

Projet HOBICAL

**Holothurie : Lien entre performances
de production et de bioremédiation
dans le contexte de la crevetticulture en
Nouvelle-Calédonie.**



Les participants au projet HOBICAL



Sébastien Hochard (Responsable de l'opération),
Manuel Ducroq et l'équipe du CTA



Hugues Lemonnier, Florence Royer, Morgane
Hubert, Henri Michaut, Raphael Vergé



Yves Letourneur



Anne Lorrain



Margaux Mathieu-Resuge, Gauthier Schaal,
Edouard Kraffe, Fabienne Legrand.



Laurent Burgy et son équipe



John et Sandra Kuhn



Laurent Queffelec

Les stages effectués au sein du projet :

Maxime Millot : stage de Licence professionnelle Intechmer

Julien Le Rohellec : stage de Licence 1 Université de la Nouvelle-Calédonie

Margaux Mathieu-Resuge : stage de Master 2 Université Pierre et Marie Curie

Julie Benoît: stage de Master 1 Agrocampus Ouest

Charles Vanhuysse : stage de Master 2 Université de la Rochelle

Sommaire :

| | |
|--|------------|
| 1. PRÉSENTATION DE L'OPÉRATION..... | 7 |
| 1.1. CONTEXTE..... | 7 |
| 1.2. OBJECTIFS | 13 |
| 1.2.1. Axe1 : culture en alternance crevettes – <i>H. scabra</i> en bassin de terre (Fig. 3)..... | 14 |
| 1.2.2. Axe2 : Enclos à proximité des fermes de crevetticulture (Fig. 4)..... | 15 |
| 1.3. PROJETS DE RECHERCHE PARTENAIRES | 17 |
| 1.4. METHODOLOGIE..... | 17 |
| 1.4.1. Dispositifs expérimentaux : | 17 |
| 1.4.2. Méthodes de mesures | 18 |
| 1.5. BIBLIOGRAPHIE : | 22 |
| 2. ELEVAGE HOLOTHURIE | 30 |
| 2.1. STRUCTURES ET PLAN D'EXPERIENCE..... | 30 |
| 2.2. RESULTATS | 31 |
| 2.2.1. Zootechnie..... | 31 |
| 2.2.2. Environnement : | 34 |
| 2.2.3. Traceurs trophiques, isotopes et acides gras | 39 |
| 2.3. DISCUSSION..... | 50 |
| 2.3.1. Quelles ont été les sources de nourriture de <i>H. scabra</i> dans le système : | 50 |
| 2.3.2. Potentiel de bioremédiation. | 63 |
| 2.3.3. Performances de production | 67 |
| 2.4. BIBLIOGRAPHIE | 77 |
| 3. COMPARAISON DE L'ELEVAGE EN ALTERNANCE AVEC LES PRATIQUES HABITUELLES DE CREVETTICULTURE..... | 90 |
| 3.1. PRESENTATION DE L'EXPERIENCE | 90 |
| 3.2. RESULTATS | 92 |
| 3.2.1. Etat initial | 92 |
| 3.2.2. Résultats Zootechniques : | 99 |
| 3.3. DISCUSSION..... | 100 |
| 3.3.1. Statut environnemental des sédiments..... | 100 |
| 3.3.2. Performance de production..... | 105 |
| 3.4. BIBLIOGRAPHIE | 106 |
| 4. TEST DE FAISABILITE DE CO-CULTURE ENTRE <i>H. SCABRA</i> ET LE POISSON <i>SIGANUS LINEATUS</i> | 108 |
| 4.1. INTRODUCTION..... | 108 |
| 4.2. PLAN D'EXPERIMENTATION : | 111 |
| 4.3. RESULTATS ET DISCUSSION : | 111 |

| | |
|---|------------|
| 4.3.1. <i>Survies</i> :..... | 111 |
| 4.3.2. <i>Croissances et charge</i> :..... | 112 |
| 4.4. PERSPECTIVES : | 114 |
| 4.5. BIBLIOGRAPHIE | 114 |
| 5. LIEN ENTRE NUTRITION ET PERFORMANCE DE CROISSANCE DANS LE CADRE DE L'ELEVAGE DE H. SCABRA EN ENCLOS COTIERS | 118 |
| 5.1. INTRODUCTION..... | 118 |
| 5.2. MATERIEL ET METHODES | 118 |
| 5.3. RESULTATS | 121 |
| 5.3.1. <i>Zootchnie</i> | 121 |
| 5.3.2. <i>Compartiment benthique</i> | 123 |
| 5.3.3. <i>Colonne d'eau et flux de sédimentation</i> | 127 |
| 5.3.4. <i>Holothuries</i> | 128 |
| 5.4. DISCUSSION..... | 130 |
| 5.4.1. <i>Performances de production</i> | 130 |
| 5.4.2. <i>Nutrition</i> | 132 |
| 5.4.3. <i>Sources de nourriture potentielles</i> | 133 |
| 5.5. BIBLIOGRAPHIE | 137 |
| 6. SYNTHESE ET PERSPECTIVES | 141 |
| 6.1. RAPPEL DES OBJECTIFS | 141 |
| 6.2. AXE 1 : CULTURE EN ALTERNANCE | 141 |
| 6.2.1. <i>Elevage d'holothuries</i> | 142 |
| 6.2.2. <i>Comparaison de l'élevage en alternance avec les pratiques habituelles de crevetticulture</i> | 150 |
| 6.2.3. <i>Perspectives</i> | 153 |
| 6.3. AXE 2 : ENCLOS A PROXIMITE DES FERMES DE CREVETICULTURE. | 159 |
| 6.3.1. <i>Présentation de l'expérience</i> | 159 |
| 6.3.2. <i>Lien entre nutrition et performances de croissance</i> | 160 |
| 6.3.3. <i>Perspectives</i> | 160 |
| 6.4. CONCLUSION GENERALE..... | 161 |
| 6.5. BIBLIOGRAPHIE | 163 |

1. Présentation de l'opération

1.1. Contexte

L'aquaculture en Nouvelle Calédonie est basée sur l'élevage de la crevette bleue *Litopeneus stylirostris*, qui représente un des tissus économiques essentiels de la brousse. Cette filière est fondée sur des systèmes d'élevage en monoculture semi-intensive. Elle fait face à une crise systémique depuis bientôt une décennie, due à l'émergence de maladies dans les bassins de d'élevage et à des difficultés de production des éclosiers menant à un déficit de post larve par rapport à la capacité de grossissement. Afin de pérenniser cette filière, un plan de relance ambitieux regroupant l'ensemble des acteurs publics et privés de la filière a été initié. Ce dernier veille à la mise en place de pratiques aquacoles innovantes sur l'ensemble de la chaîne de production de l'écloserie au grossissement.

Parallèlement à cette démarche, une dynamique de diversification aquacole, fortement soutenue par les pouvoirs publics, a vu le jour. Cette diversification pourrait permettre d'assurer plus de sécurité à l'ensemble de la filière face aux crises biologiques et économiques de plusieurs manières :

- Donner des alternatives aux fermiers quant au choix de l'espèce élevée en fonction de leur situation personnelle (ferme impactée par une souche hautement pathogène de vibriose, pénurie de post larves, volonté d'évolution...)
- Lever les limites inhérentes au système de monoculture semi intensive en réalisant des polycultures ou des cultures en alternance.

Ces voies de développement permettraient d'élargir les marges de manœuvres des éleveurs face aux aléas rencontrés et de rendre le système plus robuste face à de futures menaces potentielles.

L'holothurie *H. scabra* a été identifiée comme une des espèces les plus prometteuses en termes de diversification aquacole pour le pays. En effet cette espèce a une haute valeur de vente à l'export (Fig. 1a) et des essais réalisés par le World Fish Center ont montré la faisabilité technique d'un tel élevage (Bell et al. 2007, Agudo et al. 2012). Actuellement, une

filère de production voit le jour et est capable de produire des animaux en quantité suffisante pour ouvrir de nouvelles perspectives de développement pour le territoire.

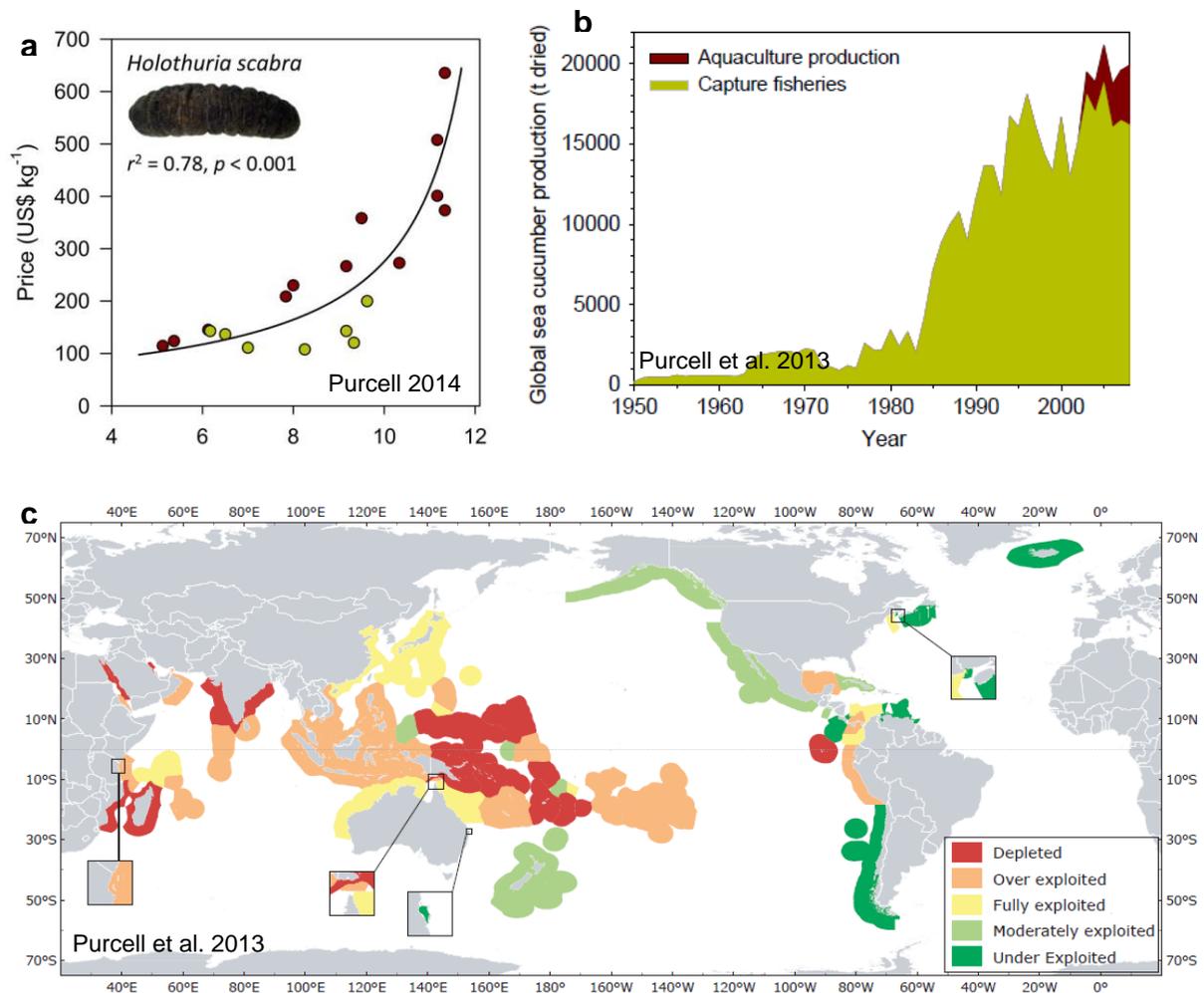


Figure 1 : a) Prix de vente de *H. scabra* sous forme de bêche-de-mer (produit sec, transformé) en fonction de leur taille sur le marché de Hong Kong (points rouges) et sur le marché de Guangzhou (points verts) b) Tonnage (en poids sec) des pêches et de la production aquacole d'holothuries c) Statut des pêcheries d'holothurie mondiale

Au niveau mondial, la pêche d'holothuries représente 17 000 t (poids sec) par an (Fig. 1b) soit 56 à 130 millions de US\$ (Ferdouse 2004, Toral-Granda et al. 2008, Purcell et al. 2013). Toutefois, la pêche intensive menée dans de nombreux pays s'est traduite par une réduction massive des stocks naturels (Fig. 1c), tandis que la demande des marchés asiatiques paraît insatiable. Le prix des holothuries à l'export est en constante augmentation rendant les perspectives d'aquaculture attractives (Duy, 2012).

En chine, la production aquacole d'holothuries atteint les 3 200 t (poids sec) par an pour l'espèce de milieu tempéré *Apostichopus japonicus* (Fig. 1a, Tableau 1), cette production est entièrement absorbée par le marché local (Chang and Yu, 2004 ; Chen, 2004).

Tableau 1 : Production globale de juvéniles d'holothuries en éclosion (Pietrak et al. 2014)

| Country | Species cultured | Annual production of 1 g juveniles | Use of juveniles | Start year to end year |
|---------------------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|----------------------------|------------------------|
| Australia (Northern Territory) | <i>Holothuria scabra</i> | 62,000+ | Sea ranching; pond farming | 2004-ongoing |
| Australia (Queensland) | <i>H. scabra</i> | 500,000 | Sea ranching | 2003-2009 |
| Australia (Queensland) | <i>H. lessoni</i> | 330,000 | Sea ranching | 2004-2009 |
| Australia (Queensland) | <i>H. scabra</i> | 1,000 | Experimental | 2004-2007 |
| Canada | <i>Parastichopus californicus</i> | n/a | Pond farming | 2009-ongoing |
| China | <i>Apostichopus japonicus</i> | >6 billion | Sea ranching; pond farming | 1990-ongoing |
| Ecuador | <i>Isostichopus fuscus</i> | n/a | Experimental | 2002-2008 |
| Fiji | <i>H. scabra</i> | 500 | Experimental | 2008-2010 |
| FSM (Pohnpei) | <i>H. scabra</i> | 10,000 | Experimental | 2009-ongoing |
| FSM (Yap) | <i>Actinopyga sp.</i> | n/a | Stock enhancement | 2007 |
| India (Tuticorn) | <i>H. scabra</i> | 3000 | Experimental | 1988-2006 |
| India (Tuticorn) | <i>H. spinifera</i> | n/a | Experimental | 2001-2006 |
| Iran | <i>H. scabra</i> | n/a | Experimental | 2011 |
| Japan | <i>A. japonicus</i> | >3 million | Stock enhancement | 1977-ongoing |
| Kiribati | <i>H. fuscogilva</i> | 500-8,000 | Stock enhancement | 1997-2009 |
| Madagascar | <i>H. scabra</i> | 200,000 | Sea farming (pens) | 2007-ongoing |
| Maldives | <i>H. scabra</i> | 5 million | Sea ranching | 1997-ongoing |
| Mexico | <i>I. fuscus</i> | 300,000 | Pond farming | 2008-ongoing |
| New Caledonia | <i>H. scabra</i> | 18,000 | Experimental | 2000-2006 |
| New Caledonia | <i>H. scabra</i> | 450,000+ | Sea ranching; pond farming | 2011-ongoing |
| New Zealand | <i>Australostichopus mollis</i> | n/a | Experimental | 2007-ongoing |
| Palau | <i>Actinopyga mauritiana</i> | 500,000 | Stock enhancement | 2009-2011 |
| Palau | <i>Actinopyga miliaris</i> | 50,000 | Stock enhancement | 2009-2011 |
| Philippines (Bolinao) | <i>H. scabra</i> | 32,000 | Sea ranching | 2001-ongoing |
| Philippines (Mindanao) | <i>H. scabra</i> | 15,000 | Sea ranching; pond farming | 2009-ongoing |
| Philippines (Bolinao) | <i>Stichopus horrens</i> | 500 | Experimental | 2009-ongoing |
| Philippines (Dagupan) | <i>H. scabra</i> | 20,000 | Experimental | 2009-2011 |
| Philippines (Iloilo) | <i>H. scabra</i> | 11,000 | Experimental | 2010-ongoing |
| Saudia Arabia | <i>H. scabra</i> | n/a | Sea ranching | n/a |
| Solomon Islands | <i>H. scabra</i> | n/a | Experimental | 1996-2000 |
| USA (Alaska) | <i>P. californicus</i> | n/a | Experimental | 2010-ongoing |
| Vietnam | <i>H. scabra</i> | 200,000+ | Pond farming | 2001-ongoing |

Pour les pays subtropicaux l'aquaculture d'holothurie est basée sur l'élevage de l'espèce *Holothuria scabra* mais cette dernière est toujours une activité naissante (Tableau 1). Pour les pays insulaires du pacifique, les holothuries représentent un revenu important. Elles sont

récoltées depuis des centaines d'années dans le cadre d'échanges commerciaux avec l'Asie. Elles sont probablement l'un des premiers produits d'exportation des îles du Pacifique (Jimmy et al., 2012). Les espèces les plus prisées sont *Holothuria scabra* et *scabra versicolor* dont les prix sur le marché asiatique, une fois transformées, atteignent de 115 à 640 US \$ par kg (Purcell et al., 2012) (Fig. 2). Néanmoins là encore cette espèce est victime d'une exploitation excessive rendant la durabilité des pêcheries incertaine et menant à des mesures conservatoires extrêmes, notamment avec la mise en place de moratoires sur plusieurs années (Jimmy et al., 2012). Dans ce contexte, les initiatives de production de juvéniles de *H. scabra* ont été encouragées et intéressent l'ensemble des pays de la communauté du pacifique (Tableau 1).

Les applications de la production de juvéniles peuvent se décliner en deux grandes catégories :

- Le réensemencement du milieu naturel, qui a pour objectif de soutenir la filière halieutique directement et/ou indirectement en augmentant les stocks de populations naturelles.
- La culture d'holothuries dont le but est de créer une filière aquacole qui récolte directement des animaux de taille commerciale pour les vendre à l'export.

Trois méthodes sont envisageables pour réaliser l'élevage des juvéniles de *H. scabra* jusqu'à une taille commercialisable :

- Le Sea ranching consiste à relâcher les juvéniles, produits en éclosérie, dans le lagon. Cette technique, du fait de la faible mobilité de cette espèce, permet de repêcher les animaux une fois qu'ils ont atteints la taille souhaitée. A l'heure actuelle, la survie des juvéniles jusqu'à une taille commercialisable semble assez faible, et varie en fonction des zones (Juinio-Meñez et al., 2012; Purcell and Simutoga, 2008). La majeure partie de la mortalité intervient juste après la libération des juvéniles dans le milieu naturel. Elle est causée par des facteurs tels que l'habitat, la taille des animaux, les conditions de transport et leur acclimatation au milieu (Pitt et Duy, 2004 ; Purcell et Simutoga, 2008 ; Purcell et al., 2006 ; Robinson et Pascal, 2012).

- La culture en enclos permet de délimiter la zone de culture confinant les animaux sur une surface définie. Excepté la construction et l'entretien des enclos, il n'y a pas de coûts supplémentaires et les animaux bénéficient de l'échange d'eau par les courants et se nourrissent directement sur le milieu. La survie de *H. scabra* en enclos est très variable (de 15 à 85%) mais rarement supérieure à 30% après 12 mois d'élevage (Purcell et al., 2012). La mortalité survient essentiellement au cours du premier mois lorsque les juvéniles sont encore de petite taille et sensible à la prédation. Ce mode de culture est limité par la capacité de charge du milieu qui est elle-même très variable. Elle varie de 100 à 770 g par m² (Lavitra et al., 2010 ; Robinson et Pascal, 2012).

- La culture en bassins de terre consiste à utiliser des infrastructures types bassins d'élevage de crevettes. L'espèce *H. scabra* fait partie des rares espèces tropicales qui sont particulièrement bien adaptées à ce type de milieu (Purcell et al., 2012). L'avantage des bassins est de travailler dans des milieux semi-contrôlés. On peut ainsi par exemple intervenir sur les conditions environnementales via les taux de renouvellement. Cette technique offre de meilleurs taux de survie qu'en milieu naturel. La survie est habituellement comprise entre 50 et 90%. Les taux de croissance sont eux aussi plus élevés, de l'ordre de 20 à 72 g par mois comparés à un gain de 14 à 22 g par mois en milieu naturel (Agudo, 2012 ; Bell et al., 2007 ; Purcell, 2004 ; Purcell and Simutoga, 2008). Des études récentes (Raison, données non publiées) ont montré qu'il était possible de fortement augmenter la croissance de *H. scabra* en ajoutant de l'aliment au cours de la période d'élevage. Toutefois en dégradant la qualité du milieu, un surnourrissage a pour corollaire une diminution de la survie des animaux. Si la culture en bassins est de loin celle qui apporte les meilleurs résultats, ces derniers sont contrebalancés par les coûts liés au travail, à l'énergie et à l'aliment injectés dans le système.

Une autre facette de l'aquaculture de *H. scabra* est sa capacité à la remédiation des sédiments. En effet les pratiques de l'aquaculture semi-intensive et intensive se traduisent par une accumulation de matière organique dans les sédiments des bassins et autour des zones de rejets des effluents (Lemonnier et al., 2004 ; Molnar et al., 2013). Cette accumulation peut engendrer des crises d'hypoxie et favoriser l'apparition de molécules telles que l'hydrogène sulfuré et/ou l'ammoniaque qui sont, à certaines concentrations, toxiques pour les animaux.

L'espèce *H. scabra* est exclusivement benthique. En se nourrissant de la matière organique accumulée dans les sédiments, elle aère de manière mécanique les sédiments et les homogénéise (Fig. 1). Ces caractéristiques font d'elle une espèce secondaire, potentiellement remédiatrice des fonds de bassin. Elle pourrait être une bonne candidate pour maintenir la qualité du milieu d'élevage de l'espèce principale. Sa culture pourrait s'insérer au sein de l'aquaculture de l'espèce principale « la crevette » avec un double bénéfice :

- L'élevage de *H. scabra* bénéficierait de la matière organique accumulée issue de l'aquaculture de l'espèce principale, ce qui soutient sa croissance (Purcell 2004, Bell et al. 2007, Watanabe et al. 2012, Yokohama 2013).
- L'assimilation des détritiques par *H. scabra* aurait un effet bénéfique sur la qualité du milieu, améliorant ainsi les conditions de culture de l'espèce principale tout en limitant les impacts sur l'environnement adjacent (Slater et Carton, 2009, Ren et al., 2010).

Cette méthode est appliquée avec succès dans les milieux tempérés avec d'autres espèces de concombre de mer sous les élevages de moules et sous les cages à poissons (Paltzat et al. 2008, Zamora et Jeffs 2011, Zhou et al. 2006, Yokohama, 2013).

En milieu tropical, les recherches visant à la co-culture de *H. scabra* se sont concentrées sur les élevages de crevettes. En effet, la crevetticulture mondiale subit de fortes pertes liées à l'émergence de maladies à virus et/ou à *Vibrio*. S'il n'est pas, dans la majeure partie des cas, possible de les supprimer, il semble possible de limiter leur impact en maintenant une qualité d'eau et de sédiment optimum au sein des bassins (Lightner et Redman 1998, Herbland et Harache, 2006).



Figure 2 : *Holothuria Scabra* et son action sur les fonds marins (issue de Purcell et al. 2012).

Les essais visant à la co-culture de ces deux espèces se sont caractérisés par une mortalité élevée des holothuries. Ces travaux indiquent qu'il est nécessaire de séparer les crevettes des holothuries soit temporellement soit physiquement (Purcell et al. 2012). Ainsi au Vietnam, la culture en alternance de crevettes et de *H. scabra* s'est avérée viable et a permis aux fermiers locaux de revenir à un schéma de culture rentable (Duy, 2012).

En Nouvelle-Calédonie, la rentabilité de l'aquaculture de *H. scabra* est contrainte par le coût de la main d'œuvre et par les dépenses liées au pompage de l'eau pour alimenter les bassins. Afin de dégager des marges suffisantes pour pérenniser cette aquaculture sur le territoire, il semble nécessaire :

- d'améliorer les taux de croissance en bassin via de meilleurs protocoles de nutrition et de gestion des bassins,
- d'évaluer l'impact de la remédiation des fonds de bassin par les holothuries et ses éventuels bénéfices sur la performance zootechniques des élevages de crevettes suivants,
- de développer la co-culture en profitant des apports de matière organique associé aux effluents,
- d'améliorer les survies et les croissances dans le lagon en identifiant les habitats optimaux pour une bonne nutrition des animaux,
- de réaliser une étude comparative des bénéfices des différents modes de culture (sea ranching, enclos et bassins) en prenant en compte leur possible inter-connectivité.

Ces challenges nécessitent la mise en place de recherches innovantes afin de pérenniser l'aquaculture de *H. scabra* sur le territoire.

1.2. Objectifs

Notre projet de recherche est centré sur l'aquaculture de *H. scabra* dans et autour des bassins de crevetticulture, de manière à l'intégrer au mieux dans le tissu aquacole calédonien. Il est construit autour de deux grands axes que sont la culture en alternance crevettes - *H. scabra*, et la culture intégrée crevette - *H. scabra* en profitant des eaux enrichies en sortie de bassin pour le grossissement des holothuries.

Les objectifs scientifiques transversaux à ce projet sont :

- Evaluer l'importance relative des apports allochtones (aliments, effluents...) et de la production naturelle du milieu dans l'alimentation de *H. scabra*,
- Tracer le devenir de la matière organique et de ses nutriments associés au sein du système (assimilation, régénération, accumulation, export) et en déduire les facteurs de contrôle menant vers une bio remédiation ou inversement une eutrophisation du milieu,
- Lier les conditions environnementales qui en découlent aux performances de croissance de *H. scabra*, ou de *L. stylirostris*.

Ces objectifs ont pour but de fournir les connaissances nécessaires pour établir un modèle conceptuel des facteurs contrôlant les performances de production et de bio remédiation de l'holothuriculture dans différentes configurations d'élevages.

Ainsi ce projet s'inscrit comme un soutien au développement de la filière Holothurie et une aide à la durabilité de la filière crevette actuellement en crise.

Les deux axes que nous nous proposons de développer sont :

1.2.1. Axe1 : culture en alternance crevettes – *H. scabra* en bassin de terre (Fig. 3)

Lors d'un élevage d'holothuries dans le cadre de la culture en alternance, deux objectifs peuvent être poursuivis :

- Maximiser les performances de production afin d'emmener rapidement les animaux à des tailles commerciales pour limiter la durée d'occupation des bassins,
- Bio remédier les milieux de culture afin d'engendrer de potentiels bénéfiques en améliorant les performances de production des élevages de crevettes suivants.

La question est de savoir dans quelle mesure ces objectifs peuvent être atteints conjointement. Notre premier objectif a été de définir des protocoles de nutrition et d'associer à chacun d'eux, les performances de production, le degré d'assimilation de l'aliment et les performances de bio remédiation du milieu par les holothuries.

Après avoir défini le protocole de nutrition menant à la meilleure performance de production et celui menant à la meilleure bio remédiation du milieu, notre second objectif a été d'évaluer les bénéfices et les inconvénients de la culture en alternance en les comparant aux pratiques d'élevage actuellement utilisées en crevetticulture (assec, double ensemencement).

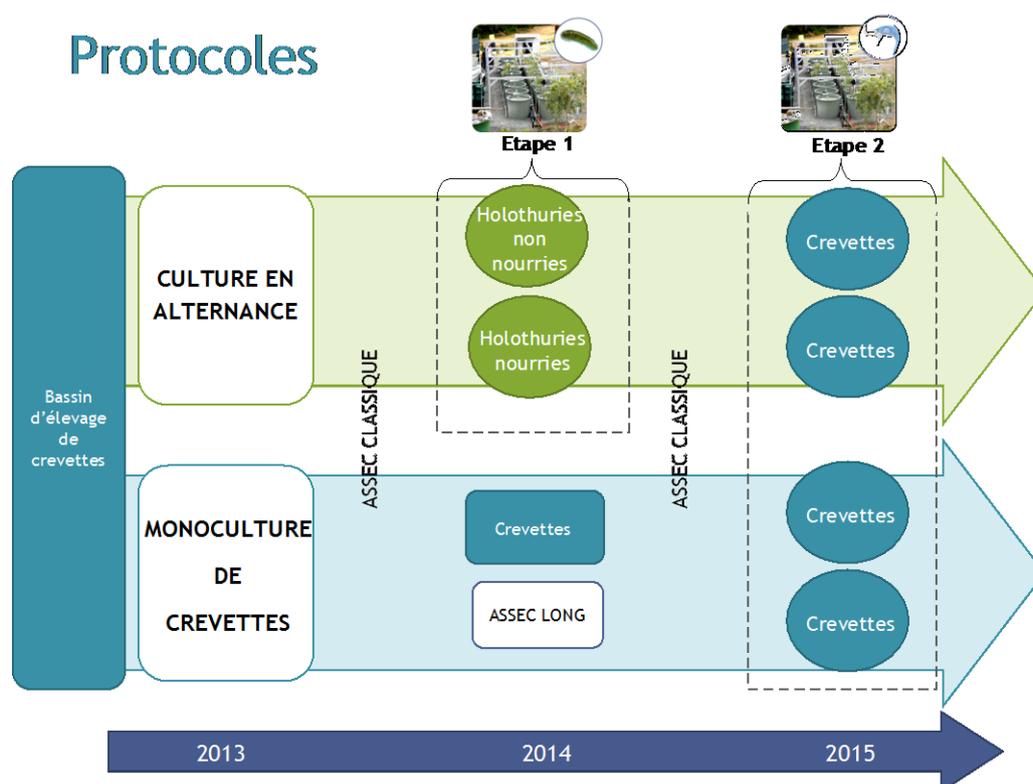


Figure 3 : Démarche expérimentale de l'axe 1 du projet, culture en alternance crevettes – *H. scabra* en bassin de terre

1.2.2. Axe2 : Enclos à proximité des fermes de crevetticulture (Fig. 4)

Lors d'un élevage de crevettes, une part importante de la matière organique et des nutriments contenus dans l'aliment est perdue et est rejetée dans l'environnement immédiat des bassins (Lemonnier and Faninoz, 2006 ;Thomas et al., 2010). On considère en effet que seulement 20% de l'azote introduit dans les bassins sous forme d'aliment se retrouve dans la chair des crevettes (Martin et al., 1998). La mise en place d'enclos pour élever des holothuries à proximité des zones de rejets pourrait s'avérer un moyen d'améliorer la croissance des

animaux grâce à l'apport de matière organique via les effluents tout en limitant la pollution engendrée par ces mêmes effluents.

Notre objectif était d'étudier (1) la faisabilité zootechnique de mise en place d'enclos sous influence directe des sorties de bassin, (2) le devenir de la matière organique rejetée par les bassins de crevettes (assimilation ou pas par les holothuries) et (3) la ou les conséquence(s) environnementale(s) d'une telle action. Pour ce faire, nous voulions comparer les résultats avec ceux obtenus en enclos hors zone d'emprise (témoin). Malheureusement, ces objectifs n'ont pu être poursuivis car les bassins de la Ferme Aquacole de Montagne Blanches (FAMB), où se déroulait notre étude, n'ont pas étéensemencés. Cet axe s'est donc concentré sur l'élevage en milieu côtier plutôt que sur les problématiques d'élevage en cascade. Ainsi cette étude vise à caractériser le lien entre sources de nourriture et croissance dans le milieu naturel, dans le but de fournir des connaissances complémentaires sur l'écologie de *H. sabra* afin d'affiner la sélection des sites favorables à son élevage en enclos côtier.



Figure 4 : Démarche expérimentale de l'axe 2 du projet, enclos à proximité des fermes de crevetticulture.

1.3. Projets de recherche partenaires

Le projet HOBICAL a bénéficié de l'appui de deux autres projets de recherche :

- Le projet Ifremer « Etude du Couplage benthopélagique dans un système soumis à une forte eutrophisation. Application à la crevetticulture (ECOBAC) ». Ce projet est basé sur la compréhension des cycles biogéochimiques dans le milieu bassin afin d'améliorer leur gestion. Ce projet a constitué une base méthodologique pour le projet HOBICAL. Il existe une vraie synergie dans les objectifs scientifique de ces deux projets dans le sens où ils essayent tout deux d'apporter une solution zootechnique aux problématiques de gestion de matière organique et d'eutrophisation du milieu d'élevage.

-Le projet « Utilisation de la matière organique dérivée de la crevetticulture : étude des transferts trophiques vers les holothuries d'intérêt commercial par les isotopes stables et les acides gras. » (TRANSHOL), financé par le Ministère de l'Outre-Mer. Ce projet apporte un renforcement des problématiques et des méthodologies par rapport à la discrimination des sources de matières organiques rentrant dans l'alimentation des holothuries. Ce projet est notamment à l'origine de la collaboration avec l'équipe du LEMAR à Brest qui a permis de réaliser l'analyse et l'interprétations des acides gras en tant que traceur trophique.

1.4. Méthodologie

1.4.1. *Dispositifs expérimentaux :*

Notre étude s'est appuyée sur deux dispositifs expérimentaux différents :

- L'axe 1 a été réalisé par une approche en mésocosmes sur une zone expérimentale située sur le site de Saint-Vincent. Cette zone comprend 16 mésocosmes de 1600L, équipés d'un système de sondes automatiques permettant le suivi en continu de la qualité de l'eau. Ce dispositif permet de travailler en milieu semi-contrôlé dans des

conditions environnementales homogènes, ce qui n'est pas le cas dans le milieu naturel. Ces conditions sont nécessaires pour tester efficacement la réponse du système par rapport à des forçages clairement identifiés au sein d'un plan d'expérience.

- Pour l'axe 2, les structures structure expérimentale utilisées étaient constituées de six enclos placés en mer ouverte, devant la Ferme Aquacole de Montagnes Blanches (FAMB). La localisation des enclos a été déterminée suite à une étude bathymétrique afin que les marées basses n'impliquent pas le découverture total des enclos. Deux zones ont été isolées : la zone dite « impactée » (Zi) située en sortie d'élevage et la zone dite « témoin » (Zt) proche de la station de pompage (Fig.4). Les enclos constituent des structures circulaires de 200 m² et de 1.63 m de hauteur. Ils ont été conçus en Netlon et piquets en acier galva afin de permettre une solidité face aux aléas climatiques. De plus, une toile ombrière a été cousue à la base des Netlons et enfouie dans le sol pour limiter l'entrée des prédateurs et la sortie des holothuries. Un entretien des enclos a été réalisé lors de chaque venue sur le site.

1.4.2. *Méthodes de mesures*

La méthodologie utilisée dans chacun de ces dispositifs s'appuie sur des méthodes de mesures biogéochimiques et des traceurs trophiques (isotopes stables et acides gras) pour caractériser au mieux le cycle de la matière dans le système, tracer le devenir des aliments, et différencier les sources de nourriture de *H. scabra*. Le couplage de ces méthodes a fait ses preuves dans le domaine de l'océanographie côtière (Alfaro et al. 2006, Richoux et Froneman 2007, 2008, Cook et al. 2009, Nerot et al. 2014).

Par contre, ces méthodes restent encore relativement peu utilisées dans le domaine de l'aquaculture et leur utilisation est encore plus marginale dans le cadre d'études sur l'écologie des holothuries.

1.4.2.1. *Mesures biogéochimiques*

La biogéochimie est l'étude du processus cyclique de transfert des éléments chimiques de l'environnement à partir des milieux abiotiques vers les organismes qui à leur tour retransmettent leurs constituants à l'environnement (Odum, 1971). En d'autres termes, c'est

l'étude du cycle de la matière et de l'énergie au sein d'un écosystème (Fig. 5a). C'est une discipline qui regroupe des processus chimiques, physiques, géochimiques et biologiques dont découlent les propriétés émergentes et le fonctionnement des écosystèmes.

En aquaculture l'étude des cycles biogéochimiques permet de déterminer l'importance relative de l'aliment et de la production naturelle comme source de nourriture des animaux. Cette discipline permet de tracer le devenir de la matière organique et des nutriments dans et hors du système. Elle permet aussi d'identifier les facteurs qui contrôlent ces processus, facteurs qui vont définir l'évolution du milieu d'élevage vers une remédiation ou une eutrophisation. Ainsi en reliant cette approche à la zootechnie, il est théoriquement possible de comprendre les interactions entre les animaux et leur environnement au cours de l'élevage et de définir les pratiques d'élevage optimum pour maintenir un milieu adapté à leur croissance.

Les méthodes utilisées dans notre projet sont spécialement adaptées à l'étude des milieux peu profonds (Fig. 5b). Elles ont été développées dans le cadre d'études sur le fonctionnement et le rôle des sédiments dans le lagon Sud-Ouest de Nouvelle-Calédonie (Hochard et al., 2012, 2013) et dans les bassins d'aquaculture de crevettes (Hochard et Lemonnier in prep).

D'un point de vue biogéochimique, ces écosystèmes sont caractérisés par un cycle interne complexe dominé par les interrelations entre le sédiment et la colonne d'eau. En effet, ces deux compartiments se partagent dans des parts variables les processus de production primaire et de reminéralisation. Ils comportent de nombreuses voies d'échanges via la diffusion des nutriments à l'interface eau-sédiment, la sédimentation et la remise en suspension. L'ensemble de ces processus contrôle le transfert du carbone et des nutriments entre l'environnement et les micro-organismes autotrophes et hétérotrophes. Ainsi, dans ces milieux, seule une approche globale peut permettre de comprendre l'activité des premiers échelons trophiques, essentielle pour l'étude des cycles biogéochimiques et du fonctionnement des écosystèmes.

Pour ce faire, les échanges dissous (O_2 , sels nutritifs) ont été mesurés à la lumière et dans l'obscurité grâce à des cloches benthiques. L'oxygène a été mesuré grâce à des optodes (Warkentin et al., 2007). Les flux particuliers d'érosion et de sédimentation (Matière minérale, Chl *a*, POC, PON) ont été mesurés grâce à des pièges à sédiment en suivant le protocole de Kassila et Hussenot (2006). Ces mesures permettent de calculer les échanges dissous et solides, le métabolisme, le statut trophique du sédiment.

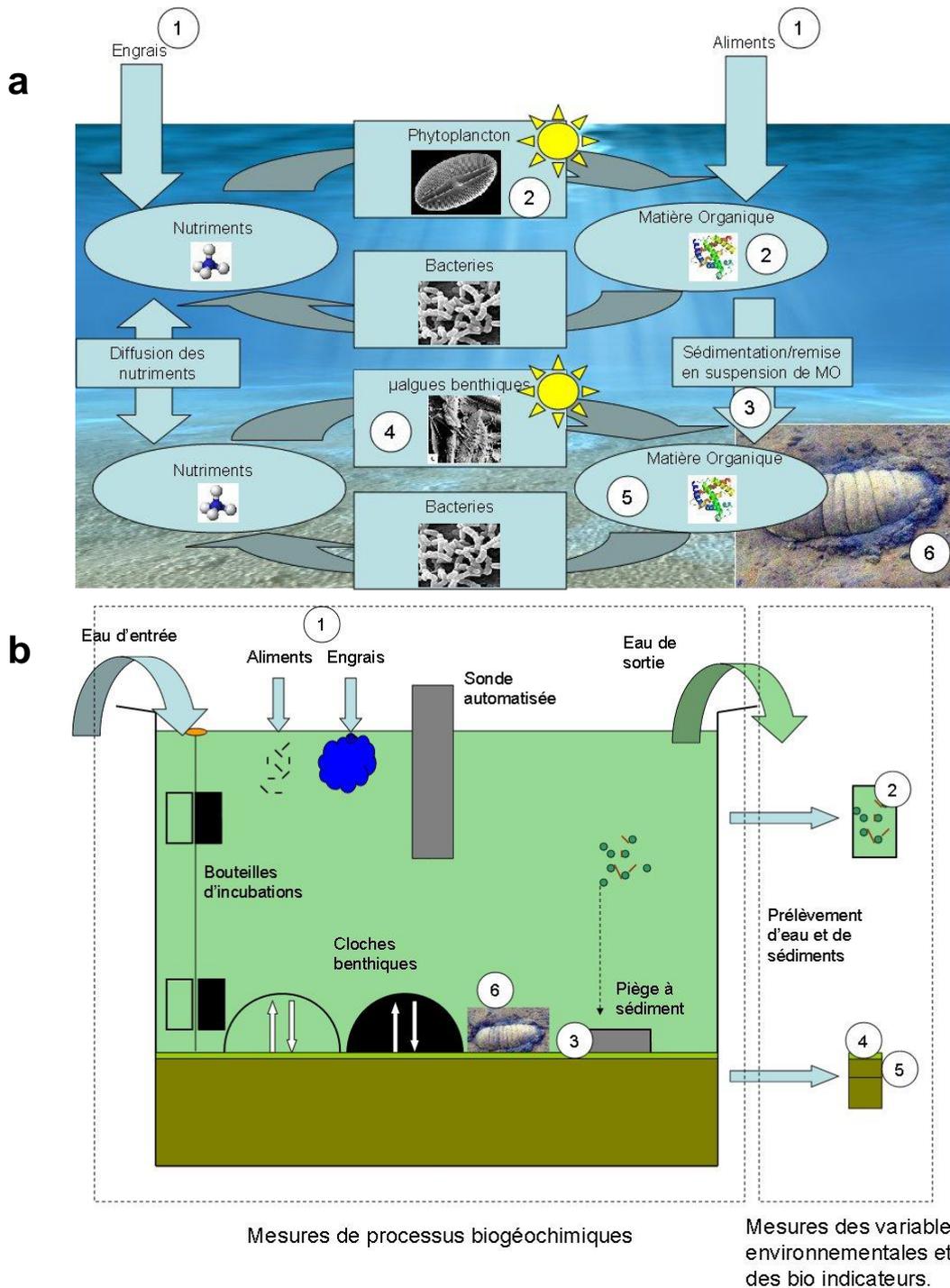


Figure 5 : a) schéma conceptuel du fonctionnement biogéochimique des milieux peu profonds. b) dispositif expérimental mis en place pour la mesure des processus biogéochimiques, des variables et des bio indicateurs environnementaux, et des isotopes. La numérotation correspond aux variables dont la signature isotopique et en acides gras sera mesurée afin de définir les sources de nourriture de *H. scabra* dans le milieu : 1 aliment, 2 matière organique en suspension, 3 matière organique sédimentée, 4 micro-algues benthiques, 5 matière organique contenue dans le sédiment, 6 *H. scabra*.

En parallèle à la description des cycles biogéochimiques, l'état trophique du système a été diagnostiqué à l'aide d'un ensemble d'indicateurs environnementaux.

La quantité et la qualité de la matière organique des sédiments et de la colonne d'eau (matière organique totale, composition en azote et en carbone, chlorophylle a).

Les caractéristiques physiques et chimiques des sédiments (Redox, pH et concentration en sels nutritifs) et de l'eau (température, salinité, concentration en sels nutritifs et oxygène, pénétration de la lumière, matières en suspension).

1.4.2.2. Traceurs trophiques

a. Mesures isotopiques

Carbone et azote sont des éléments chimiques constitutifs des tissus, notamment le muscle, et ils existent sous plusieurs formes isotopiques (ex : ^{12}C , ^{13}C et ^{15}N , ^{14}N). Ces isotopes stables sont des formes non radioactives d'un même élément chimique qui diffèrent par leur nombre de neutrons. Ils présentent la caractéristique de voir leurs abondances respectives ne varier que faiblement entre une source et son consommateur lors de l'alimentation (Fry, 2006). Cette variation, relativement prédictible, est appelée fractionnement isotopique, et est communément comprise entre 0 et 1‰ pour le carbone et entre 2 et 4‰ pour l'azote (McCutchan et al. 2003). Ainsi, ces isotopes sont présents naturellement dans des proportions qui vont être différentes selon la position de l'animal dans le réseau alimentaire et sa source de nourriture. Les analyses isotopiques permettent donc de décrire les relations trophiques au sein de chaînes alimentaires complexes et de tracer l'origine des aliments (Fry, 2006). De manière générale, les différentes sources de nourriture disponibles pour un consommateur présentent des compositions isotopiques différentes. Cela permet, par comparaison directe, d'identifier celles qui contribuent le plus à l'alimentation du consommateur d'intérêt. Le traçage isotopique naturel présente donc un intérêt considérable pour l'étude de l'écologie trophique des organismes.

b. Mesures des acides gras (AG)

Les lipides sont des constituants essentiels de tous les êtres vivants, et ont de multiples rôles structuraux (constituants des membranes cellulaires) et fonctionnels (stockage énergétique,

communication). Ces molécules, principalement composées d'acides gras, et caractérisées par leur absence de solubilité dans l'eau, se divisent en deux fractions sur la base de leur affinité avec certains solvants : les lipides neutres (LN) et les lipides polaires (LP). Les LP sont situés essentiellement dans les membranes cellulaires et ont un rôle structural et fonctionnel. Leur composition en AG est ajustée en fonction des besoins métaboliques de l'organisme et reflète donc l'état physiologique de l'individu, plutôt que son alimentation (Kraffe, 2003). Les LN sont des lipides dits de réserves, ils ont un rôle prépondérant dans le stockage d'énergie. Ils sont en général stockés suite à l'assimilation, dans une composition généralement proche de celle de la source de nourriture. La composition en AG de la fraction neutre des lipides d'un organisme reflète donc son alimentation, ce qui fait de ces composés d'intéressants traceurs trophiques (Parrish, 1999). De manière générale, les AG sont transférés de façon conservative dans le réseau trophique, permettant leur utilisation en tant que marqueurs trophiques (Budge *et al.*, 2006 ; Dalsgaard *et al.*, 2003). Cette approche est donc particulièrement complémentaire à la mesure des isotopes stables du carbone et de l'azote.

1.5. Bibliographie :

Agudo, N.S., 2012. Pond grow-out trials for sandfish (*Holothuria scabra*) in New Caledonia. In: Hair, C.A., Pickering, T.D., Mills, D.J. (Eds.), *Asia-Pacific Tropical Sea Cucumber Aquaculture*. ACIAR Proceedings, 136. Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra, pp. 104–112.

Alfaro AC, Thomas F, Sargent L, Duxbury M 2006, Identification of trophic interactions within an estuarine food web (northern New Zealand) using fatty acid biomarkers and stable isotopes. *Estuar, Coast Shelf Sci* 70, 271-286

Bell J.D., Agudo N.N., Purcell S.W., Blazer P., Simutoga M., Pham D. and Della Patrona, L. 2007. Grow-out of sandfish *Holothuria scabra* in ponds shows that co-culture with shrimp *Litopenaeus stylirostris* is not viable. *Aquaculture*, 273, 509–519.

Budge, S.M., Iverson, S.J., Koopman, H.N., 2006. Studying trophic ecology in marine ecosystems using fatty acids: A primer on analysis and interpretation. *Marine Mammal Science* 22 (4), 759-801.

Chang, Y., Yu, C., 2004. Pond culture of sea cucumbers, *A. japonicus*, in Dalian. In: Lovatelli, A., Conand, C., Purcell, S.W., Uthicke, S., Hamel, J.-F., Mercier, A. (Eds.), *Advances in sea cucumber aquaculture and management: FAO Fisheries Technical Paper* FAO, Rome, pp. 269-272.

Chen, J., 2004. Present status and prospects of the sea cucumber industry in China. In: Lovatelli, A., Conand, C., Purcell, S.W., Uthicke, S., Hamel, J.-F., Mercier, A. (Eds.), *Advances in sea cucumber aquaculture and management: FAO Fisheries Technical Paper* FAO, Rome, pp. 25-38.

Cook, P.L.M., Van Oevelen, D., Soetaert, K. and Middelburg, J.J., 2009. Carbon and nitrogen cycling on intertidal midflats of a temperate Australian estuary. IV. Inverse model analysis and synthesis. *Marine Ecology Progress Series*, 394, 35-48.

Dalsgaard, J., St John, M., Kattner, G., Muller-Navarra, D., Hagen, W., 2003. Fatty acid trophic markers in the pelagic marine environment. *Advances in Marine Biology* 46, 225-340.

Duy, N.D.Q., 2012. Large-scale sandfish production from pond culture in Vietnam. In: Hair, C.A., Pickering, T.D., Mills, D.J. (Eds.), *Asia–Pacific Tropical Sea Cucumber Aquaculture. ACIAR Proceedings*, 136. Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra, pp. 34–39.

Ferdouse F. 2004. World markets and trade flows of sea cucumber / beche-de-mer. In ‘*Advances in sea cucumber aquaculture and management*’, ed. by A. Lovatelli, C. Conand, S. Purcell, S. Uthicke, J.-F. Hamel and A. Mercier. *FAO Fisheries Technical Paper No. 463*, 101–117.

Fry, B. 2006, *Stable Isotope Ecology*. Springer, Berlin, 308p.

Herbland, A., Harache, Y., 2008. *Santé de la crevette d'élevage en Nouvelle-Calédonie*. Editions Quae. 160 p.

Hochard, S., Pinazo, P., Rochelle-Newall, E. and Pringault, O., 2012, Benthic pelagic coupling in a shallow oligotrophic ecosystem: Importance of microphytobenthos and physical forcing, *Ecological Modelling*, 247, 307-318.

Hochard, S., Pringault, O., Pinazo, P., Bourgeois, S. and Rochelle-Newall, E. 2013. Impact des apports anthropiques sur le fonctionnement biogéochimique et le rôle des sédiments du lagon de Nouvelle- Calédonie. Rapport Zonéco, 46p.

Hochard, S. and Lemonnier, H. (In prep) Benthic-pelagic coupling during a fast eutrophication event: application to shrimp farming.

Jimmy, R.A., Pickering, T.D., Hair, C.A., 2012. Overview of sea cucumber aquaculture and stocking research in the Western Pacific region. In: Hair, C.A., Pickering, T.D., Mills, D.J. (Eds.), *Asia–Pacific Tropical Sea Cucumber Aquaculture*. ACIAR Proceedings, 136. Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra, pp. 12–21.

Juinio-Meñez, M.A., Paña, M.A., de Peralta, G.M., Olavides, R.D., Catbagan, T.O., Edullantes, C.M., Rodriguez, B.D., 2012. Establishment and management of communal sandfish (*Holothuria scabra*) sea ranching in the Philippines. In: Hair, C.A., Pickering, T.D., Mills, D.J. (Eds.), *Asia–Pacific Tropical Sea Cucumber Aquaculture*. ACIAR Proceedings, 136. Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra, pp. 121–127.

Kassila, J. and Hussenot, J. 2006 Heterogeneity of sediments and settling particles in aerated ponds. *Aquaculture Research*, 37, 449-465.

