



AGROCAMPUS OUEST

65 rue de Saint Briec
CS 84215
35042 Rennes Cedex
Tél : 02 23 48 55 00

Centre Ifremer

Laboratoire d'Ecologie Halieutique
150 Quai Gambetta
BP 699
62321 Boulogne sur mer

Mémoire de Fin d'Etudes

DIPLOME D'INGENIEUR AGRONOME

Spécialisation ou spécialité : Spécialisation HALIEUTIQUE

Option : Ressources et Ecosystèmes Aquatiques

**Evaluation de l'impact potentiel des extractions de
granulats sur le fonctionnement trophique de l'écosystème
de Manche Est**

Par : BRIFFAULT Axel.





AGROCAMPUS OUEST

65 rue de Saint Briec
CS 84215
35042 Rennes Cedex
Tél : 02 23 48 55 00

Centre Ifremer

Laboratoire d'Ecologie Halieutique
150 Quai Gambetta
BP 699
62321 Boulogne sur mer

Mémoire de Fin d'Etudes

DIPLOME D'INGENIEUR AGRONOME

Spécialisation ou spécialité : Spécialisation HALIEUTIQUE

Option : Ressources et Ecosystèmes Aquatiques

**Evaluation de l'impact potentiel des extractions de
granulats sur le fonctionnement trophique de l'écosystème
de Manche Est**

Par : BRIFFAULT Axel.



Devant le jury :

Soutenu le : 16/09/2011

Maître de stage : Didier GASCUEL, AGROCAMPUS OUEST

Enseignant responsable : Olivier LE PAPE, AGROCAMPUS OUEST

Examinatrice : Sylvie GUÉNETTE, AGROCAMPUS OUEST

Examineur : Nicolas DESROY, Ifremer

Bon pour dépôt

Autorisation de diffusion externe du mémoire : Oui Non

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

Diffusion du mémoire

Aucune confidentialité ne sera prise en compte si la durée n'en est pas précisée.

Préciser les limites de la confidentialité ⁽¹⁾ :

Mémoire de fin d'études

Consultable sur place : oui non

Reproduction autorisée : oui non

Prêt autorisé : oui non

Confidentialité absolue : oui non
(ni consultation, ni prêt)

Si oui 1 an 5 ans 10 ans

Résumé diffusable : oui non

Diffusion de la version numérique : oui non

Si oui, l'auteur complète l'autorisation suivante :

Je soussigné(e) Axel BRIFFAULT, propriétaire des droits de reproduction dudit résumé, autorise toutes les sources bibliographiques à le signaler et le publier.

Date : Signature :

Rennes, le

Le Maître de stage⁽²⁾,

L'Enseignant responsable⁽²⁾,

L'auteur,

(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.

Remerciements :

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier le laboratoire d'écologie halieutique à Agrocampus Ouest et l'unité halieutique d'Ifremer, centre de Boulogne-sur-mer, pour m'avoir accueilli dans la bonne humeur.

Je remercie tout particulièrement Didier Gascuel et Ching Villanueva pour m'avoir encadré au cours de ce travail.

Je voudrais aussi remercier spécialement Youen Vermard pour m'avoir accueilli et hébergé pendant mon séjour à Boulogne-sur-mer.

Je remercie également Michel Delpech pour ses avis sur les hypothèses de modélisation.

Merci finalement à tous ceux qui m'ont aidé à leur manière :
Caroline, Ronan, Gaël, Gauthier, Rémi, Charlotte, Gwenn, Arsène, Yann, Anne, Clarisse et Guirec pour tous les moments passés ensemble.
Clémentine, pour son soutien et sa gentillesse.

Table des Matières

1	Introduction :.....	1
2	Contexte de l'étude :.....	3
2.1	Notion d'habitat :.....	3
2.2	Contexte géographique : la manche orientale.....	3
2.3	Extraction de granulats marins :.....	4
2.4	Les impacts des extractions de granulats.....	6
2.4.1	Transformation de l'habitat :.....	6
2.4.2	Impact Biologique :.....	7
2.4.3	Recolonisation :.....	8
3	Matériel et Méthode :.....	9
3.1	Présentation des données : le modèle Ecopath Manche Est.....	9
3.1.1	Présentation générale du modèle :.....	9
3.1.2	Les groupes fonctionnels impactés.....	9
3.2	Les indices étudiés.....	11
3.3	Simulations sous Ecopath :.....	11
3.3.1	Hypothèses de modélisation sur les groupes directement impactés.....	11
3.3.2	Mise en œuvre des simulations :.....	12
3.3.3	Hypothèses de modification des régimes alimentaires :.....	12
3.4	Modélisation sous EcoTroph :.....	14
4	Résultats :.....	15
4.1	Importance des groupes impactés dans l'écosystème initial.....	15
4.2	Simulations sous Ecopath :.....	20
4.2.1	Evolution des biomasses.....	20
4.2.2	Impact sur les niveaux trophiques.....	23
4.2.3	Impact sur les efficacités écotrophiques.....	25
4.2.4	Evolution de la Keystoneness :.....	26
4.3	Modélisation sous EcoTroph :.....	27
5	Discussion.....	29
5.1	Limites du modèle.....	29
5.2	Résultats :.....	29
5.3	Comparaison avec d'autres études.....	30
5.4	Perspectives.....	30
6	Références :.....	32
6.1	Bibliographie :.....	32
6.2	Sitographie :.....	34

Liste des Annexes

Annexe I : Principaux paramètres de sortie du modèle Ecopath de Manche Est.....	34
Annexe II : Matrices de diètes.....	35

Liste des Illustrations

Figure 1 Ports de pêche de Manche Est et zones de pêche reportées (source : CHARM 2, 2009).	3
Figure 2 Abondance plurianuelle (1977-2006) des juvéniles de soles en Manche Est (source: CHARM 2, 2009).....	4
Figure 3 Zone et projets d'extraction de Granulats Marins en Manche Orientale, côté français, source : (Ifremer, 2010)	5
Figure 4 Extraction de Granulats Marins en Manche Orientale, intensité de dragage sur 5 ans, côté anglais, source : (Crown Estate 2004).....	6
Figure 5 Réseau trophique de la Manche Orientale. Sortie du modèle Ecopath. La taille des cercles est proportionnelle à la biomasse du groupe fonctionnel. Les groupes cerclés de rouge sont ceux que nous avons considérés comme directement impactés par les extractions de granulats.....	10
Figure 6 récapitulatif de la démarche de l'hypothèse 3.....	13
Figure 7 Diagramme des keystoneeness (extrait).....	15
Figure 8 Biomasse et Relative Total Impact des 21 espèces les plus impactantes du modèle (+ suspensivores).	16
Figure 9 Principaux couples de MTI en relation avec les crevettes.	17
Figure 10 Principaux couples de MTI en relation avec les crabes non commerciaux.....	17
Figure 11 Principaux couples de MTI en relation avec le mégabenthos carnivore.....	18
Figure 12 Principaux couples de MTI en relation avec le benthos omnivore.	18
Figure 13 Principaux couples de MTI en relation avec les déposivores.....	19
Figure 14 Principaux couples de MTI en relation avec les suspensivores.	19
Figure 15 Extrait de la matrice des MTI.....	20
Figure 16 Evolution des biomasses en t.km-2 et en % sous l'hypothèse 1.....	21
Figure 17 Evolution des biomasses en t.km-2 et en % de l'ensemble des groupes sous l'hypothèse 2.....	22
Figure 18 Représentation des évolutions des niveaux trophiques et des EE sous l'hypothèse 2. Chaque groupe trophique est représenté par un point.....	23
Figure 19 Représentation des évolutions des niveaux trophiques et des EE sous l'hypothèse 3..	24
Figure 20 Evolution des Efficacités EcoTrophiques sous l'hypothèse 1.	25
Figure 21 Variations de Keystoneeness sous les trois hypothèses	26
Figure 22 Ratios et différences des spectres de biomasse entre les différentes hypothèses et l'état initial.	27
Figure 23 Spectres de biomasse et de production du modèle initial.....	28

1 Introduction :

Les habitats sont le support de la biodiversité et un élément clé du fonctionnement des écosystèmes, que ce soit en milieu marin ou en milieu terrestre. Or les usages humains modifient souvent ces habitats, impactant alors les espèces et les communautés qui en dépendent. Il est donc important de connaître les impacts de ces changements d'habitats à l'échelle de l'écosystème afin d'ajuster nos modes de gestion de façon à préserver la richesse des milieux qui nous entourent et les usages que nous en tirons.

L'exploitation des granulats marins extrait les sédiments du plateau continental, altérant ainsi les caractéristiques physiques des fonds marins meubles. Cette altération impacte en premier lieu le benthos affilié aux sédiments perturbés (Dankers 2002). Les espèces directement concernées sont elles-mêmes proies ou prédateurs de nombreuses autres et, via les réseaux trophiques, l'ensemble des compartiments est ainsi susceptible d'être affecté. Les impacts de ces transformations sur les fonds et le macrobenthos ont été étudiés notamment en Mer du Nord (Dankers 2002, De Groot 1996, Van Dalfsen & Essink 2001, Van Dalfen et al 2000,) et autour des côtes anglaises, ainsi que dans la Manche orientale (Boyd et al 2004, Boyd et al 2005, Desprez 2000, Desprez et al 2010 ; Kenny & Rees 1994, Newell et al 2004). En revanche, les répercussions induites sur l'ensemble des réseaux trophiques, et par suite l'impact des extractions de granulats sur l'ensemble de l'écosystème restent mal connus.

Il existe désormais des modèles représentant le fonctionnement trophique des écosystèmes. Parmi ces modèles l'un de ceux principalement utilisé aujourd'hui est le modèle EwE (Ecopath with Ecosim), basé sur la représentation des flux trophiques entre les différents compartiments de l'écosystème (Christensen et Pauly 1992). Ces modèles permettent notamment d'analyser les effets en chaîne d'une perturbation affectant un ou plusieurs compartiments de l'écosystème. Jusqu'à présent, ces modèles ont surtout été utilisés pour évaluer les effets écosystémiques de la pêche (Christensen et al 2005). C'est notamment le cas du modèle Ecopath développé par Villanueva (2009) sur l'écosystème de Manche Est. Ce modèle sera ici utilisé, avec l'objectif d'évaluer l'impact des extractions de granulats sur le fonctionnement trophique de la Manche.

Un autre modèle qui sera utilisé dans cette étude est le modèle EcoTroph (Gascuel et Pauly 2009). Ce modèle est basé sur un système d'équations différentielles décrivant le flux trophique global qui passe à travers l'écosystème. Ceci permet d'avoir une vision très synthétique du fonctionnement des écosystèmes marins sous forme des spectres de biomasse, de production ou de captures en fonction du niveau trophique.

La démarche de cette étude est donc d'utiliser les résultats des travaux menés sur les extractions de granulats et de les intégrer au modèle Ecopath de Manche Est (Villanueva 2009), afin de simuler les effets d'une exploitation de granulats marins sur l'écosystème. Dans un premier temps, une étude bibliographique permet d'identifier les groupes du modèle directement impactés par les extractions de granulats. Ensuite, une analyse des relations de ces groupes avec le reste de l'écosystème est présentée avant de simuler différents scénarios d'exploitation. Au sortir de ces différents scénarios, les résultats sont analysés grâce au modèle EcoTroph.

On le verra, faute d'observation *in situ* disponibles, cette approche reste relativement théorique, en s'appuyant sur la construction de scénarios hypothétiques. C'est de ce point de vue, une première étape qui a valeur de test de faisabilité. Dans un premier temps, il s'agit ainsi d'analyser la pertinence du modèle Ecopath comme outil d'évaluation de l'impact écosystémique d'une dégradation de l'habitat. Dans un second temps, et de manière plus appliquée, le but de

cette étude est naturellement d'identifier, ou de contribuer à identifier l'impact des extractions de granulats sur l'ensemble de l'écosystème via le réseau trophique. Cette approche devrait nous permettre de mettre en lumière les principaux descripteurs de l'écosystème impactés par une dégradation de l'habitat. L'interprétation de l'évolution de ces descripteurs pourra ensuite nous éclairer sur les processus que l'écosystème peut mettre en place afin de compenser cette perturbation.

2 Contexte de l'étude :

2.1 Notion d'habitat :

L'habitat est défini dans le Larousse comme étant « une partie de l'environnement caractérisée par des facteurs physiques, et dans laquelle vit un individu, une population, une espèce ou un groupe d'espèces. » L'importance de cet habitat dans la stabilité des écosystèmes et la préservation de la biodiversité est désormais mondialement reconnue. En écologie terrestre, il a été démontré que la dégradation des habitats avait un impact négatif sur la biodiversité et la pérennité des populations (Andren, 1994, Fahrig, 2003).

En ce qui concerne l'écologie marine, un fort intérêt a été porté sur les récifs coralliens, les herbiers ou les côtes rocheuses. Cet intérêt se justifie car il s'agit d'espaces fragiles présentant une biodiversité importante. Cependant, la majeure partie des fonds marins est recouverte de sédiments fins (sables, graviers, vase...). Ces habitats ne présentent pas la même stabilité que ceux suscités mais servent tout de même de support à une grande variété d'espèces (Etter & Grassle, 1992, Snelgrove, 1999). On sait également que les espèces animales vivant dans ces sédiments ont une relation très étroite avec leur environnement et peuvent être très sensibles aux variations de la granulométrie. En contrepartie, l'effet d'une dégradation de l'habitat sur l'ensemble d'un écosystème marin, y compris les espèces pélagiques, ne peut être déduit simplement. Une approche de modélisation est donc intéressante pour nous éclairer sur cette question.

2.2 Contexte géographique : la manche orientale

La manche orientale est une région clé du nord-ouest de l'Europe, que ce soit d'un point de vue socio-économique ou d'un point de vue écologique. Il s'agit en effet d'une région concentrant de nombreuses activités humaines telles le tourisme et les loisirs, des ports de commerce et une exploitation des ressources vivantes ou non. Il s'agit donc d'un espace maritime fortement anthropisé de longue date (Carpentier et al 2009a).

La pêche professionnelle est également très développée dans cette zone en raison de la forte productivité de l'écosystème. Il existe une vingtaine de ports de pêche répartis le long de la côte les plus importants étant Boulogne-sur-mer et Fécamp (Figure 1). En 2005, 57 navires de pêche (dont 49 de plus de 10m) ont déclaré pêcher sur zone de Manche orientale (Carpentier et al 2009b). Parmi ces navires, on trouve des chalutiers (à perche, de fond et bœufs de fond), des fileyeurs et des caseyeurs. Parmi les principales espèces débarquées on note entre autres le turbot, la morue, le hareng, l'araignée de mer etc...

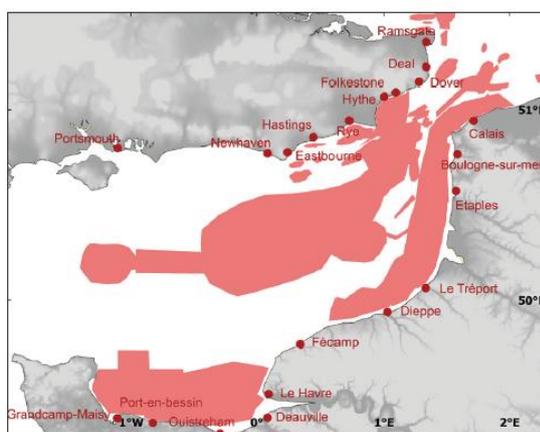


Figure 1 Ports de pêche de Manche Est et zones de pêche reportées (source : CHARM 2, 2009).

En outre, cette partie de la Manche regroupe de nombreuses zones d'alimentation et de frayères pour diverses espèces d'intérêt commercial. Par exemple, les fonds graveleux peu profonds (entre 5 et 20m) situés entre Boulogne-sur-mer et Fécamp servent de zone de frai au Hareng, et les vasières côtières et estuariennes servent de nourriceries aux juvéniles de sole (Figure 2) (Delavenne et al 2009). Il s'agit également, de part sa situation géographique, d'une voie de migration privilégiée par de nombreuses espèces de poissons, de mammifères marins et d'oiseaux (Carpentier et al 2009a).

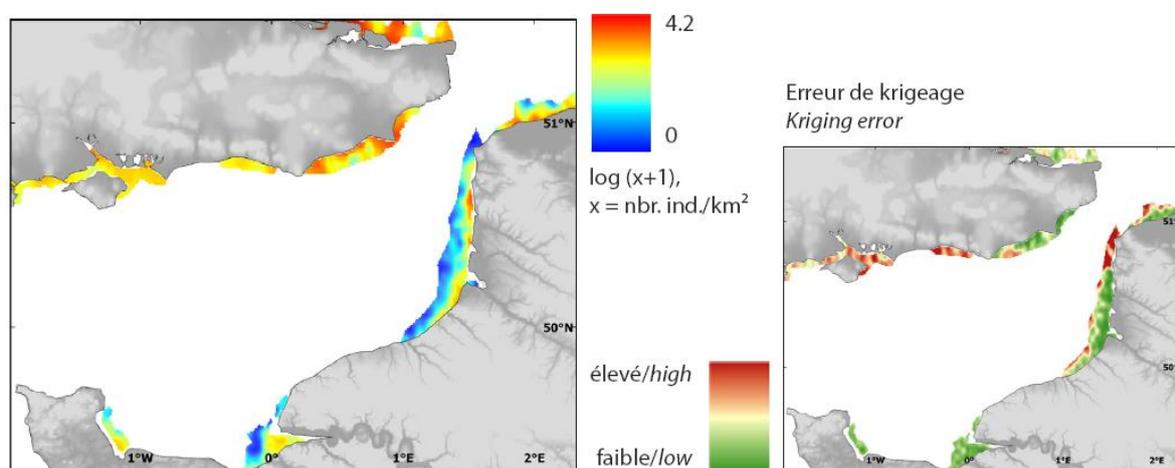


Figure 2 Abondance plurianuelle (1977-2006) des juvéniles de soles en Manche Est (source: CHARM 2, 2009)

À côté de cela, les caractéristiques géologiques de la Manche orientale en font une zone très convoitée par les extracteurs de granulats marins britanniques et français. Cette mer possède en effet d'importantes réserves en sable et en graviers (Carpentier et al 2009a).

