections d'échantillons d'*E. affinis* obtenues par les équipes de S. Souissi et V. Alekseev. Nous avons voulu appliquer dans un premier temps les critères morphologiques pour identifier d'une façon semi-quantitative la présence ou non d'individus appartenant à la nouvelle espèce décrite et provenant donc de l'Amérique du Nord. Un grand effort d'échantillonnage a été réalisé dans l'estuaire de la Seine, donc les pourcentages indiqués dans la **Figure 17** sont un peu biaisés.

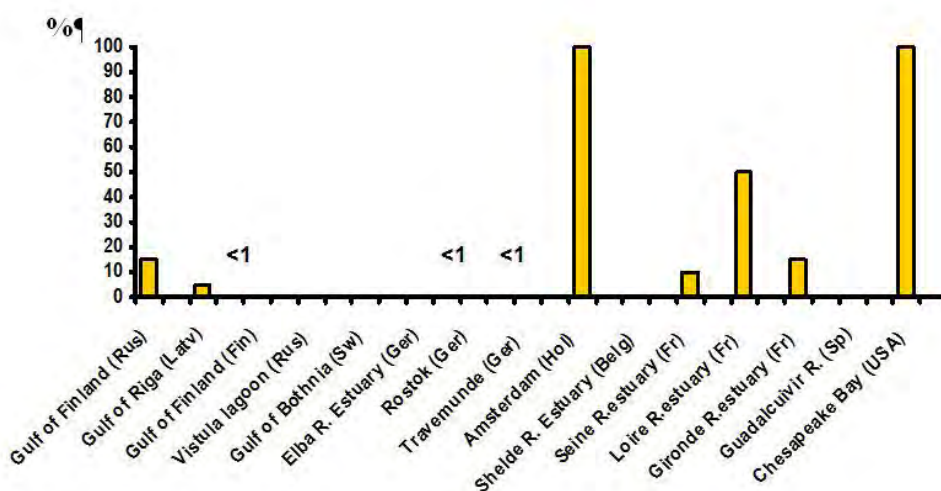


Figure 17. Distribution géographique de l'espèce *Eurytemora carolleae* d'origine américaine. Le pourcentage d'individus identifiés comme *E. carolleae* en utilisant les critères morphologique a été réalisé sur un nombre très variable d'individus échantillonnés.

L'introduction d'*E. carolleae* dans la région portuaire de St Petersburg et dans d'autres endroits du golfe de Finlande a été confirmée par des analyses génétiques (Sukhikh et al. [2012](#)). La population introduite en Baltique est très proche génétiquement de la population décrite dans la baie de Chesapeake (Lee, 2000). Il semblerait même que cette population introduite fort probablement via le transport maritime se répand assez rapidement en Baltique. Cette étude sur les analyses morphologiques et phylogénétiques au sein du complexe *Eurytemora affinis* se fait dans le cadre de la thèse de doctorat de Mlle Natalia Sukhikh doctorante du Pr Alekseev et impliquée dans le projet BIOIDISEINE. Au cours d'un séjour de 2 mois à Wimereux et l'université de Lille 1, Mlle Sukhikh a réalisé une analyse génétique d'un grand nombre d'individus provenant des estuaires où la présence d'*E. carolleae* a été suspectée. Ce travail a été réalisé en collaboration avec Dr. Vincent Castric (Laboratoire GEPV, CNRS-Lille 1) qui nous a permis de réaliser un grand nombre d'analyses moléculaires dans le laboratoire de Lille. Les premiers résultats de ces analyses ont confirmé les différences génétiques décrites dans Winkler et al. (2011). Les échantillons de copépodes obtenus en 2011 dans la Seine et la Loire n'ont pas permis de détecter la présence d'*E. carolleae*. En plus du nombre faible d'individus séquencés, nous pensons que les analyses moléculaires n'ont pas détecté la présence d'*E. carolleae* dans l'estuaire de la Seine (et la Loire) pour les raisons suivantes : i) les analyses morphologiques et moléculaires n'ont pas été faites à partir des mêmes échantillons et ceci pour des raisons de protocoles de fixation des individus plus strictes pour les analyses moléculaires ; ii) les salinités rencontrés en 2009 et qui contenaient des individus morphologiquement similaires à *E. carolleae* sont plus faibles en comparaison avec celles échantillonnées en 2011 (analyse moléculaire) ; et iii) les amorces (primers) utilisées pour l'analyse moléculaire sont spécifiques aux populations européennes d'*Eurytemora* et il serait souhaitable de développer des amorces spécifiques à chaque espèce et/ou lignée (clade).

En conclusion, ces résultats originaux démontrent l'importance des études morphologiques et moléculaires et de la démarche scientifique rigoureuse nécessaire pour détecter une introduction subtile concernant des espèces microscopiques. Il est très important de favoriser ces études précises quand nous abordons la question de la biodiversité. Nous aurons besoin de collaborer activement avec les experts spécialisés dans le groupe planctonique que nous souhaitons étudier/explorer. Malheureusement l'expertise en taxonomie et/ou en reconnaissance fine d'espèces planctoniques est de plus en plus rare à l'échelle mondiale. Il serait important de réaliser des Atlas et guides taxonomiques spécifiques aux milieux estuariens. Il faut définir le niveau de précision taxonomique afin de réaliser une étude fiable de la diversité et assurer un suivi écologique de bonne qualité. La combinaison entre outils morphologiques standards et outils moléculaires plus modernes devrait se renforcer dans les futurs projets qui visent à comprendre la dynamique de la biodiversité planctonique dans les milieux aquatiques.

3. Etude des formes de résistances (œufs de dormance) dans le sédiment des ballasts et dans le sédiment à proximité des zones portuaires de l'estuaire de la Seine

3.1. Synthèse bibliographique sur le rôle des transports maritimes et fluviaux dans les processus de dissémination d'espèces exotiques

La navigation déplace plus de 80 % des marchandises dans le monde et environ 10 milliards de tonnes d'eau chaque année. Le ballast est absolument essentiel pour le fonctionnement sûr et efficace des navires, en leurs assurant l'équilibre et la stabilité quand ils sont vides de cargaison, mais il peut également jouer un rôle dans la dynamique d'introduction des espèces (Figure 18).

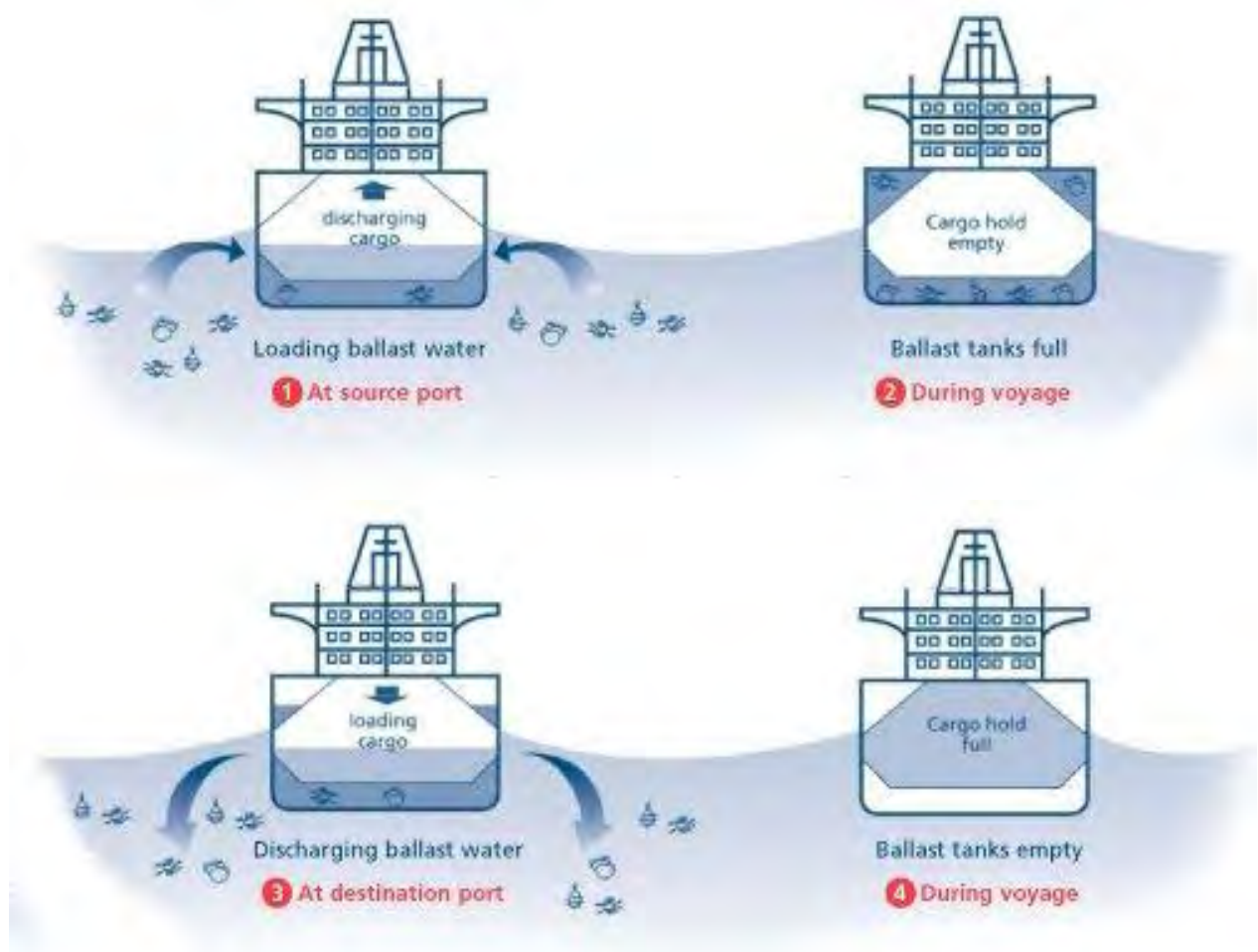


Figure 18. Coupe transversal d'un navire montrant le cycle de l'eau dans les ballasts. Source: Global Ballast Water Management Programme (GloBallast).1: Dans le port d'origine, le navire décharge sa marchandise et remplit ses ballasts d'eau de mer (contenant des espèces planctoniques, etc.). Durant le voyage (2), le navire vide de marchandises, s'équilibre grâce à ses ballasts remplis d'eau. Au port de destination (3), lors du chargement des marchandises à bord du navire, les ballasts (et tous ce qu'ils contiennent) sont vidés, libérant ainsi toutes les formes vivantes ou de résistance présentes. Le navire peut alors retourner vers un nouveau port (4).

Le développement de navires plus grands et plus rapides, combiné avec l'augmentation rapide du commerce mondial, entraîne une réduction des barrières naturelles à la dispersion des espèces à travers les océans.

Les invasions (ou introductions) par les eaux de ballast se poursuivent et elles vont continuer pendant les années à venir. Avec une industrie maritime énorme (**Figure 19**) qui implique directement plus de 130 pays, une variété stupéfiante de navires de différents âges (états), types de cargaison, tailles, routes et exigences de lestage ; la gestion des eaux de ballast appelle à des réglementations nationales et internationales qui sont actuellement en grande partie volontaire.

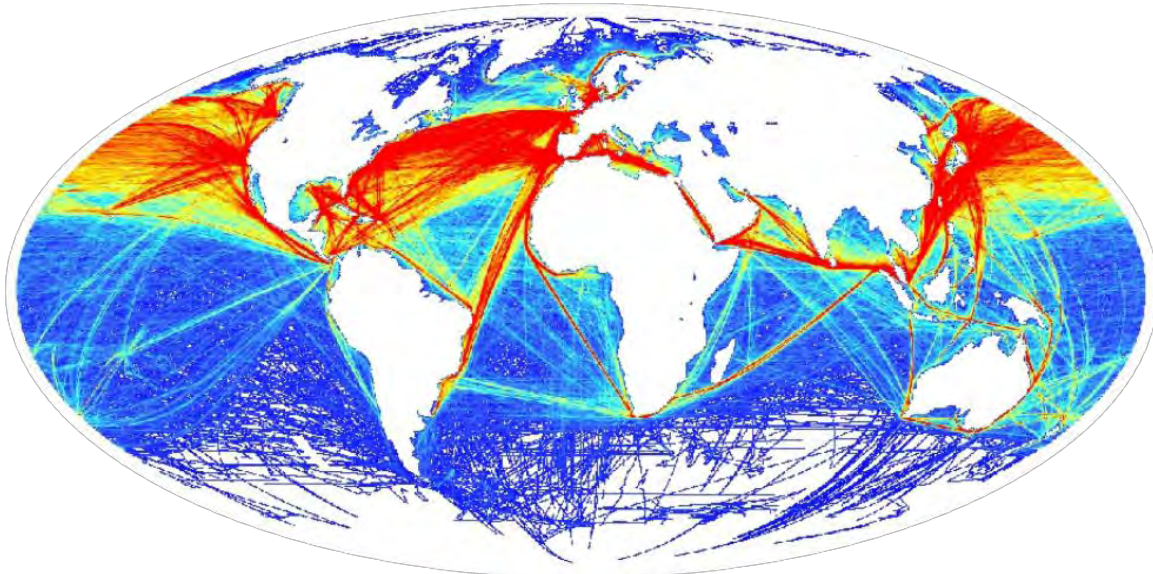


Figure 19. Carte de l'activité maritime commerciale mondiale. Source: NCEAS.

Cependant, des problèmes avec l'échange d'eau de ballast en pleine mer, allant de l'efficacité limitée des préoccupations au sujet de l'équipage et la sécurité des navires, ont surgi. Cela a conduit des comités et groupes de recherche partout dans le monde à se tourner vers d'autres solutions à long-terme, plus particulièrement axées sur le traitement de l'eau de ballast à bord du navire. Mais l'efficacité de telles mesures de traitement reste très discutable.

On estime que plus de 7000 espèces différentes sont transportées dans les citernes de ballast des navires à travers le monde. La grande majorité des espèces marines transportées dans les eaux de ballast ne survivent pas au voyage; le cycle de ballastage et de déballastage ainsi que l'environnement intérieur des réservoirs de ballast peuvent être très hostiles à la survie des organismes. Même pour ceux qui survivent au voyage et sont déchargés, les chances de survie dans les nouvelles conditions environnementales, incluant également la prédation et/ou la concurrence par des espèces indigènes sont encore réduites. Jusqu'à présent, environ 2-3% d'organismes transportés dans les eaux de ballast peuvent survivre pour établir une population reproductrice dans le milieu d'accueil. Cependant, il a été montré que de nombreuses espèces au sein du dernier siècle sont devenues envahissantes par rapport aux espèces indigènes. Dans certains cas (exemple des moules zébrées), ces invasions ont entraîné des dégâts écologiques et économiques pour les entreprises de l'environnement et les activités connexes (canalisations d'eau, le tourisme, pêche, etc.).

L'introduction d'espèces marines envahissantes dans de nouveaux environnements par les eaux de ballast des navires a été identifiée comme l'une des plus grandes menaces pour les océans du monde. Toutefois, toutes les espèces transportées dans les ballasts ne sont pas forcément envahissantes et certaines introductions ont été faites d'une façon assez 'naturelle'. Il y a des milliers d'espèces marines et continentales qui peuvent être transportées dans l'eau de ballast des navires. Il s'agit notamment de bactéries, d'algues, de petits invertébrés, d'œufs, de kystes et de larves de diverses espèces ou même certains poissons. Les barrières naturelles, comme la température, la salinité, les masses de terre, ont empêché de nombreuses espèces de se disperser dans certaines régions. Cela a abouti à des modèles naturels de la biogéographie observée dans les océans d'aujourd'hui. En particulier, la zone pantropicale mondiale a séparé la zone tempérée nord et sud et les zones d'eau froide. Cela a permis à de nombreuses espèces d'évoluer en toute indépendance dans ces dernières zones, amenant une biodiversité marine complètement différente entre le nord et le sud et/ou parmi les eaux intérieures continentales, comme pour les lacs du Nouveau Monde et de l'Ancien Monde. De nombreuses espèces envahissantes ont été trouvées pour la première fois dans les estuaires, à proximité des ports, permettant ainsi de soupçonner ces zones comme présentant un risque plus élevé pour l'invasion et/ou l'introduction d'espèces exotiques.

Le problème a été considéré comme un résultat du fait que toutes les espèces marines ont des cycles de vie incluant un stade planctonique. Notre étude montre que le mécanisme de transport des espèces envahissantes est plus compliqué. La plupart des stades planctoniques des espèces marines sont très sensibles aux conditions d'oxygène et de pollution qui en général ont lieu dans les eaux de ballast des navires. Pour surmonter ces conditions environnementales difficiles, ils doivent être beaucoup plus protégés, c'est pourquoi seuls les stades de repos de ces espèces sont en mesure de "voyager" avec les eaux de ballast.

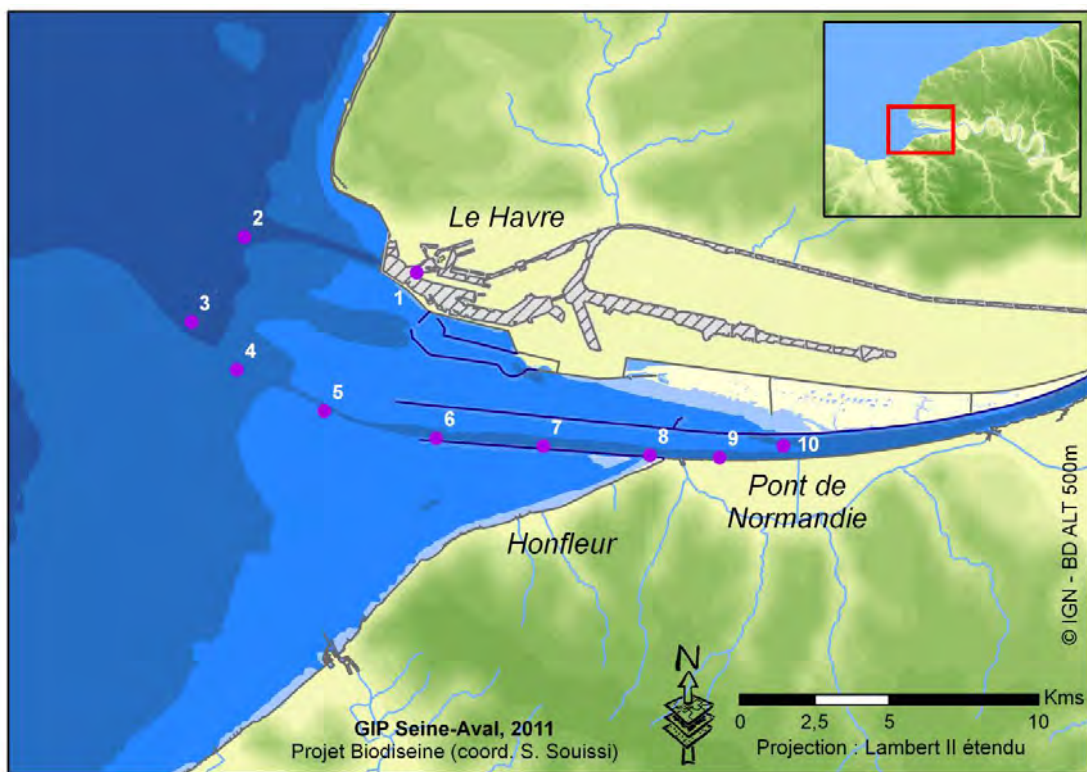
Cela produit beaucoup de problèmes avec l'assainissement des eaux de ballast, puisque la plupart des phases de repos ont été préparés à surmonter des conditions environnementales extrêmes de par des millions d'années de forte sélection. En cela, il y a une série d'adaptations différentes comme une faible activité métabolique, l'accumulation de matières de protection (enzymes de stress, molécules anti-congélation), des réserves d'énergie ainsi que des protections spéciales des kystes avec une membrane sélective. En conséquence, ces stades de repos (diapause) montrent une très forte résistance à des facteurs négatifs et peuvent être transportés avec l'eau et les sédiments de ballast des navires pendant longtemps (mois, des années voire des décennies), sans perdre de leur viabilité. La revue de la littérature nous a amené à la ferme opinion que la diapause est l'adaptation centrale des invertébrés aquatiques à des conditions périodiques très difficiles. Il semble qu'elle soit la principale raison pour laquelle tant d'espèces marines et continentales invasives ont successivement pénétré de nouveaux environnements à partir des eaux de ballast et sédiments des navires au cours de ces dernières décennies.

Cette synthèse de l'analyse de la bibliographie réalisée en anglais par le Pr. Victor Alekseev montre que les études de la biodiversité marine à proximité des structures portuaires et dans les milieux estuariens en général doivent intégrer le facteur anthropique lié aux transports maritimes. Sans insister sur le caractère invasif ou non des espèces introduites, il est important de tenir compte des introductions d'espèces accélérées par les transports

maritimes. Nous avons voulu nous attaquer à cette direction de recherche fastidieuse qui consiste non seulement à vouloir échantillonner de l'eau dans les zones portuaires mais également d'échantillonner le sédiment dans le milieu naturel mais également au fond des ballasts. Cette analyse bibliographique ainsi que l'aide précieuse du Pr. Alekseev qui a déjà échantillonné le sédiment dans des ballasts dans des navires transitant par le Port de St Petersburg nous ont permis d'obtenir les premiers résultats sur la présence de formes de résistance d'organismes planctoniques dans le sédiment au niveau de l'estuaire de la Seine.

3.2. Etude des formes de résistance dans le sédiment à proximité de la zone portuaire

Dans le cadre du projet BIODISEINE 10 stations ont été échantillonnées au cours des missions ZOOTRANS 10, 11 et 13 (fin mai, mi-juin et mi-septembre 2010). Les 10 stations ont été choisies selon une radiale allant du port du Havre (Station 1) au pont de Normandie (Station 10, correspondant à la station C échantillonnée dans le cadre des missions ZOOTRANS antérieures (2, 3, 4, 5, 6 et 7)) (Figure 20).



Bathymétrie (/ OCMH)



Figure 20. Stations échantillonnées dans le cadre des campagnes Biodiseine (Mai, Juin et Septembre 2010).

Les échantillons de sédiment ont été prélevés à bord du navire océanographique "Côtes de la Manche" à l'aide d'une benne Shipeck. Ils ont ensuite été placés dans des poches étanches et stockés à basse température ($\approx 4^{\circ}\text{C}$) jusqu'à l'analyse au laboratoire. Dans cette étude, seuls les sédiments prélevés fin mai (ZOOT 10) et mi-septembre (ZOOT 13) ont été analysés.