Kraffe de Laubarède, E., 2003. Etude de la spécificité du cardiolipide et des plasmalogènes chez les mollusques bivalves : apport des méthodes chromatographiques. Thèse de doctorat de l'université de Bretagne Occidentale, 243pp.

Lavitra, T., Rasolofonirina, R., Eeckhaut, I., 2010. The effect of sediment quality and stocking density on survival and growth of the sea cucumber *Holothuria scabra* reared in nursery ponds and sea pens. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science*, 9, 153–164.

Lemonnier H., Bernard E., Boglio E., Goarant C., Cochard J-C. 2004, Influence of sediment characteristics on shrimp physiology: pH as principal effect. *Aquaculture*, 240, 297-312.

Lemonnier H., Faninoz S. 2006, Effects of water exchange rate on effluent and sediment characteristics and on partial nitrogen budget in semi-intensive shrimp ponds in New Caledonia. *Aquaculture Research*, 37, 938-948.

Lightner D.V. and Redman R.M. 1998. Shrimp diseases and current diagnostic methods. *Aquaculture*, 164, 201– 220.

McCutchan, J.H., Lewis, W.M., Kendall, C., McGrath, C.C., 2003. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. *Oikos* 102 (2), 378-390.

Martin J.L.M., Veran, Y. Guelorget O., Pham D. (1998) Shrimp rearing: stocking density, growth, impact on sediment, waste output; their relationships studied through the nitrogen budget in rearing ponds. *Aquaculture*, 164, 135-149.

Molnar, N., Welsh, D.T., Marchand, C., Deborde, J., Meziane, T. 2013. Impacts of shrimp farm effluent on water quality, benthic metabolism and N-dynamics in a mangrove forest (New Caledonia), *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 117, 12-21.

Nerot C, Meziane T, Schaal G, Grall J, Lorrain A, Paulet Y-M, Kraffe E (en revision) Spatial changes in fatty acids signatures of the great scallop *Pecten maximus* across the Bay of Biscay continental shelf. *J Exp Mar Biol Ecol*.

Odum, H. T. 1971. *Environment, Power and Society*. Wiley-Interscience, New York.

Paltzat, D.L., Pearce, C.M., Barnes, P.A., McKinley, R.S., 2008. Growth and production of California sea cucumbers (*Parastichopus californicus* Stimpson) co-cultured with suspended Pacific oysters (*Crassostrea gigas* Thunberg). *Aquaculture*, 275, 124–137.

Parrish, C.C., 1999. Determination of Total Lipid, Lipid Classes, and Fatty Acids in Aquatic Samples, in: Arts, M.T., Wainman, B.C. (Eds.), *Lipids in Freshwater Ecosystems*. Springer New York, pp. 4–20.

Pietrak, M., Kim, J. K., Redmond, S., Kim, Y. D., Yarish, C., & Bricknell, I. (2014). Culture of Sea Cucumbers in Korea: A guide to Korean methods and the local sea cucumber in the Northeast US.

Pitt R. & Duy N.D.Q. .2004. Breeding and rearing of the sea cucumber *Holothuria scabra* in Viet Nam. In: Advances in Sea Cucumber Aquaculture and Management: FAO Fisheries Technical Paper 463 (ed. by A. Lovatelli, C. Conand, S. Purcell, S. Uthicke, J.-F. Hamel & A. Mercier), pp. 333-346. FAO, Rome, Italy.

Purcell, S.W., 2004. Rapid growth and bioturbation activity of the sea cucumber *Holothuria scabra* in earthen ponds. Proceedings of Australasian Aquaculture 2004, 244.

Purcell, S.W., Patrois, J., Fraisse, N., 2006. Experimental evaluation of co-culture of juvenile sea cucumbers, *Holothuria scabra* (Jaeger), with juvenile blue shrimp, *Litopenaeus stylirostris* (Stimpson). Aquaculture Research, 37, 515–522.

Purcell, S.W., Simutoga, M., 2008. Spatio-temporal and size-dependent variation in the success of releasing cultured sea cucumbers in the wild. Reviews in Fisheries Science, 16, 204–214.

Purcell S.W., Hair, C.A. and Mills D.J. 2012. Sea cucumber culture, farming and sea ranching in the tropics: Progress, problems and opportunities. Aquaculture, 368–369, 68–81.

Purcell, S. W., Mercier, A., Conand, C., Hamel, J. F., Toral-Granda, M. V., Lovatelli, A., & Uthicke, S. 2013. Sea cucumber fisheries: global analysis of stocks, management measures and drivers of overfishing. Fish and Fisheries, 14(1), 34-59.

Ren YC, Dong SL, Wang F, Gao QF, Tian XL, Liu F 2010. Sedimentation and sediment characteristics in sea cucumber *Apostichopus japonicus* (Selenka) culture ponds. Aquaculture Research, 42, 14–21.

Richoux, N. B., & Froneman, P. W. 2007. Assessment of spatial variation in carbon utilization by benthic and pelagic invertebrates in a temperate South African estuary using stable isotope signatures. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71(3), 545-558.

Richoux, N. B., & Froneman, P. W. 2008. Trophic ecology of dominant zooplankton and macrofauna in a temperate, oligotrophic South African estuary: a fatty acid approach. *Marine Ecology Progress Series*, 357, 121.

Robinson, G., Pascal, B., 2012. Sea cucumber farming experiences in south-west Madagascar. In: Hair, C.A., Pickering, T.D., Mills, D.J. (Eds.), *Asia–Pacific Tropical Sea Cucumber Aquaculture*. ACIAR Proceedings, 136. Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra, pp. 142–155.

Slater M.J. and Carton A.G. .2009. Effect of sea cucumber (*Australostichopus mollis*) grazing on coastal sediments impacted by mussel farm deposition. *Marine Pollution Bulletin*, 58, 1123-1129.

Thomas Y., Courties C., El Helwe Y., Herbland A., Lemonnier H., 2010. Spatial and temporal extension of eutrophication originated by shrimp farm wastewater discharges in New Caledonia lagoon. *Marine Pollution Bulletin*, 61, 387-398.

Toral-Granda, V.; Lovatelli, A.; Vasconcellos, M. 2008. Sea cucumbers. A global review of fisheries and trade. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*. No. 516, 317p.

Warkentin, M., Freese, H.M., Karsten, U. and Schumann, R., 2007. New and fast method to quantify respiration rates of bacterial and plankton communities in freshwater ecosystems by using optical oxygen sensor spots. *Applied and environmental microbiology*, 73, 6722-6729.

Watanabe, S., Kodama, M., Zarate, J.M., Leбата-Ramos, M.J.H., Nievaes, M.F.J., 2012. Ability of sandfish (*Holothuria scabra*) to utilise organic matter in black tiger shrimp ponds. In: Hair, C.A., Pickering, T.D., Mills, D.J. (Eds.), *Asia–Pacific Tropical Sea Cucumber Aquaculture*. ACIAR Proceedings, 136. Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra, pp. 113-120.

Watanabe, S., Kodama, M., Sumbing, J.G. and Lebata-Ramos, M.J.H. 2013. Diet-tissue Stable Isotopic Fractionation of Tropical Sea Cucumber, *Holothuria scabra*. *JARQ*, 47, 127 - 134.

Yokohama, H. 2013. Growth and food source of the sea cucumber *Apostichopus japonicus* cultured below fish cages: Potential for integrated multi-trophic aquaculture. *Aquaculture*, 372–375, 28–38.

Zamora, L.N., Jeffs, A.G., 2011. Feeding, selection, digestion and absorption of the organic matter from mussel waste by juveniles of the deposit-feeding sea cucumber, *Australostichopus mollis*. *Aquaculture*, 317, 223–228.

Zhou, Y., Yang, H., Liu, S., Yuan, X., Mao, Y., Liu, Y., Xu, X., Zhang, F., 2006. Feeding and growth on bivalve biodeposits by the deposit feeder *Stichopus japonicus* Selenka (Echinodermata: Holothuroidea) cocultured in lantern nets. *Aquaculture*, 256, 510–520.

AXE 1 :

Culture en alternance

2. Elevage holothurie

2.1. Structures et plan d'expérience

L'étude s'est déroulée sur la zone expérimentale située à la Station de Saint Vincent. Les structures utilisées sont des mésocosmes de 1600L et de 1,72m² de surface, dont le fond a été couvert d'une couche de 25 à 30 cm de sédiment provenant d'un bassin d'élevage semi-intensif de crevette (bassin G2 de la SASV).

Le plan expérimental présente 6 traitements différents répartis selon 3 protocoles de nutrition, trois densités et un contrôle (Fig. 1).

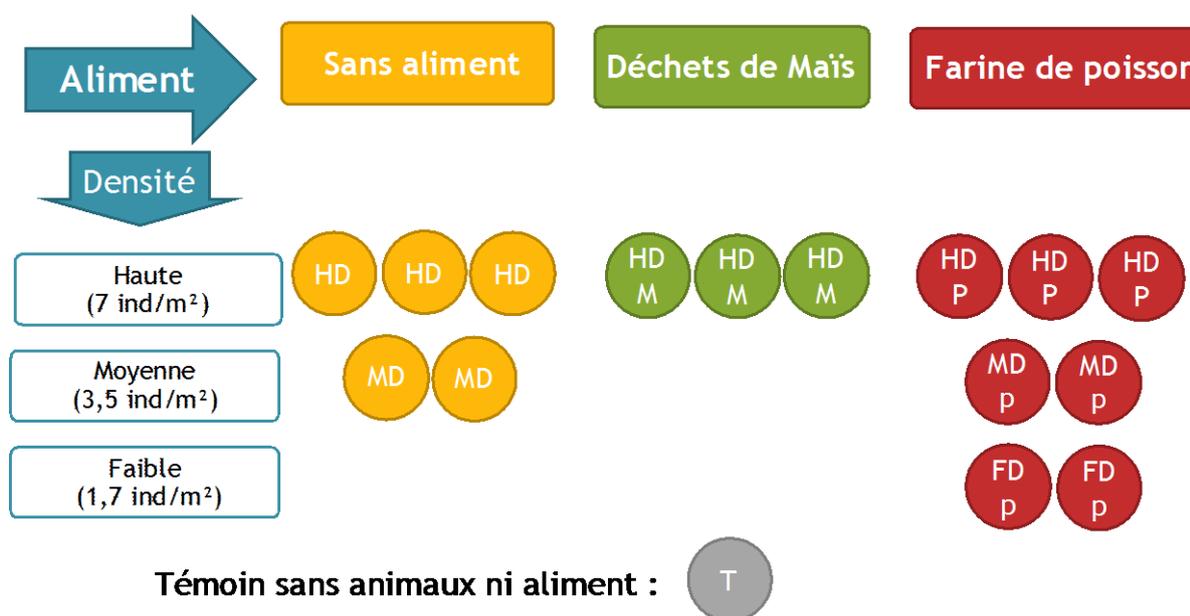


Figure 1 : plan d'expérience

Les aliments testés consistaient en de la farine de poisson et des déchets agricole de maïs. Ces aliments sont de nature contrastée. La farine de poissons comprenait 14% d'azote avec un taux de protéine de 80% et 15% de lipides (poids sec).

Les déchets agricoles de maïs ne comprenaient que 3,3% d'azote, un taux de protéine de 20%, 4% de lipides. Ils étaient principalement composés d'amidon et autres glucides (60%), mais aussi d'autres composés complexes tels que de la cellulose (8%).

Les trois protocoles de nutrition ont été testés à haute densité (7 ind.m⁻²) en triplicat :

- le traitement HD n'a pas reçu de nourriture.

- le traitement HD poisson a reçu de la farine de poisson.
- le traitement HD maïs a reçu des déchets de maïs.

Les animaux des traitements HD poisson et HD maïs ont été nourris deux fois par semaine, à raison de 1% de la biomasse.

Un bac contrôle a été laissé sans animaux pour suivre l'évolution naturelle du système.

Pour le protocole de nutrition à base de farine de poisson (HD poisson), deux autres densités ont été testées en dupliquas, un traitement à moyenne densité (MD poisson) avec 3,5 ind.m⁻², et un traitement à faible densité (FD poisson) avec 1,75 ind.m⁻².

Les animaux utilisés provenaient de l'écloserie de la ferme aquacole SEA, localisée dans la baie de St Vincent. La ponte des animaux a eu lieu en Novembre 2013. Les animaux sélectionnés étaient donc âgés de 6 mois au début de l'expérience. La sélection a été réalisée de sorte que les lots par bac soient homogènes avec un poids moyen de 15 ±3 g.ind⁻¹. Pendant les semaines précédant l'expérience, les holothuries ont été stockées dans les bassins de terre de la SEA sans être nourries.

L'expérience a débuté en mai 2014 pour une durée de 6 mois

2.2. Résultats

2.2.1. Zootechnie

Les survies ont été supérieures à 86% sur l'ensemble des traitements (Tableau 1). Les survies des traitements FD et MD ont été de 100%, et seuls les traitements HD ont présenté des mortalités. Si les survies finales des traitements HD n'ont pas montré de différences significatives, il existe une différence temporelle dans les événements de mortalité observés. Ainsi pour le traitement HD, les mortalités ont été observées en fin d'expérience, alors que pour les traitements HDM et HDP, ces dernières ont eu lieu en milieu d'expérience lors de périodes d'anoxies à l'interface eau sédiment.

Les performances de croissance des animaux ont été impactées par les deux facteurs zootechniques testés : la densité et la nutrition (Fig. 2, Tableau 1).

Les élevages FD et MD ont montré des croissances plus élevées par rapport aux traitements HD. Cette tendance est particulièrement marquée en fin d'expérience avec un poids moyen de

65-70 g pour les traitements MD et FD et de 37-43 g pour les HD. La densité impacte aussi la répartition des classes de tailles en fin d'expérience, avec une répartition beaucoup plus large pour les traitements HD (CV= 50%) que pour les traitements FD et MD (CV=26%) (Fig.3).

Pour les traitements HD, l'impact des protocoles de nutrition n'est visible qu'en début d'expérience avec une meilleure performance de croissance pour les animaux nourris avec des déchets de maïs sur cette période (Fig. 2, Tableau 1). De même pour les traitements MD, l'ajout de farine de poisson montre une meilleure croissance, mais cette dernière n'est pas significativement différente du traitement MD non nourris. En fin d'expérience, les croissances deviennent plus faibles, voire négatives, pour tous les traitements à l'exception du traitement FD.

Tableau 1: Résultats zootechniques

| | Traitements | | | | | |
|---|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | HD | HD maïs | HD poisson | MD | MD poisson | FD poisson |
| Survie (%) | 90.0 ± 17.3 | 90.0 ± 10.0 | 86.7 ± 15.3 | 100.0 ± 0.0 | 100.0 ± 0.0 | 100.0 ± 0.0 |
| Poids moyen (g.ind ⁻¹) | 37.3 ± 9.1 | 43.3 ± 16.3 | 40.6 ± 13.8 | 68.9 ± 12.1 | 65.9 ± 10.2 | 70.1 ± 10.7 |
| Taux de croissance (g.j ⁻¹) | 0.12 ± 0.05 | 0.16 ± 0.09 | 0.14 ± 0.08 | 0.30 ± 0.07 | 0.29 ± 0.06 | 0.31 ± 0.06 |
| Taux de croissance en début d'expérience (g.j ⁻¹) | 0.18 ± 0.03 | 0.30 ± 0.11 | 0.16 ± 0.05 | 0.30 ± 0.12 | 0.40 ± 0.17 | 0.24 ± 0.11 |
| SGR (%) | 0.51 ± 0.15 | 0.56 ± 0.24 | 0.54 ± 0.18 | 0.85 ± 0.10 | 0.82 ± 0.08 | 0.87 ± 0.10 |
| SGR en début d'expérience (%) | 0.78 ± 0.08 | 1.02 ± 0.28 | 0.71 ± 0.15 | 1.04 ± 0.25 | 1.22 ± 0.28 | 0.92 ± 0.30 |
| Biomasse totale finale (g.m ⁻²) | 205.4 ± 86.0 | 220.7 ± 63.7 | 203.5 ± 77.2 | 240.1 ± 41.9 | 229.8 ± 35.6 | 122.2 ± 18.7 |

A la fin de notre expérience, les biomasses atteintes pour l'ensemble des traitements (nutrition et densité) ont été similaires, de l'ordre de 210 g.m⁻² (Tableau 1). La diminution des croissances dans les différents traitements coïncide à la période où les animaux atteignent cette valeur de biomasse. Ainsi le traitement HDM a été le premier à subir un arrêt de croissance de par ses meilleures performances en début d'expérience. Seul le traitement à faible densité n'a pas connu cette limitation sans doute du fait de la durée de l'expérience, ne permettant pas aux animaux d'atteindre un poids moyen suffisant.

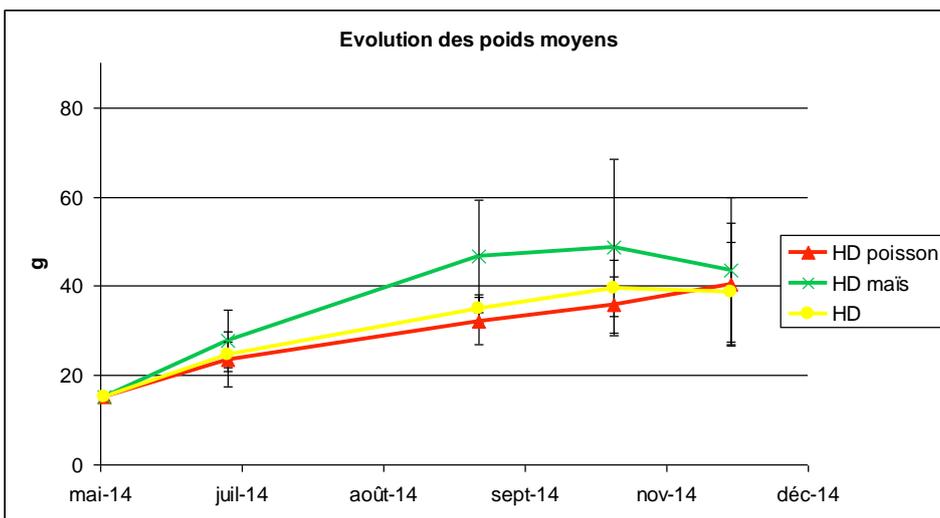
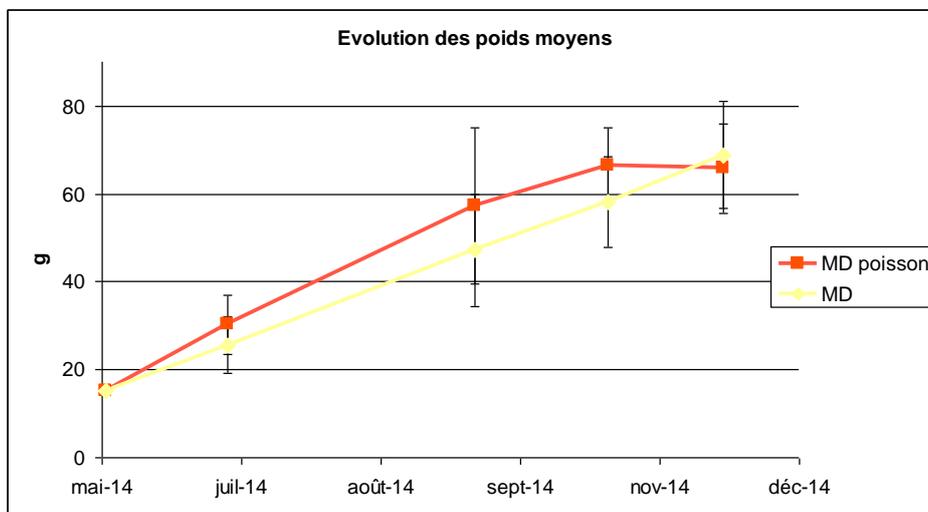
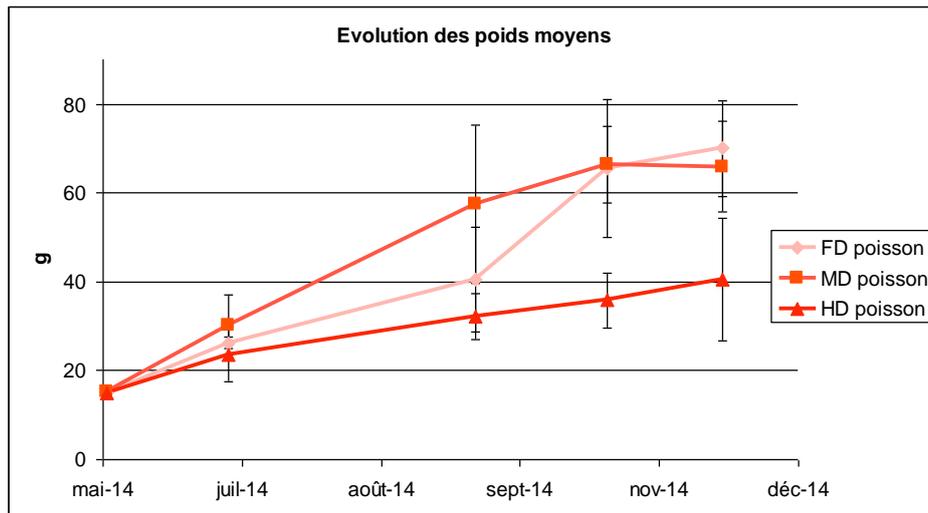


Figure 2 : Evolution des poids moyens pour les différentes densités et protocoles de nutrition.

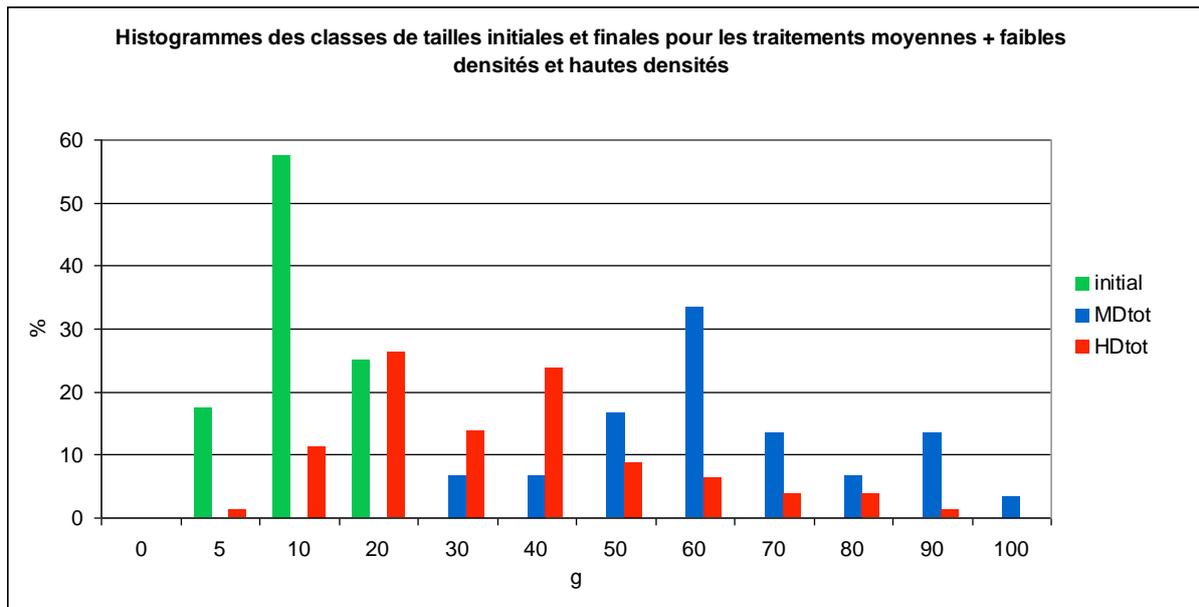


Figure 3 : Histogramme de taille pour l'ensemble des traitements à haute densité et pour l'ensemble des traitements à moyenne et faible densité.

2.2.2. *Environnement :*

Cette section et la partie sur la nutrition ne concernent que les traitements à haute densité.

2.2.2.1. *La colonne d'eau :*

Les températures ont évolué de manière croissante, avec des températures à 8H00 de l'ordre de 20°C en début d'expérience et de 26°C en fin d'expérience (Tableau 2). La salinité est restée stable avec des valeurs autour de 35,5.

Les concentrations moyennes en oxygène à 8H00 ont été comprises entre 5,2 mg.l⁻¹ et 6,3 mg.l⁻¹ en fonction des traitements, restant ainsi dans la zone de confort des animaux. Néanmoins des chutes ponctuelles ont été observées à des valeurs de 1 mg.l⁻¹ pour les traitements HDM et HDP quand l'ajout de nourriture est passé à 3,5 g.m⁻².j⁻¹. Lors de ces épisodes un bullage abondant a été mis en place. Les rations ont ensuite été maintenues à 2 g.m⁻².j⁻¹, ce qui a permis de retrouver un système plus stable.

Tableau 2 : Paramètres environnementaux de la colonne d'eau et du sédiment

| | Traitements | | | |
|---|---------------|---------------|---------------|---------------|
| | HD | HD maïs | HD poisson | Control |
| Colonne d'eau | | | | |
| T (7:30) (°C) | 21.9 ± 0.1 | 21.9 ± 0.2 | 21.8 ± 0.2 | 21.9 |
| (n = 138) | (17.5 – 27.3) | (17.4 – 27.4) | (17.5 – 27.1) | (17.5 – 27.3) |
| O ₂ (7:30) (mg.L ⁻¹) | 6.3 ± 0.3 | 5.2 ± 0.1 | 6.1 ± 0.3 | 6.0 |
| (n = 138) | (4.0 – 9.6) | (1.3 – 7.6) | (1.0 – 10.8) | (3.1 – 9.0) |
| Fluorescence (µg.L ⁻¹) | 1.0 ± 0.2 | 3.0 ± 2.3 | 5.9 ± 6.7 | 1.2 |
| (n=69) | (0.4 - 2.4) | (0.7 – 6.6) | (0.7 – 25.7) | (0.43– 2.8) |
| Chla (µg.L ⁻¹) (n=15) | 1.5 ± 0.5 | 5.9 ± 3.3 | 11.5 ± 16.5 | 1.2 |
| pH (n = 23) | 7.9 ± 0.1 | 7.9 ± 0.0 | 7.9 ± 0.1 | 7.9 ± 0.0 |
| Salinité (%) (n = 69) | 35.8 ± 0.1 | 35.6 ± 0.1 | 35.6 ± 0.2 | 35.7 |
| Turbidité (NTU) (n = 69) | 1.1 ± 0.2 | 2.8 ± 1.6 | 4.4 ± 3.7 | 1.45 |
| Ammonium (µM) (n = 15) | 0.5 ± 0.1 | 0.8 ± 0.4 | 1.3 ± 0.2 | 0.9 |
| Phospahtes (µM) (n = 15) | 0.03 ± 0.01 | 0.03 ± 0.01 | 0.06 ± 0.01 | 0.04 |
| Sédiment | | | | |
| pH (n = 15) | 6.8 ± 0.1 | 6.8 ± 0.1 | 6.7 ± 0.1 | 6.7 |
| Potentiel redox (mV) (n = 15) | -0.5 ± 1.0 | -21.3 ± 9.0 | -25.6 ± 12.2 | -27.7 |

Dans l'ensemble, la colonne d'eau est restée très pauvre pour tous les traitements avec un faible développement phytoplanctonique et l'absence de nutriments et de matière en suspension. Ainsi la colonne d'eau semble avoir eu un rôle assez faible sur le devenir de la matière dans le système. Cette vision est à modérer pour le traitement HDP, où un des mésocosmes a connu un fort développement phytoplanctonique durant toute la durée de l'expérience (Chla = 30,5 ± 18,7 µg.l⁻¹). Cette différence s'expliquerait par une prolifération de crevettes de petite taille ayant perturbé le fonctionnement du système par rapport aux autres mésocosmes.

2.2.2.2. Les sédiments

L'état initial des sédiments est caractéristique des fonds de bassin aquacole de Nouvelle-Calédonie. Ces derniers présentent une teneur en MO de l'ordre de 2,3%, de fortes

concentrations en ammonium ($> 1000 \mu\text{mol.l}^{-1}$), et une activité microbienne importante caractéristique des milieux eutrophes (Tableau 2, Fig. 4, 5, 6).

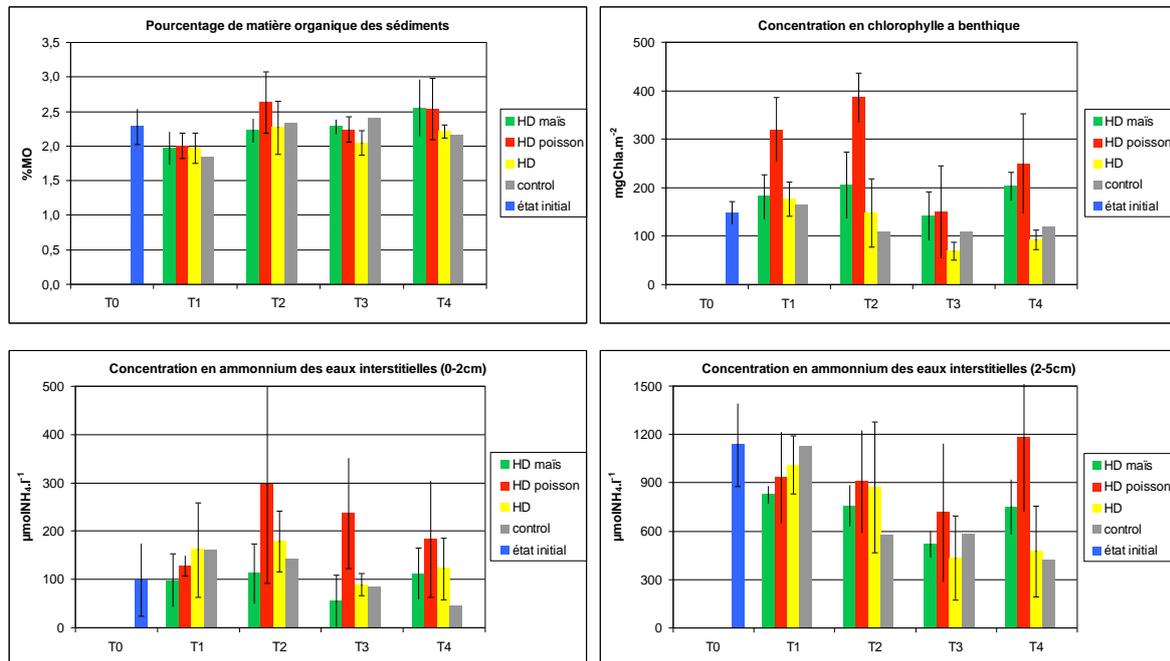


Figure 4 : évolution des paramètres environnementaux des sédiments a) teneur en MO b) concentration en Chla benthique c) concentration d'ammonium dans l'eau interstitielle (0-2 cm) d) concentration d'ammonium dans l'eau interstitielle (2-5 cm)

Les valeurs de teneur en MO sont restées stables au cours de l'expérience quel que soit le traitement (Fig. 4).

La mesure de la teneur en carbone et en azote organique donne plus d'informations (Fig. 5). Ainsi la teneur en carbone organique sur les deux premiers centimètres a diminué au cours du temps pour le traitement HD alors qu'elle est restée stable pour les autres traitements. L'azote organique a été préférentiellement consommé dans les traitements HD et contrôle, mais ce pool s'est maintenu au cours du temps pour les bacs nourris. Ceci a mené à un maintien du rapport C/N autour de 10 pour les traitements HDM et HDP, alors que ce dernier était supérieur à 12,5 en fin d'expérience pour HD et le contrôle.

La mesure de ces mêmes pools de matière sur les deux premiers millimètres de sédiment accentue les tendances décrites ci-dessus. Ainsi le traitement non nourri et le contrôle ont respectivement connu une baisse en carbone organique respectivement de 30 et 15% et de 30 et 5% pour l'azote organique au cours de l'expérience. Les traitements HDM et HDP ont quant à eux montré une hausse de 36% et de 47% respectivement pour le carbone et l'azote

organique. Ainsi en fin d'expérience le rapport C/N des sédiments de surface était supérieur à 11 pour HD et le contrôle et de 10 et 9 pour HDM et HDP.

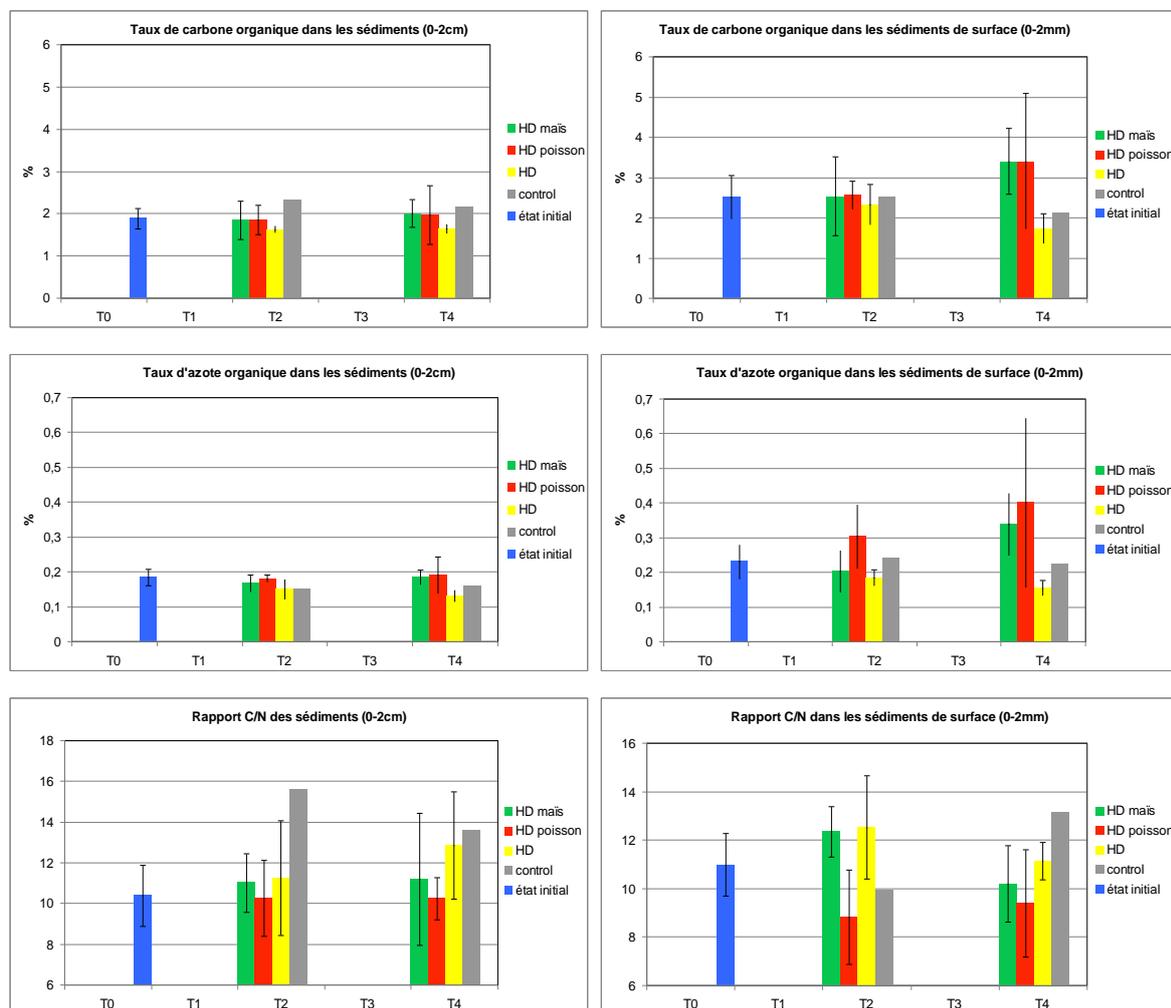


Figure 5: Evolution des pools de carbone (a, b) et d'azote (c, d) organiques et du rapport C/N (e, f) dans les deux premiers centimètres (a, c, e) et dans les deux premiers millimètres (b, d, f) de sédiment.

La *Chla* benthique a, elle aussi, eu des réponses contrastées en fonction des traitements (Fig. 4). Ainsi, elle a montré une baisse régulière dans les traitements HD et contrôle avec respectivement une diminution totale de 50% et de 20%.

Pour le traitement HDM la concentration de *Chla* est restée proche des valeurs initiales et a montré une augmentation de 37% en fin d'expérience. Le traitement HDP a quant à lui montré de fortes variations au cours du temps avec un rapide développement du microphytobenthos (jusqu'à 160% d'augmentation) puis est revenu vers des valeurs plus faibles mais néanmoins supérieures aux autres traitements.

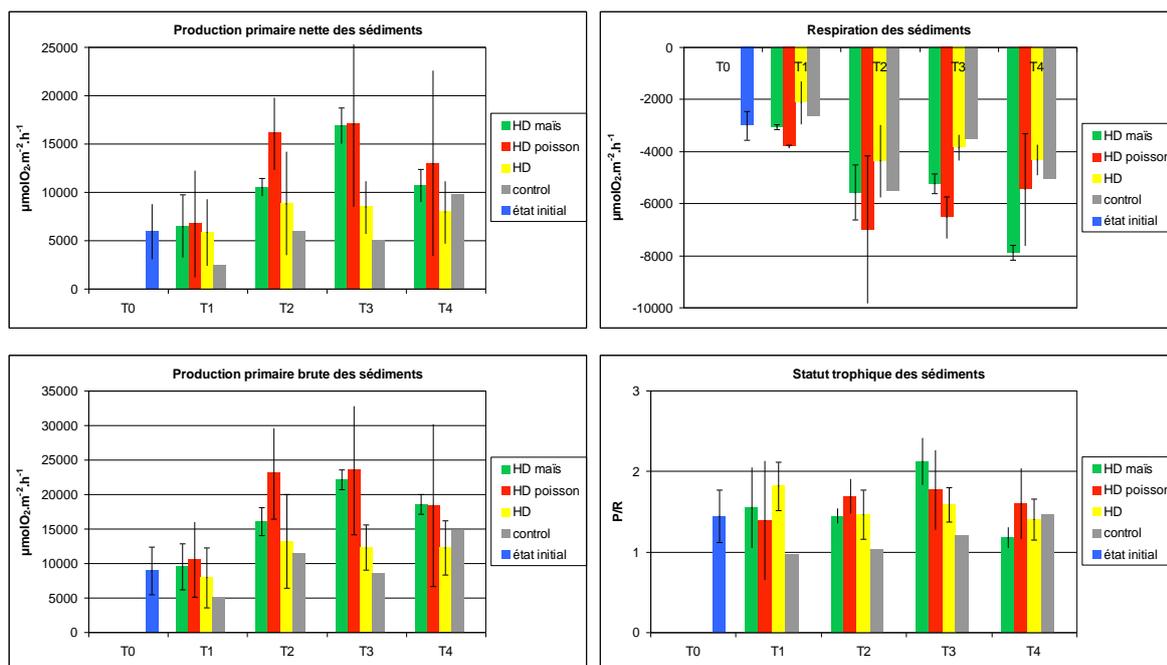


Figure 6: évolution du métabolisme des sédiments a) production primaire nette b) respiration c) production primaire brute d) statut trophique des sédiments (rapport P/R)

Les concentrations en ammonium des eaux interstitielles ont montré des réponses différentes entre les deux premiers centimètres et la couche 2-5 cm (Fig. 4).

Ainsi dans les deux premiers centimètres, la concentration s'est maintenue autour de $100 \mu\text{mol.l}^{-1}$ durant toute l'expérience. Les concentrations ont été plus élevées pour le traitement HDP avec $300 \mu\text{mol.l}^{-1}$ d'ammonium. Seul le contrôle a montré une baisse de la concentration pour cette couche de sédiment.

Plus en profondeur, le pool d'ammonium a montré une nette diminution à l'exception du traitement HDP. Ainsi, il a diminué de plus de 60% au cours du temps pour HD et le contrôle et de 34% pour le traitement HDM. Malgré une baisse initiale des concentrations, le traitement HDP a retrouvé de fortes concentrations ($> 1000 \mu\text{mol.l}^{-1}$) en fin d'expérience.

Le métabolisme des sédiments (NPP, R et GPP) a eu tendance à augmenter au cours du temps pour l'ensemble des traitements (Fig. 6). Les métabolismes des traitements nourris ont été plus élevés que pour le traitement HD et le contrôle. Le statut trophique des sédiments (P/R) était clairement autotrophe durant toute l'expérience pour l'ensemble des traitements avec des holothuries. Le contrôle a quant à lui montré un statut trophique de 1 en début d'expérience, ce qui indique que le budget entre production primaire et respiration était à l'équilibre, puis a évolué vers l'autotrophie.

2.2.3. *Traceurs trophiques, isotopes et acides gras*

2.2.3.1. *Composition en acides gras et en isotopes stables des sources potentielles de nourriture de H. scabra*

a. Composition en acides gras des sources potentielles de nourriture

Sédiment

Tout au long de l'expérience, le sédiment est caractérisé par une composition en AG dominée par les acides gras saturés (SFA), avec des valeurs allant de 41,0 à 47,0% (Tableau 3), devant les monoinsaturés (MUFA) qui sont présents de 21,6 à 25,9%. Il y a aussi présence de SFA particuliers dits branchés (de 6,1 à 12,4%) ainsi que de polyinsaturés (PUFA) qui sont faiblement représentés (de 4,5 à 9,2%). Aux échantillonnages suivants, ces principales classes d'AG se retrouvent dans des proportions relativement proches.

Algues filamenteuses

Les algues filamenteuses, qui sont la seconde source de nourriture potentielle d'*H. scabra*, présentent une composition moyenne (en fonction des traitements) dominée par les SFA (37%) suivis des PUFA (26,4 %), et enfin des MUFA (24,5 %). Les AG branchés sont très faiblement représentés en comparaison du sédiment (1,9 %). Le 16 : 0 a des valeurs comprises entre 25 et 27,1 % (Tableau 4).

Les MUFA les plus abondants sont : le 16:1n-7 avec des valeurs comprises entre 10,2% et 12,6% ; et le 18:1n-7 avec des valeurs allant de 2,4% à 3,7%. Les PUFA les plus abondants sont : le 20:5n-3 (de 7,6 à 10,5%), le 18 :4n-3 (de 4,4 à 5,9%) ainsi que le 20:4n-6 (de 3,2 à 4,3%) et le 18:3n-3 (de 1,6 à 4,2%).

Farines

Les farines ont des compositions en AG très différentes. Alors que celle de maïs est principalement composée de 18:2n-6 à environ 38%, de 18:1n-9 (26,5%), et de 16:0 (17,7%), la farine de poisson est majoritairement composée de 16:0 (22,0%), de 18:1n-9 (7,7%), ainsi que des PUFA comme le 20:5n-3 à hauteur de 14,8%, et de 22:6n-3 à hauteur de 11,1% (Tableau 4).

| Traitement | Sédiment | | | | | | | | |
|------------|----------------|----------------|----------------|-------------------|--------|--------------------|----------------|-------------------|--------|
| | T ₀ | T ₂ | | | | T _{Final} | | | |
| | | Non enrichi | Farine de Maïs | Farine de Poisson | Témoin | Non enrichi | Farine de Maïs | Farine de Poisson | Témoin |
| Branchés | 6,7 ± 1,9 | 10,2 ± 1,1 | 6,1 ± 0,8 | 8,6 ± 2,8 | 12,0 | 11,8 ± 0,9 | 8,2 ± 2,3 | 12,4 ± 2,0 | 6,7 |
| 14:0 | 5,6 ± 0,5 | 4,8 ± 0,5 | 4,3 ± 0,7 | 5,9 ± 0,6 | 5,3 | 5,0 ± 0,8 | 5,3 ± 1,6 | 6,5 ± 1,0 | 4,9 |
| 15:0 | 8,7 ± 2,5 | 9,5 ± 2,1 | 15,9 ± 5,3 | 6,7 ± 4,2 | 5,3 | 7,2 ± 3,1 | 14,0 ± 7,8 | 3,8 ± 1,2 | 11,3 |
| 16:0 | 22,6 ± 1,3 | 16,2 ± 0,8 | 14,8 ± 1,2 | 19,7 ± 1,4 | 17,5 | 16,9 ± 1,5 | 15,8 ± 3,2 | 18,2 ± 0,7 | 19,7 |
| 17:0 | 2,8 ± 0,4 | 2,8 ± 0,3 | 2,2 ± 0,2 | 1,8 ± 0,6 | 2,6 | 2,8 ± 0,1 | 2,4 ± 0,9 | 2,6 ± 0,4 | 3,3 |
| 18:0 | 2,9 ± 0,7 | 2,6 ± 0,7 | 3,1 ± 0,6 | 4,8 ± 1,5 | 4,2 | 4,6 ± 1,1 | 4,9 ± 3,9 | 4,6 ± 0,3 | 3,3 |
| 19:0 | 0,1 ± 0,1 | 0,3 ± 0,0 | 0,2 ± 0,1 | 0,2 ± 0,0 | 0,3 | 0,3 ± 0,0 | 0,2 ± 0,0 | 0,3 ± 0,1 | 0,5 |
| 20:0 | 0,9 ± 0,2 | 1,4 ± 0,3 | 1,0 ± 0,3 | 0,9 ± 0,1 | 1,6 | 1,6 ± 0,3 | 1,0 ± 0,3 | 1,4 ± 0,5 | 1,3 |
| 22:0 | 1,1 ± 0,4 | 1,4 ± 0,3 | 1,4 ± 0,6 | 0,7 ± 0,2 | 1,7 | 1,6 ± 0,3 | 1,3 ± 0,4 | 1,2 ± 0,7 | 1,1 |
| 24:0 | 2,1 ± 0,8 | 3,0 ± 0,7 | 2,8 ± 1,5 | 0,9 ± 0,8 | 3,6 | 3,6 ± 0,7 | 1,9 ± 0,6 | 2,5 ± 1,6 | 2,0 |
| ΣSFA | 46,9 ± 2,2 | 41,9 ± 1,6 | 45,8 ± 2,5 | 41,7 ± 2,4 | 42,1 | 43,6 ± 1,4 | 47,0 ± 2,5 | 41,0 ± 1,6 | 47,4 |
| 16:1n-9 | 1,3 ± 0,8 | 2,1 ± 0,9 | 0,6 ± 0,2 | 1,4 ± 0,4 | 1,5 | 1,9 ± 0,2 | 1,4 ± 0,1 | 1,9 ± 0,3 | 1,1 |
| 16:1n-7 | 11,6 ± 1,8 | 7,0 ± 1,1 | 6,0 ± 0,5 | 7,6 ± 0,6 | 6,7 | 5,2 ± 0,8 | 6,0 ± 2,4 | 7,3 ± 1,7 | 7,3 |
| 16:1n-5 | 1,0 ± 0,2 | 1,1 ± 0,2 | 0,7 ± 0,1 | 0,9 ± 0,1 | 1,3 | 1,2 ± 0,3 | 0,9 ± 0,1 | 1,0 ± 0,2 | 0,8 |
| 17:1n-8 | 4,8 ± 1,2 | 5,3 ± 1,6 | 9,6 ± 2,8 | 3,1 ± 1,8 | 2,8 | 3,6 ± 1,7 | 7,1 ± 4,3 | 1,8 ± 0,7 | 5,0 |
| 18:1n-9 | 2,7 ± 1,0 | 3,1 ± 0,4 | 2,4 ± 0,4 | 4,9 ± 3,5 | 3,9 | 3,8 ± 1,2 | 2,7 ± 0,6 | 4,4 ± 0,3 | 3,3 |
| 18:1n-7 | 3,9 ± 1,0 | 4,9 ± 0,6 | 4,4 ± 0,5 | 6,8 ± 1,8 | 5,8 | 5,1 ± 0,9 | 4,7 ± 1,1 | 8,2 ± 1,8 | 4,3 |
| 20:1n-11 | 0,3 ± 0,3 | 0,3 ± 0,1 | 0,2 ± 0,0 | 0,3 ± 0,0 | 0,5 | 0,4 ± 0,1 | 0,2 ± 0,1 | 0,7 ± 0,6 | 0,4 |
| 22:1n-7 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 | 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 |
| 23:1n-9 | 0,0 ± 0,1 | 0,0 ± 0,1 | 0,2 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | 0,0 | 0,0 ± 0,1 | 0,1 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,1 |
| 24:1n-9 | 0,1 ± 0,1 | 0,1 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | 0,1 ± 0,0 | 0,1 | 0,1 ± 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 | 0,1 |
| ΣMUFA | 25,9 ± 3,3 | 24,2 ± 1,4 | 24,4 ± 2,9 | 25,4 ± 3,7 | 23,0 | 21,6 ± 2,3 | 23,3 ± 0,7 | 25,7 ± 3,6 | 22,5 |
| 18:2n-6 | 1,1 ± 0,9 | 0,9 ± 0,3 | 1,1 ± 0,7 | 3,0 ± 3,9 | 1,1 | 0,9 ± 0,2 | 0,7 ± 0,2 | 1,6 ± 0,8 | 0,8 |
| 18:3n-3 | 0,7 ± 0,4 | 0,8 ± 0,3 | 3,4 ± 5,3 | 1,1 ± 0,4 | 1,3 | 1,3 ± 0,3 | 0,8 ± 0,2 | 1,3 ± 0,3 | 0,8 |
| 18:4n-3 | 0,6 ± 0,1 | 0,5 ± 0,1 | 0,5 ± 0,1 | 1,1 ± 0,2 | 0,4 | 0,7 ± 0,2 | 1,1 ± 0,5 | 0,6 ± 0,3 | 0,7 |
| 20:3n-3 | 0,3 ± 0,2 | 0,4 ± 0,1 | 0,3 ± 0,1 | 0,4 ± 0,1 | 0,7 | 0,8 ± 0,5 | 0,3 ± 0,1 | 0,3 ± 0,3 | 0,3 |
| 20:4n-6 | 1,1 ± 0,3 | 1,2 ± 0,5 | 1,3 ± 0,2 | 0,8 ± 0,3 | 0,3 | 0,8 ± 0,2 | 1,0 ± 0,5 | 0,3 ± 0,1 | 1,6 |
| 20:5n-3 | 1,3 ± 0,7 | 1,3 ± 0,7 | 1,5 ± 0,4 | 1,7 ± 1,5 | 0,2 | 0,7 ± 0,1 | 1,3 ± 1,2 | 0,1 ± 0,1 | 1,8 |
| 22:6n-3 | 0,1 ± 0,1 | 0,1 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,5 ± 0,8 | 0,2 | 0,2 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 | 0,1 |
| ΣPUFA | 5,6 ± 1,4 | 5,7 ± 1,6 | 8,6 ± 6,4 | 9,2 ± 6,0 | 4,5 | 5,7 ± 0,5 | 5,8 ± 2,2 | 4,8 ± 0,4 | 6,5 |