2.3 Extraction de granulats marins :

Les granulats sont des matériaux d'utilisation courante en aménagement du territoire. Il s'agit en effet d'une matière première entrant pour une grande part dans la composition des bétons et des goudrons (UNPG, 2011). De plus, les granulats marins sont utilisés pour le réensemencement des plages côtières.

➤ *La situation française :*

Selon l'union nationale des producteurs de granulats (UNPG), la consommation annuelle française s'élevait, en 2009, à 376 millions de tonnes de granulats (UNPG, 2011) soit 7 tonnes par habitants et par ans. Cette consommation fait des granulats la seconde matière première utilisée par les français, la première étant l'eau (Secrétariat Général de la Mer, 2006).

En France, ces matériaux sont majoritairement d'origine terrestre. Ce mode d'exploitation combine en effet des avantages en termes d'accessibilité de la ressource (cette exploitation ne nécessite pas forcément de technique particulière) et de couverture spatiale du territoire. Ce dernier point n'est pas négligeable car le prix de la tonne de granulats double tous les 25 kilomètres parcourus (UNPG, 2011). Cependant, il est de plus en plus difficile d'accéder à la ressource en raison d'une concurrence grandissante avec des intérêts économiques, sociétaux ou écologiques. A ceci s'ajoute une pénurie déjà manifeste de gisements exploitables dans certaines régions telles l'Ile-de-France (Secrétariat Général de la Mer, 2006).

Les entreprises se tournent donc vers des moyens de productions alternatifs. Ainsi, les carriers développent des plates formes de recyclage, afin de récupérer des matériaux à partir de

chantiers de déconstruction ou de coproduits de l'industrie métallurgique (UNPG, 2011). La production granulats de recyclage a ainsi triplé depuis les années 80 et se développe encore. Cependant, cette solution ne satisfait pas tous les critères qualité nécessaire à certaines utilisations de granulats (le béton, par exemple). C'est pourquoi, les industriels concernés s'intéressent désormais aux gisements de granulats marins disponibles sur le plateau continental français (UNPG, 2011 ; Secrétariat Général de la Mer, 2006). A ceci peut s'ajouter la cessation des activités des extractions de Maërl qui seraient remplacées par les extractions de sables calcaires (sables coquillers notamment), mais il n'y a pas encore d'information concernant l'ouverture de concessions de ce type en Manche Est.

Concernant la Manche orientale l'exploitation des granulats marins n'a pas encore réellement commencé coté français. Seule la concession expérimentale de Dieppe (GIE-Graves de Mer, Gris Nez) connaît une exploitation depuis les années 1980. Cependant de nombreuses concessions sont en cours de négociation depuis les années 2000 (Figure 3).

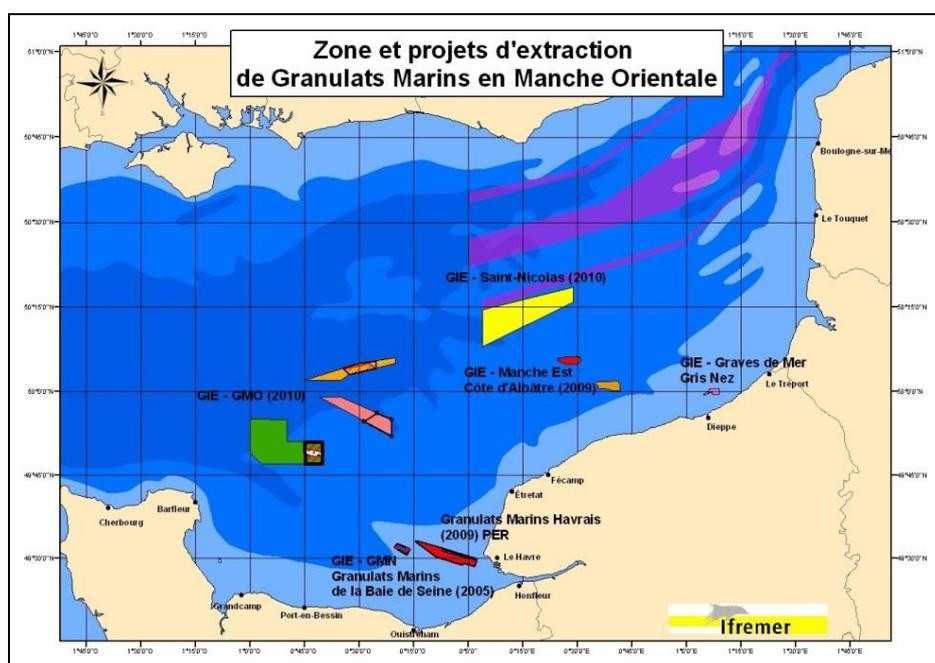


Figure 3 Zone et projets d'extraction de Granulats Marins en Manche Orientale, côté français, source : (Ifremer, 2010)

➤ *La situation anglaise :*

L'exploitation des granulats marins en Angleterre a démarré officiellement dans la première moitié du vingtième siècle. Cependant, cette activité est restée anecdotique jusqu'aux années 1970, période où le marché des granulats s'est développé et où les technologies d'extractions se sont améliorées. Désormais, environ 21% des granulats utilisés au Royaume Uni sont d'origine marine (the Crown Estate, 2011). La plupart des extractions de granulats marins on lieu sur des surfaces appartenant à la couronne d'Angleterre. Les autorisations d'extractions sont donc gérées par un organisme gérant l'espace public du Royaume Uni : the Crown Estate.

La production actuelle de granulats marins en Angleterre s'est stabilisée aux alentours de 23 millions de tonnes par an. Cette extraction fourni le secteur de la construction au Royaume Uni, le ré-ensablement des côtes anglaises et exporte en direction du Danemark, de la Belgique, et dans une moindre mesure sur les marchés de l'Allemagne et du nord de la France (Posford Haskoning Ltd et al, 2004).

Il existe en Manche Orientale, deux zones d'extraction, l'une au large de Hastings et l'autre autour de l'île de Wight (à côté de Portsmouth) (Figure 4). Ces concessions fournissaient

5 630 000 tonnes de granulats en 2001 (Posford Haskoning Ltd et al, 2004), ce qui fait de la Manche orientale la seconde région d’approvisionnement en granulats du Royaume Uni après les extractions de la côte Est de l’île. Cependant, la qualité des granulats de la Manche induit une exploitation intensive, en particulier concernant le site de Hastings. Cette forte pression exercée sur les sites de la Manche et de la côte sud-est pose des problèmes en termes d’exploitation à long terme. Pour cette raison, le gouvernement britannique étudie actuellement une dizaine de demandes de concession en Manche Orientale. En effet, les industriels ont récemment prospecté la zone et estimé la quantité de granulats de bonne qualité et accessible de l’ordre de 500 millions de tonnes (Posford Haskoning Ltd et al, 2004).

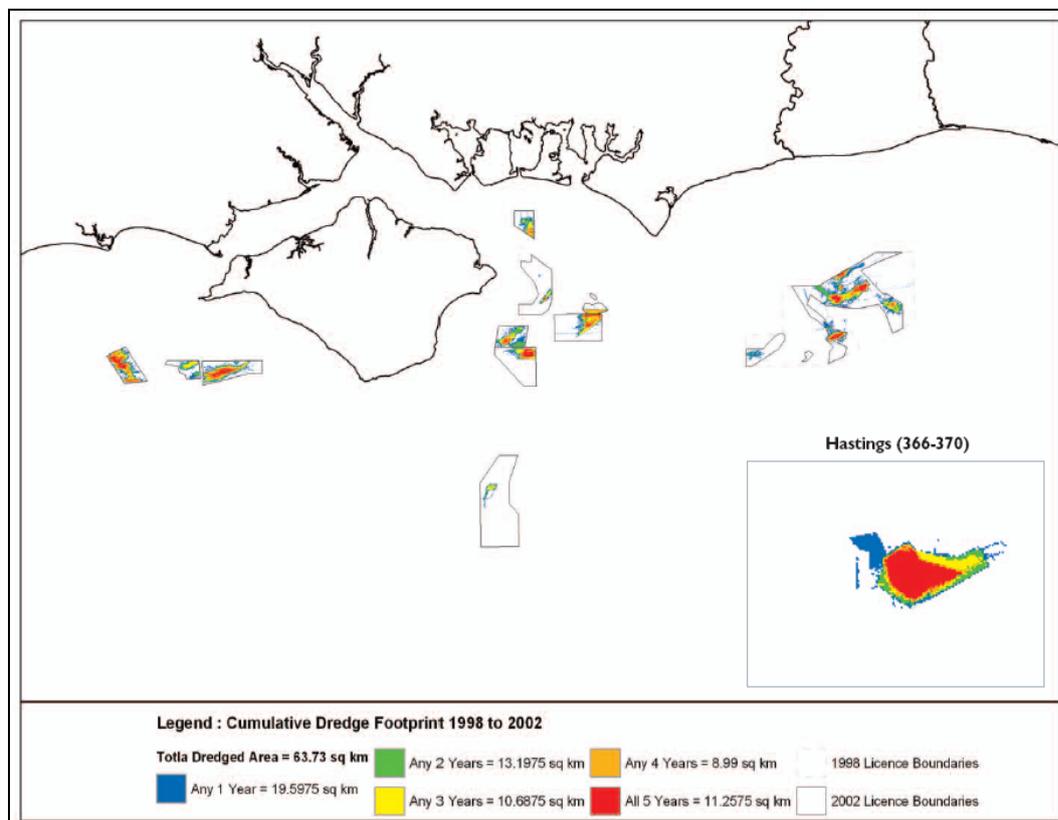


Figure 4 Extraction de Granulats Marins en Manche Orientale, intensité de dragage sur 5 ans, côté anglais (source : Crown Estate 2004).

Ainsi, la pression exercée par les extractions de granulats marins en Manche Orientale est vouée à augmenter dans des proportions importantes au cours des prochaines décennies. Il est donc important d’analyser les impacts potentiels de cette activité sur l’ensemble de l’écosystème.

2.4 Les impacts des extractions de granulats

Les extractions de granulats marins ont un effet visible sur les fonds marins. C’est donc naturellement que les scientifiques se sont intéressés dès les années 70, au début de la période de développement du secteur, à la question de l’impact de cette activité sur l’environnement. Ainsi, le conseil international d’exploration de la mer (CIEM), a créé dès 1975 un groupe d’étude à l’échelle européenne.

2.4.1 *Transformation de l’habitat :*

Le fait d’extraire des granulats modifie forcément la topographie du fond marin. Le passage de la drague creuse localement le fond. On observe donc la formation de tranchées et de bourrelets plus ou moins profonds selon l’intensité de l’exploitation. Ce changement dans la bathymétrie locale est accompagné d’un changement de granulométrie des sédiments. En effet,

on observe le dépôt de sédiments plus fins dans la zone exploitée (Desprez 2000 ; Boyd et al 2004 ; Gubbay 2003 ; Dankers 2002). En outre, lors de l'extraction, les sédiments sont sélectionnés à bord de la drague afin de répondre aux attentes des clients. Les sédiments trop fins sont donc rejetés en mer et vont se redéposer alentour, formant ce que l'on appelle des plumes de dragage. Ce dépôt reste tout de même relativement localisé car, même dans les zones où les courants sont forts, les particules se déposent à moins de 5 kilomètres de leur point de départ (Hitchcock and Drucker, 1996). Il a été observé que l'hydrologie de la zone d'extraction joue un rôle primordial dans la restauration physique de l'habitat. Ainsi, la différence de sédiment après dépôt est plus importante dans un système où les courants sont faibles comme la Costa Daurada en Espagne (Méditerranée), qu'en Mer du Nord (Van Dalfsen et al 2000).

Dans certains cas, il arrive qu'une extraction de granulats induise une érosion de la côte. Cet effet peut être évité en tenant compte de certains facteurs lors de l'octroi des concessions. Ainsi la géométrie du site d'extraction, la profondeur, la distance à la côte, la bathymétrie entre le site et la côte, les paramètres hydrodynamiques (vagues, courant) et des paramètres de sédimentologie (granulométrie, rhéologie) sont des facteurs à étudier pour limiter l'impact physique des extractions de granulats (Cayocca and du Gardin 2003).

2.4.2 Impact Biologique :

Localement, les extractions de granulats ont un effet catastrophique sur la biomasse et l'abondance du macrozoobenthos. La plupart des études d'impact menées sur la zone d'extraction montrent une réduction de 30 à 70% de la richesse spécifique du macrozoobenthos, une réduction de 40 à 95% du nombre d'individus et une diminution semblable de la biomasse (Newell 1998). Concernant la Manche Est, l'une des études les plus complètes est celle de Desprez (2000) sur le site de Dieppe. Cette étude a été menée en comparant les données récoltées juste avant la mise en exploitation du site (1979), celles récoltées pendant la phase d'extraction (surveillance biologique et sédimentaire sur 12 stations entre 1980 et 1993), et après la cessation d'activité en 1996-1997 (sur 10 stations, cinq sur le site, trois stations de référence à 1 kilomètre du site et deux stations dans la zone de dépôt sédimentaire à 200m de la zone de dragage, au nord et au sud). Les échantillons ont été récoltés avec une drague Rallier-du-bathy de 1980 à 1991, puis par un collecteur Van Veen à partir de 1993. On montre ainsi que, juste après l'exploitation de la zone, on enregistrait une perte de 63% en richesse spécifique, de 86% en abondance et de 83% en biomasse sur la zone exploitée. Parallèlement, la même étude montre une perte de 80% de la richesse spécifique, de 90% en densité et de 83% en biomasse sur les zones les plus impactées, à l'Est de la zone de dragage. Sur cette dernière zone, on pouvait déjà observer un changement de communauté d'une population de sables grossiers dominée par *Branchiostoma* vers une population de sables fins dominée notamment par des polychaetes (*Ophelia borealis*, *Nephtys cirrosa* et *Spiophanes bombyx*).

Certaines publications évoquent également un effet néfaste des plumes de dragage qui, en augmentant la turbidité de l'eau nuiraient à la production primaire (Essink 2009 ; Gubbay 2003) et aux poissons prédateurs chassant à vue (Dankers 2002). Mais ces hypothèses avancées sont vite modérées pour mettre en avant le fait qu'il s'agisse d'une perturbation très restreinte dans l'espace et dans le temps.

Concernant l'impact sur la pêche, il semblerait que les poissons soient peu impactés car ils peuvent fuir la zone exploitée. Cependant, certaines espèces peuvent être particulièrement vulnérables si les sites d'exploitation coïncident avec les zones de frai. Il en va de la sorte pour le hareng (*Clupea harengus*) (de Groot 1980) qui a besoin, pour se reproduire et déposer ses œufs, de fonds propres, sans vase et stables (Jenkins 1927). D'autres espèces sont susceptibles d'être impactées suite à la diminution de l'abondance de la faune benthique dont elles se nourrissent.

2.4.3 Recolonisation :

La recolonisation du milieu se fait par étapes. Dans un premier temps, la colonisation du milieu par quelques espèces opportunistes capables de tirer avantage des fonds parfois instables des zones draguées (Kenny and Rees 1994 ; Desprez 2000 ; Van Daltsen et al 2000 ; Van Daltsen and Essink 2001). Cette recolonisation peut être faite par des adultes ou des larves des zones environnantes si les sédiments sont similaires au substrat originel (Cressard 1975) ou par des larves de sources plus lointaine si le sédiment montre une différence beaucoup plus marquée (Hily 1983).

Une seconde phase est une période au cours de laquelle on observe une communauté de faible biomasse (Desprez 2000). Cette phase peut s'étendre sur plusieurs années, avec une durée variable selon l'intensité du dragage et la façon dont les sédiments indésirables sont rejetés (Desprez et al 2010). Il semblerait que la biomasse reste réduite tant que la communauté ne s'est pas stabilisée et que les individus n'ont pas retrouvé une taille ou une maturité semblable à celle observée avant le dragage (Van Daltsen and Essink, 2001). Cette faible biomasse peut aussi être due à l'instabilité des sédiments qui nuit à la survie de l'épifaune benthique (Boyd et al 2004). En contrepartie, ce sont ces sédiments fins et instables qui vont remplir les tranchées de dragage et permettre la stabilité du fond marin sur le long terme (Desprez et al 2010). Il est intéressant de noter que cette phase est plus longue dans les zones de dépôt des sédiments rejetés que dans les zones effectivement draguées lorsque l'habitat d'origine est composé de sédiments grossiers. Ainsi, sur le site de Dieppe, la diversité spécifique du macrozoobenthos était encore inférieure de 60% à celle observée dans les stations de référence deux ans après la cessation d'activité, alors que la diversité spécifique des zones exploitées étaient déjà rétablies. La densité était encore diminuée de 86% contre 53% dans la zone draguée, et la biomasse moyenne observée s'élevait à 3% de celle observée dans les zones de référence, contre 28% dans la zone exploitée (Desprez 2000). Ces observations sont confirmées par l'étude menée sur le même site entre 1996 et 2001 (Desprez et al 2010) et sont aussi notées dans d'autres travaux (Boyd and Rees 2003 ; Newell et al 2004).

Enfin, la communauté finit par revenir à un état proche de l'état originel dans un milieu sablo vaseux (Hily 1983) ou l'on observera au contraire une évolution vers une communauté de sédiments plus fins dans la plupart des cas (Desprez et al 2010).

La durée de la restauration du système benthique dépend donc fortement de la durée et du degré de changement des sédiments. Si, dans la plupart des cas, on commence à voir des signes de rémission quelques mois après la cessation d'activité, le retour de l'écosystème à l'état initial peut être très long. Ainsi, dans un système de faible courants de marée où les carrières sont comblées par de la vase, le processus de restauration peut durer entre 5 et 10 ans, alors que dans les mers comme la Manche avec de forts courants, le remplissage des sillons de dragage et la restauration du benthos peuvent se faire en 3 ans (Van der Veer 1985).

