







Université du Québec  
à Rimouski

**ÉTUDE DE RÉFÉRENCE SUR LA BIODIVERSITÉ DU  
MÉSOZOOPLANCTON DANS QUATRE PORTS DE  
L'ARCTIQUE CANADIEN EN VUE D'UNE  
AUGMENTATION DE L'ACTIVITÉ MARITIME, DE  
L'EXPLOITATION DES RESSOURCES ET DU  
RÉCHAUFFEMENT CLIMATIQUE**

Mémoire présenté

dans le cadre du programme de maîtrise en océanographie

en vue de l'obtention du grade de maître ès sciences

PAR

© ANTOINE DISPAS

Février 2019



**Composition du jury :**

**Dominique Robert, président du jury, UQAR/ISMER, Rimouski**

**Gesche Winkler, directrice de recherche, UQAR/ISMER, Rimouski**

**Kimberly Howland, codirectrice de recherche, MPO, Winnipeg**

**Brian Hunt, examinateur externe, UBC, Vancouver**

Dépôt initial le 10 décembre 2018

Dépôt final le 18 février 2019



UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI  
Service de la bibliothèque

Avertissement

La diffusion de ce mémoire ou de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire « *Autorisation de reproduire et de diffuser un rapport, un mémoire ou une thèse* ». En signant ce formulaire, l'auteur concède à l'Université du Québec à Rimouski une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de son travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, l'auteur autorise l'Université du Québec à Rimouski à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de son travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits moraux ni à ses droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, l'auteur conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont il possède un exemplaire.





Choisir, c'est renoncer »

André Gide

« Point n'est besoin d'espérer pour entreprendre

Ni de réussir pour persévérer ».

Guillaume Ier d'Orange-Nassau (Guillaume le taciturne)

« Scientia vincere tenebras »

« La science vaincra les ténèbres »

Devise de l'Université Libre de Bruxelles



## REMERCIEMENTS

Il me semble essentiel d'écrire ces quelques lignes pour remercier toutes les personnes qui ont eu un impact direct ou indirect sur ma maîtrise et ma vie.

**Merci** à Gesche Winkler, ma directrice de mémoire, pour m'avoir offert ce projet et permis d'apprendre les techniques de taxonomie traditionnelle et moléculaire, mais également d'avoir accepté que je parte trois fois en mission d'échantillonnage en Arctique. Merci de m'avoir permis d'enseigner la taxonomie traditionnelle aux étudiants de baccalauréat et de maîtrise. Je te remercie également pour ta bonne humeur et ta grande disponibilité, ton aide plus que précieuse et tes commentaires toujours pertinents. Merci pour ces nombreux « sugar fix » et de m'avoir permis de faire cet incroyable projet ainsi que d'aider d'autres de tes étudiants pour leurs échantillonnages.

Tu m'as permis d'être plus rigoureux, de gagner énormément en expérience, de dépasser mes limites, de m'encourager à être toujours meilleur. Merci pour tout.

**Thanks** to Kimberly Howland, my codirector and director of the POLAR project. Thank you for all your help, comments and great discussions. For giving me the chance to travel three times in the Arctic. It was amazing to work with you and your team, to improve my English... I learned a lot by working with you in the field. With you two, I realized my dream of working in the Arctic, Thanks a lot for this amazing "gift". Anyway ... Thanks for all.

**Merci** bien sûr à Dominique Robert et Brian Hunt d'avoir accepté d'agir à titre de président du jury et d'évaluateur externe lors du dépôt initial de ce mémoire de maîtrise.

Je tiens également à remercier les autres membres du projet qui ont toujours apporté de bons conseils :

\_Merci à Nathalie Simard qui m'a mis à l'aise lors des échantillonnages en Arctique. Merci pour ta patience, tes commentaires constructifs et ton rire très communicatif et pour avoir surveillé mon crâne de caribou pris en Arctique.

\_Merci à Chris McKindsey pour ta rigueur, ta disponibilité, tes commentaires toujours intéressants et son humour permanent.

C'était un immense plaisir et une chance d'avoir pu échantillonner avec vous deux. J'ai appris énormément en travaillant avec vous d'un point de vue scientifique et humain.

\_Merci à Jesica Goldsmit, pour ton aide précieuse, ta patience, ta rigueur et ta grande disponibilité, et ce, toujours avec le sourire. Tu es une personne très inspirante pour moi.

\_Merci à Anaïs Lacoursiere pour tes nombreux conseils, expertise et commentaire instructifs en génétique et pour l'utilisation de tes données.

\_Merci à André Rochon pour tes bons conseils, ton franc parlé et ton humour.

\_Merci à Valérie Cypihot. Ce fut une immense joie de t'avoir aidé lors de ton terrain à Churchill, d'avoir eu le temps de te connaître et de chanter ensemble sous l'eau pour amener encore plus près les centaines de bélugas qui nageaient avec nous. Je suis très content que tu fisses partie du même projet POLAR, merci encore pour ton temps et ton aide avec l'anglais et PRIMER.

\_Merci à Noémie Leduc, pour ton aide et soutien lors de nos deux terrains ensemble ainsi que les bons moments passés avec Valérie et Markusie. Merci pour ton aide et expertise en ADN environnemental.

\_Merci à Fatma Dhifallah pour ton soutien à l'UQAR et en dehors avec POLAR, nos moments de rire et de stress. Très content d'avoir été à Milne Inlet avec toi, même si je

monopolisais un peu trop le matériel d'échantillonnage dans mon coin. Merci encore de m'avoir apporté « nourriture » ☺ et mes bobettes (propres) sur le bateau.

**\_Thanks** to Heather Clark for all your help with preparing field surveys. You work hard and fast, you were so helpful. Thanks for all your answer when I had questions about field data.

**\_Merci** à Frederic Hartog, pour ton aide à Churchill, ta bonne humeur communicative et nos discussions plus qu'intéressantes. Merci de m'avoir montré les bases de la navigation en zodiac et pour tes commentaires pertinents.

**\_Thanks** to LeeAn, for all your help, happiness and all. Thanks for protecting us against polar bears and helping us sampling.

**\_Thanks** to the Inuits who help us for the sampling and navigation: Atami, Chris, Rachel, Andrew, Alf, Bob and my friends Silvia and Markusi Jaaka. Thanks to Markusie and Silvia for your help, happiness, it was so amazing to talk with you and learn your culture. You work well and it was so great to do that with you. A lot of fun. Qujannamilk !

**\_Merci** à Karine Lemarchand et Kim Doiron pour m'avoir donné accès à leur laboratoire de génétique ainsi que pour leurs remarques judicieuses.

**\_Merci** à Pascal Tremblay. Pour ton aide plus que précieuse en taxonomie, tes conseils, pour ton humour qui n'a aucune limite... merci d'avoir mis sur la porte du labo O-147 de zoo de l'ISMER que c'était moi le chef du labo... Merci pour les belles soirées philosophique et historique qu'on aura passées chez toi avec Constance à écouter du Pink Floyd et du Brassens jusqu'à pas d'heure. Esti que c'était le fun avec vous deux.

**\_Merci** à Frédéric Laget pour ton aide, commentaires pertinents et bons moments passés avec toi, que ce soit à Rimouski, Québec ou Nottingham ; on va où ensuite ☺ ?

**Merci** à toutes les autres personnes qui nous ont également aidés à l'échantillonnage

**Merci beaucoup** à la mine Reglan et celle de Baffinland pour leur collaboration et leur aide très appréciable. Leur logistique, sécurité, hébergement et nourriture offerts ainsi que leur aide à préparer le matériel juste avant l'échantillonnage.

**Merci** au laboratoire Huntsman pour l'identification du zooplancton par taxonomie traditionnelle au binoculaire. Donc merci à Karen Ross, Louise Warner et Rebecca Milne.

**Merci** à Pêches et Océans Canada et à l'ISMER d'avoir financé mon projet de maîtrise.

**Merci** aux vidéastes Emmanuelle Léonard et Alexandros Giannios pour leurs enthousiasmes et leur vision artistique qui sont plus qu'utiles pour permettre de mieux vulgariser nos propos et nos projets.

**Merci** à Alain Caron de l'UQAR pour son aide et son expertise dans les analyses statistiques. Merci d'avoir pris le temps de valider mes statistiques pour répondre aux mieux aux différents objectifs.

**Merci** à mes parents qui m'ont permis de réaliser mes rêves, de m'avoir donné ce gout d'être curieux de tout, sans a priori et toujours avec un esprit critique, de toujours me soutenir et me pousser toujours plus loin vers de nouveaux défis ainsi que de me donner confiance en moi. Bref, la liste des mercis ferait couper bien trop d'arbres pour faire ce papier donc je finirais par un grand : « merci pour tout ».

**Merci** à Camille Carpentier. Je te dois beaucoup et tu m'as apporté énormément. Tu m'as permis de toujours positiver et d'apprécier encore plus la simplicité. Je ne serais pas qui je suis maintenant sans toi. Tu m'as permis de grandir. Merci pour tout.

**Merci** à tous les membres du labo zoo pour vos conseils et nos bons moments passer ensemble : Jory, Marie baleine, Gros Greg, Pascal Didier, Angy, Laurie-Emma, Pauline, Thomas, Sarah, Maria, Gigi, Ariane.

**Merci** à Gregoire Cortial, mon frère de maîtrise. Par où commencer et que dire tellement nous avons fait et vécu des épreuves ensemble ... Très content d'avoir passé cette

maitrise à l'ISMER avec toi. Merci pour toutes ces soirées, déconnades, discussions toujours intéressantes et franches. On en aura passé du temps à travailler ensemble, manger de la bidoche, boire des bières aux thés, faire des sports de fous, etc... Cette maitrise n'aurait pas été la même sans toi. Now, we are free.

**Merci** à Dr. Mathoche (Mathilde Couturier) et à Marion Chevrinais, mes deux super colocataires. Merci pour tous ces bons moments passés avec vous, votre bonne humeur, vos rires et toutes les activités que nous avons faites ensemble ; ces tennis, natations et soirées au Bercaill et au Baro. Merci également pour votre aide, vos commentaires pertinents et nos discussions toujours intéressantes et constructives.

**Merci** à Constance Duffaud, ma voisine de cubicule. Merci pour tous ces « tea time » qu'on a bu ensemble (tous les matins à ce qu'il paraît ☺). Merci pour tous ces bons moments passés ensemble qui nous ont permis de nous évader un peu de l'université, ton humour et ta contradiction permanente

**Merci** à Leïla Bennour. Merci d'être présente pour moi, de me déstresser par ton humour et ton sourire et d'avoir accepté de participer avec moi pour nos 2 vidéos de vulgarisations sur mon projet de maitrise. Grâce à toi, tout le monde arrive à comprendre ma recherche. Nous avons vécu tellement de choses en si peu de temps et j'espère que ce n'est qu'un début... Merci pour tous ces merveilleux moments passés avec toi, tu es unique au monde ma rose. Merci pour tes conseils, suggestions et tes bonnes idées. Tu m'auras permis entre autres une fin de maitrise plus supportable. Merci.

**Merci** à Gab Bardax pour ces bons moments toujours drôle et intéressant. Merci de m'avoir aidé avec mon anglais et de m'avoir amélioré à l'ultimate. Ne change pas mon Rastapopoulos.

**Merci** à Ariane Aspirault pour tous nos petits moments où tu as bien voulu plonger avec un débutant béluga. Merci pour mon plancton en laine et ta bonne humeur !

**Merci** à Quentin Duboc, mon colocataire, toujours partant pour aider et pour jouer à un jeu de société. Merci pour ces bons moments.

**Un grand merci** à Eloisa, Pascal et Jory pour leur aide, leurs commentaires pertinents, leurs blagues et j'en passe. Vous avez vraiment été d'une grande aide pour ma maîtrise

**Un très grand merci** à mes autres amis proches de Rimouski : Andy, Léo, Ariadna, Tony, Gonzalo, Val, Noémie, Enrique, Pad, Flo, Charles-E., Laoul, Dav', Efflam, Clem, Quentin Bvs et Peter

**Un immense merci** à mes amis proches de Bruxelles qui sont toujours présents pour moi malgré la distance et les mois sans se voir. C'est toujours une immense joie pour moi de vous revoir à Noël ou en coupe d'Europe. Vous êtes de grands amis sur qui je peux compter, décompresser, et m'amuser comme jamais avec vous, donc merci énormément à mon captain' Kota, Defise, Laureline, Alyss et Jane, mais également Simon D, Thomas bighoux, Nadège, Florence, Kevin, Loic, Beber, Cedric, et tous mes coéquipiers du Kituro touch.

**Merci** à tous les membres de ma promo et à ceux de ISMER qui m'ont apporté beaucoup et également à mes amis du Hockey-Sous-marin / sur glace et du frisbee et sans oublier mes coéquipiers de l'équipe nationale belge de touch rugby.

**Merci** également à toutes les personnes qui s'occupent de l'ISMER. Merci à Martine, Brigitte, Marielle, Nancy, ..., Karine Lemarchand et Ariane Plourde. Vous faites un travail très important et vous êtes toujours disponible pour nous.

**Montaigne disait « parce que c'était toi, parce que c'était moi »**

**Je dirai plutôt « parce que c'était vous, parce que c'est moi »**

*Merci*



## RÉSUMÉ

Le déballastage associé au transport maritime est la principale source d'introduction d'espèces aquatiques non indigènes (ENI). En Arctique, la diminution du couvert de glace de mer et l'augmentation de l'exploitation des ressources pourraient entraîner l'augmentation du trafic maritime et engendrer une augmentation du risque d'introduction d'ENI. Pour identifier les ENI et évaluer leurs impacts sur la biodiversité indigène, une étude de référence à jour a été réalisée sur la biodiversité du zooplancton, en comparant la structure des communautés de quatre ports de l'Arctique canadien les plus actifs : Churchill, Baie-Déception, Iqaluit et Milne Inlet. Le zooplancton a été échantillonné et analysé par taxonomie traditionnelle durant trois étés entre 2015 et 2017. 69 espèces, 7 genres et 22 taxons supérieurs ont été identifiés. 16% des taxons identifiés peuvent être considérés comme de nouveaux enregistrements dans les ports de l'Arctique canadien. 18% des taxons étaient cryptogéniques, et il reste donc à documenter pour connaître leurs origines. Deux ENI ont été trouvées à Churchill : *Osmerus mordax* et *Aurelia limbata*. Ce port est le plus au sud et a enregistré le plus fort taux de trafic maritime. Les indices de biodiversité étaient les plus faibles à ce port, ce qui implique que seules quelques espèces étaient dominantes par rapport à celles des autres ports. La structure de la communauté différait largement entre les ports et 48% de la variation était due aux paramètres environnementaux. Quatre ENI ont été trouvés dans les enregistrements d'eau de ballast de 2013, 2014 et dans les ports de Churchill (2014) et Baie-Déception (2014, 2015). Cependant, au cours de cette étude, elles n'ont pas été retrouvées dans ces mêmes ports en 2015 ou 2016. Il est donc possible qu'elles n'aient pas encore réussi à s'établir. Cette étude de référence mise à jour fournit des informations cruciales pour évaluer les changements futurs dans la communauté zooplanctonique, de mieux comprendre les risques potentiels d'introduction liés au trafic maritime et d'améliorer les lois futures sur les traitements des navires (ballast-coque). Elle aidera également à identifier les ENI et pourrait améliorer leur détection précoce, permettant potentiellement une prévention rapide des introductions d'espèces de zooplancton non-indigènes dans l'Arctique canadien.

*Mots clés* : Ports de l'Arctique canadien, Zooplancton, Étude de référence, Espèces non indigènes, Biointroduction, Eaux de ballast, Biodiversité, réchauffement climatique



## ABSTRACT

Deballasting associated with shipping activities is the main source of introduction of non-indigenous aquatic species (NIS). In the Arctic, the decrease of sea ice cover and increased resource exploitation could lead to an increase in shipping traffic and increase the risk of NIS introduction. In order to identify NIS and evaluate their impacts on indigenous biodiversity, an up-to-date baseline study was conducted on zooplankton biodiversity, comparing the community structure of four of the most active Canadian Arctic ports: Churchill, Deception Bay, Iqaluit and Milne Inlet. Zooplankton was sampled and analysed by traditional taxonomy during three summers between 2015 and 2017. 69 species, 7 genera and 22 higher taxa were identified. 16% of the taxa identified can be considered as new registrations in Canadian Arctic ports. 18% of the taxa were cryptogenic, so their origin is yet to be documented. Two NIS were found at Churchill: *Osmerus mordax* and *Aurelia limbata*. This port is the southernmost port and had the highest shipping traffic rate of the four studied. Biodiversity indices were lowest at this port, implying that only a few species were dominant compared to those of other ports. The structure of the community differed widely between ports, with 48% of the variation was due to environmental parameters. Four NIS were found in the 2013 - 2014 ballast water records and in the ports of Churchill (2014) and Deception Bay (2014, 2015). They were not, however, found in these same ports in 2015 or 2016 when this study was conducted. It is therefore possible that they have not yet succeeded to establish in this environment. This updated baseline study provides crucial information to assess future changes in the zooplankton community, to better understand the potential risks of introduction related to shipping traffic and to improve future laws on ship (ballast-hull) treatment. It will also help to identify NIS and could improve their early detection, potentially allowing for the rapid prevention of introductions of non-indigenous zooplankton species into the Canadian Arctic.

*Keywords:* Canadian Arctic Ports, Zooplankton, Baseline Study, Non-indigenous Species, Biointroduction, Ballast Water, Biodiversity, Global Warming



## TABLE DES MATIÈRES

<b>REMERCIEMENTS</b> .....	<b>ix</b>
<b>RÉSUMÉ</b> .....	<b>xv</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>xvii</b>
<b>TABLE DES MATIÈRES</b> .....	<b>xix</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX</b> .....	<b>xxi</b>
<b>LISTE DES FIGURES</b> .....	<b>xxiv</b>
<b>LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES</b> .....	<b>xxviii</b>
<b>INTRODUCTION GÉNÉRALE</b> .....	<b>1</b>
<b>IMPACT DU RÉCHAUFFEMENT CLIMATIQUE SUR L'ÉCOSYSTÈME MARIN ARCTIQUE</b> .....	<b>1</b>
<b>L'AUGMENTATION DU TRAFIC MARITIME DANS L'ARCTIQUE CANADIEN</b> .....	<b>4</b>
<b>EAUX DE BALLAST : VECTEUR D'ESPÈCES NON INDIGÈNES ET LEUR IMPACT SUR L'ÉCOSYSTÈME</b> .....	<b>6</b>
<b>ZOOPLANKTONS</b> .....	<b>9</b>
<b>BIODIVERSITÉ / ÉCOLOGIE</b> .....	<b>12</b>
<b>ÉTUDE DE RÉFÉRENCE SUR LE ZOOPLANKTON</b> .....	<b>15</b>
<b>OBJECTIFS DE LA RECHERCHE</b> .....	<b>16</b>
<b>CHAPITRE 1: ESTABLISHING AN UP-TO-DATE BASELINE OF ZOOPLANKTON TO DETECT NON-INDIGENOUS SPECIES IN CANADIAN ARCTIC PORTS IN VIEW OF INCREASED SHIPPING AND GLOBAL WARMING</b> .....	<b>19</b>
<b>1. INTRODUCTION</b> .....	<b>19</b>
<b>2. METHODS</b> .....	<b>24</b>
2.1. STUDY AREA .....	<b>24</b>
2.2. FIELD SAMPLING .....	<b>29</b>

2.3 TAXONOMIC ANALYSES .....	33
2.4 DATA ANALYSIS .....	37
<b>3. RESULTS.....</b>	<b>40</b>
3.1 STATUS AND GENERAL CHARACTERISTICS OF ZOOPLANKTON OF CANADIAN ARCTIC PORTS: .....	40
3.2 COMPARISONS OF ZOOPLANKTON DENSITY AND DIVERSITY AMONG FOUR ARCTIC PORTS .....	48
3.3 COMPARISON OF COMMUNITY COMPOSITION AND ENVIRONMENTAL DRIVERS AMONG PORTS ..	50
3.4 COMPARISON OF COMMUNITY COMPOSITION AND ENVIRONMENTAL DRIVERS WITHIN PORTS ..	55
3.5 SEASONAL AND INTER-ANNUAL COMPARISON OF ZOOPLANKTON COMMUNITIES IN PORTS .....	61
3.6 COMPARISON OF ZOOPLANKTON COMMUNITIES IN BALLAST WATER OF ARRIVING VESSELS (2013-2014) AND THEIR RESPECTIVE PORTS OF CHURCHILL (2015) AND DECEPTION BAY (2016) .....	69
<b>4. DISCUSSION .....</b>	<b>70</b>
4.1: ZOOPLANKTON BASELINE.....	70
4.2: BIODIVERSITY PATTERNS WITHIN AND AMONG THE PORTS OF CHURCHILL, DECEPTION BAY, IQALUIT AND MILNE INLET .....	72
4.3: NON-INDIGENOUS SPECIES AT STUDY PORTS .....	76
4.4: CONCLUSION .....	82
<b>CONCLUSION GÉNÉRALE .....</b>	<b>84</b>
<b>CONTRIBUTIONS DE L'ÉTUDE ET PERSPECTIVES .....</b>	<b>84</b>
<b>CONCLUSION.....</b>	<b>90</b>
<b>EPILOGUE.....</b>	<b>91</b>
<b>RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES .....</b>	<b>94</b>

## LISTE DES TABLEAUX

Table 1: List of all references used to compare temporal changes in species presence using a comprehensive historical database of zooplankton species in the Canadian Arctic. ....	36
Table 2 : Inventory of all mesozooplankton taxa identified at the lowest taxonomic level in 5 Canadian Arctic ports : Churchill 2015 (CH), Wager Bay 2016 (WB), Deception Bay 2016 (DB), Iqaluit 2015 (IQ) and Milne Inlet 2017 (MI) with the biogeographical origin of each taxon : indigenous species (IS), non-indigenous species (NIS), increased survey effort (ISE), Higher taxa (X) or cryptogenic (Cr). The pattern of distribution of species have been described by 19 Arctic ecoregions from Spalding 2007: 1) North Greenland , 2) North and East Iceland, 3) East Greenland Shelf , 4) West Greenland Shelf , 5) Northern Grand Banks–Southern Labrador, 6) Northern Labrador, 7) Baffin Bay–Davis Strait, 8) Hudson Complex, 9) Lancaster Sound, 10) High Arctic Archipelago, 11) Beaufort–Amundsen–Viscount-Melville–Queen Maud, 12) Beaufort Sea—continental coast and shelves, 13) Chukchi Sea, 14) Eastern Bering Sea, 15) East Siberian Sea, 16) Laptev Sea, 17) Kara Sea, 18) North and East Barents Sea, 19) White Sea.....	42
Table 3: Ice-free period before the zooplankton sampling, reference : Ice archive of the government of Canada ( <a href="http://iceweb1.cis.ec.gc.ca/Archive/page1.xhtml?lang=en">http://iceweb1.cis.ec.gc.ca/Archive/page1.xhtml?lang=en</a> ) .....	51
Table 4: Pairwise average dissimilarity between Canadian Arctic ports : Churchill (CH), Deception Bay (DB), Iqaluit (IQ) and Milne Inlet (MI) based on presence absence data. ....	52
Table 5: Average similarity (SIMPER analysis) within each Canadian Arctic port : Churchill (CH), Deception Bay (DB), Iqaluit (IQ) and Milne Inlet (MI), separately calculated for each net A) 80µm net and B) 250µm net) with square root transformed density.....	55
Table 6: Comparison of MZP (presence/absence data) of the ports and the ballast water at Churchill and Deception Bay between 2013 and 2016.....	63







## LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Taux linéaire de diminution de l'étendue de la glace de mer en Arctique en août par rapport à la moyenne de 1981 à 2010 (NSIDC, 2016).....	2
Figure 2 : Kilomètres totaux parcourus chaque année par tous les types de navires dans l'Arctique canadien (Dawson <i>et al.</i> , 2018) .....	4
Figure 3 : Routes de navigation optimale l'été à travers l'Arctique canadien : a) base de référence historique (1975-2005), b) La tendance de trajet des navires à travers l'océan Arctique au cours de la période 2040-2059, en raison de la projection de la concentration et de l'épaisseur de la glace de mer en supposant que les PCR sont de 8,5 (forçage radiatif élevé). Les lignes rouges indiquent les voies les plus rapides disponibles - voies arctiques pour les navires de classe polaire (navires brise-glaces); les lignes bleues indiquent les transits disponibles les plus rapides pour les navires communs en eau libre (navires non brise-glaces). D'après Smith et Stephenson (2013) .....	5
Figure 4 : Principe des eaux des eaux de ballast (d'après <a href="http://www.ventevilleballastwater.com">www.ventevilleballastwater.com</a> ).....	8
Figure 5 : Représentation du réseau trophique marin de l'Arctique. Traduit de Darnis <i>et al.</i> (2012) .....	10
Figure 6 : Principe de résistance biotique d'Elton (image d'après Beisel et Levesque, 2010).....	12
Figure 7 : Hypothèse de l'effet boule de neige de Simberloff et Von Holle (1999). 1) Tout écosystème finira par contenir une espèce non indigène. 2) Cette espèce peut permettre l'introduction d'une autre espèce non indigène par un effet direct ou indirect. Graphique de Beisel et Levesque, 2010 .....	13
Figure 8: Sampling map of the five Canadian ports: Churchill, Deception Bay, Iqaluit, Milne Inlet and Wager Bay .....	26
Figure 9 : Maps of samples showing all the stations in red at the 4 ports (Churchill, Deception Bay, Iqaluit and Milne Inlet).....	30
Figure 10: Arctic map showing the 19 Arctic marine ecoregions used to evaluate known patterns of distribution for species identified in the study: 1 : North Greenland, 2 : North and East Iceland, 3 : East Greenland Shelf, 4 : West Greenland Shelf, 5 : Northern	

Grand Banks–Southern Labrador, 6 : Northern Labrador, 7 : Baffin Bay–Davis Strait, 8 : Hudson Complex, 9 : Lancaster Sound, 10 : High Arctic Archipelago, 11: Beaufort–Amundsen–Viscount-Melville–Queen Maud, 12 : Beaufort Sea—continental coast and shelves, 13: Chukchi Sea, 14 : Eastern Bering Sea, 15 : East Siberian Sea, 16 : Laptev Sea, 17 : Kara Sea, 18 : North and East Barents Sean, 19 : White Sea. (from Spalding <i>et al.</i> , 2007). These ecoregions were used to develop 5 categories for describing closest records of the species found in the surveyed ports: 1) within region, 2) surrounding region, 3) Arctic outside region, 4) circumpolar / circumboreal, 5) wider distribution, including Arctic (after Goldsmit, 2014) .....	35
Figure 11: Phyla composition (presence/absence data) from the combined 80µm and 250µm nets for the ports of Churchill (CH) Wager Bay (WB), Deception Bay (DB), Iqaluit (IQ) and Milne Inlet (MI) .....	46
Figure 12: Taxa accumulation curves for the total number of zooplankton taxa observed in relation to the number of samples collected using a) 80µm and b) 250µm for the ports of Churchill (CH), Wager Bay (WB), Iqaluit (IQ) and Milne Inlet (MI) .....	47
Figure 13: Diversity measures of the mesozooplankton community (MZP) of the 80µm net (left side panels) and the 250µm net (right side panels). a-b) the mean total density; c-d) the species richness and e-f) the diversity of the 4 ports: Churchill (CH), Deception Bay (DB), Iqaluit (IQ) and Milne Inlet (MI). The dots represent Max species richness per port. For the biodiversity indices, Shannon's index is presented in black and the Piloni evenness in grey. Error bars represent standard error. ....	49
Figure 14: Distance-based redundancy analysis (dbRDA) of MZP based on taxonomic composition in relation to environmental variables (blue vectors) for all sites per port (Presence/absence; $p < 0.05$ ; 9999 permutations). The first two RDA axes explained 48% of the variance .....	51
Figure 15: dbRDA that compared the biodiversity (Square root transformed densities) in relation to environmental parameters who contributing the most to explain the variation among station at a) and b) Churchill; c) and d) Deception Bay; e) and f) Iqaluit; and g) and h) Milne Inlet. 80µm net on the left side panels and the 250µm net on the right side panels .....	60
Figure 16: Variation in zooplankton densities in 80µm plankton tows (y-axis in log scale) at the port of Churchill from August to October (2014) and only in August in 2015 .....	62

Figure 17: Non-metric multidimensional scaling (MDS) ordination plot of mesozooplankton community composition (Presence/absence transformed data for 80µm plankton tows) from the Churchill (CH) port. The numbers correspond to the number of each station in Churchill in 2015 ..... 63

Figure 18: Variation in zooplankton density in 80µm plankton tows from June to October in the Deception Bay (DB) port in 2014, 2015, 2016 ..... 67

Figure 19: Non-metric multidimensional scaling (MDS) ordination plot of mesozooplankton community composition (presence/absence data for 80µm plankton tows) from the port in Deception Bay (DB), based on Bray-Curtis similarity. the numbers correspond to the number of each station in Deception-Bay in 2016 ..... 68



## LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

### Français

**ENI** Espèce non indigène  
**OMI** Organisation Maritime  
 International

### Anglais

**NIS** Non-indigenous species  
**IMO** International Maritime  
 Organization  
**ANOVA** Analysis of variance  
**CH** Churchill  
**Cr** Cryptogenic  
**DB** Deception Bay  
**db-RDA** Distance-based redundancy  
 analysis  
**DIFP** Difference of ice-free period  
**IQ** Iqaluit  
**ISE** Increase Survey Effort  
**MDS** Multidimensional scaling  
**MI** Milne Inlet  
**RCP** Representative Concentration  
 Pathway  
**WB** Wager Bay

## INTRODUCTION GÉNÉRALE

### IMPACT DU RÉCHAUFFEMENT CLIMATIQUE SUR L'ÉCOSYSTÈME MARIN ARCTIQUE

Au cours du dernier siècle, l'Arctique s'est réchauffé deux à trois fois plus rapidement que l'ensemble du reste du monde (International Panel on Climate Change (IPCC), 2007). En effet, les concentrations en dioxyde de carbone, connues pour varier significativement entre les périodes glaciaires et interglaciaires (plusieurs milliers d'années), sont aujourd'hui modifiées sur des périodes de quelques décennies (IPCC, 2007). Ainsi, selon les données satellites collectées de 1979 à nos jours, le couvert de glace annuel moyen en Arctique diminue approximativement de 3,5 à 4,1% par décennie (IPCC, 2013 ; NSIDC, 2016, **Figure 1**).

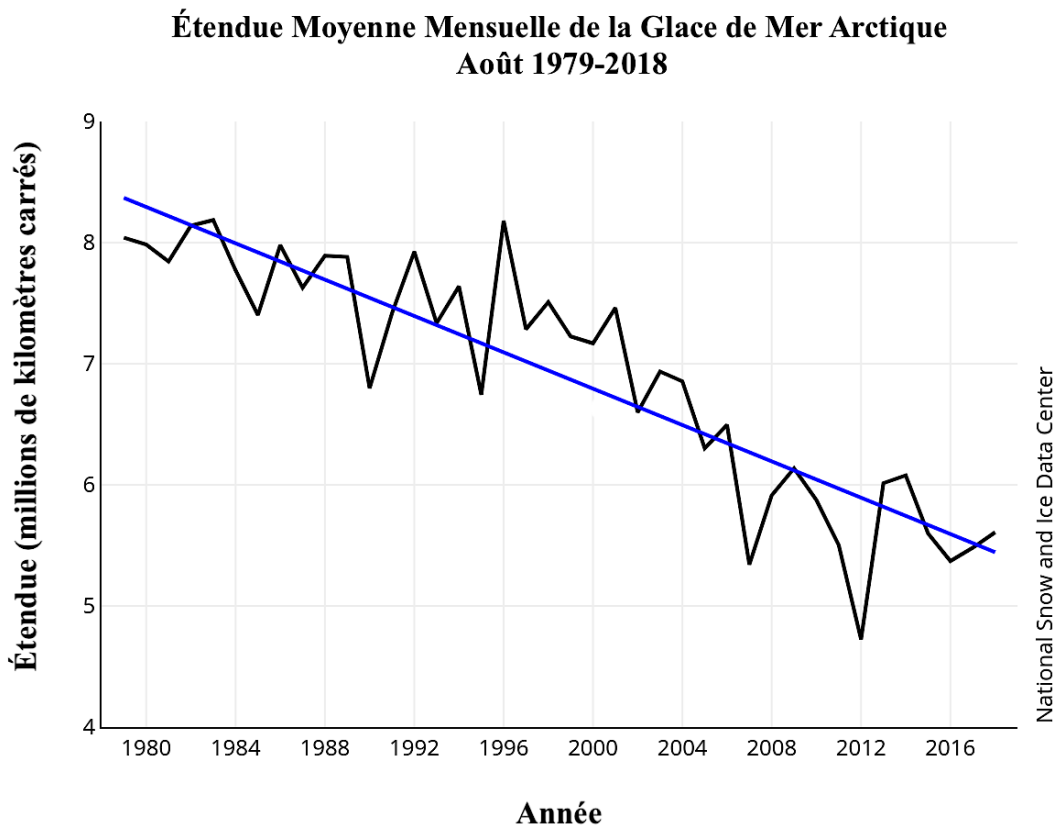


Figure 1 : Taux linéaire de diminution de l'étendue de la glace de mer en Arctique en août par rapport à la moyenne de 1981 à 2010 (NSIDC, 2016)

Selon différents modèles utilisés pour simuler l'effet des changements climatiques sur la glace marine de l'Arctique, cette diminution du couvert de glace devrait continuer à se maintenir au cours des prochaines décennies. En effet, selon le groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), l'Arctique pourrait se réchauffer deux fois plus vite que la moyenne mondiale (+ 3 à 4°C) d'ici la fin du XXI<sup>e</sup> siècle (2080-2100 ; GIEC, 2001). Concernant le couvert de glace, les projections pour tous les scénarios RCP (pour Representative Concentration Pathway) indiquent que l'étendue de la banquise diminuera, quel que soit le mois de l'année. Avant 2050, un océan Arctique presque sans glace en septembre est probable d'après le RCP 8,5 (*degré de confiance moyen* ; GIEC, 2014). En 2018, Deux grandes études préviennent que si une augmentation de 2°C supplémentaires se produit d'ici 2100, la probabilité d'un été sans couvert de glace sera alors



de 100% (Jahn, 2018 ; Sigmond *et al.*, 2018). Tous ces changements peuvent modifier la distribution et la survie des espèces indigènes et non indigènes et ainsi perturber grandement l'écosystème (GIEC, 2001 ; Hellmann *et al.*, 2008 ; Cheung *et al.*, 2009 ; Ruiz et Hewitt, 2009).

