

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
المدرسة الوطنية العليا لعلوم البحر وتهيئة الساحل
Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral



THESE

Présentée par **Adel KACIMI**
en vue de l'obtention du diplôme de
DOCTORAT 3^{ème} cycle LMD

Domaine : Sciences de la Terre et de l'Univers
Filière : Géographie et Aménagement du Territoire
Spécialité : Environnement Marin et Littoral
Thème :

**La biosalissure « biofouling » de la coque des navires,
une menace pour la biodiversité du milieu marin**

Soutenu publiquement le 16/03/2023, devant le jury composé de :

HOUMA-BACHARI Fouzia	Professeur	ENSSMAL	Présidente
BOUDA Abderrahmane	MCA	ENSM	Directeur de Thèse
DOUAOUI Abdelkader	Professeur	C.U.Tipaza	Examineur
GRIMES Samir	Professeur	ENSSMAL	Examineur
BOUCHELLAL Youcef	MCA	ENSM	Examineur
BACHARI Nour El Islam	Professeur	USTHB	Invité

Année universitaire: 2022- 2023

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
المدرسة الوطنية العليا لعلوم البحر وتهيئة الساحل
Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral



THESE

Présentée par **Adel KACIMI**
en vue de l'obtention du diplôme de
DOCTORAT 3^{ème} cycle LMD

Domaine : Sciences de la Terre et de l'Univers
Filière : Géographie et Aménagement du Territoire
Spécialité : Environnement Marin et Littoral
Thème :

**La biosalissure « biofouling » de la coque des navires,
une menace pour la biodiversité du milieu marin**

Soutenu publiquement le 16/03/2023, devant le jury composé de :

HOUMA-BACHARI Fouzia	Professeur	ENSSMAL	Présidente
BOUDA Abderrahmane	MCA	ENSM	Directeur de Thèse
DOUAOUI Abdelkader	Professeur	C.U. Tipaza	Examineur
GRIMES Samir	Professeur	ENSSMAL	Examineur
BOUCHELLAL Youcef	MCA	ENSM	Examineur
BACHARI Nour El Islam	Professeur	USTHB	Invité

Année universitaire: 2022- 2023

Remerciements

Légitimement, je commencerai mes remerciements par mon directeur de thèse Mr Abderrahmane BOUDA, Maître de conférence à l'Ecole Supérieure Maritime ENSM je tiens à lui témoigner ma reconnaissance toute particulière, pour ses conseils, ses orientations et de m'avoir soutenu tout au long de ce projet de thèse avec patience et gentillesse. Je le remercie également pour m'avoir enseigné tant d'autres choses de la vie.

Je suis également très reconnaissant envers Mme. HOUMA-BACHARI Fouzia, Professeur à l'ENSSMAL, pour avoir accepté de présider ce jury de soutenance. Je la remercie vivement pour toutes ses aides précieuses, tant sur le plan administratif, humain et académique.

Je témoigne ma reconnaissance toute particulière aussi à Nour-el-Islam BACHARI, Professeur à l'Université USTHB, pour son aide précieuse sur ce travail. J'avoue que sans votre soutien professeur, ce chemin que j'ai entrepris n'aurait pas pu être possible, un chemin dans lequel vous étiez non seulement un formateur, mais aussi un père pour moi. Votre rencontre était d'une riche inestimable sur le plan scientifique, humain et spirituel.

Je suis également très honoré par la présence dans le jury, de Monsieur DOUAOUI Abdelkader, Professeur au Centre Universitaire de Tipaza. Je le remercie d'avoir accepté de juger ce travail.

J'adresse toute ma gratitude à Messieurs GRIMES Samir et BOUCHELLAL Youcef de bien avoir accepté d'évaluer ce travail. Qu'ils trouvent ici mes sincères remerciements.

Mes remerciements vont aussi à Michael Sievers de l'université Griffith en Australie pour son aide précieuse durant ce projet de thèse. Nous tenons à remercier également, Tanya Pfyffer, manager du réseau Vesseltracker pour nous avoir donné un accès gratuit aux données AIS.

Je tiens à remercier vivement les Docteurs BENSARI Bilel et NACEF Lamri de l'USTHB, pour leur sens du partage, leurs aides et leurs précieux conseils.

Liste des tableaux

Tableau I-1. Flotte mondiale : nombre total de navires, par type et par taille.	9
Tableau I-2. Nombre total distinct de navires de la flotte mondiale par zone et par taille en 2019	10
Tableau I-3. Espèces introduites par le Biofouling et parmi les 100 pires des espèces exotiques envahissantes de l’UICN	33
Tableau I-4. Évaluation des performances antisalissures des revêtements marins.....	42
Tableau I-5. Durée de séjour selon le type de navire au port d’Arzew durant la période 2013-2016	48
Tableau II-1. Valeurs moyennes du coefficient C_w	61
Tableau II-2. Synthèse des modèles polynomiaux générés pour les régions tempérées et tropicales	75
Tableau II-3. Classement des ports selon leur risque d’invasion	92
Tableau III-1. Espèces de fouling enregistrées au niveau du port d’Alger	115
Tableau III-2. Abondance des espèces de macrofouling échantillonnées au port de pêche d’Alger	137
Tableau VI-1. Classification des types de navire suivant le Lloyds Register.....	III
Tableau VI-2. Données environnementales utilisées dans la modélisation.....	XXI
Tableau VI-3. Résultats du calcul de la distance de Mahalanobis et de la probabilité d’établissement.....	XXXIII

Liste des figures

Figure I-1. Evolution de la flotte de la marine marchande en Algérie de 1980-2021.....	11
Figure I-2. Flottille nationale en Algérie.....	12
Figure I-3. Commerce international de l’Algérie en import et en export	12
Figure I-4. Trafic maritime aux ports Algériens en 2020	13
Figure I-5. Nombre d'enregistrements d'espèces non-indigènes et cryptogéniques en Méditerranée.....	15
Figure I-6. Aperçu du nombre de taxons signalés comme ayant un impact sur les services écosystémiques.....	19
Figure I-7. Représentation schématique des principales barrières limitant la propagation des espèces exotiques introduites. Ces barrières sont : (A) barrière(s) géographique(s), (B) captivité ou culture (pour ces espèces), (C) barrières de survie et de reproduction, (D) barrières de dispersion locale/régionale, et E) Barrière(s) environnementale(s). Les flèches A à E indiquent les chemins suivis par les différentes espèces pour atteindre les différents états de d'espèce exotique introduite à espèce envahissante	24
Figure I-8. Développement de la section transversale du canal de Suez de 1956-2010	28
Figure I-9. Carte de densité du trafic maritime en Méditerranée reconstituée à partir des données AIS	29
Figure I-10. Représentation schématique du processus du biofouling	34
Figure I-11. Surfaces de la coque considérées comme “points chauds” de bioaccumulation du fouling	38
Figure I-12. Conceptualisation des événements successifs et des pressions sélectives qu'un organisme antisalissure introduit rencontrera au cours de son adhésion jusqu'à son établissement dans un nouvel environnement.....	41
Figure I-13. Différentes dispositions de montage du MGPS dans le navire. 1) disposition typique pour le montage sur les coffre de mer, 2) disposition typique pour le montage sur la crépine, 3) disposition typique pour le montage d'un réservoir de traitement (exemple : citernes de ballast) (Cathodic Marine Engineering Pte Ltd, Singapour).....	46
Figure II-1. Diagramme de construction du risque. Le diagramme montre les étapes de construction et les données utilisées pour estimer le risque d'invasion et d'introduction des ENIs.	58
Figure II-2. Corrélogramme des variables environnementales.....	65
Figure II-3. Graphique en nuage de points de la matrice des corrélations des variables environnementales.....	65

Figure II-4. Carte de fréquentation de la matrice des corrélations des variables environnementales.	66
Figure II-5. Changement de la probabilité d'Alien pour $\beta=3,29$ et pour différentes valeurs de Y , appliquée à nos données.....	68
Figure II-6. Variation de l'accumulation de l'encrassement biologique. Représentée par le pourcentage de couverture en fonction de la durée d'immersion. A : région tempérée. B : région tropicale.....	72
Figure II-7. Richesse en biofouling au fil du temps, exprimée en pourcentage de couverture observée dans chaque étude par jours d'immersion.	73
Figure II-8. Richesse en biofouling au fil du temps, exprimée en pourcentage de couverture observée dans chaque étude par jours d'immersion.	74
Figure II-9. Graphique des résidus et graphique QQ des modèles tropical et tempéré.....	76
Figure II-10. Prédictions des modèles polynômiales tropical et tempéré.....	77
Figure II-11. Graphique des résidus et de l'effet de levier exprimé par la distance de Cook, appliqué sur les données tropicales et tempérées.	78
Figure II-12. La survie du biofouling modélisée en fonction de la vitesse (km/j).....	80
Figure II-13. Couverture de l'encrassement biologique sur les panneaux de décantation avec des durées d'immersion variables et différents revêtements dans des conditions statiques).....	83
Figure II-14. Pourcentage de couverture du fouling, exprimé en fonction de la durée d'immersion de la plaque pour les différents revêtements antifouling avec biocide (AF) et revêtements antiadhésif sans biocide (FR).	84
Figure II-15. Changement de la proportion moyenne du fouling pour les différents types de revêtements AF et FR en fonction de la fréquence de nettoyage de la coque.....	85
Figure II-16. Similitude environnementale entre l'écorégion donatrice et le port d'Arzew, représentée par la distance de Mahalanobis, et la probabilité d'établissement d'espèces non indigènes.....	88
Figure II-17. Matrice de corrélation entre $P_{ij}(\text{Inv})$, $P_{ij}(\text{Alien})$ et $P_{ij}(\text{Intro})$	91
Figure II-18. Carte montrant la probabilité d'invasion par le biofouling de la coque du navire pour tous les ports donneurs dans le monde au cours de l'année 2016.....	93
Figure II-19. Carte montrant la probabilité d'invasion par biofouling des coques de navires pour tous les ports donneurs en Méditerranée et en mer du Nord au cours de l'année 2016, exprimée comme le risque relatif de chaque port par rapport au port d'Arzew.	94
Figure II-20. Risque d'invasion par le biofouling dans la coque du navire pour toutes les écorégions donatrices dans le monde. Les cercles roses représentent le nombre de voyages de chaque écorégion. Le risque d'invasion associé à chaque trajectoire maritime est indiqué.....	97

Figure II-21. Risque d'invasion par le biofouling pour différents types de navires.....	99
Figure II-22. Effort de traitement par différentes stratégies d'antifouling et réduction de la probabilité d'introduction de NIS par le biofouling pour les différentes écorégions	101
Figure II-23. Réduction de la probabilité d'introduction $P_{ij}(\text{Intro})$ selon les différentes stratégies antifouling utilisées pour l'ensemble des trajectoires maritimes regroupées par écorégion d'origine	102
Figure II-24. Risque d'invasion par le biofouling des navires par écorégion, représenté pour 2016 et 2050	103
Figure II-25. Corrélation entre les probabilités d'invasion pour différentes données environnementales (Température, Salinité et vitesse des courants).....	105
Figure II-26. Validation des résultats du modèle sur la base des données de KATSANEVAKIS et al. (2020) sur les enregistrements d'espèces exotiques et cryptogéniques dans la mer Méditerranée	106
Figure II-27. Analyse de la corrélation entre le risque observé et le risque prédit.	107
Figure III-1. Stations échantillonnées au port d'Alger	114
Figure III-2. Vue générale de <i>Jassa marmorata</i> (à la loupe binoculaire 10×2).....	117
Figure III-3. Vue générale de <i>Jassa slatteryi</i> (à la loupe binoculaire 10×2).....	119
Figure III-4. Vue générale de <i>Paranthura japonica</i> (à la loupe binoculaire 10×0.5)	121
Figure III-5. Vue générale de <i>Zeuxo coralensis</i> (à la loupe binoculaire 10×2.5).....	123
Figure III-6. Vue générale de <i>Paraleucilla magna</i> (port d'Alger)	124
Figure III-7. Vue générale de <i>B. neritina</i> (port de pêche d'Alger)	125
Figure III-8. Vue générale de <i>Cryptosula pallasiana</i> observée au port de pêche d'Alger	127
Figure III-9. <i>Tricellaria inopinata</i> vue au microscope (G10*40).....	128
Figure III-10. <i>Watersipora subtorquata</i> rencontrée au port de pêche d'Alger.....	130
Figure III-11. Trois colonies de <i>Botryllus schlosseri</i> avec différentes couleurs	132
Figure III-12. Colonie de <i>Clavelina lepadiformis</i> échantillonnée au port de pêche d'Alger	134
Figure III-13. <i>Styela plicata</i> échantillonnée au port de pêche d'Alger.....	135
Figure III-14. Abondance des espèces de crustacés récoltées au port de pêche d'Alger	136

Abréviation et acronymes

ADN. : *Acide DésoxyriboNucléique*
AF. : *Anti-Fouling coating*
AFS. *Anti-Fouling System*
AIC. : *Akaike Information Criterion*
AIS. : *Automatic Identification System*
AMO. : *Atlantic Multidecadal Oscillation*
ANOVA. : *ANalysis Of VAriance*
APVMA. : *Australian Pesticides and Veterinary Medicines Authority*
CDP. : *Cyclodextrin Polymers*
CRMS. : *Craft Risk Mangement Standard*
CSLC. : *California State Lands Commission*
EAE. *Espèce Aquatique Envahissante*
EEE. : *Espèce Exotique Envahissante*
EHCA. *European Healthy Companies Award*
ENI. : *Espèces Non-Indigène*
EPA. : *Entreprise Portuaire d'Arzew, : Environmental Protection Agency*
EPS. : *Extracellular Polymeric Substances*
Equasis. : *Electronic Quality Shipping Information System*
EVP. : *Equivalent Vingt Pieds*
FR. : *Free-Release coating*
GT. : *Gross Tonnage*
IHO. : *International Hydrographic Organization*
IMO. : *International Maritime Organization*
LNG. : *Liquified Natural Gaz*
LPG. : *Liquified Petroleum Gas*
MAE. : *Mean Absolute Error*
MEOW. : *Marine Ecoregion Of the World*
MEPC. : *Marine Environment Protection Committee*

MGPS. : *Marine Growth Prevention System*
MMSI. : *Maritime Mobile Service Identity*
MPI. : *Ministary of Primary Industries*
NAO. : *North Atlantic Oscillation*
NB. : *Nota Bene*
PC. : *Pourcentage de Couverture*
PTFE. : *PolyTétraFluoroEthylène*
PVC. : *PolyVinyl Chloride*
QGIS. : *Quantum Geographic Information System*
REMPEC. *Regional Marine Pollution Emergency Response Centre for the Mediterranean Sea*
RMSE. : *Root Mean Squar Error*
ROV. : *Remotely Operated Vehicle*
SCA. *Suez Canal Authority*
SERC. : *Smithsonian Environmental Research Center*
SOLAS. : *Safety Of Life At Sea*
SPC. : *Self-Polishing Copolymer*
TBT. : *Tributyltin*
'UICN. : *Union Internationale pour la Conservation de la Nature*
ULCC. : *Ultra Large Crude Carriers*
UNCTAD. : *United Nations Conference on Trade and Development*
USCG. : *United States Coast Guard*
VHF. : *Very High Frequency*
VLCC. : *Very Large Crude Carriers*
WA. : *Westerrn Australia*
WoRMS. : *World Register for Marine Species*
WSA. : *Wetted Surface Area*

Table des matières

Introduction Générale.....	1
I CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE.....	8
I.1 Introduction	8
I.2 Aperçu du trafic maritime mondial	9
I.2.1 Trafics maritimes en Algérie.....	11
I.3 Synthèse bibliographique sur les espèces invasives	14
I.4 Impact des espèces invasives.....	17
I.4.1 Impact sur la biodiversité	17
I.4.2 Impact sur les services écosystémiques	17
I.4.3 Impact sur l'économie	19
I.4.4 Impact sur la santé.....	20
I.5 Terminologie du processus d'invasion	21
I.6 Vecteurs d'introductions d'espèces non-indigènes	24
I.6.1 La Pêche	25
I.6.2 La Mariculture.....	26
I.6.3 Les canaux.....	27
I.6.4 La navigation maritime	28
I.7 Communautés et processus du biofouling.....	33
I.7.1 Le biofilm.....	34
I.7.2 Communautés de macrofouling	35
I.7.3 Communautés mobiles	35
I.7.4 Commensaux, parasites et agents pathogènes.....	36
I.8 Compartiments de la coque du navire abritant le biofouling.....	36
I.8.1 Zones de niche de la coque du navire	36
I.9 Facteurs influençant le biofouling du navire	40
I.9.1 Revêtements antisalissures	41
I.9.2 Système de Prévention de la Croissance Marine 'MGPS'	45

I.9.3	Vitesse du voyage.....	47
I.9.4	Paramètres physico-chimique de l'eau de mer lors du voyage	47
I.9.5	Temps de séjour aux ports et latitude des ports de provenance	48
I.9.6	Nettoyage de la coque dans les ports de provenance	49
I.10	Cadre réglementaire de la gestion du biofouling des coques des navires	49
I.10.1	Plan de gestion du biofouling.....	50
I.10.2	Registre de biofouling	50
I.11	Conclusion.....	52
II	CHAPITRE II : MODELISATION DU RISQUE D'INTRODUCTION DES ESPECES NON-INDIGENES PAR LE BIOFOULING DES COQUES DES NAVIRES : CAS D'ETUDE DU PORT D'ARZEW	55
II.1	Introduction	55
II.2	Matériel et méthodes	56
II.2.1	Développement de la base de données.....	58
II.2.2	Calcul de la surface mouillée des navires	60
II.2.3	Modélisation de la similarité environnementale entre les ports donneurs et le port d'Arzew $P_{ij} (Etab)$	61
II.2.4	Traitement des couches environnementales.....	64
II.2.5	Modélisation de la probabilité de l'Alien $P_{ij}(Alien)$	66
II.2.6	Modélisation de la probabilité d'introduction ou d'arrivée $P_{ij}(Intro)$	69
II.2.7	Probabilité d'invasion $P_{ij}(Inv)$	85
II.2.8	Validation du modèle	86
II.3	Résultats et discussion	87
II.3.1	Similarité environnementale et probabilité d'établissement	87
II.3.2	Corrélation entre $P_{ij}(Inv)$ vs $P_{ij}(Intro)$ vs $P_{ij} (Alien)$:	90
II.3.3	Probabilité d'invasion par port et par écorégion	92
II.3.4	Risque d'invasion par écorégion	96
II.3.5	Risque d'invasion par type de navire	99

II.3.6	Modélisation des différentes stratégies antifouling utilisées.....	100
II.3.7	Effet des variables environnementales sur la probabilité d'invasion $P_{ij}(Inv)$	103
II.3.8	Sensibilité du modèle face aux variables environnementales	104
II.3.9	Validation du modèle	105
II.4	Conclusion.....	107
II.5	Limites du modèle	108
III	CHAPITRE III : BIO-SURVEILLANCE DES ESPECES NON-INDIGENES DE BIOFOULING DANS LE PORT D'ALGER.....	112
III.1	Introduction	112
III.2	Méthodologie.....	113
III.3	Résultats et discussion	115
III.3.1	Description des espèces identifiées	116
III.3.2	Abondance des espèces identifiées	136
III.4	Conclusion	139
IV	Conclusion générale	142
V	Références bibliographiques	147
VI	Annexes.....	I
VI.1	Annexe I : Plan de gestion de l'encrassement biologique et registre de biofouling (Format et contenu)	I
VI.2	Annexe II : plan de gestion de l'encrassement biologique et registre des biosalissures.....	IV
VI.2.1	Modèle de registre des biosalissures	IV
VI.3	Annexe III : Modèle de Plan de gestion du biofouling développé par l'IMarEST du Royaume unis	IX
VI.4	Annexes IV : Données environnementales utilisées dans la modélisation.....	XXI
VI.5	Annexes V : Publications internationales	XXXV
VI.6	Annexes VI Collaborations internationales	XXXVII

Introduction Générale

Introduction générale

a) Problématique des espèces aquatiques envahissantes

La perte de la biodiversité mondiale et les changements environnementaux qui en découlent sont due en grande partie à l'introduction d'espèces à travers les barrières biogéographiques par des mécanismes humains (SIMBERLOFF *et al.*, 2013; LEWIS et MASLIN, 2015; PYŠEK *et al.*, 2020). L'importance de la diversité marine côtière a été soulignée dans le cadre de la déclaration ministérielle de la Convention sur la diversité biologique (CDB) lors de la conférence des parties réunie à Jakarta en 1995 (le mandat de Jakarta) (UNEP, 2000). Il est largement admis que la gestion des introductions d'espèces non indigènes doit être fondée sur l'approche de précaution et se concentrer principalement sur la gestion des voies d'invasion (HEWITT *et al.*, 2004b; FINNOFF *et al.*, 2007; LODGE *et al.*, 2016). Reconnaisant le besoin urgent de s'attaquer aux impacts des espèces non indigènes, la CDB stipule que chaque partie contractante doit, dans la mesure du possible et selon qu'il convient, de : " empêcher l'introduction, contrôler ou éradiquer les espèces exotiques qui menacent les écosystèmes, les habitats ou les espèces " (UNEP, 1994). Le plan stratégique révisé de la CDB pour 2011-2020 propose que "d'ici 2020, les espèces exotiques envahissantes et leurs voies d'introduction soient identifiées et classées par ordre de priorité, que les espèces prioritaires soient contrôlées ou éradiquées et que des mesures soient mises en place pour gérer les voies d'introduction afin de prévenir leur introduction et leur établissement" (UNEP, 2011).

Dans les mers d'Europe par exemple (mer Méditerranée, mer Noire, mer du Nord, mer Baltique, l'Atlantique) et selon le système d'information marine pour l'Europe, 1223 espèces non-indigènes (ENIs) ont été introduites en mers d'Europe entre 1949 et 2019 (KORPINEN *et al.*, 2021). Le nombre des ENIs est le plus élevé en mer Méditerranée, où 69 % de tous les ENIs ont été enregistrés, 21 % dans l'océan Atlantique Nord-Est, 5 % dans la mer Baltique et 3 % dans la mer Noire (AQUANIS, 2015; OSPAR, 2017; BARICHE et FRICKE, 2018) . Plus de 80 ENIs ont été identifiées comme des "espèces exotiques envahissantes" ayant un fort potentiel d'impact sur la biodiversité, ainsi que des conséquences économiques et sociales négatives (KORPINEN *et al.*, 2021). Aujourd'hui, plus de 53 % du littoral européen est habité par des ENIs envahissantes (SHALOVENKOV, 2017; ZENETOS *et al.*, 2017). Ces espèces envahissantes sont connues pour leur impact sur d'autres espèces, les fonctions des écosystèmes et la modification des habitats naturels. Le nombre moyen de nouvelles introductions d'ENIs enregistrées a ralenti, passant de 28 à 16 espèces par an entre 2006 et 2017 (KATSANEVAKIS *et al.*, 2014b; KATSANEVAKIS *et al.*, 2016; TSIAMIS *et al.*, 2018; KORPINEN *et al.*, 2021).

Introduction générale

Dans certains États membres de l'UE, le nombre de nouvelles espèces marines introduites par l'activité humaine a déjà été réduit à zéro grâce à une gestion efficace (Korpinen et al. 2019). En Algérie, 348 observations d'espèces introduites ont été signalées dans 69 zones dispersées le long de la côte algérienne de 1834 à 2017 (GRIMES *et al.*, 2018). La plupart de ces enregistrements (48%) ont été effectués dans la sous-région centrale de l'Algérie, suivie par la zone occidentale (25 %) et la sous-région orientale (20 %) (GRIMES *et al.*, 2018). Vingt-six de ces enregistrements (7,6 % du total des observations) ont été donnés sans une localisation précise (GRIMES *et al.*, 2018).

L'introduction de ces ENIs est étroitement liée à la mondialisation croissante du commerce par le transport maritime. En méditerranée et dans les eaux d'Europe, le transport maritime et les canaux sont les principales voies d'introduction des ENIs, avec 49% pour le transport maritime et 33% pour les canaux (EEA, 2019). Parmi les autres voies d'introduction des ENIs en méditerranée, figurent les mouvements naturels d'organismes vivants (11 %), les évasions d'aquariums et d'aquacultures (5 %) et les rejets intentionnels (2 %) (GALIL *et al.*, 2014a). Les canaux sont la principale voie d'entrée en Méditerranée orientale, où plus de 46 % des ENIs ont été introduits via le canal de Suez (SGHAIER *et al.*, 2019). En mer baltique, 14 % des ENIs ont été introduits via des canaux intérieurs. Dans l'Atlantique Nord-Est, l'industrie ostréicole est responsable de plus de 30 % des introductions des ENIs marines (EEA, 2019).

L'importance du biofouling des coques des navires comme vecteur d'introduction d'espèces non-indigènes a été largement démontrée (COUTTS *et al.*, 2003; BRINE *et al.*, 2013; CHAN *et al.*, 2016; CHENITI *et al.*, 2018). Aujourd'hui, le biofouling est un vecteur responsable de 55,5 % à 69,2 % des ENIs côtières et estuariennes établies dans les écosystèmes aquatiques mondiales (HEWITT et CAMPBELL, 2010). Les chercheurs considèrent que certaines des espèces non indigènes les plus répandues, ayant des répercussions désastreuses sur la biodiversité, l'économie et la santé humaine, ont été transportées par l'encrassement des navires de commerce et de plaisance (Fofonoff et al., 2018). Les coûts économiques de l'éradication des espèces invasives transportées par les coques des navires sont trop élevés. Nous citons pour l'exemple le cas de l'ascidie coloniale *Didemnum vexillum* (l'ascidie plissée), qui est l'une des espèces les plus agressives et la plus rapide en termes de propagation (MCKENZIE *et al.*, 2017). Cet organisme invasif peut s'incruster dans une large gamme de substrats, encrassant les structures submergées artificielles et envahissant les habitats naturels, altérant ainsi considérablement les structures submergées et le biote qui les accompagne. En tant qu'envahisseur récent dans de nombreuses régions du monde, l'étendue de ses impacts n'a commencé à être étudiée que récemment

Introduction générale

(FOFONOFF *et al.*, 2018). Elle s'est propagée par les coques des navires en Europe, en Amérique du Nord et en Nouvelle-Zélande. Les tentatives d'éradication dans la baie de Shakespeare en Nouvelle-Zélande sur une superficie de 1 km², ont coûté 407 244,03 EUR, et ont échoué. En raison de préoccupations concernant les impacts sur les fermes conchyliques voisines de cette baie, un programme intensif de surveillance et d'éradication a été lancé en juillet 2006 dans la baie de Shakespeare et dans les Marlborough Sounds (sur une superficie de 750 km²), qui s'est poursuivi pendant deux ans jusqu'à ce que l'éradication ne soit plus considérée comme faisable. L'arrêt des efforts de contrôle a entraîné une ré-infestation rapide (COUTTS et FORREST, 2007; FORREST et HOPKINS, 2013). L'éradication a été tentée à Holyhead Harbour, au Pays de Galles, au Royaume-Uni, où l'espèce était confinée à une petite marina et non répertoriée ailleurs, pour un coût estimé à 316 220,74 EUR (KLEEMAN, 2009). Le processus d'éradication a été initialement couronné de succès, mais la marina a été rapidement recolonisée et *D. vexillum* s'est finalement propagé avec des navires colonisés par le biofouling, tout autour du littoral britannique (NIMMO *et al.*, 2011). Cette espèce est présente dans les marinas de la Méditerranée, selon les derniers relevés des spécialistes (FERRARIO *et al.*, 2019a). De ce fait, la prédiction de nouvelles introductions d'ENIs est plus que nécessaire afin de minimiser le transfert de ces espèces et d'épargner à nos côtes des pertes économiques accrues. La modélisation mathématique probabiliste est l'une des méthodes qui a montré son efficacité dans ce genre d'analyses en traduisant des événements physiques par un langage probabiliste.

L'Algérie avec ses 1622 Km de trait de côte se trouve liée à un réseau internationale important de trafic maritime ; qui la relie à toutes les mers et océans du monde. En effet, le commerce international de l'Algérie s'effectue à 95 % par voie maritime. Moyennement, dix mille navires y transitent chaque année, à travers un réseau portuaire composé de douze 12 ports de commerce (BOUDA, 2016). De ce point de vue, la menace des espèces invasives pourrait être conséquente pour l'Algérie. Il serait donc, judicieux et nécessaire d'évaluer le risque d'introduction et d'invasion des ENIs par le biofouling des coques des navires dans ce pays, à travers une modélisation mathématique et en utilisant comme cas d'étude les ports attirant le plus de trafic maritime.

Cette nécessité découle du fait qu'en Algérie, peu de travaux ont été consacrés aux espèces introduites par le transport maritime. GRIMES *et al.* (2018) ont établi une liste des espèces introduites basée sur différentes sources comme la littérature scientifique, y compris les rapports techniques, les thèses de doctorat, les articles scientifiques, les bases de données des espèces non indigènes et les plateformes web. Néanmoins, ces études ont contribué à la connaissance des ENIs

Introduction générale

en Algérie mais ne suffisent pas pour refléter la réalité du terrain, d'où la nécessité d'autres investigations dans cet axe.

b) Objectif de la recherche

Le premier travail dans cette thématique en Algérie, a été adopté par BOUDA *et al.* (2016); (BOUDA *et al.*, 2017) qui ont évalué l'importance des eaux de ballast et du biofouling dans l'introduction des ENIs au port d'Arzew et ont démontré la vulnérabilité de ce port face à ce phénomène. Leur travail sur le biofouling se résume dans le développement d'une estimation mathématique pour calculer la surface maximale que peut prendre le fouling dans les coques des navires arrivant au port d'Arzew. Cependant, cette estimation manque de certains paramètres influençant l'accumulation du fouling dans le navire, d'où la nécessité de compléter leurs travaux par d'autres paramètres que nous avons pu développer dans cette étude.

Le modèle de biofouling développé dans ce travail de thèse est une suite logique du modèle proposé par BOUDA *et al.* (2017) en utilisant une approche différente avec plus de paramètres tels que : la vitesse du navire lors de sa traversée du port donneur au port destinataire, l'efficacité du système antifouling du navire, le type de revêtement antifouling utilisé, la latitude et la durée de séjour des navires dans chaque port de provenance.

Notre recherche consiste à développer une méthodologie qui permet d'évaluer le risque d'introduction des espèces invasives, liée au transport maritime, appliquée au port d'Arzew et d'établir une liste des ENIs introduites au port de pêche d'Alger avec leur impact potentiel. Nous traitons le mode d'introductions qui est la biosalissure de la coque. Le choix du port d'Arzew comme site d'étude pour l'application du modèle s'explique par la difficulté d'obtenir des données du port commercial d'Alger qui présente le trafic maritime le plus élevé en Algérie.

En plus de l'étude de BOUDA *et al.* (2017) sur le port d'Arzew, la vulnérabilité de ce port a été aussi démontré dans l'étude de BENSARI *et al.* (2020) qui ont recensé la présence de 10 espèces non-indigènes et cryptogéniques dans ce port. De ce fait, la présente étude a été entamé dans l'optique d'une gestion efficace et conforme du biofouling des coques des navires au port d'Arzew en vue d'inciter les autorités responsables à généraliser ce genre d'études sur l'ensemble des ports Algériens, tout en s'accordant avec les directives de l'Organisation Maritime Internationale (OMI).

L'organisation maritime internationale, a adopté en Juillet 2011, la résolution MEPC.207(62) relative au biofouling, et visant à contrôler et à gérer l'encrassement biologiques des navires en vue de réduire au minimum le transfert d'espèces aquatiques envahissante (IMO, 2011). Dans cette

Introduction générale

optique, cette thèse examine six questions relatives à l'instauration de réglementations environnementales en Algérie, en vue de réduire le transfert des espèces envahissantes par le biofouling des coques de navires marchands qui font escale dans les ports Algériens, et en particulier le port d'Arzew: (1) l'estimation du risque de transfert des espèces non-indigènes au port d'Arzew; (2) classer les écorégions côtières qui constituent un risque de biosécurité pour le port d'Arzew et la mer d'Alboran; (3) l'analyse de l'effet des facteurs environnementaux sur la réduction du transfert des ENIs au port d'Arzew et à la mer d'Alboran; et (4) l'analyse de l'effet du revêtement antifouling appliqué sur les navires marchands sur la réduction de l'introduction et de l'invasion des ENIs au port d'Arzew. Et aussi de mettre en évidence l'ampleur de la menace d'introduction des espèces invasives par les navires de commerce à travers une modélisation mathématique, et en présentant des données chiffrées et cartographiées pour la prise de décision.

D'autres part, démontrer empiriquement la présence des espèces de fouling introduites dans les ports Algériens ?, et ce, en échantillonnant le substrat dur du port de pêche d'Alger pour identifier le biote introduit dans ce port.

c) Méthodologie de la recherche

Afin de réaliser notre travail, une base de données multi-sources est créée. Elle est composée de :

- Un inventaire des navires ayant accosté au port d'Arzew, pour une période de quatre ans (2013-2016), avec leurs caractéristiques, tels que : la jauge brute, le tonnage, la provenance, le tirant d'eau, la vitesse moyenne de la traversée jusqu'au port d'Arzew, durée de séjour dans le port de provenance... etc. Cette base de données résulte d'une combinaison d'une base de données initiale obtenue auprès des autorités portuaires du port d'Arzew, et d'une seconde base de données obtenue via le site Vesseltracker qui dispose de données relatives aux mouvements de navires suivis par le système d'identification automatique des navires (AIS) durant de longues périodes d'années.
- Les caractéristiques physicochimiques de l'eau de mer, de l'ensemble des ports de provenance (ports donneurs) de ces navires;
- Les zones biogéographiques de provenance des navires, obtenues à partir de la bibliographie.

Les informations de la base de données sont exploitées dans un modèle mathématique, qui prend en charge les divers paramètres favorisant le transfert et la survie des organismes marins. Les résultats obtenus sont spatialisés et cartographiés sur la base d'un système d'information géographique SIG (ArcGIS).

Notre travail est organisé comme suit :

Introduction générale

Dans le premier chapitre, nous présentons une synthèse bibliographique sur les espèces non-indigènes ; leur mode de transfert dans le milieu marin, leur impacts, l'importance du transport dans le commerce international en tant que vecteur de transfert de propagation des espèces aquatiques non-indigènes. Nous aborderons par la suite le processus d'invasion biologique par le biofouling de la coque et les facteurs favorisant l'accumulation des espèces sur la coque d'un navire avec un aperçu du cadre réglementaire de la gestion de ce dernier.

Le deuxième chapitre sera réservé à la modélisation mathématique du risque d'introduction des ENIs au port d'Arzew, et la spatialisation des résultats sur un système d'information géographique SIG. La cartographie développée est un outil de classement des ports et écorégions donneurs de biofouling, selon leur niveau de risque.

Le troisième chapitre est une bio-surveillance du port d'Alger afin d'identifier les principaux taxons de fouling introduits dans cette zone et leur impact potentiel sur l'environnement marin tiré à partir des travaux de recherche effectués sur chaque espèce.

Nous reconnaissons qu'il est difficile aujourd'hui d'entamer une étude complète sur la problématique de la biosalissure. Car de nombreux paramètres ne sont actuellement pas disponibles, notamment, les informations concernant l'exploitation de chaque navire en escale, tels que : la date du dernier nettoyage de la carène (carénage), le mode de gestion à bord, et les zones de navigation fréquentées... etc. Nous avons essayé d'aborder le maximum d'aspects entourant la problématique de l'introduction des espèces marines, par le biofouling des navires. La finalité étant de proposer des solutions réglementaires aux décideurs, pour la prise en charge effective de ce fléau, notamment, l'instauration de mesures spécifiques sur certaines catégories de navires ayant l'impact le plus élevé comme les Tankers GNL et GPL et les Pétroliers et Chimiquiers.

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

I CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

I.1 Introduction

Ce chapitre est une synthèse bibliographique de plusieurs travaux sur le biofouling des coques des navires. Les données bibliographiques présentées ici sont tirées des : articles scientifiques sur le biofouling et les espèces marines introduites et/ou envahissantes, rapports officiels et gouvernementaux sur la biosécurité marine relative aux navires de commerce, thèses de doctorat et bases de données internationales des espèces aquatiques envahissantes, et base de données mondiales du trafic maritimes.

Nous commençons dans ce chapitre par donner un aperçu du trafic maritime mondial et celui de l'Algérie tout en exposant son implication dans le phénomène de la bioinvasion marine. Nous présentons la problématique des espèces invasives et leurs impacts sur la biodiversité, les services écosystémiques, l'économie et la santé humaine en donnant des exemples d'espèces invasives capables d'être transportées par les coques des navires. Nous mettons le point aussi sur la terminologie utilisée dans le phénomène de la « bioinvasion » pour définir les différentes étapes successives de la bioinvasion, les différents vecteurs d'introduction des espèces non-indigènes. Par ailleurs, nous détaillons le processus séquentiel du biofouling et les communautés écologiques de ce dernier, en commençant par le biofilm, les communautés de macrofouling jusqu'à la communauté mobiles, commensaux, parasites et agents pathogènes.

Dans la seconde partie de ce chapitre, nous mettons en revue les différents compartiments de la coque du navire, qui abritent le biofouling et les facteurs influençant l'accumulation de ce dernier pour donner de la matière aux futures recherches dans ce vaste domaine. Nous terminerons par la présentation de la résolution de l'OMI « MEPC 62/24 », relative au contrôle et à la gestion de l'encrassement biologique des navires afin de minimiser le transfert d'espèces aquatiques envahissantes (EAE).

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

I.2 Aperçu du trafic maritime mondial

Les milliers de navires qui sillonnent les grands axes maritimes du globe ont rendu possible les échanges commerciaux par voie maritime. En 2019, la flotte mondiale compte 54009 navires dont la jauge brute est inférieure à 500 ums, 44942 navires dont la jauge brute est comprise entre 500 et 25000, 12425 navires « Grand » ($25000 \leq GT < 60000$) et 6516 navires « Très grand » (Tab I-1). Le trafic mondial de marchandise est dominé par les « porte-conteneurs » suivi par les « pétroliers et chimiquiers » et par les « vraquiers » en 3^{ème} position (Tab I-1) (EQUASIS, 2019).

Tableau I-1. Flotte mondiale : nombre total de navires, par type et par taille (EQUASIS, 2019).

Type de navire	Petit ⁽¹⁾		Moyen ⁽²⁾		Grand ⁽³⁾		Très grand ⁽⁴⁾		Total ⁽⁵⁾	
Navires de marchandises diverses	4127	7.6%	11638	25.9%	248	2%			16013	13.6%
Navires de charge spécialisés	7	0%	229	0.5%	64	0.5%	6	0.1%	306	0.3%
Porte-conteneurs	19	0%	2241	5%	1555	12.5%	1463	22.5%	5278	4.5%
Les cargos Ro-Ro	33	0.1%	623	1.4%	564	4.5%	249	3.8%	1469	1.2%
Vraquier	299	0.6%	3807	8.5%	6410	51.6%	1778	27.3%	12294	10.4%
Pétroliers et chimiquiers	1902	3.5%	7322	16.3%	2726	21.9%	2025	31.1%	13975	11.9%
Tankers à gaz	35	0.1%	1116	2.5%	389	3.1%	508	7.8%	2048	1.7%
Autres Tankers	401	0.7%	699	1.6%	14	0.1%			1114	0.9%
Navires à passagers	4138	7.7%	2813	6.4%	287	2.3%	194	3%	7492	6.4%
Navires offshore	2715	5%	5211	11.6%	140	1.1%	287	4.4%	8353	7.1%
Navires de service	2779	5.1%	2769	6.2%	26	0.2%	6	0.1%	5580	4.7%
Remorqueurs	17949	33.2%	932	2.1%					18881	16%
Bateaux de pêche	19605	36.3%	5482	12.2%	2	0%			25089	21.3%
Total	54009	100%	44942	100%	12425	100%	6516	100%	117892	100%

Source: Equasis 2019 ⁽¹⁾ GT<500 - ⁽²⁾ 500≤GT<25000 - ⁽³⁾ 25000≤GT<60000 - ⁽⁴⁾ GT≥60000

Le tableau I-1 montrent que les grandes et très grandes catégories représentées par les vraquiers (43,2%), les pétroliers-chimiquiers (26,6%) et les porte-conteneurs (17%) représentent environ 84% de la flotte en nombre dans ces catégories de taille de navires. En termes de tonnage, les catégories de taille grande et très grande représentent 82% de la flotte mondiale (EQUASIS, 2019),

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

les pétroliers et chimiquiers, les vraquiers et les porte-conteneurs dominant conjointement ces deux catégories à 84,4% (grande taille) et 81,3% (très grande taille).

Tableau I-2. Nombre total distinct de navires de la flotte mondiale par zone et par taille en 2019

Zone géographique	Petit ⁽¹⁾		Moyen ⁽²⁾		Grand ⁽³⁾		Très grand ⁽⁴⁾		Total	
Australie et Nouvelle-Zélande	483	1.9%	1630	2%	3008	4.4%	1974	5.2%	7095	3.3%
Afrique de l'Est	153	0.6%	1245	1.5%	3947	5.8%	2330	6.1%	7675	3.6%
Asie de l'Est	3711	15%	14948	18.3%	9190	13.5%	5494	14.4%	33343	15.7%
mer Méditerranée	3311	13.4%	9778	12%	4963	7.3%	2931	7.7%	20983	9.9%
Amérique centrale et Golfe du Mexique	2048	8.3%	4567	5.6%	4524	6.6%	2238	5.9%	13377	6.3%
Nouvelle-Guinée-Pacifique	285	1.1%	1138	1.4%	1487	2.2%	609	1.6%	3519	1.7%
Amérique du Nord-Côte Est	1235	5%	2339	2.9%	2449	3.6%	1298	3.4%	7321	3.4%
Amérique du Nord-Côte Ouest	1063	4.3%	1657	2%	3282	4.8%	1433	3.8%	7435	3.5%
Asie du Nord	48	0.2%	275	0.3%	139	0.2%	94	0.2%	556	0.3%
Europe du Nord	1865	7.5%	6759	8.3%	2054	3%	874	2.3%	11552	5.4%
Amérique du Sud - Côte Est	652	2.6%	2787	3.4%	3927	5.8%	1796	4.7%	9162	4.3%
Amérique du Sud-Côte Ouest	327	1.3%	1433	1.8%	1410	2.1%	549	1.4%	3719	1.7%
Asie du Sud	2059	8.3%	6427	7.9%	6379	9.4%	3764	9.9%	18629	8.7%
Asie du Sud-Est	2788	11.2%	10902	13.3%	8065	11.8%	5073	13.3%	26828	12.6%
Afrique du Sud	333	1.3%	1775	2.2%	4571	6.7%	2700	7.1%	9379	4.4%
Afrique de l'ouest	1192	4.8%	5246	6.4%	3998	5.9%	2201	5.8%	12637	5.9%
Europe de l'ouest	3238	13.1%	8859	10.8%	4795	7%	2828	7.4%	19720	9.3%
Total	24791	100%	81765	100%	68188	100%	38186	100%	212930	100%

Source: Equasis 2019 ⁽¹⁾ GT<500 - ⁽²⁾ 500≤GT<25000 - ⁽³⁾ 25000≤GT<60000 - ⁽⁴⁾ GT≥60000

La majorité du trafic maritime a lieu dans les zones géographiques de l'Asie de l'Est (15,7%), de l'Asie du Sud-Est (12,6%) et de la mer Méditerranée (9,9%). L'Asie de l'Est et du Sud-Est représentant 28,3% du total des observations rapportées à Equasis (Tab.I-2).

I.2.1 Trafics maritimes en Algérie

Après avoir enregistré 20,79 millions de tonnes l'année de l'indépendance (1962), l'Algérie a connu un accroissement rapide des échanges internationaux de marchandises : 100 millions de tonnes en 2000, 120 en 2004, et 123 en 2009 (SETTI *et al.*, 2011). La masse des marchandises ayant transité par les ports algériens en 2014, s'élève à 42,3 millions de tonnes à l'importation et 75,5 millions de tonnes à l'exportation, embarquées ou débarquées à partir des 10345 navires qui ont fait escale pendant cette même période (BOUDA, 2016).

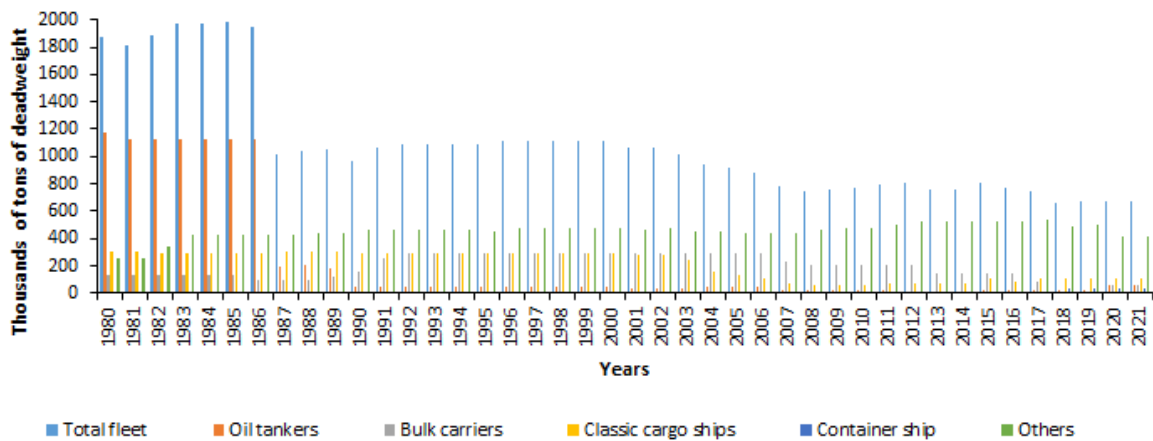


Figure I-1. Evolution de la flotte de la marine marchande en Algérie de 1980-2021. Source : UNCTAD 2021.

En termes de capacité de chargement des navires (port en lourd), la flottille de la marine marchande Algérienne est majoritairement constituée de navires de charge (105.7×10^3 DWT), suivi de Pétroliers (62.1×10^3 DWT), et des vraquiers (53.5×10^3 DWT) (Fig.I-1, I-2). Cette flottille est en perpétuelle variation depuis les années 1980, en passant de 1872.12 milliers de tonnes de port en lourd en 1980 à 673.4 milliers de tonnes en 2020 (UNCTAD, 2020).

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

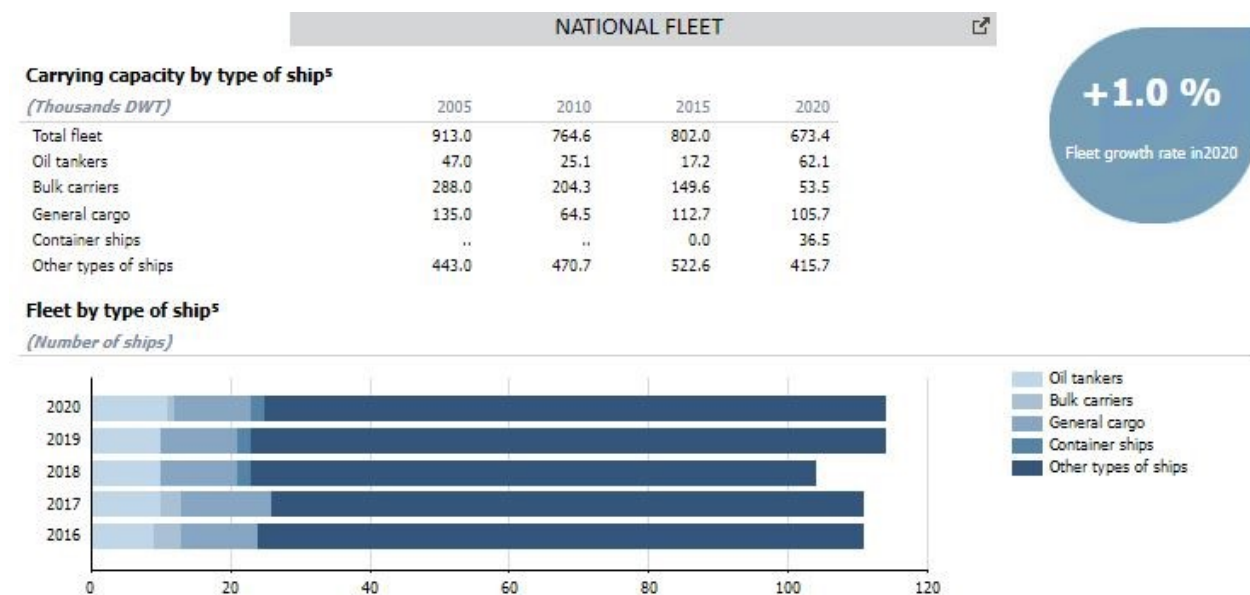


Figure I-2. Flottille nationale en Algérie (UNCTAD 2020)

En termes de quantité de GNL exporté par les ports méditerranéens, le port d'Arzew a été classé 2^{ème} dans une liste de 10 terminaux ayant le plus effectué le chargement (71% du total) (Lloyd's MIU., 2008 in (BOUDA, 2016)). Ce port ne cesse d'être classé comme premier port d'exportation du GNL en Méditerranée (Lloyd's MIU., 2008 in (BOUDA, 2016)).

Selon le "Global Economy" le nombre de conteneurs de 20 pieds transitant par les ports Algériens, durant 2000 - 2019 était en moyenne estimé à 0.83 million de conteneurs avec un minimum de 0.2 million de conteneurs en 2007 et un maximum de 1.25 million de conteneurs en 2014. La dernière valeur de 2019 est de 1,08 million de conteneurs. A titre de comparaison, la moyenne mondiale en 2019 basée sur 152 pays est de 5,88 millions de conteneurs.



Figure I-3. Commerce international de l'Algérie en import et en export (UNCTAD 2020)

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Les statistiques de la Conférence des Nations unies sur le commerce et le développement concernant le commerce maritime international en Algérie (Fig.I-3), font ressortir les constatations suivantes : a) la marchandise exportée par voie maritime depuis l'Algérie est en recul depuis 2010 et s'est accentué en 2020, probablement à cause de la crise sanitaire du COVID-19 ; b) la marchandise importée entre 2010 et 2015 est nettement supérieure aux exportations durant cette même période d'année, ce qui sous-entend que l'Algérie est essentiellement un pays consommateur, dépourvue d'une réelle dynamique portuaire ; c) l'activité portuaire en Algérie est dominé par les hydrocarbures à l'exportation, ce qui explique le trafic maritime intense des Tankers GPL et GNL dans ce pays.

Port calls, time spent in ports, vessel age and size in 2020⁹

	Number of arrivals	Median time in port (days)	Avg age of vessels	Avg size (GT) of vessels	Avg cargo carrying capacity (DWT) per vessel	Avg container carrying capacity (TEU) per container ship	Maximum size (GT) of vessels
All ships	5 648	2.20	15	17 756	27 053	1 105	166 308
Liquid bulk carriers	1 118	1.57	13	24 643	42 314	..	166 308
Liquefied petroleum gas carriers	555	1.35	12	17 400	19 129	..	48 654
Liquefied natural gas carriers	199	1.10	13	74 676	57 894	..	118 363
Dry bulk carriers	802	6.82	10	25 440	42 640	..	44 153
Dry breakbulk carriers	1 568	2.44	18	6 531	8 810	..	41 580
Roll-on/ roll-off ships	131	..	24	12 081	6 456	..	70 853
Container ships	1 131	2.72	16	11 554	..	1 105	26 342
Passenger ships	144	..	24	20 312	..	..	41 447

Port liner shipping connectivity index - Top 5 ports in 2020¹¹

Maximum 2006=100 for China, Hong Kong SAR

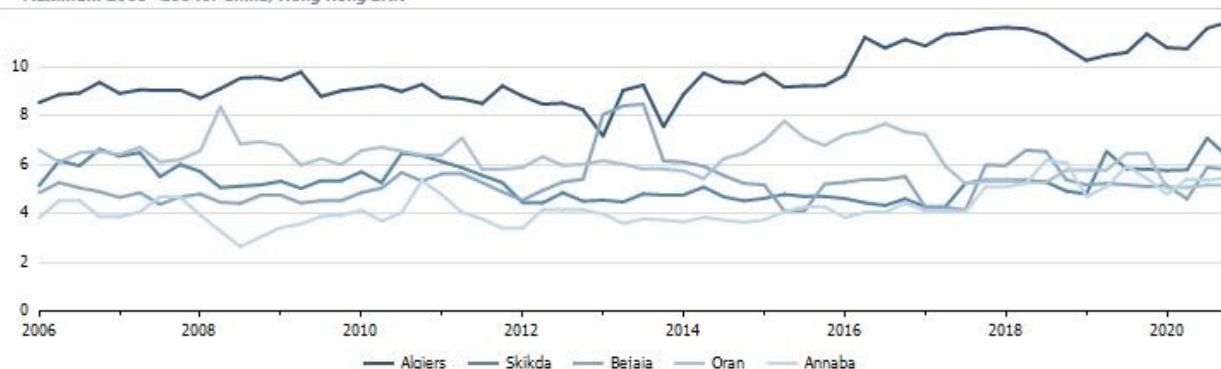


Figure I-4. Trafic maritime aux ports Algériens en 2020 (UNCTAD 2020)

En termes d'arrivées des navires, l'Algérie reçoit de grandes arrivées de navires, venant de toutes les régions du monde. En 2020, le nombre total de ces arrivées s'élève à 5648 ; ce chiffre est approximativement le même que celui recensé par les autorités portuaires du port d'Arzew durant la période allant de 2013-2016 (5734 arrivées pour 3 ans). L'essentiel de ces arrivées en 2020 est dominé par les navires transporteur de vrac liquides avec 1118 arrivées, suivi par les navires GPL et les navires GNL (Fig.I-4). En parlant de connectivité portuaire globale, les ports algériens

présentant une grande activité en 2020 sont représentés par le port d'Alger en tête de liste, le port de Skikda, le port de Bejaia, le port d'Oran et celui d'Annaba en dernier (UNCTAD 2020).

I.3 Synthèse bibliographique sur les espèces invasives

Les espèces exotiques, parfois appelées espèces introduites ou non indigènes, sont des plantes et/ou des animaux qui ont été introduits, de manière intentionnelle ou non volontaire, et qui ont établi des populations et se sont répandus à l'état sauvage dans la nouvelle région hôte (SHINE *et al.*, 2000). Dans leurs domaines vitaux, ces espèces vivent en équilibre avec leur environnement local d'origine, et les populations sont contrôlées par les interactions de l'écosystème telles que la prédation, le parasitisme et les maladies. Cependant, une fois qu'elles arrivent dans un nouvel environnement, elles peuvent s'établir et devenir envahissantes (OTERO *et al.*, 2013).

Selon la définition de l'UICN, également adoptée par la Convention sur la diversité biologique, les "espèces exotiques envahissantes" (EEE, souvent abrégées en "espèces envahissantes") sont des espèces exotiques qui s'établissent dans des écosystèmes ou des habitats naturels ou semi-naturels et deviennent un agent de changement, augmentant leur abondance et leur distribution et menaçant la diversité biologique indigène (RODRÍGUEZ *et al.*, 2012). Les EEE sont introduites en dehors de leur aire de répartition naturelle par une action humaine, directe ou indirecte, et peuvent nuire à la biodiversité ou aux services écosystémiques en concurrençant et parfois en remplaçant les espèces indigènes, et en provoquant des changements complexes dans la structure et la fonction du nouvel écosystème hôte (GALIL, 2007b; GALIL, 2009). Les espèces envahissantes doivent souvent leur succès dans la colonisation de nouveaux écosystèmes à certaines caractéristiques qui les rendent plus difficiles à contrôler et à contenir. Ces caractéristiques comprennent la capacité à se développer dans différents environnements et de tolérer un large éventail de conditions environnementales, des taux de croissance et de reproduction élevés, un manque de prédateurs naturels et une capacité à exploiter une variété de sources de nourriture. Ces espèces invasives sont difficiles à prévoir, car leur passage du statut « non-indigène » au statut « invasive » ne se produit pas toujours. En général, le processus d'invasion se compose de plusieurs étapes majeures, depuis le transport d'une espèce dans de nouveaux habitats jusqu'à son établissement et sa propagation éventuelle (Fig. 5). Chacune de ces étapes est limitée par un ensemble de barrières qui déterminent si l'espèce passera ou non à l'étape suivante du processus d'invasion et finalement devenir une espèce envahissante (BLACKBURN *et al.*, 2011). Une espèce dite « aliène » doit progressivement

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

surmonter une série d'obstacles géographiques, de survie, de reproduction et de dispersion avant de pouvoir finalement se développer dans un nouvel environnement. Durant cette phase finale d'invasion, l'espèce peut finalement être affectée par des cycles d'expansion et de ralentissement et passer par des périodes de déclin ou de croissance de population, comme cela a été observé chez plusieurs espèces exotiques marines au cours des premières années d'invasion (ROS *et al.*, 2020). Dans cette étude, nous utiliserons le terme "espèce envahissante" conformément à la description précédente pour inclure toutes les espèces exotiques potentiellement invasive, c'est-à-dire qu'elles sont capables d'établir des populations viables, peuvent s'étendre dans des zones non colonisées de la mer d'Alboran (où se situe le port d'Arzew), et qu'elles sont capables de nuire à l'environnement, à l'économie ou à la santé humaine.

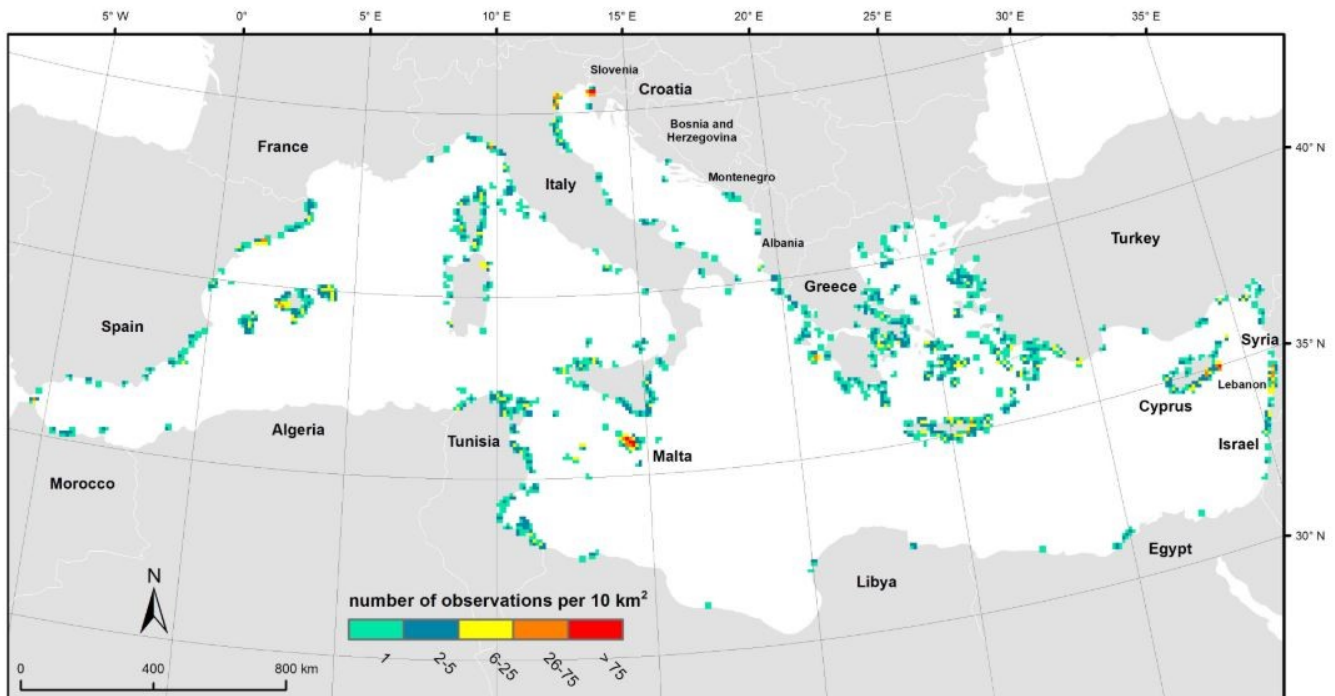


Figure I-5. Nombre d'enregistrements d'espèces non-indigènes et cryptogéniques en Méditerranée(KATSANEVAKIS *et al.*, 2020).

Les espèces marines envahissantes sont considérées comme l'une des principales causes de la perte de biodiversité en Méditerranée (GALIL, 2007b; COLL *et al.*, 2010), modifiant potentiellement tous les aspects des écosystèmes marins et autres écosystèmes aquatiques. Elles représentent un problème croissant en raison du taux sans précédent de leur introduction (ZENETOS *et al.*, 2010; KATSANEVAKIS *et al.*, 2014a) et des impacts inattendus et nuisibles sur l'environnement, l'économie et la santé humaine (GALIL, 2007a). Il s'agit d'un phénomène général qui s'étend à toutes les régions de la Méditerranée (GALIL, 2007a; ZENETOS *et al.*, 2010; GALIL, 2012). C'est pourquoi les espèces envahissantes sont considérées comme des " espèces focales " et doivent

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

être surveillées dans toutes les régions du monde (POMEROY *et al.*, 2004). Plus de 5 % des espèces marines de la Méditerranée sont désormais considérées comme des espèces non indigènes (ZENETOS *et al.*, 2012). Selon les derniers examens régionaux, 13,5% de ces espèces sont classées comme invasive par nature, les macrophytes (macroalgues et herbes marines) étant le groupe dominant en Méditerranée occidentale et dans la mer Adriatique, tandis que les polychètes, les crustacés, les mollusques et les poissons dominent la Méditerranée orientale et centrale (GALIL, 2009; ZENETOS *et al.*, 2010; ZENETOS *et al.*, 2012). La grande majorité des espèces exotiques se trouvent en Méditerranée orientale; certaines sont situées exclusivement dans le bassin sud-est, d'autres sont limitées au bassin occidental, tandis que d'autres ont colonisé l'ensemble de la Méditerranée. Les études les plus récentes estiment à 957 ENI établies et non établies en Méditerranée (ZENETOS *et al.*, 2019). KATSANEVAKIS *et al.* (2020) dans leur bases de données géoréférenciés sur les événements d'introduction des ENI en Méditerranée, ont répertoriés 5376 événements d'introduction de 239 ENIs ou cryptogénique de 1972 à 2020 (Fig.I-5). Ces ENIs sont réparties entre 192 Animaux, 24 Plantes, 23 Chromistes.

Une bonne compréhension des mécanismes et de l'ampleur de l'impact des espèces exotiques envahissantes sur les services écosystémiques et la biodiversité est une condition préalable à une hiérarchisation efficace des actions visant à prévenir les nouvelles invasions ou à développer des mesures d'atténuation (KATSANEVAKIS *et al.*, 2014b).

Les invasions biologiques mettent gravement en péril la conservation de la biodiversité et des ressources naturelles. Elles sont considérées comme l'un des plus importants moteurs directs de la perte de la biodiversité et mettent une pression majeure sur plusieurs types d'écosystèmes, sur la santé humaine, et causent des pertes économiques substantielles (GROSHOLZ, 2002; PERRINGS, 2002; WALLENTINUS et NYBERG, 2007). La mondialisation rapide et les tendances croissantes du commerce par voie maritime, ont accéléré les invasions biologiques marines, en augmentant les taux de nouvelles introductions par diverses voies, telles que la navigation, les canaux de navigation, l'aquaculture et le commerce des aquariums (HULME, 2009; KATSANEVAKIS *et al.*, 2013). Il faut noter que l'impact des ENI est dans la plupart des cas négatifs, mais peut avoir dans certain cas un impact positif (WALLENTINUS et NYBERG, 2007).

Selon leur impact, on peut classer les ENIs en 4 grands axes : a) des ENIs ayant un impact sur les services écosystémique, b) des ENIs qui ont un impact sur la biodiversité, c) des ENIs qui impactent l'économie, d) des ENIs qui nuisent à la santé humaine. Il est très commun qu'une espèce ait deux impacts, c'est-à-dire, avoir un impact économique et sur les services

écosystémiques, du fait de la liaison de ces deux axes. Il est aussi fréquent qu'une espèce touche à plusieurs axes, voire même à tous les axes.

I.4 Impact des espèces invasives

Les espèces exotiques envahissantes sont susceptibles d'impacter la biodiversité d'un milieu. Elles peuvent provoquer la disparition des espèces natives de plusieurs manières : hybridation, prédation, transmission de maladies (MOONEY et CLELAND, 2001). Dans le milieu marin, les espèces invasives peuvent impacter l'environnement de plusieurs façons, notamment :

I.4.1 Impact sur la biodiversité

L'introduction d'espèces exotiques envahissantes constitue une menace majeure pour la biodiversité, la structure et le fonctionnement des écosystèmes. Elles peuvent déplacer les espèces indigènes, réduire la biodiversité des communautés, modifier la composition et l'abondance des espèces dans les habitats, modifier la structure en cascade ou des modifications du réseau trophique qui pourraient avoir des impacts négatifs importants sur l'écosystème (LIPA, 2013). Néanmoins, leurs effets sur la biodiversité et les habitats ne peuvent être généralisés, car les espèces exotiques peuvent avoir des effets très diversifiés à différents endroits ou à différents moments, avec parfois une forte composante invasive et parfois non. Certaines espèces invasives peuvent devenir des espèces ingénieurs d'écosystèmes, c'est-à-dire qu'elles créent un nouvel habitat (ROMERO *et al.*, 2015).

I.4.2 Impact sur les services écosystémiques

Les espèces invasives peuvent affecter gravement les services écosystémiques, parfois d'une manière irréversible. Il existe plusieurs classifications de services écosystémiques. Selon CZÚCZ *et al.* (2020), ces services peuvent être rangés dans 18 classes : 1) régulation du climat mondial par la réduction des gaz à effet de serre, 2) valeur esthétique, sens du lieu, inspiration artistique, 3) utilisation récréative (expérientielle et physique) des paysages terrestres et marins, 4) services de biorestauration et de maintien de la qualité de l'eau, 5) pollinisation et dispersion des graines, 6) valeurs spirituelles, symboliques et inhérentes à la nature, 7) interactions intellectuelles et représentationnelles avec la nature, 8) plantes cultivées, 9) fibres et autres matières destinées à l'utilisation directe ou à la transformation, 10) maintien des populations et des habitats de nurserie, 11) stabilisation de la masse et contrôle des taux d'érosion, 12) protection contre les inondations,

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

13) maintien de la fertilité du sol, 14) les animaux élevés et leurs résultats, 15) les animaux sauvages et leurs produits, 16) matériaux provenant de plantes, d'algues et d'animaux à usage agricole, 17) cycle hydrologique et maintien de l'écoulement de l'eau, 18) services de lutte contre les parasites et les maladies. LIQUETE *et al.* (2013) ont classé les services écosystémiques marins dans 14 classes : 1) approvisionnement alimentaire, 2) le stockage et l'approvisionnement en eau, 3) matériaux biotiques et biocarburants, 4) purification de l'eau, 5) régulation de la qualité de l'air, 6) protection côtière, 7) régulation du climat, 8) régulation météorologique, 9) alimentation des océans, 10) maintenance du cycle de la vie, 11) les valeurs symboliques et esthétiques, 12) récréation et tourisme, 13) les effets cognitifs, 14) régulation biologique. Plusieurs services écosystémiques sont interconnectés. Le dysfonctionnement ou le déséquilibre d'un écosystème peut affecter inéluctablement l'un de ces services, voire plusieurs services.

Dans leur études sur l'impact des espèces invasives sur les services écosystémiques marins, KATSANEVAKIS *et al.* (2014b) ont documenté l'impact de 87 espèces non-indigènes sur les services écosystémiques marins. Dans cette étude, l'approvisionnement alimentaire était le service écosystémique le plus affecté par les espèces exotiques (impact positif et négatif). Les services écosystémiques les plus affectés négativement par le plus grand nombre d'espèces exotiques étaient : l'alimentation des océans (richesse en phytoplancton qui est la base de la chaîne alimentaire), les loisirs et le tourisme et le maintien du cycle de la vie, tandis que les services écosystémiques les plus souvent touchés positivement étaient les bénéfices cognitifs, la purification de l'eau et la régulation du climat (Fig.I-6).

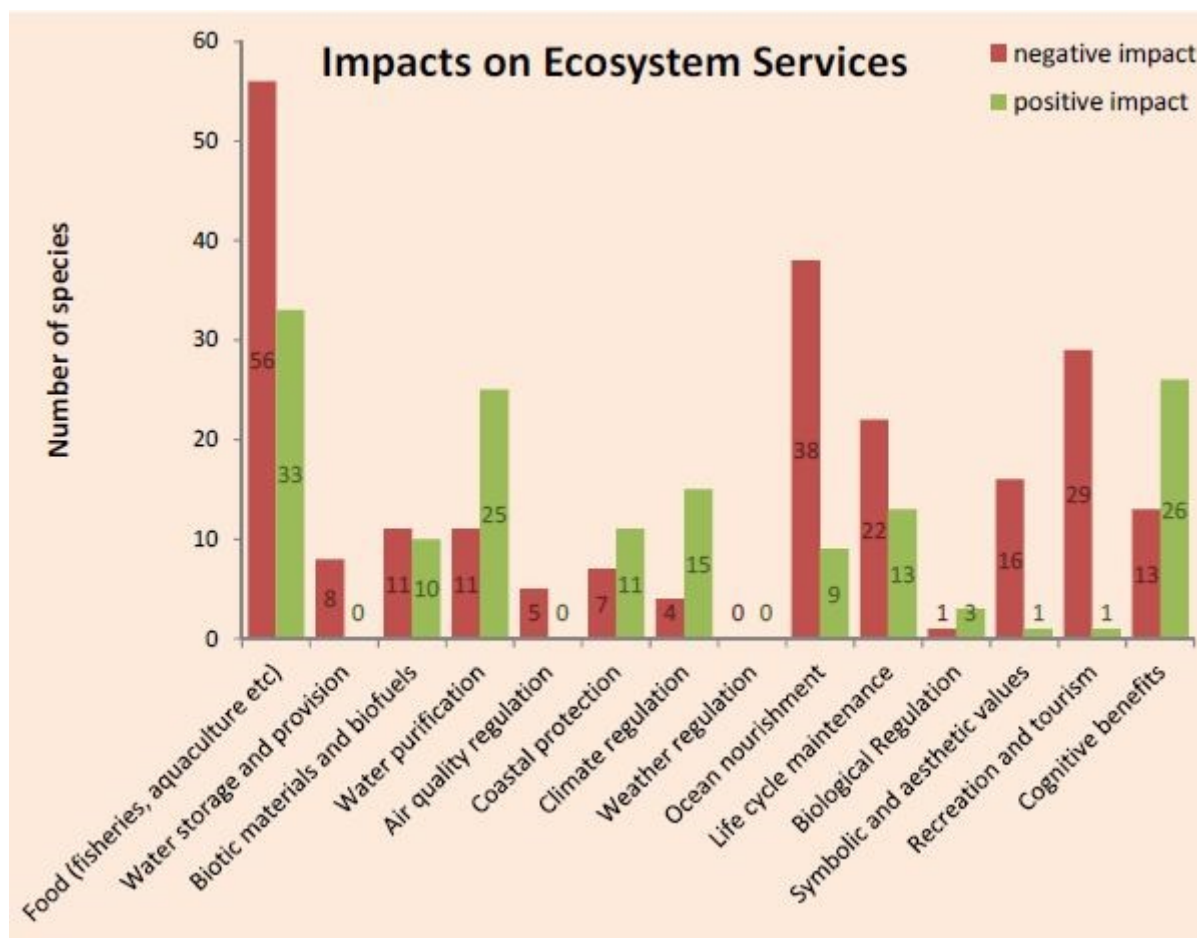


Figure I-6. Aperçu du nombre de taxons signalés comme ayant un impact sur les services écosystémiques (KATSANEVAKIS *et al.*, 2014b).