3 Matériel et Méthode :

3.1 Présentation des données : le modèle Ecopath de Manche Est

Un modèle Ecopath décrivant le réseau trophique de la Manche Est a été développé par Ching Maria Villanueva en 2009. Ce modèle a servi de base au travail présenté ici. En effet, la méthode suivie a été de déterminer, à partir du modèle Ecopath, les groupes directement impactés par les extractions de granulats, puis de modifier leurs paramètres et de voir comment le modèle répond à cette perturbation et comment les autres groupes sont à leur tour impactés.

3.1.1 Présentation générale du modèle :

L'approche des modèles Ecopath donne une description quantitative des niveaux moyens de biomasse et de flux énergétiques dans un réseau trophique. Les espèces sont regroupées dans des groupes écologiques fonctionnels reliés entre eux par des relations prédateur-proies à travers une matrice des diètes.

Le modèle Ecopath est basé sur l'hypothèse d'un équilibre de biomasse sur une période définie arbitrairement (habituellement un an). La version actuelle du modèle est basée sur deux équations clés, la première pour décrire la production de chaque groupe fonctionnel :

$$\textit{Production} = \textit{Captures} + \textit{Mortalité due à la prédation} \\ + \textit{accumulation de Biomasse} + \textit{Migration nette} + \textit{Autre Mortalité}.$$

La seconde décrivant l'équilibre énergétique de ces groupes :

$$\textit{Consommation} = \textit{Production} + \textit{Respiration} + \textit{Nourriture non assimilée}.$$

Les principaux paramètres d'entrée de ce modèle sont la densité de biomasse, les taux de production et de consommation ainsi que l'efficacité écotrophique. Le modèle peut estimer l'un de ces paramètres au cas où il serait manquant (Christensen et al 2005).

Le modèle Ecopath Manche Est développé par Villanueva en 2009 divise l'écosystème en 51 groupes fonctionnels comprenant des mammifères marins (2 groupes), des oiseaux de mer (1 groupe), des poissons (29 groupes), des invertébrés (19 groupes), des producteurs primaires (2 groupes), un compartiment détritus et un autre pour les rejets. Ce modèle a été calibré sur la période 1995-1996. Les sorties du modèle concernant les différents groupes trophiques sont présentés en annexe I. Les principales sources de production sont les producteurs primaires et les détritus. Les protozoaires et la flore bactérienne, bien que pouvant jouer un rôle important en termes de biomasse, ne sont pas représentés dans le modèle en raison du manque de données.

3.1.2 Les groupes fonctionnels impactés

D'après la littérature scientifique, on peut distinguer deux types de d'effet de l'extraction de granulats sur l'écosystème :

Un impact sur la reproduction et le recrutement de certaines espèces,
Une diminution de la production benthique.

La structure du modèle de Manche Est ne permet pas de mettre en relation les juvéniles et les adultes à cause de l'absence de relation de croissance intégrée au modèle. On étudiera donc uniquement les effets liés à l'impact sur la faune benthique. Cet impact se traduit par une diminution locale de la biomasse de cette faune. Les groupes fonctionnels du modèle Ecopath

correspondant à cette description sont le homard (Lobster), les crevettes (Shrimp and prawn), les crabes commerciaux (Commercial crab), les autres crabes (Crab), les coquilles Saint-Jacques (Scallops), les huîtres (Oysters), le mégabenthos carnivore (Carnivorous megabenthos), les suspensivores (Suspension feeders), les buccins (Whelk), les omnivores benthiques (Benthic omnivores), et les déposivores (Deposit feeders). Parmi tous ces groupes, les six qui apparaissent le plus souvent dans les publications ont été sélectionnés :

- Les crevettes,
- Les crabes non commerciaux,
- Le mégabenthos carnivore
- Les suspensivores
- Le benthos omnivore
- Les déposivores

On notera que ces six groupes représentent la quasi-totalité de la biomasse benthique aux niveaux trophiques 2 et 3 (Figure 5). Seuls font exception les huîtres, coquilles Saint Jacques, buccins, crabes commerciaux et homards, mais la biomasse que ces groupes représente est faible en comparaison des groupes que nous impacterons.

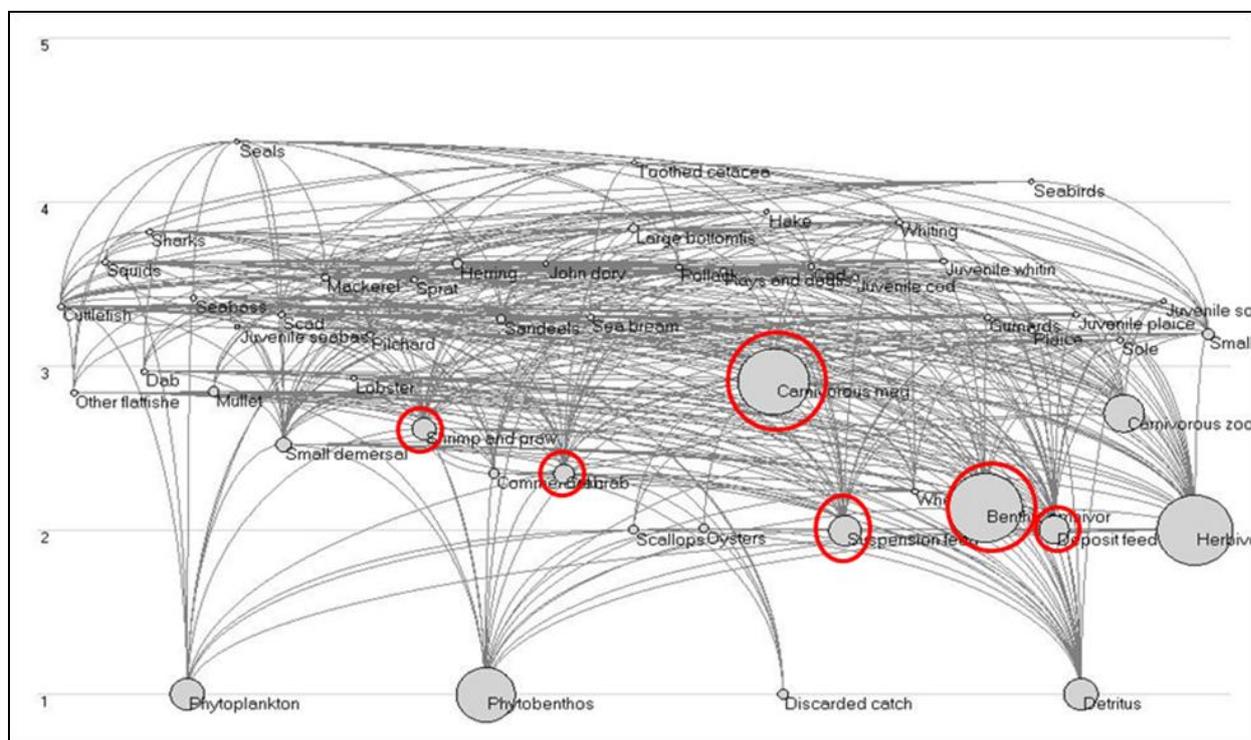


Figure 5 Réseau trophique de la Manche Orientale. Sortie du modèle Ecopath. La taille des cercles est proportionnelle à la biomasse du groupe fonctionnel. Les groupes encerclés de rouge sont ceux que nous avons considérés comme directement impactés par les extractions de granulats.

Ceci signifie que les espèces directement impactées sont des producteurs secondaires et leurs prédateurs directs. On va donc intervenir à la fois à la base et au milieu du réseau trophique. En termes de biomasse, les groupes mégabenthos carnivores et le benthos omnivore comptent parmi les groupes les plus abondants de l'écosystème. Nous avons décidé de ne pas intégrer une diminution du phytophenthos dans le modèle en raison du manque de précisions sur ce point dans la littérature scientifique.

3.2 Les indices étudiés.

Afin d'avoir une idée de l'importance relative des groupes impactés dans l'écosystème initial, nous avons regardé deux indices. Le premier étant le Mixed Trophic Impact (MTI), un indice correspondant à un couple d'espèces permettant d'estimer l'impact de l'une sur l'autre. Cet impact net (m_{ij}) est calculé en faisant la différence entre les effets positifs, évalués par la proportion de proies j dans le régime alimentaire du prédateur i (d_{ij}), et les effets négatifs, évalués par la part de la consommation totale de i utilisée par le prédateur (f_{ji}) :

$$q_{ij} = d_{ij} - f_{ji}$$

Le MTI est estimé en faisant le produit de tous les impacts nets pour tous les chemins possible dans le réseau trophique qui relie les groupes fonctionnels i et j (Ulanowicz and Puccia 1990). Cet indice permet donc d'identifier les groupes qui dépendent le plus (plus ou moins directement) des groupes qui seront directement impactés par les extractions de granulats.

Le second indice regardé est la Keystoneness (Libralato et al 2006). Cet indice est calculé à partir de l'impact total sur l'ensemble des groupes j impactés par le groupe i :

$$\varepsilon_i = \sqrt{\sum_{j \neq i}^n m_{ij}^2}$$

Cet impact total est corrigé en fonction de la proportion de biomasse du groupe i sur l'ensemble des biomasses de l'écosystème (p_i) :

$$KS_i = \log [\varepsilon_i(1 - p_i)]$$

Cet indice permet d'identifier l'importance générale de nos groupes impactés dans l'écosystème de Manche Est. Il permet de mettre en évidence l'importance de groupes indépendamment de leur biomasse. Cependant, les groupes que nous avons impactés représentent une part importante de la biomasse globale. Ils risquent donc de ne pas être très visibles avec cet indice. Nous avons donc décidé de regarder également l'impact total relatif :

$$\varepsilon_I = \frac{\varepsilon_i}{\varepsilon_{max}}$$

L'indice que nous regardons se résume donc au ratio de l'impact total de chaque groupe par rapport à l'impact total le plus important parmi tous les groupes de l'écosystème. Cependant, la keystone nous a semblée tout à fait pertinente pour évaluer l'évolution de l'importance des groupes entre l'état initial et l'état de l'écosystème exploité.

3.3 Simulations sous Ecopath :

Après avoir sélectionné les groupes directement impactés par les extractions de granulats, nous avons modifié les entrées du modèle Ecopath originel de façon à simuler l'impact des extractions de granulats sur l'ensemble du modèle. Pour ce faire, nous avons eu recours à plusieurs hypothèses

3.3.1 *Hypothèses de modélisation sur les groupes directement impactés*

La première chose à faire a été de fixer la diminution de biomasse en fonction de l'exploitation de granulats. La première hypothèse est que la biomasse des groupes fonctionnels

impactés par les extractions diminue de façon proportionnelle à la surface exploitée (p_{exp} , proportion de surface exploitée) que nous fixeront dans cette étude de simulation à 1% de la surface totale de l'écosystème, sans tenir compte de l'intensité de dragage. La seconde hypothèse est que la perte de biomasse de ces groupes est de l'ordre de 80% sur la surface considérée. On obtient donc, pour chaque groupe, une équation du type :

$$Biomasse\ impactée = Biomasse\ initiale * (1 - 0,8 * p_{exp}).$$

Par la suite, nous avons émis une troisième hypothèse selon laquelle les groupes dont les espèces sont mobiles étaient moins impactés que les autres en raison d'un échappement plus important. Nous avons donc décidé arbitrairement que les groupes crabes non commerciaux et crevettes ne subiraient une perte inférieure d'un coefficient k sur les zones impactées. Nous obtenons donc deux formules, l'une concernant les deux groupes moins impactés, écrite sous l'hypothèse que la perte de biomasse n'est que de 20% de la Biomasse sur les zones exploitées :

$$Biomasse\ impactée = Biomasse\ initiale * (1 - (0,2) * p_{exp}).$$

L'autre équation concerne les groupes plus impactés :

$$Biomasse\ impactée = Biomasse\ initiale * (1 - (0,8 * q) * p_{exp}).$$

Dans cette équation, le coefficient q est un coefficient trouvé par itération de façon à ce que la perte de biomasse globale de l'ensemble des groupes impactés reste de 80%. Ces équations permettent de simuler la perte de biomasse due aux extractions de granulats.

3.3.2 *Mise en œuvre des simulations :*

Lors des simulations, différents indicateurs sont analysés :

- . Les Biomasses, EE et niveaux trophiques renseignent sur l'impact des extractions de granulats sur chaque groupe.
- . Les Mixed Trophic Impact et les Keystoneness témoignent d'une évolution de la structure trophique de l'écosystème.

Nous avons également émis plusieurs hypothèses qui ne sont pas anodines pour faciliter la mise en œuvre des simulations. Ainsi, nous avons supposé que la biomasse des producteurs primaires serait fixée, mais pas leur EE. En outre, la structure du modèle Manche Est implique un modèle non spatialisé et l'hypothèse que tous les groupes sont répartis également sur l'ensemble de l'écosystème de la Manche Est. Une dernière hypothèse contraignante est imposée par l'utilisation du logiciel EwE6. En effet, ce logiciel ne reconnaît pas les efficacités écotrophiques nulles. Nous avons donc dû fixer la biomasse des groupes dont l'EE est nulle. La plupart de ces groupes étant des prédateurs supérieurs (phoques, cétacés, oiseaux marins et requins), cette hypothèse impose un contrôle top-down très fort sur notre modèle.

Nous avons aussi simulé différents comportements des prédateurs vis-à-vis de cette diminution. Cette simulation a pu se faire en modifiant différemment la matrice de diète du modèle originel.

3.3.3 *Hypothèses de modification des régimes alimentaires :*

- *Hypothèse 1 : les régimes alimentaires ne changent pas :*

Dans ce premier scénario, les prédateurs ne modifient pas leur régime alimentaire malgré le changement d'abondance de certains proies. Les régimes alimentaires ne changent donc pas, la matrice des diètes n'est pas modifiée dans le modèle. Cette hypothèse ne nécessite aucune itération pour équilibrer le modèle car les efficacités écotrophiques (EE) des groupes non

impactés n'évoluent pas. Il suffit donc d'ajuster le modèle une fois pour évaluer les nouvelles EE des groupes impactés et les nouvelles biomasses des autres groupes qui auraient éventuellement évolué.

- *Hypothèse 2 : les régimes alimentaires changent au prorata de la biomasse pour les groupes impactés :*

Le second scénario envisagé est que les prédateurs des groupes directement impactés se réorientent vers d'autres proies dans la mesure où cela est possible. Le point de départ pour faire tourner ce modèle est le même que dans l'hypothèse précédente mais on modifie la contribution des groupes impactés dans la matrice des diètes selon la formule suivante :

$$\text{Nouvelle contribution} = (\text{Biomasse finale} / \text{Biomasse initiale}) * \text{Ancienne contribution.}$$

Après ce calcul, on a utilisé la procédure de rééquilibrage des diètes d'Ecopath (sum to one) pour répartir la ration alimentaire enlevée sur l'ensemble des proies des groupes prédateurs de nos groupes impactés. Cette hypothèse implique que la prédation est en partie répartie sur de nouveaux groupes. Ceci implique une modification des biomasses des groupes qui ne sont pas directement impactés. Nous fixons donc les EE de ces groupes pour permettre au modèle d'évaluer leur nouvelle abondance.

- *Hypothèse 3 : les régimes alimentaires changent au prorata de la biomasse pour l'ensemble des groupes :*

La démarche pour cette troisième hypothèse est semblable à celle du scénario précédent. Cependant, on considère que l'évolution des biomasses de tous les groupes trophiques aura un impact sur le régime alimentaire des prédateurs. La matrice des diètes est donc modifiée non seulement sur les espèces directement impactées, mais pour l'ensemble des groupes du modèle. Cette perturbation supplémentaire nécessite plusieurs itérations pour que le modèle se stabilise (Figure 6).

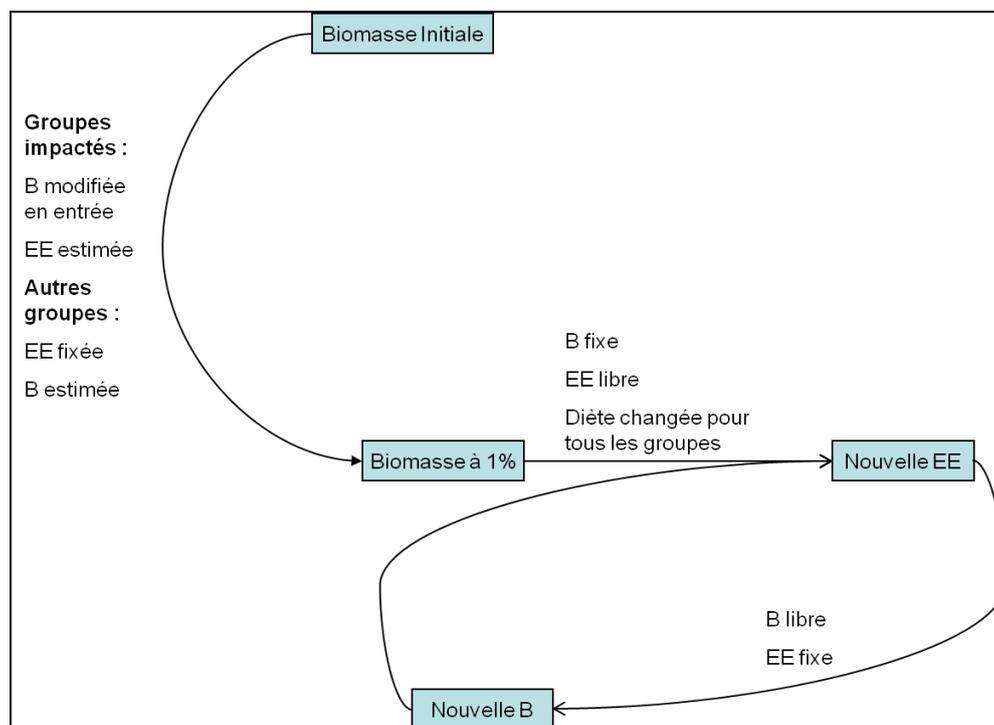


Figure 6 récapitulatif de la démarche de l'hypothèse 3

Nous avons donc trois Scénarios de fonctionnement écologique qui vont nous donner des résultats sensiblement différents. Pour faciliter la comparaison et l'interprétation de ces hypothèses, nous avons utilisé le modèle EcoTroph.