A partir de ces sédiments, une analyse texturale et granulométrique des sédiments a été réalisée. L'extraction des œufs (afin d'en estimer l'abondance) et leur incubation (afin d'estimer le succès d'éclosion et les espèces émergentes) a ensuite été entreprise.

Les différentes phases de conservations des sédiments et des œufs sont indiquées pour chacune des campagnes de prélèvements (**Tableau 3 & 4**).

Tableau 3. Caractéristiques pour la campagne ZOOT 10 (30 mai et 1^{er} juin 2010).

	Date d'échantillonnage	Stockage à 4°C (en jours)	Période d'incubation à 18-20°C (en jours)
Station 1	30/05/2010	319	77
Station 2	30/05/2010	319	77
Station 3	30/05/2010	332	62
Station 4	01/06/2010	342	52
Station 5	01/06/2010	344	50
Station 6	01/06/2010	350	41
Station 7	30/05/2010	358	35
Station 8	30/05/2010	359	34
Station 9	30/05/2010	359	34
Station 10	30/05/2010	360	46

Tableau 4. Caractéristiques pour la campagne ZOOT 13 (12 et 14 septembre 2010).

	Date d'échantillonnage	Stockage à 4 °C (en jours)	Période d'incubation à 18-20 °C (en jours)
Station 1	14/09/2010	296	47
Station 2	12/09/2010	303	42
Station 3	12/09/2010	304	41
Station 4	12/09/2010	310	35
Station 5	12/09/2010	309	36
Station 6	-	-	-
Station 7	12/09/2010	306	39
Station 8	12/09/2010	306	39
Station 9	12/09/2010	299	46
Station 10	12/09/2010	311	34

3.2.1. Protocole d'extraction et d'incubation

Afin d'estimer au mieux les espèces qui émergent du sédiment, sachant que des œufs de résistances peuvent être amenés de l'estuaire aval (partie eau douce), d'autres milieux, pays (ballast des navires), il a été choisi dans cette étude d'incuber les œufs extraits dans des eaux à

salinités variées (0, 15 et 33). Le protocole expérimental reprend chacune des étapes entre le prélèvement et l'incubation des œufs (**Figure 21**).

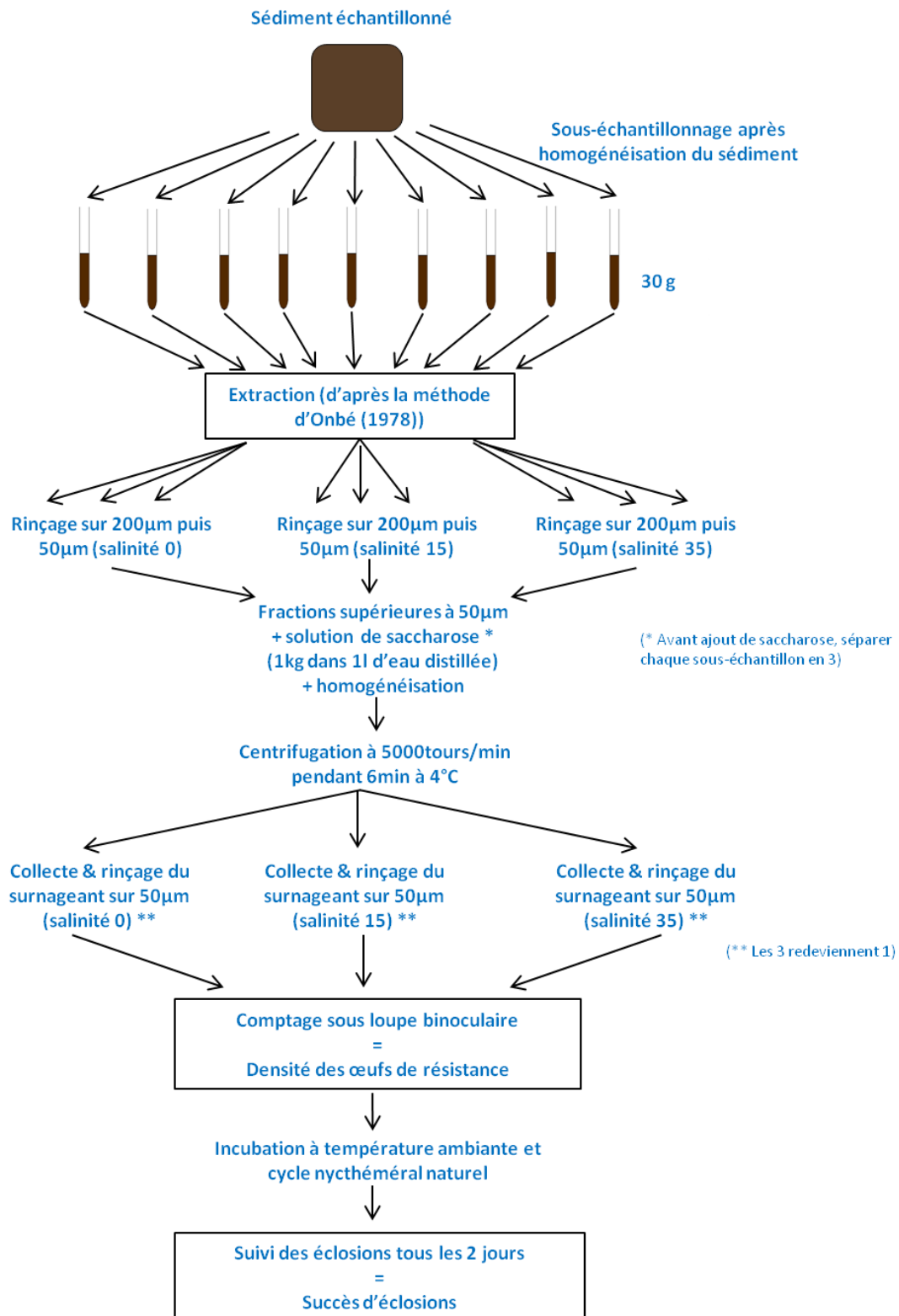


Figure 21. Protocole expérimental. Une fois prélevé dans le milieu, le sédiment est rincé sur une soie de 200 µm avant d'être centrifugé dans une solution de saccharose. A l'issue de cette étape, le surnageant (contenant les œufs) est rincé, les œufs comptés sous la loupe binoculaire avant d'être incubés sous différentes conditions.

3.2.2. Description des paramètres environnementaux

Température et Salinité :

Les températures rencontrées au cours de cette étude sont d'environ 16 °C pour la campagne ZOOT 10 (fin mai 2010) et d'environ 19 °C pour la campagne ZOOT 13 (mi-septembre 2010). Les conditions de salinité rencontrées lors de cette étude varient selon le positionnement des stations. Ainsi, des salinités typiquement marines ont été rencontrées pour les stations 1, 2 et 3 (salinité d'environ 33), tandis que pour les autres stations (4, 5, 6, 7, 8, 9 et 10), les salinités étaient plus faibles car soumises directement à l'eau douce de l'estuaire de la Seine (Salinité < 30 et dépendant du cycle de marée).

Faciès sédimentaires :

L'observation texturale des sédiments révèle (Figure 22) :

- de la vase molle pour les stations 1 et 5
- de la vase sableuse pour les stations 2, 3, 4 et 10 de nature plus compacte pour les stations 2, 3, 4 que pour la station 10
- des sables coquillers avec galets mous pour les stations 6, 7, 8 et 9.



Station 1: vase molle



Station 2: vase compacte



Station 3: vase compacte



Station 4: vase compacte



Station 5: vase molle



Station 6: sable coquiller



Station 7: sable coquiller



Station 8: sable coquiller



Station 9: sable coquiller



Station 10: vase sableuse

Figure 22. Photographies des différents types sédimentaires rencontrés sur les 10 stations échantillonnées (Photos : S. Lecardez & O. Glippa).

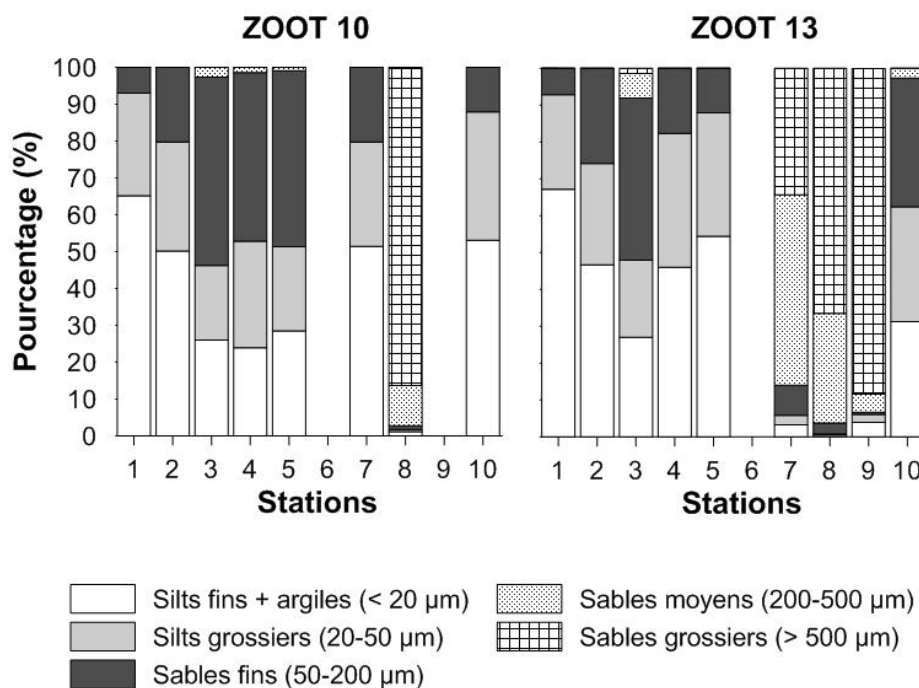


Figure 23. Distribution de la taille des grains pour chacune des 10 stations au cours des campagnes ZOOT 10 (fin mai 2010) et ZOOT 13 (mi-septembre 2010).

A l'issue de l'analyse granulométrique deux groupes de stations émergent :

- celles qui présentent peu (ou ne présentent pas) de sables moyens à grossiers (Stations 1, 2, 3, 4, 5 et 10)
- celles présentant une grande partie de ces sables moyens à grossiers (Stations 7, 8 et 9).

Toutefois les données obtenues pour les stations 6, 7, 8 et 9 sont à prendre avec précaution, puisque l'analyse granulométrique ne permet pas d'identifier les particules dont la taille est supérieure à 2000 µm. Cela explique pourquoi aucun histogramme n'est présent pour les stations 6 et 9 (Figure 23).

3.2.3. Abondance en œufs de résistance

L'abondance en œufs de résistance de copépodes calanoïdes (Figure 24) pour chacune des 10 stations est comprise entre 0 et $2,3 \times 10^7$ œufs.m⁻³ (ZOOT 10) et entre 0 et $5,58 \times 10^7$ œufs.m⁻³ (ZOOT 13). Pour les œufs extraits des sédiments prélevés fin mai 2010 (ZOOT 10), les abondances sont plus élevées aux stations 1, 2, 3, 4, 5 et 10 avec une valeur moyenne de $0,94 \pm 0,58 \times 10^7$ œufs.m⁻³ contre $0,03 \pm 0,05 \times 10^7$ œufs.m⁻³ pour le groupe de stations 6, 7, 8 et 9 (représentant une différence de près de 31 fois). La différence s'accroît pour les œufs extraits à partir des sédiments échantillonnés mi-septembre 2010 (ZOOT 13), puisque l'abondance moyenne des stations 1, 2, 3, 4, 5 et 10 ($1,92 \pm 1,69 \times 10^7$ œufs.m⁻³) est près de 97 fois plus élevée que pour le groupe de stations 6, 7, 8 et 9 ($0,02 \pm 0,01 \times 10^7$ œufs.m⁻³).

L'abondance en œufs de résistance est plus élevée pour les sédiments extraits mi-septembre 2010 que pour ceux extraits fin mai 2010 (test de Wilcoxon, $p > 0,05$), excepté pour les stations 3 et 8 où aucune différence significative n'est observée (test de Wilcoxon, $p > 0,05$),

et pour les stations 7 et 10 ou une baisse significative des abondances est observée (test de Wilcoxon, $p < 0,05$).

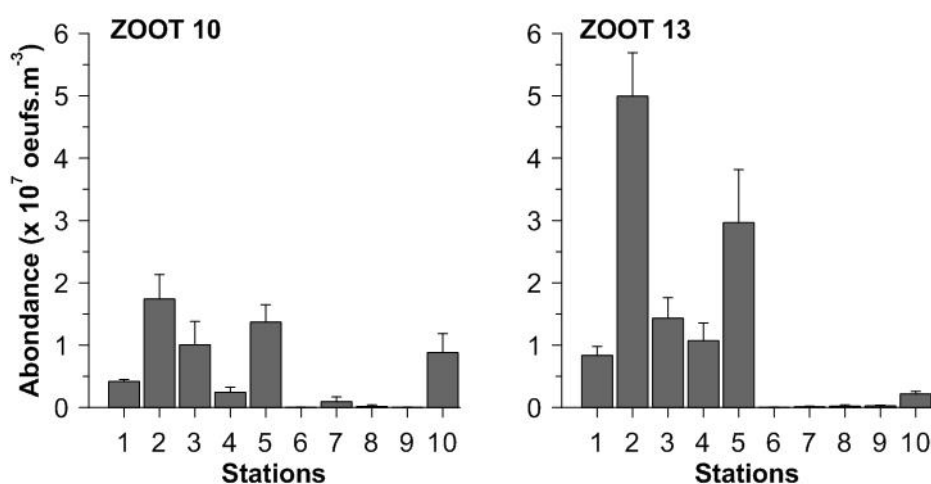


Figure 24. Abondance moyenne en œufs de résistance de copépodes calanoïdes ($\times 10^7$ œufs.m⁻³) pour chacune des dix stations au cours des campagnes ZOOT 10 (fin mai 2010) et ZOOT13 (mi-septembre 2010).

3.2.4. Suivi des éclosions des œufs benthiques

Voyons maintenant les résultats obtenus après l'incubation des œufs dans des conditions optimales de température ($\pm 20^\circ\text{C}$) sous trois salinités différentes (0, 15 et 33). Au cours de ces expérimentations, des rotifères, des dinoflagellés, des cladocères marins ont éclos, mais seuls les copépodes calanoïdes étaient ciblés par notre étude. A l'issue des expérimentations, 2483 éclosions de copépodes ont eu lieu pour les œufs extraits des sédiments prélevés fin mai 2010 (ZOOT 10), et 3551 éclosions pour ceux extraits à partir des sédiments échantillonnés mi-septembre 2010. Le succès d'éclosion total observé pour la campagne ZOOT 10 est de 25,18 % contre 17,77 % observé pour ZOOT 13. Pour les œufs extraits à la fin mai 2010 (ZOOT 10), des succès d'éclosion de près de 100 % sont observés à la salinité 33, de près de 30 % à la salinité 15, tandis qu'une seule éclosion a été observée à la salinité 0 (Station 5 - ZOOT 10) (Figure 25).

Au cours de ces incubations, les copépodes calanoïdes *Eurytemora affinis*, du genre *Acartia* et *Temora longicornis* ont éclos (Figure 26). Dans la catégorie "Autres", nous regroupons les nauplii éclos de copépodes calanoïdes indéterminés (du genre *Centropages* probablement). Le nombre de nauplii éclos, ainsi que l'espèce à laquelle ils appartiennent sont présentés pour chacune des salinités testées : 0, 15 et 33 (Tableau 5).

Fin mai 2010 (ZOOT 10), une majorité d'éclosions est attribuée à *Temora longicornis* (89 %, 98,2 %, 100 %, 100 %, % et 84,9 % respectivement pour les stations : 1, 2, 6, 8 et 10. Pour les stations 3, 4 et 5, respectivement 65,8 %, 55,6 % et 69,4 % ont été attribuée aux Acartidés.

Les éclosions attribuées à *Eurytemora affinis* sont minimales et ne représentent que 6,4 %, 1,1 %, 3,4 % et 9,5 % pour les stations 1, 2, 3 et 10.

A la mi-septembre 2010 (ZOOT 13), les éclosions sont majoritairement attribuées à l'espèce marine *Temora longicornis* puisqu'elles représentent 65,7 %, 96,1 %, 95,5 %, 66 % et 51,3 % des éclosions pour les stations 1, 2, 3, 4 et 5.

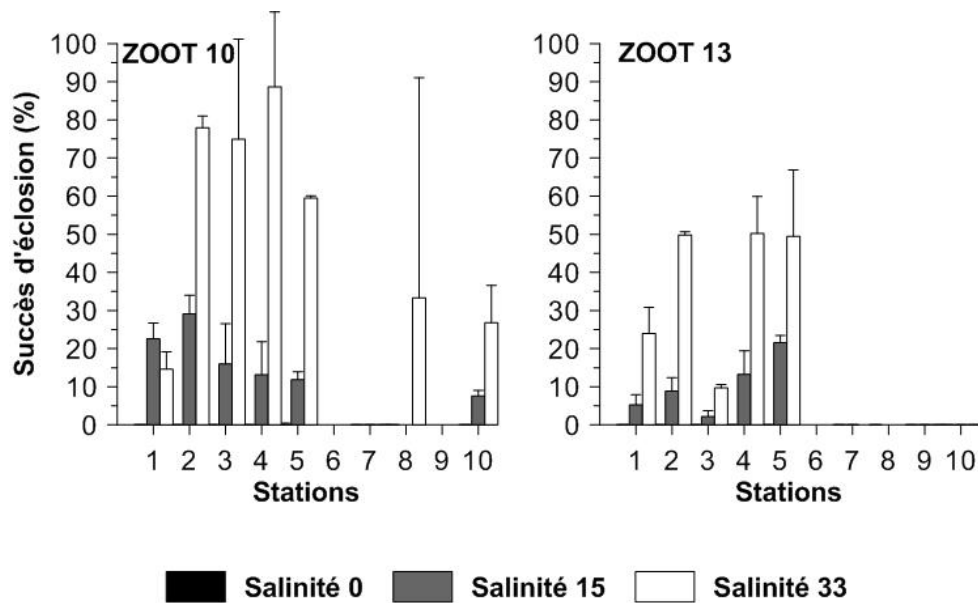


Figure 25. Succès d'éclosion moyen (\pm Ecart-type) pour chacune des stations, des salinités testées (0, 15 et 33) observé à partir des sédiments prélevés à la fin mai 2010 (ZOOT 10) et à la mi-septembre 2010 (ZOOT 13).

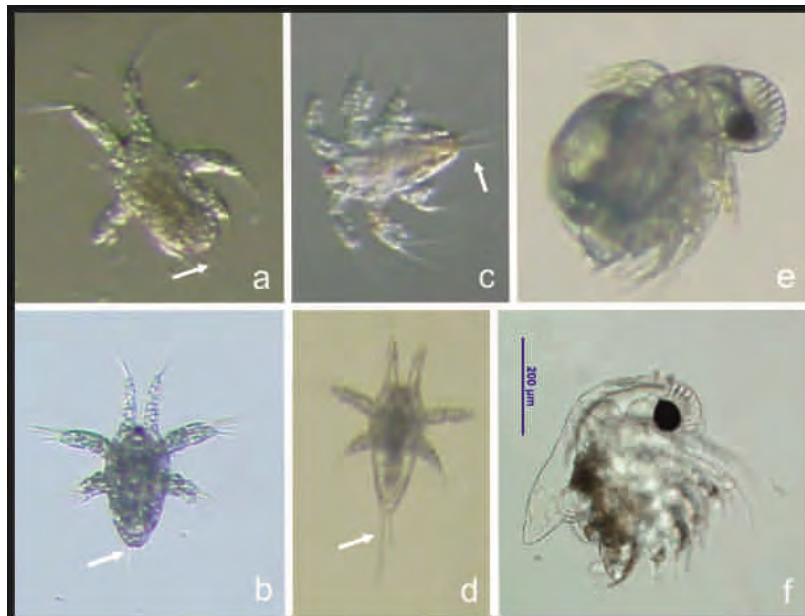


Figure 26. Photographies des différentes espèces de copépodes calanoïdes (a, b, c et d) et de cladocères marins (e et f) rencontrées lors de l'incubation des oeufs. a et b : N1 et N2 d'*Eurytemora affinis* ; c et d : N1 et N2 de *Temora longicornis* ; e : *Podon* sp. ; f : *Evadne* sp. Les flèches indiquent les soies caractéristiques du stade de développement et/ou de l'espèce.

Tableau 5. Nombre d'éclosions et identification des nauplii observés pour chacune des 10 stations au cours des campagnes ZOOT 10 (fin mai 2010) et ZOOT 13 (mi-septembre 2010).