## L'AUGMENTATION DU TRAFIC MARITIME DANS L'ARCTIQUE CANADIEN

Dawson et al. (2018) ont pu montrer que, globalement, depuis 1990, la distance parcourue par les navires dans l'Arctique canadien a presque triplé, passant de 364179 km en 1990 à 918266 km en 2015. La plus grande partie du trafic maritime dans la région concerne les navires de marchandises diverses et les brise-glaces gouvernementaux (**Figure 2**).

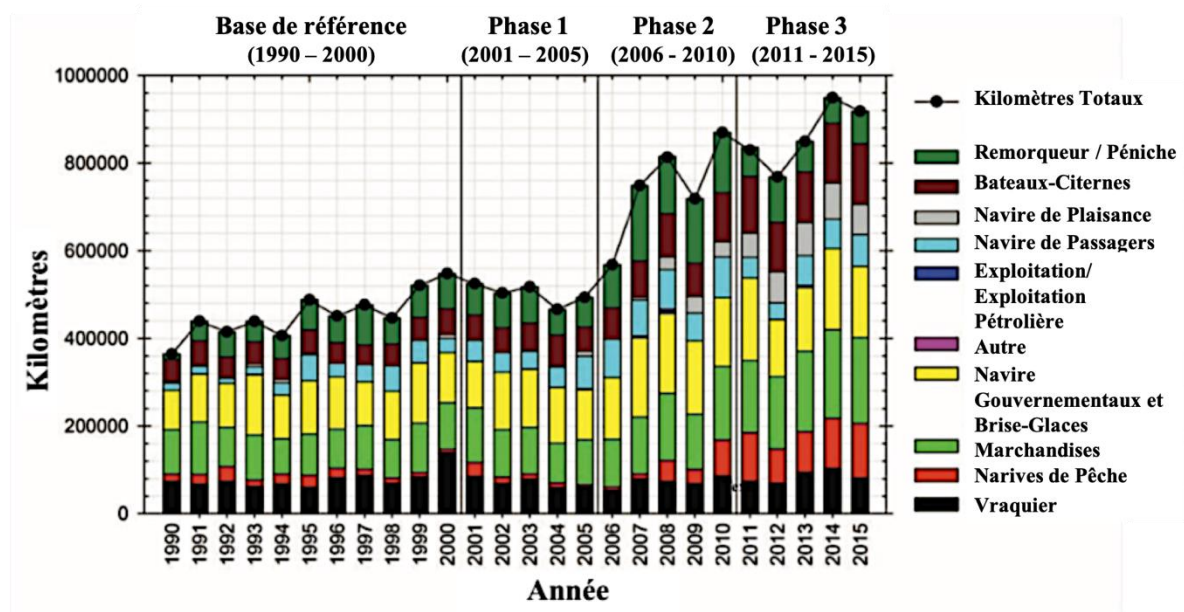


Figure 2 : Kilomètres totaux parcourus chaque année par tous les types de navires dans l'Arctique canadien (Dawson *et al.*, 2018)

Cette augmentation du trafic maritime risque de se maintenir dans le futur, car on prévoit que la réduction du couvert de glace dans l'Arctique canadien va prolonger la saison de navigation et donc augmenter le trafic maritime (Loeng *et al.*, 2005 ; Smith et Stephenson, 2013). Smith et Stephenson (2013) ont prédit pour le milieu de ce siècle, une utilisation accrue des routes maritimes de l'Arctique, en particulier via le passage du Nord-Ouest à travers l'Arctique canadien (Loeng *et al.*, 2005 ; **Figure 3**). Ces voies navigables reliant l'océan Atlantique à l'océan Pacifique sont plus courtes que les routes actuelles et permettront donc de rejoindre l'Asie beaucoup plus rapidement qu'aujourd'hui. Ainsi, elles

présenteront un avantage économique important, ce qui, indéniablement, augmentera le trafic maritime (Niimi, 2004 ; Smith et Stephenson, 2013).

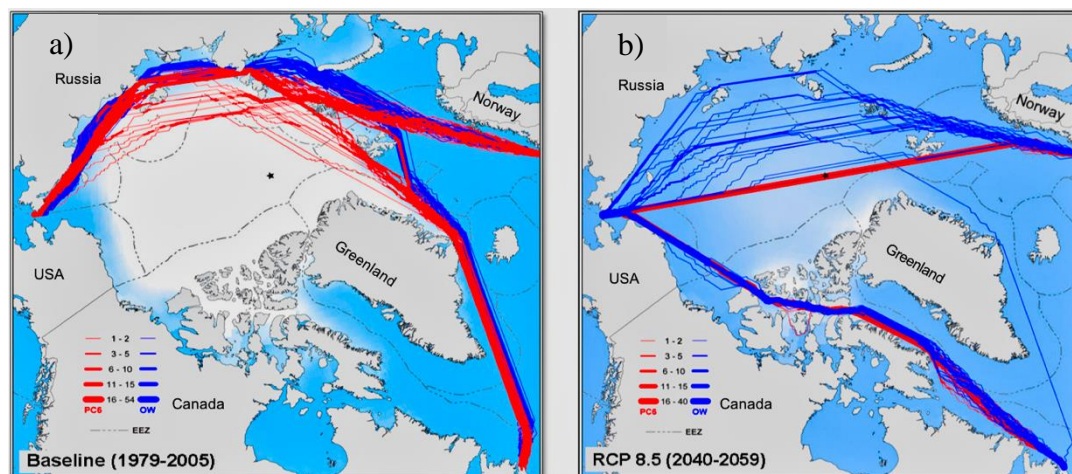


Figure 3 : Routes de navigation optimale l'été à travers l'Arctique canadien : a) base de référence historique (1975-2005), b) La tendance de trajet des navires à travers l'océan Arctique au cours de la période 2040-2059, en raison de la projection de la concentration et de l'épaisseur de la glace de mer en supposant que les PCR sont de 8,5 (forçage radiatif élevé). Les lignes rouges indiquent les voies les plus rapides disponibles - voies arctiques pour les navires de classe polaire (navires brise-glaces) ; les lignes bleues indiquent les transits disponibles les plus rapides pour les navires communs en eau libre (navires non brise-glaces). D'après Smith et Stephenson (2013)

L'exploitation des ressources dans l'Arctique canadien est l'un des autres facteurs qui augmentent le trafic maritime. En effet, 25 projets de développement à court terme (projets miniers, pétroliers et d'infrastructures à grande échelle) devraient être opérationnels d'ici 2020 (Gavrilchuk et Lesage, 2014). En les combinant avec les mines déjà présentes (évaluées actuellement à 10 millions de tonnes de minerai), cela correspondrait à une hausse de 80 millions de tonnes de minerai qui pourrait être extrait des régions de l'Arctique. De telles activités représenteraient jusqu'à 433 expéditions par an (Gavrilchuk et Lesage, 2014). Ainsi, de nombreux navires seront amenés à fréquenter l'Arctique canadien. En effet, le nombre de transits a déjà doublé dans cette région au cours de la dernière décennie (Guy et Laserre, 2016).

Or, ces navires Canadiens et internationaux seraient susceptibles d'introduire des espèces non indigènes dans la région (Niimi, 2004 ; Chan *et al.*, 2012). Puisque les navires sont la principale source d'introduction d'espèces non indigènes (Molnar *et al.*, 2008 ; Ruiz *et al.*, 2000), ces dernières pouvant être soit fixées à la coque des navires soit transportées dans leurs eaux de ballast (Chan *et al.*, 2012). Lockwood et ses collaborateurs (2007) définissent une espèce non indigène comme étant une espèce qui s'est déplacée en dehors de son aire de répartition géographique normale due à l'activité humaine de manière intentionnelle (agriculture, aquaculture) ou involontaire (ballast, tourisme, etc), leur impact éventuel sur les écosystèmes indigènes n'étant pas pris en compte.

## **EAUX DE BALLAST : VECTEUR D'ESPÈCES NON INDIGÈNES ET LEUR IMPACT SUR L'ÉCOSYSTÈME**

Avant 1880, les ballasts étaient solides, contenant du sable ou des pierres, mais cette méthode dispendieuse a été changée par des ballasts remplis d'eau avec l'arrivée des navires à coque d'acier. Cette nouvelle technique permet une meilleure logistique maritime et d'assurer la sécurité des navires (Minchin *et al.*, 2002 ; Niimi, 2004 ; Jing *et al.*, 2012). Ils peuvent ainsi pouvoir contrôler leur stabilité et leur assiette en transportant de l'eau dans leurs ballasts. La consommation de carburant ou la charge ou décharge de marchandises sera compensée par la quantité d'eau présente dans les ballasts pour maintenir la stabilité de l'assiette. Le prélèvement de l'eau est accompagné par un prélèvement involontaire d'organisme qu'elle contient. Ils pourront être relargués dans le port de destination ou la marchandise sera récupérée (Beisel et Levesque, 2010 ; David et Gollasch, 2011). En 2004, le volume annuel d'eau de ballast dans le monde était estimé à environ 3500 millions de tonnes d'eau dont environ 2/3 était transporté par les navires internationaux et 1/3 par les navires domestiques (Endresen *et al.*, 2004 ; Beisel et Levesque, 2010). Ainsi, ces déballastages ont permis l'introduction d'un grand nombre d'espèces non indigènes (Ruiz *et al.*, 2000 ; Molnar *et al.*, 2008; Chan *et al.*, 2012).

Des mesures ont été prises pour réduire le risque d'introduction de ces espèces par les eaux de ballast, notamment à travers la Loi sur la marine marchande du Canada (Organisation Maritime Internationale : OMI, 2018). Celle-ci oblige les navires internationaux à échanger leur eau de ballast en milieu océanique provoquant la mort de la plupart des organismes par choc osmotique. Le même principe est applicable lorsque des espèces marines océaniques arrivent dans une région côtière (DiBacco *et al.*, 2012 ; Chan *et al.*, 2014). Ces navires internationaux doivent en plus posséder un système de traitement des eaux de ballast (mécanique, physique ou chimique ; Jing *et al.*, 2012, OMI, 2018). Ainsi, le risque d'introduction d'espèces non indigènes par les navires internationaux est faible. Cependant, les navires domestiques ne sont soumis à aucune loi pour la gestion de leurs eaux de ballast (Ministère de la Justice du Canada, 2014). Or ceux-ci présentent un risque élevé d'introduction d'espèce non indigène dans les ports d'Arctique en raison de la courte durée du voyage et de la similarité environnementale qui peut potentiellement y avoir entre le port de l'Arctique et le port source (DiBacco *et al.*, 2012 ; Pêches et Océans Canada, 2014a). Les navires domestiques constituent donc un des principaux vecteurs potentiels d'introduction d'espèces non indigènes (Lawrence and Cordell, 2010 ; Briski *et al.*, 2012). Notons également que les navires (internationaux et nationaux) ne sont soumis à aucune loi concernant le traitement des salissures sur leur coque, alors que la coque des navires est un vecteur parfois aussi important que les eaux de ballast (Chan *et al.*, 2015 ; OMI, 2018).

À l'échelle mondiale, en moyenne 3000 à 7000 espèces seraient transportées chaque jour par les navires (Lee, 2002 ; Beisel et Levesque, 2010 ; David et Gollasch, 2011) incluant du plancton (phytoplancton et zooplancton), des virus ainsi que d'autres invertébrés et des poissons (Ruiz *et al.*, 2000). Ces organismes généralement côtiers voyagent d'un port d'origine vers le port de destination (**Figure 4**) où ils seront relargués. La probabilité de cet événement dépend du mécanisme de dispersion de l'espèce et de son origine. Seulement une faible quantité d'espèces arrive à s'établir (Casas-Monroy, 2012) et il est difficile d'estimer la probabilité de succès d'une introduction (Beisel et Levesque, 2010).

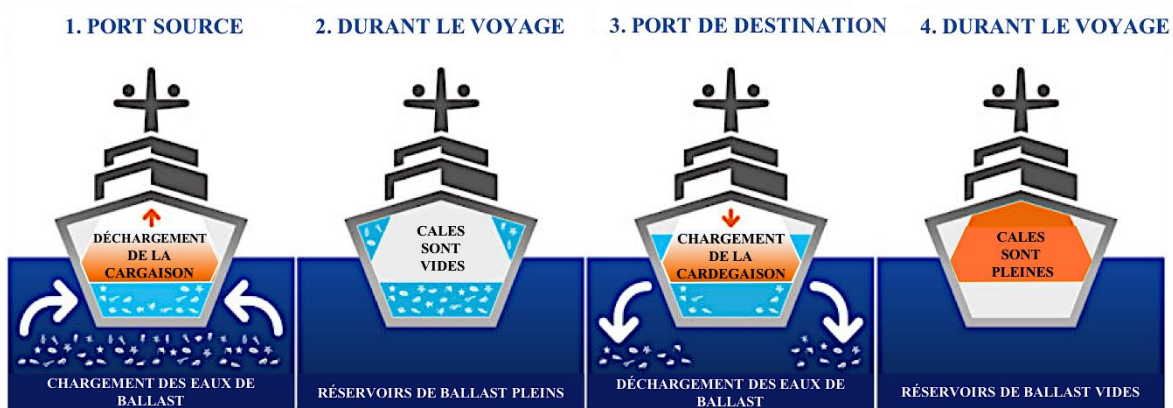


Figure 4 : Principe des eaux des eaux de ballast (d'après [www.ventevilleballastwater.com](http://www.ventevilleballastwater.com)).

Il est donc pertinent de mesurer la quantité d'organismes d'une espèce non indigène introduite dans la région, c'est ce qu'on nomme la **pression de propagule** (Carlton, 1996). Cette pression varie en fonction du nombre, de la fréquence et de l'importance des introductions qui vont permettre, ou non, l'établissement de l'espèce non indigène. En théorie, plus la pression de propagules est grande, plus la chance de voir des organismes s'établir dans le milieu récepteur sera grande (Colautti *et al.*, 2006). Ces aires de répartition géographique sont déterminées par des paramètres environnementaux. En 2003, environ 52% des espèces aquatiques envahissantes et d'autres biointroductions étaient imputables aux eaux de ballast en Amérique du Nord (Fofonoff *et al.*, 2003). Ces biointroductions ont augmenté depuis plusieurs décennies au Canada, que ce soit à l'Est (Simard et Hardy 2004), à l'Ouest (Piercey *et al.*, 2000) ou dans les Grands Lacs (Bailey *et al.*, 2005). Chaque année, 52 millions de tonnes d'eau de ballast sont déversées sur les côtes canadiennes. L'établissement de certaines de ces espèces dans les eaux canadiennes a eu de gros impacts environnementaux et sanitaires, ce qui a engendré des frais de plus de 340 millions de dollars par le gouvernement canadien pour le contrôle et l'éradication de ces organismes ainsi que pour le renouvellement des écosystèmes affecté (Colautti *et al.*, 2006). L'introduction d'espèces non indigènes peut occasionner d'importantes conséquences écologiques, comme la perturbation des réseaux trophiques, la perte de biodiversité, ou encore l'extinction d'espèces indigènes (Chan *et al.*, 2012 ; Ruiz *et al.*, 1997). Plusieurs exemples connus d'introduction d'espèces non indigènes ont eu des conséquences écologiques importantes

telles que le copépode parasite *Mytilicola orientalis*, le tunicier *Styela clava*, le crabe vert (*Carcinus maenas*) et les bivalves : *Nuttallia obscurata* et la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) (Merilees et Gillispie 1995 ; Clark et Therriault, 2007). Cette dernière est originaire de la mer Caspienne et de la mer Noire. Elle aurait vraisemblablement été introduite par le déballastage de navires dans les Grands Lacs de l'est des États-Unis d'Amérique. Elle possède une très grande activité de filtration, diminuant fortement la densité de phytoplancton et modifie donc le réseau trophique. De plus, l'eau devient transparente ce qui favorise la croissance d'algues nuisibles. Elle serait donc la cause de la disparition et de l'extinction de dizaines d'espèces dans les Grands Lacs. Elle possède également une fécondité élevée (jusqu'à un million d'œufs par femelle en période de frai) et peuvent être plus de 1 million d'organismes par m<sup>-2</sup> pouvant notamment bloquer des prises d'eau d'installations publiques, de centrales électriques et endommager les navires (Pêches et Océans Canada, 2013, 2014b). Ainsi, en plus d'être non indigènes, ces espèces sont considérées comme espèces aquatiques envahissantes (EAE). Ce sont des espèces introduites au-delà de leur aire de répartition naturelle qui ont eu des conséquences néfastes d'un point de vue économique, environnemental et social (Colautti *et al.*, 2006). Toutes ces espèces citées ci-dessus sont des espèces zooplanctoniques au moins à un moment de leur cycle de vie.

## ZOOPLANCTON

Les espèces zooplanctoniques sont un groupe qui mérite une attention toute particulière. En effet, le zooplancton sert d'indicateur pertinent pour suivre et analyser les effets du changement climatique sur les écosystèmes marins (Hays *et al.*, 2005). Certains organismes zooplanctoniques restent toute leur vie dans la colonne d'eau et sont toujours soumis aux courants, c'est le cas des organismes holoplanctoniques. Quant à eux, les organismes méroplanctoniques deviendront du benthos ou du necton au stade adulte. Ces

espèces zooplanctoniques ont souvent des cycles de vie courts permettant des réponses rapides aux changements de l'écosystème ; et étant donné leur rôle central entre les producteurs primaires et les niveaux trophiques supérieurs (**Figure 5**, exemple : poissons, rorqual, etc), leur réponse pourrait être généralisée à l'ensemble du réseau trophique, ce qui modifierait le fonctionnement de tout l'écosystème marin (Puelles et Molinero, 2008 ; Bandeira, 2013).

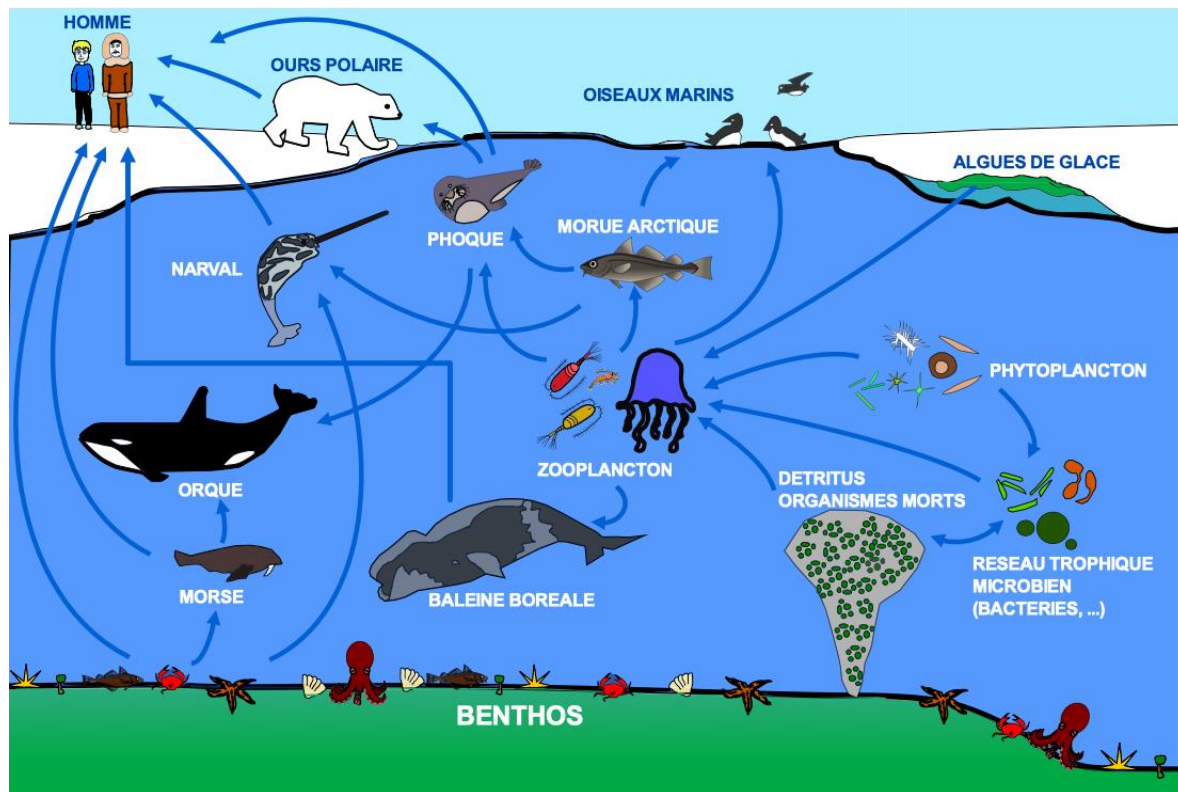


Figure 5 : Représentation du réseau trophique marin de l'Arctique. Traduit de Darnis *et al.* (2012)

Ainsi l'étude du zooplancton est primordiale dans le contexte des introductions biologiques causées par le trafic maritime et le changement climatique. Or, très peu d'études ont été menées sur le zooplancton côtier de l'Arctique canadien (Grainger *et al.*, 1962 ; Cusson *et al.*, 2007 ; Archambault *et al.*, 2010). De ce fait, lorsque de nouvelles espèces sont décrites, il est difficile de savoir si les espèces rencontrées sont indigènes ou non indigènes. Ces espèces peuvent être soit 1) indigènes dans cette région, mais n'ont pas encore été



décrites auparavant ou soit 2) les espèces introduites (non indigènes) pourraient être décrites comme étant indigènes dans la région (Carlton et Geller 1993 ; Petersen, 1999). De plus, certaines espèces ne peuvent pas être classées en tant qu'indigènes ou non indigènes, et sont alors nommées « cryptogéniques » en raison du manque d'études de références et d'information sur les aires de répartition historiques des espèces, comme c'est le cas pour la côte de l'Arctique canadien (Carlton et Geller, 1993 ; Ruiz *et al.*, 1997). En outre, l'identification taxonomique de certaines espèces peut être difficile de par la petite taille de certains individus, le manque d'information taxonomique ou encore de la forte similarité morphologique (Bax *et al.*, 2001). C'est pourquoi, Bax *et al.* (2001) et Ruiz *et al.* (1997) ont déclaré que le nombre d'invasions d'espèces non indigènes serait toujours plus grand que l'estimation faite dans une région donnée.

Mora *et al.* (2011) ont évalué que « 91% des espèces dans l'océan attendent encore d'être décrites ». De plus, parmi l'ensemble des océans, c'est celui de l'Arctique qui est le moins échantillonné (Conseil de l'Arctique, 2009). Le Canada possède la plus longue côte au monde (cela représente 16,2% du total mondial) et 70% de celle-ci se trouve en Arctique (Archambault *et al.*, 2010 ; Vagle, 2016). De ce fait, compte tenu de l'étendue du littoral dans l'Arctique canadien, on pourrait considérer qu'il s'agit d'une région présentant un risque élevé d'introduction d'espèces non indigènes. Cependant, seul un faible pourcentage des espèces introduites sera capable de survivre et de conquérir d'autres milieux (Mack *et al.*, 2000). Les conditions extrêmes de l'Arctique devraient, en principe, réduire la probabilité de survie des espèces non indigènes dans la région et ainsi constituer une protection contre leur installation (Ruiz et Hewitt, 2009). Le réchauffement climatique, agissant en synergie avec l'augmentation de la fréquence du trafic maritime, pourrait contrecarrer cet effet et au contraire, faciliter l'introduction d'espèces non indigènes provenant des régions plus tempérées et pouvant potentiellement impacter les communautés zooplanctoniques (Niimi, 2004 ; Strayer, 2012 ; Chan *et al.*, 2012). Or, de telles introductions pourraient avoir de graves conséquences socio-économiques et écologiques, notamment sur la biodiversité, avec une perte probable de la richesse spécifique (Kennedy *et al.*, 2002). Puisqu'ils peuvent conduire à une uniformisation du système (Stachowicz *et al.*, 2002a), les stress anthropiques et le

réchauffement climatique constituent actuellement des sources d'inquiétudes pour le maintien de la biodiversité marine (Archambault *et al.*, 2010). Aussi, il est urgent de mieux décrire cette biodiversité afin de mieux la protéger.

## BIODIVERSITÉ / ÉCOLOGIE

La biodiversité est formellement définie par la convention pour la diversité biologique comme étant la « variabilité des organismes vivants de toute origine, incluant les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes » (Convention sur la diversité biologique des Nations Unies de Rio (CBD), 1992). Étudier cette biodiversité est particulièrement essentiel dans le contexte des espèces invasives, car elle influence le succès d'introduction des espèces non indigènes, et ce, en vertu du principe de **résistance biotique**. Celui-ci stipule que plus une communauté est riche en espèces, plus il est difficile pour une nouvelle espèce de s'installer dans cette communauté. Le succès des espèces non indigènes devrait diminuer avec l'accroissement de la richesse spécifique des communautés (Elton, 1958 ; Tilman, 1999 ; Stachowicz *et al.*, 2002b, **Figure 6**).

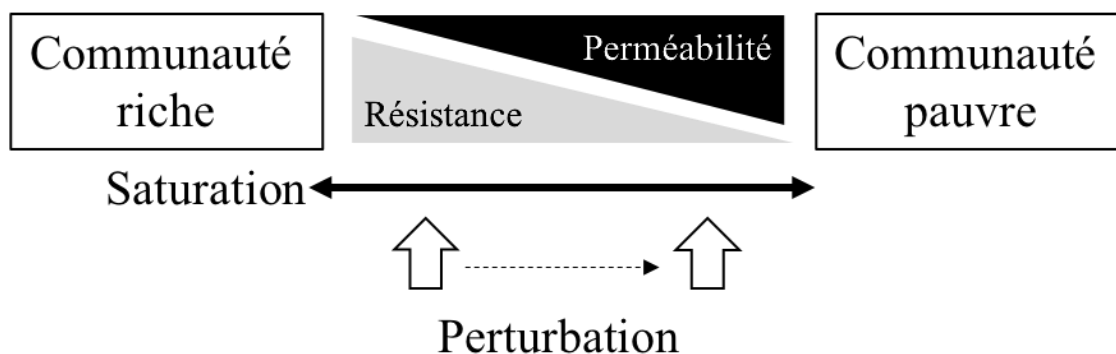


Figure 6 : Principe de résistance biotique d'Elton (image d'après Beisel et Levesque, 2010)

Cette hypothèse peut être combinée à celle sur la **variabilité de l'environnement (fluctuating resource availability)** considérant que si une grande quantité de ressources n'est pas utilisée, cela pourrait favoriser l'introduction d'espèces non indigènes (Davis *et al.*, 2000). Dans un tel contexte, l'homogénéisation du système précédemment évoqué, et donc la perte de diversité qui lui est liée, pourrait conduire à une diminution du pouvoir de protection des communautés de l'Arctique contre les invasions (Kennedy *et al.*, 2002). De plus, ce succès d'introduction devrait augmenter avec le principe de l'**effet boule de neige (invasional meltdown)** (Simberloff et Von Holle, 1999). En effet, Simberloff et Von Holle (1999) émettaient l'hypothèse qu'une espèce introduite peut jouer le rôle de catalyseur pour de nouvelles espèces dans cet écosystème qui deviendrait plus perméable. En d'autres termes, une espèce introduite peut favoriser l'introduction d'une deuxième espèce non indigène via un bénéfice direct ou indirect (**Figure 7**) (Beisel et Levesque, 2010). Ensuite, ces espèces pourront à leur tour permettre l'introduction d'une nouvelle espèce, etc.

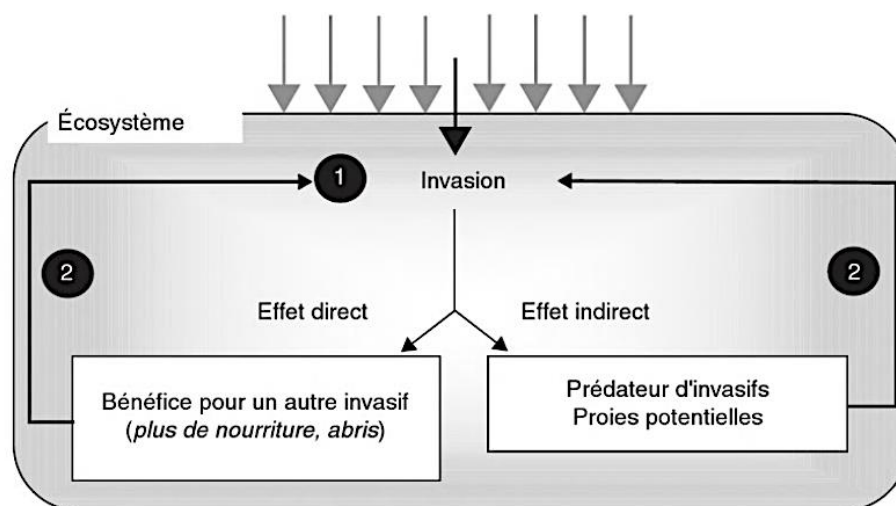


Figure 7 : Hypothèse de l'effet boule de neige de Simberloff et Von Holle (1999). 1) Tout écosystème finira par contenir une espèce non indigène. 2) Cette espèce peut permettre l'introduction d'une autre espèce non indigène par un effet direct ou indirect. Graphique de Beisel et Levesque, 2010

Le succès d'une espèce non indigène peut également être expliqué par l'hypothèse du **relâchement des pressions biotiques (enemy release hypothesis ou escape from**

**natural enemies hypothesis**). Cette hypothèse indique l'avantage d'une espèce non indigène dans son nouvel environnement par l'absence de compétitions, prédateurs, pathogènes et de parasites (Colautti *et al.*, 2004 ; Beisel et Levesque, 2010). Le facteur temps est également très important. Carlton (2009) a dit qu'à un moment donné, "certaines espèces sont dans les premiers stades de l'établissement, et peuvent ne pas être détectées jusqu'à ce que plusieurs générations se reproduisent", souvent de l'ordre de plus de 10 ans (Barbault et Atramentowicz, 2010). Ainsi, cela peut conduire à la détection de leur introduction de seulement des années après qu'un vecteur est censé être sous contrôle (Carlton, 2009). Finalement, une dernière hypothèse, celle de la **chaise vide** (Taylor et Irwin, 2004) ou **l'opportunité de niches (niche opportunity** ; Shea et Chesson, 2002) supposant que les écosystèmes dégradés par l'homme pourraient favoriser l'établissement d'espèces non indigènes par leur meilleure résistance à cet environnement altéré ou bien elles pourraient être mieux adaptées aux conditions nouvelles par rapport aux espèces indigènes (Beisel et Levesque, 2010). Ces effets pourront se faire ressentir différemment selon la position géographique des sites considérés. En effet, diverses études menées depuis plus d'un siècle établissent une diminution de la biodiversité selon un gradient latitudinal des régions équatoriales vers les pôles (Rex *et al.*, 1993 ; Rosenzweig, 1995).

Ainsi, les facteurs d'introduction d'une espèce non indigène sont multiples et complexes. L'ouvrage réalisé par Tassin (2014) révèle que ces espèces non indigènes « n'interviennent rarement seules, mais constituent plutôt une forme d'aboutissement de changements préalables de l'environnement liés à l'activité humaine ». En conséquence, pour pouvoir estimer la résistance des communautés de l'Arctique canadien à l'introduction de nouvelles espèces et le succès de ces dernières, il est essentiel de prendre en considération le réchauffement climatique, le trafic maritime, le gradient latitudinal de la diversité, la pression de propagule, les paramètres environnementaux et les bases de données historiques et actuelles sur le zooplancton.

## ÉTUDE DE RÉFÉRENCE SUR LE ZOOPLANCTON

Le manque de base de données et de clés taxonomiques inadéquates peuvent entraîner des changements non détectés liés à la composition de la communauté marine et aux populations existantes d'espèces indigènes. Ainsi, pour définir si une espèce est nouvelle dans une zone donnée et permettre une détection précoce, une base de référence est nécessaire (NISC, 2003). Locke *et al.* (2009) ont suggéré l'élaboration d'un inventaire biologique pour établir une étude de référence sur les espèces indigènes et non indigènes. Cela permet pour cette phase de détection, une réaction rapide aux espèces non indigènes. Il est essentiel de savoir quelles espèces étaient présentes pour mieux déterminer les nouvelles espèces présentes. Le zooplancton dans la région côtière de l'Arctique canadien est peu étudié (Grainger *et al.*, 1962 ; Cusson *et al.*, 2007 ; Archambault *et al.*, 2010). Cela souligne l'importance de l'échantillonnage et de la surveillance des zones à haut risque telles que les ports. Ainsi, pour comprendre les impacts futurs (glace de mer, exploitation des ressources et trafic maritime, réchauffement climatique, espèces non indigènes, etc) sur les communautés de zooplancton, une étude de référence est nécessaire pour déterminer les espèces présentes. Cela augmentera la capacité de détection précoce des espèces non indigènes et permettra de suivre les changements dans les communautés. C'est pourquoi l'objectif principal de cette étude était d'établir une base de référence à jour sur le zooplancton côtier de l'Arctique canadien, la région où l'activité maritime est la plus importante dans le Nord Canadien (Chan *et al.*, 2012). En effet, il s'agit une analyse détaillée et comparative de la biodiversité et de la composition taxonomique des espèces indigènes et non indigènes actuelles de zooplancton dans les quatre ports de l'Arctique canadien les plus actifs : Churchill (Manitoba), Baie Déception (Québec), Iqaluit (Nunavut) et Milne Inlet (Nunavut). Selon l'étude de Chan *et al.* (2012), ces ports recevaient la plus grande quantité d'eau de ballast de navires canadiens et ou internationaux et avaient le trafic maritime le plus important. Ces ports ont été sélectionnés pour les perturbations anticipées sur le zooplancton en raison du réchauffement climatique, de l'augmentation du trafic maritime et de l'exploitation des ressources. De plus, les écosystèmes côtiers sont particulièrement sensibles

à la biointroduction en raison des contributions élevées des propagules provenant des eaux de ballast des navires (Cohen et Carlton, 1998 ; Ruiz *et al.*, 2000 ; Verling *et al.*, 2005).

