

Année universitaire : 2017-2018

Spécialité :

Ingénieur Agronome

Spécialisation (et option éventuelle) :

Sciences Halieutiques et Aquacoles

(Ressources et Ecosystèmes Aquatiques)

Mémoire de Fin d'Études

- d'Ingénieur de l'Institut Supérieur des Sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage
- de Master de l'Institut Supérieur des Sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage
- d'un autre établissement (étudiant arrivé en M2)

Considération des incertitudes autour des flux de rejets et leur consommation dans l'évaluation de l'impact de l'Obligation de Débarquement sur l'écosystème de la Manche Est

Sophie Leforestier



Soutenu à Rennes le 13 septembre 2018

Devant le jury composé de :

Président (enseignant référent) : Didier GASCUEL (AGROCAMPUS OUEST, Rennes)

Maîtres de stage : Marie SAVINA-ROLLAND (IFREMER, Lorient) & Raphaël GIRARDIN (IFREMER, Boulogne)

Autres membres du jury : Frida LASRAM (UMR LOG) & Hubert du PONTAVICE (AGROCAMPUS OUEST, Rennes)

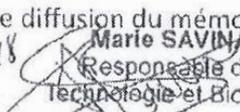
Les analyses et les conclusions de ce travail d'étudiant n'engagent que la responsabilité de son auteur et non celle d'AGROCAMPUS OUEST

Fiche de confidentialité et de diffusion du mémoire

Confidentialité

Non Oui si oui : 1 an 5 ans 10 ans

Pendant toute la durée de confidentialité, aucune diffusion du mémoire n'est possible ⁽¹⁾.

Date et signature du maître de stage ⁽²⁾ : 26/09/18  Marie SAVINA-ROLLAND
(ou de l'étudiant-entrepreneur) Responsable du Laboratoire
Technologie et Biologie Halieutique

A la fin de la période de confidentialité, sa diffusion est soumise aux règles ci-dessous (droits d'auteur et autorisation de diffusion par l'enseignant à renseigner).

Droits d'auteur

L'auteur ⁽³⁾ Leforestier Sophie autorise la diffusion de son travail (immédiatement ou à la fin de la période de confidentialité)

Oui Non

Si oui, il autorise

- la diffusion papier du mémoire uniquement ⁽⁴⁾
- la diffusion papier du mémoire et la diffusion électronique du résumé
- la diffusion papier et électronique du mémoire (joindre dans ce cas la fiche de conformité du mémoire numérique et le contrat de diffusion)

(Facultatif) accepte de placer son mémoire sous licence Creative commons CC-By-Nc-Nd (voir Guide du mémoire Chap 1.4 page 6)

Date et signature de l'auteur : 26/09/18 

Autorisation de diffusion par le responsable de spécialisation ou son représentant

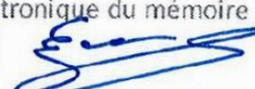
L'enseignant juge le mémoire de qualité suffisante pour être diffusé (immédiatement ou à la fin de la période de confidentialité)

Oui Non

Si non, seul le titre du mémoire apparaîtra dans les bases de données.

Si oui, il autorise

- la diffusion papier du mémoire uniquement ⁽⁴⁾
- la diffusion papier du mémoire et la diffusion électronique du résumé
- la diffusion papier et électronique du mémoire

Date et signature de l'enseignant : 26/09/2018 

Didier GASCUEL
Professeur Directeur du Pôle halieutique
AGROCAMPUS OUEST

(1) L'administration, les enseignants et les différents services de documentation d'AGROCAMPUS OUEST s'engagent à respecter cette confidentialité.

(2) Signature et cachet de l'organisme

(3) Auteur = étudiant qui réalise son mémoire de fin d'études

(4) La référence bibliographique (= Nom de l'auteur, titre du mémoire, année de soutenance, diplôme, spécialité et spécialisation/Option) sera signalée dans les bases de données documentaires sans le résumé

Remerciements

Je tiens particulièrement à remercier mes maîtres de stage, Marie Savina-Rolland et Raphaël Girardin, pour l'aide et le temps qu'ils m'ont consacré. Un grand merci à vous deux pour votre disponibilité, pédagogie, bonne humeur et inspiration qui m'ont permis de mettre un pied dans le monde de la modélisation et de mener à bien ce stage.

Je tiens également à remercier Jochen Depestele, chercheur à l'ILVO, pour son aide précieuse et les connaissances qu'il m'a fait acquérir sur la capacité des organismes à se nourrir de rejets.

Merci aussi à Timothée Julien, Anne-Sophie Cornou et Laurent Dubroca pour leur aide judicieuse concernant l'analyse des données ObsMer.

Enfin, je tiens à remercier l'ensemble de la station IFREMER de Lorient pour leur accueil chaleureux, leur bonne humeur, les pauses café et pots inoubliables ! Merci à vous, Marika, Babeth, Laurène, Matthieu, JB, Anna, Lucie, Julien, Morgane, Loïc, Yann, Ludovic, Erwan, Fabien, Dorothée, Sonia, Claude, Benoit, Alain, Philippe, Emilie, Pascal, Marie S., Marie M., PY, Lionel, Laurence, Jean-Jacques, Marianne, Jean-Phi... Je m'excuse d'avance pour les oubliés. Si cette expérience, riche professionnellement, l'a été tout autant d'un point de vue personnel, c'est grâce à vous !

Table des matières

Introduction	1
Matériel et Méthodes	4
I. <i>Présentation du modèle Atlantis Manche Est</i>	4
I.1. Modèle Atlantis Manche Est	4
I.2. Simulation de référence.....	5
II. <i>L'analyse de sensibilité</i>	5
II.1. Analyse de sensibilité sur la consommation des rejets par les nécrophages.....	5
II.1.1. Formulation du processus de consommation dans le modèle Atlantis (d'après Audzijonyte et al., 2016).....	5
II.1.2. Sensibilité du modèle à la paramétrisation du comportement nécrophage. 6	
II.1.2.1. Simulations exploratoires	6
II.1.2.2. Accessibilité des groupes fonctionnels aux rejets	6
II.1.2.3. Modifications du régime alimentaire des oiseaux marins	7
II.1.3. Sensibilité du modèle à la dynamique des compartiments détritiques	7
II.1.4. Sensibilité du modèle à la structure de la communauté de nécrophages	8
II.1.4.1. Identification des groupes fonctionnels de nécrophages	8
II.1.4.2. Simulations représentant des changements dans la communauté de nécrophages	8
II.2. Analyse de sensibilité sur les flux de rejets	9
II.2.1. Estimation des valeurs maximales de flux de rejets des espèces.....	10
II.2.2. Estimation du flux de rejets d'invertébrés non commerciaux	11
II.2.3. Sensibilité du modèle à la variation du flux de rejets	11
III. <i>Impacts de l'arrêt des rejets sur le réseau trophique</i>	12
III.1. Impacts de l'arrêt des rejets sur la simulation de référence.....	12
III.2. Impacts de l'arrêt des rejets sur différents cas de structure du réseau trophique	12
III.3. Impacts de l'arrêt des rejets sur un écosystème plus dépendant aux rejets	12
Résultats	13
I. <i>Situation de référence</i>	13
I.1. Performance du modèle.....	13
I.2. L'écosystème de la Manche Est d'après la simulation de référence.....	13
II. <i>L'analyse de sensibilité</i>	14
II.1. Analyse de sensibilité sur la consommation des rejets par les nécrophages.....	14
II.1.1. Sensibilité du modèle à la paramétrisation	14
II.1.1.1. Simulations exploratoires.....	14
II.1.1.2. Accessibilité des groupes fonctionnels aux rejets	16
II.1.1.3. Modifications du régime alimentaire des oiseaux marins	17
II.1.2. Sensibilité du modèle à la dynamique des compartiments détritiques	18
II.1.3. Sensibilité du modèle à la structure de la communauté de nécrophages ..	19

II.1.3.1. Identification des groupes fonctionnels de nécrophages	19
II.1.3.2. Simulations représentant des changements dans la communauté de nécrophages	19
II.2. Analyse de sensibilité sur les flux de rejets	20
II.2.1. Valeurs maximales de flux de rejets des espèces.....	20
II.2.2. Flux de rejets d'invertébrés non commerciaux.....	21
II.2.3. Sensibilité du modèle à la variation du flux de rejets	23
III. <i>Impacts de l'arrêt des rejets sur le réseau trophique de la Manche Est</i>	24
III.1. Impacts de l'arrêt des rejets sur la simulation de référence.....	24
III.2. Impacts de l'arrêt des rejets sur différents cas de structure du réseau trophique : changements dans la communauté de nécrophages	24
III.3. Impacts de l'arrêt des rejets sur un écosystème plus dépendant aux rejets	26
Discussion	27
I. <i>Modèle Atlantis Manche Est</i>	27
I.1. Réseau trophique de la Manche Est	27
I.2. Place des rejets dans le réseau trophique de la Manche Est.....	27
I.3. Impacts de l'arrêt des rejets sur la simulation de référence	28
II. <i>Analyse de sensibilité</i>	28
II.1. Analyse de sensibilité du modèle sur la consommation des rejets par les nécrophages.....	28
II.1.1 Sensibilité du modèle à la paramétrisation du comportement nécrophage	28
II.1.2. Sensibilité du modèle à la dynamique des compartiments détritiques	30
II.1.3. Sensibilité du modèle à la structure du réseau trophique.....	30
II.2. Analyse de sensibilité sur les flux de rejets	32
II.2.1. Estimation des valeurs maximales de flux de rejets des espèces.....	32
II.2.2. Invertébrés non commerciaux.....	33
II.2.3. Sensibilité du modèle à la variation du flux de rejets	34
Conclusion et perspectives	35
Bibliographie	36
Annexes	- 1 -

Liste des illustrations

Figure 1.	Structure spatiale du modèle Atlantis Manche Est.....	4
Figure 2.	Composition des débarquements (A) et des rejets (B) en Manche Est en termes de biomasse d'après la simulation de référence.....	13
Figure 3.	Répartition de la biomasse des groupes fonctionnels de nécrophages dans la simulation de référence, c'est-à-dire des groupes ayant des pPREY/DIS non nuls.....	13
Figure 4.	Variations relatives des biomasses des groupes fonctionnels des simulations « all pPREY/DIS=0 » (bleu foncé), « all pPREY/DIS=1 » (marron), « -50% pPREY/DIS » (bleu ciel) et « +50% pPREY/DIS » (rouge) par rapport aux biomasses issues de la simulation de référence.....	15
Figure 5.	Variations relatives des biomasses des groupes fonctionnels des simulations « rejets flottent » (rouge) et « rejets coulent » (bleu ciel) par rapport aux biomasses issues de la simulation de référence.....	16
Figure 6.	Variations relatives des biomasses des groupes fonctionnels des simulations « -40% pPREY SB » (bleu foncé) et « +40% pPREY/DIS SB » (rouge) par rapport aux biomasses issues de la simulation de référence.....	17
Figure 7.	Variations relatives des biomasses des groupes fonctionnels des simulations « charbon breakdown = 0,04 » (bleu foncé) et « charbon breakdown = 0,2 » (bleu ciel) par rapport aux biomasses issues de la simulation de référence.....	18
Figure 8.	Variations relatives des biomasses des groupes fonctionnels des simulations « all pPREY/DIS biblio=1 » (rouge), « CRA-DEP » (jaune), « SB-RAY- SHK- SHP-DEP » (bleu ciel) et « SB-SHP » (vert) par rapport aux biomasses issues de la simulation de référence.....	19
Figure 9.	Comparaison des taux de rejets moyens (FFCDR moy) obtenus via les quatre méthodes d'élévation aux taux de rejets tels qu'ils sont paramétrés dans la simulation de référence du modèle Atlantis Manche Est (représentés par des croix noires).....	20
Figure 10.	Volumes de rejets d'invertébrés non commerciaux obtenus via le nombre de marées (bleu) et le nombre de jours de mer (jaune).....	21
Figure 11.	Répartition de l'effort de pêche français par catégorie d'engin (A) réalisée à partir des données d'effort de pêche du CSTEP (ANNEXE XXIII) et contribution de chaque catégorie d'engin dans la pratique de rejets d'invertébrés non commerciaux à l'échelle française (B). Répartition réalisée à partir des quantités rejetées élevées par le nombre de jours de mer.....	22
Figure 12.	Composition des rejets par groupe fonctionnel en tenant compte des invertébrés non commerciaux. Biomasses rejetées issues de la moyenne sur les trente dernières années de la simulation « ajout inv. NC ».....	22
Figure 13.	Variations relatives des biomasses des groupes fonctionnels des simulations « ajout inv. NC » (bleu), « FFCDR max méthodes » (vert) et « FFCDR sup + inv. NC » (jaune) par rapport aux biomasses issues de la simulation de référence.....	23
Figure 14.	Variations relatives de biomasse des groupes fonctionnels dues à l'application du scénario « 0 rejet » sur la simulation de référence.....	24
Figure 15.	Variations relatives de biomasse des groupes fonctionnels dues à l'application du scénario « 0 rejet » sur la simulation de référence (rouge) et sur les simulations dans lesquelles la communauté de nécrophage a été modifiée : « all pPREY/DIS biblio = 1 » (marron), « CRA-DEP » (jaune), « SB-RAY- SHK- SHP-DEP » (bleu ciel) et « SB-SHP » (vert).....	25
Figure 16.	Variations relatives de biomasse des groupes fonctionnels dues à l'application du scénario « 0 rejet » sur la simulation de référence (rouge) et sur la simulation « FFCDR sup + inv. NC » (bleu).....	26
Tableau 1.	Répartition des groupes fonctionnels de nécrophages dans les trois catégories bathymétriques et valeurs des paramètres pPREY/DIS appliquées dans les deux scénarios (« rejets flottent » versus « rejets coulent »).....	7
Tableau 2.	Méthodes d'élévation des rejets utilisées dans cette étude et hypothèses correspondantes.....	10

Liste des annexes

Annexe I	Composition des groupes fonctionnels du modèle Atlantis Manche Est.....	-1-
Annexe II	Formulation du processus de consommation dans le modèle Atlantis (d'après Audzijonyte et al., 2016).	-3-
Annexe III	Matrice pPREY du modèle Atlantis Manche Est.....	-4-
Annexe IV	Signification des codes engins de pêche utilisés pour l'élévation des rejets.....	-7-
Annexe V	Élévation des rejets des espèces échantillonnées au cours des campagnes ObsMer 2011.....	-8-
Annexe VI	Débarquements et rejets (en tonnes) issus des quatre méthodes d'élévation après agrégation des espèces par groupe fonctionnel.....	-9-
Annexe VII	Liste des simulations utilisées dans le cadre de l'analyse de sensibilité, avec les détails de paramétrage correspondants.....	-10-
Annexe VIII	Etude de la performance du modèle.....	-11-
Annexe IX	Distribution de la biomasse du réseau trophique de la Manche Est par groupe fonctionnel, d'après la simulation de référence.....	-15-
Annexe X	Part des rejets dans le régime alimentaire des groupes fonctionnels de nécrophages dans la simulation de référence.....	-16-
Annexe XI	Composition du régime alimentaire des groupes fonctionnels et constitution de la mortalité par prédation de chaque proie.....	-17-
Annexe XII	Variation relative de la consommation (en mg N/m3/jour) des groupes de nécrophages entre les simulations exploratoires et la simulation de référence.....	-18-
Annexe XIII	Variation relative de la mortalité par prédation de la simulation « -40% pPREY SB » par rapport à la simulation de référence.....	-19-
Annexe XIV	Composition du régime alimentaire des oiseaux marins.....	-20-
Annexe XV	Liste des espèces (et groupes fonctionnels associés) considérées comme nécrophages au regard de la bibliographie.....	-21-
Annexe XVI	Part des rejets dans le régime alimentaire des groupes fonctionnels de nécrophages dans la simulation de référence et dans les simulations représentant des changements dans la communauté de nécrophages.	-25-
Annexe XVII	Compositions des rejets en biomasse obtenues via les quatre méthodes d'élévation à partir des données ObsMer sur l'année 2011.....	-26-
Annexe XVIII	Estimation des volumes de rejets après agrégation des espèces échantillonnées par groupe fonctionnel...	-27-
Annexe XIX	Sensibilité du modèle à la modification des taux de rejets.....	-28-
Annexe XX	Taux de rejets maximaux obtenus en confondant ceux issus des méthodes d'élévation utilisées dans cette étude et les FFCDR paramétrés dans la simulation de référence.....	-29-
Annexe XXI	Estimations des quantités d'invertébrés non commerciaux rejetées par les différentes méthodes d'élévation.....	-30-
Annexe XXII	Choix de la méthode d'élévation la plus précise pour l'estimation des rejets d'invertébrés non commerciaux.....	-31-
Annexe XXIII	Répartition de l'effort de pêche (en nombre d'heures pêchées) par pays et catégorie d'engins pour l'année 2011 et détermination de la biomasse totale de rejets d'invertébrés non commerciaux à l'échelle internationale.....	-32-
Annexe XXIV	Calcul de la mortalité par pêche à appliquer à chacun des groupes d'invertébrés non commerciaux dans la simulation « ajout inv. NC ».....	-33-
Annexe XXV	Impact de l'arrêt des rejets sur le régime alimentaire des groupes fonctionnels dans le cas où seuls cinq groupes consomment des rejets (simulation « SB-RAY- SHK-SHP-DEP »).....	-34-

Introduction

Au cours des opérations de pêche, une fraction de la capture, d'importance variable selon les pêcheries, est rejetée à la mer. Les causes de ces rejets sont multiples et concernent principalement les aspects réglementaires (taille inférieure à la taille minimale de capture, absence de quota, etc.) et économiques (faible valeur marchande et espace de stockage limité à bord). Bien que les rejets tendent à diminuer à l'échelle mondiale, ils sont estimés à 8 % du volume global annuel débarqué sur la période 1992-2001, soit près de 7,3 millions de tonnes (FAO, 2016).

En France, l'estimation des quantités rejetées par les pêcheries est réalisée par le biais de l'action ObsMer, mise en œuvre depuis 2003 par la Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture. Ce projet national a pour but d'observer l'activité de pêche en mer, d'échantillonner les captures à bord (débarquements et rejets) pour les évaluations de stocks et, enfin, de comprendre l'interaction entre ressources et exploitation. Environ 3% de l'activité totale de pêche française est observée par ce programme (Cornou et al., 2014).

En raison d'un taux de survie souvent faible des organismes remis à l'eau (Hill & Wassenberg, 1990), la pratique du rejet peut être perçue comme un gaspillage de ressources économiquement valorisables contraire au principe d'exploitation durable des populations halieutiques. Par ailleurs, en ne tenant compte que de la partie débarquée des captures, les quotas négligeaient l'impact sur les stocks liés aux rejets. Enfin, une bonne gestion des pêches repose sur l'acquisition de données de captures fiables difficilement accessibles au vu de la complexité à estimer précisément les rejets (Feekings et al., 2015). Pour toutes ces raisons, la réforme de la Politique Commune des Pêches de 2013 a instauré une Obligation de Débarquement (OD) visant à réduire les rejets graduellement de 2015 à 2019 pour aboutir à l'arrêt total des rejets des espèces commerciales sous quota (ou soumises à une taille minimale dans les eaux européennes). Dans l'optique d'une pêche durable, ce changement de gestion des pêches a pour but ultime de réduire les captures non désirées au minimum. Une pêche plus sélective passe à la fois par des dispositifs technologiques (engins plus sélectifs), mais aussi par des changements de stratégies de pêche comme la fermeture de zones à une période donnée afin de protéger les ressources aux stades de développement où elles sont vulnérables (sélectivité « spatio-temporelle »).

D'un point de vue écosystémique, les rejets constituent une source de nourriture pour certaines espèces de nécrophages, définis comme étant des organismes « capables de détecter les cadavres, se déplacer vers eux et, finalement, les consommer ». Une distinction est faite entre les organismes se nourrissant exclusivement de matière organique morte, appelés nécrophages « obligatoires », et ceux, à la fois prédateurs et nécrophages, dits nécrophages « facultatifs » (Britton & Morton, 1994). De précédentes études ont montré l'importance des rejets dans le fonctionnement des communautés d'oiseaux marins, probablement les premiers organismes à tirer profit des rejets des pêcheries grâce à leur grande mobilité. La consommation des rejets par les oiseaux marins s'élèverait à un quart des rejets totaux à l'échelle du Golfe de Gascogne (Depestele et al., 2016) et jusqu'à 57% des rejets occasionnés par les chalutiers langoustiniers en mer du Nord (Catchpole et al., 2006). Les organismes rejetés non prélevés par les oiseaux deviennent disponibles pour d'autres espèces de nécrophages se nourrissant en surface (cas des rejets qui flottent après leur remise à l'eau), et sur le fond pour certaines espèces de charognards benthopélagiques. Les activités nécrophages dans la colonne d'eau sont *a priori* limitées du fait de la vitesse de chute importante des organismes rejetés (Hill & Wassenberg, 1990 ; Wassenberg & Hill, 1990). La majorité des organismes rejetés atteint le fond, mais leur contribution dans le régime alimentaire des nécrophages benthiques est bien moins connue que pour les oiseaux. Un modèle bioénergétique a estimé que les rejets des

langoustiniers en mer du Nord pouvaient fournir localement 37% des besoins énergétiques des invertébrés benthiques nécrophages (Catchpole et al., 2006). A l'inverse, d'autres études ont mis en évidence une très faible contribution des rejets dans la dynamique de ces nécrophages (Groenewold & Fonds, 2000 ; Kaiser & Hiddink, 2007). Le devenir des rejets dans le réseau trophique ainsi que l'impact de l'OD sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes marins nécessitent d'être étudiés de manière plus approfondie.

Le projet européen DiscardLess vise à fournir les connaissances, les outils et les technologies pour accompagner la filière pêche dans l'élimination graduelle des rejets en mer. Un des axes de recherche du projet est consacré à l'évaluation de l'impact de l'OD sur neuf écosystèmes marins européens (Feeckings et al., 2015). Pour ce faire, plusieurs scénarios de réduction des rejets et leurs impacts sur les réseaux trophiques sont évalués par le biais de modèles écosystémiques (Ecopath with Ecosim (EwE) (Christensen & Walters, 2004), Osmose (Shin & Cury, 2001), StrathE2E (Heath, 2012), et Atlantis (Fulton et al., 2011)).

Parmi ces cas d'étude se trouve celui de la Manche Est, mer épicontinentale couvrant une surface de 35 000 km². La Manche Est est délimitée par le Royaume-Uni au nord, la France au sud, la péninsule du Cotentin à l'ouest et séparée de la Mer du Nord par le détroit de Douvres à l'est. Cet écosystème est caractérisé par une profondeur maximale de 100 mètres et une sédimentologie grossière au centre (graviers, cailloux) et fine à proximité des estuaires et des baies (sable, vase). La teneur en nutriments, la salinité et la température de cet écosystème sont largement influencées par ses nombreux affluents, notamment la Seine du côté français (Girardin et al., 2015). La Manche Est correspond à la subdivision VIIId du Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM) (FIGURE 1). La France représente la plus grande pêcherie opérant dans la zone avec 46% des débarquements sur la période 2006-2013, suivie par les Pays-Bas (23%) et le Royaume-Uni (15%). Les principaux engins de pêche utilisés sont le chalut pélagique (ciblant le hareng, maquereau et chinchard), le chalut à perche ciblant la sole et la plie ainsi que le chalut de fond pour capturer des espèces démersales sous quota ou non. Le chalutage démersal mixte est la forme de pêche conduisant aux rejets les plus importants du fait de sa nature mixte où plusieurs espèces sont ciblées simultanément (Feeckings et al., 2015). A l'heure actuelle, il existe trois modèles écosystémiques sur la zone (EwE, Osmose et Atlantis) dont deux impliqués dans le cadre du projet DiscardLess (Osmose et Atlantis).

La plate-forme de modélisation Atlantis, qualifiée de « end-to-end », permet de prendre en compte l'ensemble de l'écosystème, depuis l'hydrodynamisme jusqu'aux activités humaines. En considérant différentes échelles et les multiples interactions écosystémiques, cette approche de modélisation holistique intègre pleinement la complexité du fonctionnement des écosystèmes. Au cœur de cet outil se situe un modèle écosystémique mécaniste complexe qui permet de suivre les flux de nutriments (habituellement l'azote) à travers les niveaux trophiques grâce à un système d'équations différentielles établies sur un pas de temps journalier. Il est déterministe et spatialisé en trois dimensions sous la forme de polygones irréguliers et couches de profondeur concordant avec les caractéristiques spatiales du système marin étudié. Les processus clefs de l'écosystème sont représentés dans le modèle, à savoir la consommation, la production, les mouvements et migrations, la prédation, le recrutement, le phénomène d'habitat-dépendance et la mortalité. Les processus océanographiques (flux de nutriments, salinité, température, etc.) sont forcés. Les groupes fonctionnels peuvent être représentés sous forme de groupes de biomasse (essentiellement pour les invertébrés) ou bien structurés en classes d'âge (souvent pour les vertébrés). Plusieurs flottilles de pêche peuvent être représentées dans le modèle, avec leurs propres caractéristiques (Fulton et al., 2011). Atlantis est également constitué d'un sous-modèle d'exploitation simulant la dynamique des flottilles pouvant aller de simples équations à des formules tenant compte explicitement des aspects socio-économiques

des pêcheries. La structure du modèle est conçue pour permettre l'évaluation des stratégies de gestion par le biais de modules (Surveillance, Évaluation et Gestion) représentant chacune des étapes majeures d'un cycle adaptatif de gestion. Une trentaine de modèles Atlantis sont actuellement développés à travers le monde pour étudier les conséquences des pressions anthropiques sur la dynamique des écosystèmes. Cette étude porte sur le modèle Atlantis implanté sur le cas de la Manche Est pour simuler la dynamique et les processus clefs qui structurent l'écosystème de la Manche Est (Girardin et al., 2015).

Les premiers résultats de Discardless semblent indiquer un faible impact des scénarios de réduction des rejets sur l'écosystème (Feekings et al., 2015). Toutefois, pour exploiter de manière plus robuste la réponse du modèle Atlantis Manche Est à l'OD, la prise en compte de l'incertitude sur les paramètres d'entrée est fondamentale. La réalisation d'une analyse de sensibilité portant sur l'ensemble des paramètres n'est pas réalisable sur un modèle Atlantis du fait d'un très grand nombre de paramètres et de la durée requise pour chaque simulation (Ortega-Cisneros et al., 2017). Cependant, des analyses de sensibilité locales sont envisageables (Morzaria-Luna et al., in press).

Cette étude se concentre sur l'impact des incertitudes autour des quantités de rejets et leur consommation sur la réponse de l'écosystème à l'OD. Dans un premier temps, cette étude porte sur la sensibilité du modèle à la consommation des rejets par les groupes fonctionnels de nécrophages, aujourd'hui mal connue. La majeure partie de l'information sur la consommation des rejets par les espèces marines provient d'analyses expérimentales (contenus stomacaux, isotopes stables, ADN, etc.) dans lesquelles il est très difficile de dissocier les rejets des espèces prédatées (i.e. vivantes). De ce fait, l'impact de ces informations imprécises sur les sorties du modèle se doit d'être étudié. L'analyse de sensibilité concerne ensuite le flux entrant de rejets, paramétré à partir des données collectées dans le cadre de l'action ObsMer. L'estimation des taux de rejets des pêcheries est difficile en raison de la grande variabilité des quantités rejetées d'une sortie de pêche à l'autre (Rochet & Trenkel, 2005). Toutefois, au vu du taux de mortalité important de la plupart des espèces remises à l'eau, leur prise équivaut à une mortalité par pêche qu'il est important de tenir compte dans cet exercice de modélisation (Rochet et al., 2001). Le manque de précision concernant les flux réellement rejetés implique l'introduction de paramètres incertains dans le modèle pouvant être à l'origine de variations importantes sur les variables de sortie. Une fois la sensibilité du modèle examinée, l'impact de l'OD est étudié dans des cas où la structure du réseau trophique a été modifiée et dans un cas où l'écosystème est plus dépendant des rejets.

Matériel et Méthodes

I. Présentation du modèle Atlantis Manche Est

I.1. Modèle Atlantis Manche Est

Un modèle Atlantis a été implémenté sur l'écosystème de la Manche Est pour simuler la dynamique et les processus dominants de cet écosystème, en se concentrant sur deux espèces de poissons plats : la sole (*Solea solea*) et la plie (*Pleuronectes platessa*) (Girardin et al., 2015).

Le modèle est constitué de 35 polygones qui ont été définis de manière à suivre les caractéristiques sédimentaires, le type d'habitat benthique, la distribution des espèces démersales, la bathymétrie ainsi que les principales zones de nurserie des poissons plats. Le modèle recouvre l'ensemble de la subdivision VII d (FIGURE 1). Les deux polygones aux extrémités (numéros 0 et 34) représentent la Manche Ouest et le sud de la Mer du Nord dans lesquelles les conditions (flux d'eau, salinité et température) sont forcées par des séries temporelles provenant d'un modèle hydrodynamique (MARS3D, Lazure & Dumas, 2008) sur la simulation de l'année 2006. Le modèle est composé de trois couches de profondeur de colonne d'eau (0-15m, 15-30m et plus de 30m) et d'une couche de sédiments.

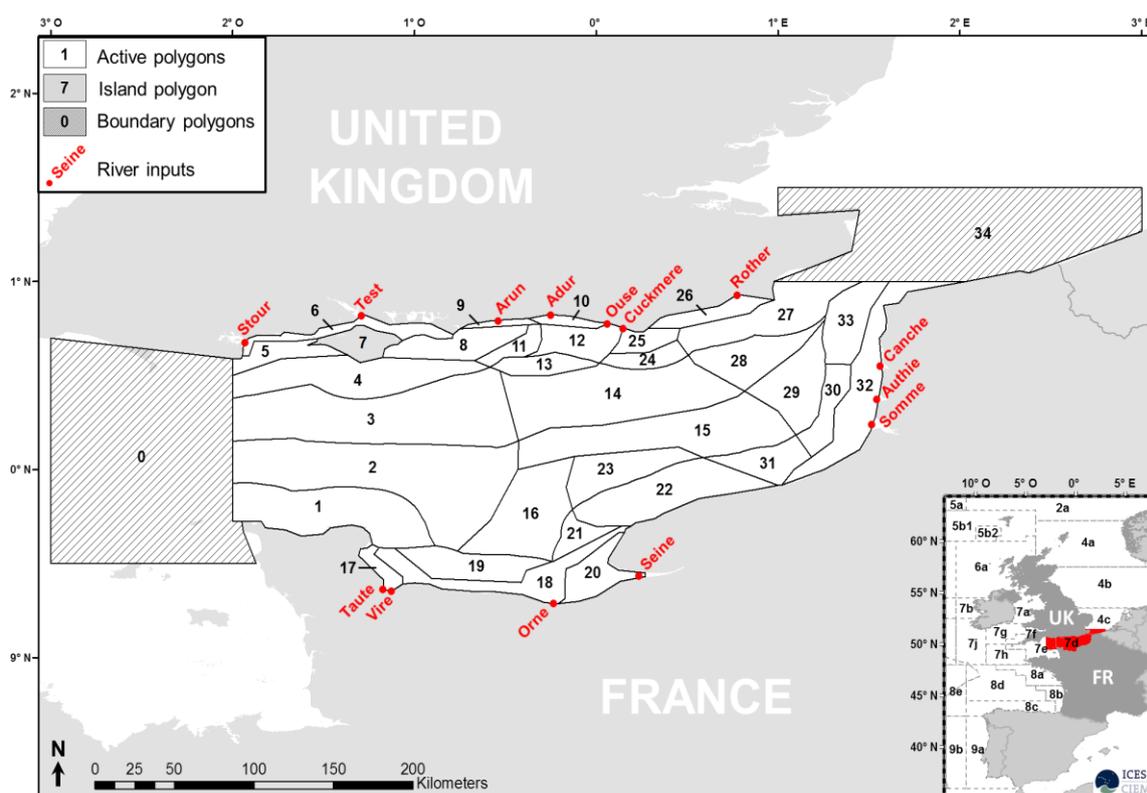


Figure 1. Structure spatiale du modèle Atlantis Manche Est.

Quarante groupes fonctionnels (i.e. groupements d'espèces), présentés dans l'annexe I, ont été définis selon les habitats, relations proies et prédateurs, caractéristiques de croissance et schémas de migration des espèces de la zone. Les vertébrés sont regroupés en 21 groupes structurés en dix classes d'âge, chacune représentant 1/10 de la durée de vie totale du groupe. Les espèces d'intérêt halieutique sont considérées individuellement. Seize groupes sont attribués aux invertébrés, représentés en une seule biomasse, exceptés les céphalopodes pour lesquels les juvéniles sont séparés des adultes. Enfin, les débris sont divisés en trois groupes (labiles, réfractaires et le dernier, « DIS », représentant les rejets des pêcheries).

1.2. Simulation de référence

Pour les besoins du projet DiscardLess, le modèle de Girardin et al. (2018) a été simplifié, avec une mortalité par pêche et un taux de rejets globaux par groupe, constants tout au long des simulations. Le taux de survie des organismes remis à l'eau est supposé nul. La composition du régime alimentaire des différents groupes fonctionnels a également été mise à jour en utilisant la base de données DAPSTOM du CEFAS (<https://www.cefasc.org/cefasc-data-hub/fish-stomach-records/>).

Préalablement au stage, ce modèle a été recalibré de la même manière que dans l'étude de Girardin et al. (2018), avec les mêmes données sur la même période (2002-2011) (Girardin & Savina, com. pers.). Dans cette version du modèle, l'hypothèse est faite qu'aucun changement majeur dans le fonctionnement de l'écosystème n'a été observé sur la période considérée (Auber et al., 2015).

Afin de juger de la qualité de la calibration, les sorties d'une simulation de 200 ans ont été comparées à la moyenne des données observées et/ou estimées sur cette période. Les biomasses estimées par le modèle (obtenues en moyennant les 30 dernières années de simulation) ont été comparées aux valeurs issues des évaluations de stock et des campagnes CGFS (Channel Ground Fish Survey) au cours de la période de calibration. Les captures (débarquements et rejets) ont été comparées aux données provenant des livres de bord et des campagnes ObsMer. Enfin, les longueurs moyennes (sur les trente dernières années) des classes d'âge des groupes de vertébrés ont été comparées aux longueurs initiales, considérées comme longueurs de référence car calculées à partir de courbes de von Bertalanffy pour chaque groupe.

Une fois la calibration validée, les valeurs stabilisées du modèle obtenues au bout de 200 ans de simulation (biomasses, longueurs, ratios structure *versus* réserve et valeurs physico-chimiques par polygone et couche) ont été réinjectées comme valeurs initiales de la simulation de référence dans le but de diminuer le temps des simulations futures (100 ans).