		ZOOT 10 (fin mai 2010)			ZOOT 13 (mi-septembre 2010)		
		Salinité 0	Salinité 15	Salinité 33	Salinité 0	Salinité 15	Salinité 33
Station 1	<i>E. affinis</i>	0	3	4	0	0	0
	<i>T. longicornis</i>	0	62	35	0	8	103
	<i>Acartidés</i>	0	3	2	0	23	35
	<i>Autres</i>	0	0	4	-	-	-
Station 2	<i>E. affinis</i>	0	12	0	0	0	0
	<i>T. longicornis</i>	0	259	805	0	252	1235
	<i>Acartidés</i>	0	6	2	0	15	45
	<i>Autres</i>	0	0	0	-	-	-
Station 3	<i>E. affinis</i>	0	13	1	0	0	0
	<i>T. longicornis</i>	0	27	98	0	15	70
	<i>Acartidés</i>	0	38	230	0	2	2
	<i>Autres</i>	0	0	0	-	-	-
Station 4	<i>E. affinis</i>	0	0	0	0	0	0
	<i>T. longicornis</i>	0	10	46	0	71	191
	<i>Acartidés</i>	0	2	68	0	22	113
	<i>Autres</i>	0	0	1	-	-	-
Station 5	<i>E. affinis</i>	0	0	0	0	1	0
	<i>T. longicornis</i>	1	85	104	0	183	509
	<i>Acartidés</i>	0	30	398	0	326	330
	<i>Autres</i>	0	1	2	-	-	-
Station 6	<i>E. affinis</i>	0	0	0	-	-	-
	<i>T. longicornis</i>	0	0	1	-	-	-
	<i>Acartidés</i>	0	0	0	-	-	-
	<i>Autres</i>	0	0	0	-	-	-
Station 7	<i>E. affinis</i>	0	0	0	0	0	0
	<i>T. longicornis</i>	0	0	0	0	0	0
	<i>Acartidés</i>	0	0	0	0	0	0
	<i>Autres</i>	0	0	0	-	-	-
Station 8	<i>E. affinis</i>	0	0	0	0	0	0
	<i>T. longicornis</i>	0	0	1	0	0	0
	<i>Acartidés</i>	0	0	0	0	0	0
	<i>Autres</i>	0	0	0	-	-	-
Station 9	<i>E. affinis</i>	0	0	0	0	0	0
	<i>T. longicornis</i>	0	0	0	0	0	0
	<i>Acartidés</i>	0	0	0	0	0	0
	<i>Autres</i>	0	0	0	-	-	-
Station 10	<i>E. affinis</i>	0	9	3	0	0	0
	<i>T. longicornis</i>	0	14	93	0	0	0
	<i>Acartidés</i>	0	6	1	0	0	0
	<i>Autres</i>	0	1	2	-	-	-

3.2.5. Conclusions

Les valeurs d'abondances en œufs de copépodes calanoïdes relevées dans cette étude sont comprises entre $0,00066 \pm 0,0020 \times 10^7$ œufs.m⁻³ (Station 9 – ZOOT 10) et $4,99 \pm 0,69 \times 10^7$ œufs.m⁻³ (Station 2- ZOOT 13). Ces résultats sont comparables avec celles relevées pour plusieurs espèces de copépodes calanoïdes dans d'autres systèmes côtiers (cf. Glippa et al., 2011 ; Glippa, 2011).

Ces valeurs sont à mettre directement en relation avec le type sédimentaire de la station considérée. En effet, la valeur la plus élevée a été déterminée pour la station 2, composée d'un sédiment de type vase compacte avec 46,7 % de silts fins + argiles, 27,4 % de silts grossiers et 25,8 % de sables fins à grossiers; tandis que la valeur la plus faible a été déterminée pour des sédiments plus grossiers. Il est en effet connu dans la littérature que les œufs de résistance ont tendance à s'accumuler dans les sédiments vaseux (Marcus et Fuller, 1986) car leur densité et leur vitesse de sédimentation sont similaires aux silts. Il a par ailleurs été montré une corrélation positive entre l'abondance des œufs dans les sédiments et la proportion de silts (Marcus et Fuller, 1989; Lindley, 1990).

L'augmentation des abondances relevées entre la fin mai 2010 (ZOOT 10) et la mi-septembre 2010 (ZOOT 13) est probablement à mettre en relation avec la période. En effet, celle-ci [coïncide](#) avec [le début de](#) l'automne et il est connu que de nombreuses espèces de copépodes produisent des formes de résistance avant l'hiver.

Les différentes incubations réalisées dans cette étude ont été faites après la conservation des sédiments à basse température (4°C) pendant environ 10 à 12 mois. Cette longue phase de conservation à basse température a permis d'attester de la nature de ces œufs (œufs de diapause) et d'identifier les espèces qui éclosent.

[Nous avons](#) montré que le succès d'éclosion total observé pour la campagne ZOOT 10 est de 25,18 % contre 17,77 % observé pour ZOOT 13. Pour les œufs extraits à la fin mai 2010 (ZOOT 10), des succès d'éclosion de près de 100 % sont observés à la salinité 33, de près de 30 % à la salinité 15, tandis qu'une seule éclosion a été observée à la salinité 0 (Station 5-ZOOT 10).

Ces valeurs sont nettement supérieures à celles trouvées dans l'étude antérieure réalisée dans l'estuaire de la Seine (Glippa, 2011) où le succès d'éclosion était d'environ 4 %. Cette différence observée est à mettre en relation avec le choix fait dans cette étude de tester trois salinités, ce qui a permis aux œufs de trouver les conditions environnementales optimales pour chaque espèce. Par exemple, *Temora longicornis* qui est une espèce inféodée au milieu marin, a majoritairement éclo à des salinités de 33 ; tandis qu'*Eurytemora affinis* a montré son maximum d'éclosion à une salinité de 15. Il faut toutefois noter que des éclosions ont également été observées aux autres salinités pour ces mêmes espèces. Dans l'étude précédente qui portait sur le suivi saisonnier de 5 stations dans l'estuaire de la Seine (Glippa, 2011), le choix s'était porté sur une seule salinité (15); celle correspondant à la salinité optimale de l'espèce majoritaire de l'estuaire de la Seine: *Eurytemora affinis*. Par ailleurs, étant impossible de reconnaître l'espèce à partir de l'œuf, il s'est avéré à la fin de l'étude qu'une grande majorité des éclosions était également attribuée à l'espèce marine *Temora longicornis*. Le faible succès

d'éclosion observé (environ 4 %) est lié directement à la salinité de 15 qui n'a permis de faire émerger qu'une partie des *Temora longicornis* seulement.

Le taux d'émergence a également été calculé pour chacune des espèces, stations et campagnes à partir du nombre d'éclosion et du volume de sédiment échantillonné (**Tableau 6**). Ils représentent une source non négligeable pour un éventuel recrutement puisqu'au mieux 64 773 885 nauplii peuvent émerger à partir d'un mètre cube de sédiment (Station 2 – ZOOT 13 salinité de 33) dans le cas des *Temora longicornis*. Il faut toutefois prendre ce chiffre élevé avec des précautions. En effet, de nombreux facteurs sont à prendre en compte tels que l'hydrodynamisme, les paramètres physicochimiques, la pollution, la prédation qui pourront agir négativement et/ou positivement sur le devenir de ces œufs.

Tableau 6. Taux d'émergence (Nombre de nauplii.m⁻³. mois⁻¹) calculé à partir des œufs de diapause pour chacune des espèces qui a éclos, chacune des stations (1 à 10) et pour chacune des campagnes (ZOOT 10 : fin mai 2010 ; ZOOT 13 : mi-septembre 2010).

		ZOOT 10 (fin mai 2010)			ZOOT 13 (mi-septembre 2010)		
		Salinité 0	Salinité 15	Salinité 33	Salinité 0	Salinité 15	Salinité 33
Station 1	<i>E. affinis</i>	0	126 546	168 728	0	0	0
	<i>T. longicornis</i>	0	2 615 283	1 476 369	0	314 691	4 051 646
	Acartidés	0	126 546	84 364	0	904 736	1 376 773
	Autres	0	0	168 728	-	-	-
Station 2	<i>E. affinis</i>	0	646 485	0	0	0	0
	<i>T. longicornis</i>	0	13 953 294	43 368 345	0	13 217 019	64 773 885
	Acartidés	0	323 242	107 747	0	786 727	2 360 182
	Autres	0	0	0	-	-	-
Station 3	<i>E. affinis</i>	0	728 056	56 004	0	0	0
	<i>T. longicornis</i>	0	1 512 117	5 488 423	0	826 064	3 854 964
	Acartidés	0	2 128 164	12 880 994	0	110 142	110 142
	Autres	0	0	0	-	-	-
Station 4	<i>E. affinis</i>	0	0	0	0	0	0
	<i>T. longicornis</i>	0	544 657	2 505 424	0	3 910 035	10 518 545
	Acartidés	0	108 931	3 703 670	0	1 211 560	6 223 013
	Autres	0	0	54 466	-	-	-
Station 5	<i>E. affinis</i>	0	0	0	0	52 448	0
	<i>T. longicornis</i>	49 813	4 234 095	5 180 540	0	9 598 074	26 696 281
	Acartidés	0	1 494 387	19 825 529	0	17 098 208	17 308 002
	Autres	0	49 813	99 626	-	-	-
Station 6	<i>E. affinis</i>	0	0	0	-	-	-
	<i>T. longicornis</i>	0	0	64 769	-	-	-
	Acartidés	0	0	0	-	-	-
	Autres	0	0	0	-	-	-
Station 7	<i>E. affinis</i>	0	0	0	0	0	0
	<i>T. longicornis</i>	0	0	0	0	0	0
	Acartidés	0	0	0	0	0	0
	Autres	0	0	0	-	-	-
Station 8	<i>E. affinis</i>	0	0	0	0	0	0
	<i>T. longicornis</i>	0	0	67 896	0	0	0

	<i>Acartidés</i>	0	0	0	0	0	0
	<i>Autres</i>	0	0	0	-	-	-
Station 9	<i>E. affinis</i>	0	0	0	0	0	0
	<i>T. longicornis</i>	0	0	0	0	0	0
	<i>Acartidés</i>	0	0	0	0	0	0
	<i>Autres</i>	0	0	0	-	-	-
Station 10	<i>E. affinis</i>	0	512 729	170 910	0	0	0
	<i>T. longicornis</i>	0	797 579	5 298 202	0	0	0
	<i>Acartidés</i>	0	341 819	56 970	0	0	0
	<i>Autres</i>	0	56 970	113 940	-	-	-

3.3. Etude des formes de résistance dans le sédiment des ballasts.

Une des actions de ce projet a également consisté à échantillonner les ballasts (sédiments, eau) de navires. En effet, environ 10 milliards de tonnes d'eau de ballast sont transférées chaque année d'un milieu à un autre, transférant par la même les organismes présents. Il est même estimé qu'au moins 7000 espèces différentes peuvent être transportées dans les ballasts des navires dans le monde. La présence de formes de diapause a récemment été reconnue comme étant la raison principale permettant à de nombreuses espèces invasives marines et continentales de pénétrer successivement dans de nouveaux environnements (Alekseev et al., 2001; Panov et al., 2004, Alekseev et al. 2007).

Le cycle de vie de nombreux invertébrés marins et d'eau douce, et d'espèces de phytoplancton inclut la production de formes de résistance (appelées cystes, éphippies, œufs de résistance, œufs de diapause, ou spores, selon les taxons) comme stratégie pour assurer la survie à long terme des espèces. Les œufs de résistance sont des embryons fertilisés "enfermés" dans une ou plusieurs couches protectrices, ce qui les rends extrêmement résistants aux diverses conditions défavorables. Ils sont ainsi connus pour résister à l'enfouissement dans le sédiment pour des décennies voir des siècles, la dessiccation, le passage à travers les tubes digestifs de poissons, etc.

Les formes de résistances peuvent également être trouvées dans les ballasts des navires, et en particulier dans les eaux et les sédiments restant après le pompage des ballasts.

Dans le cadre du projet BIODISEINE nous avons voulu initier cette recherche émergente qui vise à échantillonner les ballasts. Afin de parvenir à cet objectif, différentes prises de contact ont eu lieu à partir du printemps 2011, mais qui n'ont malheureusement pas été concluantes. En effet, il est extrêmement difficile d'obtenir les autorisations ainsi que l'aide nécessaire (indispensable) pour accéder au navire et ses ballasts. Après plusieurs échanges de courriers officiels avec les autorités portuaires mais également le GIP Seine-Aval, nous avons voulu essayer d'avoir directement l'accord d'un armateur. Nous avons donc pris contact avec un armateur fréquentant le grand port maritime du Havre, avec qui nous avons conclu un accord de confidentialité pour échantillonner l'un de leur navire. La démarche administrative était également longue et fastidieuse mais finalement concluante.

Durant cette période d'attente de l'autorisation d'accès au ballast, en partenariat avec le Pr. Victor Alekseev, un système de prélèvement des sédiments de ballast a été mis au point (Figure 27). Ce système a été testé avec succès dans les bassins de la station marine de Wimereux. Nous n'avons pas voulu prendre le risque de faire échouer l'échantillonnage à cause d'un problème technique de prélèvement.

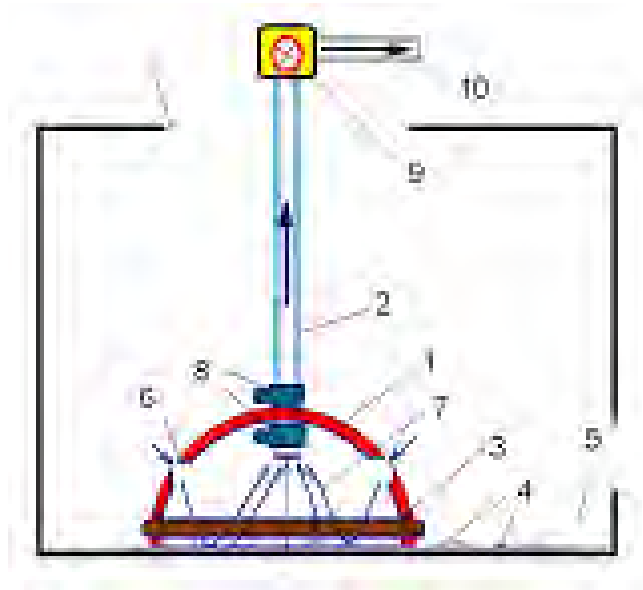


Figure 27. L'échantillonneur est constitué d'un hémisphère-ventouse (1) avec un diamètre interne de 11,5 cm équivalant à une surface de 100 cm². L'hémisphère est articulé à l'extrémité d'un tube en plastique (2) avec deux bagues métalliques (8). Un autre anneau de fer lourd (3) a été utilisé pour exercer une pression de l'hémisphère sur le fond du ballast des navires (5). L'hémisphère comporte plusieurs petits orifices orientés verticalement (6) pour permettre l'arrivée d'eau supplémentaire dans le dispositif lorsque la pompe électrique (9) est activée. Les stades de repos des invertébrés (4) et d'autres petites particules sont recueillis par les courants d'eau (7) à partir de la surface à la limite avec l'hémisphère. L'eau (contenant œufs + particules diverses) est amenée par un tube sortant (10) et concentrée dans une boîte ou directement filtrée sur une soie de vide de maille de 50 µm (D'après Alekseev *et al.*, en préparation).

Un seul bateau a pu être échantillonné le 12 octobre 2011, où le sédiment a pu être prélevé à partir d'un ballast préalablement vidé de son eau et de tout gaz nocif. En raison de la difficulté d'utiliser ce système dans le ballast mis à notre disposition lors de notre venue, un prélèvement à l'aide d'une spatule directement dans le ballast du navire a été préféré. Le sédiment a été placé dans des poches étanches et stockés à basse température ($\approx 4\text{ }^{\circ}\text{C}$) jusqu'à l'analyse au laboratoire.

A partir de ces sédiments, une analyse texturale et granulométrique des sédiments a été réalisée. L'extraction des œufs (afin d'en estimer l'abondance) et leur incubation (afin d'estimer le succès d'éclosion et les espèces émergentes) a ensuite été entreprise.

Les différentes phases de conservation des sédiments et des œufs sont indiquées ci-dessous (Tableau 7).

Tableau 7. Caractéristiques pour le traitement du sédiment de ballast

	Date d'échantillonnage	Stockage à 4 °C (en jours)	Période d'incubation à 18-20 °C (en jours)
Réplicat 1	12/10/2010	2	40
Réplicat 2	12/10/2010	2	40
Réplicat 3	12/10/2010	77	70
Réplicat 4	12/10/2010	77	70
Réplicat 5	12/10/2010	77	70
Réplicat 6	12/10/2010	77	70

3.3.1. Protocole d'extraction et d'incubation

L'extraction des œufs a été réalisée selon le protocole décrit précédemment (**Figure 21**).

Une fois extraits, les œufs ont été incubés à une salinité de 33 pour les répliquats 1 et 2, à une salinité de 15 pour les répliquats 3 et 4 et à une salinité de 7 pour les répliquats 5 et 6.

3.3.2. Description des paramètres environnementaux

A partir des sédiments prélevés dans le ballast, une salinité de 7 a pu être mesurée après centrifugation de l'eau interstitielle. L'observation texturale des sédiments révèlent une vase fine (**Figure 28**).



Figure 28. Photographie du type sédimentaire rencontré dans le ballast de navire échantillonné.

L'analyse granulométrique montre que l'échantillon de sédiment prélevé dans le ballast est composé à 87,5 % de silts fins et argiles (< 20 µm), de 12 % de silts grossiers (20-50 µm) et de 0,5 % de sables fins à grossiers (50-2000 µm).

3.3.3. Abondance dans les différentes formes

Suite à l'extraction, différentes formes de résistances ont été trouvées (œufs de copépodes calanoïdes et harpacticoïdes, rotifères, statoblastes de bryozoaires, nématodes...) (**Figure 29**) dont les densités sont présentées dans le **Tableau 8**.

Tableau 8. Densité des différentes formes (œufs, kystes, pollens, etc.) pour 30 g de sédiment de ballast.

	<i>Réplique at 1</i>	<i>Réplique at 2</i>	<i>Réplique at 3</i>	<i>Réplique at 4</i>	<i>Réplique at 5</i>	<i>Réplique at 6</i>	<i>Moyenne</i>
Œufs de copépodes calanoïdes	7	1	4	1	4	2	3,2
Adultes de copépodes Harpacticoïdes	4	0	4	8	5	12	5,5
Œufs de copépodes Harpacticoïdes	3	0	0	0	0	1	0,7
Rotifères	0	0	1	1	2	0	0,7
Nématodes	6	6	1	0	0	0	2,2
Statoblastes	0	0	0	1	3	1	0,8
Pollens	1	3	22	5	10	12	8,8
Foraminifères	0	0	6	0	0	1	1,2
Autres formes indéterminées	0	0	2	2	0	1	0,8

Quel que soit la salinité employée lors de l'incubation aucune éclosion n'a été observée. Seuls les nématodes ont présentés une viabilité suite à l'extraction.

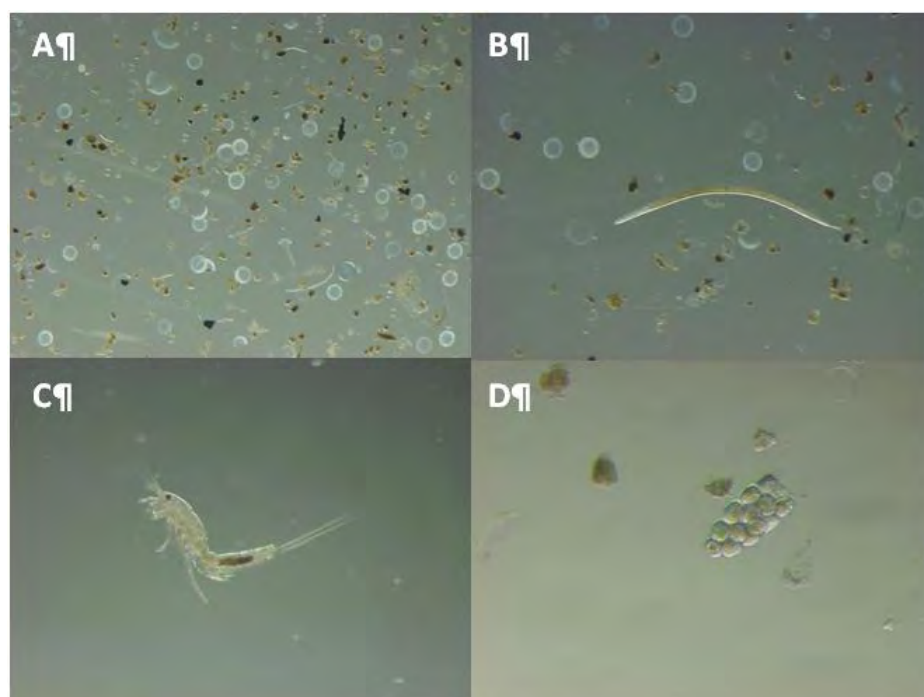


Figure 29. Photographies de quelques formes trouvées dans les sédiments de ballast. A: Etat d'un échantillon après extraction. B: Nématode, C: Copépode harpacticoïde, D: Sac d'œuf de copépode harpacticoïde.

3.3.4. Conclusion

Cette première approche de l'analyse des sédiments de ballast nous a permis de détecter certaines formes de résistance dans ces ballasts, mais ne nous a pas permis de les réactiver. Il conviendrait pour de futurs projets, de choisir les trajets des bateaux (susceptibles d'apporter des espèces potentiellement introduites dans nos estuaires) et de connaître l'historique du ballast échantillonné (connaître la date à laquelle le dernier nettoyage a été fait, la date et le lieu de remplissage, de l'évacuation...) afin d'estimer l'origine de ces œufs et de trouver les conditions optimales à leur développement.

Le but de cette étude était exploratoire puisqu'il s'agissait (du moins à notre connaissance) de la première étude portant sur le sédiment des ballasts de navires en France. La seule étude connue portait sur l'[examen](#) des eaux de ballast de navires faisant escale dans les ports français (Masson et al., 2000). La difficulté d'échantillonner les ballasts réside dans le fait que les escales des navires dans les ports sont de plus en plus courtes et que leurs venues n'est connue qu'au mieux 48 h avant. Cela implique donc d'avoir une bonne réactivité (disponibilité, ordres de missions, autorisation portuaires, etc.) afin d'échantillonner les navires rapidement. Le temps disponible pour l'échantillonnage étant court (moins d'une heure dans notre cas), il est généralement difficile de pouvoir échantillonner plusieurs ballasts pour le sédiment. Néanmoins ce volet de recherche dans le projet BIODISEINE [nous](#) a permis de tester réellement les difficultés d'échantillonner les formes de résistance dans le sédiment (surtout dans les ballasts). Le travail préparatoire réalisé en amont avec le Pr. Alekseev est très important et pourrait s'avérer utile si ces études devaient se poursuivre dans les Ports maritimes de l'estuaire de la Seine.