## **OBJECTIFS DE LA RECHERCHE**

L'objectif général de cette étude était d'établir une base de référence à jour sur le zooplancton côtier de l'Arctique canadien, consistant en une analyse détaillée et comparative de la biodiversité et de la composition taxonomique des espèces indigènes et non indigènes actuelles de zooplancton dans les quatre ports de l'Arctique canadien les plus actifs.

Dans ce contexte, les objectifs spécifiques et les hypothèses de cette étude étaient :

**Objectif 1 :** Comparer les listes d'espèces obtenues à partir de cette étude de référence réalisée durant trois étés de 2015 à 2017 dans les ports de l'Arctique canadiens les plus actifs et à risque avec des données historiques afin de déterminer leur origine (espèces indigènes, espèces non indigènes ou cryptogéniques). Également, d'analyser les modèles de distribution des nouvelles espèces afin de déterminer si une nouvelle espèce est mieux expliquée par un effort d'échantillonnages accru, une introduction dans les eaux de mer, des extensions de l'habitat ou d'autres vecteurs. Les futures études de référence dans cette région pourront comparer leur liste d'espèces avec cette étude et voir si les espèces échantillonnées sont nouvelles ou non dans la région. De cette façon, cette étude de référence à jour aidera à identifier les espèces non indigènes et pourrait améliorer la détection précoce, permettant potentiellement une prévention rapide des nouvelles introductions d'espèces de zooplancton dans l'Arctique canadien.

**Hypothèses 1.1 :** Le nombre d'espèces non indigènes devrait être plus élevé dans le port de Churchill, en raison de la différence des activités maritime entre les ports où Churchill était le port le plus fréquenté, sa température plus élevée et la plus grande période libre avant l'échantillonnage que dans les trois autres ports.

**Objectifs 2 :** Déterminer et comparer la diversité et l'abondance des communautés de mésozooplancton au sein et entre les 4 ports de l'Arctique canadien.

Cela permet d'évaluer la résistance biotique potentielle de chaque site ainsi que les facteurs environnementaux qui ont la plus forte influence sur la composition des communautés. Cela permettra de mieux estimer la biodiversité et d'identifier les régions les plus vulnérables à l'introduction de nouvelles espèces.

**Objectifs 3 :** Comparer les données saisonnières des communautés de zooplancton des ports de Churchill (2014 et 2015) et de la Baie Déception (2014, 2015 et 2016). Il est intéressant d'avoir plusieurs mois d'échantillonnage et sur plusieurs années pour savoir s'il y a des différences dans la composition des communautés, et si nous avons échantillonné au bon moment pour cette étude et ainsi pouvoir améliorer les échantillonnages futurs et mieux comprendre les communautés zooplanctoniques de l'Arctique canadien.

**Objectifs 4 :** Comparer la liste des espèces de communautés de zooplancton des eaux de ballast, incluant les espèces non indigènes potentielles, des navires domestiques et internationaux qui ont été dans les ports de Churchill et de la Baie Déception de 2013 et 2014 avec la base de référence du zooplancton de chaque port. Cela permettra de connaître les vecteurs et les voies d'entrée impliqués dans l'introductions de certaines espèces. De permettre de réfléchir aux échecs de ces introductions et améliorer la prévention pour éviter de futurs établissements

**Hypothèses 4.1 :** Les espèces non indigènes présentes dans l'eau de ballast de ces navires se retrouvent également dans ces ports.





# **CHAPITRE 1: ESTABLISHING AN UP-TO-DATE BASELINE OF ZOOPLANKTON TO DETECT NON-INDIGENOUS SPECIES IN CANADIAN ARCTIC PORTS IN VIEW OF INCREASED SHIPPING AND GLOBAL WARMING**

## **1. INTRODUCTION**

Over the last century, the Canadian Arctic has experienced warming of up to two to three times faster than the rest of the world (IPCC, 2007; Hoegh-Guldberg and Bruno, 2010). According to satellite data collected over the last 39 years (from 1979 to the present), the average annual Arctic sea ice extent has decreased by approximately 3.5 to 4.1% per decade (IPCC, 2013). This decline will increase the duration of the shipping season and the number of new seaways in the Canadian Arctic. The shift to a greater use of Arctic shipping routes, particularly the Northwest passage through the Canadian Arctic, was predicted to occur by the mid 21<sup>st</sup> century (Loeng *et al.*, 2005; Smith and Stephenson, 2013). These new routes connecting the Atlantic Ocean to the Pacific Ocean are shorter than established routes and will have a significant economic benefit, which will undeniably increase the shipping traffic (Niimi 2004; Smith and Stephenson, 2013). At the same time, according to Gavrilchuk and Lesage (2014), resource exploitation in the Arctic will increase. A significant factor in this increase is the proposed development in the short term of more than 25 exploratory projects (*e.g.* mining, oil and large-scale infrastructure projects), which are estimated to be operational by 2020. Combined with existing mines, such activities would represent up to 433 shipments per year (Gavrilchuk and Lesage, 2014). The combined impact of these changes is likely to increase shipping traffic in the Canadian Arctic considerably. In the past decade alone, there has already been a doubling in the number of transits in this region (Guy and Laserre, 2016).

As ships are the main vector for the introduction of non-indigenous species through ballast water and hull biofouling (Ruiz *et al.*, 2000; Molnar *et al.*, 2008; Chan *et al.*, 2012), it is expected that with increasing shipping traffic in the Arctic, the risk of introduction of non-indigenous species will also increase. In addition to increasing accessibility for vessels, rising temperatures in the Arctic region will create more favorable environmental conditions for temperate species. This might also favor the establishment of non-indigenous species (Niimi, 2004; Strayer, 2012; Chan *et al.*, 2012). One of the main groups introduced in this way is zooplankton. These new non-indigenous zooplankton species may have an impact on the indigenous zooplankton communities.

When new species in the zooplankton community are discovered, they can be either 1) indigenous to a given region, but not previously described, or 2) introduced and thus having a non-indigenous status (Carlton and Geller, 1993; Petersen, 1999). In some cases, the status of species may be uncertain, particularly where limited surveys have been conducted. For example, they could be either indigenous or non-indigenous, otherwise termed ‘cryptogenic’, due to the lack of baseline information on historical ranges, as is the case for large parts of the Canadian Arctic Coast (Carlton and Geller 1993; Carlton, 1996; Ruiz *et al.*, 1997). In the case of the current study, species origin is defined as resulting from “increased survey effort” (ISE) in cases when they are found for the first time in the ports but present elsewhere in the neighboring Arctic regions. In addition, for this species no evidence of introduction was found (e.g. through shipping pathways) from its known distribution to the ports where it was found suggesting that this species is likely indigenous (Goldsmith *et al.*, 2014). Ruiz *et al.* (1997) and Bax *et al.* (2001) showed that the extent of invasion of non-indigenous species is always greater than the estimate made in a given region due to the taxonomical challenges in identifying early life stages and poorly known taxa. It is estimated that “91% of marine species in the ocean still await description” (Mora *et al.*, 2011) and of the world's oceans, the Arctic Ocean is the one which is least sampled (Arctic Council, 2009). Few studies have been conducted on zooplankton on the Arctic coast of Canada (Grainger *et al.*, 1962; Cusson *et al.*, 2007; Archambault *et al.*, 2010). The latter represents more than 70% of the Canadian coast, which is the largest in the world (Archambault *et al.*, 2010).

Considering the coastal extent in the Canadian Arctic, this region might be at high risk of future introduction of non-indigenous species.

The introduction of new species can have serious socio-economic and ecological consequences, particularly on biodiversity, with a potential loss of richness and diversity (Kennedy *et al.*, 2002). This may be particularly problematic when combined with other anthropogenic stressors (e.g. pollution, climate change, noise, other introductions caused by ships) that are of concern for marine biodiversity (Archambault *et al.*, 2010). According to the “anthropogenic empty chair” hypothesis, ecosystems that suffer from human degradation could promote the establishment of non-indigenous species through a better resistance to altered environments, or a higher level of adaptation to new conditions compared to indigenous species. These disturbed environments can create new niches left vacant by indigenous species and might therefore be occupied by non-indigenous species (Taylor and Irwin, 2004; Meyerson and Mooney, 2007).

Studying biodiversity is particularly relevant in the context of species invasions. According to the principle of biotic resistance, it is expected that the success of introducing non-indigenous species to a new location will depend on its biodiversity. Namely, the higher the species richness, the more difficult it is for a new species to settle in that community. Hence, greater species richness in a community should result in a decrease in the total availability of resources, reducing the success of the establishment and invasion of non-indigenous species (Elton, 1958; Tilman, 1999; Stachowicz *et al.*, 2002a). On the other hand, the success of establishment is expected to increase through the principle of the invasional meltdown (Simberloff and Von Holle, 1999). The latter stipulates that an introduced species may favour the introduction of further non-indigenous species via a direct or indirect benefit (Ricciardi, 2001; Adams *et al.*, 2003). In this context, the homogenization of ecosystems in addition to the loss of diversity, could lead to decreased biotic resistance of Arctic communities against invasion. This effect can vary depending on the geographic position and associated environmental conditions/habitat of the sites considered. Several studies

established a decrease in biodiversity along a latitudinal gradient from equatorial regions to the poles (Rosenzweig, 1995; Brown, 1998; Campbell *et al.*, 2007).

To better predict the relative potential for the resistance of Canadian Arctic communities to the introduction and invasion success of non-indigenous species, it is essential to consider global warming, marine traffic, sea ice cover, the latitudinal gradient of biodiversity and historical information on zooplankton distributions and communities. In fact, a lack of baseline data and inadequate taxonomic information can lead to undetected changes related to the composition of indigenous marine communities. Thus, to determine changes in indigenous species (density and distribution) or to define whether a species is new to an area and improve early detection, a baseline is needed (NISC, 2003). In this respect, Locke and Hanson (2009) developed a rapid response plan for before and after the introduction of non-indigenous aquatic species into Canada. This plan is composed of different steps, including the detection phase where the availability of basic information on the status of species (indigenous, non-indigenous or cryptogenic) is crucial. Such baseline helps to facilitate early detection and potentially a rapid response for the management of, or adaptation to, the invasion of non-indigenous species. It is essential to know which species are present, before being able to determine newcomers. Given that zooplankton communities in the coastal region of the Canadian Arctic are not subject to in-depth studies, it becomes important to sample, monitor and build a baseline database especially in high-risk areas, such as ports.

To understand the future factors impacting zooplankton communities (sea ice, resource exploitation, shipping traffic, global warming, non-indigenous species, etc.), baseline studies are needed to determine current species composition. This will not only increase our ability to detect non-indigenous species, but also to monitor changes in the indigenous zooplankton communities. The main objective of this study is to establish an up-to-date baseline of Arctic coastal zooplankton and evaluate how these communities vary across the eastern Canadian Arctic, which is the region with the highest level of shipping activity in Canada's north (Chan *et al.*, 2012). More specifically, this study aims to conduct

a detailed comparative analysis of the biodiversity and taxonomic composition of the current indigenous and non-indigenous species in coastal areas in the vicinity of the four most active Canadian Arctic ports: Churchill (Manitoba), Deception Bay (Quebec), Iqaluit (Nunavut) and Milne Inlet (Nunavut) and also in Wager Bay (Nunavut). These ports were selected for the anticipated disturbance to zooplankton due to global warming, increased shipping traffic and resource exploitation. Moreover, coastal ecosystems are particularly vulnerable to bio-introduction due to the potential for high levels of contribution of non-indigenous propagules resulting from ships' ballast water (Cohen et Carlton 1998; Ruiz *et al.*, 2000; Verling *et al.*, 2005), which may contain a high density of diverse organisms (Cordell *et al.*, 2009).

In this context, the specific objectives of this study were:

1) To compare species obtained from the present baseline study conducted over 3 summers from 2015 to 2017 in the most active and high risk Canadian Arctic ports with historical data to determine their origin (indigenous, non-indigenous or Cryptogenic), and to analyse patterns of distribution for new species to evaluate if appearances are best explained by increased survey effort (ISE), shipping introduction, range expansions or other vectors. Future baseline studies in this region will be able to compare their list of species with this study and see if the sampled species are new in the region or not, which will allow them to provide further updates to this study. Thus, this up-to-date baseline will help identify non-indigenous species that have the potential for being introduced via shipping and which may improve early detection and prevention of the introduction of zooplankton species in the Canadian Arctic.

2) To determine and compare the diversity and density of the mesozooplankton communities within and among the four most active Canadian Arctic ports.

This allows for assessment of the potential biotic resistance of each site as well as to the environmental factors that have the strongest influence on the composition of communities.

This will improve biodiversity estimation, and to identify the most vulnerable regions to the introduction of new species.

3) To compare seasonal data of zooplankton communities from the ports of Churchill and Deception Bay from 2014, 2015 and 2016. There is significant value in having access to several months of sampling conducted over several years to know if there are differences in the composition of communities, and if the samples were taken at the correct time for the purposes of this study. Such information can help to improve future sampling.

4) To compare species lists of zooplankton communities from ballast water (including the presence of potential non-indigenous species) of national and international ships that visited the ports of Churchill and Deception Bay in 2013 and 2014 with the baseline zooplankton communities of each port. This can potentially identify the vector and pathway involved in the introduction of certain species and may identify if introductions have been successful.

## **2. METHODS**

### **2.1. STUDY AREA**

A previous risk assessment identified Churchill, Milne Inlet and Deception Bay as the top three ports receiving the greatest volume of ballast water discharge by international vessels, while Churchill, Deception Bay and Iqaluit received the greatest volume of ballast discharge from domestic coastal vessels and had the highest number of international shipping arrivals between 2005 and 2008 (Chan *et al.*, 2012). Milne Inlet, a new port which started shipping iron ore in 2015, currently supports the largest shipping program (by volume) ever conducted in the Canadian Arctic. This port is located near Pond Inlet, the community which has experienced the greatest increase in vessel activity for this region, almost tripling the traffic over the past two decades (since 1990-2000), largely related to iron ore export for the

mine, but also to expanding tourism (Dawson *et al.*, 2018). All of these ports, with the exception of Churchill which was recently closed from 2016 to 2018, are among those that had the greatest increases in vessel traffic in recent years (2011-2015) relative to baseline levels from 1990-2000 (Dawson *et al.*, 2018; MacIntosh, 2018).

In addition to the above described focal ports, further sampling data were opportunistically collected from Wager Bay (Nunavut) in the Hudson Complex (**Fig. 8**) through a collaborative project with Parks Canada and Fisheries and Oceans Canada. Wager Bay is part of the recently established Ukkusiksalik National Park and in a region of high mineral deposits, so there is a significant amount of prospecting and a number of active mineral claims and leases in the area. The bay has the potential to be a major future entry point for tourism and a marine corridor for export of mineral resources just outside of the park. However, little is known about the existing marine fauna. Only one known baseline study exists (Stewart and Howland, 2009). Thus, this area is of interest for assessing potential future effects of proposed shipping activity on biodiversity and will add to our knowledge of zooplankton species distributions in the Canadian Arctic.



Figure 8: Sampling map of the five Canadian ports: Churchill, Deception Bay, Iqaluit, Milne Inlet and Wager Bay

Churchill's port (CH) is situated on the South-Western coast of Hudson Bay (**Fig. 8**). Hudson Bay is linked to the Labrador Sea via Hudson Strait and the Northwest Passage via Foxe Basin. Water properties are dependent on incoming saltwater from these two zones and freshwater input from the continent (e.g., the Churchill and Nelson Rivers) and the meltwater from sea ice in spring and summer (Saucier *et al.*, 2004). Hudson Bay covers a surface area of 1 million km<sup>2</sup> with an average depth of 150 m (Saucier *et al.*, 2004; Séguin *et al.*, 2005). It is also the warmest area of the Canadian Arctic and predicted to have suitable habitat for several high-risk invaders with potential for introduction via shipping (Goldsmith *et al.*, 2014,



Goldsmid *et al.*, 2018). Until recently, the Port of Churchill was the largest international deep-water port in northern Canada (Arctic-Council, 2009; Ruffilli, 2011) mostly transporting grain, ore and other nonperishable products (Niimi, 2004). This port is also the shortest maritime route between Canada and Europe (Canadian Government, 2013) and is directly linked to the North American Railway (Arctic-Council, 2009). Its strategic position made it the most active port in the Canadian Arctic, with the largest number of arriving ships (average of 18 international vessels per year) and the largest untreated annual volume of ballast water discharge (mean of  $157,675 \pm 19,409 \text{ m}^3$ ) from 2005 to 2008 (Chan *et al.*, 2012). Hence, Churchill was classified as the port with the highest risk of biological introduction during this time period (Chan *et al.*, 2012). However, in 2016 Omnitrix Inc., closed the Port of Churchill resulting in a severe reduction in shipping activity (Kives, 2017). Nevertheless, this port has just reopened this November 2018 with the help of federal government money and the Arctic Gateway Group (MacIntosh, 2018).

Deception Bay (BD) opens into Hudson Strait in northern Quebec (**Fig. 8**) and is part of the Ungava Pit, which contains exceptionally large quantities of iron, copper and especially nickel (Arctic Council, 2009). The Deception Bay port has been operated by Raglan mine since 1997 and receives merchant vessels, mainly from Quebec (Arctic Council, 2009), with the bulk of port activity associated with the export of minerals (2.9 Mt of minerals were exported in 2014; Gavrilchuk et Lesage, 2014). An annual average of  $9.5 \pm 1.5$  and  $8.8 \pm 4.2$  merchant vessels from domestic and international ports, respectively, arrived at DB from 2005 to 2008 (Chan *et al.*, 2012). This represented  $60,144 \pm 11,852 \text{ m}^3$  of non-treated ballast water discharge from domestic vessels and  $8,069 \pm 4,020 \text{ m}^3$  from international vessels (Chan *et al.*, 2012). Deception Bay was also shown to have a high abiotic similarity with a large number of its origin ports, thereby increasing the likelihood of survival for introduced non-indigenous species (Chan *et al.*, 2012).

Iqaluit's port (IQ) is located on the South-East end of Baffin Island in Frobisher Bay, on a spur route along the main shipping corridor for vessels entering the Arctic from Eastern Canada (Goldsmid *et al.*, 2014; Stewart *et al.*, 2015) (**Fig. 8**). This port is characterized by

one of the highest tidal ranges in the world (Arctic Council, 2009), with tides attaining more than 13 m (Ellis and Wilse, 1961). Activities in the Port of Iqaluit are diverse, including dry cargo shipping, petroleum shipping, fisheries, activities by tourism cruise ships and coast guard, military and research vessels. Among these, several have significantly increased since the 1980s, particularly marine activities related to oil and gas exploration, and tourism (Aarluk Consulting Inc. *et al.*, 2005). The Federal Government and other shareholders have plans to improve the infrastructure and deepen the port by 2020 (CBC news, 2016) which may affect future levels of shipping activity at this location. Iqaluit was found to have a high level of international and domestic coastal merchants as well as international non-merchant vessel arrivals, placing it among the top ports in the Canadian Arctic for invasion risk via hull fouling in a study by Chan *et al.*, (2012). They found mean values ( $\pm$  SE) for the annual number of arrivals of international merchant and non-merchant vessels were  $12.00 \pm 1.08$ , and  $9.25 \pm 1.60$ , respectively, while domestic coastal merchant vessels were  $15.00 \pm 1.87$ , between the 2005 and 2008.

Milne Inlet's port (MI) is located on North Baffin Island, Nunavut (**Fig. 8**), at the highest latitude among the ports included in this study. It is a new international, deep-water port, developed by Baffinland Mines primarily for the export of the rich iron ore deposits located in the Mary River region (Frizzell, 2017). This development has become the largest ever Canadian High Arctic shipping operation with a total of 4.1 Mt of ore transported by 56 vessels in 2017 (Frizzell, 2017; Baffinland, 2018). This port is projected to experience a continued strong increase in the maritime traffic if it progresses toward full production (Gavrilchuk and Lesage, 2014) and thus risk for modification of the biodiversity would be expected to increase. Indeed, at least one non-indigenous species, one a well know ship-mediated benthic invader (*Corophium insidiosum*), have recently been detected in this port (Golder, 2018).

## **2.2. FIELD SAMPLING**

Spatially extensive sampling at all ports was conducted during the August ice-free period over a three-year time span as part of a larger study (Churchill and Iqaluit, 2015, N=10 stations/port; Deception Bay, 2016, N=10 stations; Milne Inlet, 2017, N=11 stations; Wager Bay, 2017, N=5 stations). Stations were randomly distributed within a 20-kilometre radius of each port in nearshore waters ranging from 10-20 m at chart datum (**Fig. 9**).

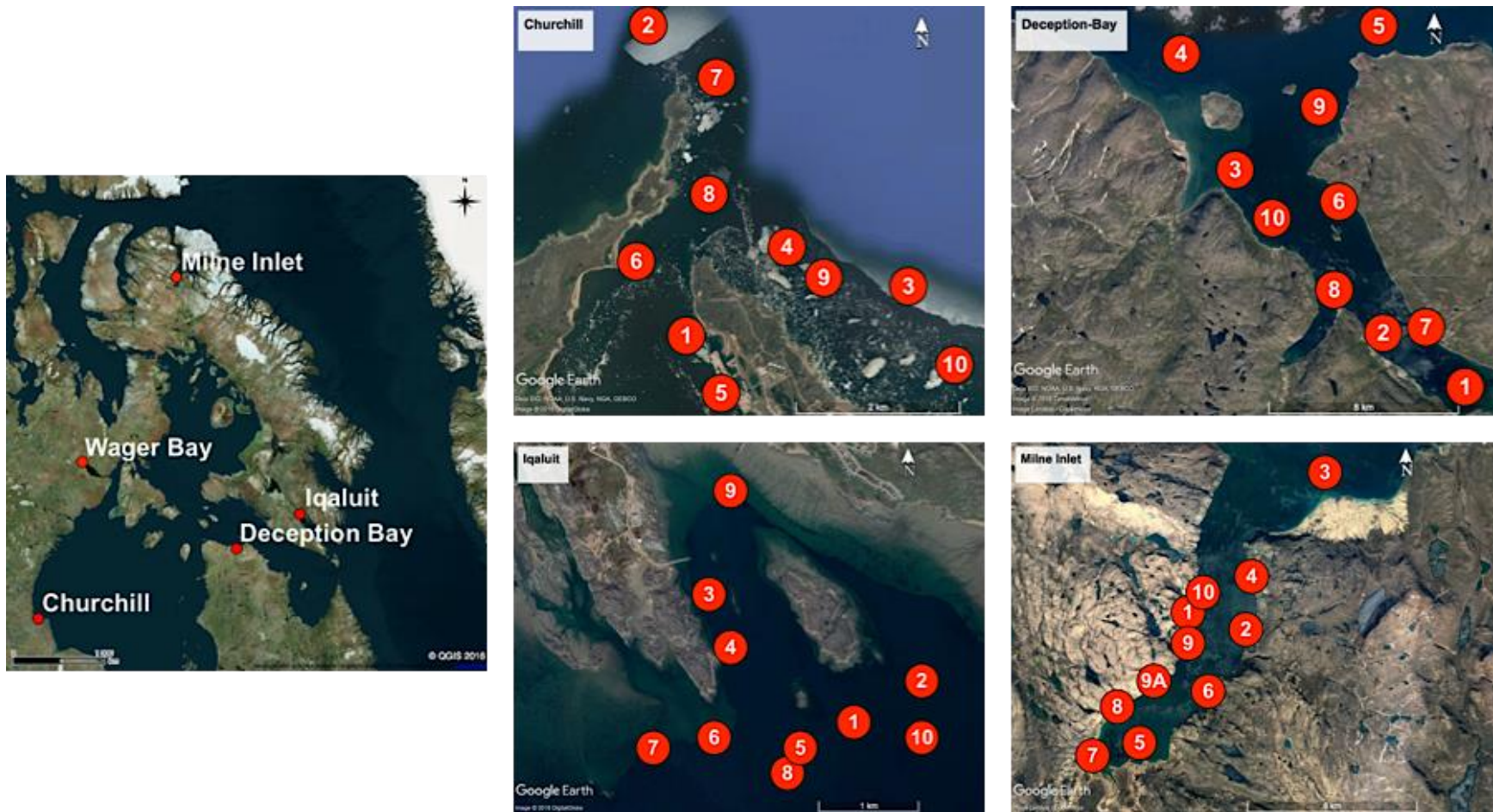


Figure 9 : Maps of samples showing all the stations in red at the 4 ports (Churchill, Deception Bay, Iqaluit and Milne Inlet)

Additional samples collected throughout the open water shipping season at two of the ports (Churchill and Deception Bay) were also available from an earlier study that examined plankton communities in ballast water of arriving vessels. These included both dockside port samples (CH :2014, N=13; DB: 2014 and 2015, N=8) as well as samples collected from ballast tanks of arriving vessels (for detailed methodology see Laget (2017) and Tremblay (2017)). The inclusion of these samples provided an opportunity for improving understanding of seasonal changes in zooplankton composition and comparing taxa in the port environment to those transported in the ballast of vessels for these two locations.

### 2.2.1 ENVIRONMENTAL VARIABLES

Physicochemical data, including depth (m), temperature (°C), salinity (PSU), pressure (decibar) and density ( $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) from the water column were collected via continuous vertical profiles from the surface to a maximum depth of 29 m using CTD probes (© *Seabird Electronics* SBE\_19 Plus V1 for CH, DB and IQ and © *CastAway* for MI). Geographic coordinates were recorded from a GPS (© *Garmin* GPSMAP® 78s). The duration of ice-free periods before the zooplankton sampling were determined for each port using ice archives from the Government of Canada

(<http://iceweb1.cis.ec.gc.ca/Archive/page1.xhtml?lang=en>).

### 2.2.2 ZOOPLANKTON COLLECTION

Zooplankton samples were collected using two types of zooplankton conic nets (© *Nitex*). At each port station, vertical net tows (80 $\mu\text{m}$  mesh size, towed at 1m/s) and oblique tows (250 $\mu\text{m}$  mesh size, 3 min/tow at 2-3 km/hr) were conducted throughout the entire water column. Only vertical tows (80 $\mu\text{m}$  mesh) were used for dockside and ballast water sampling. Volume of filtered water for vertical nets was calculated based on the cylinder of water sampled (opening of the net multiplied by tow depth), while the volume of filtered water for oblique towing was obtained by a flowmeter (© *General Oceanics*) installed on the 250 $\mu\text{m}$  net. Following collection, jellyfish and other macrozooplankton (generally >2mm) were picked out of samples, placed in a separate container for preservation and a subset of representative specimens were photographed for reference. All remaining organisms were immediately preserved in 95% ethanol which was drained and replenished after 24 hours to ensure adequate preservation.

## 2.3 TAXONOMIC ANALYSES

### 2.3.1 IDENTIFICATION AND ENUMERATION OF ZOOPLANKTON

Zooplankton identification was performed by traditional taxonomy. All organisms larger than 15 mm were removed from the base samples for identification. Sub-samples of remaining material were made using the beaker splitting technique due to the high density of captured organisms (Van Guelpen *et al.*, 1982). This method was selected based on an evaluation of accuracy, precision and speed of several zooplankton subsampling techniques. A minimum of 200 to 300 individuals/sample were identified by viewing them under a ©Leica MZ7.5 or Olympus SZH binocular microscope. The adult and copepodite stages of pelagic copepods were identified down to species and stages while their nauplius stage were identified down to subclass, and benthic copepods to order. For non-copepod plankton, larvae and adults were identified at the lowest possible taxonomic level. To find rare species, a relative fraction 8 times larger than the original fraction was sorted. This means that if 200 to 300 organisms were identified from a sub-sampled fraction of 1/16, the rare species check was done on a fraction of 1/2.

### 2.3.2 EVALUATING PAST DISTRIBUTIONS AND ORIGINS OF IDENTIFIED ZOOPLANKTON

Following the approach outlined in Goldsmit *et al.*, (2014), five categories, based on Arctic marine ecoregions defined by Spalding *et al.*, (2007), were used to evaluate past distribution records of the species and genera found in surveyed ports (**Fig. 10**). They were considered to have previously been found:

- 1) "within region": if there were previous records in the same marine ecoregion as the port of study.
- 2) in "surrounding region": if there were no previous records for the exact ecoregion where the port is situated, but there were previous records from adjacent marine ecoregions.

3) in “Arctic outside region”: the distribution of species is known in another non-adjacent marine ecoregion of the Canadian Arctic.

4) in "circumpolar/ circumboreal": wider distribution of species across the Arctic but not found previously “within region” or in the “surrounding region”.

5) in "wider distribution, including Arctic": if known to have a wider and more extensive distribution (e.g., including temperate regions) that includes the Arctic, but that were not previously found “within region” or in the “surrounding region”.

This categorization of previously known distribution patterns helped in deducing the sources of new species records (i.e., expanding range distributions, introductions into a given area or improved sampling effort (Spalding *et al.*, 2007, Goldsmit *et al.*, (2014).



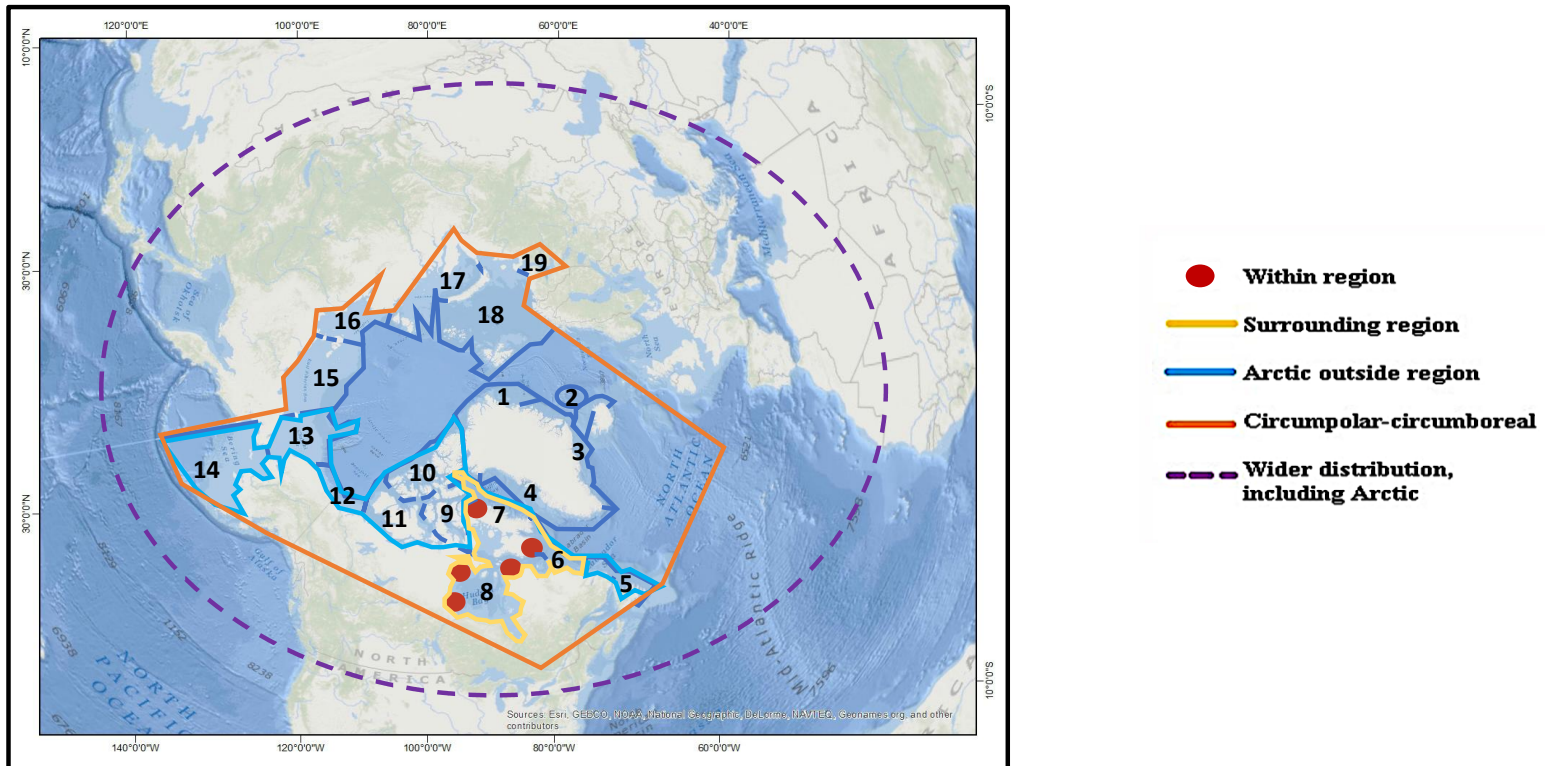


Figure 10: Arctic map showing the 19 Arctic marine ecoregions used to evaluate known patterns of distribution for species identified in the study: 1 : North Greenland, 2 : North and East Iceland, 3 : East Greenland Shelf, 4 : West Greenland Shelf, 5 : Northern Grand Banks–Southern Labrador, 6 : Northern Labrador, 7 : Baffin Bay–Davis Strait, 8 : Hudson Complex, 9 : Lancaster Sound, 10 : High Arctic Archipelago, 11: Beaufort–Amundsen–Viscount–Melville–Queen Maud, 12 : Beaufort Sea—continental coast and shelves, 13: Chukchi Sea, 14 : Eastern Bering Sea, 15 : East Siberian Sea, 16 : Laptev Sea, 17 : Kara Sea, 18 : North and East Barents Sea, 19 : White Sea. (from Spalding *et al.*, 2007). These ecoregions were used to develop 5 categories for describing closest records of the species found in the surveyed ports: 1) within region, 2) surrounding region, 3) Arctic outside region, 4) circumpolar / circumboreal, 5) wider distribution, including Arctic (after Goldsmit, 2014)

All identified specimens were compared with a recently compiled Arctic Canadian database of historical species records (**Table 1**), to evaluate their status/probable origin as indigenous species (IS), non-indigenous species (NIS), Cryptogenic (Cr) higher taxa present (X), increased survey effort (ISE). To distinguish it from indigenous species, non-indigenous species, even if they are the result of an ISE, have been placed in the category of non-indigenous species (NIS). However, in most cases, taxa that were new to a particular port ecoregion, but had already been registered in the adjacent surrounding areas and elsewhere in the Arctic, were assumed to be the result of increased survey effort. Notes that higher taxa are considered indigenous to the Arctic without going into detail as is the case with species or genus because the origin could not be determined. Additional information sources utilized included online databases (Ocean Biogeographic Information System (OBIS, 2018), Sea Life Base (SLB, Palomares and Pauly, 2018), and Arctic Ocean Diversity (AOD, Sirenko *et al.*, 2018)) as well as consulting with specialists for various taxa.