II. L'analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité du modèle repose sur l'étude des variations de ses résultats, occasionnées par des modifications des paramètres en entrée, par rapport à la simulation de référence. La principale métrique de sortie sur laquelle se base l'analyse de sensibilité est la biomasse des groupes fonctionnels. En effet, la biomasse se révèle être un descripteur des communautés biologiques facilement interprétable et doté d'une bonne robustesse (Fulton et al., 2004). Dans certains cas, pour faciliter l'interprétation des résultats des simulations, d'autres métriques ont été étudiées (consommation, mortalité par prédation et composition du régime alimentaire). Toutes les simulations utilisées dans cette étude ont tourné sur une période de 100 ans en sauvegardant toutes les sorties chaque année. L'analyse de sensibilité est réalisée sur les valeurs moyennes des sorties sur les trente dernières années des simulations comparées aux valeurs moyennes issues de la simulation de référence sur la même période. Seules les variations relatives supérieures à 1% par rapport à la simulation de référence sont considérées.

II.1. Analyse de sensibilité sur la consommation des rejets par les nécrophages

II.1.1. Formulation du processus de consommation dans le modèle Atlantis

Dans les modèles Atlantis, l'équation traduisant le processus de consommation est fixe (Audzijonyte et al., 2016) (ANNEXE II). La biomasse de proies disponible pour un consommateur dépend, entre autres, de paramètres pPREY définissant la disponibilité maximale de la proie à un consommateur. Ces paramètres, spécifiques à chaque couple proie-prédateur, sont indépendants les uns des autres et s'étendent de 0 (pas de relation trophique entre deux groupes) à 1 lorsque la totalité de la biomasse de la proie est disponible pour le consommateur.

II.1.2. Sensibilité du modèle à la paramétrisation du comportement nécrophage

Une portion de la matrice pPREY connecte chacun des groupes fonctionnels de consommateur au groupe « DIS », représentant les rejets. Dans la matrice pPREY utilisée dans la simulation de référence (ANNEXE III), ces valeurs, nommées « pPREY/DIS » dans le reste du document, ont été définies en s'appuyant sur les modèles EwE de Manche Est et de Mer du Nord (Mackinson & Daskalov, 2007 ; Carpentier et al., 2009) ainsi que sur la base d'avis experts. L'analyse de sensibilité de la consommation des rejets se concentre sur ces valeurs pPREY/DIS, reliant le groupe « DIS » aux groupes fonctionnels susceptibles de consommer des rejets, les autres groupes ayant des paramètres pPREY/DIS nuls. Chez les vertébrés et céphalopodes, il faut noter que la matrice pPREY tient compte de l'évolution du régime alimentaire du groupe selon son stade ontogénique (juvénile/adulte). Le terme « nécrophages », définissant des organismes qui se nourrissent de cadavres, désignera particulièrement les consommateurs de rejets dans la suite de cette étude.

II.1.2.1. SIMULATIONS EXPLORATOIRES

Des simulations exploratoires ont été lancées pour étudier la réponse du modèle à des modifications, simultanées et identiques, de l'ensemble des paramètres pPREY/DIS.

Deux scénarios extrêmes, dans lesquels les paramètres pPREY/DIS ont tous été fixés à 0 puis à 1 (rejets non accessibles aux prédateurs *versus* la totalité de la biomasse rejetée est accessible aux groupes de nécrophages), ont été testés. Il s'agit des simulations nommées « *all pPREY/DIS = 0* » et « *all pPREY/DIS = 1* » respectivement. Des simulations dans lesquelles des variations de plus ou moins 50% ont été appliquées autour des pPREY/DIS de la simulation de référence, ont également été réalisées. Ces deux simulations sont appelées « *-50% pPREY/DIS* » et « *+50% pPREY/DIS* » dans la suite de l'étude.

II.1.2.2. ACCESSIBILITE DES GROUPES FONCTIONNELS AUX REJETS

Dans le modèle Atlantis Manche Est, tous les organismes rejetés sont regroupés dans un seul et même groupe, « DIS ». Or, il existe une très grande variabilité d'organismes rejetés, qui n'ont pas tous la même flottabilité une fois remis à l'eau et qui ne sont donc pas accessibles à toutes les espèces consommatrices de rejets.

L'étude de Garthe & Hüppop (1998) classe les rejets en plusieurs catégories selon leur flottabilité : les rejets qui flottent et ceux qui coulent plus ou moins rapidement. La majorité des espèces de céphalopodes et de poissons ronds tendent à flotter une fois remis à l'eau, notamment grâce à la présence de mécanismes de flottabilité pour certaines d'entre elles (endosquelettes remplis de gaz, vessie natatoire ou fortes concentrations de chlorure d'ammonium chez certaines espèces de calmars) (Lipinski & Turoboyski, 1983). A l'inverse, les poissons plats auraient tendance à couler, de même pour les invertébrés benthiques, spécialement chez certaines espèces possédant une coquille lourde comme les bivalves.

Partant de l'idée que la flottabilité des rejets conditionne leur accessibilité aux différents nécrophages en fonction de leur répartition bathymétrique, les rejets flottants seront plus facilement accessibles aux espèces se nourrissant en surface que les rejets qui coulent. Deux simulations (« *rejets flottent* » *versus* « *rejets coulent* ») ont donc été analysées en paramétrant les pPREY/DIS de manière à tenir compte de ces différences d'accessibilité.

Les groupes fonctionnels nécrophages ont été classés dans trois catégories bathymétriques (TABLEAU 1) : les groupes qui se nourrissent **en surface** (sont concernés les animaux marins pélagiques et aviaires), ceux qui se nourrissent **sur le fond** (il s'agit des espèces démersales et benthiques). Une troisième catégorie est composée de groupes fonctionnels dont les espèces se nourrissent **de la surface au fond** (principalement des benthopélagiques).

Tableau 1. Répartition des groupes fonctionnels de nécrophages dans les trois catégories bathymétriques et paramètres pPREY/DIS appliqués dans les deux scénarios (« rejets flottent » versus « rejets coulent »).

		pPREY/DIS	
		Rejets flottent	Rejets coulent
Groupes se nourrissant en surface	SB, CET, SXX	1	0,1
Groupes se nourrissant de la surface au fond	SHK, GAD, BSS	0,1	0,1
Groupes se nourrissant sur le fond	SOL, PLE, DAB, OFF, LBT, SMD, SHP, ECH, DEP, WHE, CRA, LBE	0,1	1

Les rejets qui flottent seront majoritairement accessibles aux organismes se nourrissant en surface étant donné que ces rejets restent à la surface pendant une longue période avant de sombrer (Hill & Wassenberg, 1992). Les espèces se nourrissant sur le fond auront accès à la portion de ces rejets qui n'a pas été consommée, ni en surface, ni dans la colonne d'eau. D'après la littérature, la consommation des rejets dans la colonne d'eau est très faible, la majorité des rejets qui coulent atteint le fond, probablement dû à la grande vitesse de chute des organismes morts (Hill & Wassenberg, 2000). Dans la simulation « rejets flottent », le pPREY/DIS des groupes se nourrissant en surface est fixé à 1, les autres à 0,1.

Dans la simulation dans laquelle les rejets coulent, ces derniers seront, en grande partie, accessibles aux organismes démersaux et benthiques (pPREY/DIS = 1). Les pPREY/DIS des autres catégories bathymétriques sont fixés à 0,1 (TABLEAU 1).

II.1.2.3. MODIFICATIONS DU REGIME ALIMENTAIRE DES OISEAUX MARINS

De précédentes études ont montré que la disponibilité des rejets avait une influence sur l'activité, l'écologie alimentaire et la reproduction des oiseaux marins (Hamer et al., 1991) et que leur réduction pouvait altérer le fonctionnement de certaines communautés d'oiseaux (Votier et al., 2004). Par ailleurs, d'après les premiers résultats de DiscardLess, les effets les plus négatifs de l'arrêt des rejets ont été observés dans l'écosystème de la Mer du Nord sur les oiseaux marins (associés aux mammifères marins) (Heath et al., 2014).

L'objectif des deux prochaines simulations est d'étudier l'impact sur l'écosystème de l'augmentation de la dépendance des oiseaux marins aux rejets. L'idée étant d'augmenter la proportion de rejets dans leur régime alimentaire tout en conservant leur spectre de proies intacte. Dans un premier temps, la valeur pPREY/DIS du groupe « SB » a été fixée à 1 tandis que tous ses autres paramètres pPREY ont été réduits de -40% (simulation « -40% pPREY SB »).

Une autre simulation, nommée « +40% pPREY/DIS SB », a été conduite en conservant les valeurs des paramètres pPREY telles qu'elles sont dans la simulation de référence et en augmentant uniquement le pPREY/DIS de 40%. Le but d'une telle simulation est de voir si le modèle est sensible à la modification d'un unique paramètre pPREY/DIS.

II.1.3. Sensibilité du modèle à la dynamique des compartiments détritiques

Le modèle Atlantis est conçu de manière à ce que les rejets non consommés par les groupes fonctionnels se dégradent et deviennent des détritiques (DL et DR). Dans la simulation de référence, cette vitesse de dégradation est fixée à 0,5/jour, signifiant que la moitié de la biomasse de rejets dans l'écosystème de la Manche Est se transforme en détritiques chaque jour. 90% de cette biomasse deviennent des détritiques labiles, le reste (10%) alimente le compartiment des détritiques réfractaires. Les compartiments de détritiques (labiles et réfractaires) sont également alimentés par la matière organique morte issue du processus de mortalité, la nourriture non assimilée par les organismes (sous forme de fèces ou débris occasionnés lors de l'ingestion) ainsi que les apports fluviaux.

L'objectif de cette partie est de tester l'impact de la dynamique du compartiment détritique « DIS » sur le réseau trophique.

Deux simulations ont donc été lancées en réduisant le paramètre de dégradation à 0,2/jour dans un premier temps (simulation « *carrion breakdown = 0,2* ») puis à 0,04/jour (simulation « *carrion breakdown = 0,04* »), comme paramétré dans le modèle StrathE2E (Morris et al., 2014).

II.1.4. Sensibilité du modèle à la structure de la communauté de nécrophages

L'analyse de sensibilité du modèle à la consommation des rejets a été conduite de manière à étudier la réponse du modèle face à des changements dans la communauté de nécrophages. Les modifications de l'architecture du réseau trophique sont ensuite considérées (partie III.2.) pour étudier l'impact de l'OD sur l'écosystème relativement à sa structure.

II.1.4.1. IDENTIFICATION DES GROUPES FONCTIONNELS DE NECROPHAGES

La contribution des rejets dans le régime alimentaire des organismes marins est mal connue, excepté le cas des oiseaux marins qui ont fait l'objet de nombreuses études (Catchpole et al., 2006 ; Depestele et al., 2016 ; Garthe & Hüppop, 1998 ; Arcos & Oro, 2002 ; Camphuysen & Garthe, 2002 ; Furness et al., 2007 ; Bicknell et al., 2013 ; Votier et al., 2004). Une analyse bibliographique a été menée pour identifier les groupes fonctionnels pouvant être considérés comme consommateurs potentiels de rejets au regard de la littérature.

L'inventaire des espèces nécrophages a été fait à partir de plusieurs types de données :

- des données d'**observations directes** répertoriant les espèces qui ont été vues en train de se nourrir de rejets des pêcheries lors des opérations de pêche (OP) ;
- des données provenant d'**études expérimentales**. Ces dernières sont composées d'études portant sur des observations (vidéos ou directes) de la réponse des organismes face à des appâts (morts) ainsi qu'à des études sur les contenus stomacaux ;
- des données de **pêcheries commerciales utilisant des appâts** (palangre et casiers) sur les subdivisions IV et VIIadfg du CIEM (FIGURE 1). Cela repose sur l'hypothèse que les espèces attirées par les appâts le seront aussi par les rejets. Les espèces considérées comme nécrophages sur la base des données de pêcheries sont celles dont les débarquements annuels ont excédé une tonne sur la période 2003-2006 (données tirées du site du CSTEP <https://datacollection.jrc.ec.europa.eu/>).

L'identification des espèces nécrophages sur la base d'études expérimentales et de données de pêche est tirée d'un travail réalisé par Depestele et al. (submitted) portant sur l'impact des rejets sur les nécrophages.

II.1.4.2. SIMULATIONS REPRESENTANT DES CHANGEMENTS DANS LA COMMUNAUTE DE NECROPHAGES

La simulation « *all pPREY/DIS biblio = 1* » a été paramétrée de manière à ce que tous les groupes considérés comme consommateurs de rejets d'après l'inventaire mentionné aient une disponibilité maximale aux rejets ($pPREY/DIS = 1$), les autres groupes ne pouvant pas consommer de rejets ($pPREY/DIS$ nuls).

La réponse du système a également été étudiée dans un cas contraire dans lequel seuls quelques groupes de nécrophages ont accès à la totalité des rejets. La simulation « *SB – RAY – SHK – SHP – DEP* » met en avant une situation dans laquelle seuls cinq groupes fonctionnels ont accès aux rejets ($pPREY/DIS = 1$). Selon l'inventaire précédent, il s'agit des groupes ayant les plus grandes capacités à se nourrir de rejets. Deux autres simulations dans lesquelles seuls deux groupes sont considérés comme nécrophages ont été lancées (« *SB – SHP* » et « *CRA – DEP* »).

II.2. Analyse de sensibilité sur les flux de rejets

Le programme national ObsMer s'applique à recueillir des données en qualité et quantité suffisantes pour estimer les volumes de captures (débarquements et rejets) et leur composition afin d'améliorer l'évaluation des stocks. Le protocole d'observation en mer s'effectue selon un plan d'échantillonnage des métiers préalablement établi. Le choix du navire pratiquant le métier à échantillonner est aléatoire et repose sur le bon vouloir du pêcheur. L'observateur embarque ensuite pour une marée (une sortie en mer) dont il échantillonnera environ 1/3 des OP pratiquées en veillant à les répartir au hasard tout au long de la marée (Badts et al., 2018). Pour les OP non échantillonnées, seule une information minimale sur la partie retenue est requise. Concernant les OP échantillonnées, les deux parties de la capture, retenue et non retenue, sont à analyser. L'ensemble de la partie retenue doit être détaillée par espèce (poids, nombres et tailles), de même pour les rejets des poissons et invertébrés commerciaux. Pour les rejets des invertébrés non commerciaux, seule la biomasse globale (toutes espèces confondues) rejetée est enregistrée dans des fichiers annexes (format « FREE2 »).

Les données collectées lors de l'échantillonnage ObsMer sont ensuite extrapolées à l'ensemble des navires pratiquant le même métier, il s'agit de l'élévation. La première étape consiste à regrouper les OP échantillonnées par strate temporelle (trimestrielle) et spatiale (par zone) pour améliorer la précision de l'estimation. Les données de capture obtenues lors des échantillonnages par strate sont ensuite multipliées par le rapport population/échantillon pour obtenir les biomasses capturées au niveau de la population, i.e. ensemble des navires pratiquant le même métier. Enfin, l'algorithme SACROIS est utilisé pour contrôler la cohérence des quantités débarquées et rejetées par espèce en croisant différentes sources d'information (débarquements en criée, données déclaratives provenant des livres de bord et données de positionnement des navires par satellite) (Dubé et al., 2012).

Dans la simulation de référence, les taux de rejets (*FFCDR*) ont été définis à partir des données du programme ObsMer disponibles sur la période de calibration (limitées à 2009-2012) dans la zone VIIId. Le calcul des taux de rejets tels qu'ils sont paramétrés dans la simulation de référence a été fait en regroupant les volumes rejetés et retenus par groupe fonctionnel et par flottille puis l'élévation a été réalisée à partir des débarquements totaux de chacune des flottilles (Girardin et al., 2015).

Les données recueillies dans le cadre du programme ObsMer montrent que les proportions rejetées varient considérablement d'un métier à l'autre ainsi qu'entre les marées d'un même métier, rendant leurs estimations difficiles (Rochet & Trenkel, 2005). Malgré un protocole d'estimation des quantités rejetées très rigoureux, il réside toujours une incertitude autour des quantités rejetées dont l'impact sur le système doit être examiné. Dans cette étude, des valeurs plafonds de taux de rejets ont été déterminées pour les espèces échantillonnées pendant les campagnes ObsMer et leur impact sur le système a été testé. Par ailleurs, les taux de rejets calculés dans les synthèses ObsMer ne tiennent compte que de la partie détaillée (poissons et invertébrés commerciaux), et les quantités d'invertébrés non commerciaux rejetées n'avaient pas été prises en compte dans le modèle jusqu'à maintenant. Les volumes de rejets annuels d'invertébrés non commerciaux produits en Manche Est ont été estimés et l'impact de cette mortalité par pêche additionnelle sur le système a été examiné.

II.2.1. Estimation des valeurs maximales de flux de rejets des espèces

Pour ce faire, les données ObsMer au format COST ont été utilisées et analysées à l'aide des packages COSTcore, COSTdbe et COSTdba sur le logiciel R (European Commission, 2009). Seules les données de l'année 2011 ont été prises en compte car il s'agit de l'année la mieux échantillonnée sur la période de données valides (2009-2011).

58 espèces ont été rejetées plus d'une fois au cours des OP observées dans le cadre du programme ObsMer en 2011 en Manche Est. La fonction totVolume (R package COSTdbe, Merzereaud, 2006) a été utilisée pour estimer les quantités de rejets de chacune des espèces par engin, accompagnées de leur intervalle de confiance (IC) à 95%. Plusieurs méthodes d'élévation ont été utilisées, synthétisées dans le tableau 2. Nous avons opté pour une stratification annuelle et par engin de pêche (ANNEXE IV) pour maximiser le nombre d'OP échantillonnées par strate.

Tableau 2. Méthodes d'élévation des rejets utilisées dans cette étude et hypothèses correspondantes.

Variable d'élévation	Hypothèse sous-jacente	Référence
Nombre de marées	Echantillonnage aléatoire des marées.	Vigneau, 2006
Nombre de jours de mer	Au sein d'un même métier, les poids débarqués et rejetés par jour de mer sont semblables dans l'échantillon et dans la population.	Vigneau, 2009
Temps de pêche	« Plus on pêche longtemps, plus on capture et donc plus on rejette ».	Dubé et al., 2012
Débarquements	Les poids rejetés sont proportionnels aux poids débarqués. (Ne concerne que les espèces débarquées).	Dubé et al., 2012

Pour chacune des espèces, le volume de rejets global estimé sur la zone en 2011 a été obtenu en sommant les estimations de rejets des différentes strates (engins) (ANNEXE V). Les rejets ainsi obtenus et les débarquements (SIH, 2018) de ces espèces échantillonnées ont ensuite été agrégés par groupe fonctionnel, en sommant les volumes débarqués, rejetés ainsi que les IC associés (ANNEXE VI). Certaines espèces, non comprises dans les groupes fonctionnels du modèle, ont été rattachées au groupe fonctionnel le plus cohérent au vu de leur écologie.

Les volumes de rejets des groupes fonctionnels obtenus à partir des quatre méthodes précédemment présentées, accompagnées de leur IC, ont été comparés. Les méthodes donnant des volumes de rejets similaires ont été conservées pour la suite de l'analyse, les autres écartées.

Des taux de rejets « moyens » par groupe fonctionnel (i) ont d'abord été calculés ($FFCDR_{moy}$) en utilisant les volumes moyens estimés de rejets ($Vol_{rejets\ moy}$), pour chacune des méthodes d'élévation conservées (m) :

$$FFCDR_{moy\ m, i} = \frac{Vol_{rejets\ moy\ m, i}}{Débarquements\ i + Vol_{rejets\ moy\ m, i}}$$

Puis, les taux plafonds de rejets ($FFCDR_{sup}$) ont été calculés pour chaque groupe fonctionnel en utilisant les bornes supérieures de l'intervalle de confiance fournis par la fonction totVolume ($Vol_{rejets\ sup}$).

$$FFCDR_{sup\ m, i} = \frac{Vol_{rejets\ sup\ m, i}}{Débarquements\ i + Vol_{rejets\ sup\ m, i}}$$

Les taux de rejets estimés pour les pêcheries françaises sont utilisés tels quels dans le modèle, ce qui revient à faire l'hypothèse qu'ils sont applicables aux pêcheries des autres pays exploitant la zone.

II.2.2. Estimation du flux de rejets d'invertébrés non commerciaux

La deuxième façon d'étudier l'effet d'une source supplémentaire de rejets dans le système a été de prendre en considération les rejets de certaines espèces, non capturées dans la simulation de référence, qui le sont pourtant en réalité : les invertébrés non commerciaux. Dans le modèle Atlantis Manche Est, les invertébrés non commerciaux concernent les groupes fonctionnels ECH, DEP, SUS et ZOG. Les données portant sur les quantités d'invertébrés non commerciaux rejetées au cours des OP échantillonnées (au format FREE2) ont été greffées à l'objet COST 2011 pour être traitées.

L'élévation des rejets des invertébrés non commerciaux a été réalisée selon les mêmes méthodes qu'employées précédemment pour les autres espèces, i.e. suivant le nombre de jours de mer, le nombre de marées et *via* l'utilisation de la variable auxiliaire « temps de pêche ». S'agissant d'espèces non débarquées, l'élévation à partir des quantités débarquées n'a pu être réalisée. La stratification utilisée est la même que précédemment, par an (2011) et par engin de pêche (ANNEXE IV).

Pour choisir la méthode d'élévation qui semble être la plus appropriée, les IC des estimations ont été comparés. La méthode donnant des estimations plus précises (i.e. IC plus petits) a été conservée.

Une fois les volumes de rejets d'invertébrés non commerciaux estimés par engin pour les pêcheries françaises, il a fallu les extrapoler aux pêcheries des autres pays. Pour cela, les données d'effort de pêche (tirées du site CSTEP) ont été utilisées (<https://stecf.jrc.ec.europa.eu/dd/effort/graphs-quarter/>). Les volumes de rejets par engin ont été augmentés proportionnellement à la part des autres pays dans l'effort de pêche total. Pour permettre la cohérence des données d'effort de pêche avec la stratification établie pour l'élévation des rejets, les engins OTB et OTT ont été rassemblés dans la catégorie « chaluts de fond » et les engins PTM et OTM regroupés dans les « chaluts pélagiques ».

Le volume de rejets d'invertébrés non commerciaux international tous engins confondus pour l'année 2011 a finalement été obtenu en sommant les rejets élevés des différentes strates.

L'intégralité de ces invertébrés non commerciaux (*inv. NC*) étant rejetés, leur volume de rejets est égal au volume de capture ($C_{inv. NC TOT}$), et la mortalité par pêche journalière commune aux différents groupes d'invertébrés non commerciaux ($F_{inv. NC}$) se calcule ainsi:

$$F_{inv. NC} = \frac{C_{inv. NC TOT}}{B_{inv. NC TOT modèle}} \div 365$$

Avec $B_{inv. NC TOT modèle}$ la biomasse annuelle des groupes d'invertébrés non commerciaux du système obtenue en moyennant les 30 dernières années de la simulation de référence.

Le taux de mortalité par pêche a ensuite été réparti entre les différents groupes d'invertébrés non commerciaux (*i*) selon leur biomasse relative par rapport à la biomasse globale d'invertébrés non commerciaux ($B_{inv. NC i modèle} / B_{inv. NC TOT modèle}$).

$$F_{inv. NC i} = F_{inv. NC} \times \frac{B_{inv. NC i modèle}}{B_{inv. NC TOT modèle}}$$

II.2.3. Sensibilité du modèle à la variation du flux de rejets

Une première simulation a été lancée en remplaçant les taux de rejets des groupes fonctionnels par le maximum des taux plafonds de rejets des différentes méthodes d'élévation (simulation « *FFCDR max. méthodes* »). Comme le but est de tester l'augmentation des taux de rejets par rapport à la simulation de référence, lorsque le taux plafond maximal est inférieur au taux paramétré dans la simulation de référence, ce dernier reste inchangé.

Une seconde simulation a été configurée en appliquant la mortalité par pêche précédemment trouvée à chacun des groupes d'invertébrés non commerciaux et en fixant à 1 les taux de rejets de ces groupes (simulation « *ajout inv. NC* »). Les taux de rejets des autres groupes fonctionnels restant inchangés par rapport à la simulation de référence.

Enfin, une ultime simulation a été lancée en combinant les deux manières d'augmenter le flux de rejets, i.e. en ajoutant une mortalité par pêche aux groupes d'inv. NC et en augmentant les taux de rejets des autres groupes avec les *FFCDR sup* maximaux des méthodes d'élevation. Il s'agit de la simulation « *FFCDR sup + inv. NC* ».

La liste des simulations utilisées dans l'analyse de sensibilité (partie II) est donnée dans l'annexe VII, avec les détails de paramétrage.

III. Impacts de l'arrêt des rejets sur le réseau trophique

Le programme de recherche DiscardLess a permis l'étude de l'impact d'une série de scénarios de réduction des rejets sur des écosystèmes européens (Feekings et al., 2015). Afin de tester l'effet des rejets sur l'écosystème de la Manche Est, cette étude s'est intéressée au scénario « zéro rejet », plus stricte que l'OD car les rejets des espèces non soumises à quotas sont également supposés nuls. Ce scénario ne change pas la mortalité par pêche par rapport à la simulation de référence, seulement, toutes les espèces remontées à bord sont débarquées, supprimant ainsi l'apport de rejets comme source de nourriture dans le réseau trophique (taux de rejets nuls).

III.1. Impacts de l'arrêt des rejets sur la simulation de référence

Le scénario sans rejet a d'abord été testé sur la simulation de référence. Les variations de biomasse des groupes fonctionnels engendrées par la nouvelle paramétrisation des rejets ont été étudiées.

III.2. Impacts de l'arrêt des rejets sur différents cas de structure du réseau trophique

Le scénario « 0 rejet » a également été appliqué aux simulations dans lesquelles la communauté de nécrophages a été modifiée. Il s'agit des simulations représentant un cas dans lequel de nombreuses espèces nécrophages ont un accès total aux rejets (« *all pPREY/DIS biblio = I* ») et d'autres situations dans lesquelles seules quelques espèces de nécrophages ont accès à la totalité de la biomasse rejetée (simulations « *SB – RAY – SHK – SHP – DEP* », « *SB – SHP* » et « *CRA – DEP* »). L'amplitude du changement de biomasse des groupes fonctionnels du scénario « 0 rejet » par rapport aux différentes structures de communautés de nécrophages a été représentée graphiquement pour chaque cas de structure de l'écosystème, y compris celle de la simulation de référence.

III.3. Impacts de l'arrêt des rejets sur un écosystème plus dépendant aux rejets

Ici, l'objectif est d'étudier l'impact de l'arrêt des rejets sur un écosystème dans lequel les rejets représentent un composant plus important de l'écosystème en termes de biomasse par rapport à la simulation de référence. Les variations de biomasse des groupes fonctionnels dus au scénario « 0 rejet » sur la simulation « *FFCDR sup + inv. NC* » ont été représentées graphiquement et comparées à celles de la simulation de référence.

Résultats

I. Situation de référence

I.1. Performance du modèle

Le modèle reproduit raisonnablement les connaissances acquises sur la dynamique de l'écosystème Manche Est en termes de biomasse, capture et longueurs des groupes fonctionnels (ANNEXE VIII).

I.2. L'écosystème de la Manche Est d'après la simulation de référence

Dans la situation de référence, la biomasse totale de l'écosystème s'élève à plus de 10 millions de tonnes (tous groupes confondus). Les groupes les plus importants en termes de biomasse sont les zooplanctons (29%), phytoplanctons (12 %) suivis des déposivores (10 %) et des détritux. La communauté d'invertébrés est majoritairement composée de déposivores, représentant la plus forte biomasse, suivis par les bivalves, crabes, échinodermes, crevettes et coquillages. En termes de biomasse, les vertébrés présents en Manche Est sont nettement dominés par les clupéidés, suivis des gadidés, petits poissons démersaux, merlans et mulets (ANNEXE IX).

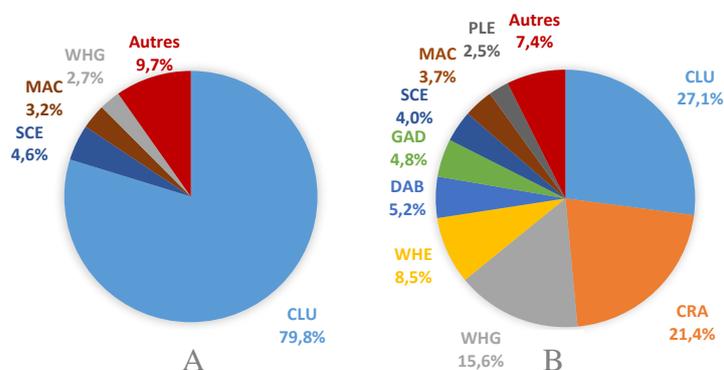


Figure 2. Composition des débarquements (A) et des rejets (B) en Manche Est en termes de biomasse d'après la simulation de référence. La catégorie « Autres » est constituée des groupes représentant moins de 3% de la biomasse totale débarquée/rejetée.

Au vu de leur forte biomasse dans l'écosystème et de leur mortalité par pêche élevée ($F=0,69/an$), les clupéidés sont les premières espèces débarquées en termes de tonnage, suivies des coquilles, maquereaux et merlans (FIGURE 2). La composition de la biomasse rejetée est constituée essentiellement de clupéidés, crabes, merlans et buccins. Au total, le flux de rejets annuel dans Atlantis s'élève à plus de 30 000 tonnes et représente donc 0,3% de la biomasse totale écosystémique (tous groupes confondus) d'après la simulation de référence.

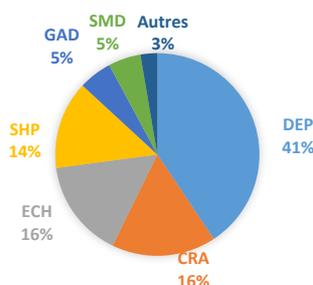


Figure 3. Répartition de la biomasse des groupes fonctionnels de nécrophages dans la simulation de référence, c'est-à-dire des groupes ayant des pPREY/DIS non nuls. Les « Autres » correspondent aux groupes représentant moins de 1% de la biomasse totale de nécrophages.

Les dépositives, crabes, échinodermes et crevettes sont les principaux groupes de nécrophages en termes de biomasse (FIGURE 3). Comparé à la biomasse de consommateurs potentiels de rejets (groupes ayant un paramètre pPREY/DIS non nul), le flux de rejets entrant dans le système est extrêmement faible. En effet, la biomasse totale rejetée dans la simulation de référence représente 1,2 % de la biomasse de nécrophages dans le modèle.

La part de rejets dans le régime alimentaire des groupes de nécrophages est très faible (ANNEXE X). Les requins, dépositives, crabes et oiseaux marins sont les groupes fonctionnels ayant les plus grandes proportions de rejets dans leur régime alimentaire, ces dernières restant inférieures à 0,3%. Malgré la portion la plus importante de rejets dans leur régime alimentaire, la dépendance des requins aux rejets peut être considérée comme faible du fait de leur régime alimentaire opportuniste, constitué de 22 proies.

Au regard de leur proportion élevée dans le régime alimentaire de nombreux groupes de prédateurs, les dépositives constituent une source de nourriture importante dans le système, de même pour les crabes (ANNEXE XI). La pression de prédation exercée sur les rejets provient essentiellement des dépositives et des crabes, qui sont aussi les deux groupes de nécrophages les plus importants en termes de biomasse dans le système (FIGURE 3).

II. L'analyse de sensibilité

II.1. Analyse de sensibilité sur la consommation des rejets par les nécrophages

II.1.1. Sensibilité du modèle à la paramétrisation

II.1.1.1. SIMULATIONS EXPLORATOIRES

Les variations de biomasse engendrées par les perturbations des paramètres pPREY/DIS n'excèdent pas 3%, à part bien sûr pour le compartiment des rejets qui se retrouve directement impacté (FIGURE 4). En effet, en diminuant les pPREY/DIS dans le cas des simulations bleues, la proportion de rejets disponible pour les nécrophages devient plus faible, les rejets sont donc moins consommés et leur biomasse augmente dans le système. Dans le cas inverse, l'augmentation des pPREY/DIS (simulations rouges) accroît leur consommation par les groupes de nécrophages, diminuant ainsi la biomasse de rejets dans le système par rapport à la simulation de référence.

Les buccins semblent être particulièrement sensibles aux variations des paramètres pPREY/DIS, surtout pour la simulation « *all pPREY/DIS = 0* » dans laquelle leur biomasse augmente de 2,43% par rapport à la simulation de référence, soit 200 tonnes supplémentaires en valeur absolue.

Bien qu'elles restent très faibles, il semblerait que les modifications des paramètres pPREY/DIS aient un impact plus important sur les groupes de bas niveaux trophiques.

Il faut noter que, dans le cas de la simulation dans laquelle tous les pPREY/DIS sont nuls (bleu foncé), l'accroissement de biomasse de rejets dans le modèle n'a pas d'impact positif sur les détritus (DR et DL). Or, une fois rejetée à l'eau, la matière organique morte se transforme en détritus à un taux de 0,5/jour selon la paramétrisation de la simulation de référence.

La diminution des paramètres de préférence alimentaire envers les rejets n'affecte pas (ou très peu) la consommation globale des groupes fonctionnels de nécrophages (ANNEXE XII).