3.4. Réalisation d'une clé de détermination des principales formes de résistances

A partir des formes de résistances planctoniques rencontrées lors des études menées dans le cadre des projets BIODISEINE et ZOOSEINE, nous sommes parvenus à établir une clé de détermination. L'identification des formes de résistance a été rendu possible par leur incubation dans diverses conditions de salinité et de température, ou par la littérature qui reste très peu abondante sur le sujet. A noter que l'aide précieuse du Pr. Victor Alekseev habitué à créer des clefs d'identification de plusieurs groupes d'invertébrés marins, nous a permis de proposer la clé d'identification adaptée à notre zone géographique. Divers photographies (Figures 30 et 31) illustrent cette clé de détermination

Clé de détermination des stades dormants (SD) du plancton rencontrés dans l'estuaire de la Seine - Réalisée par

V.R. Alekseev, O. Glippa & S. Souissi

1. Stades dormants (SD) représentés par un œuf unique ou un kyste de forme ronde avec un embryon d'environ la taille du kyste2
2. Œufs ou petits kystes dont la taille est d'environ 100-150 μm ou même inférieure3
 - Œufs dont la taille est d'environ 200 μm ou même plus gros5
3. Œufs dont la forme est plus ou moins ronde, non transparents (structure de l'œuf interne ou de l'embryon non visible)4
 - Œufs généralement de forme ellipsoïde, si de forme ronde avec une bordure claire bien visible entre le contenu de l'œuf et la coquilleRotifères (Figure 30 A&B)
 - Kyste en forme de "haricot"Dinoflagellés (*Protoperidinium* sp. Figure 30 C)
4. Œufs avec une surface lisseCopépodes calanoïdes marins
.....du genre *Temora*, *Eurytemora* (Figure 30 D & E)
 - Surface de l'œuf couverte d'épinesCopépodes calanoïdes marins
.....du genre *Centropages*, *Acartia* (Figure 30 F&G)
5. Œufs dont la taille est comprise entre 200 et 300 μm Cladocères marins ou
.....d'eau saumâtre du genre *Podon*, *Evadne* (Figure 30 H&I)
 - Œufs noirs ou marrons foncés ou kystes avec embryons à l'intérieur (plus que 200 μm), enveloppe avec des œufs relativement petits à l'intérieur (1 à 10 œufs)6
6. Enveloppe de forme ovale, si de forme ronde avec un embryon sombre fermement entouré avec des structures externes de type cellulaireStatoblastes de Bryozoaires (Figure 31 J&K)
 - Enveloppe représenté par la carapace externe de l'adulte ou par la structure spéciale qui est en fait aussi produite à la face arrière de la carapace de la femelle (éhippie)Cladocères continentaux
.....Ordre des Daphniiformes (Figure 31 L)

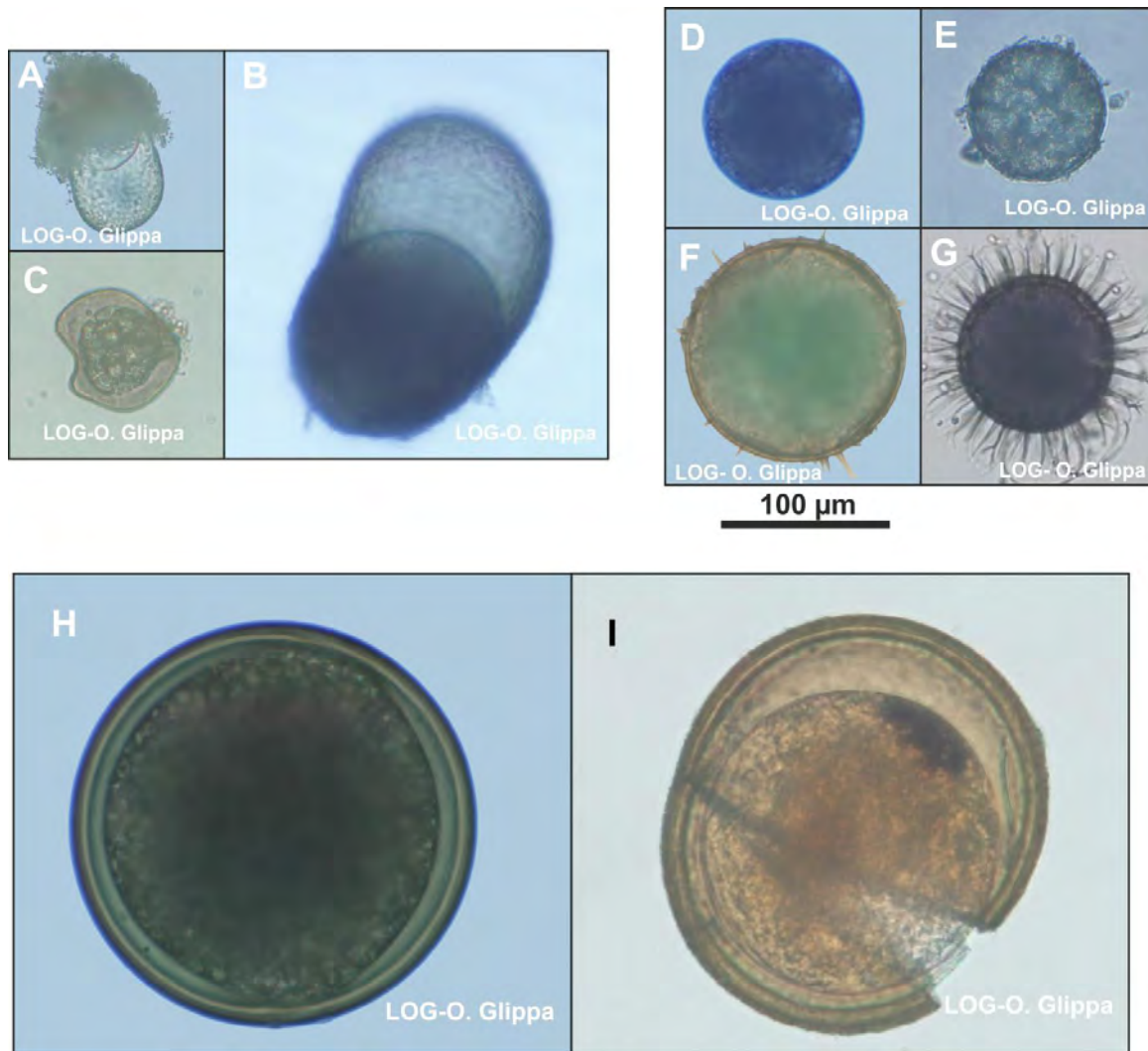


Figure 30: Formes de résistance retrouvées dans les sédiments de l'estuaire de la Seine. A-B: Formes de résistance de rotifères (A : *Anoeropsis* sp., B : *Brachionus calyciflorus*). C: Cystes de Dinoflagellés (*Protoperidinium* sp.). D-E: œufs de résistance de copépodes calanoïdes dépourvus d'épines (genre *Temora*, *Eurytemora*). F-G: œufs de résistance de copépodes calanoïdes (genre *Centropages*, *Acartia* sp.) présentant peu (F) ou beaucoup d'épines (G). H-I: œufs de résistance de cladocères marins (*Podon* sp., *Evadne* sp.). Echelle 100 µm.

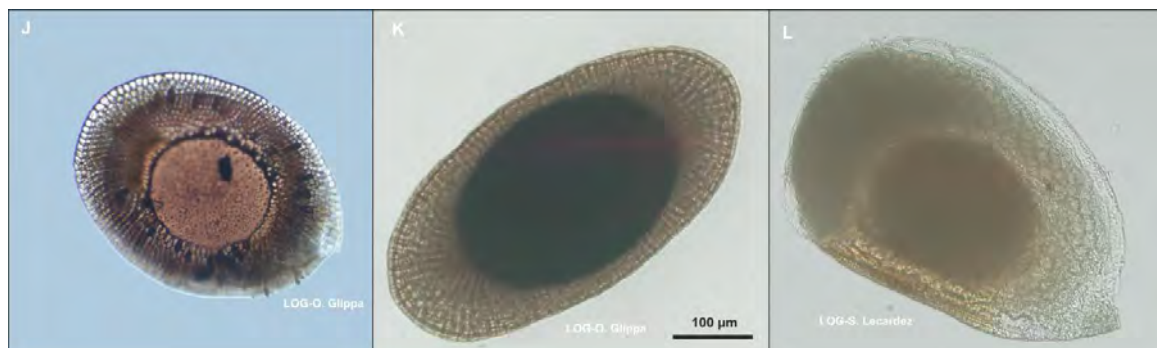


Figure 31: J-K: Formes de résistance de Bryozoaires appelées Statoblastes (J : *Plumatella repens*, K : *Hyalinella* sp.). L: Forme de résistance appelé éphippie et appartenant aux cladocères d'eau douce (*Bosmina coregoni*). Echelle 100 µm.

3.5. Etude de l'induction de la diapause chez le copépode *Eurytemora affinis*

L'effet de la photopériode sur la production de la diapause chez *Eurytemora affinis*, espèce clé de l'estuaire de la Seine, et qui est connue pour produire de la diapause au Japon (milieu lacustre) et en mer Baltique (Ban et Minoda 1991; Madhupratap et al., 1996) a été testé. Dans cette optique, un dispositif expérimental a été mis au point en collaboration avec Victor Alekseev (Institut Zoologique de l'Académie des Sciences Russes, St Petersburg) et Dominique Menu (UMR LOG 8187, Wimereux). Ce dispositif expérimental est un système muni de différentes "chambres" dans lesquelles la photopériode peut être modifiée (**Figure 32**).

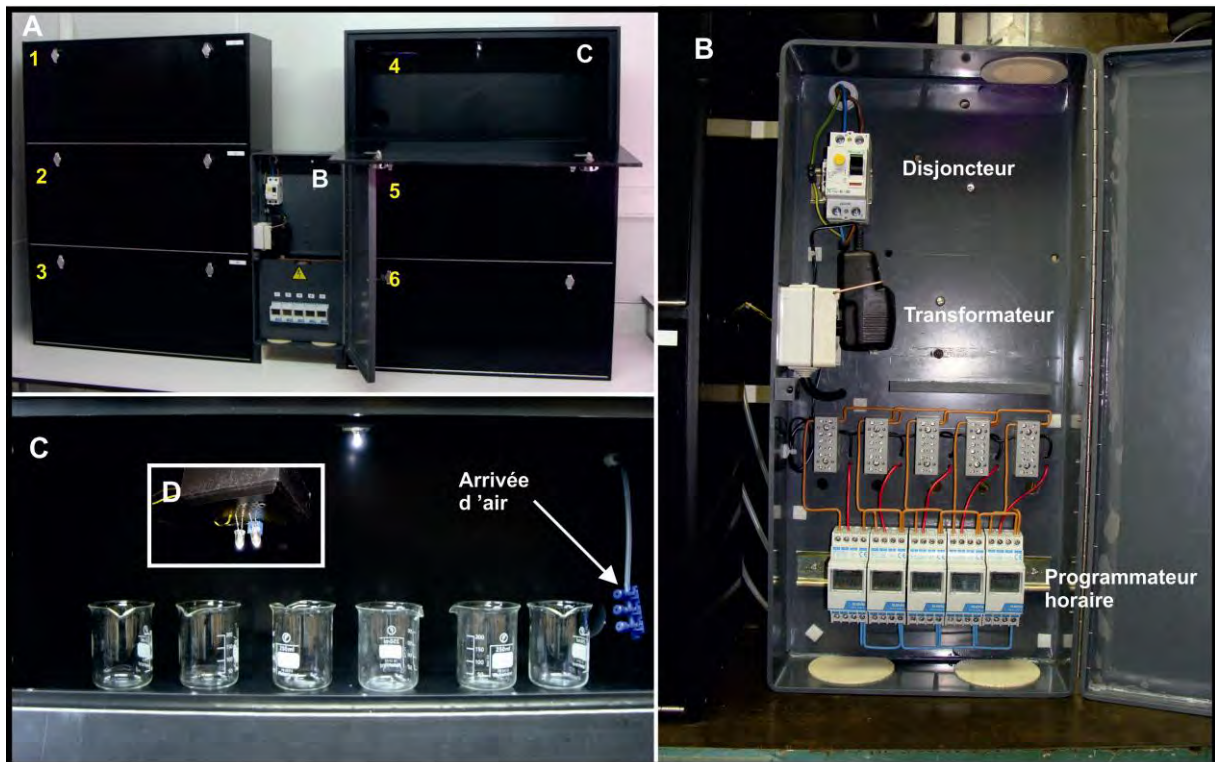


Figure 32. Descriptif du système d'induction de la diapause par la photopériode (A) constitué de 6 "chambres" dont la photopériode est contrôlée au niveau de l'armoire électrique (B). Cette partie contient un disjoncteur, le transformateur 230V/6V et 5 programmeurs horaires pour déterminer la durée d'éclairage ; C : Zoom sur l'intérieur d'une des "chambres" où l'on peut voir le système d'éclairage muni de 2 diodes électroluminescentes (D), et d'une arrivée d'air.

Cette expérimentation a été réalisée en utilisant plusieurs régimes photopériodiques (0 : 24, 8 : 16, 12 : 12, 16 : 8, 24 : 0 Jour : Nuit) à 16 ± 1 °C (Expérimentation 1) et 12 ± 1 °C (Expérimentation 2).

Les résultats obtenus après l'incubation des œufs non éclos sous différents régimes de température (afin de permettre l'éclosion des œufs en diapause) sont présentés ci-dessous (**Figure 33**).

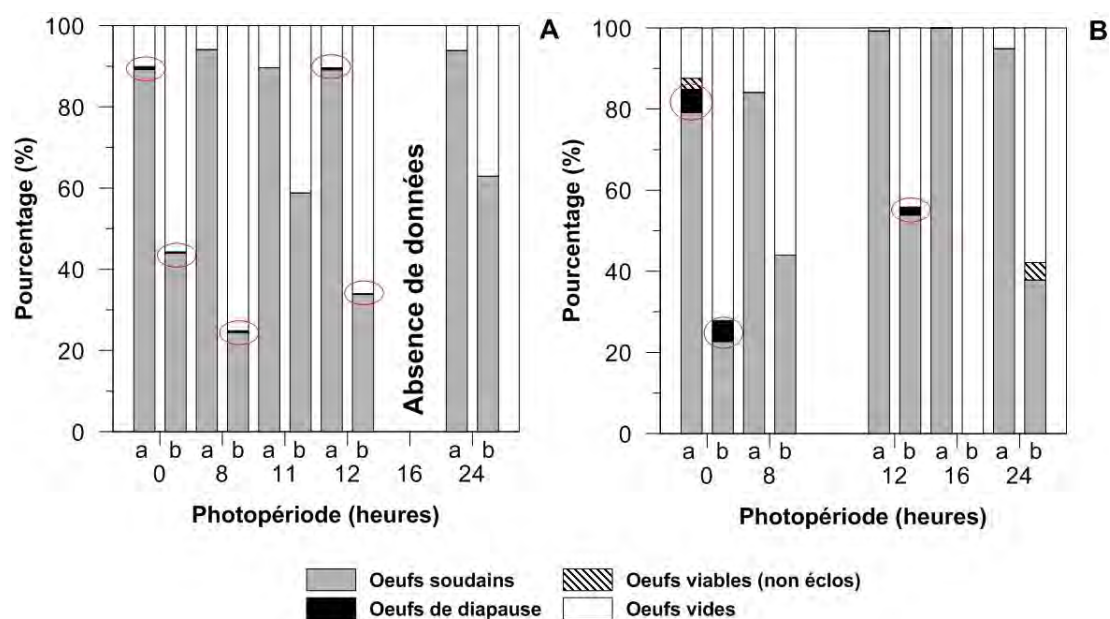


Figure 33. Pourcentage des différents types d'œufs (soudains, diapause, viables (non éclos) et vides) pour les différentes photopériodes testées à 12 °C (A) et 16 °C (B). Pour chacune des conditions photopériodiques, le premier histogramme (a) correspond à la première ponte, et le second (b) à la seconde ponte chez *Eurytemora affinis*. Les zones cerclées de rouge correspondent au pourcentage d'œufs de diapause.

Les résultats indiquent que les stades naupliens sont sensibles à certaines photopériodes et notamment à celles inférieures ou égales à 12 heures d'éclairage, puisque nous avons observé la production d'œufs de diapause. Cependant, les œufs de diapause ont été majoritairement produits par des femelles élevées à partir du stade nauplien sous des conditions d'obscurité permanente (3,2% des œufs produits) ; ce qui implique que la photopériode n'est sans doute pas le seul signal impliqué dans l'induction de la diapause. Toutefois Glippa (2011) a montré que des œufs de diapause pour cette espèce étaient présents dans les sédiments de l'estuaire de la Seine. Ils représentent en novembre 2008, près de 7 % du total des œufs éclos. Ces résultats laissent à penser que pour *Eurytemora affinis* la production d'œufs de diapause n'est pas essentielle à la survie hivernale puisqu'elle est présente dans la colonne d'eau tout au long de l'année. La population planctonique pourrait alors être remplacée après l'hiver à partir de deux sources comme cela semble être le cas en mer Baltique (Katajisto, 1998) :

- l'éclosion des œufs benthiques,
- l'éclosion des œufs issus de la reproduction des individus ayant survécu durant l'hiver.

Cependant, malgré la faible production d'œufs de diapause, leur accumulation dans les sédiments pourrait constituer de véritables banques d'œufs agissant en tant que stratégie de survie à long terme (au-delà d'une saison), ou dans le cas où des conditions néfastes surviendraient.

A l'issue de cette expérimentation, il s'avère tout de même important de considérer à l'avenir d'autres facteurs pouvant contribuer à la production d'œufs de diapause, tels que l'effet de la

surpopulation, ou du stress induit par la présence durant l'été des Acartidés. Il serait également important d'élargir la zone d'étude pour tester cette hypothèse dans un autre estuaire ou pour d'autres latitudes. Car il semblerait que l'extrapolation rapide des résultats obtenus dans un autre estuaire à la Seine peut être imprécise. La population d'*E. affinis* dans l'estuaire de la Seine semble privilégiée la stratégie 'planctonique' puisque les femelles restent fécondes tout au long de l'année. En effet, les températures minimales rencontrées dans la Seine ne représentent pas un handicap au développement de cette espèce. Nous pouvons penser que l'adoption de la diapause par *E. affinis* est modulable et peut représenter une stratégie adaptative évolutive de chaque population. Il serait intéressant de confirmer ces hypothèses dans des études ultérieures.

4. Conclusion et perspectives

Le projet BIODISEINE financé pendant une période courte (2010-2011) nous a permis d'aborder plusieurs questions scientifiques mais opérationnelles sur la biodiversité du compartiment planctonique de l'estuaire de la Seine. Nous avons bénéficié de l'expertise de l'équipe du Pr. Victor Alekseev partenaire du projet. Nous avons également bénéficié de la dynamique scientifique (notamment au niveau des campagnes d'échantillonnage) initiée dans le projet ZOOSEINE qui malheureusement n'a pas été prolongé.

Nos résultats démontrent encore une fois l'importance de l'expertise taxonomique dans la réalisation des études sur la biodiversité du compartiment planctonique. Nous devons favoriser l'implication de ces experts dans ce type de projets et ne pas compter uniquement sur des analyses préliminaires et/ou basées sur les principaux groupes d'organismes. Le projet BIODISEINE a démontré que la persévérance dans l'étude des espèces cryptiques comme le copépode *Eurytemora affinis* nous révèle encore de bonnes surprises avec notamment la description d'une nouvelle espèce selon des critères morphologiques. Cet exemple d'étude fine nous démontre que l'analyse de la diversité des formes planctoniques dans l'estuaire de la Seine est forcément sous-estimée. Nous devons poursuivre cet effort d'identification de toutes les formes planctoniques et aboutir à l'édition des Atlas et clefs d'identifications spécifiques à l'estuaire de la Seine et la Baie de Seine. [Nous avons proposé une clef d'identification des formes de résistance dans l'estuaire de la Seine.](#) Cette étape de description est importante avant d'envisager l'analyse des scénarios d'évolution de la biodiversité sous l'effet du changement climatique.

Ce projet nous a confirmé l'importance de l'activité humaine et notamment le transport maritime dans la modification de la répartition des espèces planctoniques. Ce facteur d'introduction et/ou d'accélération de l'expansion géographique des organismes planctoniques (ou non planctoniques) doit être étudié en priorité dans le futur.

Notre projet a mis l'accent sur **les formes de résistance d'organismes planctoniques** qui pourraient jouer un rôle clef dans la phase de colonisation/invasion de nouveau milieux/habitats. L'étude des formes de résistance d'organismes planctonique à partir du sédiment est fastidieuse. Ce volet de recherche initié pour la première fois dans la Seine dans le cadre du projet ZOOSEINE a été appliqué avec succès dans le cadre du projet BIODISEINE. Nous avons modifié les protocoles notamment la salinité de l'incubation et intégrer de nouvelles stations d'échantillonnage dans le port maritime du Havre et à sa proximité mais également dans le sédiment d'un ballast de navire. Si l'étude du sédiment dans le milieu naturel a été concluante et quantitative, malheureusement un seul échantillonnage dans un ballast de navire n'est pas suffisant pour établir des conclusions. De plus, l'accès au ballast s'est avéré très compliqué et même si nous nous attendions à des complications administratives, la tâche s'est avérée hyper difficile surtout compte tenu de la période de temps très courte. Toutefois, notre équipe a acquis une expérience dans ce domaine et pourrait

contribuer à enrichir les réflexions du GIP Seine-Aval sur de futures actions qui pourraient se dérouler dans les ports maritimes et/ou dans les ballasts des navires.

Lors de la révision du rapport nous avons voulu anticiper certaines questions clés sur les habitats des principales espèces de copépodes. Nous avons réalisé une première caractérisation des habitats des principaux copépodes *Eurytemora affinis*, *Acartia spp* et *Temora longicornis* en fonction du gradient de salinité (voir Figure 14). Cette nouvelle analyse nous a montré que ces trois espèces occupent des habitats distincts en fonction du gradient de salinité. En plus de la salinité, la température joue un rôle important dans leur dynamique saisonnière. En effet, nous avons représenté schématiquement ceci dans le fascicule sur l'écologie du copépode *Eurytemora affinis* (Figure 34). Ceci confirme que tous les futurs changements climatiques vont affecter les habitats et nécessairement les populations de copépodes et par conséquent le reste du réseau trophique estuarien.

En s'appuyant sur la fiche thématique '**Contextes climatique, morphologique & hydro-sédimentaire : Effets prévisibles du changement climatique dans l'estuaire de la Seine**' du GIP Seine-Aval (voir la Figure 2 de cette fiche montrant les débits moyens mensuels actuels et ceux projetés aux horizons 2050 et 2010 selon les scénarios climatiques) nous pouvons s'attendre à un changement de la composition zooplanctonique dans l'embouchure de la Seine. Il est fort probable que l'importance des espèces marines (telle que *Temora longicornis*) va s'accroître avec l'intrusion saline dans l'estuaire. De même, l'augmentation de la température devrait favoriser le complexe d'espèces *Acartia spp* plus thermophiles.