Tableau 3 : Principaux acides gras du sédiment (à T₀ n=5 ; T₂ n=3 ; T_f n=9) aux différents temps d'échantillonnage (en % massique du total des AG (moyenne ± écart-type))

| Traitement | Algues filamenteuses | | | | Farine | |
|------------|----------------------|----------------|-------------------|--------|------------|------------|
| | T _{Final} | | | | Mais | Poisson |
| | Non enrichi | Farine de Mais | Farine de Poisson | Témoin | | |
| Branchés | 1,5 ± 0,3 | 2,0 ± 0,7 | 1,9 ± 0,4 | 1,8 | 0,1 ± 0,5 | 0,7 ± 0,0 |
| 14:0 | 5,9 ± 0,2 | 9,4 ± 2,6 | 5,8 ± 1,1 | 6,2 | 0,3 ± 0,1 | 6,8 ± 0,1 |
| 15:0 | 0,4 ± 0,1 | 0,8 ± 0,6 | 1,2 ± 0,5 | 1,6 | 0,4 ± 0,2 | 0,5 ± 0,0 |
| 16:0 | 27,1 ± 1,6 | 25,0 ± 1,3 | 25,2 ± 1,5 | 26,4 | 17,7 ± 0,9 | 22,0 ± 0,6 |
| 17:0 | 0,3 ± 0,1 | 0,4 ± 0,2 | 0,5 ± 0,2 | 0,5 | 0,3 ± 0,1 | 0,5 ± 0,0 |
| 18:0 | 1,8 ± 1,0 | 2,0 ± 0,9 | 2,1 ± 0,9 | 2,5 | 5,2 ± 1,2 | 4,9 ± 0,0 |
| 19:0 | 0,1 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 | 0,1 | 0,1 ± 0,1 | 0,1 ± 0,0 |
| 20:0 | 0,4 ± 0,1 | 0,4 ± 0,1 | 0,5 ± 0,0 | 0,5 | 1,2 ± 0,3 | 0,2 ± 0,0 |
| 22:0 | 0,3 ± 0,1 | 0,5 ± 0,1 | 0,5 ± 0,4 | 0,2 | 2,0 ± 0,2 | 0,1 ± 0,0 |
| 24:0 | 0,2 ± 0,3 | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 | 0,0 | 1,2 ± 0,2 | 0,3 ± 0,1 |
| ΣSFA | 36,4 ± 2,4 | 38,6 ± 2,2 | 35,9 ± 2,7 | 38,1 | 28,4 ± 3,3 | 34,9 ± 0,2 |
| 16:1n-9 | 0,7 ± 0,2 | 5,5 ± 3,5 | 4,1 ± 3,8 | 8,5 | 0,2 ± 0,1 | 0,4 ± 0,4 |
| 16:1n-7 | 12,6 ± 4,0 | 9,7 ± 1,8 | 10,2 ± 8,5 | 4,2 | 0,8 ± 0,2 | 7,6 ± 0,3 |
| 16:1n-5 | 0,7 ± 0,1 | 1,1 ± 1,3 | 0,3 ± 0,0 | 5,4 | 0,0 ± 0,0 | 0,2 ± 0,0 |
| 17:1n-8 | 0,3 ± 0,1 | 0,5 ± 0,2 | 0,8 ± 0,4 | 0,8 | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,1 |
| 18:1n-9 | 1,6 ± 0,4 | 2,7 ± 2,1 | 5,9 ± 2,3 | 5,4 | 26,5 ± 0,1 | 7,7 ± 0,1 |
| 18:1n-7 | 4,7 ± 0,8 | 3,4 ± 1,4 | 2,4 ± 0,6 | 2,1 | 0,7 ± 0,2 | 3,7 ± 0,0 |
| 20:1n-11 | 0,3 ± 0,4 | 0,2 ± 0,2 | 0,1 ± 0,1 | 0,2 | 0,3 ± 0,1 | 0,1 ± 0,0 |
| 22:1n-7 | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 |
| 23:1n-9 | 0,1 ± 0,1 | 0,1 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 | 0,1 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 |
| 24:1n-9 | 1,7 ± 0,4 | 1,7 ± 0,1 | 0,8 ± 0,5 | 1,2 | 0,0 ± 0,0 | 0,9 ± 0,2 |
| ΣMUFA | 23,0 ± 4,4 | 25,3 ± 2,3 | 25,2 ± 6,0 | 28,5 | 29,2 ± 0,3 | 22,4 ± 0,1 |
| 18:2n-6 | 2,5 ± 0,6 | 1,7 ± 0,5 | 3,1 ± 2,2 | 1,7 | 38,7 ± 4,7 | 0,9 ± 0,0 |
| 18:3n-3 | 3,9 ± 1,6 | 1,6 ± 0,9 | 4,2 ± 4,8 | 3,7 | 2,2 ± 0,4 | 0,5 ± 0,0 |
| 18:4n-3 | 5,9 ± 1,3 | 5,1 ± 1,6 | 4,4 ± 3,2 | 3,3 | 0,0 ± 0,0 | 2,3 ± 0,1 |
| 20:3n-3 | 0,3 ± 0,1 | 1,9 ± 2,5 | 3,5 ± 2,8 | 5,8 | 0,1 ± 0,0 | 0,1 ± 0,0 |
| 20:4n-6 | 4,3 ± 2,4 | 3,2 ± 0,6 | 3,7 ± 2,1 | 1,8 | 0,1 ± 0,0 | 1,0 ± 0,0 |
| 20:5n-3 | 10,5 ± 2,3 | 9,9 ± 3,5 | 7,6 ± 0,3 | 6,3 | 0,1 ± 0,2 | 14,8 ± 0,1 |
| 22:6n-3 | 0,2 ± 0,2 | 0,5 ± 0,1 | 0,3 ± 0,1 | 0,0 | 0,3 ± 0,1 | 11,1 ± 0,0 |
| ΣPUFA | 27,9 ± 1,5 | 24,3 ± 3,1 | 27,1 ± 10,0 | 22,9 | 42,1 ± 3,8 | 39,6 ± 1,6 |

Tableau 4 : Principaux acides gras de la fraction du Biofilm (à T_{final} n=3) et des Farines (à T₀ n=3 ; T_{final} n=3) aux différents temps d'échantillonnage (en % massique du total des AG (moyenne ± écart-type))

| Traitement | Lipide Neutre (LN) | | | | | | |
|------------|--------------------|----------------|----------------|-------------------|--------------------|----------------|-------------------|
| | T ₀ | T ₂ | | | T _{Final} | | |
| | | Non enrichi | Farine de Maïs | Farine de Poisson | Non enrichi | Farine de Maïs | Farine de Poisson |
| Branchés | 1,5 ± 1,2 | 2,2 ± 0,4 | 3,6 ± 1,4 | 5,3 ± 4,9 | 3,7 ± 0,8 | 4,9 ± 1,9 | 7,5 ± 2,5 |
| 14:0 | 1,8 ± 0,9 | 1,7 ± 0,4 | 2,4 ± 0,0 | 1,8 ± 0,5 | 2,6 ± 0,4 | 4,0 ± 2,4 | 2,6 ± 0,8 |
| 15:0 | 0,9 ± 0,7 | 1,2 ± 0,4 | 1,4 ± 0,6 | 1,9 ± 0,8 | 1,4 ± 0,2 | 1,8 ± 1,0 | 1,6 ± 0,6 |
| 16:0 | 13,7 ± 5,4 | 10,5 ± 0,1 | 7,9 ± 2,5 | 10,9 ± 0,5 | 11,5 ± 2,3 | 12,3 ± 4,4 | 11,7 ± 3,3 |
| 17:0 | 0,7 ± 0,5 | 1,1 ± 0,2 | 1,3 ± 0,2 | 0,8 ± 0,3 | 1,3 ± 0,2 | 1,2 ± 0,2 | 1,8 ± 0,6 |
| 18:0 | 17,7 ± 2,7 | 10,3 ± 2,5 | 7,3 ± 1,2 | 13,6 ± 7,5 | 11,5 ± 3,2 | 8,5 ± 3,5 | 10,4 ± 0,8 |
| 19:0 | 1,4 ± 1,0 | 1,5 ± 0,3 | 1,5 ± 0,3 | 1,1 ± 0,3 | 1,3 ± 0,3 | 1,5 ± 1,2 | 1,8 ± 0,4 |
| 20:0 | 2,3 ± 0,4 | 2,1 ± 0,3 | 2,5 ± 0,5 | 1,6 ± 0,3 | 2,7 ± 0,6 | 2,1 ± 1,3 | 2,5 ± 0,5 |
| 22:0 | 4,6 ± 2,1 | 3,9 ± 0,2 | 5,1 ± 2,7 | 2,6 ± 1,7 | 5,0 ± 1,2 | 3,5 ± 2,1 | 4,2 ± 0,6 |
| 24:0 | 1,9 ± 0,9 | 1,4 ± 0,1 | 1,5 ± 0,3 | 1,0 ± 0,2 | 1,2 ± 0,4 | 0,7 ± 0,2 | 1,2 ± 0,4 |
| ΣSFA | 45,2 ± 8,3 | 33,6 ± 2,5 | 31,0 ± 4,3 | 35,2 ± 6,2 | 38,2 ± 11,5 | 35,7 ± 5,3 | 37,8 ± 4,6 |
| 16:1n-9 | 1,8 ± 1,4 | 1,8 ± 0,7 | 2,3 ± 1,3 | 2,6 ± 1,3 | 2,4 ± 1,0 | 5,4 ± 6,7 | 2,1 ± 2,2 |
| 16:1n-7 | 1,8 ± 0,6 | 3,0 ± 0,3 | 4,2 ± 0,3 | 1,6 ± 0,4 | 3,2 ± 0,3 | 2,8 ± 2,4 | 2,9 ± 1,2 |
| 16:1n-5 | 5,6 ± 3,4 | 3,8 ± 2,3 | 1,1 ± 1,0 | 2,0 ± 1,9 | 0,3 ± 0,3 | 0,4 ± 0,3 | 0,2 ± 0,1 |
| 17:1n-8 | 0,7 ± 0,7 | 0,4 ± 0,6 | 0,3 ± 0,5 | 0,7 ± 0,3 | 0,1 ± 0,1 | 0,5 ± 0,6 | 0,3 ± 0,3 |
| 18:1n-9 | 5,7 ± 1,6 | 4,3 ± 0,2 | 7,7 ± 5,7 | 4,8 ± 1,3 | 4,2 ± 1,7 | 5,0 ± 2,1 | 3,9 ± 0,7 |
| 18:1n-7 | 1,1 ± 0,7 | 2,1 ± 0,0 | 4,2 ± 0,7 | 2,8 ± 1,0 | 2,8 ± 0,5 | 2,5 ± 1,4 | 3,9 ± 1,1 |
| 20:1n-11 | 2,1 ± 0,4 | 3,5 ± 1,3 | 2,4 ± 0,4 | 1,9 ± 1,1 | 2,6 ± 0,3 | 2,8 ± 2,8 | 3,2 ± 2,8 |
| 22:1n-7 | 2,4 ± 0,9 | 2,2 ± 0,2 | 3,5 ± 1,4 | 1,5 ± 0,9 | 2,4 ± 0,2 | 2,4 ± 1,7 | 2,8 ± 0,6 |
| 23:1n-9 | 0,8 ± 0,5 | 1,7 ± 0,0 | 1,4 ± 0,5 | 1,7 ± 1,0 | 2,1 ± 0,1 | 2,4 ± 2,5 | 3,2 ± 3,0 |
| 24:1n-9 | 3,2 ± 1,1 | 3,1 ± 0,4 | 4,7 ± 2,7 | 2,9 ± 1,4 | 2,9 ± 0,2 | 2,7 ± 2,0 | 4,0 ± 0,7 |
| ΣMUFA | 25,3 ± 2,8 | 26,3 ± 2,2 | 31,8 ± 2,0 | 22,9 ± 7,3 | 21,2 ± 3,6 | 27,3 ± 0,6 | 26,6 ± 4,1 |
| 18:2n-6 | 4,8 ± 3,6 | 4,7 ± 1,9 | 1,5 ± 1,3 | 2,8 ± 2,0 | 1,8 ± 1,3 | 1,2 ± 0,2 | 0,8 ± 0,4 |
| 18:3n-3 | 0,1 ± 0,2 | 0,0 ± 0,0 | 0,2 ± 0,4 | 0,4 ± 0,4 | 0,2 ± 0,0 | 0,2 ± 0,1 | 0,2 ± 0,2 |
| 18:4n-3 | 2,0 ± 2,2 | 1,8 ± 0,2 | 1,6 ± 1,4 | 1,4 ± 0,3 | 1,4 ± 0,4 | 1,1 ± 0,8 | 0,8 ± 0,4 |
| 20:3n-3 | 0,3 ± 0,4 | 0,0 ± 0,0 | 0,0 ± 0,0 | 0,3 ± 0,2 | 0,6 ± 0,4 | 8,2 ± 11,8 | 1,7 ± 1,4 |
| 20:4n-6 | 4,3 ± 0,9 | 12,3 ± 2,5 | 6,5 ± 1,6 | 4,4 ± 2,5 | 6,4 ± 1,6 | 4,3 ± 3,4 | 4,4 ± 2,5 |
| 20:5n-3 | 2,9 ± 0,5 | 7,3 ± 2,9 | 7,9 ± 0,9 | 4,0 ± 2,2 | 4,7 ± 0,8 | 3,1 ± 1,7 | 4,3 ± 1,8 |
| 22:6n-3 | 0,3 ± 0,4 | 0,8 ± 0,1 | 1,2 ± 0,2 | 1,3 ± 0,8 | 1,1 ± 0,3 | 1,5 ± 1,5 | 1,8 ± 0,9 |
| ΣPUFA | 14,7 ± 1,9 | 26,9 ± 3,8 | 19,0 ± 0,6 | 15,6 ± 7,2 | 14,9 ± 2,6 | 19,6 ± 6,9 | 14,0 ± 1,9 |

Tableau 5 : des principaux acides gras de la fraction des lipides neutres (à T₀ n=5 ; T₂ n=3 ; T_f n=9) aux différents temps d'échantillonnage (en % massique du total des AG (moyenne ± écart-type))

b) Composition isotopique des sources potentielles de nourriture

La composition isotopique du sédiment ne montre aucune variation significative entre les traitements, ni par rapport au temps (KW test puis post-hoc ; p-value > 0,05). Les sédiments ont en moyenne un $\delta^{13}\text{C}$ et un $\delta^{15}\text{N}$ respectivement de -17,1‰ et 7,2‰ à T0 et de -15,8‰ et 7,2‰ à Tfinal (Fig. 7).

Les algues filamenteuses ont des valeurs en $\delta^{13}\text{C}$ et en $\delta^{15}\text{N}$ respectivement égales à -3,4‰ et 0,5‰ pour le traitement « non enrichi ». Le traitement « farine de maïs » a lui des valeurs égales à -8,5‰ pour le $\delta^{13}\text{C}$ et à 1,4‰ pour le $\delta^{15}\text{N}$. Quant aux algues filamenteuses mesurées pour le traitement « farine de poisson », il a des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ et un $\delta^{15}\text{N}$ égales à -9‰ et 8,5‰. Ces sources se différencient nettement par leur $\delta^{15}\text{N}$. En effet, les algues filamenteuses « farine de poisson » sont les plus enrichies en 15N, avec des valeurs nettement plus élevées que pour les algues filamenteuses « farine de maïs », et encore plus que celles des algues filamenteuses « non enrichi ». A l'inverse, la source la plus enrichie en 15N, est la plus pauvre en 13C. Une tendance similaire à été observée pour les herbiers (Fig. 7)

Les farines de poissons sont caractérisées par des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ et de $\delta^{15}\text{N}$ égales à -16,8‰ et 11,6‰, respectivement. La farine de maïs a des valeurs égales à -12,5‰ et 4,6‰. Globalement, la farine de poisson est plus enrichie en 15N, le $\delta^{15}\text{N}$ présentant un écart de 7‰. Inversement, c'est la farine de maïs qui est la plus riche en 13C (le $\delta^{13}\text{C}$ révélant un écart de 4,3‰).

2.2.3.2. *Composition en acides gras de la fraction neutre des bandelettes musculaires de H. scabra soumis aux différents traitements*

Dans la fraction neutre, les AG saturés (SFA) sont majoritaires avec des valeurs comprises entre 31 et 45,2% (Tableau 5) devant les AG MUFA ayant des valeurs allant de 21,2 à 31,8%, et enfin les PUFA qui ont des valeurs de 14,0 à 26,9%. Les branchés sont présents de 1,6 à 7,5% dans cette fraction.

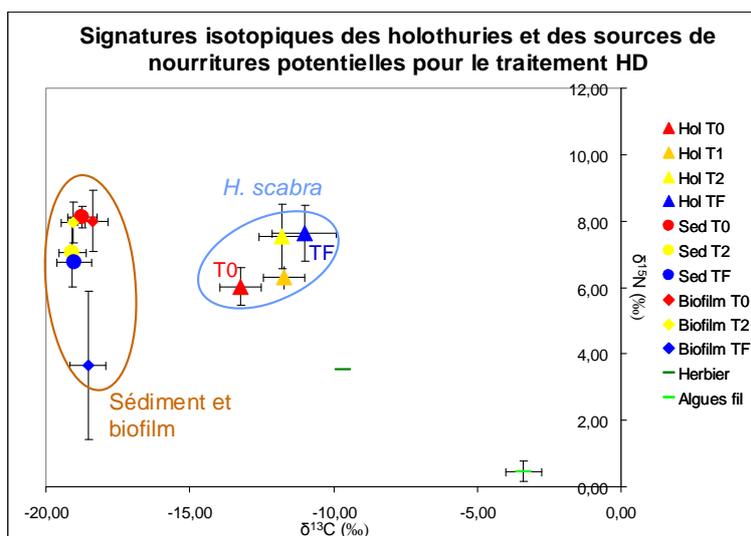
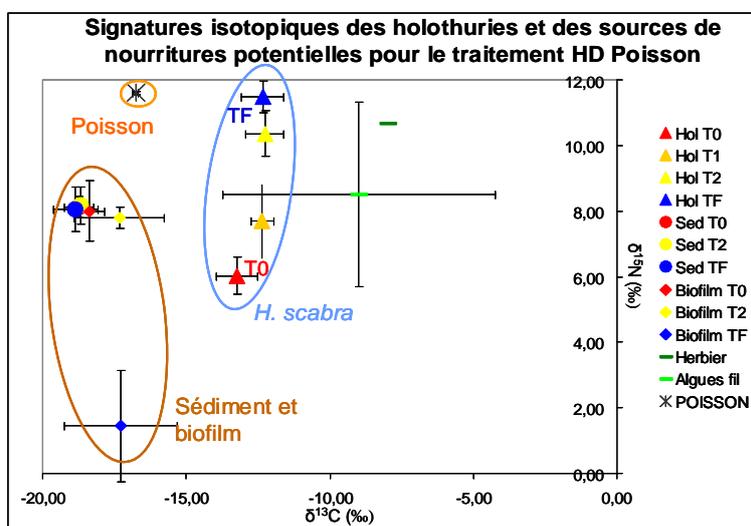
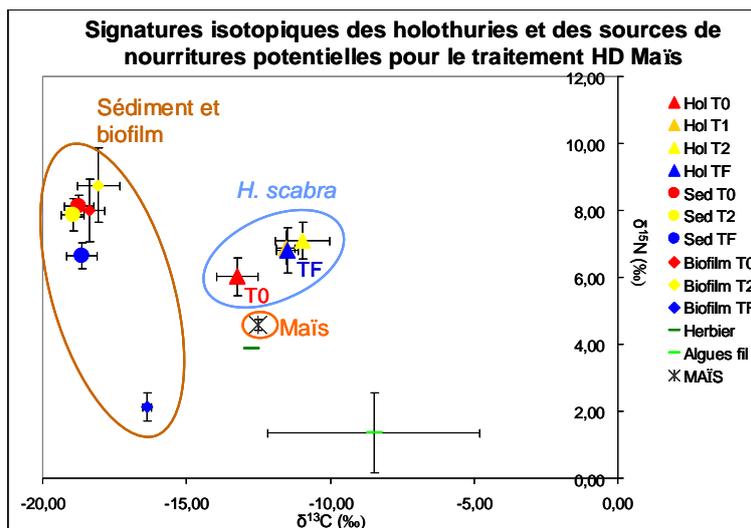


Figure 7 : Evolution de la signature isotopique des holothuries et de leurs sources de nourriture potentielles.

Au cours du temps, les proportions d'AG fluctuent, mais certains AG sont principalement retrouvés dans chacun des traitements. Pour les SFA, il est relevé une large dominance du 16:0 avec des valeurs comprises entre 7,9 et 13,7% et du 18:0 (de 7,3 à 17,7%). Les MUFA sont principalement représentés par les AG 18:1n-9 avec des valeurs comprises entre 3,9 et 7,7%, le 16:1n-5 de 0,2 à 5,6%, et le 24:1n-9 de 3,1 à 4,7%. Au sein des PUFA, ce sont les AG 20:4n-6 et 20:5n-3 qui se distinguent à T2 et Tfinal.

2.2.3.3. Evolution temporelle des compositions en acides gras et en isotopes des holothuries ayant subi le traitement « non enrichi »

a. Composition en acides gras des bandelettes musculaires de *H. scabra*

La figure 8 représente une ordination multidimensionnelle (MDS) réalisée sur la composition en AG de la fraction neutre des échantillons d'holothuries n'ayant pas subi d'ajout de farine (« non enrichis ») dans les mésocosmes, ainsi que de leurs sources potentielles (i.e. algues filamenteuses et sédiment).

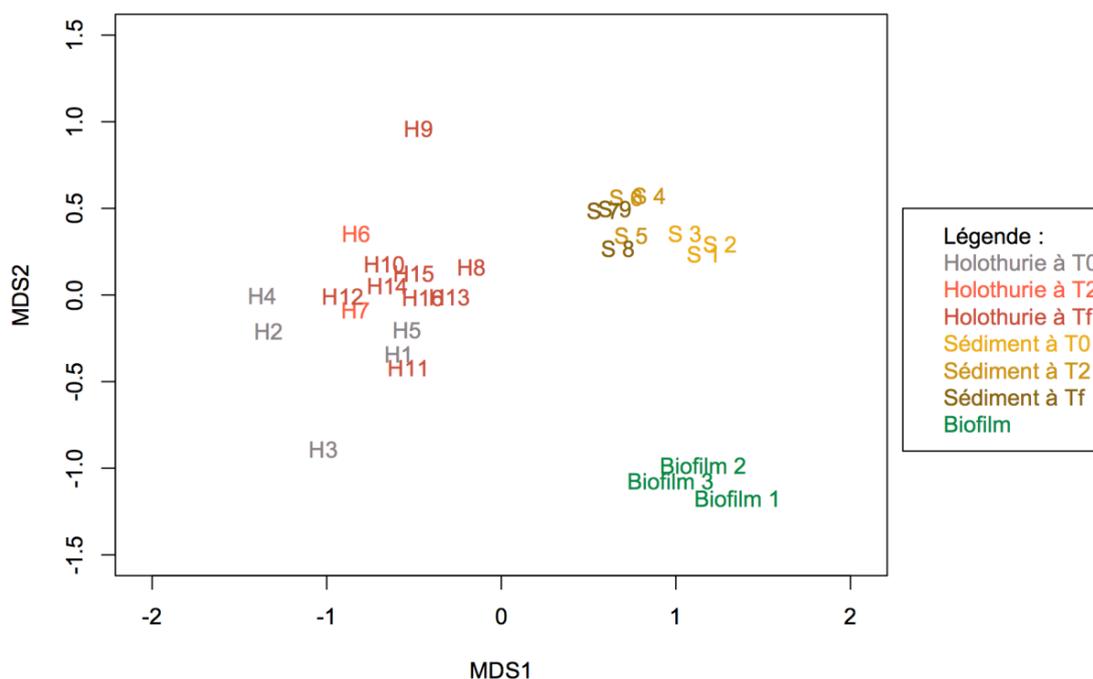


Figure 8 : Ordination multidimensionnelle de la composition en acides gras de la fraction neutre des bandelettes musculaires des holothuries, et des sources de nourriture potentielles (sédiment et biofilm) ayant subi le traitement "non nourri", en fonction du temps.

On constate une évolution de la composition en AG des holothuries dans le temps, la composition des échantillons de Tfinal tendant à se rapprocher de celle du sédiment et des algues filamenteuses.

Au temps initial, les principaux AG sont majoritairement des SFA (environ 13,7% de 16:0, et 17,7% de 18:0) et des MUFA (environ 5,6% de 16:1n-5 et 5,7% de 18:1n-9). Au temps intermédiaire, il y a une forte augmentation du 20:4n-6 (environ plus 8% par rapport à T0), comme pour le 20:5n-3 (environ plus 4%). A la fin de l'expérience, la fraction neutre des holothuries comprend toujours une part importante de SFA (11,5% de 16:0, et 11,5% de 18:0) ainsi que de MUFA (18:1n-9 présent à 4,2%), mais les PUFA 20:4n-6 et 20:5n-3 rediminuent de moitié (6,4% et 4,7%, respectivement).

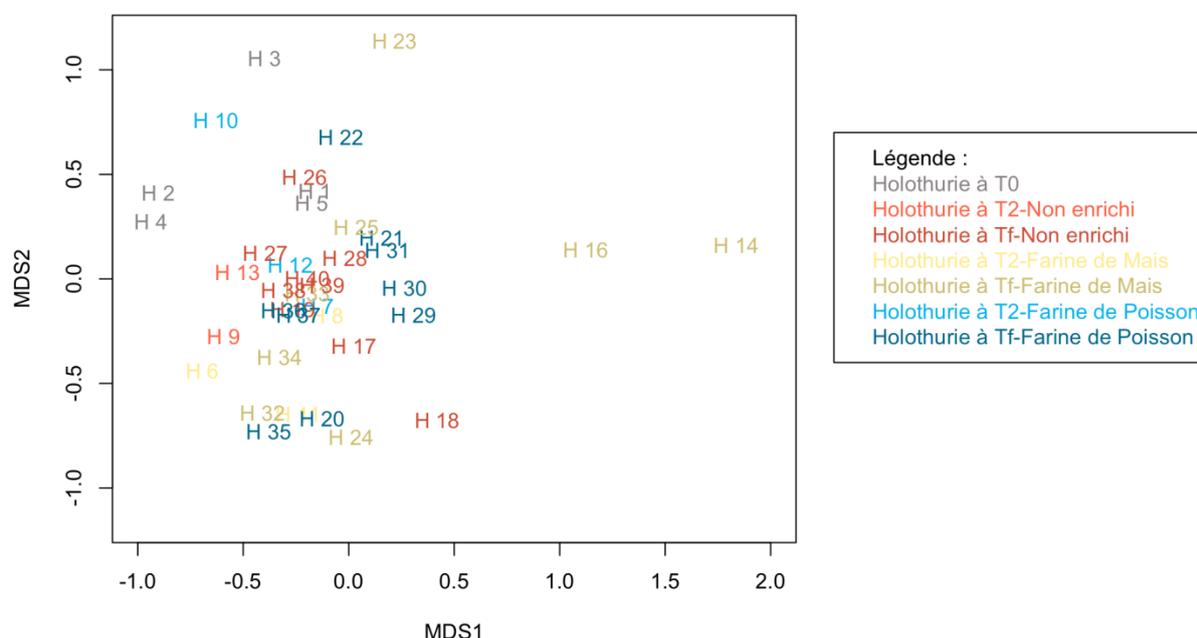


Figure 9 : Ordination multidimensionnelle de la composition en acides gras, de la fraction neutre des bandelettes musculaires des holothuries, en fonction du temps et des différents traitements. MDS réalisée avec une distance euclidienne, représentant les deux premiers axes. H=holothuries. Les holothuries prélevées au temps initial sont représentées en gris, celles représentant le traitement « non enrichi » par un dégradé du orange au rouge en fonction du temps de prélèvement, celles désignant le traitement « farine de maïs » par une variation de jaune, et celles du traitement « farines de poisson » par un dégradé de bleu.

b. Composition isotopique des bandelettes musculaires de *H. scabra*

L'évolution au cours du temps de la composition isotopique des holothuries montre un enrichissement progressif et significatif, bien que léger, en ^{13}C et en ^{15}N (KW test puis post-hoc ; p-value < 0,05) (Fig. 7). Il se fait depuis des valeurs initiales de -13,2‰ en $\delta^{13}\text{C}$ et de 6,3‰ en $\delta^{15}\text{N}$, vers des valeurs de -11‰ et de 7,6‰.

2.2.3.4. Effet de l'ajout des farines sur la composition en acides gras et en isotopes stables des holothuries

a. Composition en acides gras des bandelettes musculaires ayant subi un traitement supplémenté de farine

Lipides neutres

L'ajout de farines de maïs et de poisson induit des différences significatives dans la composition en AG de la fraction neutre des holothuries (PERMANOVA ; p-value < 0,05) (Tableau 5). L'effet du temps, et l'interaction temps-traitement n'est pas significative (p-value > 0,05). La composition en AG des holothuries révèle un fort recouvrement entre les différents traitements sur l'ordination multi-dimensionnelle (Fig. 9). En effet, il apparaît que certains mésocosmes présentent des compositions atypiques induisant une variabilité supérieure à celle observée entre les différents traitements (exemple du mésocosme 3 à Tfinal, noté H14, H15, et H16 sur la figure 9).

A la fin de l'expérience, il est à noter l'apparition du 23:1n-9, notamment dans le traitement ayant subi un ajout de farine de poisson (3,2%). Certains AG comme le 22:6n-3, qui sont fortement présent dans la farine de poisson (11,1%), le sont peu dans les holothuries qui ont subi ce traitement (1,8%). A l'inverse le 20:4n-6 est abondant dans les fractions neutres des holothuries, mais presque absent des sources de nourriture (sédiment, algues filamenteuses, et farines).

Lipides polaires

Dans la composition en AG de la fraction polaire des holothuries, l'ajout des farines induit des différences significatives en fonction des traitements et du temps (PERMANOVA ; p-

value < 0,05). L'interaction temps-traitement n'est pas significative (p-value > 0.05). Même si le temps affecte significativement la composition en AG des holothuries, des groupes se forment en fonction des traitements (Fig. 10).

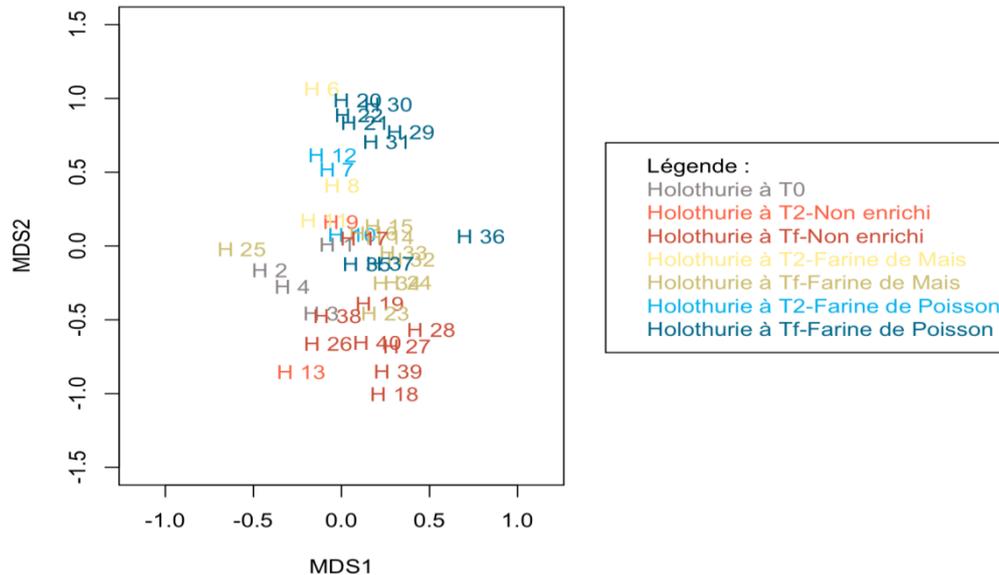


Figure 10: Ordination multidimensionnelle de la composition en acides gras, de la fraction polaire des bandelettes musculaires des holothuries en fonction du temps et des différents traitements. MDS réalisée avec une distance euclidienne, représentant les deux premiers axes. H=holothuries. Les holothuries prélevées au temps initial sont représentées en gris, celles représentant le traitement « non enrichi » par un dégradé du orange au rouge en fonction du temps de prélèvement, celles désignant le traitement « farine de maïs » par une variation de jaune, et celles du traitement « farines de poisson » par un dégradé de bleu.

b. Composition isotopique des bandelettes musculaires ayant subi un traitement supplémenté de farine

La composition isotopique des holothuries ayant subi un ajout de farine de maïs montre une évolution similaire à celle observée pour le traitement non enrichi, avec un léger enrichissement progressif en ^{13}C et en ^{15}N (Fig. 8). A la différence des deux premiers traitements, les holothuries ayant subi un ajout de farine de poisson montrent une forte évolution de leur $\delta^{15}\text{N}$ (KW test puis post-hoc ; p-value < 0,05) (Fig. 8), enrichissement de 3 à 4‰ à Tf par rapport aux autres traitements. En revanche, l'évolution temporelle du $\delta^{13}\text{C}$ n'est pas significative (KW test puis post-hoc ; p-value > 0,05).

2.2.3.5. *Evolution temporelle de la composition en acide gras et en isotopes stables du sédiment pour les différents traitements*

La composition en AG du sédiment (Tableau 3) montre un effet significatif du traitement (PERMANOVA, p -value < 0.05), mais le temps, et l'interaction entre traitement et temps n'est pas significative. L'ordination multi-dimensionnelle (Fig. 11) montre en effet des trajectoires divergentes entre les traitements « maïs » et « poisson », les bacs non enrichis présentant une composition intermédiaire, tout comme le bac témoin qui ne contenait aucune holothurie.

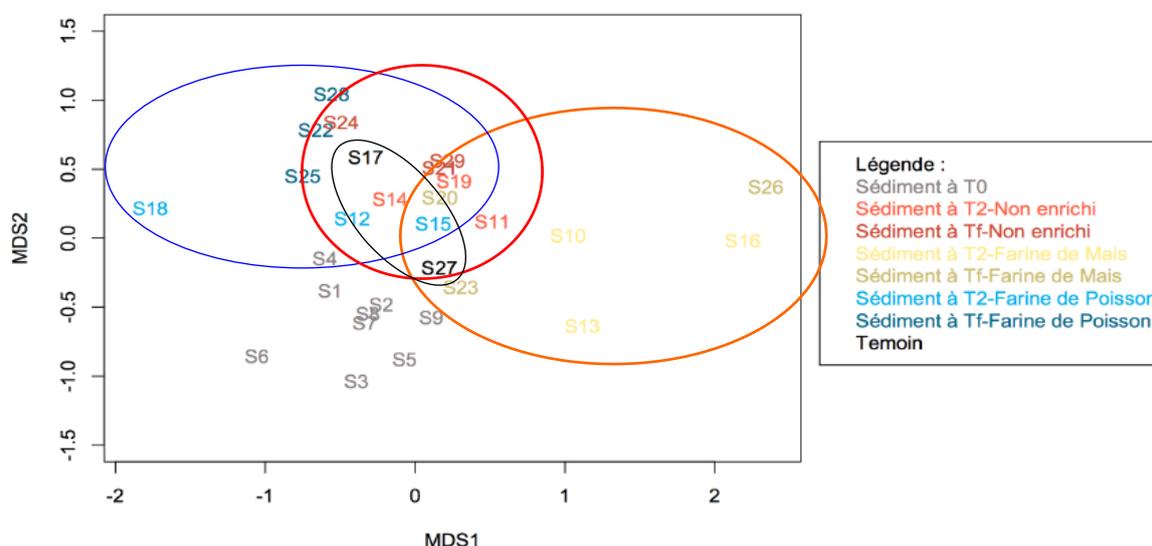


Fig. 11 : Ordination multidimensionnelle de la composition en acides gras du sédiment en fonction des différents traitements. MDS réalisée avec une distance euclidienne, représentant les deux premiers axes. S=sédiment. Le sédiment prélevé au temps initial est représenté en gris. Celui représentant le traitement « non enrichi » par un dégradé de l'orange au rouge en fonction du temps de prélèvement. Celui désignant le traitement « farine de maïs » par une variation de jaune, et celui du traitement « farines de poisson » par un dégradé de bleu.

Au cours du temps, la proportion des AG branchés (principalement iso15:0, ant15:0, et iso17:0) double pour les traitements « non enrichi » et « farine de poisson », mais n'augmente que de 1,5% dans le traitement « farine de maïs » (Tableau 3). Cette proportion voit sa valeur doubler dans le bac témoin entre T0 et T2, mais revient à des valeurs initiales à Tfinal (6,7%). Le 16:0 est l'acide gras saturé majoritaire, avec des valeurs comprises entre 14,8% et 22,6%.

Pour les MUFA, le 16:1n-7 a tendance à être moins présent au cours du temps. En effet, abondant à 11,6% au temps initial, sa valeur est en moyenne égale à environ 6,2%, tous traitements confondus, au temps final. Le 18:1n-7 a un comportement inverse, présent avec une valeur initiale de 3,9% il se retrouve par exemple, à 8,2% dans le sédiment qui a subi un ajout en farine de poisson. Certains AG sont plus importants dans un traitement particulier. Par exemple, le 17:1n-8 est plus abondant dans le traitement ayant reçu de la farine de maïs (9,6% à T2 et 7,1 à Tfinal).

Les compositions isotopiques montrent une évolution du sédiment plutôt similaire. Avec un $\delta^{13}\text{C}$ plutôt stable et un $\delta^{15}\text{N}$ qui augmente légèrement. Cependant, aucune différence significative entre les traitements par rapport au temps n'est observée (KW test puis post-hoc ; p-value > 0,05), (Fig. 8).

2.3. Discussion

2.3.1. *Quelles ont été les sources de nourriture de H. scabra dans le système :*

2.3.1.1. *Nutrition dans le système non nourri à haute densité*

a. La matière détritique et la boucle microbienne.

L'évolution des différents pools de MO montre que seule une faible fraction de la MO détritique semble avoir été consommée par les holothuries. En effet, si le pool de MO totale n'a pas été affecté (Fig. 4), la diminution des teneurs en carbone et en azote organiques des sédiments, à la fois dans le temps et par rapport au contrôle, suggère que les holothuries se seraient nourries d'un pool de MO labile. De la même manière, l'analyse des acides gras suggère clairement que la MO des sédiments représente une source de nourriture pour *H. scabra*, mais l'évolution du $\delta^{13}\text{C}$ des holothuries ne correspond pas à celle des sédiments totaux, ce qui indique que seule une fraction des sédiments est en fait assimilée par les holothuries (Fig. 7).

Ces résultats sont similaires à ceux de [Plotieau et al. \(2013a,b\)](#) et de [Kodama et al. \(2015\)](#) qui montrent que *H. scabra* a un faible impact sur le pool total de MO des sédiments, et assimilent préférentiellement de la matière labile. Plus largement, cette hypothèse est

soutenue par de nombreuses études montrant que le pool de matière organique réfractaire n'est assimilable par les holothuries qu'après un important recyclage bactérien (Yingst 1976; Lawrence 1982; Féral 1989; Roberts et al. 2000; Gao et al. 2008).

Pour d'autres espèces d'holothuries (*H. leucospilota* et *H. atra*), la matière vivante (bactéries et microphytobenthos) pouvait atteindre jusqu'à 54% de l'assimilation de carbone pendant la digestion (Taddei 2006). Ainsi la boucle microbienne benthique paraît jouer un rôle majeur dans la nutrition de ces animaux.

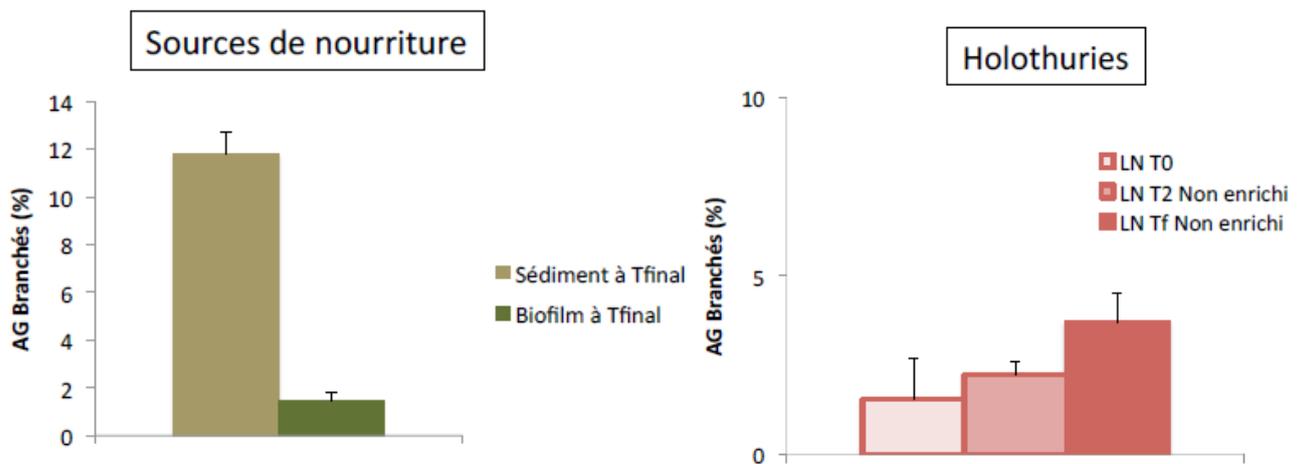


Figure 12 : Concentration en AG branchés des sources de nourriture potentielles b) évolution de la concentration en AG branchés de *H. scabra*

Lors de notre étude, les mesures de biomasse (Fig. 4) et de métabolisme (Fig. 6) ont montré que les sédiments issus de bassin étaient le lieu d'une forte activité microbienne, caractéristique des milieux eutrophes. La respiration et la production primaire étaient plus de deux fois supérieures aux valeurs communément mesurées dans le lagon de la Nouvelle-Calédonie (respectivement 1560 et 2750 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$) (Clavier et Garrigue 1999, Grenz et al. 2010, Hochard et al. 2012). Les sédiments étaient autotrophes c'est à dire que le microphytobenthos produisait plus de carbone organique que la communauté microbienne benthique n'en respirait, et donc qu'une partie était exportable vers le benthos.

Les AG branchés, marqueurs des bactéries (Rajendran et al. 1993), ont augmenté dans le temps au sein des holothuries indiquant qu'elles s'en sont nourries (Tableau 3, Fig. 12). Toutefois, l'importance quantitative des bactéries comme source de nourriture pour les

dépositivores est encore l'objet de débats (Pascal et al. 2008). La majorité des études rapporte que la contribution des bactéries dans le régime alimentaire de la macrofaune benthique est inférieure à 10% pour les milieux peu profonds (Van Oevelen et al. 2006). Ainsi, même si *H. scabra* apparaît capable de sélectionner efficacement les particules riches en bactéries et d'en digérer plus de la moitié (Plotieu et al. 2013), l'importance quantitative de ce pool de nourriture est à définir.

Néanmoins, l'ensemble des études souligne le rôle essentiel des bactéries quant à la bio-disponibilité des détritits (Lawrence 1982; Gao et al. 2008; Wing et al. 2008) et leur participation à la digestion de la MO via la production d'enzymes au sein de leur l'intestins (Hatmanti and Purwati, 2011). Ces dernières représenteraient un chaînon essentiel dans la nutrition de *H. scabra*.

Un plus grand consensus existe sur l'importance quantitative du micropytobenthos dans le régime alimentaire de la macrofaune benthique (Herman et al. 2000, Middelburg et al. 2000, Kang et al. 2003) dont les holothuries (Yingst 1976, Hammond 1983, Uthicke 1999, Battaglene et al. 1999, Plotieau et al. 2013, 2014).

L'étude d'Orozco et al. (2014), sur la nutrition de *H. scabra*, montre que certaines diatomées (*Navicula ramossissima* lyophilisée et réduite en poudre), ont un coefficient apparent de digestibilité (ADC) avec 55,1% pour la MO, 75,2% pour les protéines et 58,3% pour les carbohydrates assez élevé.

L'importance trophique du microphytobenthos ne se limite toutefois pas à sa biomasse mais aussi au fait que ce soit un producteur primaire. Dans notre étude, la quantité de carbone fixé par le microphytobenthos via la photosynthèse était de l'ordre de 1 à 2 g C.j⁻¹.m⁻² dont 0,5 g C.j⁻¹.m⁻² en excès par rapport à la respiration de la communauté microbienne et de la meiofaune benthique. Cet excédent de production pouvait donc être potentiellement assimilé par le benthos dont les holothuries.

Comme la colonne d'eau est restée très pauvre (Tableau. 2) et a constitué un apport de matière négligeable pour le sédiment, la production primaire benthique était vraisemblablement le principal intrant de matière organique labile au sein du système.

Les liens trophiques entre les holothuries et le carbone fixé via la photosynthèse du microphytobenthos restent à définir. En effet le microphytobenthos exsude une part

importante du carbone fixé par photosynthèse (jusqu'à 80%) sous forme d'exopolysaccharide (EPS) (Cook et al. 2009). Ces derniers représentent un important transfert de matière vers les bactéries et la chaîne trophique benthique (Bellinger et al. 2009). Certaines études émettent l'hypothèse que les enzymes carbohydrases présents chez les holothuries seraient particulièrement adaptés aux exopolymères produits dans le sédiment (Lawrence, 1982; Féral, 1989; Slater et al. 2009). Ainsi le microphytobenthos est susceptible de soutenir la nutrition de *H. scabra* directement via sa biomasse mais aussi indirectement à travers la production d'EPS et la boucle microbienne.

b. Les macroalgues et les herbiers

Dans notre expérience, une importante quantité d'algues et de phanérogames (*Halodule uninervis*) s'est développée dans les mésocosmes. Les analyses isotopiques ne permettent pas de conclure quant à l'assimilation de ces sources de nourritures. Néanmoins il est peu probable qu'elles aient constitué une source de nourriture directe.

Orozco et al. (2014) rapporte une capacité d'assimilation des macroalgues par les consommateurs bien moindre que celle des diatomées. Par exemple, *Gracilaria heteroclada* (lyophilisée et réduite en poudre) montre un coefficient apparent de digestibilité de sa MO assez faible (32,3%), aussi bien pour les protéines (34,4%) que pour les carbohydrates (31,6%). Ces résultats s'expliquent par la faible quantité ou même l'absence des enzymes nécessaires à la digestion des composés complexes contenus dans ces organismes, tels que la cellulase, l'alginate lyase et la laminarinase, chez *H. scabra* (Zarate et al. 2012).

Les tests réalisés sur la co-culture entre *H. scabra* et la macro-algue *Kappaphycus striatum* n'ont pas montré d'effet positif de la présence d'algues sur la croissance des holothuries (Beltran-Gutierrez et al. 2014). Battaglione et al. (1999) et Pitt et Duy (2004) arrivent au même constat avec de la poudre d'algues brunes et de sargasses.

Toutefois, les macroalgues et les phanérogames pourraient constituer une source de nourriture pour les holothuries après un important recyclage par les bactéries (Yingst, 1976 ; Lawrence, 1982; Gao et al., 2008; Wing et al., 2008). La durée de demi-vie des détritits d'herbiers étant de plusieurs semaines (Enriquez et al. 1993), il est peu probable qu'ils aient eu le temps de contribuer significativement à l'alimentation de *H. scabra* dans notre expérience.

c. Y a-t-il un épuisement des sources de nourriture ?

Comme nous l'avons vu précédemment, les holothuries se sont nourries d'une faible fraction de la MO, composée de matière détritique labile, de bactéries et de microphytobenthos. Les principaux processus soutenant ce pool de MO sont la production primaire du microphytobenthos et la remise en circulation de nutriments via la dégradation des composés semi labiles par les bactéries. Ce système est-il suffisamment productif pour maintenir une croissance élevée des animaux ?

Un élément de réponse réside dans l'analyse du statut trophique des sédiments (P/R) (Fig. 6). En effet, l'autotrophie marquée des sédiments indique que ces derniers fonctionnaient grâce à un recyclage interne de leur pool de nutriments (N et P) (Veuger et al., 2007; Cook et al., 2009, Hochard et al. 2010, 2012), l'export de ces éléments vers la colonne d'eau étant négligeable (Engelsen et al., 2008; Eyre et al. 2010, Hochard et al. 2010, 2012). Malgré de faibles apports externes, ce schéma de fonctionnement permet à la boucle microbienne benthique d'atteindre et de garder un fort métabolisme basé sur le couplage étroit entre organismes autotrophes et hétérotrophes (Cook et al. 2009, Bourgeois et al. 2010).

Nos résultats montrent que les holothuries renforcent ce mode de fonctionnement, ce qui est en accord avec le rôle de recycleur habituellement attribué aux holothuries. En effet le traitement avec les holothuries non nourries montre un statut trophique plus autotrophe que les sédiments du témoin. Ainsi, en consommant une fraction riche en MO et en excréant de fortes quantités d'ammonium, stimulant en retour la production primaire du microphytobenthos, les holothuries paraissent jouer un rôle important dans le recyclage de la matière et l'immobilisation des nutriments au sein des sédiments (Uthicke 2001a; b).

Néanmoins, bien que ces processus aient permis au métabolisme des sédiments de se maintenir à des valeurs élevées, plusieurs indicateurs montrent une baisse des sources de nourritures consommables par les holothuries en fin d'expérience.

Ainsi, on note une évolution du C/N de la MO des sédiments qui est passé de 10,4 à 12,8 (Fig. 5) et une diminution du pool d'ammonium en profondeur de 1140 à 475 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ (Fig. 4). Le traitement témoin a montré des évolutions extrêmement similaires avec un C/N de la MO de 13,6 et une concentration en ammonium en profondeur de 420 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ en fin d'expérience.

L'analyse de la composition du sédiment de surface incluant un biofilm microbien a montré une diminution de son contenu en carbone et en azote organique de 30% et en microphytobenthos de 40-50% (Fig. 5). Le traitement témoin quant à lui a montré une baisse beaucoup plus faible avec une diminution du pool de carbone organique de 15%, du pool en azote 5% et de 20% pour le microphytobenthos.