Dans de nombreux cas, les espèces exotiques marines ont eu un impact sur les espèces et les habitats clés/protégés. Trente pour cent des espèces évaluées par KATSANEVAKIS *et al.* (2014b) ont eu un impact sur les processus de l'ensemble de l'écosystème ou sur le fonctionnement général de l'écosystème, le plus souvent de manière négative. Quarante-neuf des espèces évaluées ont été signalées comme étant des ingénieurs de l'écosystème, qui modifient, créent ou définissent fondamentalement les habitats en altérant leurs propriétés physiques ou chimiques.

I.4.3 Impact sur l'économie

Les invasions marines peuvent également avoir des répercussions sur l'économie. En Europe, les impacts économiques des espèces terrestres et aquatiques non indigènes ont été estimé à au moins 12,5 milliards d'euros par an, et probablement à plus de 20 milliards d'euros (KETTUNEN *et al.*, 2009). Sur ce montant, l'impact négatif des espèces aquatiques invasives a été estimé à au moins 2,2 milliards d'euros par an. Néanmoins, il existe peu de preuves complètes pour la plupart des impacts économiques des espèces marines envahissantes. Des exemples de bénéfices potentiels fournis par certaines de ces espèces invasives ou des bénéfices associés aux programmes de

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

prévention et de contrôle sont encore plus rares. La recherche scientifique commence tout juste à peine à entrevoir l'étendue de certains de ces impacts en Méditerranée et, pour la plupart de ces introductions, les effets sont totalement inconnus (OTERO *et al.*, 2013). En Algérie, il n'existe pas d'études d'évaluation de l'impact économique d'une espèce invasive, qu'elle soit marine, aquatique, ou terrestre.

PIMENTEL *et al.* (2001) et PIMENTEL *et al.* (2005) indiquent qu'un total de 138 espèces de poissons non indigènes ont été introduites aux États-Unis, entraînant des pertes économiques d'environ 1 à 5,7 milliards de dollars par an. Un certain nombre d'études spécifiques à certaines espèces ont également été réalisées. La lamproie marine *Petromyzon marinus* a causé de grandes pertes aux pêcheries commerciales et récréatives des Grands Lacs en tant que parasite des poissons indigènes (CHRISTIE et GODDARD, 2003).

D'autres espèces envahissantes ont un impact positif, comme le bryozoaire *Bugula neritina* qui a une valeur pharmaceutique comme la Bryostatine, une substance anticancéreuse (MARSA, 2002). Cette utilisation pharmaceutique est un avantage qui doit être évalué par rapport aux coûts économiques.

I.4.4 Impact sur la santé

Comme pour tous les autres impact, l'impact sur la santé humaine n'est nullement négligeable. En effet, parmi tant d'exemples, nous citerons celui de l'oursin à longues épines *Diadema setosum*, originaire de l'océan Pacifique tropical (y compris la mer Rouge) et assez commun dans le nord du golfe de Suez (LESSIOS *et al.*, 2001). Le premier enregistrement de *D. setosum* en mer Méditerranée a été fait au large de la péninsule de Kas, en Turquie (YOKES et GALIL, 2006). Il s'est depuis répandu le long de la côte méditerranéenne de la Turquie d'Antakya à Gokovaay au sud-est de la mer Égée (TURAN *et al.*, 2011) et aux îles grecques adjacentes de Rhodes et Kastelorizo (TSIAMIS *et al.*, 2015), et vers le sud jusqu'à la côte libanaise (NADER et INDARY, 2011).

Diadema setosum inflige des blessures douloureuses aux nageurs, plongeurs et pêcheurs imprudents. Les épines fragiles peuvent infliger des blessures pénétrantes profondes et se brisent facilement pour s'incruster dans les tissus (GALIL, 2018). Leur venin est léger et peut provoquer une inflammation, un gonflement et une douleur aiguë, qui diminue progressivement après quelques heures. Il n'y a généralement pas de handicap résiduel et les blessures sont rarement portées à l'attention des médecins. Toutefois, dans une minorité de cas, elles peuvent provoquer des lésions tissulaires graves et irréversibles (MAZZA et TRICARICO, 2018).

I.5 Terminologie du processus d'invasion

Les termes et concepts essentiels à la compréhension de l'écologie ont souvent été critiqués pour leur caractère tautologique, ambigu ou non opérationnel (MCINTOSH, 1986; PETERS et PETERS, 1991). Les exemples classiques de la terminologie écologique problématique sont des concepts tels que l'écosystème, diversité-stabilité, et la niche écologique (MCINTOSH, 1986; PETERS et PETERS, 1991; GRIMM et WISSEL, 1997). Alors que l'utilisation généralisée de mots ordinaires dans la littérature écologique anglaise a permis la diffusion rapide d'idées nouvelles, elle a également entravé le progrès de la théorie scientifique objective (Peters 1991).

L'écologie des invasions biologiques a bénéficié d'une ascension rapide dans le domaine public, en partie grâce à l'utilisation intensive d'adjectifs tels que "invasive", "alien", "nocif" et "exotique" (BINGGELI, 1994; CHEW et LAUBICHLER, 2003). Cependant, les associations subconscientes avec des termes préconçus, en particulier les termes émotifs, peuvent également conduire à des interprétations divergentes et une confusion des concepts et de la théorie (RICHARDSON *et al.*, 2000; SIMBERLOFF, 2003). Ces différences peuvent devenir problématiques si elles obscurcissent la conceptualisation des processus qu'elles sont censées décrire (MCINTOSH, 1986). Dans le cadre de cette étude, nous avons retenu la terminologie utilisée par ZENETOS *et al.* (2005). Ce système est basé sur une définition unique, générale et basique, qui est l'espèce non-indigène (non-native, exotique...etc.) pour laquelle son statut d'acclimatation est défini. Cette terminologie est expliquée par RICHARDSON *et al.* (2011) :

Espèces exotiques (synonymes : adventice, exotique, alien, introduite, non indigène, non native)

- Celles dont la présence dans une région est attribuable à des actions humaines qui leur ont permis de surmonter des barrières biogéographiques fondamentales (c'est-à-dire une dispersion hors de son aire de répartition naturelle, par l'action de l'homme ou par les mécanismes propres à l'espèce, à condition que son aire de répartition d'origine présente une discontinuité spatiale avec la nouvelle région où elle s'est introduite). Certaines espèces exotiques (une petite proportion) forment des populations qui se remplacent elles-mêmes dans la nouvelle région. Parmi celles-ci, un sous-ensemble a la capacité de se propager sur des distances importantes à partir des sites d'introduction. En fonction de leur statut dans le continuum naturalisation-invasion, les espèces exotiques peuvent être objectivement classées comme étant occasionnelles, naturalisées ou envahissantes (RICHARDSON *et al.*, 2000; PYŠEK *et al.*, 2004). Il est à noter que la désignation d'une espèce comme exotique doit inclure une déclaration sur la région concernée ; selon l'échelle d'observation, une espèce peut être exotique dans un pays mais native d'un continent (LAMBDON *et al.*, 2008).

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Espèces naturalisées (synonyme : espèces établies) :

Ce sont les espèces exotiques qui maintiennent des populations qui s'auto-remplacent pendant plusieurs cycles de vie ou durant une période de temps donnée (10 ans est préconisé pour les plantes) sans intervention directe de l'homme, ou malgré l'intervention humaine (RICHARDSON *et al.*, 2000; PYŠEK *et al.*, 2004).

Espèces occasionnelles :

Ces sont des espèces exotiques qui ne forment pas de populations auto-remplaçantes dans la région envahie et dont la persistance dépend d'introductions répétées de propagules (RICHARDSON *et al.*, 2000; PYŠEK *et al.*, 2004). Ce terme est généralement utilisé pour les plantes terrestres.

Espèces natives (synonyme : espèces indigènes) :

Il s'agit d'espèces qui ont évolué dans une zone donnée ou qui y sont arrivées par des moyens naturels (par l'expansion de l'aire de répartition), sans intervention intentionnelle ou accidentelle de l'homme à partir d'une zone dont elles sont originaires (PYŠEK *et al.*, 2004).

Espèces invasives :

Espèces exotiques qui entretiennent des populations auto-remplaçantes sur plusieurs cycles de vie, qui produisent des descendants reproducteurs, souvent en très grand nombre à des distances considérables du parent et/ou du site d'introduction (RICHARDSON *et al.*, 2000; OCCHIPINTI-AMBROGI et GALIL, 2004; PYŠEK *et al.*, 2004). Les espèces invasives sont un sous-ensemble des espèces naturalisées; toutes les espèces naturalisées ne deviennent pas invasives. Cette définition exclut explicitement toute connotation d'impact, et se base exclusivement sur des critères écologiques et biogéographiques (DAEHLER, 2001; REJMÁNEK *et al.*, 2002; RICCIARDI et COHEN, 2007).

Espèces cryptogéniques :

Espèces dont l'histoire biogéographique est inconnue et qui ne peuvent être indigènes ou exotiques (CARLTON, 1996a, 2009). Ces espèces peuvent être reconnues comme clairement exotiques (sur la base de données paléontologiques, archéologiques, historiques, biogéographiques, vectorielles, génétiques et autres), bien que leur origine géographique puisse être inconnue ; il ne s'agit pas d'espèces cryptogéniques (RICHARDSON *et al.*, 2011).

Continuum naturalisation - invasion :

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Une conceptualisation de la progression des étapes et des phases du statut d'un organisme étranger dans un nouvel environnement qui postule que l'organisme doit franchir une série de barrières. La capacité d'une espèce à franchir ces barrières séquentielles (qui dépend de la pression exercée par les propagules et du temps de résidence, et qui implique souvent une phase de latence) détermine le statut de l'organisme en tant qu'espèce non-indigène : occasionnelle, naturalisée ou envahissante (RICHARDSON *et al.*, 2000).

Pression de propagule :

Un concept qui englobe la variation de la quantité, de la qualité, de la composition et du taux d'approvisionnement en organismes exotiques résultant de voies de transport différentes entre les régions sources et réceptrices (SIMBERLOFF, 2009). La pression de propagule est apparue comme un déterminant fondamental du niveau d'invasion ; COLAUTTI *et al.* (2006) suggèrent qu'elle devrait servir de base à un modèle nul pour les études des invasions biologiques lorsqu'il s'agit de déduire le processus des modèles d'invasion.

Caractère “invasif” :

Les caractéristiques d'un organisme exotique, telles que les traits de son cycle de vie et ses modes de reproduction, qui définissent sa capacité à envahir, c'est-à-dire à surmonter les diverses barrières à l'invasion. Le degré d'envahissement d'une espèce peut évoluer dans le temps en raison, par exemple, de changements dans la diversité génétique par l'hybridation, l'introgession ou l'arrivée continue de nouvelles propagules de la même espèce déjà établie dans une région, mais provenant de métapopulations nouvelles et différentes, de sorte que la diversité génétique peut augmenter. Ce dernier concept est important dans les stratégies de gestion, qui supposent parfois qu'il faut se préoccuper moins de l'introduction continue d'espèces (l'arrivée continue de propagules, qu'elle soit accidentelle ou intentionnelle) qui sont déjà bien établies dans une région, en négligeant le potentiel critique d'un pouvoir envahissant élevé au fil du temps.

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

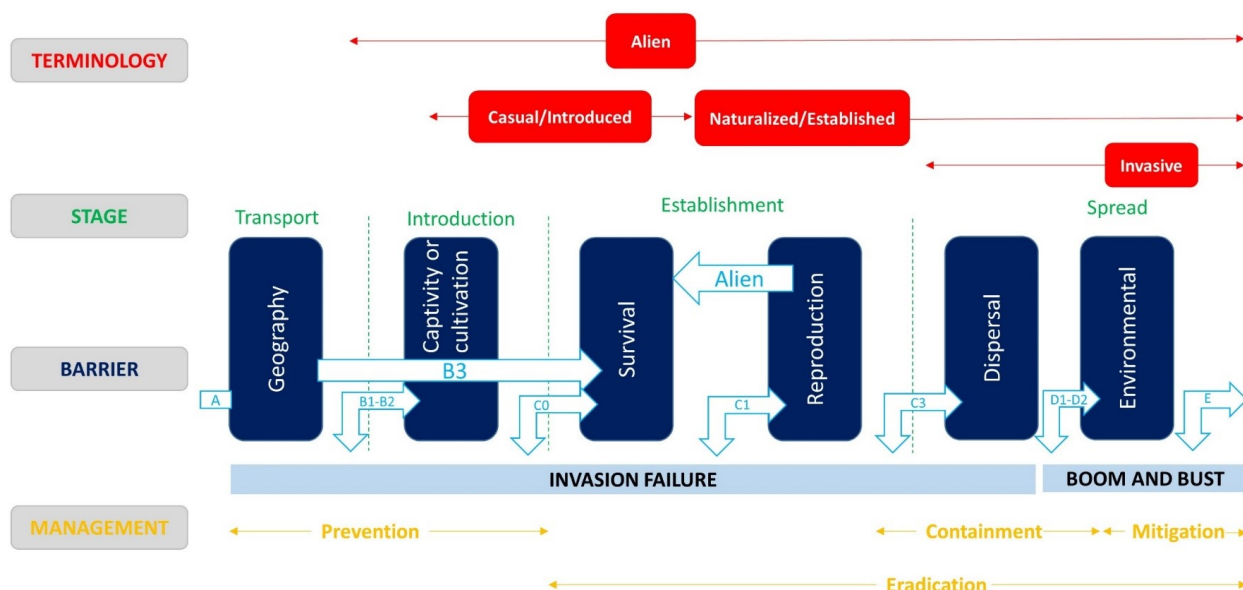


Figure I-7. Représentation schématique des principales barrières limitant la propagation des espèces exotiques introduites. Ces barrières sont : (A) barrière(s) géographique(s), (B) captivité ou culture (pour ces espèces), (C) barrières de survie et de reproduction, (D) barrières de dispersion locale/régionale, et E) Barrière(s) environnementale(s). Les flèches A à E indiquent les chemins suivis par les différentes espèces pour atteindre les différents états de d'espèce exotique introduite à espèce envahissante. Source : BLACKBURN *et al.* (2011).

Le passage d'une espèce exotique au stade d'espèce envahissante est difficile à prévenir, car cela n'arrive pas toujours. Généralement, le processus d'invasion se compose de plusieurs étapes majeures, du transport d'une espèce dans de nouveaux habitats jusqu'à son établissement et sa propagation éventuelle (Fig. I-7). Chacune de ces étapes est limitée par un ensemble de barrières qui déterminent si l'espèce passe ou non à l'étape suivante du processus d'invasion et finalement devenir une espèce envahissante (BLACKBURN *et al.*, 2011). Durant cette phase finale d'invasion, l'espèce peut finalement aussi être affectée par des cycles d'expansion et de ralentissement et passer par des périodes de déclin ou de croissance de la population, comme cela a été observé chez plusieurs espèces exotiques marines au cours des premières années d'invasion (CARLTON, 1996b). Pour cette raison, on suppose généralement que le meilleur facteur pour distinguer une espèce envahissante d'autres espèces exotiques est que son caractère invasif a été prouvé ailleurs dans le monde (BOUDOURESQUE et VERLAQUE, 2002).

I.6 Vecteurs d'introductions d'espèces non-indigènes

Il existe plusieurs voies d'introductions et d'échanges d'espèces non-indigènes dans le milieu aquatique. Ces voies peuvent être naturelles ou anthropiques (mécanismes de transport liés à

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

l'activité de l'homme). Les espèces aquatiques envahissantes peuvent s'introduire par voie naturelle, présentant ainsi une discontinuité spatiale de leur aire de répartition d'origine (par la nage par exemple) ou par l'action anthropique de l'homme. Les principales voies d'introduction en milieu marin sont : la navigation maritime, les canaux de navigation, la mariculture et la pêche.

À l'échelle mondiale, les navires sont largement reconnus comme le principal vecteur des introductions d'espèces aquatiques (CARLTON, 1985; RUIZ *et al.*, 2000; HEWITT *et al.*, 2004a; GOLLASCH, 2006). En outre, les navires contiennent des sous-vecteurs, notamment les eaux de ballast (CARLTON, 1985), les sédiments de ballast (BAILEY *et al.*, 2005), l'encrassement biologique de la coque (ALLEN, 1953; ASHTON *et al.*, 2016), l'encrassement biologique des réservoirs internes de ballasts (DRAKE *et al.*, 2005), les caissons de prise d'eau de mer (COUTTS, 1999) et les systèmes internes de canalisation d'eau de mer (les systèmes de tuyauterie internes) (CARLTON, 1985; LEWIS et DIMAS, 2007). Par conséquent, tous les navires sont différents en termes de risque vectoriel, et il existe des différences dans l'accumulation, le transfert et la libération des espèces entre les différents types de navires (DAVIDSON *et al.*, 2018).

En mers méditerranéennes, différentes voies d'introduction ont été démontrées. Les vecteurs et l'ampleur du transfert et les sources géographiques de ces espèces diffèrent d'une région à l'autre, ce qui affecte à la fois le pool d'espèces et le nombre de propagules délivrées. Cette variation est peut-être plus prononcée entre les bassins orientaux et occidentaux de la Méditerranée. La majorité des espèces exotiques enregistrées au Levant sont entrées par le canal de Suez, alors que la mariculture et le transport maritime ont été à l'origine d'introduction d'espèces exotiques dans le nord-ouest de la Méditerranée et dans la mer Adriatique (MARCHINI *et al.*, 2015b).

I.6.1 La Pêche

L'activité de pêche est aussi impliquée dans l'introduction des NIS, notamment par la reconstitution des stocks et l'installation de nouvelles populations. En effet, le développement de la pêche en reconstruisant les stocks et en installant de nouvelles populations a introduit plusieurs espèces non-indigènes de poissons, de crustacés et de mollusques dans les mers du monde, notamment les mers boréales, tempérées et tropicales. Beaucoup de ces populations établies intentionnellement ont eu des répercussions néfastes et désastreuses sur les espèces et les habitats indigènes, à qui s'ajoute l'introduction de parasites et de maladies associés (MINCHIN, 2007). Dans certains cas, les projets de pêche ont introduit des espèces exotiques qui ont été mal gérées comme espèces cibles. Par ailleurs, il existe un vaste commerce mondial de poissons appâts vivants, de vers d'appât et d'autres organismes d'appât ayant la possibilité de s'établir dans le

nouvel environnement. Il est aussi important de reconnaître que même les produits de la pêche non vivants peuvent être porteurs d'agents pathogènes, comme les virus qui peuvent nuire à l'environnement hôte une fois qu'ils sont libérés.

I.6.2 La Mariculture

La mariculture est un vecteur qui a contribué à l'explication de la présence des espèces non indigènes dans le monde et particulièrement dans le bassin méditerranéen. Pour montrer l'ampleur de ce vecteur nous citons l'exemple des deux mollusques très commercialisés en Méditerranée : l'huître américaine et la palourde japonaise. Effectivement, la demande croissante en poissons et en mollusques exotiques, dictée par le marché, et le déclin des pêcheries sauvages ont entraîné un essor de l'aquaculture marine (mariculture) le long des côtes de la Méditerranée au cours des 40 dernières années (GÉRARD, 1978). La production de coquillages a augmenté de façon exponentielle, et deux mollusques commercialement importants : l'huître américaine *Crassostrea gigas* et la palourde japonaise *Ruditapes philippinarum* ont été intentionnellement introduites en Méditerranée à la fin dans les années 1960 et 1970, respectivement (MARCHINI *et al.*, 2008). A cela, s'ajoute le transport sans restriction d'huîtres exotiques commercialement importantes en méditerranée, qui a également entraîné de nombreuses introductions involontaires de pathogènes, de parasites et d'espèces nuisibles (GALIL *et al.*, 2018b).

Les exploitations ostréicoles ont servi de porte d'entrée dans les eaux côtières de la Méditerranée pour d'autres espèces associées ainsi que pour des espèces nuisibles. A l'étang de Thau, par exemple, l'algue brune *Sargassum muticum* s'est répandue au détriment de l'algue autochtone *Cystoseira barbata* en empêchant la pénétration de la lumière et inhibant ainsi la croissance et le recrutement de l'espèce indigène (KNOEPFFLER-PEGUY *et al.*, 1985). De même, *Crepidula fornicata*, originaire de la côte atlantique de l'Amérique du Nord, est également arrivée avec des animaux de culture dans les parcs à moules près de Toulon (France) en 1957 (BLANCHARD, 1997). Les copépodes parasites, tels que *Crepidula fornicata* et *Myicola ostreae*, et le dinoflagellé toxique *Alexandrium catanella* sont des exemples d'espèces exotiques associées, introduites dans certaines zones qui peuvent rendre les mollusques commerciaux et d'autres espèces impropres à la consommation humaine (ZENETOS *et al.*, 2005).

De même, en mer de chine méridionale qui est un centre régional de grande biodiversité marine et côtière et également l'une des régions de mariculture et de pêche maritime les plus importantes au monde, on a recensé de nombreuses espèces non indigènes introduites dans cette mer en raison de l'augmentation de la production de la mariculture et des récoltes de la pêche. Effectivement,

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

WANG *et al.* (2021) estiment à 90 ENIs appartenant à 38 ordres, 49 familles et 68 genres, établies dans la région, avec une dominance des poissons (32 espèces), suivi par les mollusques (23 espèces), et les algues (17 espèces).

I.6.3 Les canaux

Les canaux facilitent le transfert d'organismes vivants entre différentes régions biogéographiques, soit par la navigation, ou bien par les organismes eux-mêmes passant le canal (GOLLASCH, 2006). Entre les Caraïbes et le Pacifique oriental, par exemple, moins d'espèces se sont échangées par le canal du Panama, du fait que les navires et les organismes doivent passer par l'eau douce (COHEN *et al.*, 2005). Certaines espèces euryhalines se sont étendues aux voies navigables terrestres de la mer Caspienne et de la mer Noire et ont survécu dans les milieux d'eau saumâtre des mers du nord-ouest de l'Europe (OLENIN, 2002).

En Méditerranée orientale, le canal de Suez représente une voie navigable essentielle dont l'importance ne cesse de croître en reliant plusieurs zones biogéographiques mondiales. Plus de dix pour cent du commerce maritime mondial passe par ce canal (ZENG *et al.*, 2020). Suite à son expansion en 2015, selon certaines études, la part du commerce mondial transitant par le canal devrait, à terme, plus que doubler (KENAWY, 2015). Cette expansion du canal a augmenté sa profondeur pour permettre le passage des navires ayant un tirant d'eau allant jusqu'à 66 pieds (20.12m). La superficie de la section transversale typique du canal, qui était de 304 m² en 1869, 1 800 m² en 1962 et 3 600 m² en 1980, est actuellement de 5 200 m² (Fig.I-8).

Contrairement aux Caraïbes et au Pacifique oriental, le canal de Suez a fourni le plus grand nombre d'espèces exotiques établies avec succès dans la mer Méditerranée en termes d'ampleur, de fréquence et de durée de transfert (GALIL *et al.*, 2015). Depuis des décennies, la migration continue des espèces marines par ce canal a contribué à expliquer la richesse des espèces exotiques de la mer Rouge en Méditerranée orientale, notamment dans la zone du Levant (GALIL *et al.*, 2014b).

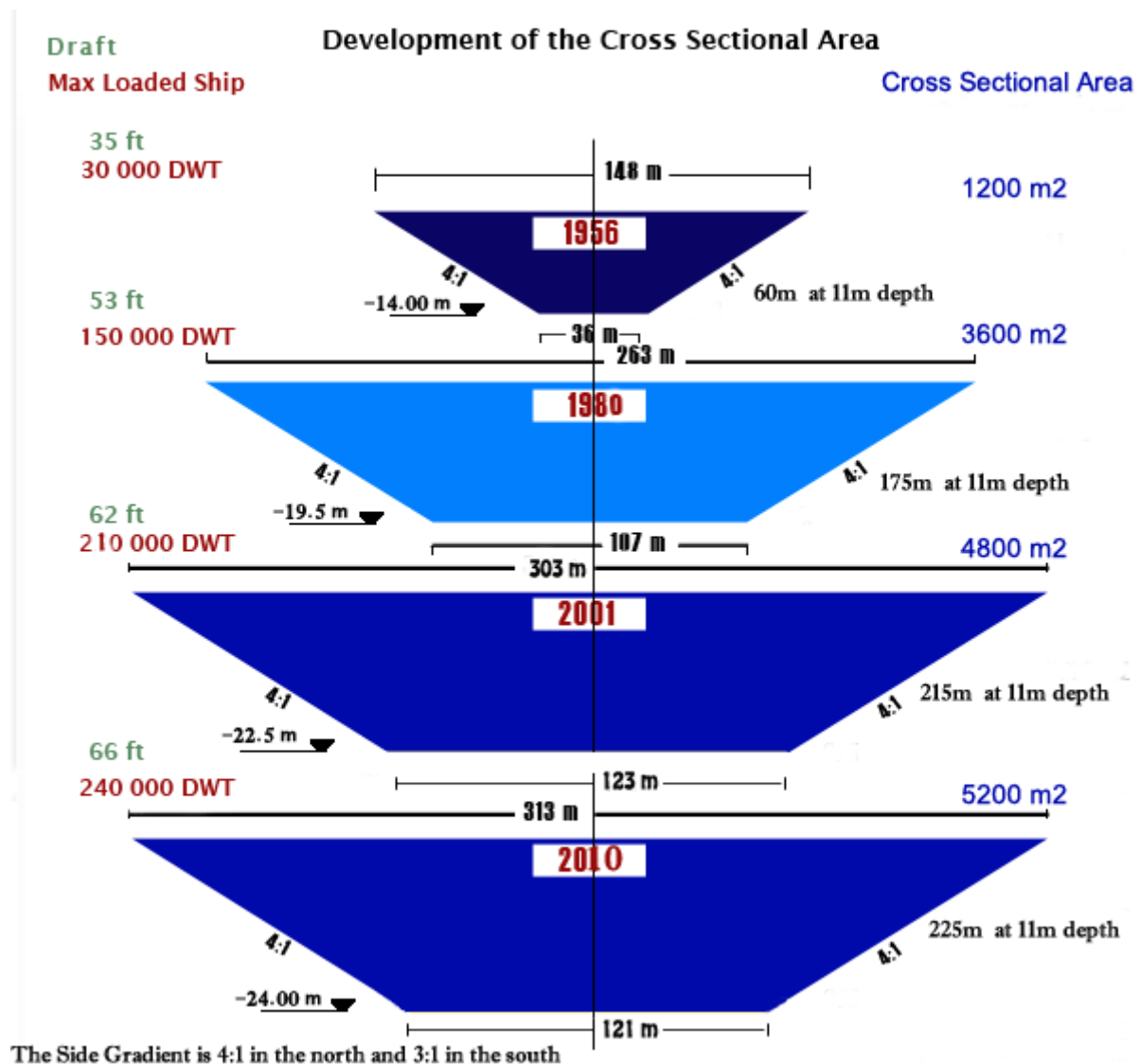


Figure I-8. Développement de la section transversale du canal de Suez de 1956-2010. Source : www.suezcanal.gov.eg

L'Autorité du canal de Suez évalue actuellement une nouvelle proposition visant à augmenter la profondeur du canal ou à doubler sa largeur afin d'attirer les navires (VLCC : very-large crude carriers) et les transporteurs de brut ultra-larges (ULCC : ultra-large crude carriers) (SCA, 2021). Un canal plus profond et plus large élargira le passage de l'eau salée vers la Méditerranée et, par conséquent, permettra la migration d'un plus grand nombre d'espèces de la mer Rouge.

I.6.4 La navigation maritime

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Les navires peuvent transporter les espèces exotiques dans les eaux de ballast, ou sous forme de salissures de la coque. Les salissures de la coque des navires (biofouling) ont été reconnues comme un vecteur important d'introduction d'espèces exotiques, lorsque des polychètes serpulidés non indigènes ont été trouvés pour la première fois en Méditerranée (STREFTARIS et ZENETOS, 2006). Il est probable que d'autres introductions précoces, voire beaucoup d'autres, aient été négligées.

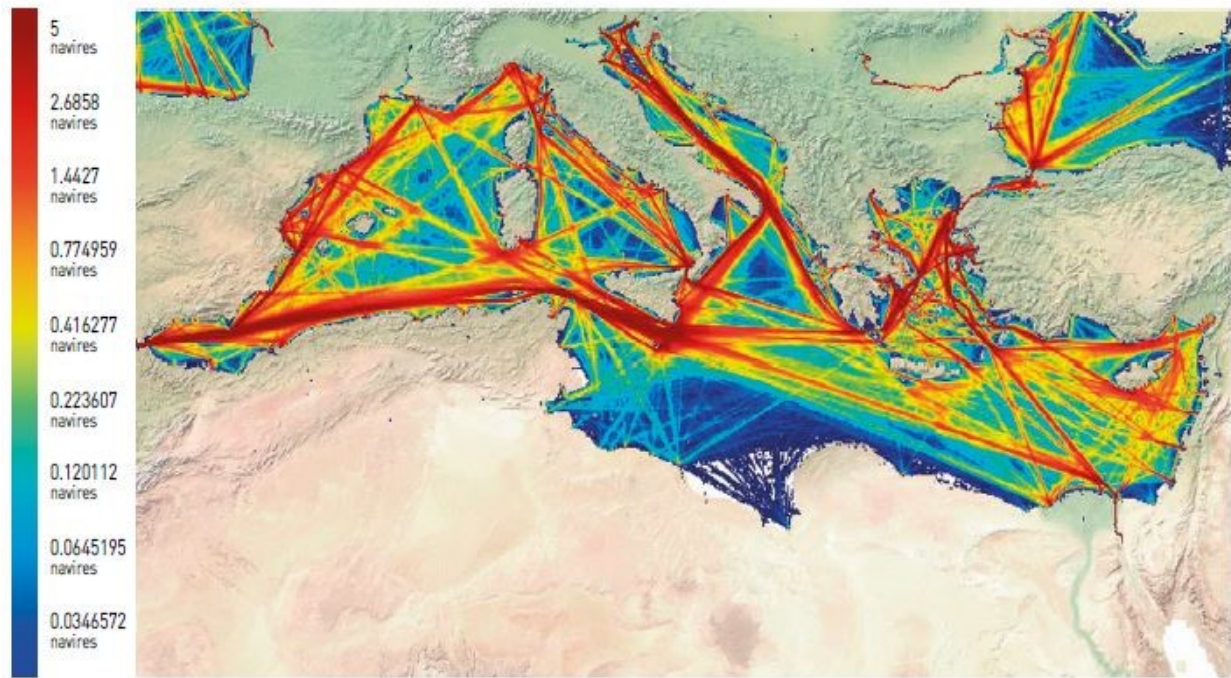


Figure I-9. Carte de densité du trafic maritime en Méditerranée reconstituée à partir des données AIS (INERIS, 2019).

La navigation a été impliquée dans la dispersion de nombreux organismes néritiques, qu'il s'agisse de micro-organismes, de macrophytes ou de poissons. L'eau de mer est généralement pompée dans des réservoirs de ballast lors du déchargement de la cargaison et est déchargé lors du chargement de cette dernière. Les eaux de ballast sont donc principalement constituées d'eaux portuaires qui peuvent contenir de nombreux organismes exotiques viables même après de longs voyages. Une fois ces organismes sont rejetés dans un nouvel environnement portuaire, certains d'entre eux peuvent commencer à concurrencer les espèces indigènes et à perturber les écosystèmes locaux (LÓPEZ et RICHTER, 2017a).

Le transport maritime est également un vecteur important pour les introductions secondaires, c'est-à-dire la dispersion d'une espèce non-indigène au-delà de son lieu d'introduction primaire (Fig.I-9). Les algues largement envahissantes *Caulerpa taxifolia* et *Caulerpa racemosa* ont été disséminées en Méditerranée par des navires, des bateaux de pêche et de plaisance. Plusieurs

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

espèces exotiques de la mer Rouge, telles que la moule *Brachidontes pharaonis* se sont également répandues aussi loin à l'ouest (la Sicile) dans les salissures des navires. En outre, les routes commerciales maritimes ont permis à la Méditerranée d'exporter et d'importer du biote : le crabe portunides de l'Indopacifique occidental, *Charybdis hellerii*, qui est présent dans la Méditerranée orientale depuis les années 1920, a été transporté dans des citernes de ballast vers l'Amérique latine. D'autres espèces telles que la raiponce veinée, *Rapana venosa*, originaire de la mer du Japon, se sont répandues dans les mers Égée et Adriatique, probablement par le transport de larves dans les eaux de ballast depuis la mer Noire (STREFTARIS *et al.*, 2005).

I.6.4.1 L'eau de ballast des navires

Les navires chargent du lest à bord pour ajuster sa flottabilité, assurer sa stabilité et améliorer sa manœuvrabilité. Les ballasts des navires se présentent en deux formes : a) ballasts solides et b) ballastes liquides. Pour la première catégorie, il s'agit essentiellement de matériaux solides utilisés comme lest empaquetés à la main dans les navires. Les chercheurs en bioinvasion pensent que plusieurs espèces ont voyagé avec du ballast solide, soit attaché directement aux pierres de ballast, soit chargé d'une autre manière par le processus de ballastage, et ont survécu au transport dans des cales de ballast humides (GRIGOROVICH *et al.*, 2003). En plus des organismes marins, plusieurs espèces de plantes (probablement transportées sous forme de graines) et d'insectes auraient été introduites avec du ballast solide (CARLTON, 2011). Ce type de ballast n'existe plus aujourd'hui.

Pour la deuxième catégorie, elle se présente sous forme d'un liquide constitué d'eaux de mer portuaires, chargées et déchargées lors des opérations de chargement et de déchargement de la marchandise. Ces eaux portuaires pompées à l'intérieur des citernes de ballast offrent des possibilités de propagation de milliers d'espèces (GELLER *et al.*, 1993), allant des virus aux poissons (GOLLASCH *et al.*, 2002). En outre, les sédiments qui s'accumulent au fond des ballasts constituent un refuge pour les espèces. Comme les navires constituent une part essentielle du commerce mondial, responsable de plus de 90 % de toutes les cargaisons en poids, ils continueront à fournir de nombreuses possibilités de redistribution des espèces à l'échelle mondiale (MINCHIN, 2007).

I.6.4.2 Le biofouling des coques des navires

L'encrassement biologique marin, généralement appelé Biofouling, peut être défini comme l'accumulation des organismes vivants par l'adhésion, la croissance et la reproduction sur des surfaces artificielles immergées dans l'eau de mer (IMO, 2011). Lorsqu'une nouvelle surface, qu'il s'agisse d'une coque de navire, d'une jetée ou d'un radeau de mariculture, est placée dans le milieu

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

marin, elle est généralement colonisée très rapidement par une variété d'espèces marines (GALIL et ZENETOS, 2002; BENSARI *et al.*, 2020; TEMPESTI *et al.*, 2020). Les algues, les éponges, les moules, les balanes et d'autres espèces "encrassantes" peuvent se fixer directement sur la coque des navires, tandis que des espèces vagiles peuvent être présentes parmi elles (GOLLASCH, 2002). Si les évaluations de l'encrassement biologique dans son ensemble semblent avoir été peu nombreuses, un certain nombre d'études ont examiné l'importance relative du transport maritime par rapport à d'autres voies, et certaines ont examiné l'encrassement de la coque en tant que sous-vecteur du transport maritime. Ces études sont compliquées par le fait que les informations sont souvent incomplètes ; et que de nombreuses espèces ont probablement été introduites par plusieurs vecteurs à différentes époques et dans différentes zones géographiques (GALIL, 2007b). Cependant, une analyse de MOLNAR *et al.* (2008) s'appuyant sur des informations provenant de plus de 350 bases de données et autres sources, a montré que pour les 329 espèces marines invasives considérées, le transport maritime était la voie la plus courante (69 %), l'aquaculture (41%), les canaux (17%), le commerce des aquariums (6%) et le commerce des fruits de mer vivants (2%). Sur les 205 espèces introduites par voie maritime et pour lesquelles suffisamment d'informations étaient disponibles, 39 % ont été introduites par l'encrassement de la coque, 31 % par les eaux de ballast et le reste par les deux vecteurs combinés.

Une étude de GOLLASCH (2002) sur les vecteurs d'introduction d'ENIs dans la mer du Nord, liés aux navires commerciaux entre 1992 et 1996 a révélé que les échantillons d'encrassement biologique de la coque, prélevés sur 186 navires commerciaux visitant les ports allemands, contenaient deux fois plus d'espèces non indigènes que les échantillons d'eau de ballast (74 % des espèces identifiées provenaient du biofouling) (GOLLASCH, 2002). Malgré les différences inévitables dans la méthodologie d'échantillonnage, l'étude a conclu que l'encrassement de la coque était un vecteur très important, voir le plus important en termes d'introduction des ENIs.

En outre, dans un papier soumis à l'IMO (BLG 12/11 *in* (JACKSON, 2008)), il est reporté que le biofouling des coques des navires était responsable de : 74% des espèces marines non indigènes transporté à l'île Hawaïenne (ELDREDGE et CARLTON, 2002);

- 42% des espèces marines introduites involontairement au Japon (OTANI, 2006);
- 69% des arrivées d'espèces marines adventices en Nouvelle-Zélande, avec 21% supplémentaires probablement sous forme de biofouling ou dans les eaux de ballast (CRANFIELD *et al.*, 1998) ;
- 78% des introductions d'espèces marines à la baie de Port Philip en Australie (HEWITT *et al.*, 2004b);

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

- Plus de la moitié des introductions d'espèces par les navires dans la mer du Nord (GOLLASCH, 2002) ; et
- 70 % des espèces qui ont envahi les côtes de l'Amérique du Nord par le biais des navires ont soit été déplacées par le biofouling seul, ou auraient pu être déplacées par le biofouling et les eaux de ballast (FOFONOFF *et al.*, 2003).

L'encrassement des coques a également été identifié comme le vecteur le plus important dans un certain nombre d'autres études, par exemple dans les eaux britanniques (ENO *et al.*, 1997), en Antarctique (HUGHES et ASHTON, 2017) ; En Thaïlande (PHUTTAPREECHA *et al.*, 2018) et dans divers pays européens (Croatie, Italie, Pays-Bas) (GOLLASCH, 2007).

Par ailleurs, FOFONOFF *et al.* (2003) ont rapporté que sur 316 invertébrés et algues marins non indigènes en Amérique du Nord, le transport maritime était considéré comme responsable de l'introduction de 52% de ces espèces. Néanmoins, parmi les espèces attribuées uniquement au transport maritime, 36 % ont été considérées comme ayant été introduites par les salissures de la coque uniquement, et 20 % par les eaux de ballast uniquement, le reste étant indéterminé.

De même, DRAKE et LODGE (2007) ont mené une étude approfondie sur les communautés d'encrassement de la coque d'un vraquier transocéanique entrant dans les Grands Lacs de l'Amérique du nord et ont conclu qu'en termes de nombre et d'abondance d'espèces potentiellement introduites, l'encrassement de la coque représente un plus grand risque que les eaux de ballast.

En termes d'impact des ENIs, certaines des espèces figurant sur la liste des 100 pires espèces exotiques envahissantes de l'UICN (LOWE *et al.*, 2000), ont été introduites, au moins dans certaines zones, par le biofouling (voir le tableau 3 ci-dessous).

Parmi les autres espèces introduites par le biofouling qui ont eu un impact important, on peut citer la moule verte asiatique (*Perna viridis*) dans les Caraïbes, l'ascidie plissée (*Styela clava*) et la vase de mer (*Ciona intestinalis*) au Canada, l'algue *Hypnea musciformis* à Hawaï et la moule à rayures noires (*Mytilopsis sallei*) dans le port de Darwin, en Australie (IMO BLG 12/11).

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Tableau I-3. Espèces introduites par le Biofouling et parmi les 100 pires des espèces exotiques envahissantes de l'UICN (UICN,2021).

Espèces	Zone et mécanisme d'introduction	Impacts
Le crabe de rivage européen ou crabe vert - <i>Carcinus maenas</i> .	Originnaire d'Europe et d'Afrique du Nord, elle a été introduite en Australie, en Afrique du Sud et aux États-Unis par diverses voies, y compris l'encrassement des coques.	Il est un prédateur vorace et a provoqué le déclin d'autres espèces de crabes et de certains bivalves.
La moule méditerranéenne <i>Mytilus galloprovincialis</i> .	Originnaire de la Méditerranée, de la mer Noire et de l'Adriatique, elle s'est établi dans des régions tempérées du monde entier, principalement près des ports. Les salissures de la coque et les eaux de ballast sont les voies les plus communes.	supplacent et déplacent les moules indigènes, et ont des impacts associés sur l'ensemble de la communauté benthique.
Le varech asiatique (<i>Undaria pinnatifida</i>) en Méditerranée, en Australie et en Nouvelle-Zélande.		Introduit en Méditerranée avec les huîtres, mais via les salissures de la coque et/ou les eaux de ballast dans les eaux côtières d'Argentine, d'Australie, de Nouvelle-Zélande et d'Amérique du Nord.

I.7 Communautés et processus du biofouling

L'encrassement biologique est un phénomène complexe qui implique un large éventail d'organismes, des microbes aux invertébrés. Il est souvent décrit comme un processus successif comportant quatre étapes principales, illustrées par une surface d'un matériau hypothétique immergé dans l'eau de mer (Fig. 10). Ces étapes débutent par l'adsorption des particules organiques sur la surface immergée, avec le développement d'un "film de conditionnement" qui constitue l'encrassement moléculaire et favorise l'arrivée de colonisateurs primaires composé initialement par des bactéries mobiles pionnières (approximativement après 24 h d'immersion). Dans les premiers jours qui suivent, un ensemble de microorganismes, dont les principaux représentants sont les bactéries et les diatomées benthiques forment des biofilms complexes multi-spécifiques (microfouling) et tendent à favoriser l'implantation des zoospores de macroalgues (par exemple, ulvophycées) et des larves d'invertébrés (par exemple : les moules, pédigrées, et balanes) qui finissent par former une communauté macroscopique complexe de salissures.

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Les communautés de biofouling sont constituées de :

- Biofilms (bactéries, cyanobactéries et diatomées),
- Des algues vertes filamenteuses (souvent *Enteromorpha* spp.),
- Des algues rouges et brunes en touffes,
- Animaux sessiles,
- Animaux benthiques et épibenthiques mobiles,
- Commensaux, parasites et pathogènes.

Dans certains cas, notamment lorsque des niches sont disponibles sur le substrat, les organismes les plus encrassant peuvent se fixer avant les autres espèces les moins encrassantes (CHAMBERS *et al.*, 2006).

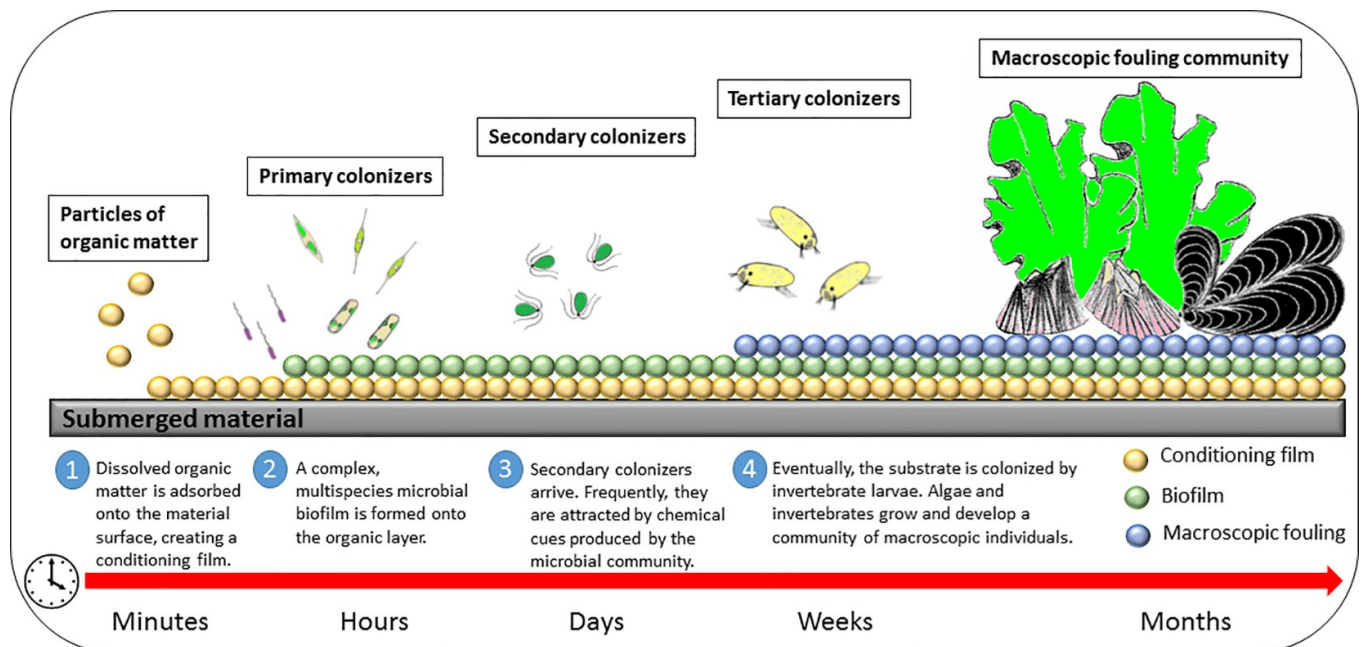


Figure I-10. Représentation schématique du processus du biofouling (MARTIN-RODRIGUEZ *et al.*, 2015)

I.7.1 Le biofilm

Dans les minutes qui suivent l'immersion d'une surface propre dans l'eau, celle-ci adsorbe un film moléculaire constitué de matière organique dissoute. Cette dernière est ensuite colonisée en quelques heures par des bactéries, des algues unicellulaires (en particulier les diatomées) et/ou des cyanobactéries (algues bleu-vert) qui forment ensemble un biofilm (un assemblage de cellules attachées), également appelé micro-salissure ou mucus (Fig.10 , (CALLOW et CALLOW, 2002)). Ces micro-organismes adhèrent à la surface en sécrétant des substances collantes (substances polymères extracellulaires (EPS)). Le biofilm est donc une matrice de gel comprenant les

microorganismes et les EPS, et modifie la chimie de la surface en la rendant plus propice à l'installation d'espèces de macro-salissures (macrofouling) (CHAMBERS *et al.*, 2006).

I.7.2 Communautés de macrofouling

Les premières espèces de macrofouling qui s'installent sur le biofilm, sont les algues vertes filamenteuses, les bryozoaires, les vers tubulaires serpulidés et les balanes. Au fur et à mesure qu'elles grandissent et vieillissent, elles fournissent des substrats et des micro-crevasses qui attirent d'autres colonies de macrofouling. La diversité d'une communauté de salissures augmente généralement sur les surfaces qui sont soumises à de longues périodes d'immobilité (par exemple, les plateformes de forage, les barges, les docks flottants et les navires désarmés ou déclassés) et il peut inclure une gamme d'algues vertes et brunes foliacées, d'éponges, d'anémones de mer, de bryozoaires, d'ascidies, de coraux mous et même des coraux durs, en fonction de l'emplacement, du substrat, de la saison et de facteurs biologiques tels que la concurrence et la prédation (BRIGHT *et al.*, 1991; DEFELICE *et al.*, 1998; CALLOW et CALLOW, 2002; MINEUR *et al.*, 2007).

De nombreuses espèces de salissures peuvent adhérer fortement, se développer rapidement et atteindre la maturité sexuelle avant d'être finalement délogées en raison de la résistance induite par la taille, du nettoyage de la coque ou de la sénescence naturelle. Toutes se propagent par le biais d'une reproduction diffuse, avec des durées de vie larvaire variables. Les salissures lourdes sur les navires désarmés peuvent transporter une moyenne de 5 kg de matériaux par mètre carré (WALTERS, 1996).

I.7.3 Communautés mobiles

Les premiers chercheurs ont supposé que les organismes mobiles associés aux coques des navires seraient emportés par les courants d'eau générés par le mouvement du navire. Cependant, il existe de nombreuses preuves que les animaux benthiques et épibenthiques mobiles évitent d'être délogés par les moyens suivants :

- S'accrochant et s'agrippant à d'autres espèces de salissures ou aux parties abritées de la coque (par exemple les zones de niches dans le navires) ;
- Nichant dans des micro-espaces parmi des espèces encroûtantes établies ou mortes ; ou
- S'abriter dans les ouvertures de la coque et les canalisations (y compris les petits poissons).

GOLLASCH (1998), par exemple, a rapporté avoir trouvé le crabe *Hemigrapsus penicillatus* à l'intérieur de coquilles de balanes vides sur la coque d'un navire.

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Les animaux benthiques et épibenthiques mobiles que l'on trouve fréquemment dans les communautés de salissures comprennent les vers polychètes errants, les crevettes squelettes, les amphipodes, les isopodes, les crabes, les nudibranches, les buccins, les crinoïdes et les poissons territoriaux (en particulier les Gobiidae et les formes similaires) (CARLTON et HODDER, 1995; HAMMER, 2006; FREY *et al.*, 2009).

I.7.4 Commensaux, parasites et agents pathogènes

Il peut y avoir toute une série de commensaux, de parasites et d'agents pathogènes accompagnant intimement les membres du biote cités précédemment (FARRAPEIRA *et al.*, 2007).

Une étude sur les coques de navires dans la mer du Nord a montré que la communauté de salissures était principalement composée de crustacés bernacles (53,6%) et de mollusques bivalves (27,3%) (GOLLASCH, 2002). L'épaisseur des salissures pouvait atteindre 30 cm sur certaines coques, et 21 % des organismes étaient mobiles (principalement des amphipodes, isopodes, décapodes et autres crustacés).

I.8 Compartiments de la coque du navire abritant le biofouling

La surface mouillée des navires est le principal espace de croissance du biofouling, en donnant le substrat nécessaire pour l'adhésion des organismes salissants. Dans son travail sur la quantification de la surface potentiellement colonisables des navires ayant transités au port d'Arzew en 2014, BOUDA *et al.* (2017) ont estimé cette surface à 9 millions m² pour 1313 navires. Dans un travail similaire et en utilisant une base de données plus large (2013-2016) composés de 5733 escales de navires, KACIMI *et al.* (2021) ont estimé cette surface à 35 millions de mètre carré, ce qui correspond à 34% de la surface de Paris. MOSER *et al.* (2015) ont estimé cette surface dans la flotte mondiale composés de 120000 navires à 325 millions de m². Les études sur l'encrassement des coques considèrent généralement que toutes les surfaces externes mouillées, y compris les coffres de mer (caissons de prise de l'eau de mer ou seachests), les quilles de cale, les blocs d'anode, les axes de gouvernail, les hélices, les transducteurs d'échosondeur et les sondes de loch, font partie de la coque. Elles incluent également toutes les surfaces et niches internes, y compris les puits aux chaînes, les prises d'eau de refroidissement, les crépines et les canalisations (Fig.7, (HUTCHINGS *et al.*, 2002); (COUTTS et TAYLOR, 2004) ; (SYLVESTER et MACISAAC, 2010) ;(SYLVESTER *et al.*, 2011)).

I.8.1 Zones de niche de la coque du navire

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Les zones de niche comprennent les caissons de prise d'eau mer 'sea chests', les propulseurs d'étrave 'bow thrusters', les gouvernails 'rudders', les hélices 'propellers', les quilles de roulis 'bilge keels' et les anodes 'anodes' et sont considérées depuis un certain temps comme contribuant de manière importante à l'encrassement des navires (Fig.12, (RAINER, 1995); COUTTS (1999). Les coffres de prise d'eau de mer (conçus pour faciliter le pompage de l'eau de mer à bord d'un navire) ont fait l'objet d'une attention particulière (GOLLASCH, 2002; COUTTS *et al.*, 2003; MCDONALD, 2012).

L'importance de ces zones de niches comme vecteur à haut risque de bioinvasion réside dans les conditions favorables qu'offrent certaines niches, qui peuvent toutefois donner lieu à des " points chauds " de salissure biologique (SYLVESTER et MACISAAC, 2010). Ce phénomène a été reconnu dans un nombre limité d'études portant sur l'étendue et le type de salissure dans des niches particulières (COUTTS et TAYLOR, 2004; DAVIDSON *et al.*, 2009), telles que les coffres de prise de l'eau de mer (COUTTS *et al.*, 2003; COUTTS et DODGSHUN, 2007). Dans son étude de quantification de l'étendu de la zone de niche dans la flotte mondiale des bateaux de commerce, MOSER *et al.* (2017) ont estimé la surface de cette zone à 10 % de la surface mouillée totale (WSA) de la flotte mondiale, disponible pour la colonisation par le biote ($32,9969 \times 10^3 \text{ m}^2$), ce qui est énorme du fait que cette surface est la partie la plus abritée du navire.

Dans une étude sur un ferry de passagers en Australie, COUTTS *et al.* (2003) ont découvert que les coffres de prise d'eau de mer abritaient un certain nombre d'espèces ; y compris des espèces mobiles, que l'on ne trouvait pas sur d'autres parties de la coque. Il s'agissait notamment de spécimens adultes de crabe vert européen (*Carcinus maena*) qui n'étaient plus en mesure de s'échapper par la grille recouvrant le coffre de mer, et dont les femelles portaient des œufs. Ils en concluent que les coffres de prise d'eau de mer, en particulier ceux des navires tels que les bateaux de croisière visitant des zones sensibles, représentent un risque sérieux pour la biosécurité. De même, MCDONALD (2012) a rapporté la détection de 201 individus de la moule envahissante *Perna viridis* sur un navire de guerre "HMAS Arunta" alors qu'il était amarré dans les eaux tempérées du Garden Island en Australie occidentale (WA). L'examen plus approfondi de ce navire et d'un navire voisin a révélé l'existence d'une petite population fondatrice de 197 individus qui s'était récemment établie à l'intérieur de l'un des coffres de mer du navire (sea chests). Les estimations de la croissance ont indiqué que les moules de taille moyenne dans le coffre de mer avaient entre 37,1 et 71 jours.

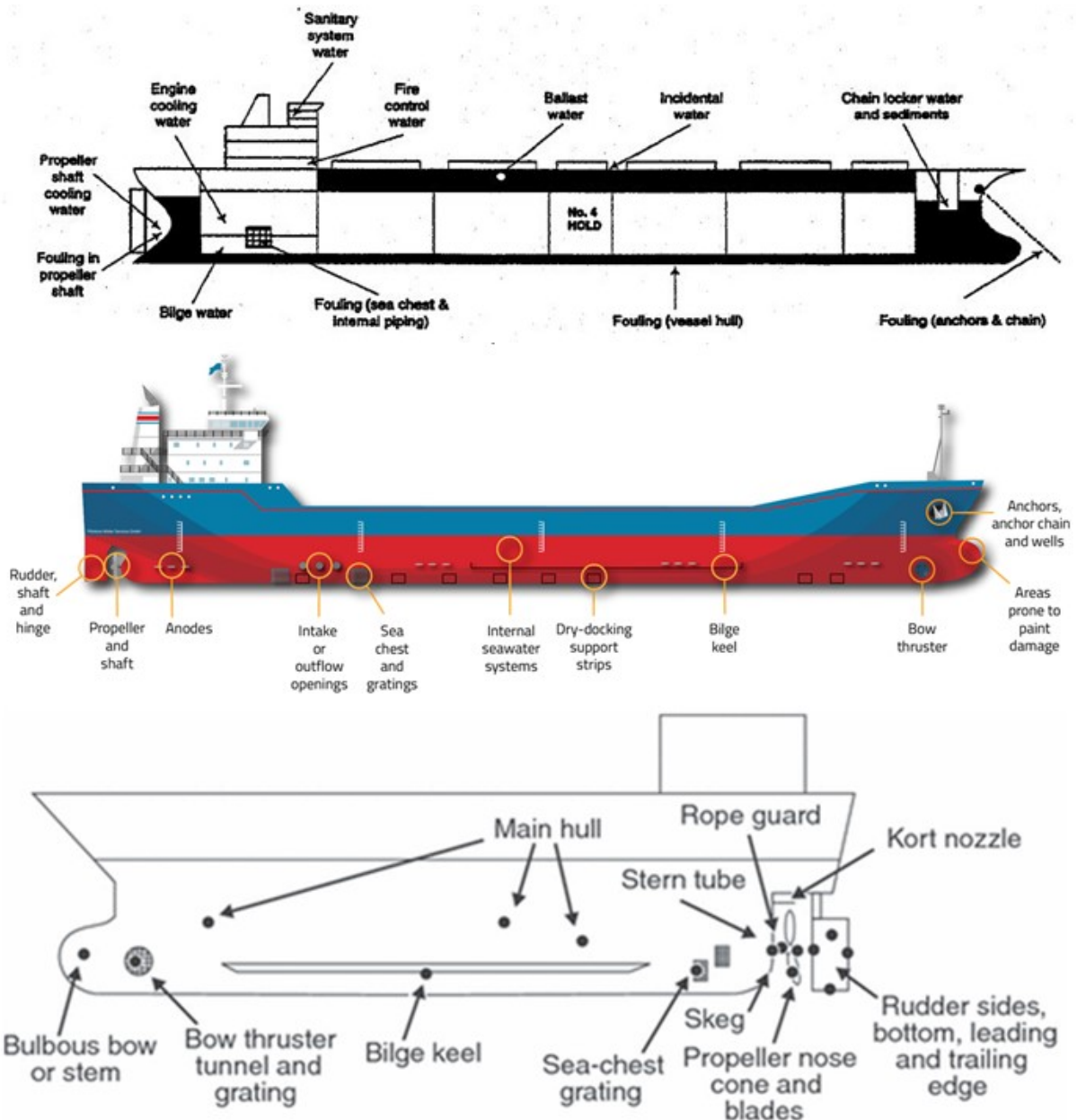


Figure I-11. Surfaces de la coque considérées comme “points chauds” de bioaccumulation du fouling, de (COUTTS et TAYLOR, 2004; SYLVESTER et MACISAAC, 2010)

I.8.1.1 Quilles de roulis ‘Bilge keels’

Les quilles de roulis assurent la stabilité hydrodynamique pour protéger le navire contre le roulis (SAUNDERS, 1957). Elles sont généralement jumelées symétriquement autour de la ligne de quille au niveau de la cale et font environ la moitié de la longueur du navire. Cette zone peut contenir d’important encrassement biologique (SYLVESTER et MACISAAC, 2010) (Fig.I-11).

I.8.1.2 Bandes de support de cale sèche ‘Dry dock support strips DDSS’

Quand un navire est placé dans une cale sèche, il est soutenu à l’aide de blocs placés le long de la coque du navire. Le navire sur les blocs et, une fois l’eau évacuée de la cale sèche, la zone de

contact entre la coque du navire et les blocs de support est inaccessible, les revêtements antifouling ne sont souvent pas appliqués sur ces zones (PIOLA et CONWELL, 2010). Les zones où des systèmes de revêtement existent peuvent également être usées par l'abrasion contre les blocs. Ces zones dépourvues de revêtements antifouling sont alors exposées à l'accumulation du fouling plus que les autres parties revêtues d'antifouling (Fig.I-11).

I.8.1.3 Les hélices ‘Propellers’

Les dispositifs de propulsion des navires se présentent sous de nombreuses formes, mais les hélices à pas fixe, également appelées hélices à vis sont de loin le type le plus communément utilisé sur les navires commerciaux modernes. Distinguées par la forme hélicoïdale de leurs pales, ces hélices ont généralement entre trois et six pales sur un seul moyeu (GHOSE, 2004) (Fig.I-11). La conception des hélices peut être très sophistiquée, en fonction des performances requises, des conditions hydrodynamiques, de la puissance disponible et des coûts de construction, mais, en général, le tirant d'eau d'un navire et la vitesse nécessaire détermine le type de conception de l'hélice (CARLTON, 2007). Le mouvement rotatif de l'hélice peut déloger les organismes attachés à cette dernière. Cependant un examen approfondi de l'hélice a révélé l'existence de plusieurs organismes du fouling (SYLVESTER et MACISAAC, 2010), ceci est due à la non-application de l'antifouling sur les hélices.

I.8.1.4 Gouvernails ‘Rudders’

Pour les navires marchands, les gouvernails sont généralement montés en poupe à l'arrière de l'hélice. Le gouvernail du navire doit fournir une surface de contrôle suffisante pour offrir une manœuvrabilité acceptable (IMO, 1993). Cette surface peut généralement être approximée comme une proportion de la surface latérale immergée, en fonction du type de navire (SAUNDERS, 1957). Dans l'étude de SYLVESTER et MACISAAC (2010), cette surface était la zone la plus couverte de biofouling avec un pourcentage de couverture de 15% (Fig.I-11).

I.8.1.5 Coffres de prise de l'eau de mer et grilles de coffre de prise d'eau de mer ‘Sea chests and sea chest gratings’

Si les coffres sont principalement utilisés pour le lestage, le refroidissement et la prévention des incendies, ils permettent d'empêcher les flux d'aspiration ou de décharge de perturber l'écoulement laminaire sur la coque du navire (TAYLOR et RIGBY, 2001), étant donné que ces ouvertures profondes dans les coques sont conçues pour optimiser l'écoulement dans les tuyaux d'admission d'eau de mer. La taille des coffres de prise d'eau de mer varie en fonction des exigences en matière de débit, et les grands navires ont normalement plusieurs coffres supérieurs et inférieurs. Ces

coffres ont des fentes, perforées ou encastrées pour empêcher les gros débris de pénétrer dans le système, et les surfaces ouvertes des grilles sont dimensionnées pour permettre une aspiration adéquate des pompes. Ces zones des coffres de mer constituent une niche idéale aux organismes du fouling en leur permettant de s'abriter à l'intérieur lorsque le navire fait route (COUTTS *et al.*, 2003) (Fig.I-11).

I.8.1.6 Hélices de propulseurs latéraux, tunnels et grille 'Lateral thruster propellers, tunnels, and gratings'

Les propulseurs latéraux fournissent une poussée au navire afin d'accroître sa manœuvrabilité latérale, en particulier à faible vitesse lorsque l'efficacité du gouvernail conventionnel est fortement réduite (VAN DER BURGT, 1994). De nombreux propulseurs (généralement un ou deux, mais pouvant aller jusqu'à six) sont montés dans des tunnels qui traversent le navire (perpendiculairement à l'axe principal) (CARLTON, 2007). Les propulseurs sont principalement conçus pour atteindre une poussée ou puissance requise, généralement calculée à partir de la résistance d'un navire aux vitesses ou aux courants marins (CARLTON, 2007). Ces zones sont considérées comme des points chauds de la bioinvasion en abritant le biofouling et ont fait l'objet de plusieurs études (DAVIDSON *et al.*, 2014; MOSER *et al.*, 2017) (Fig.I-11).

I.9 Facteurs influençant le biofouling du navire

Il existe une variété de facteurs ou de filtres sélectifs qui influencent le succès des organismes de biofouling à passer par chaque étape du processus d'invasion (Fig.I-12). Ces facteurs peuvent être classés en trois classes : a) les facteurs qui influencent l'accumulation du fouling dans la coque au port donneur, b) facteurs qui influencent la survie des espèces de fouling attachées lors de la traversée du navire, c) facteurs qui déterminent la survie des organismes du fouling dans le milieu récepteur (Fig.I-12).

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

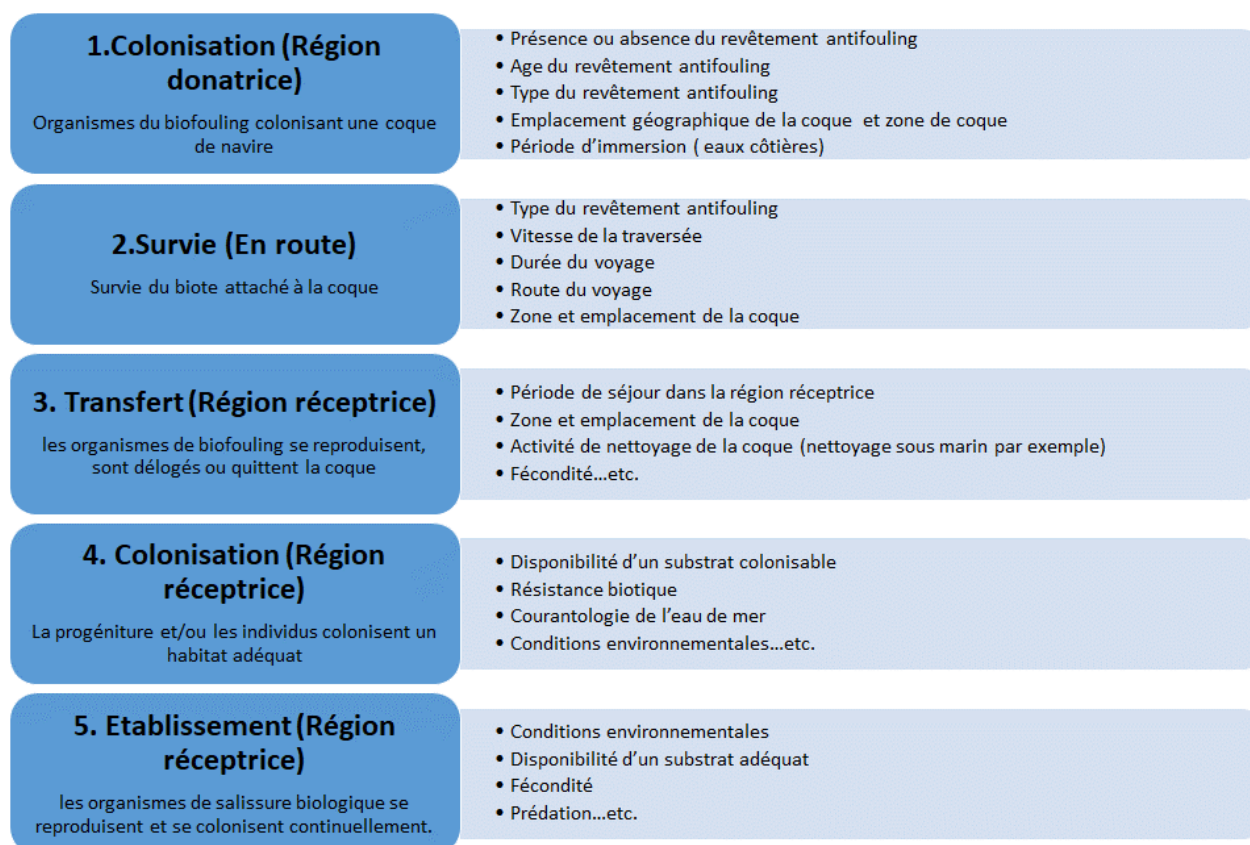


Figure I-12. Conceptualisation des événements successifs et des pressions sélectives qu'un organisme antisalissure introduit rencontrera au cours de son adhésion jusqu'à son établissement dans un nouvel environnement (COUTTS *et al.*, 2010a).

I.9.1 Revêtements antisalissures

Les revêtements antisalissures sont des peintures spéciales appliquées sur la coque du navire pour ralentir la croissance d'organismes marins sur la surface mouillée, cette croissance peut affecter les performances et la durabilité du navire. En plus d'empêcher les organismes marins de s'attacher à la coque, le revêtement antifouling peut également servir de barrière contre la corrosion de la coque qui dégrade et affaiblit le métal. Il améliore également le flux d'eau (écoulement laminaire) passant par la coque du navire. Cette peinture empêche la croissance des organismes du biofouling. Sa résine autopolissante et son biocide, tel que l'oxyde cuivreux accompagné d'un biocide renforceur, aident à prévenir les organismes de la biosalissure (SILVA *et al.*, 2019).

La performance d'une peinture antifouling est évaluée en fonction de l'efficacité de cette dernière, c'est à-dire en fonction de la réduction du taux de couverture du fouling induite par l'utilisation de cette peinture (Tab.I-4).

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Tableau I-4. Évaluation des performances antisalissures des revêtements marins (SILVA *et al.*, 2019)

Taux d'antifouling		Indice de Performance de l'Antifouling	
Taux de fouling	Pourcentage de couverture (%)	Performance	IPA (%)
0	0	Excellent	100-90
1	0-2	Bon	89-80
2	3-5	Faible	79-60
3	6-25	Mauvais	59-0
4	26-50		
5	51-100		

Les peintures antifouling sont classées en deux catégories : a) revêtements biocides et b) revêtements non-toxiques.

I.9.1.1 Antisalissures avec biocides 'Antifouling biocides'

Peu de biocides présentent la combinaison de caractéristiques nécessaire pour en faire des agents antisalissures sûrs et efficaces. Le mercure, l'arsenic et leurs composés, ainsi que les organoétains, sont des exemples d'agents antisalissures efficaces qui ont été jugés inacceptables en raison de risques sur l'environnement ou la santé humaine. La liste des agents antisalissures "acceptables" est désormais assez courte. En Australie par exemple, la liste des composés approuvés par l'APVMA pour une utilisation dans les peintures antisalissures comprend : le cuivre métallique, l'oxyde cuivreux, le thiocyanate cuivreux, le chlorothalonil, le diuron, le dichloro-octylisothiazolin, le thirame, l'oxyde de zinc, la pyrithione de zinc et le zineb. Un certain nombre d'autres biocides sont utilisés dans les formulations, notamment l'irgarol (dont l'utilisation n'est pas approuvée en Australie), la pyrithione de cuivre (dont l'enregistrement n'a pas encore été demandé en Australie), le dichlofluanide, la pyridine TCMS et le thiocyanométhylthio benzothiazole (TCMTB). En général, les biocides organiques ne sont utilisés que comme biocides d'appoint pour améliorer le spectre actif des composés du cuivre (CLARKE et LEWIS, 2007).

En Europe (UE), les composés organostanniques ont été interdit depuis 2008 sur tout type de navire. Seulement une courte liste de composés chimiques actifs est approuvée par l'union européenne, à savoir : le dichloro-octylisothiazole, l'hydroxy-pyridine-thionato du cuivre, le cuivre, le méthanesulfénamide, l'oxyde de cuivre, la médétomidine, le cybutryne, le zinc pyrithione, la tralopyrile, le zineb. Désormais, tous les producteurs d'antifouling doivent

enregistrer leurs produits auprès des autorités. Ils doivent présenter leurs formules et études d'impact pour obtenir une autorisation de mise sur le marché pour la France et l'Europe (EHCA 2021).

I.9.1.2 Peintures à matrice soluble ‘Soluble matrix paints’

Les peintures antisalissures à association libre sont des peintures dans lesquelles le biocide est mélangé à la matrice/liant/résine de la peinture. Pour être efficace, le biocide doit être libéré en continu à la surface de la peinture à un taux suffisant pour générer une concentration toxique dans la couche limite de surface. Dans ce type de peintures, le liant de la peinture est peu soluble et se dissout lentement pour permettre la libération du biocide. Traditionnellement, ces peintures étaient basées sur le produit naturel qu'est la colophane. Les limites dans le processus de dissolution empêchaient ces peintures de rester efficaces pendant des périodes allant de 18 mois à 2 ans (TRENTIN *et al.*, 2001).