Table 1: List of all references used to compare temporal changes in species presence using a comprehensive historical database of zooplankton species in the Canadian Arctic.

<b>References</b>	<b>References</b>
Apollonio et al. (2013)	Kennedy et al. (2010)
Auel and Hagen (2002)	Kosobokova et al. (2010)
Cairns et al. (2003)	Lewis et al. (1987)
Carlton et al. (1993)	Lewis and Sameoto (1987)
Casas-Monroy (2014)	Miller et al. (2013)
Chain et al. (2016)	Miyake et al. (2002)
Cusson et al. (2007)	Nelson (2014)
Dawson et al. (2005)	Pomerleau et al. (2011)
Estrada et al. (2012)	Razouls et al. (2008-2018)
Harvey et al. (2001)	Roy (2014)
Hopcroft (2016)	Ruiz et al. (2000)
Horner et al. (1985)	Turgeon et al. (1998)
Goldsmid et al. (2016)	Van Guelpen (2016)
Grainger et al. (1962)	Wacasey et al. (1980)
Grainger and Dunbar (2011)	Arctic Ocean Diversity (AOD)
Il'inskii and Zavolokin (2011)	Ocean Biogeographic Information System (OBIS)
Jørgensen et al. (2016)	Sea Life Base (SLB)

## 2.4 DATA ANALYSIS

The data from the two nets (80 and 250 $\mu$ m) were analysed separately, as both nets were not deployed in the same way. The 80 $\mu$ m net was a vertical and the 250 $\mu$ m an oblique net, so that the volume filtered differed. The two different mesh sizes were chosen to cover the size range of mesozooplankton and its developmental stage getting representative sample sizes. An exception was made where species were compared among ports with presence-absence data. All indices and statistical tests were conducted with PRIMER v7 (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research) software package (Clarke and Gorley, 2006) using the zooplankton taxa listed in Table 1. The level of significance used for all tests was  $P < 0.05$ .

### 2.4.1 COMPARISONS OF ABUNDANCE AND DIVERSITY AMONG PORTS

Mean ( $\pm$  Standard error) zooplankton density (individuals.m<sup>-3</sup>), and three indices of diversity: species richness (1), Shannon's diversity (2) and Pielou's evenness (3) were calculated and compared among ports using analyses of variance (ANOVA) with post-hoc pairwise tests to determine which ports differed for:

- (1) species richness (total number species present), species and higher taxa were included, however higher taxa were only used when there was no overlap with other species.
- (2) Shannon's diversity index:

$$H' = -\sum_{i=1}^s P_i * \ln (P_i)$$

where  $P_i$  is the proportion of the total count arising from the  $i$ th taxonomic categories (Shannon, 1948; Clarke and Warwick, 2001).

- (3) Pielou's evenness index, which expresses how evenly the individuals are distributed among the different taxonomic categories ( $J' = H'/\text{Log}(S)$ ), where  $S$  is the total number of species.

## **2.4.2: COMPARISON OF COMMUNITY COMPOSITION AND ENVIRONMENTAL DRIVERS AMONG PORTS**

For all comparisons of community composition among ports, data were presence-absence transformed prior to analyses to minimize the potential effect of variation in timing of the ice-free season in different ports and years which could modify the zooplankton abundance. The Bray Curtis index (Bray and Curtis, 1957, Magurran, 1988) was employed to evaluate and compare the similarity of the zooplankton community composition among ports. Similarity of percentage (SIMPER) analyses were used to identify which species contributed the most to the differences among samples and ports (Clarke, 1993). In this analysis, the ratio of the average similarity and standard deviation (Sim / SD) provides a measure of the contribution of each taxon to the variance among communities. Values greater than 1 are representative of taxa which consistently contribute the most to the differences among communities in a given set of samples, while taxa with Sim / SD less than 1 do not contribute systematically to variation among communities (Mckenzie *et al.*, 2011). Analysis of similarity (ANOSIM) tests were utilized to evaluate statistical differences between zooplankton communities among ports (Clarke and Green, 1988). This R-value ranged from -1 to 1, with -1 indicating large intra-group (port) differences, zero indicating no difference and 1 indicating largely inter-group differences (Clarke and Warwick, 2001).

After correlation tests (Draftman), a DistLM analysis and visualization with RDA plots were performed to evaluate the relative influence of different environmental parameters on community composition. The DistLM analysis was used with the BEST procedure which is designed to find the combination of environmental variables that, together, result in resemblance among samples whose rank order best matches the rank order of the inter-sample resemblance arising from biological (species) data (Clarke et Warwick, 2001; Clarke et Gorley, 2006). A total of 7 environmental parameters matched and were used in this analysis: euphotic depth (Depth mid), Depth bottom, surface Salinity, surface T, DIFP (number of days between the first day without ice cover and the day of sampling) and Depth VAIS (depth of maximum Brunt-Väissälä frequency; maximum values of VAIS matched

with the pycnocline and were thus used as a proxy of the degree of stratification at each station to determine the depth of the mixed layer). The statistical significance of the relationship between zooplankton taxonomic composition and environmental variables was determined using Monte Carlo permutation tests (999 unrestricted permutations). Regarding the comparison of community composition and environmental drivers within ports, the same analyses were used to compare communities within each port, however data were square root transformed density to increase the influence of rare species. The euphotic depth was determined using a the Secchi disk, it corresponded to approximately twice the depth of the Secchi depth.

#### **2.4.3: SEASONAL COMPARISON OF ZOOPLANKTON COMMUNITIES IN PORTS**

Similarities between samples of the zooplankton communities among months and years within the ports of Churchill (August, September and October 2014; August 2015) and Deception Bay (June, July and October 2014; June, July, August, October 2015; August 2016) were estimated and compared using the Bray Curtis similarity metric, applied after presence absence transformation of the data to increase the influence of rare taxa. A hierarchical cluster analysis using group average linkage (CLUSTER) was applied to the resemblance matrix in order to compare groupings by month and year based on species composition. For each analysis, a maximum of 9999 permutations were done. In order to visualize the clustering of samples from Bray-Curtis similarity matrices, non-metric multidimensional scaling (nMDS) ordinations were produced (Kruskal *et al.*, 1978). It is important to note that historical port data were only sampled with a vertical tow (80µm).

#### **2.4.4: COMPARISON OF ZOOPLANKTON AND BALLAST WATER COMMUNITIES IN THE PORTS OF CHURCHILL AND DECEPTION BAY**

A table was composed to compare lists of zooplankton taxa found in ballast water, including potential non-indigenous species, from domestic and international vessels that

visited Churchill and Deception Bay ports in 2013 and 2014, with each zooplankton data found at the ports of Churchill and Deception Bay.

### 3. RESULTS

#### 3.1 STATUS AND GENERAL CHARACTERISTICS OF ZOOPLANKTON OF CANADIAN ARCTIC PORTS:

In total we found 98 taxa comprising 69 species, 7 genera and 22 higher taxa from surveys in the five ports of Churchill (CH), Wager Bay (WB), Deception Bay (DB), Iqaluit (IQ) and Milne Inlet (MI) (**Fig. 9**). Among the indigenous species, 65,6% were previously found “within port” (i.e., in the port itself or within the same ecoregion as the port) while 20% of species had not been previously recorded “within port”. Most of these new records were categorized as having been found due to increased survey effort (ISE). These new recordings were found previously in other areas of the Arctic, either in the "surrounding region" of the ports sampled, the "Arctic outside region", the "circumpolar-circumboreal" region or a "wider distribution including the Arctic". 13,1% of species could not be definitively categorized as indigenous or non-indigenous because their range distribution is unknown or poorly described and were thus considered cryptogenic, while 1,3% of species (N=2) appear to have been introduced from outside their ranges of distribution and were thus considered non-indigenous. These two non-indigenous species were present in Churchill only: the rainbow smelt *Osmerus mordax* and the jellyfish *Aurelia limbata* (**Table 2**). *Osmerus mordax* was found in each station (with oblique tow only) with a mean of 1.9 ind.m<sup>-3</sup> per station. This species was more abundant at stations near the mouth of the river (5, 6, 7 and 8). *Aurelia limbata* was found in each station (with oblique tow and also vertical tow for CH10) except CH1 and CH8, with low density (0.1 ind.m<sup>-3</sup>; **Fig. 9**).

Some species were only present in one port, with 7, 2, 10, 8 and 19 species only found in CH, WB, DB, IQ and MI respectively (**Table 2**). In general, the majority of taxa (58%) were Crustacea (CH=51%, WB=62%, DB=54%, IQ=68%, MI=58%) followed by Cnidaria (CH=15%, WB=10%, DB=18%, IQ=5%, MI=10%) and Mollusca (CH=5%, WB=6%, DB=1%, IQ=7%, MI=8%) (**Fig. 11, Table 2**). For some taxa, the limitation of traditional taxonomy prevented us from identifying organisms at the species level even if their density was high in these ports. For example, juvenile annelids, echinoderm larva, harpacticoid copepods and nauplii could only be identified at higher taxonomic levels. All taxa accumulation curves based on number of samples for each port (CH, WB, DB, IQ, MI) reached an asymptote suggesting that the sampling effort was sufficient to determine species richness at these Arctic ports, with the exception of Wager Bay due to the low number of samples (**Fig. 12**)

Table 2 : Inventory of all mesozooplankton taxa identified at the lowest taxonomic level in 5 Canadian Arctic ports : Churchill 2015 (CH), Wager Bay 2016 (WB), Deception Bay 2016 (DB), Iqaluit 2015 (IQ) and Milne Inlet 2017 (MI) with the biogeographical origin of each taxon : indigenous species (IS), non-indigenous species (NIS), increased survey effort (ISE), Higher taxa (X) or cryptogenic (Cr). The pattern of distribution of species have been described by 19 Arctic ecoregions from Spalding 2007: 1) North Greenland , 2) North and East Iceland, 3) East Greenland Shelf , 4) West Greenland Shelf , 5) Northern Grand Banks–Southern Labrador, 6) Northern Labrador, 7) Baffin Bay–Davis Strait, 8) Hudson Complex, 9) Lancaster Sound, 10) High Arctic Archipelago, 11) Beaufort–Amundsen–Viscount-Melville–Queen Maud, 12) Beaufort Sea—continental coast and shelves, 13) Chukchi Sea, 14) Eastern Bering Sea, 15) East Siberian Sea, 16) Laptev Sea, 17) Kara Sea, 18) North and East Barents Sean, 19) White Sea.



Phylum / Subphylum	Class	Higher taxa / Genus / Species	CH	WB	DB	IQ	MI	Distribution pattern ecoregion	References
Annelida		Annelida (juvenile)	X	X	X	X	X		OBIS
Annelida	Polychaeta	<i>Erinaceusyllis erinaceus</i>				IS		4, 5, 6, 16	OBIS; Wacasey <i>et al.</i> , 1980; Cusson <i>et al.</i> , 2007
Annelida	Polychaeta	<i>Myrianida prolifer</i>				IS		6, 8, 18	OBIS; Goldsmit <i>et al.</i> , 2016
Bryozoa		Bryozoa (larvea)	X						OBIS
Bryozoa	Stenolaemata	Cyclotomatida					X		OBIS,
Chaetognatha		Chaetognatha	X	X	X	X	X		OBIS
Cnidaria	Hydrozoa	<i>Aglantha digitale</i>			IS	IS	IS	2, 4-15, 17-19	OBIS; SLB; Cairns <i>et al.</i> , 2003; Apollonio <i>et al.</i> , 2013
Cnidaria	Hydrozoa	<i>Bougainvillia</i> sp.	IS	IS	IS			1-19	OBIS, Grainger <i>et al.</i> , 1962
Cnidaria	Hydrozoa	<i>Catablema vesicarium</i>	ISE		ISE		ISE	11, 17, 18	AOD
Cnidaria	Hydrozoa	<i>Euphysa flammea</i>			IS			6, 8, 11-15, 18, 19	OBIS; AOD; SLB; Cairns <i>et al.</i> , 2003
Cnidaria	Hydrozoa	<i>Euphysa</i> sp.			Cr			9-12	OBIS,
Cnidaria	Hydrozoa	<i>Halitholus cirratus</i>					ISE	6, 8, 10-14, 17	OBIS; AOD; Grainger <i>et al.</i> 1962; HORNER <i>et al.</i> , 1985
Cnidaria	Hydrozoa	<i>Hybocodon prolifer</i>		IS				6, 8, 14, 17-19	OBIS, Grainger <i>et al.</i> , 1962
Cnidaria	Hydrozoa	<i>Melicertum octocostatum</i>			ISE			5, 11, 13	AOD
Cnidaria	Hydrozoa	<i>Mitrocomella polydiademata</i>			IS			8, 17	OBIS; SLB; Cairns <i>et al.</i> , 2003
Cnidaria	Hydrozoa	<i>Obelia</i> spp.	IS					8	OBIS; Ruiz <i>et al.</i> , 2000, SLB
Cnidaria	Hydrozoa	<i>Sarsia princeps</i>					ISE	1, 5, 6, 12, 13, 16-18	OBIS
Cnidaria	Hydrozoa	<i>Sarsia tubulosa</i>	IS			IS		5, 6, 8, 12-14, 18, 19	AOD; SLB; Grainger <i>et al.</i> , 1962; Cairns <i>et al.</i> , 2003
Cnidaria	Hydrozoa	<i>Aeginopsis laurentii</i>		IS	IS		IS	7-13, 15-19	OBIS; SLB; AOD; Harvey <i>et al.</i> , 2001; Cairns <i>et al.</i> , 2003
Cnidaria	Scyphozoa	<i>Chrysaora</i> sp.	Cr						OBIS; AOD
Cnidaria	Scyphozoa	<i>Cyanea capillata</i>			IS		IS	5-8, 11-14, 18	OBIS; AOD; Cairns <i>et al.</i> , 2003
Cnidaria	Scyphozoa	<i>Aurelia limbata</i>	NIS					14	OBIS; AOD; Miyake <i>et al.</i> , 2002; Dawson <i>et al.</i> , 2005; Il'inskii et Zavolokin, 2011
Crustacea	Cirripedia	Cirripedia (larvea)	X	X	X	X	X	8	Harvey <i>et al.</i> , 2001
Crustacea	Branchiopoda	<i>Bosmina</i> sp.			IS	ISE	ISE	8	unpublished data (Kim, 2017)
Crustacea	Branchiopoda	Chydoridae	X						
Crustacea	Branchiopoda	<i>Daphnia longiremis</i>			Cr			12	OBIS
Crustacea	Branchiopoda	<i>Eubosmina</i> spp.					Cr		
Crustacea	Branchiopoda	<i>Sida crystallina</i>	Cr					17	OBIS
Crustacea	Copepoda	<i>Acanthocyclops robustus robustus</i>					Cr	no data	
Crustacea	Copepoda	<i>Acartia hudsonica</i>	IS		ISE				SLB; Kennedy <i>et al.</i> , 2010; unpublished data (Kim, 2017)
Crustacea	Copepoda	<i>Acartia longiremis</i>	IS	IS	IS	IS	IS	6-10	AOD; SLB; Harvey <i>et al.</i> , 2001; Estrada <i>et al.</i> , 2012; Apollonio, 2013
Crustacea	Copepoda	<i>Calanus finmarchicus</i>	IS	IS	IS	IS	IS	all	OBIS; AOD; Harvey <i>et al.</i> , 2001; Estrada <i>et al.</i> , 2012; Apollonio, 2013
Crustacea	Copepoda	<i>Calanus glacialis</i>		IS	IS	IS	IS	3-19	OBIS; AOD; Harvey <i>et al.</i> , 2001; Estrada <i>et al.</i> , 2012; Apollonio, 2013

Phylum / Subphylum	Class	Higher taxa / Genus / Species	CH	WB	DB	IQ	MI	Distribution pattern ecoregion	References
Crustacea	Copepoda	<i>Calanus hyperboreus</i>				IS	IS	4-7, 9-13, 16-18	OBIS; AOD; Auel et Hagen, 2002
Crustacea	Copepoda	<i>Centropages abdominalis</i>	IS		ISE			4, 8, 11-15	OBIS; Carlton <i>et al.</i> , 1993; Estrada <i>et al.</i> , 2012
Crustacea	Copepoda	<i>Centropages hamatus</i>	IS		ISE			5, 8, 13, 17-19	OBIS; Harvey <i>et al.</i> , 2001; Estrada <i>et al.</i> , 2012
Crustacea	Copepoda	<i>Euchaeta</i> sp.				Cr			
Crustacea	Copepoda	<i>Eurytemora herdmani</i>	IS		ISE			8, 11, 12, 13-14	Grainger <i>et al.</i> , 1962; Estrada <i>et al.</i> , 2012
Crustacea	Copepoda	<i>Harpacticoida</i> spp.	IS	IS	IS	IS	IS	1-19	SLB; Grainger <i>et al.</i> , 1962; unpublished data (Kim, 2017)
Crustacea	Copepoda	<i>Heterorhabdus norvegicus</i>					IS	1, 4-6, 10-12, 14-18	OBIS; Hopcroft, 2016; Kosobokova <i>et al.</i> , 2007
Crustacea	Copepoda	<i>Limnocalanus grimaldii</i>					Cr	11, 12, 17	OBIS
Crustacea	Copepoda	<i>Metridia longa</i>		IS		IS	IS	2-13, 15-19	OBIS; AOD; Harvey <i>et al.</i> , 2001; Apollonio, 2013
Crustacea	Copepoda	<i>Paracalanus parvus</i>		Cr				6, 7	OBIS
Crustacea	Copepoda	<i>Microcalanus</i> spp.	IS			IS		5-12	Pomerleau <i>et al.</i> , 2011
Crustacea	Copepoda	<i>Microsetella norvegica</i>	IS	ISE	IS	ISE	ISE	3, 5, 8, 9, 12, 13, 15-19	OBIS; Razouls <i>et al.</i> , 2008-2018, unpublished data (Kim, 2017)
Crustacea	Copepoda	<i>Oithona atlantica</i>				IS	IS	4-7, 9, 10, 14, 17-19	OBIS; SLB; Kosobokova <i>et al.</i> , 2010; Pomerleau <i>et al.</i> , 2011
Crustacea	Copepoda	<i>Oithona similis</i>	IS	IS	IS	IS	IS	2-19	OBIS; SLB; Grainger <i>et al.</i> , 1962; Lewis <i>et al.</i> , 1987; Pomerleau <i>et al.</i> , 2011; Estrada <i>et al.</i> , 2012; Apollonio, 2013; Chain <i>et al.</i> , 2016
Crustacea	Copepoda	<i>Pseudocalanus</i> spp.	IS	IS	IS	IS	IS	1-19	Harvey <i>et al.</i> , 2001; Grainger <i>et al.</i> , 1962; Pomerleau <i>et al.</i> , 2011
Crustacea	Copepoda	<i>Pseudodiaptomus pelagicus</i>				Cr		no data	OBIS; Van Guelpen, 2016
Crustacea	Copepoda	<i>Stephos arcticus</i>					Cr	9	EOL; Razouls <i>et al.</i> , 2005-2015
Crustacea	Copepoda	<i>Temora longicornis</i>	Cr			Cr		1, 2, 4, 5, 9, 17-19	OBIS; Miller <i>et al.</i> , 2013
Crustacea	Copepoda	<i>Tortanus discaudatus</i>	Cr	Cr			Cr	12-13	SLB; Razouls <i>et al.</i> , 2005-2015
Crustacea	Copepoda	<i>Triconia borealis</i>		IS	IS	IS	IS	3-19	OBIS; Grainger <i>et al.</i> , 1962; Kosobokova <i>et al.</i> , 2010; Estrada <i>et al.</i> , 2012; Apollonio <i>et al.</i> , 2012
Crustacea	Malacostraca	<i>Apherusa glacialis</i>				ISE		1, 8, 9, 12, 15-18	OBIS; Grainger <i>et al.</i> , 1962; Lewis et Sameoto, 1987
Crustacea	Malacostraca	<i>Apherusa megalops</i>			IS	IS	IS	4, 6-9, 12	OBIS; Miller <i>et al.</i> , 2013
Crustacea	Malacostraca	Caridea		X			X		
Crustacea	Malacostraca	Euphausiacea		X	X				
Crustacea	Malacostraca	Eusiridae				X			
Crustacea	Malacostraca	<i>Gammarus wilkitzki</i>			IS	IS	ISE	3, 6, 8, 11, 12, 18	OBIS; Grainger <i>et al.</i> , 1962
Crustacea	Malacostraca	<i>Hardametopa carinata</i>			IS			7, 8	OBIS; Grainger et Dunbar 2011; Goldsmit <i>et al.</i> , 2016
Crustacea	Malacostraca	<i>Hyas araneus</i>	ISE		ISE			6, 18, 19	OBIS
Crustacea	Malacostraca	<i>Hyperia galba</i>			ISE		ISE	6, 8, 9, 12-15, 17-19	OBIS; Grainger <i>et al.</i> , 1962; Roy, 2014
Crustacea	Malacostraca	<i>Hyperoche medusarum</i>					ISE	5, 6, 8, 9, 11-18	OBIS; Grainger <i>et al.</i> , 1962,
Crustacea	Malacostraca	<i>Ischyrocerus</i> spp.					Cr		
Crustacea	Malacostraca	Isopoda (juvenile)	X	X	X	X	X		

Phylum / Subphylum	Class	Higher taxa / Genus / Species	CH	WB	DB	IQ	MI	Distribution pattern ecoregion	References
Crustacea	Malacostraca	<i>Lebbeus polaris</i>					IS	2, 5-8,12,18	OBIS; SLB; Grainger <i>et al.</i> , 1962; Miller <i>et al.</i> , 2013
Crustacea	Malacostraca	<i>Munna kroyeri</i>					IS	6, 11	OBIS; SLB; Cusson <i>et al.</i> , 2007
Crustacea	Malacostraca	Mysida			X		X		
Crustacea	Malacostraca	<i>Mysis oculata</i>		IS	ISE	ISE	ISE	1, 6, 8, 9, 12, 13, 15-19	OBIS; Grainger <i>et al.</i> , 1962; Van Guelpen <i>et al.</i> , 2016
Crustacea	Malacostraca	<i>Mysis litoralis</i>					IS	8, 11-13, 17	OBIS; SLB; Cusson <i>et al.</i> , 2007; Miller <i>et al.</i> , 2013
Crustacea	Malacostraca	<i>Onisimus litoralis</i>		ISE			IS	3, 6, 8, 12, 14, 15, 18, 19	OBIS; SLB; Grainger <i>et al.</i> , 1962; Cusson <i>et al.</i> , 2007
Crustacea	Malacostraca	<i>Parapleustes bicuspis</i>			IS			3, 4, 6, 8, 18, 19	OBIS; SLB; Cusson <i>et al.</i> , 2007
Crustacea	Malacostraca	<i>Themisto gaudichaudii</i>					ISE	3-6, 8, 18	OBIS; Grainger <i>et al.</i> , 1962; Lewis et Sameoto, 1987
Crustacea	Malacostraca	<i>Themisto libellula</i>	IS	IS	IS	IS	IS	2-14,16-19	AOD; Percy, 1992; Harvey <i>et al.</i> , 2001; Estrada <i>et al.</i> , 2012
Crustacea	Malacostraca	<i>Pleusymtes glaber</i>					Cr	18, 19	OBIS
Crustacea	Malacostraca	<i>Pleusymtes pulchella</i>					IS	6, 11, 18	OBIS; Wacasey <i>et al.</i> , 2013; Miller <i>et al.</i> , 2013
Crustacea	Malacostraca	<i>Pontogeneia inermis</i>			IS			6, 8	OBIS; SLB; Grainger <i>et al.</i> , 1962; Cusson <i>et al.</i> , 2007
Crustacea	Ostracoda	Ostracoda	X				X		
Ctenophora		Ctenophora	X	X	X		X		
Ctenophora	Nuda	<i>Beroe</i> sp.				Cr	Cr		
Echinodermata		Echinodermata (larvea)	X	X	X	X	X	8	Estrada <i>et al.</i> , 2012
Hexapoda	Insecta	Chironomidae	X				X	X	
Hexapoda	Collembola		X						
Mollusca	Bivalvia	Bivalvia	X	X	X	X	X		
Mollusca	Gastropoda	Gastropoda	X	X	X	X	X		
Mollusca	Gastropoda	Gymnosomata				X	X		
Mollusca	Gastropoda	<i>Limacina helicina</i>				IS	IS	3-7, 9, 11-14, 17-19	OBIS; AOD; SLB; Turgeon <i>et al.</i> , 1998; Jørgensen <i>et al.</i> , 2016
Mollusca	Gastropoda	<i>Clione limacina</i>				IS	IS	3-7, 9, 11-14, 17-19	OBIS; AOD; SLB; Turgeon <i>et al.</i> , 1998; Harvey <i>et al.</i> , 2001
Nematoda		Nematoda					X		
Tardigrada		Tardigrada					X		
Tunicata	Ascidiacea	Ascidiacea	X		X				
Tunicata	Appendicularia	<i>Fritillaria borealis</i> (larvea)	IS	ISE	IS	ISE	ISE	4-7, 9-19	OBIS; Nelson, 2014; Grainger <i>et al.</i> , 1962, unpublished data (Kim, 2017)
Tunicata	Appendicularia	<i>Oikopleura</i> sp. (Larvea)	IS	ISE	IS	ISE	IS	5-12	Unpublished data (Kim, 2017), Pomerleau <i>et al.</i> , 2011
Vertebrata	Actinopterygii	<i>Ammodytes</i> sp. (juvenile)					Cr		
Vertebrata	Actinopterygii	<i>Boreogadus saida</i> (juvenile)					IS	2-18	OBIS; Grainger <i>et al.</i> , 1962; Nelson, 2014; Jørgensen <i>et al.</i> , 2016
Vertebrata	Actinopterygii	<i>Gymnocanthus tricuspis</i> (juvenile)					IS	3-15, 18	OBIS; Miller <i>et al.</i> , 2013
Vertebrata	Actinopterygii	<i>Mallotus villosus</i> (juvenile)	IS		IS			3-14, 18	OBIS; Van Guelpen, 2016; Estrada <i>et al.</i> , 2012
Vertebrata	Actinopterygii	<i>Osmerus mordax</i> (juvenile)	NIS					5, 12, 14	Obis; Casas-Monroy, 2014; Johnston <i>et al.</i> , 2014
<b>13</b>	<b>16</b>	<b>Total taxa : 98</b>	<b>39</b>	<b>29</b>	<b>50</b>	<b>41</b>	<b>59</b>		
		<b>Total higher taxa : 22</b>	<b>12</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>9</b>	<b>16</b>		
		<b>Total genus : 7</b>	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>		
		<b>Total species : 69</b>	<b>22</b>	<b>17</b>	<b>37</b>	<b>29</b>	<b>39</b>		

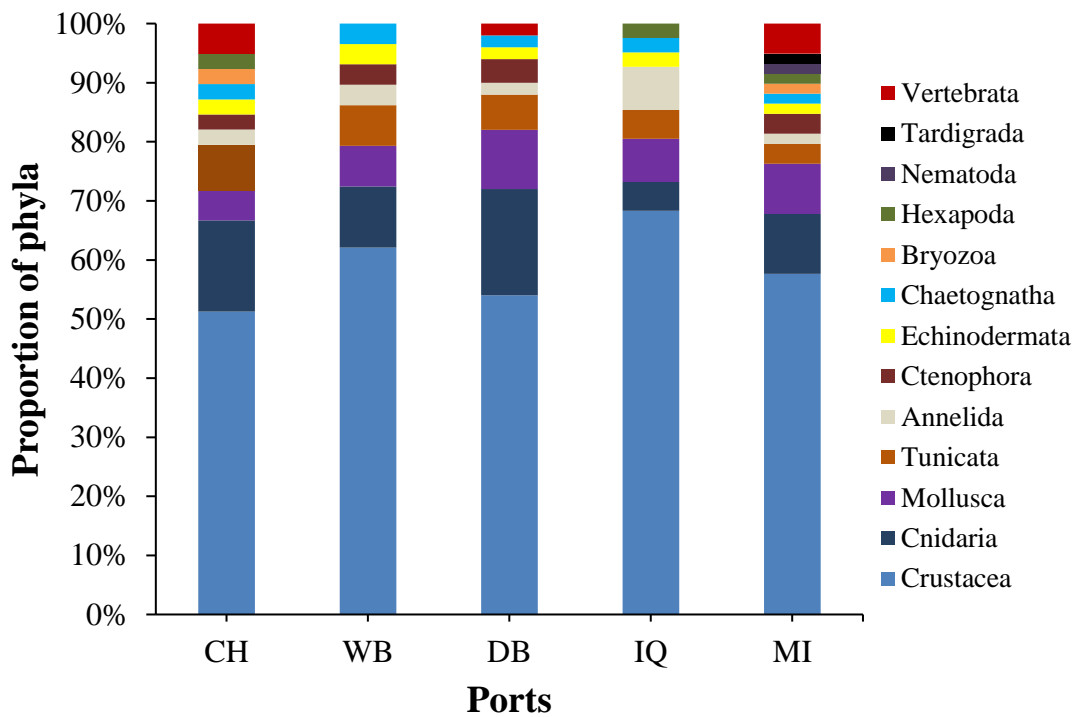


Figure 11: Phyla composition (presence/absence data) from the combined 80µm and 250µm nets for the ports of Churchill (CH) Wager Bay (WB), Deception Bay (DB), Iqaluit (IQ) and Milne Inlet (MI)

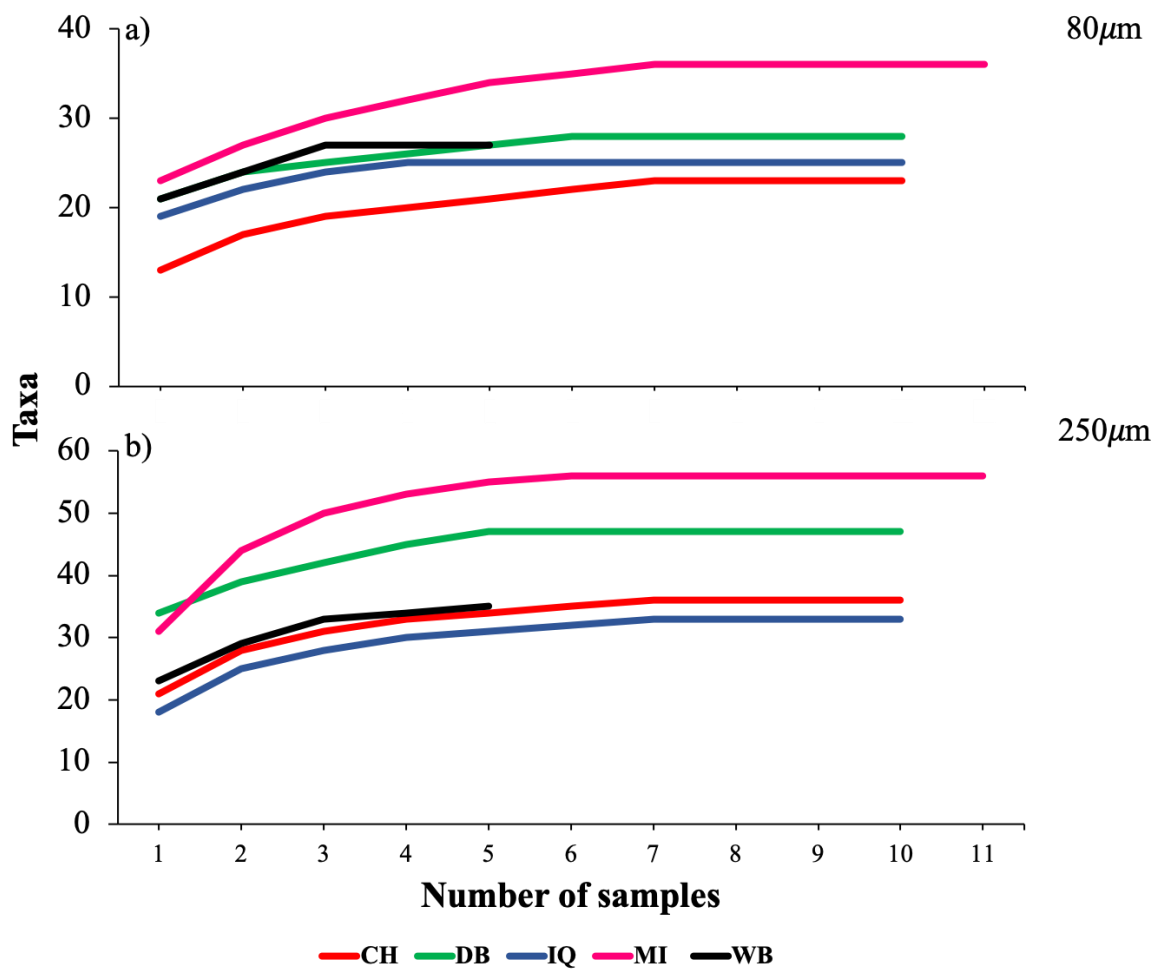


Figure 12: Taxa accumulation curves for the total number of zooplankton taxa observed in relation to the number of samples collected using a) 80µm and b) 250µm for the ports of Churchill (CH), Wager Bay (WB), Iqaluit (IQ) and Milne Inlet (MI)

## 3.2 COMPARISONS OF ZOOPLANKTON DENSITY AND DIVERSITY AMONG FOUR ARCTIC PORTS

### 3.2.1 VERTICAL TOW:

There was a negative latitudinal gradient of zooplankton density from Churchill to Milne Inlet. The highest densities were present in Churchill ( $77312 \pm 13811 \text{ ind.m}^{-3}$ ) and Deception Bay ( $48231 \pm 7120 \text{ ind.m}^{-3}$ ), and these were significantly highest (4 times) from those in Iqaluit ( $5314 \pm 1681 \text{ ind.m}^{-3}$ ) and Milne Inlet ( $1659 \pm 525$ ; ANOVA,  $p < 0.001$ ; Pair-wise tests,  $p < 0.001$ , **Fig. 13a**). In contrast, Milne Inlet, the northernmost location, had the highest mean species richness ( $20.6 \pm 0.6 \text{ species port}^{-1}$ ) and had the highest maximal species richness ( $S = 36$ ), whereas Churchill, the southernmost location, showed the lowest maximal species richness ( $S = 29$ ; ANOVA,  $p < 0.001$ ; Pair-wise tests,  $p < 0.001$ , **Fig. 13c**) relative to other ports. This low species richness was mainly due to the high numbers of larvae that could not be identified to the species level. The Shannon indices at Deception Bay and at Milne Inlet were significantly higher than the ones at Churchill and at Iqaluit (ANOVA,  $F_{\text{shannon}} = 9.956$ ,  $p < 0.001$ ; Pair-wise tests,  $p < 0.001$ , **Fig. 13e**), while Pielou evenness was low and similar among all ports (ANOVA,  $F_{\text{Pielou}} = 2.415$ ,  $p = 0.08$ ).