Ainsi il y a vraisemblablement deux processus différents qui mènent à la baisse de disponibilité des sources de nourriture de *H. scabra* :

- Un signal de fond, indépendant des holothuries, lié à une baisse de la labilité de la MO organique présente initialement dans le système et donc de son recyclage par les bactéries sous forme de MO labile et de nutriments.
- Un signal de surface expliqué par la consommation de la MO labile et microbienne par les holothuries

Ces résultats s'accordent avec ceux de [Uticke et al. \(2001a\)](#) qui montrent qu'avec de fortes biomasses d'holothuries, l'effet de stimulation de la boucle microbienne décrit plus haut laisse place à une inhibition due à une trop forte pression de broutage. [Plotieau et al. \(2013\)](#) ont eux aussi montré que l'élevage intensif de *H. scabra* en enclos pouvait mener à une forte diminution du compartiment bactérien et des microalgues.

Un autre aspect de la disponibilité de la nourriture pour *H. scabra* est l'évolution spécifique des micro-organismes présents dans le biofilm.

En effet, plusieurs variables indiquent que la composition du microphytobenthos a évolué avec le temps. L'analyse de la composition en acides gras du sédiment montre une modification des communautés microbiennes. Les acides gras spécifiques des diatomées (16:1n-7, 20:5n-3) ont ainsi vu leur proportion diminuer, alors que ceux indiquant la présence de bactéries (acides gras impairs et ramifiés) ont fortement augmenté (Tableau 3). La signature isotopique des sédiments de surface a montré une très forte diminution en $\delta^{15}\text{N}$ en fin d'expérience (Fig. 7). Cette dernière s'expliquerait par la mise en place du processus de fixation d'azote atmosphérique. En effet l'azote atmosphérique présente une signature en $\delta^{15}\text{N}$ de 0 ‰ ([Peterson and Fry, 1987](#), [Karlson et al., 2014](#)). L'ensemble de ces résultats suggère une augmentation de l'abondance relative des cyanobactéries dont une partie va fixer de l'azote atmosphérique au sein de la communauté microphytobenthique. Les cyanobactéries

(Uthicke 1999) sont considérées comme de moins bonnes sources de nourriture que les diatomées. Elles peuvent contenir des toxines et présentent de faibles contenus en acides gras essentiels (Nascimento et al. 2009, Karlson et al. 2011) et n'ont pas de stérol (Basen et al. 2012). De plus, pour *A. japonicus*, l'étude de Shi et al. (2013) montre que les taux de croissances sont deux fois plus élevés en nourrissant les animaux avec la diatomée *Cylindrotheca fusiformis* qu'avec la cyanobactérie *Spirulina platensis*. La spiruline est pourtant considérée comme une espèce à haute valeur nutritive et non toxique, mais les auteurs expliquent cette différence par le fait que la spiruline possède une paroi cellulaire composé de cellulose qui apparaît difficilement digestible pour les holothuries.

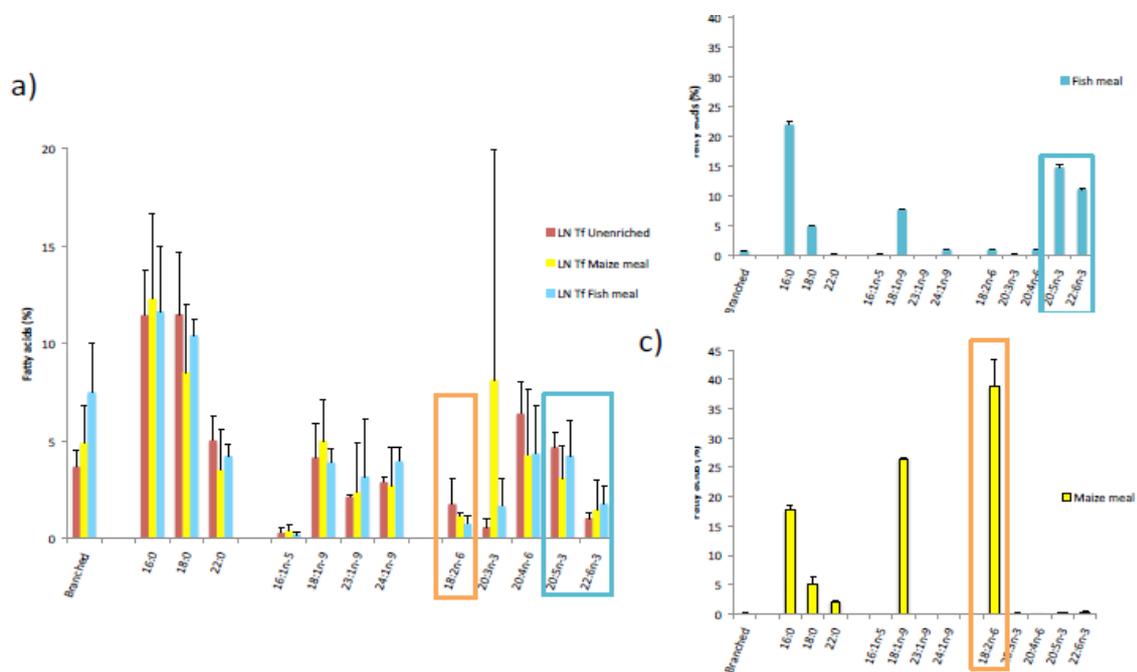


Figure 13: a) Composition de la fraction LN des acides gras en fin d'expérience a) des holothuries b) de la farine de poisson c) des déchets de maïs

Des changements de communautés microphytobenthique comparables ont été rapportés par Armitage et al. (2009) qui ont démontré que l'assemblage de diatomées est plus sensible à la pression de broutage que les cyanobactéries, amenant à terme à la dominance de ces dernières dans le cas d'importantes biomasses de brouteurs. Néanmoins, nos résultats ne nous permettent pas de conclure sur les facteurs menant à cette succession de communautés, qui peut aussi être due à l'évolution environnementale du système via l'appauvrissement en nutriments et le changement saisonnier.

Un dernier aspect de la disponibilité de la nourriture pour *H. scabra* est la notion de compétition interspécifique pour les ressources nutritives. En effet les holothuries se nourrissent sur un pool de nourriture bien plus petit qu'elles et s'étendant sur trois ordre de grandeurs (des bactéries $<1\mu\text{m}$ aux diatomées $>1\text{ mm}$). Ainsi ces dernières sont potentiellement en compétition directe pour ces ressources avec de nombreux organismes tel que les ciliés, la meiofaune et d'autres espèces de zoobenthos (Blanchard 1991, Montagna et al. 1995, Uthicke 2001). Nos observations visuelles et les forts taux de respirations benthique vont dans le sens d'une importante concentration de meiofaune et autres zoobenthos dans les sédiments. Si les holothuries occupent une niche écologique qui leur permet d'être compétitive par rapport à ces derniers dans le milieu naturel, il n'en va peut-être pas de même dans le cadre de leur élevage en bassin. En effet au contraire du milieu naturel un élevage en bassin est dépourvu de macro et megafaune dont la pression de prédation régule la biomasse de certains de ces organismes, fonction que les holothuries ne semblent pas réaliser (Hammond 1983, Mangion et al. 2004). Les conséquences de l'absence d'échelons supérieurs sur le fonctionnement de la chaîne trophique benthique et la disponibilité en nourriture pour les holothuries pourraient être aussi bien bénéfiques que néfastes et demeurent une question en suspens.

2.3.1.2. Nutrition dans les systèmes ayant reçus des aliments

a. Assimilation des apports allochtones

Les mesures d'acides gras et d'isotopes stables indiquent clairement que les déchets de maïs n'ont pas été assimilés directement par *H. scabra* (Fig. 7 et 13). En effet le principal marqueur en AG des déchets de maïs ne se retrouve pas en quantité plus importante dans les bandelettes musculaires de *H. scabra* dans le traitement maïs comparativement aux autres traitements (Fig. 11). De plus, l'évolution isotopique de ce traitement est semblable au traitement non nourri, aussi bien en $\delta^{13}\text{C}$ qu'en $\delta^{15}\text{N}$, ce qui suggère que les sources de nourriture étaient très proches entre ces deux traitements. Un raisonnement semblable à celui évoqué pour les macroalgues peut être proposé pour expliquer la faible digestibilité des déchets agricoles qui contiennent beaucoup de carbohydrates complexes comme la cellulose.

Les recherches de formulations d'un aliment bon marché pour l'élevage de *Apostichopus japonicus* et *Apostichopus mollis* (deux espèces de milieux tempérés) ont mené à de

nombreux tests sur des sources alternatives de carbohydrates dont le maïs. Ainsi, pour *A. mollis*, Slater et al. (2011) ont calculé un coefficient apparent de digestibilité (ADC) des carbohydrates de la farine de maïs de 31,6%. Chez *A. japonicus*, l'incorporation d'une part trop importante de déchets de maïs (Wu et al. 2015) ou de farine de maïs (Yu et al. 2015) dans la formulation de l'aliment menait à une baisse de son assimilation et de la croissance. Ces observations semblent s'étendre plus largement à d'autres sources de carbohydrates (Tapioca, blé, carraghénane) qui si elles sont utilisées de manière trop importante dans la formulation sont inappropriées comme source principale d'énergie. En conséquence de quoi, elles ne peuvent soutenir la croissance des animaux (Slater et al. 2011).

Les résultats pour les élevages nourris avec de la farine de poisson sont plus complexes à interpréter. Les données d'acides gras ne montrent pas une alimentation directe sur de la farine de poisson par les holothuries, ce qui semble être confirmé par les résultats du $\delta^{13}\text{C}$. Les variations sont semblables à celles observées dans le traitement non nourri. Néanmoins, ces deux traceurs ne concernent que la partie carbonée de cet aliment et l'ajout de farine de poisson a eu un fort impact sur le $\delta^{15}\text{N}$ des holothuries (Fig. 8). Ces dernières ont vu leur $\delta^{15}\text{N}$ augmenter fortement au cours du temps, ce qui concorde avec la nature très enrichie en ^{15}N de la farine de poisson et suggère donc l'assimilation d'une partie de la fraction azotée.

Ces résultats s'accordent avec ceux de Plotieau et al. (2014) qui montrent qu'un ajout d'alanine (un des acides aminés présent dans la farine de poisson) enrichi en azote ^{15}N induit une augmentation de la signature en $\delta^{15}\text{N}$ de *H. scabra*. Ces auteurs montrent ainsi une assimilation directe de cet ingrédient.

L'étude de Orozco et al. (2014) rapporte une bonne assimilation des protéines d'origine animale par *H. scabra*, avec un ADC des protéines respectivement autour de 88,7 % et de 84,8% pour de la poudre de crevettes et des moules. Les protéines de la farine de poisson ont selon toute vraisemblance un ADC équivalent. Ce dernier a été estimé à 75,3% chez *A. mollis*. Néanmoins, l'azote est efficacement recyclé au sein du système comme le démontre le fort enrichissement en $\delta^{15}\text{N}$ des herbiers et des algues filamenteuses (Fig. 8). Ainsi il est possible que l'assimilation de la fraction azotée se soit aussi réalisée de manière indirecte via la boucle microbienne. Nos résultats ne nous permettent pas de conclure sur la part d'assimilation directe et indirecte de ce composé.

Pour la fraction carbonée de l'aliment, [Orozco et al. \(2014\)](#) rapportent une assimilation des carbohydrates beaucoup plus variable de ces sources de nourritures. Ainsi si l'ADC des carbohydrates est de 58,5% pour la moule il n'est que de 28% pour la crevette.

Cet écart d'assimilation entre protéines et carbohydrates pourrait expliquer les différences dans la réponse des isotopes du carbone et de l'azote pour la farine de poisson. Ainsi nos résultats vont bien dans le sens que seules les protéines de la farine de poisson auraient été en partie assimilées.

Les acides gras viennent clairement appuyer la vision d'une absence d'assimilation directe des aliments. En effet les marqueurs des différentes sources de nourriture ne se retrouvent pas en plus grande abondance au sein des holothuries dans les traitements respectifs. A la différence des carbohydrates, les lipides sont connus pour être efficacement assimilés par les holothuries ([Seo & Lee 2011](#), [Zamora and Jeffs 2015](#)), et pour la farine de poisson, le 22:6n-3 est connu pour être un bon traceur trophique chez les échinodermes ([Cook et al. 2000](#)).

Ainsi en plus des problèmes de digestibilité évoqués, il semble qu'il y ait eu un problème de disponibilité des apports réalisés pour les holothuries, tout du moins sur la fraction lipidiques des aliments.

Au final, malgré la nature contrastée des aliments employés, ceux-ci ne semblent pas être une source directe de carbohydrates et/ou de lipides pour les holothuries. Ceci pourrait avoir de fortes conséquences quant à leur capacité à soutenir la croissance des animaux. En effet, les carbohydrates et les lipides sont les principaux éléments à être utilisé pour le métabolisme chez *H. scabra*, les protéines jouant un rôle secondaire ([Mukai et al., 1990](#) ; [Kodama et al., 2015](#)).

Ce résultat implique que malgré les apports d'aliments, *H. scabra* dépendrait en grande partie de la MO détritique et de la boucle microbienne comme sources d'énergie pour soutenir son métabolisme et sa croissance.

b. Impact des protocoles de nutrition sur la matière détritique et la boucle microbienne.

Si les sources de nourriture ne semblent pas avoir été efficacement assimilées par *H. scabra*, ces dernières ont néanmoins pu soutenir la nutrition des animaux de manière indirecte via leur incorporation dans la matière détritique et fortement labile du sédiment. En effet, Les apports

de déchets de maïs et de farine de poisson ont mené à des systèmes plus riches (Fig. 14) que le traitement non nourri. Ainsi, tous les indicateurs d'enrichissement du milieu (teneur en MO (Fig. 5), métabolisme (Fig. 6) et Chla (Fig. 4)) ont montré des valeurs plus élevées pour ces traitements que pour le système non nourri.

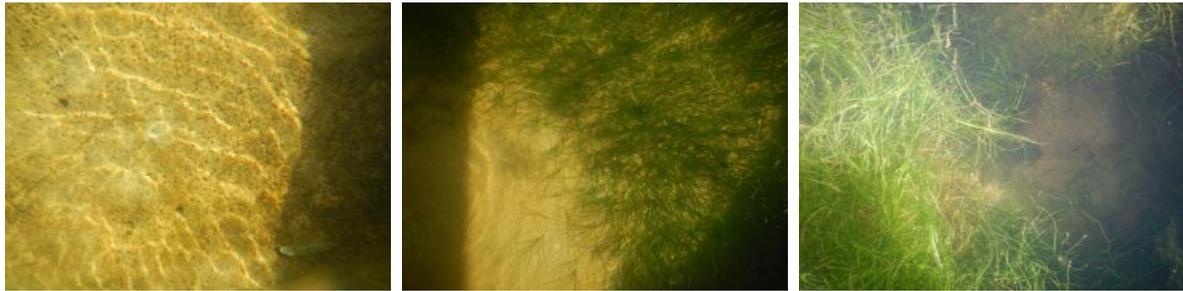
Les deux systèmes nourris ont aussi affiché un statut d'autotrophie marqué. La quantité de carbone fixé par photosynthèse a atteint des valeurs supérieures à 3 g, dont environ 1,5 g était en excès par rapport à la respiration de la communauté benthique. Il existe cependant de fortes différences dans l'impact de ces deux sources de nourriture sur le système. L'ajout de déchets de maïs semble efficace pour soutenir et même augmenter les pools de MO potentiellement assimilables par les holothuries. En effet, les sédiments de surface ont connu une augmentation respective de leurs pools de carbone et d'azote organiques de 36% et 47%. De manière similaire, la chla benthique a augmenté de 37% au cours de l'expérience passant de 147 à 202 mg.m⁻², ce qui montre bien que ces apports ont permis de soutenir la biomasse du microphytobenthos comparé au traitement non nourri. Le métabolisme des sédiments a augmenté de manière constante dans le temps sous l'effet combiné de ces apports et de l'augmentation de la température. Cette tendance a été plus marquée pour la respiration que pour la production primaire qui a atteint un plateau à partir de 144 jours d'élevage. De par leur nature réfractaire, il est fort probable que les déchets de maïs aient été incorporés dans la boucle microbienne via le compartiment hétérotrophe et que le processus de dégradation se soit réalisé progressivement au cours du temps, amenant ainsi à une certaine stabilité à ce système.

La forte labilité et la haute teneur en protéine de la farine de poisson ont eu un impact marqué sur l'environnement. Ces apports ont induit une augmentation du pool d'azote organique à la surface des sédiments beaucoup plus forte que pour le carbone (respectivement 75% et 35%). Le C/N de cette matière et l'accumulation d'ammonium dans les premiers centimètres de sédiments montrent qu'elle était fortement labile (Fig. 4 et 5). Après une phase de reminéralisation par les bactéries, la farine de poisson a eu un effet indirect marqué sur les producteurs primaires avec une augmentation de 160% des biomasses. Ainsi le système modifié via l'ajout de farine de poisson était clairement le plus riche en termes de MO labile et de biomasse de microphytobenthos.

Control



Non nourris



Déchets de maïs



Farine de poisson



T0

T2

T4

Figure 14 : Evolution des mésocosmes pour chaque traitement.

c. Conséquences pour les animaux

Si ces apports ont enrichi le milieu, cet enrichissement n'a pas systématiquement conduit à de meilleures performances de production, ce qui suggère des mécanismes limitant. Ces derniers

semblent être liés à différents facteurs mettant en cause la disponibilité, la qualité et la quantité de la nourriture transférée via la boucle microbienne, mais aussi des stress environnementaux (eutrophisation, anoxie), et la prolifération d'espèces néfastes.

En effet, si les apports en nourriture ont bien permis de stimuler le métabolisme microbien, les interactions entre holothuries, microbes et détritus ne peuvent pas être expliquées par un simple modèle prédateur-proie (Lopez et Levinton 1987). Ainsi, dans certain cas, une stimulation du métabolisme microbien peut au final diminuer la disponibilité des ressources en nourriture si les microbes et les holothuries sont en compétition pour la même source nutritive.

De plus si les bactéries sont essentielles pour le recyclage des nutriments dans le système, ces dernières sont souvent considérées comme un puit de carbone dans les chaînes trophiques (Van Oevelen et al. 2006). En effet, les bactéries ont une efficacité de croissance faible (6% à 32%) et très variable en fonction de leur source de nourriture (del Giorgio et Cole 1998). Ainsi la majorité du carbone organique qu'elles assimilent est respiré, et comme nous l'avons vu leur faible biomasse ne leur confère qu'un rôle modéré en tant que source de nourriture directe. Ainsi, en l'absence d'assimilation directe des aliments par les holothuries, la dégradation de ces derniers par les bactéries a sûrement mené à un bon transfert des composés azotés, mais à un transfert beaucoup moins efficace des composés carbonés. En se basant sur le taux d'ingestion des sédiments par les holothuries (Mercier et al. 1999, Uthicke 1999, Taddei 2006), il faudrait en moyenne 22 jours pour qu'une biomasse d'holothuries de 250-300 g.m⁻² puisse absorber les deux premiers millimètres de sédiment d'un bassin ou se déposent les aliments. Ceci laisse donc un temps substantiel aux bactéries pour la dégradation des aliments, et la respiration de sa fraction carbonée.

Comme nous l'avons vu, les holothuries sont potentiellement en compétition avec de nombreux autres organismes au sein des sédiments. La composition en acide gras des sédiments a été impactée par les différents aliments, suggérant que la communauté benthique s'est adaptée à ces différentes sources de nourriture. Ainsi, dans le cadre d'ajout d'aliment, l'avantage compétitif des holothuries face à d'autres espèces concurrentes ne paraît pas évident, et l'apport de nourriture pourrait au final profiter à d'autres espèces avec des taux de croissances rapides tel que diverses petites espèces composant la meiofaune (Blanchard 1991, Montagna et al. 1995), et au final réduire la disponibilité en nourriture pour les holothuries.

Ainsi, malgré les apports de nourriture, les holothuries dépendaient peut être des mêmes sources de carbone que dans le traitement non nourris, dont le carbone produit par photosynthèse. Néanmoins, l'étude de [Armitage et al. \(2009\)](#) montre que l'apport en nutriments et la pression de broutage conduisent à des effets différents sur la structuration de l'assemblage des microalgues benthiques. Ainsi, les apports de nutriments paraissent bénéficier principalement aux cyanobactéries, et les systèmes enrichis avec de fortes pressions de broutage sélectionnent d'autant plus ces dernières ([Armitage et Fong, 2004](#)). Ceci illustre bien que des apports en nutriments peuvent induire des effets négatifs le long de la chaîne trophique et réduire *in fine* la disponibilité en microalgues pour les brouteurs malgré une augmentation de leur biomasse totale ([Armitage et Fong, 2004](#)).

L'ensemble de ces phénomènes illustre la complexité du système benthique et montre bien les nombreuses difficultés liées à la culture d'un détritivore. Il apparaît clairement que cette aquaculture doit prendre en compte ces boucles de retro-action afin de définir des méthodes de gestion de bassin adéquates à l'obtention d'un milieu de culture performant.

Un dernier point est l'eutrophisation du milieu due à l'apport d'aliment. En effet, l'apport de farine de poisson a mené à de fortes teneurs en ammonium dans les sédiments de surface, dont les conséquences pour les holothuries ne sont à ce jour pas connues. De plus, l'augmentation des taux de respiration sédimentaire représente un risque accru d'anoxie des sédiments qui est un facteur de stress important pour ces animaux ([Pitt et al. 2004](#)). En conséquence, il serait souhaitable de réduire les apports lorsque la température augmente.

2.3.2. Potentiel de bioremédiation.

L'effet de bioremédiation attendu en mettant des holothuries dans les bassins est double :

- un effet quantitatif d'appauvrissement des sédiments en matière organique et en substances réduites.
- un effet qualitatif sur l'environnement d'élevage en cassant les cycles microbiens inféodés au système de monoculture via la modification de la communauté bactérienne

2.3.2.1. Aspect quantitatif de la bioremédiation.

Pour le système non nourri, le suivi environnemental a clairement montré que le signal de fond des sédiments évoluait vers une baisse de la labilité de la MO et une diminution des pools de substances réduites (Fig. 4 et 5). En ce sens, ce dernier correspond bien à une bioremédiation du système d'élevage. Néanmoins, la comparaison de ce traitement avec le témoin sans animaux démontre que le rôle quantitatif des holothuries dans cette amélioration est négligeable.

En effet, notre étude sur la nutrition de *H. scabra* montre clairement que les holothuries n'ont un effet direct que sur un petit pool de matière constitué de matière détritique labile et de microorganismes.

De plus, *H. scabra* ne s'alimentant pas quand elle est enfouie (Mercier et al. 1999), son activité de nutrition ne s'applique que sur la couche superficielle des sédiments, soit sur 0,2 à 2 cm d'épaisseur (Lopez and Levinton 1987, Mercier et al. 1999, Taddei 2006, Slater et al. 2011). Ainsi ces dernières n'ont au mieux qu'un impact très limité sur le pool global de sédiment.

Nos résultats peuvent paraître contradictoires par rapport aux nombreuses études mettant en avant un potentiel de bioremédiation des holothuries dans les systèmes aquacoles (Ahlgren 1998, Kang et al. 2003, Zhou et al. 2006, Stenton-Dozey 2007, Paltzat et al. 2008, Maxwell et al. 2009, Slater et al. 2009, Zheng et al., 2009, Slater & Carton 2007, 2009, 2010, MacTavish et al. 2012, Ren et al. 2012, Watanabe et al. 2012, Yokoyama 2013, Zamora & Jeffs 2011, 2012a,b, 2013, 2014, Kodama et al. 2015).

Les différences de configuration des systèmes de production expliquent pour partie cette contradiction apparente. L'ensemble de ces études représente des systèmes de co-culture dans lesquels la matière devant être bioremédiée est composée de restes d'aliment et/ ou de fèces se déposant directement à la surface des sédiments ou dans des cages suspendues. Dans ce cas nous sommes en présence d'un apport constant de matière organique labile qui se dépose dans la zone de nutrition préférentielle des holothuries, ce qui maximise leur rôle en tant que bioremédiateur du système.

Dans le cadre de la culture en alternance, cette vision ne peut pas s'appliquer. En effet si il peut y avoir une accumulation de MO labile au cours d'un élevage de crevette (Lemonnier 2007), la durée de demi-vie de cette matière organique labile est de l'ordre d'une dizaine de jours (Westrich et Berner 1984).

L'étude de [Steeby et al. \(2004\)](#) démontre que le carbone organique des sédiments, n'augmente pas avec l'âge du bassin d'aquaculture, illustrant une reminéralisation efficace des intrants dans le temps.

La matière organique labile ne peut donc pas être transférée au cycle de culture suivant avec les holothuries. Ainsi le pool de matière restant et devant être bio remédié est de la matière semi labile dont le temps de demi vie est beaucoup plus long (de l'ordre de 6 mois). Or, comme nous l'avons vu, cette matière ne peut être digérée directement par les holothuries, sans une médiation intermédiaire par les bactéries.

Ainsi, en culture en alternance, la bioremédiation des fonds de bassins est essentiellement réalisée par les microorganismes benthiques, les bactéries en étant les principaux acteurs, et les holothuries n'interviennent qu'en bout de chaîne en consommant la matière labile remise en circulation.

2.3.2.2. Aspect qualitatif de la bioremédiation.

Notre étude ne permet pas de rentrer dans le détail au niveau de l'évolution de la diversité microbienne du système d'élevage. Cependant, l'analyse de la composition en acides gras du sédiment montre des modifications au cours du temps, qui suggèrent que sa composition, en termes de communautés microbiennes notamment, a évolué au cours de l'expérience.

Néanmoins les holothuries semblent, là aussi, ne jouer qu'un rôle mineur dans cette tendance. En effet dans le traitement non nourri, l'évolution de la signature en acides gras des sédiments est identique avec celui du traitement témoin, ce qui suggère que cette tendance est plus liée à l'évolution globale du système qu'à une action directe de la part des holothuries. Par ailleurs, les divergences observées entre traitements HD poisson et HD maïs semblent davantage dues aux apports d'aliments qu'à un rôle des holothuries.

Néanmoins, comme nous l'avons vu, le taux d'ingestion des holothuries mène à un turnover des sédiments assez faible (il faut 22 jours pour qu'une biomasse d'holothuries de 250-300 g.m⁻² puisse absorber les deux premiers millimètres de sédiment d'un bassin).

Ainsi, au vu des vitesses de croissance des bactéries, le taux d'ingestion des sédiments semble beaucoup trop lent pour structurer la diversité bactérienne. L'étude de [Rafalowski et Plante \(2013\)](#) montre que les fèces d'holothuries retrouvent une abondance bactérienne équivalente au sédiment ambiant en seulement 1 à 6H. Cette recolonisation bactérienne s'effectue selon

l'ordre d'importance suivant : immigration des bactéries des sédiments adjacents, recrutement des bactéries de la colonne d'eau et croissance des bactéries ayant résisté à la digestion. Au final, la communauté bactérienne initiale n'est pas affectée.

Ce raisonnement est valable pour les *Vibrio* pour lesquels Plotieau et al. (2013, 2014) indiquent que ce genre est bien adapté pour résister au processus digestif de *H. scabra*. Il est donc peu probable que *H. scabra* ait eu un impact direct sur l'abondance relative des *vibrio* dans les bassins. Néanmoins, il n'existe aucune étude visant spécifiquement les *Vibrio* pathogènes sévissant dans les bassins d'élevage de Nouvelle-Calédonie.

Ainsi dans le cadre de la culture en alternance, *H. scabra* n'apparaît jouer qu'un rôle mineur dans la bioremédiation du système d'élevage. Il n'en reste pas moins que notre étude montre une amélioration du système en termes de diminution de la matière organique labile et du pool de substances réduites. Ainsi, même si les microorganismes en sont les principaux acteurs, ces évolutions correspondent bien aux objectifs de départ de la culture en alternance. Dans ce contexte, l'élevage d'holothuries peut s'apparenter à une jachère « productive » permettant de rentabiliser cette pratique.

2.3.2.3. Impact des apports en nourriture sur la bioremédiation.

Nos résultats montrent clairement qu'un apport en nutriments mène à une eutrophisation du milieu compromettant l'objectif de bioremédiation de la culture en alternance. En effet, le mode de fonctionnement des sédiments mène à l'incorporation de ces apports et à leur rétention.

Ainsi le traitement HDP a montré une accumulation de MO labile, et le maintien voir l'augmentation du pool d'ammonium en surface comme en profondeur (Fig. 4). La conservation d'un important pool de substances réduites au sein des sédiments pourrait représenter un facteur de risque pour l'élevage de crevettes suivant.

Néanmoins, cette eutrophisation du milieu a aussi mené à une baisse des performances zootechniques des holothuries, tandis que l'utilisation d'un aliment moins riche comme les déchets de maïs semble limiter la dégradation du milieu d'élevage tout en soutenant la croissance des holothuries.

Ainsi sous condition d'utiliser un aliment faiblement protéiné, il ne semble pas y avoir d'exclusion entre nourrir le bassin afin de soutenir la croissance et améliorer l'état trophique des fonds de bassins.

Nos résultats indiquent que cette pratique semble nécessaire dans le cadre d'élevage long ou avec des biomasses supérieures à 200 g.m⁻², afin d'éviter un épuisement des sources de nourritures. Un fort appauvrissement des fonds de bassins pourrait aussi avoir un effet contre-productif pour l'élevage de crevettes suivant. En effet, des sédiments trop pauvres pourraient s'avérer "stériles" et ne pas fournir la productivité naturelle adéquate à la nutrition des post-larves lors de leur ensemencement.

2.3.3. Performances de production

2.3.3.1. Survies

Avec des valeurs supérieures à 86%, les survies peuvent être considérées comme bonnes pour l'ensemble de nos traitements. Les traitements FD et MD ont eu des survies de 100%, et seuls les traitements HD ont montré des mortalités. Le type de mortalité a différé en fonction de l'apport ou non de nourriture dans le système.

Dans le traitement non nourri, des mortalités ont été observées en toute fin d'expérience. Ces mortalités ne s'expliquent pas par un stress d'origine environnemental, l'ensemble des paramètres du milieu étant satisfaisants. Il est possible que ces mortalités aient été dues à un épuisement des animaux lié à un manque de nourriture dans le milieu d'élevage. En effet, la composition en acides gras des holothuries de ce traitement montre une forte diminution du rapport PUFA/SFA en fin d'élevage suggérant un arrêt d'assimilation de la nourriture.

Cette diminution coïncide avec l'appauvrissement des sources de nourriture présentes dans le système. On note une baisse de la quantité et de la qualité de la MO présente dans les sédiments de surface, une diminution de la biomasse du microphytobenthos et une baisse de l'abondance relative des diatomées au profit des cyanobactéries.

Cette hypothèse est soutenue par l'étude de [Pitt et al. \(2004\)](#) qui ont observé de fortes mortalités en l'absence d'apport de nourriture. Dans leur expérience, la mortalité a été observée en l'espace de six semaines. Les sédiments utilisés étaient du sable de plage très

pauvre en MO, ce qui pourrait expliquer la différence de temps avant l'apparition des mortalités entre nos études.

Les essais en bassins montre que le système est capable de soutenir une importante biomasse pendant un an.

Les traitements avec apports de nourriture ont montré des mortalités au cours de l'élevage suite à une crise d'anoxie dans le système. Cette dernière a eu lieu aussi bien pour les traitements HDM que HDP et est liée à une augmentation des apports de nourriture au-delà de $2 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$, combinée à des conditions climatiques défavorables (anoxie, cyanobactéries...). Parallèlement, nous avons observé l'apparition de vastes zones réduites à la surface des sédiments qui s'est accompagnée d'un stress visible des animaux (tentative de « fuite ») et de mortalité. Par la suite, la diminution du nourrissage a permis de retrouver un environnement plus favorable très rapidement. [Pitt et al. \(2004\)](#) ont eux aussi rencontré d'importantes mortalités liées à une dégradation du milieu d'élevage lorsque la ration en aliment (riche en protéine) dépassait $1,3 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. Dans notre étude, un seuil de $2 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ apparaît comme être la limite maximale d'alimentation. Au-delà, les risques d'anoxies sont susceptibles de mener à un environnement d'élevage non viable. Néanmoins, il est probable que ce seuil dépende pour une part du type d'aliment, de son mode d'admission et surtout de la saison.

Un dernier type de mortalité semble avoir eu lieu dans deux des bacs ayant reçu de l'aliment (un pour chaque protocole de nutrition). En effet, ces mésocosmes ont montré des proliférations de petites crevettes qui ont clairement eu un effet de stress pour les animaux, menant à de plus faible croissance et survie (30% de biomasse final en moins). Les expériences de co-culture entre crevette et holothuries ont clairement montré que ces deux espèces étaient incompatibles, et que même de petites crevettes de 3g pouvaient engendrer des mortalités chez les holothuries ([Bell et al. 2007](#), [Mills et al. 2012](#)).

Plus largement, ceci illustre un des problèmes majeur de l'aquaculture de *H. scabra* qui, n'étant pas une espèce prédatrice ([Mangion et al. 2004](#)), ne structure pas son milieu d'élevage comme une crevette. Ainsi, les nombreux organismes entrant avec les eaux de pompage sont susceptibles de trouver un milieu permettant leur prolifération. Dans le cas de larves de crustacés, ceci peut avoir un effet destructeur avec notamment le développement de prédateur des holothuries tel que le crabe *Thalamita crenata*.

Il paraît nécessaire de prendre en compte cette facette de l'élevage de *H. scabra* qui ne semble pas pouvoir se satisfaire des mesures de bio sécurité actuellement en place dans la filière crevette.

2.3.3.2. Croissances

Les performances de croissance des animaux ont été significativement impactées par les deux facteurs testés : la densité et le type d'alimentation (Fig. 2, Tableau 1).

Néanmoins l'ensemble des traitements a montré un ralentissement de la croissance en fin d'expérience. Cette diminution intervient alors même que la température, qui est considérée comme l'un des principaux facteurs affectant la croissance, a évolué vers des valeurs de plus en plus favorables pour la culture de cette espèce (Lavitara et al., 2010). Comme nous le verrons par la suite, cet infléchissement est vraisemblablement dû à l'atteinte d'une capacité de charge maximale (Battaglione et al., 1999 ; Pitt et al., 2004 ; Lavitara et al. 2010). Ainsi, seuls les premiers trois mois de l'expérience permettent de discuter de l'impact de la nutrition et de la densité sur les taux de croissance.

Lors de cette première phase, les croissances observées (0,16 à 0,40 g.j⁻¹) sont dans la moyenne de ce qui est communément rapporté pour des élevages expérimentaux en mésocosmes (0,11 à 0,70 g.j⁻¹), à des poids et densités comparables (Battaglione et al. 1999, Pitt et Duy 2004, Lavitara et al. 2010, Robinson et al. 2015).

Néanmoins, dans les bassins d'élevage, les croissances peuvent être significativement plus élevées (1 to 3 g.j⁻¹) (James 1999, Pitt et Duy 2004, Purcell et Kirby 2006). Cette différence est peut être due à un effet de confinement lié aux mésocosmes et les valeurs de croissance de notre étude ne sont pas forcément représentative des capacités de croissance pouvant être atteintes dans les systèmes de production.

a. Effets des protocoles de nutrition

Pour les traitements HD, les différents apports d'aliments ont eu des effets contrastés. L'ajout de déchets de maïs a permis de fortement augmenter les performances de croissance par rapport au traitement non nourri (+75%). Ainsi, bien que cet aliment soit peu labile et n'ait pas été assimilé directement par les holothuries, l'enrichissement de la matière détritique et de

la boucle microbienne qui en découle semble bien avoir conduit à une meilleure disponibilité de la nourriture pour les animaux.

L'ajout de farine de poisson a donné lieu aux plus mauvaises performances de croissance. Parallèlement, nos résultats montrent que les protéines ont été assimilées par les holothuries et que le milieu d'élevage était le plus riche en matière détritique labile et en microorganismes. Néanmoins, il semble que ce soit justement un enrichissement excessif du milieu qui ait donné lieu aux mauvaises performances de croissance. En effet pour les traitements à moyenne densité, l'ajout de farine de poisson en quantité moindre a mené à une stimulation de la croissance par rapport au traitement non nourri (Fig. 2). Ainsi, il semble que les apports réalisés à haute densité aient été trop importants et aient menés à des effets négatifs, réduisant *in fine* la qualité des sources de nourriture disponible pour les holothuries (Armitage and Fong 2004) et/ou conduisant à des conditions de stress pour les animaux. Ce résultat démontre la nécessité de contrôler le niveau d'eutrophisation du milieu d'élevage. Dans le cadre de notre étude, les quantités d'azote menant à une dégradation du milieu d'élevage étaient de $0,3 \text{ gN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. Les quantités d'azote pouvant mener à un milieu plus adapté à ces élevages restent à définir mais semblent inférieures à $0,1 \text{ gN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$.

En conclusion, les deux aliments utilisés dans cette étude ont la capacité d'augmenter la croissance des animaux de manière indirecte s'ils sont ajoutés dans des quantités adéquates.

Nos résultats sur la nature indirecte de la stimulation de la croissance par les aliments sont en accord avec ceux obtenus par Watanabe et al. (2012) et Robinson et al. (2013). Malgré l'utilisation d'aliments artificiels performants (poudre d'aliment pour *Paeneus monodon* et granulé de sevrage pour abalone respectivement), ces auteurs n'ont pas réussi à induire une croissance positive de *H. scabra* dans des bacs sans substrat. Ces mêmes aliments ont induit de la croissance lorsque du sable était ajouté dans le bac. Ainsi, ces auteurs concluent que l'ajout d'aliment a sûrement mené au développement d'une communauté microbienne au sein du substrat permettant de dégrader l'aliment ajouté et au final à favoriser le microphytobenthos.

Ainsi, en l'état des connaissances, le développement de protocoles de nutrition pour *H. scabra* ne semble pas pouvoir suivre un abaque basé sur les biomasses et une assimilation directe de

l'aliment. Il s'agit donc de mettre en place des protocoles adéquats au développement de MO détritrique et microbienne dans l'environnement favorable à la croissance des animaux. Ce point est appuyé par la faible mobilité des animaux qui rend illusoire une assimilation efficace d'un aliment spécifiquement formulé avant que ce dernier ne soit dégradé par la boucle microbienne et/ou consommé par d'autres espèces concurrentes.

b. Effet de la densité

Nos résultats montrent une relation négative entre croissance et densité, aussi bien pour les traitements non nourris que pour les traitements nourris avec de la farine de poisson (Fig. 2, Tableau 2). La nature densité-dépendante de la croissance de *H. scabra* a été largement documentée (Battaglione et al. 1999, Lavitra et al. 2010). Ce phénomène se retrouve sur l'ensemble des espèces d'holothuries et est considéré comme un des principaux challenges pour le développement de systèmes de production performants (Purcell et al. 2012, Zamora et Jeffs 2013).

La dépendance entre croissance et densité implique une relation intraspécifique qui peut être liée à une compétition pour la nourriture et l'espace, et/ou à un effet de hiérarchisation entre individus menant à l'inhibition de la croissance d'une partie de la cohorte (Dong et al. 2010). Même si nos résultats n'apportent pas de preuve directe, le fait que *H. scabra* s'alimente sur un petit pool de MO labile permet d'envisager que l'augmentation de la biomasse totale soit dépendante du taux de renouvellement de cette matière.

Ainsi, le taux de croissance individuel des animaux baisserait avec la densité d'élevage *via* un effet de compétition pour l'exploitation de cette MO disponible. Plus précisément cette compétition est susceptible de s'appliquer par rapport au taux de renouvellement de l'élément limitant la croissance, qui reste à ce jour à déterminer. Cette hypothèse est appuyée par le fait que le traitement HDM a atteint un taux de croissance comparable au traitement MD malgré une densité deux fois supérieure. Ce résultat s'expliquerait par une meilleure disponibilité en nourriture (en terme de qualité et donc d'élément limitant) permettant de compenser l'effet de la densité (Andersen et al. 2007). Ce mécanisme a été démontré pour *A. japonicus* en réalisant une expérience croisant nutrition et densité (Qin et al. 2009), mais aussi pour *H. scabra* (Raison C.M. données non publiées).

L'établissement d'une relation hiérarchique entre holothuries basée sur la taille, et menant à l'inhibition de la croissance d'une partie de la cohorte, n'apparaît pas comme une évidence. Néanmoins cette hypothèse est fortement soutenue par de récentes études sur l'holothurie *A. japonicus*. (Dong et al. 2010, Pei et al. 2012, 2014, Qiu et al. 2014). En effet l'étude de Pei et al. (2012) démontre que l'augmentation des densités représente un stress en lui-même pour les holothuries, même en l'absence de la détérioration de la qualité du milieu ou de compétition pour la nourriture.

Ce phénomène trouve son origine dans la très forte variation de croissance entre individus au sein d'une même cohorte. En effet le coefficient de variation (CV) de la croissance des holothuries est souvent supérieur à 50%, ce qui est très élevé et mène à une forte dispersion de la taille des animaux (Pei et al. 2012, Qiu et al. 2014). Ces différences de croissance ont principalement une origine génétique, qui se traduit par une différence de l'efficacité de conversion de la nourriture (Qiu et al. 2014). La forte différence de taille entre individus qui en résulte, mène à l'établissement d'une relation « winner-looser » au sein de la cohorte qui s'accroît avec les densités.

Ainsi l'étude de Pei et al. (2012) montre que l'augmentation des densités engendre des niveaux de stress plus importants pour les plus petits animaux et mène à une inhibition de leur croissance.

Ce stress est clairement induit par la présence d'individus de plus grande taille (Dong et al. 2010), pour lesquels les indicateurs de stress sont affectés dans une moindre mesure par la densité (Pei et al. 2012).

L'étude de Pei et al. (2014) montre qu'une séparation physique entre les animaux de petites tailles et de grandes tailles au sein de la même structure d'élevage permet de significativement réduire ce phénomène. Ainsi les relations grands - petits entre les animaux semblent principalement se réaliser à travers les contacts physiques, mais des médiateurs chimiques ne sont pas exclus (Pei et al. 2014).

La conséquence de ce phénomène est une forte augmentation du coefficient de variation de la croissance individuelle des animaux, qui conduit au final à une diminution de la croissance moyenne de la cohorte. La densité accrue augmente l'effet de ce phénomène (Pei et al. 2012).

Dans notre étude, la différence de répartition des classes de tailles entre les traitements HD et MD+ FD correspond bien au phénomène décrit ci-dessus. Nos résultats montrent clairement que les gros animaux ont eu une croissance assez proche quelle que soit la densité initiale alors que les plus petits ont subi une nette inhibition de leur croissance. On montre un

coefficient de variation des poids finaux deux fois plus élevés (50%) pour les traitements HD par rapport aux MD + FD (26%).

Augmenter la densité d'élevage a donc de fortes répercussions en termes de production, et mène à une baisse de la croissance moyenne de la population et à l'établissement d'une cohorte « défavorisée » et au final à une augmentation des temps de culture (Qiu et al. 2014). Si la répartition des animaux en classes de tailles homogènes apparaît comme la meilleure réponse par rapport à ce phénomène (Qiu et al. 2014), la pêche sélective des plus gros animaux est aussi évoquée comme une gestion permettant de relancer la croissance du reste de la cohorte (Robinson et pascal 2012).

2.3.3.3. Capacité de charge

Un point commun à de nombreuses études réalisées sur le grossissement de *H. scabra* semble être la présence d'une valeur de biomasse critique (VBC) entraînant l'arrêt de la croissance des animaux quelles que soient les conditions de culture (Battaglione et al., 1999 ; Pitt et al., 2004 ; Lavitara et al. 2010).

En effet à la fin de notre expérience, l'ensemble des traitements (nutrition et densité) ont atteint une biomasse similaire de l'ordre de 210 g.m⁻² (tableau 1). Cette VBC serait la cause de l'infléchissement de la croissance dans les différents traitements. Ainsi, l'arrêt de croissance précoce pour le traitement maïs pourrait être expliqué par le fait que ce dernier ait atteint cette valeur seuil en premier de par ses meilleures performances de croissances avec une haute densité d'animaux (Fig. 2). Seul le traitement à faible densité n'a pas connu cette limitation, peut-être du fait de la durée de l'expérience possiblement insuffisante pour mettre en évidence un tel phénomène.

Les VCB rapportées dans d'autres études sur *H. scabra* sont très semblables à celles atteintes lors de notre expérience : 220-225 g.m⁻² pour une étude conduite aux Salomons (Battaglione, 1999), 250-350 g.m⁻² au Vietnam (Pitt & Duy, 2004), et 225 g.m⁻² en Nouvelle Calédonie (Purcell, 2005).

Comme la VBC semble être un phénomène indépendant des facteurs testés, et des performances de croissances qui en découlent, elle représente à l'heure actuelle la principale limite dans l'amélioration des performances de production pour l'élevage de *H. scabra*.

La nécessité d'obtenir des individus d'un poids moyen de 500g pour atteindre un prix de vente attractif, associée à une VBC de l'ordre de 200-300g.m², représente une limitation à prendre en compte pour le développement de l'aquaculture d'holothuries.

Le développement de stratégies d'élevages adaptées à ces deux contraintes est donc indispensable. La stratégie la plus simple est de revoir à la baisse les densités à l'ensemencement, et une densité initiale de 0,5 - 0,75 animal par m² permettrait d'atteindre cet objectif.

Comprendre les facteurs affectant la valeur de cette VBC apparaît donc comme le principal levier pour augmenter la rentabilité de l'aquaculture de *H. scabra* dans le futur. Cet objectif semble réalisable au vu d'études récentes montrant des VBC bien plus élevées que celles précédemment reportées. Ainsi, pour *H. scabra*, l'étude de [Robinson et al. \(2015\)](#) reporte des biomasses de 600 g.m⁻² sans arrêt de croissance et ces auteurs semblent maintenant être capables d'atteindre des VBC proche de 1000 g.m⁻² (Robinson, communication personnelle). Des résultats comparables ont été obtenus par [Watanabe et al. \(2014\)](#) avec des VBC de 950 g.m⁻². Ces études confirment ainsi les fortes VBC obtenues en enclos (770 g.m⁻²) par [Lavitara et al. \(2010\)](#).

La valeur de la VBC que nous avons obtenue ne semble pas pouvoir s'expliquer par des relations intraspécifiques, car cette dernière est indépendante de la densité d'élevage. En effet l'étude de Lavitara et al. (2010) montre que la croissance s'arrête pour une même biomasse quelle que soit la densité en individu appliquée. De plus, [Robinson et al. \(2015\)](#) ont montré qu'il est possible d'obtenir des VBC différentes pour des densités semblables, éliminant de ce fait un contrôle exclusif de cette dernière par des relations intraspécifiques.

Ainsi, des facteurs externes, vraisemblablement d'ordre nutritionnel, semblent être responsables de l'établissement de cette VBC. La notion de capacité de charge du système est donc plus adaptée pour décrire ce phénomène.

Dans le cadre de cette hypothèse, il est important de bien différencier performance de croissance et capacité de charge du système, car notre étude et celle de [Tsiresy et al. \(2011\)](#) montrent bien que ces deux caractéristiques peuvent être indépendantes l'une de l'autre pour les holothuries.

En effet, d'un point de vue nutritif, les performances de croissance sont contrôlées par la capacité des sources de nourriture à fournir les différents éléments nécessaires à la croissance somatique dans des proportions adéquates (N, P, acides aminés et acides gras non synthétisables...). La croissance est donc limitée par le taux d'acquisition de l'élément le plus limitant. Ainsi, la croissance n'est donc pas uniquement contrôlée par la quantité de nourriture disponible, mais aussi par sa qualité (Andersen et al. 2007, Iwabuchi and Urabe 2012, Behl and Stibor 2015).

La notion de capacité de charge est quant à elle basée sur la quantité d'aliment disponible (Iwabuchi and Urabe 2012). A l'échelle d'une population, la capacité de charge est la taille maximale de la population d'un organisme qu'un milieu donné peut supporter. A l'échelle d'un individu, la capacité de charge est définie par la concentration en nourriture à partir de laquelle l'énergie apportée par la nourriture est égale à l'énergie dépensée pour acquérir cette nourriture (Lampert 1977, Lampert and Schober 1980). Le métabolisme étant principalement lié à la respiration, ce dernier est surtout régulé par la disponibilité en carbone (Anderson and Hessen 2005). Ainsi, quand la croissance somatique diminue, le besoin en nutriments et macromolécules essentielles diminue aussi, et la capacité de charge du système est au final régulée par la quantité de nourriture disponible plutôt que par sa qualité (Andersen et al. 2007).

L'absence d'effet des protocoles de nutrition appliqués dans notre expérimentation sur la capacité de charge du système montre donc qu'ils n'ont pas été capables d'augmenter quantitativement les sources de nourritures ni de manière directe, ni de manière indirecte. L'absence d'effet direct est en accord avec le fait que la fraction carbonée des aliments n'a pas été assimilée par les holothuries. L'absence d'effet indirect démontre quant à lui les forts effets de feed-back liés à l'enrichissement des sédiments, et les difficultés de transfert trophique qui en découlent.

L'épuisement quantitatif d'une source de nourriture initialement présente dans les sédiments, ne paraît pas pouvoir expliquer la capacité de charge du système. En effet, la capacité de charge du système ne doit pas être interprétée comme un épuisement pur et simple des sources de nourritures, car d'autres études montrent qu'une diminution de la biomasse permet de relancer la croissance des animaux (Slater et al. 2009, Battaglene et al. 1999, Robinson et

Pascal 2011). Ceci implique que les sources de nourriture sont régénérées, ce qui concorde avec nos résultats sur la nutrition qui montre un rôle clé de la boucle microbienne dans la mise à disponibilité de MO détritiques labiles et la production de biomasse assimilable.

L'étude de Robinson et al. (2015) illustre parfaitement l'importance de ces processus pour expliquer la capacité de charge du milieu. Dans les mêmes conditions expérimentales (protocole de nutrition, densité, substrat...), le simple changement des conditions d'oxygénation du sédiment a permis de fortement modifier la capacité de charge. Dans les sédiments maintenus en régime oxygéné, un arrêt de croissance a été observé à partir de 450 g.m⁻² alors que dans des conditions de redox stratifié (oxygéné - anoxique), les biomasses ont atteint 630 g.m⁻². Les auteurs concluent que la différence de capacité de charge du système était vraisemblablement liée à une différence dans les voies de reminéralisation de la MO dont les micro-organismes sont les principaux acteurs, ce qui a mené à une plus grande quantité de nourriture disponible dans le traitement oxic-anoxique.

Un bon éleveur d'holothuries sera donc avant tout un très bon cultivateur de microorganismes. Ainsi, il nous paraît primordial de travailler plus avant sur des protocoles d'amendement du milieu plutôt que sur des protocoles de nutrition en tant que tels.