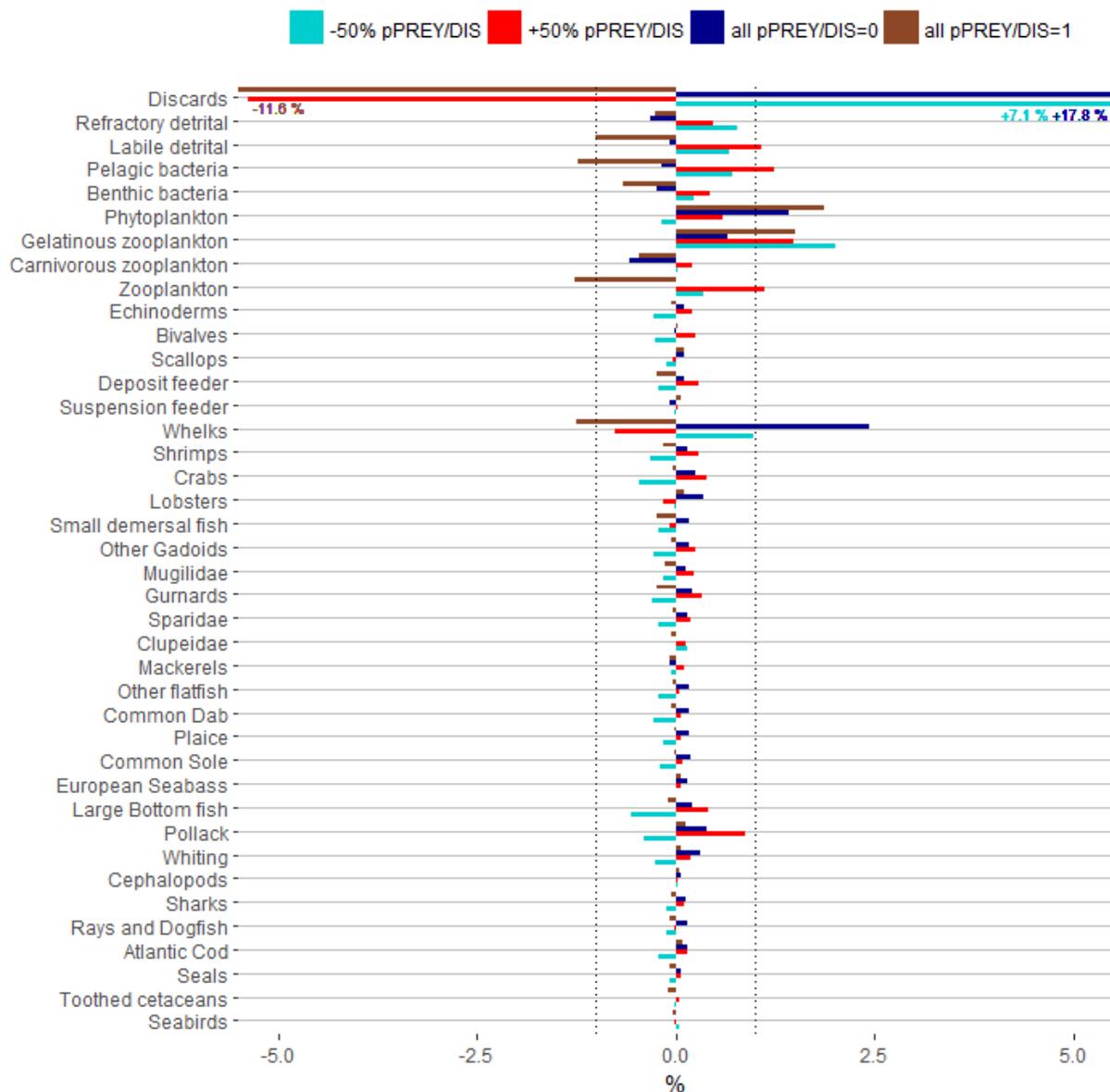


Figure 4. Variations relatives des biomasses des groupes fonctionnels des simulations « *all pPREY/DIS=0* » (bleu foncé), « *all pPREY/DIS=1* » (marron), « *-50% pPREY/DIS* » (bleu ciel) et « *+50% pPREY/DIS* » (rouge) par rapport aux biomasses issues de la simulation de référence. Les deux lignes verticales en pointillés représentent les seuils en deçà desquels les changements ne sont pas considérés (i.e. +/- 1% par rapport à la simulation de référence).

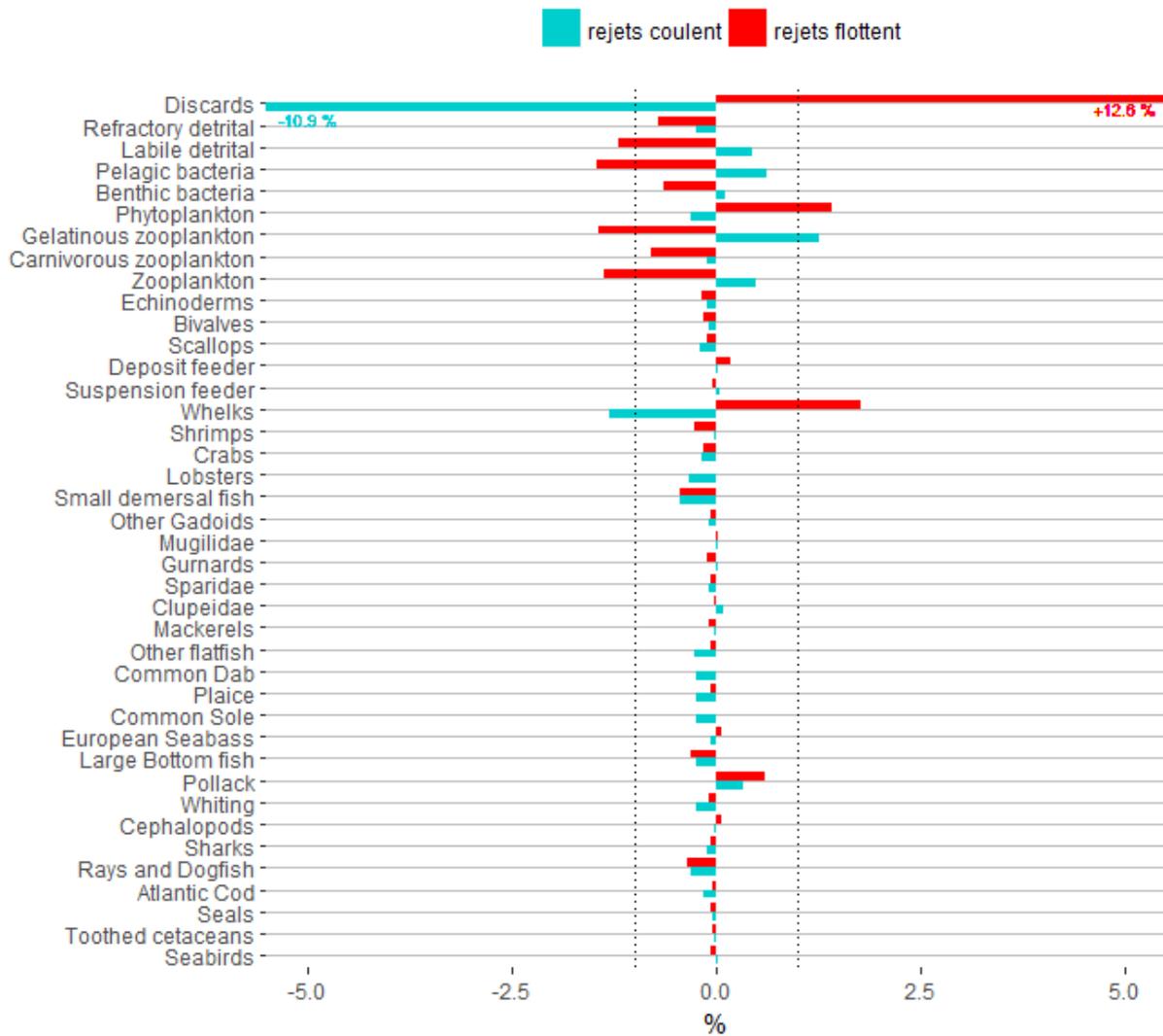


Figure 5. Variations relatives des biomasses des groupes fonctionnels des simulations « *rejets flottent* » (rouge) et « *rejets coulent* » (bleu ciel) par rapport aux biomasses issues de la simulation de référence. Les deux lignes verticales en pointillés représentent les seuils en deçà desquels les changements ne sont pas considérés (i.e. +/- 1% par rapport à la simulation de référence).

Quel que soit le cas de figure testé (*rejets flottent versus coulent*), les variations de biomasse observées sont faibles (inférieures à 2%), excepté pour le compartiment des rejets (FIGURE 5). La simulation qui reproduit une situation dans laquelle les rejets flottent (rouge) fait augmenter la biomasse de rejets dans le système, et inversement dans le cas où les rejets coulent (bleu).

Ici encore, l'augmentation de la biomasse de rejets dans le système (rouge) ne contribue pas de manière positive aux compartiments détritiques.

Les plus bas niveaux trophiques et bivalves semblent, une nouvelle fois, être les plus sensibles aux variations des paramètres pPREY/DIS.

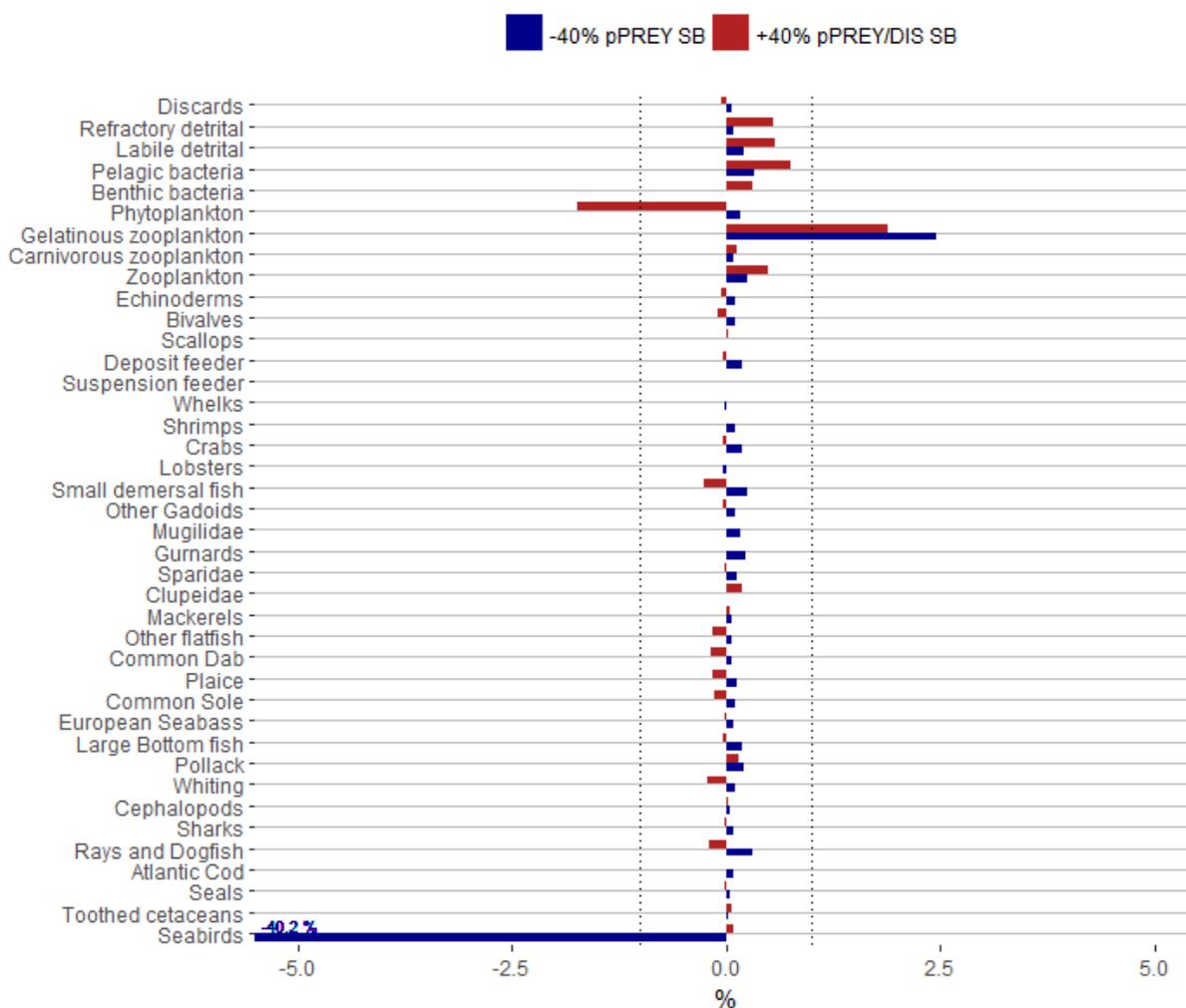


Figure 6. Variations relatives des biomasses des groupes fonctionnels des simulations « -40% pPREY SB » (bleu foncé) et « +40% pPREY/DIS SB » (rouge) par rapport aux biomasses issues de la simulation de référence. Les deux lignes verticales en pointillés représentent les seuils en deçà desquels les changements ne sont pas considérés (i.e. +/- 1% par rapport à la simulation de référence).

Dans le cas de la simulation bleue dans laquelle les paramètres pPREY ont été diminués, la consommation globale des oiseaux marins chute (-55% par rapport à la simulation de référence), entraînant ainsi une chute de leur biomasse dans le système (FIGURE 6). A l'exception des oiseaux marins qui se retrouvent sévèrement impactés par la diminution de biomasse de proies disponible, cette simulation n'a pas d'effet majeur sur l'écosystème (changements de biomasse inférieurs à 3% et pression de prédation exercée sur leurs proies quasiment inchangée (ANNEXE XIII)). L'accroissement de biomasse visible des zooplanctons gélatineux (+2,46%) ne correspond en valeur absolue qu'à une augmentation de 4 tonnes par rapport à la simulation de référence.

La perturbation du pPREY/DIS seul (en rouge) est à l'origine de variations de biomasse très minimes au sein de l'écosystème (moins de 2% d'écart par rapport à la simulation de référence). L'accentuation du comportement nécrophage des oiseaux marins n'est pas à l'origine d'une chute de biomasse de rejets dans l'écosystème, ni d'une augmentation de leur biomasse du fait d'une source de nourriture supplémentaire.

Malgré l'augmentation du paramètre de préférence alimentaire des oiseaux envers les rejets, la part de rejets dans le régime alimentaire de ces derniers n'excède pas 0,5% (ANNEXE XIV). La composition du régime alimentaire reste quasiment inchangée entre les différentes simulations, les clupéidés demeurent largement dominants et les rejets constituent une source de nourriture très minoritaire.

II.1.2. Sensibilité du modèle à la dynamique des compartiments détritiques

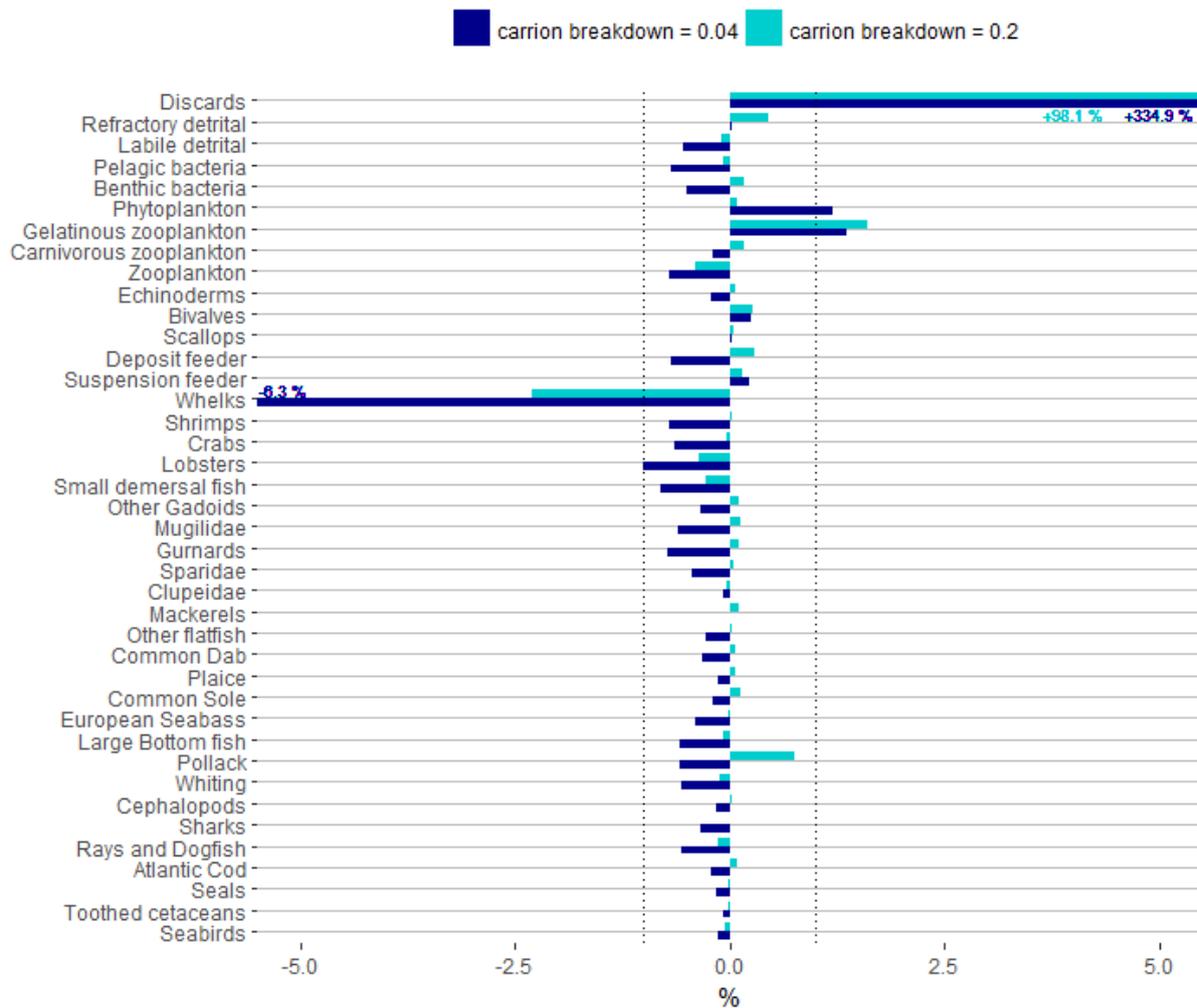


Figure 7. Variations relatives des biomasses des groupes fonctionnels des simulations « carrion breakdown = 0,04 » (bleu foncé) et « carrion breakdown = 0,2 » (bleu ciel) par rapport aux biomasses issues de la simulation de référence. Les deux lignes verticales en pointillés représentent les seuils en deçà desquels les changements ne sont pas considérés (i.e. +/- 1% par rapport à la simulation de référence).

La réduction du paramètre de dégradation des rejets en détritiques n'est à l'origine que de changements minimes au sein de l'écosystème (FIGURE 7). Le ralentissement de dégradation des rejets provoque une forte augmentation de leur compartiment dans le système, sans pour autant que cela profite aux nécrophages pour lesquels leur biomasse reste inchangée voire diminue, principalement chez les buccins. Pourtant, cette augmentation de biomasse de rejets dans le système constitue une source supplémentaire de nourriture pour les nécrophages.

II.1.3. Sensibilité du modèle à la structure de la communauté de nécrophages

II.1.3.1. IDENTIFICATION DES GROUPES FONCTIONNELS DE NECROPHAGES

L'annexe XV présente les résultats de l'analyse bibliographique réalisée dans le but d'identifier les groupes fonctionnels pouvant être de potentiels consommateurs de rejets du fait de leur comportement nécrophage. Exceptés les cas des clupéidés et mugilidés, tous les groupes de vertébrés sont considérés comme nécrophages. Concernant les invertébrés, les groupes SUS, SCE, BIV ainsi que les ZOO ne sont pas identifiés comme consommateurs de rejets. Cette analyse met en évidence un plus grand nombre de consommateurs potentiels de rejets que ceux paramétrés dans le modèle de référence.

II.1.3.2. SIMULATIONS REPRESENTANT DES CHANGEMENTS DANS LA COMMUNAUTE DE NECROPHAGES

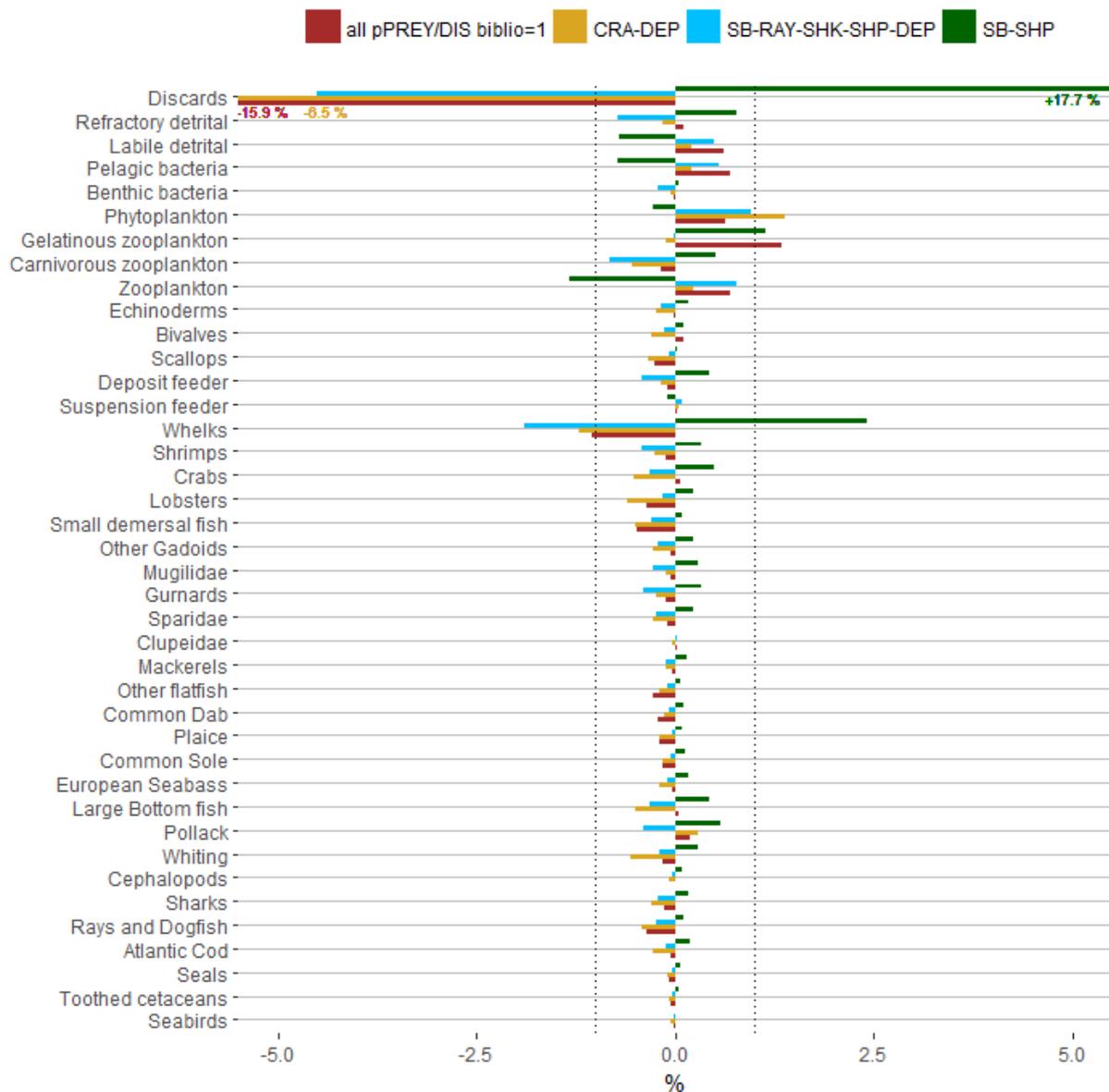


Figure 8. Variations relatives des biomasses des groupes fonctionnels des simulations « *all pPREY/DIS biblio=1* » (rouge), « *CRA-DEP* » (jaune), « *SB-RAY-SHK-SHP-DEP* » (bleu ciel) et « *SB-SHP* » (vert) par rapport aux biomasses issues de la simulation de référence. Les deux lignes verticales en pointillés représentent les seuils en deçà desquels les changements ne sont pas considérés (i.e. +/- 1% par rapport à la simulation de référence).

Les modifications structurelles du réseau trophique engendrées par des changements dans la communauté de nécrophages sont à l'origine de variations de biomasse qui n'excèdent pas 3% par rapport à la simulation de référence, à l'exception bien sûr des rejets (FIGURE 8). Les buccins s'avèrent être les plus sensibles aux changements de structure.

Dans le cas de la simulation où seuls les oiseaux et crevettes se retrouvent consommateurs de rejets (en vert), la quantité de rejets augmente dans le milieu contrairement aux autres simulations qui conduisent à la diminution du groupe des rejets par rapport à la simulation de référence. Pour la plupart des groupes fonctionnels, les changements de biomasse sont contraires à ceux provoqués par les deux autres simulations.

Comme le montre l'annexe XVI, la proportion de rejets dans le régime alimentaire des nécrophages des quatre simulations est plus élevée que dans la simulation de référence en raison des pPREY/DIS fixés au maximum. Par ailleurs, dans ces simulations dans lesquelles les pPREY/DIS des nécrophages valent 1, la proportion de rejets dans leur régime alimentaire est plus grande lorsque la communauté de nécrophages compte moins d'individus.

II.2. Analyse de sensibilité sur les flux de rejets

II.2.1. Valeurs maximales de flux de rejets des espèces

Les compositions des biomasses des groupes fonctionnels rejetés obtenues *via* les quatre méthodes d'élevation sont assez similaires (ANNEXE XVII). Les principales espèces rejetées sont les merlans, maquereaux, clupéidés et les espèces de poissons plats plie et limande. Ce sont globalement les mêmes espèces que l'on retrouve dans la répartition de la biomasse rejetée de la simulation de référence, avec toutefois une plus grande proportion de rejets de crabes et de buccins dans cette dernière (FIGURE 2).

Les estimations de biomasse rejetée faites à partir de la variable auxiliaire « temps de pêche » diffèrent de celles obtenues par les autres méthodes (ANNEXE XVIII). Ces estimations n'ont pas été prises en considération dans la suite de l'analyse.

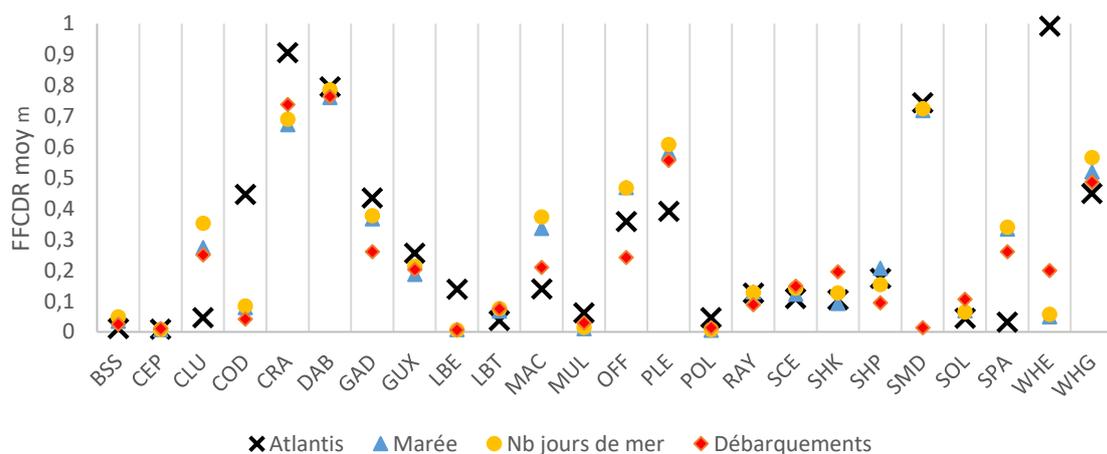


Figure 9. Comparaison des taux de rejets moyens (*FFCDR moy*) obtenus *via* les quatre méthodes d'élevation aux taux de rejets tels qu'ils sont paramétrés dans la simulation de référence du modèle Atlantis Manche Est (représentés par des croix noires).

Les taux de rejets moyens obtenus à partir des trois méthodes d'élévation sont assez similaires entre eux mais différents de ceux paramétrés dans la simulation de référence pour certains groupes fonctionnels (les taux de rejets des morues, crabes et buccins paraissent surestimés par le modèle contrairement aux clupéidés, sparidés et plie qui semblent sous-estimés) (FIGURE 9).

Le remplacement des taux de rejets d'Atlantis par les taux « moyens » issus des trois méthodes d'élévation n'est pas à l'origine de changements au sein de l'écosystème, à l'exception du compartiment des rejets qui augmente (ANNEXE XIX).

Les taux de rejets plafonds maximaux des groupes fonctionnels de toutes les méthodes confondues (paramétrisation de la simulation de référence et méthodes d'élévation utilisées dans cette étude) sont présentés dans l'annexe XX et seront employés par la suite pour paramétrer la simulation « *FFCDR max. méthodes* ». En ne modifiant que les taux de rejets sans toucher à la mortalité par pêche de chaque groupe, l'augmentation du flux de rejets induit une diminution des débarquements pour maintenir les captures fixes.

II.2.2. Flux de rejets d'invertébrés non commerciaux

Concernant les invertébrés non commerciaux, les estimations des quantités d'invertébrés non commerciaux rejetées faites à partir de la variable auxiliaire « temps de pêche » diffèrent de celles réalisées à partir des deux autres méthodes (ANNEXE XXI). De même que précédemment, l'élévation au temps de pêche a donc été écartée dans la suite de l'étude.

Comme le montre la figure 10, la production de rejets est la plus importante pour la drague (DRB) et les chaluts de fond (OTB). Ayant fait l'objet d'une seule OP échantillonnée, les estimations de volumes d'invertébrés non commerciaux faites pour les engins SDN et TBB sont très peu fiables (ANNEXE XXII).

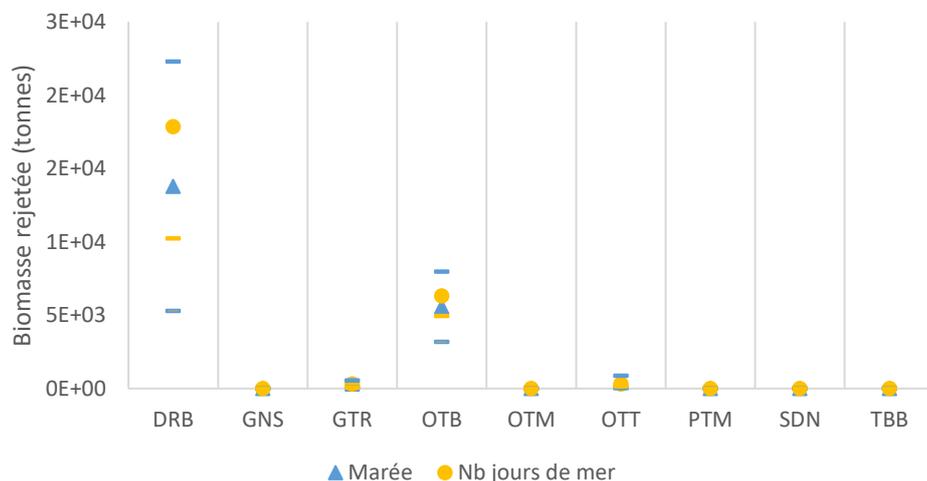


Figure 10. Volumes de rejets d'invertébrés non commerciaux obtenus *via* le nombre de marées (bleu) et le nombre de jours de mer (jaune). Les intervalles de confiance associés aux valeurs moyennes sont représentés par les petits traits horizontaux.

La détermination de la méthode la plus appropriée pour l'élévation des rejets a été réalisée en comparant les IC de manière à choisir la méthode avec la meilleure précision. D'après la variance calculée sur les amplitudes relatives des IC, la méthode d'élévation à partir du « nombre de jours de mer » donne des estimations plus précises (ANNEXE XXII).

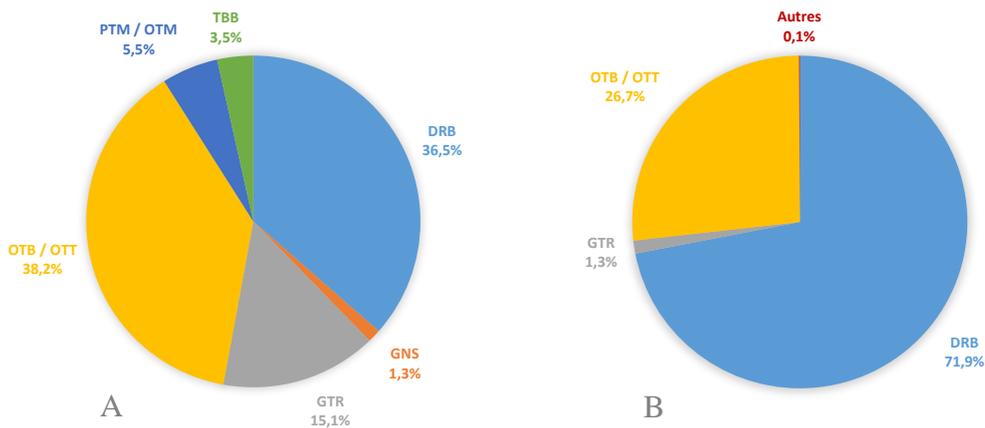


Figure 11. Répartition de l'effort de pêche français par catégorie d'engin (A) réalisée à partir des données d'effort de pêche du CSTEP (ANNEXE XXIII) et contribution de chaque catégorie d'engin dans la pratique de rejets d'invertébrés non commerciaux à l'échelle française (B). Répartition réalisée à partir des quantités rejetées élevées par le nombre de jours de mer. Les définitions des codes engins de pêche sont données dans l'annexe 4.

En termes d'effort de pêche, les principaux engins pratiqués en Manche Est par la France sont les chaluts de fond (OTB) et la drague (DRB) (ANNEXE XXIII). Il s'agit également des engins à l'origine des plus grandes quantités d'invertébrés non commerciaux rejetés (FIGURE 11). La France est à l'origine de 71% des rejets d'invertébrés non commerciaux en Manche Est.

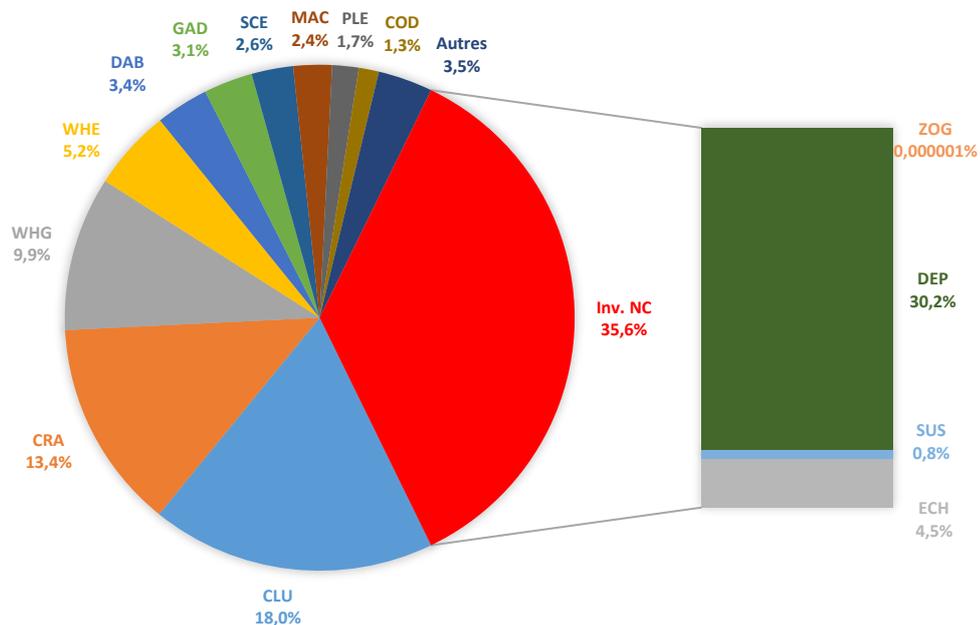


Figure 12. Composition des rejets par groupe fonctionnel en tenant compte des invertébrés non commerciaux. Biomasses rejetées issues de la moyenne sur les trente dernières années de la simulation « ajout inv. NC ».

Les rejets des invertébrés non commerciaux représentent plus d'un tiers de la biomasse totale rejetée, avec une forte proportion de déposivores (30,2%) (FIGURE 12, ANNEXE XXIV).