### 3.2.2 OBLIQUE TOW:

The patterns of diversity and abundance of zooplankton were more variable in the 250  $\mu\text{m}$  mesh net and did not follow a clear latitudinal gradient as seen for the 80  $\mu\text{m}$  mesh nets. Generally, species composition was more homogeneously distributed with lower abundances at Deception Bay, Iqaluit and Milne Inlet as compared to Churchill. The highest density was found in Churchill ( $5281 \pm 1664 \text{ ind.m}^{-3}$ ), at more than five times that of the other ports and the lowest density was found in Deception Bay ( $131 \pm 26 \text{ ind.m}^{-3}$ ; ANOVA,  $p < 0.001$ ; Pair-wise tests  $p < 0.001$ ; **Fig. 13b**). Deception Bay and Milne Inlet had the highest mean species richness ( $25.7 \pm 1$  and  $24.9 \pm 1 \text{ species per station}$ ) compared to other ports (ANOVA,  $p < 0.001$ ; Pair-wise tests,  $p < 0.001$ , **Fig. 13d**). The highest maximal species richness per port was found in Milne Inlet ( $S = 56$ ) and the lowest at Churchill ( $S = 36$ ) (**Fig. 13d**). The Shannon

index and Pielou evenness were highest at Milne Inlet and lowest at Churchill with the Shannon index twice as low as Milne Inlet (ANOVA,  $F_{\text{Shannon}} = 26.56$ ,  $F_{\text{Pielou}} = 22.5$ , all  $p < 0.001$ ; Pair-wise tests, all  $p < 0.001$ ). (Fig. 13f).

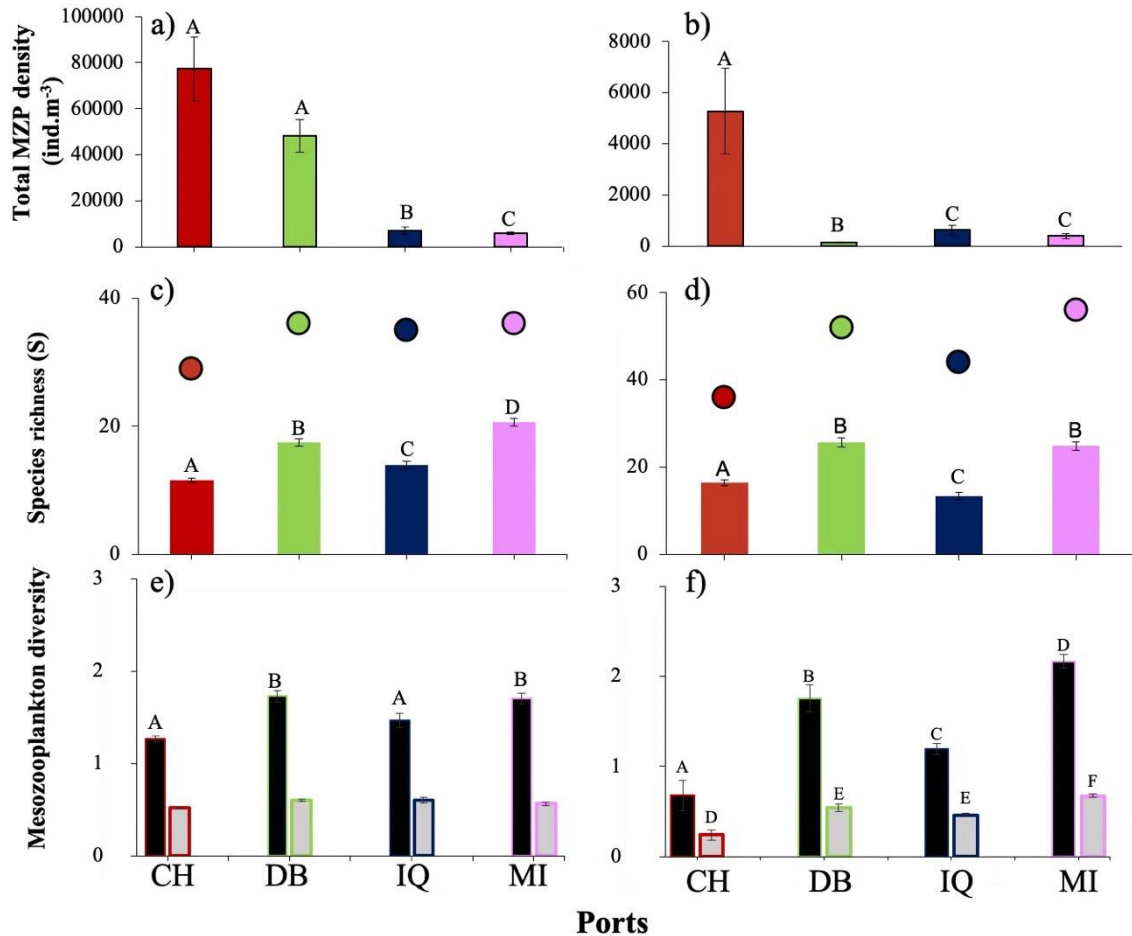


Figure 13: Diversity measures of the mesozooplankton community (MZP) of the 80µm net (left side panels) and the 250µm net (right side panels). a-b) the mean total density; c-d) the species richness and e-f) the diversity of the 4 ports: Churchill (CH), Deception Bay (DB), Iqaluit (IQ) and Milne Inlet (MI). The dots represent Max species richness per port. For the biodiversity indices, Shannon's index is presented in black and the Pielou evenness in grey. Error bars represent standard error.

### 3.3 COMPARISON OF COMMUNITY COMPOSITION AND ENVIRONMENTAL DRIVERS AMONG PORTS

Community composition clearly differed among the 4 ports with environmental parameters explaining 48% of the total variance in the zooplankton communities. There was less variation in species composition within ports than among ports (dbRDA, **Fig. 14**). The Churchill zooplankton community was characterized by the warmest temperatures most likely because Churchill is the southernmost port located on Hudson Bay which warms relatively quickly due to extensive shallow water habitat. Indeed this port had the highest number of ice-free days (51d) before sampling took place (**Table 3**) and lowest average bottom depth. The zooplankton community of Deception Bay was differentiated by having lower bottom depth and lower salinity, Iqaluit by the highest salinities, coldest temperatures and the shortest ice-free period, and Milne Inlet by the greatest bottom depth and colder temperatures. A latitudinal gradient of decreasing temperature was present from Churchill to Milne Inlet, with the exception of Iqaluit which showed the coldest temperatures due to shortest ice-free period before sampling (**Table 3**). It should however be noted that ice break-up for this location occurred unusually late (by approximately 1 month) in 2015 (K. Howland, personal communication).



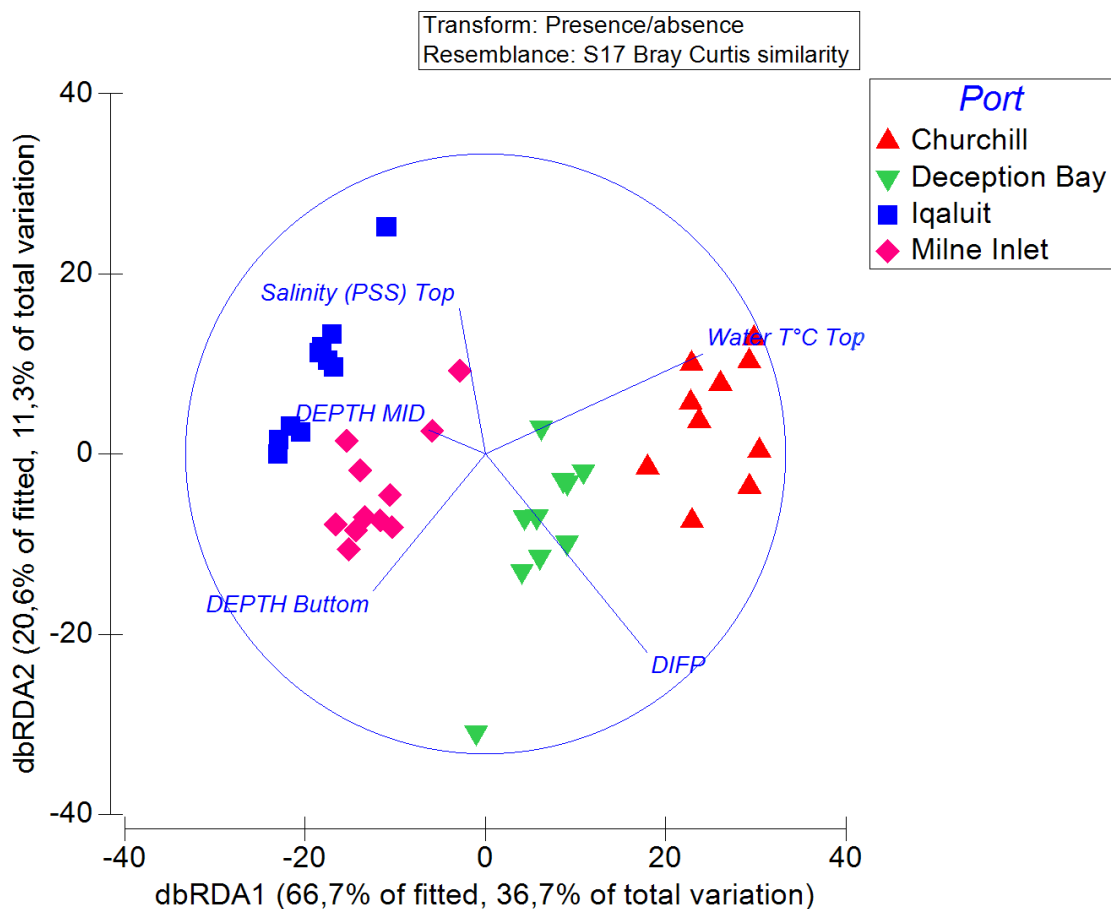


Figure 14: Distance-based redundancy analysis (dbRDA) of MZP based on taxonomic composition in relation to environmental variables (blue vectors) for all sites per port (Presence/absence;  $p < 0.05$ ; 9999 permutations). The first two RDA axes explained 48% of the variance

Table 3: Ice-free period before the zooplankton sampling, reference : Ice archive of the government of Canada (<http://iceweb1.cis.ec.gc.ca/Archive/page1.xhtml?lang=en>)

Port sampling	Start of sea ice free	Start sampling	Ice free period before sampling
<b>Churchill 2015</b>	June 22 2015	August 11 2015	51 days
<b>Deception Bay 2016</b>	July 5 2016	August 19 2016	45 days
<b>Iqaluit 2015</b>	August 8 2015	August 18 2015	10 days
<b>Milne Inlet 2017</b>	July 29 2017	August 12 2017	14 days

The MZP community of all ports differed significantly (ANOSIM, global  $R= 0.93$ ;  $p < 0.05$ ; Table 4). Differences among communities in ports were driven by the following key species: a high proportion of sites at port of Churchill had *Osmerus mordax*, *Acartia hudsonica* and *Aurelia limbata*, while those at Deception Bay had *Aeginopsis laurentii*, Euphausiacea, *Aglantha digitale*, those in Iqaluit had *Metridia longa* and this one at Milne Inlet had *Calanus hyperboreus* (Table 4).

Table 4: Pairwise average dissimilarity between Canadian Arctic ports : Churchill (CH), Deception Bay (DB), Iqaluit (IQ) and Milne Inlet (MI) based on presence absence data.

Ports	Average dissimilarity	Taxa	Av.Abund	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
CH-DB	43.03 %		<b>CH</b>	<b>DB</b>				
		<i>Aeginopsis laurentii</i>	0	1	2,12	15,68	4,93	4,93
		<i>Aglantha digitale</i>	0	1	2,12	15,68	4,93	9,87
		<i>Calanus glacialis</i>	0	1	2,12	15,68	4,93	14,8
		Euphausiacea	0	1	2,12	15,68	4,93	19,74
		<i>Osmerus mordax</i>	1	0	2,12	15,68	4,93	24,67
		<i>Acartia hudsonica</i>	1	0,2	1,74	1,98	4,04	28,71
		<i>Calanus finmarchicus</i>	0,1	0,9	1,74	2,1	4,03	32,74
		Chaetognatha	0,2	1	1,71	1,97	3,97	36,71
		<i>Aurelia limbata</i>	0,8	0	1,7	1,97	3,96	40,67
		<i>Triconia borealis</i>	0	0,8	1,7	1,97	3,94	44,61
		<i>Mysis oculata</i>	0	0,7	1,48	1,51	3,43	48,05
		<i>Mitrocomella polydiademata</i>	0	0,7	1,46	1,51	3,39	51,44
		Bryozoa	0,6	0	1,28	1,21	2,96	54,4
		<i>Catablema vesicarium</i>	0,4	1	1,26	1,21	2,92	57,33
		<i>Harpacticoida</i> spp.	0,5	1	1,06	0,99	2,47	59,8
		<i>Eurytemora herdmani</i>	0,5	0,2	1,05	0,99	2,43	62,23
		Ctenophora	0,6	0,7	0,98	0,92	2,28	64,51
		<i>Bougainvillia</i> sp.	0,9	0,6	0,91	0,84	2,12	66,63
Isopoda	0,2	0,4	0,91	0,88	2,11	68,74		
<i>Oikopleura</i> sp.	0,6	1	0,86	0,81	2	70,74		
CH-IQ	53.18 %		<b>CH</b>	<b>IQ</b>				
		<i>Acartia hudsonica</i>	1	0	2,58	13,41	4,86	4,86
		<i>Metridia longa</i>	0	1	2,58	13,41	4,86	9,72
		<i>Osmerus mordax</i>	1	0	2,58	13,41	4,86	14,58
		<i>Calanus glacialis</i>	0	0,9	2,35	2,92	4,42	19
		<i>Bougainvillia</i> sp.	0,9	0	2,33	2,91	4,39	23,39
		<i>Triconia borealis</i>	0	0,9	2,31	2,9	4,35	27,74
		<i>Centropages abdominalis</i>	0,8	0	2,09	1,97	3,94	31,68
		<i>Aurelia limbata</i>	0,8	0	2,08	1,96	3,9	35,58
		<i>Fritillaria borealis</i>	1	0,2	2,07	1,96	3,89	39,47
		<i>Calanus hyperboreus</i>	0	0,8	2,02	1,97	3,79	43,27
		Isopoda	0,2	0,9	1,92	1,66	3,62	46,88
		<i>Calanus finmarchicus</i>	0,1	0,8	1,88	1,67	3,53	50,42
		<i>Themisto libellula</i>	0,1	0,7	1,69	1,38	3,17	53,59
		Bryozoa	0,6	0	1,55	1,21	2,92	56,51
		Ctenophora	0,6	0	1,54	1,21	2,89	59,41
		Gastropoda	0,6	0,5	1,3	0,99	2,45	61,85
		<i>Harpacticoida</i> spp.	0,5	1	1,3	0,99	2,44	64,29
		<i>Oithona atlantica</i>	0	0,5	1,28	0,99	2,41	66,7
Chaetognatha	0,2	0,5	1,27	0,99	2,38	69,08		
<i>Eurytemora herdmani</i>	0,5	0	1,26	0,99	2,36	71,44		
CH-MI	52.70 %		<b>CH</b>	<b>MI</b>				
		<i>Acartia hudsonica</i>	1	0	2,01	15,18	3,81	3,81
		<i>Aglantha digitale</i>	0	1	2,01	15,18	3,81	7,63
		<i>Calanus glacialis</i>	0	1	2,01	15,18	3,81	11,44
		<i>Calanus hyperboreus</i>	0	1	2,01	15,18	3,81	15,25
		<i>Osmerus mordax</i>	1	0	2,01	15,18	3,81	19,06
		<i>Aeginopsis laurentii</i>	0	0,91	1,85	3,1	3,51	22,57
		<i>Calanus finmarchicus</i>	0,1	1	1,82	2,93	3,45	26,02
		<i>Bougainvillia</i> sp.	0,9	0	1,81	2,92	3,44	29,46
		Gymnosomata	0	0,82	1,63	2,09	3,09	32,55
		<i>Centropages abdominalis</i>	0,8	0	1,62	1,97	3,08	35,63
		Chaetognatha	0,2	1	1,62	1,97	3,07	38,7
		Isopoda	0,2	1	1,62	1,97	3,07	41,77
		<i>Aurelia limbata</i>	0,8	0	1,61	1,97	3,06	44,82
		<i>Mysis littoralis</i>	0	0,73	1,47	1,62	2,78	47,61
		<i>Triconia borealis</i>	0	0,73	1,45	1,61	2,74	50,35
		<i>Ammodytes</i> sp.	0	0,73	1,44	1,61	2,74	53,09
		<i>Beroe</i> sp.	0	0,64	1,29	1,31	2,44	55,53
		Bryozoa	0,6	0	1,21	1,21	2,29	57,82
		<i>Catablema vesicarium</i>	0,4	0,64	1,05	1,05	2	59,82
		<i>Harpacticoida</i> spp.	0,5	1	1,01	0,99	1,91	61,73
		<i>Eurytemora herdmani</i>	0,5	0	0,98	0,99	1,86	63,59
		<i>Limacina helicina</i>	0	0,45	0,91	0,9	1,72	65,32
		<i>Clione limacina</i>	0	0,45	0,9	0,9	1,71	67,03
		Ostracoda	0,3	0,36	0,89	0,89	1,68	68,71
		Mysida	0	0,45	0,86	0,91	1,64	70,35

Ports	Average dissimilarity	Taxa	Av.Abund	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<b>DB-IQ</b>	<b>43.21 %</b>		<b>DB</b>	<b>IQ</b>				
		<i>Aeginopsis laurentii</i>	1	0	2,17	12,31	5,02	5,02
		<i>Catablena vesicarium</i>	1	0	2,17	12,31	5,02	10,04
		Euphausiacea	1	0	2,17	12,31	5,02	15,06
		<i>Metridia longa</i>	0	1	2,17	12,31	5,02	20,08
		<i>Centropages abdominalis</i>	0,9	0	1,95	2,89	4,5	24,59
		<i>Fritillaria borealis</i>	1	0,2	1,74	1,96	4,02	28,61
		<i>Aglantha digitale</i>	1	0,2	1,74	1,96	4,02	32,62
		<i>Calanus hyperboreus</i>	0	0,8	1,7	1,97	3,94	36,56
		Ctenophora	0,7	0	1,5	1,5	3,47	40,03
		<i>Mitrocomella polydiademata</i>	0,7	0	1,49	1,5	3,45	43,48
		<i>Mysis oculata</i>	0,7	0,1	1,43	1,37	3,31	46,79
		<i>Themisto libellula</i>	0,2	0,7	1,34	1,26	3,09	49,88
		Isopoda	0,4	0,9	1,29	1,16	2,98	52,86
		<i>Bougainvillia</i> sp.	0,6	0	1,28	1,21	2,95	55,82
		Chaetognatha	1	0,5	1,11	0,99	2,58	58,4
		Gastropoda	1	0,5	1,11	0,99	2,57	60,96
		<i>Oithona atlantica</i>	0	0,5	1,08	0,99	2,5	63,46
		Bivalvia	1	0,6	0,9	0,81	2,07	65,53
		<i>Microsetella norvegica</i>	1	0,6	0,88	0,81	2,04	67,58
<i>Hyperia galba</i>	0,4	0	0,88	0,81	2,03	69,61		
<i>Microcalanus</i> spp.	0	0,4	0,85	0,81	1,96	71,58		
<b>DB-MI</b>	<b>32.7%</b>		<b>DB</b>	<b>MI</b>				
		<i>Calanus hyperboreus</i>	0	1	1,75	13,99	5,35	5,35
		Euphausiacea	1	0	1,75	13,99	5,35	10,69
		<i>Centropages abdominalis</i>	0,9	0	1,57	2,91	4,8	15,49
		Gymnosomata	0,1	0,82	1,31	1,73	4	19,49
		<i>Mysis litoralis</i>	0	0,73	1,28	1,61	3,9	23,39
		<i>Ammodytes</i> sp.	0	0,73	1,26	1,61	3,85	27,24
		<i>Mitrocomella polydiademata</i>	0,7	0	1,21	1,51	3,69	30,92
		<i>Mysis oculata</i>	0,7	0,09	1,16	1,39	3,54	34,46
		Isopoda	0,4	1	1,07	1,21	3,28	37,74
		<i>Beroe</i> sp.	0,1	0,64	1,07	1,24	3,27	41,02
		<i>Bougainvillia</i> sp.	0,6	0	1,03	1,21	3,16	44,17
		<i>Limacina helicina</i>	0,3	0,45	0,84	0,96	2,57	46,74
		<i>Clione limacina</i>	0,1	0,45	0,8	0,92	2,46	49,2
		<i>Hyperia galba</i>	0,4	0,27	0,8	0,9	2,44	51,65
		Mysida	0,1	0,45	0,78	0,92	2,38	54,03
		<i>Themisto libellula</i>	0,2	0,27	0,65	0,75	1,98	56,01
		<i>Triconia borealis</i>	0,8	0,73	0,64	0,75	1,97	57,98
		<i>Catablena vesicarium</i>	1	0,64	0,64	0,75	1,96	59,94
		<i>Limnocalanus grimaldii</i>	0	0,36	0,64	0,75	1,95	61,89
Ostracoda	0	0,36	0,62	0,75	1,91	63,8		
<i>Boreogadus saida</i>	0	0,36	0,62	0,75	1,91	65,71		
Ctenophora	0,7	0,91	0,6	0,71	1,84	67,56		
<i>Acartia longiremis</i>	0,9	0,73	0,56	0,68	1,7	69,26		
<i>Mysis oculata</i>	0	0,27	0,47	0,61	1,44	70,7		
<b>IQ-MI</b>	<b>40.11 %</b>		<b>IQ</b>	<b>MI</b>				
		<i>Aeginopsis laurentii</i>	0	0,91	1,89	3,06	4,71	4,71
		Ctenophora	0	0,91	1,85	3,05	4,61	9,31
		Gymnosomata	0	0,82	1,66	2,08	4,14	13,46
		<i>Aglantha digitale</i>	0,2	1	1,64	1,96	4,09	17,55
		<i>Fritillaria borealis</i>	0,2	1	1,64	1,96	4,09	21,64
		<i>Metridia longa</i>	1	0,27	1,51	1,6	3,76	25,39
		<i>Mysis litoralis</i>	0	0,73	1,5	1,61	3,73	29,12
		<i>Ammodytes</i> sp.	0	0,73	1,47	1,6	3,67	32,79
		<i>Beroe</i> sp.	0	0,64	1,31	1,31	3,27	36,07
		<i>Catablena vesicarium</i>	0	0,64	1,3	1,3	3,23	39,3
		<i>Themisto libellula</i>	0,7	0,27	1,19	1,19	2,97	42,27
		Chaetognatha	0,5	1	1,05	0,99	2,62	44,9
		Gastropoda	0,5	1	1,05	0,99	2,61	47,51
		<i>Oithona atlantica</i>	0,5	0,18	1,02	0,99	2,55	50,05
		<i>Limacina helicina</i>	0,1	0,45	0,95	0,92	2,36	52,41
		<i>Clione limacina</i>	0	0,45	0,92	0,9	2,29	54,71
		Mysida	0	0,45	0,88	0,9	2,2	56,9
		Bivalvia	0,6	1	0,85	0,81	2,11	59,01
		<i>Microsetella norvegica</i>	0,6	1	0,83	0,81	2,08	61,09
<i>Microcalanus</i> spp.	0,4	0	0,8	0,81	2	63,09		
<i>Limnocalanus grimaldii</i>	0	0,36	0,75	0,75	1,87	64,96		
Ostracoda	0	0,36	0,73	0,75	1,82	66,78		
<i>Boreogadus saida</i>	0	0,36	0,73	0,75	1,82	68,6		
<i>Triconia borealis</i>	0,9	0,73	0,67	0,68	1,67	70,27		

### 3.4 COMPARISON OF COMMUNITY COMPOSITION AND ENVIRONMENTAL DRIVERS WITHIN PORTS

#### 3.4.1 CHURCHILL :

For vertical tows (80µm mesh size net), the average similarity of all stations was 69.24%. This similarity was mainly due to two copepods: *Oithona similis* (36.66%), *Pseudocalanus* spp. (25.45%) and one class of annelids: polychaetes (9.25%, **Table 5**). Variability in community structure (square root transformed) among vertical tow stations was explained mainly by bottom depth (11%, **Fig. 15a**). Oblique tows (250µm mesh size net) had an average similarity of 58.85%. Larvae of Echinoderms contributed to more than 50% (52.91%) to the similarity among stations followed by Crustacea such as *Pseudocalanus* spp. (11.21%) and Cirripedia (7.55%). Variability of the zooplankton community among oblique stations was mainly explained by salinity (18.2%, dbRDA) as a gradient from CH1 to CH2/CH10 was found with the lowest salinity in CH1, the station closest to the river (**Fig. 15b; Fig. 9**).

Table 5: Average similarity (SIMPER analysis) within each Canadian Arctic port : Churchill (CH), Deception Bay (DB), Iqaluit (IQ) and Milne Inlet (MI), separately calculated for each net A) 80µm net and B) 250µm net) with square root transformed density.

A)	Ports	Average similarity	Taxa	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
	CH	69.24	<i>Oithona similis</i>	178.77	25.38	5.52	36.66	36.66
			<i>Pseudocalanus</i> spp.	130.28	17.62	3.17	25.45	62.11
			Polychaeta	52.65	6.4	2.25	9.25	71.35
	DB	68.41	<i>Microsetella norvegica</i>	102.26	14.32	2.55	20.93	20.93
			<i>Oithona similis</i>	89.41	13.95	5.05	20.38	41.31
			<i>Harpacticoida</i> spp.	79.13	9.4	2.08	13.74	55.05
			Bivalvia	50.56	7.05	3.18	10.3	65.35
			Gastropoda	42.72	5.01	1.79	7.32	72.67
	IQ	71.78	<i>Pseudocalanus</i> spp.	12.99	17.79	10.23	24.78	24.78
			Polychaeta	13.53	17.62	4.99	24.55	49.32
			Cirripedia	13.69	15.58	3.27	21.7	71.02
	ML	70.27	<i>Oithona similis</i>	30.93	20.01	6.08	28.48	28.48
			Bivalvia	14.62	7.28	2.59	10.36	38.84
			<i>Pseudocalanus</i> spp.	12.79	6.1	2.44	8.68	47.52
			Chaetognatha	8.8	5.43	6.39	7.73	55.25
Polychaeta			9.65	5.14	2.65	7.32	62.56	
Cirripedia			5.68	3.03	2.67	4.31	66.87	
<i>Fritillaria borealis</i>			5.62	2.94	2.98	4.19	71.06	

B)	Ports	Average similarity	Taxa	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
	CH	58.85	Echinodermata	59.42	31.14	1.71	52.91	52.91
			<i>Pseudocalanus</i> spp.	10.05	6.6	2.29	11.21	64.12
			Cirripedia	7.14	4.44	1.94	7.55	71.67
	DB	57.37	Echinodermata	6.32	13.23	1.87	23.06	23.06
			<i>Fritillaria borealis</i>	2.06	3.76	2.4	6.56	29.61
			<i>Pseudocalanus</i> spp.	1.73	3.58	3.8	6.24	35.86
			<i>Oithona similis</i>	1.78	3.42	1.69	5.97	41.82
			Chaetognatha	2.63	3.38	1.53	5.9	47.72
			Gastropoda	1.97	3.33	2.54	5.8	53.52
			Cirripedia	1.55	3.28	2.01	5.72	59.24
			<i>Aglantha digitale</i>	1.46	3.19	1.97	5.56	64.8
			<i>Calanus glacialis</i>	1.64	2.24	1.65	3.9	68.71
			<i>Aeginopsis laurentii</i>	1.15	2.17	1.4	3.78	72.48
	IQ	68.41	<i>Pseudocalanus</i> spp.	14.58	20.7	3.9	35.62	35.62
			Cirripedia	11.62	13.54	2.33	23.3	58.92
			<i>Acartia longiremis</i>	5.83	10.81	1.38	18.6	77.53
	ML	60.46	Chaetognatha	7.83	8.61	3.19	14.23	14.23
			<i>Pseudocalanus</i> spp.	6.88	7.71	2.45	12.75	26.99
			<i>Calanus glacialis</i>	6.32	7.71	4.23	12.75	39.73
			<i>Calanus finmarchicus</i>	5.12	5.92	4.17	9.8	49.53
			Cirripedia	6.58	5.86	2.03	9.69	59.23
<i>Fritillaria borealis</i>			2.76	3.52	3.14	5.82	65.05	
<i>Oikopleura</i> sp.			3	3.34	3.52	5.53	70.58	

### 3.4.2 DECEPTION BAY :

At Deception Bay, the average similarity of all stations for vertical tows was 68.41%. This similarity was mainly due to three copepods: *Microsetella norvegica* (20.93%), *Oithona similis* (20.38%) and *Harpacticoida* spp. (13.74%) (**Table 5**). The zooplankton community was relatively homogenous among stations and comprised largely Crustacea followed by Mollusca. Oblique tows had an average similarity of 57.37%. with Echinoderma contributing most to the similarity among stations followed by *Fritillaria borealis* (6.56%) and *Pseudocalanus* spp. (6.24%). The variation of the community structure among stations was explained mainly by surface salinity, bottom depth and stratification (VAIS). The stations were relatively similar except DB7, the closest station to the river, which had the lowest salinity (**Fig. 15c-d; Fig. 9**).

### 3.4.3 IQALUIT :

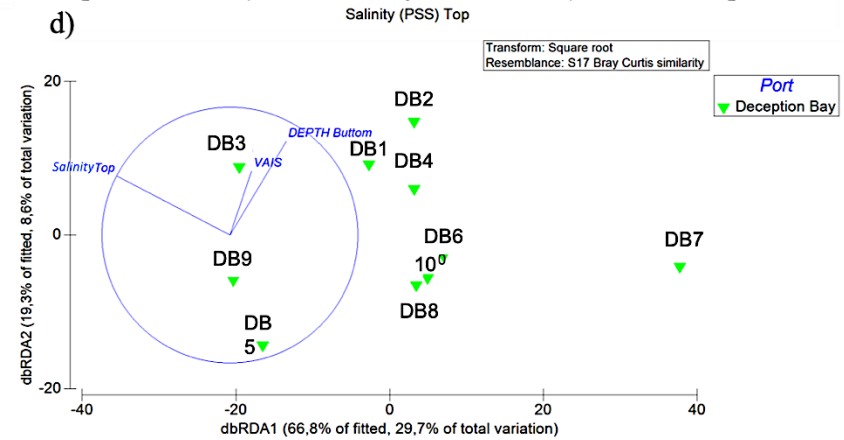
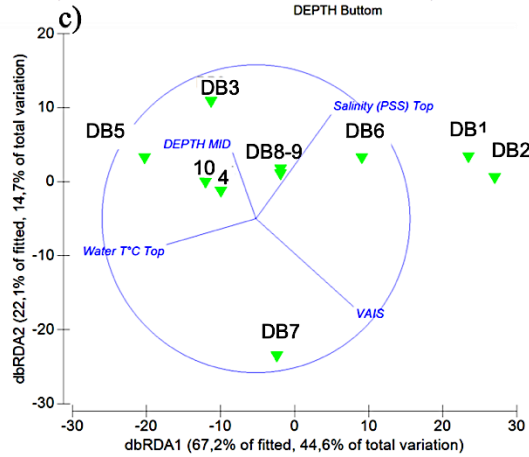
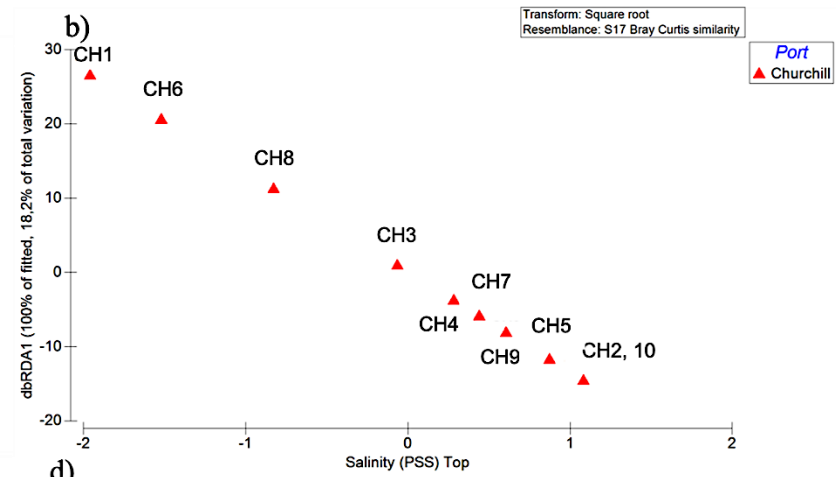
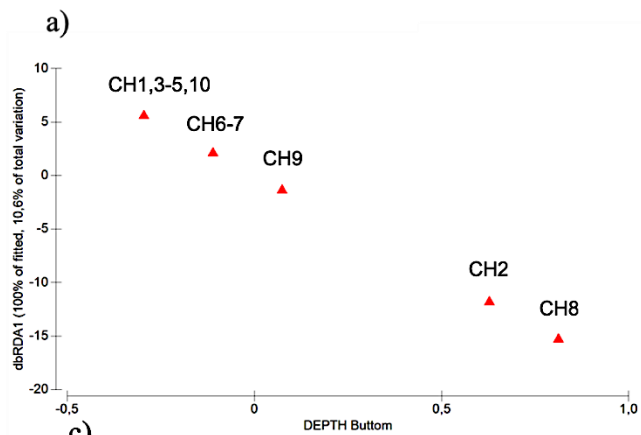
The MPZ community in Iqaluit was quite similar among stations, showing the highest average similarity of all ports at 71.78% and 68.41% for the vertical and oblique net tows, respectively. This similarity was mainly due to 3 taxa: *Pseudocalanus* spp. (24.78%), Polychaeta (24.55%) and Cirripedia (21.7%) in the case of vertical tows; and *Pseudocalanus* spp. (36%), Cirripedia (23.3%) and *Acartia longiremis* (18.6%) for the obliques tows (**Table 5**). Surface water temperature explained a large part of the inter-station variance followed by the bottom depth. A positive temperature gradient from IQ7 to IQ2/IQ4 was found (**Fig. 15e**).