Deux questions peuvent se poser :

- 1) Quelles sont les conséquences de ces changements sur la structure de l'écosystème estuarien dans son ensemble.
- 2) Quelle est le rôle du facteur anthropique (aménagement, renforcement du trafic marin, etc.) dans la modification de cette biodiversité ?

Il est évident que la réponse à la question est très difficile, c'est pourquoi nous pensons qu'il est indispensable de poursuivre des études fines sur la dynamique de la biodiversité dans des milieux fortement anthropisés comme l'estuaire de la Seine. Quant à la question 1, il est nécessaire d'étudier la capacité d'adaptation des espèces en question. Par exemple, récemment le copépode *Eurytemora affinis* a colonisé la partie amont (eau douce) de l'estuaire. Cette tendance est observée en Gironde et il est important d'y faire attention dans les études futures. Car la stratégie d'observation à long terme devrait intégrer tous les habitats de l'estuaire, car la position exacte d'un habitat peut osciller entre l'amont et l'aval et ceci en fonction des conditions hydro-climatiques.

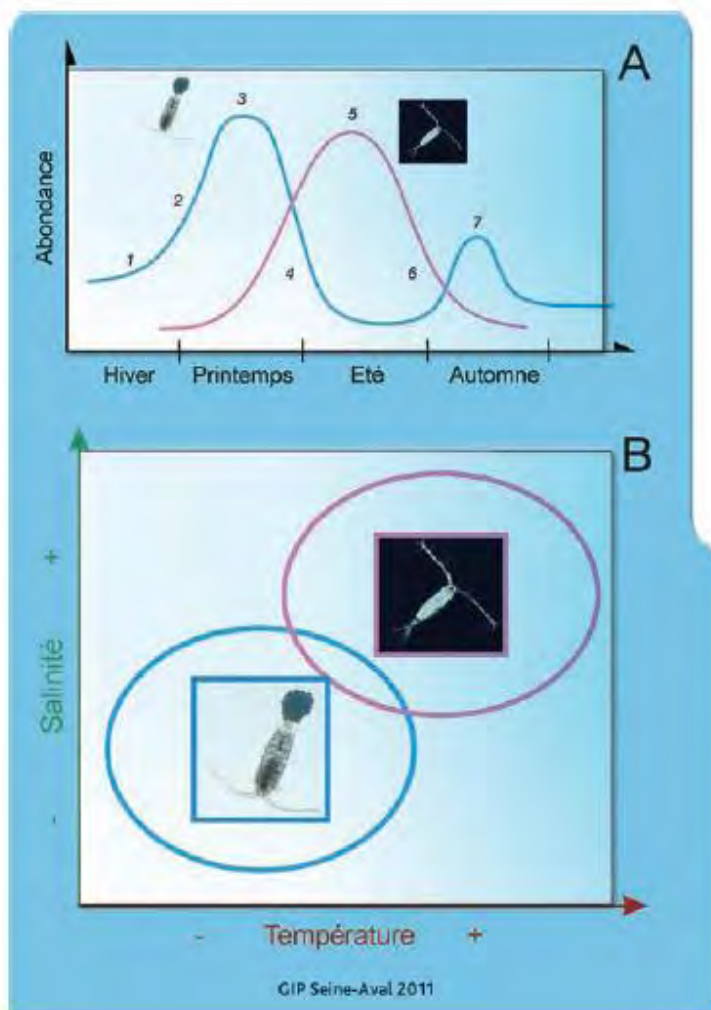


Figure 34. Figure reproduite d'après la Figure 24 du Fascicule 'Ecologie du copépode *Eurytemora affinis*' coordonné par Sami Souissi & David Devreker (2012).

A. Phénologie des copépodes *Eurytemora affinis* et *Acartia sp.* dans l'estuaire moyen de la Seine au cours d'une année sans anomalies négatives des conditions environnementales. 1. Période hivernale, faible densité de copépodes, dominance d'*E. affinis*. 2. Croissance démographique d'*E. affinis* liée à l'augmentation de la température et de la reproduction. 3. Période de maximum d'abondance d'*E. affinis*. 4. Croissance démographique d'*Acartia sp.* au détriment d'*E. affinis* (température >18°C, réduction du débit). 5. Période de maximum d'abondance d'*Acartia sp.* 6. Chute démographique d'*Acartia sp.* 7. Pic d'abondance automnale d'*E. affinis*.

B. Préférendum de salinité et température des copépodes *E. affinis* et *Acartia sp.* Dans l'estuaire de la Seine (schéma inspiré des hypothèses de travail du projet ZOOSEINE, coord. Sami Souissi).

D'un point de vue fonctionnel, il est important de décrire les relations trophiques au niveau du réseau trophique pélagique. Il faut accorder une importance à la qualité de la MES et à la composition phytoplanctonique (voir conclusions du projet ZOOSEINE). Au cours de l'échantillonnage de juin 2010 nous avons tenté d'identifier la signature isotopique des principaux groupes zooplanctoniques et leurs prédateurs. Il s'agit d'un travail exploratoire réalisé par Dr. G. Winkler (Université du Québec à Rimouski, Québec) et qui confirme la diversité du régime alimentaire du copépode *E. affinis* en comparaison avec les autres copépodes majoritaires *Acartia* et *Temora* (Figure 35). Il est donc important d'intégrer dans nos analyses de biodiversité planctonique la notion du réseau trophique et tenter de comparer celui de la Seine avec d'autres systèmes similaires (comparaison entre les estuaires).

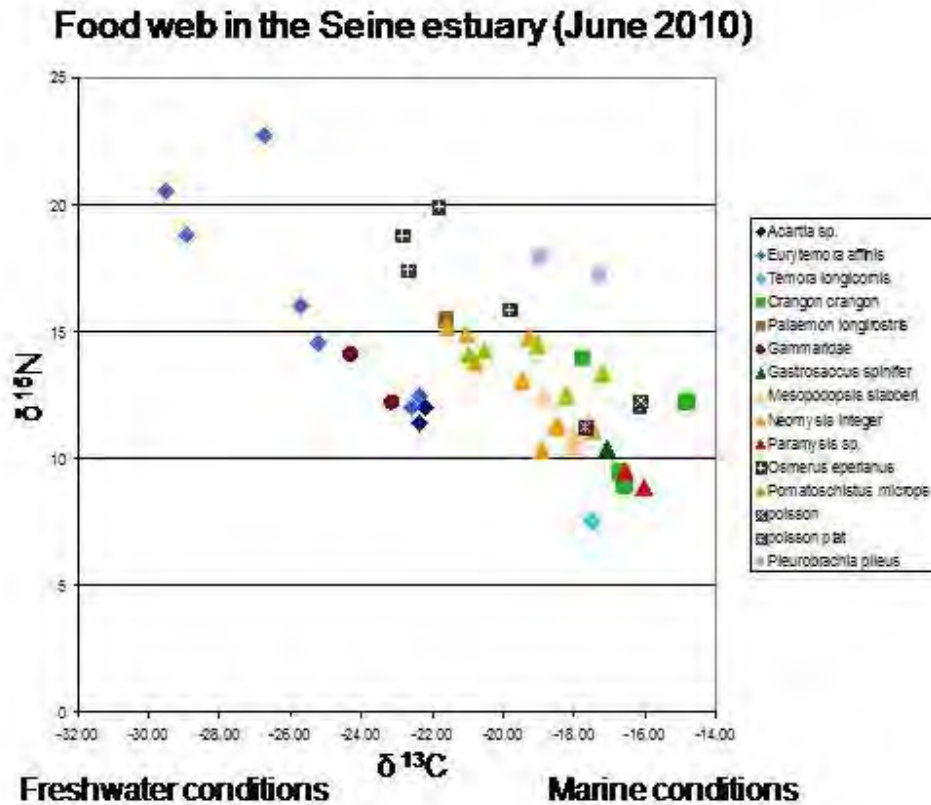


Figure 35. Résultats préliminaires de l'analyse de la signature isotopique du réseau trophique de l'estuaire de la Seine sur un gradient eau douce – eau marine. Il est intéressant de remarquer la diversité du régime alimentaire d'*E. affinis* selon son habitat eau douce – eau saumâtre. Cette analyse a été réalisée par Dr. G. Winkler (ISMER, UQAR, Rimouski, Québec).

Les résultats d'isotopes stables d'*E. affinis* montrent une forte relation décroissante entre le $\delta^{13}\text{C}$ et le $\delta^{15}\text{N}$, le plus $\delta^{13}\text{C}$ est enrichie le moins haut sont les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$. Premièrement, les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ d'*E. affinis* suivent le gradient de salinité, elles augmentent avec la salinité. Ceci suggère que les individus d'*E. affinis* capturés dans l'estuaire ne rencontrent pas tous les mêmes conditions alimentaires. Ils passeraient assez de temps dans une masse d'eau définie pour exprimer une signature propre à leur environnement alimentaire. Deuxièmement, la signature de $\delta^{15}\text{N}$ diminue avec l'augmentation de la salinité et la signature de $\delta^{13}\text{C}$. Les explications sont multiples et certainement peuvent être dues à des facteurs confondants. Les valeurs les plus élevées peuvent indiquer un régime alimentaire constitué par des proies appartenant à des niveaux trophique plus élevés que le phytoplancton. Toutefois, il est très difficile de prouver cette hypothèse qui reste peu probable. L'autre hypothèse alternative, qui serait plus probable, serait le fait que la nourriture d'*E. affinis* suit les mêmes patrons de relations entre le $\delta^{15}\text{N}$ et le $\delta^{13}\text{C}$ et la salinité. Les analyses réalisées sur quelques échantillons de la MES de la même zone d'étude montrent également une augmentation de $\delta^{15}\text{N}$ avec la salinité. Dans ce cas-là, *E. affinis* ne change pas son niveau trophique mais rencontre une nourriture avec une signature isotopique différente.

Nous pouvons conclure que différents sous-groupes de la population d'*E. affinis* de l'estuaire de la Seine exploitent différentes masses d'eau, caractérisées par une différence en salinité ainsi que par des signatures isotopiques distinctes. Ceci pourrait entraîner des différences en terme de condition corporelle des individus et pourraient avoir une influence sur les patrons de la dynamique et la production secondaire d'*E. affinis* selon le gradient de salinité.

Les relations entre les isotopes et la salinité sont aussi confirmés par les autres espèces clés, notamment le groupe de copépodes du genre *Acartia* qui a été pêché dans les eaux saumâtres ensemble avec le copépode *E. affinis*. Les deux espèces du même site montrent les mêmes signatures isotopiques pour les deux isotopes stables $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$. Une autre espèce clé, *Temora longicornis*, caractéristique des eaux marines a montré des valeurs encore plus enrichie en $\delta^{13}\text{C}$ et moins enrichie en $\delta^{15}\text{N}$. Les points projetés sur le plan isotopique montrent que les trois espèces de copépodes se retrouvent quasiment sur la même ligne de régression linéaire. Malheureusement nous n'avons pas de données des isotopes stables du phytoplancton pour vérifier notre hypothèse.

Bien que ce travail ait été réalisé d'une façon exploratoire, la relation entre signature isotopique et gradient de salinité montre que cet outil pourrait être appliqué dans un milieu estuarien. Cette approche doit être intégrée à une démarche plus globale d'identification des habitats mais également des liens trophiques afin de mieux caractériser le réseau trophique estuarien dans chaque compartiment.

Cet ajout de conclusions répond à certaines remarques du CS et montre que cette étude réalisée dans le cadre de BIODISEINE a ouvert des perspectives de recherche très précises. Nous retenons les résultats originaux sur les œufs de résistance et l'induction de la diapause chez l'espèce *Eurytemora affinis*. Nous signalons également l'importance d'analyser finement la diversité planctonique et la positionner dans un cadre trophique mais également en relation avec les habitats actuels et futurs (par exemple scénario climatique). Les communautés planctoniques et notamment les copépodes offrent des indicateurs très fiables pour les habitats pélagiques des milieux estuariens. Il faut donc les suivre régulièrement afin de mieux comprendre les conséquences des changements globaux (y compris climatiques) sur la structuration et le fonctionnement de l'écosystème de l'estuaire de la Seine.

III. Références

- Alekseev, V.R., K. Djenderedjan & B. Fiks. 2001. Role of summer diapause in success of invasion of a new invertebrate predator into plankton ecosystem of a large mountain lake. Proceedings of the 9th International Conference on the Conservation and Management of Lakes (Biwako, Japan, 2001): 217-220.
- Alekseev, V.R., De Stasio, B.T., Gilbert, J.J., 2007. Diapause in Aquatic Invertebrates : Theory and human Use, Springer ed., 257 p.
- Alekseev, V.R., Souissi, A., 2011. A new species within the *Eurytemora affinis* complex (Copepoda: Calanoida) from the Atlantic Coast of USA, with observations on eight morphologically different European populations. *Zootaxa* 2767:41-56.
- Ban, S., Minoda, T., 1991. The effect of temperature on the development and hatching of diapause and subitaneous eggs in *Eurytemora affinis* (Copepoda: Calanoida) in lake Ohnuma, Hokkaido, Japon. Bulletin of the Plankton Society of Japon Special Volume, 299-308.
- Glippa, O., Souissi, S., Denis, L., Lesourd, S., 2011. Calanoid copepod resting egg abundance and hatching success in the sediment of the Seine estuary (France). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 92, 255-262.
- Glippa, O., 2011. Rôle des œufs de résistance dans la dynamique des populations des principales espèces de copépodes calanoïdes: Cas de l'estuaire de la Seine. Université de Lille 1, France, 200 p.
- Katajisto, T., Viitasalo, M., Koski, M., 1998. Seasonal occurrence and hatching of calanoid eggs in sediments of the northern Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 163, 133-143.
- Kurtz J., 2007.. Evolutionary ecology of immune defense in copepods. *Journal of Plankton Research*, 29 suppl. I: i27-i38.
- Lee, C.E., Frost, B.W., 2002. Morphological stasis in the *Eurytemora affinis* species complex (Copepoda: Temoridae). *Hydrobiologia*. 480:111-128.
- Lindley, J.A., 1990. Distribution of overwintering calanoid copepod eggs in sea-bed sediments around southern Britain. *Marine Biology* 104, 209-217.
- Madhupratap, M., Nehring, S., Lenz, J., 1996. Resting eggs of zooplankton (Copepoda and Cladocera) from the Kiel Bay and adjacent waters (southwestern Baltic). *Marine Biology* 125, 77-87.
- Marcus, N.H., Fuller, C.M., 1986. Subitaneous and diapause eggs of *Labidocera aestiva* Wheeler (Copepoda : Calanoida): differences in fall velocity and density. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 99, 247-256.
- Marcus, N.H., Fuller, C.M., 1989. Distribution and abundance of eggs of *Labidocera aestiva* (Copepoda : Calanoida) in the bottom sediments of Buzzards Bay, Massachusetts, USA. *Marine Biology* 100, 319-326.
- Masson, D., Courtois, O., Masson, N., Guesdon, S., Rocher, G., Margat, S., 2000. Etude des eaux de ballast de navires faisant escale dans les ports français. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/6312/>

- Onbe, T., 1978. Sugar flotation method for sorting the resting eggs of marine cladocerans and copepods from sea-bottom sediment. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries* 44, 1411-1411.
- Panov, V. E., P. I. Krylov & N. Ricciardi, 2004. Role of diapause in dispersal and invasion success by aquatic invertebrates. *Journal of Limnology* 63(Suppl. 1): 56–69.
- Winkler, G., Souissi, S., Poux, C., Castric V., 2011. Genetic heterogeneity among several European *Eurytemora affinis* populations along a Western European Latitudinal Cline. *Marine Biology*. 158 (8) 1841-1856.

IV. Publications proposées ou acceptées suite aux travaux de BIODISEINE

Parues et sous presse

Alekseev V. & Souissi A. (2011) A new species within the *Eurytemora affinis* complex (Copepoda: Calanoida) from the Atlantic Coast of USA, with observations on eight morphologically different European populations. *Zootaxa*, 2767: 41–56.

Sukhikh N., Souissi A., Souissi S., Alekseev V.R. (2012) Invasion of *Eurytemora affinis* sibling species (Copepoda: Calaniformes) from North America into the Baltic Sea and European Atlantic coast estuaries. *Journal of Natural History*, Sous presse, doi:10.1080/00222933.2012.716865.

D'autres publications sont actuellement en préparation et/ou en cours de soumission.

Souissi A., Souissi S., Hwang J.S. (en prep) Effect of peritrich ciliates as epibiont on the behavior and the mating success of the copepod *Eurytemora affinis*.

Glippa O., Souissi S., Denis L., Lesourd S. & Alekseev V. Seasonal fluctuations of planktonic copepods and their benthic resting eggs in the turbidity maximum zone of the Seine estuary (en préparation).

Glippa O, Souissi S, Denis L, Lesourd. Spatial distribution of the abundance of copepods resting eggs in the sediments of the Seine estuary (en préparation).

V. Communications réalisées

Communications orales

(le nom du présentateur de communication est indiqué en gras)

Toutes ces communications ont été réalisées lors du colloque international '**Climate change impacts on estuarine and coastal ecosystems : a zooplankton perspective**' organisé par S. Souissi du 28 au 30 juin 2010 à Boulogne sur Mer, en partenariat avec le GIP Seine-Aval et d'autres organismes financeurs

Victor Alekseev, Maria Miracle, Anissa Souissi, Sami Souissi and Natalia Sukhikh. Ship transportation, molecular genetic and the new epoch of cosmopolitanism in aquatic invertebrate world distribution

Gesche Winkler, Jean-Baptiste Favier, Sami Souissi, Julian Dodson and Vincent Castric. Cryptic diversity in an estuarine copepod species: why should we care?

Irena V. Telesh. Species diversity of rotifers in the environmental gradients of the Baltic estuarine ecosystems

Natalia Sukhikh, Aleksey Smirnov and Victor Alekseev. Introduction of *Eurytemora affinis* Sibling Species to the Baltic Sea

Autres colloques internationaux

Sukhikh N., Souissi A., Souissi S., **Alekseev V.R.** 2011. Diversity of the Monstrilloida (Copepoda): current status and perspectives. 11th International Conference on Copepoda 10-15 July 2011. Mérida, México. p. 137.

Glippa O., Souissi S., Denis L., Lesourd S. & Tackx, M. 2012. Seasonal fluctuations of planktonic copepods and their benthic resting eggs in the turbidity maximum zone of the Seine estuary (France). 50th ECSA Conference, 3-7 juin 2012, Venise, Italie.

Sukhikh N., Souissi A., Souissi S., Alekseev V.R. 2011. Morphological and molecular-genetic study on sibling species in *Eurytemora affinis* group. Study on biodiversity and cryptic speciation in aquatic organisms of Russia and Ukraine with barcode using, 11-15 Septembre, 2011, St Petersburg, Russie.

Thèse de doctorat

Ben Radhia – souissi Anissa (2010) Etude de la plasticité et de la morphologie d'un copépode estuarien: comparaison intercontinentale. Doctorat université Lille 1 Sciences et Technologies, soutenue à Wimereux le 14 décembre 2010, 221 p.

Glippa Olivier (2011) Rôle des œufs de résistance benthiques dans la stratégie de cycle de vie des principaux copépodes planctoniques de l'estuaire de la Seine. Doctorat université Lille 1 Sciences et Technologies, soutenue à Wimereux, le 4 avril 2011. 200p.

VI. Annexes

ANNEXE 1: Liste des espèces de phytoplancton identifiées au cours des missions BIODISEINE (2009/2010) dans la Baie et l'estuaire de Seine

DIATOMEES (Eaux douces)

Asterionella formosa Hassall, 1850
Cyclotella sp.(Kützing 1833) Brébisson, 1838
Melosira nummuloides C.A. Agardh 1824 Crawford, 1975
Melosira varians C.A. Agardh, 1827

DIATOMEES (Marines)

Asterionellopsis glacialis (Castracane) Round in Round et al., 1990
Bellerochea malleus (Brightwell) van Heurck, 1885
Chaetoceros curvisetus P.T. Cleve, 1889
Chaetoceros debilis P.T. Cleve, 1894
Chaetoceros socialis Lauder, 1864
Coscinodiscus centralis Ehrenberg, 1844
Coscinodiscus radiatus Ehrenberg, 1841
Coscinodiscus wailesii Gran et Angst, 1931
Detonula pumila Gran, 1900
Ditylum brightwellii (T. West) Grunow in Van Heurck, 1883
Eucampia zodiacus Ehrenberg, 1839
Guinardia delicatula (P.T. Cleve) Hasle, 1996
Guinardia flaccida (Castracane) H. Peragallo, 1892
Guinardia fragilissima H. Peragallo, 1892
Guinardia striata (Stolterfoth) Hasle, 1975
Lauderia annulata P.T. Cleve, 1873
Leptocylindrus danicus P.T. Cleve, 1889
Leptocylindrus minimus Gran, 1915
Nitzschia longissima (Brébisson in Kützing) Ralfs in Pritchard, 1861
Odontella aurita var. *minima* (Grunow) Drebes
Odontella sinensis (Greville, 1866) Grunow, 1884
Paralia sulcata (Ehrenberg, 1838) P.T. Cleve, 1873
Pleurosigma W. Smith, 1852
Rhizosolenia imbricata Brightwell, 1858
Rhizosolenia setigera Brightwell, 1858
Rhizosolenia shrubsolei P.T. Cleve, 1881
Skeletonema costatum Greville, 1865
Streptothecca tamesis Shrubsole, 1891
Thalassionema nitzschioides (Grunow, 1862) Grunow ex Hustedt, 1932
Thalassiosira minima Gaarder, 1951
Thalassiosira spp. P. T. Cleve, 1873

DINOFLAGELLES

Akashiwo sanguinea (Hirasaka, 1924) G. Hansen et Moestrup, 2000

Alexandrium spp. Halim, 1960

Dinophysis acuminata Claparède et Lachmann, 1859

Gonyaulax verior Sournia, 1973 (= *Amylax diacantha* Meunier, 1919)

Gymnodinium spp.