I.9.1.3 Peintures de lixiviation par contact ‘Contact leaching paints’

Les peintures à lixiviation par contact, également connues sous le nom de peintures "hard racing" ou "long life", sont également des types de peintures antisalissures à association libre, mais ont une matrice insoluble. La libération continue du biocide est générée par la concentration élevée du biocide, ce qui garantit le contact des particules du biocide entre elles à travers le film de la peinture. Au fur et à mesure que le biocide de surface est libéré, des micro-canaux sont créés permettant la libération du biocide plus profondément dans le revêtement. Les taux de libération du biocide diminuent exponentiellement avec le temps et la durée de vie effective est à nouveau limitée à des périodes dépassant rarement 18 mois (FINNIE et WILLIAMS, 2010).

I.9.1.4 Peintures ablatives ‘Ablative paints’

Les peintures ablatives sont essentiellement des peintures à matrice soluble, dont les mécanismes de solubilité améliorés permettent une efficacité pendant des périodes allant jusqu'à 36 mois. Ce type de peinture est généralement synthétisé selon la technologie des polymères à épuisement contrôlé (CDP). La principale différence entre les peintures ablatives et les autres peintures autopolissantes est que le mécanisme ablatif est toujours l'hydratation et la dissolution, et non l'hydrolyse (TRIBOU et SWAIN, 2015).

I.9.1.5 Peintures copolymères autopolissantes ‘Self-polishing copolymer paints’

Les peintures à base de méthacrylate de tributylétain, ont été les premiers véritables revêtements antisalissures à base de copolymères autopolissants (SPC). Elles diffèrent de tous les types

précédents par le fait que le copolymère agit à la fois comme matrice de la peinture et comme biocide. Lorsqu'il est immergé dans l'eau de mer, la liaison entre la partie organostannique et l'acrylate est clivée par hydrolyse, ce qui permet au biocide organostannique d'être libéré dans l'eau. Le squelette polymère résiduel devient alors soluble dans l'eau et se dissout, exposant une nouvelle couche de surface active. Ce processus chimique génère non seulement une libération continue du biocide, mais la surface de la peinture se lisse en service, ce qui améliore les performances du navire. Avec une application correcte, les systèmes de revêtement SPC à base d'organoétain peuvent offrir une efficacité antisalissure pendant 5 ans ou plus. Il existe désormais des revêtements autopolissants sans étain, à base de cuivre, de zinc et d'acrylate de silyle. Contrairement aux SPC d'organoétains, ces copolymères ne génèrent pas suffisamment de biocide pour être efficaces. L'oxyde cuivreux et des biocides d'appoint sont incorporés dans les formulations. Cependant, il est possible d'obtenir une performance antisalissure efficace de plus de 5 ans (NWUZOR *et al.*, 2021).

Le taux de polissage des revêtements SPC peut être modifié pour maximiser l'efficacité sur les navires. Par exemple, les systèmes plus doux (polissage rapide) sont appliqués sur les navires à faible activité, tandis que les systèmes plus durs (polissage lent) sont utilisés sur les navires à forte activité. Des revêtements copolymères autopolissant sans biocide ont également été formulés dans lesquels un composé non toxique remplace le biocide lié au copolymère. L'objectif de ces revêtements est de créer une surface active et polissante qui serait trop instable pour que les salissures y restent attachées.

I.9.1.6 Cuivre, alliages de cuivre et résines de cuivre ‘Copper, copper alloys and copper resins’

Le cuivre métallique libère des ions de cuivre lorsqu'il est immergé dans l'eau de mer, à un taux qui peut inhiber la fixation des salissures. Le gainage en cuivre des voiliers en bois a été l'un des premiers traitements antisalissures efficaces. Bien que les feuilles de cuivre ne soient plus utilisées pour des raisons de durabilité, le cuivre métallique est encore utilisé pour ses propriétés antisalissures dans les alliages cuivre-nickel (70%/30% et 90%/10%), incorporé sous forme de paillettes de cuivre dans des résines époxy ou mélangé à des formulations de peinture (ZHANG, 2016).

I.9.1.7 Revêtements anti-encrassement sans biocides ‘Release coatings, Free-release coatings’

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Ces revêtements antisalissures ne contiennent pas de biocide antisalissures actif, mais dépendent de leur effet sur les caractéristiques de surface, qui réduisent la force d'adhérence des salissures. L'élimination des salissures, est obtenue soit par le mouvement du navire dans l'eau, soit par un nettoyage physique. Bien que certains types de ces revêtements inhibent le tassement, la fixation des salissures se produit fréquemment sur les navires stationnaires ou à faible activité. Les systèmes à base de PTFE (Teflon®) ont été les premiers revêtements antisalissures développés, mais les systèmes à base de silicone se sont depuis avérés plus efficaces (LEJARS *et al.*, 2012).

I.9.1.8 Les surfaces inhibitrices 'Deterrent surfaces'

Les surfaces qui empêchent l'encrassement par des moyens chimiques ou physiques ont été proposées comme des alternatives acceptables pour l'environnement aux revêtements biocides. Des études sur les effets antisalissures dans les organismes marins suggèrent que certains métabolites secondaires agissent comme des inhibiteurs de salissures plutôt que des biocides, et des traitements antisalissures basés sur ces produits "naturels" ont été développés (CALLOW et CALLOW, 2002).

Le type de revêtement et la durée de sa dernière application jouent un rôle déterminant dans l'efficacité de ce dernier. Le coût du revêtement antifouling augmente avec la taille du navire, tout comme les coûts économiques de la salissure sur l'exploitation du navire. Les mises à quai et l'entretien hors de l'eau ont lieu dans des installations commerciales, et la peinture est souvent effectuée sous la supervision technique du fournisseur de la peinture antisalissure. Les revêtements SPC à base d'organoétain ont fourni des performances antisalissures efficaces pendant les 5 ans (durée de passage en cale sèche, recommandée par la convention SOLAS), et les armateurs ont vivement souhaité que les peintures antisalissures sans étain soient aussi performantes. Cependant, tous les navires ne suivent pas des cycles de cale-sèche de 5 ans, et beaucoup d'entre eux passent aux chantiers navales à des intervalles de 36, 30 ou 24 mois.

I.9.2 Système de Prévention de la Croissance Marine 'MGPS'

Le système de prévention de la croissance marine (MGPS) a été conçu et créé dans le seul but de vaincre la croissance marine à sa racine même, empêchant même la moindre trace d'organisme marin de se déposer complètement sur le navire.

Le système se compose d'une **unité de contrôle** qui fournit un courant généré par des anodes. L'anode en **cuivre** produit des ions, qui sont emportés par l'eau de mer dans la tuyauterie et le système de machines. La concentration de cuivre dans la solution est inférieure à 2 parties par milliard mais suffisante pour empêcher la vie marine de s'installer. Le principe de base sur lequel

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

fonctionne le MGPS est l'électrolyse. Les ions, sont répartis sur le système et produisent un film anti-encrassement et anticorrosif sur les conduites d'eau de mer, les refroidisseurs intermédiaires, les condenseurs, les échangeurs de chaleur, les vannes, les systèmes de réfrigération et les unités de climatisation en interne.

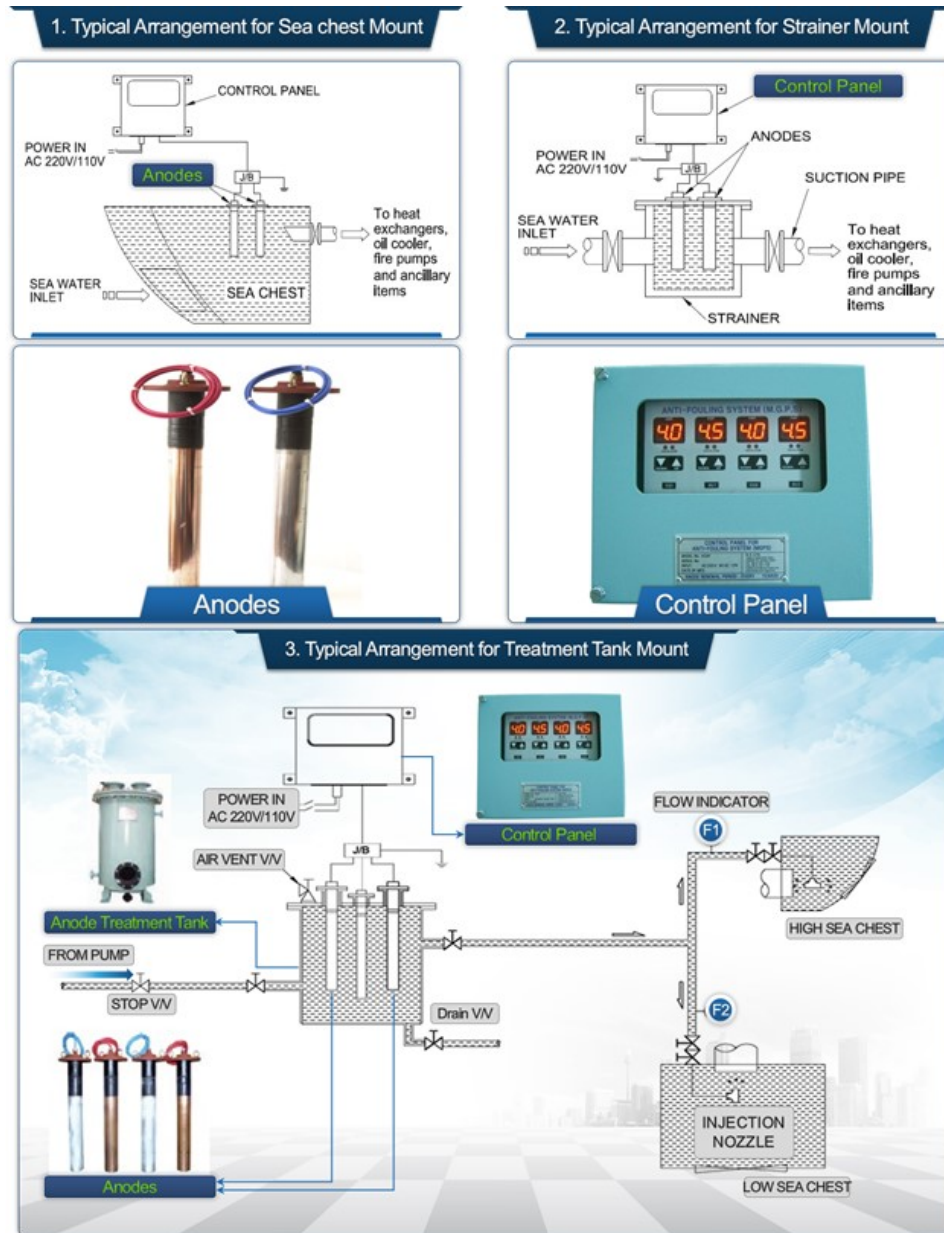


Figure I-13. Différentes dispositions de montage du MGPS dans le navire. 1) disposition typique pour le montage sur les coffre de mer, 2) disposition typique pour le montage sur la crépine, 3) disposition typique pour le montage d'un réservoir de traitement (exemple : citernes de ballast) (Cathodic Marine Engineering Pte Ltd, Singapour)

Ces anodes peuvent être installées dans les coffres de prise d'eau de mer, crépine d'aspiration ou sur un réservoir de réaction intermédiaire approprié (Fig.I-13). Les tailles et dimensions des anodes varient en fonction de la construction du coffre de mer ou de la crépine d'aspiration, du débit et du

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

temps entre la mise en cale sèche. La vie marine est dissuadée de s'installer dans des environnements où le niveau naturel de cuivre est augmenté. Ce système électrolytique libère empêche le dépôt des organismes sur les tuyaux et les surfaces plus froides. La concentration réelle d'ions cuivre est extrêmement faible et mesurée en microgrammes par litre d'eau de mer (GRANDISON *et al.*, 2011).

I.9.3 Vitesse du voyage

La vitesse de voyage d'un navire d'un port de départ vers un port destinataire affecte inéluctablement le biote transporté sur la coque de ce dernier. COUTTS *et al.* (2010a) ont fait une expérience afin de déterminer l'effet de la vitesse du navire sur la survie des organismes du biofouling. Cette expérience a été réalisée en remorquant des plaques de décantation avec divers assemblages à différentes vitesses pour évaluer la survie aiguë et chronique d'espèces de morphologies différentes. Les objectifs spécifiques de l'étude étaient de (1) quantifier les effets de la vitesse du voyage sur la survie, la richesse des espèces et le pourcentage de couverture des organismes de salissure biologique ; (2) comparer les modèles de survie avec les caractéristiques morphologiques (c'est-à-dire la forme de croissance, le profil et la structure) pour chaque organisme ; et (3) déterminer quels types de navires présentent le plus grand risque de transfert des ENIs en fonction de leur vitesse de voyage typique. L'étude a révélé que le pourcentage de couverture varie de manière significative entre les différentes vitesses de 5, 10, 18 nœuds, avec un taux de réduction de 11%, 24% et 85% respectivement.

I.9.4 Paramètres physico-chimique de l'eau de mer lors du voyage

Les conditions environnementales du voyage jouent un rôle important dans la survie des espèces de fouling, transportés par le navire. Une étude conduite en 2016, en Arctique a pu démontrer cette thèse. L'étude réalisée par CHAN *et al.* (2016) dans les ports Canadiens de l'Arctique avait pour objectif de déterminer et de quantifier la richesse en espèces des organismes de fouling transportés à partir des sites tempérés aux ports militaires canadiens durant huit voyages différents. La structure de l'assemblage d'encrassement biologique a été examiné avant, pendant et après les huit voyages. Les résultats ont démontré que la richesse spécifique a d'abord diminué, d'environ 70 %, puis s'est rétablie (environ 27 % de perte par rapport aux assemblages d'origine), au fur et à mesure que les navires voyageaient vers et depuis l'Arctique. La structure de la communauté d'encrassement biologique était considérablement différente avant et pendant les transits dans l'Arctique. La structure de l'assemblage variait selon les différentes parties de la coque ; cependant, les changements temporels étaient indépendants de la zone de la coque considérée, suggérant que

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

les zones de niche n'offraient pas de protection aux organismes de l'encrassement biologique face aux conditions physico-chimiques défavorables dans l'Arctique. Les algues encrassées semblent être plus tolérantes aux conditions physico-chimiques de transport pendant les voyages dans l'Arctique que les invertébrés mobiles, sessiles et sédentaires. Les résultats de cette étude suggèrent que les assemblages d'encrassement biologique sur les navires ont généralement une faible survie pendant les voyages dans l'Arctique.

Par ailleurs, la durée de voyage, la zone de la coque affectée, et les routes maritimes ont un impact conséquent sur la survie des espèces de fouling (COUTTS *et al.*, 2010a; COUTTS *et al.*, 2010b; CHAN *et al.*, 2016).

I.9.5 Temps de séjour aux ports et latitude des ports de provenance

Les contraintes auxquels le biote fait face lors de la traversée du navire, réduisent significativement la composition, le taux et la densité de ce dernier (COUTTS *et al.*, 2010a; COUTTS *et al.*, 2010b). C'est dans les conditions stationnaires du navire que le biofouling se produit. Toute structure immergée dans l'eau de mer se fait coloniser graduellement (en fonction du temps) par les organismes salissants (CANNING-CLODE *et al.*, 2010; SIEVERS *et al.*, 2014; FERRARIO *et al.*, 2019b). Le taux d'accumulation des espèces de fouling dans une surface immergée diffère selon la composition chimique de cette surface et selon la latitude de la zone concernée. Des études ayant suivi l'accumulation du fouling dans des écorégions mondiales, ont pu démontrer que la richesse spécifique et le taux de couverture de ce dernier varie avec le temps (CANNING-CLODE *et al.*, 2010). Globalement, cette variation commence par une augmentation rapide de la richesse et du taux de couverture, suivi d'une phase stationnaire, voire d'un déclin. Ses mêmes études affirment que les tropiques présentent une plus grande richesse à l'échelle régionale que les régions subtropicales ou tempérées (SCHOENER *et al.*, 1978; CANNING-CLODE *et al.*, 2010; CANNING-CLODE *et al.*, 2011; FREESTONE et OSMAN, 2011). Les durées de stationnements typiques des navires dans les ports varient selon le type de navire et de son mode d'exploitation ; généralement ces périodes vont de 3 à 60 jours (BOUDA, 2016; DAVIDSON *et al.*, 2020).

Tableau I-5. Durée de séjour selon le type de navire au port d'Arzew durant la période 2013-2016 (EPA 2016)

Type de navire	Séjour moyen en Rade (jours)	Séjour moyen à quai (jours)
LPG Tankers (Butaniers) Liquifier Petroleum Gas	2.31	1.21
LNG Tankers (Méthanier) Liquified Natural Gas	2.57	1.98
General Cargo (Cargo general)	4.02	1.67
Bulk Carrier (Vraquiers)	2.42	4.44
Oil/Chemical Tanker (Pétroliers/Chimiquiers)	2.33	1.77
Others	2	4.59

Les escales au port d'Arzew font ressortir une légère différence entre par exemple un LPG Tanker et un LNG Tanker. Les General Cargo sont ceux qui passent le plus de temps en rade mais leur séjour à quai est relativement court (Tab.I-5).

I.9.6 Nettoyage de la coque dans les ports de provenance

Aujourd'hui, la salissure de la coque des navires est gérée dans certains cas par des revêtements antisalissures, complétés par un nettoyage sous-marin de la coque. Pendant le nettoyage, il faut éviter d'endommager et d'user les revêtements, afin de maximiser leur durée de vie et de réduire la libération d'antifouling dans l'eau. Dans la mesure du possible, le nettoyage doit cibler les premiers stades de l'encrassement, en utilisant des forces minimales. La fréquence de nettoyage (mensuelle ou bimensuelle) a un effet significatif sur le maintien du taux d'encrassement à un niveau faible. OLIVEIRA et GRANHAG (2020) ont conclu que le revêtement AF nécessitait des nettoyages bimensuels pour maintenir la salissure à un niveau débutant, tandis que le revêtement FR avait un niveau d'encrassement similaire, même sans nettoyage.

Plusieurs technologies, méthodes et appareils existent aujourd'hui pour le nettoyage sous-marin des coques des navires, ces techniques sont rangées en deux catégories : le nettoyage manuel de la coque, et les méthodes de nettoyage sans contact. Le premier type comprend : les systèmes de nettoyage à brosse rotative motorisée, les brosses de nettoyage non alimentées, les dispositifs rotatifs alimentés. Pour la deuxième catégorie elle comprend : le jet d'eau à haute pression, le jet d'eau à cavitation, les technologies de nettoyage par ultrason, les technologies de nettoyage au laser.

I.10 Cadre réglementaire de la gestion du biofouling des coques des navires

Très peu de normes obligatoires visant à réduire le biofouling des coques des navires sont appliquées à l'échelle internationale. Cependant, le comité de protection du milieu marin de l'OMI a instauré des réglementations en juillet 2011 (Résolution MEPC.207(62), voir IMO (2011)) visant à minimiser le transfert des espèces aquatiques envahissantes par le biofouling des coques des navires. L'objectif de ces directives de l'OMI est de : a) fournir des orientations pratiques aux États, aux capitaines, exploitants et propriétaires de navires, aux constructeurs de navires, aux installations de réparation, de mise en cale sèche et de recyclage des navires, aux opérateurs de nettoyage et d'entretien des navires, aux concepteurs de navires, aux sociétés de classification, aux fabricants et fournisseurs de peintures antisalissure et à toute autre partie intéressée, sur les mesures à prendre pour réduire au minimum le risque de transfert d'espèces aquatiques envahissantes par

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

l'encrassement biologique des navires, b) inciter les opérateurs et les exploitants de navires à utiliser des systèmes antisalissure et d'autres pratiques de gestion opérationnelle visant à réduire le développement de l'encrassement biologique afin de maintenir les surfaces immergées du navire et les systèmes internes de refroidissement à l'eau de mer exempts de biosalissures, c) compléter les pratiques d'entretien actuelles de l'industrie. Parmi les recommandations mentionnées dans cette résolution, nous citons : 1) le plan de gestion du biofouling et 2) l'utilisation d'un registre de biosalissure à bord des navires (annexe I et II de ce document).

I.10.1 Plan de gestion du biofouling

Il est recommandé que chaque navire dispose d'un plan de gestion de l'encrassement biologique. L'objectif de ce plan est de fournir des procédures efficaces de gestion de l'encrassement biologique. Un exemple de plan de gestion de l'encrassement biologique est fourni dans la résolution de l'OMI, figurant à l'annexe I. Le plan de gestion de l'encrassement biologique peut être un document autonome ou être intégré, en partie ou en totalité, dans le plan opérationnel existant du navire. Le plan de gestion de l'encrassement biologique doit être propre à chaque navire et figure dans sa documentation opérationnelle. Ce plan devrait porter, entre autres, sur les points suivants : a) les parties pertinentes des directives instaurées par l'OMI en 2011; b) des détails sur les systèmes antisalissure et les pratiques opérationnelles ou les traitements utilisés, y compris ceux destinés aux zones de niche; c) les parties de la coque susceptibles de subir des salissures biologiques, le calendrier des inspections, des réparations, de l'entretien et du renouvellement prévus des systèmes antisalissure ;d) détails des conditions d'exploitation recommandées convenant aux systèmes antisalissure et aux pratiques opérationnelles choisis ; e) des détails concernant la sécurité de l'équipage, y compris des détails sur le(s) système(s) antisalissure utilisé(s) ; et f) des précisions sur les documents requis pour vérifier que les traitements consignés dans le registre de contrôle de l'encrassement biologique sont conformes aux exigences de l'annexe II de la résolution de 2011. Ce plan de gestion de l'encrassement biologique doit être mis à jour si nécessaire.

I.10.2 Registre de biofouling

Le registre de biofouling devrait contenir les détails de toutes les inspections et mesures de gestion de l'encrassement biologique effectuées sur le navire. L'objectif est d'aider le propriétaire et l'exploitant du navire à évaluer l'efficacité des systèmes antisalissure et des pratiques d'exploitation spécifiques du navire en particulier, et du plan de gestion de l'encrassement biologique en général. Le registre pourrait également aider les autorités publiques intéressées à évaluer rapidement et

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

efficacement le risque potentiel d'encrassement biologique du navire, et donc à réduire au minimum les retards dans l'exploitation du navire. Le registre d'encrassement biologique peut être un document autonome, ou être intégré en partie ou en totalité dans les manuels d'exploitation et de procédure et/ou le système d'entretien planifié des navires existants. Il est recommandé aussi de conserver ce registre à bord du navire pendant toute sa durée de vie.

Les informations qui doivent être consignées dans le registre des bio-salissures sont les suivantes :

- a) Les détails des systèmes antisalissure et des pratiques opérationnelles utilisés (le cas échéant, tels qu'ils sont consignés dans le certificat du système antisalissure), où et quand ils ont été installés, les zones de navire recouvertes, leur entretien et, le cas échéant, leur exploitation.
- b) Les dates et le lieu des mises en cale sèche/des échouages, y compris la date à laquelle le navire a été remis à flot, et toute mesure prise pour éliminer les salissures biologiques ou pour renouveler ou réparer le système antisalissure ;
- c) La date et le lieu des inspections dans l'eau, les résultats de ces inspections et toute mesure corrective prise pour remédier à l'encrassement biologique observé ;
- d) Les dates et les détails de l'inspection et de l'entretien des systèmes internes de refroidissement à l'eau de mer, les résultats de ces inspections et toute mesure corrective prise pour remédier à l'encrassement biologique observé et à toute obstruction signalée ;
- e) Des détails sur les périodes où le navire a été exploité en dehors de son profil d'exploitation normal, y compris les détails sur les périodes où le navire a été désarmé ou inactif pendant des périodes prolongées.

Depuis que cette résolution a vu le jour, plusieurs équipes de spécialistes se sont mis à développer des guidances et des réglementations conformément à la résolution MEPC.207 (62) de 2011 dans plusieurs états membres de l'OMI, comme la Nouvelle Zélande, l'Australie, le Royaume uni et les Etats Unis d'Amérique. L'équipe de recherche sur le biofouling, de l'IMarEST ont publié en 2017 un modèle de plan de gestion du biofouling conforme aux directives de l'OMI (voir Annexe III de ce document). En 2018, l'équipe chargée de la science et de l'évaluation des risques en matière de biosécurité, sous la tutelle du ministère des industries primaires ont instauré une directive obligatoire visant à minimiser le biofouling des navires commerciaux, plaisanciers, et océanographiques arrivants en Nouvelle Zélande (MPI Technical Paper No: 2018/07, GEORGIADIS *et al.* (2018)). Cette directive publié, sous le nom « Craft Risk Management Standard (CRMS) » qui fait référence aux directives de l'OMI stipule que : a) les navires séjournant jusqu'à 20 jours et ne visitant que des ports désignés (lieux de première arrivée) sont autorisés à

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

présenter une légère quantité de biofouling (couche de boue, barnacle, et jusqu'à un certain pourcentage de début de salissures ou de croissance d'algues, selon la zone du navire examinée), b) les navires qui séjournent plus de 20 jours ou qui visitent des lieux qui ne sont pas des lieux de première arrivée sont uniquement autorisés à avoir une couche de mucus et de barnacle. Dans la mesure, le ministère néo-zélandais des industries primaires (MPI) peut prendre des mesures concernant les navires qui présentent un risque grave de biofouling.

De même, le gouvernement australien a imposé de suivre des réglementations spécifiques pour les navires accostant dans l'un de ses ports, la directive contient des exigences spécifiques en matière de revêtements antisalissure, des mesures à suivre pour le nettoyage des coques à l'eau, d'entretien de système antifouling...etc., cette directive est disponible sur le site du département d'agriculture, d'eau et de l'environnement d'Australie.

Aux Etats Unis d'Amérique, les garde -côte américains (USCG), l'agence de protection de l'environnement américaine (EPA) et l'État de Californie ont intégré des réglementations spécifiant des mesures opérationnelles visant à prévenir la propagation des espèces aquatiques envahissantes par le biais de l'encrassement biologique (ABS, 2019). En plus des exigences fédérales américaines, l'État de Californie a appliqué des exigences locales, en vigueur depuis le 1^{er} octobre 2017. En effet, la « California State Lands Commission » (CSLC) a approuvé l'article 4.8 du code de réglementation de la Californie dans le but de : a) s'aligner sur les directives de l'OMI de 2011 par la résolution MEPC.207(62), b) se concentrer sur les efforts visant à prévenir l'accumulation de salissures biologiques sur les surfaces mouillées d'un navire, c) faire progresser rapidement les ports Californiens vers l'élimination d'espèces non indigènes entrant dans leur eaux , ou dans les eaux qui peuvent avoir un impact sur les eaux portuaires de la Californie, sur la base de la meilleure technologie disponible économiquement réalisable. Cette réglementation s'applique à tous les navires de 300 UMS, enregistrées et plus, transportant ou pouvant transporter d'eau de ballast, qui arrivent dans un port californien, à l'exception des navires énumérés dans la section 71202 du Public Resources Code (c'est-à-dire les navires des forces armées et les navires en passage innocent (ABS, 2019)).

I.11 Conclusion

Le transport maritime est un vecteur très important (voir le plus important) dans la dissémination des espèces et la redistribution du biote en accélérant le phénomène de l'homogénéisation globale. Les espèces non-indigènes ont un impact inéluctable sur l'environnement hôte. Ces espèces peuvent impacter les services écosystémiques rendues par la mer, la biodiversité marine,

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

l'économie bleu et la santé humaine à travers la transmission des agents pathogènes et les toxines. En comparaison avec le sous-vecteur des eaux de ballast, le biofouling des coques des navires est moins couvert par les études ayant ciblés la problématique des espèces invasive. Les études sur le biofouling, ont montré que ce dernier est un phénomène séquentiel et très complexe, et de ce fait, toute tentative de modélisation de ce phénomène sera entravée par plusieurs limites. La coque du navire (surface mouillée) est considérée comme le substrat nécessaire à l'adhésion, la croissance et la reproduction des espèces fouling. Néanmoins, cette surface est divisée en différentes parties, chacune avec son potentiel d'abriter les ENIs, ce qui complique d'avantage le phénomène du biofouling des coques des navires. Il a été aussi démontré, que le biote transporté sur les coques des navires est sujet à une série d'obstacles qui définissent fondamentalement, la réussite ou l'échec de ces espèces à survivre durant les routes de navigation et à s'établir dans l'écosystème récepteur. Ceci, nous renseigne sur la nécessité de tenir compte de tous ces facteurs limitants dans les études d'évaluation du risque d'introduction/invasion des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires. La compilation de ces études et du savoir sur les espèces non-indigène/invasive, sur le transport maritime, sur le phénomène du biofouling a permis à l'Organisation Maritime International de définir un cadre réglementaire pour atténuer le risque de propagation et d'invasion des espèces aquatique envahissante par le biofouling des coques de navires (OMI, 2011, Annexe I, II de ce document).

**CHAPITRE II : MODELISATION DU RISQUE
D'INTRODUCTION DES ESPECES NON-INDIGENES PAR LE
BIOFOULING DES COQUES DES NAVIRES : CAS D'ETUDE
DU PORT D'ARZEW**

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

II CHAPITRE II : MODELISATION DU RISQUE D'INTRODUCTION DES ESPECES NON-INDIGENES PAR LE BIOFOULING DES COQUES DES NAVIRES : CAS D'ETUDE DU PORT D'ARZEW

II.1 Introduction

Ce chapitre vise à évaluer le risque d'introduction et d'invasion des espèces non-indigènes au port d'Arzew. Ce sujet de recherche a été entamé car, très peu de travaux ont été effectués sur le biofouling des navires et restent inexistant en Algérie, alors que le commerce international de l'Algérie s'effectue à 95% par voie maritime(BOUDA, 2016).

Les invasions biologiques marines ont augmenté dans tous les océans du monde, à tel point qu'aucune région n'est considérée comme "vierge". Nombre de ces espèces ont été introduites dans plusieurs régions, ce qui laisse supposer une facilité de transport par des mécanismes d'origine humaine (TERRIAULT *et al.*, 2008). Un nombre important de ces espèces ont des impacts démontrés sur la biodiversité indigène ou sur l'économie (HEWITT *et al.*, 2011). Dans cette étude, nous développons un modèle mathématique d'introduction des espèces non-indigènes (ENIs) par les mouvements de la flotte des navires de commerce, au port d'Arzew dans l'ouest méditerranéen durant l'année 2015-2016. Le bio-encrassement des navires est une série complexe d'événements séquentiels qui commence par l'adsorption de composés organiques, protéiques et osidiques, ainsi que des composés minéraux, formant un film primaire, sur des surfaces dures submergées, sur lequel un biofilm microbien se fixe et qui est suivie par la colonisation d'organismes sédentaires plus grands tels que les algues et les invertébrés, puis d'organismes mobiles tels que les poissons et les décapodes. Précédemment, les modèles de propagation d'espèces non indigènes par les navires se sont concentrés sur le transport des eaux de ballast (MACISAAC *et al.*, 2002; DRAKE et LODGE, 2004; KALUZA *et al.*, 2010; KÖLZSCH et BLASIUS, 2011; SEEBENS *et al.*, 2013; SIERACKI *et al.*, 2014; XU *et al.*, 2014; COPE *et al.*, 2015; BOUDA *et al.*, 2016). Cependant, peu de modèles ont été proposés pour la propagation des NIS par les salissures biologiques (MUIRHEAD *et al.*, 2015; BOUDA *et al.*, 2017; SAEBI *et al.*, 2020), bien que ce vecteur soit considéré comme responsable d'un nombre identique, voire supérieur, d'introductions d'espèces aquatiques non indigènes par rapport aux eaux de ballast. En effet, le taux d'introduction des NIS aquatiques par le biofouling des coques des navires est estimé à : 74 % à Hawaii (ELDREDGE et CARLTON, 2002), 87 % en Nouvelle-Zélande (KOSPARTOV

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

et al., 2008), 78 % dans la baie de Port Phillip en Australie (HEWITT *et al.*, 2004a), 50 % en mer du Nord (GOLLASCH, 2002), 70 % sur la côte nord-américaine (FOFONOFF *et al.*, 2003). Le bio-encrassement a fait l'objet d'autres études en raison de son importance économique et écologique, notamment dans le domaine du transport maritime (COUTTS *et al.*, 2010a; DEMIREL *et al.*, 2017; MOSER *et al.*, 2017; ADLAND *et al.*, 2018) et de l'aquaculture (BANNISTER *et al.*, 2019).

Nous nous concentrons ici sur l'estimation de deux processus clés pertinents pour l'introduction ($P_{ij}(Intro)$) des espèces non-indigènes par les encrassements biologiques des navires commerciaux : I) le pourcentage de couverture de la salissure biologique qui s'accumule sur un navire dans un port d'origine et II) la probabilité que les organismes de salissure biologique survivent au voyage d'un port d'origine à un port de destination. La probabilité d'introduction calculée ($P_{ij}(Intro)$), a été combinée avec une probabilité d'Alien ($P_{ij}(Alien)$) obtenue par dissimilarité biogéographique, et une probabilité d'établissement ($P_{ij}(Estab)$) du biote, calculée à partir des variables environnementales pour enfin estimer le risque d'invasion pour chaque trajectoire maritime vers le port d'Arzew ($P_{ij}(Inv)$). La dernière étape de l'étude a été consacré à l'élaboration de plusieurs scénarios de traitement du biofouling, en simulant l'application de différents revêtements antifouling sur la coque avec différentes fréquences de nettoyage de cette dernière selon les directives de l'OMI et une projection du risque d'invasion à l'horizon 2050 pour évaluer l'effet du changement des paramètres abiotiques sur l'invasion par le fouling de la coque des navires.

Nous commençons par présenter la méthode utilisé pour modéliser la probabilité d'invasion ($P_{ij}(Inv)$), ensuite nous présenterons la base de données développée, puis nous détaillerons le développement de chaque modèle probabiliste, avec les tests et validation réalisés sur chaque modèle. Nous finirons par une explication des scénarios de traitement de biofouling abordés, une projection du risque à l'horizon de 2050 et la validation du modèle final ($P_{ij}(Inv)$).

II.2 Matériel et méthodes

Le modèle de bioinvasion développé ici est le produit de trois probabilités distinctes, statistiquement indépendantes : $P_{ij}(Alien) \times P_{ij}(Intro) \times P_{ij}(Estab)$. Le modèle $P_{ij}(Alien)$ estime la probabilité qu'une espèce indigène dans le port i soit non-indigène au port j , elle est obtenue par dissimilarité biogéographique conformément à SEEBENS *et al.* (2013).

Le modèle est $P_{ij}(Intro)$ une probabilité de l'introduction (de l'arrivé) des NIS d'un port donneur i à un port récepteur j , qui a son tour est la combinaison du taux de couverture (PC_i) du fouling

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

dans la coque du navire et de la probabilité de survie de ce dernier tout le long de la route $P^V_{Survival}$ du port i au port j . Le taux de couverture (PC_i) est un modèle estimatif du pourcentage de couverture des salissures biologiques dans la coque du navire, dépendant de la durée de l'immersion de navire (stationnement) dans le port i et de la latitude de ce port. Il est ajusté à partir de données des études ayant suivi l'accumulation du fouling en fonction du temps dans les structures immergées dans l'eau de mer à différent endroit dans le monde. Similairement, le modèle quantifiant le risque de survie des espèces du fouling lors du voyage a été ajusté à partir d'une étude expérimentale réalisé par COUTTS *et al.* (2010b) en Australie. Ce modèle exponentielle estime le risque de survie des espèces du fouling en fonction de la vitesse du navire lors de sa traversée.

Quant au modèle $P_{ij}(Estab)$, il estime la chance de survie de l'espèce introduite du port i au port j , en se basant sur les paramètres physico-chimiques des eaux portuaire du port j . Elle est estimée en utilisant la métrique de Mahalanobis dans un espace écologique à 8 dimensions.

Nous avons incorporé dans le modèle de bioinvasion : des données sur le trafic maritime dans le port d'Arzew, des données environnementales, et des données sur les écorégions maritimes. Puis nous avons validé les résultats obtenus ($P_{ij}(Inv)$) en utilisant une base de données d'évènements d'introduction des ENIs en Méditerranée (Fig. II-1). Les données pour la validation de 1972 à 2020, ont été filtrées pour n'inclure que les espèces suspectées d'être introduites par les coques de navires. Nous avons transformé les événements d'introduction des ENIs dans 13 pays méditerranéens en probabilité d'introduction observée, en divisant le nombre d'espèces de salissures introduites dans chaque pays par le nombre total d'espèces de salissures introduites en Méditerranée. Nous avons ensuite comparé ces événements d'introduction avec les estimations du modèle d'invasion $P_{ij}(Inv)$. L'idée est de trouver une corrélation entre les événements d'introduction observés dans ces pays et le risque d'introduction des ENI prédit par le modèle à partir de ces pays.

Les étapes et les méthodes de développement et d'application de chaque modèle sont expliquées dans les sections ci-dessous.

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

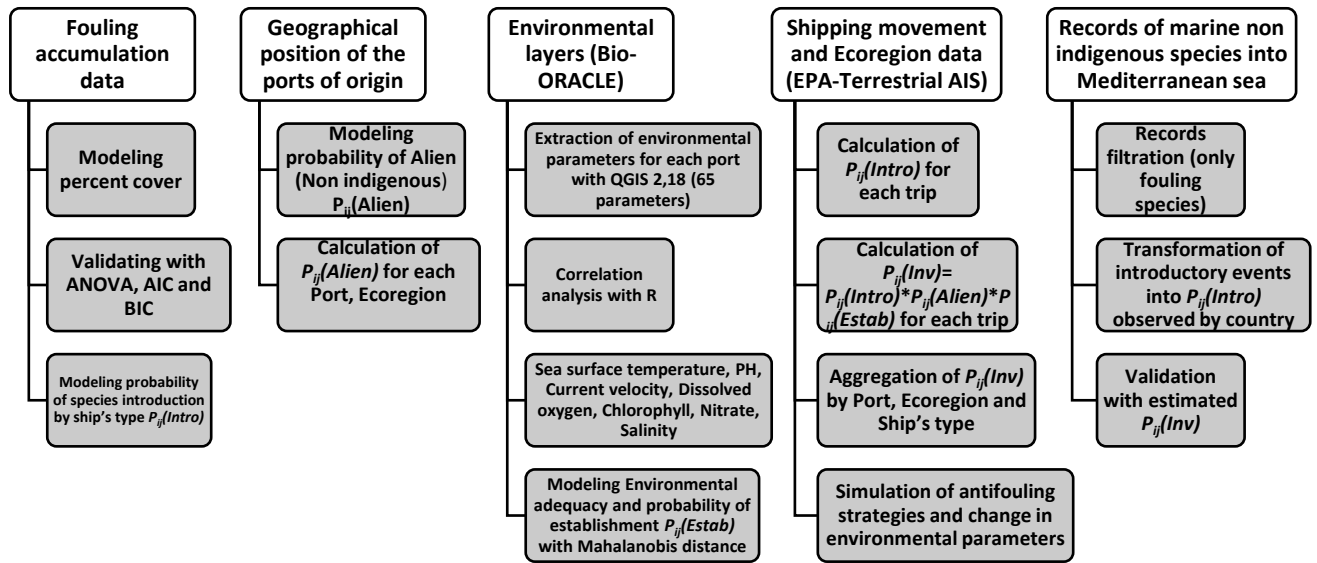


Figure II-1. Diagramme de construction du risque. Le diagramme montre les étapes de construction et les données utilisées pour estimer le risque d'invasion et d'introduction des ENIs (MS ppt 2016).

II.2.1 Développement de la base de données

La tâche la plus difficile dans ce travail est la collecte des données. Nous avons collecté diverses informations émanant de plusieurs sources. Ce qui nous a pris énormément de temps, eu-égard au nombre de ports donneurs traités (126) et à la difficulté de s'acquérir de certaines données liées à l'activité portuaire.

- Données du trafic maritime:** les données relatives aux mouvements des navires ont été obtenues auprès de l'Entreprise Portuaire d'Arzew (EPA) pour la période allant de 2013 à 2016. La base de donnée englobe tous les navires ayant fait escale à ce port et leur durée de séjour respectives. D'autres informations sur les navires, tel que : la jauge brute, le tonnage débarqué, le tonnage embarqué, la date d'entrée et la date de sortie du port sont également enregistré par l'EPA. Au total 5733 mouvements de navires ont été enregistré par l'EPA durant les années 2013-2014-2015-2016. Cependant, cette énorme base de données ne détient pas toutes les informations pertinentes pour appliquer notre modèle. De ce fait, nous avons complété la base de données de 2016 qui comporte 279 navires ayant fait escale au port d'Arzew avec 738 voyages. Cette base de données a été complétée via le réseau Vesseltracker : <https://cockpit.vesseltracker.com/#/cockpit/live/vessels>, par d'autres informations relatives aux navires, tel que les derniers ports d'escales durant l'année 2015-2016, la durée de séjour dans chaque port d'escale, la longueur entre

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

perpendiculaire, le tirant d'eau d'été, la vitesse maximale et typique de chaque navire, la largeur et la longueur du navire, la distance parcourue entre deux ports d'escale, l'heure et la date d'entrée et de sortie de chaque port ; transmis par l'AIS terrestre. Cette dernière information nous a permis d'estimer la vitesse moyenne de chaque voyage. Les données ont été téléchargées individuellement pour chaque navire (recherche par numéro IMO), sous format CSV, puis extraite au fichier de base contenant les 738 voyages ; soit plus de 10000 mouvements de navires transités par le port d'Arzew durant l'année 2015-2016.

- **Données environnementales :**

Les couches environnementales ont été consultées à partir de Bio-ORACLE (<https://www.bio-oracle.org/downloads-to-email.php>), comme indiqué dans (TYBERGHEIN *et al.*, 2012) et (ASSIS *et al.*, 2018). Le paquet de données : All.Present.Surface.BOV2_1.asc (70 N – 70 S Real Values) a été utilisé, qui comprenait 65 couches raster géoréférenciés au WSG 84 avec une résolution de 5 min d'arc. Ces couches contiennent 65 paramètres environnementaux de la surface de la mer pour l'ensemble du globe (de 0m-20m), comme la température, la salinité, l'oxygène dissous, la chlorophylle...etc.

L'extraction de ses données pour chacun des ports donneurs s'est effectué avec le logiciel QGIS 2.18 en utilisant l'extension "Point Sampling Tool". Le fichier CSV comprenant les coordonnées géographiques des 126 ports de provenance a été converti au degrés décimaux WGS 84 en utilisant le logiciel GRASS GIS 7.0.5 avant d'être incorporé dans QGIS avec les 65 couches environnementales. L'extension "Point Sampling Tool" (outil d'échantillonnage ponctuel) permet d'extraire les valeurs numériques de chacun des images rasters pour chaque combinaison longitude/latitude du fichier CSV contenant les emplacements des ports de provenance.

Pour la simulation du scénario de changement climatique, le package "All.2050AOGCM.RCP26.Benthic.Mean.Depth.BOV2_1.asc" contenant des prévisions à l'horizon 2050 a été utilisé.

- **Données biogéographiques :**

Les écorégions sont des régions géographiques de l'océan qui partagent des ensembles d'espèces en raison d'une histoire évolutive commune. Nous avons obtenu les données sur les écorégions de "Marine Ecoregion of the World (MEOW)" (SPALDING *et al.*, 2007) pour exprimer la probabilité d'invasion ($P_{ij}(Inv)$) par écorégions de provenance. La couche

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

World seas IHO-V3 de l'institut marine de Flanders a été utilisée comme shapefile (couche vectorielle) de base pour créer les cartes de risque.

- **Données sur les événements d'introduction d'espèces non indigènes et cryptogéniques:**

Comme mentionné par KATSANEVAKIS *et al.* (2020), cet ensemble de données relatives aux espèces non-indigènes et Cryptogéniques en méditerranée, présente des données géoréférencées sur les espèces exotiques pour l'évaluation de la dynamique spatio-temporelle des invasions biologiques. Cet ensemble de données offre 5376 enregistrements d'espèces non-indigènes en méditerranée de 1972 à 2020. La base de donnée est disponible sur :

http://www.reabic.net/journals/bir/2020/Supplements/BIR_2020_Katsanevakis_et_al_Table_S1.xlsx

Cette base de données contient comme informations : le nom scientifique de l'espèce, le statut de cette espèce (non-indigène ou cryptogénique), longitude et latitude de l'emplacement où elle a été signalée, le pays de son signalement, la date, l'année et l'auteur qui a relevé l'espèce ainsi que la nature de l'habitat où elle a été trouvée (assemblage de biofouling, rocher, lit d'herbes marines, substrat dur, substrat artificiel, port, bateau, pile ou jetée d'un port, bouée d'amarrage). Cette dernière information, nous a permis de filtrer la base de données pour n'inclure que les espèces pouvant être transportées par les coques des navires, soit 1986 événement d'introductions d'ENIs soupçonnées de s'être introduites par le biofouling des coques des navires.

II.2.2 Calcul de la surface mouillée des navires

La surface mouillée a été calculé en utilisant la formule de Holtrop-Mennen :

$$WSA_{max} = L_{WL}(2T + B) * \sqrt{C_w} * (0.530 + 0.632C_b - 0.360(C_w - 0.5)) - \frac{0.00135L_{WL}}{T} \quad (1)$$

Avec ;

WSA_{max} : Surface mouillée maximale.

T : tirant d'eau d'été (tirant d'eau maximal).

L_{WL} : longueur de navire à la flottaison, (mesurée le long de la ligne de flottaison de l'avant vers l'arrière) (m).

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

B : Largeur du navire, au maitre couple (m).

C_w : Coefficient de surface de plan d'eau

C_b ; Coefficient de block.

Les valeurs moyennes de C_w sont consignées dans le tableau 6, pour chaque type de navire (Holtrop J, 1977).

Tableau II-1. Valeurs moyennes du coefficient C_w (Holtrop J, 1979 in BOUDA *et al.* (2017))

Type de navire	C_w
Pétroliers-Chimiquiers	0.98
Vraquier	0.98
Cargo général	0.95
Porte conteneur	0.95
Navire de passagers	0.95

Cette surface connue pour être le substrat des espèces de fouling, a été calculée dans le but d'analyser son changement en fonction de la probabilité d'invasion, et pour faciliter la prise de décision (classification des navires à haut risque selon leur surface mouillée ou selon leur port en lourd).

II.2.3 Modélisation de la similarité environnementale entre les ports donneurs et le port d'Arzew *Pij (Estab)*

La similarité environnementale entre les ports donneurs et le port d'Arzew a été modélisée en tant que distance de Mahalanobis dans un espace écologique à 8 dimensions (8 variables environnementales qui conditionnent la distribution des espèces à caractère biofouling). La distance de Mahalanobis (MAHALANOBIS, 1936) est une technique statistique qui peut être utilisée pour mesurer la distance entre un point et le centre d'une distribution normale multivariée. Considérons une matrice de données **A** avec m lignes d'observations et n colonnes de variables mesurées.

$$A = \begin{bmatrix} x_{11} & \cdots & x_{1n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ x_{m1} & \cdots & x_{mn} \end{bmatrix}$$

La distance de Mahalanobis D^2 pour chaque vecteur d'observation $\mathbf{x}_m = [x_{m1}, x_{m2}, x_{m3}, \dots, x_{mn}]$ est calculée en fonction d'un vecteur $\bar{\mathbf{x}}$ de n - dimension, contenant

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

les moyennes pour chaque colonne de variables et une matrice de variance-covariance S de dimensions $n \times n$ qui contient les variances pour chaque colonne le long des principales valeurs de covariances diagonales et par paires de colonnes ailleurs (MANLY et ALBERTO, 2016).

$$D^2(x_m) = (x_m - \bar{x})^T S^{-1} (x_m - \bar{x}) \quad (2)$$

$$(D^2(x_m) = (\Delta Temperature, \Delta Salinity, \Delta Chlorophylle\ \alpha, \Delta Dis_{oxy}, \Delta Nitrate, \Delta Phosphate, \Delta Phyto, \Delta Prim_{prod}, \Delta Silicate, \Delta Curr_{velo})$$

En supposant que le port d'Arzew est le centre de cette distribution multivarié avec comme vecteur moyen $\bar{x}$ de n variables environnementales de ce port, la distance de chaque port ayant un vecteur de variables environnementale x_m par rapport au port d'Arzew, peut-être calculé avec la formule (1).

Dans notre cas, les n variables environnementales des 126 ports donneurs ont été extraites avec QGIS puis sauvegardé sur MS Excel sous forme d'une matrice A avec 28 variables environnementales en colonnes, et 126 observations en lignes, qui reflètent les 126 ports donneurs ($m=126$ et $n=28$). Ces variables sont représentées par les valeurs minimales, maximales et moyennes des paramètres abiotiques suivants : vitesse des courants, salinité de l'eau de mer, température, production primaire, concentration en phytoplancton, chlorophylle, oxygène moléculaire dissout, nitrate, phosphate, en plus du PH moyen.

En supposant l'existence d'une niche fondamental défini par un vecteur de conditions climatiques optimales pour les espèces du fouling (port d'Arzew), la distance séparant chaque point dans l'espace environnemental (port donneur) à la niche fondamentale reflètera le degré d'appartenance de chaque emplacement (port) à cette niche et par conséquent le degré de l'adéquation environnementale de cet emplacement par rapport au port d'Arzew. Une première hypothèse stipule que, plus la distance d'un port donneur est proche du port d'Arzew, plus les espèces en provenance de ce port sont susceptible d'appartenir à la niche fondamentale et plus ils ont la capacité de s'établir dans ce port récepteur. Une deuxième hypothèse sous-jacente est que les espèces modélisées sont réparties de manière optimale le long des axes de niche et que tout écart par rapport aux conditions moyennes (optimales) est associé à une moindre aptitude. Une telle hypothèse est conforme à la théorie de la niche, qui suggère l'existence de conditions environnementales optimales pour une espèce en plus des maxima et minima, en dehors desquels l'espèce ne peut pas exister (HUTCHINSON et MACARTHUR, 1959; WHITTAKER et

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

LIKENS, 1975). Ainsi le D^2 peut être utilisé comme une mesure de l'adéquation de la niche à partir d'un emplacement optimal dans l'espace environnemental. Après avoir défini une niche de cette manière, en mesurant le D^2 pour chaque emplacement d'un port donneur, une carte de l'adéquation de la niche peut alors être produite. Les principaux avantages de l'utilisation de D^2 par rapport aux autres méthodes sont que la méthode D^2 n'a besoin que d'informations de présence, et ne nécessite donc ni absences ni définition de base, et que l'indépendance des variables explicatives n'est pas requise (CLARK *et al.*, 1993; FARBER et KADMON, 2003). De plus l'adaptation de cette méthode pour notre étude pourrait expliquer le changement graduel des conditions abiotiques appliquées aux espèces transportés par les coques des navires tout le long des routes de navigations ; ce changement non brusque des paramètres environnementaux est partiellement pris en considération par l'inverse de la matrice de variance-covariance S^{-1} . Lorsque les variables de A suivent une loi normale, la distance de Mahalanobis D^2 peut-être approximer par une distribution chi-carré à n degré de liberté, et une association entre le D^2 et la fonction de distribution cumulative du chi-carré $F_{\chi_n^2}(x)$ peut être clairement vu (ETHERINGTON *et al.*, 2009).

CLARK *et al.* (1993) ont également mis en évidence que D^2 suivra une distribution chi-carré en introduisant cette dernière dans le domaine de la modélisation écologique, ce qui permet de convertir les distances en probabilités. Néanmoins, comme les modèles de niche écologique visent à décrire la probabilité d'appartenance à la niche, plutôt que d'utiliser la fonction de distribution cumulative du chi-carré $F_{\chi_n^2}(x) = P(\chi_n^2 \leq x)$ qui a 0 à l'optimum, ETHERINGTON (2019) a proposé une correction de cette technique en utilisant la fonction de distribution cumulative du chi carré inverse $F_{\chi_n^2}^{-1}(x) = P(\chi_n^2 > x) = 1 - P(\chi_n^2 \leq x)$ qui a 1 à l'optimum. L'utilisation de cette technique corrigée signifie que les probabilité $P(\chi_n^2 > D^2)$ indiquent les emplacements avec un D^2 inférieur à celui auquel on pourrait s'attendre par hasard et qui sont donc plus susceptibles d'appartenir à la niche du port d'Arzew. Cette probabilité d'appartenance à la niche s'explique dans notre cas par la probabilité d'établissement $P_{ij}(Estab)$ associée à chaque port.

$$P_{ij}(Estab) = F_{\chi_n^2}^{-1}(D^2) = P(\chi_n^2 > D^2) = 1 - P(\chi_n^2 \leq (x_m - \bar{x})^T S^{-1} (x_m - \bar{x})) \quad (3)$$

$$P_{ij}(Estab) = \int_{D^2}^{\infty} \frac{1}{2^{\frac{n}{2}} \Gamma(\frac{n}{2})} e^{-x/2} x^{\frac{(n)}{2}-1} dx \quad (4)$$

Avec ;

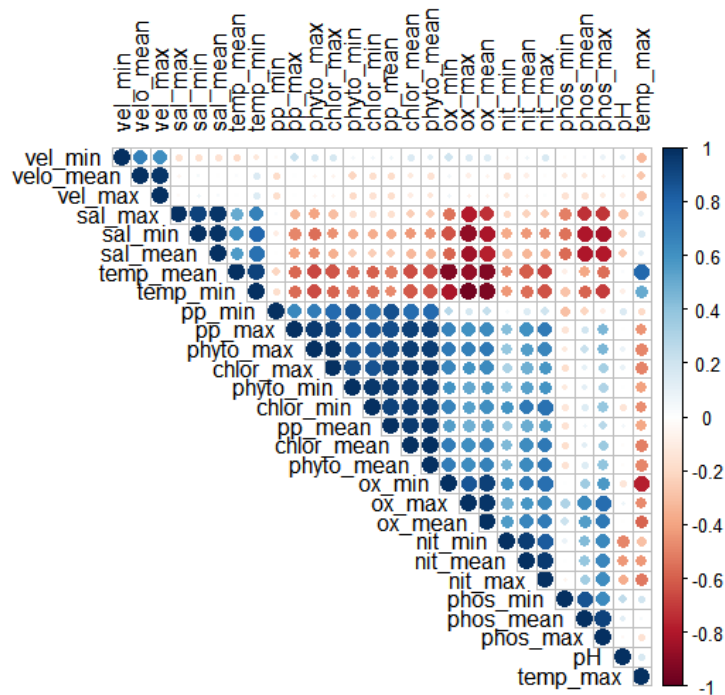
Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

D^2 : Distance de Mahalanobis, χ_n^2 : variable aléatoire du chi carré avec n degrés de liberté, Γ : la fonction gamma, $F_{\chi_n^2}^{-1}$: fonction de distribution cumulative de l'inverse du chi-deux. $\mathbf{x}_m$: vecteur de variables environnementales des ports donneurs, $\bar{\mathbf{x}}$: vecteur de variables environnementales du port d'Arzew. $\mathbf{S}^{-1}$: matrice de variance-covariance de variables environnementales des 126 ports.

Plus la distance d'un port donneur est proche du port d'Arzew, plus les espèces en provenance de ce port sont susceptible d'appartenir à la niche fondamentale et plus ils ont la capacité de s'établir dans ce port récepteur. Cependant, ce modèle n'est pas adapté aux espèces ayant une grande valence écologique et supportant de grandes variations de facteurs abiotiques.

II.2.4 Traitement des couches environnementales

Les données environnementales offertes par Bio-ORACLE sont issues de données de télédétection et de données océanographiques mesurées *in situ*. Les données de télédétection ont été prises à partir de divers capteurs satellites d'observation des océans (Aqua-MODIS et Sea WiFS) à une résolution spatiale de 5 min d'arc (9.2 km). Ces images corrigées géométriquement sont des matrices bidimensionnelles avec une projection cylindrique équidistante du globe. En plus des données de télédétection, des couches de données interpolées spatialement ont été développées à partir de mesures océanographiques *in situ* recueillies dans le World Ocean Database (BOYER *et al.*, 2009).



Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

Figure II-2. Corrélogramme des variables environnementales. Les corrélations positives sont affichées en bleu et les corrélations négatives en rouge. L'intensité de la couleur et la taille des cercles sont proportionnelles aux coefficients de corrélation. A droite du corrélogramme, la légende des couleurs montre les coefficients de corrélation et les couleurs correspondantes (R.4.1.1).

Au total 28 couches raster ont été retenues pour le calcul de la similarité environnementale entre les ports donneurs et le port d'Arzew (Fig.II-2). Les paramètres environnementaux ont été documentés à partir des études antérieures traitant l'influence des facteurs abiotiques sur la répartition des espèces de macro-invertébrés marins et du Fouling (LIN *et al.*, 2017; KOCAK *et al.*, 2019; MHADDOLKAR SONALI *et al.*, 2019; MARTIN *et al.*, 2020). Une matrice de corrélation a été réalisée à partir de ces données en utilisant 126 ports donneurs comme variables. Les couches qui présentent une corrélation supérieure à 0.75 ou inférieures à -0.75 ont été écartées du calcul de l'adéquation environnementale (Fig.II-2,II-3,II-4). Ces couches sont considérées comme entraînant une colinéarité et apportent la même information à la distance de Mahalanobis et une seule des couches a été considérée.

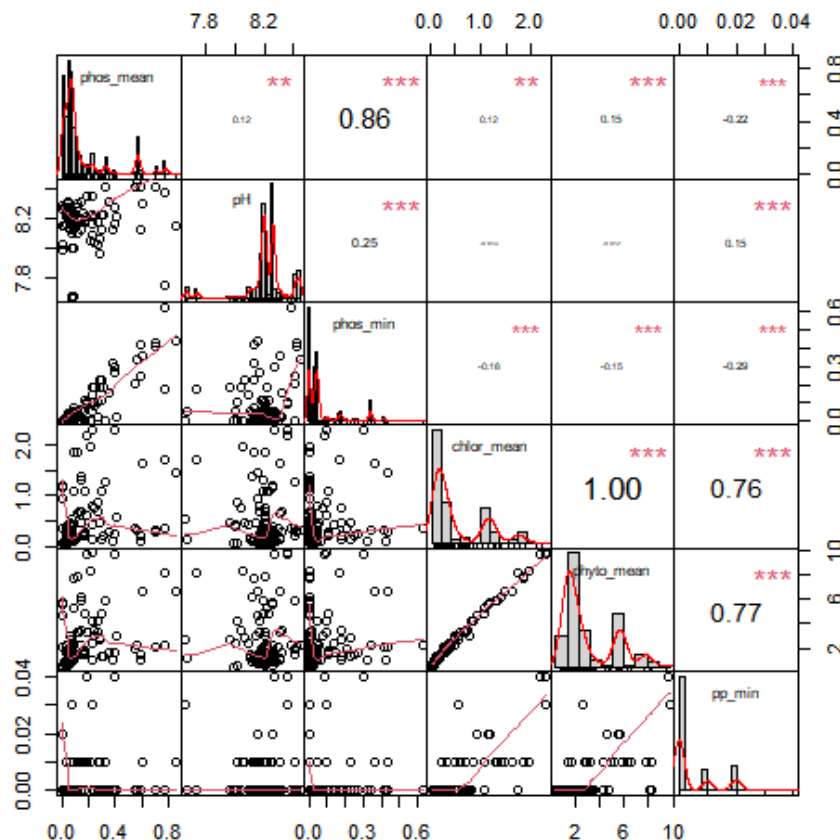


Figure II-3. Graphique en nuage de points de la matrice des corrélations des variables environnementales. La distribution de quelques variables corrélées est montrée sur la diagonale. En bas de la diagonale : Les nuages de points sont montrés avec la courbe de tendance. En haut de la diagonale : Les coefficients de corrélation et les niveaux de significativité (étoiles) sont montrés. P-values (0, 0.001, 0.01, 0.05, 0.1, 1) <=> symboles ("****", "***", "**", "*", " ") (R 4.1.1).

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

Parmi les couches disponibles restantes, 08 couches ont été sélectionnées et utilisées pour le calcul de la similarité environnementale et la probabilité d'établissement. À savoir : la température moyenne, le PH, la vitesse moyenne des courants, l'oxygène dissous moyen, la salinité moyenne, la température minimale, la chlorophylle moyenne et le nitrate moyen.

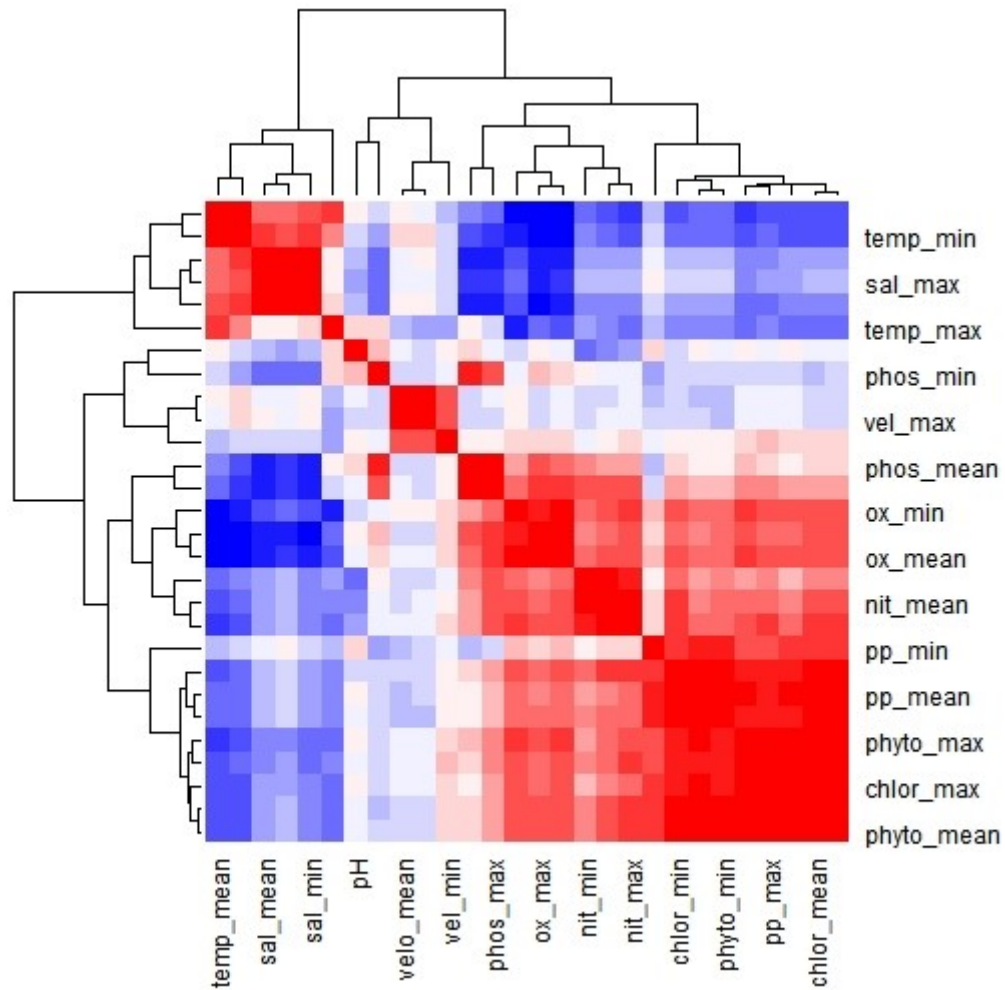


Figure II-4. Carte de fréquentation de la matrice des corrélations des variables environnementales. temp : température/sal : salinité/, phos :phosphate/vel :vitesse de courants/ox :oxygène moléculaire dissout/nit :nitrate/pp :production primaire/phyto :phytoplancton/chlor :chlorophylle/mean :moyenne/min :minimum/max :maximum (R 4.1.1).

II.2.5 Modélisation de la probabilité de l'Alien $P_{ij}(\text{Alien})$

La probabilité de l'Alien a été modélisée en accordance avec SEEBENS *et al.* (2013) :

$$P_{ij}(\text{Alien}) = \left(1 + \frac{\gamma}{d_{ij}}\right)^{-\beta} \quad (5)$$

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

L'auteur décrit cette probabilité comme étant la probabilité qu'une espèce indigène dans le port donneur i soit non indigène dans le port destinataire j . Cette probabilité est estimée par dissimilarité biogéographique (TUOMISTO *et al.*, 2003; THIELTGES *et al.*, 2009) qu'elle est supposée augmenter sigmoïdalement avec la distance géographique d_{ij} entre les sites (TUOMISTO *et al.*, 2003). Ici, $\beta > 0$ est un paramètre de forme et Y c'est une échelle géographique caractéristique sur laquelle la composition des espèces ne change pas (SPALDING *et al.*, 2007). La probabilité $P_{ij}(\text{Alien})$ est un élément crucial de ce modèle et tient compte du fait que la probabilité de nouvelles introductions augmente avec la dissimilitude spécifique entre les communautés donatrices et réceptrices. Ce terme garantit notamment que le risque d'invasion entre deux ports proches est négligeable, ce qui renforce l'hypothèse selon laquelle les environs d'un port ne devraient contenir presque que des espèces qui sont déjà présentes dans ce port (SEEBENS *et al.*, 2013). A noter, que $P_{ij}(\text{Alien})$ identifie la possibilité qu'une espèce soit non indigène, mais ne différencie pas si cette espèce a ou non un impact négatif potentiel sur l'écosystème recevant. Ce modèle ne prend pas en compte le phénomène de propagation secondaire où les distances les plus proches favorisent l'introduction d'une espèce non-indigène entre les ports adjacents.

Avec $Y = 1000$ km. La similarité en composition des espèces entre deux communautés diminue souvent quand la distance entre elles augmente. Tandis que ce phénomène de similarité qui diminue avec la distance est un modèle commun en biogéographie, le taux réel à laquelle la similarité diminue avec la distance est récemment adopté (THIELTGES *et al.*, 2009). Le choix de la valeur de Y est basé sur des études bibliographiques qui considèrent qu'à partir de 1000 Km la composition biogéographique des espèces change (SEEBENS *et al.*, 2013). La plus grande distance géographique des ports de provenance des navires ayant fait escale à Arzew est de 1.83×10^4 km (port de Naoetsu au Japon), la plus petite étant 34.67 km (port de Mostaganem). Nous avons assigné une probabilité de l'Alien ~ 0 pour la distance la plus courte (34.67km), qui se trouve dans la même écorégion côtière du port d'Arzew (mer d'Alboran) afin de tirer le paramètre de forme β et l'ajuster à nos données.

$$\beta = -\frac{\ln(P_{ij}(\text{Alien}))}{\ln\left(1 + \frac{Y}{d_{ij}}\right)}, \beta = 3.39. \quad (6)$$

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

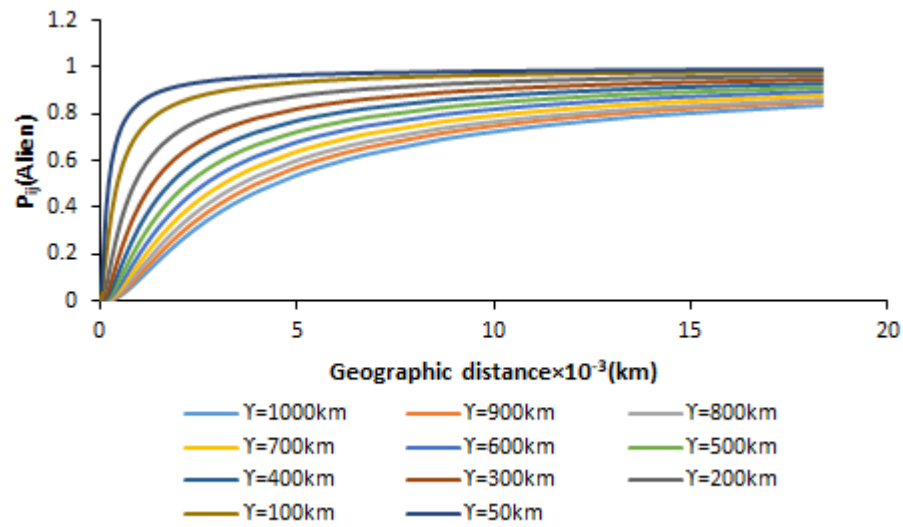


Figure II-5. Changement de la probabilité d'Alien pour $\beta=3,29$ et pour différentes valeurs de Y , appliquée à nos données (MS Excel 2016).

Nous avons fait des simulations sur MS Excel, pour étudier le modèle donné par l'équation 5, pour différentes valeurs de Y et pour une valeur de $\beta = 3.39$. On a constaté que Y varie d'un port à un autre, mais pour un port donné i , Y est constant. La probabilité d'Alien diminue chaque fois Y augmente, et la pente des courbes croissantes dépend de la distance Y choisie (Fig.II-5), où : d_{ij} (km) est la distance géographique entre le port i et le port d'Arzew, Y en (km). La figure II-5 mis en évidence que le caractère de sigmoïdale est respectée même pour $\beta = 3.39$. La nécessité de calibrer ce paramètre de forme β vient du fait que, dans (SEEBENS *et al.*, 2013) ce paramètre a été ajusté en se basant sur un ensemble de données globales d'évènements d'introduction d'ENIs, en plus de données de trafic maritime différentes de nos données, tout en s'appuyant sur un estimateur statistique qu'est le RMSE (Racine Carrée de l'Erreur Quadratique Moyenne) pour le choix des différents paramètres du modèle. L'une des erreurs commise dans (SEEBENS *et al.*, 2013) est que ce paramètre a été ajusté en comparant les prédictions du modèle $P_{ij}(\text{Inv})$ aux évènements d'invasion enregistré dans le monde, or le $P_{ij}(\text{Inv})$ utilisé par cet auteur est en réalité une probabilité d'introduction des espèces. Effectivement, la combinaison des probabilités d'introduction (d'arrivée) ($P_{ij}(\text{Intro})$), de l'Alien ($P_{ij}(\text{Alien})$) et d'établissement ($P_{ij}(\text{Estab})$) ne peut pas estimer le risque d'invasion mais le risque que l'espèce persiste dans l'environnement récepteur, en d'autres termes on estime le risque d'une introduction réussite sans pour autant impliquer les mécanismes biologiques et écologiques déterminants du processus d'invasion, comme la résistance biotique des espèces, la niche écologique de l'espèce, la physiologie même

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

de l'espèce. Nous nous apercevons alors, qu'il y a un amalgame de terminologie dans (SEEBENS *et al.*, 2013) qui pourrait conduire à des erreurs systématiques.

II.2.6 Modélisation de la probabilité d'introduction ou d'arrivée *Pij(Intro)*

Dans cette section nous expliquons le modèle de l'accumulation du biofouling dans la coque du navire, développé à partir des études mondiales ayant suivi l'accumulation du fouling en fonction du temps. Nous exposons les données utilisées pour cette modélisation, la méthodologie suivie et la validation des résultats obtenus pour le choix du modèle adéquat pour estimer le pourcentage de couverture du fouling.