L'importance de la boucle microbienne dans la nutrition des holothuries soulève plusieurs questions.

Le système semble évoluer vers une baisse de ses capacités de production dont résulte *in fine* l'établissement d'une capacité de charge maximum. La capacité de production d'un bassin évoluerait donc avec le temps d'élevage. Certaines variables environnementales comme la température pourraient influencer sur la capacité de la boucle microbienne à rendre la MO disponible, impactant de ce fait les croissances et la capacité de charge du milieu de manière saisonnière. Le lien entre cette dynamique et les différents pools de MO (en termes de quantités et de qualité) présents initialement dans le sédiment est à définir. Ceci pourrait avoir des conséquences dans le choix des bassins pour ce type de culture.

Nos résultats montrent clairement qu'il est souhaitable de nourrir les holothuries afin d'augmenter les performances de production. Néanmoins, vu la capacité réduite des animaux à capter rapidement les aliments ajoutés au sein du milieu, la formulation d'un aliment artificiel doit prendre en compte l'effet de la dégradation bactérienne et les difficultés de

transfert de la fraction carbonée au sein de la chaîne trophique qui en découle. Il semble donc qu'un aliment adapté soit basé sur des composés carbonés semi labiles afin que les holothuries puissent bénéficier de leurs produits de dégradation. Il est néanmoins nécessaire de mieux tracer le devenir des apports au sein de la chaîne trophique benthique, afin de comprendre les facteurs régissant leurs disponibilités pour les holothuries.

Au vu de l'importance des processus microbiens dans la production des sources de nourriture pour *H. scabra*, il est important de noter que lors de notre expérience la colonne d'eau est restée improductive. Cette dernière représente une deuxième boucle microbienne susceptible de générer des sources de nourriture assimilables via les flux de sédimentation. En effet notre étude en enclos côtier a montré que les flux de sédimentation étaient une source de nourriture essentielle pour les holothuries dans le milieu naturel. Enrichir la colonne d'eau pourrait permettre de soutenir les croissances en fin d'élevage quand la nourriture produite au sein des sédiments devient limitante.

Il est aussi important de noter que pour d'autres espèces d'holothuries, les fèces des animaux produits en co-culture sont une source de nourriture performante ayant permis d'augmenter les capacités de charge du système (Zhou et al. 2006, Slater et al. 2009). Ainsi la co-culture directe ou en cascade de *H. scabra* avec d'autres espèces semble une perspective attractive pouvant potentiellement répondre à certaines des limitations de production mises en avant dans cette étude. Elle permettrait, en outre, d'exploiter au mieux la capacité de bioremédiation des holothuries.

2.4. Bibliographie

Ahlgren, M. O. (1998). Consumption and assimilation of salmon net pen fouling debris by the red sea cucumber *Parastichopus californicus*: implications for polyculture. *Journal of the World Aquaculture Society*, 29(2), 133-139.

Anderson, T. R., & Hessen, D. O. (2005). Threshold elemental ratios for carbon versus phosphorus limitation in *Daphnia*. *Freshwater Biology*, 50(12), 2063-2075.

Andersen, T., Færøvig, P. J., & Hessen, D. O. (2007). Growth rate versus biomass accumulation: different roles of food quality and quantity for consumers. *Limnology and Oceanography*, 52(5), 2128-2134.

Armitage, A. R., & Fong, P. (2004). Upward cascading effects of nutrients: shifts in a benthic microalgal community and a negative herbivore response. *Oecologia*, 139(4), 560-567.

Armitage, A. R., Gonzalez, V. L., & Fong, P. (2009). Decoupling of nutrient and grazer impacts on a benthic estuarine diatom assemblage. *Estuarine, coastal and shelf science*, 84(3), 375-382.

Battaglene, S. C., Seymour, J. E., & Ramofafia, C. (1999). Survival and growth of cultured juvenile sea cucumbers, *Holothuria scabra*. *Aquaculture*, 178(3), 293-322.

Basen, T., Rothhaupt, K. O., & Martin-Creuzburg, D. (2012). Absence of sterols constrains food quality of cyanobacteria for an invasive freshwater bivalve. *Oecologia*, 170(1), 57-64.

Behl, S., & Stibor, H. (2015). Prey diversity and prey identity affect herbivore performance on different time scales in a long-term aquatic food- web experiment. *Oikos*, 124(9), 1192-1202.

Bell J.D., Agudo N.N., Purcell S.W., Blazer P., Simutoga M., Pham D. and Della Patrona, L. (2007). Grow-out of sandfish *Holothuria scabra* in ponds shows that co-culture with shrimp *Litopenaeus stylirostris* is not viable. *Aquaculture*, 273, 509–519.

Bellinger, B. J., Underwood, G. J., Ziegler, S. E., & Gretz, M. R. (2009). Significance of diatom-derived polymers in carbon flow dynamics within estuarine biofilms determined through isotopic enrichment. *Aquatic Microbial Ecology*, 55(2), 169.

Beltran-Gutierrez, M., Ferse, S. C., Kunzmann, A., Stead, S. M., Msuya, F. E., Hoffmeister, T. S., & Slater, M. J. (2014). Co-culture of sea cucumber *Holothuria scabra* and red seaweed *Kappaphycus striatum*. *Aquaculture Research*.

- Blanchard, G. F. (1991). Measurement of meiofauna grazing rates on microphytobenthos: is primary production a limiting factor?. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 147(1), 37-46.
- Bourgeois, S., Hochard, S., & Pringault, O. (2010). Subtidal microphytobenthos: effects of inorganic and organic compound supplies on migration, production, and respiration in a tropical coastal environment. *Aquatic Microbial Ecology*, 61(1), 13-29.
- Clavier, J., & Garrigue, C. (1999). Annual sediment primary production and respiration in a large coral reef lagoon (SW New Caledonia). *Marine Ecology Progress Series*, 191, 79-89.
- Cook, E. J., Bell, M. V., Black, K. D., & Kelly, M. S. (2000). Fatty acid compositions of gonadal material and diets of the sea urchin, *Psammechinus miliaris*: trophic and nutritional implications. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 255(2), 261-274.
- Cook, P.L.M., Van Oevelen, D., Soetaert, K. and Middelburg, J.J., (2009). Carbon and nitrogen cycling on intertidal midflats of a temperate Australian estuary. IV. Inverse model analysis and synthesis. *Marine Ecology Progress Series*, 394, 35-48.
- Del Giorgio, P. A., & Cole, J. J. (1998). Bacterial growth efficiency in natural aquatic systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 503-541.
- Dong, S., Liang, M., Gao, Q., Wang, F., Dong, Y., & Tian, X. (2010). Intra-specific effects of sea cucumber (*Apostichopus japonicus*) with reference to stocking density and body size. *Aquaculture Research*, 41(8), 1170-1178.
- Engelsen, A., Hulth, S., Pihl, L., & Sundbäck, K. (2008). Benthic trophic status and nutrient fluxes in shallow-water sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78(4), 783-795.
- Enriquez, S., Duarte, C. M., & Sand-Jensen, K. (1993). Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C: N: P content. *Oecologia*, 94(4), 457-471.

Eyre, B. D., Ferguson, A. J., Webb, A., Maher, D., & Oakes, J. M. (2011). Denitrification, N-fixation and nitrogen and phosphorus fluxes in different benthic habitats and their contribution to the nitrogen and phosphorus budgets of a shallow oligotrophic sub-tropical coastal system (southern Moreton Bay, Australia). *Biogeochemistry*, *102*(1-3), 111-133.

Féral, J. P. (1989). Activity of the principal digestive enzymes in the detritivorous apodous holothuroid *Leptosynapta galliennei* and two other shallow-water holothuroids. *Marine Biology*, *101*(3), 367-379.

Gao, F., Yang, H., Xu, Q., Wang, F., Liu, G., & German, D. P. (2008). Phenotypic plasticity of gut structure and function during periods of inactivity in *Apostichopus japonicus*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology*, *150*(3), 255-262.

Grenz, C., Denis, L., Pringault, O., & Fichez, R. (2010). Spatial and seasonal variability of sediment oxygen consumption and nutrient fluxes at the sediment water interface in a sub-tropical lagoon (New Caledonia). *Marine pollution bulletin*, *61*(7), 399-412.

Hammond, L. S. (1983). Nutrition of deposit-feeding holothuroids and echinoids (Echinodermata) from a shallow reef lagoon, Discovery Bay, Jamaica. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* *10*: 297-305

Hatmanti, A., & Purwati, P. (2011). BACTERIA ASSOCIATED HOLOTHURIANS: THE KEY OF HABITAT PREFERENCE, DIET, AND FUNCTION. *Jurnal Ilmu dan Teknologi Kelautan Tropis*, *3*(1).

Herman, P. M., Middelburg, J. J., Widdows, J., Lucas, C. M., & Heip, C. H. (2000). Stable isotopes' as trophic tracers: combining field sampling and manipulative labelling of food resources for macrobenthos. *Marine Ecology Progress Series*, *204*.

Hochard, S., Pinazo, P., Rochelle-Newall, E. and Pringault, O. (2012). Benthic pelagic coupling in a shallow oligotrophic ecosystem: Importance of microphytobenthos and physical forcing, *Ecological Modelling*, *247*, 307-318.

Hochard, S., Pringault, O., Pinazo, P., Bourgeois, S. and Rochelle-Newall, E. (2013). Impact des apports anthropiques sur le fonctionnement biogéochimique et le rôle des sédiments du lagon de Nouvelle- Calédonie. Rapport Zonéco, 46p

Iwabuchi, T., & Urabe, J. (2012). Food quality and food threshold: implications of food stoichiometry to competitive ability of herbivore plankton. *Ecosphere*, 3(6), 1-17.

James, D. B. (1999). Hatchery and culture technology for the sea cucumber *Holothuria scabra* Jaeger, in India. *Naga, the ICLARM Quarterly*, 22(4), 12-16.

Kang, K. H., Kwon, J. Y., & Kim, Y. M. (2003). A beneficial coculture: charm abalone *Haliotis discus hannai* and sea cucumber *Stichopus japonicus*. *Aquaculture*, 216(1), 87-93.

Karlson, A. M., Gorokhova, E., & Elmgren, R. (2014). Nitrogen fixed by cyanobacteria is utilized by deposit-feeders. *PloS one*, 9(8), e104460.

KODAMA, M., SUMBING, J. G., LEBATA-RAMOS, M. J. H., & WATANABE, S. (2015). Metabolic rate characteristics and sediment cleaning potential of the tropical sea cucumber *Holothuria scabra*. *Japan Agricultural Research Quarterly: JARQ*, 49(1), 79-84.

Lavitra, T., Rasolofonirina, R., & Eeckhaut, I. (2010). The effect of sediment quality and stocking density on survival and growth of the sea cucumber *Holothuria scabra* reared in nursery ponds and sea pens. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science*, 9(2), 153-164.

Lawrence, J. M. (1982). *Echinoderms*. CRC Press.

Lemonnier, H. (2007). *Effet des conditions environnementales sur le développement des pathologies à Vibrio dans les élevages de crevettes en Nouvelle-Calédonie* (Doctoral dissertation, Université de La Rochelle).

Lopez, G. R., & Levinton, J. S. (1987). Ecology of deposit-feeding animals in marine sediments. *Quarterly Review of Biology*, 235-260.

MacTavish, T., Stenton-Dozey, J., Vopel, K., & Savage, C. (2012). Deposit-feeding sea cucumbers enhance mineralization and nutrient cycling in organically enriched coastal sediments. *PLOS one*, 7(11), e50031.

Mangion, P., Taddei, D., Frouin, P., & Conand, C. (2004, December). Feeding rate and impact of sediment reworking by two deposit feeders *Holothuria leucospilota* and *Holothuria atra* on a fringing reef (Reunion Island, Indian Ocean). In *Echinoderms: Munchen: Proceedings of the 11th International Echinoderm Conference, 6-10 October 2003, Munich, Germany* (p. 311). CRC Press.

Maxwell, K. H., Gardner, J., & Heath, P. L. (2009). The effect of diet on the energy budget of the brown sea cucumber, *Stichopus mollis* (Hutton). *Journal of the World Aquaculture Society*, 40(2), 157-170.

Mercier, A., Battaglione, S. C., & Hamel, J. F. (1999). Daily burrowing cycle and feeding activity of juvenile sea cucumbers *Holothuria scabra* in response to environmental factors. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 239(1), 125-156.

Middelburg, J. J., Barranguet, C., Boschker, H. T., Herman, P. M., Moens, T., & Heip, C. H. (2000). The fate of intertidal microphytobenthos carbon: An in situ ¹³C- labeling study. *Limnology and oceanography*, 45(6), 1224-1234.

Mills, D. J., Duy, N. D., Juinio-Meñez, M. A., Raison, C. M., & Zarate, J. M. (2012). Overview of sea cucumber aquaculture and sea-ranching research in the South-East Asian region. *Asia-Pacific Tropical Sea Cucumber Aquaculture. ACIAR Proceedings*, 136, 22-31.

Montagna, P. A., Blanchard, G. F., & Dinét, A. (1995). Effect of production and biomass of intertidal microphytobenthos on meiofaunal grazing rates. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 185(2), 149-165.

Mukai, H., Koike, I., Nishihira, M., & Nojima, S. (1990). Oxygen consumption and ammonium excretion of mega-sized benthic invertebrates in a tropical seagrass bed. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 134(2), 101-115.

- Nascimento, F. J., Karlson, A. M., Näslund, J., & Gorokhova, E. (2009). Settling cyanobacterial blooms do not improve growth conditions for soft bottom meiofauna. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 368(2), 138-146.
- Orozco, Z. G. A., Sumbing, J. G., Lebata-Ramos, M., Hazel, J., & Watanabe, S. (2014). Apparent digestibility coefficient of nutrients from shrimp, mussel, diatom and seaweed by juvenile *Holothuria scabra* Jaeger. *Aquaculture Research*, 45(7), 1153-1163.
- Paltzat, D. L., Pearce, C. M., Barnes, P. A., & McKinley, R. S. (2008). Growth and production of California sea cucumbers (*Parastichopus californicus* Stimpson) co-cultured with suspended Pacific oysters (*Crassostrea gigas* Thunberg). *Aquaculture*, 275(1), 124-137.
- Pascal, P. Y., Dupuy, C., Richard, P., Haubois, A. G., & Niquil, N. (2008). Influence of environment factors on bacterial ingestion rate of the deposit-feeder *Hydrobia ulvae* and comparison with meiofauna. *Journal of Sea Research*, 60(3), 151-156.
- Pei, S., Dong, S., Wang, F., Tian, X., & Gao, Q. (2012). Effects of density on variation in individual growth and differentiation in endocrine response of Japanese sea cucumber (*Apostichopus japonicus* Selenka). *Aquaculture*, 356, 398-403.
- Pei, S., Dong, S., Wang, F., Gao, Q., & Tian, X. (2014). Effects of stocking density and body physical contact on growth of sea cucumber, *Apostichopus japonicus*. *Aquaculture Research*, 45(4), 629-636.
- Peterson, B. J., & Fry, B. (1987). Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual review of ecology and systematics*, 293-320.
- Pitt, R., Duy, N. D. Q., Duy, T. V., & Long, H. T. C. (2004). Sandfish (*Holothuria scabra*) with shrimp (*Penaeus monodon*) co-culture tank trials. *SPC beche-de-mer Information Bulletin*, 20, 12-22.
- Pitt R. & Duy N.D.Q. (2004) Breeding and rearing of the sea cucumber *Holothuria scabra* in Viet Nam. In: *Advances in Sea Cucumber Aquaculture and Management: FAO Fisheries*

Technical Paper 463 (ed. by A. Lovatelli, C. Conand, S. Purcell, S. Uthicke, J.-F. Hamel & A. Mercier), pp. 333-346. FAO, Rome, Italy.

Plotieau, T., Baele, J. M., Vaucher, R., Hasler, C. A., Koudad, D., & Eeckhaut, I. (2013). Analysis of the impact of *Holothuria scabra* intensive farming on sediment. *Cahiers de biologie marine*, 54, 703-711.

Plotieau, T., Lavitra, T., Gillan, D. C., & Eeckhaut, I. (2013). Bacterial diversity of the sediments transiting through the gut of *Holothuria scabra* (Holothuroidea; Echinodermata). *Marine biology*, 160(12), 3087-3101.

Plotieau, T., Lepoint, G., Lavitra, T., & Eeckhaut, I. (2014). Isotopic tracing of sediment components assimilated by epibiotic juveniles of *Holothuria scabra* (Holothuroidea). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94(07), 1485-1490.

Plotieau, T., Lepoint, G., Baele, J. M., Tsiresy, G., Rasolofonirina, R., Lavitra, T., & Eeckhaut, I. Mineral and organic features of the sediment in the farming sea pens of *Holothuria scabra* (Holothuroidea, Echinodermata).

Purcell, S. W. (2005). Criteria for release strategies and evaluating the restocking of sea cucumbers. *FAO Fisheries Technical Paper*, 181-192.

Purcell, S. W., & Kirby, D. S. (2006). Restocking the sea cucumber *Holothuria scabra*: Sizing no-take zones through individual-based movement modelling. *Fisheries Research*, 80(1), 53-61.

Purcell, S. W., Hair, C. A., & Mills, D. J. (2012). Sea cucumber culture, farming and sea ranching in the tropics: progress, problems and opportunities. *Aquaculture*, 368, 68-81.

Qin, C., Dong, S., Tan, F., Tian, X., Wang, F., Dong, Y., & Gao, Q. (2009). Optimization of stocking density for the sea cucumber, *Apostichopus japonicus* Selenka, under feed-supplement and non-feed-supplement regimes in pond culture. *Journal of Ocean University of China*, 8(3), 296-302.

Qiu, T., Zhang, L., Zhang, T., Bai, Y., & Yang, H. (2014). Effect of culture methods on individual variation in the growth of sea cucumber *Apostichopus japonicus* within a cohort and family. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, *32*, 737-742.

Rafalowski, S., & Plante, C. (2013). Non-equilibrium processes structuring benthic bacterial communities following deposit feeding by a sea cucumber. *Mar Ecol Prog Ser*, *478*, 115-126.

Rajendran, N., Suwa, Y., & Urushigawa, Y. (1993). Distribution of phospholipid ester-linked fatty acid biomarkers for bacteria in the sediment of Ise Bay, Japan. *Marine Chemistry*, *42*(1), 39-56.

Ren, Y., Dong, S., Qin, C., Wang, F., Tian, X., & Gao, Q. (2012). Ecological effects of co-culturing sea cucumber *Apostichopus japonicus* (Selenka) with scallop *Chlamys farreri* in earthen ponds. *Chinese journal of Oceanology and Limnology*, *30*, 71-79.

Roberts D, Gebruk A, Levin V et al (2000) Digestive strategies in deposit-feeding holothurians. In: Gibson RN, Barnes M (eds) *Oceanography and marine biology an annual review*. Taylor & Francis, London, pp 257–310

Robinson, G., Pascal, B. (2012). Sea cucumber farming experiences in south-west Madagascar. In: Hair, C.A., Pickering, T.D., Mills, D.J. (Eds.), *Asia–Pacific Tropical Sea Cucumber Aquaculture*. ACIAR Proceedings, 136. Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra, pp. 142–155.

Robinson, G., Slater, M. J., Jones, C. L., & Stead, S. M. (2013). Role of sand as substrate and dietary component for juvenile sea cucumber *Holothuria scabra*. *Aquaculture*, *392*, 23-25.

Robinson, G., Caldwell, G. S., Jones, C. L., Slater, M. J., & Stead, S. M. (2015). Redox stratification drives enhanced growth in a deposit-feeding invertebrate: implications for aquaculture bioremediation.

Seo, J. Y., & Lee, S. M. (2011). Optimum dietary protein and lipid levels for growth of juvenile sea cucumber *Apostichopus japonicus*. *Aquaculture Nutrition*, *17*(2), e56-e61.

Shi, C., Dong, S., Wang, F., Gao, Q., & Tian, X. (2013). Effects of four fresh microalgae in diet on growth and energy budget of juvenile sea cucumber *Apostichopus japonicus* (Selenka). *Aquaculture*, 416, 296-301.

Slater, M. J., Jeffs, A. G., & Carton, A. G. (2009). The use of the waste from green-lipped mussels as a food source for juvenile sea cucumber, *Australostichopus mollis*. *Aquaculture*, 292(3), 219-224.

Slater, M. J., Jeffs, A. G., & Sewell, M. A. (2011). Organically selective movement and deposit feeding in juvenile sea cucumber, *Australostichopus mollis* determined in situ and in the laboratory. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 409(1), 315-323.

Slater, M. J., & Carton, A. G. (2007). Survivorship and growth of the sea cucumber *Australostichopus* (*Stichopus*) *mollis* (Hutton 1872) in polyculture trials with green-lipped mussel farms. *Aquaculture*, 272(1), 389-398.

Slater, M. J., & Carton, A. G. (2009). Effect of sea cucumber (*Australostichopus mollis*) grazing on coastal sediments impacted by mussel farm deposition. *Marine Pollution Bulletin*, 58(8), 1123-1129.

Steeby J. A., Hargreaves J. A., Craig S., Tucker C. S., Kingsbury S. (2004) Accumulation, organic carbon and dry matter concentration of sediment in commercial channel catfish ponds *Aquacultural Engineering* 30, 115–126

Stenton-Dozey, J. (2007). Finding hidden treasures in aquaculture waste. *Water and Atmosphere*, 15, 10-11.

Taddei, D. (2006). Transfert de matière et d'énergie dans les sédiments s'un complexe récifal anthropisé (île de la Réunion, océan indien). Thèse de l'Université de la Réunion.

Tsiresy, G., Pascal, B., & Plotieau, T. (2011). An assessment of *Holothuria scabra* growth in marine micro-farms in southwestern Madagascar. *SPC Beche-de-mer Information Bulletin*, 31, 17-22.

Uthicke, S. (1999). Sediment bioturbation and impact of feeding activity of *Holothuria* (*Halodeima*) *atra* and *Stichopus chloronotus*, two sediment feeding holothurians, at Lizard Island, Great Barrier Reef. *Bulletin of Marine Science*, 64(1), 129-141.

Uthicke, S. (2001). Nutrient regeneration by abundant coral reef holothurians. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 265(2), 153-170.

Uthicke, S. (2001). Interactions between sediment-feeders and microalgae on coral reefs: grazing losses versus production enhancement. *Marine Ecology Progress Series*, 210, 125-138.

Van Oevelen, D., Moodley, L., Soetaert, K., & Middelburg, J. J. (2006). The trophic significance of bacterial carbon in a marine intertidal sediment: Results of an in situ stable isotope labeling study. *Limnology and Oceanography*, 51(5), 2349-2359.

Veuger, B., Eyre, B. D., Maher, D., & Middelburg, J. J. (2007). Nitrogen incorporation and retention by bacteria, algae, and fauna in a subtropical, intertidal sediment: An in situ ^{15}N -labeling study. *Limnology and Oceanography*, 52(5), 1930.

Watanabe, S., Kodama, M., Zarate, J. M., Lebata-Ramos, M. J., & Nievaes, M. F. (2012). Ability of sandfish (*Holothuria scabra*) to utilise organic matter in black tiger shrimp ponds. *Asia-Pacific Tropical Sea Cucumber Aquaculture, ACIAR Proceedings*, 136, 113-120.

Watanabe, S., Sumbing, J. G., & Lebata-Ramos, M. J. H. (2014). Growth pattern of the tropical sea cucumber, *Holothuria scabra*, under captivity. *Japan Agricultural Research Quarterly: JARQ*, 48(4), 457-464.

Westrich, J. T., & Berner, R. A. (1984). The role of sedimentary organic matter in bacterial sulfate reduction: The G model tested. *Limnology and oceanography*, 29(2), 236-249.

Wing, S. R., McLeod, R. J., Clark, K. L., & Frew, R. D. (2008). Plasticity in the diet of two echinoderm species across an ecotone: microbial recycling of forest litter and bottom-up forcing of population structure. *Marine Ecology-Progress Series*, 360, 115.

Yingst, J. Y. (1976). The utilization of organic matter in shallow marine sediments by an epibenthic deposit-feeding holothurian. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 23(1), 55-69.

Yokoyama, H. (2013). Growth and food source of the sea cucumber *Apostichopus japonicus* cultured below fish cages—potential for integrated multi-trophic aquaculture. *Aquaculture*, 372, 28-38.

Yu, H. B., Gao, Q. F., Dong, S. L., & Wen, B. (2015). Changes in fatty acid profiles of sea cucumber *Apostichopus japonicus* (Selenka) induced by terrestrial plants in diets. *Aquaculture*, 442, 119-124.

Zamora, L. N., & Jeffs, A. G. (2011). Feeding, selection, digestion and absorption of the organic matter from mussel waste by juveniles of the deposit-feeding sea cucumber, *Australostichopus mollis*. *Aquaculture*, 317(1), 223-228.

Zamora, L. N., & Jeffs, A. G. (2012). The ability of the deposit-feeding sea cucumber *Australostichopus mollis* to use natural variation in the biodeposits beneath mussel farms. *Aquaculture*, 326, 116-122.

Zamora, L. N., & Jeffs, A. G. (2013). A review of the research on the Australasian sea cucumber, *Australostichopus mollis* (Echinodermata: Holothuroidea) (Hutton 1872), with emphasis on aquaculture. *Journal of Shellfish Research*, 32(3), 613-627.

Zamora, L. N., Dollimore, J., & Jeffs, A. G. (2014). Feasibility of co-culture of the Australasian sea cucumber (*Australostichopus mollis*) with the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) in northern New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 48(3), 394-404.

Zamora, L. N., & Jeffs, A. G. (2015). Evaluation of transportation methods of juveniles of the Australasian sea cucumber, *Australostichopus mollis*. *Aquaculture Research*, 46(10), 2431-2442.

Zarate, J., Niwa, K., & Watanabe, S. (2012). The relationship between nutritional stress and digestive enzyme activities in sea cucumber *Holothuria scabra*.

Zheng, Z., Dong, S., Tian, X., Wang, F., Gao, Q., & Bai, P. (2009). Sediment-water Fluxes of Nutrients and Dissolved Organic Carbon in Extensive Sea Cucumber Culture Ponds. *CLEAN–Soil, Air, Water*, 37(3), 218-224.

Zhou, Y., Yang, H., Liu, S., Yuan, X., Mao, Y., Liu, Y., & Zhang, F. (2006). Feeding and growth on bivalve biodeposits by the deposit feeder *Stichopus japonicus* Selenka (Echinodermata: Holothuroidea) co-cultured in lantern nets. *Aquaculture*, 256(1), 510-520.

3. Comparaison de l'élevage en alternance avec les pratiques habituelles de crevetticulture

3.1. Présentation de l'expérience

Cette expérience fait suite à l'expérimentation précédente sur l'élevage d'holothuries. Elle a pour but de comparer l'élevage en alternance avec les pratiques habituelles d'assec de la crevetticulture (Fig. 1).

Pour ce faire, des sédiments issus du même bassin d'élevage (bassin G2 de la station de Saint Vincent), mais ayant soit connus un élevage d'holothuries, soit des assecs de différentes durées, seront inter-comparés lors d'un élevage de crevette dans les mêmes conditions expérimentales.

Dans le cadre de l'élevage en alternance, deux traitements ont été retenus :

- Le traitement ayant mené aux meilleures performances de bioremédiation, c'est à dire, l'élevage d'holothuries non nourries : « remédiés » (R)
- Le traitement ayant mené aux meilleures performances de production, c'est à dire, l'élevage d'holothuries ayant été nourries avec des déchets de maïs : « remédiés + maïs » (RM).

La comparaison de ces deux traitements a pour but de définir s'il existe un compromis entre performances de bioremédiation et de production dans le cadre des performances de l'élevage de crevettes suivant.

Ces traitements ont été comparés à plusieurs autres sédiments représentant les pratiques d'assec utilisés en crevetticulture entre deux élevages :

- Un assec court de deux mois : « Assec Classique » (AC)
- Un assec long, ou les sédiments ont été stockés pendant un an à l'air libre puis sous une bache : « Assec Long » (AL)
- Enfin un dernier traitement avec des sédiments issus d'un tanne a été mis en place. Ces derniers sont les seuls à ne pas être issus du même bassin d'élevage et représentent des sédiments témoin n'ayant jamais subi d'élevage de crevette : « Tanne » (T)

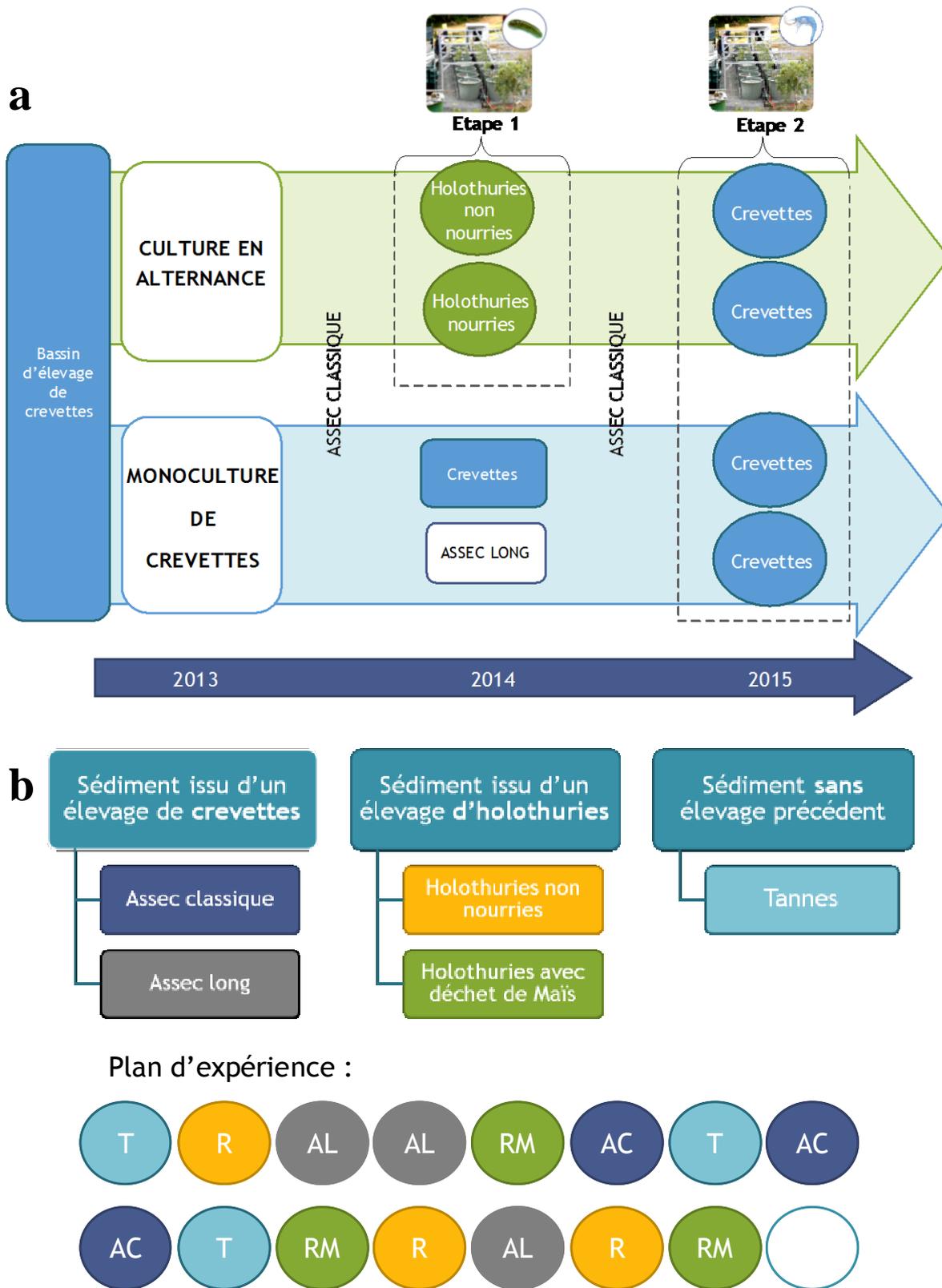


Figure 1 : a) Comparaison entre la culture et la monoculture, b) Plan d'expérience.

Les crevettes ont étéensemencées à P35 (c'est-à-dire 35 jours après le stade Post larve) à un poids moyen de 0,23 g. La densité d'ensemencement était de 20 crevettes/m². La gestion zootechnique des crevettes visait à reproduire les stratégies de l'élevage semi-intensif calédonien. Les rations d'aliments ont suivi une courbe de nourrissage théorique basée sur les pratiques des fermes de production. L'expérience s'est déroulée sur 119 jours d'élevage de Mars à Juin 2015.

3.2. Résultats

3.2.1. *Etat initial*

3.2.1.1. *Variables sédimentaires*

Le pH à la surface du sédiment varie de 6,84 pour l'Assec Classique (AC) à 7,33 pour le sédiment remédié (fig. 2). Les valeurs observées varient autour du pH neutre : $7 \pm 0,2$. Les échantillons proviennent de populations différentes (p-value = 0,038). Trois groupes se distinguent : un (a) avec le tanne et l'AC, un autre (b) le remédié et un groupe intermédiaire (a, b) avec l'Assec Long (AL) et le Remédié + Maïs (RM).

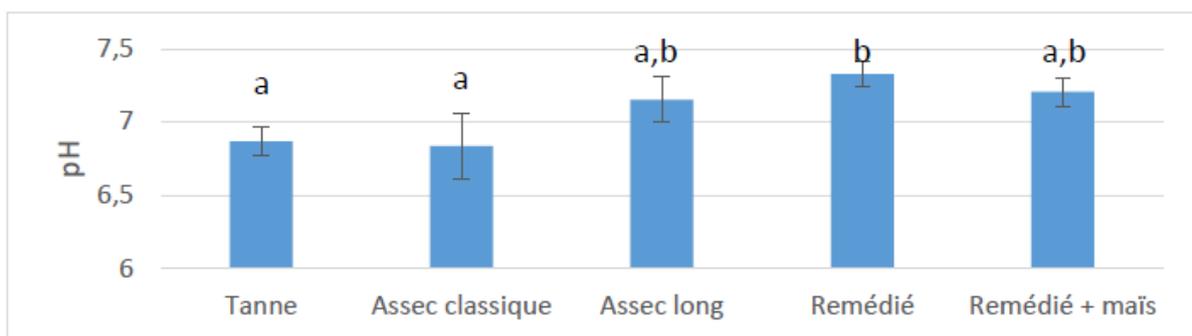


Figure 2 : pH à la surface des différents sédiments

Le potentiel d'oxydoréduction varie de +19 pour l'AL à +70 pour le tanne (fig. 3). Les écarts types sont importants du fait d'une forte variation entre les échantillons. Les échantillons ne proviennent pas de populations différentes (p-value = 0.233).

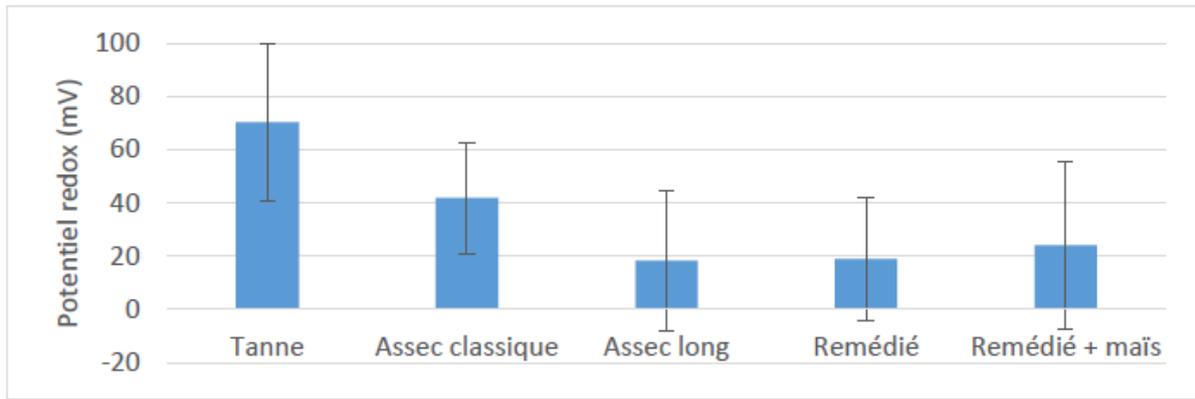


Figure 3 : Potentiel d'oxydo-réduction à la surface des sédiments

Le dosage des phosphates a été réalisé dans les EI. Les valeurs varient de 0,9 pour le tanne à 1,6 μM pour l'AL à la surface du sédiment (0 – 2 cm) et varient pour la partie inférieure (2 – 5 cm) de 0,7 pour l'AL à 1,8 μM pour le remédié + maïs (fig. 4). L'AL présente donc les concentrations les plus fortes en phosphates à la surface du sédiment mais les plus faibles pour la partie inférieure du sédiment. Les échantillons ne proviennent pas de populations différentes que ce soit à la surface (p-value = 0,331) ou au fond (p-value = 0,161).

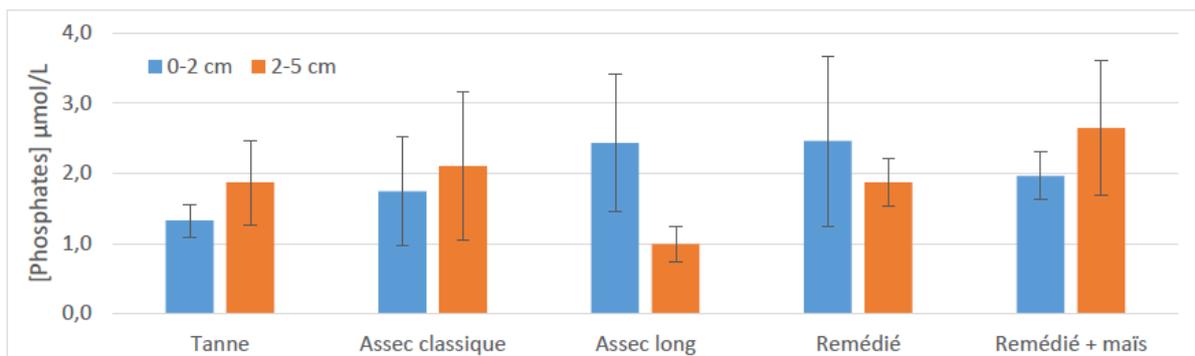


Figure 4 : Concentrations en phosphates dans les EI

Les concentrations en azote ammoniacal des EI à la surface (0 – 2 cm) varient entre 32 pour le remédié et 658 $\mu\text{mol/L}$ pour l'AC (fig. 5). Concernant la partie inférieure (2 – 5 cm) les résultats varient entre 98 pour le remédié et 4064 $\mu\text{mol/L}$ pour l'AC. Le sédiment remédié présente donc les concentrations les plus faibles en N-NH_{3+} alors que l'AC présente les concentrations clairement les plus élevées. Le sédiment remédié + maïs et le tanne présentent des profils similaires. Les échantillons proviennent de populations différentes à la surface (p-value = 0,022) et au fond (p-value = 0,012). Pour la surface, quatre groupes se distinguent, un (a) avec le remédié, un autre (c) l'AC, deux groupes intermédiaires (a,b) avec tanne et le RM et (b, c) l'AL.

Pour le fond quatre groupes se distinguent, un (a) avec le remédié, un autre (c) l'AC, (b) l'AL deux groupe intermédiaire (a,b) avec tanne et le RM.

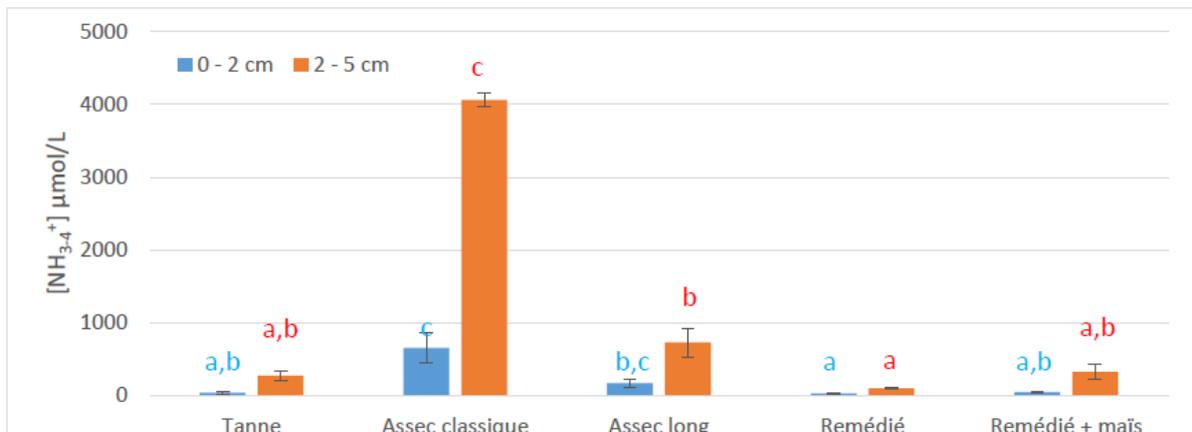


Figure 5 : Azote ammoniacal dans les EI

Les pourcentages de MO contenus dans les sédiments varient de 1,7 pour le tanne à 2,2 pour l'AC (fig. 6). Globalement les sédiments sont constitués à 2% de MO. Les échantillons proviennent de populations différentes (p-value = 0.017). Cinq groupes se distinguent, un (a) avec l'AL, un autre (c) l'AC, trois groupes intermédiaires (a,b) avec tanne, (b, c) le RM et (a,b,c) le remédié.

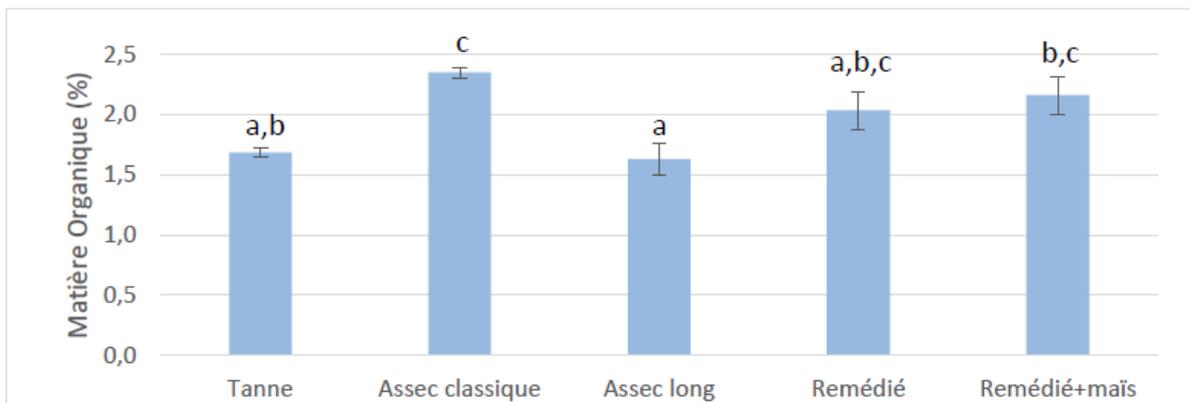


Figure 6 : Matière organique dans les sédiments

Les concentrations en Chl *a* benthique varient de 16 pour la tanne à 122 pour l'AC (fig. 7). L'AC présente un écart-type important du fait d'une forte variabilité entre échantillons. Les échantillons proviennent de populations différentes (p-value = 0,036). Trois groupes se distinguent, un (a) avec tanne, un autre (b) l'AC, le remédié et le RM, un groupe intermédiaire (a,b) avec l'AL.

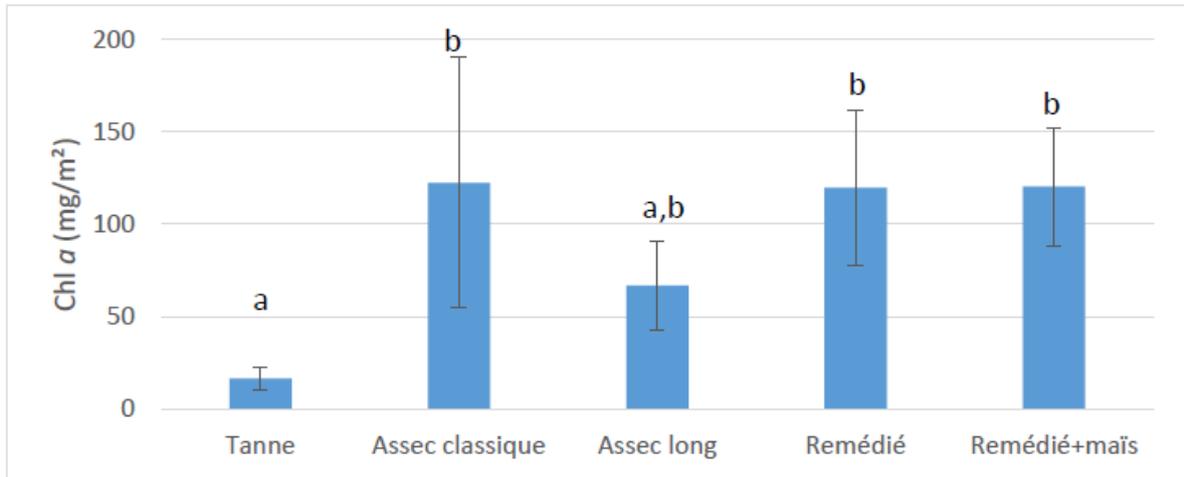


Figure 7 : Chlorophylle a à la surface des sédiments

3.2.1.2. Métabolisme des sédiments

Les différents indicateurs du métabolisme du système ont été analysés (fig. 8). On obtient pour la respiration des flux d'O₂ variant de -4764 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ pour le remédié + maïs à -2639 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ pour le tanne. Pour la production primaire nette les résultats varient de +1026 pour le remédié à +8349 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ pour l'AL. Enfin, pour la production primaire brute : les résultats varient de 5577 pour le remédié à 11943 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ pour l'AL.

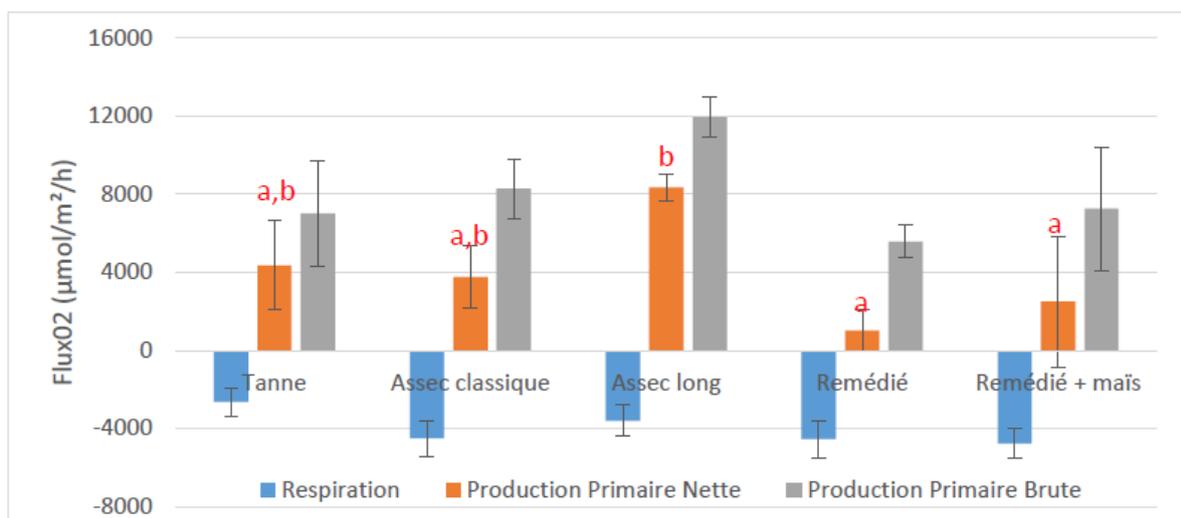


Figure 8 : Flux à l'interface eau - sédiment

Les échantillons proviennent de populations différentes pour la PPN ($p\text{-value} = 0,038$). En revanche, ils proviennent de la même population pour la respiration et pour la PPB ($p\text{-value} =$

0,077). Pour la PPN trois groupes se distinguent, un (a) avec le remédié et le RM, un autre (b) l'AL et un groupe intermédiaire (a,b) avec l'AC et tanne. Pour la PPB trois groupes se distinguent, un (a) avec le remédié, tanne et le RM, un autre (b) l'AL et un groupe intermédiaire (a,b) avec l'AC.

Les rapports Production/Respiration ont été calculés pour les différents sédiments (fig. 9) afin d'estimer le statut trophique du système à T₀. Les valeurs varient de 0,61 pour le remédié à 1,66 pour l'AL. Trois cas présentent des moyennes en dessous de 1 : l'AC, le remédié et le remédié + maïs. L'AC étant le plus proche de la valeur d'équilibre 1. Deux cas présentent des moyennes de P/R à T₀ au-dessus de la valeur de 1 : tanne & AL. Les échantillons proviennent de populations différentes pour la PPB (p-value = 0,077), pour la PPN (p-value = 0,038). En revanche pour la respiration les échantillons proviennent de la même population (p-value = 0,092). Cinq groupes se distinguent, un (a) avec le remédié, un autre (c) l'AL, trois groupes intermédiaires (a,b) avec RM, (b, c) le tanne et (a,b,c) l'AC.

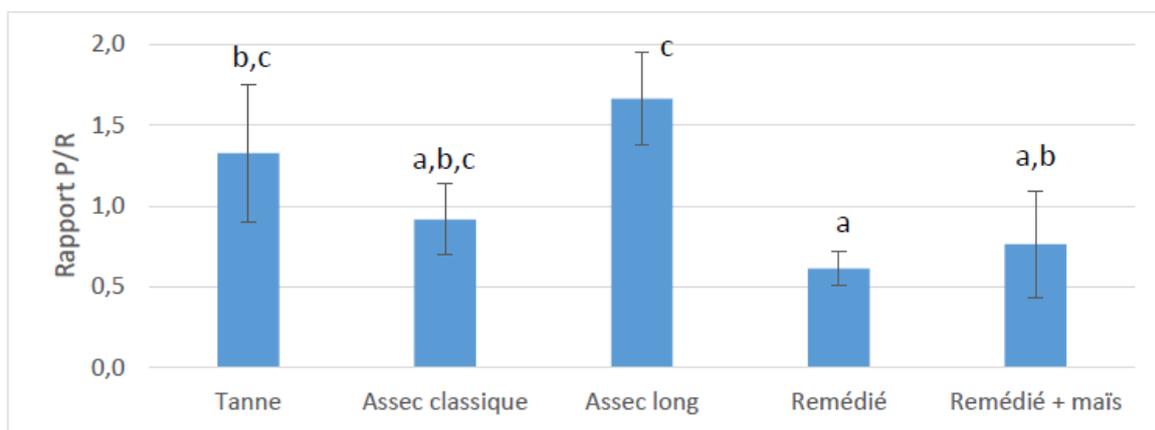


Figure 9 : Statuts trophiques des sédiments

3.2.1.3. Evolution des conditions environnemental au cours de l'élevage

Dans la colonne d'eau, quel que soit le traitement, la concentration en chlorophylle a augmente entre E0 et E3 avec un ralentissement à E4 (Fig. 10).