### 3.4.4 MILNE INLET :

At Milne Inlet the average similarity of all stations was 70.27% and 60.46% for the vertical and oblique tows (80 and 250 $\mu$ m mesh sizes), respectively. This was mainly due to *Oithona similis* (28.48%), Bivalvia (10.36%), and *Pseudocalanus* spp. (8.68%) in the vertical tows; and Chaetognatha (14.23%) followed by *Pseudocalanus* spp. (12.75%) and *Calanus glacialis* (12.75%) in the oblique tows (**Table 5**). Bottom depth, stratification (VAIS) and surface salinity ( $S_{top}$ ) explained a large part of the inter-station variance. The community

structure was similar among stations except for MI7, which had the highest water surface temperature ( $T^{\circ}\text{top}$ ), the highest stratification (VAIS) and the lowest surface salinity (**Fig. 15g-h**) as it was situated closest to the river.





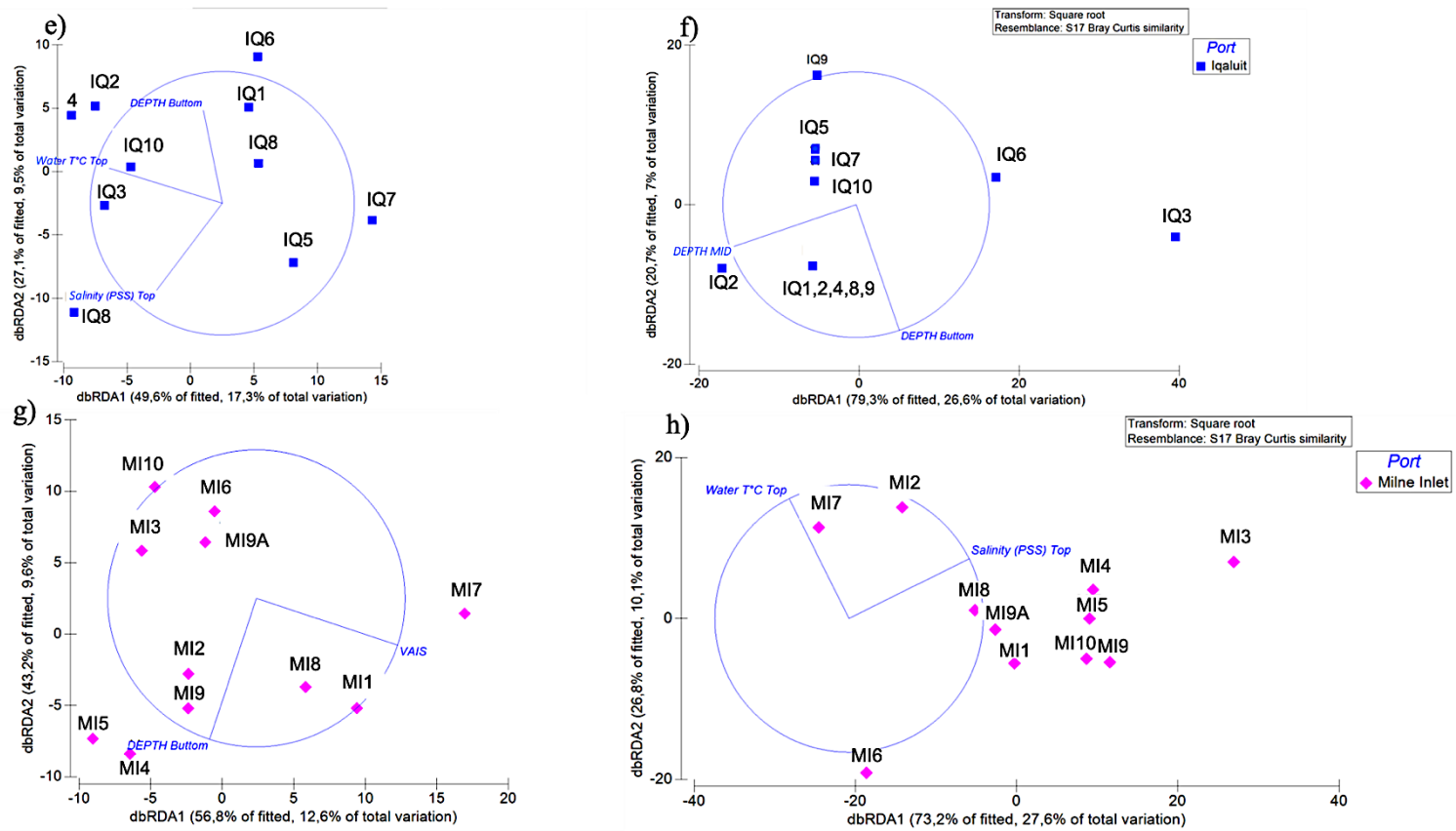


Figure 15: dbRDA that compared the biodiversity (Square root transformed densities) in relation to environmental parameters who contributing the most to explain the variation among station at a) and b) Churchill; c) and d) Deception Bay; e) and f) Iqaluit; and g) and h) Milne Inlet. 80µm net on the left side panels and the 250µm net on the right side panels

## 3.5 SEASONAL AND INTER-ANNUAL COMPARISON OF ZOOPLANKTON COMMUNITIES IN PORTS

### 3.5.1 CHURCHILL

At the port of Churchill in 2014, a strong seasonal change in the density of zooplankton was observed with the highest densities in August to September and the lowest in October (**Fig. 16**). Densities also varied substantially across years, with mean values in August 2015 that were at least 5 times higher than in August 2014 (**Fig. 16**). Seasonal variation in species composition was also observed among different sampling months in 2014 and exceeded the observed variability among stations in August 2015 (**Fig. 17**). Likewise, overall species richness was higher in 2014 when there was greater temporal coverage (over 3 months) than in 2015 when there was greater spatial coverage, but over a shorter time period (August only). A total of 40 species were observed in 2014 including one non-indigenous species, the copepod *Eurytemora affinis*, whereas 28 species were observed in 2015; only 17 of these were the same in both years (**Table 6**). Although *Eurytemora affinis* was not observed in 2015, another non-native species, the Cnidarian *Aurelia limbata* was (**Table 6**).

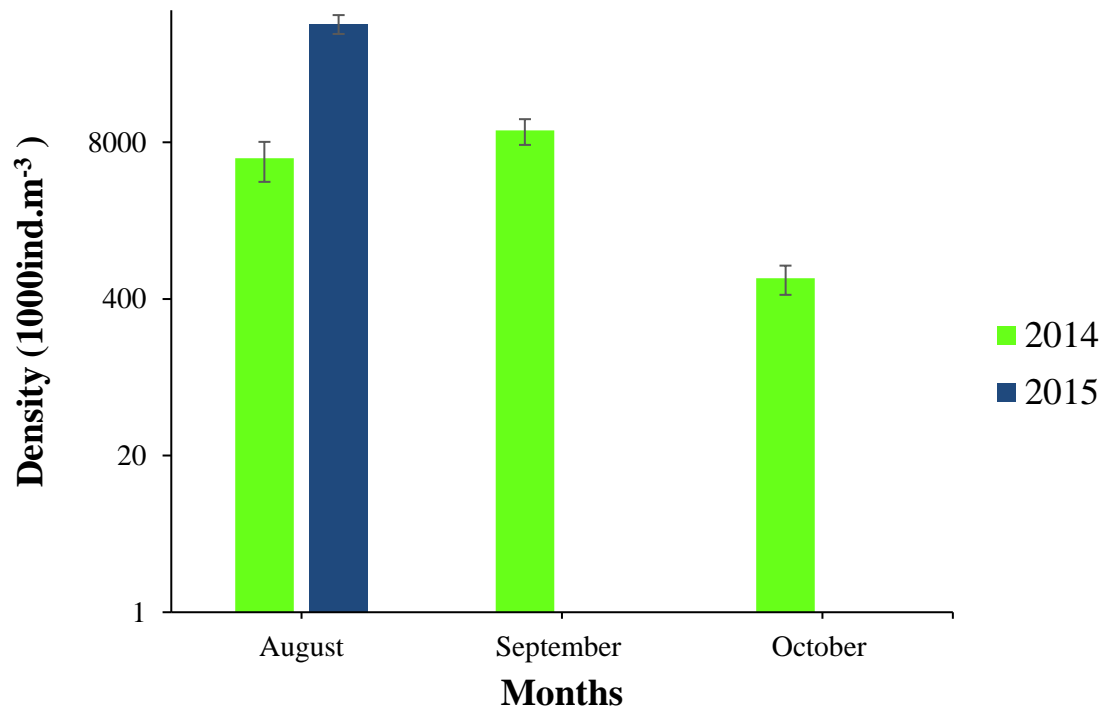


Figure 16: Variation in zooplankton densities in 80µm plankton tows (y-axis in log scale) at the port of Churchill from August to October (2014) and only in August in 2015

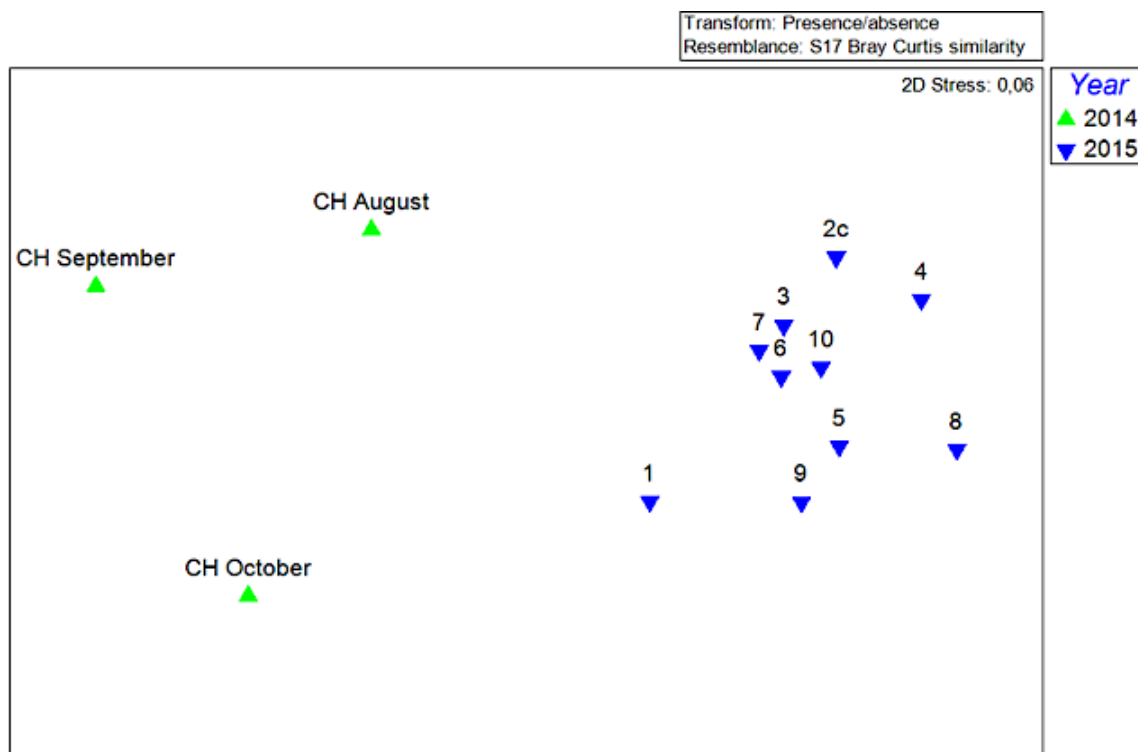


Figure 17: Non-metric multidimensional scaling (MDS) ordination plot of mesozooplankton community composition (Presence/absence transformed data for 80 $\mu$ m plankton tows) from the Churchill (CH) port. The numbers correspond to the number of each station in Churchill in 2015

Table 6: Comparison of MZP (presence/absence data) of the ports and the ballast water at Churchill and Deception Bay between 2013 and 2016.



	Port	Port	Ballast	Ballast	Port	Port	Port	Ballast	Ballast
	CH	CH	CH	CH	DB	DB	DB	DB	DB
Taxa	2014	2015	2013	2014	2014	2015	2016	2013	2014
Gastropoda	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Harpacticoida	1	1	1	1	1	1	1	0	1
Hyperiididae	0	0	0	1	1	1	0	0	0
Invertebrate	1	0	0	1	0	0	1	0	0
Isopoda	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Kellicottia longispina</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Metridia longa</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Metridia lucens</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Metridia</i> sp.	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Microcalanus pusillus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Microcalanus</i> sp.	0	0	0	1	1	1	0	0	0
<i>Microsetella nauplii</i>	1	0	0	1	1	0	0	0	1
<i>Microsetella norvegica</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Mitrocomella polydiademata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Mysida	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Nematoda	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Neomysis americana</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Obelia</i> spp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oikopleura</i> sp.	1	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Oithona atlantica</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Oithona similis</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Oithona</i> sp.	1	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Oncaea borealis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Oncaea conifera</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Oncaea</i> sp.	1	0	0	1	1	1	0	0	0
Ostracoda	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paracalanus parvus</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Paraeuchaeta norvegica</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Parathemisto</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Pisces	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pleopis polyphemoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Polychaeta	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Pseudocalanus</i> spp.	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Pseudodiaptomus pelagicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Pungitius pungitius</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Rotifera spp.	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Sagitta</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Scolecithricella minor</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Temora longicornis</i>	0	0	1	1	0	1	0	1	1
<i>Themisto gaudichaudi</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Themisto libellula</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Thysanoessa</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Triconia borealis</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Triconia</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	1	0
<b>Total</b>	<b>40</b>	<b>28</b>	<b>31</b>	<b>39</b>	<b>24</b>	<b>26</b>	<b>33</b>	<b>28</b>	<b>28</b>

### 3.5.2 DECEPTION BAY

Monthly and inter-annual variations in zooplankton densities were also observed in Deception Bay (**Fig. 18**). Zooplankton densities were much lower in June than in the following months, with maximum densities occurring either in July or August depending on the year (**Fig. 18**). Three distinct groupings were observed for species composition: 1) dockside samples from June 2014 and 2015 differed from each other and were clearly distinct from all the other months; 2) dockside samples from all other months in 2014 and 2015 showed high similarity to each other; 3) the 10 spatially extensive samples from the August 2016 port survey were very similar in terms of species composition and distinct from dockside samples collected in previous years (MDS, **Fig. 19**). A total of 24, 26 and 33 species were found in 2014, 2015 and 2016, respectively, and only 13 species were similar among these three years (**Table 6**).



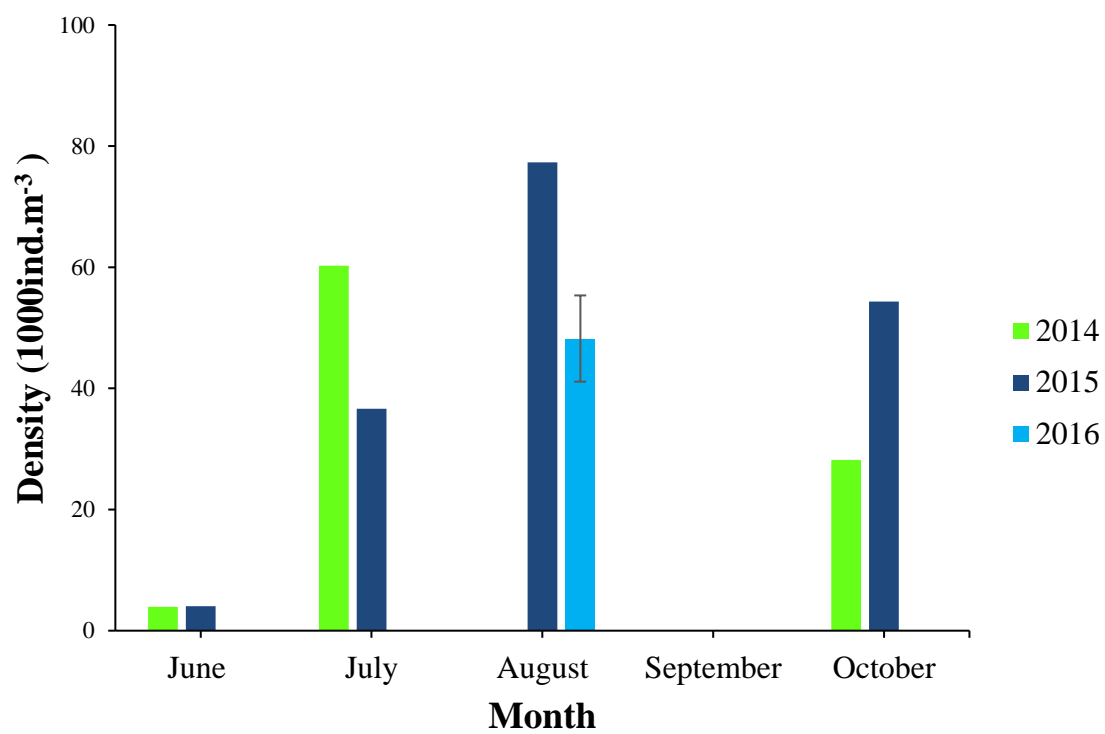


Figure 18: Variation in zooplankton density in 80µm plankton tows from June to October in the Deception Bay (DB) port in 2014, 2015, 2016

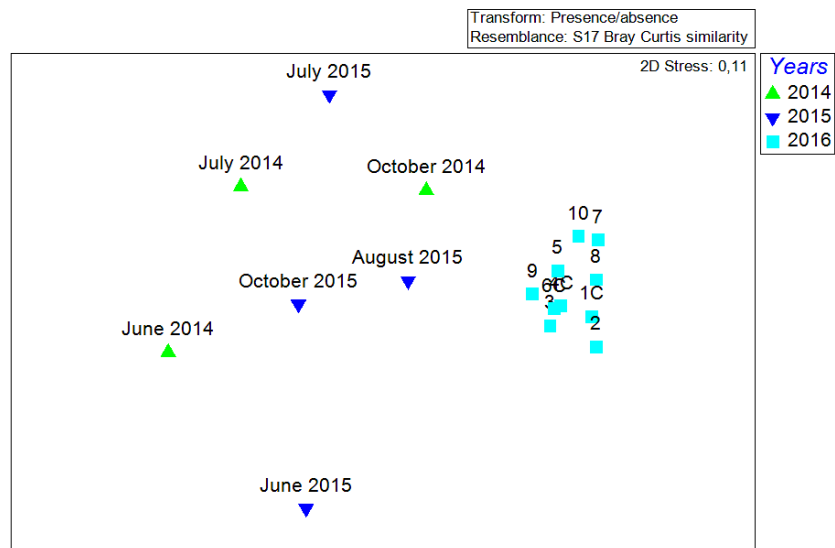


Figure 19: Non-metric multidimensional scaling (MDS) ordination plot of mesozooplankton community composition (presence/absence data for 80 $\mu$ m plankton tows) from the port in Deception Bay (DB), based on Bray-Curtis similarity. the numbers correspond to the number of each station in Deception-Bay in 2016

### 3.6 COMPARISON OF ZOOPLANKTON COMMUNITIES IN BALLAST WATER OF ARRIVING VESSELS (2013-2014) AND THEIR RESPECTIVE PORTS OF CHURCHILL (2015) AND DECEPTION BAY (2016)

At Churchill, ballast water from 28 ships (5 from domestic (Canadian) ports and 26 from international ports) was sampled in 2013 and 2014. A total of 31 (2013) and 39 (2014) taxa were detected in the ballast of arriving vessels, while 40 (2014) and 28 (2015) taxa were detected in the port environment of Churchill. Three non-indigenous species were found in samples from the ballast water tanks: *Eurytemora affinis* (2013), *Centropages typicus* (2013-2014) and *Neomysis americana* (2014) (**Table 6**). *Eurytemora affinis* was also detected in port samples in 2014, however none of these non-indigenous species were detected in 2015. Other non-indigenous species *Aurelia limbata* and *Osmerus mordax* were detected in samples from the Churchill port in 2015, but were not found in any ballast water samples from arriving vessels. At Deception Bay, 12 ships (10 domestic and 2 international) were sampled in 2013 and 2014. A total of 28 taxa were detected in the ballast water tanks in each of both years, while 24 (2014), 26 (2015) and 33 (2016) taxa were detected in waters surrounding the port of Deception Bay. Two non-indigenous species were found in ballast water samples (2013): *Acartia tonsa* and *Eurytemora affinis*, but neither were detected in any of the port samples (**Table 6**).

## 4. DISCUSSION

### 4.1: ZOOPLANKTON BASELINE

This baseline study is the most complete and up-to-date account of indigenous and non-indigenous zooplankton communities in coastal regions of the eastern Canadian Arctic. We identified 69 species, 7 genera and 22 higher taxa, with Crustacea being the dominant group (mainly copepods), followed by Cnidaria and Mollusca. This is consistent with an earlier comprehensive review in eastern Canada (Archambault *et al.*, 2010).

In this study, we compared new zooplankton data from five of the most active Canadian Arctic ports with historical data (OBIS, SBL, AOD and scientific literature (e.g. Grainger *et al.*, 1962; Cusson *et al.*, 2007; Archambault *et al.*, 2010; **Table 1**)) to identify new records. Among the taxa identified, 20% can be regarded as new records in these ports and their associated ecoregions. In some cases, their occurrence could be linked to introduction via shipping or other vectors as discussed below. However, the majority of these new records were likely not discovered earlier due to the low sampling effort in the ecoregion, and also to misidentification or identification with poor taxonomic resolution (e.g., only to genus or family, Goldsmit *et al.*, 2014). These issues highlight the challenges of producing an adequate baseline and detecting NIS, particularly in large, remote regions such as the Arctic.

Here, even though we only report on one season/year of comprehensive sampling for each port, we have increased the number of known species considerably, which gives up a valuable first step in the “pre-invasion planning” framework according to the rapid response plan by Locke and Hanson (2009). Furthermore, our species accumulation curves plateaued at a sample size of approximately seven, indicating that sampling effort at most ports (N=10 stations/port) provided a representative number of species for characterizing taxonomic biodiversity within the spatial extent of this study (**Fig. 12**). Seasonal and interannual variability in species composition likely exist (Questel *et al.*, 2013; McKinstry and Campbell, 2018) as demonstrated in the ports of Churchill and Deception Bay, where some historical

data was available, showing seasonal as well as inter-annual variations in zooplankton communities (**Fig. 16 to 19**). Thus, it will be necessary to build on these findings with more extensive monitoring and identification of new species (Locke and Hanson, 2009). Baseline studies are best conducted over several years to ensure they are as comprehensive as possible (Locke and Hanson, 2009).

Although our sampling efforts appeared adequate for the spatial scale covered at each port, species accumulation curves can vary greatly with the level of taxonomic precision. Species richness in this study most likely is even greater than what is described due to challenges in sampling rare species, but especially due to the difficulty in identifying larval stages of meroplankton (e.g. Echinodermata) and holoplankton as well as morphologically similar or cryptic small species (e.g. *Pseudocalanus* spp., Dodson *et al.*, 2010; Vasquez *et al.*, 2016). We concentrated most of our effort on the highly diverse and abundant holoplankton group, the copepods, specifically calanoid and cyclopoid copepods in accordance with time and budget constraints. However, other more challenging groups such as meroplankton, that were mostly represented by early life stage were not identified to species level.

With improved taxonomic accuracy, we would most likely increase species richness and records of indigenous or non-indigenous species. Detection limitations of non-indigenous species due to small size was recognized by Wyatt and Carlton (2002), who introduced the concept of “small rule of invasion ecology”- whereby it is expected that the smaller the organism, the more difficult it will be to define species as non-indigenous.

Due to their small size, non-indigenous Arctic zooplankton species may be difficult to distinguish (Carlton, 2009). However, new molecular tools are a promising avenue for improving taxonomic resolution of these taxa. In parallel with this taxonomic study, environmental DNA and bulk zooplankton barcoding is underway (Lacoursière-Russel *et al.* 2018; unpublished data by A. Lacoursière-Roussel, N. Leduc, M. Cristescu, G. Zhang, G. Winkler and K. Howland). Comparisons of results with these different methods are planned, to improve our abilities for identifying additional taxa down to the species level and inferring their origin (indigenous, non-indigenous or cryptogenic). Such comparisons should enhance

the baseline information on zooplankton of Arctic ports and is expected to reveal greater species richness in these coastal regions of the Canadian Arctic than observed in the present study.

The lack of an up-to-date historical database on Arctic zooplankton communities, made it difficult to determine if new species were found due to increased sampling effort or due to being introduced (e.g. by humans). In a number of cases the lack of historical distribution information on species made it impossible to determine their origin (cryptogenic; Carlton, 1996). Thus, the proportion of cryptogenic species was relatively high at 13.1% (Carlton and Geller 1993; Ruiz *et al.*, 1997). High numbers of cryptogenic species, a common issue in poorly surveyed regions, will decrease the possibility of detecting biological invasions, resulting in an underestimation of the impact of these invasions on the indigenous communities (Carlton, 1996).

#### **4.2: BIODIVERSITY PATTERNS WITHIN AND AMONG THE PORTS OF CHURCHILL, DECEPTION BAY, IQALUIT AND MILNE INLET**

A large proportion of the variability of the zooplankton communities within and between ports was explained by environmental factors. Not surprisingly, there was more variation in species composition among than within ports due to the large differences in environmental conditions among ports. In accordance to Rutherford *et al.* (1999) water temperature varies greatly with latitude and associated ice cover. The variability in zooplankton communities within ports was related to small scale differences in environmental conditions such as, for example, the salinity and temperature gradients of the estuary in Churchill. It is important to note that the samples were all collected in the same month of the year, but not in the same year and with a highly variable ice-free period between ports. This could introduce further variability among ports.

The ports of Deception Bay, Iqaluit and Milne Inlet showed higher species diversity but had lower total abundances than Churchill. One of the fundamental and well-established hypotheses in ecology is the decrease of biodiversity with increasing latitude (Rex *et al.*, 1993; Rosenzweig, 1995; Rombouts *et al.*, 2009). Recent studies, however, have failed to prove this (Ellingsen & Gray 2002; Cusson *et al.*, 2007). And our study is no exception, covering 14° (58° à 72°N) of latitude, with biodiversity indices (species richness, Shannon and Pielou equitability) being lowest in the most southern port (Churchill). There are several possible explanations for this, 1) the area covered was only a small fraction of the Canadian Arctic coastal gradient, omitting the northernmost region as high as 83°N, 2) all ports were sampled in a restricted time frame (August) and not all ports were sampled in a given year. Thus, the ports did not have the same "ice-free" time before sampling, which might influence the specific richness measured. In addition, 3) temperature was highest and salinity was lowest in Churchill compared to all other ports. 4) not all ports have been anthropogenically impacted with the same intensity (Chan *et al.*, 2012),

The low biodiversity indices at Churchill indicate that only a few taxa such as *Oithona similis* (about 30%), and *Pseudocalanus* spp. (about 20%) were dominant. Low overall biodiversity dominated by few species has also been documented in the Barents Sea and other study of Hudson Bay (Blachowiak-Samolyk and Kwasniewski, 2007; Estrada *et al.*, 2012).

Overall, the Arctic region is dominated by euryhaline copepods such as *Oithona similis*, *Pseudocalanus* spp. and *Acartia longiremis*, in accordance with Harvey *et al.* (2001) and Estrada *et al.*, (2012). The genus *Oithona* and the species *Oithona similis* is potentially the most abundant and widely distributed copepod worldwide, including the Arctic Ocean, due to its broad environmental tolerance, being a euryhaline and eurythermal species (Fransz and Gonzalez, 2001; Head *et al.*, 2003). Furthermore, this species reproduces year-round which might allow for high abundances in the majority of Arctic ports. *Oithona* is omnivorous, feeding on a variety of food sources such as marine snow, fecal pellets or detritus that are generally linked to the microbial food web (Pedersen *et al.*, 2005).

*Pseudocalanus* spp. and *Acartia longiremis* are neritic and abundant in the Canadian Arctic (Fontaine 1955; Buchanan and Sekerak, 1982; Harvey 2001; Estrada, 2012).

The greatest species richness was observed at the most northern port, Milne Inlet. This may be due to a combination of factors: 1) The environment has received limited disturbance from human activities such as pollution and, until recently, shipping traffic and has therefore theoretically had lower exposure to potential non-indigenous species (Chan *et al.*, 2012; Shea et Chesson, 2002) shipping activity has, however, been rapidly increasing since the Mary River Mine began exporting ore in 2015, so propagule pressure from non-indigenous ship-mediated organisms has only been there for a short time frame (Frizzell, 2017); 2) the abiotic parameters (colder and deeper compared to other ports) might also have an impact on biodiversity and species composition. These conditions, would allow for the presence of Arctic marine copepods such as *Calanus glacialis*, not present in Churchill, and *Calanus hyperboreus* which was only found in the northernmost ports (Iqaluit and Milne Inlet). These are both true Arctic species, which undergo a vertical diel migration and prefer cold water masses (Mauchline, 1998; OBIS, 2018). A greater depth could also potentially reduce competition between species (Schoener, 1989), increasing potential biodiversity and colder temperatures could reduce the likelihood of survival and establishment of potential non-indigenous species (Stachowicz *et al.*, 2002a; Goldsmit *et al.* 2018).



#### 4.2.1: SEASONAL DATA OF ZOOPLANKTON COMMUNITIES

The subset of seasonal and annual data on zooplankton communities in the ports of Churchill and Deception Bay demonstrated strong monthly and interannual variation in densities and species composition. Unfortunately, we did not have a complete seasonal data set for each year and port, so it was difficult to confidently identify when peak densities occurred, however, within the limited time frames of available data, peaks were observed in mid-late summer (August to September in Churchill, and July to August in Deception Bay). This is consistent with findings of other studies: Estrada *et al.* (2012) and Bandara *et al.* (2016).

In Churchill where there was limited data available, the species composition was very different from month to month in 2014 and also well separated from August 2015. Overall, at Deception Bay, it would appear that species composition was more similar in the same month of another year than between different months of the same year. This seasonal and interannual variability is likely linked to changes in ice cover and associated temperatures which influence the phytoplankton bloom period. The degree of variation in species composition can also depend on the sampling month and year. For example, at Churchill only 28 species were found in August 2015, whereas 40 species were found when sampling was carried out over 3 months in 2014. Punctual sampling will be effective in detecting the dominant taxa present at that time, but not necessarily in detecting all rarer taxa. However, the detection of non-indigenous species relies on an ability to detect rare taxa. Thus, sampling the same region several times a year and over multiple years should lead to improved zooplankton baselines and understanding of zooplankton dynamics in these coastal Arctic ecosystems.

### 4.3: NON-INDIGENOUS SPECIES AT STUDY PORTS

Given the above described limitations with respect to previously known information on species occurrence, new species were only considered non-indigenous if their occurrence could be linked to transport into the Canadian Arctic from outside their normal geographic range (not present in Canadian Arctic before) due to human activity either intentionally (e.g. aquaculture) or unintentionally (ballast, tourism, aquarium trade, etc.; Lockwood *et al.*, 2007). Following this definition, only two non-indigenous species, the jellyfish *Aurelia limbata* and larvae of the rainbow smelt *Osmerus mordax*, were found in one of the ports, Churchill. This is consistent with our hypothesis that non-indigenous species are more likely to be present in Churchill than in any other of the studied ports, because of 1) the higher water temperatures at Churchill (Goldsmid *et al.*, 2014), 2) the presence of large rivers (e.g. Nelson and Churchill), which provide a large amount of fresh water, creating a salinity gradient in the port/coastal areas and suitable habitat for a wide variety of taxa including euryhaline species (e.g. *Eurytemora affinis* complex, Lee 2000; and *Osmerus mordax*, Penek, 1987) and 3) the historically higher marine traffic in this port (Chan *et al.*, 2012; Dawson *et al.*, 2018). All three of these species have the potential for being transported by shipping which is the main vector of introductions of non-indigenous species in coastal areas (Molnar *et al.*, 2008). It should be noted that currently, the shipping traffic is reduced because the Port of Churchill was closed from 2016 to 2018 (Dawson *et al.*, 2018; MacIntosh, 2018), however, this recent reopening due to purchase and plans for revitalization of the port/railway by the Arctic Gateway Group. This should lead to future renewal of shipping traffic to this port (Brohman, 2018).

Regarding the scyphozoan Cnidarian *Aurelia limbata*, originally from Japan (Pogodin, 1998), genetic studies and knowledge of ocean currents suggest that the species does not disperse well and has likely been moved around the world via anthropogenic translocation (Dawson and England, 2005; Bayha *et al.*, 2017). Thus, this species could have been transported by ballast water at the larval or medusa stage, or on the hulls of vessels at the

polyp stage (Gollasch, 2002, Chan *et al.*, 2012). *Aurelia limbata* polyps have been found to strobilate at low temperatures (4°C; Straehler-Pohl *et al.*, 2011) and have been found attached to deep-sea debris in Japan (Shibata *et al.*, 2015), suggesting that it could likely establish in the cold environments of the Arctic.

Although larval rainbow smelt (*Osmerus mordax*) could possibly be transported in ballast water, the most likely mode of introduction was via accidental releases in the Great Lakes of Canada (Scott and Crossman, 1973; Munawar *et al.*, 2005,) that allowed this species to reach Churchill via the Churchill or Nelson River (Penek, 1987; Rooney and Paterson, 2009). These rivers have already allowed the range extension and invasion of other non-native species (e.g. *Cyprinus carpio* (both rivers) and *Eurytemora affinis* (Nelson River only); Badiou and Gordon Goldsborough, 2006; Zrum, 2000).