3.4 Modélisation sous EcoTroph :

Le modèle EcoTroph, développé par Gascuel (2005), représente le fonctionnement d'un écosystème en termes de flux de biomasse, caractérisé en particulier par la cinétique de ce transfert de biomasse d'un niveau trophique à un autre. Globalement, l'approche du modèle EcoTroph est semblable à celle du modèle Ecopath, à la différence qu'au lieu de considérer des paramètres par espèces ou groupes d'espèces, on regarde ces facteurs en fonction du niveau trophique. Il en résulte une représentation du système sous forme de spectres trophiques de biomasse (ou de production, consommation etc...). Cette vision globale et synthétique d'un écosystème a déjà été utilisée pour analyser l'impact de la pêche sur l'ensemble de l'écosystème et a permis de mettre en évidence des tendances générales d'évolutions dues à l'exploitation (Gascuel and Pauly 2009). Il nous a donc paru intéressant d'utiliser ce modèle pour tirer des conclusions plus générales sur l'effet d'une dégradation de l'habitat sur l'ensemble de l'écosystème.

Le passage du modèle Ecopath au modèle EcoTroph se fait assez simplement par une procédure de lissage permettant, entre autres, de créer un spectre de biomasse. Le modèle Ecopath fournit pour chaque boîte des données de biomasse, de production et de captures. Pour chacune de ces données et chaque groupe, le modèle EcoTroph crée des spectres lissés. L'idée derrière ceci est que le niveau trophique moyen ne reflète pas exactement la réalité dans le sens où tous les individus d'une même espèce ne sont pas du même niveau trophique. Les biomasses, les captures et la productivité sont donc réparties autour du niveau trophique moyen de l'espèce concernée par ces données, en relation avec un paramètre d'estimation de la variabilité du niveau trophique au sein du groupe (souvent l'indice d'omnivorie). Enfin, en sommant les spectres obtenus pour chaque boîte, on peut obtenir un spectre général pour la biomasse, la production et les captures en fonction du niveau trophique (Gascuel et al 2009).

4 Résultats :

4.1 Importance des groupes impactés dans l'écosystème initial

Nous avons vu que les espèces que nous considérons comme directement impactée se situent à des niveaux trophiques intermédiaires, entre les niveaux 2 et 3, au milieu du réseau trophique. Il est à priori difficile d'anticiper leur importance et l'impact qu'elles ont sur les autres espèces. D'où l'intérêt d'utiliser des indices comme la keystoneess et le Relative total impact.

Au regard de la keystoneess, les groupes directement impactés ne ressortent pas particulièrement. Les espèces que cet indice fait ressortir sont plus particulièrement les juvéniles de bar, les homards et les phoques ainsi que les gros poissons de fond (Figure 7). Il s'agit d'espèces structurantes dans l'écosystème malgré leur faible abondance.

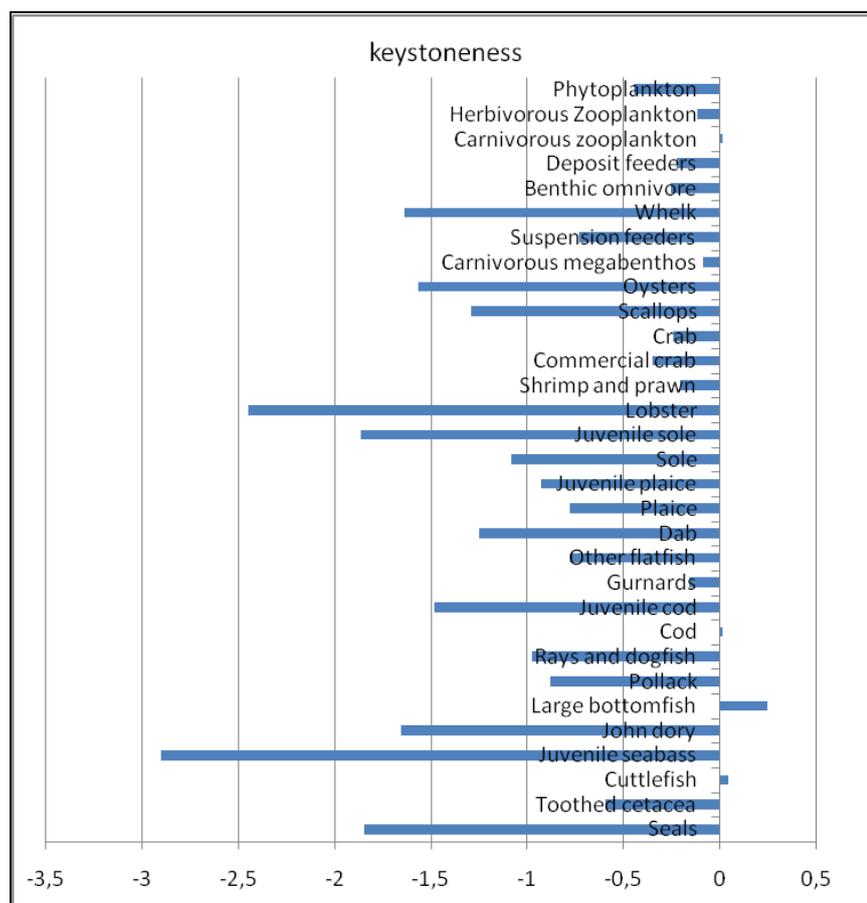


Figure 7 Diagramme des keystoneess (extrait).

Le Relative Total Impact permet de comparer l'influence d'espèces de biomasse et de niveau trophique très différents. Parmi les espèces pour lesquels cet indice est le plus fort, on retrouve aussi bien des producteurs secondaires qui représentent une biomasse considérable comme le zooplancton, que des prédateurs supérieurs, comme les oiseaux marins, qui jouent un rôle structurant dans l'écosystème malgré leur faible biomasse (Figure 8)

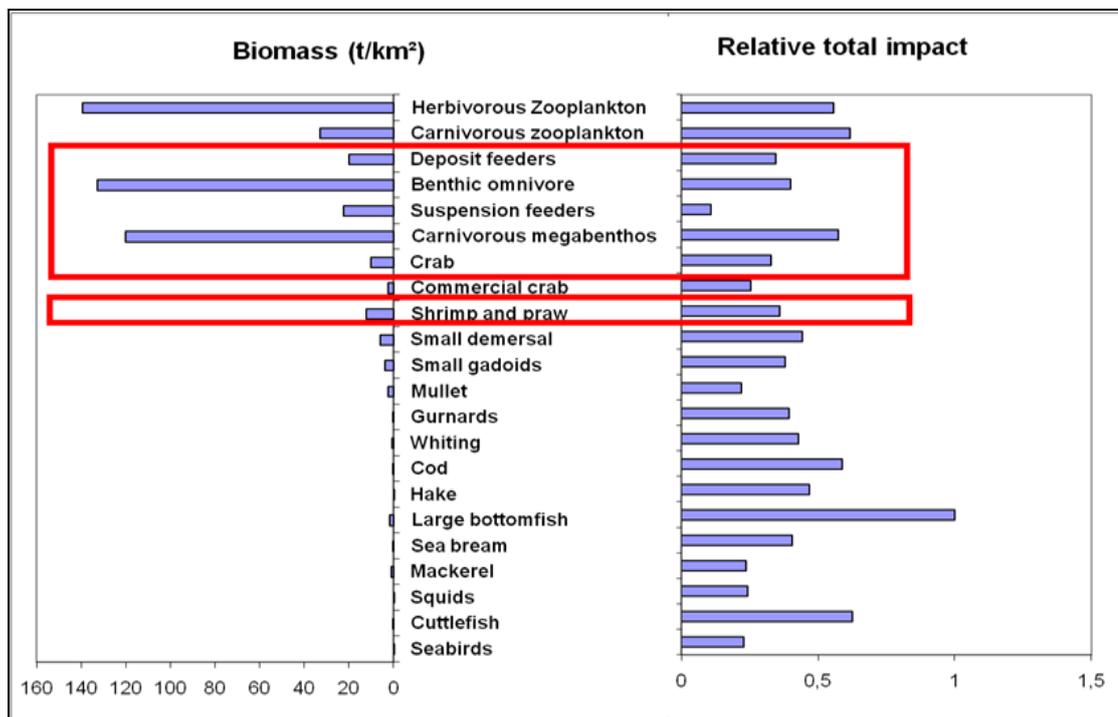


Figure 8 Biomasse et Relative Total Impact des 21 espèces les plus impactantes du modèle (+ suspensives).

On retrouve également cinq des six groupes que nous avons sélectionnés (entourés de rouge). Le fait que ces espèces soient présentes montre qu'en termes d'impact trophique, il s'agit d'espèces non négligeables dans l'écosystème de la Manche orientale. Ce graphique confirme également que ces groupes sont très importants en termes de biomasse, en particulier concernant les omnivores benthiques et le benthos carnivore. On peut donc aisément imaginer qu'une perturbation sur ces groupes aura forcément un impact sur l'ensemble de l'écosystème, mais il est difficile de visualiser les espèces les plus sensibles à ces variations. Nous avons donc regardé, pour chaque groupe impacté, les espèces auxquelles le groupe est le plus lié en termes d'impact trophique.

Afin d'être suffisamment sélectif envers les espèces impactées et de pouvoir représenter les relations trophiques de façon lisible, un seuil de MTI à 0,15 est fixé, pour tous les groupes excepté les suspensives. Ces derniers ayant un impact trophique plus faible, le seuil a été fixé à 0,05. Nous accorderons donc moins d'importance à ce groupe trophique pour la prévision des impacts probables sur les autres espèces.

➤ *Les crevettes :*

Le groupe des crevettes regroupe deux espèces, la crevette rose (*Palemon serratus*) et la crevette grise (*Crangon crangon*). Il s'agit d'espèces considérées comme mobiles et donc, par hypothèse, moins impactées par les extractions de granulats.

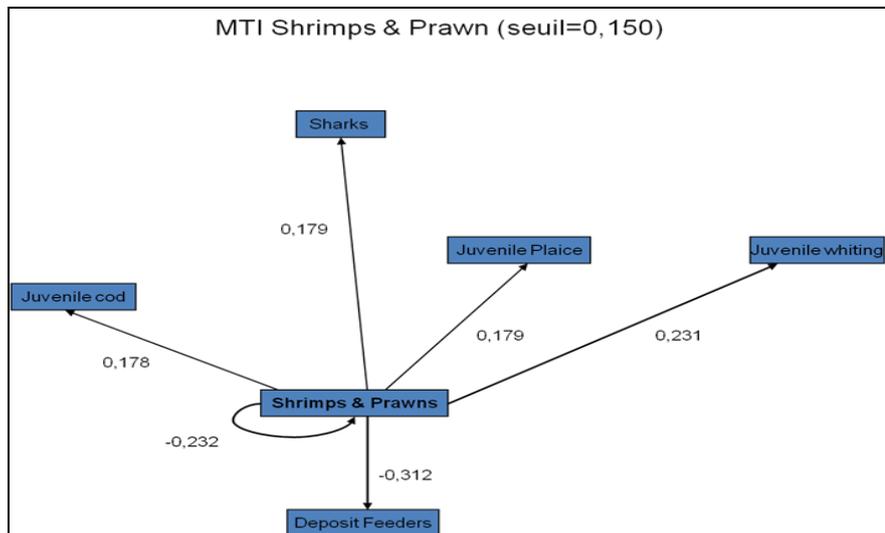


Figure 9 Principaux couples de MTI en relation avec les crevettes.

Le modèle montre une interaction trophique forte des crevettes avec plusieurs groupes de juvéniles (morue, plie, hareng), ainsi qu’avec les requins. Cette interaction étant positive, les espèces suscitées auront probablement à compenser la diminution de crevettes par un changement de régime alimentaire. On peut donc s’attendre à voir une variation de l’abondance du niveau trophique de ces espèces. Cependant, comme les crevettes ne sont pas beaucoup impactées dans le modèle, il n’est pas sûr que nous observions des variations conséquentes. Concernant les déposivores, les crevettes exercent une pression négative sur ce groupe. Cet effet est probablement négligeable par rapport à la pression que les déposivores subiront à cause des extractions de granulats. On ne s’attend donc pas à voir de réponse positive de cette boîte en sortie du modèle.

➤ Crabes

Le groupe des crabes non commerciaux regroupe quatre espèces de crabes, *Carcinus maenas*, *Pagurus bernhardus*, *Pilumnus hirtellus* et *Necora puber*. Là encore, nous avons considéré qu’une partie de ce groupe échappait aux extractions.

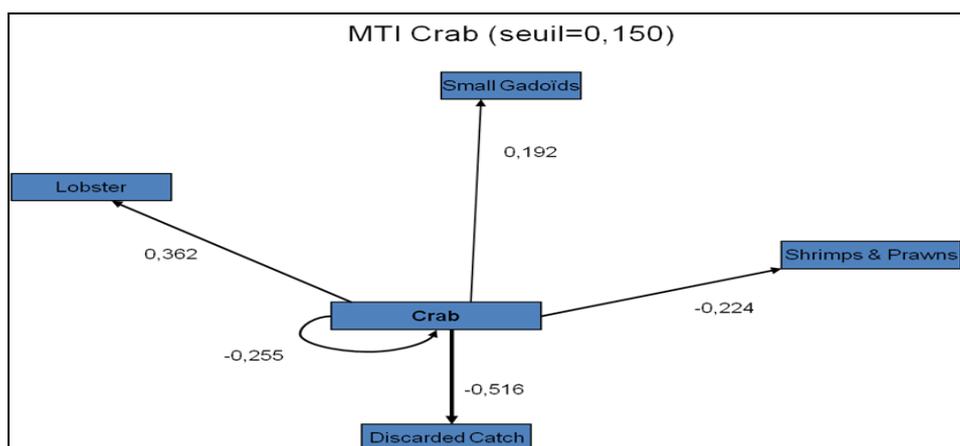


Figure 10 Principaux couples de MTI en relation avec les crabes non commerciaux.

Les crabes profitent aux petits gadidés et aux homards. De même que dans le cas des crevettes, ces groupes devront compenser une petite baisse dans la biomasse de leur proie. En ce qui concerne l’effet négatif sur les crevettes, sa diminution ne compensera pas l’impact direct des extractions sur ce groupe. La diminution de pression sur les rejets se traduira certainement par une moindre exploitation de cette source par l’écosystème.

➤ *Mégabenthos carnivore :*

Le mégabenthos carnivore et un groupe qui, selon nos hypothèses, sera fortement impacté par les extractions de granulats. De plus il s'agit de l'un des groupes les plus importants de l'écosystème en termes de biomasse. On peut donc s'attendre à ce que les espèces en interaction avec ce groupe répondent elles-mêmes de façon significative aux extractions de granulats.

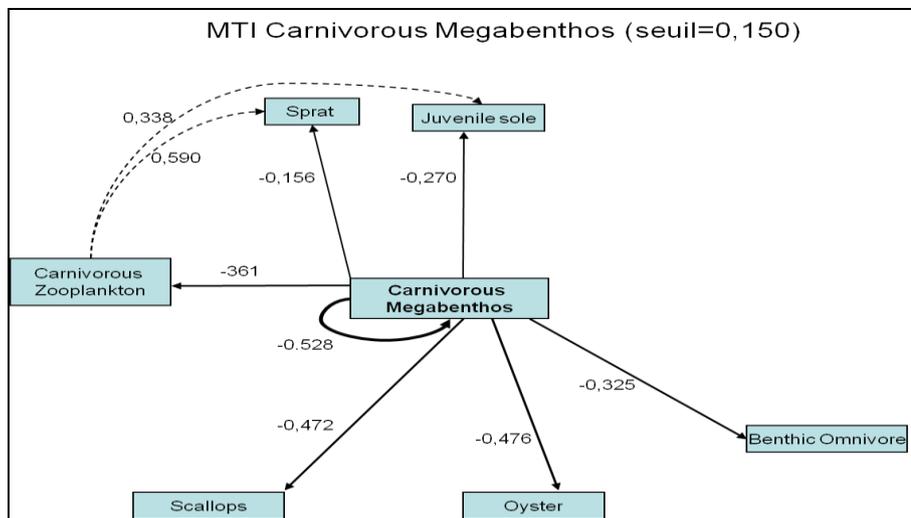


Figure 11 Principaux couples de MTI en relation avec le mégabenthos carnivore.

Le premier constat à faire est que le mégabenthos carnivore exerce principalement des pressions négatives sur les autres groupes de l'écosystème (Figure 11). Ceci se fait soit par prédation envers les coquilles Saint-Jacques, les huitres, le benthos omnivore et le zooplancton carnivore, soit par compétition sur le zooplancton en ce qui concerne le sprat et les juvéniles de sole. On s'attend donc à ce que tous ces groupes (à l'exception du benthos omnivore) répondent positivement à une exploitation des granulats.

➤ *Le Benthos omnivore*

A l'instar du mégabenthos carnivore, le benthos omnivore est un groupe représentant une biomasse très importante à l'échelle de l'écosystème. Il s'agit également de l'une des boîtes qui, selon nos hypothèses, sera fortement impactée par l'extraction de granulats marins.