II.2.6.1 Modèle de bioaccumulation du Fouling

L'ampleur de la salissure biologique sur un navire peut être caractérisée de plusieurs façons, notamment: le nombre d'espèces qui ont colonisé une surface (richesse spécifique), la biomasse formée par l'adhésion de ces espèces, l'abondance et la densité de ces espèces foulantes ou la mesure dans laquelle ces espèces couvrent la surface disponible (pourcentage de couverture). Dans cette étude nous développons un modèle pour estimer le pourcentage de couverture et non pas la richesse spécifique, car la richesse en espèce comme seule mesure nous en dit très peu sur l'encrassement biologique, par exemple 10 espèces de macroalgues contre 10 espèces de microalgues représentent une richesse de 10, mais sont très différentes en ce qui concerne leur impact sur le transport maritime et la biodiversité marine. De même 5 espèces de gastéropodes et 5 espèces de polychètes représentent la même richesse spécifique mais impactent le navire de manière très différente. Par contre, le taux de couverture, englobe à la fois la richesse spécifique, le nombre d'individus (pression de propagule) et la mesure dans laquelle les espèces occupent une surface donnée. La biomasse serait une mesure idéale pour le biofouling des navires, parce qu'elle représente le surplus de poids qui entrave l'avancée du navire en augmentant les forces de cisaillement de l'eau, et ainsi provoquer une surconsommation de carburant (SCHULTZ, 2007). Cependant la difficulté d'obtenir cette information et la difficulté de sa conversion à partir d'une surface nous ne permet pas de l'utiliser.

Plusieurs études écologiques ont montré que la richesse spécifique et le pourcentage de couverture des salissures biologiques varie avec le temps. De manière générale, cette variation commence par une augmentation rapide de la richesse et du taux de couverture au fur et à mesure que les organismes occupent l'espace nu, suivie d'une phase stationnaire, voire d'un déclin de la richesse à mesure que les espèces interagissent entre elles (prédation, compétition). Des études mondiales

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

sur la richesse en bio-encrassement ont montré que les tropiques présentent une plus grande richesse à l'échelle régionale (CANNING-CLODE *et al.*, 2011), bien qu'un taux de prédation plus élevé dans les tropiques diminue davantage la richesse locale que dans les régions subtropicales ou tempérées (FREESTONE et OSMAN, 2011). Globalement, le taux de colonisation des espaces nus augmente avec la température de l'eau (SCHOENER *et al.*, 1978) et fluctue de façon saisonnière dans les climats tempérés mais il est plus stable dans les climats tropicaux (SAEBI *et al.*, 2020). Ceci nous renseigne sur la nécessité de développer deux modèles de bioaccumulation en fonction des deux régions, tempérée et tropicale.

Afin de prédire l'accumulation du bio-encrassement sur les navires, les données nécessaires sont : la durée du séjour des navires dans les ports, le type de navire, l'emplacement des ports. Nous avons utilisé les données sur la variation du pourcentage de couverture en bio-encrassement provenant des études de (CANNING-CLODE *et al.*, 2010); SIEVERS *et al.* (2014); (DAVIDSON *et al.*, 2020; FERRARIO *et al.*, 2020; OLIVEIRA et GRANHAG, 2020) qui ont suivi l'accumulation du fouling des sites côtiers tempérés, tropicaux et subtropicaux au fil du temps dans différents endroits du monde : 8 régions biogéographiques mondiales (Australie, Brésil, Japon, Chili, Angleterre, Suède, Portugal, Italie) pour l'étude de CANNING-CLODE *et al.* (2010); trois fermes mytilicoles de la baie de Port Phillip en Australie (Kirk Point – Werribee Aquaculture Fisheries Reserve, Clifton Springs Aquaculture Fisheries Reserve, Pinnacle Channel Aquaculture Fisheries Reserve) pour l'étude de SIEVERS *et al.* (2014), deux écorégions côtières de la côte d'Amérique (Chesapeake Bay et San Francisco Bay) pour l'étude de DAVIDSON *et al.* (2020), la marina de Saltholmen dans la mer de Kattegat pour l'étude de OLIVEIRA et GRANHAG (2020), la marina de Quinta do Lorde dans l'archipel de Madeira en océan Atlantique pour l'étude de FERRARIO *et al.* (2020). Plusieurs reliquats de plaques PVC ont été déployées et collectées durant des périodes de temps différentes. Au total 280 plaques ont été déployées dans les trois sites de l'étude de SIEVERS *et al.* (2014), durant la période allant de 2011 à 2013 ; 144 plaques déployés durant la période 2017-2018 pour l'étude de DAVIDSON *et al.* (2020) ; 544 plaques durant la période 2003-2005 pour l'étude de CANNING-CLODE *et al.* (2010) ; 24 plaques PVC déployées en Juin 2017 pour l'étude de FERRARIO *et al.* (2020) ; plusieurs plaques composées du même acier de la coque des navires étaient déployées dans l'étude d'OLIVEIRA et GRANHAG (2020).

Nous avons constaté que le pourcentage de couverture dans la région tempérée a atteint son maximum de 100% dans 2 mois d'immersion (baie de San Francisco et Chesapeake), puis il a

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

continué d'augmenter pour atteindre un taux de 140% pour la même durée d'immersion au Chili. La dynamique d'accumulation du fouling dans cette région est très variable, ce qui suggère une forte pression de prédation et une dynamique saisonnière très influée par les paramètres abiotiques. Après 60 jours d'immersion, l'accumulation diminue fortement jusqu'à atteindre 11% et 3% en 2 mois. Il est important de souligner la grande variabilité du taux de couverture pour les mêmes durées d'immersion dans cette région, une dynamique qu'on pourra qualifier de purement aléatoire de point de vue statistique. A partir de 67 jours, la dynamique d'adhésion du fouling continue de fluctuer avec les saisons, et en augmentant progressivement jusqu'à atteindre 175% de taux de couverture dans 240 jours d'immersion (Fig.II-6). En ce qui concerne la région tropicale, elle présente une dynamique plus stable avec un taux de couverture de 100% en 61 jours, suivi par une forte diminution et une montée progressive avec des fluctuations durant les mois suivants jusqu'à atteindre un maximum de 190% en 120 jours d'immersion (Fig.II-6).

Le pourcentage de couverture de l'encrassement local a dépassé 100 % dans certaines régions tropicales et tempérées (Fig. II-6). Ceci suggère l'existence d'un grand potentiel de concurrence pour l'espace. La couverture des espèces locales de salissures n'a pas atteint 100 % dans les autres régions. Le fait que la richesse des espèces n'a pas diminué même après avoir atteint un taux d'occupation de 100 % dans certaines régions indique que l'exclusion compétitive ne s'est pas encore manifestée en éliminant plus d'espèces qu'en recrutant de nouvelles.

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

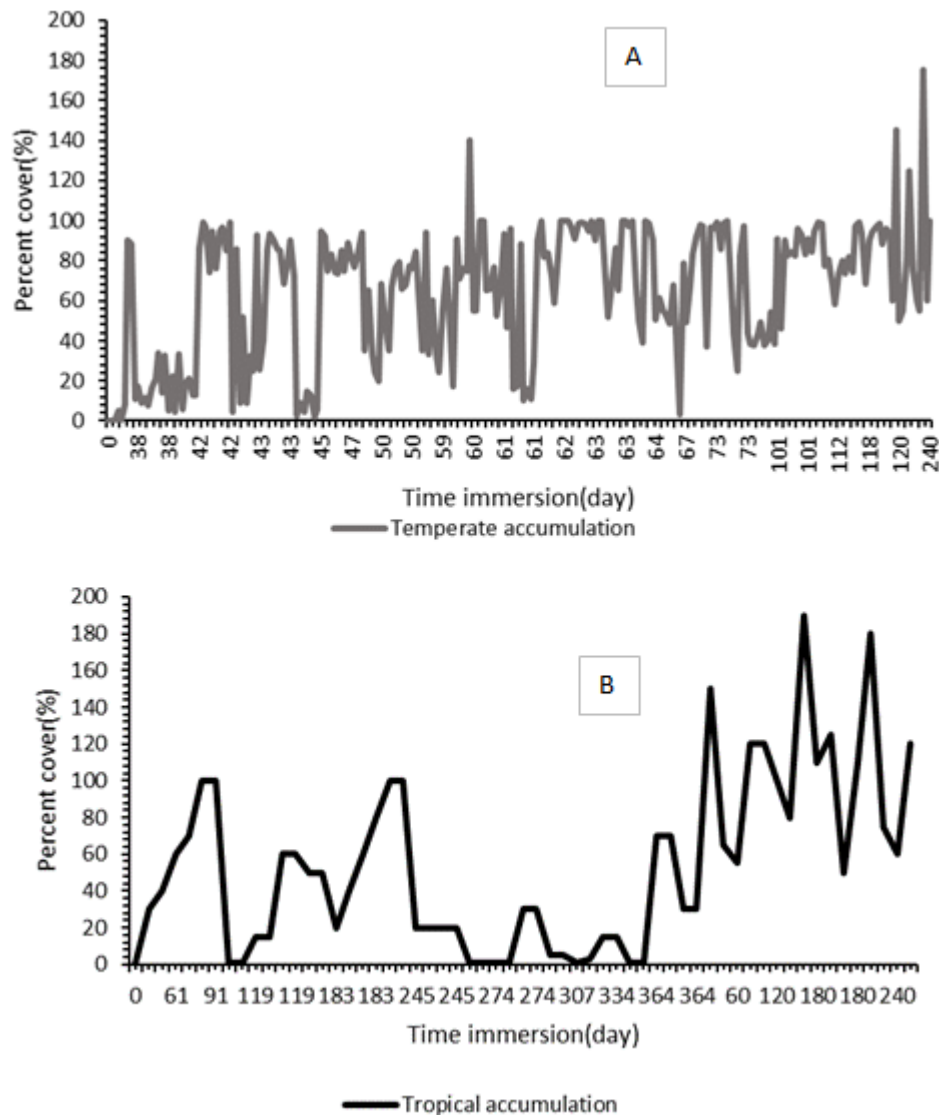


Figure II-6. Variation de l'accumulation de l'encrassement biologique. Représentée par le pourcentage de couverture en fonction de la durée d'immersion. A : région tempérée. B : région tropicale (MS Excel 2016).

Nous avons calculé la moyenne du pourcentage de couverture par site, ensuite nous avons appliqué des modèles de régression polynomiale de 1^{er} -5^{ème} ordre aux données du pourcentage de couverture en fonction du temps de séjour des plaques dans l'eau (Fig.II.7, II.8). L'AIC a permis de classer le modèle polynomial du 3^{ème} ordre comme étant le meilleur pour estimer le pourcentage de couverture en fonction de la durée d'immersion, tout en tenant compte des modèles polynomiaux du 1^{er} ordre, 2^{ème}, 3^{ème}, 4^{ème} ordre pour les données tempérées et tropicales. Le test ANOVA (F-test of Overall Significance in Regression Analysis) pour les modèles d'ordre 3, 4 a permis de confirmer que l'ajout des coefficients d'ordre supérieur n'a pas d'effet significatif sur la variable dépendante : pourcentage de couverture (Tab.II-2). En plus du temps, nous avons également pris en compte l'utilisation des peintures antisalissure ou d'autres systèmes antisalissure

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

en fonction du type de navire pour l'estimation de l'accumulation de la biosalissure. Les peintures antisalissure réduisent la colonisation et l'adhérence des organismes de salissures biologiques à la surface des navires. L'efficacité de la peinture peut varier selon le type de peinture, la profondeur d'application et le temps écoulé depuis la dernière application. Dans cette étude nous avons pris en compte la peinture antisalissure de manière explicite, en utilisant deux types de peintures antifouling avec différentes fréquences de nettoyage de la coque (mensuelle et bimensuelle). Parmi les autres systèmes antisalissure, on peut citer les systèmes électrolytiques, les systèmes de dosage chimique, les systèmes à ultrasons et l'électrochloration, et leur utilisation est beaucoup plus variable selon le type de navire. D'autres systèmes de gestion de l'encrassement biologique ont été proposés par l'OMI, notamment l'utilisation de plans de gestion de l'encrassement biologique et d'un registre de l'encrassement biologique.

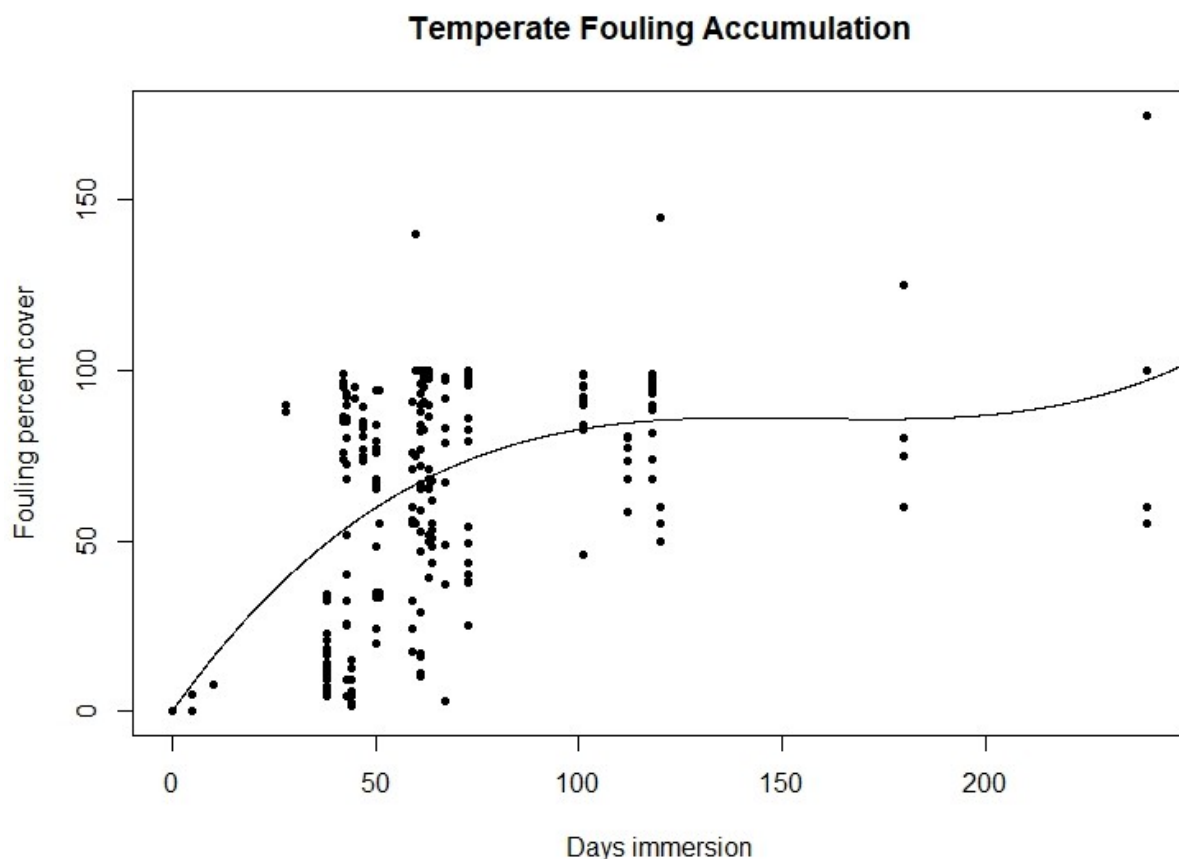


Figure II-7. Richesse en biofouling au fil du temps, exprimée en pourcentage de couverture observée dans chaque étude par jours d'immersion. Les cercles noirs représentent les points de données des zones tempérées. La ligne représente la régression polynômiale cubique la mieux ajustée pour les données des zones tempérées (R.4.1.1).

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

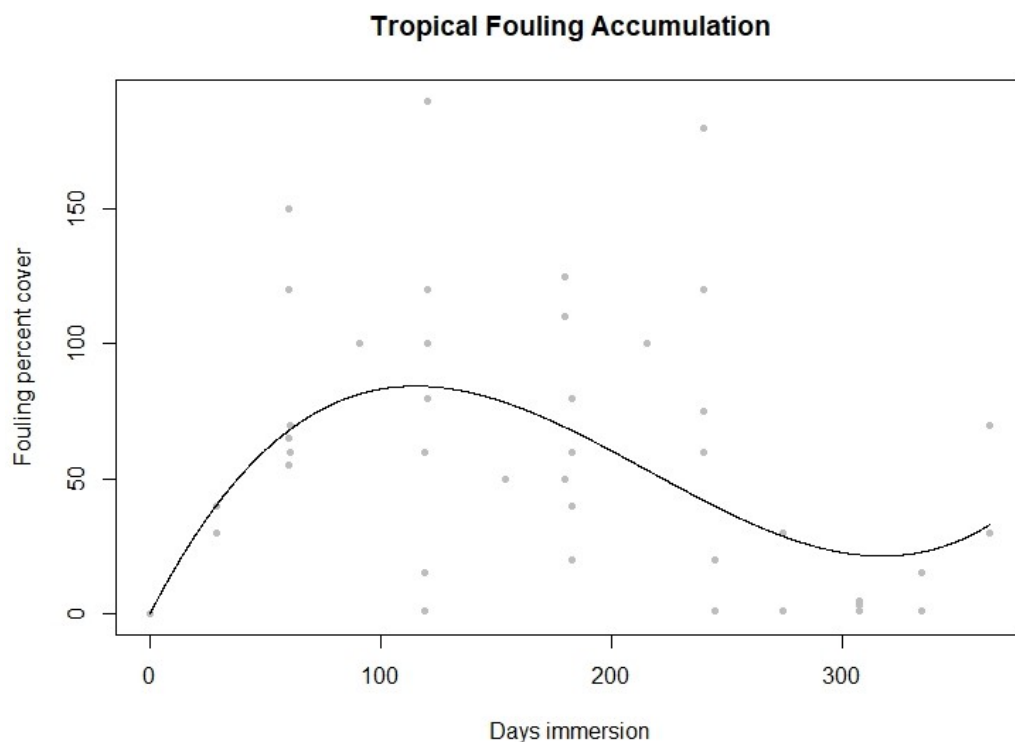


Figure II-8. Richesse en biofouling au fil du temps, exprimée en pourcentage de couverture observée dans chaque étude par jours d'immersion. Les cercles gris représentent les points de données tropicales. La ligne représente la régression polynômiale cubique la mieux ajustée pour les données tropicales ($R^2 = 0.411$).

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

Tableau II-2. Synthèse des modèles polynomiaux générés pour les régions tempérées et tropicales (R.4.1.1)

Régions tempérées							
Model	Coefficient	tvalue	Pr(> t)	Residual standard error	R-squared	AIC	ANOVA
Y=ax	a=0.827	27.35	<2×10 ^{-16***}	36.13	0.7548	2445.924	***
Y=ax+bx ²	a=1.315	26.07	<2×10 ^{-16***}	29.48	0.8374	2347.635	***
	b=-4.18×10 ⁻³	-11.09	<2×10 ^{-16***}				
Y=ax+bx ² +cx ³	a=1.674	14.29	<2×10 ^{-16***}	28.86	0.8448	2338.31	***
	b=-1.075×10 ⁻²	-5.44	1.31×10 ^{-7***}				
	c=2.27×10 ⁻⁵	3.384	8.35×10 ^{-4***}				
Y=ax+bx ² +cx ³ +dx ⁴	a=1.58	5.63	5.06×10 ^{-8***}	28.91	0.8449	2340.171	Not significant
	b=-7.93×10 ⁻⁰³	-1.01	0.314				
	c=-8.76×10 ⁻⁰⁷	-0.014	0.989				
	d=5.68×10 ⁻⁰⁸	0.370	0.712				
Régions tropicales							
Y=ax	a=0.1851	6.21	2.15×10 ^{-8***}	50.14	0.3226	877.7236	***
Y=ax+bx ²	a=0.8029	8.727	3.02×10 ^{-13***}	39.84	0.5776	840.9926	***
	b=-2.25×10 ⁻³	-6.950	8.86×10 ^{-10***}				
Y=ax+bx ² +cx ³	a=1.668	7.842	1.77×10 ^{-11***}	35.9	0.6612	824.8953	***
	b=-9.88×10 ⁻³	-5.637	2.58×10 ^{-7***}				
	c=1.524×10 ⁻⁵	4.417	3.15×10 ^{-5***}				
Y=ax+bx ² +cx ³ +dx ⁴	a=1.36	2.908	4,73×10 ^{-3**}	36.01	0.6636	826.3268	Not significant
	b=-5.057×10 ⁻³	-0.746	0.45793				
	c=-7.088×10 ⁻⁶	-0.232	0.81684				
	d=3.159×10 ⁻⁸	0.737	0.46354				

Significativité: '***' 0.001; '**' 0.01; '*' 0.05; '.' 0.1 ; '' 1

Les coefficients d'ordre 1,2 et 3 sont clairement statistiquement significatif (P_value <0.001) alors que la variabilité totale expliquée par les modèles est de : 75.48 %, 83.74% et 84.48% respectivement pour les données tempérées et 32.26%, 57.76%, 66.12% pour les données tropicales. Le test Anova pour les régressions montre que l'ajout de coefficients d'ordre supérieur (≥ 4) n'a pas d'effet significatif sur la variable de réponse y (Tab.II-2). L'écart-type de l'erreur résiduelle est plus bas pour un modèle polynomial cubique (28.86 et 35.9 respectivement pour les données tempérées et tropicales). Ses améliorations sont bonnes pour justifier l'utilisation d'un polynôme cubique. De même ; le critère d'information Akaike consolide le choix d'un polynôme cubique (2338.31 et 824.8953) (Tab.II-2).

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

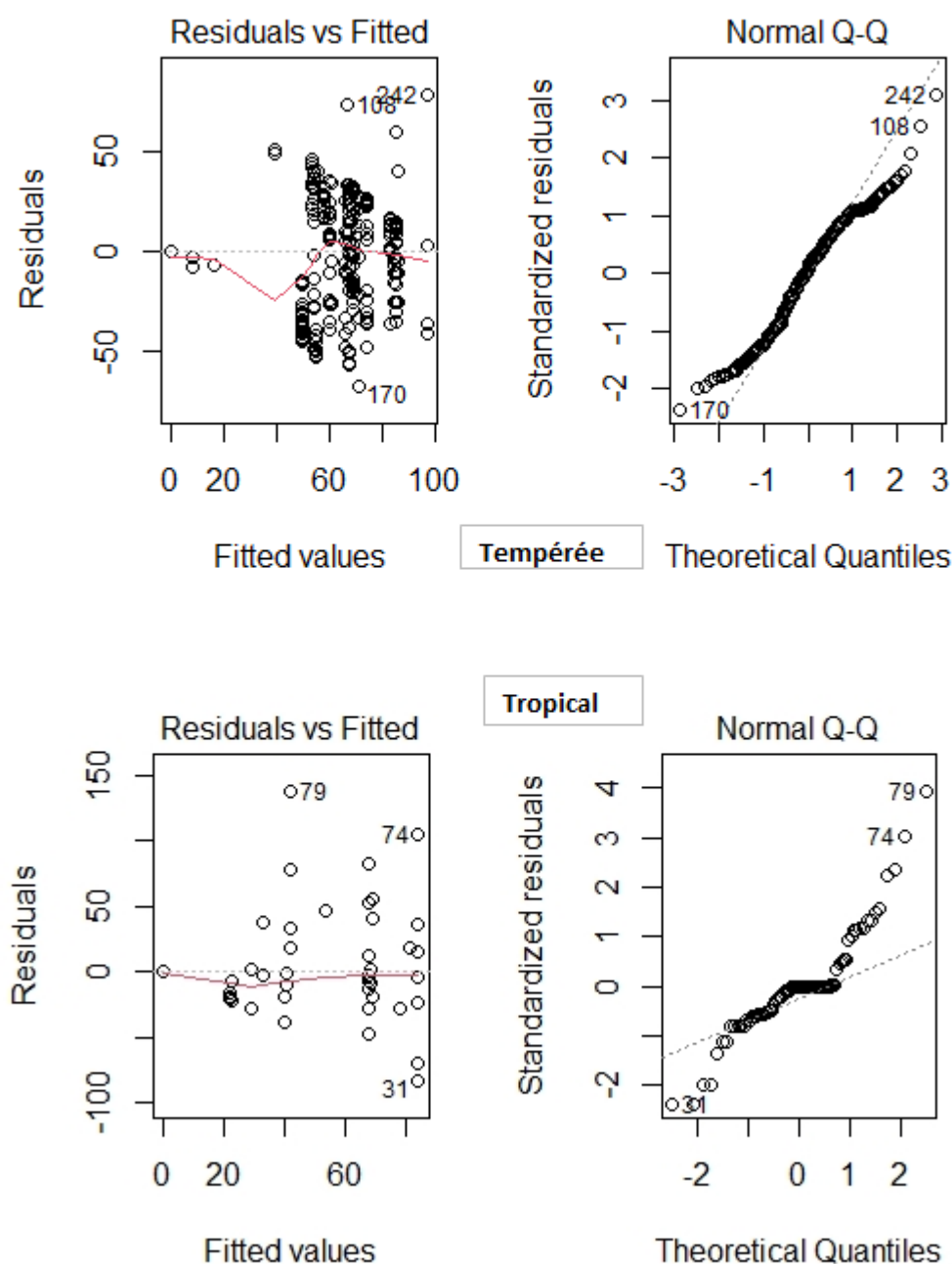


Figure II-9. Graphique des résidus et graphique QQ des modèles tropical et tempéré (R.4.1.1)

Le graphique des résidus construit pour le modèle tropical montre une légère tendance (à la baisse et à la hausse) qui suggère que les résidus ne sont pas totalement distribués de manière identique autour de 0. Contrairement au modèle tropical, le graphique des résidus construit pour le modèle tempéré montre que les résidus sont distribués de manière identique autour de 0. D'une autre part, le graphique QQ montre que les valeurs résiduelles extrêmes ne sont pas les valeurs extrêmes d'une

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

distribution normale pour les deux modèles générés (Fig.II-9). Ceci implique que les modèles de régression polynômiales ajustés aux données tropicales et tempéré sont sensibles face aux valeurs extrêmes avec une fort intervalle de prédiction pour le modèle tempéré (Fig.II-9). Cependant dans le cas réel ces deux modèles sont puissant puisque les durées typiques de stationnement des navires dans les ports dépassent rarement les 60 jours.

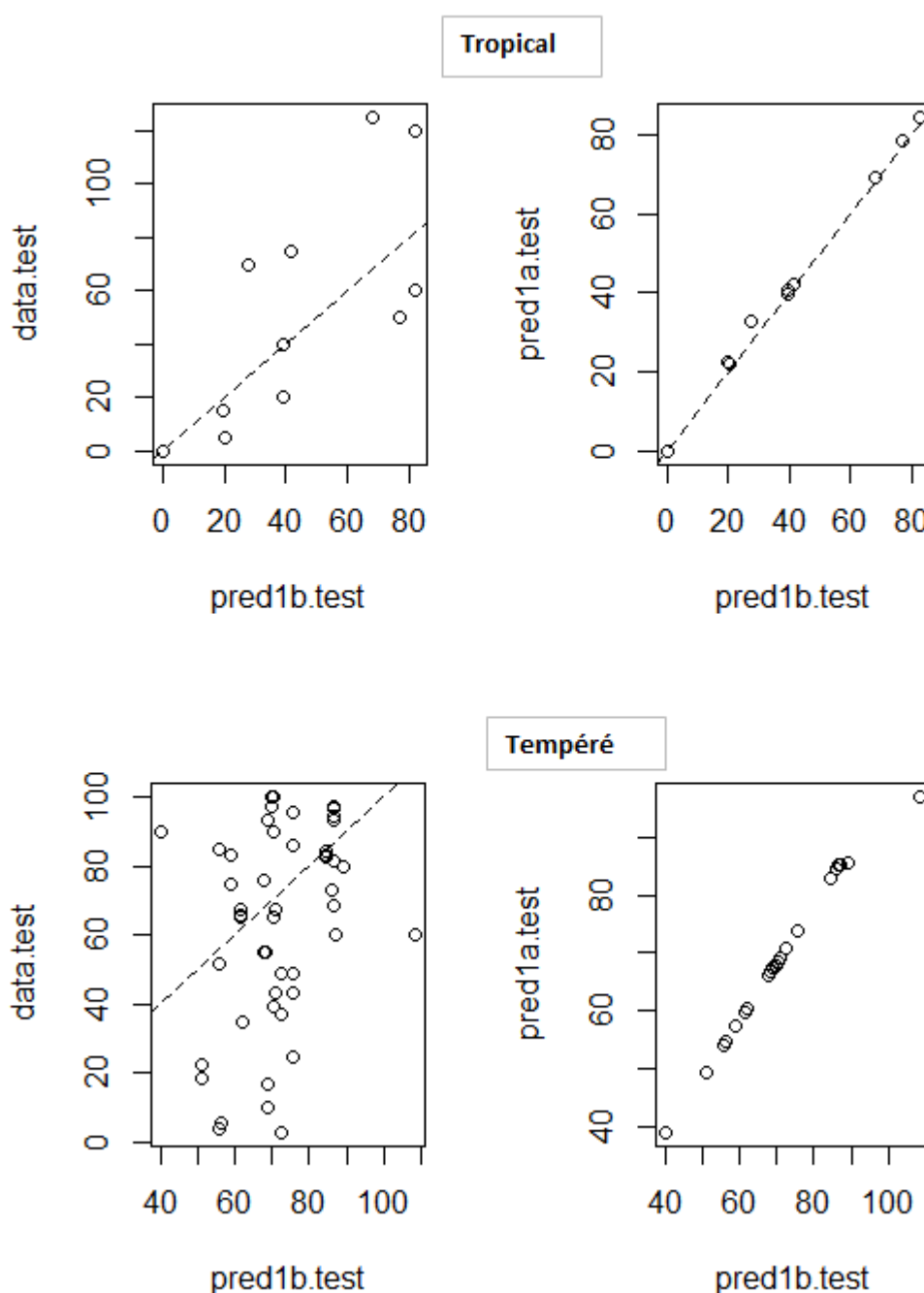


Figure II-10.Prédictions des modèles polynômiaux tropical et tempéré (R.4.1.1).

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

Ici nous évaluons les performances prédictives du modèle ajusté aux données tropicales. Une pratique courante consiste à diviser l'ensemble de données en un échantillon de 80:20 (données de construction: données de test), puis à construire le modèle sur l'échantillon de 80 % et à utiliser le modèle ainsi construit pour prédire la variable de réponse sur les données de test (20%). En procédant de cette manière, nous aurons les valeurs prédites par le modèle pour les 20 % de données (test). Nous pouvons alors voir comment le modèle se comportera avec ces "nouvelles" données, en comparant ces valeurs prédites avec les valeurs originales. Nous pouvons également vérifier la stabilité de la prédiction donnée par le modèle, en comparant ces valeurs prédites avec celles obtenues précédemment, lorsque les données complètes ont été utilisées pour construire le modèle (Fig.II-10).

La figure II-10, montre que la suppression d'une partie des données a un impact très faible sur les prédictions (graphique de droite). D'autre part, la performance prédictive des modèles reste limitée à cause de la variabilité naturelle des données (graphique de gauche) mais suffisante pour notre prédiction. En effet, ces deux modèles construits avec l'échantillon d'entraînement expliquent 69% et 72 % de la variabilité du nouvel échantillon de test, respectivement pour les données tropicales et tempérées ; ce qui est largement suffisant pour estimer le taux de couverture du fouling (Fig.II-10).

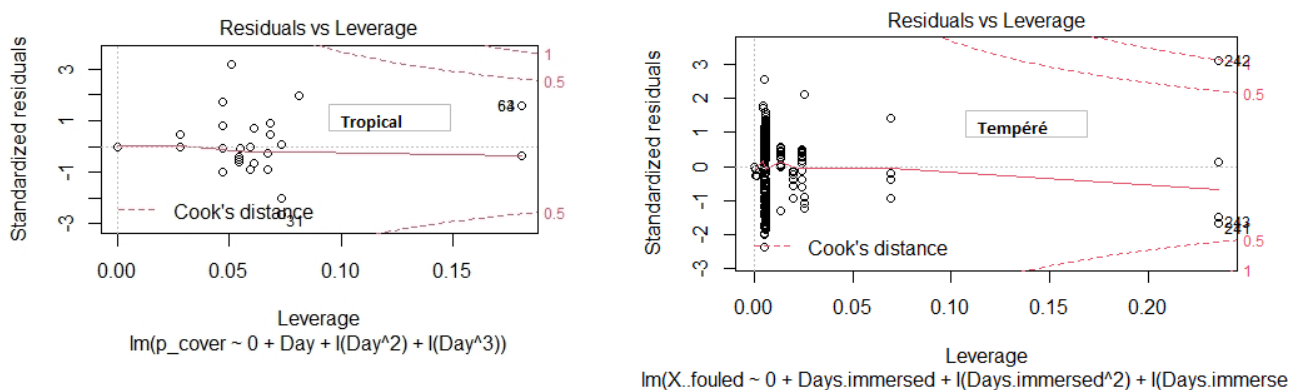


Figure II-11. Graphique des résidus et de l'effet de levier exprimé par la distance de Cook, appliqué sur les données tropicales et tempérées (R.4.1.1).

Le graphe illustré par la figure II-11 est utile pour détecter les valeurs aberrantes. Dans notre cas, il semble que notre graphique ne contient aucune valeur aberrante au-delà de la ligne rouge discontinue (Distance de Cook) (Fig.II-11). Selon certains chercheurs, les valeurs de la distance de Cook supérieure à 1 indiquent un cas qui pourrait influencer le modèle. Statistiquement parlant, la distance de Cook ou le D de Cook est une estimation couramment utilisée de l'influence d'un point de données lors de l'exécution d'une analyse de régression des moindres carrés. Dans une

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

analyse pratique des moindres carrés ordinaires, la distance de Cook peut être utilisée de plusieurs manières ; pour indiquer des points de données influents dont la validité mérite particulièrement d'être vérifiée ; ou pour indiquer les régions de l'espace de conception où il serait bon de pouvoir obtenir plus de points de données.

En tenant compte de la durée d'immersion d'une surface dans l'eau (d) et de la latitude de la zone considérée, les deux modèles qui estiment le pourcentage de couverture du fouling sont donnés par l'équation 7 et 8 :

$$PC_i = 1.674 \times d - 1.075 \times 10^{-2} \times d^2 + 2.27 \times 10^{-5} \times d^3, \text{Temperate} \quad (7)$$

$$PC_i = 1.668 \times d - 9.88 \times 10^{-3} \times d^2 + 1.524 \times 10^{-5} \times d^3, \text{Tropical} \quad (8)$$

Une enquête sur les navires commerciaux en Californie a révélé que la probabilité qu'un navire dispose d'un ou plusieurs systèmes antisalissure fonctionnels variait selon le type de navire (SCIANNI *et al.*, 2013) . Sur la base de cette étude, la proportion de navires équipés d'un système antisalissure opérationnel était la suivante : Navires porte-conteneurs 0.19, transporteurs d'automobiles 0.20, pétroliers 0.30, navires à passagers 0.31, vraquiers 0.42, et navires "généraux" 0.53, et tous les autres navires commerciaux 0.60.

Considérons la durée de séjour du navire (d) dans un port i , la probabilité de présence d'un système antisalissure (A^t), et la stratégie antifouling utilisé (P_r) nous avons estimé le pourcentage de couverture du fouling dans un navire comme suit :

$$PC_i = A^t * P_r * (B_{Tr1} * d + B_{Tr2} * d^2 + B_{Tr3} * d^3), \text{Tropical} \quad (8)$$

$$PC_i = A^t * P_r * (B_{Tp1} * d + B_{Tp2} * d^2 + B_{Tp3} * d^3), \text{Temperate} \quad (9)$$

Avec ; PC_i : pourcentage de couverture du fouling dans un navire en provenance d'un port i , d : durée de séjour du navire dans le port i (en jour), A^t : fait référence à la proportion de navires d'un type donné sans système antisalissure opérationnel. P_r est un facteur relatif aux différentes stratégies antifouling utilisées par les navires, ce facteur peut être défini en fonction des différents mouvements de navires, ports ou types de navires et permet ainsi de modéliser différents scénarios de traitement du biofouling. Si, par exemple, le biofouling de la coque est traité de manière égale

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

à chaque port d'escale du navire et que T_r décrit le taux de réduction du fouling après un seul traitement, la réduction du risque sur l'ensemble de la trajectoire est donnée par $P_r = 1 - T_r$. $B_{Tp1} = 1.674$, $B_{Tp2} = -1.075 \times 10^{-2}$, $B_{Tp3} = 2.27 \times 10^{-5}$ sont les coefficients tempérés. $B_{Tr1} = 1.668$, $B_{Tr2} = -9.88 \times 10^{-3}$, $B_{Tr3} = 1.524 \times 10^{-5}$ sont les coefficients tropicaux.

II.2.6.2 Survie jusqu'au port destinataire

Les caractéristiques de voyage des navires peuvent influencer la survie des organismes de biofouling. Par exemple, les vitesses élevées des navires provoquent de fortes forces de cisaillement qui peuvent déloger les organismes de salissures biologiques des surfaces des navires, surtout si ces surfaces sont recouvertes de peinture antisalissure. L'expérience de COUTTS *et al.* (2010a) montre une réduction significative du pourcentage de couverture des salissures biologiques à des vitesses de voyage supérieures à 18 nœuds (réduction de 85% à 18 nœuds). À partir de ces résultats expérimentaux, nous avons ajusté une équation exponentielle pour estimer la baisse de la probabilité de survie en fonction de la vitesse du navire comme suit :

$$P_{survival}^V = e^{-\gamma v_{ij}} \quad (10)$$

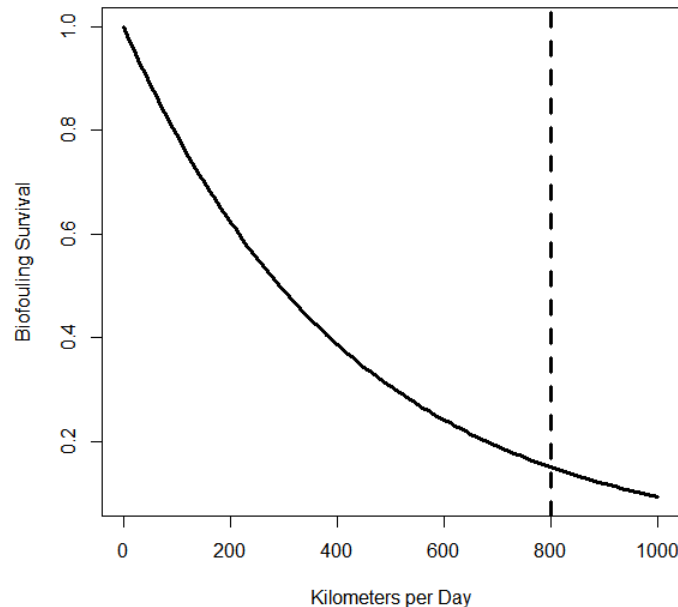


Figure II-12. La survie du biofouling modélisée en fonction de la vitesse (kilomètres par jour). La ligne pointillée représente 18 nœuds, soit 800,064 kilomètres par jour, la vitesse à laquelle le pourcentage de couverture a été trouvé proche de zéro (COUTTS *et al.*, 2010a) (R 4.1.1)

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

Avec, v_{ij} est la vitesse moyenne du navire V en provenance du port i au port j , mesurée en kilomètres/jour, et $\gamma = 0.0024$. Ce modèle présenté dans la figure II-12 donne un taux de survie de 0,15 à 18 nœuds (ou 800,064 kilomètres par jour), ce qui est similaire au taux de survie constaté expérimentalement par COUTTS *et al.* (2010a).

II.2.6.3 Risque d'introduction par voyage

Nous avons estimé le risque d'introduction associé à chaque voyage, en multipliant l'équation 8 et 9 par l'équation 10 :

- Si la latitude du port de provenance < 35 degrés décimaux (Tropical) :

$$P_{ij}^{(V)} = P_{ij}(Intro) = A^t * P_r * (B_{Tr3} * d^3 + B_{Tr2} * d^2 + B_{Tr1} * d) e^{-\gamma v_{ij}}, \text{ Tropical} \quad (11)$$

- Si la latitude du port de provenance ≥ 35 degrés décimaux (Tempéré) :

$$P_{ij}^{(V)} = P_{ij}(Intro) = A^t * P_r * (B_{Tp3} * d^3 + B_{Tp2} * d^2 + B_{Tp1} * d) e^{-\gamma v_{ij}}, \quad (12)$$

Tempéré

Avec B_{Tr} : coefficients tropicaux et B_{Tp} : coefficients tempérés. Ici, la probabilité d'introduction se réfère uniquement au fait que l'espèce est ramenée par le navire du port i au port j , sans tenir compte de la probabilité que l'espèce se détache ou non de la coque pour se propager dans le milieu récepteur, et ne tient pas compte du phénomène de propagation secondaire.

NB : Comme mentionné au début de cette section, l'encrassement biologique est un processus complexe qui dépend de nombreux facteurs liés à l'environnement, au navire et au voyage. Dans le cadre de cette étude, nous nous sommes concentrés sur la modélisation du risque d'introduction du biofouling en fonction de paramètres qui : 1) pouvaient être prédits à partir de notre ensemble de données marines et environnementales mondiales et 2) pouvaient être estimés à l'aide de données empiriques. D'autres paramètres susceptibles d'influencer le risque d'introduction de bio-salissures n'ont pas pu être inclus dans cette étude, notamment les conditions de voyage (c'est-à-dire la variation des paramètres environnementaux pendant le trajet de i à j), et 2) le passage des navires en cale sèche ou la durée de la dernière application de la peinture antisalissure. En outre, tous les derniers ports d'escale avant la rentrée en rade du port d'Arzew devraient être pris en considération, nous nous sommes uniquement concentrés sur les macro-invertébrés et les algues et nous ne tenons pas compte des systèmes de prévention de la croissance marine qui peuvent réduire davantage les charges de salissures sur les navires ou d'autres zones au-delà de la coque

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

qui peuvent contenir des salissures biologiques, comme les coffres de prise de l'eau de mer et les conduites d'eau internes (MCDONALD, 2012).

La probabilité d'introduction final, entre chaque port donneur i et port récepteur j (port d'Arzew) a été calculé en agrégeant toutes les probabilités d'introduction associées à tous les voyages en provenance du port i au port j . De la même façon le risque d'introduction entre les différentes écorégions et l'ouest méditerranéen a été calculé en agrégeant toutes les probabilités d'introduction associés aux voyages en provenance des écorégions côtières vers l'écorégion de la mer d'Alboran.

$$P(Intro)_{ij} = 1 - \prod_{ij} (1 - P_{ij}^{(v)}) \quad (13)$$

Où le produit est pris sur tous les itinéraires r de telle sorte qu'un navire v voyage du port i à j ou de l'écorégion i à l'écorégion j .

II.2.6.4 L'utilisation de la peinture antifouling :

La réduction du taux du fouling dans les coques des navires dépend de l'état stationnaire ou en mouvement du navire, de la vitesse du navire et du système antisalissure utilisé, dont fait partie le type de la peinture antifouling utilisée. L'expérience de SILVA *et al.* (2019) dans les deux régions tempérées et tropicales (au Portugal et à Singapore) pour les conditions réelles et stationnaires du navire montre une sensibilité des types de peintures étudiées à l'adhésion du biofilm, et du macrofouling exprimée par la réduction de l'adhésion de ce dernier par rapport aux types de peinture sans et avec biocides.

II.2.6.5 Performance antifouling dans les conditions stationnaires :

L'étude expérimentale de DAVIDSON *et al.* (2020) sur l'effet des périodes d'immobilisation et de transit simulé sur l'accumulation et le transfert de biofouling sur les navires, en utilisant deux types de revêtement antisalissure : Un revêtement commercial de copolymère autopolissant AF avec biocides (InterswiftV^R 6800HS, AkzoNobel) et un revêtement antiadhésif FR sans biocides (IntersleekV^R 1100SR, AkzoNobel), tous deux largement utilisés par les navires actuels en service. Les plaques revêtues de l'un des peintures étaient suspendues dans deux sites (la baie de San Francisco et la baie de Chesapeake) pour des durées représentatives des durées de stationnements typiques des navires dans les ports : 3, 6, 10, 28, 45, 60 jours. Les résultats montrent que dans des conditions statiques, le revêtement AF a permis de maintenir la couverture de macro-encrassement proche de zéro pendant une immersion pouvant aller jusqu'à 28 jours pour les deux sites, et une

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

immersion de 45 et 60 jours dans la baie de San Francisco. Toutefois, une augmentation de la couverture de macrofouling sur les panneaux AF de 45 et 60 jours dans la baie de Chesapeake a été constaté, bien que la couverture globale soit restée inférieure à 20 % de l'accumulation enregistrée sur les deux plaques témoins (Fig.II-13).

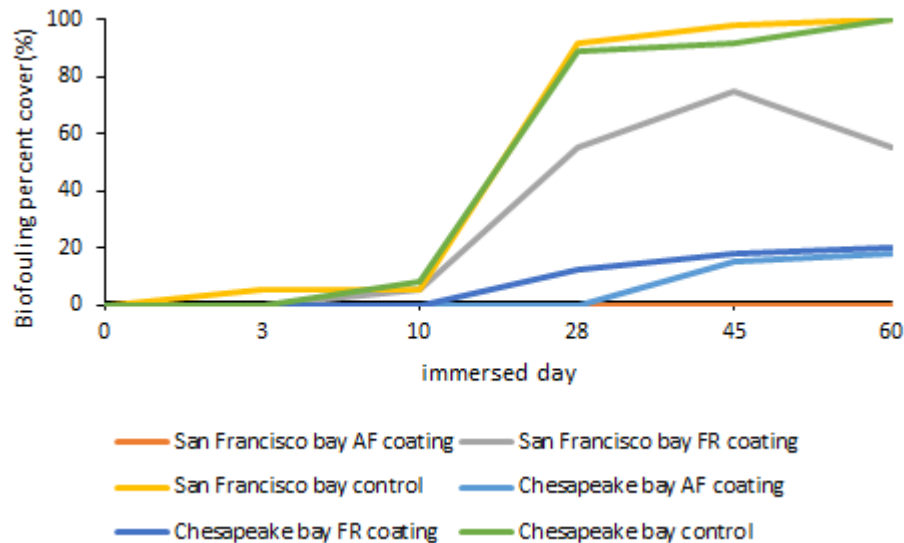


Figure II-13. Couverture de l'encrassement biologique sur les panneaux de décantation avec des durées d'immersion variables et différents revêtements dans des conditions statiques. Les panneaux témoins ont montré une augmentation substantielle de l'encrassement biologique après une immersion de 10 jours. Le revêtement AF a maintenu de faibles niveaux d'accumulation de biosalissures dans des conditions statiques sur les deux sites. Le revêtement FR a présenté une accumulation notable sur le site de la côte ouest dans des conditions statiques (DAVIDSON *et al.*, 2020). (MS Excel 2016).

À partir de ces résultats nous avons calculé un taux de réduction moyen (T_r) de chaque revêtement antisalissure pour chacune des baies, comme suit :

- Pour le revêtement biocide antifouling AF, $T_r = 60$ % dans la baie de San Francisco et $T_r = 37.76$ % dans la baie de Chesapeake.
- Pour le revêtement antiadhésif FR, $T_r = 22$ % dans la baie de San Francisco et $T_r = 47.8$ % dans la baie de Chesapeake.

De même, l'étude expérimentale de OLIVEIRA et GRANHAG (2020) traitant l'effet du revêtement antisalissure (AF= Antifouling et FR= Free-releases) et du nettoyage des coques des navires dans l'eau sur l'accumulation du biofouling, a montré que le type de la peinture antifouling et la fréquence de nettoyage de la coque ont un effet significatif sur la réduction du biofouling des navires (Fig.II-13, II-14). L'auteur a utilisé la marque Sigma Ecofleet 290 pour la peinture AF, la

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

marque Sigma Glide 1290 pour la peinture FR, et l'anticorrosif Sigma Prime 200 pour la plaque témoins.

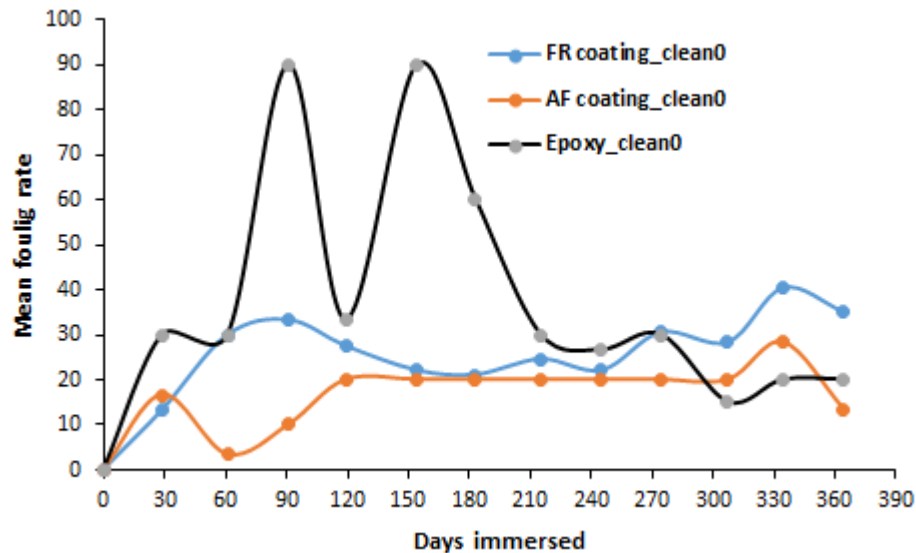


Figure II-14. Pourcentage de couverture du fouling, exprimé en fonction de la durée d'immersion de la plaque pour les différents revêtements antifouling avec biocide (AF) et revêtements antiadhésif sans biocide (FR). Clean 0 fait référence au non-nettoyage de la coque. Créée à partir des données expérimentales d'OLIVEIRA et GRANHAG (2020) (MS Excel 2016).

Les plaques revêtues des deux revêtements AF et FR montre une réduction moyenne de l'ordre de 19.30 % et 12.22 % respectivement pour les différents mois d'immersion (Fig.II-14), avec une efficacité en faveur de l'AF coating. A partir de 9 mois la plaque ne contenant pas un revêtement antifouling montre un déclin de la proportion moyenne du fouling par rapport aux plaques revêtues par la peinture antifouling et antiadhésif. Ceci peut s'expliquer par l'altération des caractères physico-chimiques des deux peintures après 9 mois d'utilisation.

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

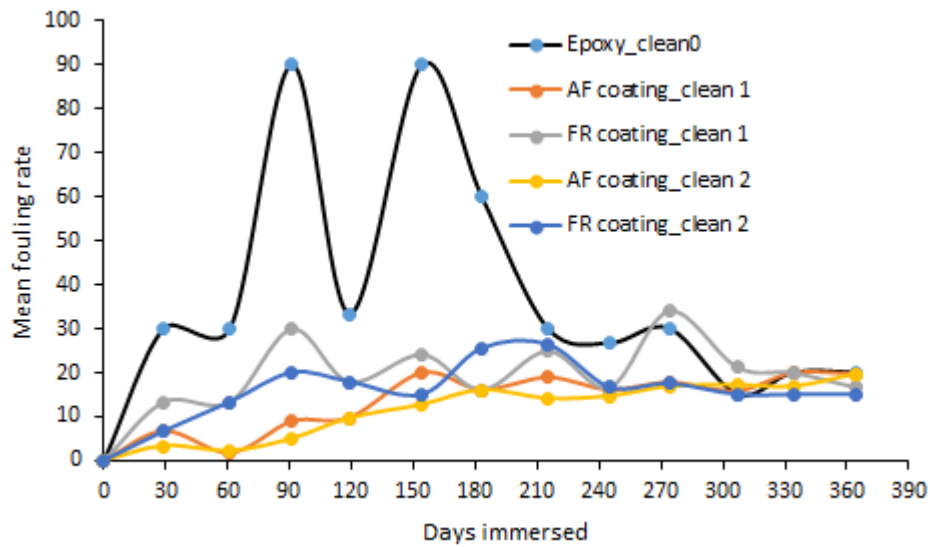


Figure II-15. Changement de la proportion moyenne du fouling pour les différents types de revêtements AF et FR en fonction de la fréquence de nettoyage de la coque. Créée à partir des données expérimentales d'OLIVEIRA et GRANHAG (2020) (MS Excel 2016).

A partir de ces résultats montrés dans les figures II-14 et II-15, nous pouvons calculer un coefficient ou un taux de réduction moyen du fouling en fonction de chaque stratégie antifouling :

- Revêtement antifouling contenant des biocides (AF), sans nettoyage de la coque : $T_r = 19.30 \%$
- Revêtement antiadhésif sans biocides (FR), sans nettoyage de la coque : $T_r = 12.22 \%$
- Revêtement antifouling contenant des biocides avec nettoyage mensuel de la coque : $T_r = 23.38 \%$
- Revêtement antiadhésif sans biocides avec nettoyage mensuel de la coque : $T_r = 20.58 \%$
- Revêtement antifouling contenant des biocides avec nettoyage bimensuel de la coque : $T_r = 23.53 \%$
- Revêtement antiadhésif sans biocides avec nettoyage bimensuel de la coque : $T_r = 22.58 \%$

II.2.7 Probabilité d'invasion $P_{ij}(Inv)$

La probabilité totale d'invasion le long de l'itinéraire r est obtenue en combinant les trois probabilités pour les étapes spécifiques de l'invasion. Nos calculs numériques montrent que ces trois probabilités ne sont que faiblement corrélées (Fig. II.17). En supposant une indépendance statistique, nous pouvons calculer la probabilité de nouvelles invasions provenant d'un mouvement de navire particulier r en prenant le produit $P_{ij}(Alien) \times P_{ij}(Intro) \times P_{ij}(Estab)$. Toutefois, comme

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

les navires font escale dans de nombreux ports, les espèces libérées par l'échange de la surface mouillée (WSA) peuvent provenir non seulement du dernier port d'escale (lien direct), mais aussi de tous les ports précédemment appelés par le navire (liens indirects). Par conséquent, le risque total d'invasion entre une paire de ports ne peut être calculé qu'en tenant compte de l'historique complet de la trajectoire du navire. Le risque total d'invasion $P_{ij}(Inv)$ du port i à j (c'est-à-dire la probabilité d'observer au moins une invasion pendant la période d'étude (2015-2016) est alors obtenu en fusionnant la probabilité d'invasion sur chaque trajectoire maritime possible r de chaque navire du réseau qui relie le port donneur i au port récepteur j soit directement soit via des ports intermédiaires. En pratique, on calcule le complément d'espèces qui n'envahissent pas toutes les routes maritimes r dans l'ensemble $R_{(i,j)}$ de toutes les routes (éventuellement indirectes) de i à j :

$$P_{ij}(Inv) = 1 - \prod_{ij} [1 - P_{ij}(Alien)P(Intro)_{ij}P_{ij}(Estab)] \quad (14)$$

Le risque d'une nouvelle invasion au port d'Arzew a été calculé en agrégeant toutes les probabilités d'invasion calculé individuellement pour chaque navire en provenance d'un port donneur i :

$$P_j(Inv) = 1 - \prod_i [1 - P_{ij}(Inv)] \quad (15)$$

Cette probabilité d'invasion agrégé peut-être appliqué à des groupes de navires différents, des ports et des écorégions pour caractériser leur risque d'invasion.

II.2.8 Validation du modèle

La base de donnée des enregistrements d'évènements d'introduction d'espèces non-indigènes en méditerranée a été filtrée pour n'inclure que les espèces soupçonnées d'être introduite par les coques des navires (soit, 1986 records), ensuite nous avons utilisés ces enregistrements sur les évènements d'introduction pour évaluer et valider notre modèle, en utilisant quatre indicateurs statistiques : a) l'erreur quadratique moyenne RMSE, b) le Biais, c) l'erreur moyenne absolue et d) le coefficient de corrélation r de Bravais-Pearson.

$$a) \text{ RMSE} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\hat{u}_i - u_i)^2}{n}}$$

$$b) \text{ Bias} = \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{u}_i - u_i)}{n}$$

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

$$c) MAE = \frac{\sum_{i=1}^n |\hat{u}_i - u_i|}{n}$$
$$d) r = \frac{Cov(\hat{u}_i, u_i)}{\sigma_{\hat{u}_i} \sigma_{u_i}}$$

Avec : $\hat{u}_i$: les valeurs du risque d'introduction prédites, u_i : les événements d'introduction signalés en méditerranée, σ : écart type, n : nombre d'observation à valider.

Les risques d'invasion calculés par le modèle ne peuvent pas être directement comparés au nombre d'introduction signalées car le modèle décrit le risque d'invasion pendant la période d'étude d'une année alors que les événements d'introductions signalés résultent d'un historique d'introductions de plusieurs décennies. La probabilité d'invasion $P_{ij}(Inv)$ calculé précédemment a été agrégé par pays ensuite comparé aux événements d'introduction dans chacun des pays méditerranéen reportés dans la base de donnée de KATSANEVAKIS *et al.* (2020). Nous avons calculé la probabilité d'introduction pour les événements d'introductions signalés par pays, en divisant le nombre d'événements d'introduction dans chaque pays méditerranéen sur le total des nombres d'événements d'introduction en Méditerranée durant l'année 1972-2020 pour que les événements d'introduction soient comparables aux prédictions du modèle.

II.3 Résultats et discussion

Dans cette section nous présentons l'essentiel de nos résultats en commençant par la similarité environnementale entre les ports donneurs et le port d'Arzew. Nous présentons par la suite, les résultats de la modélisation de $P_{ij}(Inv)$ et nous discutons ses résultats. A la fin de ce chapitre nous expliquerons les limites de ce modèle développé.

II.3.1 Similarité environnementale et probabilité d'établissement

Le port d'Arzew fait partie de l'écorégion de la mer d'Alboran (MED-36), de la province de la mer Méditerranée et du royaume biogéographique du Nord Atlantique tempéré.

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

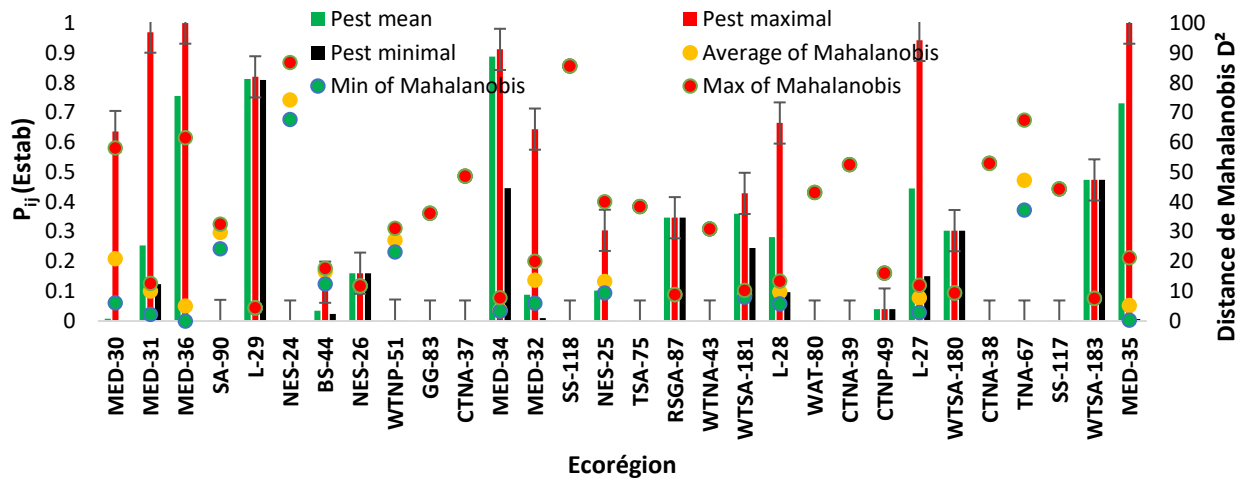


Figure II-16. Similitude environnementale entre l'écorégion donatrice et le port d'Arzew, représentée par la distance de Mahalanobis, et la probabilité d'établissement d'espèces non indigènes. La couleur rouge correspond au risque maximal d'établissement. La couleur noire correspond au risque minimum et la couleur verte au risque moyen. Erreur standard montrée pour la probabilité maximale d'établissement.

En s'accordant à la figure II-6, les écorégions côtières qui représentent un grand risque d'établissement des espèces non-indigènes sont répartis dans :

- Le bassin méditerranéen, dans les écorégions (MED-30 à MED-36), représentée respectivement par : l'écorégion de la mer Égée avec une probabilité d'établissement maximal de 0.97, l'écorégion du ouest méditerranéen (MED-35) avec $P_{est} = 0.99$, la mer Levantine avec $P_{est} = 0.64$, la mer adriatique $P_{est} = 0.64$ et l'écorégion de la mer Ionienne en provenance de l'Italie et de l'île de Malte ($P_{est} = 0.91$). Le biote de ces zones est très proche de la composition spécifique de l'ouest méditerranéen, à qui s'ajoute la grande similarité environnementale (Fig.II-16). Les communautés encrassantes d'affinité sessile transitant par ces régions s'adapteront facilement si elles survivent à la trainée du navire, d'autant plus la plupart des bateaux de commerce naviguait près de la côte où les changements environnementaux sont moins importants, ce qui pourraient augmenter la chance de survie de ces espèces non-indigènes, et ainsi leur permettre d'envahir les milieux récepteurs. Comme le cas du Crustacé Cumacés *Eocuma sarsii*, qui a été signalé par (GRIMES *et al.*, 2018) au Port d'Arzew, et par CORBERA et GALIL (2016) dans la mer Levantine, cette espèce Cryptogénique pourrait être originaire des mers d'Asie. La mer Levantine constitue un transitoire important de l'introduction des espèces Lessepsiennes via le canal de Suez ; 70% des introductions primaires des espèces non-indigènes signalés dans cette région arrive de ce canal qui est en contact avec les mers d'Asie et du moyen Orient par la mer rouge (NUNES *et al.*, 2014).

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

b) Les écorégions de la province biogéographique Lusitanienne :

L'écorégion de l'Azores Canaries Madeira (L-29) présente une grande similarité environnementale avec l'écorégion de la mer d'Alboran, avec une distance moyenne de Mahalanobis = 4.47 suivi d'une probabilité d'établissement moyenne de 0.81. De même les deux écorégions côtières L-28 (Upwelling Saharien) et L-27 (Plateau de l'Atlantique sud européen) présentent toutes les deux une distance moyenne de Mahalanobis équivalent à 9.77 et 7.88 respectivement et une probabilité d'établissement moyenne de 0.66 et 0.94 respectivement (Fig.II-16). Les routes de navigation côtière en provenance de ces zones favorisent la survie des espèces introduites depuis ces écorégions, et les conditions environnementales seraient favorables pour la majeure partie des taxons qui pourraient devenir invasifs. Ce résultat concorde avec les observations de BENSARI *et al.* (2020) au port d'Arzew concernant l'espèce *Apseudopsis adami*, une espèce non-indigène et non répertoriée en méditerranée, originaire du sud du Portugal (L-27).

c) Les écorégions du nord atlantique tempéré, à savoir l'écorégion "mer Celtique, NES 26" et l'écorégion "mer du Nord, NES-25" présentent un risque modéré pour l'établissement des espèces non-indigènes, de par leur similarité environnementale moyenne au port d'Arzew (distance de Mahalanobis = 11.79 et 13.30 respectivement, traduites par des probabilités d'établissements de 0.16 et 0.10 respectivement) (Fig.II-16). Leurs biotes se trouvent connectés à l'océan Atlantique et subissent des variabilités décennales au sein de cet océan (l'oscillation nord-atlantique "NAO" et l'oscillation multi-décennale atlantique "AMO", en mer du Nord). Néanmoins, les espèces ayant survécu à la traversée depuis ces régions auront plus de chance de survie en période hivernale lorsque la température de l'eau est la plus basse de l'année, ces conditions génèrent moins de stress environnemental. L'établissement de ce biote nord atlantique dans les environs des eaux du port d'Arzew, ne se réalise que si ces espèces se maintiennent en vie jusqu'à la période de reproduction marquée par une hausse de température. Cette hausse élimine la plupart des taxons, seule une petite partie de ces organismes capables de s'adapter à ces changements saisonniers arrivent à survivre. Cette observation est confirmée par l'étude de ZENETOS *et al.* (2012) qui a signalé une communauté à nombre très réduit introduite à l'ouest méditerranéen en provenance de l'Europe du Nord et par l'étude de LÓPEZ et RICHTER (2017b) qui ont reportés plusieurs communautés de polychètes non-indigènes en Méditerranée, originaires des mers nord atlantiques.

d) L'Atlantique sud-ouest :

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

Les écorégions de l'atlantique sud-ouest, WTSA-181 "Rio grande", WTSA-180 " Sud-est du Brésil ", WTSA-183 " Plateau Uruguay-Buenos Aires " présentent une grande similarité environnementale avec l'écorégion de la mer d'Alboran ($D^2= 8.79, 9.48, 7.60$ et $P_{est} \text{ mean } = 0.36, 0.30, 0.47$ respectivement) (Fig.II-16). Cette grande similarité environnementale de ces régions, s'exprime par une grande probabilité d'établissement du biote de l'atlantique sud-ouest. Ce résultat est confirmé par le signalement des espèces de polychètes invasives établies en méditerrané par l'étude de LÓPEZ et RICHTER (2017b).

- e) L'écorégion RSGA-87 " mer Rouge septentrionale et centrale " qui présente une similarité environnementale importante avec la mer d'Alboran, traduite par une distance moyenne de Mahalanobis égale à 8.95 et une probabilité moyenne d'établissement du biote $P_{est} = 0.35$ (Fig.29). L'écorégion de la mer du Japon montre une concordance environnementale modérée ($D^2=16.15$ et $P_{est} 0.04$). En effet la grande partie des espèces introduites signalées en Algérie proviennent du pacifique et de la mer rouge, nous citons comme exemple *Hydroides dianthus* , *Ficopomatus enigmaticus*, *Botrylloides violaceus*, trois espèces d'assemblage du bio-encrassement d'origine Pacifique qui occupent un statut invasif en Méditerranée, *Paracerceis sculpta* , *Stenothoe gallensis*, *Cerithium nesioticum* , des espèces sessiles de l'encrassement biologique, établies en Méditerranée et observées dans le port d'Arzew par BENSARI *et al.* (2020).

II.3.2 Corrélation entre $P_{ij}(Inv)$ vs $P_{ij}(Intro)$ vs $P_{ij}(Alien)$:

Après avoir exécuté les trois modèles $P_{ij}(Alien)$, $P_{ij}(Intro)$ et $P_{ij}(Estab)$ par un script R, nous avons calculé le coefficient de corrélation entre les résultats de ces trois modèles en utilisant le logiciel R.4.1.1 pour analyser l'indépendance statistique et la robustesse de nos modèles. Ces résultats sont consignés dans la figure II-17 ci-dessous :

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

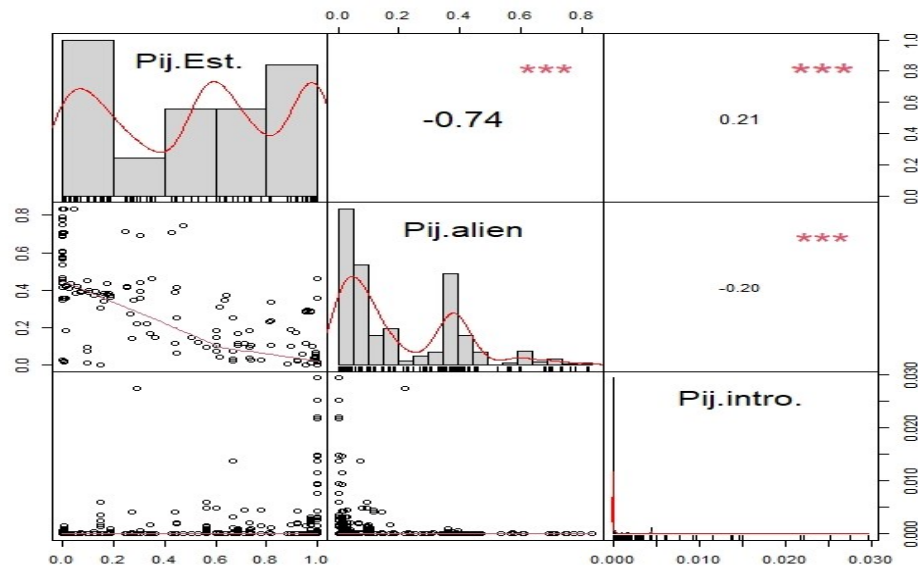


Figure II-17. Matrice de corrélation entre $P_{ij}(Inv)$, $P_{ij}(Alien)$ et $P_{ij}(Intro)$. La distribution de chaque variable est indiquée sur la diagonale. En bas de la diagonale : les diagrammes de dispersion bivariés avec une ligne ajustée sont affichés. En haut de la diagonale : la valeur de la corrélation plus le niveau de signification sous forme d'étoiles.

Chaque niveau de signification est associé à un symbole : p-values (0, 0.001, 0.01, 0.05, 0.1, 1) $\Leftrightarrow$ symboles (****, ***, **, *, " ", " ") (R.4.1.1).

La figure II.17 montre les corrélations de $P_{ij}(Alien)$ vs. $P_{ij}(Intro)$, $P_{ij}(Alien)$ vs. $P_{ij}(Estab)$, et $P_{ij}(Intro)$ vs. $P_{ij}(Estab)$ calculé pour l'ensemble des trajectoires dans le réseau du trafic maritime au port d'Arzew. Les coefficients de corrélation ont été calculée en utilisant tous les ports connectés au port d'Arzew pour l'ensemble des trajectoires ($n = 738$). La figure montre que les probabilités en moyenne peuvent être considéré comme non corrélé, sauf pour la combinaison des petites valeur $P_{ij}(Alien)$ et $P_{ij}(Estab)$. Cela peut s'expliquer comme suit : des paires de ports avec de petites valeurs de $P_{ij}(Alien)$ ont une faible distance géographique et donc généralement une grande similitude environnementale, ce qui donne des valeurs importantes de $P_{ij}(Estab)$. Inversement, avec l'augmentation de la distance géographique (c'est-à-dire $P_{ij}(Alien)$), la similitude de leurs conditions environnementales se réduit en général (c'est-à-dire une diminution de $P_{ij}(Estab)$), ce qui a donné lieu à la tendance observée dans la figure. Cette corrélation est la source d'une erreur systématique dans le calcul du risque des ports situés à proximité, car alors $P_{ij}(Alien)$ et $P_{ij}(Estab)$ ne sont pas indépendants. Toutefois, cet effet ne joue aucun rôle pour la dynamique d'invasion car, en raison de la petite taille de $P_{ij}(Alien)$, les risques d'invasion entre ces ports peuvent être négligés.

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

II.3.3 Probabilité d'invasion par port et par écorégion

Dans cette section nous présentons le risque d'invasion agrégé par port et par écorégion donneurs, dans le cas où il n'y a pas de traitement du biofouling de la coque aux ports donneurs ($Pr=1$). Le risque d'invasion a été agrégé par port, par écorégion et par trajectoire maritime. L'algorithme "sea route 2.1" disponible sur <https://github.com/eurostat/searoute> a été utilisé pour la création des routes maritimes connectant les ports de provenance au port d'Arzew, ensuite exporté sous format vectoriel (shapefile) vers Arc Map GIS 10.4 pour la cartographie du risque d'invasion à partir des ports et écorégions donatrices.

II.3.3.1 Classement des ports selon leur probabilité d'invasion

Le classement des ports de provenance selon leur catégorie de risque s'est basé sur un facteur proportionnel au risque d'invasion (Tab.II-3).