The finding of poorest species richness in Churchill suggests that this port may be less resistant to the introduction of non-indigenous species according to the principle of biotic resistance (Elton, 1958). This is supported by the theories of the 1) "empty chair" (Taylor and Irwin, 2004), stipulating that these disturbed environments can create new niches left vacant by indigenous species and will therefore be occupied by non-indigenous species (Meyerson and Mooney, 2007) and potentially by 2) "invasional meltdown" (Simberloff and Von Holle, 1999) whereby the introduction of NIS can itself directly or indirectly promote further new introductions of NIS. A good example of invasional meltdown is from a study in Oregon done by Adams *et al.* (2003) which showed that fish introductions (Centrarchidae) improved the introduction of the bull frog because these fish were predators of predators (dragonflies, beetles) of bullfrog larvae. This was also shown in San Francisco Bay where it was noted that the rate of introduction of non-indigenous species increased exponentially (Cohen and Carlton, 1998). Another study conducted by Ricciardi (2001) in the North American Great Lakes showed that the frequency of direct positive interactions (mutualism and commensalism) among non-indigenous species was more frequent than negative

interactions (competition and amensalism). However, in the Arctic ports we did not find any evidence of an invasional meltdown.

#### **4.3.1 COMPARISON OF ZOOPLANKTON COMMUNITIES PRESENTS IN BALLAST WATER AND PORTS**

Several non-indigenous species were identified in the ballast water of domestic and international vessels arriving in Churchill (*Eurytemora affinis* (2013), *Centropages typicus* (2013-2014) and *Neomysis americana* (2014)) and in Deception Bay (*Acartia tonsa* and *Eurytemora affinis* in 2013), but these species were not present in these ports a few years later. Rare identification of these NIS in the ports (e.g., *Eurytemora affinis* in 2014), suggests that these NIS are discharged on an irregular basis, but might not yet established populations in these ports, or if they have, they are present at extremely low abundances and thus undetectable with our sampling methods.

#### **4.3.2 POTENTIAL RISK OF INVASION BY THESE SPECIES**

*Eurytemora affinis* is a euryhaline and eurythermal species widely distributed in the Northern Hemisphere. It originated in the North Atlantic, and there are known physiological mechanisms (physiological tolerance and plasticity) to explain how *E. affinis* was able to colonize freshwater systems (Lee, 1999; Lee and Petersen, 2003, Lee *et al.*, 2016). The species arriving in a new environment must also reproduce and form populations, therefore environmental conditions such as temperature are important to consider throughout the year. *Eurytemora affinis* is a species that produces diapausing eggs, a strategy that allows it to persist through cold winters and low feeding conditions (Ban and Minoda 1992; Madhupratap *et al.*, 1996). This might explain why we found it one year and not the next. As such, this species seems capable of invading Arctic ports. In addition, this non-indigenous species can have a serious impact on indigenous communities, as *E. affinis* is an important host of many pathogens, such as *Vibrio cholerae* (Huq *et al.*, 1983; Heidelberg *et al.*, 2002).

*Acartia tonsa* is also an euryhaline copepod, producing resting eggs, but this species is more adapted to warmer temperatures and has slightly higher salinity requirements than *E. affinis* (Leandro *et al.*, 2006). As a result, this species would have a lower potential to establish in high latitude ports such Iqaluit and Milne Inlet.

*Centropages typicus* is a temperate copepod, widely distributed in the North Atlantic, due to flexibility in its behaviour and physiological processes. However, it is non-indigenous to the Arctic. Temperature seems to be the key factor explaining variability of its spatial distribution (Carlotti *et al.*, 2007). Thus, the cold temperature of the Arctic currently seems to limit the establishment of this species, despite its adaptation to coastal regions.

*Neomysis americana* is an euryhaline and eurythermal species, both of which contribute to its wide distribution along Atlantic coasts (Pezzack and Corey, 1979; Paul and Calliari, 2017). It could potentially establish in Arctic ports, but the propagule pressure in sampled vessels was low, with a low density of individuals detected in the ballast water of only one ship in the port of Churchill in 2014. But it should be noted that increasing the number of introduced species may allow the establishment of at least one species corresponding to the appropriate conditions for establishment (Lockwood *et al.*, 2009). Chan *et al.* 2015 noted a number of high-risk NIS in ecoregions connected to Arctic ports through movement of ballast water and on the hulls of ships. These included 1) in ballast waters: the *Centropages typicus* a copepod which was also present in our ballast water samples from Churchill in 2013 and 2014, but also other NIS not present in our data such as the copepods *Nitokra lacustris* and *Heterolaophonte ströemi* and 2) on the ship hulls: only non-indigenous species that were not detected in our samples, such as the copepod *Paronychocamptus huntsmani* and the cladoceran *Acantholeberis curvirostris*.

Despite the fact that these NIS do not appear to have established in any of the Arctic ports we surveyed, the risk of their arrival in these ports is expected to increase, as the number of vessels per year increases with global warming and increased exploitation of resources (Smith and Stephenson, 2013; Galvriilchuk and Lesage 2014; Ware *et al.*, 2014; Dawson *et*

*al.*, 2018; Jahn, 2018). This will contribute to an overall rise in propagule pressure. In addition, repeated introductions increase the potential for at least one species to form a viable population in the new environment (Colautti *et al.*, 2006; Lockwood *et al.*, 2009). Likewise, the environment can be expected to become increasingly suitable for the establishment of arriving NIS, the majority of which are expected to originate from temperate regions (Chan *et al.*, 2012; Goldsmit *et al.* 2018).

Under current regulations, domestic vessels are not required to exchange their ballast water before arriving at ports, which may increase the risk of introducing these NIS due to short transport times and environmental conditions that may be similar between different coastal areas, particularly between the North Atlantic and southern Arctic, therefore improving the chance of settlement success (Herborg *et al.*, 2007; Lawrence and Cordell, 2010; Briski *et al.*, 2012; Roy *et al.*, 2012; Chan *et al.*, 2015; Verna and Bradley, 2016; Laget, 2017; Tremblay, 2017). However, regulations force international ships to exchange their ballast water in open ocean environments (Transport Canada, 2007; Ministère de la Justice du Canada, 2014) based on the premise that higher salinities cause the death of organisms from coastal source ports by osmotic or salinity shock (Chan *et al.*, 2014). This process is not 100% effective, particularly in the case of marine source-destination ports and can result in transport of other NIS from mid-Oceanic environments (Simard *et al.*, 2011; Jing *et al.*, 2012). Under the recently ratified International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments (International Maritime Organization (IMO), 2018) there will be the requirement for treatment however the efficacy of ballast water treatment technologies (physical, chemical and mechanical) in colder water conditions, has not been subject to extensive research, so their effectiveness in Arctic waters remains uncertain (Jing *et al.*, 2012). Hull fouling is currently unregulated, however guidelines for best practices have been developed through the IMO.

Finally, none of the non-indigenous species detected in the corresponding ports were found in the ballast water samples in 2013 and 2014, suggesting that they were either introduced by other vectors, such as being attached to the hull of the ship (e.g., by a polyp in the case of

*Aurelia limbata*) or via spread along inland freshwater tributaries in the case of the rainbow smelt (*Osmerus mordax*); or these species are only intermittently present in ballast, with very low abundances, and were thus not detected over the timeframe and with the ballast sampling methods utilized in this study. The abundance and diversity of NIS present in ballast water, and released into the ports can vary dramatically depending on origin of the ships, the type of ship (domestic and international) and the timing (month and year) of ballasting/deballasting (Casas-Monroy *et al.*, 2014; Laget, 2017; Tremblay, 2017).

#### 4.4: CONCLUSION

Baseline studies, such as this one, are especially important given that the risk of new species introductions in the future is likely to increase with decreasing ice cover (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2013; Jahn, 2018), and associated increases in resource exploitation (Galvriľchuk and Lesage 2014) and shipping traffic (Smith et Stephenson, 2013, Ware *et al.*, 2014, Dawson *et al.*, 2018). The Canadian Arctic is a vast region, that is warming two to three times faster than the rest of the world (IPCC, 2007). The decline of sea ice is predicted to increase the duration of the navigation season and the number of new shipping routes in the Canadian Arctic (Smith and Stephenson, 2013). Indeed, shipping in the Canadian Arctic has already nearly doubled in the last decade (Guy and Laserre, 2016) and over 25 short-term development projects, combined with existing mines, could represent up to 433 future shipments per year (Gavriľchuk and Lesage 2014) in this region. Moreover, the coastal regions of the Canadian Arctic are not sufficiently sampled, and very little comprehensive information is available for the species present. Our zooplankton biodiversity study is an early and up-to-date baseline characterization of these communities and provides a solid basis for early detection and assessment of the origins of non-indigenous zooplankton in this region. Such detection and monitoring studies are expensive, but an essential first step in developing future prevention strategies and action plans. Continued studies to build on this initial baseline will be important in this region.





## CONCLUSION GÉNÉRALE

### CONTRIBUTIONS DE L'ÉTUDE ET PERSPECTIVES

En premier lieu, ce mémoire avait pour objectif de 1) caractériser les espèces zooplanctoniques indigènes et non indigènes dans les régions côtières de l'Arctique canadien, 2) déterminer et comparer la diversité et l'abondance dans et entre les ports à l'aide de 2 filets de mailles différentes, 3) comparer nos données avec des données historiques de port et des eaux de ballast (pour deux de nos ports d'études) afin de réaliser une étude de références robuste et à jour.

Ainsi, cette étude a permis de déterminer 98 taxa, dont 69 espèces, 7 genres et 22 taxons supérieurs et de ce fait, d'augmenter les connaissances sur la biodiversité des espèces zooplanctoniques dans les régions côtières de l'Arctique canadien. Cela pourra servir de référence lors de futur échantillonnage dans la même zone d'étude pour suivre les potentiels changements sur ces communautés avec le temps et donc de mieux décrire l'origine de certaines espèces (indigène, non indigène, ...). Cette étude de référence est d'autant plus importante que le risque d'introduction de nouvelles espèces à l'avenir augmentera en raison de la diminution de la couverture de glace, de l'augmentation de l'exploitation des ressources et de l'augmentation du trafic maritime (Smith et Stephenson, 2013 ; Gavrilchuk et Lesage, 2014 ; Dawson *et al.*, 2018). Ces milieux dégradés notamment par le trafic maritime pourraient, selon l'hypothèse anthropique de la chaise vide, favoriser l'établissement d'espèces non indigènes (Taylor et Irwin, 2004 ; Crooks *et al.*, 2011).

En faisant l'inventaire des espèces zooplanctoniques, nous avons découvert que 20% des espèces étaient considérés comme étant des nouveaux enregistrements dus à un effort d'échantillonnage accru. Deux espèces non indigènes ont également été trouvées pour la première fois dans cette en Baie d'Hudson, le cnidaire *Aurelia limbata* et des larves de

l'éperlan arc-en-ciel, *Osmerus mordax*. Ainsi des espèces non indigènes sont déjà présentes dans l'Arctique canadien. L'établissement de ces espèces non indigènes pourrait avoir de grandes conséquences sur le zooplancton et l'ensemble du réseau trophique. En effet, en considérant le rôle central du zooplancton entre les producteurs primaires et les consommateurs secondaires, leur réponse pourrait modifier l'ensemble du réseau trophique de l'écosystème marin arctique (Puelles et Molinero, 2008 ; Bandeira, 2013). Il est donc primordial de les suivre de près, car une fois établi, il est très difficile de réguler ces ENI (Goldsmith *et al.*, 2014).

Selon la projection de Cheung *et al.* (2009), un changement de plus de 60% de la biodiversité marine actuelle pourrait se produire dû aux changements climatiques et aux invasions dans l'Arctique. Rappelons que ces espèces agissent rarement seules, mais sont plutôt le résultat de modification préliminaire du milieu lié aux activités anthropiques (Tassin, 2014). D'autres ENI ont été observés dans les eaux de ballast en 2013 et 2014 en direction de Churchill (*Eurytemora affinis* (2013), *Centropages typicus* (2013-2014) et *Neomysis americana* (2014)) et de Deception Bay (*Acartia tonsa* (2013) et *Eurytemora affinis* (2013)). Notons également que Chan *et al.*, (2012) ont trouvé des ENI sur la coque de certains navires comme par exemple la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*). Toutes ces espèces citées n'ont pas été trouvées quelques années plus tard dans ces ports d'étude. Cela signifie qu'elles n'arrivent pas encore à s'établir.

De plus, l'étude réalisée par Zenni *et al.* (2013) montre qu'en général, des établissements qui échouent sont des indices clés pour contrôler les populations non indigènes. Ils ont remarqué que ces échecs étaient notamment dus à la « faible pression de propagule, de la résistance abiotique et biotique, des contraintes génétiques et de la libération mutualiste ». Ils suggéraient donc des études sur ces échecs pour éviter des établissements, et nous l'approuvons.

Cet établissement pourrait se produire dans le futur avec les changements climatiques, l'augmentation du trafic maritime et l'augmentation de la pression de propagule qui mèneront à l'homogénéisation du milieu avec les autres régions du monde (Stachowicz *et al.*, 2002a).

Cela pourrait entraîner des modifications dans les communautés marines de l'Arctique, avec notamment des espèces boréales qui étendraient leur aire de répartition dans des régions arctiques (Ruiz et Hewitt, 2009 ; Chust *et al.*, 2013).

Il est donc essentiel d'empêcher l'introduction de ces espèces en améliorant et en augmentant les lois et les traitements mécanique (filtration, floculation, ...), physique (rayons UV, ultrasons, désoxygénation, ...) et chimique (désinfection au chlore, à l'ozone, chloration électrique, ...) dans les ballasts des navires, mais également d'améliorer les revêtements écologiques sur la coque des navires (Jing *et al.*, 2012). Pour que ces traitements soient vraiment efficaces, une combinaison de plusieurs d'entre eux est essentiel. Ce choix est difficile, car possèdent tous des avantages et des inconvénients. En plus de devoir éliminer ces organismes, il faut que ces traitements soient sécuritaires, économiques, faciles d'utilisation et surtout que cela n'a aucun effet polluant pour l'environnement (Tsolak et Diamadopoulos, 2010 ; Jing *et al.*, 2012). L'étude pionnière de Tremblay (2017) dans l'Arctique canadien a montré que l'échange d'eau de ballast d'un navire domestique en eaux libre a permis de purger l'eau douce riche en ENI et de diminuer significativement le risque d'introduction d'espèces non indigènes de zooplancton. Toutefois, cette étude n'a utilisé qu'un seul navire sans répliqués, il serait pertinent de poursuivre avec des études plus robustes dans ce sens afin de limiter au maximum le risque d'introduction par ce vecteur. De plus, la Convention internationale pour le contrôle et la gestion des eaux de ballast et sédiments des navires est entrée en vigueur le 8 septembre 2017 et permet une amélioration des lois. Cela comprend entre autres un plan de gestion de l'eau de ballast et des sédiments et un système de traitement des eaux de ballast approuvé par les autorités et la majorité des navires qui naviguent au Canada doit être équipé d'un système de traitement d'eau de ballast à bord. Ainsi le changement d'eau de ballast en milieu océanique pour les navires internationaux n'est plus accepté comme unique méthode de traitement (OMI, 2018). Toutefois, ces lois restent uniquement pour les navires internationaux. Il serait urgent de faire passer des lois sur la gestion des traitements 1) des salissures sur les coques de tous les navires, car cette pratique reste volontaire (non obligatoire) au Canada. Pourtant l'utilisation de traitements efficaces permettraient de limiter l'introduction d'espèces non indigènes, mais diminuerai

aussi la résistance hydrodynamique permettant une consommation plus faible de carburant (OMI, 2018), 2) des ballasts des navires domestiques ainsi que de trouver des zones de déballastage propice. Des recherches plus approfondies doivent encore être réalisées pour trouver la combinaison de traitements qui va répondre le mieux à tous les critères cités plus haut et deviendrait des traitements universels à chaque navire.

Concernant la résistance biotique d'Elton, disant que les introductions seraient favorisées dans un milieu pauvre en espèces, c'est ce qui a été remarqué à Churchill, possédant la richesse spécifique ainsi que les indices de diversité les plus bas. Cependant, d'autres chercheurs estiment que les écosystèmes les plus riches (comme à Deception Bay et Milne Inlet dans notre étude) abriteraient le plus d'espèces non indigènes, car si la richesse spécifique est élevée, cela signifierait que le milieu est riche en ressources (Tassin, 2014). Pour l'instant, la théorie biotique d'Elton semble juste, mais il faut toujours se rappeler que les facteurs d'introduction d'espèces non indigènes sont multiples et complexes. Certes la richesse spécifique était la plus faible à Churchill, mais également le port qui possédait le trafic maritime le plus important. Il faut essayer de prendre en compte le maximum de paramètres pour mieux comprendre le risque d'introduction.

Ainsi pour ces espèces non indigènes qui ne sont pas encore présentes, « il vaut mieux prévenir que guérir », car si ces espèces s'établissent et deviennent des espèces invasives, non seulement il sera quasiment impossible de les éradiquer (Chan *et al.*, 2012 ; Goldsmit *et al.*, 2014), mais les couts qui en résultent et l'impact sur l'environnement seront énormes (GAO, 2015). Rajoutons que vouloir éliminer des espèces qui deviennent invasives peut avoir de graves conséquences si nous ne connaissons pas toutes les interactions que ces espèces ont avec les espèces indigènes (Shapiro, 2002 ; Tassin, 2014).

Malgré le nombre d'espèces trouvé et l'augmentation de l'effort d'échantillonnage, 13% des taxa sont cryptogéniques, donc nous ne pouvons être précis sur leur origine (indigène ou non-indigène). Cela signifie que la richesse spécifique indigène dans ces régions est certainement plus grande que décrite dans cette étude. Certes, les courbes d'accumulation des espèces ont montré que nous avons échantillonné assez de stations pour avoir une bonne

représentation des espèces zooplanctoniques présente grâce aux 2 filets, néanmoins, l'analyse par taxonomie traditionnelle au binoculaire nous empêche dans certains cas d'arriver jusqu'à l'espèce. C'est le cas pour certaines petites espèces et espèces morphologiquement similaires. Pour améliorer cette méthode, il faudrait s'aider de méthodes moléculaires complémentaires comme le barcoding à petite échelle, le metabarcoding et l'ADN environnemental à plus grande échelle. Le barcoding et le metabarcoding sont utiles pour déterminer des espèces morphologiquement similaires et l'ADN environnemental permet de détecter des espèces rares plus facilement. Cependant ces méthodes ne nous renseignent pas sur l'abondance de ces organismes. Cette étude fait partie du projet POLAR, Ce dernier nous a permis d'obtenir 3 listes d'espèces, une en taxonomie traditionnelle au binoculaire, une avec le metabarcoding et une autre avec l'ADN environnemental, grâce à tous les collaborateurs dont notamment Anaïs Lacoursière-Roussel, Noémie Leduc et Mélanie Cristescu. Les techniques moléculaires nous permettent par exemple de déterminer cinq espèces différentes de *Pseudocalanus* spp. au lieu d'un genre. Cependant, cela ne veut pas encore dire que ces cinq espèces sont bien présentes. Ces méthodes évoluent vite et deviennent de plus en plus précises, mais il faut encore du temps pour qu'elles soient vraiment complémentaires et fiables. Ainsi, dans le futur, ces méthodes génétiques seront assez précises pour éviter des faux négatifs (une espèce n'est pas détectée alors qu'elle est présente dans la zone d'étude) et faux positifs (une espèce est détectée alors qu'elle n'est pas présente dans la zone d'étude). En effet, il n'y a que 50% des espèces marines dans l'Arctique canadien qui ont une séquence génétique répertoriée dans une base de données internet (Lacoursière-Roussel *et al.*, 2018). Il manque donc énormément d'espèces pour avoir une base de référence génétique complète. Quelques études sont sorties sur la biodiversité des espèces zooplanctonique par metabarcoding (Brown *et al.*, 2016, Chan *et al.*, 2016). Le problème de ces études récentes basées uniquement sur le metabarcoding est qu'elles ne comparent pas leurs résultats avec les méthodes de taxonomie traditionnelle et indiquent des faux positifs d'espèces indigènes et non indigènes qui ne sont potentiellement pas présentes dans cette région. Ainsi, les méthodes génétiques seules à l'heure actuelle sont de bons outils génétiques, mais pas encore fiables à large échelle. En attendant, il faut continuer de rajouter des séquences génétiques

dans les bases de données moléculaires comme GenBank et BOLD permettant de rendre ces nouvelles méthodes plus précises. Il faut donc continuer la surveillance en élargissant la portée de l'étude, mais surtout en retournant dans ces 4 ports où le trafic maritime est le plus grand (Chan *et al.*, 2012).

L'activité maritime variait grandement entre les 4 ports de l'étude. Notons que si c'était possible d'un point de vue logistique et surtout financier, il aurait fallu échantillonner les 4 ports la même année et commencer l'échantillonnage avec le même nombre de jours entre le moment de la fonte des glaces et le moment où l'on débute l'échantillonnage. Pour être encore plus complet, il aurait également fallu échantillonner plusieurs fois par année et sur plusieurs années. À Churchill et Deception Bay, plusieurs années (et mois) d'échantillonnages ont été réalisés, contrairement à Iqaluit et Milne Inlet où nous avons qu'une seule année. Même si dans ces données historiques, nous possédons uniquement des données sur une station avec seulement un filet vertical. Cela a permis de mieux comprendre la distribution des communautés zooplanctonique et d'avoir une étude de référence plus robuste, car d'autres organismes ont été déterminés et cela permet également de voir des changements d'espèces au sein de la communauté zooplanctonique. Notons que pour augmenter la précision des densités présentes, il serait pertinent d'utiliser des débitmètres verticaux sur nos filets verticaux comme c'était le cas avec les débitmètres obliques sur les filets obliques.

Chan *et al.*, (2012) et Goldsmit *et al.*, (2014) ont montré que les ports qui possèdent un risque relatif d'invasion plus élevé sont les ports de Churchill et Deception-Bay pour la probabilité que ces espèces arrivent, survivent et s'établissent en raison du trafic maritime plus élevé dans ses ports. Cela est également dû au fait que ces ports ont une grande similarité environnementale avec un grand nombre de ports sources (Chan *et al.*, 2012). Notons que l'un des ports profonds de l'Arctique canadien (Churchill) a été fermé de 2016 à 2018, il reste donc des incertitudes quant au trafic maritime futur dans ce port (MacIntosh, 2018). Iqaluit est aussi à surveiller de très près, car en 2020, avec les travaux d'infrastructure, il deviendra également un port profond de l'Arctique canadien, cela permettrait donc d'y avoir

une augmentation du trafic maritime dans ce port. Et enfin Milne Inlet, selon Gavrilchuk et Lesage (2014), ce port pourrait devenir le port avec le plus de trafic maritime en raison de l'exploitation minière importante (Gavrilchuk et Lesage 2014). De ce fait, ces 4 ports sont tous très importants et méritent une surveillance particulière et font varier le risque d'introduction d'espèce non indigène par la pression de propagule, le port source, les paramètres abiotiques, la durée du voyage et le traitement appliqué (déballastage, traitement physique ou chimique ...).

Il faudrait continuer de faire des modèles de prédictions pour montrer la vulnérabilité et la perméabilité du milieu aux introductions d'espèces non indigènes comme c'était par exemple le cas pour les modèles de Ware *et al.* (2014) et Goldsmit *et al.* (2018). Il ne faut donc pas se limiter à un facteur, mais bien que les facteurs d'introduction d'espèces non indigènes soient multiples et complexes, ils sont liés aux « situations écologiques du lieu et du moment » (Tassin, 2014).

## **CONCLUSION**

L'Arctique canadien est une grande région sous-échantillon qui s'est réchauffée deux à trois fois plus vite que le reste du monde (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, 2007). La diminution du couvert de glace de mer augmentera la durée de la saison de navigation et le nombre de nouvelles voies navigables dans l'Arctique canadien et donc permettra l'augmentation du trafic maritime (Smith et Stephenson, 2013, Dawson *et al.*, 2018). Plus de 25 projets de développement à court terme, combinés aux mines existantes, représenteraient jusqu'à 433 expéditions par année (Gavrilchuk et Lesage, 2014) dans cette région. De plus, les régions côtières de l'Arctique canadien ne sont pas suffisamment échantillonnées et très peu d'informations sont disponibles pour les espèces présentes, en particulier pour le zooplancton. Notre étude sur la biodiversité du zooplancton est une étude de référence, pionnière et à jour de ces communautés présentes et une base solide pour la détection et l'origine de ENI de zooplancton dans cette région. La détection et la surveillance sont coûteuses, mais essentielles pour identifier les espèces indigènes et non



indigènes afin d'anticiper et de comprendre les changements futurs dans les communautés. Ceci permettra la prévention et des plans d'action futurs. Il est donc essentiel de poursuivre ce type d'étude dans cette région, car ils fournissent des informations pour la gestion de l'environnement et la prise de décision. Cela permettra également de mieux comprendre la biodiversité marine et le fonctionnement de l'écosystème dans cette région encore mal connue.

## **EPILOGUE**

Je voudrais terminer ce mémoire en parlant de biodiversité au sens large. La biodiversité n'a jamais été autant impactée et vulnérable qu'aujourd'hui, avec des écosystèmes de plus en plus fragiles et toujours plus pollués comme nous l'avons vu en Arctique. Nous vivons pendant la 6e grande extinction de la planète, nous en sommes la cause et aucun réel grand changement planétaire n'est planifié.

Cette année, l'ancien ministre français de l'Écologie N. Hulot essayait d'indigner ses parlementaires et donc le peuple avec son discours : « 30% d'oiseaux en moins en quelques années. 80% d'insectes en moins à l'échelle européenne. La semaine dernière, le dernier grand mâle des rhinocéros blancs du nord de l'Afrique a disparu. Moi, ça ne me provoque pas de la peine, ni de colère, mais de la honte. De la honte de savoir que derrière la sixième extinction de la biodiversité, la responsabilité, c'est nous ! Et que plus l'on réduit la biodiversité, plus l'on réduit nos options pour faire face à l'avenir. Il y a des tragédies invisibles et silencieuses dont on s'accommode tous les jours. (...) je veux simplement avoir un sursaut d'indignation et de réaction parce que l'humanité a une communauté d'origine avec le vivant et une communauté de destin avec le vivant. » (Hulot, 2018). Ce qu'il faut essayer de comprendre, c'est qu'il faut modifier les mentalités, de les faire réfléchir/penser par elles-mêmes et de les rendre indignés de la mort précipitée de notre biodiversité. Nous, les scientifiques, avons un devoir de communication en plus de la recherche. C'est de vulgariser les nouveaux résultats concrets et intéressants à l'ensemble de la société. Un travail

difficile, mais nécessaire permettant de mieux comprendre le monde qui nous entoure et ainsi de pouvoir mieux agir. Je pense avant tout que ce n'est qu'en changeant sa propre mentalité et ses actes que le sursaut collectif pourra se faire et non par des actes moralisateurs. Il faut arriver à donner cette envie de compréhension pour sauver notre biodiversité.

Je finirai par cette magnifique citation de Marjane Satrapi présente dans son livre Persépolis : « Une fois de plus, j'arrivais à mon éternelle conclusion : il fallait s'instruire. »



## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Aarluk Consulting Inc. Gartner Lee Limited. & Anderson, C. (2005). Strategic plan for the Iqaluit deepwater port project. <http://www.city.iqaluit.nu.ca>.

Adams, M. J., Pearl, C. A., & Bruce Bury, R. (2003). Indirect facilitation of an anuran invasion by non-native fishes. *Ecology Letters*, 6(4), 343-351.

Apollonio, S. (2013). Temporal Patterns of Arctic and Subarctic Zooplankton Community Composition in Jones Sound, Canadian Arctic Archipelago (1961 – 62, 1963). *Arctic*, 66(4), 463 - 469.

Archambault, P., Snelgrove, P. V. R., Fisher, J. A., Gagnon, J. M., Garbary, D. J., Harvey, M. et al. (2010). From sea to sea: Canada's three oceans of biodiversity. *PLoS One*, 5(8), e12182.

Arctic-Council. (2009). Arctic Marine Shipping Assessment 2009.

Auel, H., & Hagen, W. (2002). Mesozooplankton community structure, abundance and biomass in the central Arctic Ocean. *Marine Biology*, 140, 1013-1021.

Badiou, P. H. J., & Gordon Goldsborough, L. (2006). Northern Range Expansion and Invasion by the Common Carp, *Cyprinus carpio*, of the Churchill River System in Manitoba. *Canadian Field-Naturalist*, 120(1), 83-86.

Baffinland. (2018). Baffinland Iron Mines 2017 Annual Report to the Nunavut Impact Review Board. *QUAE*, 419p.

Bailey, S. A., Nandakumar, K., Duggan, I., van Overdijk, C. D. A., Johengen, T. H., Reid, D. F. et al. (2005). In situ hatching of invertebrate diapausing eggs from ships ballast sediment. *Diversity and Distributions*, 11, 453-460.

Ban, S., & Minoda, T. (1992). « Hatching of diapause eggs of *Eurytemora affinis* (copepod: calanoida) collected from lake-bottom sediments ». *Journal of Crustacean Biology*, 12(1), 51-56.

Bandeira, B. (2013). Écologie des communautés zooplanctoniques au sein de deux écosystèmes littoraux méditerranéens : traitement de séries temporelles. *Écologie et Biologie des Milieux Aquatiques*, PhD thesis, Université du Sud Toulon-Var, 250p.

Barbault, R., Atramentowick, M. (2010). Les invasions biologiques, une question de natures et de sociétés. *Quae*, 179p.

Bax, N., Carlton, J.T., Mathews-Amos, A., Haedrich, R.L., Howarth, F.G., Purcell, J.E., Rieser, A. & Gray, A. (2001). The control of biological invasions in the world's oceans. *Conservation Biology*, 15(5), 1234-1246.

Bayha, K. M., Collins, A. G., & Gaffney, P. M. (2017). Multigene phylogeny of the scyphozoan jellyfish family Pelagiidae reveals that the common U.S. Atlantic sea nettle comprises two distinct species (*Chrysaora quinquecirrha* and *C. chesapeakei*). *PeerJ* 5:e3863, 1-43.

Beisel, J.-N., & Levêque, C. (2010). Introductions d'espèces dans les milieux aquatiques. Faut-il avoir peur des invasions biologiques ? *Quae*, 232 p.

Blachowiak-Samolyk, K., Kwasniewski, S., Hop, H., & Falk-Petersen, S. (2007). Magnitude of mesozooplankton variability: a case study from the Marginal Ice Zone of the Barents Sea in spring. *Journal of Plankton Research*, 30(3), 311-323.

Bray, J. R., & Curtis, J. T. (1957). An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27(4), 325-349.

Briski, E., Wiley, C. J., & Bailey, S. A. (2012). Role of domestic shipping in the introduction or secondary spread of nonindigenous species: biological invasions within the Laurentian Great Lakes. *Journal of Applied Ecology*, 49(5), 1124-1130.

Brohman, E. (2018). Warm reception in Churchill for new owners of port and railway. *CBC News*.

Brown, E. A., Chain, F. J. J., Zhan, A., MacIsaac, H. J., & Cristescu, M. E. (2016). Early detection of aquatic invaders using metabarcoding reveals a high number of non-indigenous species in Canadian ports. *Diversity and Distributions*, 22(10), 1045-1059.

Brown, J. H., & Lomolino, M. V. (1998). Biogeography, 2nd edn. *Sinauer Associates, Sunderland, MA, USA*, 76(1), 158p.

Buchanan, R. A., & Sekerak, A. D. (1982). Vertical distribution of zooplankton in eastern Lancaster sound and western Baffin Bay, July–October 1978. *Arctic*, 35(1), 41-55.

Cairns, S. D., Calder, D.R., Brinckmann-Voss, Castro, A. C. B., Fautin, D. G., Pugh, P. R. et al. (2003). Common and Scientific Names of Aquatic Invertebrates from the United States and Canada: Cnidaria and Ctenophore. *Second Edition. American Fisheries Society Special Publication, no,28. XI+115p*.

Campbell, N., Reece, J. B., Urry, L. A., Cain, M. L., Wasserman, S. A., Minorsky, P. V. et al. (2007). *Biologie. Pearson*, 1334p.

Canadian Broadcasting Corporation, (CBC). (2016). Iqaluit port could open by 2020, government officials say.

Carlotti, F., Bonnet, D., & Halsband-Lenk, C. (2007). Development and growth rates of *Centropages typicus*. *Progress in Oceanography*, 72(2-3), 164-194.

Carlton, J. T. (1996). Biological invasions and cryptogenic species. *Ecology*, 1653-1655.

Carlton, J. T. (2001). Introduced Species in U.S. Coastal Waters: Environmental Impacts and Management Priorities. *Pew Oceans Commission, Arlington, Virginia, USA*, 28p.

Carlton, J. T. (2009). Deep invasion ecology and the assembly of communities in historical time. *Springer*, 13-56.

Carlton, J. T., & Geller, J. B. (1993). Ecological Roulette: The Global Transport of Nonindigenous Marine Organisms. *Science*, 261(5117), 78-82.

Casas-Monroy, O., Linley, R. D., Adams, J. K., Chan, F. T., Drake, D. A., & Bailey, S. A. (2014). National Risk Assessment for Introduction of Aquatic Nonindigenous Species to Canada by Ballast Water. *Canadian science Advisory Secretariat (CSAS), In, p. vi + 73 p.*

Casas-Monroy, O. G. (2012). Introduction de dinoflagellés non indigènes dans les écosystèmes aquatiques canadiens via les réservoirs de ballast des navires. *UQAR-ISMER, PhD thesis*, 225p.

Chain, F. J. J., Brown, E. A., MacIsaac, H. J., & Cristescu, M. E. (2016). Metabarcoding reveals strong spatial structure and temporal turnover of zooplankton communities among marine and freshwater ports. *Diversity and Distributions*, 22(5), 493-504.

Chan, F. T., Briski, E., Bailey, S. A., & MacIsaac, H. J. (2014). Richness–abundance relationships for zooplankton in ballast water: temperate versus Arctic comparisons. *ICES Journal of Marine Science*, 71(7), 1876-1884.

Chan, F. T., Bronnenhuber, J.E., Bradie, J.N., Howland, K., Simard, N. and Bailey, S.A. (2012). Risk assessment for ship-mediated introductions of aquatic nonindigenous species to the Canadian Arctic. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/105.*, vi + 93p.