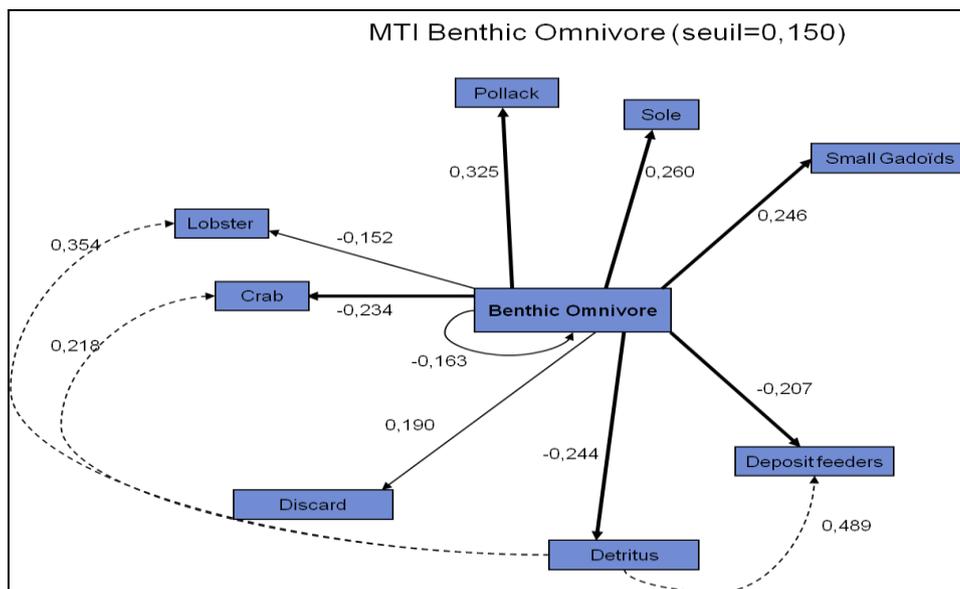


Figure 12 Principaux couples de MTI en relation avec le benthos omnivore.

Le benthos omnivore est une proie importante pour les petits gadidés, la sole, et le lieu jaune. Ce groupe se nourrit beaucoup de détritux, entrant ainsi en compétition avec les déposivores, les crabes et les homards. De part son influence négative sur ces deux dernières boîtes, le benthos omnivore diminue l'exploitation des rejets. On s'attend donc, suite à une extraction de granulats, à une moins bonne exploitation des détritux et à une possible baisse d'abondance de la part des gadidés, de la sole et du lieu jaune.

➤ *Les Déposivores :*

Les déposivores sont moins importants que le mégabenthos carnivore et le benthos omnivore en termes de biomasse. Ils restent cependant parmi les boîtes que nous avons considérées comme les plus impactées.

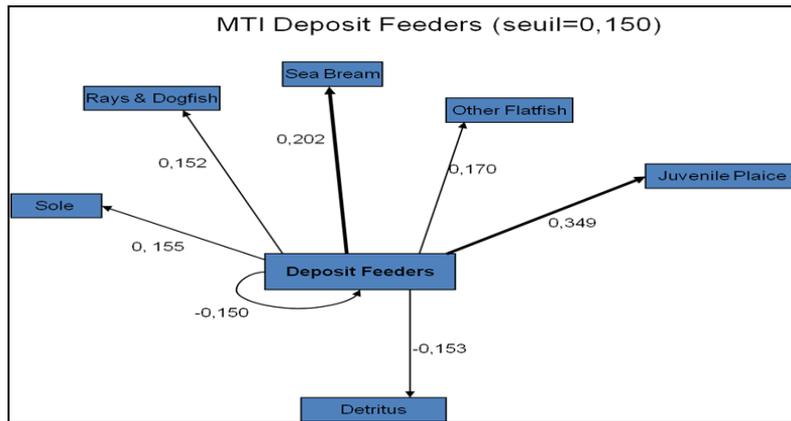


Figure 13 Principaux couples de MTI en relation avec les déposivores.

Les déposivores sont les proies des soles, des raies et roussettes, des dorades, des poissons plats et des juvéniles de plie. Ils exercent une pression de prédation sur les détritux.

➤ *Les suspensivores :*

Les suspensivores sont le dernier groupe considéré comme directement et fortement impacté par les extractions de granulats. La Figure 8 nous a montré qu'il s'agit d'un groupe moyen en termes de biomasse et dont le Relative Total Impact était plus faible que pour les autres groupes impactés. Cependant, la forte diminution de biomasse que ce groupe subira fait qu'il est tout de même intéressant de regarder les espèces qui interagissent avec.

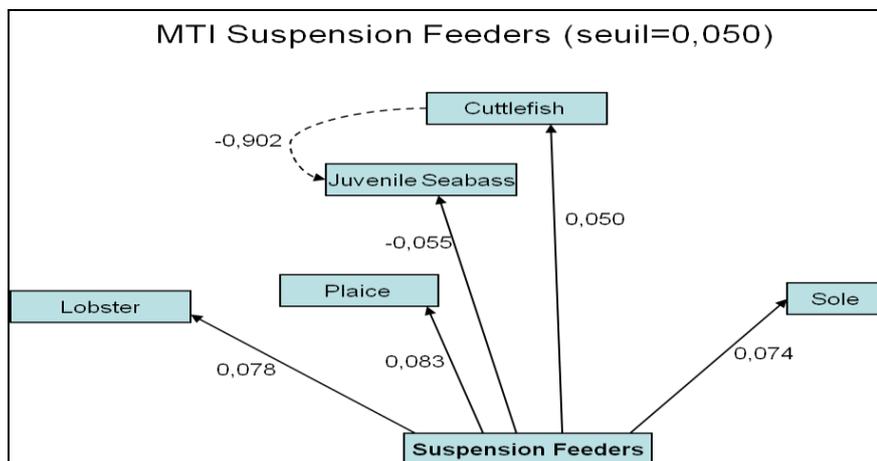


Figure 14 Principaux couples de MTI en relation avec les suspensivores.

Les suspensivores sont les proies des soles, des plies des homards et des seiches. En favorisant les seiches, les suspensivores nuisent aux juvéniles de bars qui entre dans 10% du

régime alimentaire de ce prédateur. Ainsi, une exploitation de granulats pourrait favoriser les juvéniles de bar en nuisant indirectement aux seiches.

➤ *Effet global des groupes impactés*

Après avoir analysé ces interactions, on peut s'attendre à ce que les groupes de poissons et invertébrés benthiques et démersaux présentent une sensibilité aux extractions de granulats marins. A ceux-ci s'ajoutent quelques groupes pélagiques tels les dorades ou les juvéniles de bar. Il reste cependant difficile de déterminer une tendance générale et de prédire les sorties du modèles en raison des effets parfois contradictoires des espèces impactées directement sur les autres. Il faut donc comparer les effets des groupes directement impactés à l'aide de la matrice des MTI (Figure 15).

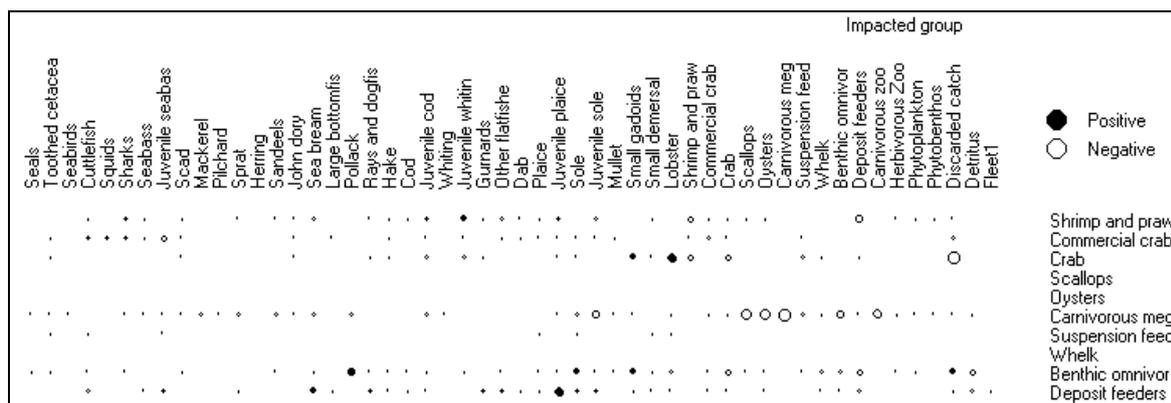


Figure 15 Extrait de la matrice des MTI

On remarque que dans chaque cas de conflit, l'une des espèces impactées à un effet beaucoup plus significatif. Ainsi, on peut s'attendre à ce que les extractions de granulats augmentent l'abondance des détritiques, du zooplancton carnivore, des huitres, des coquilles Saint Jacques, et des juvéniles de soles. A l'inverse, on peut s'attendre à ce que la biomasse des homards, des petits gadidés, des soles, des juvéniles de plies, des lieus et des daurades diminuent.

4.2 Simulations sous Ecopath :

Pour chaque simulation, les indicateurs sur lesquels nous nous sommes concentrés sont la biomasse, les niveaux trophiques et les Efficacités Ecotrophiques. Nous avons ensuite comparé les résultats selon chaque hypothèse pour vérifier leur robustesse et analyser les éventuelles différences.

4.2.1 Evolution des biomasses

La biomasse est le paramètre que nous manipulons pour simuler une extraction de granulats. On s'attend donc à ce qu'elle nous donne une photographie globale des réponses de l'écosystème à cette perturbation.

➤ *Hypothèse 1*

Selon cette hypothèse, les régimes alimentaires ne changent pas. On doit s'attendre à ce que tous les prédateurs des groupes directement impactés voient leur abondance diminuer. En revanche la biomasse des compétiteurs et des espèces prédatées devrait augmenter.

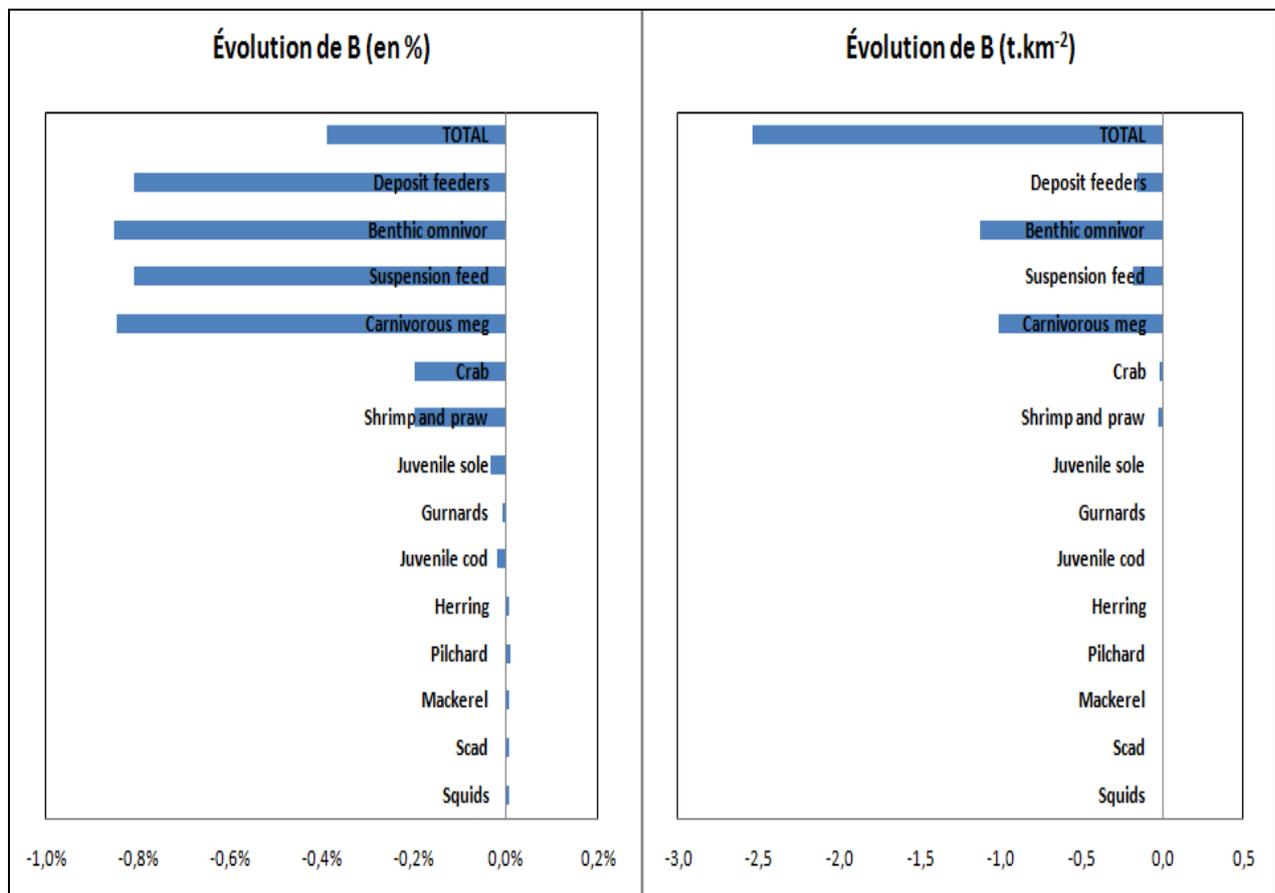


Figure 16 Evolution des biomasses en t.km⁻² et en % sous l'hypothèse 1.

Comme on pouvait s'y attendre, les biomasses des groupes directement impactées évoluent dans les proportions que nous avons fixées. On note également que les biomasses des juvéniles de soles et de morue ainsi que l'abondance de grondins diminuent. A contrario, les abondances des harengs, des sardines, des maquereaux et des calamars augmentent. Cette augmentation peut être due au fait que le MTI combiné des groupes directement impactés est négatif et non négligeable.

La diminution de biomasse de ces quelques groupes correspond à une perte de biomasse cumulée de 2,57 t.km⁻² soit 0,4% de la biomasse totale de l'écosystème pour une exploitation de granulats occupant 1% de la surface de la Manche Orientale.

➤ *Hypothèse 2 :*

Selon cette hypothèse, les prédateurs des groupes directement impactés se reportent en partie sur d'autres proies. Nous devrions donc trouver des évolutions plus complexes au sein de l'écosystème.

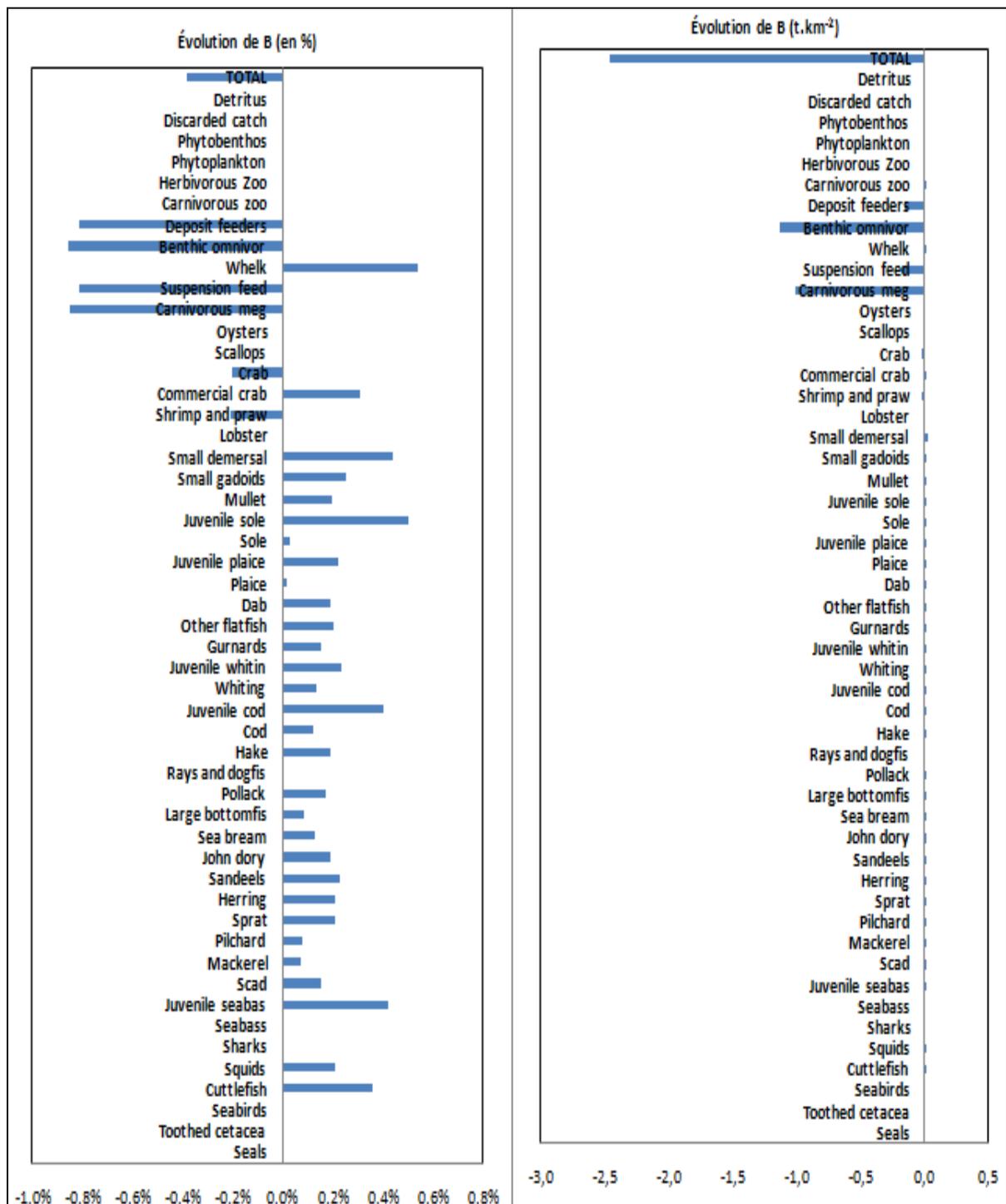


Figure 17 Evolution des biomasses en t.km² et en % de l'ensemble des groupes sous l'hypothèse 2.