Gyrodinium spirale (Bergh, 1881) Kofoid et Swezy, 1921

Heterocapsa sp Stein, 1883

Karenia mikimotoi Miyake and Kominami ex Oda, 1935

Neoceratium lineatum (Ehrenberg) F.Gomez, D.Moreira & P.Lopez-Garcia, 2009

Prorocentrum micans Ehrenberg, 1834

Prorocentrum triestinum Schiller, 1918

Protoperidinium bipes (Paulsen, 1904) Balech, 1974

Protoperidinium oblongum (Aurivillius, 1898) Parke et Dodge, 1976

Scrippsiella spp. Balech, 1959

Torodinium teredo Teredo Kofoid && Swezy, 1921

ANNEXE 2: *Synthèse bibliographique réalisée par Victor Alekseev sur l'introduction d'espèces invasives à travers les eaux de ballast (le résumé de cette synthèse est mis dans le rapport)*

Alien species invasion through ship ballast water

Victor R. Alekseev

CONTENT

Introduction

Examples of Ecological and Economic impacts of alien species invasion

Ecological Impact

Economic Impact

Environment and human health impact

Effects on biodiversity

Positive effects of alien

Ballast Water as a Mode of Introduction

Ballast Water Exchange verification

Ballast Water Regulations with the Great Lakes Seaway System as an example

International Ballast Water Working Groups

Funded and Collaborative Researches on Invasive species

Conclusion

Literature Cited

Links to invasive species transportation with ballast water

Introduction

Ship ballast water is a predominant means of global long-distance transfer of aquatic invertebrates which readily breaches geographic barriers that otherwise prevent dispersal and gene flow (Carlton and Geller, 1993). In recent decades, the role of human mediated dispersal and transcontinental introductions has been increased, particularly due to oil transportation by large intercontinental tankers (Buchan and Padilla, 1999; Havel and Stelzleni-Schwent, 2000; Panov *et al.*, 2004). In particular, a high biological diversity of aquatic communities has been found within ballast waters, often dominated by crustacean taxa (Carlton and Geller, 1993; Gollasch *et al.*, 2000, 2002; Bailey *et al.*, 2003).

Diapause, especially for zooplankton that produces resting eggs, is regarded as a key determinant for the dispersal ability in aquatic invertebrates (Alekseev, 1986; Cáceres and Soluk, 2002). Most invertebrates in continental waters which produce some kind of resting stages can be dispersed by natural (wind, birds, ocean currents, etc.) and human-mediated (ship, plane, pets and domestic animals) vectors. Natural mechanisms and vectors of dispersal of aquatic invertebrates have been discussed in detail in recent re-views by Minchin and Gollasch (2002), Bohonak and Jenkins (2003), and Havel and Shurin (2004). As an example, genetic analysis of some Caspian and North American lineages of freshwater cladocerans meanwhile indicate that human-mediated rates of species invasions are nearly 50,000 times higher than historical levels (Hebert and Cristescu, 2002).

Desiccation-resistant resting stages such as eggs, cysts, gemmules and statoblasts are frequently considered as an adaptation for dispersal (Karlson, 1992; Hairston, 1998; Bilton *et al.*, 2001; Cáceres and Soluk, 2002; Panov *et al.*, 2004; Vandekerkhove *et al.*, 2005). Diapausing stages of aquatic organisms also facilitate the survival of resting stages under extreme conditions due to suppressed metabolism. In an anabiotic state, resting stage thus can easily endure toxic conditions in a ballast water environment as well as in human modified environments of seaports commonly polluted with oil products and heavy metals. Resting stages of invertebrates including at least Crustaceans, Porifera and Bryozoa seem to allow not only dispersal among toxic industrial environments such as ship ballast compartments, but may also endure serious pollution events common in seaports and estuaries (Alekseev *et al.*, 2010).

Alien or exotic species - organisms that are foreign to a location or ecosystem - have migrated from their native habitats for hundreds of years. However, because of globalization and technological advances, goods and people now move at a much faster rate and to far more distant locations than in earlier times. As a direct or indirect result of human activities, plants, animals and other organisms are transported to new habitats with a speed and efficiency that thousands of years of evolution have not facilitated (IMO, 2006). Alien species are not necessarily harmful; intentionally introduced non-indigenous species have proven to be beneficial to the world's agricultural and livestock industries. Crops such as potatoes, wheat, rye, rice, corn, soybeans and peanuts were spread throughout the world to feed its growing population. Similarly, animals such as cows, chickens, ducks, horses, sheep, goats and buffalo were dispersed to provide the world's meat, milk and egg products (Pimentel, 2002).

There are, however, alien species that can be "invasive." These organisms pose a serious threat to existing ecosystems if the natural predators of an introduced species are not present to control the population. Invasive species thrive in their new environment, competing with the habitat's naturally-occurring species, and may replace keystone species or potentially cause the decline or extinction of one or more indigenous species, severely disrupting the ecosystem (Boudouresque and Verlaque, 2002; Clout and De Poorter, 2005). The impact of introducing alien species can be particularly severe for endangered biota; consequences of invasive species introductions are considered either partially or directly responsible for the placement of 35-46 % of the species on the endangered species list (Jewell, 2000). Currently, alien invasive species are the second greatest cause of biodiversity loss, behind human population growth and its related activities (Pimentel, 2002).

Additionally, invasive species are financially detrimental; it costs billions of dollars worldwide to prevent, control and eradicate these organisms (McGee, 2001). The United States Environmental Protection Agency (EPA) estimates that invasive species are responsible annually for \$100 billion in damages in the United States (U.S.) alone (Cangelosi, 2002-2003).

Alien invasive species can have catastrophic effects, threatening biodiversity and causing economic harm. The introduction of alien species often precipitates environmental repercussions which may well be irreversible. Their unpredictable expansion can interrupt or devastate plans for sustainable development in communities without the resources to combat them and may also decimate the local flora or fauna upon which local inhabitants depend. It has only been in the last two decades or so that the negative effects of alien invasive species have been recognized by the international community. Their global expansion will continue to increase unless the pathways and mechanisms facilitating their spread are identified and adequate methods of combating them are implemented.

Examples of Ecological and Economic impacts of alien species invasion

A major concern is the introduction of invasive species through ship ballast water carrying viable organisms from one waterbody to another. All mainland coasts of the United States - East, West, Gulf, and Great Lakes, as well as the coastal waters of Alaska, Hawaii, and the Pacific Islands - have felt the effects of successful aquatic species invasions. Over two-thirds of recent non-native species introductions in marine and coastal areas are likely due to ship-borne vectors, and ballast water transport and discharge is the most universal and ubiquitous of these. EPA is working in conjunction with our Federal and State partners to address this source of aquatic invasive species both domestically and internationally.

Invasive species means an alien species whose introduction does or is likely to cause economic or environmental harm or harm to human health.

Invasive species are one of the largest threats to our terrestrial, coastal and freshwater ecosystems, as well as being a major global concern.

Invasive species can affect aquatic ecosystems directly or by affecting the land in ways that harm aquatic ecosystems.

Invasive species represent the second leading cause of species extinction and loss of biodiversity in aquatic environments worldwide. They also result in considerable economic effects through direct economic losses and management/control costs, while dramatically altering ecosystems supporting commercial and recreational activities. Effects on aquatic ecosystems result in decreased native populations, modified water tables, changes in run-off dynamics and fire frequency, among other alterations. These ecological changes in turn impact many recreational and commercial activities dependent on aquatic ecosystems. Common sources of aquatic invasive species introduction include ballast water, aquaculture escapes, and accidental and/or intentional introductions, among others.

The cause and effect of alien invasive species is often unequally distributed between the sectors that are pathways of invasion, and the sectors that are directly affected by them. In the case of ballast water, species unintentionally introduced through this vector have had wide-ranging impacts on the aquaculture and freshwater fisheries, but not on the shipping industry per se.

Ecological Impact

Invasion and spread of alien species into any ecosystem is highly undesirable because of a serious threat to environment, economy, human health and safety. Alien species with no natural control (predators, diseases parasites, etc) can wipe out native species by altering their habitat, feeding on them excessively, or by more effectively using up a particular food source on which native species depend.

Some species can also alter an ecosystem's dynamics. The zebra mussel(**Figure 1**), for example, filters large amounts of phytoplankton from water, which can improve water clarity but the increased light penetration has caused considerable problems for walleye (*Stizostedion vitreum*) populations and other organisms that are adapted to survive in cloudy water.



Figure 1: Quagga mussel (*Dreissena bugensis*) (bottom photo) a native species threatened by the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*)

The increased light penetration also results in the increased growth of algae such as *Cladophora* to much greater depths. Zebra mussels are also a major threat to endangered North American

freshwater unionids, such as the quagga mussel (*Dreissena bugensis*) by competing for food and encrusting their shells, resulting in mortality.

Economic Impact

Until the introduction of sea lamprey (*Petromyzon marinus*) to the Great Lakes in 1955(**Figure 2**), there was no general understanding that alien species could be both an environmental and an economic problem. Sea lampreys have decimated lake trout, whitefish and chub populations in the Great Lakes resulting in severe losses to the Great Lakes recreational and commercial fisheries. The Great Lakes Fishery Commission reported that sea lamprey control, assessment and research cost \$13.5 million in 2001.



Figure 2: Sea lamprey *Petromyzon marinus* (shown attached to a lake trout) led to the collapse of lake trout (*Salvelinus namaycush*) populations in the Great Lakes during the mid-20th century. (Photo by U.S Fish & Wildlife Service)

Zebra mussels have caused tremendous problems for industrial raw water users by clogging water intake pipes resulting in significant increases in annual operating costs to the automotive industry, water purification plants, and electric power utilities.

Once introduced to Lake St. Clair in the early 1980s, zebra mussels (**Figure 3**) quickly expanded their range throughout the Great Lakes.



Figure 3: A cluster of zebra mussels on a small rock. (Photo by J. Ellen Marsden, Lake Michigan Biological Station)

The cost to keep the water intake pipes at Ontario Power Generation facilities clear of zebra mussels from 1990 to 2000 was estimated at close to \$44 million. The total estimated impact on industries, businesses and communities is over \$5 billion. The zebra mussel is notorious for firmly

attaching itself to any solid surface including hulls of boats, rigging and motors. As a collective result, zebra mussels are now present throughout the Eastern Seaboard to the mouth of the Mississippi River at the Gulf of Mexico. Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*), native to the Black, Caspian and Azov Seas, were introduced into the Great Lakes in the mid-1980s through the ballast water of vessels from Europe, and have subsequently become one of the most injurious invasive species to affect the U.S. (USGS, 2006). In only two decades these mussels have spread from a handful of states adjacent to the Great Lakes to as far as Louisiana. They have even been found as far west as Washington; it is believed that zebra mussels traveled over land via the hulls of ships (USGS, 2006). The map below (Figure 4) depicts the mussels' spread from the Great Lakes to the streams and estuaries of neighboring states and Canada.

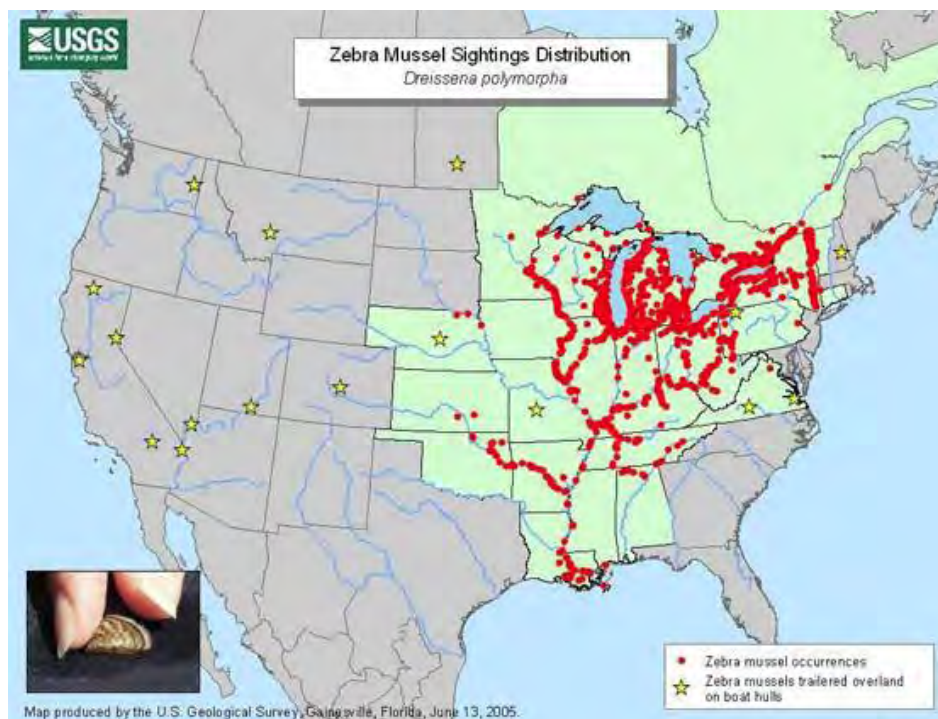


Figure 4: The distribution of zebra mussels in the United States in 2005. Source: USGS. Online at http://nas.er.usgs.gov/taxgroup/mollusks/zebramussel/maps/current_zm_map.jpg. An interactive map depicting the spread of zebra mussels in the U.S. over time is also available from the USGS.

Zebra mussels have altered the ecosystems of the Great Lakes by reducing phytoplankton, the foundation of the local food chain (McGee, 2001). They are particularly destructive to unionid mussels, a freshwater mussel native to the Great Lakes and a vital component of North American biodiversity (Drake and Bossenbroek, 2004). Zebra mussels compete with the indigenous unionid mussels for food and resources and also prevent unionid mussel reproduction by attaching to them (McGee, 2001). These impacts have caused an overall decline in unionid mussel abundance and North American biodiversity (Drake and Bossenbroek, 2004). Moreover, zebra mussels have negative economic impacts; they attach to and damage the hulls of ships, docks and other structures and clog water intake pipes and irrigation ditches (IMO, 2006c). The introduction of zebra mussels has been referred to as the "poster child" of biological invasions (USGS, 2006), producing some positive effects. It has served as impetus for U.S. action to combat alien invasive species and brought their destruction of biodiversity and ecosystems to the attention of the international community.

Alien species can cause severe economic hardship for communities that depend on aquaculture for their livelihood in both marine and freshwater environments. This is especially significant because aquaculture largely depends on local and rural-based communities, so that the impacts from loss of income due to invasive species can directly affect employees, and also their neighbours.

Ballast water is thought to have been the source for the introduction of an oyster parasite called MSX to Cape Breton, which has spread to Prince Edward Island, where the oyster industry is more firmly established. The economic impact to the oyster industry from damages, and the potential future loss of revenues to the industry could extend far into the future and escalate to millions of dollars.

For example, toxic phytoplankton can infect local mussel populations, negatively impacting mussel farmers. Invasive tunicates or sea squirts, pose a serious threat to the marine ecosystem in the Atlantic Provinces as well as the shellfish harvesting and aquaculture industries. Since the introduction of the clubbed tunicate (*Styela clava*) into the waters of Prince Edward Island in 1998, the issue of controlling invasive species has become a priority with the Island's aquaculture industry, as mussel aquaculture employs about 1,500 people and has an annual harvest value of over \$23 million.

The European green crab (*Carcinus maenas*) has invaded many parts of the world, where its appetite for commercially valuable clams and crabs has threatened important fisheries. Within Atlantic Canada the green crab was first observed in the early 1950s after they had been present in New England for over 100 years. It has recently entered the Gulf of St. Lawrence through the Canso Strait and is expanding its range much more rapidly than it did along the outer coast of Nova Scotia.

Toxic red tides have closed clam and mussel farms and fisheries. Shellfish in Tasmania have been wiped out by North Pacific sea stars. Six countries near the Black Sea have been affected by the Atlantic comb jelly. It has eliminated the zooplankton in the Black Sea which has exhausted the region's anchovy fishery.

Environment and human health impact

The Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) (**Figure 5**), originally a native of east Asia, has spread via the ballast water of ships to Continental Europe, the United Kingdom, and even to the U.S., where it has become a classic example of invasive species (Herborg *et al.*, 2003).

This crab is able to live in both fresh and salt water, was found in the lower St. Lawrence River in 2004. They can travel hundreds of miles through inland waterways and reproduce in enormous numbers, burrowing into riverbanks and causing soil erosion and destruction of levees. Its negative impacts on biodiversity and local industry are many: interference with commercial fishing, soil erosion caused by burrowing or digging, and competition with indigenous fish and invertebrates

(Herborg *et al.*, 2003). Additionally, the Chinese mitten crab directly harms fishing communities and livelihoods by damaging nets and catches (Normant *et al.*, 2002).

The crabs are a danger to human health because they are a host of the oriental lung fluke (*Paragonimus westermani*)(Normant *et al.*, 2002), a parasite that can penetrate the skin or be ingested and can cause severe illness in humans and other mammals. Through their filtering activity, zebra mussels take in hazardous compounds such as polychlorinated biphenyls (PCBs). Fish and waterfowl that eat the mussels carry those poisons into the food chain.



Figure 5: Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*)

Every hour an average of more than 2 million gallons of ballast water, meaning 2 million gallons of foreign plankton, are released in U.S. waters. Ballast water may be the source of the largest volume of foreign organisms released on a daily basis into American ecosystems.

A recent red tide outbreak in New Zealand was so severe that people breathing the sea air became ill. Ballast water can also transport cholera around the world. In 1991 the South American cholera epidemic was a result of the bacterium discovered in oysters and fish in Mobile Bay, Alabama. 1/3 of the ships arriving from South America in Alabama carried this bacterium.

Effects on biodiversity

Biodiversity can change in three ways: species can be added (invasions, natural or human-mediated), deleted (extinctions, also natural or human-mediated), or relative abundances can change (of native species and of previously introduced species).

Taken strictly on a species head-count basis (that is, species "richness"), as noted above, there appear to be more species in a given region after invasions. The evidence for endangerment or extinctions of native marine species at the hands of marine invasions is almost non-existent. This is not to say that it may not have occurred or may not be occurring; a related problem in marine science is that almost nothing is known of extinctions in the ocean below the level of mammals and birds. As these harbor-based biotas begin to build up around the world, a global cosmopolitan marine biotic facies begins to

appear, not unlike the earlier development of cosmopolitan terrestrial weed communities. While we seek to preserve aboriginal species diversity, and while we continue to attempt to determine if marine invasions in the ocean are threatening any native invertebrates, vertebrates, or plants, we also seek to preserve community (habitat) and ecosystem diversity. It is here, in the preservation and conservation of supra-specific diversity levels, that one of the greatest ecological challenges of marine invasions lies (there being, of course, for some invaders, critical economic, social, industrial, and human-health challenges as well). Ballast water transport is non-selective relative to the habitat diversity or the trophic categories of transported organisms. With more than 3000 species a day being transported in ships around the world (NRC, 1995), it would appear to be simply a matter of time before a sufficiently broad array of invasions occurs such that almost every estuarine, near-shore habitat would support some percentage of invasions, thus rendering the concept of preserving aboriginal community diversity.

Ballast water invasions continue, and they will continue for some years to come. National and international regulations (largely now voluntary) that call for ballast water management interface with a huge maritime industry that directly involves more than 130 nations, with a staggering variety of vessels of different sizes, cargoes, age, condition, routes, and ballasting requirements. Vessels are being built in 1995 with an expected at-sea life of 25 or more years, without regard to ballast management considerations. In the U.S., ballast water management guidelines are now in effect, as federal law, in the Great Lakes and in the Hudson River. In these two regions arriving ships must have their ballast water no lower than 30 parts per thousand salinity, and must have exchanged their water if possible on the high seas in depths exceeding 2000 meters. However, problems with open ocean ballast exchange, ranging from limited effectiveness to concerns about crew and ship safety, have arisen. These are leading committees and research groups around the world to look toward more long-term solutions, specifically focused on treatment of the ballast water aboard ship. The U.S. National Research Council's Marine Board has thus formed the "Committee on Ships' Ballast Operations," to meet from 1994-1996, to sort through the more than 50 proposed solutions and recommend pathways to consider (Carlton, 1993).

Effects on biodiversity

There are several positive trends in invasive aquatic species appearance.

New food for poor area : such is the case of african fish tilapia that can be now found in many basins in Latin America and the Caribbean and salmonids that are currently wide spread in the southern hemisphere. Although in both cases there are relevant positive food security and livelihoods effects from the farming and fishing of these species there is significant risk of invasion of these species and competition with local fish fauna in these areas. FAO has made important efforts to guide the proper use of alien species in aquaculture and this has been clearly expressed in article 9 of the Code and in specific guidelines (<http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/ioc-oceans/priority-areas/rio-20-ocean/10-proposals-for-the-ocean/1c-invasive-species/#topPage>).

New ecosystem chain member missing or lost due to environmental succession (like glaciation-deglaciation succession)

The role of macro and meio-benthos in the bottom communities of the inner Gulf of Finland was studied under different environmental conditions (Maximov and Petukhov, 2011). In the shallow areas above 20 m isobath so-called principle of biocoenotic compensation was observed, that is, increase of meio-benthos quantitative characteristics with macro-benthos impoverishment. This principle was violated in the deeper areas of Baltic Sea, where bottom communities were wiped out periodically because of hypoxic-anoxic events. The deep-water communities are characterized by very unstable structure. The both studied benthos components (macro and meio-) were adversely affected by hypoxia. In the following recovery succession macro-benthic polychaetes *Marenzelleria* spp. invaded in Baltic from Arctic seas (possibly from White Sea with ship ballast waters) got advantage, which able to colonized quickly vacant bottoms because of presence of plankton larvae. The meio-benthos was typified by slower recovery. Thus, in the open waters of the Gulf of Finland meio-benthos cannot compensate disappearance or strong impoverishment of macro-zoobenthos in the case of near-bottom hypoxia formation, which in the last years became a common phenomenon for the most part of area of this water body.

Invasion of another species important for alien negative species control

In the Black Sea, dramatic reductions in zooplankton, ichthyoplankton, and zooplanktivorous fish populations have been attributed to the comb jelly *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, 1865.

In the Caspian Sea, density and biomass of zooplankton has been also decreasing from month to month with increasing the size of the comb jelly population. Catches of three species of kilka greatly decreased in all Caspian countries. Since the decrease of kilka stocks, rations and share of kilka in diet composition of beluga has been reduced. This invasion causes cascading effects. The bottom-up effects include the collapse of planktivorous fish, vanishing dolphins in the Black sea and seals in the Caspian Sea. Topdown effects include an increase in phytoplankton, free from grazing pressure, and increasing bacterioplankton populations, triggering increases in zooflagellates and infusoria populations.