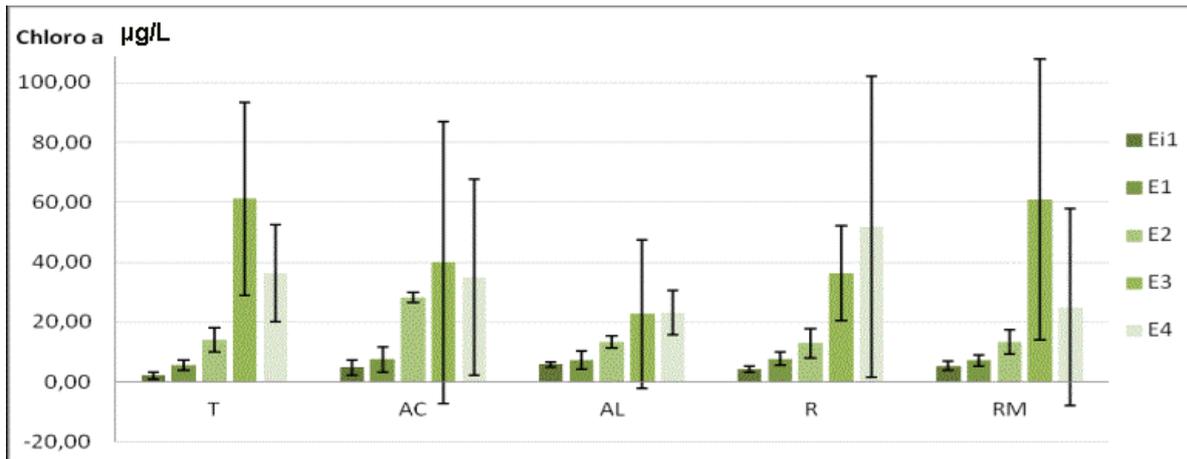


Figure 10 : Concentration en chlorophylle a de la colonne d'eau, l'état initial correspond à Ei1

Au niveau des sédiments, la MO de l'ensemble des traitements évolue de la même façon (Fig. 11) c'est-à-dire, avec une augmentation du pourcentage de MO dans les sédiments. A l'état final les traitements ne présentent pas de différences significatives.

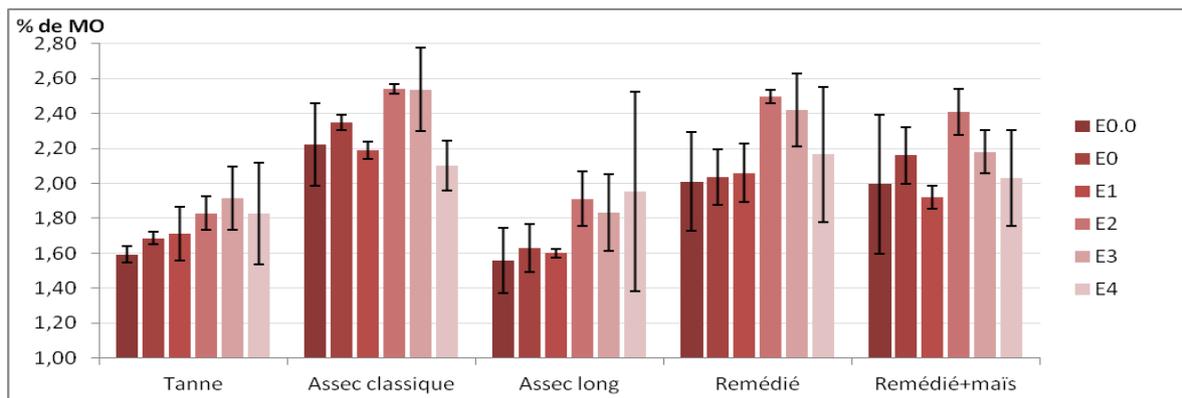


Figure 11 : Evolution du pourcentage de MO dans le sédiment en fonction des différents traitements (E0.0 et E0 sont deux états initiaux réalisés avant et après la mise en eau)

Pour le pH, l'évolution du système est la même quel que soit le traitement, avec une tendance générale de réduction du pH (Fig. 12) et donc une acidification du sédiment suite à l'ensemencement des crevettes. Les traitements Remédié et Remédié+Maïs sont ceux qui présentent l'acidification la moins importante avec une valeur finale autour de 6,9. Les traitements Assec Classique et Assec Long montrent des valeurs plus faibles autour de 6,6 voir 6,4.

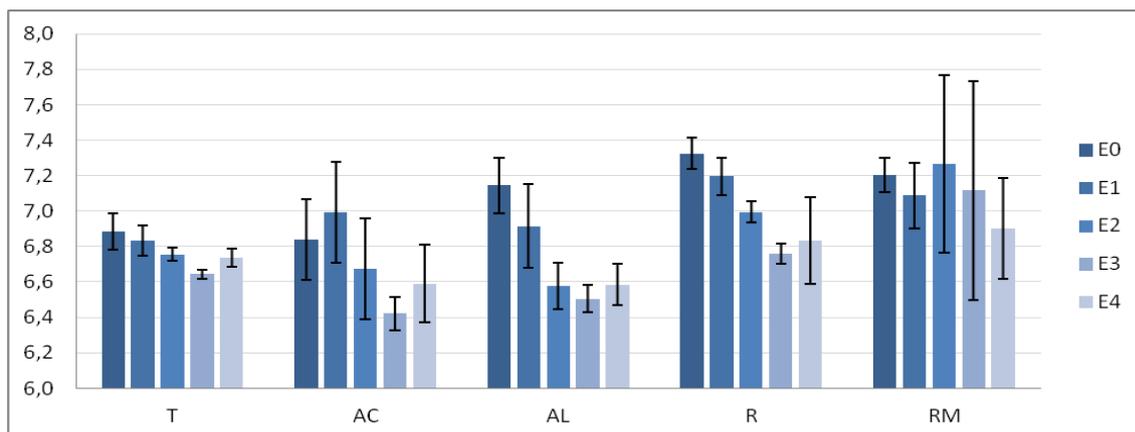


Figure 12 : pH du sédiment pour les différents traitements aux 5 dates d'échantillonnage

L'ammonium d'eaux interstitielles (Fig. 13) montre une augmentation de la concentration avec le temps. Cette variable montre une nette différence entre le traitement AC et les autres avec des concentrations plus élevées qui se maintiennent durant l'élevage.

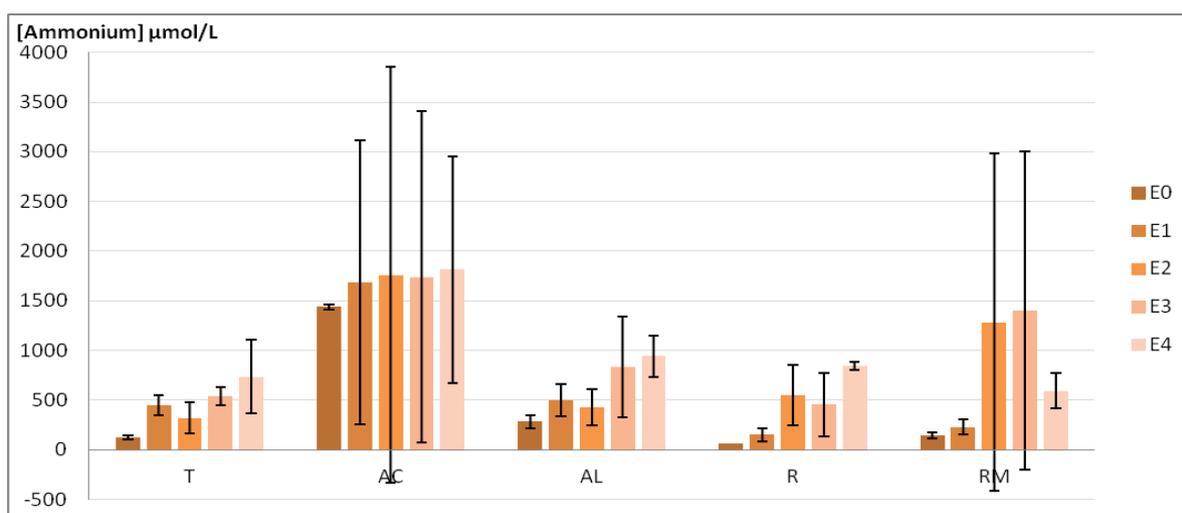


Figure 13 : Concentration en Ammonium dans les Eaux Interstitielles du sédiment aux profondeurs 2-5 cm

La respiration des sédiments (Fig. 14) montre une nette diminution entre E0 et E1 avec des valeurs passant de $-4500 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ à $-2000 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$. Par la suite ce processus reste stable et il n'y a pas de différence entre les différents traitements en fin d'expérience.

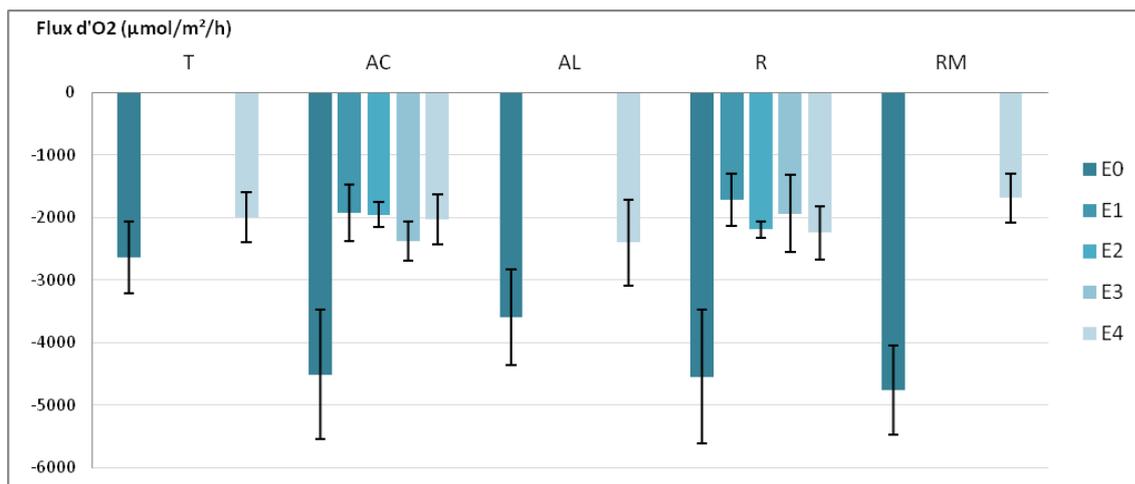


Figure 14 : Evolution de la respiration à l'interface Eau Sédiment

3.2.2. Résultats Zootechniques :

Les résultats ont montré une survie, supérieure à 86% pour tous les traitements (Tableau 1).

Les poids moyen finaux ont varié de 15,4 à 16,7 g pour AC et RM (Tableau 1, Fig. 15). Les échantillons proviennent de populations différentes (p -value = 0,034). Quatre groupes se distinguent, un (a) avec l'AC, un autre (c) le RM, trois groupes intermédiaires (a,b) avec tanne et le remédié, et (b, c) l'AL.

Le meilleur rendement à été obtenu pour le traitement RM (334 g.m^{-2}) et le moins bon pour AC et R (274 g.m^{-2}). Les IC ont eux varié de 1,35 pour RM à 1,7 pour l'AC et R.

Tableau 1 : résultats zootechniques

| | Tanne | Assec Classique | Assec Long | Remédié | Remédié + maïs |
|---------------------------------------|-----------------|--------------------|-----------------|-----------------|-------------------|
| Poids Moyens (g) | $15,8 \pm 0,3$ | $15,4 \pm 0,2$ | $16,2 \pm 0,3$ | $15,7 \pm 1,3$ | $16,7 \pm 0,9$ |
| Survie (%) | 92 ± 12 | 88 ± 19 | 91 ± 0 | 86 ± 14 | 98 ± 6 |
| Rendement moyen (g.m^{-2}) | 297 ± 35 | 274 ± 60 | 301 ± 6 | 274 ± 52 | 334 ± 40 |
| IC moyen | $1,53 \pm 0,18$ | $1,70 \pm 0,43$ | $1,49 \pm 0,03$ | $1,68 \pm 0,33$ | $1,35 \pm 0,15$ |

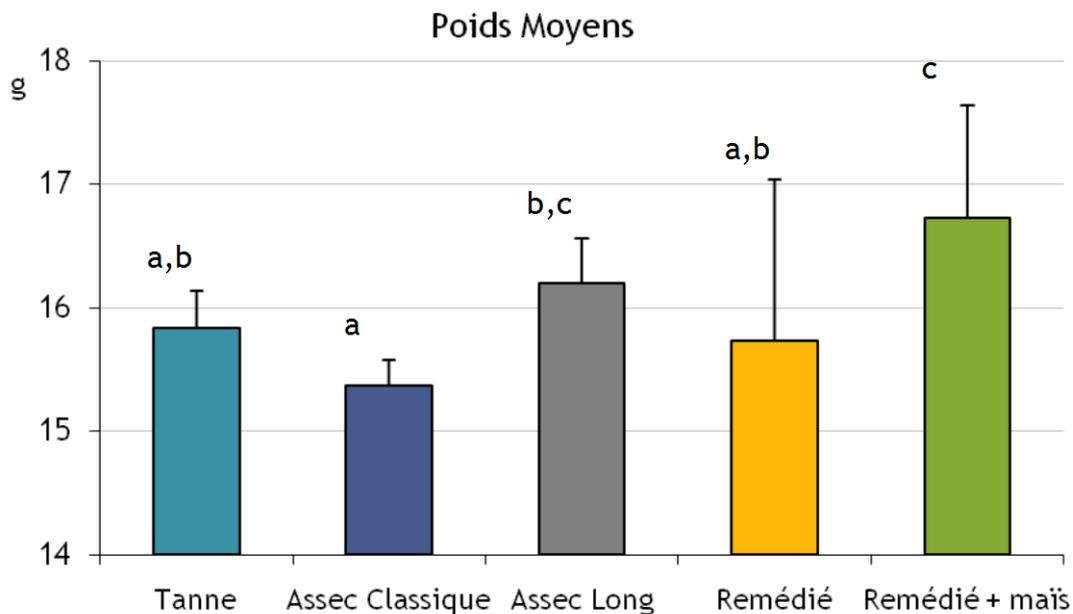


Figure 15 : poids moyen des crevettes (en g) en fin d'expérience pour les différents traitements.

3.3. Discussion

3.3.1. *Statut environnemental des sédiments*

3.3.1.1. *Etat initial*

Les différents traitements appliqués aux sédiments ont bien menés à des caractéristiques environnementales distinctes (Tableau 2).

Ainsi les sédiments AC présentaient de fortes teneurs en MO, une forte biomasse en microphytobenthos, une importante respiration de la communauté benthique et des variables indicatrices de stress (pH, ammonium). La forte teneur en ammonium dans le traitement AC s'explique par un phénomène d'ammonification intense durant les 3 mois d'assec (Goulet et al. 1996).

Les sédiments des assecs longs montrent des valeurs proches des valeurs mesurées dans les tannes avec de faibles concentrations en MO, en Chl *a*, de plus faibles taux de respiration et des variables de stress plus clémentes (sauf pour le pH des tannes).

L'assec long semble avoir eu comme conséquence de réduire l'accumulation de MO dans les sédiments et ainsi de diminuer le risque de dystrophie du système lors de la mise en eau (Gouleau *et al.* 1996). La durée d'assec (1 an) étant 4 fois plus longue que celle effectuée pour l'AC (3 mois), il est possible que des mécanismes d'oxydation supplémentaires se soient mis en place au niveau du pool d'azote. Ainsi, la matière organique aurait subi une ammonification dans les premiers mois, suivi d'une nitrification aboutissant à la formation de nitrates. Des mécanismes plus complexes pourraient aussi se mettre en place pendant la phase de mise en eau comme la dénitrification (Hasebe *et al.* 1987). L'absence d'ammonium dans les tannes s'explique par l'absence de matière organique facilement dégradable dans ce type de sol (Munsiri *et al.* 1996). Néanmoins si les variables environnementales indiquent un sédiment plus propre, elles indiquent aussi que ces derniers semblent avoir une moins bonne valeur nutritive (Chla benthique, respiration microbienne) ce qui pourrait avoir des conséquences lors de l'ensemencement.

Tableau 2 : récapitulatifs du statut environnemental des sédiments des différents traitements à l'état initial.

| Variables de stress | Fertilité des sédiments | | | | | |
|----------------------------|-------------------------|------------|---------------------|----------------|-----------------------|--|
| | Tanne | Assec Long | Remédié | Remédié + Maïs | Assec Classique | |
| pH | 6,87 | 7,15 | 7,33 | 7,21 | 6,84 | |
| Redox (mV) | +68 | +18 | +19 | +24 | +42 | |
| Chl a (mg/m ²) | 17 | 67 | 120 | 121 | 147 | |
| MO (%) | 1,7 | 1,6 | 2,0 | 2,2 | 2,3 | |
| NH3 surface (µM) | 45 | 90 | 42 | 47 | 258 | |
| NH3 fond (µM) | 125 | 283 | 65 | 144 | 1437 | |
| GPP (µM/h) | 6999 | 11943 | 5577 | 7264 | 8268 | |
| NPP | 4360 | 8349 | 1027 | 2500 | 3755 | |
| R (µM/h) | -2639 | -3594 | -4550 | -4764 | -4513 | |
| Flux N jour | / | / | 117 | / | 205 | |
| Flux N nuit | / | / | 168 | / | 405 | |
| Flux P jour | / | / | 5,0 | / | 4,8 | |
| Flux P nuit | / | / | 6,2 | / | 3,5 | |
| | Sédiment « Neutre » | | Sédiment autotrophe | | Sédiment hétérotrophe | |
| P/F | 1,3 | 1,7 | 0,6 | 0,8 | 0,9 | |

Les durées d'assec semblent donc mener à un compromis entre ces traitements, à savoir, d'un côté leur capacité à fournir un milieu avec une bonne valeur nutritive pour les crevettes, et de l'autre leur statut environnemental en terme de stress.

Les sédiments issus de la culture en alternance ont permis de réunir ces caractéristiques, en présentant des propriétés nutritives élevées (%MO, Chl *a*, respiration) et des niveaux bas en terme de stress (pH, ammonium). Ce qui souligne que le phénomène de jachère productive mis en avant lors de l'élevage d'holothurie pourrait permettre de mener à des conditions environnementales favorables pour l'élevage de crevettes faisant suite.

3.3.1.2. Impact de l'ensemencement en post larves :

L'ensemencement des crevettes dans le système a eu un effet très marqué sur son fonctionnement. En effet ces dernières ont menées à une diminution de la respiration benthique d'un facteur 2,5 (Fig. 16). En conséquence, le sédiment a évolué rapidement vers l'autotrophie et a montré une très forte diminution des flux d'ammonium à l'interface eau sédiment (Fig. 16).

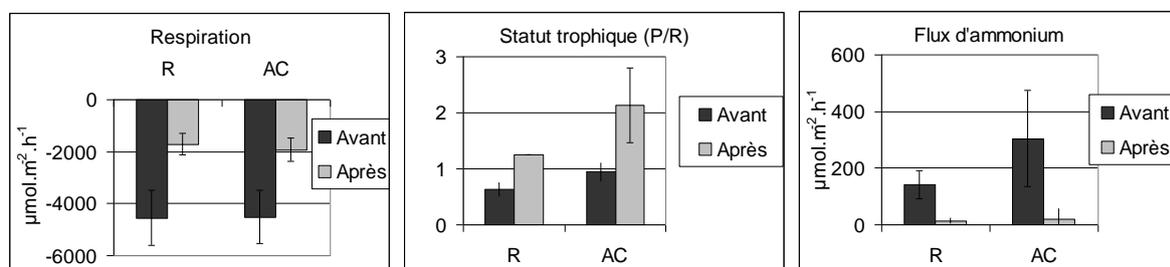


Figure 16 : impact de l'ensemencement en post larves sur le fonctionnement biogéochimique des sédiments.

Bien que nous manquions de recul sur ce phénomène, ce dernier pourrait être lié à une forte prédation des crevettes sur la macro et meio-faune du sédiment. En effet, l'étude de [Della Patronna et al. \(2001\)](#) a montré que les bassins pouvaient montrer un fort développement de meio-faune après la mise en eau, mais que l'ensemencement en crevette menait à une forte diminution de ces organismes dans le premier mois d'élevage (Fig. 17). Ce phénomène pourrait expliquer les variations du fonctionnement biogéochimique des sédiments observés.

En effet, la disparition de la meio-faune des sédiments pourrait expliquer la forte diminution de la respiration benthique. La diminution de la biomasse de ces micro-organismes au sein du sédiment mènerait donc au passage de ces derniers vers l'autotrophie, et aurait pour conséquence la diminution des flux d'ammonium à l'interface (Hochard et al. 2015).

Cette observation est en accord avec les suivis effectués à la ferme de la Sodacal où de faibles taux de respiration ont été mesurés en début de suivi, peu après l'ensemencement.

Les conséquences de ce phénomène pour la nutrition des post larves et la mise en place d'une colonne d'eau stable en début d'élevage ne sont pas à ce jour clairement comprises.

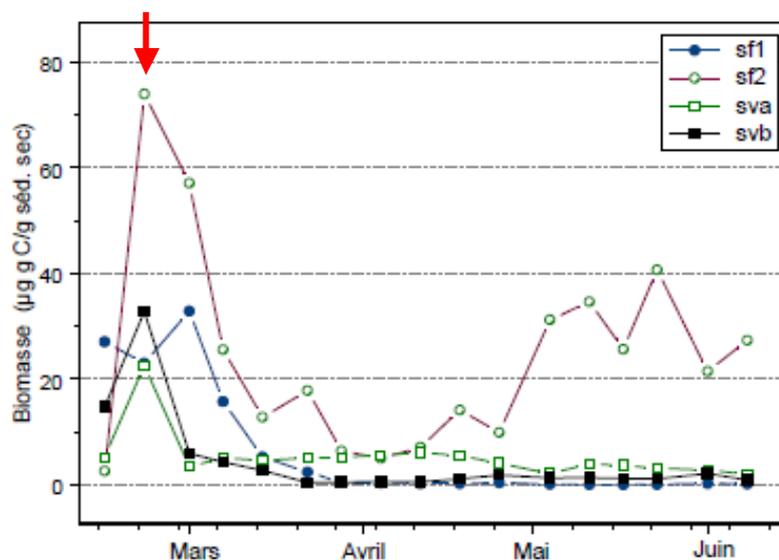


Figure 17 Evolution de la biomasse de la meio-faune par station à Seafarm et Saint-Vincent. La flèche indique l'ensemencement du bassin en crevettes (Della Patrona).

3.3.1.3. Evolution du fonctionnement du système

L'évolution des sédiments et de la colonne d'eau a reflété la forte eutrophisation induite par l'ajout d'aliments lors d'un élevage de crevettes avec l'augmentation de l'ensemble des variables trophiques du milieu et des paramètres de stress pour la crevette (Burford et Longmore, 2001 ; Lemonnier et al., 2010).

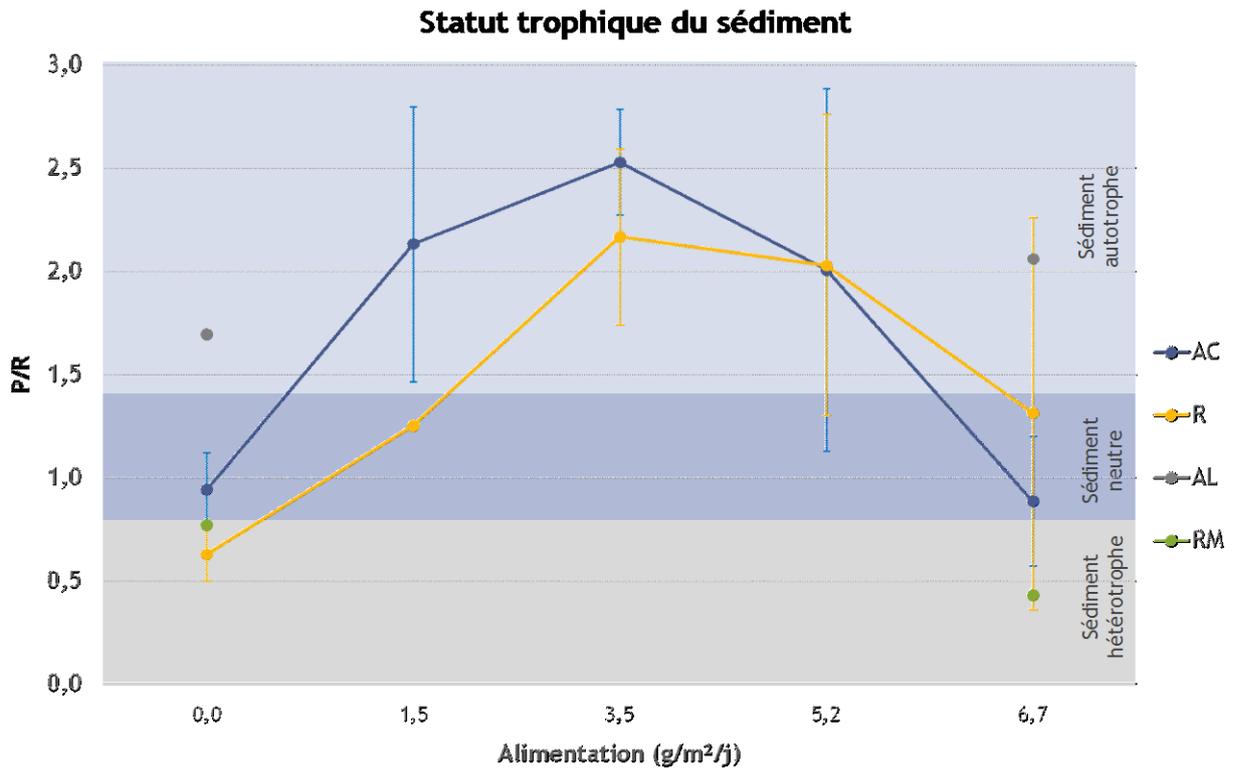


Figure 18: Evolution du statut trophique des sédiments en fonction de la ration journalière en aliments.

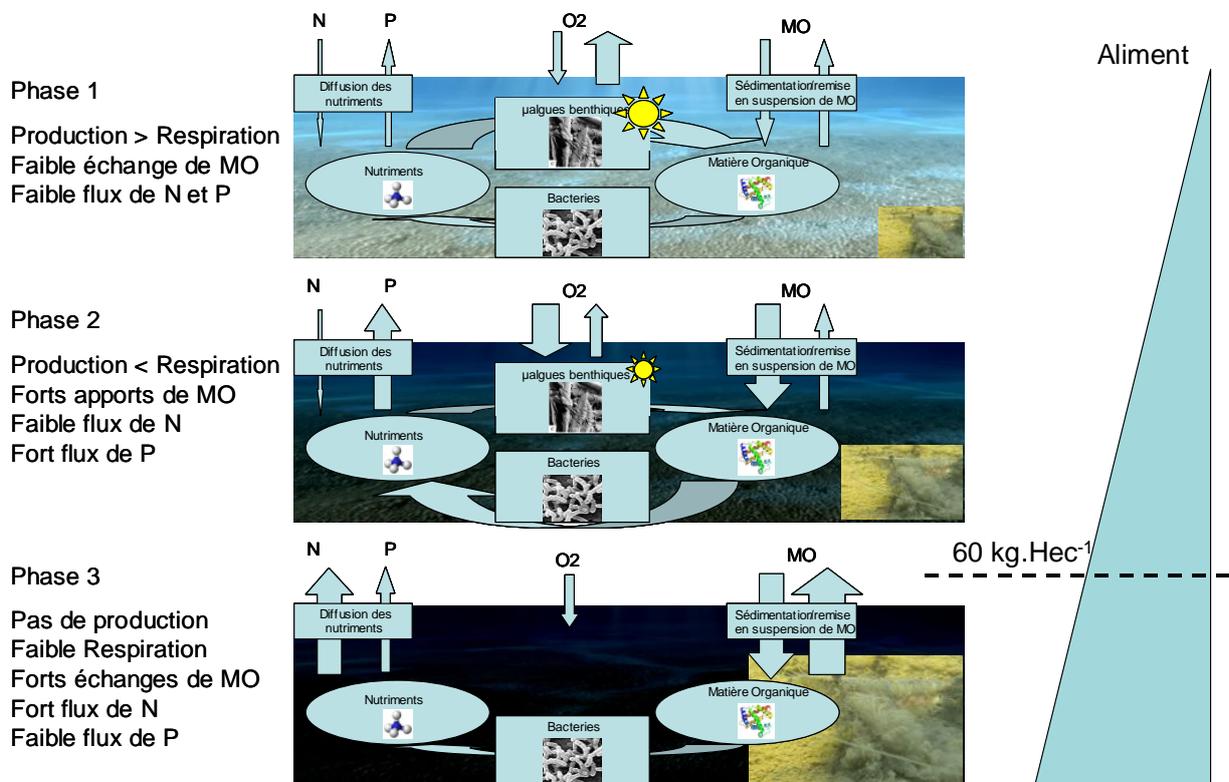


Figure 19 : Modèle conceptuel du fonctionnement des sédiments issus du projet ECOBAC.

Cette expérience a permis de valider les observations réalisées sur les bassins aquacoles dans le cadre du programme ECOBAC, en reproduisant la réponse fonctionnelle du sédiment lors des différentes phases de l'élevage (Hochard et al. 2015) (Fig. 18 et 19). Le sédiment a ainsi été très productif en début d'élevage et a montré une forte capacité de rétention des nutriments. Lors de cette phase le système montre une forte résilience par rapport aux apports de nourriture et aux variations environnementales (Lemonnier et al. soumis).

Les sédiments ont ensuite évolué vers un rôle de compartiment détritique, avec une baisse de sa production primaire et un relargage de nutriments vers la colonne d'eau. Ce changement environnemental semble intervenir lorsque la ration journalière d'aliment dépasse les 6 g.m^{-2} . A partir de ce point il se crée un couplage benthopélagique fort, qui soutient une importante biomasse de phytoplancton. Ces conditions entraînent de moins bonnes conditions lumineuses au sein de la colonne d'eau à cause du self-shading du phytoplancton et de l'importante turbidité induite par l'activité de bioturbation des crevettes.

En conséquence, la colonne d'eau est plus sensible aux conditions climatiques et la biomasse phytoplanctonique peut devenir plus instable (Lemonnier et al. soumis).

Dans le cadre d'HOBICAL, nous retiendrons surtout que la réponse fonctionnelle des sédiments a été identique pour les sédiments ayant eu un assec court et ceux issus de la culture en alternance sans ajout de nourriture. Le rôle des sédiments est donc dicté par la ration journalière et l'activité de bioturbation des crevettes au cours de l'élevage plutôt que par les conditions initiales.

Néanmoins, les conditions initiales des sédiments ont permis d'avoir un effet tampon sur certaines variables considérées comme stressantes. Ainsi les traitements ayant les plus faibles taux d'ammonium et les meilleurs pH ont conservés ces caractéristiques au cours de l'élevage. Ce phénomène pourrait représenter une diminution des facteurs de risques par rapport à l'émergence des pathologies durant l'élevage.

3.3.2. Performance de production

L'ensemble des traitements a mené à de bonnes performances zootechniques avec des survies finales supérieures à 86%. Les performances de production ont été significativement plus élevées pour le traitement de culture en alternance nourri avec des déchets de maïs.

Ce résultat est encourageant car il permet d'envisager des protocoles de nutrition pour augmenter les performances de production des holothuries sans avoir d'effet néfaste pour l'élevage de crevette faisant suite.

Néanmoins, il n'y a pas eu de différence significative dans les performances de production entre le traitement n'ayant connu qu'un assec court et le traitement ayant connu les meilleures performances de bioremédiation lors de l'élevage d'holothuries. Il est donc difficile de mettre en avant un avantage bénéfique de la culture en alternance par rapport à la pratique de culture classiquement réalisée sur le Territoire.

Les très bons résultats d'élevage reflètent l'absence de fortes mortalités dues au vibriose pendant notre expérience, ce qui a été confirmé par le statut sanitaire des animaux à la pêche. Ainsi nous ne sommes pas en mesure de conclure par rapport au potentiel bénéfique de la réduction des facteurs de stress sédimentaire dans le cadre du déclenchement d'épizooties.

Nos résultats n'apportent donc pas de preuve déterminante quant à un potentiel « effet holothurie ». Néanmoins l'amélioration des variables environnementales des sédiments grâce à la culture en alternance, pourrait s'avérer particulièrement intéressante dans les bassins ne permettant pas de réaliser d'assecs de manière satisfaisante. L'analyse économique d'un tel système doit être envisagée.

3.4. Bibliographie

Burford, M.A., Longmore, A., (2001). High ammonium production from sediments in hypereutrophic shrimp ponds. *Marine Ecology Progress Series* 224: 187-195

Gouleau, D., Feuillet-Girard, M., Germaneau, J., & Robert, S. (1996). Effets de l'assèchement des bassins ostréicoles sur le cycle biogéochimique de nutriments azotés : ammonification préférentielle. *Oceanologica acta*, 19: 101-115.

Hasebe, A., Koike, I., Ohmori, M., & Hattori, A. (1987). Variations in the process of nitrification and nitrate reduction in submerged paddy soils as measured by ¹⁵N isotope dilution technique. *Soil science and plant nutrition*, 33: 201-211.

Hochard S., Lemonnier H., Royer F., Hubert M. (2015) The role of the sediment in the functioning of semi-intensive shrimp pond ecosystem: focus on the benthic primary production. *International Conference on Aquaculture and Fisheries July 20-22, 2015, Brisbane, Australia.*

Lemonnier, H., Courties, C., Mugnier, C., Torr ton, J-P., Herbland, A., (2010). Nutrient and microbial dynamics in eutrophying shrimp ponds affected or unaffected by vibriosis. *Marine Pollution Bulletin* 60: 402-411.

Lemonnier H., Hochard S., Nakagawa K., Courties C., Rodier M. (soumis) Response of phytoplankton to eutrophication and bioturbation in tropical shrimp aquaculture pond: a mesocosm study.

Munsiri, P., Boyd, C. E., & Hajek, B. F. (1995). Physical and chemical characteristics of bottom soil profiles in ponds at Auburn, Alabama, USA and a proposed system for describing pond soil horizons. *Journal of the World Aquaculture Society*, 26: 346-377.

4. Test de faisabilité de co-culture entre *H. scabra* et le poisson *Siganus lineatus*

4.1. Introduction

L'Aquaculture Multi Trophique Intégrée (AMTI) est la co-culture de deux (ou plus) espèces compatibles qui occupent différents niveaux et/ou niche trophiques (carnivores, herbivores, détritivores...). Cette pratique permet une meilleure utilisation des intrants dans le but d'optimiser les capacités de production du système d'élevage et de limiter son impact sur l'environnement.

Dans ce schéma de production, les holothuries ont été identifiées comme une espèce clé en tant que détritivore. En effet, cette espèce est capable d'assimiler la MO détritique issue des restes de nourriture et des fèces issus des espèces en co-culture. Sa biomasse représente donc une valorisation des déchets sous forme d'un produit à forte valeur ajoutée pour l'export vers les pays asiatiques, et plus particulièrement vers la Chine.

De nombreuses recherches ont été menées afin d'intégrer les holothuries dans des systèmes de productions aquacoles. Ces recherches ont principalement été menées pour des espèces d'eaux froides à tempéré, *Apostichopus japonicus* (Chine, Japon), *Parastichopus californicus* (Canada) et *Apostichopus mollis* (Nouvelle Zélande).

Ainsi, des essais ont été réalisés sous des cages à poissons (Ahlgren 1998, Hannah et al. 2013, Yokoyama 2013, Yu et al. 2014), des huîtres (Zhou et al. 2006, Paltzat et al. 2008, Zamora et Jeffs 2014), et des élevages de moules (Slater & Carton 2007, Slater & Carton 2009, Slater et al. 2009, Slater et Carton 2010, Zamora et Jeffs 2011, Zamora et Jeffs 2012, MacTavish et al. 2012).

Les fèces de poisson et de bivalve se sont avérées des aliments performants, permettant d'augmenter la croissance et la charge en holothuries (Zhou et al. 2006, Slater et al. 2009, Hannah et al. 2013, Yokohama et al. 2013, Yu et al. 2014).

L'assimilation des fèces a mené à une limitation de l'enrichissement du système (Paltzat et al., 2008; Slater and Carton, 2009; MacTavish et al. 2012) avec une diminution de l'accumulation des déchets allant de 60 à 99 % (Hannah et al. 2013, Cubillo et al. 2016).

Pour *H. scabra* les efforts de recherche se sont longtemps concentrés sur la co-culture entre crevettes et holothuries. Ces études sont arrivées à la conclusion que ces espèces n'étaient pas compatibles, car l'activité des crevettes exerçait un stress pour les holothuries menant à de fortes mortalités (Pitt et al. 2004 ; Bell et al. 2007), et ce même dans des conditions favorisant les holothuries (Mills et al. 2012). Ainsi, il est nécessaire de séparer la culture de ces espèces soit physiquement soit temporellement, ce qui représente les deux axes de recherche du projet HOBICAL.

Plus récemment des systèmes variés de co-culture ont été testés. La co-culture entre les algues rouges *Kappaphycus striatum* et *H. scabra* en milieu côtier a été étudiée en Tanzanie afin de développer une aquaculture de subsistance pour les populations locales (Beltran-Gutierrez et al 2014). Des études sont en cours afin de réaliser une culture intensive de *H. scabra* dans le but de traiter la fraction solide des déchets des systèmes d'aquaculture recirculé d'abalone en Afrique du Sud (Robinson et al. 2013, 2015).

Au niveau des bassins aquacoles, les recherches se sont orientées vers la co-culture entre *H. scabra* et différentes espèces de poissons. Ainsi, des tests de compatibilité ont été réalisés avec différentes espèces de poissons au Viet Nam et aux Philippines (Mills et al. 2012). Ces derniers ont démontré la compatibilité de *H. scabra* avec le milkfish (*Chanos chanos*), le barramundi (*Lates calcarifer*), le pompano (*Trachinotus blochii*) et le rouget de palétuvier (*Lutjanus argentimaculatus*). Par contre, les essais avec les loches (*Epinephelus coioides*) ont donné des résultats négatifs. Ces essais ont été poursuivis avec le milkfish et ont mené à l'étude d'un système d'AMTI avec *H. scabra* et la macroalgue *Kappaphycus alvarezii* (Watanabe et al. 2015). Ces études illustrent les nombreuses possibilités de systèmes de co-cultures entre les holothuries et d'autres espèces.

En Nouvelle-Calédonie, le développement de la filière Holothurie s'accompagne d'études de faisabilité, portant sur plusieurs espèces de poissons, de crustacés, de bivalves et de micro algues, soutenues par les pouvoirs publics et des entrepreneurs privés.

Parmi ces espèces, le picot rayé *Siganus lineatus* fait l'objet d'une attention particulière avec le développement d'une ferme et écloserie pilote, AQUALAGON. Ce poisson est particulièrement apprécié par les Calédoniens et a une valeur marchande relativement élevée (entre 1600 et 2000 Fcfp/kg sur le marché local). Par ailleurs, les Siganidae sont considérés comme de bons candidats à l'aquaculture du fait de leur biologie (production d'œufs, croissance, survie en élevage, comportement, etc.).

Peu de travaux ont été réalisés sur l'écologie trophique de *S. lineatus* qui est qualifiée d' « herbivore » au sens large (Thollot, 1992 ; Woodland, 1990). Ainsi, Chitravadivelu et Sivapalan (1984) déterminent une trentaine d'espèces d'algues dans le bol alimentaire du picot rayé, et Thollot (1996) indique que 100 % des contenus stomacaux de cette espèce capturée en Nouvelle-Calédonie contiennent des algues. Des travaux plus approfondis réalisés sur la grande barrière de corail précisent que *S. lineatus* présente un mode alimentaire intermédiaire entre algivore et détritivore (Fox et al., 2009). Tandis que Hoey et al. (2013) qualifie *S. lineatus* de “mixed feeder” avec un régime alimentaire composé de diverses algues, cyanobactéries, invertébrés sessiles et de sédiments. Cette problématique fait l'objet d'une étude spécifique (thèse de Thibaut Moleana) financée par le projet SIGA NC du programme ZONECO.

Dans le cadre d'une collaboration entre la Nouvelle-Calédonie et le Viet Nam, un travail (thèse de Trung Luong Cong 2014) a été réalisé sur la faisabilité de réaliser des élevages de *S. lineatus* seuls ou associés à des crevettes, en bassin de terre. Les résultats de cette thèse ont démontré la faisabilité technique de l'aquaculture de *S. lineatus* en bassin de terre en monoculture et en co-culture avec *L. stylirostris*.

La co-culture entre *H. scabra* et *S. lineatus* apparaît comme un modèle attrayant sur plusieurs aspects :

- Ces deux espèces sont adaptées à la culture en bassin de terre.
- Leurs temps de culture est comparable, (autour de 12 - 18 mois).
- *H. scabra* est une espèce benthique et *S. lineatus* une espèce pélagique ce qui permet une utilisation optimum de l'espace bassin.
- *H. scabra* est détritivore et *S. lineatus* est herbivore, toutes deux sont d'un faible niveau trophique et considérées comme complémentaires.

Néanmoins très peu d'informations sont disponibles sur la compatibilité de ces deux espèces dans le cadre de la co-culture en bassin de terre. Ainsi, l'objectif de cette étude est de tester la faisabilité zootechnique de la co-culture entre *H. scabra* et *S. lineatus*. Pour ce faire, nous avons testé l'influence des interactions directes et indirectes entre ces deux espèces sur leurs performances zootechniques (survie, vitesse de croissance, rendement).

4.2. Plan d'expérimentation :

Quatre traitements (3 réplicas chacun) ont été appliqués dans des bacs expérimentaux de 500L tapissés de 15cm de sédiment (Fig. 1) :

- monoculture de *H. scabra*
- monoculture de *S. lineatus*
- co-culture entre *H. scabra* et *S. lineatus*
- co-culture avec séparation spatiale (à l'aide d'un filet) de *H. scabra* et *S. lineatus*

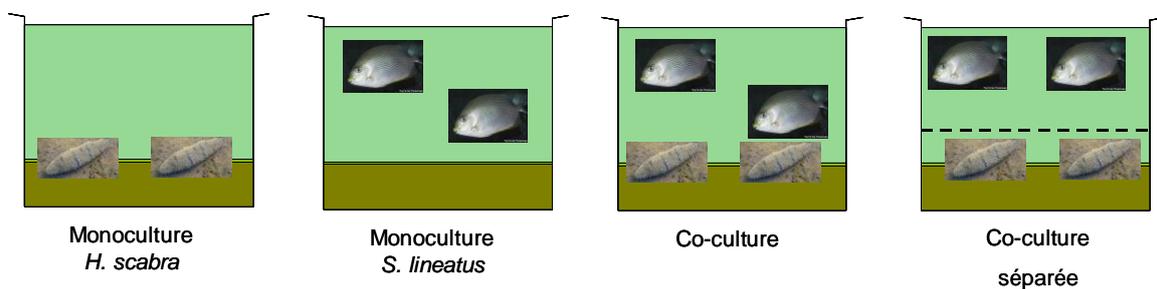


Fig. 1 : Les différents traitements expérimentaux

Dans chaque cas, les densités utilisées ont été de 8 ind.m⁻² pour *H.scabra* et 8 ind.m⁻² pour *S. lineatus*. Le poids moyen de départ était de 16,9 ± 1,4 g pour *H. scabra* et de 32,5 ± 1,9 g pour *S. lineatus*. Les animaux ont été nourris avec de l'aliment crevette avec des rations journalières de 1% du poids de *H. scabra* et 4% du poids de *S. lineatus*. Un bullage a été appliqué en continu dans les bacs d'élevage et l'expérience a duré 66 jours du 29 mai au 3 août.

4.3. Résultats et discussion :

4.3.1. *Survies* :

Il n'y a pas eu de mortalités observées sur l'ensemble de la durée de l'expérience (Tableau 1), ni pour *S. lineatus* ni pour *H. scabra* ce qui montre que ces espèces sont compatibles dans le cadre des structures expérimentales utilisées. Des tests de faisabilité de co-culture entre *S. guttatus* et *H. scabra* ont été réalisés au Viet Nam et aux Philippines. Ces derniers avaient conclu à une non-compatibilité de ces deux espèces dans des essais en aquarium, car les

picots agressaient les holothuries (Pitt et Duy 2004, Mills et al. 2012). Ces résultats contradictoires entre nos études paraissent être dus aux différentes configurations expérimentales utilisées (aquarium vs mésocosmes, présence/absence de sédiment, protocole de nutrition....). Bien que nos conditions expérimentales soient plus réalistes qu'un aquarium, il est nécessaire de faire des essais en bassins pour pouvoir conclure. Néanmoins, il existe des témoignages sur des élevages à plus grande échelle qui suggèrent eux aussi une compatibilité entre holothuries et picots.

Tableau 1 : Résultats zootechnique

| | Traitements | | | |
|---|--------------|--------------|----------------|--------------|
| | Mono Hol | Mono Pic | Co cult direct | Co cult sep |
| Holothuries | | | | |
| Survie (%) | 100.0 ± 0.0 | | 100.0 ± 0.0 | 100.0 ± 0.0 |
| Poids moyen (g.ind ⁻¹) | 25.6 ± 6.6 | | 33.9 ± 4.7 | 34.0 ± 2.12 |
| Taux de croissance (g.j ⁻¹) | 0.16 ± 0.08 | | 0.26 ± 0.10 | 0.34 ± 0.02 |
| SGR (%) | 0.80 ± 0.29 | | 1.04 ± 0.38 | 0.98 ± 0.02 |
| Biomasse finale (g.m ⁻²) | 227.3 ± 58.6 | | 301.2 ± 41.8 | 302.2 ± 18.8 |
| Picots | | | | |
| Survie (%) | | 100.0 ± 0.0 | 100.0 ± 0.0 | 100.0 ± 0.0 |
| Poids moyen (g.ind ⁻¹) | | 40.2 ± 4.3 | 42.7 ± 3.2 | 41.5 ± 3.9 |
| Taux de croissance (g.j ⁻¹) | | 0.13 ± 0.02 | 0.14 ± 0.02 | 0.14 ± 0.03 |
| SGR (%) | | 0.38 ± 0.09 | 0.36 ± 0.07 | 0.38 ± 0.07 |
| Biomasse finale (g.m ⁻²) | | 357.2 ± 38.5 | 380.0 ± 28.3 | 368.5 ± 34.3 |
| Total | | | | |
| Biomasse totale finale (g.m ⁻²) | 227.3 ± 58.6 | 357.2 ± 38.5 | 681.2 ± 70.1 | 670.7 ± 53.1 |

4.3.2. Croissances et charge :

Les croissances de *S. lineatus* ont été similaires quel que soit le traitement (Tableau 1, Fig. 2 et 3). *H. scabra* quant à elle a montré des performances de croissance plus élevées dans le cadre de la co-culture avec un gain de croissance de +54 % par rapport à la mono culture (Tableau 1, Fig. 2 et 3). De même la charge finale en holothurie a atteint 302,2 ± 18.8 g .m⁻² soit 33 % de plus que pour la monoculture (Tableau 1). Ainsi, la co-culture a été bénéfique pour cette espèce, ce qui est sûrement dû à une plus grande disponibilité de nourriture via les

fèces des poissons. Le réel bénéfice de cette co-culture se situe au niveau du rendement total du système d'élevage, avec une charge totale finale de $681.2 \pm 70.1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$, soit un gain de productivité de 89 % et 197 % par rapport à la mono culture de picots et d'holothuries (Tableau 1).

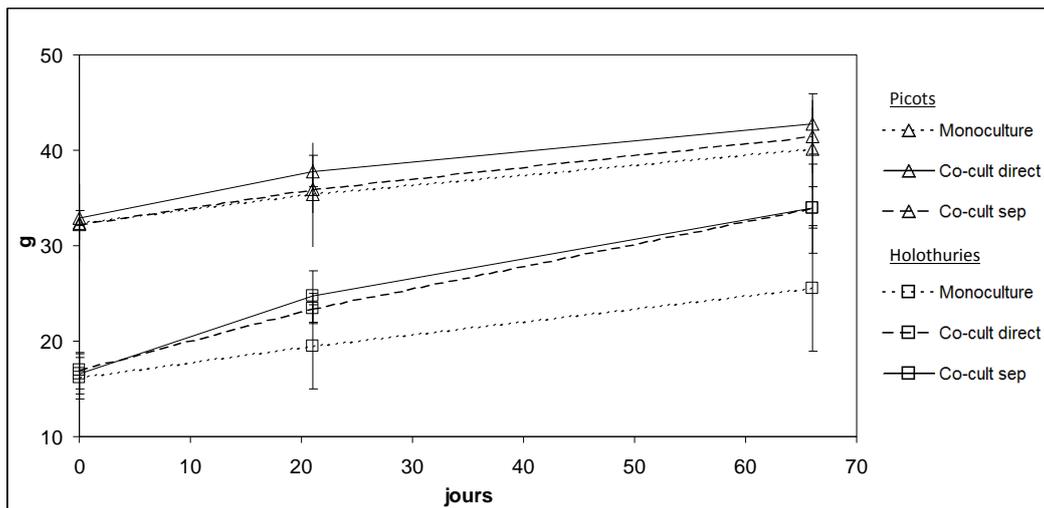


Fig. 2 : Evolution des poids moyens (g) pour les différents traitements.