On peut constater que les groupes dont la biomasse diminuait sous l'hypothèse 1 voient désormais leur abondance augmenter. Après une analyse de l'évolution des matrices de diètes, on peut observer par exemple que les crabes commerciaux et les buccins reportent leur consommation sur le phytobenthos et les détritits, profitant ainsi de la baisse de compétition sur ces ressources. Les autres espèces, elles, reportent leur consommation sur le zooplancton, profitant certainement de la baisse de compétition avec le mégabenthos carnivore (Figure 11). Mais ceci n'explique pas la plupart des augmentations. Une explication peut se trouver dans l'hypothèse imposée selon laquelle nous avons fixé à la fois la biomasse des prédateurs supérieurs et l'efficacité écotrophique de leurs proies. On se trouve donc avec une biomasse fixée pour les hauts niveaux trophiques, une biomasse diminuée sur les faibles niveaux trophiques directement impactés et une prédation accrue sur les niveaux trophiques

intermédiaires dont l'efficacité écotrophique est fixée. Pour compenser cette augmentation de prédation tout en conservant l'EE, le modèle équilibre donc l'équation en augmentant les biomasses.

En termes de biomasse totale, on retrouve au final une perte de biomasse proche de celle de l'hypothèse 1. La biomasse diminue de $2,50 \text{ t.km}^{-2}$ ce qui est légèrement inférieur au différentiel obtenu lors de la simulation précédente. Cette petite différence est due à l'augmentation de biomasse de nombreux groupes dont la biomasse initiale est faible comparée aux biomasses des groupes impactés.

➤ *Hypothèse 3*

Cette hypothèse sous-entend un comportement totalement opportuniste des prédateurs dans l'écosystème. On pourrait donc obtenir des variations de biomasse contrôlées par les prédateurs supérieurs. En réalité nous observons exactement les mêmes variations que celles observées sous l'hypothèse 2 voire même légèrement accentuées, justement parce que les prédateurs supérieurs contraignent les biomasses à augmenter sous la structure actuelle du modèle.

➤ *Conclusion.*

En ce qui concerne les biomasses, les simulations montrent des résultats cohérents d'une hypothèse à l'autre. L'augmentation de la biomasse des groupes qui ne sont pas directement impactés n'est pas un résultat qui semble réaliste.

4.2.2 Impact sur les niveaux trophiques

Dans l'hypothèse 1 nous n'intervenons pas sur les régimes alimentaires qui sont fixés. Il n'y a donc aucun impact sur les niveaux trophiques des différents groupes du modèle. Par contre, les régimes alimentaires de la majorité des espèces sont modifiés dans les hypothèses 2 et 3. Les variations de niveaux trophiques dans ces cas peuvent nous renseigner sur les espèces dont la diète est profondément modifiée.

➤ *Hypothèse 2 :*

Pour avoir une vision globale de ce qui se passe dans l'écosystème, les variations de niveaux trophiques et d'efficacité trophique sont représentées sur un même graphique Figure 18.

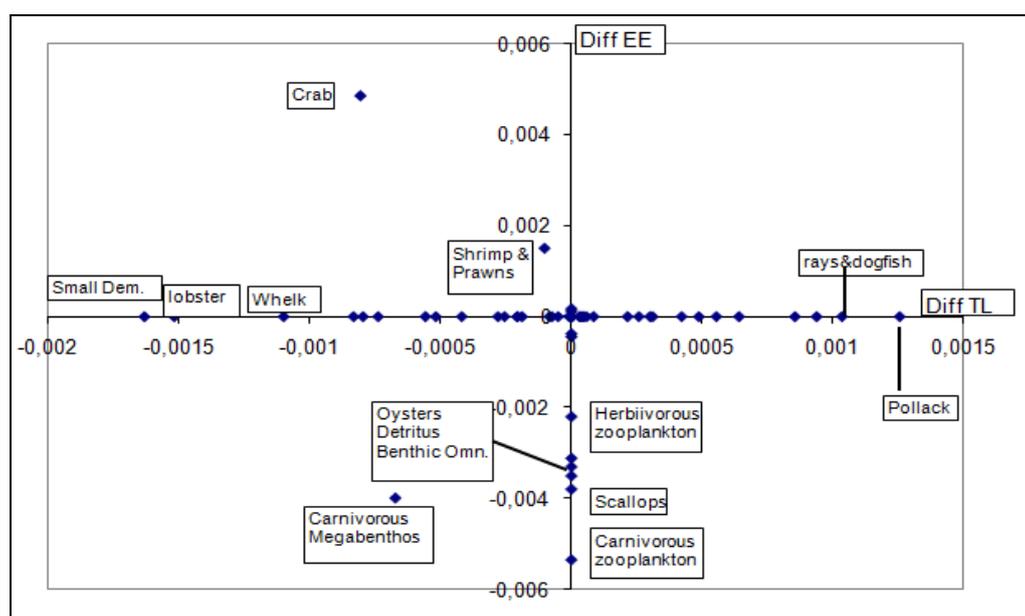


Figure 18 Représentation des évolutions des niveaux trophiques et des EE sous l'hypothèse 2. Chaque groupe trophique est représenté par un point.

Il semble au premier abord que les diminutions de niveaux trophiques sont plus nombreuses que les augmentations. C'est en particulier le cas des petits démersaux, des homards et des buccins. Il s'agit de groupes pour lesquels les boîtes impactées représentent une part importante du régime alimentaire (respectivement 33,70 et 24%, voir annexe II) et sont également les proies de plus hauts niveaux trophiques. Donc, pour compenser la raréfaction d'une grande partie de leurs proies, les démersaux, homards et buccins s'orientent vers des sources de plus faible niveau trophique (zooplancton herbivore, phytoplancton, phytobenthos et détritus pour les petits démersaux, phytobenthos, rejets et détritus pour le homard et le buccin).

Certains autres groupes voient leur niveau trophique augmenter. Cette augmentation est plus forte pour les groupes raies et roussettes et lieu jaune. Il s'agit là encore de groupes pour lesquels les boîtes directement impactées représentent une part importante de la diète (respectivement 48 et 35%) mais il ne s'agit pas des proies dont le niveau trophique est le plus élevé. Le lieu, les raies et les roussettes peuvent donc compenser en partie en augmentant la part de groupes dont les niveaux trophique est plus fort dans leur régime alimentaire (petits gadidés, petits démersaux et seiches pour le lieu jaune, petits gadidés, petits démersaux, mullets et harengs pour les raies et roussettes).

➤ *Hypothèse 3 :*

Sous cette hypothèse, on peut s'attendre à ce que les variations de niveaux trophiques soient légèrement différentes de celles observées sous l'hypothèse 2. On peut en particulier s'attendre à ce que cette variation aille dans le sens de l'augmentation du niveau trophique. En effet, la part de tous les groupes dans les diètes est modifiée au prorata de la variation de biomasse de ces mêmes groupes. Or, nous avons vu que pour la plupart des groupes de niveaux trophiques supérieur à celui des boîtes impactées la biomasse augmentait. Leur contribution dans les régimes alimentaires augmentera donc également.

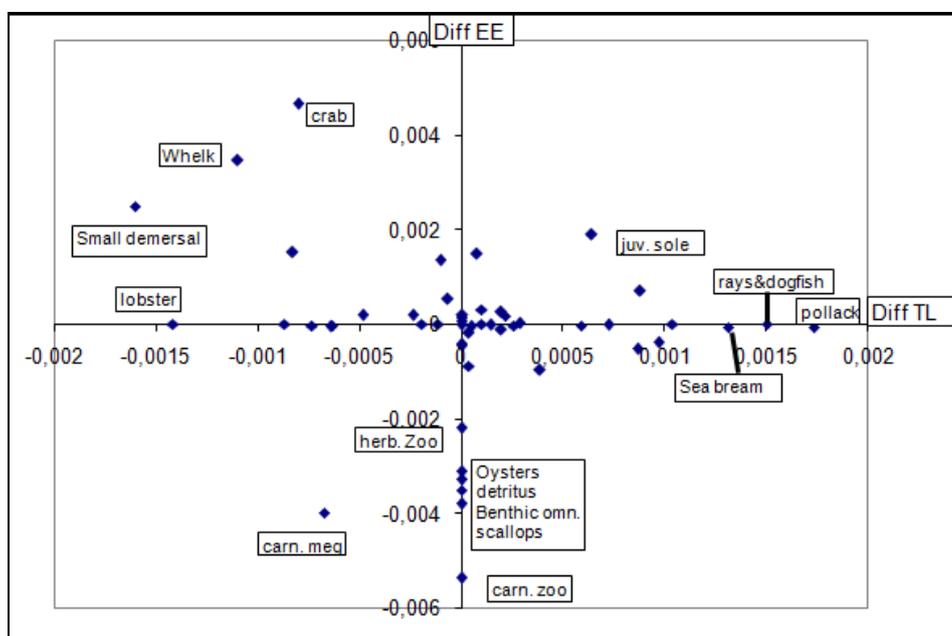


Figure 19 Représentation des évolutions des niveaux trophiques et des EE sous l'hypothèse 3.

On constate en effet que le nuage de point s'étale du côté des variations positives de niveau trophique. On peut encore une fois illustrer ce phénomène avec le lieu jaune et les raies et roussettes pour lesquels l'augmentation de niveau trophique est légèrement plus importante que pour l'hypothèse 2. Cette variation de niveau trophique est également visible avec la dorade (une augmentation accrue par rapport à l'hypothèse 2, notamment grâce à une augmentation de la part

des seiches dans leur régime alimentaire). Concernant les groupes dont le niveau trophique diminuait sous l'hypothèse 2, on retrouve exactement les mêmes variations sous l'hypothèse 3.

Ainsi, sous l'hypothèse 3, on observe une légère augmentation du niveau trophique moyen de l'écosystème par rapport à l'état initial. Sous l'hypothèse 2, le niveau trophique moyen diminue.

4.2.3 Impact sur les efficacités écotrophiques

Les variations des efficacités écotrophiques dépendent à la fois des variations de régime alimentaire et des variations de biomasse. Ce paramètre, contrairement au niveau trophique, varie donc pour les trois scénarios.

➤ Hypothèse 1 :

Ici, les régimes alimentaires ne changent pas. On s'attend donc à ne voir une évolution des efficacités écotrophiques que chez les groupes impactés et éventuellement chez leurs proies pour lesquelles la biomasse de prédateur diminue.

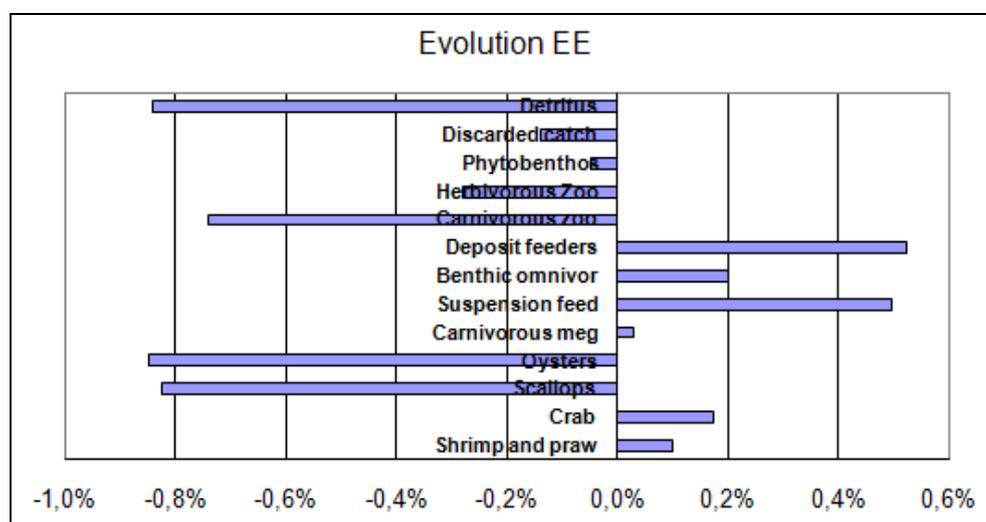


Figure 20 Evolution des Efficacités Ecotrophiques sous l'hypothèse 1.

La Figure 20 confirme en effet que l'efficacité écotrophique des proies des groupes impactés diminue. On a donc une plus faible exploitation des groupes de faible niveau trophique par l'écosystème. Les groupes impactés eux, voient leur efficacité écotrophique augmenter. Pour cause, malgré leur raréfaction, ces groupes sont sollicités de la même façon par leurs prédateurs. Les groupes les plus prédatés voient donc leur efficacité écotrophique augmenter de façon plus significative.

➤ Hypothèse 2 :

Seules les espèces directement impactées voient leurs contributions modifiées dans les régimes alimentaires. La variation d'efficacité écotrophique les concernera donc en premier lieu, ainsi que les espèces sur lesquelles la prédation est majoritairement reportée. On remarque que la plupart des groupes directement impactés par les extractions de granulats marins voient leur efficacité trophique diminuer, à l'exception des crabes et des crevettes pour lesquels ce paramètre augmente (Figure 18). Ceci indique que, malgré leur raréfaction, ces deux groupes restent tout de même très prédatés. Parallèlement, la diminution de l'efficacité écotrophique des proies des groupes impactés observée sous l'hypothèse 1 se trouve atténuée.

➤ *Hypothèse 3 :*

Les régimes alimentaires sont ici totalement modifiés. Toutes les espèces sont donc susceptibles de voir leur efficacité trophique modifiée. On retrouve les mêmes évolutions que sous l'hypothèse 2. A celles-ci s'ajoutent l'efficacité écotrophique de certaines espèces comme le buccin, les petits démersaux et les juvéniles de soles (Figure 19). Un regard à la matrice des diètes montre que ces groupes trophiques servent de compensation dans le régime alimentaire de leurs prédateurs.

4.2.4 Evolution de la Keystoneness :

Les évolutions de la keystone des espèces peuvent nous renseigner sur l'évolution de l'écosystème. Les espèces dont la keystone augmente jouent un rôle plus important dans l'équilibre du réseau trophique en rapport à leur biomasse.

On peut observer une forte différence des variations de keystone selon les hypothèses (**Erreur! Source du renvoi introuvable.Erreur! Source du renvoi introuvable.**Figure 21). Sous l'hypothèse 1, peu de groupes voient leur indice évoluer et ces variations se font dans de faibles proportions en comparaison de celles que l'on observe sous les autres hypothèses.

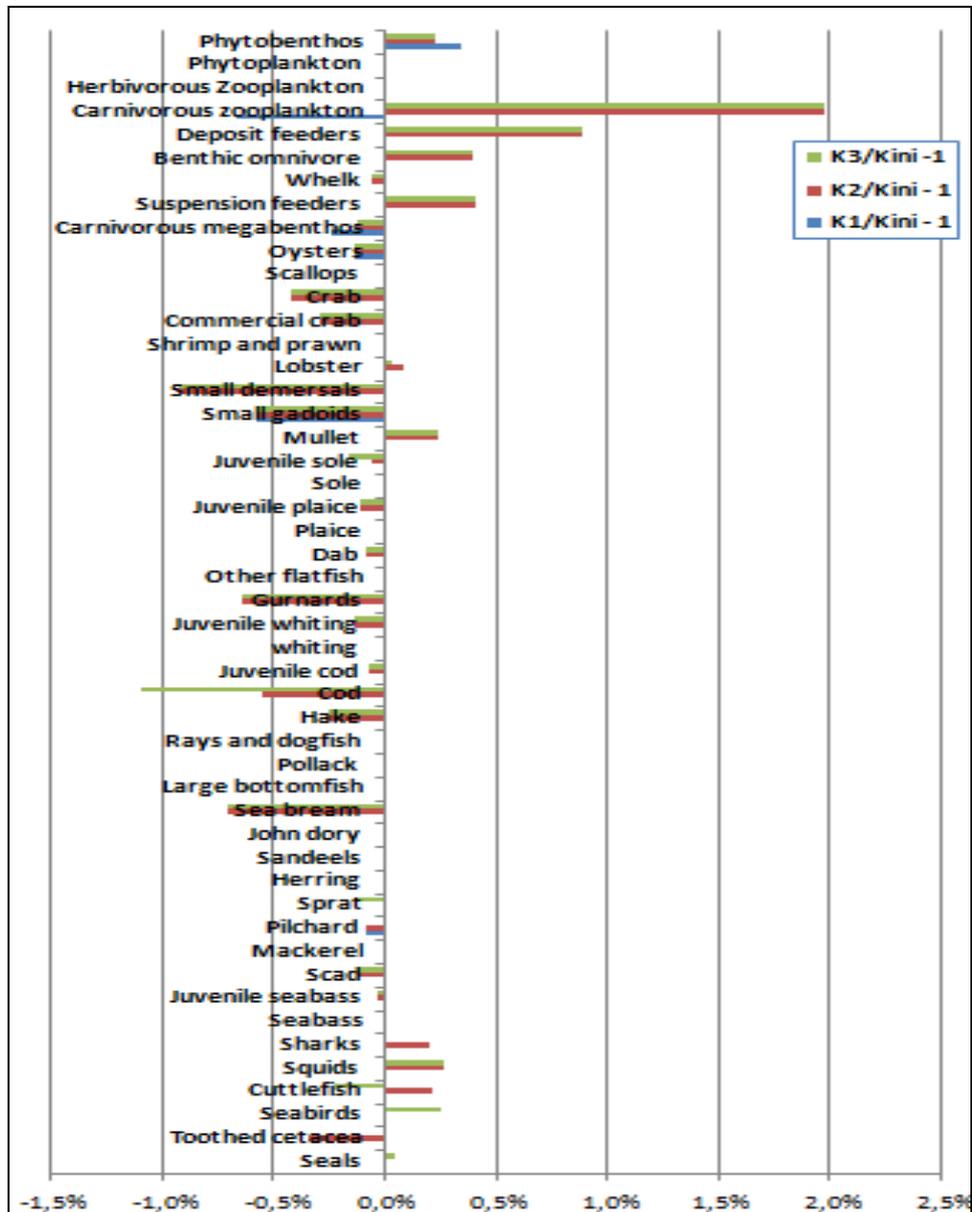


Figure 21 Variations de Keystoneness sous les trois hypothèses

Sous l'hypothèse 2, les variations se font principalement sur les groupes directement impactés qui se répartissent en deux groupes : les déposivores, les omnivores et les suspensivores qui voient leur keystoneess augmenter d'une part, le mégabenthos carnivore et les crabes dont la keystoneess diminue d'autre part. L'importance des crevettes n'évolue pas. Les prédateurs directs de ces groupes voient en général leur keystoneess diminuer.