The ctenophore *Beroe ovate* that had been considered as a biological control agent for *Mnemiopsis leidyi*, were accidentally introduced in the Black Sea and then in Caspian Sea .This invasion of *Beroe ovate* were resulted in significant decline in *Mnemiopsis* in late summer periods and subsequent increase in zooplankton in both seas (Maj De Poorter, 2011)

Ballast Water as a Mode of Introduction

The introduction of alien species to a new environment often occurs via "hitchhiking", the unintentional transport of species via airplanes, ships, trucks, packing materials and shipping containers (McGee, 2001). The ballast water of ships is one principal pathway of this type of introduction, a direct consequence of the rapid worldwide expansion of global trade and shipping (CBD, 2001a). Ballast is any material whose weight is utilized to balance or stabilize an object (IMO, 2006a). A ship takes in water as ballast when its hold is empty for balance and stability and discharges it when it loads new cargo, maintaining equilibrium (**Figure 6**). It usually picks up ballast water at port, where water is shallow and living organisms, particularly larvae and eggs, abound. Under favorable conditions, these hitchhikers survive their migration to a new destination. When the water is discharged, these species have the potential to become invasive species in their new environment, although decades may pass before they expand and become invasive (Clout and De Poorter, 2005).

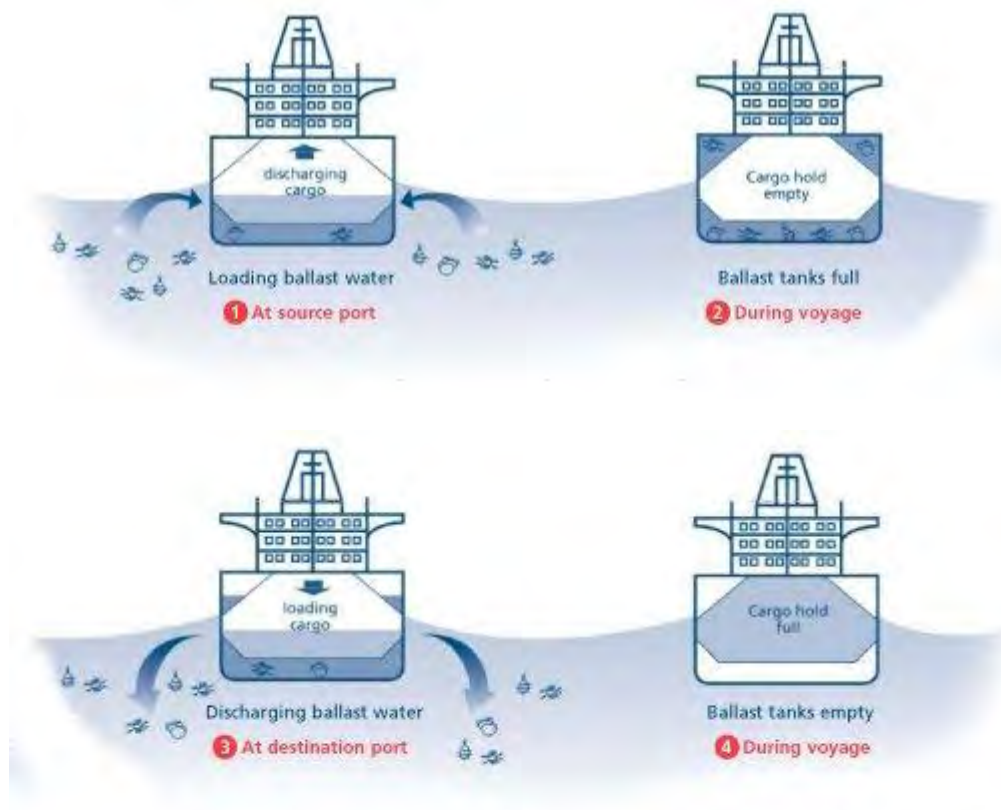


Figure 6: Cross section of a ship showing ballast tanks and ballast water cycle. Source: Global Ballast Water Management Programme (GloBallast), the International Maritime Organization (Source :<http://globallast.immo.org>).

The shipping industry is principally responsible for transporting goods internationally, overseeing the trans-shipment of an estimated 80 percent of the world's commodities (IMO, 2006a). Shipping vessels transport approximately 10 billion tons of ballast water globally per year (IMO,

1999) (enough water to fill 3,000 Olympic-sized pools). This traffic increases the potential for the accidental transfer of unwanted species; an estimated 3,000 species are transferred to new environments each day in ballast water (IMO, 1999). The International Maritime Organization (IMO), a specialized United Nations agency entrusted with decreasing ship pollution and improving maritime safety (IMO, 2006b), contends that the introduction of invasive species is one of the greatest threats to Earth's oceans, alongside marine pollution, overexploitation of marine resources and the physical alteration/destruction of marine habitats (IMO, 2006a). The shipping industry and the ballast water of its vessels clearly play a critical role in the conservation or destruction of global ecosystems.

The Mandatory Ballast Water Control and Management Regulations, which formalized the voluntary 1989 guidelines, came into force in June 2006. The new regulations are a major step forward, as ships entering Canadian waters are now required by law to manage their ballast water to reduce the chance of introducing aquatic invasive species.

Four options for managing ballast water are provided for in the regulations:

- **Ballast water exchange:** This procedure exchanges freshwater for seawater. It is intended to flush organisms out of the tanks, reduce sediment accumulation, and kill freshwater organisms by exposing them to saltwater. Ships are required to proceed to the exchange before entering Canadian waters.

Estimating the effectiveness of Ballast Water Exchange (BWE)

Invasions by non-indigenous species are a leading environmental problem (Sala *et al.*, 2000). Intentional and unintentional introductions of non-indigenous species are therefore subject to considerable environmental policy and regulation (Miller and Fabian, 2004). One introduction pathway under especially severe scrutiny is ballast water carried by transoceanic vessels (National Research Council, 1996; Grigorovich *et al.*, 2003; Endresenet *et al.*, 2004; Kerr *et al.*, 2005).

The International Convention for the Control and Management of Ships Ballast Water & Sediments and the U.S. National Aquatic Invasive Species Act are examples of legislation aimed at ameliorating future damage from invasive species, but at a substantial cost to society (Tjallingii, 2001). While rare, assessments of the effectiveness of attempts to reduce nonindigenous species (NIS) and the consequent economic impacts arising from policies like these are crucial for evaluating the efficiency of current approaches to environmental management and for identifying strategies to improve policy responses. Introductions of nonindigenous species by ships have resulted in the establishment of at least 24 animal species in the North American Great Lakes since 1959 (Holeck *et al.*, 2004). The Great Lakes support numerous ecosystem services which have been or are likely to be disrupted by future invasions (Lodge, 2001). The United States has required ships entering the St. Lawrence Seaway with declarable ballast water on board to have exchanged that water in the ocean prior to discharge within the Great Lakes since 1993 (Locke *et al.*, 1993), Canada and the United States instituted voluntary exchange in 1989 and 1990, respectively. Presently, mid-ocean ballast water exchange (BWE) is conceived as a stopgap measure while alternative technologies for managing ballast water are being studied (Endresen *et al.*, 2004; Drake *et al.*, 2005b). Although a few studies have examined the effects of BWE on the viability of biological propagules (Locke *et al.*, 1991, 1993; Drake *et al.*, 2002; Bailey *et al.*, 2006), it is not known if BWE has been effective at reducing invasion rates in the Great Lakes. In fact, because the rate at which new nonindigenous species have been discovered

since 1993 is greater than the detection rate prior to 1993, some analysts suggest that ballast water exchange has been ineffective at reducing the introduction rate of species (Grigorovich *et al.*, 2003; Holeck *et al.*, 2004, 2005), although whether the analysis is sufficient to reach this conclusion has been challenged (Drake *et al.*, 2005a). Therefore, accurately estimating the effectiveness of ballast water exchange is an important goal.

Estimating the effectiveness of BWE—or any other policy for reducing the rate of species invasions—is complicated by a time lag, induced by the combination of population growth and incomplete sampling, between when a species is introduced and when it is discovered (Costello and Solow, 2003). Here, we use a model for the combined invasion–detection process to estimate the effectiveness of BWE and to test the hypothesis that BWE has been ineffective. We also test the hypothesis that it has been completely effective, but that an insufficient period of time has passed since regulations were passed in 1993 to detect this effect. We adapt the time-based model of species invasions introduced by Solow and Costello (2004) in their study of invasions in San Francisco Bay to account for ship-vectored species introductions. Our new approach explicitly recognizes ship traffic (rather than time) as the conduit for species arrivals. If ship traffic was constant over time the two approaches would yield identical results. But because traffic has been highly variable over the data record this approach more accurately captures inter-annual variation in species arrivals. Importantly, as in Solow and Costello (2004), the probabilistic lag between introduction and detection is a function only of time and is independent of ship traffic. While our analysis here emphasizes the inadequacy of existing detection data to evaluate the efficacy of BWE, we believe that such analysis can be improved and should be considered alongside other relevant information. For example, analysis of live organisms in ballast tanks before and after BWE (Drake *et al.*, 2002), and in residual water and mud in even “empty” ballast tanks (also referred to as no ballast on board tanks) (Duggan *et al.*, 2005) suggests that BWE is not as effective as many expected. Nevertheless, the relationship between organisms in ballast tanks and the probability of establishment is also murky (Wonham *et al.*, 2005), and the most important measure of efficacy is the number of invasions in the ecosystems of concern.

- **Ballast water treatment:**

Countries including the U.S. have tried to control the problem by requiring incoming ships to flush their ballast tanks in the open ocean. But that hasn't done the trick. So governments are preparing to impose tougher standards on discharged ballast water. Such systems are still under development, but could include chemical (for example, ozone) or physical (for example, heat or filtration) systems (Table 1).

- **Retaining ballast water on board:**

This can be used when circumstances prevent the ship from using other management options.

- **Discharging ballast water** to a reception facility that can receive, store, or process ballast water to manage it.

The 2006 regulations also define "alternative exchange zones," to be used by ships to manage ballast water that was not exchanged outside 200-mile limit of sovereignty. The identification of these zones was based on peer-reviewed science advices. Ships unable to apply the

management procedures to their ballast water are required to notify at least 96 hours before they enter national waters. In this event, ship captains are obliged to consult with Department officials to identify alternative measures to reduce the chance of introducing alien species, such as keeping the ballast water on board the ship.

In response, several companies have developed systems to kill organisms in ballast tanks. These systems need to be affordable and meet two other criteria. First, they have to be highly effective in terms of drastically reducing the proportion of living organisms in that water. Second, if they use chemicals, they need to ensure that the water that's released is free of any kind of toxic chemicals. Independent scientists need to test the systems to make sure they work as advertised.

A ship couldn't easily carry enough chlorine to get the job done, so the Cape Washington is making its own using electricity, which can produce chlorine from the salt in sea water. The chlorine is potent at first, but breaks down and would presumably become harmless during the voyage. Researchers won't know how well this system works, though, until they compare samples from the treated ballast tank with samples from the untreated control tank. Chlorine is just one approach to the ballast water problem. Companies are also trying to zap the stowaways with heat, ultraviolet light, ozone and nitrogen (Table 1).

Table 2 : Other Technical methods used to reduce the transfer of harmful aquatic organisms. Source: Adapted from the International Association of Independent Tank Owners (INTERTANKO), "Environmental Issues: Ballast Water and Invasive Species." Online at <http://www.intertanko.com/tankerfacts/environmental/ballast/ballast.htm>).

Method	Description
<i>Ballast Water Exchange :</i>	This is deemed the most practical method at present and is recommended in most ballast water legislation. The two methods are the sequential method and the flow-through method.
1. Sequential Exchange	The ballast tanks are purged of their original ballast and refilled with different ballast water, which hopefully does not contain the unwanted aquatic organisms.
2. Flow Through Exchange	Water is pumped into the bottom of the ballast tank via the suction head and overflow water exits through the air pipes and access hatches. Flushing with three tank volumes in this way will displace approximately 95 percent of the original ballast water.
<i>Freshwater Ballast</i>	The use of freshwater rather than seawater ballast could provide an inexpensive source of freshwater for irrigation and industrial usage in several major oil-exporting countries. This method has received no further attention.
<i>HeatTreatment</i>	Australia has developed this method in which heated salt water from the main engine cooling circuit is rerouted to the ballast water tank. A full-scale test on a bulk carrier proved successful, but INTERTANKO is concerned about the damage that could be caused to ballast tank coatings by the heated water.
<i>Filtration</i>	The method utilizes a filter, placed over the ballast water pipe inlet, as a means of controlling organism transferal. During tests using different size filter meshes, the build-up of organisms and sediment on the filtration screen was minimized by using a backwash procedure, but ballasting is inevitably slowed. A secondary treatment, such as the use of ultraviolet light or heat, will probably be necessary to eliminate unwanted organisms like bacteria and viruses. One benefit of filtration is that the amount of sediment taken onboard is reduced.
<i>Hydrocyclones</i>	A joint Norwegian/Canadian project uses hydrocyclones, (i.e., centrifugal separators), backed by a secondary ultraviolet light treatment. The former process eliminates the sediments, which are pumped out, while the latter kills the unwanted organism. Such systems, which would cost approximately US\$2.5 million per ship, have been used onboard offshore installations for a number of years.
<i>BiodegradableChemicals</i>	Germany is developing a biodegradable ballast water treatment chemical. Approximately 50 litres of the chemical, costing US\$150, would be needed to treat 1,000 tonnes of ballast water.
<i>Electrochemical Control</i>	Japan is considering an electrochemical control concept in which low potential electric power is applied to ballast water flowing through porous graphite electrodes in order to kill any micro-organisms present. Fullscale tests are planned.

Ballast Water Exchange verification

The Commission and Smithsonian Environmental Research Center (SERC) previously collaborated on a project to identify chemical components of sea water that are indicative of whether the water originated from the open-ocean or from coastal areas. Results suggested that several components, including chromophoric dissolved organic matter (CDOM), may be useful for this purpose.

The Commission is currently collaborating with SERC to evaluate the use of the identified chemical components to evaluate whether proper ballast exchange has occurred on vessels arriving to the U.S. West Coast. A goal of this project is to evaluate a prototype instrument, the Ballast Exchange Assurance Meter (BEAM), to measure CDOM in ballast samples.

Ballast Water Regulations with the Great Lakes Seaway System as an example

Today, ballast water management requirements in the Great Lakes St. Lawrence Seaway System are the most stringent in the world. U.S. Coast Guard regulations and Transport Canada's Ballast Water Control and Management Regulations with Canadian Guidelines for Ballast Water Management require all ships destined for Great Lakes ports from beyond the exclusive economic zone (EEZ) to exchange their ballast at sea. If the ships have not complied, they are required to retain the ballast water on board, pump the ballast water ashore, treat the ballast water in an environmentally sound manner or return to sea to conduct a ballast water exchange.

In addition, per new Seaway regulations, ships coming from outside waters under Canadian jurisdiction, declaring no ballast on board, must ensure that the residual ballast water in tanks has been exposed to salinity conditions equivalent to ballast water exchange by complying with one of the following options:

The residual ballast water came from ballast water that was properly exchanged at sea ; The residual ballast water meets the international standard for treated ballast water. The ship complies with sections 1, 2, 6 and 7 of the Code of Best Practices for Ballast Water Management of the Shipping Federation of Canada dated September 28, 2000, or;

The ship conducted a saltwater flushing at least 200 nautical miles from shore.

Additionally, ships that do not operate beyond the EEZ but do operate within the Great Lakes and Seaway (i.e., lakers) must agree to comply with the Voluntary Management Practices to Reduce the Transfer of Aquatic Nuisance Species within the Great Lakes by U.S. and Canadian Domestic Shipping, dated January 26, 2001. These voluntary management practices require ships to agree to regular inspections of ballast tanks and regular removal of sediment.

International Ballast Water Working Groups

The agencies that inspect, test, and monitor ballast water saw a need to standardize commonly needed information such as ballast water inspections, verifications, testing, sampling,

reports and data collection. The various agencies in 2005 combined their efforts and collaborated in a joint venture where testing, sampling and inspection can be done simultaneously at locations/ports prior to entering the Great Lakes Seaway System.

As a result of these discussions a U.S./Canadian Ballast Water Working Group (BWWG) was formed in January 2006. The BWWG is comprised of representatives from Transport Canada Marine Safety, U.S. Coast Guard, the U.S. Saint Lawrence Seaway Development Corporation, and the Canadian St. Lawrence Seaway Management Corporation (for more details please see also i-net links cited in the end).

The BWWG's mission is to coordinate regulatory, compliance and research efforts among the group's membership for reducing aquatic nuisance species invasions via ballast water in the Great Lakes.

The results to date noted from the BWWG have been positive. The ballast water compliance rate of ships entering the Great Lakes Seaway System has increased since joint targeting was introduced during the 2005 and 2006 navigation seasons.

Funded and Collaborative Researches on Invasive species

The Marine Invasive Species Program (MISP) funds and collaborates on applied research projects that advance the development of strategies to prevent the introduction of nonindigenous species (NIS) from ballast water and vessel fouling. In particular, the MISP targets research that addresses key information gaps that will improve management, including (but not limited to) the advancement of emerging technologies.

(for summaries of any of the studies below, please see Chapter VI of the 2009 Biennial Report on the California Marine Invasive Species Program :

http://www.slc.ca.gov/Spec_Pub/MFD/Ballast_Water/Documents/2009BiennialRpt_MISP_Final.pdf)

Conclusion

1. Shipping moves over 80% of the world's commodities and transfers around 10 billion tones of ballast water each year. Ballast is absolutely essential to the safe and efficient operation of ships, providing balance and stability when empty of cargo BUT it also pose a serious ecological, economic and health threat. The development of larger, faster ships combined with rapidly increasing world trade means that the natural barriers to the dispersal of species across the oceans are being reduced. As a result, whole ecosystems are being changed and economic impacts can be massive.

2. Ballast water invasions continue, and they will continue for some years to come. National and international regulations (largely now voluntary) that call for ballast water management interface with a huge maritime industry that directly involves more than 130 nations, with a staggering variety of vessels of different sizes, cargoes, age, condition, routes, and ballasting requirements. Vessels are being built in 1995 with an expected at-sea life of 25 or more years, without regard to ballast management considerations.

However, problems with open ocean ballast exchange, ranging from limited effectiveness to concerns about crew and ship safety, have arisen. These are leading committees and research groups around the world to look toward more long-term solutions, specifically focused on treatment of the ballast water aboard ship.

3. It is estimated that MORE than 7,000 different species are being carried in ships' ballast tanks around the world. The vast majority of marine species carried in ballast water do not survive the journey, as the ballasting and de-ballasting cycle and the environment inside ballast tanks can be quite hostile to organism survival. Even for those that do survive a voyage and are discharged, the chances of surviving in the new environmental conditions, including predation by and/or competition from native species are further reduced. So far about 2-3 % of transported with ballast water can survive to establish a reproductive population in the host environment. Nevertheless it was shown that many species within last century become invasive, out-competing native species and multiplying into pest proportions. In some cases (like zebra mussels) these invasions resulted in ecological and economical disasters for environment and related enterprises (waterpaping, tourism, fishing etc)

4. The penetration of invasive marine species into new environments by ships' ballast water has been identified as one of the greatest threats to the world's oceans. There are thousands of marine and continental species that may be carried in ships' ballast water. These include bacteria, algae, small invertebrates and there eggs, cysts and larvae of various species or even some fishes. Natural barriers, such as temperature and land masses, have prevented many species from dispersing into certain areas. This has resulted in the natural patterns of biogeography observed in the oceans today. In particular, the pan-global tropical zone has separated the northern and southern temperate and cold water zones. This has allowed many species to evolve quite independently in these latter zones, resulting in quite different marine biodiversity between the north and the south and or among inland continental water bodies like New World and Old World lakes. Important that many invasive species

were found first river estuaries close to seaport that lets suspect this zone as responsible for highest risk of alien species invasion.

5. The problem has been regarded as a result of the fact that all marine species have life cycles that include a planktonic stage. Our survey shows that the mechanism of transportation of invasive species is more complicated. Most of planktonic stage of marine species are very sensitive to oxygen conditions and pollution that usually happened in ship ballast waters. To overcome these harsh environmental conditions they have to be much more protected that is why resting stages of the species are able in fact to travel with ballast waters. This produce many problems with sanitation of ballast water as most of resting stages have been prepared to a catastrophic period of their life cycle by million years of strong selection. In the basis of this there is a set of different adaptations like low metabolic activity, accumulation of protective matters (stress-enzymes, biological anti-freezers), reserve of energy as well as special protective multilevel cyst with selective membrane. As a result these resting (diapausing) stages show very strong resistance to negative factors and can be transported along with ships' ballast water and sediments during long time (months, years and even decades) without losing of their viability. The review of literature brought us to the strong opinion that diapause is the central adaptation of aquatic invertebrates to periodical harsh conditions. It seems like the main reason why so many marine and continental invasive species successively penetrated with ship ballast waters and sediments in new environments within last decades.

6. Our project is one of the first ones in Europe especially aimed to a profound study of the role of diapause in marine and freshwater invertebrates in order to discover the mechanism of survivorship of resting stages in ballast waters and sediments. Without following intensive and deep enough study of the diapause phenomenon realization in this very specific environment like river estuaries where the most seaport are situated any further progress in solving of the problem with invasive species dispersal seems like impossible.

Literature Cited

Alekseev, V.R., 1986. Role of diapause in acclimatization of crustaceans. Proceedings of GosNIORKH 252, 61–68 (in Russian).

Alekseev, V.R. A. Makrushin & J.S. Hwang, 2010. Does the survivorship of activated resting stages in toxic environments provide cues for ballast water treatment? Mar. Pollut. Bull.

Bailey, S. A., K. Nandakumar, and H. J. MacIsaac. 2006. Does saltwater flushing reduce viability of diapausing eggs in ship ballast sediment? Diversity and Distributions 12:328–335.

Bailey, S.A., Duggan, I.C., van Overdijk, C.D.A., Jenkins, P.T., MacIsaac, H.J., 2003. Viability of invertebrate diapausing eggs collected from residual ballast sediment. Limnology and Oceanography 48, 1701–1710.

Bilton, D.T., Freeland, J.R., Okamura, B., 2001. Dispersal in freshwater invertebrates. Annual Review of Ecology and Systematics 32, 159–181.

Bohonak, A.J., Jenkins, D.G., 2003. Ecological and evolutionary significance of dispersal by freshwater invertebrates. *Ecological Letters* 6, 783–796.