II.2.3. Sensibilité du modèle à la variation du flux de rejets

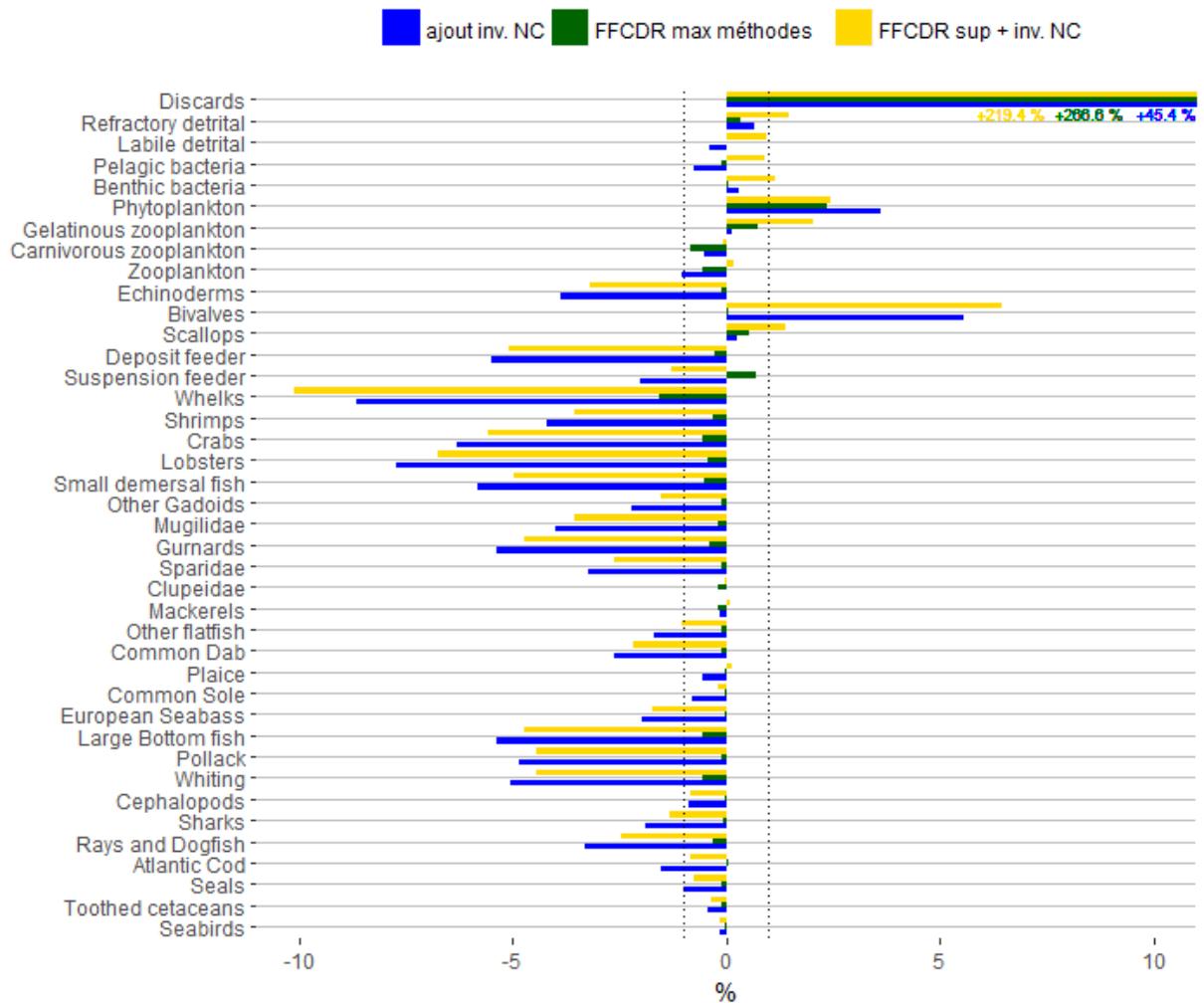


Figure 13. Variations relatives des biomasses des groupes fonctionnels des simulations « ajout inv. NC » (bleu), « FFCDR max méthodes » (vert) et « FFCDR sup + inv. NC » (jaune) par rapport aux biomasses issues de la simulation de référence. Les deux lignes verticales en pointillés représentent les seuils en deçà desquels les changements ne sont pas considérés (i.e. +/- 1% par rapport à la simulation de référence).

L'élévation des taux de rejets seule (en vert) est à l'origine de changements de biomasse très faibles par rapport à la simulation de référence (FIGURE 13). Avec l'ajout d'une mortalité sur les invertébrés non commerciaux (bleu et jaune), l'effet potentiellement positif d'une source de nourriture supplémentaire est complètement noyé par l'effet d'une mortalité additionnelle sur les déposivores (et autres groupes d'inv. NC) qui se répercute sur la biomasse de leurs prédateurs.

Les trois simulations, paramétrées de manière à augmenter le flux de rejets entrant dans le système, ont bel et bien un effet positif sur la quantité de rejets dans l'écosystème. La combinaison des deux sources d'augmentation de rejets (augmentation des taux de rejets et ajout d'une mortalité sur les inv. NC) a un effet additif sur la biomasse de rejets du système, ce n'est pas le cas pour les autres compartiments du réseau trophique pour lesquels l'effet sur les rejets semble antagoniste. En effet, pour de nombreux groupes fonctionnels, l'impact de la simulation « FFCDR sup + inv. NC » sur la simulation de référence est plus faible que la simulation dans laquelle seule la mortalité par pêche des invertébrés non commerciaux a été ajoutée.

III. Impacts de l'arrêt des rejets sur le réseau trophique de la Manche Est

III.1. Impacts de l'arrêt des rejets sur la simulation de référence

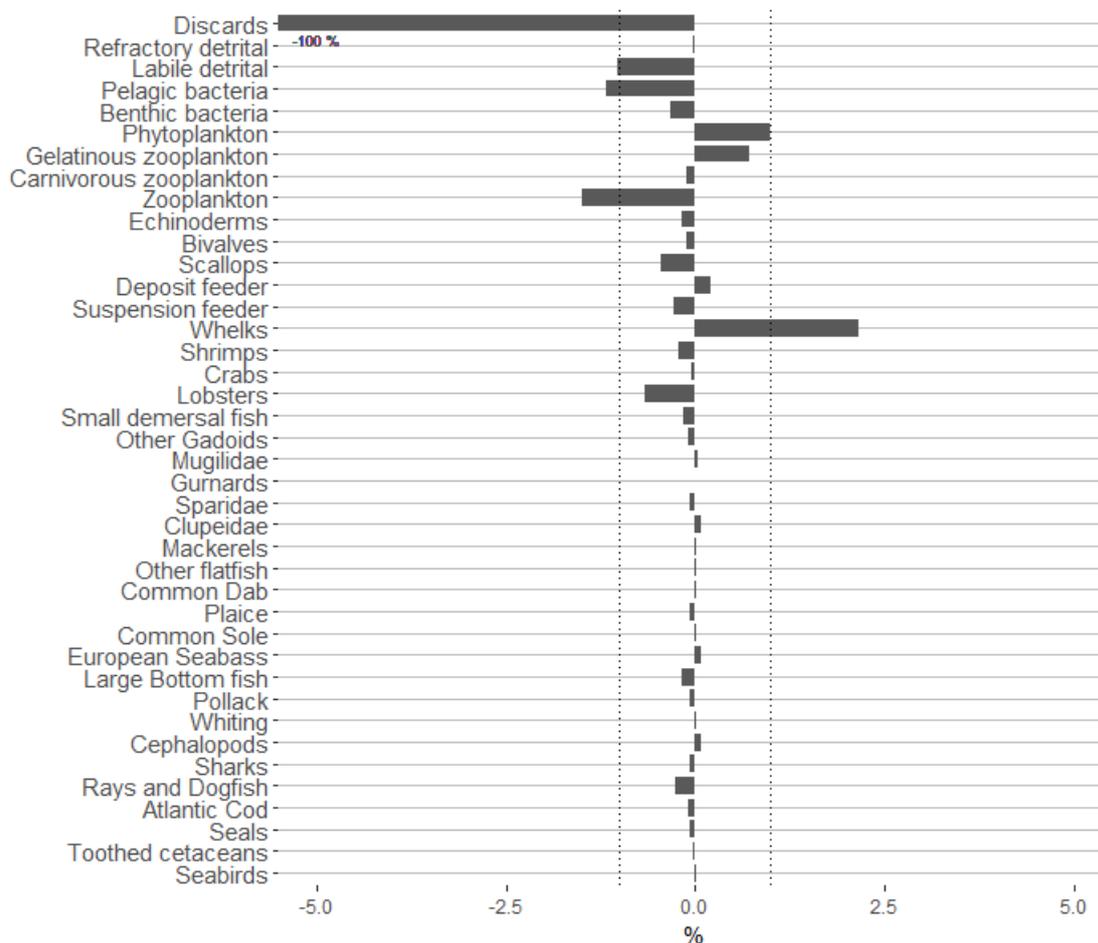


Figure 14. Variations relatives de biomasse des groupes fonctionnels dues à l'application du scénario « 0 rejet » sur la simulation de référence. Les deux lignes verticales en pointillés représentent les seuils en deçà desquels les changements ne sont pas considérés (i.e. +/- 1% par rapport à la simulation de référence).

L'impact du scénario « 0 rejet » sur la simulation de référence entraîne une légère baisse de la quantité de détritus dans le système, et une faible variation de biomasse zooplanctonique et du groupe des buccins (toutes inférieures à 5%) (FIGURE 14).

III.2. Impacts de l'arrêt des rejets sur différents cas de structure du réseau trophique : changements dans la communauté de nécrophages

Les structures de l'écosystème qui connaîtraient les impacts les plus importants à la suite de l'arrêt des rejets correspondent aux scénarios « CRA-DEP » (dans lequel seuls les crabes et déposivores consomment les rejets) et « SB-RAY- SHK-SHP-DEP » (dans lequel cinq groupes sont considérés comme nécrophages avec leurs pPREY/DIS tous fixés à 1) (FIGURE 15). Les variations de biomasse restent cependant faibles (inférieures à 5%).

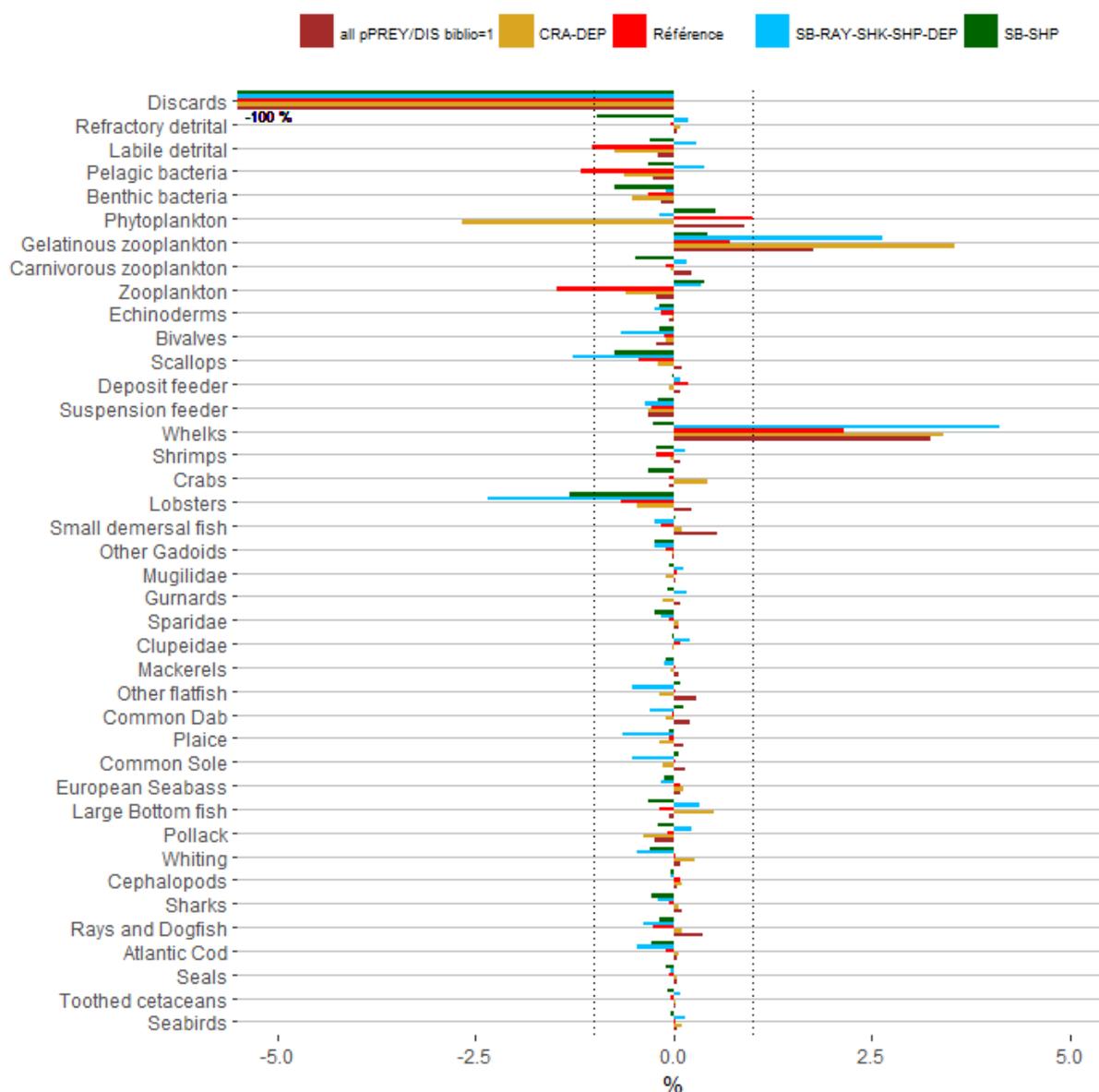


Figure 15. Variations relatives de biomasse des groupes fonctionnels dues à l'application du scénario « 0 rejet » sur la simulation de référence (rouge) et sur les simulations dans lesquelles la communauté de nécrophage a été modifiée : « all pPREY/DIS biblio = 1 » (marron), « CRA-DEP » (jaune), « SB-RAY- SHK- SHP-DEP » (bleu ciel) et « SB-SHP » (vert). Les deux lignes verticales en pointillés représentent les seuils en deçà desquels les changements ne sont pas considérés (i.e. +/- 1% par rapport à la simulation de référence).

Les homards, qui n'étaient pas particulièrement sensibles dans toutes les simulations précédentes, semblent impactés négativement par l'arrêt des rejets, notamment dans la simulation « *SB-RAY- SHK-SHP-DEP* ».

L'arrêt des rejets entraîne leur suppression dans le régime alimentaire des groupes de nécrophages. La suppression des rejets comme source de nourriture des nécrophages pousse les organismes à accroître leur prédation sur d'autres espèces dont le scénario « 0 rejet » a augmenté leur biomasse dans le système, les groupes WHE et ZOG (ANNEXE XXV).

III.3. Impacts de l'arrêt des rejets sur un écosystème plus dépendant aux rejets

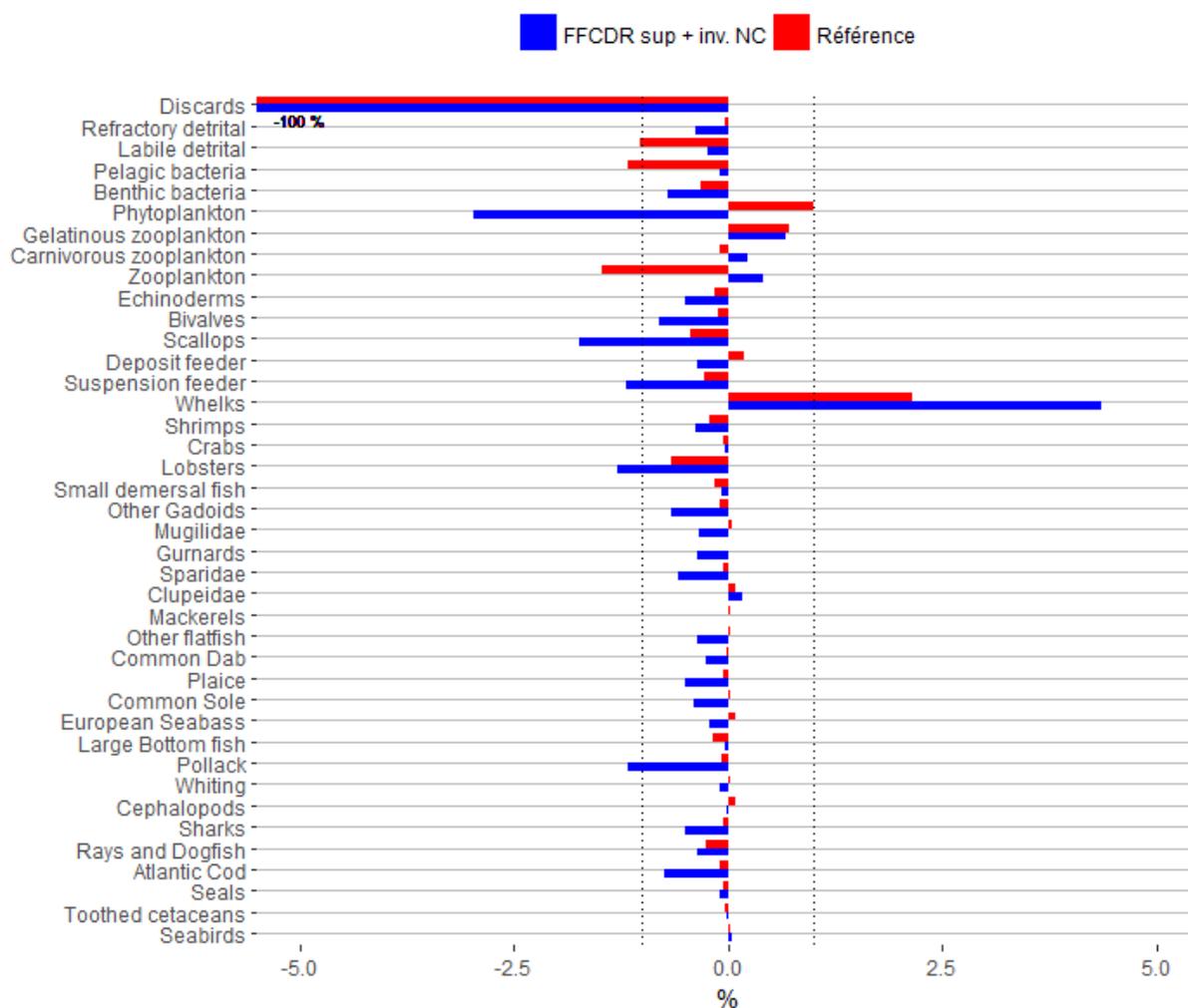


Figure 16. Variations relatives de biomasse des groupes fonctionnels dues à l'application du scénario « 0 rejet » sur la simulation de référence (rouge) et sur la simulation « FFCDR sup + inv. NC » (bleu). Les deux lignes verticales en pointillés représentent les seuils en deçà desquels les changements ne sont pas considérés (i.e. +/- 1% par rapport à la simulation de référence).

L'impact de l'arrêt des rejets sur la biomasse des groupes fonctionnels est globalement plus important dans le cas où les rejets ont une place plus importante dans l'écosystème de base (simulation « FFCDR sup + inv. NC »). Toutefois, les changements occasionnés par l'application du scénario « 0 rejet » restent inférieurs à 5% (FIGURE 16).

Dans le cas de la simulation bleue, l'arrêt des rejets semble impacter plutôt négativement la biomasse des groupes fonctionnels, à l'exception des buccins et zooplanktons qui voient leur biomasse augmenter. L'accroissement des zooplanktons a un impact négatif sur le phytoplancton conduisant à la baisse de biomasse des filtreurs (groupes SUS et SCE).

Discussion

D'après les premiers résultats de modélisation de DiscardLess, l'OD n'a pas d'impact notable sur le réseau trophique de la Manche Est (Depestele et al., submitted). Le but de cette étude était de tester la robustesse de ce diagnostic en considérant différentes sources d'incertitudes autour de paramètres rattachés aux rejets dans le modèle Atlantis Manche Est. Le scénario utilisé est plus extrême que l'OD car reproduit une situation dans laquelle les rejets sont supprimés du système sans que la mortalité par pêche ne soit modifiée. Pourtant, une des finalités recherchées de l'OD est de réduire drastiquement les rejets (donc la pression par pêche sur les ressources) par l'amélioration de la sélectivité des engins et la modification spatio-temporelle des stratégies de pêche. Par ailleurs, la simulation de référence sur laquelle se base l'analyse de sensibilité présente un écosystème dans lequel le taux de survie des organismes rejetés est nul. Des études ont cependant mis en évidence un taux de survie parfois élevé chez certaines espèces une fois remises à l'eau (Catchpole et al., 2015 ; Méhault et al., 2016). Ainsi, cette étude permet d'étudier l'arrêt soudain des rejets sur un cas extrême dans lequel la totalité des rejets représentait de la matière organique morte disponible pour les espèces nécrophages.

I. Modèle Atlantis Manche Est

Au vu de la représentation fidèle des biomasses, captures et longueurs des groupes fonctionnels du modèle par rapport aux observations/évaluations faites sur la période de calibration (2002-2011), la performance prédictive du modèle a été validée (ANNEXE VIII).

I.1. Réseau trophique de la Manche Est

La simulation de référence a fait ressortir la forte biomasse du groupe des déposivores dans le réseau trophique qui représente, à lui seul, 10% de la biomasse totale écosystémique (ANNEXE IX). Il faut noter que ce groupe trophique est constitué d'une multitude d'espèces (polychètes, amphipodes, isopodes, gastéropodes et nématodes) à l'origine de son importante biomasse contrairement aux groupes constitués de quelques espèces pesant moins lourd dans le réseau trophique. En rassemblant les espèces ayant des caractéristiques communes, le nombre d'espèces constitutives des groupes fonctionnels du modèle est très variable, pouvant expliquer les écarts de biomasse intergroupes.

Les clupéidés représentent le groupe des vertébrés le plus important en termes de biomasse (35 % de la biomasse totale de vertébrés) (ANNEXE IX). Le modèle Atlantis Manche Est tient compte des migrations des espèces et est paramétré de telle sorte à ce que les clupéidés commencent leur migration en mars et reviennent en Manche Est début octobre. Ainsi, si les clupéidés sont dominants en termes de biomasse en automne et en hiver, ils sont en réalité absents de la Manche Est au printemps et en été.

I.2. Place des rejets dans le réseau trophique de la Manche Est

Avec plus de 30 000 tonnes/an en moyenne sur les trente dernières années de la simulation de référence, le flux de rejets en Manche Est peut sembler élevé si l'on considère le gaspillage de ressources alimentaires qu'il représente. D'après la simulation de référence, les rejets générés par les pêcheries exerçant en Manche Est sont principalement composés de clupéidés, crabes, merlans et buccins (FIGURE 2). Etant sujets à des limites de capture, les clupéidés et merlans font partie des espèces sous-quota prédominantes dans les rejets de la Manche Est (Leleu et al., 2014). La faible valeur marchande des crabes et buccins est la cause majeure de rejets de ces espèces pour lesquelles les taux de rejets du modèle ont été paramétrés à 0,91 et 0,99 respectivement.

En termes de source de nourriture pour le réseau trophique, ce flux est très faible comparé à la biomasse totale écosystémique moyenne sur les trente dernières années (0,3%). Dans cette

étude, la part de rejets dans le régime alimentaire des nécrophages est anecdotique (inférieure à 0,3%) (ANNEXE X). D'autres études ont mis en évidence une très faible contribution des rejets dans le régime alimentaire des nécrophages (Groenewold & Fonds, 2000 ; Sanchez & Olaso, 2004 ; Kaiser & Hiddink, 2007 ; Depestele et al., 2016 ; Collie et al., 2017).

1.3. Impacts de l'arrêt des rejets sur la simulation de référence

L'application du scénario « 0 rejet » n'impacte pas de manière notable le réseau trophique de la Manche Est (FIGURE 14). Les oiseaux marins ne semblent pas être sensibles à l'arrêt des rejets. Pourtant, de précédentes études ont montré l'importance des rejets dans leur écologie alimentaire (Furness et al., 2007 ; Bicknell et al., 2013). De plus, les oiseaux marins, associés aux mammifères, s'étaient révélés particulièrement sensibles à l'application de scénarios de réduction des rejets sur le modèle StrathE2E en Mer du Nord (Heath et al., 2014). Le modèle StrathE2E (Heath, 2012) est composé de 23 groupes fonctionnels, contrairement au modèle Atlantis Manche Est qui en compte 40. Ainsi, le nombre de connections trophiques dans Atlantis plus élevé rend les consommateurs moins dépendants à une seule source de nourriture et moins vulnérables à des changements du système.

II. Analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité a principalement porté sur l'étude des variations relatives de biomasse des groupes fonctionnels par rapport à la simulation de référence. Or, au vu des disparités de biomasse des groupes fonctionnels au sein de l'écosystème, une variation de 1% peut correspondre à des changements nettement différents entre deux groupes fonctionnels en termes de valeur absolue. Dans le cas des dépositives par exemple, une variation de biomasse de 1% correspond à un changement de plus de 10 000 tonnes. Ainsi, en raison de leur forte biomasse dans l'écosystème de la Manche Est, une très faible variation de dépositives d'un point de vue relatif (même inférieure à 1%) peut être à l'origine d'importantes répercussions sur les autres groupes fonctionnels du réseau trophique. A titre de comparaison, une variation relative de 1% de biomasse chez les buccins correspond à un changement de près de 80 tonnes dans le système par rapport à la simulation de référence. En effet, composé d'une espèce seulement, la biomasse du groupe WHE est si faible dans le réseau trophique que le moindre changement paraît important d'un point de vue relatif, ce qui est loin d'être le cas en valeur absolue. Ceci peut expliquer la sensibilité de ce groupe aux perturbations des paramètres d'entrée fréquemment observée dans cette étude. Les changements de biomasse observés entre les simulations peuvent également être imputables aux relations trophiques complexes dont dépendent les buccins dans le modèle qui se retrouvent à la fois proies et prédateurs du groupe CRA par exemple.

II.1. Analyse de sensibilité du modèle sur la consommation des rejets par les nécrophages

II.1.1 Sensibilité du modèle à la paramétrisation du comportement nécrophage

Au vu de la difficulté à différencier l'origine des proies dans le régime alimentaire des consommateurs (provenant de rejets de pêcheries, issues de mortalité naturelle ou prédatées vivantes), la consommation des rejets par les nécrophages est mal connue. La formalisation de l'équation de consommation du modèle Atlantis étant fixée, le choix du paramètre sur lequel a reposé l'analyse de sensibilité s'est porté sur les paramètres pPREY spécifiques à chaque couple proie-prédateur, en fonction des préférences alimentaires du prédateur pour une proie donnée. Le taux de Clearance, caractérisant les capacités de chaque consommateur à consommer ses proies, n'a pas été étudié du fait de sa non spécificité au type de proie. La première étape a donc consisté à explorer la sensibilité du modèle aux paramètres pPREY/DIS, caractérisant la disponibilité maximale des rejets aux consommateurs.

Les variations des paramètres pPREY/DIS n'induisent que de très faibles changements dans la biomasse des différents groupes fonctionnels. En effet, en raison de la faible quantité de rejets dans le système, la consommation de rejets par les nécrophages est limitée, réduisant ainsi leur dépendance aux rejets. Plusieurs simulations ont montré que les groupes de bas niveaux trophiques étaient généralement plus sensibles aux perturbations des paramètres pPREY/DIS que les groupes de hauts niveaux trophiques (FIGURES 4 & 5). Le régime alimentaire des groupes de hauts niveaux trophiques étant plus diversifié, ces derniers sont plus résilients et s'adaptent plus facilement aux changements des paramètres de préférence alimentaire. Par ailleurs, les changements dans les bas niveaux trophiques (zooplanctons, phytoplanctons, bactéries et détritus), remarqués dans quasiment toutes les simulations de l'étude, sont à interpréter avec précaution. En effet, au vu de la cyclicité temporelle de ces groupes (ANNEXE VIII), les changements sont sûrement des artéfacts du modèle car dépendent de la durée choisie pour moyenner les sorties (fixée à 30 ans dans cette étude).

Les simulations dans lesquelles le régime alimentaire des oiseaux marins a été modifié mettent en avant la faible dépendance de ces nécrophages aux rejets (FIGURE 6). Dans la simulation de référence, les rejets ne représentent que 0,07% du régime alimentaire des oiseaux marins. Même en augmentant leur dépendance aux rejets, les rejets constituent une très faible part de leur régime alimentaire, qui reste très largement dominé par les clupéidés (ANNEXE XIV). Ainsi, la fixation du paramètre pPREY/DIS au maximum ne suffit pas à contrebalancer la diminution du reste de leurs proies et fait chuter leur consommation globale et leur biomasse. L'effondrement de biomasse des oiseaux marins dans le réseau trophique ne semble pas impacter les autres groupes fonctionnels. En effet, dans le modèle, les oiseaux de mer ne sont prédatés par aucun autre groupe, la seule répercussion possible serait la baisse de pression de prédation sur ses proies, notamment les clupéidés, qui n'est pas vraiment détectable (ANNEXE XIII).

D'après le classement établi dans l'étude de Garthe & Hüppop (1998) selon la flottabilité des espèces une fois rejetées, il s'avère qu'une grande majorité des organismes rejetés dans la simulation de référence coule (invertébrés, poissons plats et quelques espèces de poissons ronds dont les clupéidés) au vu de la composition du flux de rejets. S'ajoutent aux rejets de la simulation de référence les invertébrés non commerciaux, qui, *a priori*, coulent également une fois remis à l'eau. Ainsi, les rejets profitent sûrement plus aux organismes se nourrissant sur le fond dans le cas de l'écosystème de la Manche Est. Comme les rejets sont globalisés en un bloc dans le modèle, les différences d'accessibilité des rejets ont été testées à travers deux scénarios paramétrés de manière à simuler un cas où les rejets seraient majoritairement accessibles aux groupes vivant en surface (« rejets flottent ») et dans le cas inverse où ils seraient essentiellement disponibles aux populations benthiques (« rejets coulent »). Les groupes fonctionnels ont été répartis dans des gammes bathymétriques établies de manière approximative, en fonction des profondeurs dans lesquelles ils évoluent communément. L'écosystème de la Manche Est étant peu profond, il n'est pas impossible que certaines espèces pélagiques puissent se nourrir directement sur le fond. Les consommateurs ayant le plus d'accès aux rejets dans le cas où les rejets flottent sont les pélagiques (SB, CET et MAC), chacun représentant moins de 1% de la biomasse totale de l'écosystème d'après la simulation de référence. Ainsi, même avec une disponibilité de rejets maximale, l'impact de ces groupes sur les rejets reste faible (FIGURE 5). L'impact sur les quantités de rejets est bien plus important dans le cas où les rejets coulent car les plus grands consommateurs (organismes benthiques) pèsent lourd en termes de biomasse dans l'écosystème. De plus, la catégorie des organismes benthiques est composée de plus de groupes fonctionnels que celle des organismes pélagiques (12 et 3 respectivement) (TABLEAU 1).

Dans le modèle Atlantis Manche Est, tous les rejets sont inclus dans le groupe « DIS ». Or, les paramètres pPREY sont censés représenter les préférences alimentaires des consommateurs envers leurs proies et il a été montré que la consommation des rejets était dépendante des espèces rejetées, de leur taille et des préférences des consommateurs. En effet, le taux de consommation des nécrophages est dépendant du type de rejets (plus élevé pour les poissons ronds que pour les poissons plats et invertébrés benthiques) (Kelleher, 2005). Par ailleurs, chez les oiseaux, une sélectivité par la taille a été montrée (Hill & Wassenberg, 2000). Cette sélectivité n'est pas prise en compte dans le modèle car les rejets sont représentés comme un groupe. La partition des rejets en plusieurs catégories permettrait d'étudier l'impact de l'OD sur le réseau trophique de manière plus rigoureuse. Toutefois, cela nécessiterait de modifier le code d'Atlantis, initialement conçu pour regrouper tous les rejets des pêcheries dans un seul et même groupe.

II.1.2. Sensibilité du modèle à la dynamique des compartiments détritiques

La seconde étape a ensuite consisté en l'exploration de la dynamique des compartiments détritiques et son impact sur le réseau trophique. L'idée était d'enfler le compartiment des rejets pour juger de leur importance comme source d'alimentation dans le réseau trophique et de voir dans quelle mesure les rejets contribuaient aux groupes des détritiques labiles et réfractaires.

Le ralentissement de dégradation des rejets en détritiques n'a pas l'impact négatif attendu sur les détritiques labiles et réfractaires du fait du plus petit flux de rejets qui alimente ces deux groupes (FIGURE 7). Ces résultats mettent en évidence le faible apport des rejets aux compartiments détritiques, qui sont également alimentés par d'autres processus : nourriture non assimilée par les prédateurs (fèces et débris causés lors de l'ingestion), apports des rivières et mortalité. Par ailleurs, l'augmentation dans le système de la quantité de matière organique morte issue des rejets des pêcheries ne semble pas profiter aux groupes fonctionnels de nécrophages pour lesquels leur biomasse reste inchangée, voire diminue.

Il semblerait que le scénario « 0 rejet » ait un impact plus important sur le compartiment des détritiques labiles que sur celui des réfractaires (FIGURE 14). En effet, tel que paramétré dans la simulation de référence, 90% des rejets vont se dégrader en détritiques labiles et seulement 10% en réfractaires. Ainsi, l'arrêt des rejets a un impact plus conséquent sur le compartiment détritique le plus dépendant des rejets (labiles), bien que cet impact reste faible du fait des nombreuses autres sources qui alimentent de ce compartiment.

II.1.3. Sensibilité du modèle à la structure du réseau trophique

Les perturbations des paramètres pPREY/DIS ne modifient pas la structure de la communauté de nécrophages par rapport à la simulation de référence tant qu'ils ne sont pas mis à zéro ou bien modifiés pour des groupes qui n'étaient pas considérés comme consommateurs de rejets dans la simulation de base. L'objectif de cette partie était de jouer avec les paramètres pPREY/DIS (en les annulant ou en les fixant au maximum) de telle sorte à simuler des changements dans la communauté de nécrophages et en évaluer l'impact sur la simulation de référence dans laquelle les groupes de nécrophages ont un accès raisonné aux rejets. La simulation de référence a donc été comparée à des situations dans lesquelles seulement quelques espèces ont la possibilité de consommer des rejets (avec une dépendance accentuée pour les rejets, cf. pPREY/DIS = 1) et dans un cas où tous les groupes identifiés comme nécrophages au regard de la bibliographie ont une disponibilité maximale aux rejets.