Sous l'hypothèse 3, la keystoneess des groupes impactés évolue dans le même sens que sous l'hypothèse 2, il en va de même pour la plupart des prédateurs de ces groupes. Ce résultat montre une bonne cohérence des résultats d'une hypothèse à l'autre. Les variations de keystoneess quant à elles, témoignent d'une réorganisation globale du réseau trophique en réaction au stress induit par les extractions de granulats. Seules font exception les seiches pour lesquelles il y a une inversion de l'évolution de la keystoneess entre les deux scénarios. Ceci s'explique par une augmentation de la contribution des seiches dans le régime alimentaire de nombreuses espèces sous l'hypothèse 3 (phoques, cétacés, daurades). Cette prédation accrue témoigne d'une plus forte abondance du groupe (les diètes sont modifiées au prorata des abondances) qui, associée à une diminution de l'impact trophique de ce groupe, peut suffire pour inverser l'évolution de keystoneess

4.3 Modélisation sous EcoTroph :

Le modèle EcoTroph permet d'avoir une vision plus synthétique et globale des tendances de l'écosystème. Les spectres obtenus ont ainsi pour vocation de nous aider à interpréter et synthétiser les résultats plus détaillés décrits précédemment.

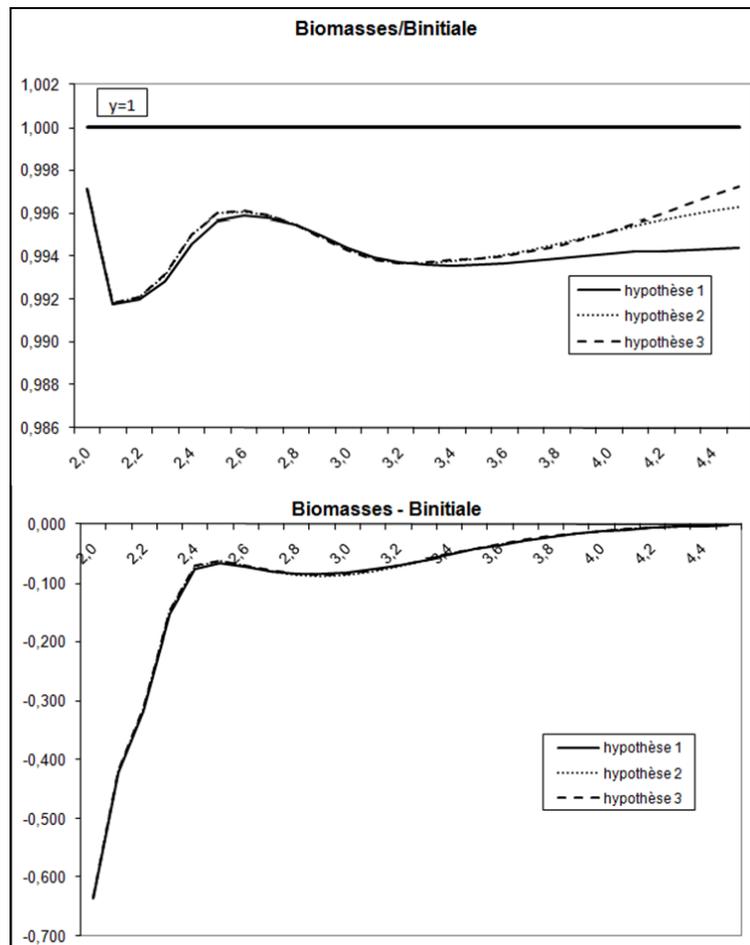


Figure 22 Ratios et différences (en t/km²) des spectres de biomasse entre les différentes hypothèses et l'état initial.

On observe bien deux creux de perte de biomasse aux niveaux trophiques 2 et 2,9. Le premier creux correspond aux groupes directement impactés, il est donc logique et attendu. Le second creux correspond au mégabenthos carnivore dont le niveau trophique est de 2,9. Le spectre des ratios nous montre que les scénarios 2 et 3 montrent un effet bottom-up moins fort que l'hypothèse 1. En effet selon les hypothèses 2 et 3 la biomasse des hauts niveaux trophiques est beaucoup plus proche de celle observée à l'état initial que sous l'hypothèse 1. On note un décalage entre les creux des spectres de différence de biomasse et ceux des spectres de ratio. L'explication de ce décalage est mathématique et réside dans le spectre de biomasse initial (Figure 23).

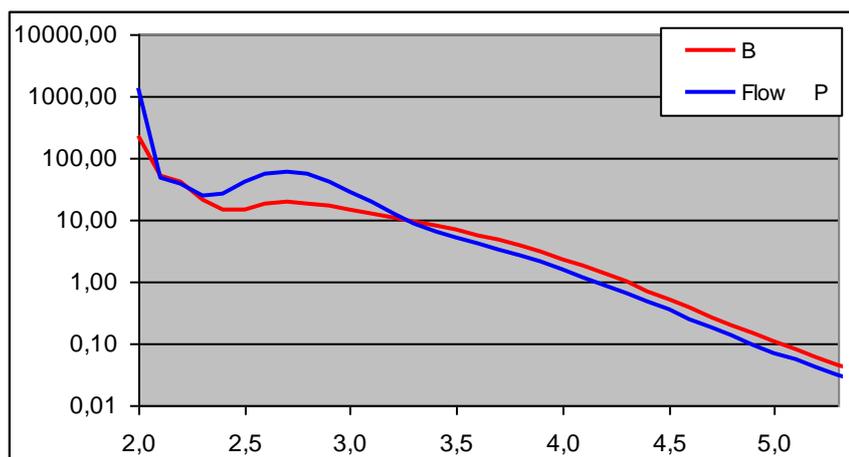


Figure 23 Spectres de biomasse et de production du modèle initial.

On voit que la biomasse chute fortement entre les niveaux trophiques 2 et 2,1. On trouve ensuite une augmentation de la biomasse globale entre les niveaux trophiques 2,5 et 2,9 avant de diminuer à nouveau. On a donc une variation de la biomasse initiale (dénominateur) qui n'est pas retranscrite dans les mêmes proportions dans les différences de biomasse. Ceci explique le décalage observé dans les creux de biomasse (Figure 22).

Les trois scénarios envisagés décrivent des choses semblables pour les faibles niveaux trophiques. Les résultats divergent en ce qui concerne les niveaux trophiques supérieurs. L'hypothèse 1 n'est pas adaptée pour décrire la répercussion des effets sur les prédateurs. Les hypothèses 2 et 3 montrent les mêmes tendances avec une complexité supplémentaire pour l'hypothèse 3. Cette dernière hypothèse est la plus lourde à mettre en œuvre mais elle donne des résultats plus convainquant en ce qui concerne les réactions en chaîne le à travers le réseau trophique. En ce sens, cette hypothèse semble mieux décrire ce qui se passe probablement en réalité, bien que le comportement réel doive se trouver entre le comportement opportuniste simulé et un comportement plus sélectif tel que décrit sous l'hypothèse 1

5 Discussion

Cette étude a permis de mettre en évidence une certaine résilience de l'écosystème de la Manche Est aux extractions de granulats. Les résultats nous éclairent sur les mécanismes se mettant en place pour compenser la perte de benthos dans l'écosystème. Cependant, le travail est encore incomplet et de nombreux points restent à considérer pour avoir une idée précise des impacts des extractions de granulats.

5.1 Limites du modèle

Pour mener cette étude nous avons été confrontés à un problème de manque de données. Le but étant d'estimer l'impact potentiel des extractions de granulats sur l'ensemble de l'écosystème de la Manche Est, et les extractions n'en étant qu'à leurs balbutiements dans les eaux territoriales françaises, nous avons dû imaginer une surface d'extraction annuelle plausible au vu des concessions en cours de négociation. Nous avons également dû décider d'un taux d'impact global de façon arbitraire après la lecture de divers articles scientifiques. Ce taux d'impact ne peut en aucun cas servir de référence en raison de la grande fourchette de valeurs que la littérature peut fournir. A ceci s'ajoute l'hypothèse que l'ensemble des groupes trophiques sont présents sur la totalité de la zone d'étude (la Manche est), induite par l'utilisation du modèle écopath non spatialisé de Villanueva (2009).

Une autre limite de ce modèle est que la structure du modèle Ecopath ne permet pas de prendre en compte des phases de recolonisation, dans le sens où les évolutions des communautés benthiques dues au changement d'habitat ne peuvent être simulées. En effet, les espèces de différentes communautés benthiques sont regroupées dans un même groupe trophique.

5.2 Résultats :

Les résultats obtenus sont surprenants dans le sens où l'on pourrait s'attendre à un effet néfaste, bien qu'indirect, des extractions de granulats marins sur le necton. Au lieu de cela, le modèle nous montre, à un niveau d'exploitation de 1%, une faible augmentation de la biomasse de la plupart des groupes trophiques qui ne sont pas directement touchés par les extractions de granulats. Ceci peut s'expliquer par la structure du modèle qui nous a contraints à fixer la biomasse des prédateurs supérieurs et l'efficacité écotrophique des autres groupes impactés indirectement. De ce fait, le report de prédation sur ces groupes non impactés conduit le modèle à surestimer les biomasses afin de répondre à l'augmentation de prédation tout en conservant la même efficacité écotrophique. Cependant, malgré ces augmentations d'abondance, les spectres de biomasse donnés par EcoTroph confirment une baisse globale de la biomasse de l'écosystème. De plus l'analyse des interactions trophiques dans le modèle initial (Villanueva 2009) nous permet d'identifier les espèces qui seront probablement indirectement impactées par les extractions de granulats. On voit ainsi que les extractions de granulats favorisent certainement l'abondance des détritiques, du zooplancton carnivore, des huitres, des coquilles Saint Jacques et des juvéniles de soles. A l'inverse, on peut s'attendre à ce que la biomasse des homards, des petits gadidés, des soles, des juvéniles de plies, des lieus et des daurades diminuent. Concernant les niveaux trophiques, on n'observe pas forcément de diminution globale au sein de l'écosystème. Lorsque l'on impose une variation des régimes alimentaires, on se rend compte que les groupes de niveau trophique relativement faible (de l'ordre de 3) voient leur niveau trophique diminuer car la place occupée par les groupes raréfiés dans leur alimentation est remplacée par des groupes de niveaux trophiques inférieurs. A contrario, les groupes de haut niveau trophique voient leur niveau trophique augmenter du fait d'un report de prédation sur des groupes tels les petits gadidés. Ces changements de comportement sont également illustrés par les variations d'efficacité écotrophique.

A l'échelle de l'écosystème, les variations de niveaux trophiques et d'efficacités écotrophiques traduisent une réorganisation globale du réseau trophique. Cette réorganisation est également illustrée par les variations de keystone-ness qui montrent que certaines espèces voient leur importance augmenter et d'autres diminuer. En particulier, l'augmentation de la keystone-ness de groupes directement impactés tels les déposivores et les suspensivores peut être préoccupant car cela montre qu'une réduction trop importante de l'abondance de ces groupes pourrait déstabiliser l'écosystème. On peut également s'inquiéter de l'augmentation de l'efficacité écotrophique des crabes et des crevettes qui illustre une prédation accrue sur ces groupes malgré la diminution de biomasse. On peut donc supposer d'une surface limite d'exploitation au-delà laquelle l'écosystème ne peut plus compenser le stress induit par les extractions de granulats marins.

5.3 Comparaison avec d'autres études

A ce jour, il existe peu d'études ayant eu pour but d'identifier les impacts d'un changement d'habitat à l'aide de modèles écosystémiques. Néanmoins, un rapport du Cefas publié en mars 2011 (Daskalov et al 2011), décrit les résultats d'une étude menée sur le même sujet que celui présenté dans ce rapport. Cette étude est intéressante car l'approche était différente et certainement complémentaire à celle que nous avons adoptée.

Daskalov et ses collaborateurs ont également utilisé le modèle Ecopath de Manche est, mais également des données de campagnes scientifiques (IBTS et CGFS) et les données d'extractions des industriels britanniques. A partir de ces données, ils ont développé une version spatialisée du modèle en appliquant également une diminution de biomasse à certains groupes. Cette diminution de biomasse a été fixée entre 2,5 et 30% sur la surface des concessions. Cette valeur est bien inférieure à celle que nous avons choisie, mais elle s'applique à l'ensemble des concessions, dont la surface est souvent supérieure à celle effectivement draguée. Ils ont ensuite simulé deux scénarios, l'un où les extractions de granulats n'impactent que les groupes de faune benthique, un autre où les poissons de fond sont également impactés.

Les résultats qu'ils présentent montrent que les extractions de granulats ont un impact très prononcé sur les espèces qu'ils ont sélectionnées comme impactées, dans la limite des zones draguées. Ce résultat conforte notre hypothèse de simulation des effets des extractions par une diminution de biomasse proportionnelle à la surface exploitée. Parallèlement, notre étude apporte une analyse plus approfondie des impacts de l'industrie des granulats sur le fonctionnement du réseau trophique. Ils observent également l'augmentation de la biomasse de nombreux groupes trophiques en réaction aux extractions de granulats. Ces résultats confortent donc ceux obtenus dans notre étude, mais sont probablement liés eux aussi à la contrainte fixée sur les groupes d'efficacité écotrophique nulle.

5.4 Perspectives

Dans sa version actuelle, le modèle Ecopath de Manche Est semble mal adapté pour traiter des questions telles que l'impact des extractions de granulats marins sur l'ensemble du réseau trophique. Il serait notamment nécessaire de remanier le modèle de façon à alléger les contraintes sur les efficacités écotrophiques. Nous pourrions ainsi mener le même type d'études que celle décrite dans ce mémoire avec un contrôle top-down moins contraignant, et un modèle plus sensible au contrôle bottom-up qui semble jouer un rôle primordial dans le cadre des transformations de l'habitat. De même les relations entre juvéniles et groupes adultes devraient être prises en compte dans le modèle, comme le permet le logiciel. Il serait ensuite intéressant de mener une étude combinant les approches des deux travaux menés sur la question de l'impact des extractions de granulats en Manche orientale. C'est-à-dire, combiner une étude approfondie

de l'impact sur le réseau trophique et le développement d'une version spatialisée (à l'aide des outils Ecosim et Ecospace) du modèle à l'échelle de la Manche Est. Il faut cependant noter que le modèle Ecospace est une version spatialisée du modèle Ecosim et que ce dernier ne fournit des simulations réalistes qu'à condition d'avoir été au préalable ajusté sur des séries chronologiques d'observation. En d'autres termes, il n'est possible d'avancer dans la construction d'un modèle spatialisé qu'à condition de disposer de nombreuses informations à la fois temporelles et spatiales.

A plus long terme, il serait souhaitable de développer un modèle prenant en compte les différentes communautés benthiques en fonction des différents habitats pour intégrer des scénarios de recolonisation et leurs impacts sur l'alimentation des poissons. Pour ce faire, il est nécessaire là aussi d'accroître la quantité de données disponibles sur ces questions. Enfin, il serait intéressant d'étudier l'impact des extractions de granulats marins sur la résilience à la pêche et de faire des projections pour déterminer un taux d'exploitation limite acceptable pour l'écosystème de la Manche orientale.

6 Références :

6.1 Bibliographie :

Andren H. (1994) Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportion of suitable habitat: a review. *Oikos*,71, pp 355-366.

Boyd S.E., Rees H.L. (2003) An examination of the spatial scale of impact on the marine benthos arising from marine aggregate extraction into the central English Channel. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 57, pp 1-16

Boyd S.E., Cooper K.M., Limpenny D.S., Killbride R., Rees H.L., Dearnalay M.P., Stevenson J; Meadows W.J., Morris C.D. (2004) Assessment of the re-habilitation of the seabed following marine aggregate dredging. *Science Series Technical Report*, 121, 154p.

Carpentier A., Delpech J. P., Martin C., Meaden G., Vaz S.(2009a) **Chap 1, La Manche Orientale / The eastern English Channel** In : Channel Habitat Atlas for marine Resource Management, final report (CHARM phase II). Carpentier A., Martin C. S., Vaz S., INTERREG 3a Programme, IFREMER, Boulogne-sur-mer, France, pp 14-18.

Carpentier A., Coppin F., Martin C., Morin J., Rostiaux E., Vérin Y., Walton J., Dupuis L., Engelhard G., Gardel L, Meaden G., Vaz S. (2009b) **Chap 5, Partie « Engins, navires & ressources halieutiques exploitées » / section « Gears, vessel & exploited species »** In : Channel Habitat Atlas for marine Resource Management, final report (CHARM phase II). Carpentier A., Martin C. S., Vaz S., INTERREG 3a Programme, IFREMER, Boulogne-sur-mer, France, pp 428-557.

Cayocca F., Du Gardin B. (2003) **Assessing the impact of sand extraction on the shore stability : project for a methodological framework**, European marine sand and gravel – shaping the future, EMSAGG Conference, Delft, The Netherlands 20-21 February 2003.

Chrisensen V., Pauly D. (1992) ECOPATH II — a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling*, No 3/4, Vol 61, pp. 169-185.

Chistensen V., Walters C.J., Pauly D. (2005) **Ecopath with Ecosim: A user's guide**. November 2005 edition, Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, Canada, 154 p.

Cressard A. (1975), The effects of offshore and gravel mining on the marine environment. *Terra et Aqua*, 8/9, pp 24-33.

Dankers P.J.T. (2002) The behavior of fines released due to dredging: A literature review. Delft University of Technology, Delft, 59p.

Daskalov G.M., et al. Modelling possible food-web effects on aggregate dredging in the Eastern English Channel. Lowestof, UK : Cefas, 2011. 68 p. MEPF 08/P37.

Delavenne J., Dupuis L., Gardel L., Koubbi P., Lauria V., Martin C., Vaz S. Warenbourg C., Carpentier A., Cook J., Coppin F., Engelhard G., Ernande B., Morin J.(2009a) **Chap 4, partie « Poissons et céphalopodes » / « Fish and cephalopods »** In : Channel Habitat Atlas for marine Resource Management, final report (CHARM phase II). Carpentier A., Martin C. S., Vaz S., INTERREG 3a Programme, IFREMER, Boulogne-sur-mer, France, pp 150-423.