Boudouresque, C. F. and M. Verlaque. 2002. Biological pollution in the Mediterranean Sea: Invasive versus introduced macrophytes. *Marine Pollution Bulletin* 44: 32-38.

Buchan, L.A.J., Padilla, D.K., 1999. Estimating the probability of long-distance overland dispersal of invading aquatic species. *Ecological Applications* 9, 254–265.

Cáceres, C.E., Soluk, D.A., 2002. Blowing in the wind: a field test of overland dispersal and colonization by aquatic invertebrates. *Oecologia* 131, 402–408.

Cangelosi, A. 2002-2003. "Blocking invasive aquatic species." *Issues in Science and Technology* 19(2): 69-74. Online at <http://www.issues.org/19.2/cangelosi.htm>. Last accessed: May 2006.

Carlton, J.T., Geller, J.B., 1993. Ecological Roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. *Science* 261, 78–82.

Clout, M. N. and M. De Poorter. 2005. International Initiatives Against Invasive Alien Species. *Weed Technology* 19: 523-527.

Convention on Biological Diversity (CBD): United Nations Environment Programme. 2001a. Invasive Alien Species: Status, impacts and trends of alien species that threaten ecosystems, habitats and species. Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice. UNEP/CBD/SBSTTA/6/INF/11. Online at <http://www.biodiv.org/doc/meetings/sbstta/sbstta-06/information/sbstta-06-inf-11-en.pdf>. Last accessed: May 2006.

Costello, C., and A. Solow. 2003. On the pattern of discovery of introduced species. *Proceedings of the National Academy of Sciences (USA)* 100:63321–3323.

Crooks, J. 2005. Lag times and exotic species: the ecology and management of biological invasions in slow-motion. *Ecoscience* 12:303–316.

De Poorter, M., 2011. Marine Menace : Alien invasive species in the marine environment. INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE:

http://cmsdata.iucn.org/downloads/marine_menace_en_1.pdf

Drake, J. M. and J. M. Bossenbroek. 2004. The Potential Distribution of Zebra Mussels in the United States. *BioScience* 54 (10): 931-941.

Drake, J. M., C. Costello, and D. M. Lodge. 2005a. When did the discovery rate for invasive species in the North American Great Lakes accelerate? *BioScience* 55:4.

Drake, J. M., and D. M. Lodge. 2004. Global hotspots of biological invasions: evaluating options for ballast-water management. *Proceedings of the Royal Society, Series B* 271:575–580.

Drake, J. M., D. M. Lodge, and M. Lewis. 2005b. Theory and preliminary analysis of species invasions from ballast water: controlling discharge volume and location. *American Midland Naturalist* 154:459–470.

Drake, L. A., P. T. Jenkins, and F. C. Dobbs. 2005c. Domestic and international arrivals of NOBOB (no ballast on board) vessels to lower Chesapeake Bay. *Marine Pollution Bulletin* 50:560–565.

Drake, L. A., G. M. Ruiz, B. S. Galli, T. L. Mullady, D. O. Friedman, and F. C. Dobbs. 2002. Microbial ecology of ballast water during a transoceanic voyage and the effects of open-ocean exchange. *Marine Ecology Progress Series* 233:13–20.

Duggan, I. C., C. D. A. van Overdijk, S. A. Bailey, P. T. Jenkins, H. Limén, and H. J. MacIsaac. 2005. Invertebrates associated with residual ballast water and sediments of cargo carrying ships entering the Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62:2463–2474.

Endresen, Ø., H. L. Behrens, S. Brynstad, A. B. Andersen, and R. Skjong. 2004. Challenges in global ballast water management. *Marine Pollution Bulletin* 48:615–623.

Gollasch, S., MacDonald, E., Belson, S., Botnen, H., Christensen, J.T., Hamer, J.P., Houvenaghel, G., Jermert, A., Lucas, I., Masson, D., McCollin, T., Olenin, S., Persson, A., Wallentinus, I., Wetsteyn, L.P.M.J., Wittling, T., 2002. Life in ballast tanks. In: Leppäkoski, E., Olenin, S., Gollasch, S. (Eds.), *Invasive Aquatic Species of Europe Distribution Impacts and Management*. Dordrecht Kluwer Academic Publishers, pp. 217–231.

Gollasch, S., Lenz, J., Dammer, M., Andres, H.-G., 2000. Survival of tropical ballast water organisms during a cruise from the Indian Ocean to the North Sea. *Journal of Plankton Research* 22, 923–937. DiCiccio, T. J., and B. Efron. 1996. Bootstrap confidence intervals. *Statistical Science* 11:189–228.

Grigorovich, I. A., R. I. Colautti, E. L. Mills, K. Holeck, A. G. Ballert, and H. J. MacIsaac. 2003. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60:740–756.

Hairston Jr., N.G., 1998. Time travelers: What's timely in diapause research? *Archiv für Hydrobiologie. Special Issues: Advances in Limnology* 52, 1–15.

Havel, J.E., Shurin, J.B., 2004. Mechanisms, effects, and scales of dispersal in freshwater zooplankton. *Limnology and Oceanography* 49, 1229–1238.

Havel, J.E., Stelzleni-Schwent, J., 2000. Zooplankton community structure: The role of dispersal. *Verhandlungen - Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 27, 3264–3268.

Hebert, P.D.N., Cristescu, M.E.A., 2002. Genetic perspectives on invasions: the case of the Cladocera. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59, 1229–1234.

Herborg, L.M., S.P. Rushton, A.S. Clare and M.G. Bentley. 2003. Spread of the Chinese Mitten Crab (*Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards) in Continental Europe: analysis of a historical data set. *Hydrobiologia* 503: 21-28.

Holeck, K. T., E. L. Mills, H. J. MacIsaac, M. R. Dochoda, R. I. Colautti, and A. Ricciardi. 2004. Bridging troubled waters: biological invasions, transoceanic shipping, and the Laurentian Great Lakes. *BioScience* 54:919–929.

Holeck, K. T., E. L. Mills, H. J. MacIsaac, M. A. R. Dochoda, and A. Ricciardi. 2005. Response from Holeck and colleagues. *BioScience* 55:4–5

International Maritime Organization (IMO). 1999. Focus on IMO: Alien Invaders – putting a stop to the ballast water hitch-hikers. Online at http://www.imo.org/includes/blastDataOnly.asp/data_id%3D7991/BALLASTAlienInvaders1999.pdf. Last accessed: May 2006.

International Association of Independent Tank Owners (INTERTANKO). 2006. "Environmental Issues: Ballast Water and Invasive Species." Online at <http://www.intertanko.com/tankerfacts/environmental/ballast/ballast.htm>. Last accessed: Mar 2006.

International Maritime Organization (IMO). 2006a. Global Ballast Water Management Programme. "The Problem." Online at <http://globallast.imo.org/index.asp?page=problem.htm&menu=true>. Last accessed: May 2006.

International Maritime Organization (IMO). 2006b. "Homepage." Online at <http://www.imo.org/home.asp?flash=false>. Last accessed: May 2006.

International Maritime Organization (IMO). 2006c. Global Ballast Water Management Programme. Ten of the Most Unwanted. Online at http://globallast.imo.org/poster4_english.pdf. Last accessed: May 2006.

Jewell, S. 2000. "A Unified Defense Against Invasive Species." *Endangered Species Bulletin* 25(5):1-3. Online at <http://www.fws.gov/endangered/esb/2000/09-10/08-10.pdf>. Last accessed: May 2006.

Johnson, N. L., S. Kotz, and A. W. Kemp. 1993. *Univariate discrete distributions*. Wiley, New York, New York, USA.

Karlson, R.H., 1992. Divergent dispersal strategies in the freshwater bryozoan *Plumatellarepens* – gamet size effects on statoblast numbers. *Oecologia* 89, 407–411.

Kerr, J. K., C. S. Brousseau, and M. Muschett. 2005. Invasive aquatic species in Ontario: a review and analysis of potential pathways for introduction. *Fisheries* 30:21–30.

Kowarik, I. 1995. Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. Pages 15–39 in P. Pysek, K. Prach, M. Rejmánek, P. M. Wade, editors. *Plant invasions: general aspects and special problems*. SPB Academic Publishing, Amsterdam, The Netherlands.

Levine, J. M., and C. M. D'Antonio. 2003. Forecasting biological invasions with increasing international trade. *Conservation Biology* 17:322–326.

Locke, A., D. M. Reid, W. G. Sprules, J. T. Carlton, and H. C. Van Leeuwen. 1991. Effectiveness of mid-ocean exchange in controlling freshwater and coastal zooplankton in ballast water. *Canadian Technical Reports in Fisheries and Aquatic Sciences* 1822.

Locke, A., D. M. Reid, H. C. Van Leeuwen, W. G. Sprules, and J. T. Carlton. 1993. Ballast water exchange as a means of controlling dispersal of freshwater organisms by ships. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 50:2086–2093.

Lodge, D. M. 2001. Lakes. Page xii in F. S. Chapin, O. E. Sala, E. Huber-Sannwald, editors. *Global biodiversity in a changing environment: scenarios for the 21st century*. Springer, New York, New York, USA.

Makrushin, A.V., Lyanguzova, I.V., 2006. The shell of invertebrate and plant propagules: selective permeability and barriers. *Journal ObshejBiologii* 67, 115–121 (in Russian, English summary).

Maximov, A.A. and V.A. Petukhov, 2011. Role of macro- and Meiobenthos in the bottom communities of the inner Gulf of Finland. *Proceedings of Zoological Institute of the Russian Academy of Sciences* V. 315(3): 289–310.

McGee, S. 2001. Proposals for Ballast Water Regulation: Biosecurity in an Insecure World. *Colorado Journal of International Environmental Law and Policy*: 141-159.

Miller, M., and R. Fabian. 2004. Harmful invasive species: legal responses. Environmental Law Institute: Washington, D.C., USA.

Minchin, D., Gollasch, S., 2002. Vectors – how exotics get around. In: Leppäkoski, E., Miller, M., and R. Fabian. 2004. Harmful invasive species: legal responses. Environmental Law Institute: Washington, D.C., USA.

National Research Council. 1996. *Stemming the tide: controlling introductions of nonindigenous species by ships' ballast water*. National Academy Press, Washington, D.C., USA.

Niimi, A. J., and D. M. Reid. 2003. Low salinity residual ballast discharge and exotic species introductions to the North American Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin* 46:1334–1340.

National Research Council. 1995. *Understanding Marine Biodiversity*. Washington (DC): National Academy Press.

Normant, M., M. Chrobak and K. Skóra. 2002. The Chinese mitten crab *Eriocheirsinensis* – an immigrant from Asia in the Gulf of Gdansk. *Oceanologia* 44 (1): 123-125.

- Olenin, S., Gollasch, S. (Eds.), *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution Impacts and Management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 183–192.
- Panov, V.E., Krylov, P.I., Riccardi, N., 2004. Role of diapause in dispersal and invasion success by aquatic invertebrates. *Journal of Limnology* 63 (Suppl. 1), 56–69.
- Pimentel, D., ed. 2002. *Biological Invasions: Economic and Environmental Costs of Alien Plant, Animal, and Microbe Species*. Boca Raton, Florida: CRC Press.
- Ricciardi, A. 2001. Facilitative interactions among aquatic invaders: Is an “invasional meltdown” occurring in the Great Lakes? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58:2513–2525.
- Royall, R. 1997. *Statistical evidence: a likelihood paradigm*. Chapman and Hall, Boca Raton, Florida, USA.
- Sala, O. E. et al. 2000. Biodiversity: global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770–1774.
- Solow, A., and C. Costello. 2004. Estimating the rate of species introductions from the discovery record. *Ecology* 85:1822–1825.
- Telesh, I.V., Heerkloss, R. 2004. *Atlas of Estuarine Zooplankton of the Southern and Eastern Baltic Sea. Part II: Crustacea* Verlag, Dr. Kovac.
- Tjallingii, F. 2001. Global market analysis released. *Ballast Water News* 6:6–8.
- United States Geological Survey (USGS). 2006. Zebra Mussel Fact Sheet. Online at <http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.asp?speciesID=5>. Last accessed: May 2006.
- Vandekerkhove, J., Louette, G., Brendonck, L., De Meester, L., 2005. Development of cladoceran egg banks in new and isolated pools. *Archiv für Hydrobiologie* 162, 339–347.
- Wonham, M. J., M. A. Lewis, and H. J. MacIsaac. 2005. Minimizing invasion risk by reducing propagule pressure: application to ballast-water exchange. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3:473–479.

Links to invasive species transportation with ballast water

Shipping/Port Industry :

- International Association of Independent Tanker Owners (INTERTANKO) : <http://www.intertanko.com>
- International Cargo Handling Coordination Association (ICHCA) : <http://www.ichcainternational.co.uk/>
- Det Norse Veritas (DNV) : <http://www.dnv.com>
- Lloyd's Register of Shipping : <http://www.lr.org>

International :

- IUCN Species Survival Commission : Invasive Species Specialist Group : <http://www.issg.org>
- Global Invasive Species Programme (GISP) : <http://www.gisp.org>
- Database on Introductions of Aquatic Species (DIAS) (FAO) : <http://www.fao.org/fishery/dias>
- UNEP Marine Invaders : <http://www.unep.ch/regionalseas/main/hinvade.html>
- Convention Biological Diversity : <http://www.cbd.int/>
- Ballast Water treatment bookshop : <http://www.watertreatmentbooks.com>

North America

- Aquatic Nuisance Species Task Force : <http://www.anstaskforce.gov>
- Non-indigenous Aquatic Species (US Geological Service) : <http://nas.er.usgs.gov>
- National Aquatic Nuisance Species Clearinghouse (Seagrant Program) : http://www.aquaticinvaders.org/nan_ld.cfm
- Seagrant Nonindigenous Species : <http://www.sgnis.org>
- US Fish and Wildlife Service: Invasive Species Program : <http://invasives.fws.gov>
- Smithsonian Institute: Marine Invasions Research Lab : http://www.serc.si.edu/labs/marine_invasions/
- Massachusetts Institute of Technology Exotic Species : <http://massbay.mit.edu/exoticspecies/>
- National Biological Information Infrastructure (NBII) : Invasive Species : <http://www.invasivespecies.gov/>
- US West Coast Ballast Outreach Project : <http://ballast-outreach-ucsgep.ucdavis.edu/>
- Canadian Department of Fisheries and Oceans : <http://www.dfo-mpo.gc.ca/science/enviro/ais-eae/index-eng.htm>
- US Coast Guard Ballast Water Management : <http://www.uscg.mil/hq/cg5/cg522/cg5224/bwm.asp>
- Sea Grant Invasive Species Team : <http://seagrant.oregonstate.edu/>
- International Joint Commission : http://www.ijc.org/en/home/main_accueil.htm
- North East Midwest Institute : <http://www.nemw.org/biopollute.htm>
- Monterey Bay National Marine Sanctuary : http://www.mbnms.nos.noaa.gov/Research/techreports/TRtamburri_1.html
- Providence College : Ballast Water & Exotic Species : <http://www.providence.edu/polisci/students/megaport/ballast.htm>
- Sea Grant Great Lakes Network : Zebra Mussels & and other Non-Indigenous Species : <http://www.seagrant.wisc.edu/communications/greatlakes/GLnetwork/exotics.html>
- 100th Meridian Initiative : <http://100thmeridian.org/>
- Protect Your Waters : <http://protectyourwaters.net/>

Europe

- Baltic Research Network on Invasions and Introductions (NEMO) : <http://www.corpi.ku.lt/nemo/mainnemo.html>
- CIESM Atlas of Exotic Species (Mediterranean) : <http://www.ciesm.org/atlas/index.html>
- ICES Code of Practice on the Introductions and Transfers of Marine Organisms 1994 : www.ices.dk/pubs/itmo.pdf
- EU and the Environment : http://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/index_en.htm
- Directory of Non-native Species in UK waters : <http://www.jncc.gov.uk/page-2597>
- UK Marine SAC project : http://www.ukmarinesac.org.uk/activities/ports/ph6_3_4.htm
- DNV; Det Norske Veritas : <http://www.dnv.com>
- On Board Treatment of Ballast Water and Application of Low-sulphur Marine Fuel (MARTOB) : <http://martob.ncl.ac.uk/Home.htm>
- Global Ballast Water Management Programme : Ukraine <http://www.globallast.od.ua/>
- INTERREG North Sea Ballast Water project : www.NorthSeaBallast.eu

Asia/Pacific

- Australian Centre for Research on Introduced Marine Pests (CRIMP) : <http://www.marine.csiro.au/crimp/>
- Australia Quarantine & Inspection Service : <http://www.aqis.gov.au/shipping/>
- Cawthron Institute, New Zealand : www.cawthron.org.nz
- New Zealand Ministry of Fisheries : www.fish.govt.nz

- New Zealand : National Centre for Biodiversity and Biosecurity Research : <http://www.niwa.co.nz/ncabb/>
- The Royal Society of New Zealand : <http://www.rsnz.govt.nz>
- Global Ballast Water Management Programme : India <http://www.globallastwaterindia.com>
- The Australian Marine Environmental Protection Association (AUSMEPA) : <http://www.ausmepa.org.au>

South America

- Prevention and Control of Invasive Bivalves : <http://zoo.bio.ufpr.br/invasores/sitesinternacionais.htm>
- Água de LastroBrasil : www.aguadelastrobrasil.org.br
- Instituto Nacional de los Espacios Acuáticos, Venezuela : <http://www.inea.gob.ve>

Links to ballast water regulations

- Seaway Regulations - Practices and Procedures Section 30 (2): http://www.greatlakes-seaway.com/en/pdf/web_practices_and_procedures.pdf
- Seaway Ballast Water Reporting Form : http://www.greatlakes-seaway.com/en/commercial/Seaway_BW_Form.html
- Directions for Submission of the St. Lawrence Seaway Ballast Water Reporting Form : http://www.greatlakes-seaway.com/en/commercial/Seaway_BW_Form.html
- Transport Canada, Ballast Water Control and Management Regulations : <http://laws-lois.justice.gc.ca/eng/regulations/SOR-2006-129/>
- Aquatic Invasive Species Research Act (H.R. 260) (Introduced 1/5/07) : <http://thomas.loc.gov/cgi-bin/query/z?c110:h260>
- Great Lakes Invasive Species Control Act (H.R. 801) (Introduced 2/5/07) : <http://thomas.loc.gov/cgi-bin/query/z?c110:h801>
- Prevention of Aquatic Invasive Species Act of 2007 (H.R. 889) (Introduced 2/7/07) : <http://thomas.loc.gov/cgi-bin/query/z?c110:h889>
- National Aquatic Invasive Species Act of 2007 (S. 725) (Introduced 3/1/07) : <http://thomas.loc.gov/cgi-bin/query/z?c110:s725>
- Great Lakes Collaboration Implementation Act (H.R. 1350) (Introduced 3/6/07) : <http://thomas.loc.gov/cgi-bin/query/z?c110:h1350>
- <http://transportation.house.gov/hearings/hearingdetail.aspx?NewsID=75>
- SLSDC Written Statement or 3-7-07 TI Hearing : http://www.greatlakes-seaway.com/en/pdf/SLSDC_STATEMENT_3-7-07_HEARING_FINAL.pdf

Links to ballast water initiatives

- 2009 Summary of Great Lakes Seaway Ballast Water Working Group : http://www.greatlakes-seaway.com/en/pdf/2009_BW_Rpt_EN.pdf
- 2008 Summary of Great Lakes Seaway Ballast Water Working Group : http://www.greatlakes-seaway.com/en/pdf/2008_BW_Rpt_EN.pdf
- 2007 Summary of Great Lakes Ballast Water Management Exams : http://www.greatlakes-seaway.com/en/pdf/Summ_Ballast_Exams_Report_2007.pdf
- 2006 Summary of Great Lakes Ballast Water Management Exams : http://www.greatlakes-seaway.com/en/pdf/Summ_Ballast_Exams_Report_2006.pdf
- USCG Shipboard Technology Evaluation Program : <http://www.uscg.mil/hq/cg5/cg522/cg5224/step.asp>
- ANS Task Force : <http://www.anstaskforce.gov/default.php>

- IMO GloBallast Program :
http://globallast.imo.org/index.asp?page=gef_interw_project.htm&menu=true

Links to ballast water technologies and presentations

- Instrumented Ballast Tank Studies to Examine Ballast Management Practices :
http://www.greatlakes-seaway.com/en/pdf/Instrumented_Ballast_Tank_Studies.pdf
- Two Ballast Water Treatment Technologies - Hyde Marine Inc : http://www.greatlakes-seaway.com/en/pdf/Two_BWT_Technologies.pdf
- Binational Ballast water Working Group-2006 Great Lakes Ballast Water Management Exam Program : http://www.greatlakes-seaway.com/en/pdf/Binational_BWM_Exams.pdf
- FedNav's Testing of OceanSaver® Technology : http://www.greatlakes-seaway.com/en/pdf/Fednav_Oceansaver.pdf
- The Great Ships Initiative-Northeast/Midwest Institute : http://www.greatlakes-seaway.com/en/pdf/The_Great_Ships_Initiative.pdf
- BalPure Electrolytic Ballast Water Treatment System-Severn Trent De Nora :
http://www.greatlakes-seaway.com/en/pdf/BalPure_Electrolytic_BWT.pdf
- PERACLEAN® Ocean Ballast Water Treatment-Degussa Corporation : http://www.greatlakes-seaway.com/en/pdf/PERACLEAN_Ocean_BWT.pdf
- Ballast Water Technology Demonstration Program-National Oceanic and Atmospheric Administration, U.S. Fish and Wildlife Service U.S. Maritime Administration :
http://www.greatlakes-seaway.com/en/pdf/BW_Technology_Demonstration.pdf
- Venturi Oxygen Stripping TM-NEI Treatment Systems : http://www.greatlakes-seaway.com/en/pdf/Venturi_Oxygen_Stripping_TM-NEI_Treatment_Systems.pdf
- Best Management Practices - Philip T. Jenkins & Associates Ltd : http://www.greatlakes-seaway.com/en/pdf/Best_Management_Practices.pdf

Crédit photo couverture : Université de Lille, UMR CNRS 8187 LOG
Pour tout renseignement, veuillez contacter la coordination scientifique : cdegremont@seine-aval.fr

Le GIP Seine-Aval ne saurait être tenu responsable d'évènements pouvant résulter de l'utilisation et de l'interprétation des informations mises à disposition.

Le GIP Seine-Aval est financé par :