Tableau II-3. Classement des ports selon leur risque d'invasion

Probabilité d'invasion	Risque	Nombre de voyage
$[0-10^{-9}[$	Faible	13
$[10^{-9}-10^{-4}[$	Modéré	81
$[10^{-4}-10^{-2}[$	Elevé	343
$\geq 10^{-2}$	Très élevé	300

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

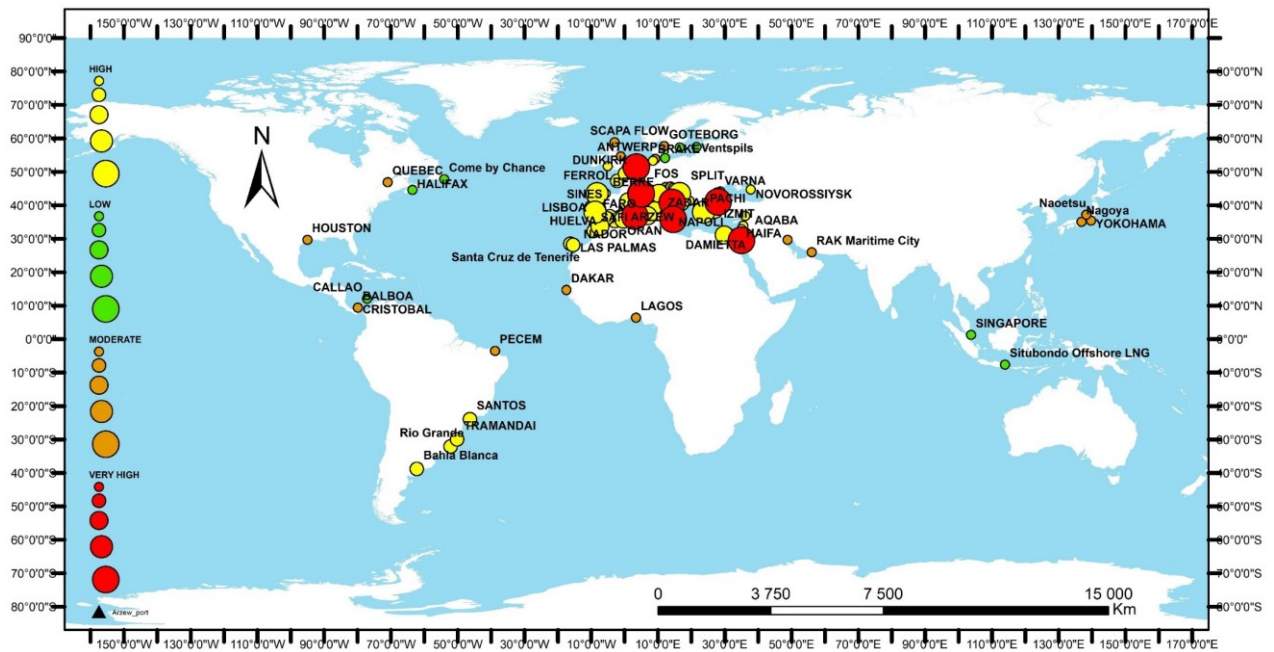


Figure II-18. Carte montrant la probabilité d'invasion par le biofouling de la coque du navire pour tous les ports donneurs dans le monde au cours de l'année 2016. Exprimée par le risque relatif de chaque port. La taille de chaque secteur indique la contribution relative $P_{ij} = P_{ij}(Inv) / \sum_i P_{ij}(Inv)$ du port source i au risque total d'invasion de tous les ports i (Arc Map GIS 10.4).

Sur un total de 126 ports de provenance des navires ayant fait escale au port d'Arzew durant l'année 2016, sept ports présentent un risque très élevé d'invasion par le biofouling (Fig.II-18). Ces ports sont répartis en méditerranée (Napoli, Marsaxlokk, Algiers, Fos, Marmara, Port-De-Bouc), en mer rouge (Port Aqaba en Jordanie) et un port dans la mer du nord (Port d'Antwerp en Belgique). Ces sept ports représentent à eux seul 40.7% du total des voyages au port d'Arzew (300 voyages) en 2016. Malgré une probabilité d'Alien modérée de ces ports, leur similarité environnementale avec le port d'Arzew est très élevée ($P_{ij}(Estab) \geq 0.45$). Un autre facteur important qui a joué un rôle déterminant dans la probabilité d'invasion en provenance de ces ports est la faible vitesse moyenne des navires et les routes côtières qui génèrent moins de stress au biote transporté par leur coque. Cette faible vitesse génère moins de forces de cisaillement avec l'eau de mer et par conséquent ne permet pas de déloger les organismes qui se sont attachés à la coque.

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

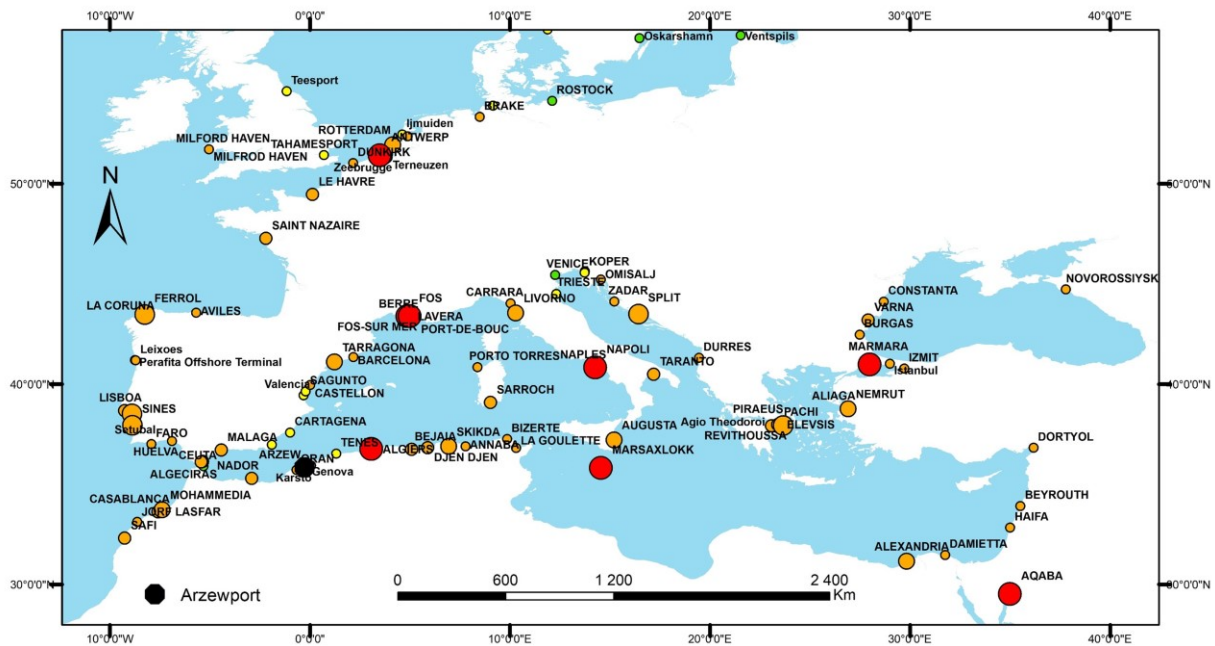


Figure II-19. Carte montrant la probabilité d'invasion par biofouling des coques de navires pour tous les ports donneurs en Méditerranée et en mer du Nord au cours de l'année 2016, exprimée comme le risque relatif de chaque port par rapport au port d'Arzew. La taille de chaque point indique la contribution relative $P_{ij} = P_{ij}(Inv) / \sum_i P_{ij}(Inv)$ du port donneur i au risque d'invasion total de tous les ports. Le vert indique un faible risque ($0 \leq P_{ij}(Inv) < 10^{-9}$), le jaune; risque modéré ($10^{-9} \leq P_{ij}(Inv) < 10^{-4}$), orange; risque élevé ($10^{-4} \leq P_{ij}(Inv) < 10^{-2}$), rouge; risque très élevé ($P_{ij}(Inv) \geq 10^{-2}$) (Arc Map GIS 10.4).

Les ports de la Méditerranée, à savoir le port de Napoli, Marsaxlokk, Alger, Fos, Marmara et le port de bouc en France, présentent une probabilité de l'alien (non-indigène) plus au moins faible, vu leur distance très proche du port d'Arzew (Fig.II-19). Cependant le nombre de navire élevé en provenance de ces ports, à qui s'ajoute la grande similarité environnementale avec l'ouest méditerranéen et en tenant compte aussi de la durée de séjour des navires dans ces port (0.05-25 jours) ainsi que la faible vitesse de croisière des navires en venant de ces zones ont fait que la probabilité d'invasion soit très haute ($P_{ij}(Inv) \geq 0.01$) et par conséquent un risque d'invasion très élevé leur a été loué. Plusieurs ports méditerranéens sont des hubs, tels que Marsaxlokk à Malte, Valence en Espagne ou Piraeus en Grèce. Ces ports d'éclatement reçoivent un nombre considérable de navires venus principalement d'Asie. La pression de propagule est alors élevée. Ajouter à cela, une grande similarité environnementale de la Méditerranée avec certaines mers d'Asie. La probabilité d'introduction d'espèces se trouve augmentée. Ainsi, une introduction se produisant au environ de ces hubs, affectera inéluctablement le port d'Arzew, à travers le processus de l'introduction secondaire. Un phénomène très répandu au niveau de nos côtes (BOUDA, 2016).

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

Le port Aqaba en Jordanie fait partie de la mer rouge et de l'écorégion de la “ mer Rouge septentrionale et centrale ”. Ce port présente une similarité environnementale importante avec l'ouest méditerranéen ($D^2 = 8.94$ et $P_{ij}(Estab) = 0.35$). Sur un total de 16 voyages en provenance de ce port, la vitesse moyenne des traversées vers le port d'Arzew est de 8.82 nœuds, ce qui donne une probabilité de survie de 0.40 avec une durée moyenne de séjour des navires dans ce port de 2.62 jours (sur la base des données de l'AIS terrestre). Ce port constitue un hub à haut risque de par sa connexion élevée aux mers d'Asie. Les environs de ce port sont riches en fouling venant de ces mers et une fois que ce biote pacifique réussisse à s'établir en mer rouge, il sera transporté involontairement par les coques des navires aux ports méditerranéens où les conditions environnementales seraient similaires à celles de la mer rouge et par conséquent une invasion inéluctable est à attendre de cette mer rouge. Ce résultat est consolidé par le signalement de plusieurs espèces de fouling à caractère invasif en Méditerranée, venues par voie Lessepsienne. Pour l'exemple *Cellana rota*, *Rhinoclavis kochi*, *Cerithiopsis pulvis* des espèces de mollusques gastéropodes invasifs qui ont traversées le canal de Suez pour s'établir en Méditerranée, ces espèces sont présentées en détails dans l'étude de DELONGUEVILLE et SCAILLET (2007). De même, d'autres études ont recensé un nombre très élevé d'espèces Lessepsienne présentent en méditerranée, avec une richesse spécifique de 129 espèces par 100 km² (KATSANEVAKIS *et al.*, 2014a).

Le port d'Antwerp en Belgique, fait partie de la mer du nord et de l'écorégion côtière de la mer du nord « NES-25 ». Au total 21 Tankers ont fait escale au port d'Arzew à partir de ce port, avec une vitesse moyenne de 8.96 nœuds et une durée de séjour moyenne de 4.35 jours à Antwerp. La probabilité d'établissement du biote nord Atlantique dans la mer d'Alboran est $P_{ij}(Estab) = 0.30$ et sa probabilité moyenne de survie est égale à $P_{survival}^V = 0.41$. La durée de séjour élevée et la navigation côtière des navires à qui s'ajoute une similarité environnementale importante entre les environs de ce port et le port d'Arzew ($D^2 = 9.47$), le classe au premier rang d'une invasion biologique imminente par le biofouling des coques des navires. Ce résultat concorde avec le signalement d'une communauté à nombre réduit établie en méditerranée occidentale (ZENETOS *et al.*, 2012). Un autre exemple pour les espèces nord-atlantique établies en méditerranée est le crabe vert *carcinus maenas* qui est considéré comme l'une des espèces les plus invasives au monde (BOUDA *et al.*, 2016). Le classement de ce port comme étant un port à grand risque d'invasion est conforme avec les résultats de BOUDA *et al.* (2016) pour les eaux de ballast.

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

II.3.4 Risque d'invasion par écorégion

La probabilité d'invasion calculée précédemment pour chaque trajectoire maritime a été agrégée par écorégion côtière, les résultats sont montrés dans la figure II.20.

Pour un total de 30 écorégions donatrices en 2016, 5 parmi elles présentent un risque très élevé d'invasion par le fouling de la coque, 10 écorégions avec un risque haut, 9 avec un risque modéré et 5 écorégions avec un faible risque (Fig.II-20). En effet, l'écorégion RSGA-87 « mer Rouge septentrionale et centrale » est classée parmi les zones à très haut risque, avec une probabilité d'invasion de $P_{ij}(Inv) = 0.012$ en seulement 15 voyages. La vitesse moyenne des navires en provenance de cette zone est de 8.83 nœuds, et la durée moyenne du séjour des navires est de 2.62 jours. Une probabilité de survie de 0.40 a été estimée pour le fouling transporté de cette zone et une probabilité de l'alien de 0.46 (Fig.II-20). L'accumulation du fouling dans les ports de cette écorégion est modéré vu la courte durée de séjour des navires à quai, mais la vitesse réduite et la navigation côtière des navires en provenance de la mer rouge et la grande similarité environnementale avec la mer d'Alboran ont augmenté la probabilité de survie et par conséquent la probabilité d'invasion se trouve augmentée. Nos prévisions pour cette biorégion sont en concordance avec plusieurs études ayant traité l'invasion biologique par voie d'immigration Lessepsienne. Nous citons pour l'exemple *Galaxaura rugosa* une espèce d'algue Rhodophyte d'origine indopacifique reporté dans l'étude de HOFFMAN et DUBINSKY (2010), cette espèce établie en méditerranée serait probablement introduite par les coques des navires en provenance de la mer rouge qui se trouve connectée aux mers d'Asie.

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

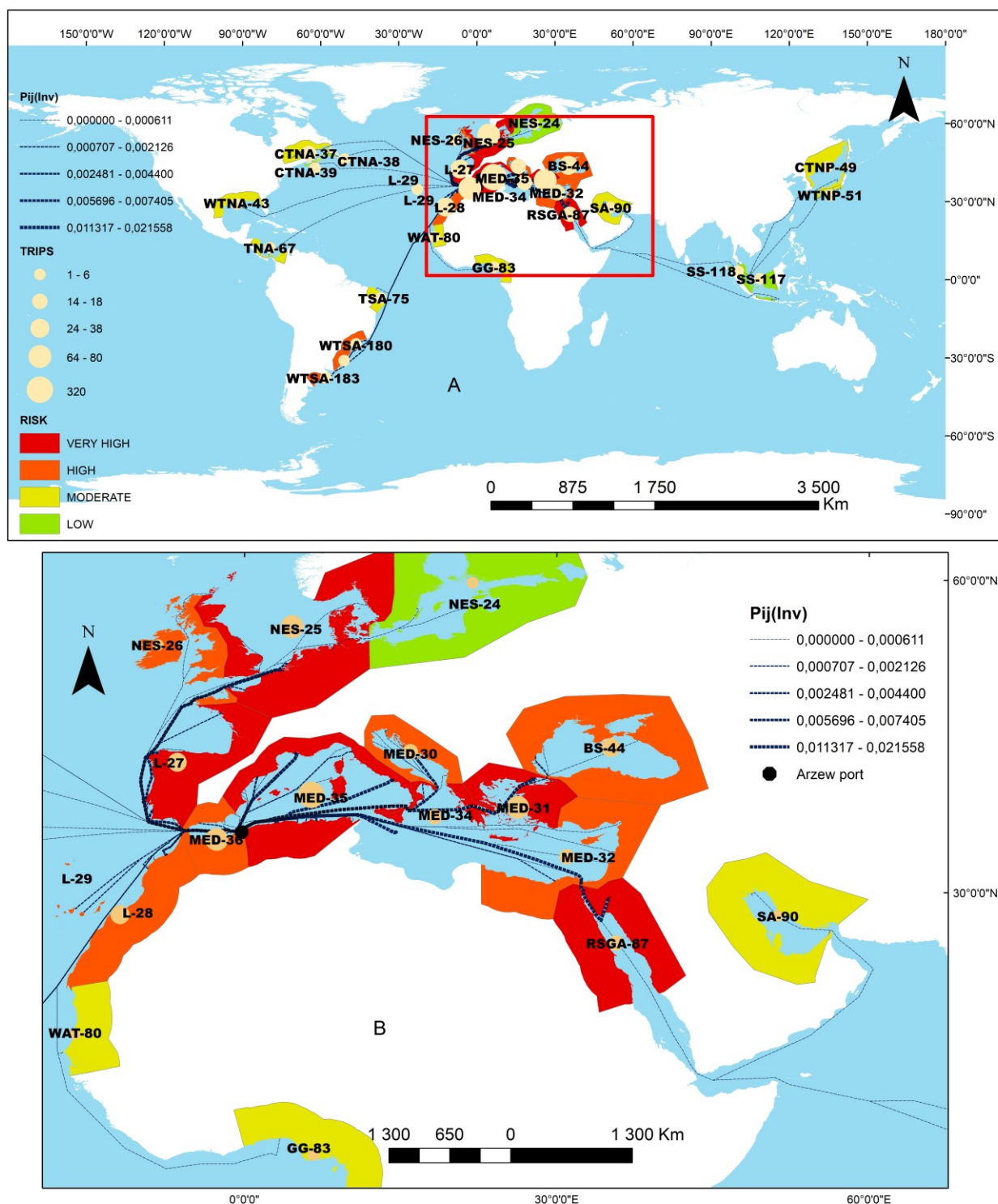


Figure II-20. Risque d'invasion par le biofouling dans la coque du navire pour toutes les écorégions donatrices dans le monde. Les cercles roses représentent le nombre de voyages de chaque écorégion. Le risque d'invasion associé à chaque trajectoire maritime est indiqué. Le numéro de l'écorégion et les initiales de la province biogéographique ont codés les écorégions (Arc Map GIS 10.4).

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

Note: BS-24: Baltic Sea/BS-44: Black Sea/CTNA-37: Gulf of St. Lawrence-Eastern/CTNA-38: Southern Grand Banks-South/CTNA-41: Virginian/CTNP-49: Sea of Japan/GG-83: Gulf of Guinea Central/GG-86: Angolan/L-27: South European Atlantic Shelf/L-28: Saharan Upwelling/L-29: Azores Canaries Madeira/MED-30: Adriatic Sea/MED-31: Aegean Sea/MED-32: Levantine Sea/MED-33: Tunisian Plateau/Gulf of Sidra/MED-34: Ionian Sea/MED-35: Western Mediterranean/MED-36: Alboran Sea/NES-22: Southern Norway/NES-24: Baltic Sea/NES-25: North Sea/NES-26: Celtic Seas/PSGA-87: Northern and Central Red Sea/SA-90: Arabian (Persian) Gulf/SS-117: Sunda Shelf/Java Sea/SS-118: Malacca Strait/TNA-63: Bahamian/TNA-64: Eastern Caribbean/TNA-65: Greater Antilles/TSA-75: Northeastern Brazil/WAT-80: Sahelian Upwelling/WTNA-42: Carolinian/WTNA-43: Northern Gulf of Mexico/WTNP-51: Central Kuroshio Current/WTNP-52: East China Sea/WTSA-180: Southeastern Brazil/WTSA-181: Rio Grande/WTSA-182: Rio de la Plata/WTSA-176: Humboldtian.

Les biorégions de la mer méditerranée MED-34, MED-31 et MED-35, respectivement : “mer Ionienne ”, “mer d’Egée” et “l’ouest méditerranéen” occupent un statut de très élevé dans la probabilité d’invasion ($P_{ij}(Inv)=0.015, 0.03$ et 0.07 respectivement), avec une contribution relative de 54.9% ($P_{ij} = P_{ij}(Inv)/\sum_i P_{ij}(Inv)$) dans 402 voyages. La vitesse moyenne des navires en provenance de ces trois écorégions est de 7.05 nœuds, et la durée moyenne de séjour des navires est de 2.56 jours. Les écorégions méditerranéennes montrent une grande similarité environnementale entre elles, favorisant ainsi l’établissement du biote introduit par le processus de l’introduction secondaire. La similarité environnementale entre ces trois écorégions et la mer d’Alboran est très élevée ($D^2 = 3.64, 10.16, 5.25$ respectivement)(Fig.II.20), à qui s’ajoute la grande probabilité de survie du fouling transporté par la coque des navires ($0.11 \leq P_{survival}^V \leq 0.99$). Ces résultats peuvent être interprété comme suit : si une espèce à caractère invasif vient d’être introduite par la coque d’un navire à l’un des ports méditerranéens et qu’elle réussisse à s’établir, elle ne tardera pas à envahir toute la méditerranée en si peu de temps et en particulier la mer d’Alboran. Ces propos sont consolidés par les résultats de FERRARIO *et al.* (2019a) qui ont relevés 33 espèces de fouling introduites à 20 marinas en France, Italie, Malte, Grèce, et en Turquie, ces espèces serait probablement introduites par les coques des navires de commerce. Les ports des biorégions (MED-30 à MED-36) sont connus comme étant des hubs, qui reçoivent des arrivées en provenance de l’Asie. En tenant compte de la similarité environnementale de la Méditerranée avec certaines mers d’Asie (Mer du Japon, Golf d’Aqaba) et du processus de l’introduction secondaire des ENIs, ces écorégions pourraient constituer un risque majeur pour l’ouest méditerranéen, notamment les écosystèmes insulaires et les aires marines protégée de la région. Ce classement est en adéquation avec celui de (ZENETOS *et al.*, 2020) qui a classé le Gulf de Saronikos en Grèce comme un « point chaud » de la bioinvasion en méditerranée avec 89 espèces non-indigènes dont 55 espèces établies et 8 espèces invasives.

Les deux biorégions L-27 et NES-25, “ Plateau de l’Atlantique sud européen ” et “la Mer du Nord” sont classées parmi les zones à très haut risque d’invasion, sur la base des résultats de cette étude. Leur probabilité d’invasion respective est de $P_{ij}(Inv) = 0.021$ et 0.028 pour un nombre de voyages

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

de 210. La probabilité de survie du fouling tout le long de la trajectoire maritime qui relie ces écorégion à la mer d'Alboran est comprise entre $0.18 \leq P_{\text{survival}}^V \leq 0.88$ et la probabilité d'établissement du biote Lusitanien dans l'ouest méditerranéen est très élevé ($D^2 = 7.88$; $P_{ij}(\text{Estab}) = 0.45$) par rapport à l'écorégion de la mer du nord ($D^2 = 13.3$, $P_{ij}(\text{Estab}) = 0.1$). L'accumulation varie de 1.28 % à 32.016% pour une durée de séjour des navires allant de 0.77 à 22 jours dans la biorégion L-27 et varie de 0.04 % à 47.72 % dans la biorégion NES-25. Le biote nord atlantique a plus de chance de survivre dans l'ouest méditerranéen si l'introduction se fait en hiver où les conditions de températures et de salinités sont les plus basses de l'année, la hausse de la température au printemps et en été, élimine la majeure partie des taxons incapables de résister à ces fluctuations. Néanmoins le biote du "Plateau de l'Atlantique sud européen" aura plus de chance de survie au voyage et de s'acclimater dans le milieu récepteur, vu la distance de voyage réduite et la similarité environnementale importante avec la mer d'Alboran. Ces constatations sont en accord avec les relevés de ZENETOS *et al.* (2012) qui a signalé une communauté à nombre réduit introduite à l'ouest méditerranéen en provenance de l'Europe du Nord et avec le signalement d'une espèce de polychète invasif d'origine Atlantique , introduite au port d'Arzew dans l'étude de BENSARI *et al.* (2020).

II.3.5 Risque d'invasion par type de navire

Le risque d'invasion a été agrégé par type de navire (Fig.II-21).

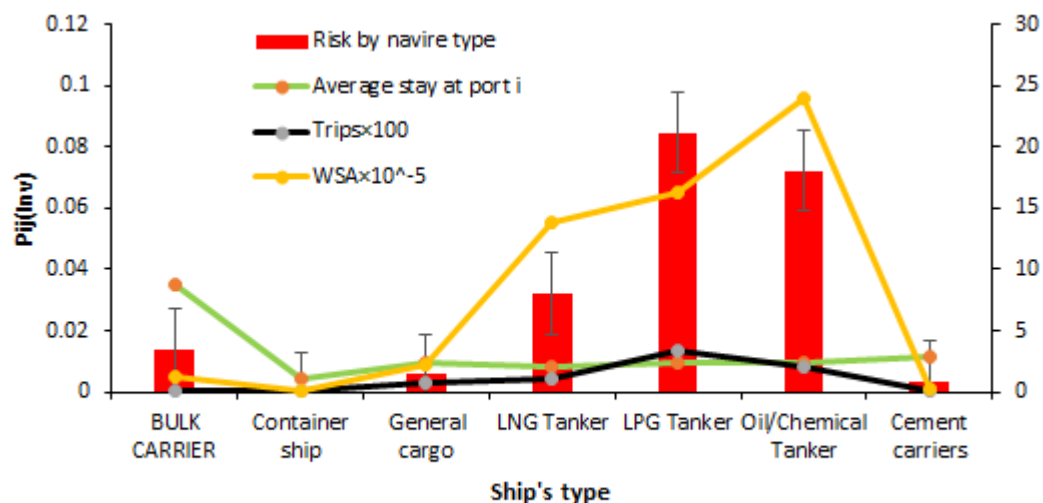


Figure II-21. Risque d'invasion par le biofouling pour différents types de navires. La ligne verte indique la durée moyenne de séjour des différents types de navires dans les ports d'origine (i) et la ligne noire représente le nombre

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

de voyages agrégés par type de navires provenant des différents ports (i). La ligne jaune représente la surface mouillée maximale accumulée par les différents types de navires provenant des différents ports (i). Écart-type montré pour le risque d'invasion (MS Excel 2016).

L'analyse du risque d'invasion par type de navire montre que les trois catégories de navires Tanker GPL, Tanker pétroliers/chimiquiers et Tanker GNL présentent le risque le plus élevé d'invasion par biofouling, avec des probabilité d'invasion : $P_{ij}(Inv) = 0.08, 0.07$ et 0.03 respectivement. La figure II.21 montre que le risque d'invasion est proportionnel à la surface mouillée des navires, plus un navire a une plus grande surface mouillée plus il a de plus grand risque d'invasion par le biofouling de la coque. Ces trois catégories de navires ont accumulé la plus grande surface mouillée comparé aux autres catégories de navires, $WSA = 23.99 \times 10^5 \text{ m}^2$ pour les Tankers pétroliers/chimiquiers, $WSA = 16.35 \times 10^5 \text{ m}^2$ pour les Tankers GPL et $WSA = 13.91 \times 10^5 \text{ m}^2$ pour les Tankers GNL. Une autre catégorie de navires qui représentent un risque important d'invasion par le fouling est les « Vraquiers » qui détiennent la durée de séjour la plus élevée dans les ports de provenance (i) (8.74 jours). La contribution de chaque catégorie de navire au risque d'invasion est dominée par les Tankers GPL avec 39.87% suivi par les Tankers pétroliers/chimiquiers (34%), Tankers GPL (15.14%) et les vraquiers avec 6.65%. Ceci peut s'expliquer par l'accumulation accrue du fouling de ces quatre catégories de navires, vu leur jauge brute élevée qui leur acquiert une surface mouillée plus grande mais aussi par le nombre de voyages élevé de ces catégories de navires. En effet, les Tankers GPL ont effectué 330 voyages vers le port d'Arzew, suivi par les Tankers pétroliers/chimiquiers (400 voyages), Tankers GNL (105 voyages) et Vraquiers (17 voyages). Cette différence peut aussi s'interpréter par l'efficacité du système antifouling qui varie selon le type navire ; comme les vraquiers présente une plus grande efficacité comparée aux Tankers et aux Porte-conteneurs.

II.3.6 Modélisation des différentes stratégies antifouling utilisées

Dans cette section nous présentons une simulation de quelques stratégies antifouling utilisées par les navires commerciaux et leur effet sur la probabilité d'invasion (Fig.II-22, II-23).

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

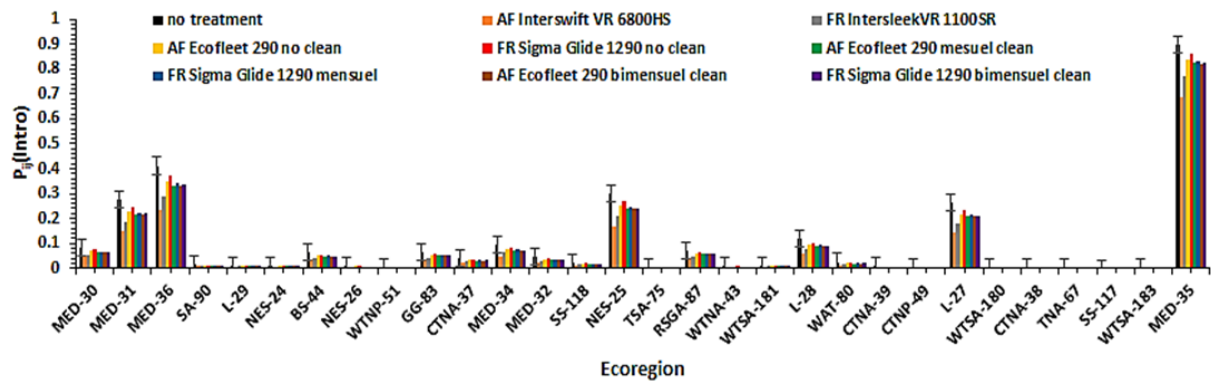


Figure II-22. Effort de traitement par différentes stratégies d'antifouling et réduction de la probabilité d'introduction de NIS par le biofouling pour les différentes écorégions. FR : Revêtement antisalissures sans biocides, AF : Revêtement antisalissure avec biocides (MS Excel 2016).

Les efforts visant à minimiser le risque de bioinvasion par le transport maritime ont été très débattue depuis la dernière décennie. Cette discussion a été dynamisée par une convention de l'Organisation Maritime Internationale (IMO, 2004) qui postule le traitement des eaux de ballast à bord de tous les navires, suivi par les guidances de 2011 et de 2012 concernant le traitement du biofouling des navires (IMO, 2011, 2012). Certains pays membre de l'IMO comme la Nouvelle Zélande et les Etats Unis d'Amérique ont instaurés des réglementations spécifiques sur la gestion du biofouling des navires (GEORGIADIS *et al.*, 2018), et avec l'émergence de la technologie, plusieurs techniques de gestion du fouling des coques des navires ont vu le jour, depuis le temps où les navires utilisaient les peintures antifouling à base de TBT, jusqu'au nouveaux copolymères à base de silicone et de cuivre. Avec l'évolution de la robotique, plusieurs générations de ROV ont été développés pour le nettoyage des coques des navires dans l'eau (MORRISEY et WOODS, 2015). En respectant ces normes proposées, nous avons testé l'effet de l'utilisation de différentes stratégies antifouling sur la réduction de la probabilité d'introduction. Nous utilisons ici un premier scénario relatif à l'utilisation de la peinture antifouling avec biocides AF (InterswiftVR 6800HS, AkzoNobel) et une autre sans biocides FR (IntersleekVR 1100SR, AkzoNobel). Le deuxième scénario est consacré à l'utilisation de la peinture AF (Ecofleet 290) et FR (Sigma Glide 1290) avec différentes fréquences de nettoyage de la coque (nettoyage mensuel et bimensuel). La figure II.22 montre que l'utilisation du revêtement AF (InterswiftVR 6800 HS, AkzoNobel) dans chaque port donneur permet de réduire le risque des écorégions à très haut risque d'invasion par 23.58 % pour MED-35, 42.58 % pour MED-36, 44.64 % pour NES-25, 45.06 % pour MED-31, et 45.60 % pour l'écorégion du Plateau atlantique du sud de l'Europe ; 47.49% pour le l'Upwelling saharien. Le revêtement FR (IntersleekVR 1100SR, AkzoNobel) montre une réduction de 14.03 % pour l'écorégion de l'ouest méditerranéen, 29.3 % pour la MED-36, 31.1% pour la mer du nord "NES-

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

25'', 31.48% pour l'écorégion de la mer Égée, 31.95% pour L-27 et 33.64 % pour L-28 (Fig.II-22). Dans les conditions du non nettoyage de la coque, le revêtement AF (Ecofleet 290) réduit la probabilité d'introduction de 6.39% pour la MED-35, 15.56 % pour MED-36, 16.74% pour NES-25, 16.98 % pour MED-31, 17-19 % pour les deux écorégions L-27 et L-28, 18.79% pour RSGA-87. De son côté le revêtement FR (Sigma Glide 1290) sans nettoyage de la coque peut réduire la probabilité d'introduction de 11.59% pour l'ensemble des trajectoires maritimes. Pour un nettoyage mensuel de la coque, le revêtement AF (Ecofleet 290) offre une réduction de 22.29 % du risque total par écorégion contre une réduction de 19.60 % pour le revêtement FR (Sigma Glide 1290). Dans le cas d'un nettoyage bimensuel de la coque, le revêtement AF (Ecofleet 290) réduit le risque total de 22.44 % par écorégion versus une réduction de 21.52 % pour le FR (Sigma Glide 1290) (Fig.II-22).

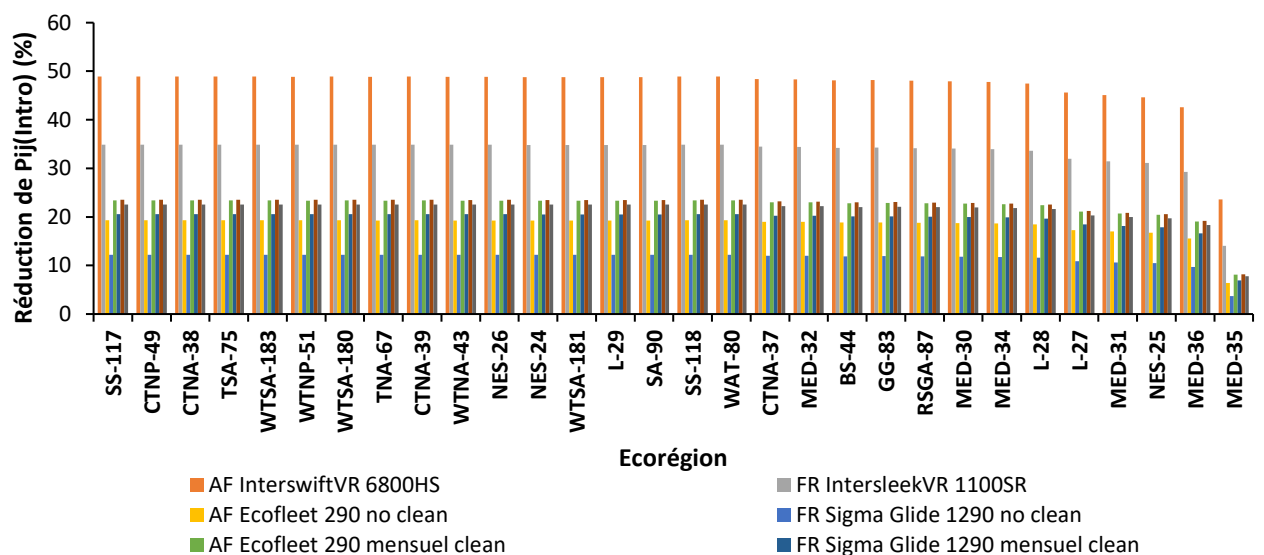


Figure II-23. Réduction de la probabilité d'introduction $P_{ij}(Intro)$ selon les différentes stratégies antifouling utilisées pour l'ensemble des trajectoires maritimes regroupées par écorégion d'origine (MS Excel 2016).

Bien que la réduction uniforme des risques pour tous les navires est une approximation peu concrète du traitement du biofouling, nos simulations révèlent que les efforts déjà modérés de traitement du fouling peuvent donner des résultats substantiels (Fig.II-23). Par exemple, l'introduction globale par écorégion peut être réduite de 11.6 % à 48.88% si le fouling est traité par un revêtement AF (InterswiftVR 6800HS, AkzoNobel), et par 33.46% dans le cas d'un revêtement FR (IntersleekVR 1100SR, AkzoNobel) dans les ports donneurs qui présentent le risque d'invasion le plus élevé. La réduction de la pression de propagule du fouling est proportionnelle au taux d'invasion de ce dernier. Nos calculs montrent que le risque d'invasion globale vers le port d'Arzew pourrait être réduit de 21.37% si le fouling est traité avec un effort

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

de 44.88% par le revêtement AF (InterswiftVR 6800HS, AkzoNobel) au niveau des 10 ports présentant le plus grand risque (Anwterp, Port de bouc, Marmara, Fos, Algiers, Aqaba, Marsaxlokk, Naples, Split, Sines) et par 100 % s'il est traité par le même effort dans les 6 écorégions les plus menaçantes (MED-35, MED-31, NES-25, L-27, MED-34, RSGA-87) (Fig.II-23).

II.3.7 Effet des variables environnementales sur la probabilité d'invasion $P_{ij}(Inv)$

Le réchauffement global affecte inéluctablement la vie dans le milieu marin et continentale (MORUETA-HOLME *et al.*, 2013). Les espèces de par leur histoire évolutive et caractéristiques communes se trouvent séparées par des barrières biogéographiques. Ces barrières sont régies essentiellement par des paramètres abiotiques, tels que la température et la salinité. L'altération de ces paramètres permet aux espèces soit d'élargir ou de rétrécir leur aire de répartition naturelle. Sur la base de ces hypothèses fondamentales de la distribution des espèces, nous testons la capacité de survie du fouling introduit par les coques des navires à la mer d'Alboran, en utilisant des prévisions de 2050. La distance de Mahalanobis calculée pour 3 variables environnementales (température, salinité et vitesse des courants) sera exprimée en tant que probabilité d'établissement du biote pour analyser l'effet de son changement sur la probabilité d'invasion (Fig.II-24).

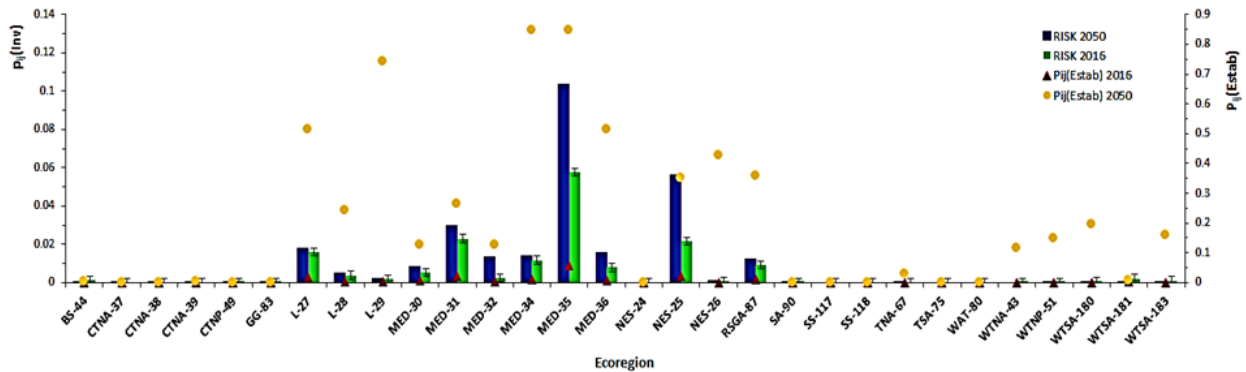


Figure II-24. Risque d'invasion par le biofouling des navires par écorégion, représenté pour 2016 et 2050. Les cercles jaunes et gris montrent les probabilités d'établissement du biote pour 2050 et 2016 respectivement (MS Excel 2016).

La figure II-24 montre une très grande augmentation de la probabilité d'invasion au port d'Arzew pour l'an 2050. Cette augmentation est proportionnelle à la similarité environnementale. L'augmentation de la probabilité d'établissement accélère le phénomène de l'homogénéisation du biote. La figure 37 révèle une augmentation du risque d'invasion des écorégions pour le même effort de trafic maritime à Arzew : 12.47 % pour l'écorégion L-27, 33.82 % pour L-28, 9.95 %

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

pour L-29, 60.52 % pour MED-30, 29.90% pour MED-31, 455.83 % pour MED-32, 21.45% pour MED-34, 79.32 % pour MED-35, 78.77 % pour NES-24, 160.73 % pour NES-25, 241.77% pour l'écorégion de la mer celtique NES-26 et 33.45 pour l'écorégion de la mer rouge. Certaines écorégions comme la mer noire "BS-44", le Golf de la guinée centrale "GG-83" montre une réduction du risque d'invasion. Ces résultats sont en adéquation avec les théories fondamentales de l'homogénéisation globale du biote et les prédictions de SEEBENS *et al.* (2020) , qui prévoient une augmentation de 37 % du nombre des espèces non-indigènes à l'échelle mondiale en 2050. L'augmentation de la dissimilarité environnementale joue un rôle important dans la survie des espèces, en particulier les espèces du fouling. Le passage des navires dans des zones de lessivage (canaux d'eau douce) qui présentent une grande différence environnementale avec la mer d'Alboran provoquera un choc et un stress environnemental aux organismes attachés à la coque, contribuant ainsi à l'atténuation du risque d'invasion. Cependant, cette suggestion n'est pas adapté à la Méditerranée , contrairement aux Grand Lacs au Canada et aux USA.

II.3.8 Sensibilité du modèle face aux variables environnementales

La caractérisation des conditions environnementales portuaires par le biais des différentes variables environnementales utilisées dans cette étude est entravé par la forte variabilité naturelle de nombreux port. Pour évaluer la robustesse de nos résultats, nous avons comparés les données sur la température, salinité et vitesse des courants utilisées pour l'année 2050 avec les données de 2016 (température, salinité, vitesse des courants) pour un total de 126 ports et avons trouvés une corrélation des deux ensembles de données (Fig.II-25).

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

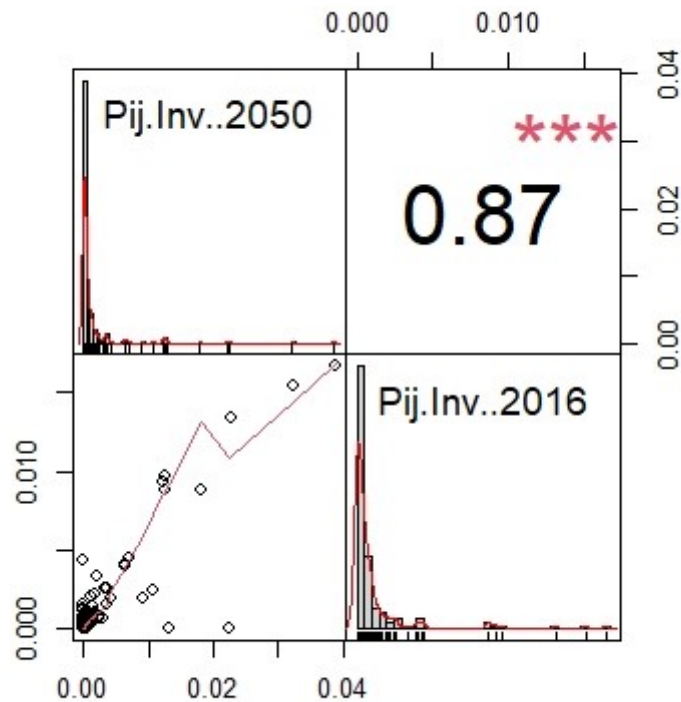


Figure II-25. Corrélation entre les probabilités d'invasion pour différentes données environnementales (Température, Salinité et vitesse des courants) (R.4.1.1).

Après l'exécution de notre modèle d'invasion avec les données de 2050, nous n'avons trouvé que de petites différences par rapport à nos résultats initiaux comme le montre la figure II-25, c'est-à-dire que les risques d'invasion portuaires estimés sur la base de l'un ou l'autre ensemble de données environnementales montrent une forte corrélation (Spearman = 0.87). Ceci indique que nos résultats sont robustes face aux variations des conditions environnementales.

II.3.9 Validation du modèle

Dans cette étape de validation, nous avons convertis les records d'introduction en méditerranée en une probabilité d'introduction observée pour qu'elle soit comparable aux prédictions du modèle $P_{ij}(Inv)$. Les résultats obtenus sont représentés par la figure II-26.

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

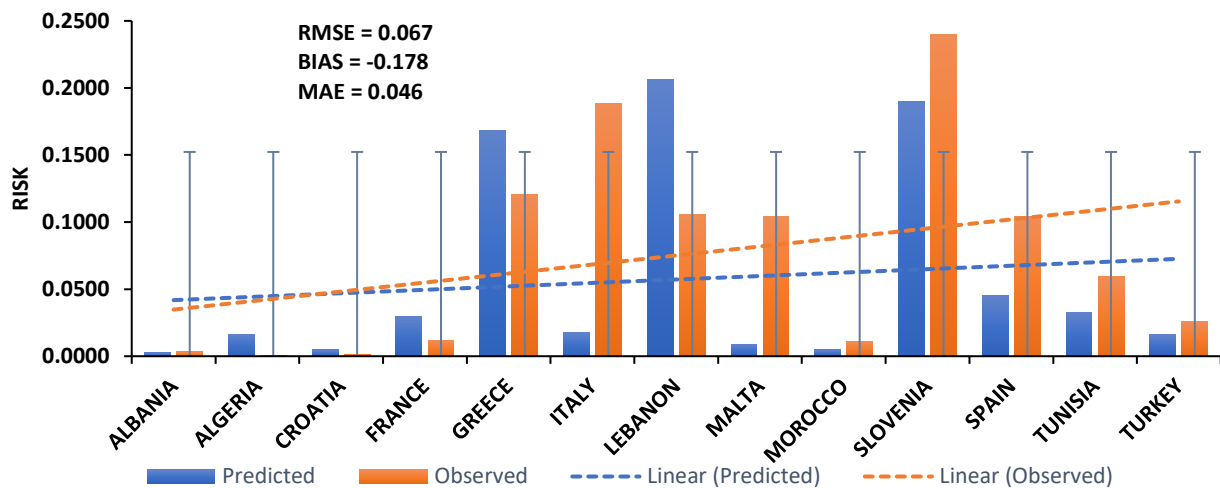


Figure II-26. Validation des résultats du modèle sur la base des données de KATSANEVAKIS *et al.* (2020) sur les enregistrements d'espèces exotiques et cryptogéniques dans la mer Méditerranée. Écart-type indiqué pour les valeurs observées. La valeur de chaque indicateur estimé est indiquée sur la figure (MS Excel 2016).

La racine de l'erreur quadratique moyenne estimé pour le modèle sur la base des records de 13 pays méditerranéen est $RMSE = 0.067$, et l'erreur moyenne absolue $MAE = 0.046$ cette valeur est proche de zéro, ces valeurs se traduisent par une bonne prédiction du modèle d'invasion, avec 61.96 % de la variance totale observé. Le biais calculé est de 0.178, ce qui correspond à 23.81% de la moyenne des observations. Globalement le modèle a sous-estimé le risque de 23.81 % pour les 13 pays, cette erreur systématique pourrait être dû au manque d'information relatives aux événements d'introduction en méditerranée, notamment l'Algérie où le risque a été sous-estimé (Fig.II-26). Notez bien que le nombre d'événements d'introduction en Algérie est plus supérieur à celui reporté dans la base de donnée de KATSANEVAKIS *et al.* (2020), mais le manque d'investigation à ce sujet ne nous permet pas de trancher. Pour l'Albanie, la Slovénie, la Turquie, et la Tunisie les valeurs prédites diffèrent de 31.29 % des valeurs observées. Globalement, le modèle a prédit 56% des événements d'introduction des ENIs en Méditerranée (Fig.II-27).

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

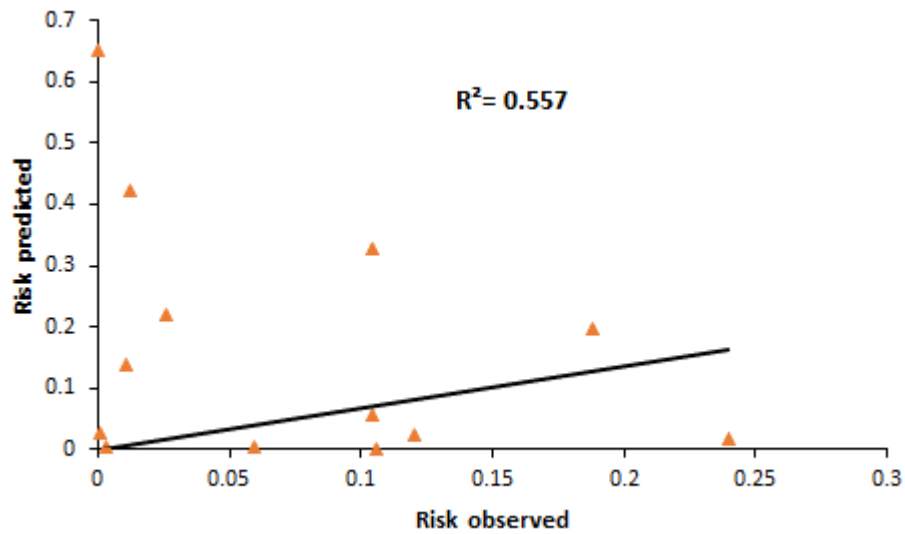


Figure II-27. Analyse de la corrélation entre le risque observé et le risque prédit (MS Excel 2016).

II.4 Conclusion

L'encrassement biologique des coques de navires est une source importante de propagation des ENIs dans de nouveaux environnements. Une meilleure compréhension mécaniste et quantitative des risques d'invasion est désespérément nécessaire. Nous avons utilisé une approche innovante pour estimer le risque de ce vecteur dans le port d'Arzew comme lieu d'étude de cas. Nous montrons que pour un total de 738 voyages, le risque d'invasion est considérable. Les résultats présentés dans ce chapitre peuvent être utilisés par les autorités gouvernementales internationales telles que l'Organisation Maritime Internationale et par les autorités locales des pays membres de l'OMI. En particulier, nos résultats sont utiles pour les autorités algériennes afin d'établir des lois et des réglementations spécifiques sur les navires de gros tonnage tels que les méthaniers et les GPL, les pétroliers/chimiquiers, afin de minimiser le transfert de ENIs dans le monde. Cette approche de modélisation développée à partir des données expérimentales de plusieurs études mondiales peut être appliquée aux ports du monde entier en ajustant certains paramètres et en ajoutant d'autres facteurs connus pour influencer l'encrassement ailleurs. Une meilleure connaissance des taux d'encrassement biologique sur les coques des navires et de la composition des communautés d'encrassement biologique améliorera la précision des modèles à l'avenir. En outre, l'acquisition d'un vaste ensemble de données sur le trafic maritime et de données environnementales à haute résolution aidera grandement à mieux comprendre l'ampleur du risque d'introduction et d'invasion d'espèces salissantes. Nous démontrons que le traitement de la salissure dans quelques ports donneurs à haut risque pourrait réduire considérablement le risque d'invasion

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

globale. De même, le passage des navires dans des zones présentant une grande différence environnementale avec le milieu récepteur réduira de manière significative le taux d'introduction des ENIs par les salissures biologiques. Le choix d'un bon système antifouling est également un élément crucial pour réduire l'encrassement des coques. Par exemple, le nettoyage de la coque des navires dans l'eau, sans passer par le chantier naval, permet au gestionnaire et à l'exploitant du navire d'économiser du temps et de l'argent et peut s'avérer efficace pour réduire le taux d'encrassement. Pour les navires opérant dans les mêmes zones, le risque est beaucoup plus élevé en raison de la grande similitude environnementale entre les zones adjacentes. Par exemple, l'introduction de réglementations au niveau régional, obligeant les navires faisant escale dans plusieurs ports méditerranéens en même temps à nettoyer leurs coques en les faisant passer par des zones de lessivage (comme la mer Noire et la mer Baltique) à intervalles réguliers, ou par un nettoyage régulier des coques sous l'eau, aurait un effet significatif sur la salissure et les espèces envahissantes. Dans l'ensemble, l'étude a contribué à la compréhension de l'impact de l'encrassement des navires, est cohérente avec les travaux sur les ENIs en Méditerranée, et fournit un cadre pour des travaux similaires dans d'autres régions du monde.

II.5 Limites du modèle

Toute tentative de modélisation de la dynamique des invasions est entravée par deux difficultés. Le premier défi est la disponibilité limitée des données pour l'étalonnage et la validation des modèles. Les enregistrements actuels du trafic maritime par l'AIS terrestre offrent une base de données solide. Cependant le récepteur AIS terrestre a ses limites en comparaison avec son homologue l'AIS satellitaire. Celles-ci comprennent: a) la nécessité d'une ligne de visée vers l'appareil afin de recevoir le signal VHF, b) la courbure de la terre, b) la force du signal VHF / la puissance du transpondeur AIS. Ces limites de l'AIS terrestre concernant la fréquence de l'envoi des messages codés peuvent altérer l'information relative à la détection des navires qui entrent dans la rade d'un port donné et par conséquent le calcul estimatif de la vitesse moyenne de chaque traversée pourrait être biaisé. Pour tester l'influence des données environnementales sur le modèle, nous avons performé une simulation du modèle basée sur deux jeux de données de variables environnementales et nous avons trouvé une forte corrélation dans le risque d'invasion simulé pour les différents ports (Fig.II-25). De point de vue de données suffisantes, notre étude souffre surtout du manque de connaissance sur l'effet du matériau utilisé sur l'accumulation du fouling sur les coques des navires. Dans le modèle nous avons résolu ce problème en supposant que les navires disposent du même acier de la coque. L'accumulation du fouling sur les plaques PVC utilisées

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

pour générer le modèle de départ peut différer selon la composition métallurgique de chaque coque de navire. Cependant l'étude de OLIVEIRA et GRANHAG (2020) a utilisé le même acier utilisé dans la construction des coques des navires, ce qui renforce d'avantage la robustesse de notre modèle de départ. Un deuxième point concernant la limite de ce modèle est le changement graduel des conditions environnementales tout le long des routes de navigation, ce changement peut avoir un effet sur la survie des espèces transportée par la coque et par conséquent la probabilité de survie calculée précédemment peut être biaisé , c'est pourquoi nous avons utilisé la métrique de Mahalanobis avec une matrice de variance-covariance de tous les ports donneurs afin de s'approcher le mieux des conditions réelles et des contraintes environnementales exercées sur le fouling transporté par la coque. Un autre problème plus grave est le manque d'informations relatives à la gestion du biofouling dans les ports de provenance. La plupart des navires dispose d'un registre de biofouling qui indique toutes les opérations d'inspection et de nettoyage de la coque, de mise en cale sèche et du renouvellement du revêtement antifouling. La durée qui sépare la dernière application de la peinture antifouling est une information cruciale pour l'estimation du pourcentage de couverture. Ce problème est résolu en assignant une probabilité par rapport à l'efficacité du système antifouling sur la base de l'enquête de Californie (SCIANNI *et al.*, 2013). Le deuxième défi de la modélisation de la dynamique des invasions comme indiqué dans SEEBENS *et al.* (2013) est la formulation du modèle lui-même. La bioinvasion est un processus complexe, en dehors des conditions environnementale, la probabilité d'établissement dépend d'autres facteurs tels que les niveaux trophiques, l'occupation des niches, la dynamique des populations ou de la résistance biotique (LOCKWOOD *et al.*, 2009). Ces facteurs sont des facteurs pertinents qui déterminent le succès de l'établissement et agissent comme des sources d'incertitudes au sein du modèle. Par rapport à la physiologie et la biologie des espèces, il est connu que les espèces euryèce ont une grande valence écologique et supportent d'importantes variations des facteurs écologiques ; les espèces sténoèces présentent une faible valence écologique, cela veut dire que certains taxons du fouling pourrait avoir plus de chance que d'autres taxons et mieux résister aux contraintes environnementales. Néanmoins, par manque d'informations et à cause de la complexité de ce processus l'étude ne prend pas en considérations les espèces euryèce, cela pourrait être un biais systématique dans nos estimations des risques. D'autres facteurs sont difficile à intégrer dans un modèle conçu pour estimer le risque d'invasion globale, comprennent : a) le modèle ne se prête pas à décrire comment une espèce établie pourrait influencer l'écosystème récepteur, b) le modèle donne un aperçu du risque d'invasion mais ne décrit pas le nombre d'invasions possibles en provenance d'un port donné. Les autres limites de ce

Chapitre II : Modélisation du risque d'introduction des espèces non-indigènes par le biofouling des coques des navires: Cas d'étude du port d'Arzew

modèle sont les suivantes : a) les zones de niche sont des points chauds de la bioinvasion et constituent un vecteur important pour l'introduction des ENIs, cependant en raison du manque de données sur les caractéristiques techniques des navires ayant fait escale au port d'Arzew, le modèle ne prend pas en compte ce paramètre et le risque d'invasion est alors sous-estimé, b) concernant les données environnementales, la résolution des couches utilisées est de 5 min d'arc, ce qui est équivalent à 9,26 km, cette résolution pourrait être une erreur systématique dans le calcul de la similarité environnementale et pourrait sous-estimer les conditions réelles du port. En effet, les zones portuaires sont connues pour être des zones polluées et perturbées et donc plus sujettes aux invasions biologiques. De plus, certains ports sont situés à l'intérieur des terres, près d'estuaires ou de rivières, et les images satellites que nous avons utilisées ne couvrent pas parfaitement ces zones.

CHAPITRE III : BIO-SURVEILLANCE DES ESPECES NON- INDIGENES DE BIOFOULING DANS LE PORT D'ALGER

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger

III CHAPITRE III : BIO-SURVEILLANCE DES ESPECES NON-INDIGENES DE BIOFOULING DANS LE PORT D'ALGER

III.1 Introduction

Sous l'influence de l'homme, les plantes, les animaux et les microbes se répandent au-delà de leur aire de répartition d'origine plus rapidement et plus loin que jamais (RICCIARDI, 2016). Les taux d'invasion augmentent dans le monde entier, en particulier dans les grands systèmes aquatiques (RICCIARDI, 2006). Beaucoup de ces espèces exotiques semblent inoffensives, alors que d'autres ont un impact considérable sur la biodiversité, les services écosystémiques et la santé humaine et animale (RUIZ *et al.*, 1997; MOLNAR *et al.*, 2008). Pour une gestion efficace, il faut être capable d'anticiper et de classer par ordre de priorité les menaces d'invasion parmi l'énorme quantité et la diversité des organismes introduits par les mécanismes de transport qui facilitent les déplacements et les échanges humains, comme le transport maritime. Le transport maritime est le principal vecteur de l'introduction involontaire d'espèces dans les systèmes estuariens et côtiers dans le monde entier (RUIZ *et al.*, 1997; CARLTON, 2001; MOLNAR *et al.*, 2008) et relie des régions éloignées en utilisant les ports comme tremplins (KELLER *et al.*, 2011). Le trafic maritime mondial a été multiplié par quatre depuis le début des années 1990, augmentant ainsi le phénomène d'homogénéisation globale (TOURNADRE, 2014).

La salissure biologique marine est l'accumulation de matières biologiques à la surface d'objets immergés tels que les coques de navires et les pylônes de jetées. Il existe plus de 4000 espèces marines identifiées comme des organismes de salissure biologique, toutes sont des formes sessiles pouvant s'attacher aux surfaces mouillées d'un navire (BROOKS et WALDOCK, 2009). De telles surfaces soutiennent un biote abondant d'espèces salissantes et semblent favoriser les ENIs (GLASBY *et al.*, 2007; NEVES *et al.*, 2007). Les ports sont donc des sites intéressants pour le lancement d'une surveillance biologique (AWAD *et al.*, 2014).

La mer Méditerranée fait partie des provinces marines les plus envahies (BAILEY *et al.*, 2020), avec près de 800 ENIs multicellulaires recensés (GALIL *et al.*, 2018b), et les principaux vecteurs d'introduction comprennent : l'ouverture et l'élargissement du canal de Suez, l'aquaculture et la navigation (RUIZ *et al.*, 2000; GALIL *et al.*, 2014a; KATSANEVAKIS *et al.*, 2014b; TSAMIS *et al.*, 2020). Alors que la plupart des espèces introduites par le canal de Suez et par les vecteurs de l'aquaculture sont généralement confinées dans des zones relativement restreintes, les navires peuvent propager davantage les ENIs dans tout le bassin méditerranéen (GALIL *et al.*, 2018a). Le trafic maritime joue un rôle clé dans l'introduction des ENIs par la biosalissure des coques des

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger

navires, favorisant leur installation et leur établissement dans les ports et créant ensuite des zones sensibles pour les ENIs. Il a longtemps été considéré que les grands ports commerciaux sont les principales plaques tournantes des ENIs, en raison du transit des navires transocéaniques, tandis que les petits bateaux sont impliqués dans leur propagation secondaire dans les marinas et les zones voisines (MINCHIN *et al.*, 2006; FLOERL *et al.*, 2009; ZABIN *et al.*, 2014; MARCHINI *et al.*, 2015a).

En Algérie, de nombreuses espèces introduites ont été signalées le long des 1622 kilomètres de côte. Cependant, très peu d'études ont ciblé la biodiversité dans les ports (MANTE *et al.*, 2003; REBZANI-ZAHEF, 2003; GRIMES *et al.*, 2010), et seulement trois études ont mis le point sur la problématique des espèces non-indigènes dans les ports Algériens (BOUDA *et al.*, 2016; BOUDA *et al.*, 2017; BENSARI *et al.*, 2020).

Ce chapitre vise à : (i) relever la présence des ENIs dans le port de pêche d'Alger, qui est considéré comme l'un des plus vieux ports en Algérie ; (ii) contribuer à la connaissance et l'identification des espèces non indigènes sur la côte algérienne et dans le sud de la Méditerranée ; et (iii) établir un ensemble de données de base pour les évaluations futures des ENIs dans les ports algériens.

La première partie de ce chapitre traitera la méthodologie de l'échantillonnage et de l'identification du fouling au port d'Alger. Nous présentons par la suite les résultats obtenus par l'identification des espèces récoltées avec une présentation de chaque espèce identifiée, son signalement en Algérie, son écologie et son impact potentiel sur la biodiversité et/ou la santé humaine. Ensuite, nous aborderons l'abondance des espèces de crustacés (microfouling) et des espèces de macrofouling, et nous finirons par une conclusion sur l'étude réalisée. Nous tenons à préciser que le but principal de cette étude est l'identification des taxons introduits au port de pêche d'Alger. Le choix du port de pêche d'Alger dans le cadre de cette étude, vient suite aux restrictions imposées aux ports commerciaux d'Arzew et d'Alger, et qui ne permettait pas d'accéder à ces derniers, pour réaliser notre échantillonnage biologique.

III.2 Méthodologie

La récolte du matériel biologique s'est effectué au port de pêche d'Alger durant la période printanière de 2021, en raison des restrictions imposées au port commercial, mais aussi en raison de la connectivité du port de pêche avec l'environnement portuaire du port commercial d'Alger (Fig.III.1). L'échantillonnage s'est concentré uniquement sur les structures flottantes (par exemple

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger

les pneus utilisés pour la protection de l'accostage ainsi que les cordes).

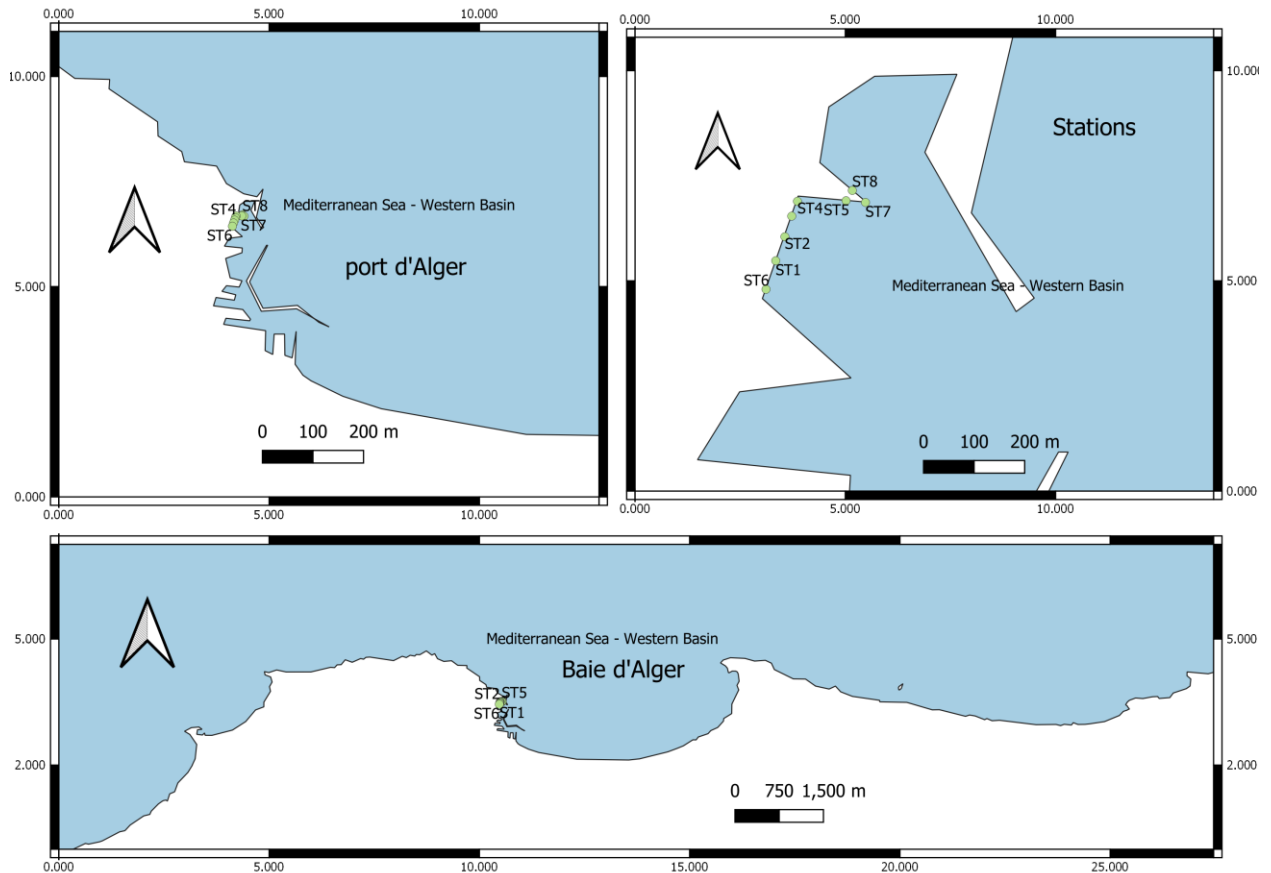


Figure III-1. Stations échantillonnées au port d'Alger (QGIS 3.12.3).

Un grattage minutieux a été effectué dans chaque station à l'aide d'une lame à enduire, de manière à permettre l'identification des taxons et l'estimation de l'abondance (faible ou élevée) car le but principal était d'identifier les taxons introduits.

Tous les échantillons ont été soigneusement stockés dans des sacs de collecte ou dans des bocaux étiquetés (station, date, substrat gratté, coordonnées géographiques) et ont été immédiatement fixés avec du formol (4 à 5 %). En laboratoire, les échantillons ont été passés au crible d'une maille de 1 mm. Les organismes ont été triés en différents groupes zoologiques, puis identifiés, à l'aide de plusieurs clés d'identifications et en utilisant une loupe binoculaire, au niveau taxonomique le plus bas possible. Des images et des vidéos des communautés de salissure ont également été prises.

Certains taxons nécessitent une dissection pour les identifier, comme les ascidies et les crustacés. Pour ces derniers leurs critères d'identification se trouvent essentiellement dans la tête, les Gnathopodes, le nombre de Péréonites, le Telson.....etc.

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger

La nomenclature taxonomique de toutes les espèces identifiées a été vérifiée selon le Registre mondial des espèces marines (Comité de rédaction du WoRMS, 2020). Le statut des espèces est vérifié avec les récents travaux retrouvés dans la littérature. En effet, au fil du temps plusieurs espèces changent de statut d'une espèce non indigène à Cryptogénique ou bien même à espèce indigène surtout avec l'émergence des outils biomoléculaires. En plus de nos efforts, l'identification de ces espèces a été validée par des chercheurs spécialistes de chaque taxon (Equipe de recherche du laboratoire d'écologie aquatique de Pavie en Italie, et l'équipe de recherche du Centre de recherche environnementale Smithsonian du Maryland aux USA).

III.3 Résultats et discussion

Au total, l'étude a recensée 15 espèces, dont 08 espèces de crustacés, 02 espèces de spongiaires, 02 espèces de bryozoaires et 03 espèces d'ascidies. Le nombre d'espèces non-indigène et cryptogénique relevé dans cette étude est 11 espèces, avec : 03 ENIs et 01 espèce cryptogénique de crustacés, 01 ENI de spongiaires, 02 ENIs et 01 espèce cryptogénique de bryozoaires, 02 ENIs et une espèce cryptogénique d'ascidies (Tab.III-1).

Tableau III-1. Espèces de fouling enregistrées au niveau du port d'Alger (créé par l'auteur)

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger

	Statut	APS	Source de l'APS
Amphipodes			
<i>Elasmopus brasiliensis</i> (Dana, 1853)	Indigène	1911	(CHEVREUX, 1910)
<i>Caprella dilatata</i> (Krøyer, 1843)	Indigène	1970	(ZAKHAMA-SRAIEB <i>et al.</i> , 2009)
<i>Jassa marmorata</i> (Holmes, 1905)	Introduite	1990	(CONLAN, 1990)
<i>Jassa slatteryi</i> (Conlan, 1990)	Cryptogénique	Présente étude	
Balanomorphes			
<i>Perforatus perforatus</i> (Bruguère, 1789)	Indigène	1973	(MENESINI, 1984)
Isopodes			
<i>Dynamene edwardsi</i> (Luca, 1849)	Indigène	Présente étude	
<i>Paranthura japonica</i> (Richardson, 1909)	Introduite	Présente étude	
Tanaidacés			
<i>Zeuxo coralensis</i> (Sieg, 1980)	Introduite	2020	(BENSARI <i>et al.</i> , 2020)
Spongiaires			
<i>Paraleucilla magna</i> (Klautau, Monteiro & Borojevic, 2004)	Introduite	2019	(BACHETARZI <i>et al.</i> , 2019)
Bryozoaires			
<i>Bugula neritina</i> (Linnaeus, 1758)	Cryptogénique	2020	(BENSARI <i>et al.</i> , 2020)
<i>Cryptosula pallasiana</i> (Moll, 1803)	Indigène	1993	(MOISSETTE, 1993)
<i>Tricellaria inopinata</i> (d'Hondt & Occhipinti Ambrogi, 1985)	Introduite	Présente étude	
<i>Watersipora subtorquata</i> (d'Orbigny, 1852)	Introduite	Présente étude	
Ascidies			
<i>Botryllus schlosseri</i> (Pallas, 1766)	Cryptogénique	2020	(BENSARI <i>et al.</i> , 2020)
<i>Clavelina lepadiformis</i> (Müller, 1776)	Introduite	Présente étude	
<i>Styela plicata</i> (Lesueur, 1823)	Introduite	Présente étude	
APS : Année de premier signalement en Algérie			

APS : Année de premier signalement en Algérie

III.3.1 Description des espèces identifiées

Dans cette sous-section, nous présentons les espèces non-indigènes recensées au port de pêche d'Alger avec leur écologie, distribution et leur impact potentiel.