Desprez M. (2000) Physical and biological impact of marine aggregate extraction along the French coast of eastern English Channel: short and long-term post-dredging restoration. *ICES Journal of Marine Science*, 57, pp 1428-1438.

Deprez M., Pearce B., Le Bot S. (2010) The biological impact of overflowing sands around a marine aggregate extraction site : Dieppe (eastern English Channel). *ICES Journal of Marine Science*, 67, pp 270-277.

Essink K. (2009) Ecological effect of dumping of dredged sediments; options for management, *Journal of Coastal Conservation*, 5, pp 69-80.

Etter RJ, Grassle F. (1992) Pattern of species diversity in the deep sea as a function of sediment particle size diversity. *Nature*, 360, pp 576-578.

Fahrig L. (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34 , pp 487-515.

Gascuel D., Pauly D. (2009), EcoTroph: Modelling marine ecosystem functioning and impact of fishing, *Ecological Modelling*, 220, 21, pp 2885-2898.

Gascuel D., Tremblay-Boyer L., Pauly D. (2009) EcoTroph (ET): A trophic level based software for assessing the impacts of fishing on aquatic ecosystems. *Fisheries Centre Research Reports*, Vol 17, No1, 82p.

Gubbay S. Marine aggregate extraction, and biodiversity, information, issues and gaps in understanding. Newark (UK) : the Wildlife Trusts and the WWF-UK, 2003, 20p.

Groot S.J. de (1996) The physical impact of marine aggregate extraction in the North Sea. *ICES Journal of Marine Sciences*, 53, pp 1051-1053

Groot S.J. de (1980) The consequences of marine gravel extraction on the spawning of herring, *Clupea harengus* L. *Journal of Fish Biology*, 16, pp 650-611.

Hily, C. (1983) **Macrozoobenthic recolonisation after dredging in a sandy mud area of the Bay of Brest enriched by organic matter.** In: *Oceanologica Acta*. Proceedings of the 17th European Marine Biology Symposium, Brest, France, 27 September - 1 October 1982, pp 113-120.

Hitchcock D.R., Drucker B.R. (1996) **Investigation of benthic and surface plumes associated with marine aggregates mining in the United Kingdom.** In: *The Global Ocean – Towards Operational Oceanography*. Proceedings of the Oceanology International Conference, Surrey, United Kingdom, pp. 221–234.

Jenkins, J.T. (1927). *The herring and the herring fisheries*. King & Son, London.

Kenny A.J., Rees H.L. (1994) The Effects of Marine Gravel Extraction on the Macrobenthos: Early Post-dredging Recolonization. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 28., No. 7, pp. 442-447.

Libralato S., Christensen V., Pauly D. (2006) A method for identifying keystone species in food web models. *Ecological Modelling*, 195, pp 153-171.

Newell R.C., Seiderer L.J., Hitchcock D.R. (1998) The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources in the sea bed. *Oceanography and Marine Biology: Annual Review*, 36, pp 127–178.

Newell R.C., Seiderer L.J., Simpson N.M., Robinson J.E. (2004) Impacts of Marine Aggregate on Benthic Macrofauna off the South Coast of The United Kingdom. *Journal of Coastal Research*, Vol 20, No1, pp115-125.

Posford Haskoning Ltd, David Tyldesley Associates, The Centre for Environment, Fisheries and Aquatic Sciences, H R Wallingford Ltd (2004) **A Development Plan for Marine Aggregate Extraction in England, A Scoping Study**. Office of the Deputy Prime Minister, London, 192p.

Secrétariat Général de la Mer. Extraction de granulats marins Document d'orientation pour une politique nationale. Paris : juin 2006. 83p. Version 3.0.

Snelgrove PVR (1999) Getting to the bottom of marine biodiversity: sedimentary habitats. *Bioscience*, 49, pp 129-138.

Ulanowicz R.E., Puccia C.J. (1990) Mixed trophic impact in Ecosystems. *Coenoses*, Vol 5, No 1, pp 7-16.

UNPG (2011) **Les producteurs de granulats : état des lieux**. In : Livre blanc – Carrières et granulats, pour un approvisionnement durable des territoires. pp. 12-37.

Van Dalfts J.A., Essink K., Toxvig Madsen H., Birklund J., Romero J., Manzanera M. (2000) Differential response of macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and the western Mediterranean. *ICES Journal of Marine Science*, 57, pp 1439-1445.

Van Dalfts J.A., Essink K. (2001) Benthic community response to sand dredging and shoreface nourishment in Dutch coastal waters. *Senckenbergiana Maritima*, 31, pp 329-332.

Van der Veer H.W., Bergman M.J.N., Beukema J.J. (1985) Dredging activities in the Dutch Wadden Sea: effects on macrobenthic infauna. *Netherlands Journal of Sea Research*, Vol 29, No2, pp183-190.

Villanueva C.M., Ernande B., Mackinson S. (2009) **Chap 6, Réseau trophique / Trophic network** In : Channel Habitat Atlas for marine Resource Management, final report (CHARM phase II). Carpentier A., Martin C. S., Vaz S., INTERREG 3a Programme, IFREMER, Boulogne-sur-mer, France, pp 547-562.

6.2 **Sitographie :**

The Crown Estate (consulté le 08/07/11) **Marine aggregates.**
http://www.thecrownestate.co.uk/marine_aggregates

Annexe I : Principaux paramètres de sortie du modèle Ecopath de Manche Est.

Tableau des groupes fonctionnels considérés dans le modèle Ecopath de Manche orientale montrant les valeurs intégrées et estimées (en gras). B est la biomasse en t.km² poids frais, P/B est le rapport production/biomasse (an⁻¹), Q/B est la consommation relative de nourriture (an⁻¹), EE est le rendement trophique et Y est la capture par pêche (t.km⁻².an⁻¹).

Group name	TL	B(t/km ²)	P/B (yr ⁻¹)	Q/B(yr ⁻¹)	EE	Y(t.km ⁻² .yr ⁻¹)
Seals	4,37	0,0002	0,47	15,752	0	-
Toothed cetaceas	4,24	0,0159	0,036	16,891	0	-
Seabirds	4,13	0,018	0,4	72,12	0	-
Cuttlefish	3,37	0,2	3,5	15	0,602	0,03
Squids	3,64	0,15	2,85	15	0,714	0,08
Sharks	3,82	0,307	0,19	2,37	0	-
Seabass	3,42	0,114	0,54	3,288	0,364	0,002
Juvenile seabass	3,24	0,032	1,245	6,348	0,075	-
Scad	3,32	0,23	0,6	6,025	0,593	0,02
Mackerel	3,54	0,952	0,685	6,047	0,957	-
Pilchard	3,19	0,442	0,988	7,204	0,366	0,001
Sprat	3,53	0,762	1,852	10,163	0,28	-
Herring	3,62	2,4	0,75	4,6	0,64	0,05
Sandeels	3,28	1,979	1,74	9,16	0,4	-
John dory	3,62	0,008	0,862	4,687	0,548	0,001
Sea bream	3,3	0,21	0,7	11,353	0,174	0,001
Large bottomfish	3,84	1,7	0,578	4,385	0,131	0,1
Pollack	3,61	0,25	0,618	3,23	0,724	0,005
Rays and dogfish	3,58	0,175	0,44	2,571	0,468	0,035
Hake	3,94	0,08	0,9	4	0,703	-
Cod	3,61	0,27	1,2	4,5	0,66	0,1
Juvenile cod	3,54	0,103	2,268	6,064	0,186	-
Whiting	3,88	0,75	1,07	4,709	0,921	0,128
Juvenile whiting	3,64	0,115	2,136	10,954	0,18	-
Gurnards	3,3	0,47	0,55	4,754	0,551	0,075
Other flatfish	2,84	0,55	1,2	5,464	0,517	0,01
Dab	2,97	0,62	1,141	6,408	0,24	-
Plaice	3,22	0,29	0,8	4,335	0,501	0,068
Juvenile plaice	3,32	0,15	1,3	8,218	0,66	-
Sole	3,16	0,337	0,655	5,063	0,306	0,034
Juvenile sole	3,4	0,06	1,3	10,126	0,479	-
Mullet	2,85	2,5	0,5	5,167	0,615	0,045
Small gadoids	3,2	3,8	1,243	5,167	0,753	0,07
Small demersal	2,52	5,9973	1,319	10,384	0,8	-
Lobster	2,93	0,013	1,08	5,85	0	-
Shrimp and prawn	2,62	12,2629	1,7	38,46	0,9	0,002
Commercial crab	2,35	2,4805	1,01	7	0,9	0,005
Crab	2,34	10	1,1	4,841	0,848	-
Scallops	2	1,727	0,9	10	0,549	0,02
Oysters	2,01	2,1	0,904	35	0,438	-
Carnivorous megabenthic	2,9	120	0,6	6,935	0,597	-
Suspension feeders	2	22,48	0,8	5,333	0,698	-
Whelk	2,24	0,22	1,4	3,333	0,659	-
Benthic omnivores	2,14	132,6808	0,9	6	0,9	-
Deposit feeders	2	20	2,5	16,667	0,689	-
Carnivorous zooplankton	2,71	33,0742	8	23,33	0,9	-
Herbivorous Zooplankton	2	139,345	9,2	60	0,9	-
Phytoplankton	1	25	80		0,9	-
Phytobenthos	1	75	100		0,981	-
Discarded catch	1	2,349			0,524	-
Detritus	1	25			0,408	-

Annexe II : Matrices de diètes.

Les lignes et colonnes surlignées de jaune correspondent aux groupes directement impactés :

Tableau 1 Matrices des diètes du modèle initial.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
1) Proxiproduit	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2) Lambdascissa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3) Scabrida	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4) Cestifich	0,042	0,01	0	0,005	0,015	0,1	0,005	0,001	0	0,001	0	0	0	0	0,01	0,04	0,001	0,01	0,03	0,005	0,001	0
5) Scuidr	0	0,3	0,02	0	0,001	0,1	0	0	0,005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,005	0,001	0
6) Steniz	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7) Sebeuz	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8) Juvenileschur	0	0	0	0,001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9) Scod	0,013	0,01	0	0,001	0,005	0	0,005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,007	0,07	0
10) Rhesoral	0,03	0,08	0,145	0	0,004	0,07	0,005	0	0,005	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0,009	0,017	0,05	0	0
11) Pildard	0	0,005	0	0	0	0	0	0	0,005	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0,011	0,025	0	0	0
12) Sprak	0	0,005	0,01	0	0	0,01	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0,195	0	0	0	0,007	0,05	0,015	0
13) Herring	0,009	0,1	0,053	0	0,03	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,073	0	0,042	0,015	0
14) Sandahl	0,01	0	0,1	0,01	0,03	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,002	0,002	0,055	0	0
15) John-dary	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,009	0	0
16) Seabeam	0	0,005	0	0,001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17) Largebenthicr	0,233	0	0	0,009	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,007	0	0,002	0
18) Pollock	0,115	0,005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,006	0	0	0
19) Rayz and dentur	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20) Hake	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,001	0	0	0	0	0	0	0	0	0,006	0	0	0
21) Cod	0,005	0,05	0	0	0,001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0
22) Juvenile-cod	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,005	0	0	0	0	0,029	0,05	0
23) Whiting	0,05	0,005	0	0	0,004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0,01	0
24) Juvenilewhin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0,021	0
25) Gurnard	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,006	0	0	0
26) Oberflorflishe	0,152	0	0	0,003	0,001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,042	0	0,008	0
27) Dab	0,001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,017	0	0,003	0
28) Plaice	0,001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,001	0	0,006
29) Juvenileplaice	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,106	0
30) Sole	0,005	0	0	0,001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,006	0	0
31) Juvenilesole	0	0	0	0,005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,004	0
32) Haddock	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,031	0	0,06	0
33) Small-squidid	0,14	0,215	0,1	0,06	0,225	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,02	0	0	0,22	0,3	0,033	0,04	0,09
34) Small-femoral	0,104	0	0,192	0,04	0,12	0	0,033	0,009	0,09	0	0	0	0,05	0	0,195	0,005	0,205	0,2	0,073	0	0,053	0,22
35) Labster	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
36) Shrimp and prau	0	0	0	0,01	0	0,2	0,1	0,1	0,15	0,05	0	0	0	0	0,005	0	0,066	0	0,05	0,1	0,112	0,31
37) Commercial crab	0	0	0	0,28	0,25	0,2	0,1	0,015	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,22	0,3	0,033	0,04
38) Crab	0	0	0,02	0,02	0,05	0,1	0,12	0	0,005	0	0	0	0,001	0	0	0	0	0,007	0	0,15	0,13	0,05
39) Scallops	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
40) Oyster	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
41) Centinour max	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,005	0	0,007	0
42) Sepytenoid	0	0,05	0	0,05	0	0	0	0	0,005	0	0,02	0	0	0	0	0	0	0,02	0,05	0	0,004	0
43) Whilk	0	0	0	0	0	0	0,002	0	0,002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,001	0	0
44) Benthicemouir	0	0	0	0	0,05	0	0,05	0,05	0,16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,15	0	0,303	0,019
45) Depositcollector	0	0	0	0	0,05	0	0,02	0,01	0,02	0,001	0	0,04	0	0,001	0	0,3	0,07	0,049	0,255	0	0,077	0,051
46) Carnivore-zoo	0	0	0	0,18	0	0,2	0,3	0,3	0,2	0,5	0,5	0,6	0,1	0,5	0,3	0,305	0	0,05	0	0,11	0	0,271
47) Herbivore-zoo	0	0	0	0,02	0	0	0	0,3	0,2	0,2	0,2	0,16	0,006	0,3	0,205	0,08	0	0,002	0,052	0	0	0,3
48) Phytoplankton	0	0,06	0	0,09	0,04	0	0,12	0	0,01	0	0,18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
49) Pycnoskton	0	0	0	0	0	0	0	0	0,003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0
50) Discardcatch	0	0	0	0	0,005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
51) Detritus	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,06	0	0	0	0,099	0,055	0,015	0	0,023	0	0	0	0,071
52) Impart	0	0	0,3	0,214	0,063	0	0,04	0,1	0,1	0,217	0,1	0,2	0,342	0,1	0	0	0	0,052	0,038	0	0,2	0,01
53) Sum	1	1	0,9999999	1	1,0004	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,9999999	1	0,9999999	1	1
54) (-Sum)	0	0	5,96E-08	0	-0,0000001	0	0	0	0	0	-1,19E-07	0	0	0	-1,19E-07	0	0	5,96E-08	0	5,96E-08	0	0



Département :

Spécialisation Sciences Halieutiques et Aquacoles option Ressources et Écosystèmes Aquatiques.

Enseignant responsable : Olivier Le Pape

Auteur(s) : BRIFFAULT Axel

Date de naissance : 19/12/1988

Nb pages : 34 Annexe(s) : 6

Année de soutenance : 2011

Organisme d'accueil : Agrocampus Ouest

Adresse :
65 Route de Saint Briec
35 042 Rennes cedex

Maître de stage : Didier Gascuel et Ching Maria Villanueva

Titre français :

Evaluation de l'impact potentiel des extractions de granulats sur le fonctionnement trophique de l'écosystème de Manche Est

Titre anglais :

Evaluation of the potential impact of marine aggregate extraction on the East Channel food-web functioning.

Résumé :

L'activité d'extraction de granulats marins, actuellement en plein essor en France, est déjà bien développée en Angleterre. Ce secteur industriel s'intéresse à la Manche Est pour la richesse et la qualité de ses sédiments. Il est connu que les extractions de granulats marins dégradent les fonds marins, changeant la bathymétrie et la granulométrie des sédiments. Cette activité a également un effet destructeur sur la macrofaune benthique. Cet effet se traduit par une diminution de la biomasse, de la densité et de la diversité spécifique des groupes trophiques benthiques. Il est donc naturel de s'intéresser à l'impact de cette activité industrielle sur l'ensemble du réseau trophique.

Cette étude a pour but de répondre à cette question et de juger de la faisabilité d'un tel diagnostic à l'aide des modèles écosystémiques Ecopath et EcoTroph. Nous avons réduit la biomasse de groupes considérés comme impactés et simulés trois comportements de prédation différents. L'un où les prédateurs, très sélectifs, ne modifient pas leur régime alimentaire, un autre où les prédateurs sont totalement opportunistes, et un scénario intermédiaire.

Nous avons montré que les extractions de granulats entraînaient une réaction en chaîne tout le long du réseau trophique, allant jusqu'à modifier les biomasses des groupes n'étant pas directement impactés. Cette étude démontre également que les modèles écosystémiques considérés n'étaient actuellement pas adaptés pour ce type de travaux car ils nous poussent à être contraignants sur les groupes de prédateurs supérieurs, accentuant ainsi un contrôle top-down du réseau trophique.

Abstract :

The activity of marine aggregates extraction, actually rapidly expanding in France, is already well developed in England. This branch of industry is interested in the English Channel for its resources and the quality of its sediments. It is known that the marine aggregates extractions degrade the sea bed, changing the bathymetry and the type of sediments. This activity also has a destructive effect on the benthic macrofauna. This effect is translated by a decrease of the biomass, the density and the specific variety of the benthic trophic groups. It is natural to be interested in the impact of this industrial activity on the whole trophic network.

This study aims at answering this question and at judging the feasibility of such diagnose by using the ecosystemic models Ecopath and EcoTroph. We reduced the biomass of groups considered as impacted and modeled three different predation behaviour. One in which predators, very selective, do not modify their diet, another one where the predators are totally opportunist, and an intermediate scenario.

We showed that marine aggregates extractions provoke a reaction in the entire trophic network, modifying the biomasses of the groups not being directly impacted. This study also shows that the considered ecosystemic models were not at present adapted for this type of works because they urge us to be binding on the groups of top predators, so increasing a top-down control of the trophic network.

Mots-clés : Granulats Marins, Extraction, Modèle Trophique, Manche Est

Keywords : Marine Aggregate, Extraction, Trophic Model, Eastern English Channel