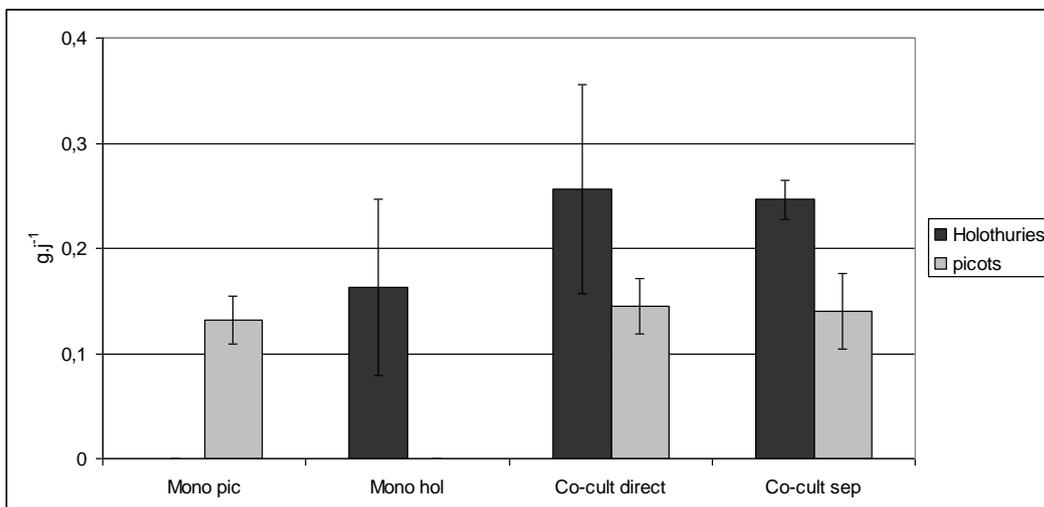


Fig. 3 : Taux de croissances des holothuries (foncé) et des picots (clair) en $\text{g} \cdot \text{j}^{-1}$.

4.4. Perspectives :

Cette étude ne représente qu'un test préliminaire par rapport à cette problématique et il est nécessaire d'entreprendre des essais à plus grande échelle afin de confirmer nos résultats. Néanmoins, ce mode de culture paraît avoir de nombreux avantages par rapport à la mono culture. En effet, il semble possible d'obtenir des rendements supérieurs à 7 T/hect tout en limitant la densité de culture de ces espèces par rapport à la mono culture. Ceci permet de rendre le système d'élevage plus durable en limitant /retardant l'apparition de pathogène par rapport à des mono cultures à haute densité. De plus, le statut herbivore/omnivore du picot permet d'envisager le développement d'aliment « vert », à base notamment de micro-algues. Ces derniers pourraient constituer une source de nourriture particulièrement performante pour les holothuries, à travers les restes de nourriture et les fèces des poissons. Une bonne assimilation de ces déchets par les holothuries limiterait d'autant plus l'enrichissement du bassin, et réduirait les facteurs de stress pour les animaux. Ainsi, à travers ce modèle, il semble possible de construire une aquaculture robuste et résiliente, basée sur des intrants limités et d'origine verte.

4.5. Bibliographie

Ahlgren, M. O. (1998). Consumption and assimilation of salmon net pen fouling debris by the red sea cucumber *Parastichopus californicus*: implications for polyculture. *Journal of the World Aquaculture Society*, 29(2), 133-139.

Bell J.D., Agudo N.N., Purcell S.W., Blazer P., Simutoga M., Pham D. and Della Patrona, L. (2007). Grow-out of sandfish *Holothuria scabra* in ponds shows that co-culture with shrimp *Litopenaeus stylirostris* is not viable. *Aquaculture*, 273, 509–519.

Beltran-Gutierrez, M., Ferse, S. C., Kunzmann, A., Stead, S. M., Msuya, F. E., Hoffmeister, T. S., & Slater, M. J. (2014). Co-culture of sea cucumber *Holothuria scabra* and red seaweed *Kappaphycus striatum*. *Aquaculture Research*.

Chitradivvelu, K., & Sivapalan, A. (1984). Food and feeding of *Siganus lineatus* from waters around northern Sri Lanka.

Cubillo, A. M., Ferreira, J. G., Robinson, S. M., Pearce, C. M., Corner, R. A., & Johansen, J. (2016). Role of deposit feeders in integrated multi-trophic aquaculture—A model analysis. *Aquaculture*, *453*, 54-66.

Fox, R. J., Sunderland, T. L., Hoey, A. S., & Bellwood, D. R. (2009). Estimating ecosystem function: contrasting roles of closely related herbivorous rabbitfishes (Siganidae) on coral reefs. *Mar Ecol Prog Ser*, *385*, 261-269.

Hannah, L., Pearce, C. M., & Cross, S. F. (2013). Growth and survival of California sea cucumbers (*Parastichopus californicus*) cultivated with sablefish (*Anoplopoma fimbria*) at an integrated multi-trophic aquaculture site. *Aquaculture*, *406*, 34-42.

MacTavish, T., Stenton-Dozey, J., Vopel, K., & Savage, C. (2012). Deposit-feeding sea cucumbers enhance mineralization and nutrient cycling in organically enriched coastal sediments. *PLOS one*, *7*(11), e50031.

Mills, D. J., Duy, N. D., Juinio-Meñez, M. A., Raison, C. M., & Zarate, J. M. (2012). Overview of sea cucumber aquaculture and sea-ranching research in the South-East Asian region. *Asia-Pacific Tropical Sea Cucumber Aquaculture. ACIAR Proceedings*, *136*, 22-31.

Paltzat, D. L., Pearce, C. M., Barnes, P. A., & McKinley, R. S. (2008). Growth and production of California sea cucumbers (*Parastichopus californicus* Stimpson) co-cultured with suspended Pacific oysters (*Crassostrea gigas* Thunberg). *Aquaculture*, *275*(1), 124-137.

Pitt, R., Duy, N. D. Q., Duy, T. V., & Long, H. T. C. (2004). Sandfish (*Holothuria scabra*) with shrimp (*Penaeus monodon*) co-culture tank trials. *SPC beche-de-mer Information Bulletin*, *20*, 12-22.

Pascal B. and Robinson G. (2011). Handbook for sandfish farming, ReCoMap programme, Indian Ocean Commission

Robinson, G., Slater, M. J., Jones, C. L., & Stead, S. M. (2013). Role of sand as substrate and dietary component for juvenile sea cucumber *Holothuria scabra*. *Aquaculture*, 392, 23-25.

Robinson, G., Caldwell, G. S., Jones, C. L., Slater, M. J., & Stead, S. M. (2015). Redox stratification drives enhanced growth in a deposit-feeding invertebrate: implications for aquaculture bioremediation.

Slater, M. J., Jeffs, A. G., & Carton, A. G. (2009). The use of the waste from green-lipped mussels as a food source for juvenile sea cucumber, *Australostichopus mollis*. *Aquaculture*, 292(3), 219-224.

Slater, M. J., & Carton, A. G. (2007). Survivorship and growth of the sea cucumber *Australostichopus (Stichopus) mollis* (Hutton 1872) in polyculture trials with green-lipped mussel farms. *Aquaculture*, 272(1), 389-398.

Slater, M. J., & Carton, A. G. (2009). Effect of sea cucumber (*Australostichopus mollis*) grazing on coastal sediments impacted by mussel farm deposition. *Marine Pollution Bulletin*, 58(8), 1123-1129.

Slater, M. J., & Carton, A. G. (2010). Sea cucumber habitat differentiation and site retention as determined by intraspecific stable isotope variation. *Aquaculture Research*, 41(10), e695-e702.

Thollot, P. (1992, June). Importance of mangroves for Pacific reef fish species, myth or reality. In *Proc 7th Int Coral Reef Symp* (Vol. 2, pp. 934-941).

Thollot, P. (1996). *Les poissons de mangrove du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie*. IRD Editions.

Watanabe, S., Kodama, M., Orozco, Z. G. A., Sumbing, J. G., Novilla, S. R. M., Lebata-Ramos, M., & Hazel, J. (2015). Estimation of energy budget of sea cucumber, *Holothuria scabra*, in integrated multi-trophic aquaculture.

Woodland, D. J. (1990). Revision of the fish family Siganidae with descriptions of two new species and comments on distribution and biology.

Yokoyama, H. (2013). Growth and food source of the sea cucumber *Apostichopus japonicus* cultured below fish cages—potential for integrated multi-trophic aquaculture. *Aquaculture*, 372, 28-38.

Yu, Z., Zhou, Y., Yang, H., Ma, Y. E., & Hu, C. (2014). Survival, growth, food availability and assimilation efficiency of the sea cucumber *Apostichopus japonicus* bottom-cultured under a fish farm in southern China. *Aquaculture*, 426, 238-248.

Zamora, L. N., & Jeffs, A. G. (2011). Feeding, selection, digestion and absorption of the organic matter from mussel waste by juveniles of the deposit-feeding sea cucumber, *Australostichopus mollis*. *Aquaculture*, 317(1), 223-228.

Zamora, L. N., & Jeffs, A. G. (2012). The ability of the deposit-feeding sea cucumber *Australostichopus mollis* to use natural variation in the biodeposits beneath mussel farms. *Aquaculture*, 326, 116-122.

Zamora, L. N., Dollimore, J., & Jeffs, A. G. (2014). Feasibility of co-culture of the Australasian sea cucumber (*Australostichopus mollis*) with the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) in northern New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 48(3), 394-404.

Zhou, Y., Yang, H., Liu, S., Yuan, X., Mao, Y., Liu, Y., & Zhang, F. (2006). Feeding and growth on bivalve biodeposits by the deposit feeder *Stichopus japonicus* Selenka (Echinodermata: Holothuroidea) co-cultured in lantern nets. *Aquaculture*, 256(1), 510-520.

5. Lien entre nutrition et performance de croissance dans le cadre de l'élevage de *H. scabra* en enclos côtiers

5.1. Introduction

Le but initial de cette expérience était d'évaluer la faisabilité et l'intérêt de réaliser des élevages d'holothuries sous influence directe des effluents des fermes aquacoles.

Le premier objectif était de se servir des holothuries comme agents de bio remédiation afin de limiter l'enrichissement potentiel du milieu sous influence des effluents. Le deuxième était de se servir de ces mêmes effluents comme source de nourriture pour les animaux afin d'optimiser les performances de production des élevages en enclos.

Néanmoins, la Ferme Aquacole de Montagnes Blanches (FAMB) n'ayant pas pu êtreensemencée en crevettes lors de notre étude, nos objectifs initiaux n'ont pu être poursuivis. Ainsi cette étude vise à caractériser le lien entre sources de nourriture et croissance dans le milieu naturel, dans le but de fournir des connaissances complémentaires sur l'écologie de *H. scabra*. A terme, ces informations devraient permettre de mieux sélectionner les sites favorables à son élevage en milieu côtier. Ces données pourraient de plus servir à une meilleure gestion des pêcheries d'holothuries, enjeu crucial à l'échelle des pays insulaires du pacifique.

5.2. Matériel et méthodes

L'expérimentation s'est déroulée dans six enclos placés en mer ouverte. La localisation des enclos a été déterminée suite à une étude bathymétrique afin que les marées basses n'impliquent pas le découverture total des enclos. Deux zones ont été isolées : la zone dite « impactée » (Zi) située en sortie d'élevage et la zone dite « témoin » (Zt) proche de la station de pompage (Fig.1).

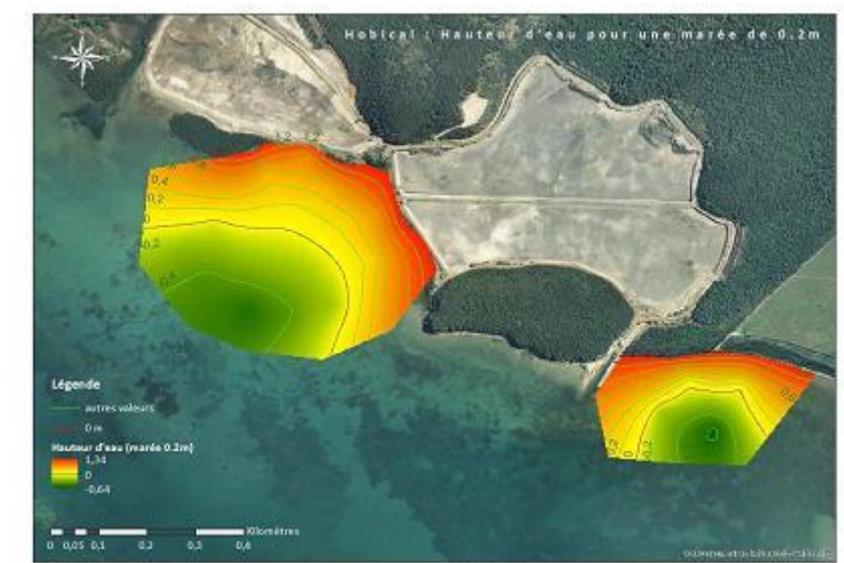


Figure 1 : a) Bathymétrie de la zone d'élevage b) %MO et concentration en Chla des sédiments c) zones d'implantation des enclos.

Les enclos constituent des structures circulaires de 200 m² et de 1.63 m de hauteur (Fig. 2). Ils ont été conçus en Netlon et piquets en acier galva afin de permettre une solidité face aux aléas climatiques. De plus, une toile ombrière a été cousue à la base des Netlons et enfouie dans le sol pour limiter l'entrée des prédateurs et la sortie des holothuries (Fig. 3). Un entretien des enclos a été réalisé lors de chaque venue sur le site.



Figure 2 : a) Construction des enclos, b) les bassins vides de la FAMB en amont des enclos



Figure 3 : La toile ombrière cousue à la base des enclos et maintenue dans une tranchée grâce à des pierres

Les animaux utilisés pour cette expérimentation proviennent de la Société d'Élevage Aquacole (SEA). Les animaux ont été préalablement pré-grossis dans les bassins de terre de la ferme. Ces derniers sont issus de la même ponte et du même bassin que les animaux utilisés dans l'étude en mésocosmes.

L'ensemencement des enclos a eu lieu le 28 août 2014 avec 2000 animaux d'un poids moyen de 23 g. La densité à l'état initial était de 1.65 animaux/m², soit 330 animaux par enclos, dans les deux zones.

La caractérisation environnementale des sites d'élevages a été effectuée à deux reprises :

- La réalisation d'un état zéro en Aout 2014 avant l'ensemencement des animaux.
- Un point d'échantillonnage en décembre 2014 ou, en plus des variables environnementales, les animaux et les sources d'alimentation potentielles ont été prélevés pour une étude trophique.

5.3. Résultats

5.3.1. Zootechnie

Les taux de recapture après quatre pêches successives des enclos ont atteint $76 \pm 3\%$ et $77 \pm 4\%$ de la population initialement ensemencée pour les zones Zi et Zt (Tableau 1). L'évolution des poids moyens a d'abord montré une phase de latence après l'ensemencement, concomitante avec des températures assez faibles (Fig. 5).

Tableau 1 : résultats zootechniques

| | Traitements | |
|---|------------------|------------------|
| | Zi | Zt |
| Survie (%) | 76 ± 3 | 77 ± 4 |
| Poids moyen (g.ind ⁻¹) | $111,6 \pm 13,7$ | $162,3 \pm 26,0$ |
| Taux de croissance (g.j ⁻¹) | $0,30 \pm 0,05$ | $0,47 \pm 0,09$ |
| SGR (%) | $0,54 \pm 0,04$ | $0,66 \pm 0,05$ |
| Biomasse totale finale (g.m ⁻²) | $140,9 \pm 12,2$ | $203,8 \pm 28,8$ |

Les croissances ont ensuite fortement augmenté à partir du mois de novembre pour diverger entre les deux sites avec des gains en poids significativement ($P < 0,05$) plus importantes pour Zt (Fig. 5). La zone Zt a montré une diminution des croissances en fin d'expérience, cette dernière s'est accompagnée par une plus grande hétérogénéité de croissance entre les enclos. La zone Zi a quant à elle montré des croissances plus stables et globalement modestes.

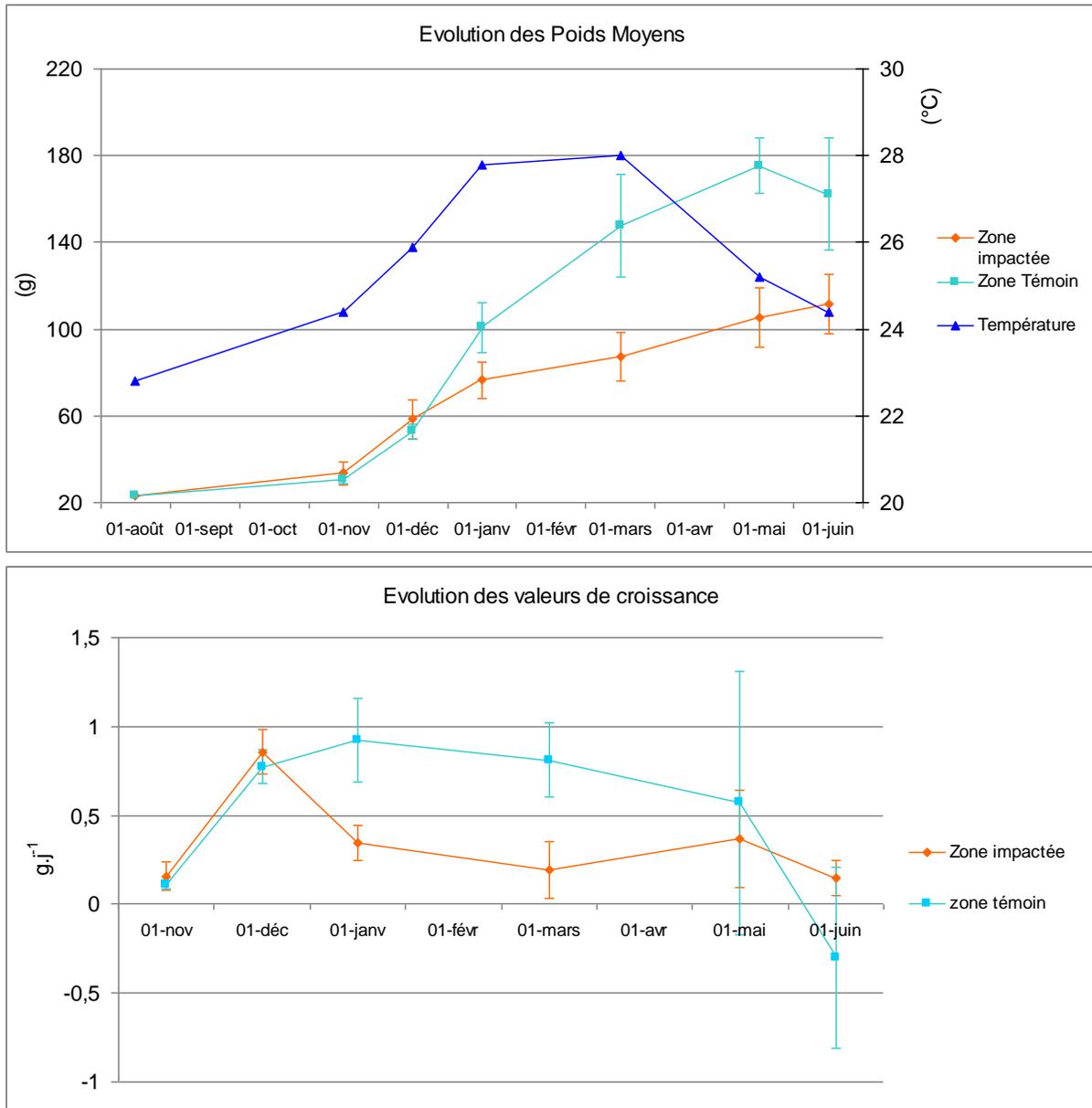


Figure 5 : a) évolution des poids moyens (en g) et des températures (°C) au cours de l'expérience (n=150) b) évolution des taux de croissances.

Cette différence de croissance entre les zones s'est traduite par des poids moyens plus élevés pour la zone Zt ($162,3 \pm 26,0$ g) que pour Zi ($111,6 \pm 13,7$ g) en fin d'expérience ($P < 0,05$)

(Tableau 1). L'histogramme des classes de tailles montre qu'au sein d'une zone il n'y a eu que peu de différence entre les enclos, mais il y a eu une différence de répartition marquée entre les deux zones avec la majorité des animaux compris entre 140-220g pour Zt et de 100-160g pour Zi (Fig. 6). Néanmoins il n'y a pas de différence quant au coefficient de variation (CV) entre les deux populations avec un CV de 27% pour Zt et 29% pour Zi. La biomasse finale est significativement ($p < 0,05$) plus élevée pour Zt ($203,8 \pm 28,8 \text{ g.m}^{-2}$) que pour Zi ($140,9 \pm 12,2 \text{ g.m}^{-2}$).

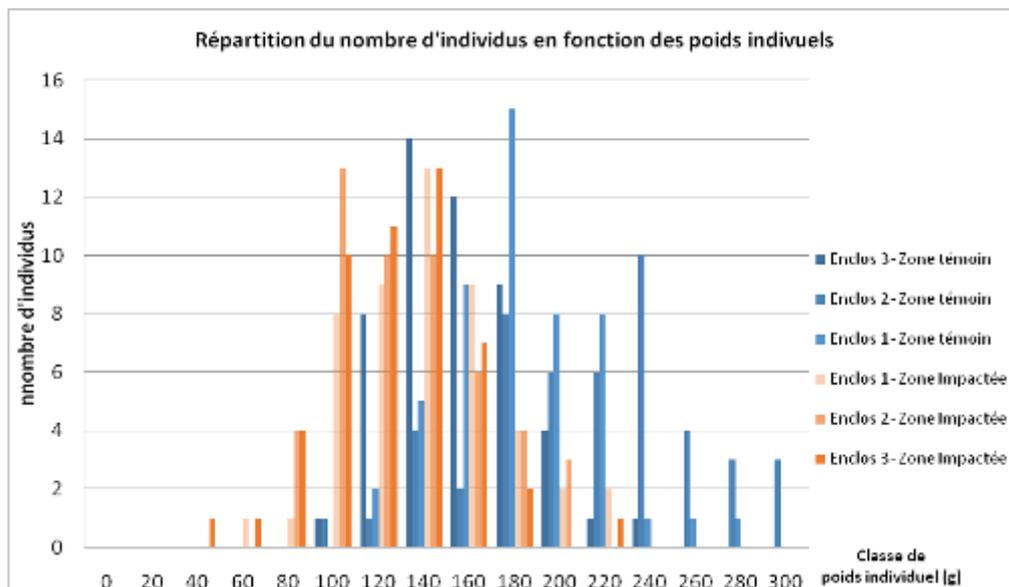


Figure 6 : Histogramme des classes de tailles en fin d'expérience

5.3.2. Compartiment benthique

La granulométrie des sédiments montre de fortes similitudes entre les deux sites pour les fractions supérieures à $125\mu\text{m}$, il existe cependant de forte différence dans la composition en fractions fine. Ainsi, les fractions comprises entre $125-50\mu\text{m}$ et $<50\mu\text{m}$ étaient respectivement 2 et 3 fois plus abondantes sur le site témoin que sur le site impacté (Fig. 7). Ceci suggère un hydrodynamisme plus faible pour la zone Zt qui semble s'appliquer principalement à la fraction fine et pourrait donc avoir des conséquences quant à la capacité de ces sédiments à capter la fraction fine des flux de déposition.

Les sédiments des deux sites montrent des teneurs en MO assez faibles de l'ordre de 1,5 à 2% (Tableau 2). Les teneurs en MO sont plus importantes pour le site Zt, ce qui est confirmé par

le pourcentage de carbone organique. Cette MO semble principalement composée de matière réfractaire avec un C/N supérieur à 12.

La présence en quantité significative d'acides gras à longue chaîne (LCFA) dans les sédiments des deux sites semble indiquer qu'une partie de cette MO est dérivée des apports des mangroves adjacentes. Cet apport n'est pas confirmé par les données isotopiques, probablement en raison de la faible contribution relative des apports des mangroves par rapport aux autres sources allochtones et/ou autochtones (Fig. 8). Par ailleurs, les teneurs importantes en acides gras courts et ramifiés (BFA) suggèrent une dominance des populations bactériennes, probablement associées aux détritiques organiques, dans la composition des sédiments.

Tableau 2 : variables environnementales des sédiments.

| | Zones | |
|--|-------------|-------------|
| | Zi | Zt |
| Sédiment | | |
| Chla (mg.m ⁻²) | 42,4 ± 13,5 | 41,6 ± 7,4 |
| Phéo (mg.m ⁻²) | 16,6 ± 8,0 | 14,3 ± 7,5 |
| % Phéo | 28,1 ± 13,1 | 25,3 ± 11,4 |
| %MO | 1,55 ± 0,16 | 1,99 ± 0,31 |
| %C | 1,77 ± 0,23 | 2,62 ± 0,59 |
| %N | 0,22 ± 0,07 | n.d |
| C/N | 12,3 ± 1,1 | n.d |
| NH ₄ (µM) | 31,5 ± 7,5 | 38,9 ± 22,6 |
| PO ₄ (µM) | 1,59 ± 1,46 | 0,80 ± 0,27 |
| NPP(µmol.m ⁻² .h ⁻¹) | 527 ± 778 | 65 ± 623 |
| R (µmol.m ⁻² .h ⁻¹) | -1002 ± 378 | -984 ± 471 |
| GPP (µmol.m ⁻² .h ⁻¹) | 1529 ± 642 | 1050 ± 462 |
| P/R | 0,86 ± 0,46 | 0,59 ± 0,37 |

Tableau 3: variables environnementales de la colonne d'eau et des flux de déposition.

| | Zones | |
|----------------------------|---------------|---------------|
| | Zi | Zt |
| Colonne d'eau | | |
| Chla (µg.L ⁻¹) | 0,55 ± 0,08 | 0,81 ± 0,08 |
| Phéo (µg.L ⁻¹) | 0,32 ± 0,03 | 0,52 ± 0,01 |
| % | 40,0 ± 1,5 | 39,5 ± 1,92 |
| MES (mg.l ⁻¹) | 25,8 ± 16,7 | 25,6 ± 13,6 |
| %C | 0,46 ± 0,14 | 0,48 ± 0,21 |
| %N | 0,024 ± 0,003 | 0,023 ± 0,003 |
| C/N | 18,9 ± 3,2 | 20,5 ± 5,7 |
| NH ₄ (µM) | 0,89 ± 1,27 | 0,25 ± 0,32 |
| PO ₄ (µM) | 0,07 ± 0,01 | 0,05 ± 0,05 |
| Dépôts | | |
| %C | 3,64 | 8,82 |
| %N | 0,35 | 0,8 |
| C/N | 10,4 | 11 |

Les sédiments montrent aussi très peu d'acides gras poly-insaturés (PUFA), qui sont des marqueurs des macrophytes et des microalgues eucaryotes, impliquant que ces dernières participent peu à la constitution du pool de MO. Les PUFA étant extrêmement labiles et rapidement perdus au cours des processus de dégradation leur faible teneur indique la nature principalement détritique de la MO contenu dans les sédiments.

Les concentrations en ammonium et phosphate des eaux interstitielles sont similaires entre les deux zones (Tableau 2). La teneur en Chla benthique est elle aussi similaire pour la zone Zi et Zt (42,4 ± 13,5 et 41,6 ± 7,4 mg.m⁻²).

Le métabolisme sédimentaire montre des taux de respiration de -1002 ± 378 et -984 ± 471 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ pour Zi et Zt, respectivement. La production primaire nette est de 527 ± 778 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ pour Zi et de 65 ± 623 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ pour Zt.

Le statut trophique des sédiments (P/R) dérivé du métabolisme, montre que ces derniers sont clairement hétérotrophes et cette tendance semble plus marquée pour le site Zt (Tableau 2). Ceci signifie qu'à l'échelle de la journée, les sédiments respirent plus de carbone organique qu'ils n'en produisaient via la photosynthèse. Ce mode de fonctionnement implique que le métabolisme des sédiments était en grande partie alimenté par des apports allochtones, via les flux de sédimentation.

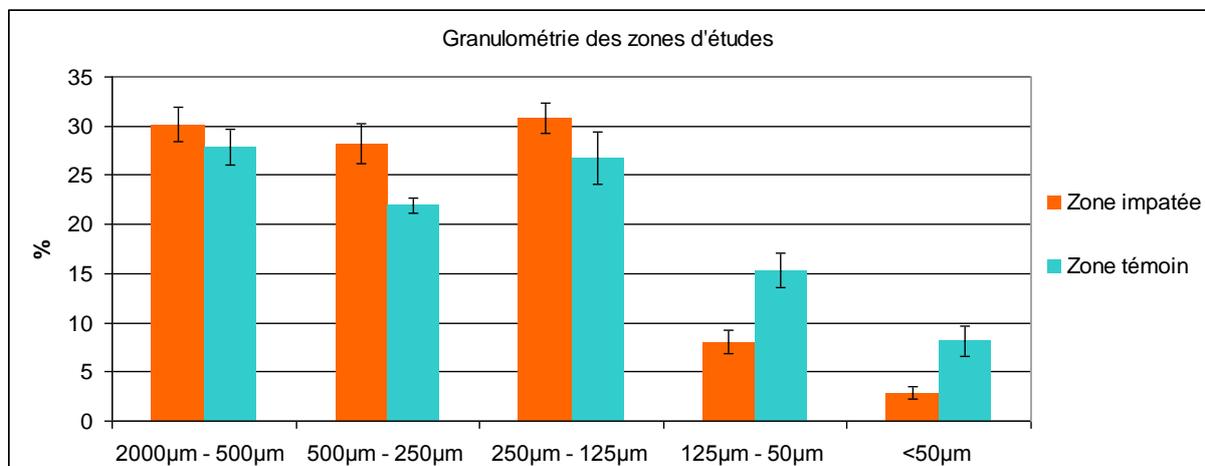


Figure 7 : granulométrie des sédiments.

Ainsi, malgré des différences marquées dans les teneurs en MO, les deux sites ont montrés de fortes similitudes en Chla, production primaire, respiration et en ammonium (Tableau 2). Ces résultats et les signatures semblables en isotopes stables et acide gras des sédiments entre les deux sites suggèrent un fonctionnement comparable de la boucle microbienne benthique. Ainsi, Les communautés microbiennes et la minéralisation de la MO semblent être extrêmement semblables entre Zt et Zi.

La couverture en macrophytes était bien plus élevée sur Zt que sur Zi (respectivement 30% et inf à 5%). Néanmoins cette dernière a montré une forte variabilité temporelle avec de forts développements allant jusqu'à 80% de couverture spatiale pour Zt. Elle est dominée par les algues calcaires *Halimeda macroloba* et *H. opuntia* (Fig. 9). Les signatures isotopiques sont assez différentes en fonction des espèces (Figure 8), mais l'ensemble des macrophytes est caractérisé par une composition en acides gras riche en PUFA, notamment en 20:4n-6 (acide arachidonique) et 20:5n-3 (acides eicosapentaénoïque).

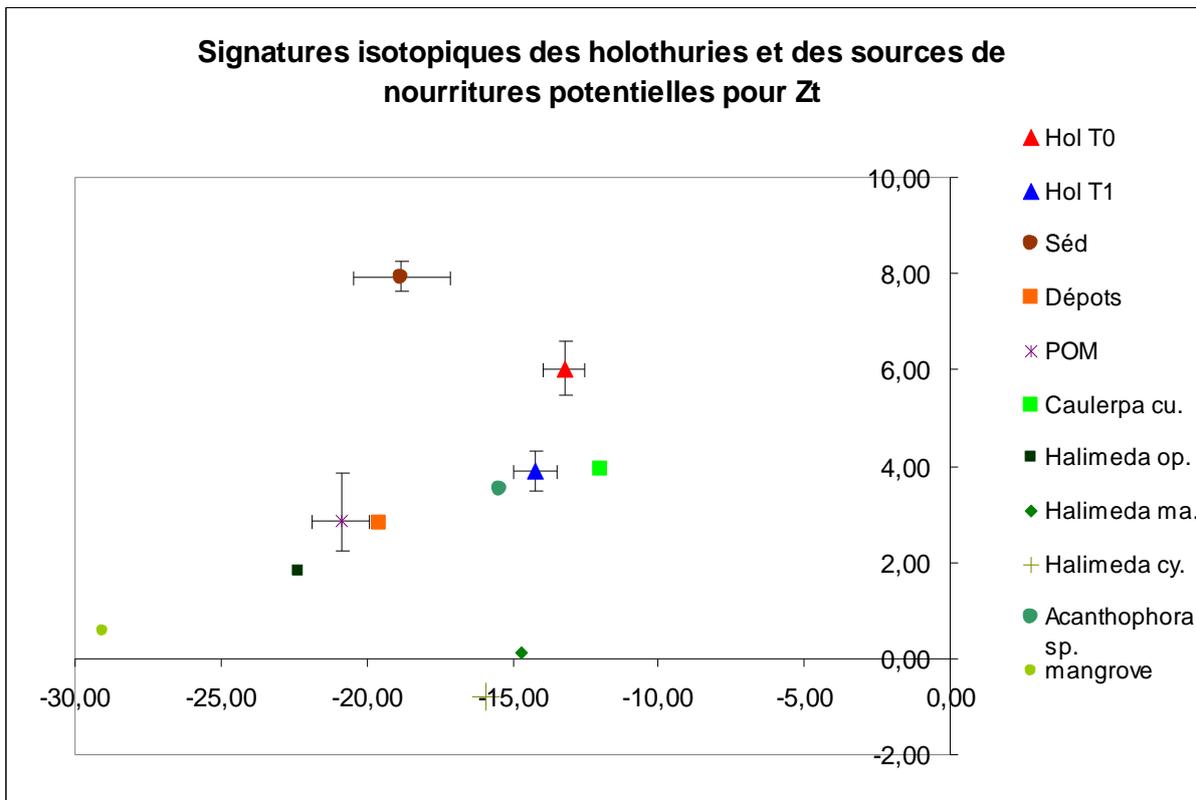
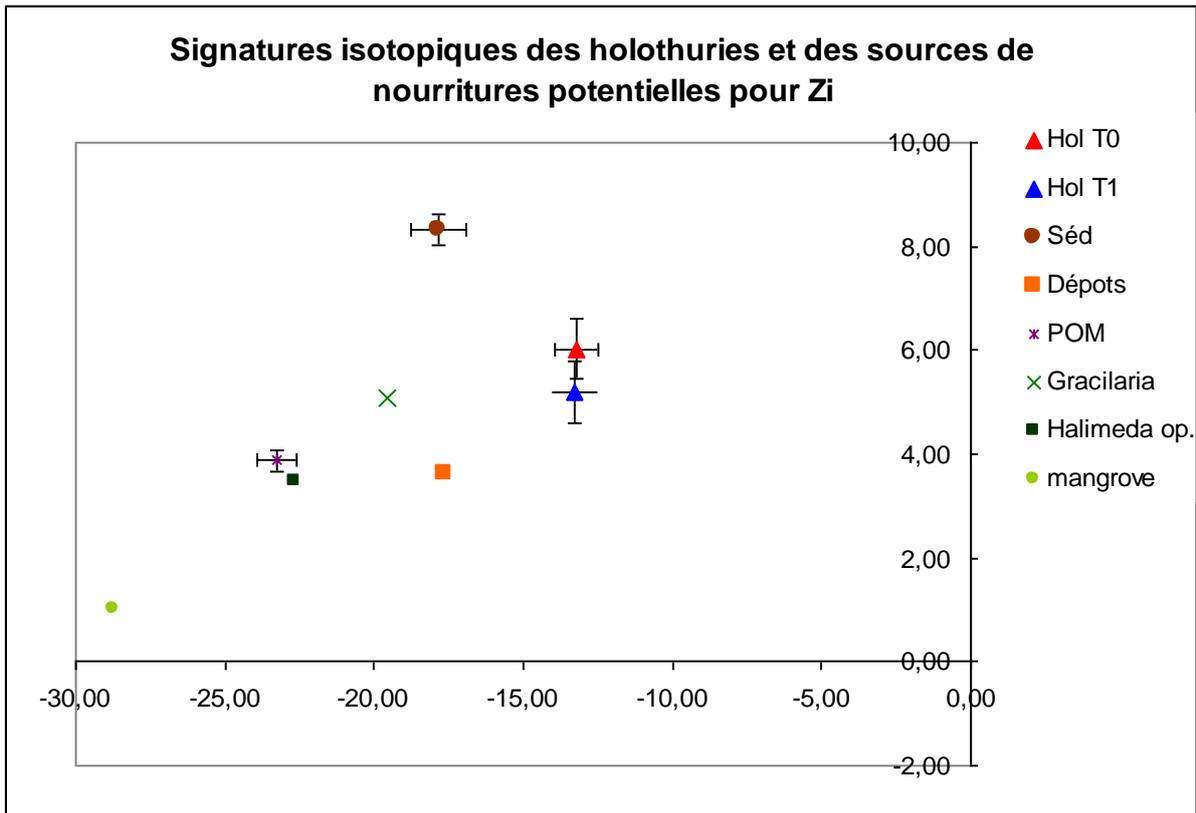


Fig.8 : Evolution de la signature isotopique des holothuries et de leurs sources de nourriture potentielles.

5.3.3. *Colonne d'eau et flux de sédimentation*

La colonne d'eau a montré des caractéristiques typiques des fonds de baie du lagon de Nouvelle-Calédonie (Tableau 3) avec des concentrations en Chl *a* de l'ordre de 0,5 à 1,0 $\mu\text{g.l}^{-1}$ et de faibles concentrations en nutriments. Il n'y a pas eu de différences significatives entre les deux stations sur l'ensemble des variables de la colonne d'eau. Seule la Chl *a* et les phéopigments montrent une tendance plus élevée sur Zt que sur Zi.

Ces variables montrent une forte variabilité temporelle, ce qui est visible sur le pool de nutriments dissous et sur les matières en suspension. La proportion élevée de matière minérale dans les MES indique que la matière présente dans la colonne d'eau était principalement issue de la remise en suspension des sédiments. Néanmoins, la différence de signatures isotopiques entre la MO des sédiments et la MOP de la colonne d'eau (fig.8) semble indiquer que seule une fraction de la MO des sédiments a été remise en suspension et/ou que d'autres sources allochtones influencent la MOP.

Les flux de sédimentation se sont eux aussi montrés hautement variables quantitativement et ont été influencés par les conditions de vents (observation pers.). Lors des dates d'échantillonnage avec un fort vent, ces derniers étaient principalement composés de sédiments, et ils n'ont pas été analysés. Les échantillons retenus pour analyses représentent une situation de vent calme permettant de « concentrer » la signature de cette matière par rapport aux sédiments totaux.

Dans ces conditions, les dépôts issus des flux de sédimentation ont une signature isotopique assez proche de la MOP de la colonne d'eau (Fig. 8). Ces derniers ont montré des teneurs en MO plus élevées à Zt qu'à Zi (8,8 et 3,2% de carbone organique, Tableau 3), mais leur composition en acides gras et leur signature isotopiques étaient assez semblables indiquant une composition assez proche. Comme pour la MOP, les signatures isotopiques suggèrent que les dépôts étaient composés de différentes sources benthiques ; notamment sédiments et macrophytes. Ceci est confirmé par leur composition en acides gras avec des teneurs importantes en PUFA (marqueurs des macrophytes) et en AG courts, impairs et/ou ramifiés (BFA) (marqueurs des bactéries). Néanmoins, les dépôts sont aussi caractérisés par de fortes teneurs en 16:1n-7 et en 20:5n-3, qui sont des marqueurs des diatomées, et qui sont absents des autres compartiments analysés.



Halimeda opuntia



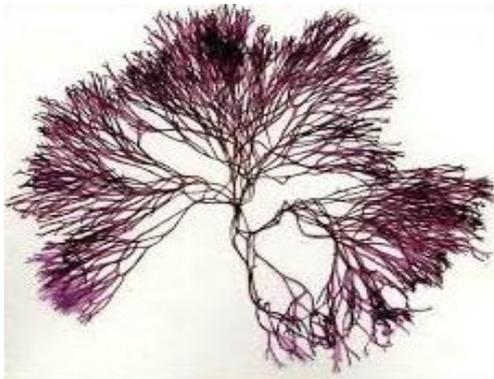
Caulerpa cupressoides



Halimeda cylindracea



Acanthophora spicifera



Gracilaria sp.

Figure 9 : Principaux macrophytes présents sur la zone d'étude, identification Claude Payri.

5.3.4. *Holothurians*

L'évolution temporelle de la signature isotopique des animaux ne montre pas de variation en $\delta^{13}\text{C}$, mais montre une diminution de la signature en $\delta^{15}\text{N}$ (Fig. 8). L'analyse de la fraction

neutre (LN) des acides gras (portant une information trophique) ne montre pas de différence entre les deux zones (Fig. 10).

La composition en AG de la fraction polaire (LP) (non porteuse d'information trophique car sous contrôle métabolique) montre qu'il existe des différences entre les deux sites, en particulier du fait de teneurs en PUFA nettement plus importantes pour les holothuries de la zone témoin (particulièrement 20:4n-6 et 20:5n-3) (Fig. 11).

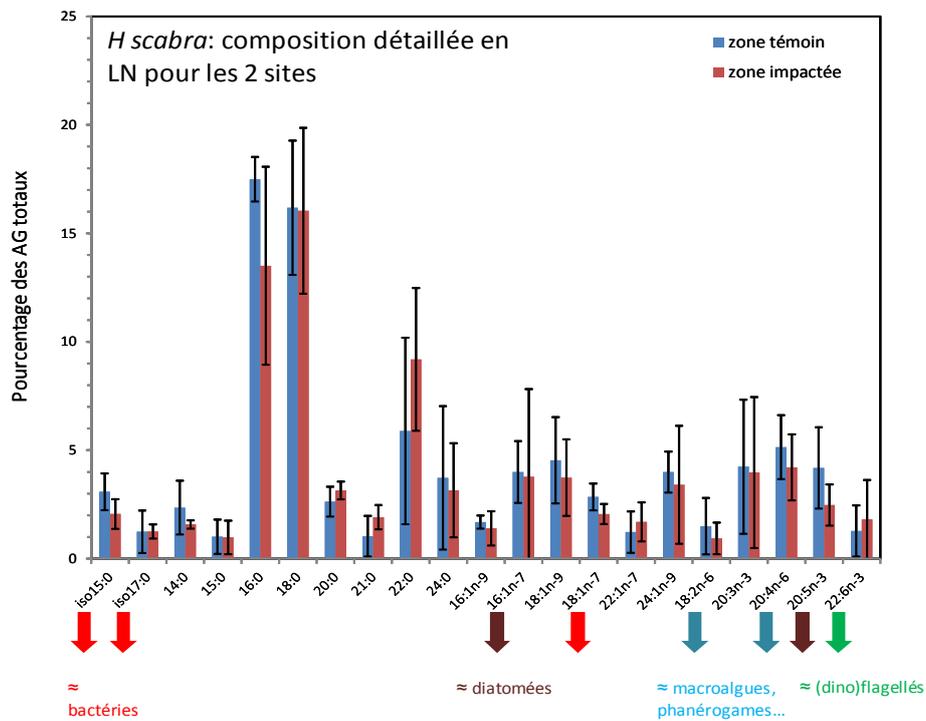


Figure 10 : Profils de la fraction neutre des acides gras des holothuries pour Zi et Zt

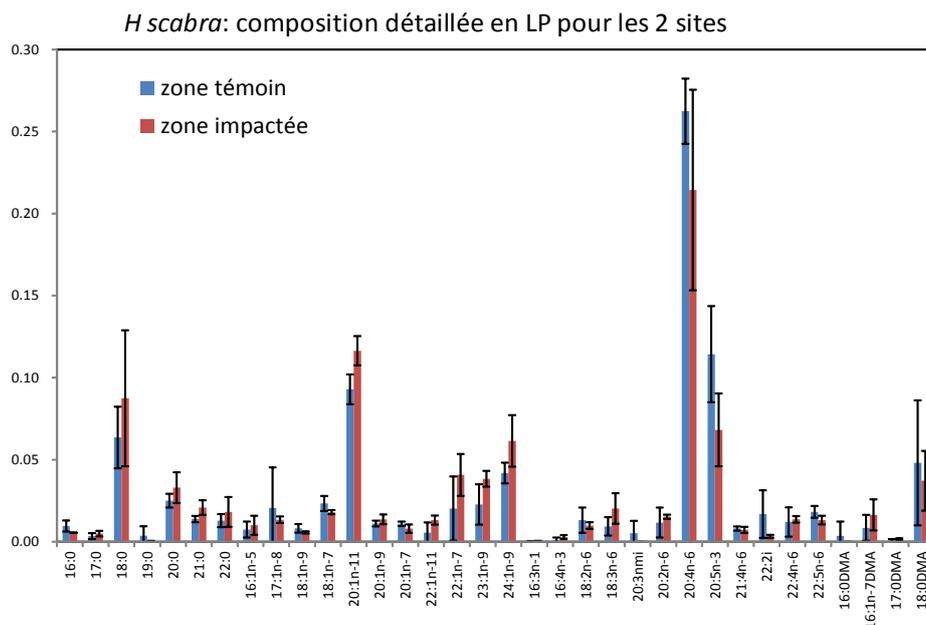


Figure 11 : Profils de la fraction polaire des acides gras des holothuries pour Zi et Zt

5.4. Discussion

5.4.1. *Performances de production*

5.4.1.1. *Taux de recapture*

Les taux de recapture finaux des animaux ont été satisfaisants avec 76 et 77% pour les zones Zt et Zi. Ils sont bien supérieurs aux taux de survies de 20% fréquemment rapportés (Purcell et al. 2012). Il est cependant important de noter que quatre pêches consécutives de la totalité des animaux visibles dans les enclos ont été nécessaires pour atteindre ces résultats. Lors de la dernière pêche jusqu'à 30 animaux ont été pêchés dans un des enclos ce qui représente tout de même 10% de la population initiale et souligne la difficulté d'une pêche totale des enclos.

Outre la taille des animaux à l'ensemencement, les taux de recapture en enclos côtiers sont principalement affectés par l'évasion des juvéniles des enclos et la prédation dont le crabe *Thalamita crenata* est en grande partie responsable (Tsiresy et al. 2011, Rougier et al. 2013). A Madagascar, l'étude de Rougier et al. (2013) montre comment l'amélioration de la structure des enclos, de leur entretien et des plans de lutte contre les prédateurs ont permis de passer de 40 à 76% de survie pour des animaux de 350 g.

Peu de prédateurs ont été observés à l'intérieur et à l'extérieur des enclos lors de notre étude, ce qui explique en grande partie nos bons résultats. L'autre point important est l'utilisation d'une toile ombrière cousue à la base des enclos, et maintenue en place dans une tranchée grâce à des pierres. Ce procédé et le bon entretien des structures ont sûrement mené à une baisse importante des échappements d'animaux et ont sûrement limité l'entrée des prédateurs.

5.4.1.2. *Croissances*

Les croissances de la zone Zt ont été jusqu'à deux fois plus élevées que pour Zi alors que ces zones n'étaient espacées que de 800m.

Ceci souligne que les caractéristiques d'habitats favorables à *H. scabra* peuvent varier sur de faibles échelles spatiales. La notion de micro habitat (quelques centaines de mètres) apparaît donc primordiale pour l'élevage des holothuries (Purcell et Simutoga 2008).

Pour notre site d'étude, le facteur structurant ces différences de micro habitats semble être l'hydrodynamisme de la zone. En effet l'hydrodynamisme était plus élevé pour la zone Zi qui était soumis à un fetch¹ plus important par rapport au vent dominant. Cette différence d'hydrodynamisme est visible sur la granulométrie des sédiments des différents sites d'élevage au niveau de la fraction inférieure à 125 µm.

L'effet de l'hydrodynamisme sur la croissance des animaux peut être de plusieurs natures. Deux hypothèses envisagées :

- Lors des périodes de forts vents, le courant créé par les vagues pourrait induire des conditions de stress pour les animaux.
- Un effet sur la disponibilité en nourriture, par exemple via la remise en suspension de la fraction fine, la plus riche en matière organique.

Pour la zone Zt, les croissances observées (0,57 - 0,92 g.j⁻¹) sont dans la moyenne de ce qui est rapporté pour les élevages de *H. scabra* en enclos côtiers : 0,5 à 2,1 g.j⁻¹ à Madagascar (Lavitara et al. 2010, Plotieau et al. 2014), 1,2 g.j⁻¹ en Inde (James 1999), 0,42 g.j⁻¹ aux Philippines (Gamboa et al. 2012), 0,46 g.j⁻¹ en Papouasie (Shelley, 1985) et 0,49 g.j⁻¹ au Vietnam (Pitt et Duy, 2004). Nos résultats peuvent donc être considérés comme représentatifs, même s'il existe des biotopes qui montrent de meilleures croissances.

5.4.1.3. Capacité de charge

En fin d'expérience, un arrêt de croissance a été observé pour les enclos de la zone Zt, ce qui n'a pas été le cas pour Zi. De ce fait, il est possible que cet arrêt soit dû à une capacité de charge limite du système, plutôt qu'à la baisse des températures. En effet, les charges finales pour Zt ($203,8 \pm 28,8 \text{ g.m}^{-2}$) correspondent à la capacité de charge de 200-250 g.m⁻² rapportée par [Purcell et Simutoga \(2008\)](#) pour la baie de Népoui proche de notre site d'étude.

Comme la charge finale de la zone Zi ($140,9 \pm 12,2 \text{ g.m}^{-2}$) n'a pas engendré d'arrêt de croissance, il semble que cette dernière n'aurait pas atteint la capacité de charge de ce milieu.

¹ Fetch : Le fetch est la distance en mer ou sur un plan d'eau au-dessus de laquelle souffle un vent donné sans rencontrer d'obstacle depuis l'endroit où il est créé ou depuis une côte s'il vient de la terre. Cette notion permet de comprendre la hauteur des vagues et de la houle à un endroit donné.

De ce fait, il ne nous est pas possible de conclure sur une différence potentielle de capacité de charge entre les deux zones.

Les valeurs de capacité de charge rapportées pour les élevages en enclos varient de 100 à 770 g.m⁻² (Lavitara et al. 2010, Robinson et Pascal 2012). De plus, les performances de croissance et les capacités de charge d'un site d'élevage semblent être des caractéristiques indépendantes (Tsiresy et al. 2011). Un site avec des croissances rapides n'induit pas forcément une forte capacité de charge, et inversement un site avec de faibles taux de croissance peut atteindre une forte charge en élevage. Tsiresy et al. (2011) suggèrent que les vitesses de croissance sont liées à la qualité et à la biodisponibilité de la MO totale des sédiments, tandis que la capacité de charge serait plus liée à la quantité de MO biodisponible présente dans le sédiment. Ainsi, l'étude de Plotieau et al. (2014) démontre que les taux de croissance des animaux sont indépendants de la teneur en MO totale des sédiments, et sont bien mieux expliqués par des variables qualitatives telles que la teneur en protéines et l'abondance bactérienne.