Les sources d'information utilisées pour lister les groupes fonctionnels de nécrophages d'après la littérature sont issues d'observations directes, d'études expérimentales et de données de pêcheries, ces dernières reposant sur une analogie assumée entre l'attraction des rejets et les appâts de pêcheries utilisés. La liste des espèces ayant un comportement nécrophage d'après

la littérature n'est pas exhaustive (ANNEXE XV). En effet, plusieurs biais sont à soulever dans cette analyse. Premièrement, beaucoup d'études ont été conduites sur ou à proximité des fonds marins pour étudier le comportement nécrophage des communautés benthiques (cf. nombre de sources bibliographiques plus élevé pour les groupes d'invertébrés que pour les poissons et mammifères). De plus, les données de débarquements des pêcheries utilisant des appâts sont biaisées envers les espèces ayant un intérêt commercial. Enfin, les observations directes (i.e. les espèces qui ont été aperçues en train de se nourrir de rejets au cours des OP) sont limitées car nécessitent de se trouver au bon endroit au bon moment. Il faut également noter qu'à partir du moment où l'une des espèces du groupe fonctionnel Atlantis a été définie comme nécrophage, cette étude considère que le groupe entier l'est. Les pPREY/DIS fixés dans le modèle sont valables pour le groupe entier et ne tiennent pas compte de l'hétérogénéité de la capacité des organismes à se nourrir de rejets. Une étude a par exemple montré que les roussettes étaient plus aptes à se nourrir de rejets que les raies, malgré tout, un seul et même pPREY/DIS a été appliqué au groupe RAY (Navarro et al., 2016). Il serait intéressant de différencier, au sein des groupes fonctionnels, les espèces plus ou moins dépendantes des rejets, par exemple les nécrophages obligatoires des facultatifs. En effet, étant donné que les nécrophages occasionnels ont plus de proies disponibles, leur adaptation à la suite de l'arrêt des rejets est certainement plus grande que celle des nécrophages strictes. Toutefois, au vu de la faible contribution des rejets dans le modèle Atlantis Manche Est, l'effet de l'arrêt des rejets sur les nécrophages strictes ne devrait pas être considérable car ces derniers se nourrissent également de matière organique issue de la mortalité naturelle.

La composition de la communauté de nécrophages a un impact sur la quantité de rejets dans le système (FIGURE 8). La simulation dans laquelle seuls les oiseaux et crevettes consomment des rejets induit une augmentation du compartiment des rejets dans le système par rapport à la simulation de référence. Ceci peut être expliqué par la faible biomasse que représentent ces deux groupes de nécrophages dans l'écosystème (360 000 tonnes contre 2,5 millions de nécrophages dans la simulation de référence). Inversement, dans le cas des autres simulations, les nécrophages représentent d'importants groupes dans l'écosystème en termes de biomasse, notamment avec les dépositores qui constituent 10% de la biomasse totale de l'écosystème d'après la simulation de référence. Ainsi, lorsque la totalité des rejets devient disponible à ces groupes (pPREY/DIS fixées à 1), la pression de consommation exercée sur les rejets est plus forte, réduisant ainsi leur biomasse par rapport à la simulation de référence. La part de rejets dans le régime alimentaire des nécrophages est globalement plus importante dans les simulations comptant moins de groupes consommateurs de rejets (ANNEXE XVI). En effet, en restreignant le nombre de groupes fonctionnels faisant partie de la communauté de nécrophages, la compétition intergroupe pour les rejets diminue, permettant ainsi à chacun des groupes nécrophages d'avoir une plus grande quantité de rejets disponible.

L'effet de l'arrêt des rejets semble dépendant de la structure de la communauté de nécrophages (FIGURE 15). L'impact paraît plus élevé dans un cas où la communauté de nécrophages est composée de quelques espèces importantes dans le réseau trophique (tant en termes de biomasse que de rôle trophique, ex : cas des dépositores) dont l'accès aux rejets est grand (pPREY/DIS = 1). Comme le montre l'annexe XXV, l'arrêt des rejets modifie le régime alimentaire des nécrophages qui compensent le déficit en intensifiant leur prédation sur d'autres sources de nourriture (ICES, 2015).

Dans cette étude, on a également voulu tester d'accentuer la dépendance aux rejets d'un groupe fonctionnel de manière à voir à partir de quelle proportion dans son régime alimentaire le nécrophage se retrouve impacté par l'arrêt des rejets. Le choix s'était porté sur le groupe des dépositores, d'importance capitale dans le système du fait de sa forte biomasse et de ses nombreux liens trophiques. Le spectre de proies des dépositores a donc progressivement été

altéré en fixant à 0 le paramètre p_{PREY} de leur proie préférentielle (la plus importante en termes de biomasse dans leur régime alimentaire). Les résultats ont montré que la proportion de rejets dans leur régime alimentaire devenait remarquable après avoir retiré les détritux labile et réfractaire de leur spectre de proies mais ne parvenait pas à maintenir leur potentiel de consommation initial. Ainsi, dans cette situation, la biomasse des dépositivores s'était effondrée, entraînant la chute de biomasse de ses nombreux groupes prédateurs. Ces simulations étaient à l'origine d'une telle déstructuration du système qu'il n'a pas semblé judicieux, ni d'en présenter les résultats dans cette étude, ni de les soumettre au scénario sans rejet.

II.2. Analyse de sensibilité sur les flux de rejets

II.2.1. Estimation des valeurs maximales de flux de rejets des espèces

La deuxième source d'incertitude testée dans cette étude concerne le flux de rejets entrant dans le système, difficilement estimable en raison de la grande variabilité des quantités rejetées entre les métiers voire au sein d'un même métier (Leleu et al., 2014). Étant donné que cette étude nécessitait de disposer des incertitudes autour des estimations de rejets pour chaque groupe fonctionnel sur la zone VIIId, l'utilisation seule des intervalles de confiance donnés dans les bilans publiés par ObsMer n'était pas envisageable car disponibles que pour les espèces majoritairement rejetées sur les zones VIIId et VIIe confondues (Dubé et al., 2012). Ici, le but n'est pas de fournir une estimation précise des quantités rejetées, mais d'avoir des informations sur les incertitudes autour de ces estimations pour pouvoir tester des taux de rejets plus élevés qui restent réalistes. L'estimation a donc été réalisée de manière systématique à l'échelle de l'ensemble des espèces, et non au cas par cas.

L'élévation des rejets a été réalisée à partir de différentes méthodes. La première, consistant à élever les rejets par les unités d'échantillonnage (nombre de marées) plutôt que par une variable auxiliaire, est basée sur la théorie d'échantillonnage reposant sur l'hypothèse d'un échantillonnage aléatoire des marées (Vigneau, 2006). Le respect du caractère aléatoire sur le choix du navire de pêche, de la marée et de l'OP est très difficile pour les observateurs en mer. En effet, la participation des professionnels au programme ObsMer se fait sur la base du volontariat, et, d'autre part, les aléas climatiques peuvent modifier le plan d'échantillonnage initialement prévu (Cornou et al., 2014). L'élévation *via* le « nombre de jours de mer » est souvent jugée imprécise en raison du nombre variable de jours de mer constituant les marées d'un même métier. Toutefois, dans le cas de la Manche Est, l'activité de pêche est majoritairement côtière et les marées se réalisent souvent à la journée (Leblond et al., 2013). Ceci peut expliquer la similarité rencontrée entre les estimations faites à partir du nombre de jours de mer et du nombre de marées (ANNEXE XVIII). L'élévation des rejets a également été réalisée par le biais de variables auxiliaires reposant sur l'hypothèse d'une proportionnalité entre les quantités rejetées et les captures (débarquements) ou l'effort (temps de pêche). La corrélation entre le temps de pêche et le volume de rejets n'est pas toujours vérifiée. Par exemple, les temps de pêche observés lors des campagnes ObsMer chez les fileyeurs correspondent au temps d'immersion du filet alors que les pêcheurs ont tendance à déclarer dans les livres de bord le temps de virage du filet (Dubé et al., 2012). Ceci peut expliquer les écarts observés entre les estimations réalisées à partir de cette variable et les autres qui ont conduit à la non prise en compte de cette méthode dans la suite de l'analyse (ANNEXE XVIII). L'élévation *via* les débarquements constitue l'hypothèse la plus utilisée pour élever les rejets. Pourtant, cette méthode aussi comporte un certain nombre de limitations. Par exemple, une étude a mis en évidence une relation non linéaire entre les débarquements et les quantités rejetées car, une fois la capacité de stockage du navire atteinte, les débarquements stagnent et les rejets augmentent (Rochet & Trenkel, 2005). Même si les méthodes d'élévation ci-dessus reposent sur des hypothèses sous-jacentes qui ne sont pas toujours vérifiées, trois d'entre elles

(nombre de jours de mer, nombre de marées et débarquements) ont tout de même été employées dans cette étude.

Les compositions des rejets obtenues *via* les quatre méthodes d'élévation (ANNEXE XVII) sont assez similaires entre elles mais diffèrent de celle issue de la simulation de référence en termes de distribution par taxon (FIGURE 2). Les différences rencontrées peuvent être reliées à la méthode d'élévation et la stratification employées pour paramétrer le modèle qui diffèrent de celles utilisées dans cette étude. Par ailleurs, la période sur laquelle les données Obsmer ont été utilisées (2011) n'est pas la même que celle ayant servi à paramétrer les taux de rejets du modèle (essentiellement entre 2009 et 2011). Les taux de rejets pouvant être très variables d'une année sur l'autre (Leleu et al., 2014), il aurait été intéressant d'étendre l'analyse des données Obsmer sur les années 2009 et 2010 pour voir si cela atténuerait les différences observées.

L'incertitude autour des estimations de rejets est variable selon les groupes fonctionnels (ANNEXE VI). En effet, l'amplitude de l'intervalle de confiance la plus faible rencontrée (+/-23% relativement à la quantité de rejets moyenne estimée) concerne une espèce unique, *Merlangius merlangus* (WHG), dont les rejets ont été échantillonnés au cours de 145 OP (ANNEXE V). A l'inverse, les groupes fonctionnels SMD et POL ont fait l'objet de beaucoup moins d'échantillonnages (4 et 2 respectivement) rendant l'estimation des rejets beaucoup plus incertaine (plus de 200% d'amplitude relative autour des valeurs moyennes).

II.2.2. Invertébrés non commerciaux

Les données de rejets qui concernent les invertébrés non commerciaux sont disponibles sous format FREE2, plus complet que le format COST. Les observateurs ont la possibilité d'ajouter des commentaires directement dans la base de données, notamment sur la partie des captures non désirées. La prise en considération de ces annotations aurait probablement amélioré l'allocation des volumes rejetés par groupe fonctionnel mais aurait certainement été très coûteuse en temps.

Sont considérés comme invertébrés non commerciaux les groupes fonctionnels SUS, DEP, ECH et ZOG. Une mortalité par pêche supplémentaire aurait aussi pu être appliquée au groupe des crabes qui contient une espèce non commerciale : le crabe poilu (*Pilumnus hirtellus*) (ANNEXE I). Mais, supposant une faible biomasse de crabes poilus comparée à la biomasse totale du groupe des crabes, la mortalité par pêche de ces derniers n'a pas été modifiée. De plus, s'agissant d'une petite espèce (1 à 2 cm de large), sa capturabilité par les engins de pêche est vraisemblablement faible.

Les catégories d'engin conduisant aux plus grandes quantités rejetées d'invertébrés non commerciaux sont la drague et les chaluts de fond à panneaux (FIGURE 10). Il s'agit, dans les deux cas, d'engins raclant les fonds qui vont donc avoir de plus gros impacts sur les populations benthiques dont la plupart des invertébrés rejetés font partie. L'amplitude parfois importante des intervalles de confiance (jusqu'à +/- 196% par rapport à l'estimation moyenne faite à partir du nombre de marée pour les chaluts bœufs pélagiques) vient probablement de la grande diversité de métiers, navires, techniques de pêche qui caractérisent les catégories d'engin utilisées dans cette étude, à l'origine de quantités de rejets très variables.

Au lieu de distribuer équitablement la mortalité par pêche globale des invertébrés non commerciaux aux quatre groupes, la répartition a été réalisée de manière proportionnelle à la biomasse de chacun des groupes d'invertébrés non commerciaux. Ainsi, représentant une très faible biomasse dans le système, le F appliqué au groupe des zooplanctons gélatineux est très faible et n'impacte pas leur biomasse, contrairement aux déposivores dont la biomasse est bien plus élevée. Cette méthode de répartition est critiquable du fait de la non prise en considération des différences de tailles des individus entre les groupes, de la présence d'espèces d'endofaune

qui seront épargnées des engins (notamment les polychètes chez les déposivores), etc. Toutefois, s'agissant d'espèces accessoires non ciblées par les pêcheurs, la capture des invertébrés non commerciaux est censée refléter ce qu'il y a dans le milieu.

II.2.3. Sensibilité du modèle à la variation du flux de rejets

Le remplacement des taux de rejets d'Atlantis par les taux de rejets moyens des trois méthodes d'élévation (*FFCDR moy*) n'impacte pas la biomasse des groupes fonctionnels, mise à part le compartiment des rejets qui augmente considérablement par rapport à la simulation de référence (ANNEXE XIX). En effet, les taux de rejets des clupéidés, sparidés et plie provenant des méthodes d'élévation utilisées dans cette étude sont supérieurs à ceux paramétrés dans la simulation de référence (FIGURE 9). S'agissant de groupes importants en termes de biomasse capturée (essentiellement pour les clupéidés) (FIGURE 2), la paramétrisation supérieure des taux de rejets pour ces groupes aboutit à une plus grande injection de rejets dans le système.

L'augmentation des taux de rejets, sans modifier la mortalité par pêche, n'a pas un impact notable sur le système (FIGURE 13). Une simulation subsidiaire dans laquelle tous les taux de rejets ont été fixés à 1 n'a pas non plus eu d'effet remarquable sur l'écosystème, bien que l'impact ait été légèrement plus important sur le phytoplancton et les buccins qui s'étaient déjà révélés sensibles dans la simulation « *FFCDR max. méthodes* ». Rappelons que, dans cette étude, l'élévation des taux de rejets n'est pas accompagnée d'une augmentation de la mortalité par pêche des groupes qui permettrait de maintenir constants les débarquements.

L'ajout d'un flux de rejets d'invertébrés non commerciaux implique de leur ajouter une mortalité par pêche qui n'existait pas auparavant. L'application d'un F aux groupes d'invertébrés non commerciaux chamboule le réseau trophique, bien souvent de manière négative (FIGURE 13). En raison de leur biomasse importante dans la simulation de référence, le F attribué aux déposivores est élevé et conduit à une chute de leur biomasse par rapport à la simulation de référence. Or, comme les déposivores constituent une source de nourriture pour de nombreux prédateurs, leur chute peut être à l'origine de l'effondrement généralisé de biomasse observé. Du fait de sa faible profondeur, l'écosystème de la Manche Est est très largement influencé par le benthos et la connectivité benthopélagique est forte (Garcia, 2012), illustrant ainsi le rôle clé des déposivores dans le réseau trophique. Ainsi, le bénéfice dû à la source de nourriture supplémentaire (rejets des invertébrés non commerciaux) ne compense pas la mortalité additionnelle appliquée aux invertébrés. Le modèle Atlantis Manche Est est donc plus sensible à la variation de la mortalité par pêche qu'à la perturbation des taux de rejets des espèces. En effet, si elles ne sont pas combinées à des changements de F, les modifications des taux de rejets n'impactent pas de manière remarquable l'écosystème.

Même s'il reste faible, l'impact de l'arrêt des rejets est plus important dans le cas d'un système plus dépendant aux rejets, i.e. dans le cas de la simulation « *FFCDR sup + inv. NC* » (FIGURE 16). L'ajout d'une mortalité par pêche aux groupes d'invertébrés non commerciaux rend l'écosystème plus vulnérable à l'abolition des rejets dans le système. En effet, comme montré dans les résultats préliminaires de DiscardLess, plus la quantité de rejets est importante (du fait d'une pression de pêche plus grande), plus l'impact de l'arrêt des rejets sera important (Feekings et al., 2015).

Conclusion et perspectives

Dans un contexte d'implémentation de l'approche écosystémique des pêches, les modèles « end-to-end » sont de plus en plus utilisés comme outils de gestion pour étudier la réponse du réseau trophique à l'application d'une mesure. Le programme européen DiscardLess utilise le modèle Atlantis Manche Est pour évaluer l'impact d'une diminution des rejets sur le réseau trophique, dans le cadre de l'OD. Les résultats préliminaires ont mis en évidence un faible impact de l'arrêt des rejets sur l'écosystème de la Manche Est. En analysant la sensibilité du modèle aux sources d'incertitude autour du flux de rejets et de leur consommation, cette étude a permis de démontrer une certaine robustesse de la conclusion établie par DiscardLess. Toutefois, d'autres pistes sont à explorer pour améliorer la confiance faite sur ce diagnostic.

Dans le modèle actuel, une seule flottille est représentée avec une mortalité par pêche et un taux de rejets par groupe fonctionnel constants sur l'ensemble du modèle. Or, comme les quantités rejetées sont dépendantes du type d'engin de pêche utilisé, il serait intéressant d'attribuer des taux de rejets (et mortalités par pêche) spécifiques à chaque flottille exerçant en Manche Est. Ici, le flux de rejets est saupoudré sur l'ensemble du domaine et ne tient donc pas compte de la répartition non uniforme des rejets sur la zone. L'étude des impacts de l'OD sur l'écosystème conduite à une échelle spatiale plus locale pourrait permettre de voir apparaître des effets plus importants sur le système. En effet, des études ont montré que les rejets pouvaient avoir des effets positifs sur les populations benthiques dans les zones de pêche intensives qui offrent une grande probabilité de rencontre avec les rejets (Catchpole et al., 2006) et qu'ils pouvaient contribuer jusqu'à 42% des besoins alimentaires de certains nécrophages à des échelles plus locales (Depestele et al., 2016). Toutefois, la spatialisation de l'effort de pêche nécessiterait d'estimer les quantités rejetées sur plus petite échelle spatiale qu'il est pour l'instant impossible de faire en raison de la couverture limitée du programme de surveillance des rejets (Depestele et al., submitted).

En fixant à zéro le taux de survie de tous les organismes rejetés dans le modèle, l'incertitude autour de ce paramètre est grande. L'influence de ce paramètre sur le modèle pourrait faire l'objet d'une analyse de sensibilité future. Toutefois, l'augmentation du taux de survie affaiblirait encore plus le flux de matière organique morte issu des pêcheries entrant dans le système. L'apport amoindri des rejets dans le réseau trophique incite à penser que l'impact de l'arrêt des rejets sur l'écosystème serait encore plus insignifiant que dans le cas actuel.

L'arrêt complet des rejets, tel que paramétré dans le scénario « 0 rejet », est très extrême, principalement sans changer la pression de pêche ni la sélectivité des engins. En effet, il faut garder à l'esprit que l'OD a été mise en place pour diminuer les rejets dans le milieu, supposant donc de diminuer la mortalité par pêche pour maintenir constantes les quantités débarquées. Comme les résultats ont montré une sensibilité du modèle à des changements de mortalité par pêche, il est probable que l'application d'un scénario combinant l'arrêt des rejets et la diminution des F ait un impact plus conséquent sur l'écosystème.

Les résultats de cette étude ont mis en avant la faible contribution des rejets aux compartiments détritiques labile et réfractaire, également alimentés par d'autres processus (mortalité, nourriture non assimilée, apports fluviaux). Il serait intéressant de regarder de plus près les sources qui approvisionnent ces deux compartiments, notamment l'azote ammoniacal en provenance des cours d'eau qui alimente le groupe des détritiques labiles. En effet, l'écosystème de la Manche Est étant très largement influencé par ses nombreux affluents (Girardin et al., 2018), il se pourrait que les fortes quantités de détritiques terrestres qui se déversent en Manche Est camouflent le flux de rejets. Ainsi, une analyse de sensibilité sur les différentes sources d'approvisionnement détritiques du modèle pourrait être conduite ultérieurement.

Bibliographie

- Arcos J.M., Oro D. (2002). Significance of fisheries discards for a threatened Mediterranean seabird, the Balearic shearwater *Puffinus mauretanicus*. *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES*. 239, p209-220.
- Auber A., Travers-Trolet M., Villanueva M.C., Ernande B. (2015). Regime shift in an exploited fish community related to natural climate oscillations. *PLOS One*. 10, e0129883.
- Audzijonyte A., Gorton R., Kaplan I., Putten I., Fulton E.A. (2016). *Atlantis User's Guide: Part II*. CSIRO. 117p.
- Badts V., Peronnet I., Tetard A., Gaudou O. (2018). *Manuel de l'observateur à bord des navires de pêche commerciaux*. SIH. 42p.
- Bicknell A.W.J., Oro D.; Camphuysen K.C.J. (2013). Potential consequences of discard reform for seabird communities. *JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY*. 50, p649-658.
- Britton J.C., Morton B. (1994). Marine carrion and scavengers. *Oceanography and Marine Biology - Annual Review*. 32, p369-434.
- Camphuysen K., Garthe S. (1997). An evaluation of the distribution and scavenging habits of northern fulmars (*Fulmarus glacialis*) in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science*. 54, p654-683.
- Carpentier A., Coppin F., Curet L., Dauvin J.-C., Delavenne J., Dewarumez J.-M., Dupuis L., Foveau A., Garcia C., Gardel L., Harrop S., Just R., Koubbi P., Lauria V., Martin C., Meaden G., Morin J., Ota Y., Rostiaux E., Smith B., Spilmont N., Vaz S., Villanueva C.-M., Verin Y., Walton J., Warembourg C. (2009). *Atlas des Habitats des Ressources Marines de la Manche Orientale*. CHARM II. PROGRAMME INTERREG 3A.
- Catchpole T., Frid C., Gray T.S. (2006). Importance of discards from the English Nephrops norvegicus fishery in the North Sea to marine scavengers. *Marine Ecology Progress Series*. 313, p215-226.
- Catchpole T., Randall P., Forster R., Smith S., Ribeiro Santos A., Armstrong F., Hetherington S., Bendall V., Maxwell D. (2015). Estimating the discard survival rates of selected commercial fish species (plaice - *Pleuronectes platessa*) in four English fisheries. *Cefas report*. 108p.
- Christensen V., Walters C.J. (2004). Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological Modelling*. 172, p109-139.
- Collie J., Hiddink J.G., van Kooten T., Rijnsdorp A.D., Kaiser M.J., Jennings S., Hilborn R. (2017). Indirect effects of bottom fishing on the productivity of marine fish. *Fish and Fisheries*. 18, p619-637.
- Coppin F., Le Roy D., Schlaich I. (2006). *Guide du chef de mission de la campagne Channel Ground Fish Survey*. Version 1.0. 42p.
- Cornou A.S., Diméet J., Tétard A., Gaudou O., Quinio-Scavinner M., Fauconnet L., Dubé B., Rochet M.J. (2014). *Observations à bord des navires de pêche professionnelle : Bilan de l'échantillonnage 2013*. Obsmer. 381p.

- Depestele J., Rochet M.J., Dorémus G., Laffargue P., Willem E., Stienen M. (2016). Favorites and leftovers on the menu of scavenging seabirds: modelling spatiotemporal variation in discard consumption. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 73, p1446-1459.
- Depestele J., Feekings J., Reid D., Cook R., Gascuel D., Girardin R., Heath M., Hervann P.-Y., Morato T., Soszynski A., Savina-Rolland M. (submitted). The impact of discards on scavengers in the sea.
- Dubé B., Diméet J., Rochet M.J., Tétard A., Gaudou O., Messannot C., Fauconnet L., Morizur Y., Biseau A., Salaun M. (2012). Observations à bord des navires de pêche professionnelle : Bilan de l'échantillonnage 2011. *Obsmer*. 298p.
- European Commission. (2009). Common tool for raising and estimating properties of statistical estimates derived from the Data Collection Regulation. User Manual. 135p.
- FAO. (2016). La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture 2016 : Contribuer à la sécurité alimentaire et à la nutrition de tous. Rome. 224p.
- Feekings J., Savina M., Ulrich C. (2015). Strategies for the gradual elimination of discards in European fisheries. Review on the current effect of discarding on fish stocks and marine ecosystems; on data, knowledge and models of discarding; and identification of knowledge gaps in all case studies. *DiscardLess*. Deliverable 1.1. 100p.
- Fulton E.A., Smith A.D.M., Webb H., Slater J. (2004). Ecological Indicators for the Impacts of Fishing on Non-Target Species, Communities and Ecosystems: Review of Potential Indicators. (Hobart : Canberra : CSIRO ; Australian Fisheries Management Authority).
- Fulton E. A., Link J. S., Kaplan I. C., Savina-Rolland M., Johnson P., Ainsworth C., Smith D.C. (2011). Lessons in modelling and management of marine ecosystems: The Atlantis experience. *Fish and Fisheries*. 12, p171-188.
- Furness R.W., Edwards A.E., Oro D. (2007). Influence of management practices and of scavenging seabirds on availability of fisheries discards to benthic scavengers. *Marine Ecology Progress Series*. 350, p235-244.
- Garcia C. (2012). Approche fonctionnelle des communautés benthiques du bassin oriental de la Manche et du Sud de la Mer du Nord. PhD Thesis, Université de Lille 1. 399p.
- Garthe S., Hüppop O. (1998). Possible biases in experiments evaluating the consumption of discards by seabirds in the North Sea. *Marine Biology*. 131, p735-741.
- Girardin R. (2015). Ecosystem and fishers' behaviour modelling: two crucial and interacting approaches to support Ecosystem Based Fisheries Management in the Eastern English Channel. PhD Thesis, Université de Lille 1. 297p.
- Girardin R., Fulton E.A., Lehuta S., Rolland M., Thebaud O., Travers-Trolet M., Vermard Y., Marchal P. (2018). Identification of the main processes underlying ecosystem functioning in the Eastern English Channel, with a focus on flatfish species, as revealed through the application of the Atlantis end-to-end model. *Estuarine Coastal And Shelf Science*. 201, p208-222.
- Groenewold S., Fonds M. (2000). Effects on benthic scavengers of discards and damaged benthos produced by the beam-trawl fishery in the southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science*. 57, p1395-1406.

- Hamer K.C., Furness R.W., Caldow R.W.G. (1991). The effects of changes in food availability on the breeding ecology of great skuas *Catharacta skua* in Shetland. *Journal of Zoology*. 223, p175-188.
- Heath M.R. (2012). Ecosystem limits to food web fluxes and fisheries yields in the North Sea simulated with an end-to-end food web model. *Progress in Oceanography*. 102, p42-66.
- Heath M.R., Cook R.M., Cameron A.I., Morris D.J., Speirs D.C. (2014). Cascading ecological effects of eliminating fishery discards. *Nature Communications*. 5, 8p.
- Hill B.J., Wassenberg T.J. (1990). Fate of discards from Prawn Trawlers in Torres Strait. *Marine and Freshwater Research*. 41, p53-64.
- Hill B.J., Wassenberg T.J. (1992). The fate of material discarded from shrimp trawlers. In: *Proceedings of the International Conference on Shrimp Bycatch*. Southeastern Fisheries Association, Tallahassee. p115-122.
- Hill B.J., Wassenberg T.J. (2000). The probable fate of discards from prawn trawlers fishing near coral reefs: A study in the northern Great Barrier Reef, Australia. *Fisheries Research*. 48, p277-286.
- ICES. (2015). Report of the Working Group on the Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO). ICES Headquarters, Copenhagen. ICES CM 2015\ACOM:24. 122p.
- Kaiser M.J., Hiddink J.G. (2007). Food subsidies from fisheries to continental shelf benthic scavengers. *Marine Ecology Progress*. 350, p267-276.
- Kelleher K. (2005). Discards in the world's marine fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper N°470*. Rome, FAO. 131p.
- Lazure P., Dumas F. (2008). An external-internal mode coupling for a 3D hydrodynamical model for applications at regional scale (MARS). *Advances in Water Resources*. 31, p233-250.
- Leblond E., Daurès F., Merrien C., Demaneche S., Le Blond S., Berthou P. (2013). Synthèse des flottilles de pêche 2011 : Flotte de la façade Mer du Nord-Manche. *SIH*. 8p.
- Leleu K., Rochet M.-J., Frangoudes K., Ciolek D. (2014). Document de restitution finale : Caractérisation des Rejets. *CNPMEM*. 82p.
- Lipinski M., Turoboyski K. (1983). The ammonium content in the tissues of selected species of squid. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 69, p145-150.
- Mackinson S., Daskalov G. (2007). An ecosystem model of the North Sea to support an ecosystem approach to fisheries management: description and parameterisation. *Science Series Technical Report*. Cefas Lowestoft. 142, 196p.
- Méhault S., Morandeau F., Kopp D. (2016). Survival of discarded *Nephrops norvegicus* after trawling in the Bay of Biscay. *Fisheries Research*. 183, p396-400.
- Menten L., Michaelis M. (1913). Die kinetik der invertinwirkung. *Biochemical Journal*. 49, p333-369.
- Morris D.J., Speirs D.C., Cameron A.I., Heath M.R. (2014). Global sensitivity analysis of an end-to-end marine ecosystem model of the North Sea: Factors affecting the biomass of fish and benthos. *Ecological Modelling*. 273, p251-263.

- Morzaria-Luna H.N., Ainsworth C.H., Tarnecki J.H., Grüss A. (in press). Diet composition uncertainty determines impacts on fisheries following an oil spill. *Ecosystem Services*.
- Navarro, J., Cardador, L., Fernández, Á. M., Bellido, J. M., and Coll, M. (2016). Differences in the relative roles of environment, prey availability and human activity in the spatial distribution of two marine mesopredators living in highly exploited ecosystems. *Journal of Biogeography*. 43, p440-450.
- Ortega-Cisneros K., Cochrane K., Fulton E.A. (2017). An Atlantis model of the southern Benguela upwelling system: Validation, sensitivity analysis and insights into ecosystem functioning. *Ecological Modelling*. 355, p49-63.
- Rochet M.J., Trenkel V.M., Peronnet I. (2001). Estimation des rejets de pêche des chalutiers français en mer Celtique. *Rapport Scientifique et Technique: IFREMER DRV/RST/RH-2001-07*, 69p.
- Rochet M.J., Trenkel V.M. (2005). Factors for the variability of discards: assumptions and field evidence. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 62, p224-235.
- Sanchez F., Olaso I. (2004). Effects of fisheries on the Catabrian Sea shelf ecosystem. *Ecological Modelling*. 172, p151-174.
- Shin Y.J., Cury P. (2001). Exploring fish community dynamics through size-dependent trophic interactions using a spatialized individual-based model. *Aquatic Living Resources*. 14, p65-80.
- Vigneau J. (2006). Raising procedures for discards: Sampling theory. *ICES CM*. 2699, 9p.
- Vigneau J. (2009). Common tool for raising and estimating properties of statistical estimates derived from the Data Collection Regulation: Final report. *COST Project*. 118p.
- Votier S.C., Furness R.W., Bearhop S., Crane S., Caldow R.W.G. (2004). Changes in fisheries discard rates and seabird communities. *Nature*. 427, p727-730.
- Wassenberg T.J., Hill B.J. (1990). Partitioning of material discarded from Prawn Trawlers in Morton Bay. *Marine and Freshwater Research*. 41, p27-36.

Annexes

Annexe I

Composition des groupes fonctionnels du modèle Atlantis Manche Est.

Code	Group	Species
SB	Seabirds	Fulmar (<i>Fulmarus glacialis</i>), Manx shearwater (<i>Puffinus puffinus</i>), Storm petrel (<i>Hydrobates pelagicus</i>), Gannet (<i>Sula bassana</i>), Cormorant (<i>Phalacrocorax carbo</i>), Gulls (<i>Larus melanocephalus</i> , <i>Larus ridibundus</i> , <i>Larus canus</i> , <i>Larus fuscus</i> , <i>Larus argentatus</i> , <i>Larus marinus</i>), Kittiwake (<i>Rissa tridactyla</i>), Terns (<i>Sterna sandvicensis</i> , <i>Sterna dougalli</i> , <i>Sterna hirundo</i> , <i>Sterna paradisaea</i> , and <i>Sterna albifrons</i>), Guillemot (<i>Uria aalge</i>), Razor bill (<i>Alca torda</i>), Puffin (<i>Fratercula arctica</i>)
CET	Toothed cetaceans	Harbour porpoise (<i>Phocoena phocoena</i>), Common dolphin (<i>Delphinus delphis</i>), Longfinned pilot whale (<i>Globicephala melas</i>)
SXX	Seals	Grey seals (<i>Halichoerus grypus</i>), Harbour seals (<i>Phoca vitulina</i>)
COD	Cod	North Atlantic cod (<i>Gadus morhua</i>)
RAY	Rays and Dogfishes	Cuckoo ray (<i>Raja naevus</i>), Common stingray (<i>Dasyatis pastinacus</i>), Spurdog (<i>Squalus acanthias</i>), Lesserspotted dogfish (<i>Scyliorhinus canicula</i>), Smalleyed ray (<i>Raja microcellata</i>), Greater-spotted dogfish (<i>Scyliorhinus stellaris</i>), Blonde ray (<i>Raja brachyura</i>), Longnosed skate (<i>Dipturus oxyrinchus</i>), Blue skate (<i>Dipturus batis</i>), Spotted ray (<i>Raja montagui</i>), Thornback ray (<i>Raja clavata</i>)
SHK	Sharks	Tope (<i>Galeorhinus galeus</i>), Porbeagle (<i>Lamna nasus</i>), Blue shark (<i>Prionace glauca</i>), Starry smooth-hound (<i>Mustelus asterias</i>), Smooth-hound (<i>Mustelus mustelus</i>), Thintail thresher (<i>Alopias vulpinus</i>)
CEP	Cephalopods	Veined squid (<i>Loligo forbesii</i>), European squid (<i>Loligo vulgaris</i>), Common cuttlefish (<i>Sepia officinalis</i>)
WHG	Whiting	Whiting (<i>Merlangius merlangius</i>)
POL	Pollack	Atlantis pollock (<i>Pollachius pollachius</i>)
LBT	Large bottom fishes	Hake (<i>Merluccius merluccius</i>), Anglerfish (<i>Lophius piscatorius</i>), Ling (<i>Molva molva</i>), Conger eel (<i>Conger conger</i>)
BSS	Seabass	European seabass (<i>Dicentrarchus labrax</i>)
SOL	Sole	Common sole (<i>Solea solea</i>)
PLE	Plaice	European plaice (<i>Pleuronectes platessa</i>)
DAB	Dab	Common dab (<i>Limanda limanda</i>)
OFF	Other flatfishes	Lemon sole (<i>Microstomus kitt</i>), Megrim (<i>Lepidorhombus whiffiagonis</i>), Topknot (<i>Zeugopterus punctatus</i>), Turbot (<i>Psetta maxima</i>), Brill (<i>Scophthalmus rhombus</i>), European flounder (<i>Platichthys flesus</i>), Sand sole (<i>Pegusa lascaris</i>), Thickback sole (<i>Microchirus variegatus</i>), Solenette (<i>Buglossidium luteum</i>), Scaldfish (<i>Arnoglossus sp.</i>)
MAC	Mackerels	North-east Atlantic mackerel (<i>Scomber scombrus</i>), Horse mackerel (<i>Trachurus trachurus</i>)
CLU	Clupeidae	Atlantic herring (<i>Clupea harengus</i>), European sprat (<i>Sprattus sprattus</i>), European pilchard (<i>Sardina pilchardus</i>)
SPA	Sparidae	Blackspot seabream (<i>Pagellus bogaraveo</i>), Common pandora (<i>Pagellus erythrinus</i>), Gilthead seabream (<i>Sparus auratus</i>), Black bream (<i>Spondyliosoma cantharus</i>)
GUX	Gurnards	Red gurnard (<i>Chelidonichthys cuculus</i>), Tub gurnard (<i>Chelidonichthys lucerna</i>), Grey gurnard (<i>Chelidonichthys gurnardus</i>)
MUL	Mugilidae	Thinlip mullet (<i>Liza ramada</i>), Golden grey mullet (<i>Liza aurata</i>), Thicklip grey mullet (<i>Chelon labrosus</i>), Striped red mullet (<i>Mullus surmuletus</i>)

GAD	Other Gadoids	Pouting (<i>Trisopterus luscus</i>), Poor cod (<i>Trisopterus minutus</i>)
SMD	Small demersal fishes	Sand goby (<i>Pomatoschistus minutus</i>), Hooknose (<i>Agonus cataphractus</i>), Dragonet (<i>Callionymus maculatus</i>), Rokling fish, Greater weever (<i>Trachinus draco</i>), Lesser weever (<i>Enchiichthys vipera</i>), Blenniidae, Sandeels (<i>Ammodytes tobianus</i> , <i>Ammodytes marinus</i>)
LBE	Lobsters	European lobster (<i>Homarus gammarus</i>), Spiny lobster (<i>Palinurus elephas</i>)
CRA	Crabs	Shore crab (<i>Carcinus maenas</i>), Common hermit crab (<i>Pagurus bernhardus</i>), Hairy crab (<i>Pilumnus hirtellus</i>), Velvet swimming crab (<i>Necora puber</i>), Edible crab (<i>Cancer pagurus</i>), Spider crab (<i>Maja squinado</i>)
SHP	Shrimps	Common prawn (<i>Palaemon serratus</i>), Brown shrimp (<i>Crangon crangon</i>), Norway lobster (<i>Nephrops norvegicus</i>)
WHE	Whelks	Common whelk (<i>Buccinum undatum</i>)
SUS	Suspension feeders	Benthic cnidarians, Sponges, Bryozoans, Ascidians
DEP	Deposit feeders	Polychaeta, Amphipods, Nematodes, Gastropods, Isopods
SCE	Scallops	Common scallops (<i>Pecten maximus</i>), Queen scallops (<i>Chlamys opercularis</i>)
BIV	Bivalves	Cockles (<i>Cerastoderma edule</i>), Softshelled clam (<i>Mya arenaria</i>), Blue mussels (<i>Mytilus edulis</i>), Oysters (<i>Ostrea eduli</i> , <i>Crassostrea gigas</i>)
ECH	Echinoderms	<i>Asterias rubens</i> , <i>Astropecten irregularis</i> , <i>Spatangus purpureus</i> , <i>Psammechinus miliaris</i> , <i>Echinus esculentus</i> , <i>Solaster endeca</i> , <i>Ophiura ophiura</i> , <i>Crossaster papposus</i> , <i>Echinocarsium cordatum</i> , <i>Ophiothrix fragilis</i>
ZOO	Zooplankton	
ZOC	Carnivorous zooplankton	
ZOG	Gelatinous zooplankton	
PP	Phytoplankton	
BB	Benthic bacteria	
PB	Pelagic bacteria	
DL	Labile Detrital	
DR	Refractory Detrital	
DIS	Discards	

Annexe II

Formulation du processus de consommation dans le modèle Atlantis (d'après Audzijonyte et al., 2016).