III.3.1.1 *Jassa marmorata* (Holmes, 1905)

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger

Classe : Malacostraca

Ordre : Isopoda

Famille : Ischyroceridae

Espèce : *Jassa marmorata*

Description

Jassa marmorata est un amphipode gammaridé qu'on trouve dans les environnements marins peu profonds. La taille des mâles varie en fonction de la taille des appendices alimentaires. Le 1^{er} gnathopode est similaire entre les sexes. La taille du deuxième gnathopode se développent soit sous des formes "majeures" avec de très grands gnathopodes et de grands pouces ", soit sous des formes " mineures " avec des gnathopodes beaucoup plus petits. Cette description est approuvée par les travaux de CONLAN (1990) (Fig.III-2).

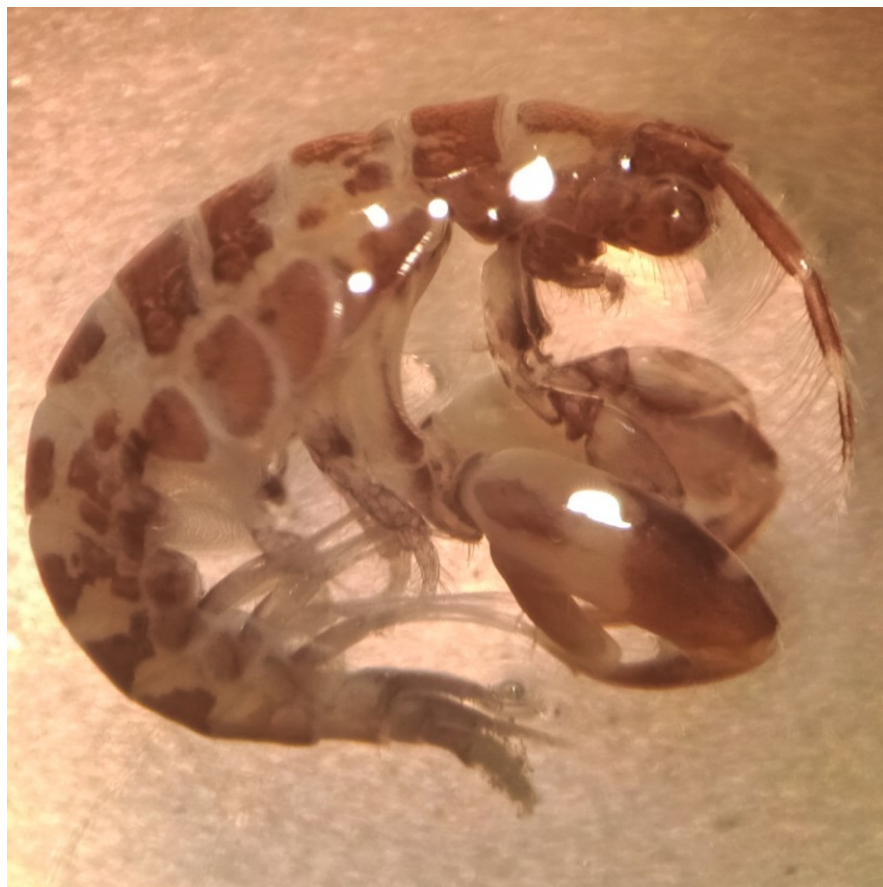


Figure III-2. Vue générale de *Jassa marmorata* (à la loupe binoculaire 10×2) (créée par l'auteur)

Distribution

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger

J. marmorata a une large distribution mondiale. Elle a déjà été confondue avec un certain nombre d'espèces congénères, de sorte que sa distribution native est incertaine. Cependant, elle a été décrite de l'île de Rhode et est probablement originaire de l'Atlantique Nord (BEERMANN *et al.*, 2020).

Cette espèce est introduite dans : l'ouest de l'Amérique du Nord, l'Amérique du Sud, l'Afrique du Sud, l'Australie, la Chine, le Japon et la Russie.

En méditerranée *J. marmorata* est signalé à Sète, Gênes en Italie (CONLAN, 1990) et en France dans le Port Camargue, et aux Antibes (MARTÍNEZ-LAIZ *et al.*, 2019).

En Algérie nous avons trouvé un signalement dans la baie d'Alger par CONLAN (1990) sans précision de localité ni l'auteur ayant trouvé cette espèce. Nous soupçonnons que cette espèce ait été retrouvé durant les anciennes campagnes de CHEVREUX (1910) mais ça reste une hypothèse.

Ecologie

Cette espèce peut être trouvée attachée aux algues, aux roches, aux pilotis, aux bouées, aux coques de navires et dans les eaux de ballastes (RUFFO, 1989; MARTÍNEZ-LAIZ *et al.*, 2019).

Impacts

Les individus de *Jassa marmorata* sont des éléments communs des communautés de salissures marines dans les ports allant de mers tempérées à chaudes, ils sont des colonisateurs efficaces de substrats durs propres par l'immigration d'animaux adultes, mais principalement par le recrutement de juvéniles à la dérive dans la colonne d'eau (MARCHINI et CARDECCIA, 2017; BEERMANN *et al.*, 2020). Dans certains cas, il a été démontré que les agrégations denses de cette espèce découragent l'établissement d'autres espèces (SIMBERLOFF *et al.*, 2013).

III.3.1.2 *Jassa slatteryi* (Conlan, 1990)

Classe : Malacostraca

Ordre : Isopoda

Famille : Ischyroceridae

Espèce : *Jassa slatteryi*

Description

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger

Jassa slatteryi est un petit amphipode tubicole appartenant à la famille des Ischyrocéridés, qui est principalement enregistré dans l'environnement anthropique comme les ports et les installations aquacoles.

Le 1^{er} gnathopode : paume légèrement concave à bord ventral droit, les bords antérieur et postérieur avec peu de soies à l'angle distal, carpe avec soies dorsales à la jonction antérodistale du propode et une base avec des soies uniquement sur le bord antéro-distal. Le 2^{ème} gnathopode sous forme mineure chez le mâle adulte : une paume concave sans épines, et un propode avec un pouce pointu et une petite dent à côté de l'origine du dactyle, base et propode avec beaucoup de soies simples sur le bord antérieur, lobe postérieur du carpe sans soie distale (Fig.III-3). La forme majeure du 2^{ème} gnathopode chez le mâle adulte est constituée de : bord ventral du propode sinueux avec un pouce large à la base et pointu à l'apex, des soies plumeuses concentrées au niveau du pouce ; dactyle avec marge interne légèrement élargie à l'emplacement de la dent charnière. Chez la femelle adulte, le propodus porte des petites dents à côté de l'origine du dactyle.



Figure III-3. Vue générale de *Jassa slatteryi* (à la loupe binoculaire 10×2) (créée par l'auteur)

Distribution

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger

Des analyses ADN récents ont démontré que *J. slatteryi* est originaire du Pacifique nord (BEERMANN *et al.*, 2020). Elle est récemment signalée dans la mer Méditerranée et des côtes atlantiques de l'Europe, où elle a probablement été longtemps mal identifiée avec d'autres espèces de *Jassa*. (CONLAN, 1990; BEERMANN *et al.*, 2020). En Algérie, *j. slatteryi* n'a jamais été signalée auparavant.

Ecologie

J. slatteryi est une espèce marine et estuarienne cosmopolites cryptogénique et invasive, trouvées dans les communautés d'encrassement ; sur les flotteurs et les pilotis parmi les algues rouges filamenteuses et les hydroïdes, juste sous le niveau de l'eau dans les ports (CONLAN, 1990; LIGHT, 2007).

Impacts

Cette espèce a une grande tolérance aux habitats pollués et anthropiques, ainsi les salissures des navires commerciaux et des bateaux de plaisance ont probablement accéléré son invasion. En fait, les ports constituent généralement la zone initiale de colonisation de cette espèce (BONIFAZI *et al.*, 2018). *Paranthura japonica* (Richardson, 1909)

Classe : Malacostraca

Ordre : Isopoda

Famille : Paranthuridae

Espèce : *Paranthura japonica*

Description de l'espèce et Identification

Paranthura japonica présente un corps allongé, couvert d'une pigmentation éparse, un Céphalon avec des lobes antérolatéraux s'étendant au-delà du rostre ; appendices buccaux produits dans un appareil de perçage/succion aigu. Son segment du 5^{ème} péréon est légèrement plus long que le 6^{ème} et le 7^{ème}, les segments du pléon sont fusionnés dorsalement mais pas latéralement (Fig.III-4).

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger



Figure III-4. Vue générale de *Paranthura japonica* (à la loupe binoculaire 10×0.5)(créée par l'auteur)

Distribution de l'espèce

P. japonica est originaire du Pacifique Nord-Ouest, de Vladivostok en Russie, à Hong Kong. Elle a été signalée pour la première fois à Muroran, dans le nord du Japon et dans l'est de la Russie (MARCHINI *et al.*, 2014; ULMAN, 2018). Elle a aussi été signalée comme une ENI dans la baie de San Francisco en 1993, puis dans le sud de la Californie en 2000. Entre 2007 et 2010, elle a été enregistrée pour la première fois dans les eaux européennes du Golfe de Gascogne en France (LEVESQUE *et al.*, 2013).

Ses enregistrements **en Méditerranée** sont survenus récemment ; entre 2010 et 2012, où elle a été trouvée dans de nombreuses localités autour de l'Italie : à la lagune de Venise, aux ports de La Spezia et d'Olbia, et Taranto (MARCHINI *et al.*, 2014). Ensuite, elle a été signalée à la Grande-Motte en France (MARCHINI *et al.*, 2015a) , en Tunisie et en Grèce (MARTÍNEZ-LAIZ *et al.*, 2019; TEMPESTI *et al.*, 2020), en Espagne et à Malte (ULMAN *et al.*, 2019). Cette espèce n'a pas été signalée auparavant **en Algérie**.

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger

Ecologie

Elle est présente dans une grande variété d'habitats, y compris les communautés de salissures sur les quais et dans les ports, les flotteurs et les engins d'aquaculture ; les bancs de moules et d'huîtres ; les herbiers et les algues marines (LEVESQUE *et al.*, 2013).

Impacts

Les premières découvertes de *P. japonica* suggéraient une association avec les transferts aquacoles, ces nouveaux enregistrements montrent qu'il s'agit très probablement d'une espèce polyvectique (introduite par plusieurs vecteurs différents), ce qui complique la possibilité de reconstruire sa trajectoire d'invasion (ULMAN, 2018). On peut s'attendre à des interactions prédateurs-proies et compétitives. Tous les isopodes anthéridies sont des prédateurs, se nourrissent de polychètes et d'autres invertébrés à téguments mous (MARCHINI *et al.*, 2014)

III.3.1.3 *Zeuxo coralensis* (Sieg, 1980)

- Classe : Malacostraca
Ordre : Tanaidacea
Famille : Tanaidacea
Espèce : *Zeuxo coralensis*

Description

Nous avons retrouvé le Tanaidacés *Z. coralensis* sur un pneu et sur une corde. Cette espèce est reconnue par ses 4 uropodes articulés, un très petit pic coxal du péréiopode 1 et le nombre d'épines carpiennes appartenant à la rangée distale tergale qui ne comporte sur le péréiopode 2 qu'une seule épine caudale et trois épines rostrales. Le dimorphisme sexuel est moins prononcé car le chélicépède du mâle est à peine plus grand que celui de la femelle et, par conséquent, le céphalothorax n'est qu'un peu plus étroit de l'extrémité caudale à l'extrémité rostrale (Fig.III-5).

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger



Figure III-5. Vue générale de *Zeuxo coralensis* (à la loupe binoculaire 10×2.5)(créée par l'auteur)

Distribution

Ce crustacé a une distribution circumtropicale (mer Rouge, les Maldives, Japon, Brésil, côte pacifique du canal de Panama) (MASUNARI et SIEG, 1980). **En Méditerranée**, elle est enregistrée pour la première fois dans la baie d'Algésiras en Espagne entre 1992 et 1993 sur des substrats naturels et artificiels (SÁNCHEZ-MOYANO et GARCÍA-GÓMEZ, 1998). Elle est signalée par la suite au Liban où elle est considérée comme établie (ZENETOS *et al.*, 2010). Cette espèce a été signalée **en Algérie** pour la première fois dans le port d'Arzew à Oran par BENSARI *et al.* (2020)

Ecologie

Zeuxo coralensis se trouve attachée aux algues, parmi les moules et colonies de vers tubicoles et tests de balanes, associée aux matières incrustante sur des surfaces dures dans certains ports et canaux (CASTELLO *et al.*, 2020).

III.3.1.4 *Paraleucilla magna* (Klautau, Monteiro & Borojevic, 2004)

Classe : Calcarea

Ordre : Leucosolenida

Famille : Amphoriscidae

Espèce : *Paraleucilla magna*

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger

Description

Paraleucilla magna (Fig.III.6) est une éponge creuse de forme extérieure massive ou tubulaire et présentant de nombreuses digitations flexibles de taille très variable et terminées par un oscule de 5 à 20 mm de diamètre. Suivant le développement et la courbure plus ou moins marquée des différentes digitations, elle peut prendre des formes très variables, complexes, tarabiscotées (Fig.III-6). Il s'agit d'une espèce pouvant atteindre une grande taille (GUARDIOLA *et al.*, 2011).



Figure III-6. Vue générale de *Paraleucilla magna* (port d'Alger)(créée par l'auteur)

Distribution et impact

P. magna est originaire des côtes sud du Brésil en Atlantique où elle est l'éponge calcaire la plus commune. Les premières observations méditerranéennes de cette éponge, considérée comme invasive, ont été faites en 2001 au sud de l'Italie. Elle a été depuis observée en mer Adriatique, à Malte, sur la Côte d'Azur, à Thau, en Catalogne, et au-delà du bassin méditerranéen aux îles Canaries (GUARDIOLA *et al.*, 2011). La première observation en méditerranée date des années 2000, en Espagne (ZENETOS *et al.*, 2017) et dans le bassin algérien au niveau du port d'Alger et de l'île de Pisan à Bejaïa en 2018 par BACHETARZI *et al.* (2019).

En **mer Méditerranée**, *Paraleucilla magna* est considérée comme invasive car elle a des effets négatifs sur l'élevage de mollusques (LONGO *et al.*, 2007).

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger

III.3.1.5 *Bugula neritina* (Linnaeus, 1758)

Classe : Gymnolaemata

Ordre : Cheilostomatida

Famille : Bugulidae

Espèce : *Bugula neritina*

Description

B. neritina constitue une colonie érigée et en touffes flexibles, ramifiée, formant une touffe dense jusqu'à 10 cm de haut. Sa colonie est brune rougeâtre, parfois même violet ou pourpre. Branches bisériées, avec des autozooïdes rectangulaires, avec presque toute la paroi frontale membraneuse. Ses autozooïdes sont sans épines mais avec un bord distal bien marqué. Aviculaires absents. Ovicules gros et globulaires reliés par un pédoncule au zooïde maternel et à orientation oblique (RAMALHOSA *et al.*, 2017) (Fig.III-7).



Figure III-7. Vue générale de *B. neritina* (port de pêche d'Alger)(créé par l'auteur)

Distribution et impact

La Bryozoaire *B. neritina* est un organisme de biofouling commun dans le monde entier, qui est signalé dans presque toutes les mers (ABDEL-SALAM et RAMADAN, 2008). Elle est rencontrée dans les milieux rocheux de la surface jusqu'à cinq mètres de profondeur (CALVET, 1902;

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger

CAMPBELL *et al.*, 1979; HAYWARD et RYLAND, 1990; ANDRÉ *et al.*, 2014). Elle affectionne les zones portuaires aux eaux chargées en particules, voire polluées où elle se fixe sur les parois des digues, les piliers des quais ou les bouées. Elle colonise également les coques de navires, ce qui favorise sa dissémination dans de nombreuses stations du globe. Cette espèce invasive est cosmopolite des eaux chaudes et tempérées ; elle est essentiellement littorale et a une origine indopacifique. Elle s'est répandue par les navires au cours des 19^{ème} et 20^{ème} siècles (COLL *et al.*, 2010). On la rencontre sur toutes les côtes européennes de la Manche à la Méditerranée, dans l'océan Pacifique (Japon, Hawaï, Californie) ainsi que dans les eaux des Caraïbes, des côtes sud des Etats-Unis au Brésil. Son absence n'est remarquée que dans les eaux froides à partir des zones subarctique et subantarctique (COLL *et al.*, 2010).

Cette espèce n'a pas été mentionnée dans le dernier inventaire des bryozoaires de la côte algérienne rapporté par HONDT et BEN ISMAIL (2008), donc le premier signalement de cette espèce en Algérie date de 2020 (BENSARI *et al.*, 2020). Ce bryzoaire était très abondant dans le port d'Arzew où il a été échantillonné par BENSARI *et al.* (2020).

L'extraction de la bryostatine 4 de *Bugula neritina* suggère que ces inhibiteurs de croissance cellulaire uniques peuvent être de véritables produits biosynthétiques de l'animal (PETTIT *et al.*, 1984). *Bugula neritina* a un impact économique positif, car elle est une source de bryostatines, des composés anticancéreux potentiels (DAVIDSON et HAYGOOD, 1999).

III.3.1.6 *Cryptosula pallasiana* (Moll, 1803)

Classe : Gymnolaemata

Ordre : Cheilostomatida

Famille : cryptosulidae

Espèce : *Cryptosula pallasiana*

Description

Animal colonial. Elle peut être plus ou moins ronde et avoir un diamètre de plusieurs centimètres. Les individus de *C. pallasiana* sont appelés zooïdes, (Fig.III-8) dont le tissu mou est appelé polype, qui se trouve à l'arrière d'une boîte rigide, rectangulaire, en forme de cercueil, appelée zooecium. Chaque zooecium mesure 0,4-0,5 mm de large et 0,6-1,0 mm de long. La couleur générale de la colonie est blanche, orange ou rose. Il est parfois possible d'observer des embryons orange, roses ou jaunes au sein de la zoécie (COHEN *et al.*, 2005) (Fig.III-8).

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger



Figure III-8. Vue générale de *Cryptosula pallasiana* observée au port de pêche d'Alger (prise par l'auteur)

Distribution et impact

Le bryzoaire *Cryptosula pallasiana* forme des colonies encroûtantes, qui peuvent être blanches, roses ou orange et se dressent parfois en volutes. Elle a été décrite pour la première fois en Europe où elle est présente de la Norvège à la Méditerranée et à la mer Noire (RICO et GAPPA, 2006). Des populations introduites ont été trouvées le long de la côte ouest de l'Amérique du Nord, en Argentine, en Afrique du Sud, en Australie et en Nouvelle-Zélande. Cette espèce forme des colonies encroûtantes sur les lames de zostères, les rochers, les huîtres, les pilotis, les coques de navires et autres substrats durs. Il s'agit d'une espèce de salissure commune, mais aucun impact économique ou écologique spécifique n'a été signalé pour ce bryzoaire (RICO et GAPPA, 2006).

III.3.1.7 *Tricellaria inopinata* (d'Hondt & Occhipinti Ambrogi, 1985)

Classe : Gymnolaemata

Ordre : Cheilostomatida

Famille : Candidae

Espèce : *Tricellaria inopinata*

Description

Tricellaria inopinata est une colonie ou zoarium dressée, arborescente et ramifiée de façon dichotome (Fig.III-9). Cette dichotomie est irrégulière et l'angle formé par les ramifications est

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger

important, ce qui donne du volume à la colonie. Elle forme de petits buissons de couleur blanchâtre à chamois de quelques centimètres de hauteur (HAYWARD et RYLAND, 1990; ANDRÉ *et al.*, 2014). Elle s'est établie dans tout l'Atlantique Nord-Est et dans certaines parties de la Méditerranée au cours des 20 dernières années (COOK *et al.*, 2013) (Fig.III-9).



Figure III-9. *Tricellaria inopinata* vue au microscope (G10*40) (observée par l'auteur)

Distribution et impact

Ce bryzoaire opportuniste est capable de s'adapter dans des milieux où les variations de température et de salinité sont très importantes, c'est une espèce dite eurytherme et euryhaline (HAYWARD et RYLAND, 1990; ANDRÉ *et al.*, 2014). Cette espèce est généralement associée à l'activité humaine, y compris les navires commerciaux et récréatifs et l'aquaculture. En effet, elle a été trouvée en abondance sur les coques et les hélices des bateaux, les pontons flottants et les structures associées à la conchyliculture (COOK *et al.*, 2013). *Tricellaria inopinata* est le plus susceptible de se propager par l'encrassement de la coque ou par fixation à des macroalgues dérivantes ou à des épaves (ASHTON *et al.*, 2006).

L'introduction de cette espèce, pourrait avoir un impact délétère sérieux sur la biodiversité indigène et les procédures de gestion visant à réduire le risque d'introduction involontaire de cette espèce devraient être une priorité élevée pour les pays (COOK *et al.*, 2013; ZENETOS *et al.*, 2017). Les chercheurs ont découvert que le bryzoaire *Tricellaria inopinata* avait un impact profond sur la communauté des bryozoaires en colonisant tous les substrats durs possibles dans la lagune de Venise et en faisant concurrence aux espèces indigènes (OCCHIPINTI-AMBROGI et SAVINI, 2003). Depuis la découverte de *Tricellaria inopinata* dans la lagune de Venise en 1982, cette

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger

espèce arborescente s'est rapidement répandue dans les eaux européennes au rythme de 190 km par an ; probablement facilitée par sa capacité à coloniser un large éventail de substrats biotiques et abiotiques (COOK *et al.*, 2013). *Tricellaria inopinata* a également eu une profonde influence sur la communauté des petits invertébrés sessiles, y compris la prolifération des moules et d'autres organismes calcaires et le déplacement apparent des bryozoaires indigènes (LOXTON *et al.*, 2017).

III.3.1.8 *Watersipora subtorquata* (d'Orbigny, 1852)

Classe : Gymnolaemata

Ordre: Cheilostomatida

Famille: Watersiporidae

Espèce: *Watersipora subtorquata*

Description

Le bryzoaire *Watersipora subtorquata* colonise avec succès les revêtements antisalissures des navires. Le mouvement transocéanique des navires aurait introduit cette espèce dans de nombreux ports de navigation à travers le monde (FLOERL *et al.*, 2004). Les zooïdes individuels sont composés de tissu polypide mou et d'une zoécie rigide rectangulaire ou en forme de cercueil (Fig.III.10). Une caractéristique identifiable est son ouverture noire, sinusoïde, ayant un bord proximal convexe (COHEN *et al.*, 2005).

La morphologie du genre *Watersipora* est simple en comparaison avec d'autres genres de bryozoaires cheilostome. Effectivement, certaines structures diagnostiques telles que les avicularies, les épines, qui sont très utiles pour distinguer ces espèces, font défaut dans d'autres groupes de bryozoaires (REVERTER-GIL et SOUTO, 2019).

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger



Figure III-10. *Watersipora subtorquata* rencontrée au port de pêche d'Alger (prise par l'auteur)

Distribution et impact

Watersipora subtorquata est plus commun dans les zones intertidales inférieures et subtidale peu profondes. Cet organisme pousse sur un large éventail de substrats, notamment des roches, des coquillages, des débris, des quais, du varech, des coques de navires, des pilotis, des pontons et sur d'autres bryozoaires. Comme il s'agit d'une espèce à succession précoce, ils sont particulièrement efficaces pour coloniser les structures artificielles (COHEN *et al.*, 2005) ; et selon GLASBY *et al.* (2007). Son aire d'origine est actuellement inconnue.

Une étude dans laquelle la coque d'un navire a été recouverte de trois peintures antisalissures a montré que 64 % de sa surface était recouverte de *W. subtorquata* en 16 semaines et 22 autres espèces se trouvaient exclusivement au sommet des colonies de *W. subtorquata* (FLOERL *et al.*, 2004).

Elle tolère les peintures antisalissures au cuivre et au mercure et a supplanté les espèces congénères dans certaines zones de son aire de répartition introduite. Elle est tolérante aux biocides antisalissures à base de cuivre, ce qui facilite la propagation d'autres espèces envahissantes en fournissant une surface non toxique pour que d'autres espèces de salissures s'installent (RYLAND *et al.*, 2009).

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger

W. subtorquata avec *Bugula neritina* est considérée comme l'espèce introduite la plus commune dans les ports et les estuaires dans le contexte de l'encrassement des coques. En fait, sa résistance aux toxines antisalissures qui peuvent s'accumuler dans les ports peut lui donner un avantage sur le biote natif. *W. subtorquata* a également démontré sa capacité à rester en sommeil dans des conditions trop toxiques et à se rétablir à mesure que les conditions s'améliorent. En Australie, cet organisme est déclaré ravageur de priorité moyenne (HAYES *et al.*, 2005).

Les mesures préventives sont les seuls moyens pratiques actuels de contrôler les populations de *Watersipora subtorquata*. D'autres méthodes d'antisalissure sont nécessaires pour empêcher *W. subtorquata* et d'autres espèces résistantes à l'antifouling de se propager et faciliter la propagation d'autres espèces via les coques des navires. L'élimination physique ou le traitement chimique de *Watersipora subtorquata* n'est pas encore une option rentable. Étant donné que ses populations sont généralement assez répandues, les contrôles de population locaux sont jugés inefficaces (HAYES *et al.*, 2005).

III.3.1.9 *Botryllus schlosseri* (Pallas, 1766)

Classe : Ascidiacea

Ordre : Stolidobranchia

Famille : Styelidae

Espèce : *Botryllus schlosseri*

Description

Tous les individus sont inclus dans une tunique commune (Fig.III-11). Les orifices inhalant des zoïdes sont groupés de façon régulière autour d'un cloaque commun qui occupe une position centrale. La colonie apparaît comme un ensemble de petites structures en étoiles caractéristiques. Chaque groupe de 3 jusqu'à une vingtaine de zoïdes mesure 5 mm environ (CHEBBI, 2010).

La couleur des colonies est extrêmement variable, jaune, verte, brune, bleue, mauve (Fig.III-11) et les zoïdes sont presque toujours de couleur différente, ce qui contraste avec la couleur de la tunique.

Cette ascidie est un complexe d'espèces génétiquement différenciées (LÓPEZ-LEGENTIL *et al.*, 2006). Les études de génétique des populations ont montré la possibilité que la Méditerranée soit un centre de diversité pour *B. schlosseri*, et probablement son site d'origine (REEM *et al.*, 2017).

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger



Figure III-11. Trois colonies de *Botryllus schlosseri* avec différentes couleurs (observées par l'auteur au port de pêche d'Alger).

Distribution et impact

Botryllus Schlosseri est une espèce d'ascidie cosmopolite que l'on trouve dans les ports et les habitats côtiers ouverts (LÓPEZ-LEGENTIL *et al.*, 2006). Est un invertébré sédentaire abondant dans les eaux peu profondes, avec des colonies enregistrées dans la zone intertidale jusqu'à 200 m de profondeur, au-dessus et sous les pierres, sur les algues marines et sur les sous-strates artificiels (BEN-SHLOMO *et al.*, 2010). Plusieurs espèces d'ascidies sont couramment observées dans les ports et les structures flottantes construites par l'homme parce que leurs larves ont une courte durée de vie planctonique (STONER, 1994).

En Méditerranée elle est très peu signalée mais elle est probablement présente dans toute la méditerranée (BENSARI *et al.*, 2020).

B. schlosseri a été signalée dans un port anglais en 1766, et elle a maintenant une distribution mondiale, et considérée comme l'habitant le plus fréquent des ports et des marinas (STONER *et al.*, 2002).

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger

L'ascidie coloniale cosmopolite *Botryllus schlosseri*, très probablement une espèce de la Méditerranée et de l'Atlantique européen, est l'un des envahisseurs connus de l'homme dans les zones marines côtières (STONER *et al.*, 2002; BEN-SHLOMO *et al.*, 2010). Selon l'étude de BENSARI *et al.* (2020) *B. schlosseri* était abondante dans presque toutes les structures échantillonnées au niveau de port d'Arzew. Dans la présente étude cette espèce était abondante dans toutes les stations d'échantillonnage au port d'Alger.

Selon CARVER *et al.* (2006), l'introduction d'une espèce de tunicier colonial peut avoir un impact négatif sur la qualité de l'eau en fonction de la taille de la population et de l'hydrodynamisme du système.

III.3.1.10 *Clavelina lepadiformis* (Müller, 1776)

Classe: Ascidiacea

Ordre: Aplousobranchia

Famille: Clavelinidae

Espèce; *Clavelina lepadiformis*

Description

Clavelina Lepadiformis (Fig.III-12) est une Colonie ayant l'aspect de doigts transparents, chaque zoïde se trouve dans une poche transparente. Les zoïdes ont un corps divisé en deux parties : branchie et tube digestif ; le tube digestif se situe sous la branchie. La branchie possède plus de 4 rangs de stigmates, La taille du bouquet peut s'étendre sur 15 à 20 cm (CHEBBI, 2010).

Les clavelines sont des animaux coloniaux fixés qui ressemblent à une grappe de clochettes transparentes. Les individus bien que de petite taille (au maximum 4 cm) se remarquent aisément car ils sont groupés et translucides formant ainsi de véritables bouquets jusqu'à plusieurs centaines d'individus (HIEBERT *et al.*, 2022).

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger



Figure III-12. Colonie de *Clavelina lepadiformis* échantillonnée au port de pêche d'Alger (prise par l'auteur).

Distribution et impact

L'animal vit jusqu'à 50 m de profondeur. C'est un des tuniciers les plus communs que l'on rencontre dans les habitats sublittoraux rocheux peu profonds et habituellement sur des parois verticales. On le trouve également sur des pierres, coquilles et algues. Il tolère un éventail important d'expositions à la lumière mais il préfère les emplacements modérément exposés de la zone infralittorale (WEINBERG, 1992, 1994).

Selon TURON *et al.* (2003) la forme vivante à l'intérieur des ports de la Méditerranée est probablement introduite depuis l'Atlantique. Mais, à l'heure actuelle, bien que les formes vivantes à l'intérieur et à l'extérieur des ports soient considérées comme deux clades d'une seule espèce, aucune distinction taxonomique formelle n'a été faite.

III.3.1.11 *Styela plicata* (Lesueur, 1823)

Classe : Ascidiacea

Ordre : Stolidobranchia

Famille : Styelidae

Espèce : *Styela plicata*

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger

Description

Styela plicata présente un corps ovoïde, mamelonné avec des sillons marqués, de couleur crème à brun clair (Fig.III-13). Tunique rigide, de consistance cartilagineuse. Manteau jaune orangé, plus foncé au niveau des siphons. Nous distinguons par transparence un très gros tube digestif à gauche et des gonades allongées des deux côtés. Branchies avec quatre plis méridiens de chaque côté. Estomac rayé. Deux gonades à gauche et en général quatre ou cinq à droite, formées d'un ovaire centralement allongé, orangé et entouré de lobes testiculaires blancs. Toute la face interne du manteau est couverte de vésicules claires (CHEBBI, 2010).



Figure III-13. *Styela plicata* échantillonnée au port de pêche d'Alger (prise par l'auteur)

Distribution et impact

Styela plicata est une ascidie solitaire rencontrée dans les environnements peu profonds et protégés dans les régions tropicales et tempérées. Son origine est incertaine, étant donné qu'elle a déjà été identifiée dans plusieurs océans depuis sa première description, montrant une répartition géographique très large (DE BARROS *et al.*, 2009). Elle vit dans les eaux peu profondes dans une large plage de température et supporte à la fois des niveaux considérables de divers contaminants et des variations de salinité (CIMA *et al.*, 1996).

Bien que *S. plicata* ait été historiquement classée comme espèce cosmopolite, dans le passé, elle est considérée comme une espèce introduite ou envahissante dans certaines régions du monde y

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger

compris la méditerranée (DE BARROS *et al.*, 2009; BEN-SHLOMO *et al.*, 2010). Des preuves de son adaptation et de sa tolérance au cuivre ont été démontrées (TEPOLT, 2015).

III.3.2 Abondance des espèces identifiées

Cette étude n'a pas été consacrée à la quantification des espèces échantillonnées, mais à la diversité des espèces, donc on peut parler d'abondance de ces espèces en fonction de leur fréquence dans les stations de prélèvement (Fig.III-14, Tab.III-2).

III.3.2.1 Abondance des espèces de crustacés

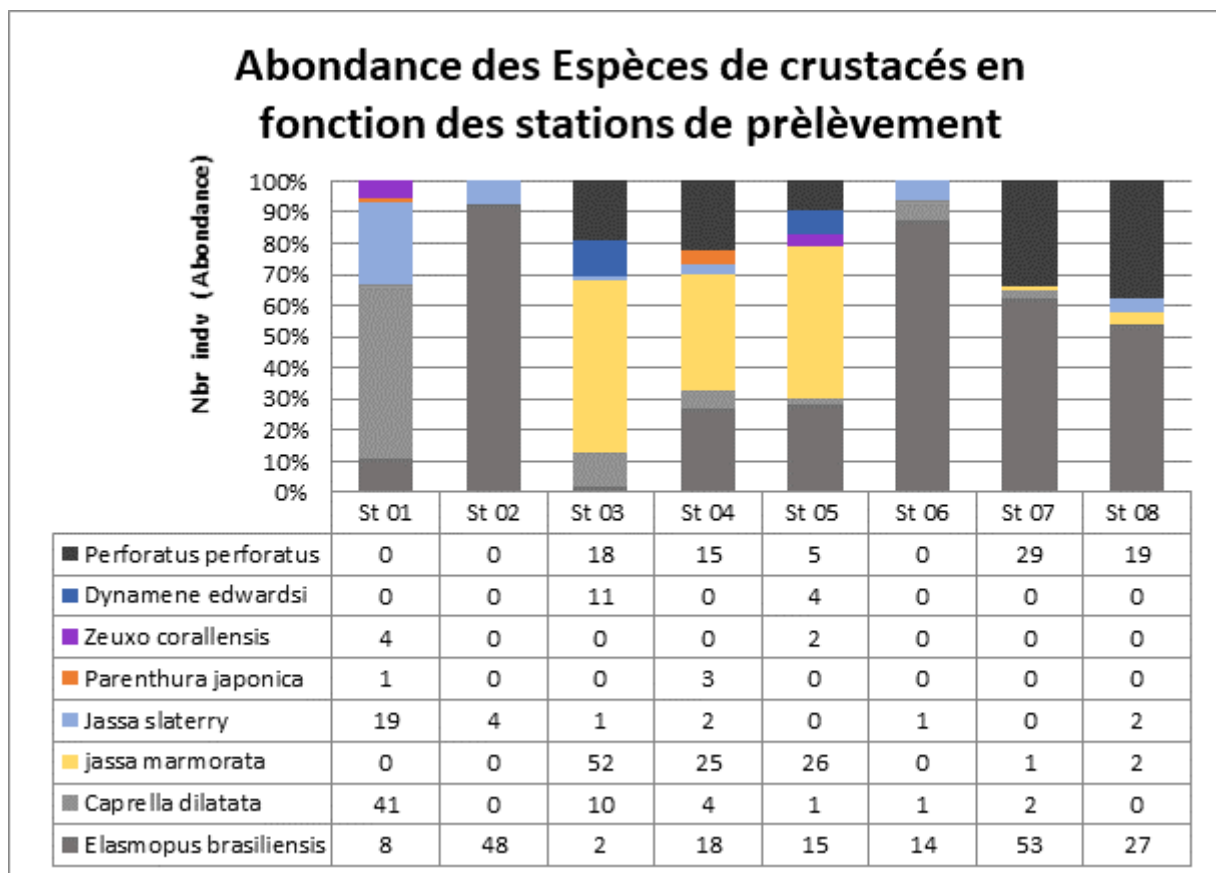


Figure III-14. Abondance des espèces de crustacés récoltées au port de pêche d'Alger (MS Excel 2016).

Pour les crustacés, on remarque que l'espèce *Elasmopus brasiliensis* est la plus abondante, elle est présente dans toutes les stations de prélèvement (Fig.III-14). Contrairement, les deux espèces *Paranthura japonica* et *Zeuxo corallensis* sont les moins abondantes dans les stations (présentes dans une seule station). *Jassa marmorata* est présente dans 05 stations avec une fréquence élevée. Cette variété des fréquences peut être dû à la nature du substrat, par exemple l'amphipode *Elasmopus brasiliensis* peut s'adapter à tout type de substrat, comme il est présent dans toutes les

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger

stations. En revanche, nous n'avons trouvé *Paranthura japonica* que sur un seul type de substrat seulement (pneu) ; elle est absente dans d'autres types de substrat (Fig.III-14).

III.3.2.2 Abondance des espèces de macrofouling

Pour ces groupes taxonomiques, le comptage du nombre d'individus n'a pas été une tâche aisée. De ce fait, nous avons opté pour une description à l'œil nu (Tab.III-2).

Tableau III-2. Abondance des espèces de macrofouling échantillonnées au port de pêche d'Alger (créé par l'auteur, MS Excel 2016)

Station	St 01	St 02	St 03	St 04	St 05	St 06	St 07
Type de substrat	Corde	Corde	Mure	Pneus	Pneus	Corde	Pneus
Spongiaires							
<i>Paraleucilla magna</i>	Peu abn	Peu abn	Très abn	Très abn	Très abn	/	Peu abn
Bryozoaires							
<i>Bugula neritina</i>	Très abn	Très abn	Peu abn	Très abn	Très abn	Peu abn	Très abn
<i>Cryptosula pallasiana</i>	/	Très abn	Peu abn	Très abn	Très abn	Très peu abn	Très peu abn
<i>Tricellaria inopinata</i>	Peu abn	Très abn	Très abn	Peu abn	Peu abn	Peu abn	Peu abn
<i>Watersipora subtorquata</i>	Très peu abn	Très peu abn	Très peu abn	Très peu abn	Très peu abn	Très peu abn	Très peu abn
Ascidies							
<i>Botryllus schlosseri</i>	Peu abn	Très abn	Peu abn	Peu abn	Très abn	Très peu abn	Très peu abn
<i>Clavelina lepadiformis</i>	Peu abn	Peu abn	/	Peu abn	Peu abn	/	Très abn
<i>Styela plicata</i>	/	/	Peu abn	Peu abn	/	Très abn	Abn

De point de vue richesse spécifique, les Bryozoaires sont les plus dominants, avec quatre espèces (deux espèces introduites, une cryptogénique et l'autre indigène). En deuxième lieu, nous avons les Ascidies qui sont représentées par trois espèces : *Botryllus schlosseri*, *Clavelina lepadiformis* et *Styela plicata*. Les Spongiaires sont le groupe le moins représenté avec une seule espèce qu'est *Paraleucilla magna* (Tab.III-2).

En termes d'abondance, *Styela plicata* est l'espèce la moins abondante (absente dans trois stations). Le bryzoaire *Bugula neritina* est l'espèce la plus abondante dans presque toutes les stations (5 stations), suivi par *Cryptosula pallasiana* qui appartient au même groupe zoologique et le spongiaires *Paraleucilla magna* ; très abondantes dans trois stations (Tab.III-2). En troisième

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger

lieu, viennent les espèces *Tricellaria inopinata* et *Botryllus schlosseri* qui sont très abondantes dans deux stations seulement (Tab.III-2).

Le nombre d'espèces non indigènes et Cryptogéniques trouvées dans cette étude est sous-estimé en raison des contraintes de temps et d'un échantillonnage limité en termes de superficie, de profondeur et de type de substrat. En effet, en comparant le nombre d'études sur les espèces non indigènes dans les ports de la méditerranée, l'Algérie représente le pays méditerranéen le moins couvert par les études sur le biofouling et les ENIs.

Les espèces non-indigènes trouvés lors de cette étude (08 espèces) est identique au nombre d'espèces introduites trouvé dans d'autres ports de la méditerranéens (ZENETOS *et al.*, 2017; FERRARIO *et al.*, 2019b; SPAGNOLO *et al.*, 2019; TEMPESTI *et al.*, 2020). Effectivement, si l'on compare le nombre des ENIs trouvés au cours de cette étude avec le nombre d'espèces non-indigènes échantillonnées dans les coques de 367 navires plaisanciers au nord de la méditerranée, nous constatons une grande concordance. Dans leur étude sur le fouling, FERRARIO *et al.* (2019b) ont recensés 33 ENIs dans 20 marinas en Méditerranée ; 10 ENIs à Licata, 09 ENIs à Ragusa , 08 ENIs à Riposto, 08 ENIs à Agios Nikolaos , 07 ENIs à Crète , 08 ENIs à Rhodes Island (8). Ces résultats suggèrent l'existence d'une grande corrélation entre le nombre des ENIs trouvés sur les coques des navires et celles échantillonnées sur les autres structures immergés dans les ports. 04 espèces en commun ont été identifiées lors de cette présente étude : *Styela plicata* (Lesueur, 1823), *Tricellaria inopinata* (d'Hondt & Occhipinti Ambrogi, 1985), *Paranthura japonica* (Richardson, 1909), *Paraleucilla magna* (Klautau, Monteiro & Borojevic, 2004). Cette concordance démontre que les espèces du fouling introduites par les coques des navires commerciaux sont susceptibles de se détacher de la coque de ces derniers et de se propager dans les milieux environnants et peuvent coloniser les coques d'autres navires (par exemple les bateaux de pêches et de plaisance) qui leur serviront de vecteur de propagation secondaire.

Dans l'étude qui a contribué à la connaissance des espèces non indigènes sur la côte algérienne au port d'Arzew, BENSARI *et al.* (2020) ont répertoriés 06 espèces non indigènes et 04 espèces cryptogénique. Le nombre d'espèces non-indigènes signalé dans cette étude est approximativement le même nombre trouvé lors de la présente étude. De côté de diversité spécifique, nos résultat sont différents de cette étude, malgré que les deux ports sont de la côte algérienne, seulement 04 espèces sont en commun : ***Zeuxo coralensis***, ***Bugula neritina***, ***Botryllus schlosseri***, ***Paraleucilla magna***, cette différence peut-être dû aux conditions du milieu et à l'adaptation des espèces ou bien à la limitation de l'échantillonnage en terme de surface et de

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger

substrat, voir même aux caractéristiques biogéographiques des deux régions “mer d’Alboran” et “l’ouest méditerranéen”.

Dans leur inventaire sur les espèces introduites en Algérie, Grimes et al. 2018 ont enregistré 39 ENIs et 11 espèces cryptogéniques. Malgré qu’il y ait eu quelques nouveaux signalements d’ENIs sur la côte algérienne (BACHETARZI *et al.*, 2019; BENABDI, 2019; BENSARI *et al.*, 2020), le nombre réel d’ENIs reste largement sous-estimé en raison de : a) manque d’investigations à ce sujet, b) manque de taxonomistes et d’experts, c) l’innéxistance de programme de suivi et de surveillance des ENIs dans les ports de l’Algérie. La nécessité de cette surveillance des ports est indiscutable, elle fournira des informations primordiales pour la construction d’un état référentiel « 0 » sur lequel d’autres études (répartition spatio-temporelle des ENIs, Impact sur la biodiversité marine...etc) à grande échelle se baseront.

III.4 Conclusion

L’éradication des espèces invasive des écosystèmes indigènes reste un défi majeur des biologistes des invasions. A ce jour, il existe très peu de programme d’éradication d’espèces invasives réussi. L’exemple le plus réussi est celui de l’Australie, concernant la moule *Mytilopsis sallei* introduite à Darwin (Australie) par les coques des navires (FERGUSON, 1999). De ce fait, prévoir les nouvelles invasions est le moyen le plus efficace de lutter contre cette dernière. Cependant la capacité à prévoir les nouvelles introduction ou invasions est aussi un des principaux défis auxquels sont confrontés les biologistes spécialistes des invasions. En Algérie, les ports et les marinas constituent une porte d’entrée importante des espèces non-indigène et/ou invasives et nécessitent une attention particulière. Le port de pêche d’Alger est un environnement propice pour le suivi des espèces non indigènes, de par sa connexion au port commercial d’Alger.

La présente étude a recensé 08 espèces non indigènes et 03 espèces cryptogéniques: 03 ENIs et 01 cryptogénique de crustacés, 01 ENI de spongiaires, 02 ENIs et 01 cryptogénique de bryozoaires, 02 ENIs et 01 cryptogénique d’ascidies. L’étude a recensé 06 espèces non indigènes et/ou cryptogéniques qui n’ont jamais fait l’objet d’un signalement en Algérie, à savoir : les deux isopodes *Dynamene edwardsi*, *Paranthura japonica* ; les deux bryozoaires *Tricellaria inopinata* et *Watersipora subtorquata* ; les deux ascidies *Clavelina lepadiformis* et *Styela plicata*. Quatre espèces parmi elle, ont un impact potentiel néfaste sur la biodiversité et/ou l’économie et la santé humaine. Ce nombre ne reflète pas le nombre réel d’espèces introduites au port d’Alger, du fait que l’échantillonnage était limité en termes de temps, substrat, profondeur et identification des

Chapitre III : Bio-surveillance des espèces non-indigènes de biofouling dans le port d'Alger

taxons. Il serait judicieux d'élargir la surface et la profondeur d'échantillonnage afin d'avoir un recensement plus exhaustif des espèces introduites au niveau du port d'Alger.

Il faut suivre très sérieusement l'évolution de l'introduction des ENIs dans l'espace et dans le temps et d'évaluer leurs impacts. Il est aussi préférable de suivre toutes les autres espèces. Ainsi nous recommandant d'instaurer un programme national pour le monitoring et la surveillance des espèces non-indigènes dans les ports et les marinas de l'Algérie, comme le font les Italiens avec le Protocole SERC dédié au suivi des ENIs dans les ports et les marinas.

Les études futures devraient se concentrer sur l'évaluation des communautés de Biofouling au sein des ports (Inventaire des espèces de fouling existantes dans nos ports, statut des espèces de fouling présente en Algérie, répartition spatio-temporelle des ENIs...etc.) et sur les interactions entre les espèces non-indigènes et les espèces indigènes. Ainsi qu'un effort de prospection spécifique est recommandé pour les ports de l'Algérie afin de clarifier la répartition réelle des espèces introduites.

Conclusion Générale

Conclusion générale

IV Conclusion générale

L'Algérie avec ses 1622 km de côte se trouve exposé aux intrusions biologiques d'EAE par sa proximité à l'une des plus grandes routes maritimes qui relie le détroit de Gibraltar au canal de Suez. Ses échanges sont effectués à hauteur de 96% par voie maritime, à travers un réseau de douze ports commerciaux. Cette situation est préoccupante et place l'Algérie dans une position extrêmement vulnérable face à la pollution biologique par le biofouling. C'est dans cette axe que nous avons entrepris cette recherche, qui a nous permis de modéliser et de cartographier ce risque.

La collecte de données est la phase la plus difficile dans cette étude, en raison de la rareté de certaines informations liées au transport maritime en Algérie. La base de donnée a été développée à partir de multiples source telles que les réseaux internationaux de suivi des mouvements des navires par le système AIS. Les résultats obtenus donnent des indications chiffrées sur l'ampleur de ce phénomène en Algérie (port d'Arzew). Nous estimons que ces résultats sont efficaces pour la prise de décision.

La modélisation du risque d'introduction et d'invasion des ENIs au port d'Arzew a montré que sur un total de 126 ports de provenance des navires durant l'année 2016, sept ports présentent un risque très élevé. Plus précisément, les ports méditerranéens : Napoli, Marsaxlokk, Alger, Fos, Marmara, Port-De-Bouc et le port d'Aqaba en mer rouge qui représentent 40.7% du total des voyages au port d'Arzew et une probabilité d'établissement du biote $P_{ij}(Estab) \geq 0.45$.

En terme d'écorégions donatrices en 2016, le port d'Arzew est lié à un réseau comportant : 5 écorégions avec un risque très élevé d'invasion, 10 écorégions avec un risque haut et 9 écorégions avec un risque modéré. L'écorégion RSGA-87 " mer Rouge septentrionale et centrale", les biorégions de la mer méditerranée MED-34, MED-31 et MED-35, respectivement : "mer Ionienne", "mer d'Egée" et "l'Ouest méditerranéen", et les biorégions L-27 et NES-25, " Plateau de l'Atlantique sud européen " et "mer du Nord" représentent un très grand risque d'invasion au port d'Arzew, avec une probabilité d'invasion $0.012 \leq P_{ij}(Inv) \leq 0.07$ et une probabilité de survie de $0.11 \leq P_{survival} \leq 0.99$.

En termes de catégories de navires favorisant la bioinvasion par le biofouling de la coque, les Tankers GPL, les Tankers Pétroliers/Chimiquiers et les Tankers GNL présentent le risque le plus élevé d'invasion par biofouling, avec des probabilités d'invasions : $P_{ij}(Inv) = 0.08, 0.07$ et 0.03 respectivement. Les résultats de la modélisation montrent que le risque d'invasion est proportionnel à la surface mouillée des navires, plus un navire a une plus grande surface mouillée plus il a de plus grand risque d'invasion par le biofouling de la coque. Ces trois catégories de navires ont accumulé la plus grande surface mouillée comparé aux autres catégories de navires

Conclusion générale

(WSA = 23.99×10^5 m² pour les Tankers pétroliers/chimiquiers, WSA = 16.35×10^5 m² pour les Tankers GPL et WSA = 13.91×10^5 m² pour les Tankers GNL). La contribution de chaque catégorie de navire au risque d'invasion est dominée par les Tankers GPL avec 39.87% suivi par les Tankers pétroliers/chimiquiers (34%), les Tankers GNL (15.14%) et les vraquiers avec 6.65%. Ces résultats montrent une grande concordance entre la jauge brute (surface mouillée) et le risque d'invasion.

La gestion efficace du biofouling par l'application d'un revêtement antisalissure et le nettoyage régulier de la coque permet de réduire significativement le taux d'adhésion des espèces du fouling.

Nous avons montré que le revêtement AF (InterswiftVR 6800 HS, AkzoNobel) peut réduire le risque d'invasion des écorégions à très haut risque, de 23.58% à 47.49%, tandis que le revêtement FR (IntersleekVR 1100SR, AkzoNobel) présente une réduction à hauteur de 14.03%-33.64%. Le nettoyage mensuel de la coque avec l'application d'un revêtement FR (Sigma Glide 1290) /AF (Ecofleet 290) offre une réduction de 19.60%-22.29%, alors que le nettoyage bimensuel montre une réduction de 21.52%-22.44% pour les revêtements FR (Sigma Glide 1290) / AF (Ecofleet 290).

Nos simulations à l'horizon de 2050, en utilisant trois paramètres abiotiques (température, salinité, vitesse des courants) révèlent une forte augmentation dans la probabilité d'établissement et d'invasion, de 12.47% à 455.83 %, principalement à partir des biorégions méditerranéennes et nord atlantiques, mais aussi une diminution de ce dernier en provenance de certaines écorégions telles que la mer noire "BS-44", et le Gulf de la guinée centrale "GG-83". Ces résultats sont en adéquation avec les théories de l'homogénéisation globale et les prédictions de SEEBENS *et al.* (2020).

La capacité à prévoir les nouvelles introductions ou invasions reste l'un des principaux défis auxquels sont confrontés les biologistes spécialistes des invasions. Dans notre approche de modélisation, nous avons constaté que le phénomène d'introductions et d'invasions de nouvelles espèces ne peut être modélisé qu'en combinant les données du trafic maritime, les données environnementales et les données biogéographiques des espèces. Même si nous arrivons à intégrer de plus en plus de paramètres d'entrée dans ce modèle, la plus grande difficulté reste à trouver une solution pour calibrer ce modèle, à cause du manque de données biologiques sur les espèces introduites en Algérie.

Dans notre échantillonnage au port de pêche d'Alger, afin d'avoir un état des lieux sur les principaux groupes taxonomiques introduits à ce port, nous avons pu identifier 08 espèces non-indigènes et 03 espèces cryptogéniques dont 06 espèces non-indigènes et/ou cryptogéniques sont signalés pour la première fois en Algérie. Les principaux groupes zoologiques sont les Crustacés

Conclusion générale

avec 04 ENIs et/ou cryptogéniques, les Ascidies avec 03 ENIs et/ou cryptogéniques, les Bryozoaires avec 03 ENIs et/ou cryptogéniques et les Spongiaires avec une espèce non-indigène. Parmi ces espèces, 07 espèces ont un impact potentiel néfaste sur la biodiversité et/ou l'économie et la santé humaine. A savoir, *Botryllus schlosseri* qui peut avoir un impact négatif sur la qualité de l'eau en fonction de la taille de sa population et de l'hydrodynamisme du système ; le bryzoaire *Watersipora subtorquata* qui peut résister à une large gamme de peinture antisalissure ; le bryzoaire *Tricellaria inopinata* qui pourrait avoir un impact délétère sérieux sur la biodiversité indigène en colonisant tous les substrats durs possibles et en faisant concurrence aux espèces indigènes ; l'éponge calcaire *Paraleucilla magna* qui est considérée comme invasive en Méditerranée et a des effets négatifs sur l'élevage de mollusques ; l'isopode anthéridies *Paranthura japonica* qui peut avoir des interactions prédateurs-proies et compétitives avec la faune indigène ; l'amphipode *Jassa slatteryi* qui est une espèce marine et estuarienne cosmopolite cryptogénique et invasive qui peut causer des impacts négatifs aux espèces indigènes ; l'amphipode *Jassa marmorata*, un colonisateur efficace de substrats durs dont les agrégations denses peuvent décourager l'établissement d'espèces indigènes. Le nombre d'espèces non-indigènes trouvées dans ce port est très loin de refléter la réalité, du fait que :

- 1) L'échantillonnage a été très limité, en termes de substrat, de surface, de durée et de profondeur d'échantillonnage. Nous n'avons échantillonné que les structures immergées dans l'eau et les digues/jetée du port de manière superficielle car nous n'avons ni les moyens ni l'autorisation nécessaire pour plonger et gratter plus de surfaces à différentes profondeurs.
- 2) L'identification des espèces n'a pas englobé tous les groupes taxonomiques, tels que les Polychètes sédentaires et errants, les Siponcles, les Crustacés cirripèdes et tant d'autres groupes du fait du manque d'expertise dans ces groupes.

Il existe des groupes taxonomiques peu ou carrément non étudiés dans nos côtes, comme par exemple les Porifères, les Cnidaires, les Cténaires, les algues phytoplanctoniques, les Bryozoaires, les Ascidies etc. En effet, il existe très peu de chercheurs spécialistes en taxonomie en Algérie.

Au cours de notre travail nous avons rencontré beaucoup de difficultés par rapport à la procuration des données du trafic maritime, l'accès au site d'échantillonnage et le manque de recueils d'identification des espèces. En Algérie, cette problématique des espèces non-natives n'a fait l'objet d'aucune loi et d'aucun cadre législatif et réglementaire pour faire face à ce fléau.

Au terme de ce travail, nous recommandons plus d'effort dans le domaine de la biodiversité marine, et plus précisément sur les espèces non-indigènes, du fait qu'elles constituent une grande

Conclusion générale

menace pour l'environnement marin, une menace qui est en perpétuelle croissance. Il serait judicieux aussi de mettre en place un réseau de bio-surveillance du milieu marin tout en incluant les différents acteurs de la mer (gestionnaire, scientifiques, organisations étatiques, plongeurs, pêcheurs...etc.).

Le suivi et le monitoring des espèces non-indigènes sur nos côtes, et particulièrement dans les ports Algériens est une évidence et une nécessité indiscutable afin d'enrichir notre savoir local/régional et national sur l'ampleur de ce phénomène. Ce suivi, permettra de constituer un état référentiel et aussi un état spatio-temporel du développement et de la propagation des ENIs afin d'évaluer leur impact potentiel sur l'environnement marin, sur l'économie/santé humaine, et de le minimiser au maximum.

Nous recommandant aussi, l'instauration d'une réglementation spécifique aux navires présentant un grand danger d'invasion et d'un programme de gestion du biofouling à bord des navires dans les ports commerciaux en Algérie tout en se basant sur les zones de provenance des navires, leur profil d'exploitation, leurs systèmes antifouling, leurs durées de séjour aux ports d'escales...etc., comme cela se fait en Australie, en Nouvelle Zélande et aux Etats Unis d'Amérique. Nous incitons les autorités à faire passer ces navires dans des zones de lessivage comme les canaux d'eau douce ou de développer des technologies efficaces pour nettoyer leurs coques dans des conditions maîtrisables.

Nous aimerions que ce travail, attire l'attention des gestionnaires et décideurs sur les dangers des espèces introduites dans le milieu marin. Il est impératif d'instaurer un plan national de bio-surveillance marine ainsi que la mise en vigueur d'outils réglementaires dans le but de minimiser le transfert des espèces aquatiques envahissantes

Références Bibliographique

V Références bibliographiques

- ABDEL-SALAM K M et RAMADAN S E. 2008. Fouling Bryozoa from some Alexandria harbours, EGYPT.(II) Encrusting species. *Mediterranean Marine Science*, 9(2) : pp 5-20.
- ABS. (2019). *Guidance notes on biofouling management plans* (pp. 1-13). City Plaza Drive, USA : American Bureau of Shipping.
- ADLAND R., CARIU P., JIA H et WOLFF F C. 2018, 2018//. The energy efficiency effects of periodic ship hull cleaning. *J Clean Prod*, 178: pp 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.247>
- ALLEN F. 1953. Distribution of marine invertebrates by ships. *Marine and Freshwater Research*, 4(2) : pp 307-316.
- ANDRÉ F., COROLLA J., LANZA B et ROCHEFORT G. 2014. Bryozoaires d'Europe: Les Carnets du Plongeur. *Éditions Neptune Plongé, France* : 256 p.
- AQUANIS E B. (2015). *Information system on Aquatic Non-Indigenous and Cryptogenic Species*. *World Wide Web electronic publication* <https://doi.org/www.corpi.ku.lt/databases/aquanis>
- ASHTON G., DAVIDSON I., GELLER J et RUIZ G. 2016. Disentangling the biogeography of ship biofouling: barnacles in the Northeast Pacific. *Global Ecology and Biogeography*, 25(6) : pp 739-750.
- ASHTON G V., BOOS K., SHUCKSMITH R et COOK E J. 2006. Risk assessment of hull fouling as a vector for marine non-natives in Scotland. *Aquatic Invasions*, 1(4) : pp 214-218.
- ASSIS J., TYBERGHEIN L., BOSCH S., VERBRUGGEN H., SERRÃO E A et DE CLERCK O. 2018. Bio-ORACLE v2.0: Extending marine data layers for bioclimatic modelling. *Global Ecology and Biogeography*, 27(3) : pp 277-284. <https://doi.org/10.1111/geb.12693>
- AWAD A., HAAG F., ANIL A et ABDULLA A. 2014. Guidance on port biological baseline surveys. *GloBallast Monograph Series*, 22: pp 1-48.
- BACHETARZI R., DILMI S., URIZ M J., VÁZQUEZ-LOUIS M., DEUDERO S et REBZANI-ZAHAF C. 2019. The non-indigenous and invasive species *Paraleucilla magna* Klautau, Monteiro & Borojevic, 2004 (Porifera: Calcarea) in the Algerian coast (Southwestern of Mediterranean Sea). *Acta Adriatica*, 60(1) : pp 41-46.
- BAILEY S A., BROWN L., CAMPBELL M L., CANNING-CLODE J., CARLTON J T., CASTRO N., CHAINHO P., CHAN F T., CREED J C et CURD A. 2020. Trends in the detection of aquatic non-indigenous species across global marine, estuarine and freshwater ecosystems: A 50-year perspective. *Diversity and distributions*, 26(12) : pp 1780-1797.
- BAILEY S A., DUGGAN I C., JENKINS P T et MACISAAC H J. 2005. Invertebrate resting stages in residual ballast sediment of transoceanic ships. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62(5) : pp 1090-1103.
- BANNISTER J., SIEVERS M., BUSH F et BLOECHER N. 2019, Jul. Biofouling in marine aquaculture: a review of recent research and developments. *Biofouling*, 35(6) : pp 631-648. <https://doi.org/10.1080/08927014.2019.1640214>
- BARICHE M et FRICKE R. 2018. *Dipterygonotus balteatus* (Valenciennes, 1830)(Teleostei: Caesionidae), a new alien fish in the Mediterranean Sea. *BioInvasions Records*, 7(1) : pp 79-82.
- BEERMANN J., HALL-MULLEN A K., HAVERMANS C., COOLEN J W., CROOIJMANS R P., DIBBITS B., HELD C et DESIDERATO A. 2020. Ancient globetrotters-connectivity and putative native ranges of two cosmopolitan biofouling amphipods. *PeerJ*, 8: pp e9613. <https://doi.org/10.7717/peerj.9613>
- BEN-SHLOMO R., REEM E., DOUEK J et RINKEVICH B. 2010. Population genetics of the invasive ascidian *Botryllus schlosseri* from South American coasts. *Marine Ecology Progress Series*, 412: pp 85-92.
- BENABDI M. 2019. First record of the Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Decapoda: Brachyura: Portunidae) in Algerian coastal waters (southwestern Mediterranean). *BioInvasions Records*, 8(1) : pp 119-122. <https://doi.org/10.3391/bir.2019.8.1.13>
- BENSARI B., BAHBAH L., LOUNAOUCCI A., EDDINA FAHICI S., BOUDA A et ISLAM BACHARI N E. 2020. First records of non-indigenous species in port of Arzew (Algeria: southwestern Mediterranean). *Mediterranean Marine Science*: pp 393-399. <https://doi.org/10.12681/mms.21927>

- BINGGELI P. 1994. Misuse of terminology and anthropomorphic concepts in the description of introduced species. *Bulletin of the British Ecological Society*, 25(1) : pp 10-13.
- BLACKBURN T M., PYŠEK P., BACHER S., CARLTON J T., DUNCAN R P., JAROŠÍK V., WILSON J R et RICHARDSON D M. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in ecology & evolution*, 26(7) : pp 333-339.
- BLANCHARD M. 1997. Spread of the slipper limpet *Crepidula fornicata* (L. 1758) in Europe. Current state and consequences. *Scientia marina*, 61(Suppl. 2) : pp 109-118.
- BONIFAZI A., MANCINI E et VENTURA D. 2018. First record of the invasive and cryptogenic species *Jassa slatteryi* (Crustacea: Amphipoda) in Italian coastal waters. *Journal of Sea Research*, 136: pp 37-41.
- BOUDA A. 2016. Modélisation et Cartographie du risque d'introduction des espèces invasives par les navires, Cas : Port d'Arzew. *Thèse de Doctorat de 3^e cycle, ENSSMAL*: 150 p.
- BOUDA A., BACHARI N E I., BAHMED L et BOUBENIA R. 2016. Design of a risk assessment methodology for the introduction of invasive species from ship ballast waters. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, 27(5) : pp 474-490. <https://doi.org/10.1108/meq-02-2015-0023>
- BOUDA A., BACHARI N e I., NACEF L et BENSARI B. 2017. Risk Analysis of Invasive Species Introduction in the Port of Arzew, by Calculation of Biofouling Surface on Ships' Hulls. *Environmental Modeling & Assessment*, 23(2) : pp 185-192. <https://doi.org/10.1007/s10666-017-9567-1>
- BOUDOURESQUE C F et VERLAQUE M. 2002. Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. *Marine Pollution Bulletin*, 44(1) : pp 32-38.
- BOYER T P., ANTONOV J I., BARANOVA O K., GARCIA H E., JOHNSON D R., MISHONOV A V., O'BRIEN T D., SEIDOV D., SMOLYAR I et ZWENG M M. (2009). *World ocean database 2009*
- BRIGHT T J., GITTINGS S R et ZINGULA R. 1991. Occurrence of Atlantic reef corals on offshore platforms in the northwestern Gulf of Mexico. *Gulf of Mexico Science*, 12(1) : pp 6.
- BRINE O., HUNT L et COSTELLO M J. 2013. Marine biofouling on recreational boats on swing moorings and berths. *Management of Biological Invasions*, 4(4) : pp 327-341. <https://doi.org/10.3391/mbi.2013.4.4.07>
- BROOKS S et WALDOCK M. 2009. The use of copper as a biocide in marine antifouling paints. Dans *Advances in Marine Antifouling Coatings and Technologies* (p. 492-521). <https://doi.org/10.1533/9781845696313.3.492>.
- CALLOW M E et CALLOW J A. 2002. Marine biofouling: a sticky problem. *Biologist*, 49(1) : pp 1-5.
- CALVET L. 1902. Bryozoaires marins de la région de cette: Trav. *Inst. Zool. Montpellier*, 2(11) : pp 103.
- CAMPBELL A C., NICHOLLS J., CUISIN M et NICHOLLS J. 1979. Guide de la faune et de la flore littorales des mers d'Europe. (49-8), *Delachaux et Niestlé, Publications de la Société Linnéenne de Lyon* : 511 p.
- CANNING-CLODE J., FOFONOFF P., RIEDEL G F., TORCHIN M et RUIZ G M. 2011, Mar 18. The effects of copper pollution on fouling assemblage diversity: a tropical-temperate comparison. *PLoS One*, 6(3) : pp e18026. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0018026>
- CANNING-CLODE J., MALONEY K O., MCMAHON S M et WAHL M. 2010. Expanded view of the local-regional richness relationship by incorporating functional richness and time: a large-scale perspective. *Global Ecology and Biogeography*, 19(6) : pp 875-885. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00560.x>
- CARLTON J. 2007. Propeller design. *Marine Propellers and Propulsion*: pp 435-463.
- CARLTON J et HODDER J. 1995. Biogeography and dispersal of coastal marine organisms: experimental studies on a replica of a 16th-century sailing vessel. *Marine Biology*, 121(4) : pp 721-730.
- CARLTON J T. 1985. Transoceanic and interoceanic dispersal of coastal marine organisms: the biology of ballast water. *Oceanography and Marine Biology*, 23: pp 313-371.
- CARLTON J T. 1996a. Biological invasions and cryptogenic species. *Ecology*, 77(6) : pp 1653-1655.
- CARLTON J T. 1996b. Pattern, process, and prediction in marine invasion ecology. *Biological conservation*, 78(1-2) : pp 97-106.
- CARLTON J T. 2001. The scale and ecological consequences of biological invasions in the world's oceans. *Invasive Species Biodiversity Manag*, 24: pp 195.
- CARLTON J T. 2009. Deep invasion ecology and the assembly of communities in historical time. Dans *Biological invasions in marine ecosystems* (p. 13-56). Springer.

- CARLTON J T. 2011. Ballast. Dans *Encyclopedia of biological invasions* (p. 43-49). University of California Press.
- CARVER C., MALLET A et VERCAEMER B. 2006. Biological synopsis of the colonial tunicates (*Botryllus schlosseri* and *Botrylloides violaceus*). (2747), *Bedford Institute of Oceanography, Dartmouth, Canada* : 42 p.
- CASTELLO J., BITAR G et ZIBROWIUS H. 2020. Isopoda (crustacea) from the Levantine sea with comments on the biogeography of Mediterranean isopods. *Mediterranean Marine Science*, 21(2) : pp 308-339.
- CHAMBERS L D., STOKES K R., WALSH F C et WOOD R J. 2006. Modern approaches to marine antifouling coatings. *Surface and Coatings Technology*, 201(6) : pp 3642-3652.
- CHAN F T., MACISAAC H J et BAILEY S A. 2016. Survival of ship biofouling assemblages during and after voyages to the Canadian Arctic. *Marine Biology*, 163(12) : pp 1-14. <https://doi.org/10.1007/s00227-016-3029-1>
- CHEBBI N. 2010. Etude systématique, bio-écologique et chimique des ascidies de Tunisie. *Thèse de Doctorat, Université du 7 Novembre à Carthage; Institut National Agronomique de Tunisie*: 170 p.
- CHENITI R., ROCHON A et FRIHI H. 2018. Ship traffic and the introduction of diatoms and dinoflagellates via ballast water in the port of Annaba, Algeria. *Journal of Sea Research*, 133: pp 154-165. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2017.07.008>
- CHEVREUX E. 1910. Campagnes de la Melita: les amphipodes d'Algérie et de Tunisie. (vol. XXIII), *Au Siège de la Société Zoologique de France* : 145 p. <https://doi.org/https://doi.org/10.5962/bhl.title.15982>
- CHEW M K et LAUBICHLER M D. 2003. Natural enemies--metaphor or misconception? *Science*, 301(5629) : pp 52-53.
- CHRISTIE G C et GODDARD C I. 2003. Sea Lamprey International Symposium (SLIS II): advances in the integrated management of sea lamprey in the Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research*, 29: pp 1-14.
- CIMA F., BALLARIN L., BRESSA G., MARTINUCCI G et BURIGHEL P. 1996. Toxicity of organotin compounds on embryos of a marine invertebrate (*Styela plicata*; Tunicata). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 35(2) : pp 174-182.
- CLARK J D., DUNN J E et SMITH K G. 1993. A multivariate model of female black bear habitat use for a geographic information system. *The Journal of wildlife management*: pp 519-526.
- Antifouling performance standards for the maritime industry: Development of a framework for the assessment, approval and relevance of effective products. (2007). <http://www.environment.gov.au/coasts/imps/publications/pubs/antifouling-framework.pdf>
- COHEN A., HARRIS L., BINGHAM B., CARLTON J., CHAPMAN J., LAMBERT C., LAMBERT G., LJUBENKOV J., MURRAY S et RAO L. 2005. Rapid assessment survey for exotic organisms in southern California bays and harbors, and abundance in port and non-port areas. *Biological Invasions*, 7(6) : pp 995-1002.
- COLAUTTI R I., GRIGOROVICH I A et MACISAAC H J. 2006. Propagule pressure: a null model for biological invasions. *Biological Invasions*, 8(5) : pp 1023-1037.
- COLL M., PIRODDI C., STEENBEEK J., KASCHNER K., BEN RAIS LASRAM F., AGUZZI J., BALLESTEROS E., BIANCHI C N., CORBERA J., DAILIANIS T., DANOVARO R., ESTRADA M., FROGLIA C., GALIL B S., GASOL J M., GERTWAGEN R., GIL J., GUILHAUMON F., KESNER-REYES K., KITSOS M S., KOUKOURAS A., LAMPADARIOU N., LAXAMANA E., LOPEZ-FE DE LA CUADRA C M., LOTZE H K., MARTIN D., MOUILLOT D., ORO D., RAICEVICH S., RIUS-BARILE J., SAIZ-SALINAS J I., SAN VICENTE C., SOMOT S., TEMPLADO J., TURON X., VAFIDIS D., VILLANUEVA R et VOULTSIADOU E. 2010, Aug 2. The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. *PLoS One*, 5(8) : pp e11842. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011842>
- CONLAN K E. 1990. Revision of the crustacean amphipod genus Jassa Leach (Corophioidea: Ischyroceridae). *Canadian Journal of Zoology*, 68(10) : pp 2031-2075.
- COOK E J., STEHLÍKOVÁ J., BEVERIDGE C M., BURROWS M T., DE BLAUWE H et FAASSE M. 2013. Distribution of the invasive bryozoan *Tricellaria inopinata* in Scotland and a review of its European expansion. *Aquatic Invasions*, 8(3) : pp 281-288. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.3391/ai.2013.8.3.04>

- COPE R C., PROWSE T A., ROSS J V., WITTMANN T A et CASSEY P. 2015. Temporal modelling of ballast water discharge and ship-mediated invasion risk to Australia. *Royal Society Open Science*, 2(4) : pp 150039.
- CORBERA J et GALIL B S. 2016. Cumacean assemblages on the Levantine shelf (Mediterranean Sea) – spatiotemporal trends between 2005 and 2012. *Marine Biology Research*, 12(6) : pp 663-672. <https://doi.org/10.1080/17451000.2016.1169297>
- COUTTS A., MOORE K M et HEWITT C L. 2003. Ships' sea-chests: an overlooked transfer mechanism for non-indigenous marine species? *Marine Pollution Bulletin*, 46(11) : pp 1510-1513. [https://doi.org/10.1016/s0025-326x\(03\)00292-3](https://doi.org/10.1016/s0025-326x(03)00292-3)
- COUTTS A D. 1999. Hull fouling as a modern vector for marine biological invasions: investigation of merchant vessels visiting northern Tasmania. *Dissertation, Australian Maritime College, Faculty of Fisheries and Marine Environment*: 566 p.
- COUTTS A D et DODGSHUN T J. 2007. The nature and extent of organisms in vessel sea-chests: a protected mechanism for marine bioinvasions. *Marine Pollution Bulletin*, 54(7) : pp 875-886.
- COUTTS A D et FORREST B M. 2007. Development and application of tools for incursion response: lessons learned from the management of the fouling pest *Didemnum vexillum*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 342(1) : pp 154-162.
- COUTTS A D., PIOLA R F., HEWITT C L., CONNELL S D et GARDNER J P. 2010a, Jan. Effect of vessel voyage speed on survival of biofouling organisms: implications for translocation of non-indigenous marine species. *Biofouling*, 26(1) : pp 1-13. <https://doi.org/10.1080/08927010903174599>
- COUTTS A D., PIOLA R F., TAYLOR M D., HEWITT C L et GARDNER J P. 2010b, Jul. The effect of vessel speed on the survivorship of biofouling organisms at different hull locations. *Biofouling*, 26(5) : pp 539-553. <https://doi.org/10.1080/08927014.2010.492469>
- COUTTS A D M et TAYLOR M D. 2004. A preliminary investigation of biosecurity risks associated with biofouling on merchant vessels in New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 38(2) : pp 215-229. <https://doi.org/10.1080/00288330.2004.9517232>
- CRANFIELD H., GORDON D., WILLAN R., MARSHALL B., GLASBY C et READ G. 1998. Adventive marine species *Technical Report*. 34. NIWA. Wellington, New Zealand : 41 p.
- CZÚCZ B., HAINES-YOUNG R., KISS M., BERECHKI K., KERTÉSZ M., VÁRI Á., POTSCHEIN-YOUNG M et ARANY I. 2020. Ecosystem service indicators along the cascade: How do assessment and mapping studies position their indicators? *Ecological Indicators*, 118: pp. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106729>
- DAEHLER C C. 2001. Two ways to be an invader, but one is more suitable for ecology. *Bulletin of the Ecological Society of America*, 82(1) : pp 101-102.
- DAVIDSON I., SCIANNI C., CEBALLOS L., ZABIN C., ASHTON G et RUIZ G. 2014. Evaluating ship biofouling and emerging management tools for reducing biofouling-mediated species incursions. *Report to the Marine Invasive Species Program of the California State Lands Commission*. Sacramento, California : 37 p.
- DAVIDSON I C., BROWN C W., SYTSMA M D et RUIZ G M. 2009, Oct. The role of containerships as transfer mechanisms of marine biofouling species. *Biofouling*, 25(7) : pp 645-655. <https://doi.org/10.1080/08927010903046268>
- DAVIDSON I C., SCIANNI C., MINTON M S et RUIZ G M. 2018. A history of ship specialization and consequences for marine invasions, management and policy. *Journal of applied ecology*, 55(4) : pp 1799-1811.
- DAVIDSON I C., SMITH G., ASHTON G V., RUIZ G M et SCIANNI C. 2020, Apr. An experimental test of stationary lay-up periods and simulated transit on biofouling accumulation and transfer on ships. *Biofouling*, 36(4) : pp 455-466. <https://doi.org/10.1080/08927014.2020.1769612>
- DAVIDSON S K et HAYGOOD M G. 1999. Identification of sibling species of the bryozoan *Bugula neritina* that produce different anticancer bryostatins and harbor distinct strains of the bacterial symbiont "Candidatus *Endobugula sertula*". *The Biological Bulletin*, 196(3) : pp 273-280.
- DE BARROS R C., DA ROCHA R M et PIE M R. 2009. Human-mediated global dispersion of *Styela plicata* (Tunicata, Ascidiacea). *Aquatic Invasions*, 4(1) : pp 45-57.