Cheung, W. W. L., Lam, V. W. Y., Sarmiento, J. L., Kearney, K., Watson, R., & Pauly, D. (2009). Projecting global marine biodiversity impacts under climate change scenarios. *Fish and Fisheries*, 10(3), 235-251.

Chust, G., Castellani, C., Licandro, P., Ibaibarriaga, L., Sagarminaga, Y., & Irigoien, X. (2013). Are *Calanus* spp. shifting poleward in the North Atlantic? A habitat modelling approach. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 71(2), 241- 253.

Clarke, C. L., and Therriault, T.W. (2007). Biological Synopsis of the Invasive Tunicate *Styela clava* (Herdman 1881). *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2807: vi + 23p.

Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. Ecol.*, 18(1), 117-143.

Clarke, K. R., & Green, R. H. (1988). Statistical design and analysis for a biological effects study. *Marine Ecology Progress Series*, 46, 213-226.

Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (2001). Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation, second ed. *PRIMER-E, Plymouth*, 144p.

Clarke, K. R., & Gorley, R. N. (2006). PRIMER v6: Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth., 296p.

Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (1994). Similarity-based testing for community pattern: the two-way layout with no replication. *Mar Biol*, 118, 167-176.

Cohen, A. N., & Carlton, J. T. (1998). Accelerating invasion rate in a highly invaded estuary. *Science*, 5350(29), 555-558.

Colautti, R. I., Ricciardi, A., Grigorovich, I. A., & MacIsaac, H. J. (2004). Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? *Ecology Letters*, 7(8), 721-733.

Colautti, R. I., Grigorovich, I. A., & MacIsaac, H. J. (2006). Propagule Pressure: A Null Model for Biological Invasions. *Biological Invasions*, 8(5), 1023-1037.

Convention sur la diversité biologique des Nations Unies de Rio. (1992).

Cordell, J. R., Lawrence, D. J., Ferm, N. C., Tear, L. M., Smith, S. S., & Herwig, R. P. (2009). Factors influencing densities of non-indigenous species in the ballast water of ships arriving at ports in Puget Sound, Washington, United States. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19(3), 322-343.



Crooks, J. A. (2011). Lag times. – In: Simberloff, D. and Rejmánek, M. (eds). *Encyclopedia of biological invasions*. Univ. of California Press, 404p.

Cusson, M., Archambault, P., & Aitken, A. (2007). Biodiversity of benthic assemblages on the Arctic continental shelf: historical data from Canada. *Marine Ecology Progress Series*, 331, 291-304.

Darnis, G., Robert, D., Pomerleau, C., Link, H., Archambault, P., Nelson, R. J. et al. (2012). Current state and trends in Canadian Arctic marine ecosystems: II. Heterotrophic food web, pelagic-benthic coupling, and biodiversity. *Climatic Change*, 115(1), 179-205.

David, M., & Gollasch, S. (2011). Representative ballast water sampling for ballast water management compliance monitoring. *Unpublished data.*, 1-8.

Davis, M. A., Grime, J. P., & Tjompson, K. (2000). Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invisibility. *Journal of ecology*, 88, 528-534.

Dawson MN, G. A. S., England MH. (2005). Coupled biophysical global ocean model and molecular genetic analyses identify multiple introductions of cryptogenic species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102(34), 11968-11973.

Dawson, J., Pizzolato, L., Howell, S. E. L., Copland, L., & Johnston, M. E. (2018). Temporal and Spatial Patterns of Ship Traffic in the Canadian Arctic from 1990 to 2015 + Supplementary Appendix 1: Figs. S1–S7 (See Article Tools). *ARCTIC*, 71(1), 15p.

Dawson, M. N., Sen Gupta, A., & England, M. H. (2005). Coupled biophysical global ocean model and molecular genetic analyses identify multiple introductions of cryptogenic species. *PNAS*, 102(34), 11968-11973.

DiBacco, C., Humphrey, D. B., Nasmith, L. E., & Levings, C. D. (2012). Ballast water transport of nonindigenous zooplankton to Canadian ports. *ICES Journal of Marine Science.*, 69, 483-491.

Dodson, S. I., Skelly, D. A., & Lee, C.E. (2010). Out of Alaska: morphological diversity within the genus *Eurytemora* from its ancestral Alaskan range (Crustacea, Copepoda). *Hydrobiologia*, 653, 131-148.

Ellingsen, K., & Gray, J. s. (2002). Spatial patterns of benthic diversity: is there a latitudinal gradient along the Norwegian continental shelf? *Journal of Animal Ecology*, 71(3), 373-389.

Ellis, D. V., & Wilce, R. T. (1961). Arctic and subarctic examples of intertidal zonation. *Arctic*, 14(4), 224–235.

Elton, C. S. (1958). The ecology of invasions by plants and animals. *University of Chicago Press.*, 18, 196p.

Endresen, Ø., Lee Behrens, H., Brynstad, S., Bjørn Andersen, A., & Skjong, R. (2004). Challenges in global ballast water management. *Mar Pollut Bull*, 48(7-8), 615-623.

Estrada, R., Harvey, M., Gosselin, M., Starr, M., Galbraith, P. S., & Straneo, F. (2012). Late-summer zooplankton community structure, abundance, and distribution in the Hudson Bay system (Canada) and their relationships with environmental conditions, 2003–2006. *Progress in Oceanography*, 101(1), 121-145.

Fernandez de Puellas, M. L., and Molinero, J. C. (2008). Decadal changes in hydrographic and ecological time-series in the Balearic Sea (western Mediterranean), identifying links between climate and zooplankton. – *ICES Journal of Marine Science*, 65, 311-317.

Fernández de Puellas, M. L., & Molinero, J. C. (2007). North Atlantic climate control on plankton variability in the Balearic Sea, western Mediterranean. *Geophysical Research Letters*, 34(4), 1-5.

Fofonoff, P. W., Ruiz, G. M., Steves, B., & Carlton, J. T. (2003). In ships or on ships? Mechanisms of transfer and invasion for non-native species to the coasts of North America. In Ruiz, G. M.; Carlton, J. T. « Invasive Species. *Island Press, Washington, D.C., USA*, 152-182.

Fontaine, M. The Planhtonic Copepods (Calanoida, Cyclopoida, Monstrilloida) of Ungava Bay, with Special Reference to the Biology of *Pseudocalanus minutus* and *Calanus finrnarchicus*. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 12(6), 858-898.

Fransz, H. G., & Gonzalez, S. R. (2001). Seasonal and meridional trends in zooplankton diversity of the central North Sea. *Senckenbergiana Maritima*, 31(2), 255-261.

Frizzell, S. (2017). Baffinland mine ramps up production, ships record amount, minor spills also increase. *CBC*.

Gavrilchuk, K., & Lesage, V. (2014). Large-scale marine development projects (mineral, oil and gas, infrastructure) proposed for Canada's North. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, viii + 84p.

(1996), G. J. B. Molecular approaches to the study of marine biological invasions. *Ferraris J, Palumbi S (eds), Molecular Approaches to Zoology: Advances, Strategies and Protocols. New York: Wiley-Liss*, 119-132.

GIEC. (2001). Bilan 2001 des changements climatiques : Conséquences, adaptation et vulnérabilité. *Cambridge University Press, Cambridge (Royaume-Uni) et New York (NY, Etats-Unis d'Amérique)*, 97p.

GIEC. (2014). Changements climatiques 2014: Rapport de synthèse. Contribution des Groupes de travail I, II et III au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [Sous la direction de l'équipe de rédaction principale, R.K. Pachauri et L.A. Meyer]. *GIEC, Genève, Suisse*, 163p.

Golder, G. A. L. (2018). marine environmental effects monitoring program (MEEMP) and aquatic invasive species (AIS) monitoring program. *Report No. 1663724-048-R-Rev0. [Mary River Project; submitted to Baffinland Iron Mines Corporation, Oakville, ON]*, 190p.

Goldsmid, J. (2016). Benthic non-indigenous species in ports of the canadian arctic: identification, biodiversity and relationships with global warming and shipping activity. *PhD thesis*, 251p.

Goldsmith, J., Archambault, P., Chust, G., Villarino, E., Liu, G., Lukovich, J. V., Barber, D.G., Howland, K. L. (2018). Projecting present and future habitat suitability of ship-mediated aquatic invasive species in the Canadian Arctic. *Biological Invasions*, 20(2), 501-517.

Goldsmith, J., Howland, K., & Archambault, P. (2014). Establishing a baseline for early detection of non-indigenous species in ports of the Canadian Arctic. *Aquatic Invasions*, 9(3), 327-342.

Gollasch, S. (2002). The Importance of Ship Hull Fouling as a Vector of Species Introductions into the North Sea. *Biofouling: The Journal of Bioadhesion and Biofilm Research*, 18(2), 105-121.

Grainger, E. H., & Dunbar, M. J. (2011). The “Calanus” Series. OBIS Canada, Bedford Institute of Oceanography, Dartmouth, Nova Scotia, Canada, 2011, Version 1, Digital. *OBIS*.

Grainger, E.H. et al. (1962). Zooplankton of Foxe Basin in the Canadian Arctic. *Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada*, 19(3), 377-400.

Guy, E., & Lasserre, F. (2016). Commercial shipping in the Arctic: new perspectives, challenges and regulations. *Polar Record*, 52(03), 294-304.

Harvey, M., Therriault, J. C., & Simard, N. (2001). Hydrodynamic control of late summer species composition and abundance of zooplankton in Hudson Bay and Hudson Strait (Canada). *Journal of plankton research*, 23(5), 481-496.

Hays, G. C., Richardson, A. J., & Robinson, C. (2005). Climate change and marine plankton. *Trends Ecol Evol*, 20(6), 337-344.

Head EJH, H. L. R., Yashayaev I. (2003). Distributions of *Calanus* spp. and other mesozooplankton in the Labrador Sea in relation to hydrography in spring and summer 1995–2000. *Prog Oceanogr*, 59: 1–30.

Heidelberg, J. F., Heidelberg, K. B., & Colwell, R. R. (2002). Bacteria of the  $\gamma$ -Subclass Proteobacteria associated with zooplankton in Chesapeake Bay. *Appl. Environ. Microbiol.*, 68, 5498-5507.

Hellmann, J. J., Byers, J. E., Bierwagen, B. G., & Dukes, J. S. (2008). Five Potential Consequences of Climate Change for Invasive Species. *Conservation Biology*, 22(3), 534-543.

Herborg, L.-M., Jerde, C.L., Lodge, D.M., Ruiz, G.M. & MacIsaac, H.J. (2007). Predicting invasion risk using measures of introduction effort and environmental niche models. *Ecological applications*, 17(3), 663-674.

Hoegh-Guldberg, O., & Bruno, J. F. (2010). The impact of climate change on the world's marine ecosystems. *Science*, 328(5985), 1523-1528.

Hopcroft, R. (2016). The pre-winter 2007 vertical distribution of zooplankton in the Cape Bathurst and North Water polynyas, and Lancaster Sound, Canadian Arctic. *Conservation of Arctic Flora and Fauna. Occurrence dataset*.

Hopcroft, R. R., Kosobokova, K. N., & Pinchuk, A. I. (2010). Zooplankton community patterns in the Chukchi Sea during summer 2004. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 57(1-2), 27-39.

Horner, R., & Murphy, D. (1985). Species Composition and Abundance of Zooplankton in the Nearshore Beaufort Sea in Winter-Spring. *ARCTIC* 38(3), 201-209.

Huq, A., Small, E. B., West, P. A., Huq, M. I., Rahman, R., & Colwell, R. R. (1983). Ecological relationships between *Vibrio cholerae* and planktonic crustacean copepods. *Appl. Envir. Microbio.*, 45, 275-283.

iChurchill. (2018). Manitoba First Nations Consortium in Partnership with iChurchill Inc. Enters into Agreement to Acquire Hudson Bay Railway and Port of Churchill from U.S.-Based Owner.

Il'inskii, E. N., & Zavolokin, A. V. (2011). The distribution and abundance of scyphomedusae (Scyphozoa) of the family Ulmaridae in the pelagic zone of the Sea of Okhotsk and the Sea of Japan. *Russian Journal of Marine Biology*, 37(5), 335-341.

IPCC, Climate Change. (2013). The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. *Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA*.

IPCC, Climate change. (2007). impacts, adaptation, and vulnerability: contribution of Working Group II to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. *Cambridge University Press*.

Jahn, A. (2018). Reduced probability of ice-free summers for 1.5 °C compared to 2 °C warming. *Nature Climate Change*, 8(5), 409-413.

Jing, L., Chen, B., Zhang, B., & Peng, H. (2012). A review of ballast water management practices and challenges in harsh and arctic environments. *Environmental Reviews*, 20(2), 83-108.

Johnston, T. (2014). Rainbow smelt (*Osmerus mordax*): COSEWIC assessment and status report. *Government of Canada*.

Jørgensen, L. L., Archambault, P., Dolgov, A. V., & Evan, N. E. (2016). Arctic marine biodiversity. *United Nations*, 36, 1-47.

Kennedy, M.K., Van Guelpen, L., Pohle, G. A., & Bajona, L. (2010). Canadian Register of Marine Species (CaRMs). *World Wide Web electronic publication*.

Kennedy, T. A., Naeem, S., Howe, K. M., Knops, J. M., Tilman, D., & Reich, P. (2002). Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature*, 417(6889), 636-638.

Kives, B. (2016). What the closure of an Arctic seaport in Manitoba could mean for Canadian sovereignty. *Canadian Broadcasting Corporation*.

Kives, B. (2017). Grain stranded at Churchill's shuttered port to be shipped out this season. *CBC*.

Kosobokova, K. N., Hirche, H.-J., & Hopcroft, R. R. (2007). Reproductive biology of deep-water calanoid copepods from the Arctic Ocean. *Marine Biology*, *151*(3), 919-934.

Kruskal, J., & Wish, M. (1978). *Multidimensional Scaling*. Sage, Beverly Hills, CA.

Lacoursière-Roussel, A., Howland, K., Normandeau, E., Grey, E. K., Archambault, P., Deiner, K., ... Bernatchez, L. (2018). eDNA metabarcoding as a new surveillance approach for coastal Arctic biodiversity. *Ecology and Evolution*, 1-15.

Laget, F. (2017). Transport d'espèces de dinoflagellés potentiellement non-indigènes dans l'arctique canadien, suite au déversement des eaux de ballast par un navire domestique. *UQAR-ISMER, Master thesis*, 138p.

Lawrence, D. J., & Cordell, J. R. (2010). Relative contributions of domestic and foreign sourced ballast water to propagule pressure in Puget Sound, Washington, USA. *Biological Conservation*, *143*(3), 700-709.

Leandro, S. M., Queiroga, H., Rodríguez-Graña, L., & Tiselius, P. (2006). Temperature-dependent development and somatic growth in two allopatric populations of *Acartia clausi* (Copepoda: Calanoida). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, *322*, 189-197.

Leclercq, A. (2018). Quand Nicolas Hulot réclamait "un sursaut d'indignation" aux députés. *Positivr*.

Lee, C.E., (2000). Global phylogeography of a cryptic copepod species complex and reproductive isolation between genetically proximate "populations". *Evolution*, *54*(6), 2014-2027.

Lee, C. E. (2002). Evolutionary genetics of invasive species. *TRENDS in Ecology & Evolution*, *17*(8), 386-391.

Lee, C. E., & Petersen, C. H. (2003). Effects of Developmental Acclimation on Adult Salinity Tolerance in the Freshwater-Invasive Copepod *Eurytemora affinis*. *Physiological and Biochemical Zoology*, 76(3), 296-301.

Lewis, M. K., & Sameoto, A. D. (1983). The Vertical Distribution of Zooplankton and Ichthyoplankton in Davis Strait and Baffin Bay. *August Can Data Report of Fish and Aquat Sci*, 677.

Locke, A., Hanson, J. M., MacNair, N. G., & Smith, A. H. (2009). Rapid response to non-indigenous species. 2. Case studies of invasive tunicates in Prince Edward Island. *Aquatic Invasions*, 4(1), 249-258.

Lockwood, J. L., Cassey, P. & Blackburn, T.M. (2009). The more you introduce the more you get: the role of colonization and propagule pressure in invasion ecology. *Diversity and Distributions*, 15, 904-910.

Lockwood, J. L., Hoopes, M. F., & Marchetti, M. P. (2007). *Invasion Ecology*, 304p.

Loeng, H., Brander, K., Carmack, E., Denisenko, S., Drinkwater, K., Hansen, B., Kovacs, K., and Livingston, P. (2005). Marine systems. In: Arctic Climate Impact Assessment. *Cambridge University Press, New York*, 453- 538.

MacIntosh, C. (2018). Churchill residents rejoice as rail service gets back on track. *CBC News*.

Mack, R. N., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., & al., E. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol Appl*, 10, 689-710.

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.



Magurran A.E. (2004). Measuring biological diversity. *Blackwell Science, Malden, MA*, 256p.

Magurran, A. E. (1988). Ecological Diversity and its Measurement. *Princeton University Press, Princeton, NJ*.

Mauchline, J. (1998). The biology of calanoid copepods. *Adv. Mar. Biol*, 33, 710p.

Mckenzie, R., Lowry, M., Folpp, H., & Gregson, M. (2011). Fouling assemblages associated with estuarine artificial reefs in new south wales, Australia. *Brazilian journal of oceanography*, 59(special issue CARAH), 107-118.

McKinstry, C. A. E., & Campbell, R. W. (2018). Seasonal variation of zooplankton abundance and community structure in Prince William Sound, Alaska, 2009–2016. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 147, 69-78.

Merilees, B., Gillispie, G. (1995). Two new exotic clams in Georgia Strait. *Discovery*, 24, 143-145.

Meyerson, L. A., & Mooney, H. A. (2007). Invasive alien species in an era of globalization. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(4), 199-208.

Miller, R., & Nozères, C., Kennedy; M. (2013). DFO Quebec Region MLI museum collection. OBIS Canada Digital Collections. Published by OBIS <http://www.iobis.org/>.

Minchin, D., Gollasch, S., Cohen, A. N., Hewitt, C. L., & Olenin, S. Characterizing Vectors of Marine Invasion. *Biological Invasions in Marine Ecosystems: Ecological Studies*, 109-116.

Ministère de la Justice du Canada. (2014). Loi sur la marine marchande du Canada. Règlement sur le contrôle et la gestion de l'eau de ballast. *DORS/2011-237. Ottawa : gouvernement du Canada. Ministère de la Justice du Canada.*, 22p.

Miyake, H., Terazaki, M., and Kakinuma, Y. On the Polyps of the Common Jellyfish *Aurelia aurita* in Kagoshima Bay, J. *Oceanogr.*, 2002, 58, 451- 459.

Molnar, J. L., Gamboa, R. L., Revenga, C., & Spalding, M. D. (2008). Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(9), 485-492.

Mora, C., Tittensor, D. P., Adl, S., Simpson, A. G., & Worm, B. (2011). How many species are there on Earth and in the ocean. *PLoS Biol*, 9(8), e1001127.

Munawar, M., Munawar, I. F., Mandrak, N. E., Fitzpatrick, M., Dermott, R., & Leach, J. (2005). An overview of the impact of non-indigenous species on the food web integrity of North American Great Lakes: Lake Erie example. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 8(4), 375-395.

National Snow and Ice Data Center, (NSIDC). (2016). Arctic Sea Ice News & Analysis. <http://nsidc.org/>

Nelson, J. (2014). DFO Pacific IOS zooplankton database - Zooplankton samples collected during cruises to the Canadian Arctic, 2006-2009. *Version 1 In OBIS Canada Digital Collections. Bedford Institute of Oceanography, Dartmouth, NS, Canada. Published by OBIS, Digital.*

Niimi, A. J. (2004). Environmental and Economic Factors Can Increase the Risk of Exotic Species Introductions to the Arctic Region Through Increased Ballast Water Discharge. *Environmental Management*, 33(5), 712-718.

NISC. (2003). United States National Invasive Species Council. General guidelines for the establishment and evaluation of invasive species early detection and rapid response systems.

Inc., N. C. (2006). Mary River Project - Environmental Impact Statement (Marine Component).

NSIDC. (2016). National Snow and Ice Data Center. *University of Colorado, Boulder.*

OBIS. (2018). The Ocean Biogeographic Information System.

Organisation maritime internationale, O. M. I. (2018). Convention internationale pour le contrôle et la gestion des eaux de ballast et sédiments des navires (Convention BWM).

Palomares, M. L. D., & Pauly, D. (2018). SeaLifeBase. *World Wide Web electronic publication*.

Panek, F. M. (1987). Carp in North America. *American Fisheries Society*, 1-16.

Paul, S., & Calliari, D. (2017). Salinity and temperature tolerances of *Neomysis americana* (Crustacea: Mysida) sub adults: Perspectives on vulnerability, and distribution in South America. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 486, 373-378.

Pedersen SA, R. M. H., Simonsen CS. (2005). Micro- and mesozooplankton in Southwest Greenland waters in relation to environmental factors. *J Mar Syst*, 56, 85-112.

Percy, J. A., Grainger, E. H., Bunch, J. N., & Hsiao, S. I. C. (1992). Oceanography and Planktonic Communities of Two Northern Québec Fjords. *Canadian Data Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 892, 141p.

Petersen, G. H. (1999). (1999) Five recent *Mya* species, including three new species and their fossil connections. *Polar Biology*, 22(5), 322-328.

Pezzack, D. S., & Corey, S. (1979). The life history and distribution of *Neomysis americana* (Smith) (Crustacea, Mysidacea) in Passamaquoddy Bay. *Canadian Journal of Zoology*, 57(4), 785-793.

Pianka, E. R. (1966). Latitudinal Gradients in Species Diversity: A Review of Concepts. *The American Naturalist*, 100(910), 33-46.

Piercey, G. E., Levings, C. D., Elfert, M., Galbraith, M., & Waters, R. (2000). Invertebrate fauna in ballast water collected in vessels arriving in British Columbia ports, especially those from the western North Pacific. *Can Data Rep Fish Aquat Sci*, 1060, 50p.

Pogodin, A. G. (1998). *Aurelia limbata* - A new component of the scyphomedusan fauna of the Sea of Japan. *Russ J Mar Biol*, 264-265.

Pomerleau, C., Winkler, G., Sastri, A. R., Nelson, R. J., Vagle, S., Lesage, V. et al. (2011). Spatial patterns in zooplankton communities across the eastern Canadian sub-Arctic and Arctic waters: insights from stable carbon ( $^{13}\text{C}$ ) and nitrogen ( $^{15}\text{N}$ ) isotope ratios. *Journal of Plankton Research*, 33(12), 1779-1792.

Pêches et Océans Canada – Fisheries and Oceans Canada, (MPO - DFO). (2013). Avis scientifique découlant de l'évaluation des risques posés par trois espèces de moules dreissénidées (*Dreissena polymorpha*, *Dreissena rostriformis bugensis* et *Mytilopsis leucophaeata*) dans les écosystèmes d'eau douce au Canada. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2012/082.

Pêches et Océans Canada – Fisheries and Oceans Canada, (MPO - DFO). (2014a). Avis scientifique découlant de l'évaluation nationale du risque d'introduction au Canada d'espèces aquatiques non indigènes par les eaux de ballast. *Secrétariat canadien de consultation scientifique du MPO, Avis scientifique 2013/064.*, 23p.

Pêches et Océans Canada – Fisheries and Oceans Canada, (MPO - DFO). (2014b). Traitement Contre la Moule Zébrée dans le Lac Winnipeg. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2014/031.

Questel, J. M., Clarke, C., Hopcroft, R. R. (2013). Seasonal and interannual variation in the planktonic communities of the northeastern Chukchi Sea during the summer and early fall. *Continental Shelf Research*, 67, 23-41.

Razouls C., de Bovée, F., Kouwenberg, J. E., & Desreumaux, N. (2005). Diversité et répartition géographique chez les Copépodes planctoniques marins.

RealAgriculture. (2018). Churchill viewed as a “viable surge port” for prairie grain, says Al-Katib. *Ag Policy, Canadian Agriculture Policy, Infrastructure, Logistics, Podcasts, Western Canada*.

Rex, M. A., Stuart, C. T., Hessler, R. R., Allen, J. A., Sanders, H.L., & Wilson, G. D. F. (1993). Global-scale latitudinal patterns of species diversity in the deep-sea benthos. *Nature*, 365(6447), 636-639.

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(12), 2513-2525.

Rombouts, I., Beaugrand, G., Ibanez, F., Gasparini, S., Chiba, S., & Legendre, L. (2009). Global latitudinal variations in marine copepod diversity and environmental factors. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1670), 3053-3062.

Rooney, R. C., and Paterson, M.J. (2009). Ecosystem effects of rainbow smelt (*Osmerus mordax*) invasions in inland lakes: a literature review. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2845: iv + 33p.

Rosenzweig, M. L. (1995). Species Diversity in Space and Time. *Cambridge University Press*, 436p.

Roy, V. (2014). Étude des facteurs environnementaux structurant la diversité et la distribution des communautés benthiques de l’arctique canadien. *Oceanography, PhD thesis*, 315p.

Ruffilli, D. C. (2011). Arctic Marine and Intermodal Infrastructure: Challenges and the Government of Canada’s Response. *Library of Parliament*, 8p.

Ruiz GM, H. C. L. (2009). Latitudinal Patterns of Biological Invasions in Marine Ecosystems: A Polar Perspective. In: Krupnik I, Lang MA, Miller SE (eds). *Smithsonian at the poles: contributions to International Polar Year science*, 345-358.

Ruiz, G. M., Carlton, J., Grosholz, E., Hines, A. (1997). Global invasions of marine estuarine habitats by non indigenous species: mechanisms, extent and consequences. *American Zoologist.*, 37, 621-632.

Ruiz, G. M., Fofonoff, P. W., Carlton, J. T., Wonham, M. J., & Hines, A. H. (2000). Invasion of Coastal Marine Communities in North America: Apparent Patterns, Processes, and Biases. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31(1), 481-531.

Rutherford, S., D'Hondt, S., & Prell, W. (1999). Environmental controls on the geographic distribution of zooplankton diversity. *Nature*, 400(6746), 749-753.

Sameoto, D. D. (1987). Vertical Distribution and Ecological Significance of Chaetognaths in the Arctic Environment of Bafin Bay. *Polar Biol*, 7, 317-328.

Saucier, F. J., Senneville, S., Prinsenber, S., Roy, F., Smith, G., Gachon, P. et al. (2004). Modelling the sea ice-ocean seasonal cycle in Hudson Bay, Foxe Basin and Hudson Strait, Canada. *Climate Dynamics*, 23(3-4), 303-326.

Schoener, T. W. (1989). Ecological concepts: the contribution of ecology to an understanding of the natural world, Cambridge. *Blackwell Scientific Publications*, viii, 385p.

Scott, W. B., & Crossman, E. J. (1973). Freshwater Fishes of Canada. *Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 184*, 96p.

Shannon, C. E. (1948). The Mathematical Theory of Communication. *Bell System Technical Journal*, 27, 379-423.

Shapiro, A. M. (2002). The Californian urban butterfly fauna is dependent on alien plants. *Diversity and Distributions*, 8, 31-40.

Shea, K., & Chesson, P. (2002). Community ecology theory as a framework for biological invasions. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 17, 170-176.

Shibata, H., Miyake, H., Goto, T., Adachi, A., & Toshino, S. (2015). Wild polyps of the blooming jellyfish *Aurelia limbata* (Brandt, 1838) (Cnidaria: Scyphozoa) found on deep-sea debris off Sanriku, Japan. *Plankton and Benthos Research*, 10(3), 133-140.

Sigmond, M., Fyfe, J. C., & Swart, N. C. (2018). Ice-free Arctic projections under the Paris Agreement. *Nature Climate Change*, 8(5), 404-408.

Simard, N., & Hardy, M. (2004). The Laurentian Channel as an alternative ballast water exchange zone: risks, analysis and recommendations. *The Laurentian Channel as an alternative ballast water exchange zone: risks, analysis and recommendations. Fisheries and Oceans Canada.*, 74p.

Simberloff, D., & Von Holle, B. (1999). Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions*, 1, 21-32.

Sirenko, B. I., Clarke, C., Hopcroft, R. R., Huettmann, F., Bluhm, B. A., & Gradinger, R. (2010). The Arctic Register of Marine Species (ARMS) compiled by the Arctic Ocean Diversity (ArcOD) project.

Smith, L. C., & Stephenson, S. R. (2013). New Trans-Arctic shipping routes navigable by midcentury. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(13), E1191-E1195.

Spalding, M. D., Fox, H. E., Allen, G. R., Davidson, N., Ferdaña, Z. A., Finlayson, M. et al. (2007). Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. *BioScience*, 57(7), 573-583.

Stachowicz, J. J., Fried, H., Osman, R.W. & Whitlatch, R.B. (2002b). Biodiversity, invasion resistance, and marine ecosystem function: reconciling pattern and process. *Ecology*, 83(9), 2575-2590.

Stachowicz, J. J., Terwin, J.R., Whitlatch, R.B. & Osman, R.W. (2002a). Linking climate change and biological invasions: ocean warming facilitates nonindigenous species invasions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(24), 15497-15500.

Stewart, D. B., & Howland, K. L. (2009). An Ecological and Oceanographical Assessment of the Alternate Ballast Water Exchange Zone in the Hudson Strait Region. *DFO Can. Sci. Advis., Sec. Res. Doc. 2009/008.*, vi + 96p.

Stewart, D. B., Nudds, S.H., Howland, K.L., Hannah, C.G., and Higdon, J.W. (2015). An ecological and oceanographical assessment of alternate ballast water exchange zones in the Canadian eastern Arctic. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/037.* vi + 75p.

Straehler-Pohl I, W. C. L., Morandini AC. (2011). Characterizations of juvenile stages of some semaeostome Scyphozoa (Cnidaria), with recognition of a new family (Phacellophoridae). *Zootaxa*, 2741, 1-37.

Strayer, D. L. (2012). Eight questions about invasions and ecosystem functioning. *Ecol Lett*, 15(10), 1199-1210.

Séguin, E., Sawada, M., & Wilson, K. (2005). Extending Churchills shipping season using GIS based modeling. *Proceedings of the 98th Annual Canadian Institute of Geomatics Conferences, University of Ottawa, Canada.*, 1-8.

Tassin, J. (2014). La grande invasion. *Odile Jacob*, 190p.

Taylor, B. W., & Irwin, R. E. (2004). Linking economic activities to the distribution of exotic plants. *In : Preceeding of the National Academy of Science USA*, 101, 17725-17730.

Tilman, D. (1999). The ecological consequences of changes in biodiversity: A search for general principles 101. *Ecology*, 80(5), 1455-1474.

Tremblay, P. (2017). Évaluation du risque potentiel d'introduction d'espèces non-indigènes de mésozooplancton suite au déversement des eaux de ballast d'un navire domestique dans l'arctique canadien. *UQAR-ISMER, Master thesis*, 156p.

Tsolaki, E., & Diamadopoulos, E. (2010). Technologies for ballast water treatment: a review. *JChemTechnolBiotechnol*, 85, 19-32.



Turgeon, D. D., Quinn J.F. Jr., Bogan, A. E., Coan, E. V., Hochberg, F. G., Lyons, W. G. et al. (1998). Common and scientific names of aquatic invertebrates from the United States and Canada: Mollusks. *2nd ed. American Fisheries Society (Special publication 26), Bethesda, Maryland.*, 526p.

Vagle, S. (2016). Arctic Ocean Currents and Coastal Erosion. *Government of Canada*.

Van Guelpen, L., Markle, D. F., et Duggan, D. J. (1982). An evaluation of accuracy, precision, and speed of several zooplankton subsampling techniques. *ICES Journal of Marine Science*, 40(3), 226-236.

Van Guelpen, L. (2016). Atlantic Reference Centre Museum of Canadian Atlantic Organisms - Invertebrates and Fishes Data. Version 4 In OBIS Canada Digital Collections. Bedford Institute of Oceanography, Dartmouth, NS, Canada. Published by OBIS, Digital <http://www.iobis.org/>.

Vasquez, A. A., Hudson, P. L., Fujimoto, M., Keeler, K., Armenio, P. M., & Ram, J. L. (2016). Eurytemora carolleeae in the Laurentian Great Lakes revealed by phylogenetic and morphological analysis. *Journal of Great Lakes Research*, 42(4), 802-811.

Verling, E., Ruiz, G. M., Smith, L. D., Galil, B., Miller, A. W., & Murphy, K. R. (2005). Supply-side invasion ecology: characterizing propagule pressure in coastal ecosystems. *Proc Biol Sci*, 272(1569), 1249-1256.

Verna, D., & Bradley, P. H. (2016). Review of ballast water management policy and associated implications for Alaska. *Marine Policy*, 70, 13-21.

Wacasey, J. W., Atkinson, E. G., & Glasspoole, L. (1980). Zoobenthos data from inshore stations of upper Frobisher Bay, 1969–1976. *Arctic Biological Station, Department of Fisheries and Oceans.*, 205.

Wacasey, J. W., Atkinson, E.G., Glasspoole, L. (2013). DFO Zoobenthos data from upper Frobisher Bay, 1967 to 1973. *Ver 1 In OBIS Canada Digital Collections. Bedford Institute of Oceanography, Dartmouth, NS, Canada. Published by OBIS.*

Ware, C., Berge, J., Sundet, J.H., Kirkpatrick, J.B., Coutts, A.D.M., Jelmert, A., Olsen, S.M., Floerl, O., Wisz, M.S. & Alsos, I.G. (2014). Climate change, non-indigenous species and shipping: assessing the risk of species introduction to a high-Arctic archipelago. *Diversity and Distributions*, 20(1), 10-19.

Wyatt, T., & Carlton, J. T. (2002). Phytoplankton introductions in European coastal waters: why are so few invasions reported? *CIESM (Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la mer Méditerranée) Workshop Monographs Monaco*, 20, 41-46.

Zenni, R. D., & Nuñez, M. A. (2013). The elephant in the room: the role of failed invasions in understanding invasion biology. *Oikos*, 122(6), 801-815.

Zrum, L. (2000). Abundance and species composition of zooplankton in the Nelson River Estuary: baseline monitoring program 199 - Year IV ». *Unpublished report prepared by North/South Consultants Inc., Winnipeg, for Manitoba Hydro, Winnipeg, MB.*, 74p.