Le modèle Atlantis Manche Est utilise une réponse Holling de type II (Menten & Michaelis, 1913) modifiée pour déterminer la quantité de biomasse d'une proie spécifique consommée par un consommateur (Gr_{prey}) :

$$Gr_{prey} = \frac{B \cdot C \cdot B_{prey}^*}{1 + \frac{C \cdot \sum_i (E_i \cdot B_{prey,i}^*)}{mum}}$$

Gr_{prey} prend en compte la biomasse du prédateur (B), le taux de Clearance (C) spécifique à chaque prédateur traduisant ses capacités à prédater ainsi que le taux de consommation maximal du consommateur (mum). L'efficacité d'assimilation (E_i) est dépendante du type de proies i (vivante, végétale ou détritique). La biomasse de proies disponible pour un consommateur (B_{prey}^*) à un moment donné est déterminée dynamiquement par :

$$B_{prey}^* = p_{prey,CX} \cdot \delta_{overlap} \cdot \delta_{size} \cdot B_{prey}$$

B_{prey}^* est déterminée par la biomasse de proies dans le modèle (B_{prey}) mais dépend également des paramètres suivants :

- La **co-occurrence spatio-temporelle** entre la proie et le prédateur ($\delta_{overlap}$). La prédation ne peut avoir lieu que si la proie et le prédateur se retrouvent dans la même cellule (i.e. même polygone et même couche de profondeur) au même moment.
- La prédation est également limitée par la **taille de la proie par rapport à celle du prédateur** (δ_{size}), dans le cas où le consommateur et la proie sont des vertébrés. Autrement dit, les proies trop grandes ou trop petites vis-à-vis de leur prédateur ne seront pas consommées.
- La consommation est conditionnée par une matrice de disponibilité, aussi appelée matrice p_{PREY} , traduisant la **disponibilité maximale de la proie à un consommateur** en fonction de leurs stades ontogéniques respectifs (juvénile et adulte dans Atlantis). Cette matrice est composée de paramètres p_{PREY} allant de 0 (pas de relation trophique entre deux groupes fonctionnels) à 1 lorsque la totalité de la biomasse de la proie est disponible pour le consommateur. Contrairement au modèle EwE, les paramètres p_{PREY} sont indépendants les uns des autres, leur somme ne doit pas être égale à 1.

Annexe III

Matrice pPREY du modèle Atlantis Manche Est.

Matrice de disponibilité du modèle Atlantis Manche Est, obtenue après calibration. Les informations utilisées pour initialiser ces paramètres s'appuient sur des modèles EwE (Carpentier et al., 2009) et sur la base DAPSTOM répertoriant des données de contenus stomacaux (www.cefas.co.uk/cefas-data-hub/fish-stomach-records/). En gras figurent les groupes fonctionnels de nécrophages dans la simulation de référence (ayant des pPREY/DIS non nuls, cf. dernière colonne). Les consommateurs sont représentés en lignes et les proies en colonnes. Chez les vertébrés et céphalopodes, les paramètres pPREY diffèrent selon que la proie soit juvénile (PREY1) ou adulte (PREY2), de même pour le prédateur.

Annexe IV

Signification des codes engins de pêche utilisés pour l'élevation des rejets.

Code engins	Définition
DRB	Drague remorquée
GNS	Filets maillants calés de fond à une nappe, filets droits
GTR	Trémail
OTB	Chaluts de fond à panneaux
OTM	Chaluts pélagiques à panneau
OTT	Chaluts jumeaux à panneaux
PTM	Chaluts bœufs pélagiques
TBB	Chaluts à perche

Annexe V

Élévation des rejets des espèces échantillonnées au cours des campagnes ObsMer 2011.

Tableau composé de la liste des espèces prises en compte dans l'élévation des rejets et leur groupe fonctionnel associé. La colonne « *nb OP éch* » mentionne le nombre d'OP dans lesquelles les rejets des espèces ont été échantillonnés. Les débarquements propres à chaque espèce (colonne « *Débts* ») ainsi que les estimations moyennes (« *Rejets moy* ») des rejets obtenues par les quatre méthodes d'élévation y figurent, avec leur IC respectif (« *Rejets inf* » et « *Rejets sup* » pour les bornes inférieure et supérieure de l'IC). Les biomasses sont données en tonnes.

Espèces échantillonnées	Gpes	nb OP éch	Débts	Marée			Nb jours de mer			Temps de pêche			Débarquements		
				Rejets moy	Rejets inf	Rejets sup	Rejets moy	Rejets inf	Rejets sup	Rejets moy	Rejets inf	Rejets sup	Rejets moy	Rejets inf	Rejets sup
<i>Aequipecten opercularis</i>	SCE	18	79,06	917,86	0,00	2087,90	1005,03	360,71	1649,34	6795,51	5598,13	7992,90	1117,66	784,85	1450,47
<i>Agonus cataphractus</i>	SMD	15	0,00	26,64	0,00	61,71	29,28	10,98	47,58	231,45	196,77	266,12			
<i>Alosa alosa</i>	CLU	5	0,41	44,79	0,00	129,08	46,63	0,00	134,03	410,94	324,94	496,94	14,40	0,00	121,08
<i>Alosa fallax</i>	CLU	4	1,40	1,54	0,00	3,95	1,99	0,22	3,77	13,73	11,22	16,23			
<i>Arnoglossus</i>	OFF	4	0,00	2,36	0,00	5,16	2,61	0,67	4,56	21,62	18,70	24,53			
<i>Arnoglossus laterna</i>	OFF	3	0,00	0,11	0,00	0,31	0,11	0,00	0,24	0,75	0,54	0,96			
<i>Aspitrigla cuculus</i>	GUX	53	849,58	142,81	6,64	279,25	172,86	133,48	212,59	1306,28	1184,25	1428,56	198,33	111,96	284,71
<i>Belone belone</i>	MAC	4	9,61	1,19	0,00	2,70	1,16	0,00	2,49	1,09	0,66	2,50	0,45	0,00	3,27
<i>Buccinum undatum</i>	WHE	21	1861,51	94,79	8,67	183,28	112,49	50,16	174,82	406,50	311,83	501,17	462,04	394,16	591,31
<i>Buglossidium luteum</i>	OFF	10	0,00	3,17	0,00	7,66	3,09	0,28	7,18	23,69	19,11	28,26			
<i>Callionymus</i>	SMD	64	0,00	84,08	22,30	146,49	82,99	51,69	114,35	729,35	662,56	796,71			
<i>Cancer pagurus</i>	CRA	81	376,98	222,97	117,66	340,88	210,20	134,86	285,54	803,33	700,44	926,49	41,72	0,00	247,22
<i>Chelidonichthys lastoviza</i>	GUX	14	55,56	20,81	3,42	47,42	32,19	23,45	41,10	188,09	163,46	213,02	30,68	14,18	47,21
<i>Chelidonichthys lucerna</i>	GUX	38	490,26	139,16	26,19	253,21	156,07	97,71	214,53	1268,14	1152,65	1384,14			
<i>Clupea harengus</i>	CLU	61	6810,23	2567,73	0,00	5352,83	3773,64	2359,19	5188,09	24343,66	21642,50	27044,82	2253,90	346,04	5424,07
<i>Crangon crangon</i>	SHP	6	128,68	33,47	0,00	93,65	23,31	0,00	68,01	124,16	59,79	188,52	13,40	6,37	20,43
<i>Cyclopterus lumpus</i>	LBT	3	0,00	0,76	0,00	2,24	1,15	0,00	3,44	8,09	6,46	9,79			
<i>Dicentrarchus labrax</i>	BSS	12	1109,64	39,83	0,00	97,10	56,22	3,33	109,36	336,19	275,57	397,15	28,63	8,54	73,04
<i>Echiichthys vipera</i>	SMD	20	0,00	27,84	0,00	74,91	27,60	4,34	58,73	195,71	146,97	244,45			
<i>Engraulis encrasicolus</i>	CLU	4	2,75	7,67	0,00	22,20	8,15	0,41	15,90	70,29	55,71	84,87			
<i>Eutrigla gurnardus</i>	GUX	14	4,94	18,09	0,00	37,61	15,38	10,79	19,97	165,90	147,44	184,36			
<i>Gadus morhua</i>	COD	21	1097,57	93,74	3,52	184,04	100,88	55,08	146,68	705,27	627,94	796,68	47,02	0,00	130,10
<i>Homarus gammarus</i>	LBE	4	85,18	0,64	0,00	1,75	0,57	0,00	1,29	1,20	0,63	2,43	0,55	0,00	1,83
<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	SMD	4	0,00	11,21	0,00	26,03	9,62	3,17	16,12	102,33	87,72	117,04			
<i>Labrus bergylla</i>	LBT	3	44,93	3,12	0,00	8,81	3,16	0,74	6,73	17,66	14,14	23,33	4,48	0,59	11,61
<i>Limanda limanda</i>	DAB	215	941,60	2978,29	1128,73	4857,33	3432,64	2483,32	4382,10	25668,77	24044,03	27351,28	3044,93	1960,29	4334,52
<i>Loliginidae</i>	CEP	13	1187,97	8,27	0,00	19,69	8,83	5,58	12,13	76,08	65,02	87,15	12,19	7,57	21,52
<i>Maja squinado</i>	CRA	81	137,85	573,55	92,66	1085,34	694,96	291,36	1098,67	2009,24	1586,95	2516,54	434,32	0,00	1187,81
<i>Merlangius merlangus</i>	WHG	145	4731,78	5102,97	2395,05	8000,29	6171,96	4755,74	7588,88	50447,00	48154,91	52740,55	4477,47	2049,08	6905,86
<i>Microchirus variegatus</i>	OFF	11	23,56	3,45	0,07	8,59	3,43	0,57	6,34	25,85	21,00	31,10	7,71	0,63	14,79
<i>Microstomus kitt</i>	OFF	31	194,85	34,91	11,54	58,51	33,07	22,33	44,19	317,76	294,61	341,28	18,99	0,00	44,49
<i>Mullus surmuletus</i>	MUL	10	573,16	6,22	0,00	13,26	8,44	3,32	13,68	56,08	49,40	62,99	17,40	13,67	24,43
<i>Mustelus spp</i>	SHK	37	933,63	95,31	17,31	201,43	134,58	71,67	204,06	2056,80	1975,29	2153,44	225,81	99,26	354,86
<i>Necora puber</i>	CRA	89	82,99	431,10	119,40	742,94	421,52	215,61	627,43	3219,80	2919,59	3542,03	1204,74	622,89	1786,59
<i>Pecten maximus</i>	SCE	62	15340,01	1233,33	568,66	1903,79	1542,65	1035,34	2051,12	3212,98	2570,64	3860,13	1572,27	900,77	2249,42
<i>Platichthys flesus</i>	OFF	26	108,41	364,52	0,00	746,75	361,55	130,62	592,59	3216,76	2840,52	3597,17	124,00	0,00	398,09
<i>Pleuronectes platessa</i>	PLE	213	2034,70	2839,38	638,45	5074,56	3159,12	1713,14	4605,53	13754,07	11435,91	16096,60	2554,49	486,43	5255,92
<i>Pollachius pollachius</i>	POL	2	267,51	1,42	0,00	4,19	2,06	0,03	4,77	5,40	3,75	8,29	3,79	0,91	6,68
<i>Raja brachyura</i>	RAY	8	27,47	7,81	0,00	21,17	5,73	1,00	10,46	69,10	56,07	82,63	1,13	0,01	17,32
<i>Raja clavata</i>	RAY	47	504,44	149,72	17,34	288,84	131,44	86,82	182,94	1302,63	1166,22	1440,53	101,19	0,00	284,89
<i>Raja montagui</i>	RAY	12	29,15	20,97	1,49	40,64	17,63	9,69	25,56	182,12	163,23	202,11	29,48	2,05	57,96
<i>Raja undulata</i>	RAY	17	12,70	119,24	42,77	231,36	116,40	65,76	169,09	984,16	883,79	1093,86	17,16	0,00	181,95
<i>Sardina pilchardus</i>	CLU	17	434,94	92,91	0,00	210,80	98,55	4,36	214,76	855,14	738,42	971,86			
<i>Scomber scombrus</i>	MAC	46	7154,13	332,10	30,87	633,77	463,46	209,85	717,07	4084,77	3808,60	4367,30	305,02	92,34	581,77
<i>Scophthalmus rhombus</i>	OFF	45	120,30	29,76	7,55	51,96	33,79	18,75	48,83	122,69	107,06	144,64	8,25	0,00	31,35
<i>Scyliorhinus canicula</i>	RAY	23	1955,04	124,79	49,22	203,13	143,09	94,54	196,00	1694,97	1618,30	1773,28	122,94	27,55	219,72
<i>Scyliorhinus stellaris</i>	RAY	2	306,79	0,17	0,00	0,51	0,23	0,00	0,60	1,44	1,06	1,81	0,28	0,08	0,47
<i>Sepia officinalis</i>	CEP	11	2846,21	23,06	0,00	53,47	20,93	8,18	33,92	200,05	169,87	230,43			
<i>Solea lascaris</i>	OFF	10	52,25	0,96	0,00	2,12	0,94	0,00	2,06	0,22	0,00	1,37	0,32	0,00	1,66
<i>Solea solea</i>	SOL	85	2343,93	173,17	9,22	340,63	160,31	80,36	240,59	1282,97	1109,43	1463,39	275,78	149,15	435,25
<i>Spondyllosoma cantharus</i>	SPA	67	596,48	298,66	0,00	683,28	306,79	229,72	384,02	2735,62	2382,06	3089,65	209,04	119,28	299,21
<i>Sprattus sprattus</i>	CLU	20	0,05	11,76	1,05	22,66	19,17	5,55	32,79	155,93	145,28	166,58			
<i>Taurulus bubalis</i>	SMD	15	0,00	88,06	0,00	195,92	95,42	53,23	137,61	807,84	703,65	912,02			
<i>Trachinus draco</i>	SMD	4	94,62	3,45	0,00	7,32	3,26	0,45	6,07	31,63	27,78	35,49	1,31	0,00	6,25
<i>Trachurus trachurus</i>	MAC	154	898,02	3744,86	1004,03	6523,58	4332,70	3151,97	5513,74	36823,92	34317,60	39331,85	1828,38	4,28	5197,85
<i>Trisopterus luscus</i>	GAD	159	2313,63	950,48	510,33	1391,64	961,90	735,89	1187,91	7934,30	7571,99	8351,77	810,97	299,11	1328,71
<i>Trisopterus minutus</i>	GAD	59	0,00	390,93	117,87	664,48	436,29	290,24	582,34	3583,53	3307,58	3859,48			
<i>Zeus faber</i>	LBT	12	45,18	2,65	0,00	5,47	3,11	1,50	4,79	21,55	19,06	24,37	2,73	0,42	6,21

Annexe VI

Débarquements et rejets (en tonnes) issus des quatre méthodes d'élevation après agrégation des espèces par groupe fonctionnel.

Groupes	Débts	Marée			Nb jours de mer			Temps de pêche			Débarquements			
		Rejets moy	Rejets inf	Rejets sup	Rejets moy	Rejets inf	Rejets sup	Rejets moy	Rejets inf	Rejets sup	Débts	Rejets moy	Rejets inf	Rejets sup
BSS	1109,64	39,83	0,00	97,10	56,22	3,33	109,36	336,19	275,57	397,15	1109,64	28,63	8,54	73,04
CEP	4034,18	31,33	0,00	73,16	29,76	13,77	46,05	276,13	234,89	317,58	1187,97	12,19	7,57	21,52
CLU	7249,78	2726,41	1,05	5741,53	3948,13	2369,73	5589,33	25849,69	22918,07	28781,30	6810,64	2268,30	346,04	5545,16
COD	1097,57	93,74	3,52	184,04	100,88	55,08	146,68	705,27	627,94	796,68	1097,57	47,02	0,00	130,10
CRA	597,81	1227,62	329,72	2169,16	1326,67	641,83	2011,65	6032,37	5206,98	6985,06	597,81	1680,77	622,89	3221,62
DAB	941,60	2978,29	1128,73	4857,33	3432,64	2483,32	4382,10	25668,77	24044,03	27351,28	941,60	3044,93	1960,29	4334,52
GAD	2313,63	1341,41	628,21	2056,12	1398,19	1026,13	1770,24	11517,83	10879,56	12211,25	2313,63	810,97	299,11	1328,71
GUX	1400,34	320,87	36,25	617,50	376,49	265,43	488,19	2928,40	2647,79	3210,08	905,14	229,02	126,14	331,91
LBE	85,18	0,64	0,00	1,75	0,57	0,00	1,29	1,20	0,63	2,43	85,18	0,55	0,00	1,83
LBT	90,11	6,53	0,00	16,51	7,42	2,24	14,96	47,29	39,66	57,48	90,11	7,21	1,00	17,82
MAC	8061,76	4078,14	1034,90	7160,05	4797,32	3361,83	6233,29	40909,77	38126,86	43701,65	8061,76	2133,85	96,62	5782,90
MUL	573,16	6,22	0,00	13,26	8,44	3,32	13,68	56,08	49,40	62,99	573,16	17,40	13,67	24,43
OFF	499,37	439,22	19,16	881,07	438,58	173,23	705,99	3729,33	3301,54	4169,32	499,37	159,28	0,63	490,39
PLE	2034,70	2839,38	638,45	5074,56	3159,12	1713,14	4605,53	13754,07	11435,91	16096,60	2034,70	2554,49	486,43	5255,92
POL	267,51	1,42	0,00	4,19	2,06	0,03	4,77	5,40	3,75	8,29	267,51	3,79	0,91	6,68
RAY	2835,59	422,72	110,83	785,65	414,52	257,82	584,65	4234,42	3888,68	4594,22	2835,59	272,17	29,68	762,32
SCE	15419,07	2151,19	568,66	3991,69	2547,68	1396,05	3700,46	10008,49	8168,76	11853,04	15419,07	2689,93	1685,63	3699,89
SHK	933,63	95,31	17,31	201,43	134,58	71,67	204,06	2056,80	1975,29	2153,44	933,63	225,81	99,26	354,86
SHP	128,68	33,47	0,00	93,65	23,31	0,00	68,01	124,16	59,79	188,52	128,68	13,40	6,37	20,43
SMD	94,62	241,29	22,30	512,38	248,17	123,86	380,46	2098,31	1825,45	2371,83	94,62	1,31	0,00	6,25
SOL	2343,93	173,17	9,22	340,63	160,31	80,36	240,59	1282,97	1109,43	1463,39	2343,93	275,78	149,15	435,25
SPA	596,48	298,66	0,00	683,28	306,79	229,72	384,02	2735,62	2382,06	3089,65	596,48	209,04	119,28	299,21
WHE	1861,51	94,79	8,67	183,28	112,49	50,16	174,82	406,50	311,83	501,17	1861,51	462,04	394,16	591,31
WHG	4731,78	5102,97	2395,05	8000,29	6171,96	4755,74	7588,88	50447,00	48154,91	52740,55	4731,78	4477,47	2049,08	6905,86

Une colonne « *Débts* » propre aux élevations faites à partir de la variable auxiliaire « Débarquements » a été ajoutée car cette méthode d'élevation porte sur moins d'espèces que celles utilisées pour les trois autres méthodes (i.e. seulement sur les espèces débarquées pour lesquelles les rejets ont pu être élevés).

Annexe VII

Liste des simulations utilisées dans le cadre de l'analyse de sensibilité, avec les détails de paramétrage correspondants.

Analyse de sensibilité sur la consommation des rejets par les nécrophages

Sensibilité du modèle à la paramétrisation du comportement nécrophage

Simulations exploratoires

<i>all pPREY/DIS = 0</i>	Tous les paramètres pPREY/DIS sont fixés à 0. Autrement dit, les rejets ne sont consommés par aucun groupe, ils se dégradent et deviennent des détritits (DL et DR).
<i>all pPREY/DIS = 1</i>	Les paramètres pPREY/DIS sont fixés à 1 pour tous les groupes considérés comme consommateurs de rejets dans la simulation de référence (concerne les groupes fonctionnels ayant des pPREY/DIS non nuls).
<i>-50% pPREY/DIS</i>	Tous les pPREY/DIS de la simulation de référence sont diminués de 50%.
<i>+50% pPREY/DIS</i>	Tous les pPREY/DIS de la simulation de référence sont augmentés de 50%.

Accessibilité des groupes fonctionnels aux rejets

<i>rejets flottent</i>	Les groupes de nécrophages inclus dans la catégorie des "organismes se nourrissant en surface" ont un paramètre pPREY/DIS égal à 1. Les pPREY/DIS des groupes de nécrophages des autres catégories bathymétriques valent 0,1.
<i>rejets coulent</i>	Les groupes de nécrophages inclus dans la catégorie des "organismes se nourrissant sur le fond" ont un paramètre pPREY/DIS égal à 1. Les pPREY/DIS des groupes de nécrophages des autres catégories bathymétriques valent 0,1.

Modifications du régime alimentaire des oiseaux marins

<i>-40% pPREY SB</i>	Tous les paramètres pPREY des oiseaux marins de la simulation de référence sont diminués de 40%, sauf le pPREY/DIS qui est fixé à 1.
<i>+40% pPREY/DIS SB</i>	Seul le pPREY/DIS des oiseaux marins de la simulation de référence est augmenté de 40%.

Sensibilité du modèle à la dynamique des compartiments détritiques

<i>carrion breakdown = 0,2</i>	Le paramètre de dégradation des rejets en détritits est fixé à 0,2/jour.
<i>carrion breakdown = 0,04</i>	Le paramètre de dégradation des rejets en détritits est fixé à 0,04/jour.

Sensibilité du modèle à la structure de la communauté de nécrophages

<i>all pPREY/DIS biblio = 1</i>	Tous les groupes considérés comme nécrophages au regard de la bibliographie ont un pPREY/DIS égal à 1. Les pPREY/DIS des autres groupes sont nuls.
<i>SB – RAY – SHK – SHP – DEP</i>	La communauté de nécrophages n'est composée que de cinq groupes fonctionnels (SB, RAY, SHK, SHP et DEP) pour lesquels les pPREY/DIS ont été fixés à 1, les pPREY/DIS des autres groupes sont nuls.
<i>SB – SHP</i>	La communauté de nécrophages n'est composée que de deux groupes fonctionnels (SB et SHP) pour lesquels les pPREY/DIS ont été fixés à 1, les pPREY/DIS des autres groupes sont nuls.
<i>CRA – DEP</i>	La communauté de nécrophages n'est composée que de deux groupes fonctionnels (CRA et DEP) pour lesquels les pPREY/DIS ont été fixés à 1, les pPREY/DIS des autres groupes sont nuls.

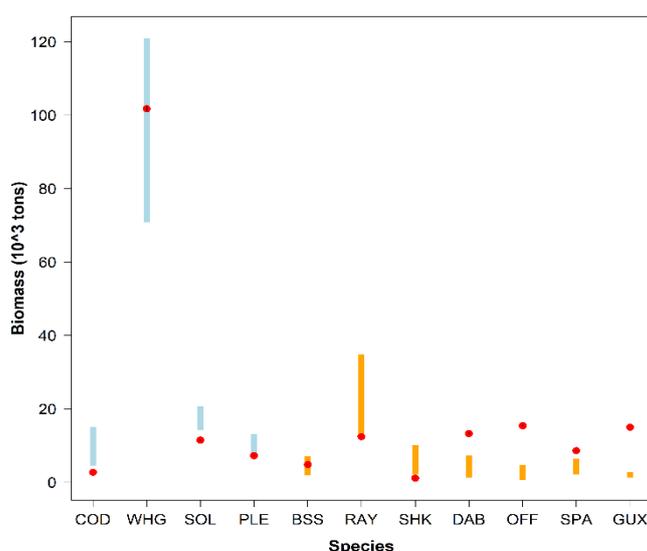
Analyse de sensibilité sur les flux de rejets

<i>FFCDR max. méthodes</i>	Les taux de rejets des espèces ont été établis à partir des valeurs plafonds de rejets, en prenant le maximum des différentes méthodes d'élévation.
<i>ajout inv. NC</i>	Une mortalité par pêche a été appliquée aux groupes d'invertébrés non commerciaux (DEP, SUS, ECH et ZOG) proportionnellement à leur biomasse dans le système dans la simulation de référence. Le taux de rejets de ces quatre groupes a été fixé à 1.
<i>FFCDR sup + inv. NC</i>	Les taux de rejets des groupes fonctionnels ont été fixés au maximum (taux de rejets plafonds des différentes méthodes d'élévation) et une mortalité par pêche a été ajoutée aux invertébrés non commerciaux (avec un taux de rejets égal à 1).

Annexe VIII

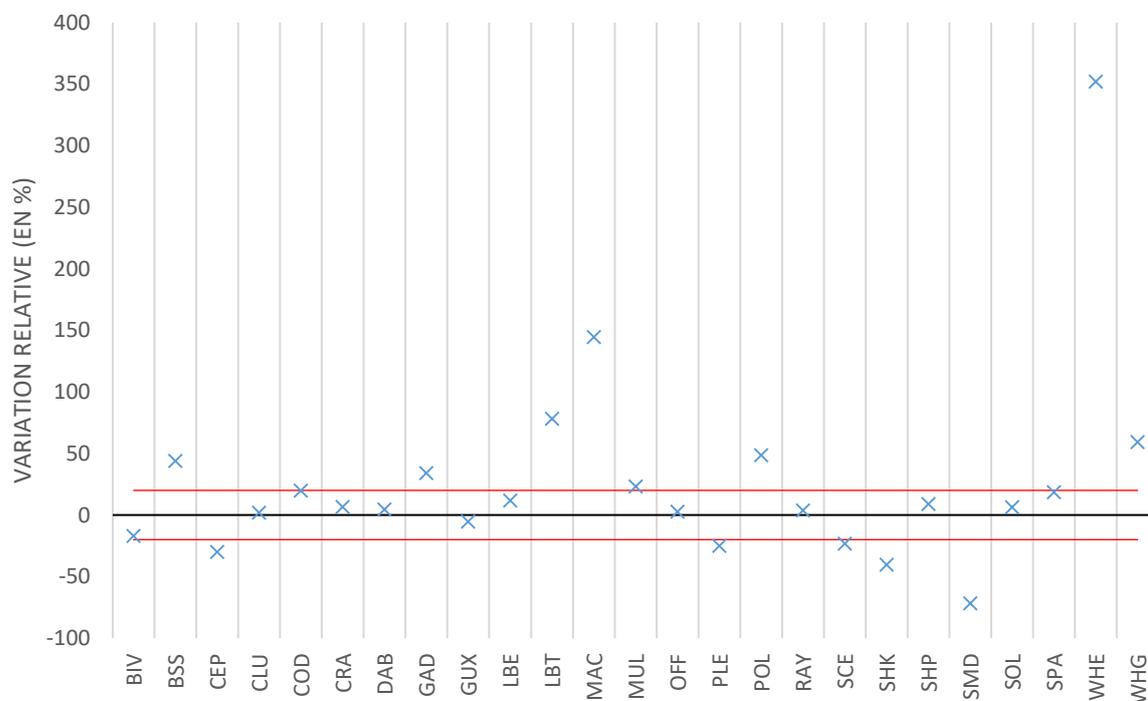
Etude de la performance du modèle.

1. Comparaison des biomasses moyennes sur les trente dernières années de la simulation historique de 200 ans (points rouges) de quelques groupes fonctionnels aux biomasses obtenues par les évaluations de stock (barres bleues) et campagnes CGFS (barres orange) sur la période 2002-2011. Les extrémités des barres représentent le minimum et le maximum de biomasse évaluée/observée pour chacun des groupes sur la période de calibration.



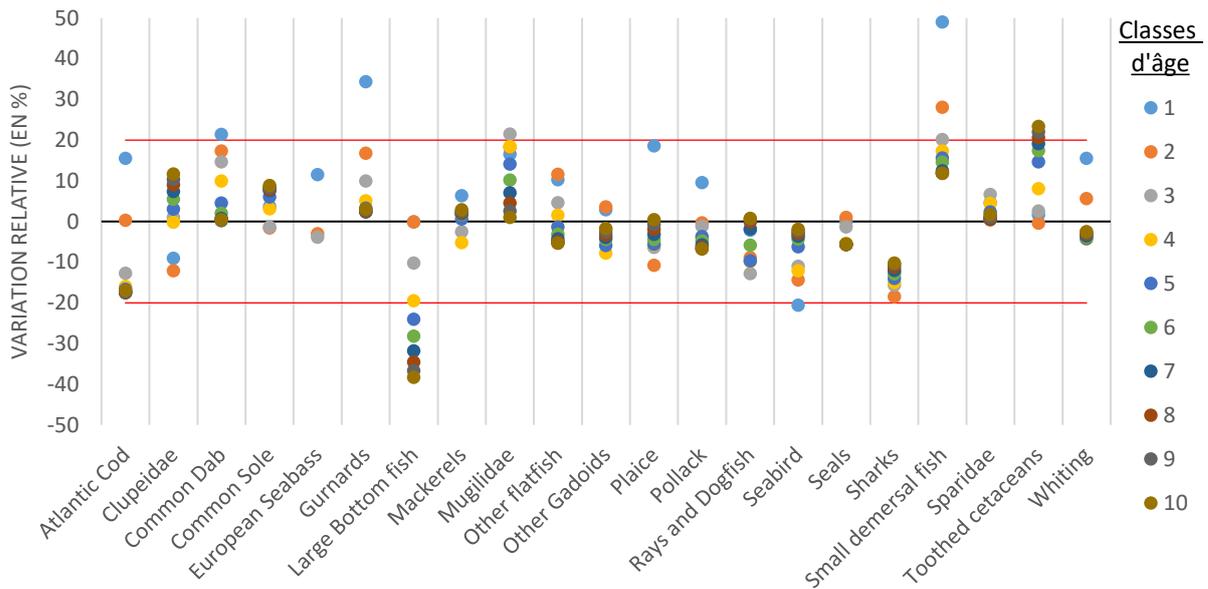
Les biomasses des groupes fonctionnels WHG et PLE simulées dans le modèle sont comprises entre le minimum et le maximum des valeurs évaluées par le CIEM sur la période 2002-2011. La cohérence entre les biomasses estimées par Atlantis et celles évaluées est moins nette pour les groupes COD et SOL qui se retrouvent légèrement sous-estimés par le modèle. Le modèle représente correctement la biomasse des groupes fonctionnels des espèces sous quota. Pour ce qui est des espèces n'ayant pas fait l'objet d'évaluation de stock, des écarts sont visibles entre les biomasses simulées par le modèle Atlantis Manche Est et celles issues des campagnes. En effet, seuls les groupes BSS, RAY et SHK se situent dans l'intervalle des observations faites sur la période 2002-2011. Les autres groupes (DAB, OFF, SPA et GUX) sont surestimés par le modèle par rapport aux observations. La biomasse de ces espèces a été initialisée à partir des sorties d'un modèle Ecopath (Carpentier et al., 2009). En plus de provenir de données estimées par un modèle, ces biomasses sont comparées à des données issues de campagnes CGFS qui utilisent un chalut de fond à grande ouverture verticale, choisi en priorité pour capturer des espèces démersales (Coppin et al., 2006). Ainsi, la capturabilité non optimale des espèces benthiques (par exemple les poissons plats) peut expliquer les différences de biomasse observées.

2. Estimation de la performance du modèle sur les données de capture issues de la simulation historique de 200 ans pour chacun des groupes fonctionnels. Les sorties (captures) du modèle Atlantis sont comparées aux données issues des livres de bord et données de rejets sur la période de calibration 2002-2011. Les lignes rouges représentent le critère d'acceptation (c'est-à-dire 20% autour des données observées).