- DEFELICE R C., COLES S L., MUIR D et ELDREDGE L. 1998. Investigation of the marine communities of midway harbor and adjacent lagoon, midway atoll, northwestern hawaiian islands. *A report to the U.S Fish and Wildlife Service B Museum. Honolulu, Hawai* : 30 p.
- DELONGUEVILLE C et SCAILLET R. 2007. Les espèces invasives de mollusques en Méditerranée. *Novapex*, 8(2) : pp 47-70.
- DEMIREL Y K., TURAN O et INCECIK A. 2017. Predicting the effect of biofouling on ship resistance using CFD. *Applied Ocean Research*, 62: pp 100-118. <https://doi.org/10.1016/j.apor.2016.12.003>
- DRAKE J et LODGE D. 2007. Hull fouling is a risk factor for intercontinental species exchange in aquatic ecosystems. *Aquatic Invasions*, 2(2) : pp 121-131. <https://doi.org/10.3391/ai.2007.2.2.7>
- DRAKE J M et LODGE D M. 2004. Global hot spots of biological invasions: evaluating options for ballast–water management. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 271(1539) : pp 575-580.
- DRAKE L A., MEYER A E., FORSBERG R L., BAIER R E., DOBLIN M A., HEINEMANN S., JOHNSON W P., KOCH M., RUBLEE P A et DOBBS F C. 2005. Potential invasion of microorganisms and pathogens via ‘interior hull fouling’: biofilms inside ballast water tanks. *Biological Invasions*, 7(6) : pp 969-982.
- EEA. Récupéré le 4/11/2021 de *Indicator: Pathways of introduction of marine non-indigenous species to European seas* [En ligne]. European Environment Agency. Récupéré le 4/11/2021 de <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/trends-in-marine-alien-species-1/assessment>
- ELDREDGE L G et CARLTON J T. 2002. Hawaiian marine bioinvasions: a preliminary assessment. *Pacific Science*, 56(2) : pp 211-212.
- ENO N C., SANDERSON W G et CONSERVATION J. 1997. Non-native marine species in British waters: a review and directory. : pp.
- EQUASIS E Q S I S. 2019. The 2019 World Fleet Report Statistics from Equasis. 104 p.
- ETHERINGTON T R. 2019. Mahalanobis distances and ecological niche modelling: correcting a chi-squared probability error. *PeerJ*, 7: pp e6678. <https://doi.org/10.7717/peerj.6678>
- ETHERINGTON T R., WARD A I., SMITH G C., PIETRAVALLE S et WILSON G J. 2009. Using the Mahalanobis distance statistic with unplanned presence-only survey data for biogeographical models of species distribution and abundance: a case study of badger setts. *Journal of Biogeography*, 36(5) : pp 845-853.
- FARBER O et KADMON R. 2003. Assessment of alternative approaches for bioclimatic modeling with special emphasis on the Mahalanobis distance. *Ecological modelling*, 160(1-2) : pp 115-130.
- FARRAPEIRA C M R., MELO A V d O M d., BARBOSA D F et SILVA K M E d. 2007. Ship hull fouling in the Port of Recife, Pernambuco. *Brazilian Journal of Oceanography*, 55(3) : pp 207-221.
- FERGUSON R. 1999–The effectiveness of Australia’s response to the black striped mussel incursion in Darwin, Australia. *A report of the marine pest incursion management workshop*: pp 27-28.
- FERRARIO J., GESTOSO I., RAMALHOSA P., CACABELOS E., DUARTE B., CAÇADOR I et CANNING-CLODE J. 2020. Marine fouling communities from artificial and natural habitats: comparison of resistance to chemical and physical disturbances. *Aquatic Invasions*, 15(2) : pp 196-216. <https://doi.org/10.3391/ai.2020.15.2.01>
- FERRARIO J., ULMAN A., AMBROGI A O., BANDI A., BOGI C., PRINCISGH E., MARTINEZ-LAIZ G., MERLO G., SCRIBANO G et MARCHINI A. 2019a. High occurrence of non-indigenous species on recreational boat hulls in the Mediterranean sea *Biol. Mar. Mediterr*, 26(1) : pp 239-242.
- FERRARIO J., ULMAN A., AMBROGI A O., BANDI A., BOGI C., PRINCISGH E., MARTINEZ-LAIZ G., MERLO G., SCRIBANO G et MARCHINI A. 2019b. High occurrence OF NON-indigenous species ON recreational boat hulls IN the Mediterranean Sea. *Biol. Mar. Mediterr*, 26(1) : pp 239-242.
- FINNIE A A et WILLIAMS D N. 2010. Paint and coatings technology for the control of marine fouling. *Biofouling*, 18: pp.
- FINNOFF D., SHOGREN J F., LEUNG B et LODGE D. 2007. Take a risk: preferring prevention over control of biological invaders. *Ecological economics*, 62(2) : pp 216-222.
- FLOERL O., INGLIS G., DEY K et SMITH A. 2009. The importance of transport hubs in stepping-stone invasions. *Journal of applied ecology*, 46(1) : pp 37-45.

- FLOERL O., POOL T K et INGLIS G J. 2004. Positive interactions between nonindigenous species facilitate transport by human vectors. *Ecological Applications*, 14(6) : pp 1724-1736.
- FOFONOFF P W., RUIZ G M., STEVES B et CARLTON J T. 2003. In ships or on ships? Mechanisms of transfer and invasion for nonnative species to the coasts of North America. *Invasive species: vectors and management strategies*, 152: pp 162-169.
- FORREST B M et HOPKINS G A. 2013. Population control to mitigate the spread of marine pests: insights from management of the Asian kelp *Undaria pinnatifida* and colonial ascidian *Didemnum vexillum*. *Management of Biological Invasions*, 4(4) : pp 317.
- FREESTONE A L et OSMAN R W. 2011. Latitudinal variation in local interactions and regional enrichment shape patterns of marine community diversity. *Ecology*, 92(1) : pp 208-217.
- FREY M A., GARTNER H N., MURRAY C C et THERRIAULT T W. 2009. First confirmed records of the non-native amphipod *Caprella mutica* (Schurin 1935) along the coast of British Columbia, Canada, and the potential for secondary spread via hull fouling. *Aquatic Invasions*, 4(3) : pp 495-499.
- GALIL B. 2009. Taking stock: inventory of alien species in the Mediterranean Sea. *Biological Invasions*, 11(2) : pp 359-372.
- GALIL B. 2018. Poisonous and venomous: marine alien species in the Mediterranean Sea and human health. *Invasive species and human health*: pp 1-15.
- GALIL B., MARCHINI A., OCCHIPINTI-AMBROGI A., MINCHIN D., NARŠČIUS A., OJAVEER H et OLENIN S. 2014a. International arrivals: widespread bioinvasions in European Seas. *Ethology Ecology & Evolution*, 26(2-3) : pp 152-171.
- GALIL B S. 2007a. Loss or gain? Invasive aliens and biodiversity in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 55(7-9) : pp 314-322.
- GALIL B S. 2007b. Seeing red: alien species along the Mediterranean coast of Israel. *Aquatic Invasions*, 2(4) : pp 281-312.
- GALIL B S. 2012. Truth and consequences: the bioinvasion of the Mediterranean Sea. *Integrative Zoology*, 7(3) : pp 299-311.
- GALIL B S., BOERO F., CAMPBELL M L., CARLTON J T., COOK E., FRASCHETTI S., GOLLASCH S., HEWITT C L., JELMERT A., MACPHERSON E., MARCHINI A., MCKENZIE C., MINCHIN D., OCCHIPINTI-AMBROGI A., OJAVEER H., OLENIN S., PIRAINO S et RUIZ G M. 2014b. 'Double trouble': the expansion of the Suez Canal and marine bioinvasions in the Mediterranean Sea. *Biological Invasions*, 17(4) : pp 973-976. <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0778-y>
- GALIL B S., BOERO F., FRASCHETTI S., PIRAINO S., CAMPBELL M L., HEWITT C L., CARLTON J T., COOK E J., JELMERT A et MACPHERSON E. 2015. The enlargement of the Suez Canal and introduction of non-indigenous species to the Mediterranean Sea. : pp.
- GALIL B S., MARCHINI A et OCCHIPINTI-AMBROGI A. 2018a. East is east and West is west? Management of marine bioinvasions in the Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 201: pp 7-16.
- GALIL B S., MARCHINI A et OCCHIPINTI-AMBROGI A. 2018b. Mare Nostrum, mare quod invaditur—the history of bioinvasions in the mediterranean sea. Dans *Histories of Bioinvasions in the Mediterranean* (p. 21-49). Springer.
- GALIL B S et ZENETOS A. 2002. A sea change—exotics in the Eastern Mediterranean Sea. Dans *Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management* (p. 325-336). Springer.
- GELLER J., CARLTON J et POWERS D. 1993. Interspecific and intrapopulation variation in mitochondrial ribosomal DNA sequences of *Mytilus* spp.(Bivalvia: Mollusca). *Molecular Marine Biology and Biotechnology*, 2(1) : pp 44-50.
- GEORGIADES E., GROWCOTT A et KLUZA D. 2018. Technical guidance on biofouling management for vessels arriving to New Zealand. *Ministry for Primary Industries, Manatū Ahu Matua* : p.
- GÉRARD A. 1978. Recherches sur la variabilité de diverses populations de *Ruditapes decussatus* et *Ruditapes philippinarum* (Veneridae, Bivalvia). *Université de Bretagne Occidentale*: p.
- GHOSE J P. 2004. Basic principles of ship propulsion. (vol. 1011), *Allied Publishers* : 557 p.
- GLASBY T M., CONNELL S D., HOLLOWAY M G et HEWITT C L. 2007. Nonindigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? *Marine Biology*, 151(3) : pp 887-895.

- GOLLASCH S. 1998. The asian decapod *Hemigrapsus penicillatus* (de Haan, 1835) (Grapsidae, Decapoda) introduced in European waters: status quo and future perspective. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 52(3-4) : pp 359.
- GOLLASCH S. 2002. The importance of ship hull fouling as a vector of species introductions into the North Sea. *Biofouling*, 18(2) : pp 105-121.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1080/08927010290011361>
- GOLLASCH S. 2006. Overview on introduced aquatic species in European navigational and adjacent waters. *Helgoland Marine Research*, 60(2) : pp 84-89.
- GOLLASCH S. 2007. International collaboration on marine bioinvasions—The ICES response. *Marine Pollution Bulletin*, 55(7-9) : pp 353-359.
- GOLLASCH S., MACDONALD E., BELSON S., BOTNEN H., CHRISTENSEN J T., HAMER J P., HOUVENAGHEL G., JELMERT A., LUCAS I et MASSON D. 2002. Life in ballast tanks. Dans *Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management* (p. 217-231). Springer.
- A Review of Marine Growth Protection System (MGPS)
- Options for the Royal Australian Navy. (2011).
- GRIGOROVICH I A., COLAUTTI R I., MILLS E L., HOLECK K., BALLERT A G et MACISAAC H J. 2003. Ballast-mediated animal introductions in the Laurentian Great Lakes: retrospective and prospective analyses. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60(6) : pp 740-756.
- GRIMES S., BENABDI M., BABALI N., REFES W., BOUDJELLAL-KAIDI N et SERIDI H. 2018. Biodiversity changes along the Algerian coast (Southwest Mediterranean basin): from 1834 to 2017: A first assessment of introduced species. *Mediterranean Marine Science*, 19(1) : pp 156-179. <https://doi.org/10.12681/mms.13824>
- GRIMES S., RUELLET T., DAUVIN J-C et BOUTIBA Z. 2010. Ecological quality status of the soft-bottom communities on the Algerian coast: general patterns and diagnosis. *Marine Pollution Bulletin*, 60(11) : pp 1969-1977.
- GRIMM V et WISSEL C. 1997. Babel, or the ecological stability discussions: an inventory and analysis of terminology and a guide for avoiding confusion. *Oecologia*, 109(3) : pp 323-334.
- GROSHOLZ E. 2002. Ecological and evolutionary consequences of coastal invasions. *Trends in ecology & evolution*, 17(1) : pp 22-27.
- GUARDIOLA M., FROTSCHER J et URIZ M J. 2011. Genetic structure and differentiation at a short-time scale of the introduced calcarean sponge *Paraleucilla magna* to the western Mediterranean. Dans *Ancient Animals, New Challenges* (p. 71-84). Springer.
- HAMMER M P. 2006. Range extensions for four estuarine gobies (Pisces: Gobiidae) in southern Australia: historically overlooked native taxa or recent arrivals? *Transactions of the Royal Society of South Australia*, 130(2) : pp 187-196.
- HAYES A F., GLYNN C J et SHANAHAN J. 2005. Validating the willingness to self-censor scale: Individual differences in the effect of the climate of opinion on opinion expression. *International Journal of Public Opinion Research*, 17(4) : pp 443-455.
- HAYWARD P J et RYLAND J S. 1990. Marine fauna of the British Isles and North-West Europe. Clarendon Press : 650 p.
- HEWITT C et CAMPBELL M. 2010. The relative contribution of vectors to the introduction and translocation of invasive marine species. (Produced for the Australian Government, Issue, 56. *F a F D The Department of Agriculture. Australie* : 56 p.
<https://doi.org/https://hdl.handle.net/10018/53453>
- HEWITT C., CAMPBELL M., COUTTS A., DAHLSTROM A., SHIELDS D et VALENTINE J. 2011. Species biofouling risk assessment. (C o Australia, dir.), *The Department of Agriculture, Fisheries & Forestry (DAFF), Australie* : 177 p.
<https://doi.org/http://researchrepository.murdoch.edu.au/id/eprint/64755>
- HEWITT C L., CAMPBELL M L., THRESHER R E., MARTIN R B., BOYD S., COHEN B F., CURRIE D R., GOMON M F., KEOUGH M J et LEWIS J A. 2004a. Introduced and cryptogenic species in port Phillip bay, Victoria, Australia. *Marine Biology*, 144(1) : pp 183-202.
- HEWITT C L., CAMPBELL M L., THRESHER R E., MARTIN R B., BOYD S., COHEN B F., CURRIE D R., GOMON M F., KEOUGH M J., LEWIS J A., LOCKETT M M., MAYS N., MCARTHUR M A., O'HARA T D., POORE G C B., ROSS D J., STOREY M J., WATSON J E et WILSON R

- S. 2004b, 2004/01/01. Introduced and cryptogenic species in Port Phillip Bay, Victoria, Australia. *Marine Biology*, 144(1) : pp 183-202. <https://doi.org/10.1007/s00227-003-1173-x>
- HIEBERT L S., SCELZO M., ALIÉ A., DE TOMASO A W., BROWN F D et TIOZZO S. 2022. Comparing dormancy in two distantly related tunicates reveals morphological, molecular, and ecological convergences and repeated co-option. *Scientific Reports*, 12(1) : pp 12620.
- HOFFMAN R et DUBINSKY Z. 2010. Invasive and Alien Rhodophyta in the Mediterranean and along the Israeli Shores. Dans *Red Algae in the Genomic Age* (p. 45-60). https://doi.org/10.1007/978-90-481-3795-4_3.
- HONDT J d et BEN ISMAIL D. 2008. Bryozoaires des cotes algériennes. Compléments aux Bryozoaires de Tunisie. *Bulletin de la Société zoologique de France*, 133(1) : pp 55.
- HUGHES K A et ASHTON G V. 2017. Breaking the ice: the introduction of biofouling organisms to Antarctica on vessel hulls. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 27(1) : pp 158-164. <https://doi.org/10.1002/aqc.2625>
- HULME P E. 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of applied ecology*, 46(1) : pp 10-18.
- HUTCHINGS P., HILLIARD R et COLES S. 2002. Species introductions and potential for marine pest invasions into tropical marine communities, with special reference to the Indo-Pacific. *Pacific Science*, 56(2) : pp 223-233.
- HUTCHINSON G et MACARTHUR R H. 1959. A theoretical ecological model of size distributions among species of animals. *The American Naturalist*, 93(869) : pp 117-125.
- IMO. 1993. International Code for the Construction and Equipment of Ships Carrying Liquefied Gases in Bulk: IGC Code. *IMO Publishing* : 166 p.
- IMO. (2004). *International convention for the control and management of ships' ballast water and sediments*. Dans I M Organization (dir.), (vol. BWM/CONF/36, p. 37). London : International Maritime Organization.
- IMO. (2011). *Guidelines for the control and Management of Ship's 'biofouling to minimize the transfer of Invasives species*. Dans I M Organization (dir.), (Annex 26 éd., vol. MEPC 62/24/Add.1, pp. 1-25).
- IMO. (2012). *Guidance for Minimizing the Transfer of Invasive Aquatic Species as Biofouling (Hull Fouling) for Recreational Craft* (vol. MEPC.1/Circ.792). London : Marine Environment Protection Committee.
- INERIS. 2019. a Technical Feasibility Study for the Implementation of an Emission Control Area (ECA) in the Mediterranean Sea. *F N I f I E a Risks*. 90 p. https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/R_DRC-19-168862-00408A_ECAMED_final_Report.pdf
- JACKSON L. 2008. Marine biofouling and invasive species: guidelines for prevention and management. *New York* : 65 p.
- KACIMI A., BOUDA A., BENSARI B., BACHARI N E I et HOUMA F. 2021. Modeling the risk of introduction of non-native species by biofouling on ships' hulls: case study of Arzew port (Algeria). *Research square*: pp 1-8. <https://doi.org/https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-384294/v1>
- KALUZA P., KÖLZSCH A., GASTNER M T et BLASIUS B. 2010. The complex network of global cargo ship movements. *Journal of the Royal Society Interface*, 7(48) : pp 1093-1103.
- KATSANEVAKIS S., COLL M., PIRODDI C., STEENBEEK J., BEN RAIS LASRAM F., ZENETOS A et CARDOSO A C. 2014a. Invading the Mediterranean Sea: biodiversity patterns shaped by human activities. *Frontiers in Marine Science*, 1(32) : pp 1-11. <https://doi.org/10.3389/fmars.2014.00032>
- KATSANEVAKIS S., POURSANIDIS D., HOFFMAN R., RIZGALLA J., ROTHMAN S B-S., LEVITT-BARMATS Y a., HADJIOANNOU L., TRKOV D., GARMENDIA J M et RIZZO M. 2020. Unpublished Mediterranean records of marine alien and cryptogenic species. *BioInvasions Records*, 9(2) : pp 165-182. <https://doi.org/https://idus.us.es/handle/11441/110898>
- KATSANEVAKIS S., TEMPERA F., TEIXEIRA H et BODE M. 2016. Mapping the impact of alien species on marine ecosystems: the Mediterranean Sea case study. *Diversity and Distributions*, 22(6) : pp 694-707. <https://doi.org/10.1111/ddi.12429>
- KATSANEVAKIS S., WALLENTINUS I., ZENETOS A., LEPPÄKOSKI E., ÇINAR M E., OZTÜRK B., GRABOWSKI M., GOLANI D et CARDOSO A C. 2014b. Impacts of invasive alien marine species on ecosystem services and biodiversity: a pan-European review. *Aquatic Invasions*, 9(4) : pp 391-423. <https://doi.org/10.3391/ai.2014.9.4.01>

- KATSANEVAKIS S., ZENETOS A., BELCHIOR C et CARDOSO A C. 2013. Invading European Seas: assessing pathways of introduction of marine aliens. *Ocean & Coastal Management*, 76: pp 64-74.
- KELLER R P., DRAKE J M., DREW M B et LODGE D M. 2011. Linking environmental conditions and ship movements to estimate invasive species transport across the global shipping network. *Diversity and distributions*, 17(1) : pp 93-102.
- KENAWY E M. 2015. The expected economic effects of the new Suez Canal project in Egypt. *European Journal of Academic Essays*, 1(12) : pp 13-22.
- KETTUNEN M., GENOVESI P., GOLLASCH S., PAGAD S., STARFINGER U., TEN BRINK P et SHINE C. 2009. Technical support to EU strategy on invasive alien species (IAS). 44. *I f E E P (IEEP).Brussels, Belgium* : 44 p.
- KLEEMAN S N. 2009. Didemnum Vexillum: Feasibility of Eradication And/or Control. (CCW Contract Science report, *Issue No. 875*).*Bangor* : 53 p.
- KNOEPFFLER-PEGUY M., BELSHER T., BOUDOURESQUE C F et LAURET M. 1985. Sargassum muticum begin to invade the Mediterranean. *Aquatic Botany*, 23(3) : pp 291-295.
- KOCAK F., KUCUKSEZGIN F et BAKAL I. 2019. Impact of environmental variables on fouling bryozoan species in the Eastern Aegean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 141: pp 46-51.
- KÖLZSCH A et BLASIUS B. 2011. Indications of marine bioinvasion from network theory. *The European Physical Journal B*, 84(4) : pp 601-612.
- KORPINEN S., LAAMANEN L., BERGSTRÖM L., NURMI M., ANDERSEN J H., HAAPANIEMI J., HARVEY E T., MURRAY C J., PETERLIN M et KALLENBACH E. 2021. Combined effects of human pressures on Europe's marine ecosystems. *Ambio*, 50: pp 1325-1336.
- KOSPARTOV M., INGLIS G., SEAWARD K., VAN DEN BRINK A., D'ARCHINO R et AHYONG S. 2008. Non-indigenous and cryptogenic marine species in New Zealand—Current state of knowledge: Interim report. *Report prepared for MAFBNZ project BNZ10740.Wellington, New Zealand* : 64 p.
- LAMBON P., PYŠEK P., BASNOU C., HEJDA M., ARIANOUTSOU M., ESSL F., JAROŠÍK V., PERGL J., WINTER M et ANASTASIU P. 2008. Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. *Preslia*, 80: pp 101-149.
- LEJARS M., MARGAILLAN A et BRESSY C. 2012. Fouling release coatings: a nontoxic alternative to biocidal antifouling coatings. *Chemical reviews*, 112(8) : pp 4347-4390.
- LESSIOS H A., KESSING B D et PEARSE J S. 2001. Population structure and speciation in tropical seas: global phylogeography of the sea urchin *Diadema*. *Evolution*, 55(5) : pp 955-975.
- LEVESQUE J-F., HARRIS M F et RUSSELL G. 2013. Patient-centred access to health care: conceptualising access at the interface of health systems and populations. *International journal for equity in health*, 12(1) : pp 1-9.
- LEWIS J A et DIMAS J. 2007. Treatment of biofouling in internal seawater systems-Phase 2. *Technical report.Victoria, Australia* : 30 p.
- LEWIS S L et MASLIN M A. 2015. Defining the anthropocene. *Nature*, 519(7542) : pp 171-180.
- LIGHT S F. 2007. The Light and Smith manual: intertidal invertebrates from central California to Oregon. *Univ of California Press, California, USA* : 1001 p.
- LIN H., WANG J., LIU W., LIU K., ZHANG S., HE X., HUANG Y., LIN J., MOU J et ZHENG C. 2017. Fouling community characteristics in subtropical coastal waters of the southwestern East China Sea. *Acta Oceanologica Sinica*, 36(10) : pp 70-78.
- LIPA J J. 2013. The Impacts of Invasive Alien Species in Europe. (16/2012). *Technical Report E E Agency.Węgorza, Poland* : 155 p.
- LIQUETE C., PIRODDI C., DRAKOU E G., GURNEY L., KATSANEVAKIS S., CHAREF A et EGOH B. 2013. Current status and future prospects for the assessment of marine and coastal ecosystem services: a systematic review. *PLoS One*, 8(7) : pp e67737.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0067737>
- LOCKWOOD J L., CASSEY P et BLACKBURN T M. 2009. The more you introduce the more you get: the role of colonization pressure and propagule pressure in invasion ecology. *Diversity and distributions*, 15(5) : pp 904-910.

- LODGE D M., SIMONIN P W., BURGIEL S W., KELLER R P., BOSSENBROEK J M., JERDE C L., KRAMER A M., RUTHERFORD E S., BARNES M A et WITTMANN M E. 2016. Risk analysis and bioeconomics of invasive species to inform policy and management. *Annual Review of Environment and Resources*, 41: pp 453-488.
- LONGO C., MASTROTOTARO F et CORRIERO G. 2007. Occurrence of *Paraleucilla magna* (Porifera: Calcarea) in the Mediterranean sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87(6) : pp 1749-1755.
- LÓPEZ-LEGENTIL S., TURON X et PLANES S. 2006. Genetic structure of the star sea squirt, *Botryllus schlosseri*, introduced in southern European harbours. *Molecular Ecology*, 15(13) : pp 3957-3967.
- LÓPEZ E et RICHTER A. 2017a. Non-indigenous species (NIS) of polychaetes (Annelida: Polychaeta) from the Atlantic and Mediterranean coasts of the Iberian Peninsula: an annotated checklist. *Helgoland Marine Research*, 71(1) : pp 1-17.
- LÓPEZ E et RICHTER A. 2017b. Non-indigenous species (NIS) of polychaetes (Annelida: Polychaeta) from the Atlantic and Mediterranean coasts of the Iberian Peninsula: an annotated checklist. *Helgoland Marine Research*, 71(1) : pp. <https://doi.org/10.1186/s10152-017-0499-6>
- LOWE S., BROWNE M., BOUDJELAS S et DE POORTER M. 2000. 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database. (vol. 12), *Invasive Species Specialist Group Auckland, New Zealand* : 12 p.
- LOXTON J., WOOD C A., BISHOP J D., PORTER J S., JONES M S et NALL C R. 2017. Distribution of the invasive bryozoan *Schizoporella japonica* in Great Britain and Ireland and a review of its European distribution. *Biological Invasions*, 19(8) : pp 2225-2235.
- MACISAAC H J., ROBBINS T C et LEWIS M A. 2002. Modeling ships' ballast water as invasion threats to the Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59(7) : pp 1245-1256. <https://doi.org/10.1139/f02-090>
- MAHALANOBIS P C. 1936—On the generalized distance in statistics. *National Institute of Science of India, India*: pp 49.
- MANLY B F et ALBERTO J A N. 2016. Multivariate statistical methods: a primer. (vol. 4th Edition), *CRC press, London* : 269 p. <https://doi.org/https://doi.org/10.1201/9781315382135>
- MANTE C., CLAUDET J et REBZANI-ZAHAF C. 2003. Fairly processing rare and common species in multivariate analysis of ecological series. Application to macrobenthic communities from Algiers harbour. *Acta biotheoretica*, 51(4) : pp 277-294.
- MARCHINI A et CARDECCIA A. 2017. Alien amphipods in a sea of troubles: cryptogenic species, unresolved taxonomy and overlooked introductions. *Marine Biology*, 164(4) : pp 69.
- MARCHINI A., FERRARIO J et MINCHIN D. 2015a. Marinas may act as hubs for the spread of the pseudo-indigenous bryozoan *Amathia verticillata* (Delle Chiaje, 1822) and its associates. *Scientia marina*, 79(3) : pp 355-365.
- MARCHINI A., FERRARIO J., SFRISO A et OCCHIPINTI-AMBROGI A. 2015b. Current status and trends of biological invasions in the Lagoon of Venice, a hotspot of marine NIS introductions in the Mediterranean Sea. *Biological Invasions*, 17(10) : pp 2943-2962.
- MARCHINI A., SAVINI D et OCCHIPINTI AMBROGI A. 2008. Aquaculture and introduced species in the EU-MED Region. Part II: dispersal risk into the wild. *Biologia marina mediterranea*, 15(1) : pp 234-235.
- MARCHINI A., SORBE J., TORELLI F., LODOLA A et OCCHIPINTI-AMBROGI A. 2014. The non-indigenous *Paranthura japonica* Richardson, 1909 in the Mediterranean Sea: travelling with shellfish? *Mediterranean Marine Science*, 15(3) : pp 545-553.
- MARSA L. 2002. Oceans of hope. *Los Angeles Times*: pp S1-S5.
- MARTIN-RODRIGUEZ A J., BABARRO J M., LAHOZ F., SANSON M., MARTIN V S., NORTE M et FERNANDEZ J J. 2015. From broad-spectrum biocides to quorum sensing disruptors and mussel repellents: antifouling profile of alkyl triphenylphosphonium salts. *PLoS One*, 10(4) : pp e0123652. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123652>
- MARTIN M., VENKATESAN R., BEYLINE M., LIMNA MOL V et DIVYA L. 2020. Influence of environmental factors on macrofoulant assemblages on moored buoys in the eastern Arabian Sea. *PLoS One*, 15(1) : pp e0223560.
- MARTÍNEZ-LAIZ G., ULMAN A., ROS M et MARCHINI A. 2019. Is recreational boating a potential vector for non-indigenous peracarid crustaceans in the Mediterranean Sea? A combined biological and social approach. *Marine Pollution Bulletin*, 140: pp 403-415.

- MASUNARI S et SIEG J. 1980. Morphological and ecological notes on *Zeuxo coralensis* Sieg, 1980 from Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 15(1) : pp 1-8.
- MAZZA G et TRICARICO E. 2018. Invasive species and human health. (vol. 10), *CABI* : 166 p.
- MCDONALD J. 2012. Detection of the tropical mussel species *Perna viridis* in temperate Western Australia: possible association between spawning and a marine heat pulse. *Aquatic Invasions*, 7(4) : pp 483-490. <https://doi.org/10.3391/ai.2012.7.4.005>
- MCINTOSH R P. 1986. The background of ecology: concept and theory. *Cambridge University Press* : 383 p. <https://doi.org/https://doi.org/10.1017/CBO9780511608537>
- MCKENZIE C., REID V., LAMBERT G., MATHESON K., MINCHIN D., PEDERSON J., BROWN L., CURD A., GOLLASCH S et GOULLETQUER P. 2017. Alien species alert: *Didemnum vexillum* Kott, 2002: Invasion, impact, and control. (1017-6195). (335). *I C R Report.Denmark* : 33 p. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.2138>
- MENESINI E. 1984. Distribution of some Mediterranean species of Balanomorpha (Cirripedia, Thoracica) from the Tertiary to the Actual. *Atti della Societa Toscana di Scienze Naturali Residente in Pisa, Memorie, Processi Verbali, Serie A*, 91: pp 291-303.
- MHADDOLKAR SONALI S., DINESHBABU A., SUJITHA T et JAYASREE L. 2019. Impact of water quality parameters on diversity and intensity of biofouling at sea cage farm, Karwar, Karnataka, India. *Int. J. of Life Sciences*, 7(4) : pp 655-664.
- MINCHIN D. 2007. Aquaculture and transport in a changing environment: overlap and links in the spread of alien biota. *Marine Pollution Bulletin*, 55(7-9) : pp 302-313.
- MINCHIN D., FLOERL O., SAVINI D et OCCHIPINTI-AMBROGI A. 2006. Small craft and the spread of exotic species. Dans *The ecology of transportation: managing mobility for the environment* (p. 99-118). Springer.
- MINEUR F., JOHNSON M P., MAGGS C A et STEGENGA H. 2007. Hull fouling on commercial ships as a vector of macroalgal introduction. *Marine Biology*, 151(4) : pp 1299-1307.
- MOISSETTE P. 1993. Bryozoan assemblages in Messinian deposits of western Algeria. *Lethaia*, 26(3) : pp 247-259.
- MOLNAR J L., GAMBOA R L., REVENGA C et SPALDING M D. 2008. Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(9) : pp 485-492.
- MOONEY H A et CLELAND E E. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98(10) : pp 5446-5451.
- MORRISEY D J et WOODS C. 2015. In-water cleaning technologies: Review of information. (1776651286). *Technical Report. 2015/38. P L Officer.New Zealand* : 54 p. <https://doi.org/http://www.mpi.govt.nz/news-and-resources/publications/>
- MORUETA-HOLME N., ENQUIST B J., MCGILL B J., BOYLE B., JØRGENSEN P M., OTT J E., PEET R K., ŠIMO VÁ I., SLOAT L L et THIERS B. 2013. Habitat area and climate stability determine geographical variation in plant species range sizes. *Ecology letters*, 16(12) : pp 1446-1454.
- MOSER C S., WIER T P., FIRST M R., GRANT J F., RILEY S C., ROBBINS-WAMSLEY S H., TAMBURRI M N., RUIZ G M., MILLER A W et DRAKE L A. 2017. Quantifying the extent of niche areas in the global fleet of commercial ships: the potential for “super-hot spots” of biofouling. *Biological Invasions*, 19(6) : pp 1745-1759. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1386-4>
- MOSER C S., WIER T P., GRANT J F., FIRST M R., TAMBURRI M N., RUIZ G M., MILLER A W et DRAKE L A. 2015. Quantifying the total wetted surface area of the world fleet: a first step in determining the potential extent of ships' biofouling. *Biological Invasions*, 18(1) : pp 265-277. <https://doi.org/10.1007/s10530-015-1007-z>
- MUIRHEAD J R., MINTON M S., MILLER W A et RUIZ G M. 2015. Projected effects of the Panama Canal expansion on shipping traffic and biological invasions. *Diversity and distributions*, 21(1) : pp 75-87.
- NADER M R et INDARY S E. 2011. First record of *Diadema setosum* (Leske, 1778)(Echinodermata, Echinoidea, Diadematidae) from Lebanon, Eastern Mediterranean. *Aquatic Invasions*, 6(1) : pp S23-S25.
- NEVES C S., ROCHA R M., PITOMBO F B et ROPER J J. 2007. Use of artificial substrata by introduced and cryptogenic marine species in Paranaguá Bay, southern Brazil. *Biofouling*, 23(5) : pp 319-330.

- NIMMO F., COOK E., MOXEY A., HAMBREY J et BLACK K. 2011. Cost-benefit analysis of management options for *Didemnum vexillum* (carpet sea squirt) in Scotland. *CR/2011/16. S G Tender. Strathpeffer, Scotland* : 71 p.
- NUNES A L., KATSANEVAKIS S., ZENETOS A et CARDOSO A C. 2014. Gateways to alien invasions in the European seas. *Aquatic Invasions*, 9(2) : pp 133-144. <https://doi.org/10.3391/ai.2014.9.2.02>
- NWUZOR I C., IDUMAH C I., NWANONENYI S C et EZEANI O E. 2021. Emerging trends in self-polishing anti-fouling coatings for marine environment. *Safety in Extreme Environments*, 3(1) : pp 9-25.
- OCCHIPINTI-AMBROGI A et GALIL B S. 2004. A uniform terminology on bioinvasions: a chimera or an operative tool? *Marine Pollution Bulletin*, 49(9-10) : pp 688-694.
- OCCHIPINTI-AMBROGI A et SAVINI D. 2003. Biological invasions as a component of global change in stressed marine ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 46(5) : pp 542-551.
- OLENIN S. 2002–Black Sea- Baltic Sea invasion corridors. *CIESM Workshop Monographs*: pp 29-33.
- OLIVEIRA D R et GRANHAG L. 2020, Mar. Ship hull in-water cleaning and its effects on fouling-control coatings. *Biofouling*, 36(3) : pp 332-350. <https://doi.org/10.1080/08927014.2020.1762079>
- OSPAR. (2017). *Trends in New Records of Non-Indigenous Species Introduced by Human Activities* [DataBase]. <https://doi.org/https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/non-indigenous/>
- OTANI M. 2006. Important vectors for marine organisms unintentionally introduced to Japanese waters. *Assessment and control of biological invasion risks*: pp 92.
- OTERO M., CEBRIAN E., FRANCOUR P., GALIL B et SAVINI D. 2013. Monitoring marine invasive species in Mediterranean marine protected areas (MPAs): a strategy and practical guide for managers. *IUCN, Malaga*, 136: pp.
- PERRINGS C. 2002. Biological invasions in aquatic systems: the economic problem. *Bulletin of Marine Science*, 70(2) : pp 541-552.
- PETERS R H et PETERS R H. 1991. A critique for ecology. *Cambridge University Press, Cambridge, England* : 366 p.
- PETTIT G R., KAMANO Y., HERALD C L et TOZAWA M. 1984. Structure of bryostatin. 4. An important antineoplastic constituent of geographically diverse bugula neritina (Bryozoa). *Journal of the American Chemical Society*, 106(22) : pp 6768-6771.
- PHUTTAPREECHA R., KAJONWATTANAKUL S., SONGKAI P et CHOAMANEE C. 2018. Survey of Fouling Organisms at Songkhla Port in Thailand. *ASEAN Journal on Science and Technology for Development*, 35(1-2) : pp 147-152. <https://doi.org/10.29037/ajstd.485>
- PIMENTEL D., MCNAIR S., JANECKA J., WIGHTMAN J., SIMMONDS C., O'CONNELL C., WONG E., RUSSEL L., ZERN J et AQUINO T. 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, ecosystems & environment*, 84(1) : pp 1-20.
- PIMENTEL D., ZUNIGA R et MORRISON D. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological economics*, 52(3) : pp 273-288.
- PIOLA R et CONWELL C. 2010. Vessel biofouling as a vector for the introduction of non-indigenous marine species to New Zealand: Fishing vessels. (0478370377). *Technical Report. 2010/11. M B N Zealand. New Zealand* : 61 p. <https://doi.org/www.biosecurity.govt.nz/about-us/our-publications/technical-papers>
- POMEROY R S., PARKS J E et WATSON L M. 2004. How is your MPA doing?: a guidebook of natural and social indicators for evaluating marine protected area management effectiveness. *IUCN* : 215 p.
- PYŠEK P., HULME P E., SIMBERLOFF D., BACHER S., BLACKBURN T M., CARLTON J T., DAWSON W., ESSL F., FOXCROFT L C et GENOVESI P. 2020. Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews*, 95(6) : pp 1511-1534.
- PYŠEK P., RICHARDSON D M., REJMÁNEK M., WEBSTER G L., WILLIAMSON M et KIRSCHNER J. 2004. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*, 53(1) : pp 131-143.
- RAINER S F. 1995. Potential for the introduction and translocation of exotic species by hull fouling: a preliminary assessment. *CRIMP Technical Report*, 1: pp 1-19.

- RAMALHOSA P., SOUTO J et CANNING-CLODE J. 2017. Diversity of Bugulidae (Bryozoa, Cheilostomata) colonizing artificial substrates in the Madeira Archipelago (NE Atlantic Ocean). *Helgoland Marine Research*, 71(1) : pp 1-18.
- REBZANI-ZAHEF C. 2003. Les Peuplements macrobenthiques des milieux portuaires de la côte Algériennes: Alger, Béjaia et Skikda. *Thèse de doctorat, USTHB*: 265 p.
- REEM E., DOUEK J., PAZ G., KATZIR G et RINKEVICH B. 2017. Phylogenetics, biogeography and population genetics of the ascidian *Botryllus schlosseri* in the Mediterranean Sea and beyond. *Molecular phylogenetics and evolution*, 107: pp 221-231.
- REJMÁNEK M., RICHARDSON D M., BARBOUR M G., CRAWLEY M J., HRUSA G F., MOYLE P B., RANDALL J M., SIMBERLOFF D et WILLIAMSON M. 2002. Biological invasions: politics and the discontinuity of ecological terminology. *Bulletin of the Ecological Society of America*, 83(2) : pp 131-133.
- REVERTER-GIL O et SOUTO J. 2019. Watersiporidae (Bryozoa) in Iberian waters: an update on alien and native species. *Marine Biodiversity*, 49(6) : pp 2735-2752.
- RICCIARDI A. 2006. Patterns of invasion in the Laurentian Great Lakes in relation to changes in vector activity. *Diversity and distributions*, 12(4) : pp 425-433.
- RICCIARDI A. 2016, May 17. Tracking marine alien species by ship movements. *Proc Natl Acad Sci US A*, 113(20) : pp 5470-5471. <https://doi.org/10.1073/pnas.1605152113>
- RICCIARDI A et COHEN J. 2007. The invasiveness of an introduced species does not predict its impact. *Biological Invasions*, 9(3) : pp 309-315.
- RICHARDSON D M., PYŠEK P et CARLTON J T. 2011. A compendium of essential concepts and terminology in invasion ecology. *Fifty years of invasion ecology: the legacy of Charles Elton*: pp 409-420.
- RICHARDSON D M., PYŠEK P., REJMÁNEK M., BARBOUR M G., PANETTA F D et WEST C J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and distributions*, 6(2) : pp 93-107.
- RICO A et GAPPA J L. 2006. Intertidal and subtidal fouling assemblages in a Patagonian harbour (Argentina, Southwest Atlantic). *Hydrobiologia*, 563(1) : pp 9-18.
- RODRÍGUEZ J P., RODRÍGUEZ-CLARK K M., KEITH D A., BARROW E G., BENSON J., NICHOLSON E et WIT P. 2012. IUCN Red List of ecosystems. *SAPI EN. S. Surveys and Perspectives Integrating Environment and Society*, 5(5) : pp. <https://doi.org/http://journals.openedition.org/sapiens/1286>
- ROMERO G Q., GONÇALVES-SOUZA T., VIEIRA C et KORICHEVA J. 2015. Ecosystem engineering effects on species diversity across ecosystems: a meta-analysis. *Biological Reviews*, 90(3) : pp 877-890.
- ROS M., NAVARRO-BARRANCO C., GONZÁLEZ-SÁNCHEZ M., OSTALÉ-VALRIBERAS E., CERVERA-CURRADO L et GUERRA-GARCÍA J. 2020. Starting the stowaway pathway: the role of dispersal behavior in the invasion success of low-mobile marine species. *Biological Invasions*, 22: pp 2797-2812.
- RUFFO S. 1989. The Amphipoda of the Mediterranean. Part 2. Gammaridea (Haustoriidae to Lysianassidae). *Memoires de L'Institut Oceanographique Monaco*, 13(2) : pp 365-576.
- RUIZ G M., CARLTON J T., GROSHOLZ E D et HINES A H. 1997. Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent, and consequences. *American zoologist*, 37(6) : pp 621-632.
- RUIZ G M., FOFONOFF P W., CARLTON J T., WONHAM M J et 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) : pp 481-531.
- RYLAND J S., DE BLAUWE H., LORD R et MACKIE J A. 2009. Recent discoveries of alien Watersipora (Bryozoa) in Western Europe, with redescrptions of species. *Zootaxa*, 2093(1) : pp 43-59.
- SAEBI M., XU J., GREY E K., LODGE D M., CORBETT J J et CHAWLA N. 2020. Higher-order patterns of aquatic species spread through the global shipping network. *PLoS One*, 15(7) : pp e0220353. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0220353>
- SÁNCHEZ-MOYANO J et GARCÍA-GÓMEZ J. 1998. The arthropod community, especially Crustacea, as a bioindicator in Algeciras Bay (Southern Spain) based on a spatial distribution. *Journal of Coastal research*: pp 1119-1133.
- SAUNDERS H E. 1957. HYDRODYNAMICS IN SHIP DESIGN. (vol. I,II), *Stevens Institute of Technology, New York, USA* : 1016 p.

- https://doi.org/https://openlibrary.org/books/OL6242487M/Hydrodynamics_in_ship_design.#details
- SCA. Récupéré le 4/16/2021 de *Characteristics of Suez canal* [En ligne]. Suez Canal Authority. Récupéré le 4/16/2021 de <https://www.suezcanal.gov.eg/English/About/SuezCanal/Pages/CanalCharacteristics.aspx>
- SCHOENER A., LONG E R et DEPALMA J. 1978. Geographic variation in artificial island colonization curves. *Ecology*, 59(2) : pp 367-382.
- SCHULTZ M P. 2007. Effects of coating roughness and biofouling on ship resistance and powering. *Biofouling*, 23(5) : pp 331-341.
- SCIANNI C., BROWN C., NEWSOM A., NEDELICHEVA R., FALKNER M et DOBROSKI N. 2013. 2013 Biennial report on the California Marine Invasive Species Program. (Produced for the California State Legislature, *Issue. C S L Commission. California, USA* : 157 p. <https://doi.org/https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=4c7bc33b1aaacfe095ce2b0f109faecdd3c32959>
- SEEBENS H., BACHER S., BLACKBURN T M., CAPINHA C., DAWSON W., DULLINGER S., GENOVESI P., HULME P E., VAN KLEUNEN M., KUHN I., JESCHKE J M., LENZNER B., LIEBHOLD A M., PATTISON Z., PERGL J., PYSEK P., WINTER M et ESSL F. 2020, Oct 1. Projecting the continental accumulation of alien species through to 2050. *Global Change Biology*, 27: pp 970– 982. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.15333>
- SEEBENS H., GASTNER M T et BLASIUS B. 2013, Jun. The risk of marine bioinvasion caused by global shipping. *Ecol Lett*, 16(6) : pp 782-790. <https://doi.org/10.1111/ele.12111>
- SETTI M h., MOHAMED-CHERIF F-Z et DUCRUET C. 2011. Les ports algériens dans la mondialisation: la fin du paradoxe? *Méditerranée. Revue géographique des pays méditerranéens/Journal of Mediterranean geography*(116) : pp 85-93.
- SGHAIER Y R., ZAKHAMA-SRAIEB R., HMIDA A B et CHARFI F. 2019. An inventory of non-indigenous species (NIS) inside and outside three tourist marinas from the southern Mediterranean coast. *Journal of the Black Sea/Mediterranean Environment*, 25(1) : pp 29-48.
- SHALOVENKOV N. 2017. Non-native zoobenthic species at the Crimean Black Sea Coast. *Mediterranean Marine Science*, 18(2) : pp 260-270.
- SHINE C., WILLIAMS N et GÜNDLING L. 2000. A guide to designing legal and institutional frameworks on alien invasive species. *IUCN* : 138 p.
- SIERACKI J L., BOSSENBROEK J M et CHADDERTON W L. 2014. A spatial modeling approach to predicting the secondary spread of invasive species due to ballast water discharge. *PLoS One*, 9(12) : pp e114217.
- SIEVERS M., DEMPSTER T., FITRIDGE I et KEOUGH M J. 2014, Feb. Monitoring biofouling communities could reduce impacts to mussel aquaculture by allowing synchronisation of husbandry techniques with peaks in settlement. *Biofouling*, 30(2) : pp 203-212. <https://doi.org/10.1080/08927014.2013.856888>
- SILVA E R., FERREIRA O., RAMALHO P A., AZEVEDO N F., BAYON R., IGARTUA A., BORDADO J C et CALHORDA M J. 2019, Feb 10. Eco-friendly non-biocide-release coatings for marine biofouling prevention. *Sci Total Environ*, 650(Pt 2) : pp 2499-2511. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.010>
- SIMBERLOFF D. 2003. Confronting introduced species: a form of xenophobia? *Biological Invasions*, 5(3) : pp 179-192.
- SIMBERLOFF D. 2009. The role of propagule pressure in biological invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40: pp 81-102.
- SIMBERLOFF D., MARTIN J-L., GENOVESI P., MARIS V., WARDLE D A., ARONSON J., COURCHAMP F., GALIL B., GARCÍA-BERTHOUE et PASCAL M. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in ecology & evolution*, 28(1) : pp 58-66.
- SPAGNOLO A., AURIEMMA R., BACCI T., BALKOVIĆ I., BERTASI F., BOLOGNINI L., CABRINI M., CILENTI L., CUICCHI C et CVITKOVIĆ I. 2019. Non-indigenous macrozoobenthic species on hard substrata of selected harbours in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 147: pp 150-158.
- SPALDING M D., FOX H E., ALLEN G R., DAVIDSON N., FERDAÑA Z A., FINLAYSON M., HALPERN B S., JORGE M A., LOMBANA A., LOURIE S A., MARTIN K D., MCMANUS E., MOLNAR J., RECCHIA C A et ROBERTSON J. 2007. Marine Ecoregions of the World: A

- Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. *BioScience*, 57(7) : pp 573-583.
<https://doi.org/10.1641/b570707>
- STONER D. 1994. Larvae of a colonial ascidian use a non-contact mode of substratum selection on a coral reef. *Marine Biology*, 121(2) : pp 319-326.
- STONER D S., BEN-SHLOMO R., RINKEVICH B et WEISSMAN I L. 2002. Genetic variability of *Botryllus schlosseri* invasions to the east and west coasts of the USA. *Marine Ecology Progress Series*, 243: pp 93-100.
- STREFTARIS N et ZENETOS A. 2006. Alien marine species in the Mediterranean-the 100 'Worst Invasives' and their impact. *Mediterranean Marine Science*, 7(1) : pp 87-118.
- STREFTARIS N., ZENETOS A et PAPATHANASSIOU E. 2005. Globalisation in marine ecosystems: the story of non-indigenous marine species across European seas. Dans *Oceanography and Marine Biology* (p. 429-464). CRC Press.
- SYLVESTER F., KALACI O., LEUNG B., LACOURSIÈRE-ROUSSEL A., MURRAY C C., CHOI F M., BRAVO M A., THERRIAULT T W et MACISAAC H J. 2011. Hull fouling as an invasion vector: can simple models explain a complex problem? *Journal of applied ecology*, 48(2) : pp 415-423.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01957.x>
- SYLVESTER F et MACISAAC H J. 2010. Is vessel hull fouling an invasion threat to the Great Lakes? *Diversity and distributions*, 16(1) : pp 132-143. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00622.x>
- TAYLOR A H et RIGBY G. 2001. Suggested designs to facilitate improved management and treatment of ballast water on new and existing ships. (0642705143). 67 p.
<https://doi.org/https://www.lib.washington.edu/msd/norestriction/b63139790.pdf>
- TEMPESTI J., MANGANO M C., LANGENECK J., LARDICCI C., MALTAGLIATI F et CASTELLI A. 2020, Oct. Non-indigenous species in Mediterranean ports: A knowledge baseline. *Mar Environ Res*, 161: pp 105056. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105056>
- TEPOLT C K. 2015. Adaptation in marine invasion: a genetic perspective. *Biological Invasions*, 17(3) : pp 887-903.
- THERRIAULT T., HERBORG L., LOCKE A., MCKINDSEY C., FISHERIES D o., OCEANS O, ON et CANADIAN SCIENCE ADVISORY SECRETARIAT O, ON. 2008. Risk assessment for Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) in Canadian waters. (1499-3848). *C S A Secretariat. Ottawa, Canada* : 38 p. <https://doi.org/http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas/>
- THIELTGES D W., FERGUSON M A., JONES C S., KRAKAU M., DE MONTAUDOUIN X., NOBLE L R., REISE K et POULIN R. 2009. Distance decay of similarity among parasite communities of three marine invertebrate hosts. *Oecologia*, 160(1) : pp 163.
<https://link.springer.com/article/10.1007/s00442-009-1276-2>
- TOURNADRE J. 2014. Anthropogenic pressure on the open ocean: The growth of ship traffic revealed by altimeter data analysis. *Geophysical Research Letters*, 41(22) : pp 7924-7932.
- TRENTIN I., ROMAIRONE V., MARCENARO G et DE CAROLIS G. 2001. Quick test methods for marine antifouling paints. *Progress in organic coatings*, 42(1-2) : pp 15-19.
- TRIBOU M et SWAIN G. 2015. Grooming using rotating brushes as a proactive method to control ship hull fouling. *Biofouling*, 31(4) : pp 309-319.
- TSIAMIS K., AYDOGAN Ö., BAILLY N., BALISTRERI P., BARICHE M., CARDEN-NOAD S., CORSINI-FOKA M., CROCETTA F., DAVIDOV B et DIMITRIADIS C. 2015. New Mediterranean Biodiversity Records (July 2015). *Mediterranean Marine Science*, 16(2) : pp 472-488.
- TSIAMIS K., AZZURRO E., BARICHE M., ÇINAR M E., CROCETTA F., DE CLERCK O., GALIL B., GÓMEZ F., HOFFMAN R et JENSEN K R. 2020. Prioritizing marine invasive alien species in the European Union through horizon scanning. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 30(4) : pp 794-845.
- TSIAMIS K., ZENETOS A., DERIU I., GERVASINI E et CARDOSO A C. 2018. The native distribution range of the European marine non-indigenous species. *Aquatic Invasions*, 13(2) : pp 187-198.
- TUOMISTO H., RUOKOLAINEN K et YLI-HALLA M. 2003. Dispersal, environment, and floristic variation of western Amazonian forests. *Science*, 299(5604) : pp 241-244.
- TURAN C., ERGUDEN D et UYGUR N. 2011. On the occurrence of *Diadema setosum* (Leske, 1778) in Antakya Bay, Eastern Mediterranean Sea. *Journal of Black Sea/Mediterranean Environment*, 17(1) : pp 78-82.

- TURON X., TARJUELO I., DURAN S et PASCUAL M. 2003. Characterising invasion processes with genetic data: an Atlantic clade of *Clavelina lepadiformis* (Ascidiacea) introduced into Mediterranean harbours. Dans *Migrations and Dispersal of Marine Organisms* (p. 29-35). Springer.
- TYBERGHEIN L., VERBRUGGEN H., PAULY K., TROUPIN C., MINEUR F et DE CLERCK O. 2012. Bio-ORACLE: a global environmental dataset for marine species distribution modelling. *Global Ecology and Biogeography*, 21(2) : pp 272-281. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00656.x>
- ULMAN A. 2018. Recreational boating as a major vector of spread of nonindigenous species around the Mediterranean. *Thèse de doctorat en Écosystème marin, Sorbonne university, Pavia university*: 220 p.
- ULMAN A., FERRARIO J., FORCADA A., SEEBENS H., ARVANITIDIS C., OCCHIPINTI-AMBROGI A et MARCHINI A. 2019. Alien species spreading via biofouling on recreational vessels in the Mediterranean Sea. *Journal of applied ecology*, 56(12) : pp 2620-2629.
- UNCTAD. 2020. Maritime profile : Algeria. *UNCTAD*. 4 p. <https://doi.org/https://unctad.org/statistics>
- UNEP. 1994. State of the Environment Report. *U U Cataloguing-in-Publication.Kiribati* : 64 p. <https://doi.org/https://www.unep.org/resources/report/state-environment-report-1994-kiribati>
- UNEP. 2000. UNEP Annual Report 2000. *U N Secretary-General.USA* : 36 p. <https://doi.org/https://unep.org/resources/annual-report/unep-annual-report-2000>
- UNEP. 2011. Annual Report of UNEP. *U P S Services.Nairobi* : 116 p. <https://doi.org/https://www.unep.org/resources/annual-report/unep-2011-annual-report>
- VAN DER BURGT C. 1994. Permanent international association of navigation congresses (PIANC). *Marine Pollution Bulletin*, 29(6-12) : pp 398-400.
- WALLENTINUS I et NYBERG C D. 2007. Introduced marine organisms as habitat modifiers. *Mar Pollut Bull*, 55(7-9) : pp 323-332. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.11.010>
- WALTERS S. 1996. Ballast water, hull fouling and exotic marine organism introductions via ships: A victorian study. *Environment Protection Authority, Melbourne, Australia* : 144 p.
- WANG H., XIE D., BOWLER P A., ZENG Z., XIONG W et LIU C. 2021, Mar 10. Non-indigenous species in marine and coastal habitats of the South China Sea. *Sci Total Environ*, 759: pp 143465. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143465>
- WEINBERG S. 1992. Découvrir la méditerranée. *Nathan, Allemagne* : 351 p.
- WEINBERG S. 1994. Découvrir l'Atlantique, la Manche et la mer du Nord. *Nathan* : 415 p.
- WHITTAKER R H et LIKENS G E. 1975. The biosphere and man. Dans *Primary productivity of the biosphere* (p. 305-328). Springer.
- XU J., WICKRAMARATHNE T L., CHAWLA N V., GREY E K., STEINHAEUSER K., KELLER R P., DRAKE J M et LODGE D M. 2014–Improving management of aquatic invasions by integrating shipping network, ecological, and environmental data: data mining for social good. *Proceedings of the 20th ACM SIGKDD international conference on Knowledge discovery and data mining*: pp 1699-1708.
- YOKES B et GALIL B S. 2006. The first record of the needle-spined urchin *Diadema setosum* (Leske, 1778)(Echinodermata: Echinoidea: Diadematidae) from the Mediterranean Sea. *Aquatic Invasions*, 1(3) : pp 188-190.
- ZABIN C J., ASHTON G V., BROWN C W., DAVIDSON I C., SYTSMA M D et RUIZ G M. 2014. Small boats provide connectivity for nonindigenous marine species between a highly invaded international port and nearby coastal harbors. *Management of Biological Invasions*, 5(2) : pp 97.
- ZAKHAMA-SRAIEB R., SGHAIER Y-R et CHARFI-CHEIKHROUHA F. 2009. Amphipod biodiversity of the Tunisian coasts: update and distributional ecology. *Marine Biodiversity Records*, 2: pp e155. <https://doi.org/doi:10.1017/S1755267209990820>
- ZENETOS A., ÇINAR M E., CROCETTA F., GOLANI D., ROSSO A., SERVELLO G., SHENKAR N., TURON X et VERLAQUE M. 2017. Uncertainties and validation of alien species catalogues: The Mediterranean as an example. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 191: pp 171-187.
- ZENETOS A., CINAR M E., PANCUCCI-PAPADOPOULOU M A., HARMELIN J G., FURNARI G., ANDALORO F., BELLOU N., STREFTARIS N et ZIBROWIUS H. 2005. Annotated list of

- marine alien species in the Mediterranean with records of the worst invasive species. *Mediterranean Marine Science*, 6(2) : pp 63-118. <https://doi.org/10.12681/mms.186>
- ZENETOS A., GOFAS S., VERLAQUE M., ÇINAR M E., GARCÍA RASO J E., BIANCHI C., MORRI C., AZZURRO E., BILECENOGLU M et FROGLIA C. 2010. Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution. *Mediterranean Marine Science*, 11(2) : pp 381-493.
- ZENETOS A., GRATSIA E., CARDOSO A-C et TSIAMIS K. 2019. Time lags in reporting of biological invasions: the case of Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science*, 20(2) : pp 469-475.
- ZENETOS A., OVALIS P., GIAKOUMI S., KONTADAKIS C., LEFKADITOU E., MPAZIOS G., SIMBOURA N et TSIAMIS K. 2020. Saronikos Gulf: a hotspot area for alien species in the Mediterranean Sea. *BioInvasions Records*, 9(4) : pp 873-889. <https://doi.org/10.3391/bir.2020.9.4.21>
- ZENETOS A., GOFAS S., MORRI C., ROSSO A., VIOLANTI D., GARCIA RASO J E., CINAR M E., ALMOGI-LABIN A., ATES A S., AZZURRO E., BALLESTEROS E., BIANCHI C N., BILECENOGLU M., GAMBI M C., GIANGRANDE A., GRAVILI C., HYAMS-KAPHZAN O., KARACHLE P K., KATSANEVAKIS S., LIPEJ L., MASTROTOTARO F., MINEUR F., PANCUCCI-PAPADOPOULOU M A., RAMOS ESPLA A., SALAS C., SAN MARTIN G., SFRISO A., STREFTARIS N et VERLAQUE M. 2012. Alien species in the Mediterranean Sea by 2012. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part 2. Introduction trends and pathways. *Mediterranean Marine Science*, 13(2) : pp 328-352. <https://doi.org/10.12681/mms.327>
- ZENG Q., LU T., LIN K-C., YUEN K F et LI K X. 2020. The competitiveness of Arctic shipping over Suez Canal and China-Europe railway. *Transport Policy*, 86: pp 34-43.
- ZHANG B. 2016–Research on mariner growth prevention and anticorrosion tests of new type high toughness Resin/Steel/Copper alloy system. *International Conference on Innovative Material Science and Technology (IMST 2016)*, *Advances in Intelligent Systems Research*, Atlantis Press: pp 25-34. <https://doi.org/10.2991/imst-16.2016.4>

Annexes

VI Annexes

VI.1 Annexe I : Plan de gestion de l'encrassement biologique et registre de biofouling (Format et contenu)

Les informations suivantes doivent être prises en compte lors de l'élaboration d'un plan de gestion de l'encrassement biologique. Il est important que le plan soit spécifique à chaque navire. Le plan peut être un document autonome ou être intégré en partie ou en totalité dans les manuels d'exploitation et de procédures et/ou les systèmes d'entretien planifié des navires.

I. Introduction

Cette section devrait contenir une brève introduction à l'intention de l'équipage du navire, expliquant la nécessité de la gestion de l'encrassement biologique et l'importance de la tenue de registres précis. Le plan devrait indiquer qu'il doit pouvoir être consulté sur demande par une autorité de l'État du port et devrait être rédigé dans la langue de travail de l'équipage.

II. Détails du navire

Au moins les détails suivants doivent être inclus :

- Nom du navire.
- Pavillon.
- Port d'immatriculation.
- Tonnage brut.
- Numéro d'immatriculation (c'est-à-dire le numéro OMI et/ou autres numéros d'immatriculation, le cas échéant).
- Longueur réglementaire.
- Largeur.
- Type de navire (selon la classification du Lloyds Register - voir tableau 10 dans les annexes).
- L'indicatif d'appel international et l'identité du service mobile maritime (MMSI).

III. Objectif :

Le plan a pour objet de définir des mesures de contrôle et de gestion de l'encrassement biologique des navires conformément aux directives pour le contrôle et la gestion de l'encrassement biologique des navires conformément aux lignes directrices pour le contrôle et la gestion de l'encrassement biologique des navires afin de réduire au minimum le transfert d'espèces aquatiques

Annexes

envahissantes (les lignes directrices). Ce document fournit une orientation opérationnelle pour la planification et les mesures nécessaires à la gestion de l'encrassement biologique des navires.

IV. Description du système anti-salissure

Le plan devrait décrire les systèmes antisalissure en place pour les différentes parties du navire, notamment les éléments suivants :

- Le(s) type(s) de systèmes de revêtement antisalissure appliqués ;
- Détails sur les endroits où les systèmes antisalissure sont ou ne sont pas appliqués ou installés ;
- Les noms des fabricants et des produits de tous les revêtements ou produits utilisés dans les systèmes de revêtement antisalissure ; et
- Les spécifications du système antisalissure (y compris l'épaisseur de la couche sèche pour les revêtements, le dosage et la fréquence pour les MGPS, etc.) ainsi que la durée de vie effective prévue, les conditions d'exploitation requises pour que les revêtements soient efficaces, les exigences en matière de nettoyage et toute autre spécification pertinente pour la performance de la peinture.

Les rapports antérieurs sur les performances des systèmes anti-salissures du navire doivent être inclus, le cas échéant, et le certificat AFS ou la déclaration de conformité ou toute autre documentation doivent également être référencés, le cas échéant.

V. Description du profil d'exploitation

Le plan devrait décrire le profil d'exploitation du navire qui a déterminé les spécifications de performance des systèmes anti-salissures du navire et les pratiques opérationnelles, y compris :

- Les vitesses typiques d'exploitation
- Les périodes de navigation en mer par rapport aux périodes d'accostage, d'ancrage ou d'amarrage ;
- Les zones d'exploitation ou les routes commerciales typiques ; et
- La durée prévue entre les mises en cale sèche et les mises à l'eau.

VI. Description des zones du navire, susceptibles d'être encrassées par des salissures biologiques

VII. Fonctionnement et entretien du système antisalissures

- A. Calendrier des activités d'exploitation et de maintenance
- B. Procédures de nettoyage et d'entretien sous l'eau

Annexes

C. Exploitation des processus de traitement à bord

VIII. Les procédures de sécurité pour le navire et l'équipage

IX. L'élimination des déchets biologiques

X. Exigences en matière d'enregistrement

XI. Formation et familiarisation de l'équipage

Tableau VI-1. Classification des types de navire suivant le Lloyds Register

Remorqueur/ravitailleur poseur d'ancre et de lutte contre l'incendie	drague	baliseur	navire roulier
remorqueur poseur d'ancre	plateforme de forage	transporteur de gaz naturel liquéfié	remorqueur de sauvetage
remorqueur/ravitailleur poseur d'ancre	navire de forage	transporteur de gaz de pétrole liquéfié	navire sismique
asphaltier	transbordeur	transporteur de bétail	Transporteur de colis lourds semi-submersible
barge	remorqueur de lutte contre l'incendie	recherche météorologique	drague suceuse
vraquier	remorqueur/ravitailleur de lutte contre l'incendie	navire-citerne auxiliaire de la Marine	ravitailleur
vraquier pouvant transporter des conteneurs	transporteurs de poissons	navire de la Marine	navire-ravitailleur
transporteur de ciment en vrac	navire-usine	navire océanographique	barge-citerne
minéralier-vraquier	navire de surveillance des pêches	navire chargé de la sécurité au large	navire-citerne (type non spécifié)
navire de soulage	navire de pêche (général)	navire à passagers (de croisière)	drague suceuse à crépine traînante
câblé	installations flottantes de production de gaz	navire roulier à passagers	navire-école
navire-citerne pour produits chimiques	Unité de production flottante, navire-citerne	patrouilleur	chalutier (tous types)
vraquier-pétrolier	unité de stockage flottante, navire-citerne	poseur de pipelines	remorqueur/ravitailleur
transporteur de GNL et GPL	navire pour transporteur de marchandises diverses	ponton	transporteur de véhicules

Annexes

minéralier-pétrolier	navire pour marchandises diverses pouvant transporter des conteneurs	transporteur de produits	baleinier
barge-grue	drague-grue	remorqueur-pousseur	transporteur de copeaux de bois
navire-grue	chaland porteur	navire frigorifique	yacht
transporteur de pétrole brut	drague porteuse	navire océanographique	
drague suceuse avec lame	brise-glace	navire océanographique/ravitailleur	
navire de plongée	engin de débarquement	navire roulier pouvant transporter des conteneurs	

VI.2 Annexe II : plan de gestion de l'encrassement biologique et registre des biosalissures

VI.2.1 Modèle de registre des biosalissures

Annexes

Directives de 2011 pour le contrôle et la gestion de l'encrassement biologique des navires en vue de réduire au minimum le transfert d'espèces aquatiques envahissantes

Période du au

Nom du navire

Numéro d'immatriculation*

Jauge brute

Pavillon

* Numéro d'immatriculation= numéro OMI et/ou autres numéros d'immatriculation.

Le navire est doté d'un Plan de gestion de l'encrassement biologique ☐

Représentation graphique de la partie immergée de la coque (vues de profil et de dessous, si nécessaire) et des recoins exposés aux biosalissures:

1. Introduction

Les Directives recommandent de tenir, pour chaque navire, un registre des biosalissures dans lequel seraient consignées des données détaillées sur toutes les inspections et mesures de gestion de l'encrassement biologique dont le navire considéré fait l'objet.

2. Données à consigner dans le registre des biosalissures

Les renseignements ci-après devraient être consignés dans le registre des biosalissures:

2.1 Après chaque passage en cale sèche:

- a) La date et le lieu du passage en cale sèche;
- b) La date de la remise à flot du navire;
- c) Toute opération de nettoyage de la coque effectuée lors du passage en cale sèche, y compris les parties nettoyées, la méthode de nettoyage employée et l'emplacement des tins;
- d) tout système de revêtement antisalissure appliqué lors du passage en cale sèche, y compris les réparations ponctuelles; la description du type de système de revêtement antisalissure, la zone et les emplacements où il a été appliqué, l'épaisseur de revêtement obtenue et tous travaux effectués en vue de préparer les surfaces (par exemple, retrait total du système de revêtement antisalissure sous-jacent ou application d'un nouveau système de revêtement antisalissure sur un revêtement antisalissure existant);

Annexes

- e) Le nom, la fonction et la signature de la personne chargée des opérations effectuées sur le navire.

2.2 A la suite du nettoyage par des plongeurs des zones, des accessoires, de recoins et des parties vides de la coque situés sous la ligne de flottaison :

- a) La date du nettoyage/traitement et l'emplacement du navire lors des opérations;
- b) Les zones, accessoires, recoins et parties vides de la coque ayant fait l'objet d'un nettoyage/traitement;
- c) La méthode employée pour effectuer le nettoyage ou le traitement;
- d) Des observations générales concernant l'encrassement biologique (à savoir quantité et types de biosalissures prédominantes, par exemple, moules, anatifes, tubicoles, algues et limon);
- e) Tout élément de preuve à l'appui des mesures prises (par exemple, rapport de la société de classification, photographies et reçus);
- f) État des permis requis pour entreprendre des opérations de nettoyage dans l'eau, s'il y a lieu.
- g) Le nom, la fonction et la signature de la personne chargée des opérations.

2.3 A la suite de l'inspection et du nettoyage ou du traitement des circuits internes de refroidissement à l'eau de mer:

- a) La date de l'inspection et/ou du nettoyage et l'emplacement du navire lors des opérations;
- b) Des observations générales concernant l'encrassement biologique des circuits internes de refroidissement à l'eau de mer (à savoir quantité et types de biosalissures prédominantes, par exemple, moules, anatifes, tubicoles, algues et limon);
- c) Le nettoyage ou le traitement qui pourrait avoir été effectué;
- d) La méthode employée pour effectuer le nettoyage ou le traitement;
- e) Tout élément de preuve à l'appui des mesures prises (par exemple, rapport de la société de classification, photographies et reçus);
- f) Le nom, la fonction et la signature de la personne chargée des opérations.

2.4 S'agissant des navires équipés d'un MGPS :

- a) Le relevé des activités d'exploitation et d'entretien (consistant par exemple, à vérifier régulièrement le bon fonctionnement des éléments électriques et mécaniques des systèmes);
- b) Toute occurrence d'un fonctionnement du système non conforme au Plan de gestion de l'encrassement biologique.

2.5 Lorsque le navire a été désarmé/mis hors service pendant une période prolongée:

Annexes

- a) La date et le lieu du désarmement;
- b) La date à laquelle l'exploitation normale du navire a repris;
- c) Les activités d'entretien effectuées avant et après la période de désarmement;
- d) Les précautions prises pour empêcher l'encrassement biologique de s'accumuler (par exemple, fermeture des caisses de prise d'eau de mer).

2.6 Lorsque le navire a navigué dans des conditions ne correspondant pas à son profil d'exploitation normal :

- a) La durée pendant laquelle le navire a navigué dans des conditions ne correspondant pas à son profil d'exploitation normal, ainsi que les dates précises;
- b) La raison pour laquelle les conditions ne correspondaient pas au profil d'exploitation normal (par exemple, nécessité d'effectuer des activités imprévues d'entretien).

2.7 Indications détaillées concernant l'inspection ou l'analyse officielles des risques d'encrassement biologique (à l'arrivée de navires effectuant des voyages internationaux, s'il y a lieu) :

- a) La date et le lieu de l'inspection ou de l'analyse;
- b) L'identité de l'autorité de l'État du port qui a procédé à l'inspection/analyse et la description détaillée des procédures suivies ou du protocole auquel il est satisfait, ainsi que le ou les inspecteurs ayant participé;
- c) Le résultat de l'inspection/analyse;
- d) Le nom, la fonction et la signature de la personne chargée des opérations effectuées sur le navire.

2.8 Toute autre observation et remarque d'ordre général:

- a) S'il y a lieu, les périodes durant lesquelles, depuis son dernier nettoyage, le navire a navigué dans des endroits qui pourraient avoir une incidence notable sur l'accumulation de biosalissures (par exemple, eau douce, latitude élevée (zones arctique et antarctique) ou ports tropicaux).

Relevé des mesures prises en matière de gestion de l'encrassement biologique

Modèle de registre des biosalissures

Annexes

Nom du navire

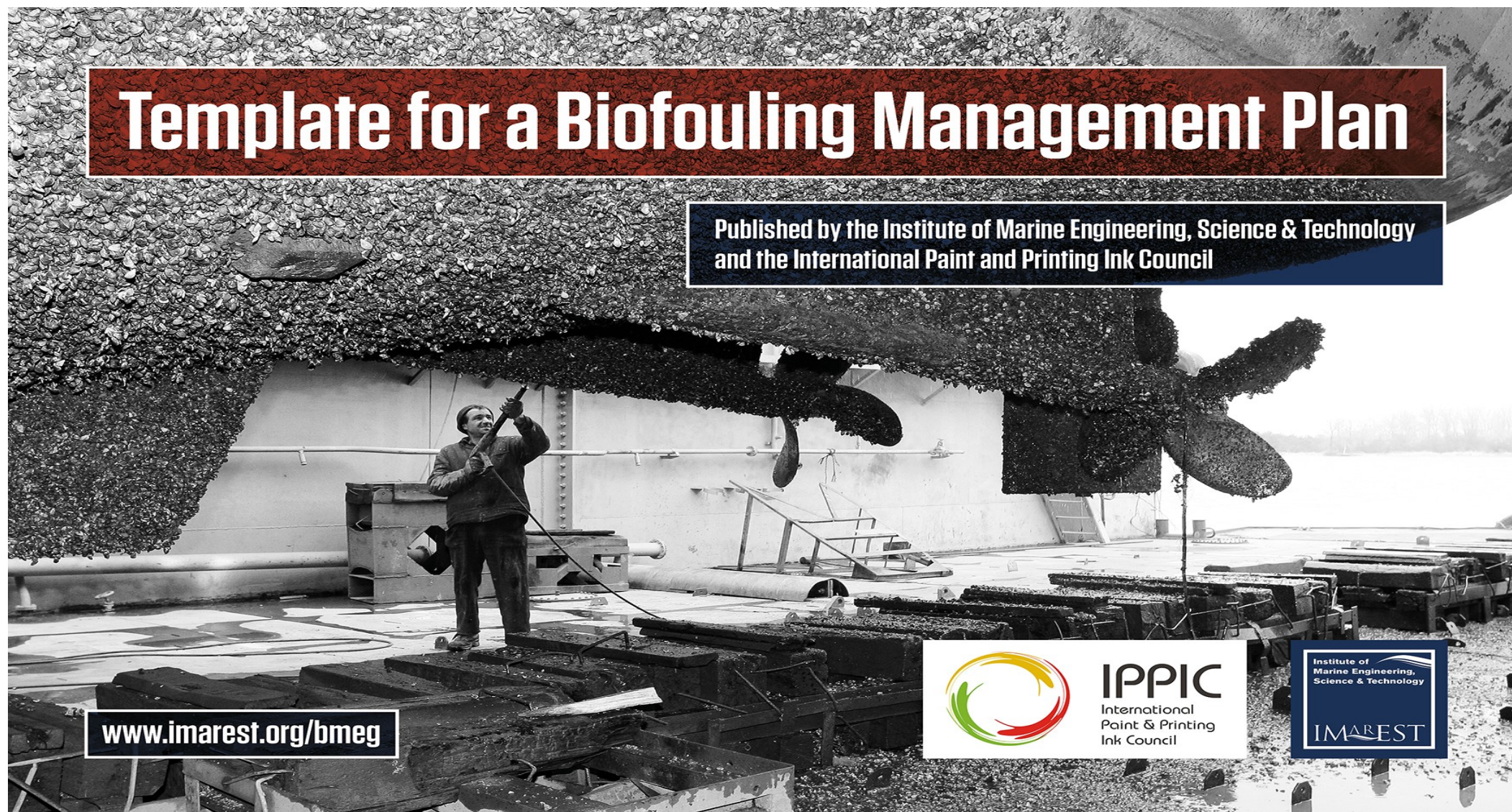
Numéro d'immatriculation*

Date	Numéro	Mesure de gestion	Signature des officiers responsables

Signature du capitaine

.

VI.3 Annexe III : Modèle de Plan de gestion du biofouling développé par l'IMarEST du Royaume unis



Template for a Biofouling Management Plan

Published by the Institute of Marine Engineering, Science & Technology
and the International Paint and Printing Ink Council

www.imarest.org/bmeg



IPPIC
International
Paint & Printing
Ink Council



Annexes III Template for a Biofouling Management Plan (United Kingdom)

Introduction and background

The International Maritime Organization's Guidelines for the Control and Management of Ships' Biofouling to Minimize the Transfer of Invasive Aquatic Species, adopted under resolution MEPC.207(62) in July 2011, provide a globally consistent approach to the management of biofouling on ships.

The Guidelines give recommendations on general measures to be considered in order to reduce the risk of transfer of invasive aquatic species not only in relation to the aspects of choosing the right fouling control paint for the different parts of the ship but also to give consideration to other parameters such as the ship design, drydock and maintenance, recycling, crew training etc.

The Guidelines suggest that plans for managing the biofouling are developed for each individual ship. Each ship shall also keep on board a biofouling record book to document the various management procedures that have been taken throughout the lifespan of the ship.

Objectives

Whilst IMO guidance details the information which is important to be recorded regarding fouling control, no formal template is provided in which to capture that information. This document provides such a template to capture all relevant information prescribed in the IMO guidance with particular attention to coatings.

The template encompasses:

- The choice of anti-fouling system (AFS) for the external hull with a check list system to inform this choice;
- Selection of AFS for niche areas where hydrodynamic conditions may differ from those found on the external hull; and
- Planned management actions to be completed between scheduled dry-dockings to minimize the biofouling on the hull

Note: It is ultimately the ship owner or operator's decision to have and to maintain a biofouling management plan and biofouling record book on-board their ship.



BIOFOULING MANAGEMENT PLAN

In accordance with Appendix I of MEPC Resolution MEPC.207 (62) of 2011:

‘Guidelines for the control and management of ships’ biofouling to minimize the transfer of invasive aquatic species’

Any management action undertaken should be recorded in the Biofouling Record Book.

Ship particulars

Ship's name	
Flag State	
Port of registry	
IMO number	
Gross tonnage	
Type (LR classified)	
Regulation length	
Beam	
International call sign and MMSI	
Ship owner (current)	

AFS specification particulars/operating profile

Typical operating speed (knots)	
Period underway / activity (%)	
Expected lay-up periods (anchored, moored) (weeks) (location)	
Typical operating region or trading routes	
Planned duration between dry-docking / slipping	
Expected dry-docking country (if known)	
Dry-docking and maintenance history	<i>See Biofouling Record Book</i>

Annexes III Template for a Biofouling Management Plan (United Kingdom)

Description of areas on the Ship susceptible to biofouling

Areas particularly susceptible to biofouling *[Please indicate on the diagrams the areas particularly susceptible to biofouling, including niche areas and seawater systems access points in the internal seawater systems]*



Identify the niche areas relevant for the ship in question in the table below (Tick as appropriate). Include other niche areas as required:

General hull and appendages	Niche areas
☐ Flat-bottom	☐ Sea chests
☐ Vertical sides	☐ Inlet gratings
☐ Bow dome	☐ Sea inlet pipes
☐ Boot-top	☐ Bow and stern thruster
☐ Bilge keels	☐ Propeller and shaft
☐ Stabilizer fins	☐ Rope guards
☐ Rudder	☐ Box coolers
☐ Dock block positions	☐ Moon pools
☐ A-bracket/stern tube	☐ Free-flood spaces / voids
☐ Cathodic protection anodes and systems	☐ Other:
☐ Draft and hull markings	

Annexes III Template for a Biofouling Management Plan (United Kingdom)

Description of the anti-fouling systems

DFTD	Area / Location applied and Date of Application	Dry Film Thickness	Expected Life time	Manufacturer	If requirements for cleaning - method should be specified	AFS Certificate (Y / N)
Products(s) / systems applied ¹ <i>[Enter details of the coating applied for each section of the ship – hull and niche area. For sea chests, indicate function and if MGPS dosed, or containing box coolers]</i>						
Detail any immersed areas where AFS are not applied or installed						
Marine Growth Prevention Systems ² (MGPSs) Dosing frequency	<i>Enter details of fitted systems, including System Name, Manufacturer, type, anode or dosing locations, seawater systems protected, dosing regime etc.]</i>					
List seawater systems without fitted MGPSs, and presence and location of box						
Operating profile required for each AFS to be effective	<i>[From Product Data Sheets for applied AFS]</i>					
Other specifications relevant for AFS performance, if any						

¹ This section can be completed using the AFS 'specification' or warranty document provided by your AFS supplier.

² This section should be completed in collaboration with your MGPS provider

³ Product data sheets should be attached as an appendix

Annexes III Template for a Biofouling Management Plan (United Kingdom)

Biofouling management action plan to minimise the transfer of invasive aquatic species

Ship area <i>(To be completed for areas particularly susceptible to biofouling – see previous)</i>		Planned management action and frequency <i>(e.g., inspections, cleaning, repairs and maintenance)</i>	Management action if ship operates outside its usual operating profile
Hull			
	Vertical		
	Flat-bottom		
	Docking block positions	<i>[Variation in block plan between dockings / bouncing the ship in the dock / in-water cleaning before / after docking / routine in-water cleaning]</i>	
	Boot-top		
	Bow dome		
Hull appendages and fittings:			
	Bilge keels		
	A-brackets		
	Stabilizer fins		
	CP anodes		
Steering, propulsion and positioning:			
	Propellers		
	Stern tube seal		
	Rope guards		

Annexes III Template for a Biofouling Management Plan (United Kingdom)

Propulsor body and ring

Anchor and chain

Chain locker

Rudder

Annexes III Template for a Biofouling Management Plan (United Kingdom)

Ship area <i>(To be completed for areas particularly susceptible to biofouling – see previous)</i>	Planned management action and frequency <i>(e.g., inspections, cleaning, repairs and maintenance)</i>	Management action if ship operates outside its usual operating profile
Steering, propulsion and positioning (continued):		
Rudder recesses (pintle recesses, lifting tubes etc.)		
Thruster propeller(s)		
Thruster body(s)		
Thruster rope guards / shaft seals		
Tunnel(s)		
Tunnel grates		
Intake and internal seawater systems		
Engine cooling system	<i>[include associated sea chests, box coolers, grates, internal pipework etc.]</i>	
Sea chests <i>(identify number, position, box cooler presence)</i>		
Emergency fire-fighting system	<i>[include associated sea chests, box coolers, grates, internal pipework etc.]</i>	
Auxiliary services system		
Potable water generation		
Ballast water uptake		
Ancillary systems		
Other systems (itemise each)		

Operation and maintenance of the anti-fouling systems

Timing of operational and maintenance activities

Schedule of planned inspections, repairs, maintenance and renewal of AFS

In-water cleaning and maintenance procedures

Schedule of planned maintenance procedures to be completed between dry-docking events

Treatment / cleaning conducted and detailed operational procedures, chemicals, discharge standards applied to specific areas

Operation of on board treatment processes

MGPS fitted, internal seawater systems covered by the system associated maintenance and inspection schedule and procedures

Operational frequency and cleaning / maintenance requirements on completion

Planned biofouling management if MGPS is temporarily out of operation

Document procedures

Safety procedures for the ship and crew

Safety procedures to be followed during ship inspections

Details of specific operational or safety restrictions, including those associated with the management system that affects the ship and / or the crew

Disposal of biological waste

Annexes III Template for a Biofouling Management Plan (United Kingdom)

Procedures for the disposal of biological waste generated by treatment / cleaning processes

When the cleaning is conducted by, or under the direct supervision of, the ship owner, master or crew

Biofouling record book

Recording requirements

Documentation to be kept to verify operations / treatments

[record reference details and location of the ship's Biofouling Record Book]

Safety procedures for the ship and crew

Safety procedures to be followed during ship inspections

Details of specific operational or safety restrictions, including those associated with the management system that affects the ship and / or the crew

Disposal of biological waste

Procedures for the disposal of biological waste generated by treatment / cleaning processes

When the cleaning is conducted by, or under the direct supervision of, the ship owner, master or crew

Biofouling record book

Recording requirements

Documentation to be kept to verify operations / treatments

Annexes III Template for a Biofouling Management Plan (United Kingdom)

[record reference details and location of the ship's Biofouling Record Book]

Crew training and familiarisation

Safety procedures to be followed during ship inspections

Details of specific operational or safety restrictions, including those associated with the management system that affects the ship and/or the crew

Date of plan (day/month/year)

Annexes IV Données de la modélisation

VI.4 Annexes IV : Données environnementales utilisées dans la modélisation

Tableau VI-2. Données environnementales utilisées dans la modélisation.

Note : les longitudes qui n'ont aucun signe (+) ou (-) qui les précède sont en Est, et les latitudes qui ne sont pas précédées par aucun signe (+) ou (-), concernent le Nord.

Port	Longitude	Latitude	Profondeur	Vitesse	Température	Salinité	Oxygène	Salinité	Salinité	Température	Température	Phytoplancton	Chlorophylle
				Mean	Mean	Max	Dissolved	Min	Mean	Max	Min	Mean	Mean
NAOE	13	37.	8.	0.227	17.6839	34.0	239.9	30.9	33.10	28.034	9.0740	3.31259	0.69476
TSU	8.2	20	2	73	7	2702	08	8578	328	45	5		
	66	37	0										
	8	1	4										
YOKO	13	35.	8.	0.038	19.6252	34.6	230.9	29.5	33.26	27.193	13.237	6.61215	1.61609
HAMA	9.6	43	2	12	3	2712	238	493	914	23	98		
	94	04	9										
	3	6	7										
NAGO	13	35.	8.	0.057	19.9195	34.4	246.0	29.3	32.62	28.360	12.637	9.65621	2.29669
YA	6.8	02	2	69	3	5182	88	4793	94	63	94		
	36	04	6										
	8	4	9										
SITUB	11	-	8.	0.101	29.0178	33.6	202.2	31.2	32.39	30.626	27.514	1.49657	0.2104
ONDO	3.9	7.6	2	67	1	27	361	7939	419	35	21		
OFFS	77	22	4										
HORE	3	69											
LNG													
SINGA	10	1.2	7.	0.417	29.1826	32.4	204.5	29.2	30.81	30.971	27.076	2.71851	0.5528
PORE	3.7	47	6	01	3	2288	257	6313	96	71	77		
	86	71	6										
	8		1										
CALL	-	12.	7.	0.499	27.9032	36.5	200.1	34.0	35.66	29.541	26.111	0.46051	0.03652
AO	77.	04	9	16	3	2204	021	4336	138	16	36		
	15	79	9										
	64	7	2										
BAHIA	-	-	8.	0.026	14.9909	35.4	255.4	32.7	34.14	22.847	7.7213	1.10297	0.1042
BLAN	62.	38.	1	82	5	7051	579	8485	858	95	8		
CA	25	80	2										
	33	44	8										
RIO	-	-	8.	0.139	18.9168	35.6	244.0	26.7	32.24	25.759	10.709	4.25741	0.84673
GRAN	52.	32.	0	27	1	7738	1	0439	558	99	99		
DE	09	12	2										
	97	29	1										
HOUS	-	29.	8.	0.162	12.0830	33.9	280.4	26.2	30.28	19.512	4.0089	7.81125	1.85418
TON	94.	68	2	04	9	6199	639	9604	783	01	2		

Annexes IV Données de la modélisation

	98	60	0										
	3	4	7										
BASR	48.	29.	8.	0.088	24.9447	34.7	218.7	19.2	28.27	34.053	14.792	2.97827	0.48144
A	82	67	1	67	8	8821	937	5639	505	06	87		
OFFS	66	02	3										
HORE	8	9	6										
OIL													
TERM													
INAL													
TRAM	-	-	8.	0.182	20.1211	35.4	232.9	26.4	32.89	26.322	13.658	3.48977	0.74256
ANDAI	50.	29.	0	06	3	8935	418	8385	336	5	11		
	15	98	4										
		19											
MANAMAH			8.	0.059	26.7940	39.1	201.6	35.8	37.65	34.619	17.237	1.31042	0.13925
			1	48	9	0707	244	1332	011	17	51		
			3										
			4										
SANT	-	-	8.	0.103	23.4669	36.5	222.9	34.6	35.77	28.575	18.686	2.86228	0.47781
OS	46.	23.	0	16	1	2887	343	0109	717	81	66		
	29	96	5										
	72	52	6										
PECE	-	-	8.	0.336	27.7902	36.7	200.8	34.3	36.08	29.482	26.199	1.03376	0.09232
M	38.	3.5	1	48	1	3109	987	2111	2	49	29		
	80	35	2										
	76	7	7										
CRIST	-	9.3	8.	0.325	28.1861	36.1	200.1	33.7	35.09	29.649	26.489	0.63365	0.06006
OBAL	79.	69	0	19	3	066	304	2708	501	99	99		
	89	04	2										
	38												
BALB	-	9.3	8.	0.325	28.1861	36.1	200.1	33.7	35.09	29.649	26.489	0.63365	0.06006
OA	79.	69	0	19	3	066	304	2708	501	99	99		
	89	04	2										
	38												
RAK	56.	25.	8.	0.187	28.0895	38.8	196.8	36.9	38.20	33.015	21.599	1.09004	0.11117
MARI	05	95	1	13		7552	126	2692	397	1	94		
TIME	43	35	3										
CITY	5	2	4										
LAGO	3.3	6.3	8.	0.113	27.8523	34.6	208.9	27.3	30.83	29.609	24.969	1.73684	0.32189
S	96	82	2	44	8	7753	394	0915	861	99	99		
	81	77	6										
			2										
QUEB	-	46.	7.	0.042	9.0696	28.0	329.3	13.1	20.83	21.026	-	8.16589	1.72292
EC	70.	89	7	86		2995	261	7303	621	5	0.5113		
	96	02	3								2		
	07	4	8										

Annexes IV Données de la modélisation

VENT	21.	57.	8.	0.154	9.53516	7.11	346.2	6.02	6.729	20.491	0.2800	1.63062	0.28703
SPILS	53	39	3	97		25	436	946	61	54	2		
	80	94	1										
	1	7	9										
HALIF	-	44.	7.	0.112	8.73607	31.7	309.9	29.2	30.36	18.869	-	2.68924	0.47191
AX	63.	62	9	49		209	383	3285	766	85	0.1454		
	55	68	5								5		
	36	2	5										
OSKA	16.	57.	8.	0.126	8.85125	7.22	349.9	6.12	6.626	18.936	-	1.36502	0.20294
RSHA	47	26	2	95		366	909	224	27	96	0.0231		
MN	98	41	2								1		
	4	9	3										
COME	-	47.	8.	0.071	6.50516	32.2	318.0	30.6	31.39	16.608	-	4.24745	0.80042
BY	54.	78	1	93		4985	547	6271	246	15	1.3769		
CHAN	00	40	5								4		
CE	23	6	5										
GOTE	11.	57.	8.	0.154	10.2396	31.5	304.0	15.2	26.29	19.807	-	3.45939	0.68714
BORG	88	69	3		9	0933	123	271	302	54	0.3222		
	3	95	1								4		
			5										
KARS	-	35.	8.	0.120	19.5204	36.7	230.8	35.8	36.26	25.441	14.514	1.14391	0.13203
TO	0.2	85	1	01		9671	774	9199	14	73	25		
	98	33	0										
	68	1	1										
AQAB	34.	29.	8.	0.048	24.3277	39.6	203.9	38.2	38.82	28.381	20.716	1.04468	0.1333
A	99	51	2	27	5	1197	092	1252	661	75	92		
	27	98	2										
	9	7	2										
ROST	12.	54.	8.	0.099	10.7930	14.7	336.6	7.06	8.758	20.319	0.8199	1.57572	0.25389
OCK	11	13	1	6	6	2077	576	772	96	99	9		
	65	7	5										
			5										
NOVO	37.	44.	8.	0.031	16.8928	19.9	270.7	12.8	18.07	28.078	6.9836	2.27182	0.35414
ROSSI	79	72	3	8	9	7766	063	4311	956	61	6		
YSK	42	49	7										
	6	1	7										
ANTW	3.4	51.	8.	0.121	12.2220	34.3	276.9	26.4	31.18	19.757	3.6311	5.82907	1.30775
ERP	96	41	1	99	7	6118	411	8798	126	49	9		
	4	97	9										
		6	4										
BRUN	9.1	53.	8.	0.040	11.5411	32.3	288.4	25.9	29.30	20.399	1.1599	8.30516	1.97237
SBUET	53	89	0	6	3	7774	773	3113	873	99	9		
TEL	24	68	4										
			5										

Annexes IV Données de la modélisation

BRAKE	8.4 92 78	53. 33 61	8. 1 1 9	0.026 98	11.4500 4	32.7 7902	284.8 877	27.2 2002	30.34 365	19.711 46	1.8284 8	6.21063	1.39492
SCAP A FLOW	- 3.0 28 79	58. 84 71 5	8. 2 0 6	0.162 32	9.83535	35.3 0499	278.8 037	34.6 5046	35.05 807	13.414 81	6.0676	3.07201	0.76126
TEESP ORT	- 1.1 56 31	54. 61 18 9	8. 2 2 5	0.110 09	10.3067	34.7 4198	281.2 615	33.6 8643	34.23 748	15.709 99	4.8399 9	4.7624	1.06893
DOER TYOL			8. 1 0 1	0.120 01	19.5204	36.7 9671	230.8 774	35.8 9199	36.26 14	25.441 73	14.514 25	1.14391	0.13203
DORT YOL	36. 17 59 6	36. 81 99 4	8. 2 0 5	0.029 46	22.7628 3	39.6 4706	226.6 233	37.9 0066	38.97 914	30.079 99	15.779 99	3.33063	0.60632
BEYR OUTH	35. 52 03 9	33. 91 16 7	8. 2 2 2	0.103 11	23.0331 2	39.6 2878	214.9 041	38.4 5222	39.04 586	29.511 75	16.655 73	1.07428	0.10436
HAIFA	35. 00 39 1	32. 83 31 7	8. 1 5	0.073 82	23.0535 2	39.5 7873	216.2 619	37.7 4894	38.82 422	29.238 79	16.595 15	1.39612	0.16164
DAKA R	- 17. 42 75	14. 68 1 5	8. 2 0 5	0.347 14	24.105	35.9 4653	210.7 258	32.1 5724	34.97 024	29.010 22	17.421 99	3.01316	0.57022
CONS TANT A	28. 69 11 4	44. 11 34 7	8. 4 0 5	0.095 93	15.4014 7	18.9 1784	288.3 949	12.4 3526	15.94 544	27.371 36	4.4935 6	5.82634	1.27753
VARN A	27. 91 08 1	43. 19 38 2	8. 4 0 9	0.063 29	15.6746	19.2 6728	275.1 879	15.8 1298	17.72 917	27.177 98	5.3981 7	2.00064	0.33818
BURG AS	27. 48 35 9	42. 46 75 4	8. 4 1 1	0.032 32	15.8295 4	19.3 3084	271.9 959	16.2 0055	17.92 959	27.119 5	5.3226 5	1.48751	0.20033

Annexes IV Données de la modélisation

ROTT	4.1	51.	8.	0.162	12.0830	33.9	280.4	26.2	30.28	19.512	4.0089	7.81125	1.85418
ERDA	41	94	2	04	9	6199	639	9604	783	01	2		
M	81	33	0										
		1	7										
DAMI	31.	31.	8.	0.090	22.7628	38.8	216.8	35.3	37.35	29.316	15.518	0.77016	0.05194
ETTA	75	46	1	95	8	069	838	9191	57	87	75		
	61	74	5										
	5	7	1										
ZEEB	3.2	51.	8.	0.139	12.3362	34.6	275.9	27.5	32.00	19.706	3.7526	4.86289	1.06628
RUGG	05	34	1	83	9	2025	243	3767	758	01	7		
E	69	66	8										
		4	9										
TAHA	0.7	51.	8.	0.034	12.1904	34.8	277.3	33.0	34.04	18.883	4.3851	6.58871	1.46348
MESP	02	43	1	29	4	3066	98	9916	453	67	8		
ORT	61	06	5										
		8	4										
MILF	-	51.	8.	0.131	12.1162	34.7	271.5	32.5	33.84	16.635	7.0344	2.23051	0.46994
ROD	5.0	71	2	71	7	0056	009	068	553	6	2		
HAVE	42	43	0										
N	71	2	1										
IZMIT	29.	40.	8.	0.037	16.4669	24.1	267.4	18.4	20.66	26.356	6.6693	2.03979	0.28235
	71	76	4	75	8	4743	43	3164	387	77	8		
	57	94	2										
	9	6	4										
DUNK	2.1	51.	8.	0.135	12.5656	34.9	272.8	31.1	33.78	18.659	5.3015	3.2427	0.68103
IRK	69	02	1	61	4	8669	753	341	565	91	4		
	8	97	6										
		4	5										
ALEX	29.	31.	8.	0.101	22.5454	39.5	217.9	36.7	38.51	28.479	16.620	0.68982	0.04573
ANDRI	83	16	1	42	9	2438	616	8553	396	99	68		
A	16	06	6										
	6	7	4										
MAR	27.	40.	8.	0.078	16.7591	28.9	258.5	18.3	22.83	26.555	6.6374	2.20089	0.32121
MARA	97	98	4	84	4	4359	159	5156	712	88	8		
	46	51	4										
	3	2	4										
ISTAN	28.	41.	8.	0.182	16.3526	21.9	268.9	17.6	19.61	26.568	6.4771	2.15415	0.30578
BUL	99	01	4	19	2	8308	312	9962	845	6	3		
	53	98	1										
	2		7										
LE	0.1	49.	8.	0.111	12.9873	34.8	266.5	33.5	34.36	18.829	6.0732	2.39808	0.42155
HAVR	38	46	0	24	9	7365	952	0456	294	1	1		
E	7	96	9										
		9	4										

Annexes IV Données de la modélisation

VENICE	12.25868	45.44809	8.4	0.05768	17.45907	34.05932	273.218	29.34187	32.011	26.70909	6.85098	9.73088	2.30118
ARZEW	-0.2675	35.8385	8.10	0.12001	19.5204	36.79671	230.8774	35.89199	36.2614	25.44173	14.51425	1.14391	0.13203
KOPEER	13.73636	45.56217	8.30	0.02259	17.48527	36.54964	250.6669	33.50747	35.03232	26.2413	7.47598	3.34869	0.64682
OMISALJ	14.54258	45.2155	8.27	0.02948	17.05936	37.82581	242.7962	35.93966	36.89281	24.86774	9.21687	1.47037	0.17944
ZADAR	15.22144	44.1214	8.24	0.05156	18.2477	38.75664	238.7733	35.9059	37.24698	25.69711	11.49104	1.58971	0.20703
RAVENNA	12.31482	44.49602	8.31	0.04371	17.73522	34.40191	260.1384	27.45974	30.89185	27.03961	7.99471	9.65728	2.18115
MILFORDHAVEN	-5.04271	51.7143	8.201	0.13171	12.11627	34.70056	271.5009	32.5068	33.84553	16.6356	7.03442	2.23051	0.46994
NEMRUT	26.90015	38.76553	8.25	0.03588	19.43392	39.96323	226.9355	34.77405	38.57227	25.90685	14.24277	1.60762	0.24632
ALIAGA	26.91221	38.77617	8.25	0.03588	19.43392	39.96323	226.9355	34.77405	38.57227	25.90685	14.24277	1.60762	0.24632
SPLIT	16.43332	43.49764	8.215	0.03215	18.65801	39.18456	235.9667	36.9422	38.27763	25.71709	12.21997	1.45053	0.19537
SAINTNAZAIRE	-2.19315	47.2755	8.17	0.11266	13.90495	34.46484	265.9364	28.92438	32.24334	19.33191	7.55388	7.74152	1.8504

Annexes IV Données de la modélisation

ELEVS	23.	38.	8.	0.040	20.1599	38.9	228.2	32.0	35.99	27.611	13.681	1.65837	0.24687
IS	54	03	1	46		2802	327	7766	966	65	14		
	24	19	8										
	6	8	7										
PACHI	23.	37.	8.	0.038	20.3744	38.9	228.2	32.3	36.14	27.705	13.886	1.72264	0.26332
	38	97	1	05	2	0876	111	5081	983	97	62		
	21	24	8										
	3	2	8										
PIRAE	23.	37.	8.	0.043	20.2652	38.9	228.3	32.1	36.07	27.618	13.899	1.53618	0.21546
US	66	93	1	58	4	353	352	4493	608	88	21		
	22	46	8										
	8	5	6										
REVIT	23.	37.	8.	0.038	20.3744	38.9	228.2	32.3	36.14	27.705	13.886	1.72264	0.26332
HOUS	40	95	1	05	2	0876	111	5081	983	97	62		
SA	16	94	8										
	1	9	8										
AGIO	23.	37.	8.	0.035	20.3051	38.9	227.9	32.5	36.25	27.530	13.866	1.7569	0.27487
THEO	07	91	1	1	6	0898	888	3471	535	73	62		
DORO	57	52	8										
I		1	2										
DURR	19.	41.	8.	0.098	19.4827	38.9	233.9	36.7	38.16	25.921	13.048	2.02898	0.35163
ES	45	30	2	44	3	8202	074	5601	267	82	6		
	88	76	9										
	1	1											
TARA	17.	40.	8.	0.048	19.4938	39.0	225.0	38.1	38.59	27.401	12.394	0.90605	0.08468
NTO	18	48	2	36	8	9289	104	7236	546	93	58		
	78	88	7										
	7	9	1										
AVILE	-	43.	8.	0.194	16.0478	35.8	250.4	34.7	35.47	21.069	11.848	1.95418	0.34209
S	5.6	56	2	51	9	1162	561	4924	875	99	01		
	83	67	0										
	3		6										
SANT	-	28.	8.	0.111	21.3035	37.1	223.1	36.4	36.88	25.047	18.096	0.54707	0.04059
A	16.	46	2	2	1	4392	705	8948	556	11	85		
CRUZ	23	89	1										
DE	6		1										
TENE													
RIFE													
LAS	-	28.	8.	0.101	21.0579	37.0	223.3	36.4	36.82	24.499	17.919	0.54477	0.04041
PALM	15.	13	2	11	5	4608	924	3409	58	99	99		
AS	41	90	0										
	39	4	8										
FERR	-	43.	8.	0.219	15.2488	35.8	253.2	35.2	35.61	18.988	12.234	2.17237	0.4084
OL	8.2	46	2	25	2	3847	506	6116	481	26	61		

Annexes IV Données de la modélisation

	47	68	2										
	3	7	4										
LA	-	43.	8.	0.159	15.1298	35.8	253.4	35.2	35.61	18.649	12.259	2.21	0.41673
CORU	8.3	35	2	76	8	383	487	4504	359	99	99		
NA	91	99	2										
	71	6	4										
AUGU	15.	37.	8.	0.109	20.1133	38.8	222.7	37.5	38.29	27.469	14.087	0.78916	0.06733
STA	20	21	2	26	5	9563	035	7697	078	96	78		
	42	10	1										
	6	6	4										
AUGU	15.	37.	8.	0.056	18.9145	38.4	235.7	37.4	38.01	26.227	12.777	1.06837	0.09627
STA	20	21	2	28		5842	327	7863	176	23	44		
	42	10	5										
	6	6	8										
NAPO	14.	40.	8.	0.047	19.9064	38.4	230.9	37.2	37.91	27.317	13.827	1.28841	0.12537
LI	26	83	2	52	2	1811	125	4049	024	93	6		
	03	03	6										
	8	7	2										
MARS	14.	35.	8.	0.074	20.7988	38.4	223.6	37.0	37.72	27.894	14.724	0.67038	0.05557
AXLO	54	82	2	44		2222	71	2794	931	82	46		
KK	89	00	1										
	9	4	1										
PERA	-	41.	8.	0.183	15.7574	35.5	256.3	28.4	33.51	19.806	12.210	5.23624	1.06634
FITA	8.7	19	2	72	5	5073	735	5874	157	36	12		
OFFS	43	66	1										
HORE	28	7	8										
TERM													
INAL													
SINES	-	37.	8.	0.171	17.2318	36.0	245.5	34.8	35.62	20.892	14.190	1.73366	0.24867
	8.8	94	1	73	1	8903	857	9265	984	74	64		
	66	42	7										
	33	3	7										
LEIXO	-	41.	8.	0.183	15.7574	35.5	256.3	28.4	33.51	19.806	12.210	5.23624	1.06634
ES	8.7	18	2	72	5	5073	735	5874	157	36	12		
	04	11	1										
	95	1	8										
CARR	10.	44.	8.	0.077	18.8681	38.4	237.1	37.4	38.00	26.194	12.624	1.06017	0.10142
ARA	04	03	2		6	531	471	6661	74	05	73		
	06	24	5										
	5	4	7										
LIVOR	10.	43.	8.	0.056	18.9145	38.4	235.7	37.4	38.01	26.227	12.777	1.06837	0.09627
NO	29	55	2	28		5842	327	7863	176	23	44		
	12	46	5										
	7	4	8										

Annexes IV Données de la modélisation

GENO	-	35.	8.	0.108	18.7637	38.5	237.5	37.6	38.11	26.035	12.886	0.60406	0.06055
VA	0.2	85	2	57	5	459	445	5358	137	53	19		
	98	33	5										
	68	1	1										
LISBO	-	38.	8.	0.108	16.7664	35.9	246.3	34.2	35.41	20.241	13.693	1.66432	0.24404
A	9.2	67	2	52	9	4351	233	1604	298	05	55		
	60	80	0										
	79	1	3										
SETUB	-	38.	8.	0.141	16.8678	35.9	246.3	34.1	35.37	20.219	13.733	2.00196	0.29668
AL	8.8	51	1	65	6	0148	664	3643	047	08	97		
	94	00	8										
	81	3	1										
LA	10.	36.	8.	0.066	20.1470	37.9	227.9	36.4	37.19	27.533	13.963	1.11117	0.09708
GOUL	31	80	2	19	1	2191	094	2602	926	09	52		
ETTE	51	59	0										
	3	9	1										
SAFI	-	32.	8.	0.198	18.5805	36.5	238.9	35.8	36.22	21.929	15.455	1.8203	0.2949
	9.2	30	2	95	8	3312	385	1284	713	37	9		
	50	78	6										
	25	5	4										
GIBRA	-	36.	8.	0.232	18.1063	36.4	232.9	35.8	36.08	22.749	14.659	1.25606	0.18523
LTAR	5.3	14	1		6	1618	032	0669	508	99	99		
	64	06	8										
	38	1	4										
SINES	-	37.	8.	0.120	19.5204	36.7	230.8	35.8	36.26	25.441	14.514	1.14391	0.13203
	8.8	94	1	01		9671	774	9199	14	73	25		
	66	42	0										
	33	3	1										
PORT	8.3	40.	8.	0.043	18.8122	38.3	233.6	37.0	37.78	26.509	12.729	0.71217	0.06242
O	82	84	2	93	7	7364	238	3695	277	99	99		
TORR	14	52	2										
ES		8	2										
SARR	9.0	39.	8.	0.033	19.2376	38.3	230.9	37.0	37.66	27.202	13.370	0.74365	0.06337
OCH	35	08	2	16	2	3313	377	1436	514	65	08		
	76	76	0										
		7	5										
BIZER	9.8	37.	8.	0.068	19.9750	37.7	227.9	36.3	37.13	27.327	14.171	0.89933	0.07203
TE	61	25	1	17	9	837	955	697	713	59	29		
	86	59	9										
		1	8										
FOS	4.8	43.	8.	0.070	17.1804	37.5	248.8	33.2	36.08	24.029	11.669	5.67541	1.1926
	74	39	2	35	5	3656	171	5942	41	99	99		
	58	54	6										
		4	3										

Annexes IV Données de la modélisation

PORT-DE-BOUC	4.9 85 22	43. 39 53	8. 2 6	0.071 96	17.2823 4	37.5 903	248.5 311	33.4 8656	36.20 846	24.062 2	11.936 4	5.56111	1.16196
LAVE RA	4.9 83 42	43. 39 17	8. 2 6	0.071 96	17.2823 4	37.5 903	248.5 311	33.4 8656	36.20 846	24.062 2	11.936 4	5.56111	1.16196
PORT DE-BOUC			8. 2 6 2	0.071 96	17.2823 4	37.5 903	248.5 311	33.4 8656	36.20 846	24.062 2	11.936 4	5.56111	1.16196
JORF LASFA R	- 8.6 31	33. 12 3	8. 2 8 1	0.268 31	19.3329 5	36.6 7918	233.6 671	36.1 6773	36.42 37	23.029 99	15.429 99	0.87556	0.1007
CASA BLAN CA	- 7.5 85 37	33. 62 14 8	8. 2 9 8	0.160 08	19.5444 3	36.6 6799	232.9 78	36.1 3991	36.42 793	23.729 99	15.199 99	1.09969	0.13305
MOHA MMEDIA	- 7.3 81 27	33. 72 57 7	8. 3 0 5	0.115 76	19.5818 5	36.6 5604	233.1 253	36.1 1268	36.41 105	23.755 68	15.253 73	1.2444	0.15168
ANNA BA	7.7 81 63	36. 89 63	8. 1 6 7	0.077 42	20.1688 5	37.6 4876	227.8 7	36.2 823	37.00 27	27.536 08	14.258 1	1.08014	0.09531
HUEL VA	- 6.8 94 09	37. 15 38 9	7. 9 9 5	0.085 7	18.7277 2	36.1 9198	237.5 804	35.1 4072	35.78 029	24.539 99	13.879 99	2.47447	0.40794
SKIKA	6.9 43 55	36. 88 56 8	8. 1 7 6	0.057 68	19.9987 5	37.3 1147	229.8 318	36.1 9595	36.71 554	27.015 17	14.244 09	1.12002	0.10747
BARCELONA	2.1 80 62	41. 35 05 3	8. 2 6 2	0.120 47	18.6101 3	38.3 8857	235.1 334	36.4 1177	37.73 5	26.121 5	12.536 4	1.32112	0.16532
DJEN DJEN	5.8 91	36. 82 5	8. 1 6 9	0.081 39	20.0326 3	37.3 2717	229.8 867	36.2 0093	36.74 687	27.064 96	14.238 43	1.29927	0.13216

Annexes IV Données de la modélisation

TARR	1.2	41.	8.	0.084	18.9168	38.2	235.2	35.9	37.48	26.662	12.481	2.30668	0.37314
AGON	24	10	2	31	2	9451	83	1137	75	4	7		
A	72	10	5										
		3	7										
BEJAI	5.0	36.	8.	0.057	19.9987	37.3	229.8	36.1	36.71	27.015	14.244	1.12002	0.10747
A	89	74	1	68	5	1147	318	9595	554	17	09		
	68	57	7										
		7	6										
CART	-	36.	8.	0.163	18.1960	36.4	232.7	35.8	36.08	22.874	14.632	1.26137	0.18349
EYA	5.4	17	1	42	9	149	924	0613	873	8	55		
GUAD	06	38	7										
ARRA	01	9	9										
NQUE													
ALGE	-	36.	8.	0.231	18.2522	36.4	232.9	35.8	36.09	22.895	14.725	1.2433	0.18442
CIRAS	5.4	11	1	95	7	3585	217	1909	791	43	92		
	26	76	8										
	73	3											
CAMP	-	36.	8.	0.163	18.1960	36.4	232.7	35.8	36.08	22.874	14.632	1.26137	0.18349
AMEN	5.3	17	1	42	9	149	924	0613	873	8	55		
TO	71	17	7										
	58	3	9										
CEUT	-	35.	8.	0.552	18.4891	36.4	232.8	35.8	36.11	23.252	14.924	1.26242	0.18883
A	5.3	89	2	01	5	4746	967	5905	901	2	46		
	09	47	0										
	74	3	1										
CAST	0.0	39.	8.	0.059	19.4667	38.1	231.7	35.9	37.15	27.031	12.535	1.16345	0.11605
ELLO	22	95	2	42	1	5685	421	309	299	2	71		
N	66	50	5										
		2	3										
MALA	-	36.	8.	0.112	18.3719	36.9	232.4	35.8	36.20	24.179	13.999	1.22998	0.16577
GA	4.4	70	2	15	2	446	003	6484	251	56	57		
	18	72	4										
	96	4	4										
SAGU	-	39.	7.	0.082	19.5136	38.1	231.5	36.2	37.20	26.982	12.682	1.23813	0.12324
NTO	0.2	63	6	22	1	6249	554	0228	795	02	64		
	07	05	7										
	02	5	1										
VALE	-	39.	7.	0.073	19.5186	38.1	231.3	36.2	37.18	26.962	12.718	1.19486	0.11762
NCIA	0.3	43	6		8	6432	691	1728	067	34	34		
	14	91	7										
	14	1	1										
ALGE			8.	0.107	19.6531	37.1	230.7	36.1	36.53	26.091	14.334	1.08504	0.11166
R			1	21	5	3734	656	2404	082	57	79		
			9										
			9										

Annexes IV Données de la modélisation

NADO	-	35.	8.	0.065	19.3633	36.6	230.4	35.9	36.22	25.215	14.542	0.86922	0.10103
R	2.9	28	2	93	9	4859	741	3674	624	71	37		
	07	93	0										
	78	5	2										
TENES	1.3	36.	8.	0.203	19.5944	36.9	230.6	36.0	36.40	25.901	14.434	0.84762	0.09239
	15	52	1	33	7	5717	444	8651	706	02	55		
	53	75	5										
		7	2										
CARB	-	36.	8.	0.151	19.4357	37.1	232.3	36.0	36.44	26.206	13.817	1.01753	0.13884
ONER	1.8	97	1	7	5	1113	913	0881	264	75	27		
AS	98	10	9										
	03	9	3										
CART	-	37.	8.	0.239	19.7262	37.2	232.0	36.0	36.53	26.560	13.660	1.03263	0.13628
AGEN	0.9	58	1	05	1	3366	623	2373	343	23	58		
A	82	18	9										
	69	8											
ORAN	-	35.	8.	0.079	19.5032	36.7	230.6	35.8	36.23	25.458	14.502	0.95191	0.10655
	0.6	71	1	18	7	9489	155	393	853	97	07		
	67	92	1										
		7	8										
MOST	0.0	35.	8.	0.087	19.509	36.8	231.3	35.9	36.28	25.427	14.516	1.51474	0.17961
AGAN	67	93	1	76		1041	053	4061	591	31	87		
EM	81	10	0										
		3	2										

Annexes IV Données de la modélisation

Tableau VI-3. Résultats du calcul de la distance de Mahalanobis et de la probabilité d'établissement

Ecoregion	Eco-Code	Average Of Mahalanobis	Min Of Mahal	Max Of Mahal	Pest/Average/Eco region	Pest/Max/Eco region	Pest/Min/Eco region
Adriatic Sea	MED-30	20.93247	6.099891	58.10738	0.007329	0.636044	1.09E-09
Aegean Sea	MED-31	10.16396	2.317016	12.68075	0.253706	0.969718	0.123316
Alboran Sea	MED-36	5.022665	0	61.55878	0.755151	1	2.3E-10
Arabian (Persian) Gulf	SA-90	29.76942	24.31448	32.56266	0.000232	0.002029	7.38E-05
Azores Canaries Madeira	L-29	4.467093	4.397635	4.501823	0.812716	0.819585	0.809251
Baltic Sea	NES-24	74.24535	67.73086	86.85364	6.98E-13	1.39E-11	2E-15
Black Sea	BS-44	16.62433	12.49571	17.728	0.034267	0.130419	0.023361
Celtic Seas	NES-26	11.79413	11.79413	11.79413	0.160629	0.160629	0.160629
Central Kuroshio Current	WTN P-51	27.18441	23.17062	31.19819	0.000657	0.003152	0.00013
Gulf Of Guinea Central	GG-83	36.18399	36.18399	36.18399	1.62E-05	1.62E-05	1.62E-05
Gulf Of St. Lawrence - Eastern Scotian Shelf	CTN A-37	48.70669	48.70669	48.70669	7.24E-08	7.24E-08	7.24E-08
Ionian Sea	MED-34	3.646027	3.333347	7.870754	0.887566	0.911732	0.446196
Levantine Sea	MED-32	13.77259	6.027712	20.08106	0.087889	0.644128	0.010034
Malacca Strait	SS-118	85.61418	85.61418	85.61418	3.55E-15	3.55E-15	3.55E-15
North Sea	NES-25	13.30067	9.466717	40.13632	0.101915	0.304465	3.02E-06
Northeastern Brazil	TSA-75	38.48126	38.48126	38.48126	6.13E-06	6.13E-06	6.13E-06
Northern And Central Red Sea	RSG A-87	8.946627	8.946627	8.946627	0.346818	0.346818	0.346818
Northern Gulf Of Mexico	WTN A-43	30.93073	30.93073	30.93073	0.000145	0.000145	0.000145
Rio Grande	WTS A-181	8.797375	8.052055	10.28801	0.359677	0.428402	0.24539

Annexes IV Données de la modélisation

Saharan Upwelling	L-28	9.77209	5.8438	13.479	0.281388	0.664713	0.096371
			95	87			
Sahelian Upwelling	WAT	43.15364	43.153	43.153	8.22E-07	8.22E-07	8.22E-07
	-80		64	64			
Scotian Shelf	CTN	52.53034	52.530	52.530	1.33E-08	1.33E-08	1.33E-08
	A-39		34	34			
Sea Of Japan/East Sea	CTN	16.15416	16.154	16.154	0.040226	0.040226	0.040226
	P-49		16	16			
South European Atlantic Shelf	L-27	7.882044	2.8754	12.017	0.445077	0.94193	0.150437
			31	22			
Southeastern Brazil	WTS	9.479672	9.4796	9.4796	0.303459	0.303459	0.303459
	A-180		72	72			
Southern Grand Banks - South Newfoundland	CTN	53.01473	53.014	53.014	1.07E-08	1.07E-08	1.07E-08
	A-38		73	73			
Southwestern Caribbean	TNA-67	47.33498	37.266	67.471	1.32E-07	1.03E-05	1.56E-11
			83	3			
Sunda Shelf/Java Sea	SS-117	44.36878	44.368	44.368	4.85E-07	4.85E-07	4.85E-07
			78	78			
Uruguay-Buenos Aires Shelf	WTS	7.598998	7.5989	7.5989	0.473587	0.473587	0.473587
	A-183		98	98			
Western Mediterranean	MED	5.248126	0.3929	21.285	0.730757	0.999947	0.006427
	-35		43	2			

VI.5 Annexes V : Publications internationales

Le deuxième chapitre de ce travail de thèse a été publié en «Open access» dans le journal

«*Management of Biological Invasion*». Disponible en ligne, à l'adresse :

<https://doi.org/10.3391/mbi.2021.12.4.14>



Management of Biological Invasions (2021) Volume 12, Issue 4: 1012–1036

Research Article

Modeling the risk of introducing non-indigenous species through ship hull biofouling: case study of Arzew port (Algeria)

Adel Kacimi^{1*}, Abderrahmane Bouda², Michael Sievers³, Bilel Bensari⁴, Fouzia Houma¹, Lamri Nacef⁴ and Nour El Islam Bachari⁴

¹Marine and Coastal Ecosystems Laboratory (ECOSYSMarL), Department of Marine and Coastal Environment, National Higher School of Marine Sciences and Coastal Management (ENSSMAL), 16320 Algiers, Algeria

²SETRAM Laboratory, National Higher Maritime School (ENSM), 42415 Tipaza, Algeria

³Coastal and Marine Research Centre, Australian Rivers Institute – Coast and Estuaries, School of Environment and Science, Griffith University, Gold Coast, QLD 4222, Australia

⁴Laboratory of Biological Oceanography and the Marine Environment (LOBEM), Faculty of Biological Sciences, University of Science and Technology of Houari Boumediene (USTHB), PO Box 32, El Alia, Bab Ezzouar, 16111 Algiers, Algeria

Author e-mails: adelkacimi75@gmail.com, a.kacimi@enssmal.dz (AK), abderbouda@yahoo.fr (AB), m.sievers@griffith.edu.au (MS), b.bensari@gmail.com (BB), bacharifouzia.ocean@gmail.com (FH), nacef_l@yahoo.fr (LN), bacharinouri@gmail.com (NEIB)

*Corresponding author

Citation: Kacimi A, Bouda A, Sievers M, Bensari B, Houma F, Nacef L, Bachari NEI (2021) Modeling the risk of introducing non-indigenous species through ship hull biofouling: case study of Arzew port (Algeria). *Management of Biological Invasions* 12(4): 1012–1036, <https://doi.org/10.3391/mbi.2021.12.4.14>

Received: 7 April 2021

Accepted: 2 July 2021

Published: 30 August 2021

Thematic editor: P. Joana Dias

Copyright: © Kacimi et al.

This is an open access article distributed under terms of the Creative Commons Attribution License (Attribution 4.0 International - CC BY 4.0).

OPEN ACCESS

Abstract

Biofouling of ship hulls is one of the most important vectors for the transfer of aquatic invasive species. These species cause widespread impacts to native environments and ecological communities, in addition to imposing financial costs for industry. Targeted surveillance and effective adaptive management require knowledge on the likelihood of new introductions of non-indigenous species (NIS). We develop a model of the likelihood of introduction and invasion of NIS for the port of Arzew (Algeria), based on the length of stay of vessels in the ports of call, the latitude of these ports, the geographical distance from the port of Arzew, ship's speed, effectiveness of the antifouling system and antifouling strategy used in port of origin. We identified areas that represent a source of high risk species invasion, according to the environmental similarity of the ports of origin with the Arzew port using the Mahalanobis distance. We show that over one year, 738 trips have been made at the port of Arzew, inflicting a very high risk of invasion, in particular from six coastal ecoregions, (the Western Mediterranean ecoregion, the Northern and Central Red Sea, the South European Atlantic Shelf, the Ionian Sea ecoregion, the North Sea, and the Aegean Sea). These results can be used for invasive species management purposes, such as: the application of specific regulations to high-risk vessels and ports in order to minimize the transfer of these species. The methods and models developed here are transferable to any region around the world with similar data availability.

Key words: ecological modelling, probabilistic model, non-indigenous species, maritime traffic, ecoregion, exotic species

Annexes V Publications internationales


[HOME](#) [ABOUT REABIC](#) [NEWS&EVENTS](#) [PROJECTS](#) [NETWORKS](#) [TOOLS](#) [JOURNALS](#) [LOG IN](#) [CONTACTS](#) [LINKS](#)



MANAGEMENT OF BIOLOGICAL INVERSIONS

International Journal of Applied Research on Biological Inversions

[Home](#) [About](#) [Editorial Board](#) [Current Issue](#) [Archive](#) [Manuscript Submission](#) [Contacts](#)

Top News & Alerts

INVASIVESNET towards an International Association for Open Knowledge on Invasive Alien Species

Management of Biological Inversions is an open access, peer-reviewed international journal focusing on applied research on alien species and biological invasions in aquatic and terrestrial ecosystems from around the world. **Management of Biological Inversions** is devoted to bridging the gap between scientific research and the use of science in decision-making, regulation and management in the area of introduction of invasive species and biodiversity conservation.

Management of Biological Inversions is an official journal of [International Association for Open Knowledge on Invasive Alien Species \(INVASIVESNET\)](#).

Management of Biological Inversions is indexed by Web of Science, Scopus, CAB Abstracts, EBSCO and Google Scholar (please see [Journal Information](#) page for details).

Web of Science 2021 Impact Factor: 2.282

Scopus CiteScore 2021: 4.2



ISSN 1989-8649

Il est aussi disponible sur le site de l'université Australienne « Griffith University » à l'adresse :

<http://hdl.handle.net/10072/415566>



myGriffith

Staff portal

Contactez-nous

Recherche



Accueil de DSpace > Griffith Research Online > Journal articles > Voir le document

Parcourir

- ▼ Tout DSpace
 - Communautés & Collections
 - Auteurs
 - Par date de publication
 - Titres

- ▼ Cette collection
 - Auteurs
 - Par date de publication
 - Titres

Statistics

- Most Popular Items
- Statistics by Country
- Most Popular Authors

Modeling the risk of introducing non-indigenous species through ship hull biofouling: case study of Arzew port (Algeria)



Voir/Ouvrir
 Sievers528551-Published.pdf
 (3.254Mo)

Abstract

Biofouling of ship hulls is one of the most important vectors for the transfer of aquatic invasive species. These species cause widespread impacts to native environments and ecological communities, in addition to imposing financial costs for industry. Targeted surveillance and effective adaptive management require knowledge on the likelihood of new introductions of non-indigenous species (NIS). We develop a model of the likelihood of introduction and invasion of NIS for the port of Arzew (Algeria), based on the length of stay of vessels in the ports of call, the latitude of these ports, the geographical distance from the ...

[View more >](#)

Journal Title
 Management of Biological Inversions

Volume
 12

Le troisième chapitre est en cours de préparation pour une publication internationale

VI.6 Annexes VI Collaborations internationales

1. Collaboration internationale avec le laboratoire SERC du Maryland (USA)- Laboratoire chinois ESPC:

- Global impact of a Bilateral Trade Policy on Ballast Water-Mediated Species Spread Risk: A Case Study of Sino-US Trade. Publié sur le journal “*Environmental Science and Technology*” avec un facteur d’impact de 11.36. Disponible en ligne à l’adresse : <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c09119>.

ACS ACS Publications C&EN CAS Find my institution Log In

ACS Publications Most Trusted. Most Cited. Most Read.

Search text, DOI, authors, etc.

My Activity Publications

RETURN TO ISSUE < PREV CONTAMINANTS IN AQUA... NEXT >

Global Impacts of a Bilateral Trade Policy on Ballast Water-Mediated Species Spread Risk: A Case Study of Sino-US Trade

Zhaojun Wang, Adel Kacimi, Hailian Xu, and Mingxi Du*

Cite this: *Environ. Sci. Technol.* 2023, 57, 13, 5275–5283
Publication Date: March 20, 2023
<https://doi.org/10.1021/acs.est.2c09119>
Copyright © 2023 American Chemical Society
[RIGHTS & PERMISSIONS](#)

Article Views 133 Altmetric Citations - -

Share Add to Export RIS

Read Online PDF (4 MB) Supporting Info (3) »

SUBJECTS: Algorithms, v

Abstract

A trade policy could generate both economic and environmental impacts. This work is focused on the impacts of a bilateral trade policy on ballast water-mediated nonindigenous species (NIS) spread risk. Taking the Sino-US trade restriction as an example, we integrate a

Environmental Science & Technology

Environmental Science & Technology

pubs.acs.org/est Article

Global Impacts of a Bilateral Trade Policy on Ballast Water-Mediated Species Spread Risk: A Case Study of Sino-US Trade

Zhaojun Wang, Adel Kacimi, Hailian Xu, and Mingxi Du*

Cite This: <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c09119> Read Online

ACCESS | Metrics & More | Article Recommendations | Supporting Information

ABSTRACT: A trade policy could generate both economic and environmental impacts. This work is focused on the impacts of a bilateral trade policy on ballast water-mediated nonindigenous species (NIS) spread risk. Taking the hypothetical Sino-US trade restriction as an example, we integrate a computable general equilibrium model and a higher-order NIS spread risk assessment model to examine the impacts of bilateral trade policy on both the economy and NIS spread risks. We have two important findings. First, the Sino-US trade restriction would cause decreases in NIS spread risks to China and the US, as well as to three quarters of worldwide countries/regions. However, the rest one fourth would

23 at 12:13:44 (UTC)
o legitimately share published articles.

Better environment
Worse economy
Better economy
Worse environment

46% countries/regions →
30% countries/regions →
16% countries/regions
8% countries/regions

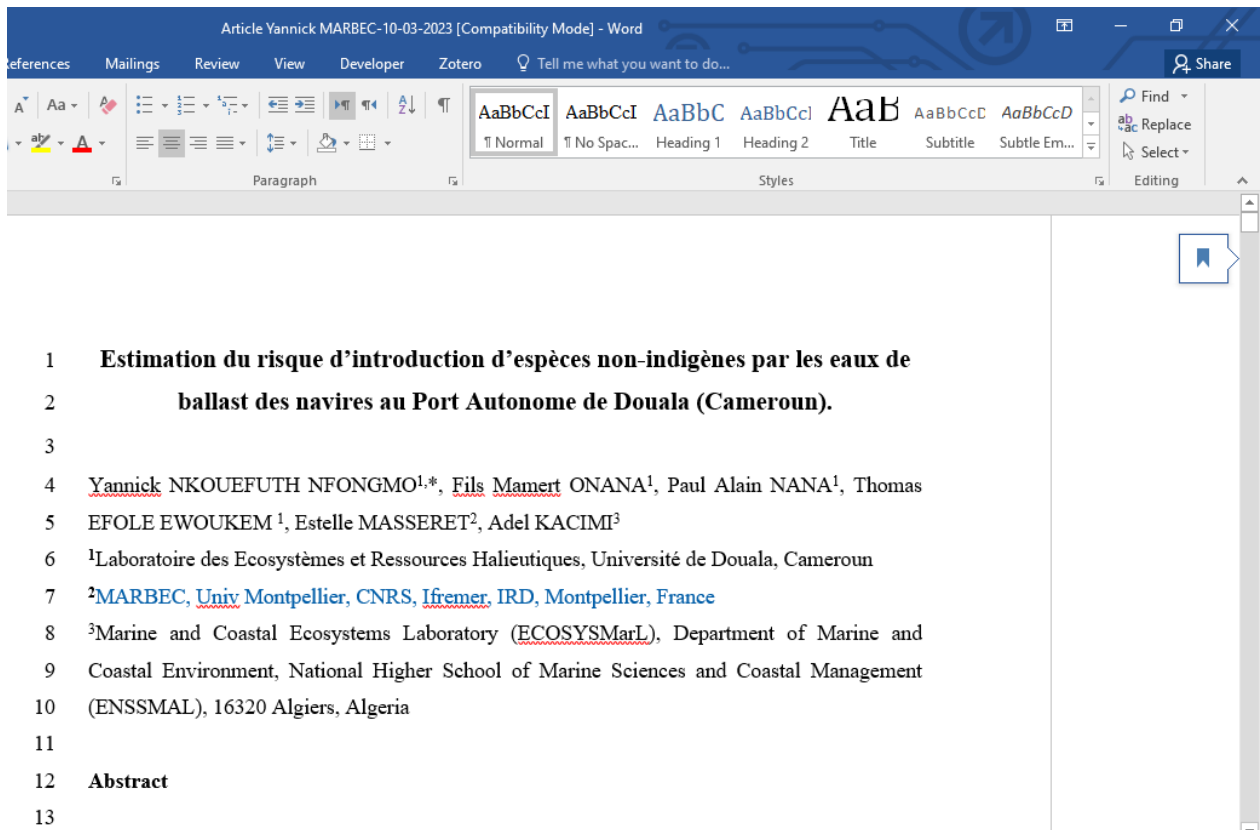
Export change (%)

Risk change (%)

Annexes VI Collaborations internationales

2. Collaboration international avec le laboratoire MARBEC de Montpellier (France) et le laboratoire des Ecosystèmes et des Ressources Halieutiques (Cameroun) :

- Développement en cours de réalisation, d'une estimation mathématique du risque d'invasion des espèces non-indigènes au port de Douala (Cameroun) :



Résumé

L'encrassement biologique des coques de navires est considéré comme l'un des plus importants vecteurs de transfert d'espèces aquatiques envahissantes. Ces espèces ont un impact considérable sur les milieux naturels et les communautés écologiques, sans compter les coûts financiers qu'elles entraînent pour diverses industries. Dans la première partie, nous développons un modèle probabiliste d'invasion des ENIs pour le port d'Arzew, basé sur la durée de séjour des navires dans les ports d'escale, la latitude de ces ports, la vitesse du navire, l'efficacité du système antifouling et la stratégie antifouling utilisée dans le port d'origine. Dans l'ensemble, l'étude s'est concentrée sur deux paramètres clés : a) l'étendue du biofouling sur un navire donné, b) la probabilité que cet assemblage de salissures survive tout au long du voyage du navire jusqu'au port d'Arzew. Différents scénarios ont été simulés dans le cadre de plusieurs stratégies antisalissures largement utilisées par les navires commerciaux et conformément aux directives de l'organisation maritime internationale pour la caractérisation du changement de la probabilité d'invasion. L'étude a révélé une grande similarité environnementale entre les ports méditerranéens, la région lusitanienne et le port d'Arzew. Nous montrons que sur une année, 738 mouvements de navires ont transité au port d'Arzew, infligeant un risque très élevé d'invasion à partir de six écorégions côtières (l'écorégion de la Méditerranée occidentale, la mer Rouge septentrionale et centrale, le plateau Atlantique sud-européen, l'écorégion de la mer Ionienne, la mer du Nord et la mer Égée), en particulier.

Dans une seconde partie, un échantillonnage du fouling a été réalisé au port d'Alger. L'étude a recensé 08 espèces de crustacés, 02 espèces de spongiaires, 02 espèces de bryozoaires et 03 espèces d'ascidies dont : 03 ENIs et 01 espèce cryptogénique de crustacés, 01 ENI de spongiaires, 02 ENIs et 01 espèce cryptogénique de bryozoaires, 02 ENIs et une espèce cryptogénique d'ascidies. Parmi ces espèces, 07 espèces ont un impact potentiel néfaste sur la biodiversité et/ou l'économie et la santé humaine. Des 15 espèces recensées, 06 espèces ont été signalées pour la première fois en Algérie. Ces résultats peuvent être utilisés à des fins de gestion des espèces envahissantes, telles que : l'application de réglementations spécifiques aux navires d'un certain tonnage qui favorisent le plus le transfert d'espèces non indigènes, ainsi que leurs écorégions d'origine qui ont une grande similarité environnementale avec la mer d'Alboran, afin de minimiser le transfert de ces espèces.

Mots clés : Écorégion, Espèce introduite, Modèle probabiliste, Modélisation écologique, Trafic maritime, Biofouling

Abstract

Biofouling of ship hulls is considered one of the most important vectors for the transfer of aquatic invasive species. These species have a significant impact on natural environments and ecological communities, in addition to the financial costs to various industries. In the first part, we develop a probabilistic model of NIS invasion for the port of Arzew, based on the length of stay of ships in the ports of call, the latitude of these ports, the speed of the ship, the efficiency of the antifouling system and the antifouling strategy used in the port of origin. Overall, the study focused on two key parameters: a) the extent of biofouling on a given vessel, b) the probability that this fouling assemblage survives throughout the vessel's voyage to the port of Arzew. Different scenarios were simulated under several anti-fouling strategies widely used by commercial vessels and in accordance with the International Maritime Organization's guidelines for characterizing the change in invasion probability. The study revealed a high environmental similarity between the Mediterranean ports, the Lusitanian region and the port of Arzew. We show that over one year, 738 ship movements transited the port of Arzew, inflicting a very high risk of invasion from six coastal ecoregions (the Western Mediterranean ecoregion, the Northern and Central Red Sea, the South European Atlantic Shelf, the Ionian Sea ecoregion, the North Sea and the Aegean Sea), in particular.

In a second part, a sampling of the fouling was carried out in the fishing port of Algiers. The study identified 08 species of crustaceans, 02 species of sponges, 02 species of bryozoans and 03 species of ascidians including: 03 NIS and 01 cryptogenic species of crustaceans, 01 NIS of sponges, 02 NIS and 01 cryptogenic species of bryozoans, 02 NIS and one cryptogenic species of ascidians. Among these species, 07 species have a potential adverse impact on biodiversity and/or the economy and human health. Of the 15 species recorded, 06 species were reported for the first time in Algeria. These results can be used for invasive species management purposes, such as: the application of specific regulations to vessels of a certain tonnage that most favor the transfer of non-indigenous species, as well as their ecoregions of origin that have a high environmental similarity with the Alboran Sea, in order to minimize the transfer of these species.

Keywords: Ecoregion, Non-Indigenous Species, Probabilistic model, Ecological modeling, Shipping, Biofouling

ملخص

يعتبر الحشف البيولوجي لهيكل السفن أحد أهم عوامل نقل الأنواع المائية الغازية. هذه الأنواع لها تأثير كبير على البيئات الطبيعية والمجتمعات البيئية ، ناهيك عن التكاليف المالية التي تترتب على الصناعات المختلفة. في الجزء الأول ، قمنا بتطوير نموذج احتمالي لغزو الأنواع الغير الواطنة لميناء أرزيو ، بناءً على طول مدة بقاء السفن في موانئ الاتصال ، وخط عرض هذه الموانئ ، وسرعة السفينة ، وفعالية مانع الحشف، النظام والاستراتيجية المانعة للحشف المستخدمة في ميناء المنشأ. بشكل عام ، ركزت الدراسة على نقطتين رئيسيتين: (أ) مدى الحشف البيولوجي على سفينة معينة ، (ب) احتمالية بقاء الكائنات الملتصقة على هيكل السفينة حية خلال رحلة السفينة إلى ميناء أرزيو. تمت محاكاة سيناريوهات مختلفة في إطار العديد من استراتيجيات مكافحة الحشف المستخدمة على نطاق واسع من قبل السفن التجارية ووفقاً لإرشادات المنظمة البحرية الدولية لتوصيف التغيير في احتمالية غزو الكائنات الدخيلة. كشفت الدراسة عن تشابه بيئي كبير بين موانئ البحر الأبيض المتوسط ومنطقة لوسيتان وميناء أرزيو. نظهر أنه على مدار عام ، عبرت 738 سفينة عبر ميناء أرزيو ، مما تسبب في مخاطر عالية للغاية من الغزو من ست مناطق إيكولوجية ساحلية (المنطقة البيئية الغربية للبحر الأبيض المتوسط ، وشمال ووسط البحر الأحمر ، الجرف الأوروبي الجنوبي الأطلسي ، المنطقة البيئية للبحر الأيوني ، بحر الشمال وبحر إيجة) على وجه الخصوص.

في الجزء الثاني من الدراسة ، تم أخذ عينات من الحشف في ميناء الصيد بالجزائر العاصمة. حددت الدراسة ثمانية (08) أنواع من القشريات ، نوعين (02) من الإسفنج ، نوعين (02) من الطحالب و ثلاثة أنواع (03) من الزقديات بما في ذلك: 03 أنواع غير واطنة و نوع واحد (01) مجهول الأصل من القشريات ، نوع واحد (01) غير واطن من الإسفنج ، نوعين (02) غير واطنين و نوع واحد (01) مجهول الأصل من البريوزوان ، نوعين (02) غير واطنين و نوع واحد مجهول الأصل من الزقديين. من بين هذه الأنواع ، هناك سبعة أنواع (07) لها تأثير ضار محتمل على التنوع البيولوجي و / أو الاقتصاد وصحة الإنسان. من بين 15 نوعاً تم تسجيلها ، تم الإبلاغ عن ستة أنواع (06) لأول مرة في الجزائر. يمكن استخدام هذه النتائج لأغراض إدارة الأنواع الغازية ، مثل: تطبيق تنظيمات محددة على السفن ذات حمولة معينة والتي يحتمل انها تنقل الأنواع غير الأصلية ، فضلاً عن مناطق المنشأ البيئية التي لها تشابه بيئي كبير مع بحر البوران للحد من انتقال هذه الأنواع.

الكلمات المفتاحية : المناطق الإيكولوجية، الأنواع غير الأصلية ، النموذج الاحتمالي ، النمذجة البيئية ، الشحن البحري ، الحشف البيولوجي.