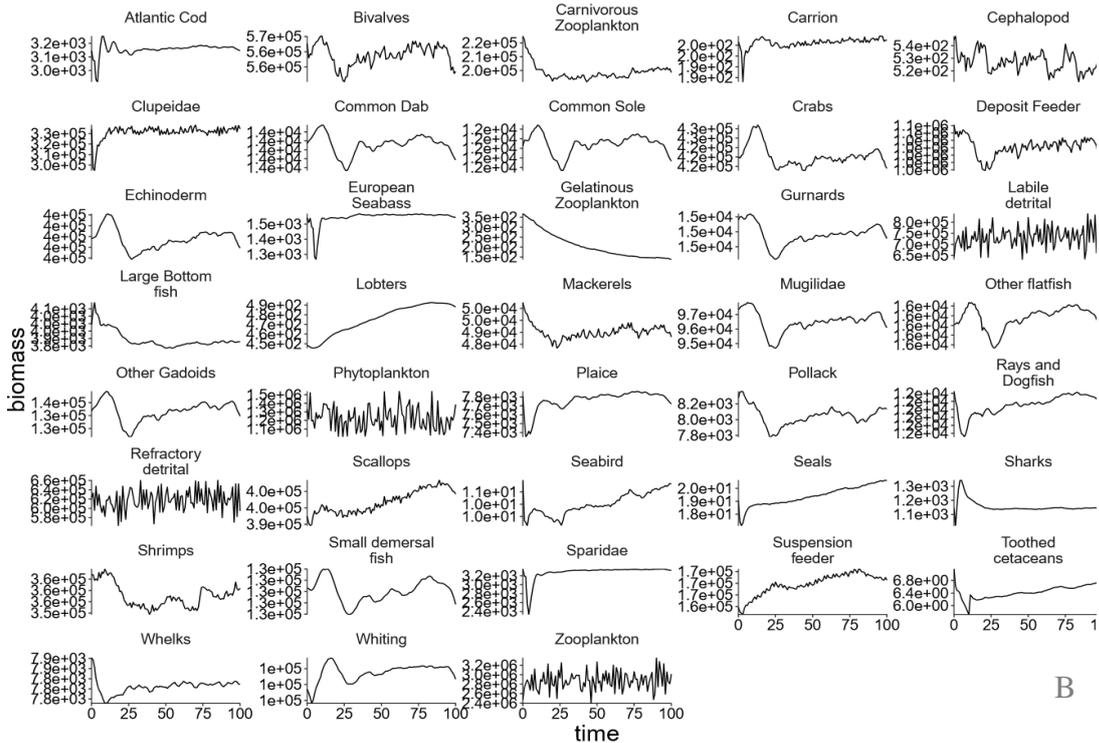
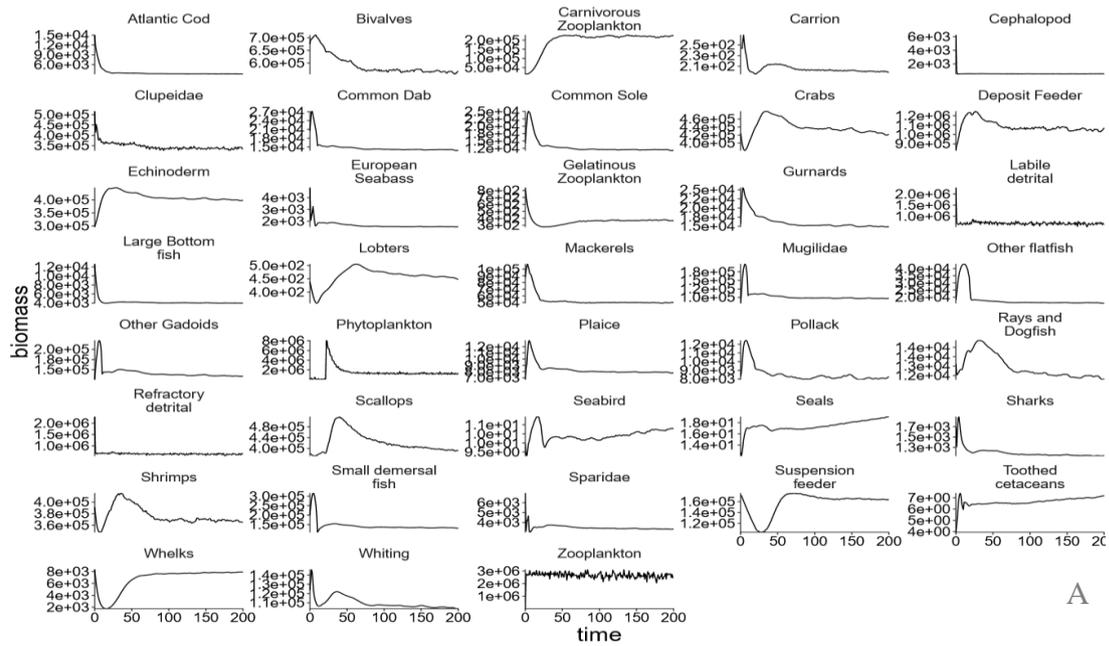
Le modèle a tendance à surestimer les captures des groupes WHE et MAC et, à l'inverse, sous-estimer celles du groupe SMD. Pour les autres groupes, les estimations faites par le modèle sont incluses (ou proches) des limites d'acceptation, reflétant une bonne reproduction du modèle.

3. Différences relatives des longueurs moyennes des groupes fonctionnels de vertébrés par classe d'âge obtenues en moyennant les 30 dernières années de la simulation historique de 200 ans par rapport aux longueurs initiales de cette simulation. Ces longueurs initiales, considérées comme valeurs de référence, ont été calculées à partir des courbes de croissance de von Bertalanffy collectées à partir de Fishbase (<http://www.fishbase.org/search.php>) et de l'Atlas des Habitats des Ressources Marines de la Manche Orientale (Carpentier et al., 2009). Le seuil d'acceptation correspond à un écart de plus ou moins 20% autour des valeurs initiales (lignes rouges).



Par rapport aux longueurs ayant servi à l'initialisation de la simulation historique, les longueurs moyennes des groupes fonctionnels simulées par le modèle sont sous-estimées pour le groupe des LBT et, à l'inverse, surestimées pour les petites classes d'âge des groupes SMD et GUX (pour un seuil d'acceptation de 20%). Concernant les autres groupes fonctionnels, le modèle reproduit bien les longueurs des différentes classes d'âge.

4. Evolution de la biomasse de chacun des groupes fonctionnels au cours de la simulation historique de 200 ans (A) et au cours de la simulation de référence (B), c'est-à-dire après l'initialisation faite à partir des sorties de la simulation historique de 200 ans.

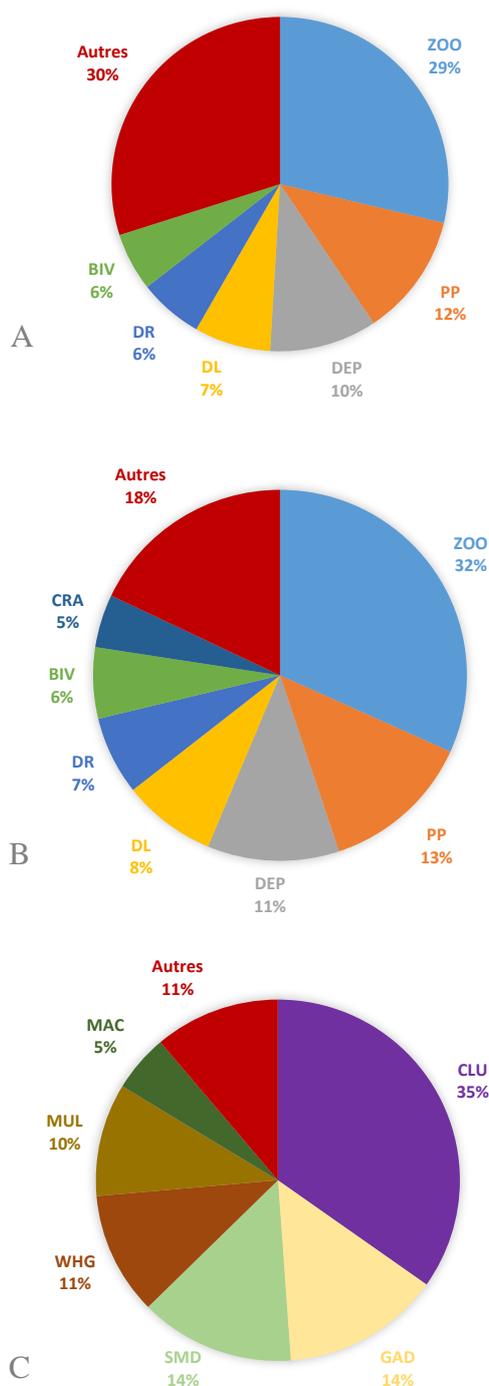


La comparaison des projections de biomasse des groupes fonctionnels sur les 200 années de la simulation historique et sur les 100 ans de la simulation de référence montre que le nouveau jeu de paramètres en entrée de la simulation de référence permet de conserver une certaine stabilité de l'écosystème par rapport aux paramètres initiaux de la simulation historique. Pour l'analyse de ces graphiques, il est nécessaire de prêter attention à l'échelle de l'axe des ordonnées qui s'adapte à la biomasse du groupe fonctionnel et qui peut, ainsi, inciter à surestimer l'importance des variations. Par ailleurs, le choix des trente dernières années pour moyenner les sorties du modèle semble capturer correctement la cyclicité de la biomasse remarquée chez certains groupes fonctionnels, par exemple les céphalopodes.

Annexe IX

Distribution de la biomasse du réseau trophique de la Manche Est par groupe fonctionnel, d'après la simulation de référence.

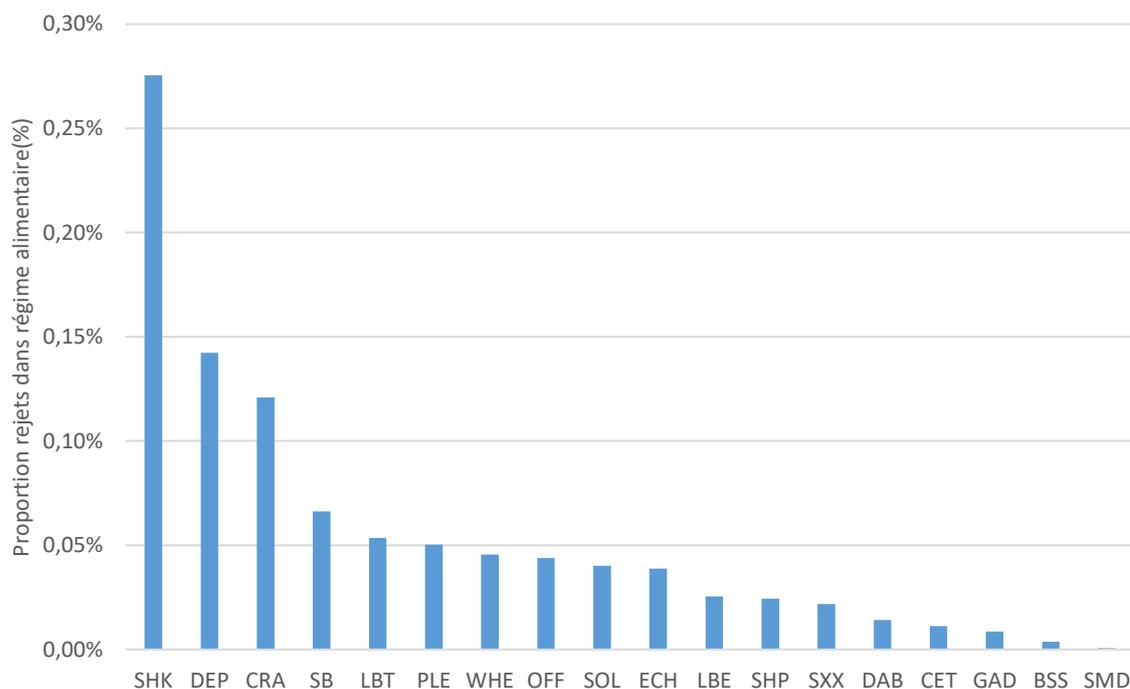
Composition de la biomasse totale écosystémique (A), de la biomasse d'invertébrés (B) et de la biomasse de vertébrés (C). La biomasse des groupes fonctionnels provient de la moyenne sur les trente dernières années de la simulation de référence.



Annexe X

Part des rejets dans le régime alimentaire des groupes fonctionnels de nécrophages dans la simulation de référence.

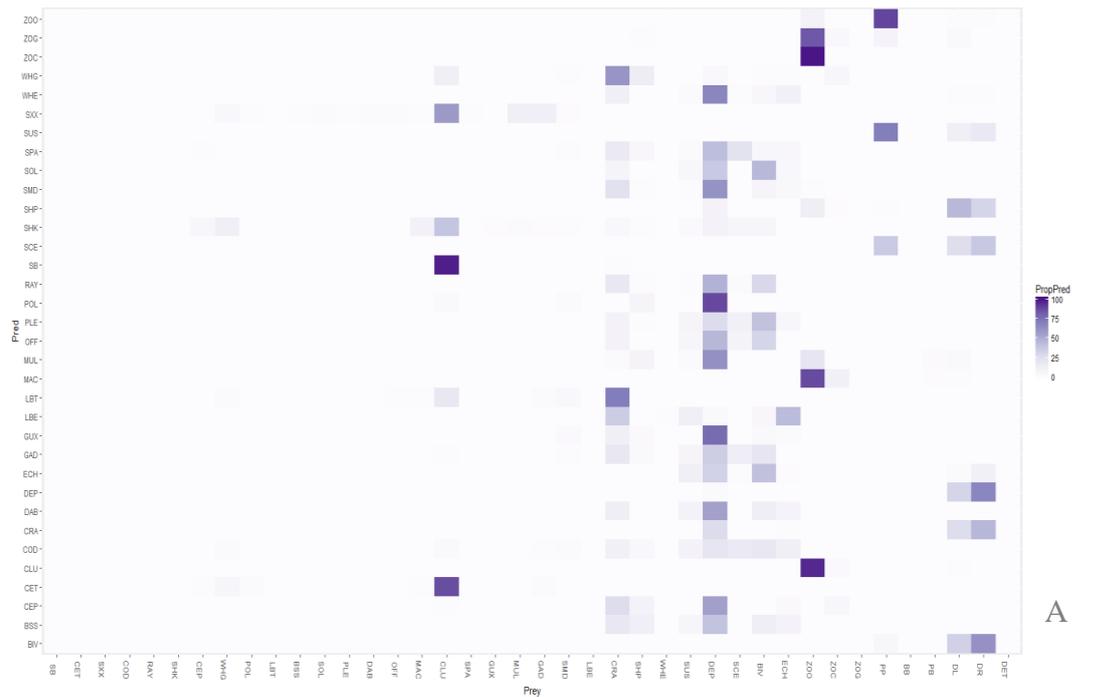
La portion de rejets dans le régime alimentaire est un résultat du modèle Atlantis Manche Est qui découle des équations présentées dans la section II.1.1., avec l'intervention de l'accessibilité des proies, de leur taille, de la co-occurrence proie-prédateur et de l'abondance de la proie.



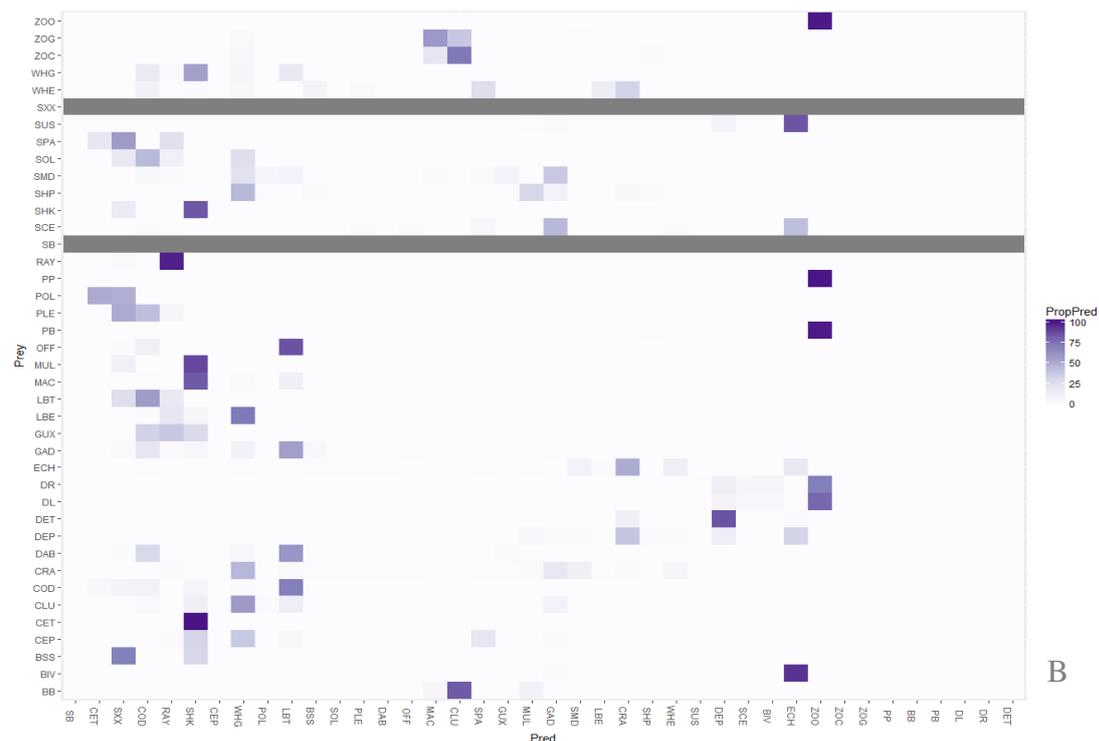
Annexe XI

Composition du régime alimentaire des groupes fonctionnels et constitution de la mortalité par prédation de chaque proie.

Le premier graphique (A) représente la contribution (en %) de chaque proie (en colonnes) dans le régime alimentaire de chaque prédateur (en lignes). Le second (B) illustre la proportion de chaque prédateur (en colonnes) dans la mortalité par prédation de chaque proie (en lignes) (en %). Le dégradé de bleu caractérise l'intensité de chaque proportion, chaque ligne étant équivalente à 100%. Les lignes grises (B) montrent l'absence de valeurs, autrement dit l'absence de prédation des groupes SB et SXX dans le modèle.



A

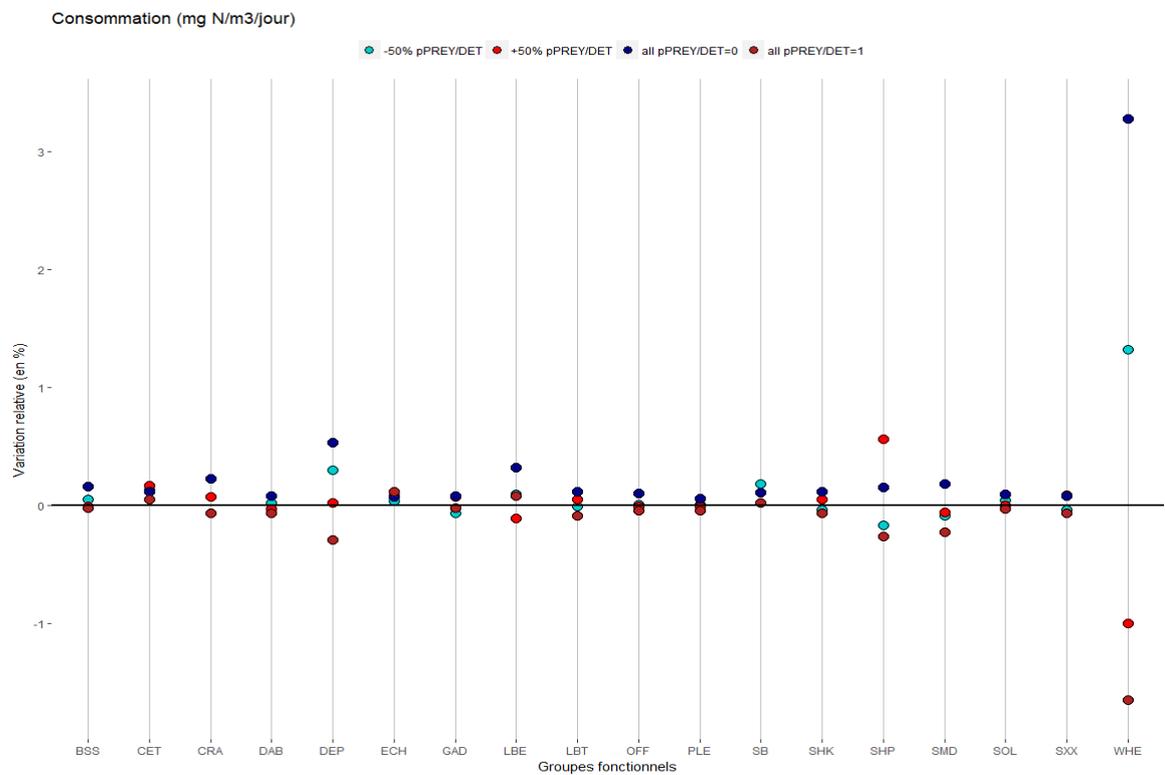


B

Annexe XII

Variations relatives de la consommation (en mg N/m³/jour) des groupes de nécrophages entre les simulations exploratoires et la simulation de référence.

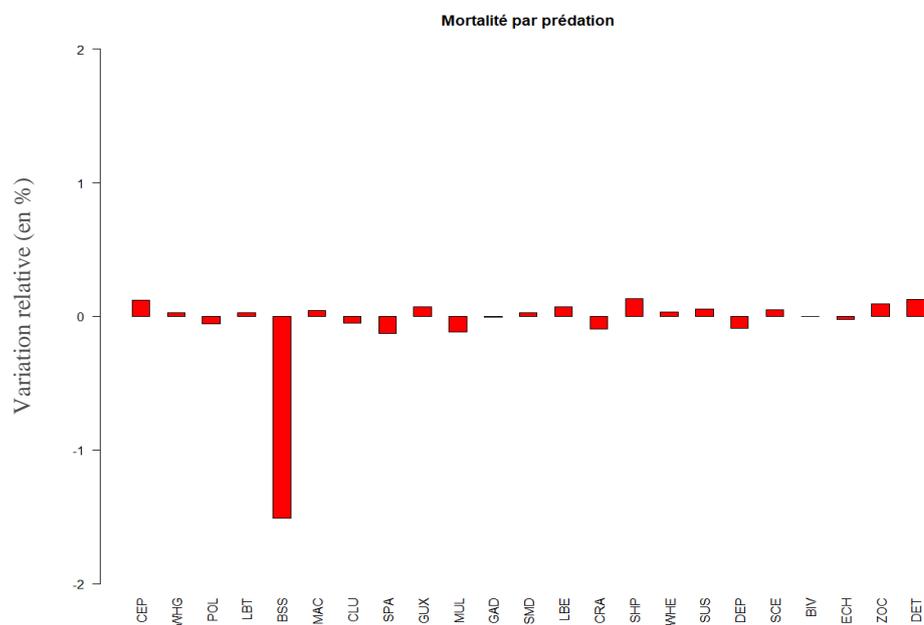
La comparaison s'effectue à partir des valeurs moyennes des trente dernières années des simulations.



Annexe XIII

Variations relatives de la mortalité par prédation de la simulation « -40% *pPREY SB* » par rapport à la simulation de référence.

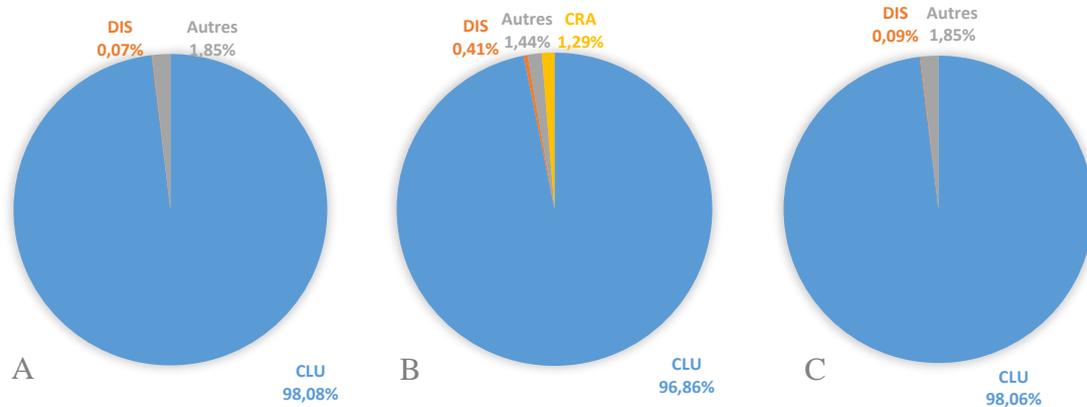
La comparaison a été faite sur les valeurs moyennes des trente dernières années de simulation pour toutes les proies constitutives du régime alimentaire des oiseaux marins.



Annexe XIV

Composition du régime alimentaire des oiseaux marins.

Composition du régime alimentaire des oiseaux marins dans la simulation de référence (A), la simulation « -40% *pPREY SB* » (B) et « +40% *pPREY/DIS SB* » (C).



Annexe XV

Liste des espèces (et groupes fonctionnels associés) considérées comme nécrophages au regard de la bibliographie.

Les sources bibliographiques proviennent d'observations directes, d'études expérimentales et de données de pêcheries commerciales utilisant des appâts. Cette analyse bibliographique est tirée du travail de Depestele et al. (submitted). Les groupes fonctionnels figurant en gras et soulignés représentent les groupes considérés comme nécrophages dans la littérature mais qui ne le sont pas dans la simulation de référence (pPREY/DIS nuls).

Groupes	Espèces	Sources		
		Observations directes	Etudes expérimentales	Données de pêcheries
TOOTHED CETACEANS	Dauphins	Alverson et al. (1994), Hill & Wasseberg (2000)	Hill & Wasseberg (1990), Ansmann et al. (2012)	
SEALS	Phoques	Luque et al. (2006)	Britton & Morton (1994), Cronin et al. (2012)	
<u>COD</u>	<i>Gadus morhua</i>		Elliott et al. (2017)	Depestele et al. (submitted)
<u>RAYS AND DOGFISHES</u>	Raies <i>Raja montagui</i>		Collins et al. (1999) Olaso et al. (2002)	
	<i>Squalus acanthias</i>			Depestele et al. (submitted)
	<i>Scyliorhinus canicula</i>		Kaiser & Spencer (1994), Kaiser et al. (1996), Olaso et al. (1998), Olaso et al. (2002), Davenport et al. (2016)	
SHARKS	Requins	Alverson et al. (1994), Hill & Wasseberg (2000)	Hill & Wasseberg (1990), Collins et al. (1999), Erzini et al. (2003)	
<u>CEPHALOPODS</u>	Calamars		Hill & Wasseberg (2000), Olaso et al. (2002)	
	<i>Sepia officinalis</i>			Depestele et al. (submitted)
<u>WHITING</u>	<i>Merlangius merlangius</i>		Kaiser & Spencer (1994), Martinez et al. (2011), WGECO (2016)	
<u>POLLACK</u>	<i>Pollachius spp</i>		Quaggiotto (2016)	Depestele et al. (submitted)
LARGE BOTTOM FISH	<i>Merluccius merluccius</i>		Laptikhovskiy & Fetisov (1999)	Depestele et al. (submitted)
	<i>Conger conger</i>		Erzini et al. (2003), Castro et al. (2005), Cronin et al. (2012)	Depestele et al. (submitted)
	<i>Molva molva</i>			Depestele et al. (submitted)
SEABASS	<i>Dicentrarchus labrax</i>			Depestele et al. (submitted)
SOLE	<i>Solea solea</i>		Baeta et al. (2009)	
PLAICE	<i>Pleuronectes platessa</i>		Kaiser & Spencer (1996), Feeking et al. (2015)	
DAB	<i>Limanda limanda</i>		Kaiser & Spencer (1996), Feeking et al. (2015), Martinez et al. (2011), Quaggiotto (2016), WGECO (2016)	
OTHER FLATFISHES	Poissons plats		Veale et al. (2000), Jenkins et al. (2004), Davenport et al. (2016)	
<u>MACKERELS</u>	<i>Scomber scombrus</i>			Depestele et al. (submitted)
<u>SPARIDAE</u>	Sparidés <i>Pagellus bogaraveo</i>		Erzini et al. (1997) Olaso et al. (2002)	
	<u>GURNARDS</u>	Grondins	Kaiser & Spencer (1994)	
OTHER GADOIDS	Gadidés		Kaiser & Spencer (1996), Groenewold (2000), Jenkins et al. (2004)	
SMALL DEMERSAL FISHES	Gobies <i>Trachinus draco</i>		Davenport et al. (2016) Olaso et al. (2002)	
	<i>Agonus cataphractus</i>		Veale et al. (2000)	
	LOBSTERS	<i>Homarus gammarus</i>		Depestele et al. (submitted)
CRABS	<i>Carcinus maenas</i>		Berghahn (1990), Nickell & Moore (1991), Kaiser et al. (1996), Moore & Howarth (1996), Lee et al. (2004), Catchpole et al. (2006), Davenport et al. (2016), WGECO (2016)	Depestele et al. (submitted)
	<i>Cancer pagurus</i>		Ramsay et al. (1997), Groenewold (2000), Veale et al. (2000), Jenkins et al. (2004), Catchpole et al. (2006),	Depestele et al. (submitted)

			Feeking et al. (2015), Davenport et al. (2016), Quaggiotto (2016), WGEKO (2016)	
	<i>Pagurus bernhardus</i>		Nickell & Moore (1991), Kaiser & Spencer (1996), Moore & Howarth (1996), Ramsay et al. (1997), Groenewold (2000), Veale et al. (2000), Bergmann et al. (2002), Catchpole et al. (2006), Feeking et al. (2015), Quaggiotto (2016), WGEKO (2016)	
	<i>Maja squinado</i>		Kaiser et al. (1996), Jenkins et al. (2004), Baeta et al. (2009)	Depestele et al. (submitted)
	<i>Necora puber</i>		Moore & Howarth (1996)	Depestele et al. (submitted)
SHRIMPS	<i>Crangon crangon</i>		Berghahn (1990), Nickell & Moore (1991), Groenewold (2000), Lee et al. (2004), WGEKO (2016)	
	<i>Nephrops norvegicus</i>		Berghahn (1990), Bergmann et al. (2002), Bozzano & Sarda (2002), Feeking et al. (2015)	
WHELKS	<i>Buccinus undatum</i>		Nickell & Moore (1991), Lapointe & Sainte-Marie (1992), Evans et al. (1996), Kaiser & Spencer (1996), Moore & Howarth (1996), Ramsay et al. (1997), Bergmann et al. (2002), Catchpole et al. (2006), Reeve et al. (2010), Feeking et al. (2015), WGEKO (2016)	Depestele et al. (submitted)
DEPOSIT FEEDER	Amphipodes		Nickell & Moore (1991), Britton & Morton (1994), Ramsay et al. (1997), Collins et al. (1999b), Tamburri & Barry (1999), Bergmann et al. (2002), Bozzano & Sarda (2002), Lee et al. (2004), Catchpole et al. (2006), Svane & Barnett (2008)	
	Gastéropodes		Britton & Morton (1994), Erzini et al. (1997), Jones et al. (1998), Tamburri & Barry (1999), Bergmann et al. (2002), Catchpole et al. (2006), Baeta et al. (2009)	
	Isopodes		Nickell & Moore (1991), Ramsay et al. (1997), Bozzano & Sarda (2002), Castro et al. (2005), Svane & Barnett (2008)	
	Polychètes		Lee et al. (2004)	
ECHINODERM	<i>Asterias rubens</i>		Berghahn (1990), Hill & Wasseberg (1990), Nickell & Moore (1991), Kaiser & Spencer (1996), Moore & Howarth (1996), Ramsay et al. (1997), Groenewold (2000), Veale et al. (2000), Bergmann et al. (2002), Catchpole et al. (2006), WGEKO (2016)	
	<i>Astropecten irregularis</i>		WGEKO (2016), Veale et al. (2000)	
	<i>Ophiura ophiura</i>		Hill & Wasseberg (1990), Kaiser & Spencer (1996), Ramsay et al. (1997), Jones et al. (1998), Bozzano & Sarda (2002), Lee et al. (2004), Feeking et al. (2015), WGEKO (2016)	

Références bibliographiques :

- Alverson D., Murawski S., Pope J.G. (1994). Catch and discard impacts: Biological and ecological impacts. FAO Fisheries Technical. 339. ISBN 92-5-103555-5.
- Ansmann I. C., Parra G. J., Chilvers B. L., Lanyon J. M. (2012). Dolphins restructure social system after reduction of commercial fisheries. *Animal Behaviour*. 84, p575-581.
- Baeta F., Costa M. J., Cabral H. (2009). Trammel nets' ghost fishing off the Portuguese central coast. *Fisheries Research*. 98, p33-39.
- Berghahn R. (1990). On the potential impact of shrimping on trophic relationships in the Wadden Sea. In *Trophic Relationships in the Marine Environment: Proceedings of the 24th European Marine Biology Symposium*. p130-140.
- Bergmann M., Wiczorek S. K., Moore P. G., Atkinson, R. J. A. (2002). Utilisation of invertebrates discarded from the Nephrops fishery by variously selective benthic scavengers in the west of Scotland. p185-198.
- Bozzano A., Sardá F. (2002). Fishery discard consumption rate and scavenging activity in the northwestern Mediterranean Sea. p15-28.
- Britton J.C., Morton B. (1994). Marine carrion and scavengers. *Oceanography and Marine Biology - Annual Review*. 32, p369-434.

- Castro M., Arajo A., Monteiro P. (2005). Fate of discards from deep water crustacean trawl fishery off the south coast of Portugal. In *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, p437-446.
- Catchpole T. L., Frid C. L. J., Gray T. S. (2006). Importance of discards from the English Nephrops norvegicus fishery in the North Sea to marine scavengers. *Marine Ecology Progress Series*, 313, p215-226.
- Collins M. A., Priede I. G., Bagley P. M. (1999). In situ comparison of activity in two deep-sea scavenging fishes occupying different depth zones. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*. 266, p2011-2016.
- Cronin M. A., Gerritsen H. D., Reid D. G. (2012). Evidence of low spatial overlap between grey seals and a specific whitefish fishery off the west coast of Ireland. *Biological Conservation*. 150, p136-142.
- Davenport J., McCullough S., Thomas R. W., Harman L., McAllen R. (2016). Behavioural responses of shallow-water benthic marine scavengers to fish carrion: a preliminary study. In *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*. p1-15.
- Depestele J., Rochet M.J., Dorémus G., Laffargue P., Willem E., Stienen M. (2016). Favorites and leftovers on the menu of scavenging seabirds: modelling spatiotemporal variation in discard consumption. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 73, p1446-1459.
- Elliott S. A. M., Turrell W. R., Heath M. R., Bailey D. M. (2017). Juvenile gadoid habitat and ontogenetic shift observations using stereo-video baited cameras. *Marine Ecology Progress Series*. 568, p123-135.
- Erzini K., Monteiro C. C., Ribeiro J., Santos M. N., Gaspar M. B., Monteiro P., Borges R. (1997). An experimental study of gill net and trammel net 'ghost fishing' off the Algarve (southern Portugal). *Marine Ecology Progress Series*. 158, p257-265.
- Erzini K., Monteiro P., Araujo A., Castro M. (2003). Limited mid-water scavenging of trawl discards. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 83, p731-734.
- Evans P. L., Kaiser M. J., Hughes R. N. (1996). Behaviour and energetics of whelks, *Buccinum undatum* (L), feeding on animals killed by beam trawling. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 197, p51-62.
- Feekings J., Savina M., Ulrich C. (2015). Strategies for the gradual elimination of discards in European fisheries. Review on the current effect of discarding on fish stocks and marine ecosystems; on data, knowledge and models of discarding; and identification of knowledge gaps in all case studies. *DiscardLess. Deliverable 1.1*. 100p.
- Groenewold, S. 2000. The effects of beam trawl fishery on the food consumption of scavenging epibenthic invertebrates and demersal fish in the southern North Sea. p1-158.
- Hill B. J., Wassenberg T. J. (1990). Fate of discards from Prawn Trawlers in Torres Strait. *Marine and Freshwater Research*. 41, p53-64.
- Hill B. J., Wassenberg T. J. (2000). The probable fate of discards from prawn trawlers fishing near coral reefs: A study in the northern Great Barrier Reef, Australia. *Fisheries Research*. 48, p277-286.
- ICES. (2016). Report of the Working Group on the Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO). ICES. 110 pp
- Jenkins S. R., Mullen C., Brand A. R. (2004). Predator and scavenger aggregation to discarded by-catch from dredge fisheries: importance of damage level. *Journal of Sea Research*. 51, p69-76.
- Jones E. G., Collins M. A., Bagley P. M., Addison S., Priede I. G. (1998). The fate of cetacean carcasses in the deep sea: observations on consumption rates and succession of scavenging species in the

- abyssal north-east Atlantic Ocean. Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences. 265, p1119-1127.
- Kaiser M. J., Bullimore B., Newman P., Lock K., Gilbert S. (1996). Catches in 'ghost fishing' set nets. Marine Ecology Progress Series. 145, p11-16.
- Kaiser M. J., Spencer B. E. (1994). Fish scavenging behaviour in recently trawled areas. Marine Ecology Progress Series. 112, p41-49.
- Kaiser M. J., Spencer B. E. (1996). Behavioural responses of scavengers to beam-trawl disturbance. In Aquatic predators and their prey. p116-123.
- Laptikhovsky V., Fetisov A. (1999). Scavenging by fish of discards from the Patagonian squid fishery. Fisheries Research. 41, p93-97.
- Lee C. G., Huettel M., Hong J. S., Reise K. (2004). Carrion-feeding on the sediment surface at nocturnal low tides by the polychaete *Phyllodoce mucosa*. Marine Biology. 145, p575-583.
- Luque P. L., Davis C. G., Reid D. G., Wang J. J., Pierce G. J. (2006). Opportunistic sightings of killer whales from Scottish pelagic trawlers fishing for mackerel and herring off North Scotland (UK) between 2000 and 2006. Aquatic Living Resources. 19, p403-410.
- Martinez I., Jones E. G., Davie S. L., Neat F. C., Wigham B. D., Priede I. G. (2011). Variability in behaviour of four fish species attracted to baited underwater cameras in the North Sea. Hydrobiologia. p670: 23.
- Moore P. G., Howarth J. (1996). Foraging by marine scavengers: Effects of relatedness, bait damage and hunger Journal of Sea Research. 36, p267-273.
- Nickell T. D., Moore P. G. (1991). The Behavioral Ecology of Epibenthic Scavenging Invertebrates in the Clyde Sea Area - Field Sampling Using Baited Traps. Cahiers de Biologie Marine. 32, p353-370.
- Olaso I., Sanchez F., Rodriguez-Cabello C., Velasco F. (2002). The feeding behaviour of some demersal fish species in response to artificial discarding. Scientia Marina. 66, p301-311.
- Olaso I., Velasco F., Pérez N. (1998). Importance of discarded blue whiting (*Micromesistius poutassou*) in the diet of lesser spotted dogfish (*Scyliorhinus canicula*) in the Cantabrian Sea. ICES Journal of Marine Science. 55, p331-341.
- Quaggiotto M. M. (2016). The role of marine mammal carrion in the ecology of coastal systems. p1-219.
- Ramsay K., Kaiser M. J., Hughes R. N. (1997). A field study of intraspecific competition for food in hermit crabs (*Pagurus bernhardus*). Estuarine, Coastal and Shelf Science. 44, p213-220.
- Reeve E., Albalat A., Neil D. M., Smith P. (2010). Utilization of shellfish processing waste as bait for whelk (*Buccinum undatum*) fishing. ICES Document Project Report.
- Svane I., Roberts S., Saunders T. (2008). Fate and consumption of discarded by-catch in the Spencer Gulf prawn fishery, South Australia. Fisheries Research. 90, p158-169.
- Tamburri M. N., Barry J. P. (1999). Adaptations for scavenging by three diverse bathyla species, *Eptatretus stouti*, *Neptunea amianta* and *Orchomene obtusus*. Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers. 46, p2079-2093.
- Veale L. O., Hill A. S., Brand A. R. (2000). An in situ study of predator aggregations on scallop (*Pecten maximus* (L.)) dredge discards using a static time-lapse camera system. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 255, p111-129.

Annexe XVI

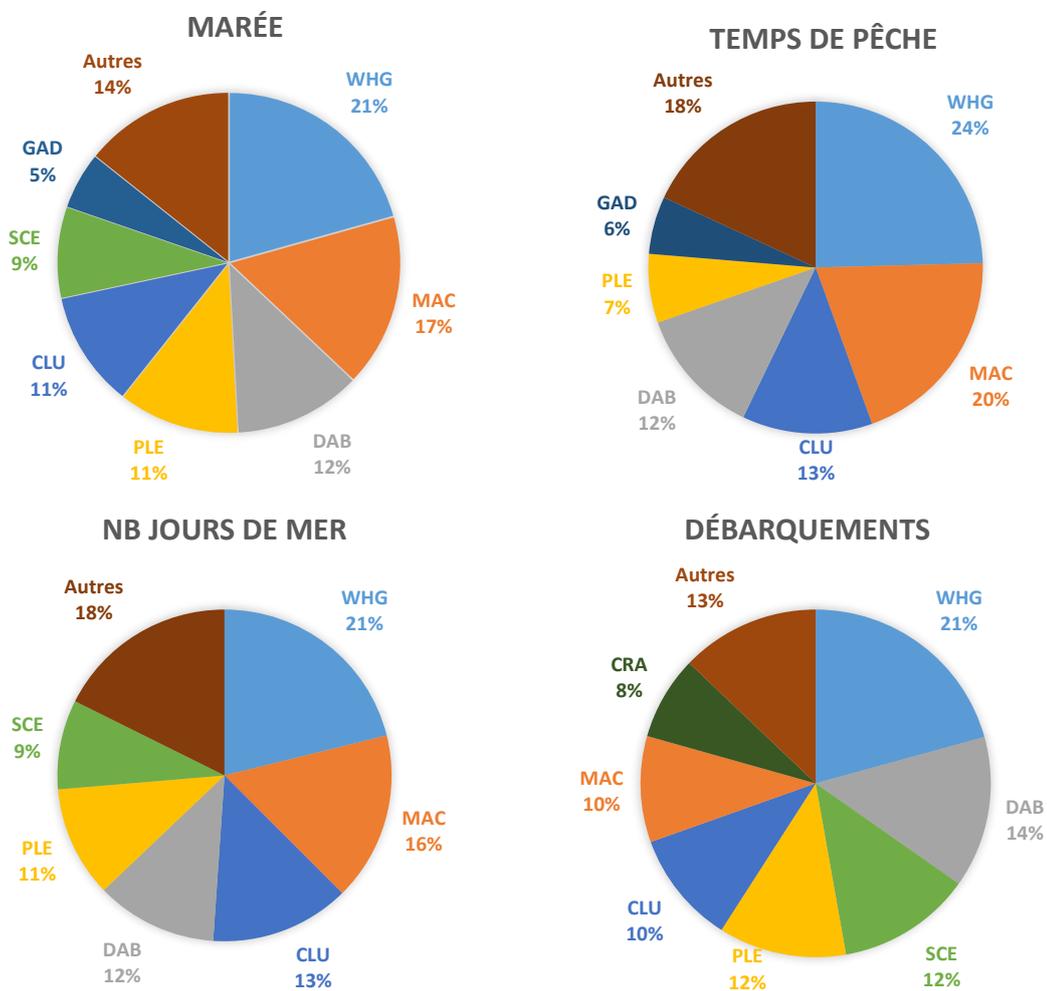
Part des rejets dans le régime alimentaire des groupes fonctionnels de nécrophages dans la simulation de référence et dans les simulations représentant des changements dans la communauté de nécrophages.

Le dégradé de gris caractérise l'intensité de la proportion de rejets dans le régime alimentaire.

Code	Référence	All pPREY/DIS biblio = 1	SB-RAY-SHK-SHP-DEP	SB-SHP	CRA-DEP
BSS	0,00%	0,34%			
CEP		3,02%			
CET	0,01%	0,10%			
COD		0,68%			
CRA	0,12%	0,17%			0,20%
DAB	0,01%	0,11%			
DEP	0,14%	0,20%	0,24%		0,23%
ECH	0,04%	0,07%			
GAD	0,01%	0,79%			
GUX		0,43%			
LBE	0,03%	0,04%			
LBT	0,05%	0,47%			
MAC		0,10%			
OFF	0,04%	0,35%			
PLE	0,05%	0,39%			
POL		1,68%			
RAY		0,23%	0,27%		
SB	0,07%	0,15%	0,16%	0,18%	
SHK	0,28%	2,47%	2,68%		
SHP	0,02%	0,05%	0,05%	0,05%	
SMD	0,00%	0,53%			
SOL	0,04%	0,32%			
SPA		0,54%			
SXX	0,02%	0,20%			
WHE	0,05%	0,07%			
WHG		3,13%			

Annexe XVII

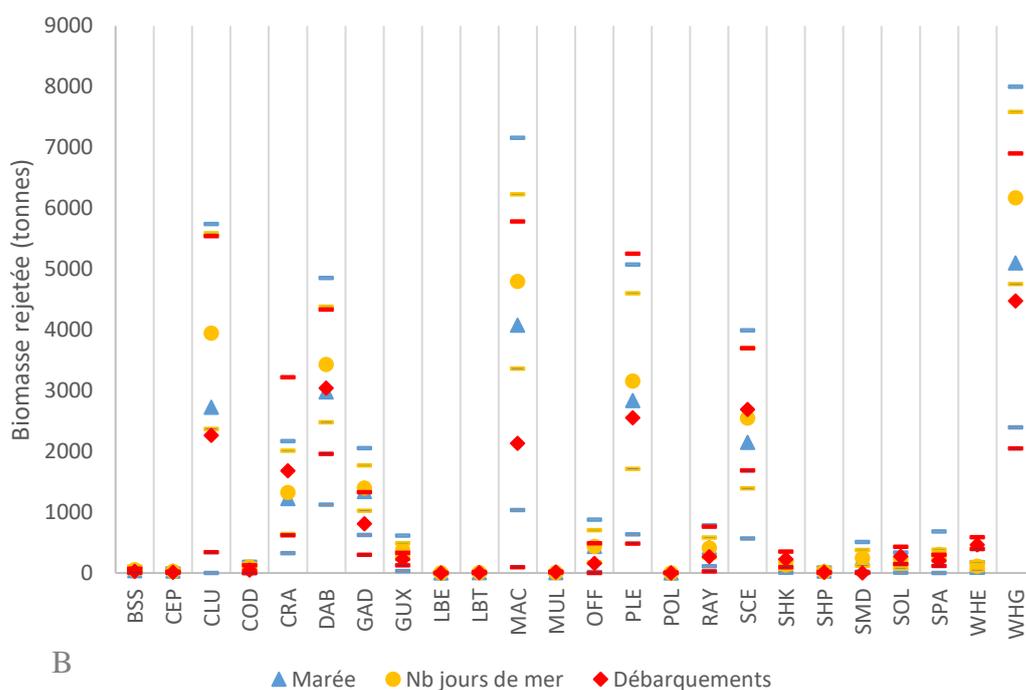
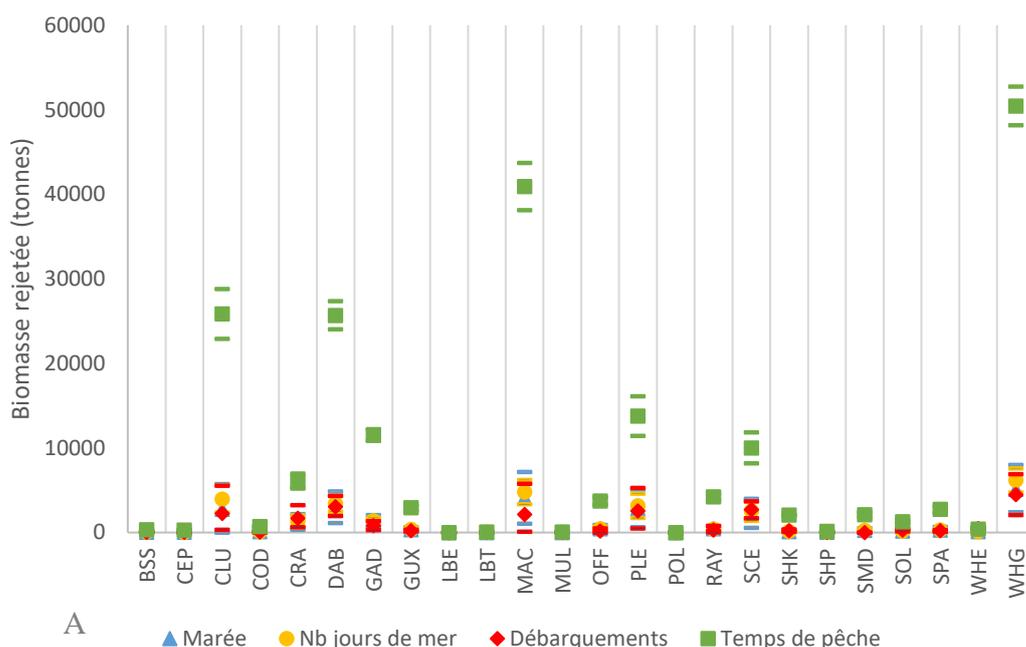
Compositions des rejets en biomasse obtenues *via* les quatre méthodes d'élevation à partir des données ObsMer sur l'année 2011.



Annexe XVIII

Estimation des volumes de rejets après agrégation des espèces échantillonnées par groupe fonctionnel.

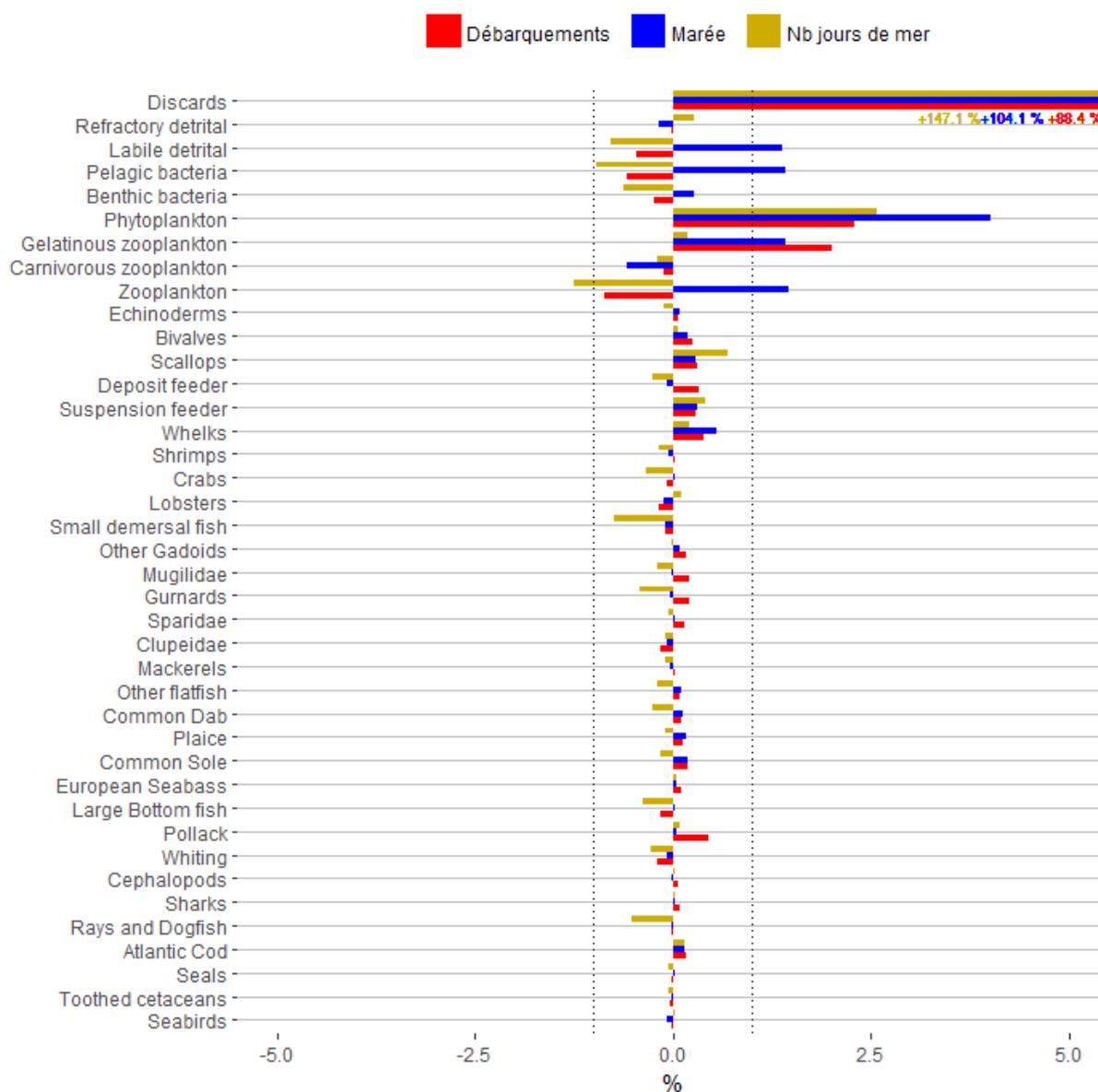
Les valeurs moyennes issues des différentes méthodes d'élevation sont représentées sous forme de triangles pour les rejets élevés *via* le nombre de marées, ronds pour le « nombre de jours de mer », losanges pour les rejets élevés aux débarquements et carrés pour la variable auxiliaire « temps de pêche ». Les petits traits horizontaux correspondent aux bornes des IC. Le premier graphique (A) présente les estimations faites par les quatre méthodes d'élevation, le second (B) présente les volumes de rejets élevés par engin après avoir écarté la méthode d'élevation *via* le temps de pêche.



Annexe XIX

Sensibilité du modèle à la modification des taux de rejets.

Variations relatives de biomasse des groupes fonctionnels provenant de simulations paramétrées avec les taux de rejets moyens issus des différentes méthodes d'élevation (« débarquements » (bleu), « nombre de jours de mer » (jaune) et « nombre de marées » (bleu)) par rapport aux biomasses issues de la simulation de référence. Les deux lignes verticales en pointillés représentent les seuils en deçà desquels les changements ne sont pas considérés (i.e. +/- 1% par rapport à la simulation de référence).



Annexe XX

Taux de rejets maximaux obtenus en confondant ceux issus des méthodes d'élévation utilisées dans cette étude et les FFCDR paramétrés dans la simulation de référence.

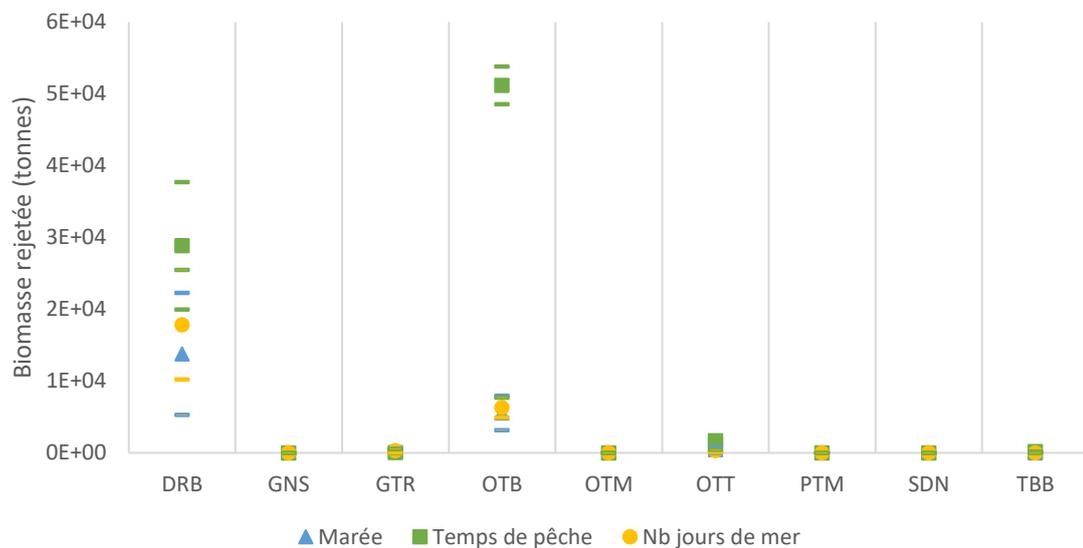
Ces taux correspondent à ceux utilisés pour paramétrer la simulation « *FFCDR max. méthodes* ». En jaune, le taux est issu de la méthode d'élévation « nombre de jours de mer », en bleu de l'élévation à la marée, en rouge des débarquements et les cases blanches correspondent aux taux provenant de la paramétrisation de la simulation de référence.

Groupe fonctionnel	FFCDR max
BSS	0,09
CEP	0,02
CLU	0,45
COD	0,45
CRA	0,91
DAB	0,84
GAD	0,47
GUX	0,31
LBE	0,14
LBT	0,17
MAC	0,47
MUL	0,06
OFF	0,64
PLE	0,72
POL	0,05
RAY	0,22
SCE	0,21
SHK	0,28
SHP	0,42
SMD	0,84
SOL	0,16
SPA	0,53
WHE	0,99
WHG	0,63

Annexe XXI

Estimations des quantités d'invertébrés non commerciaux rejetées par les différentes méthodes d'élévation.

Les élévations ont été réalisées à partir des trois méthodes d'élévation suivantes : marée (triangles), nombre de jours de mer (ronds) et temps de pêche (carrés). Les IC associés sont représentés par les petits traits horizontaux. Les estimations sont données par strate technique (engin) dont les codes sont explicités dans l'annexe IV.



Annexe XXII

Choix de la méthode d'élévation la plus précise pour l'estimation des rejets d'invertébrés non commerciaux.

Estimations (en tonnes) des rejets d'invertébrés non commerciaux dans les différentes strates (engins) pour l'année 2011 faites à partir des méthodes d'élévation « nombre de marées » et « nombre de jours de mer ». Les bornes de l'IC associé à chacune des estimations sont données (« Borne IC inf » et « Borne IC sup ») et la variance de l'amplitude relative des IC des deux méthodes a été déterminée pour sélectionner celle donnant l'estimation la plus précise. Le nombre d'OP échantillonnées par strate technique figure également (colonne « Nb OP éch »).

		Nb OP éch	Biomasse rejetée moyenne	Borne IC inf	Borne IC sup	Amplitude relative IC (%)	Variance Amplitude relative IC
Marée	DRB	50	13797,11	5293,09	22301,13	62%	0,42
	GNS	7	1,57	0,00	3,43	119%	
	GTR	127	313,39	74,73	552,04	76%	
	OTB	224	5580,18	3180,35	7980,00	43%	
	OTM	15	0,85	0,00	2,07	144%	
	OTT	10	455,62	29,22	882,03	94%	
	PTM	7	0,01	0,00	0,02	196%	
	SDN	1	0,00	0,00	0,00	0%	
	TBB	1	20,92	20,92	20,92	0%	
Nb jours de mer	DRB	50	17856,07	10247,15	25465,00	43%	0,23
	GNS	7	1,27	0,38	2,16	70%	
	GTR	127	312,93	80,49	545,37	74%	
	OTB	224	6322,57	4945,59	7699,55	22%	
	OTM	15	1,38	0,00	3,41	146%	
	OTT	10	307,56	154,83	460,29	50%	
	PTM	7	0,01	0,00	0,02	98%	
	SDN	1	0,00	0,00	0,00	0%	
	TBB	1	16,14	16,14	16,14	0%	

Ayant fait l'objet d'une seule OP échantillonnée, l'intervalle de confiance autour des estimations faites pour l'engin TBB est nul.

Annexe XXIII

Répartition de l'effort de pêche (en nombre d'heures pêchées) par pays et catégorie d'engins pour l'année 2011 et détermination de la biomasse totale de rejets d'invertébrés non commerciaux à l'échelle internationale.

Contribution de la France dans l'utilisation des différentes catégories d'engins et calcul des rejets internationaux d'invertébrés non commerciaux réalisés à partir de la part de la France et des quantités rejetées à l'échelle française (en tonnes).

	DRB	GNS	GTR	OTB / OTT	PTM / OTM	TBB	
Angleterre	101662	329630	66463	78732	1579	22506	
Belgique	2208		679	2450		60131	
France	328832	11434	136079	343838	49323	31371	
Pays-Bas				10363	1386	72	
Ecosse	48029	324		6250			
Allemagne					245		
Danemark					24		
Guernesey							
Espagne		28					
Irlande	47						
% France	68,40%	3,35%	66,96%	77,86%	93,85%	27,50%	TOTAL (tonnes)
Biomasse rejets inv. NC français (tonnes)	17856,07	1,27	312,93	6630,13	1,40	16,14	24817,93
Biomasse rejets inv. NC internationale (tonnes)	26106,97	37,80	467,33	8515,89	1,49	58,69	35188,16

Tous engins confondus, la France représente 55% de l'effort de pêche pratiqué en Manche Orientale sur l'année 2011.

Annexe XXIV

Calcul de la mortalité par pêche à appliquer à chacun des groupes d'invertébrés non commerciaux dans la simulation « ajout inv. NC ».

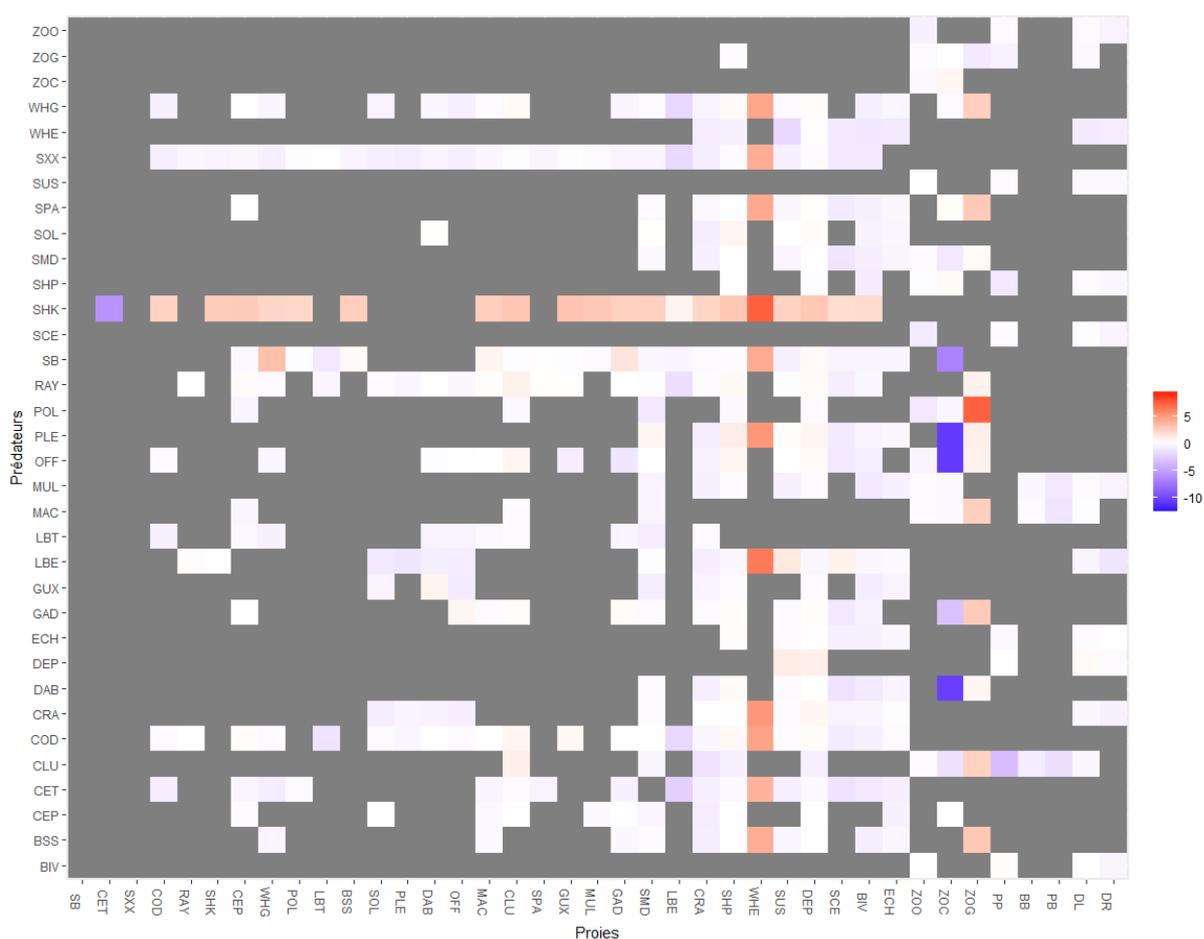
La répartition de la mortalité par pêche commune aux invertébrés non commerciaux ($F_{inv. NC}$) a été réalisée proportionnellement à la biomasse de chaque groupe d'inv. NC (i) dans le modèle ($B_{inv. NC i modèle}$) d'après la simulation de référence. La biomasse totale d'invertébrés non commerciaux du modèle ($B_{inv. NC TOT modèle}$) a également été distribuée de manière proportionnelle pour estimer la biomasse rejetée de chacun des groupes ($B_{rejets inv. NC i}$). Toutes les biomasses sont données en tonnes.

Groupes inv. NC	B inv. NC i modèle (tonnes)	% groupes inv. NC i	F inv. NC i	B rejets inv. NC i (tonnes)
SUS	168368,02	10,48%	6,29E-06	3688,08
DEP	1038625,71	64,66%	3,88E-05	22750,95
ECH	399266,96	24,85%	1,49E-05	8745,89
ZOG	147,95	0,01%	5,53E-09	3,24
Binv. NC TOT modèle (tonnes)	1606408,63	F inv. NC	6,00E-05	

Annexe XXV

Impacts de l'arrêt des rejets sur le régime alimentaire des groupes fonctionnels dans le cas où seuls cinq groupes consomment des rejets (simulation « SB-RAY-SHK-SHP-DEP »).

Variations relatives de la proportion que représente chaque proie (en colonnes) dans le régime alimentaire de chaque prédateur (en lignes). La coloration des carrés s'étend du bleu (lorsque la part de la proie a diminué dans le régime alimentaire) au rouge (lorsque cette dernière a augmenté). Les rejets n'ont pas été inclus dans ce graphique, la diminution de leur proportion dans le régime alimentaire des cinq nécrophages étant de 100%. Les cases grises correspondent à l'absence de valeurs, i.e. l'absence de relation entre une proie donnée et un prédateur donné.



	<p>Diplôme : Ingénieur Halieutique Spécialité : Sciences Halieutiques et Aquacoles Spécialisation / option : Ressources et Ecosystèmes Aquatiques Enseignants référents : Didier Gascuel & Hubert du Pontavice</p>
<p>Auteur : Sophie Leforestier Date de naissance : 19/12/1995</p>	<p>Organisme d'accueil : IFREMER Lorient Adresse : 8 Rue François Toullec 56100 Lorient</p>
<p>Nb pages : 35 Annexes : 34 pages</p>	<p>Maîtres de stage :</p>
<p>Année de soutenance : 2018</p>	<p>Marie Savina-Rolland & Raphaël Girardin</p>
<p>Titre : Considération des incertitudes autour des flux de rejets et leur consommation dans l'évaluation de l'impact de l'Obligation de Débarquement sur l'écosystème de la Manche Est. Title: Study of uncertainties around flows of discards and their consumption in the evaluation of the impact of the Landing Obligation on the Eastern English Channel ecosystem.</p>	
<p>Résumé : Le modèle écosystémique Atlantis Manche Est est utilisé dans le cadre du programme de recherche européen DiscardLess pour évaluer l'impact de l'Obligation de Débarquement (OD) sur le réseau trophique. L'objectif de cette étude est d'analyser la sensibilité de ce modèle à deux sources d'incertitudes : la consommation des rejets par les groupes de nécrophages et le flux de rejets entrant dans le système. Le modèle s'avère peu sensible aux variations de l'accessibilité des rejets aux nécrophages. Le modèle est plus sensible lorsque la quantité de rejets est augmentée par l'ajout d'une mortalité additionnelle sur les groupes d'invertébrés non commerciaux, jusque-là non prise en compte dans le modèle. L'application d'un scénario « 0 rejet » n'a pas engendré de changements notables, du fait de la faible biomasse de rejets dans le système et de sa faible contribution dans le réseau trophique. Bien qu'il reste faible, l'effet de l'arrêt des rejets se révèle plus important dans le cas d'un écosystème plus dépendant aux rejets. Cette étude a permis de démontrer une certaine robustesse du diagnostic établi par DiscardLess qui mettait en évidence un faible impact de l'OD sur le réseau trophique de la Manche Est.</p>	
<p>Abstract: The Atlantis Eastern English Channel Model is used as part of the European research program DiscardLess to assess the impact of the Landing Obligation (LO) on the ecosystem. The objective of this study is to analyze the sensitivity of this model to two sources of uncertainty: the consumption of discards by scavengers and the flow of discards entering into the system. The model has a low sensitivity to the variations of the availability of discards to scavengers. The model is more sensitive when the amount of discards is increased by the addition of fishing mortality on non-commercial invertebrate groups, previously not considered in the model. The application of a "0 discard" scenario has not led to significant changes due to the low biomass of discards in the system and its low contribution to the food web. Although it remains low, the effect of stopping discards is more important in the case of an ecosystem that is more dependent on discards. This study demonstrated a certain robustness of the diagnosis established by DiscardLess which showed a low impact of the LO on the Eastern English Channel food web.</p>	
<p>Mots-clés : Analyse de sensibilité • Modèle Atlantis Manche Est • Nécrophages • Flux de rejets • Obligation de Débarquement Key Words: Sensitivity analysis • Atlantis Eastern English Channel model • Scavengers • Flow of discards • Landing Obligation</p>	