La variation indépendante des croissances et des capacités de charges implique qu'il est nécessaire de développer des stratégies d'élevages différentes en fonction des sites, notamment en termes de densité et de fréquence d'ensemencement, voire de récolte échelonnée des plus gros animaux. Ainsi, il est primordial de mieux comprendre les facteurs contrôlant ces processus et de définir des indicateurs permettant une classification des biotopes et de leurs performances de productions respectives.

5.4.2. *Nutrition*

L'ensemble des paramètres de la colonne d'eau et du sédiment était dans les valeurs moyennes de ce qui est habituellement rapporté pour les zones peu profondes et en bordure de côte en Nouvelle Calédonie (Garrigue 1998, Grenz et al. 2002, 2010, Fichez et al. 2010, Hochard et al. 2012). Ainsi, notre site d'étude est bien représentatif de ce type de milieu, qui est lui-même l'habitat préférentiel de *H. scabra* (Purcell and Simutoga 2008).

5.4.3. Sources de nourriture potentielles

a. Le compartiment benthique :

L'évolution de la signature isotopique des animaux indique que le pool global de MO des sédiments ne représente pas une source de nourriture importante pour les holothuries, ce qui est en accord avec sa nature réfractaire. Néanmoins, les fortes teneurs en AG courts, impairs et/ou ramifiés (BFA) qui caractérisent les sédiments de notre site d'étude suggèrent qu'ils représentent une source potentielle en bactéries hétérotrophes et autotrophes. En effet, ces mêmes acides gras se retrouvent en teneur assez élevée chez les holothuries alors qu'ils ne peuvent pas être synthétisés par ces animaux. Ainsi, les sédiments auraient eu un rôle indirect dans l'alimentation des holothuries *via* l'assimilation des bactéries hétérotrophes et autotrophes, et la MO labile dérivée de leur production.

De par leur constitution et le mode de nutrition des holothuries, les macrophytes ne constituent pas une source directe de nourriture pour ces dernières. Néanmoins les détritiques issus des macrophytes constituent une source de nourriture potentielle après leurs recyclages par les bactéries (Yingst, 1976 ; Lawrence, 1982; Gao et al., 2008; Wing et al., 2008). Néanmoins, l'absence de PUFA (principal traceur des macrophytes) et la signature isotopique des sédiments semblent indiquer que les macrophytes n'aient pas été significativement dégradés au sein de ces derniers et ainsi incorporés au pool de MO des sédiments. Ainsi, la différence d'abondance de macrophytes entre les deux zones ne semble pas se retrouver au sein des sédiments sous une forme biodisponible.

b. La colonne d'eau et les dépôts sédimentaires :

Dans de nombreux écosystèmes, les dépôts représentent la principale entrée de MO au sein des sédiments et une source de nourriture majeure pour les dépositivores. La matière sédimentée est en grande partie issue de la production primaire de la colonne d'eau et les flux de sédimentation représentent un transfert de matière important entre ces deux compartiments. Dans les milieux oligotrophes peu profonds, cette vision est rendue plus complexe de par la pauvreté de la colonne d'eau, la présence de production primaire benthique et la remise en suspension des sédiments (Hochard et al. 2012). Ainsi, dans un milieu tel que notre site

d'étude, la colonne d'eau ne contribue que faiblement aux flux de sédimentation, et ces derniers dérivent principalement de la remise en suspension des sédiments et d'autres apports allochtones (mangrove, matériel terrigène...) (Clavier et al. 1995).

Les signatures isotopiques et la composition en acides gras des flux de dépôts suggèrent que ces derniers sont bien composés d'un mélange complexe de différentes sources présentes dans notre zone d'étude.

Ces dépôts semblent avoir un profil nutritif particulièrement bien adapté aux holothuries. En effet, ils sont constitués de particules fines issues de la zone de nutrition préférentielle des holothuries et ont une teneur en MO élevée (jusqu'à 8% de carbone organique pour Zt). Les profils d'acides gras montrent que ces derniers contiennent une quantité non négligeable de bactéries, mais aussi des débris de macrophytes et de fortes teneurs en diatomées, deux sources de nourriture absentes des sédiments. Ainsi, les dépôts semblent avoir concentré les sources potentielles de nourriture sous une forme bio disponible pour les animaux et l'évolution de la signature isotopique des holothuries suggère que ces dernières se seraient principalement nourries sur ce pool.

5.4.3.1. Les dépôts sédimentaires contrôlent-ils la différence de croissance entre nos sites d'élevage ?

L'analyse des sources de nourriture potentielles présentes permet d'émettre l'hypothèse que les différences de croissances entre les deux zones d'élevage étaient principalement dues à une différence de disponibilité de nourriture liées aux différences d'hydrodynamisme entre les deux zones.

En effet, bien que les holothuries semblent s'être en partie nourries sur les sédiments, leurs caractéristiques très proches en termes de matière biodisponible ne semble pas pouvoir expliquer les différences de croissance observées.

Les dépôts semblent quant à eux être la principale source de nourriture pour les animaux sur notre zone d'étude et l'hydrodynamisme plus faible sur la zone Zt a probablement permis une meilleure disponibilité de ces dépôts par rapport à la zone Zi.

Cette hypothèse est soutenue par l'analyse de la composition en AG des animaux. En effet, l'analyse de la fraction neutre des acides gras, portant une information trophique, ne montre

aucune différence notable entre les deux sites, ce qui semble confirmé par une signature isotopique proche des holothuries. Ceci suggère que les holothuries de ces deux sites assimilent les mêmes sources de nourriture. L'analyse de la fraction polaire (LP), non porteuse d'information trophique car sous contrôle métabolique, mais dont la composition peut révéler des différences physiologiques, montre qu'il existe des différences entre les deux sites. Ceci est clairement visible au niveau des teneurs en PUFA nettement plus importantes pour les organismes de la zone témoin (particulièrement 20:4n-6 et 20:5n-3). Le fait que cette différence ne se retrouve pas dans les LN permet d'émettre l'hypothèse que, du fait de la faible disponibilité de ces AG dans les sources, ils sont immédiatement utilisés par les organismes pour les intégrer dans les membranes cellulaires dans la zone témoin, ce qui aboutit à l'absence de différence observée. Ainsi, on peut suggérer que les individus de la zone impactée ont accès à une nourriture de moins bonne qualité, possiblement en relation avec un hydrodynamisme plus élevé, que ceux de la zone témoin, ce qui rejoint les observations d'une meilleure croissance dans la zone témoin.

Comme les PUFA (marqueur des macrophytes et des diatomées) ne se retrouvent pas dans les sédiments, mais sont présents en grande quantité dans les dépôts, ces derniers semblent bien être responsables des différences de disponibilité en nourriture. En effet, du fait de leur faible présence dans les autres sources, ces composés seront préférentiellement assimilés par les holothuries, qui ne peuvent s'en passer ni en synthétiser par eux-mêmes. Une différence dans la nature des PUFA présents dans cette source affectera donc directement le métabolisme des holothuries en dépendant.

Le statut hétérotrophe des sédiments suggère que l'ensemble de la communauté benthique était dépendante des flux de déposition. Il est donc probable qu'il y ait eu une forte compétitivité quant à l'accès à cette ressource au sein des sédiments limitant ainsi les stocks. Ceci expliquerait pourquoi il n'y a pas eu de présence des marqueurs des détritiques de macrophytes et de diatomées dans les sédiments, ni dans les LN des animaux.

Cette hypothèse implique que les flux de sédimentation étaient très probablement un facteur limitant pour les performances de production des holothuries. Ainsi, on peut suggérer que les performances de croissance des animaux soient contrôlées par la qualité de la MO sédimentée tandis que la capacité de charge du système soit contrôlée par leur quantité. Le fait que, dans les milieux oligotrophes, la qualité des dépôts est en général inversement proportionnelle à

leur quantité (ex : phytoplancton vs. apports terrigènes) pourrait expliquer pourquoi la croissance et la capacité de charge des milieux semblent varier de manière indépendante.

5.4.3.2. Implications pour le choix des sites d'élevages et les structures des enclos

Notre étude s'est déroulée sur une zone restreinte et ne permet pas de définir une typologie exhaustive des sites potentiels d'élevage. Ainsi, il est possible qu'il existe d'autres biotopes favorables à la culture des holothuries, notamment ceux qui comporteraient des sédiments autotrophes avec une forte production primaire du microphytobenthos.

Le fait que les flux de sédimentation soient importants pour les holothuries a déjà été suggéré empiriquement (Pascal et Robinson 2011). Ainsi, ces auteurs indiquent que les zones protégées (comme les baies et des criques) situées au sein de grands lagons où proches des mangroves sont à préférer par rapport aux sites soumis à une forte hydrologie.

Ainsi, notre hypothèse correspond bien aux caractéristiques sédimentaires habituellement accordées aux sites ayant de bonnes performances de production (majorité de fraction fine <500 µm) (Pascal et Robinson 2011, Tsiresy et al. 2011, Plotieau et al. 2014).

Néanmoins, la difficulté de lier les pools aisément mesurables de MO présents dans le sédiment, et les performances de production (Tsiresy et al. 2008, Plotieau et al. 2014), montre bien les limites d'une approche basée seulement sur des indicateurs sédimentaires.

Notre étude indique qu'il serait nécessaire de considérer les sites d'élevage avec une approche écosystémique, notamment pour leur connectivité avec d'autres biotopes leur fournissant des sources de nourriture adéquates via les flux de sédimentation.

Ainsi, il serait nécessaire de présélectionner des zones favorables en fonction de leur capacité à avoir des écosystèmes sources et puits en termes de suspension-déposition de la MO. Les zones d'élevage optimum seront les micros habitats favorisant le captage des flux de sédimentation.

Une piste à envisager est la possibilité d'augmenter artificiellement le bilan de déposition au sein des enclos. Ceci semble possible en jouant sur la forme des enclos et/ou la mise en place de structure au niveau des sédiments permettant de réduire la remise en suspension des dépôts. La co-culture des holothuries sous des élevages de filtreurs comme les huîtres pourrait

aussi conduire à un meilleur transfert de la matière en suspension, cette pratique étant largement utilisée pour d'autres espèces d'holothuries.

5.5. Bibliographie

Booth, J. G., Miller, R. L., McKee, B. A., & Leathers, R. A. (2000). Wind-induced bottom sediment resuspension in a microtidal coastal environment. *Continental Shelf Research*, 20(7), 785-806.

Clavier, J., Chardy, P., & Chevillon, C. (1995). Sedimentation of particulate matter in the south-west lagoon of New Caledonia: spatial and temporal patterns. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 40(3), 281-294.

Fichez, R., Chifflet, S., Douillet, P., Gérard, P., Gutierrez, F., Jouon, A., ... & Grenz, C. (2010). Biogeochemical typology and temporal variability of lagoon waters in a coral reef ecosystem subject to terrigenous and anthropogenic inputs (New Caledonia). *Marine pollution bulletin*, 61(7), 309-322.

Fonseca, M. S., & Bell, S. S. (1998). Influence of physical setting on seagrass landscapes near Beaufort, North Carolina, USA. *Marine Ecology-Progress Series*, 171, 109.

Gamboa, R. U., Aurelio, R. A., Ganad, D. A., Concepcion, L. B., & Abreo, N. A. S. (2012). Small-scale hatcheries and simple technologies for sandfish (*Holothuria scabra*) production. *Asia-Pacific Tropical Sea Cucumber Aquaculture. ACIAR Proceedings*, 136, 63-74.

Gao, F., Yang, H., Xu, Q., Wang, F., Liu, G., & German, D. P. (2008). Phenotypic plasticity of gut structure and function during periods of inactivity in *Apostichopus japonicus*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology*, 150(3), 255-262.

Garrigue, C. (1998). Distribution and biomass of microphytes measured by benthic chlorophyll a in a tropical lagoon (New Caledonia, South Pacific). *Hydrobiologia*, 385(1-3), 1-10.

Grenz, C., Denis, L., Boucher, G., Chauvaud, L., Clavier, J., Fichez, R., & Pringault, O. (2002). Spatial variability in sediment oxygen consumption under winter conditions in a lagoonal system in New Caledonia (South Pacific). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 285, 33-47.

Grenz, C., Denis, L., Pringault, O., & Fichez, R. (2010). Spatial and seasonal variability of sediment oxygen consumption and nutrient fluxes at the sediment water interface in a sub-tropical lagoon (New Caledonia). *Marine pollution bulletin*, 61(7), 399-412.

Hamel, J. F., Conand, C., Pawson, D. L., & Mercier, A. (2001). The sea cucumber *Holothuria scabra* (Holothuroidea: Echinodermata): its biology and exploitation as beche-de-mer. *Advances in Marine Biology*, 41, 129-223.

Hochard, S., Pinazo, C., Rochelle-Newall, E., & Pringault, O. (2012). Benthic pelagic coupling in a shallow oligotrophic ecosystem: Importance of microphytobenthos and physical forcing. *Ecological modelling*, 247, 307-318.

Hoey, A. S., Brandl, S. J., & Bellwood, D. R. (2013). Diet and cross-shelf distribution of rabbitfishes (f. Siganidae) on the northern Great Barrier Reef: implications for ecosystem function. *Coral Reefs*, 32(4), 973-984.

James, D. B. (1999). Hatchery and culture technology for the sea cucumber *Holothuria scabra* Jaeger, in India. *Naga, the ICLARM Quarterly*, 22(4), 12-16.

Lavitra, T., Rasolofonirina, R., & Eeckhaut, I. (2010). The effect of sediment quality and stocking density on survival and growth of the sea cucumber *Holothuria scabra* reared in nursery ponds and sea pens. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science*, 9(2), 153-164.

Lawrence, J. M. (1982). *Echinoderms*. CRC Press.

Madsen, J. D., Chambers, P. A., James, W. F., Koch, E. W., & Westlake, D. F. (2001). The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia*, 444(1-3), 71-84.

Mills, D. J., Duy, N. D., Juinio-Meñez, M. A., Raison, C. M., & Zarate, J. M. (2012). Overview of sea cucumber aquaculture and sea-ranching research in the South-East Asian region. *Asia–Pacific Tropical Sea Cucumber Aquaculture. ACIAR Proceedings*, 136, 22-31.

Pascal B. and Robinson G. 2011. Handbook for sandfish farming, ReCoMap programme, Indian Ocean Commission.

Pitt R. & Duy N.D.Q. (2004) Breeding and rearing of the sea cucumber *Holothuria scabra* in Viet Nam. In: *Advances in Sea Cucumber Aquaculture and Management: FAO Fisheries Technical Paper 463* (ed. by A. Lovatelli, C. Conand, S. Purcell, S. Uthicke, J.-F. Hamel & A. Mercier), pp. 333-346. FAO, Rome, Italy.

Plotieau, T., Lepoint, G., Baele, J. M., Tsiresy, G., Rasolofonirina, R., Lavitra, T., & Eeckhaut, I. Mineral and organic features of the sediment in the farming sea pens of *Holothuria scabra* (Holothuroidea, Echinodermata).

Purcell, S.W., Simutoga, M. (2008). Spatio-temporal and size-dependent variation in the success of releasing cultured sea cucumbers in the wild. *Reviews in Fisheries Science*, 16, 204–214.

Purcell, S. W., Hair, C. A., & Mills, D. J. (2012). Sea cucumber culture, farming and sea ranching in the tropics: progress, problems and opportunities. *Aquaculture*, 368, 68-81.

Robinson, G., Pascal, B. (2012). Sea cucumber farming experiences in south-west Madagascar. In: Hair, C.A., Pickering, T.D., Mills, D.J. (Eds.), *Asia–Pacific Tropical Sea Cucumber Aquaculture. ACIAR Proceedings*, 136. Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra, pp. 142–155.

Rougier, A., Ateweberhan, M., & Harris, A. Stratégies visant à améliorer la survie des juvéniles de *Holothuria scabra* produits en éclosérie dans les fermes holothuricoles communautaires.

Shelley, C. C. (1985). Growth of *Actinopyga echinites* and *Holothuria scabra* (Holothurioidea: Echinodermata) in Papua New Guinea. In *Proc. 5th Int. Coral Reef Congr* (Vol. 5, pp. 297-230).

Tsiresy, G., Pascal, B., & Plotieau, T. (2011). An assessment of *Holothuria scabra* growth in marine micro-farms in southwestern Madagascar. *SPC Beche-de-mer Information Bulletin*, 31, 17-22.

Wing, S. R., McLeod, R. J., Clark, K. L., & Frew, R. D. (2008). Plasticity in the diet of two echinoderm species across an ecotone: microbial recycling of forest litter and bottom-up forcing of population structure. *Marine Ecology Progress Series*, 360, 115.

Yingst, J. Y. (1976). The utilization of organic matter in shallow marine sediments by an epibenthic deposit-feeding holothurian. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 23(1), 55-69.



6. Synthèse et perspectives

6.1. Rappel des objectifs

Notre projet de recherche est centré sur l'aquaculture de *H. scabra* dans et autour des bassins de crevetticulture, de manière à l'intégrer au mieux dans le tissu aquacole calédonien. Il est construit autour de deux grands axes que sont la culture en alternance crevettes - *H. scabra* dans un même bassin, et la culture intégrée crevette - *H. scabra* par une culture des holothuries en aval des bassins de crevettes.

Les objectifs scientifiques transversaux à ce projet sont :

- Evaluer l'importance relative des apports allochtones (aliments, effluents...) et de la production naturelle du milieu dans l'alimentation de *H. scabra*,
- Tracer le devenir de la matière organique et de ses nutriments associés au sein du système (assimilation, régénération, accumulation, export) et en déduire les facteurs de contrôle menant vers une bioremédiation ou inversement une eutrophisation du milieu,
- Lier les conditions environnementales qui en découlent aux performances de croissance de *H. scabra* et de *L. stylirostris*.

6.2. Axe 1 : Culture en alternance.

Notre premier objectif a été de définir des protocoles de nutrition et d'associer à chacun d'eux, les performances de production, le degré d'assimilation de l'aliment et les performances de bioremédiation du milieu par les holothuries.

Après avoir défini le protocole de nutrition menant à la meilleure performance de production et celui menant à la meilleure bioremédiation du milieu, notre second objectif a été d'évaluer les bénéfices et les inconvénients de la culture en alternance en

les comparant aux pratiques d'élevage actuellement utilisées en crevetticulture (assec, double ensemencement).

6.2.1. *Elevage d'holothuries*

6.2.1.1. *Présentation de l'expérience*

L'étude s'est déroulée sur la zone expérimentale située à la Station de Saint Vincent. Les structures utilisées sont des mésocosmes de 1600L et de 1,72m² de surface, dont le fond a été couvert d'une couche de 25 à 30 cm de sédiment provenant d'un bassin d'élevage semi-intensif de crevette (bassin G2 de la SASV).

Le plan expérimental présente 6 traitements différents répartis selon 3 protocoles de nutrition, trois densités et un contrôle.

Les trois protocoles de nutrition ont été testés à haute densité (7 ind.m⁻²) en triplicata :

- le traitement HD n'a pas reçu de nourriture.
- le traitement HD poisson a reçu de la farine de poisson dont le pourcentage azoté est de 14%.
- le traitement HD maïs a reçu des déchets de maïs dont le pourcentage azoté est de 3%.
- Un bac contrôle a été laissé sans animaux pour suivre l'évolution naturelle du système.

Pour le protocole de nutrition à base de farine de poisson (HD poisson), deux autres densités ont été testées en duplicata, un traitement à moyenne densité (MD poisson) avec 3,5 ind.m⁻², et un traitement à faible densité (FD poisson) avec 1,75 ind.m⁻².

Les animaux utilisés provenaient de l'écloserie de la ferme aquacole SEA, localisée dans la baie de St Vincent. La ponte des animaux a eu lieu en novembre 2013. Les animaux sélectionnés étaient donc âgés de 6 mois au début de l'expérience. La sélection a été réalisée de sorte que les lots par bac soient homogènes avec un poids moyen de 15,2 ±0,2 g.ind⁻¹. Pendant les semaines précédant l'expérience, les holothuries ont été stockées dans les bassins de terre de la SEA sans être nourries.

L'expérience a débuté en mai 2014 pour une durée de 6 mois.

6.2.1.2. Performance de production

a. Culture en alternance entre *L. stylirostris* et *H. scabra* sans ajout de nourriture

En se basant sur la littérature, *H. scabra* est capable de taux de croissance compris entre 1 et 3 g.j⁻¹ sans aucun ajout de nourriture (Pitt et Duy 2004, Bell et al. 2007). Il serait possible d'obtenir des animaux de taille commercialisable (500g) en moins de 18 mois (Bell et al. 2007). Si cet objectif est concrètement poursuivi au travers d'essais de production actuellement en cours, il convient d'appréhender les conditions requises à l'obtention de tels rendements ainsi que les freins qui ne permettent pas aujourd'hui de les atteindre. Notre expérience a été menée afin d'isoler les facteurs structurants à savoir les performances de production et de bioremédiation de l'élevage de *H. scabra*.

Notre expérience indique que la principale contrainte de l'élevage de *H. scabra* est aujourd'hui liée à la nécessité de réaliser des cultures à faible densité. Deux phénomènes distincts imposent cette contrainte :

- La croissance de *H. scabra* est fortement dépendante de la densité. L'augmentation des densités semble augmenter la compétition intraspécifique pour l'exploitation de la ressource trophique entre les holothuries, réduisant ainsi leur croissance à haute densité. Indépendamment des facteurs nutritifs, plusieurs études montrent que l'augmentation des densités aboutit à une hiérarchisation entre individus et au final à une inhibition de la croissance des plus petits individus. L'augmentation de l'hétérogénéité des poids individuels des animaux qui en résulte, a des répercussions sur le temps d'élevage nécessaire pour obtenir des animaux de taille commercialisable.
- Il existe une valeur critique de biomasse comprise entre 200 et 300 g à partir de laquelle la croissance des animaux cesse. Cette valeur paraît très robuste et est rapportée par de nombreuses études. Cette valeur de biomasse est indépendante des densités d'élevage et ne semble pas pouvoir être expliquée par des relations intraspécifiques. Bien que notre étude ne permette pas de conclure de manière



certaine, il semble que ce phénomène soit d'ordre nutritif. Ainsi cette valeur semble fixée par la capacité du système bassin à produire de la nourriture pour les holothuries. A partir de cette valeur de biomasse, la quantité de nourriture présente dans le bassin n'est plus suffisante pour pouvoir répondre aux besoins énergétiques des animaux. Nos résultats suggèrent que s'ils sont maintenus à de telles biomasses, des mortalités sont susceptibles d'apparaître.

Notre étude permet d'apporter plusieurs éléments pour mieux appréhender ces phénomènes :

La nutrition des holothuries n'est pas basée sur l'assimilation directe de la MO semi labile/ réfractaire accumulée au sein des bassins crevetticoles, mais dépendrait de sa minéralisation par la boucle microbienne benthique. Ces produits de minéralisation sont efficacement recyclés au sein de la communauté microbienne et soutiennent une importante production primaire du microphytobenthos. L'ensemble de ces processus constituerait des sources de nourritures labiles soutenant la croissance des holothuries. La croissance des holothuries semble donc être soutenue par un pool de matière assez faible composé de MO détritique labile et vivante (bactérie, microphytobenthos) et doté d'un fort taux de renouvellement.

Malgré les fortes capacités de ce système à s'autoalimenter, plusieurs paramètres font craindre un épuisement temporel de sa capacité à nourrir les holothuries. Ainsi il y a vraisemblablement deux processus différents qui mènent à la baisse de disponibilité des sources de nourriture :

- Un signal global, indépendant des holothuries, lié à une baisse de la labilité de la MO organique présente initialement dans le système et donc de son recyclage par les bactéries sous forme de MO labile et de nutriments.
- Un signal expliqué par la consommation de la MO labile et microbienne contenue dans le biofilm par les holothuries.

Le système semble bien évoluer vers une baisse de ses capacités de production dont résulte *in fine* l'établissement d'une capacité de charge maximum. La capacité de production d'un bassin évoluerait donc avec le temps d'élevage d'où la nécessité de développer des protocoles adaptés. Certaines variables environnementales comme la



température pourraient influencer sur la capacité de la boucle microbienne à rendre la MO disponible, impactant de ce fait les croissances et la capacité de charge du milieu de manière saisonnière. Le lien entre cette dynamique et les différents pools de MO (en termes de quantités et de qualité) présents initialement dans le sédiment est à définir. Il pourrait en résulter des conséquences dans le choix des bassins pour ce type de culture.

b. Effet des protocoles de nutrition

Au vu des conclusions précédentes, l'ajout d'aliments paraît être nécessaire pour augmenter les performances de production de l'élevage de *H. scabra*. Plusieurs études ont montré que l'ajout de nourriture augmente les croissances ([Battaglione et al. 1999](#), [Pitt et al. 2004](#), [Watanabe et al. 2012](#)) et les capacités de charge. Il serait possible d'atteindre des capacités de charge de l'ordre de 1000 g.m^{-2} en milieu contrôlé ([Watanabe et al. 2014](#), [Robinson et al. communication personnelle](#)), suggérant aussi la possibilité d'augmenter les densités d'élevage.

Les deux protocoles de nutrition testés dans ce travail ont montré leur capacité à augmenter la croissance des animaux mais pas la capacité de charge du système. Pour comprendre cette observation il est important de bien distinguer les facteurs contrôlant ces performances d'élevage.

- En effet, d'un point de vue nutritif, la croissance est contrôlée par la capacité des sources de nourriture à fournir les différents éléments nécessaires à la croissance somatique dans des proportions adéquates (N, P, acides aminés et acides gras non synthétisables...). Au final la vitesse de croissance d'un animal est donc fixée par le taux d'assimilation de l'élément le plus limitant.
- La notion de capacité de charge est quant à elle basée sur la quantité d'aliment disponible. Ainsi, la capacité de charge du système est fixée par un seuil de concentration en nourriture, à partir de laquelle les dépenses métaboliques ne peuvent pas être compensées par les apports énergétiques de la nourriture consommée. Le métabolisme étant principalement lié à la respiration, ce dernier est surtout régulé par la disponibilité en carbone.



Les déchets de maïs ont été la source de nourriture la plus performante avec une augmentation de 75% des croissances en début d'expérience par rapport aux autres traitements. Cet aliment aurait été capable d'améliorer la qualité de la nourriture de *H. scabra*, en augmentant la disponibilité des éléments limitants. L'ajout de farine de poisson a mené à des résultats plus contrastés qui semblent liés à une dégradation de l'environnement d'élevage provoquée par de forts apports en azote. Néanmoins pour les traitements à plus faible densité (ayant reçu une quantité moindre d'aliment), la farine de poisson a aussi été capable de favoriser les croissances.

Les traitements nourris ou non ont tous connu un arrêt de croissance pour une biomasse de 210 à 220 g.m⁻². L'ajout de nourriture n'a donc pas permis d'augmenter la capacité de charge par rapport au traitement non nourri. Il semble donc que nos protocoles de nutrition ont bien permis d'augmenter la qualité des sources de nourriture de *H. scabra* mais pas leur quantité en terme de carbone organique assimilable.

L'analyse des traceurs trophiques permet de mieux comprendre les différents facteurs aboutissant à ce résultat. Seuls les marqueurs de l'azote se retrouvent au niveau des holothuries et aucun des marqueurs du carbone organique (carbohydrates et lipides) contenus dans les aliments n'a été assimilé. Or, la littérature reporte que les carbohydrates et les lipides sont les composés majeurs entrant dans les voies métaboliques de *H. Scabra*.

Deux hypothèses sont émises pour expliquer ce résultat. Il y aurait :

- soit un problème d'assimilation de l'aliment
- soit un problème de disponibilité de l'aliment.

Si *H. scabra* à une bonne capacité d'assimilation des protéines et des lipides, ce n'est pas toujours le cas pour les carbohydrates. La différence de réponse obtenue avec les données isotopiques pourrait s'expliquer par cette différence d'assimilation. Toutefois, comme les lipides sont normalement bien assimilés, l'absence de ces traceurs dans les holothuries montre qu'il y a aussi un problème de disponibilité de l'aliment (au moins pour la fraction lipidique). Ce résultat implique que malgré les apports d'aliment, *H. scabra* dépendrait en grande partie de la MO détritique et de la boucle microbienne comme source d'énergie pour son métabolisme.



L'ajout d'aliment dans les mésocosmes a clairement mené à un enrichissement du milieu d'élevage (augmentation de la MO détritique labile, du microphytobenthos et du métabolisme de la communauté benthique). Il semble donc bien qu'une quantité de matière plus importante ait transité à travers la chaîne trophique benthique. Néanmoins, nos données suggèrent que les interactions entre holothuries, microbes et détritiques ne peuvent pas être expliquées par un simple modèle prédateur-proie. De plus, le taux d'ingestion des sédiments par une biomasse de 250-300g d'holothuries implique un turn-over des deux premiers millimètres de sédiments (ou se concentrent les apports en nourriture) de l'ordre de 22 jours. La fraction labile des aliments a donc le temps de subir une dégradation bactérienne importante et/ou d'être consommée par la méiofaune et/ou la microfaune avant d'être ingérée par les holothuries.

Si les bactéries sont essentielles pour le recyclage des nutriments dans le système, ces dernières sont souvent considérées comme un puits de carbone dans les chaînes trophiques. Ainsi, la dégradation des aliments par les bactéries a sûrement mené à un bon transfert des composés azotés, mais cependant à un transfert beaucoup moins efficace des composés carbonés.

Pour améliorer notre compréhension du devenir des aliments, il serait nécessaire de rentrer plus en détail dans la chaîne trophique benthique. Néanmoins, ce point représente un défi méthodologique et scientifique conséquent. Il est important de considérer que les holothuries se nourrissent sur un pool de nourriture varié (des bactéries $<1\mu\text{m}$; aux diatomées $>1\text{ mm}$). Ces dernières sont en compétition directe avec de nombreux organismes appartenant à la meio et microfaune pour l'acquisition de ces ressources. Dans le cadre d'un apport en aliment, nous devons envisager que cette compétition trophique puisse engendrer au final une diminution de la disponibilité en nourriture pour les animaux élevés.

Un autre effet négatif de l'apport en aliment a été montré dans cette étude. Un apport en farine de poisson (matière fortement azotée) en trop fortes quantités a mené à une hyper-eutrophisation des milieux qui se sont avérés être impropres à l'élevage de *H. scabra*. Les apports en azote ne doivent pas dépasser $0,1\text{ g d'azote par m}^2$ et par jour, soit un apport en farine de poisson inférieur à $0,5\text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. L'ajout d'une trop grande quantité de nourriture (farine de poisson ou déchets de maïs) a aussi fortement stimulé

la demande en oxygène des sédiments, menant à des crises d'anoxie, qui ont elles même causé des mortalités. Il semble donc nécessaire de rester sous un seuil maximum d'apport en aliment de $2 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. Un seuil de $1 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ est recommandé par d'autres études.

Pour conclure, les aliments apportés ont conduit à augmenter la qualité des sources de nourritures (meilleure croissance), mais n'ont pas mené à une plus grande quantité de nourriture disponible (même capacité de charge) pour les holothuries. Des effets négatifs de cette alimentation ont aussi été montrés.

6.2.1.3. Performance de bioremédiation

a. Bioremédiation dans les milieux non nourris

L'analyse des sédiments a montré une évolution de leurs caractéristiques environnementales qui peut être qualifiée de bioremédiation.

En effet, ils ont montré :

- un appauvrissement avec une baisse de la labilité de la MO et une diminution des pools de substances réduites.
- un changement de composition de la communauté benthique dont la communauté microbienne.

Néanmoins, la comparaison entre le traitement non nourri avec le témoin sans animaux suggère que le rôle quantitatif des holothuries dans cette amélioration est très limité voir négligeable. En effet, dans le cadre de la culture en alternance, la MO accumulée dans le bassin, et devant être bioremédiée, est constituée de MO réfractaire et semi labile. Or les holothuries ne sont pas capables d'assimiler cette matière de manière directe sans une reminéralisation préalable par les bactéries.

D'après la littérature, le mode de nutrition des holothuries implique qu'elles ne se nourrissent activement que sur les deux premiers centimètres de sédiment et que le temps nécessaire à une biomasse d'holothurie de $250\text{-}300\text{g.m}^{-2}$ pour assimiler cette



couche de sédiment est de 220 jours (Lopez and Levinton 1987, Mercier et al. 1999, Taddei 2006, Slater et al. 2011). Ces éléments montrent bien que leur rôle quantitatif reste limité par rapport au pool total de sédiment mis en jeu dans la bioremédiation d'un bassin d'élevage.

Le même raisonnement peut être tenu d'un point de vue qualitatif. En effet, les taux d'ingestion du sédiment par les holothuries conduisent à un turnover du sédiment trop faible pour pouvoir avoir un effet direct sur la structuration de la communauté bactérienne. Ce raisonnement est valable pour les *vibrio*, pour lesquels la littérature indique aussi que ce genre est bien adapté pour résister au processus digestif de *H. scabra*. Il est donc peu probable que *H. scabra* ait eu un impact direct sur l'abondance relative des *vibrios* dans les bassins. Toutefois, cette hypothèse doit être vérifiée.

Ainsi le processus de bioremédiation mis en évidence dans notre étude est principalement lié à l'activité bactérienne qui conduit à une reminéralisation des pools de MO accumulés. Même si les holothuries ne semblent pas jouer un rôle déterminant dans la bioremédiation des systèmes, leur élevage pourrait néanmoins permettre de rentabiliser cette pratique sous forme d'une jachère « productive ».

Nos résultats peuvent paraître contradictoires par rapport aux nombreuses études mettant en avant un potentiel de bioremédiation des holothuries dans les systèmes aquacoles (bassins, moulière et huitrière, cages à poisson...).

Cette différence s'explique par les différentes échelles de temps mises en cause dans le phénomène de bioremédiation. Dans ces études la bioremédiation est définie comme une meilleure utilisation des intrants dans le but d'optimiser les capacités de production du système d'élevage et de limiter leur impact sur l'environnement. Ainsi ces élevages représentent des systèmes de co-culture directe, ou en cascade, dans lesquels la matière devant être bioremédiée est composée d'aliment et/ ou de fèces se déposant directement sur la zone d'alimentation des holothuries.

Au contraire de la culture en alternance, ce mode d'élevage permet un lien direct et sur une échelle de temps courte entre les espèces. Les holothuries bénéficient ainsi d'un apport constant de matière organique labile qui leur permet d'avoir un rôle actif en tant que bioremédiateur au sein du système de production.



b. Y a-t-il un compromis entre apport d'aliment et bioremédiation ?

Nos résultats montrent clairement qu'un apport en aliment trop important et/ou trop riche en protéines mène à une eutrophisation du milieu compromettant l'objectif de bioremédiation de la culture en alternance. Néanmoins, une hyper- eutrophisation du milieu conduit à une baisse des performances de production des élevages d'holothuries. L'utilisation d'un apport organique moins riche en azote et dans des proportions adéquates comme les déchets de maïs, semble limiter la dégradation du milieu d'élevage tout en favorisant la croissance des holothuries. Ainsi, il ne semble pas y avoir d'exclusion entre nourrir le bassin afin de soutenir la croissance et améliorer l'état trophique des fonds de bassins, sous condition de rester sous les seuils définis dans notre étude.

6.2.2. Comparaison de l'élevage en alternance avec les pratiques habituelles de crevetticulture

6.2.2.1. Présentation de l'expérience

Cette étude fait suite à l'expérimentation précédente et s'est déroulée au sein des mêmes structures expérimentales.

Ainsi cinq traitements ont pu être intercomparés.

- Les sédiments « remédiés » (R) qui ont connu un élevage d'holothurie pendant 6 mois.
- Les sédiments « remédiés + maïs » (RM) qui ont connu un élevage d'holothurie avec un apport de déchets de maïs pendant 6 mois.
- Les sédiments « Assec Classique » (AC) ont connu une période d'assec habituelle de 3 mois.
- Les sédiments « Assec Long » (AL) ont connu une période d'assec longue d'une durée d'un an,
- Les sédiments « Tanne » qui sont les seuls à ne pas être issus du même bassin d'élevage et qui représentent des sédiments témoin n'ayant jamais subi d'élevage de crevette.



Les crevettes ont étéensemencées à P35 (c'est-à-dire 35 jours après le stade Post larve) à un poids moyen de 0,23 g. La densité d'ensemencement était de 20 crevettes/m². La gestion zootechnique des crevettes visait à reproduire les stratégies de l'élevage semi-intensif calédonien. Les rations d'aliment ont suivi une courbe de nourrissage théorique basée sur les pratiques des fermes de production. L'expérience s'est déroulée sur 119 jours d'élevage de Mars à Juin 2015.

6.2.2.2. *Statut environnemental des sédiments*

Les différents traitements appliqués aux sédiments ont bien mené à des caractéristiques environnementales distinctes. Ainsi les sédiments AC présentaient de fortes teneurs en MO, une forte biomasse en microphytobenthos, une importante respiration de la communauté benthique et des variables indicatrices de stress (pH, ammonium).

Les sédiments "tanne" et "AL" ont montré de faibles concentrations en MO, en Chl *a*, de plus faibles taux de respiration et des variables de stress plus clémentes (sauf pour le pH des tannes). Il semble donc y avoir un compromis entre ces traitements entre d'un côté leur capacité à fournir un milieu avec une bonne valeur nutritive pour les crevettes, et de l'autre leur statut environnemental en terme de stress.

Les sédiments issus de la culture en alternance ont permis de réunir ces caractéristiques, en présentant des propriétés nutritives élevés (%MO, Chl *a*, respiration) et des niveaux bas en terme de stress (pH, ammonium).

L'évolution des sédiments a reflété la forte eutrophisation induite par l'ajout d'aliment lors d'un élevage de crevettes avec l'augmentation de l'ensemble des variables trophiques du milieu et des paramètres de stress pour la crevette. Cette expérience a permis de valider les observations réalisées sur les bassins aquacoles dans le cadre du programme ECOBAC, en reproduisant la réponse fonctionnelle du sédiment lors des différentes phases de l'élevage. Le sédiment a ainsi été très productif en début d'élevage et a montré une forte rétention des nutriments en son sein. Il a ensuite évolué vers un rôle de compartiment détritique, avec une baisse de sa production



primaire et un relargage de nutriments vers la colonne d'eau. Cette expérience a aussi permis de mettre en évidence un fort impact de l'ensemencement des post larves sur le métabolisme sédimentaire. En effet, la respiration de la communauté benthique a subi une diminution d'un facteur 2,5 en l'espace d'un mois. Ce phénomène ne semble pas avoir été documenté auparavant et pourrait correspondre à la pression de prédation des post larves sur la communauté benthique. Ce processus pourrait donc s'avérer important quant à la capacité des fonds de bassin à fournir une source de nourriture abondante aux post larves en début d'élevage.

Dans le cadre d'HOBICAL, nous retiendrons surtout que la réponse fonctionnelle des sédiments a été identique pour les sédiments ayant eu un assec court et ceux issu de la culture en alternance sans ajout de nourriture. Le rôle des sédiments est donc dicté par la ration journalière et l'activité de bioturbation des crevettes au cours de l'élevage plutôt que par les conditions initiales.

Néanmoins, les conditions initiales des sédiments ont permis d'avoir un effet tampon sur certaines variables considérées comme stressantes. Ainsi les traitements ayant les plus faibles taux d'ammonium et les meilleurs pH ont conservé ces caractéristiques au cours de l'élevage. Ce phénomène pourrait représenter une diminution des facteurs de risques par rapport à l'émergence des pathologies durant l'élevage.

6.2.2.3. Performance de production

L'ensemble des traitements a mené à de bonnes performances zootechniques avec des survies finales supérieures à 86%. Les performances de production ont été significativement plus élevées pour le traitement de culture en alternance nourri avec des déchets de maïs. Ceci confirme bien qu'il n'est pas néfaste de nourrir les holothuries dans le cadre de la culture en alternance.

Néanmoins il n'y a pas de différences significatives entre le traitement AC et le traitement R. Il est donc difficile de mettre en avant un avantage bénéfique de la



culture en alternance par rapport à la pratique de culture classiquement réalisée sur le Territoire. Les très bons résultats d'élevage reflètent l'absence de vibriose pendant notre expérience, ce qui a été confirmé par le statut sanitaire des animaux à la pêche. Ainsi nous ne sommes pas en mesure de conclure par rapport au potentiel bénéfique de la réduction des facteurs de stress sédimentaire dans le cadre du déclenchement d'épizooties.

Nos résultats n'apportent donc pas de preuve déterminante quant à un potentiel « effet holothurie ». Néanmoins l'amélioration des variables environnementales des sédiments grâce à la culture en alternance, pourrait s'avérer particulièrement intéressante dans les bassins ne permettant pas de réaliser d'assecs de manière satisfaisante.

6.2.3. Perspectives

6.2.3.1. La zootechnie

Les résultats de cette étude permettent de mieux définir des modèles de production pouvant être appliqués sur du court terme. En effet, dans le cadre d'élevages non nourris, la nature fortement « densité dépendante » de la croissance des animaux et l'existence d'une capacité de charge maximum de l'ordre de 200-300g contraignent fortement les stratégies envisageables afin d'obtenir des animaux à forte valeur ajoutée.

Plusieurs stratégies sont envisageables :

- La première - qui est la plus simple - est de réaliser des élevages à une densité de départ optimisée, de 0,5 à 0,75 ind.m⁻². Elle semble pouvoir maximiser les croissances et permettre d'atteindre un poids moyen de 500 g sans écrémage pour un même bassin. Comme les productions actuelles de juvéniles sont encore marquées par une certaine hétérogénéité des animaux au sein d'un même lot, il serait préférable de ne pas ensemer la queue de lot de production d'écloserie afin de raccourcir la durée d'élevage.

- La seconde est d'ensemencer les bassins en surdensité et de réaliser des pêches sélectives des animaux commercialisables au fur et à mesure de l'élevage. Ceci permettait d'augmenter le rendement du bassin tout en restant sous la capacité de charge de ce dernier. Néanmoins cette stratégie entraînerait un long temps de culture des animaux au sein du bassin et nécessiterait donc la mise en place de protocoles de nutrition adéquats.
- La troisième est de réaliser un élevage de pré-grossissement à forte densité dans un bassin puis de transférer les animaux à des densités optimisées dans d'autres structures pour attendre une taille commercialisable. Cette méthode est utilisée au Viet Nam où un pré grossissement de juvéniles de 2 g jusqu'à 50 g à des densités de 5 ind.m⁻² a permis d'optimiser le temps d'occupation des bassins lors de la phase de grossissement à 1 ind.m⁻² jusqu'à 350 g (Mills et al. 2012). Néanmoins cette méthode présente l'inconvénient de devoir réaliser plusieurs pêches.

Il existe une différence fondamentale entre l'aquaculture d'holothurie et de crevette qui n'est pas assez prise en compte à l'heure actuelle. En effet à la différence de *L. stylirostris* qui est une espèce carnivore, *H. scabra* n'est pas capable de "structurer" son milieu d'élevage. Ainsi, dans le cadre de l'élevage d'holothuries, l'abondance des nombreuses espèces pouvant se développer dans un bassin n'est pas régulée par la pression de prédation de l'espèce élevée. En présence de nourriture abondante, ce qui est le cas dans un bassin d'élevage, ce milieu est donc propice à la prolifération d'espèces compétitrices voir prédatrices de *H. scabra*. Il est probable que ce déséquilibre soit encore plus marqué avec des apports en nourriture.

La prolifération de ces organismes représente un point de blocage très concret pouvant mettre en péril l'élevage de cette espèce. Il nous semble particulièrement important d'insister sur la nécessité d'augmenter la biosécurité des élevages par rapport aux habitudes liées à la crevetticulture semi-intensive.

Ce problème impacte d'autres secteurs de l'aquaculture mondiale, comme par exemple l'élevage extensif de crevette à Madagascar (Pierre-Philippe Blanc, com. pers.). Des moyens techniques efficaces existent pour y faire face (protocole de remplissage de bassin adapté, chaussette de filtration de 250 µm, piégeage des larves de crustacés...).



Ces pratiques devront être considérées comme faisant partie intégrante de l'aquaculture de *H. scabra*.

Une autre voie de lutte contre ces espèces est le contrôle biologique de leur abondance via l'introduction d'espèces prédatrices. Le principe de cette pratique est de trouver un état d'équilibre bas et stable entre les prédateurs introduits et les proies ciblées. A cette fin, il est nécessaire que le prédateur soit spécifique aux proies ciblées, capable de se reproduire rapidement quand le nombre de proies augmentent et être capable d'avoir une bonne efficacité de recherche des proies. Dans le cadre de l'aquaculture il faut surtout qu'il y ait une bonne compatibilité entre l'espèce d'élevage et l'espèce dédiée au contrôle biologique.

Il existe à l'heure actuelle une volonté de réaliser le contrôle biologique du crabe *Thalamita crenata* via l'introduction de poissons carnassiers (caranges, loches..) au sein des bassins d'élevage. Ce schéma possède deux inconvénients :

- Il n'y a pas toujours de compatibilité entre *H. scabra* et ces poissons. Ainsi aux Philippines, des tests ont montré une incompatibilité entre *H. scabra* et certaines loches (*Epinephelus fusco*, *Epinephelus coioides*).
- Il existe une forte différence de dynamique entre des crabes, qui peuvent atteindre leur maturité dès 3 cm de large et pondre jusqu'à 200 000 œufs, et des poissons ciblés. Ainsi cette pratique pourrait se révéler inefficace.

Le contrôle de la prédation de l'espèce élevée reste problématique et engendre à l'heure actuelle des risques importants pour les élevages. Ces risques devront être évalués et s'ils sont trop importants, des solutions devront être trouvées. La régulation des larves de crustacés présentes dans le bassin, grâce à de petits carnivores benthiques et/ou des planctonivores dotés de vitesses de croissance et de reproduction rapides est une première piste.

Enfin, une co-culture de *H. scabra* avec un organisme omnivore en réalisant une pression de prédation suffisante pour structurer le milieu d'élevage est une autre piste à explorer.



6.2.3.2. Environnement et nutrition

Afin d'optimiser ces élevages, il est nécessaire de mieux comprendre les facteurs régulant la croissance des holothuries, et particulièrement ceux fixant la capacité de charge du système.

Ainsi, il est important de mieux définir l'origine de la fraction carbonée de l'alimentation des holothuries, et de différencier le carbone issu de la dégradation de la MO accumulée au sein du bassin de celui issu de la photosynthèse du microphytobenthos.

L'importance relative de ces deux processus dans l'alimentation des holothuries fixera certaines caractéristiques clés de l'élevage. Ainsi cette dernière permettra de définir si un lien entre la quantité/qualité de MO présente initialement dans le bassin et la capacité de charge existe. Elle permettra aussi de définir si la disponibilité en nourriture au sein du milieu est dynamique, et de savoir si elle s'épuise dans le temps et/ou si elle est affectée par les forçages environnementaux induits par les changements de saisons (baisse de température et de l'ensoleillement).

Une amélioration substantielle des limites de production contraignant le grossissement des holothuries ne semble pouvoir être réalisée que par l'apport de nourriture supplémentaire. En effet, des études récentes ont montré que physiologiquement *H. scabra* était capable d'une croissance de 3g.j^{-1} et d'atteindre des charges de biomasse de 1000g.m^{-2} .

Notre expérience a montré qu'il était possible d'augmenter les performances de croissance des holothuries grâce à l'ajout d'aliments. Néanmoins il semble nécessaire de conduire des expériences plus ciblées afin de correctement identifier les éléments nutritifs limitant que les apports de nourriture ont permis d'augmenter. En effet l'apport de ces éléments limitant dans des quantités adéquates permettrait en partie de s'affranchir de la nature densité dépendante des croissances.

L'absence de réponses de la capacité de charge du système aux protocoles de nutrition appliqués montre qu'il y a eu un problème de disponibilité de la fraction carboné de l'aliment. Il est donc nécessaire, de travailler sur d'autres sources de carbohydrates et de lipides et sur leur assimilation par les holothuries. D'après la littérature, des



aliments dérivés des micro-algues, et plus particulièrement des diatomées, pourraient être des candidats intéressants pour répondre à cette problématique.

Ces deux points soulignent la nécessité de mieux connaître les besoins nutritionnels de cette espèce pour laquelle nous avons aujourd'hui trop peu de connaissances.

Néanmoins, vu la capacité réduite des animaux à capter rapidement les aliments ajoutés au sein du milieu, la formulation d'un aliment artificiel, doit prendre en compte l'effet de la dégradation bactérienne et les difficultés de transfert de la fraction carbonée au sein de la chaîne trophique qui en découle.

Il semble donc qu'un aliment adapté soit basé sur des composés carbonés semi labiles afin que les holothuries puissent bénéficier de leurs produits de dégradation. Il est néanmoins nécessaire de mieux tracer le devenir des apports au sein de la chaîne trophique benthique, afin de comprendre les facteurs régissant leurs disponibilités pour les holothuries.

Au vu de l'importance des processus microbiens dans la production des sources de nourriture pour *H. scabra*, il est important de noter que lors de notre expérience la colonne d'eau est restée improductive. Cette dernière représente une deuxième boucle microbienne susceptible de générer des sources de nourriture assimilables via les flux de sédimentation. En effet notre étude en enclos côtier a montré que les flux de sédimentation étaient une source de nourriture essentielle pour les holothuries dans le milieu naturel. Enrichir la colonne d'eau pourrait permettre de soutenir les croissances en fin d'élevage quand la nourriture produite au sein des sédiments devient limitante.

6.2.3.3. Bioremédiation

Dans le cadre de la culture en alternance, notre étude indique que les holothuries ne semblent pas jouer un rôle déterminant dans la bioremédiation des bassins. *H. scabra* pourrait jouer un rôle bien plus actif en tant que bioremédiateur, dans le cadre de co cultures directes ou en cascades. Ainsi les futures études sur la capacité de bioremédiation des holothuries devraient avoir pour objectif une meilleure utilisation des intrants, afin d'optimiser les capacités de production du système d'élevage et de limiter leurs impacts sur l'environnement.

6.2.3.4. La polyculture

La polyculture apparaît comme une solution intéressante afin d'augmenter la productivité de ces systèmes aquacoles. Cette pratique permettrait d'occuper la colonne d'eau et d'augmenter le rendement du bassin. La culture de *H. scabra* avec une espèce omnivore pourrait permettre d'exercer une pression de prédation suffisante pour le contrôle biologique de certaines espèces potentiellement néfastes aux holothuries.

L'alimentation d'une espèce secondaire dans la colonne d'eau amènerait à la fois à un enrichissement de la colonne d'eau mais aussi à la production de fèces.

La co-culture pourrait donc permettre d'augmenter les performances de production de *H. scabra* en :

- Créant des flux de sédimentations contenant des composés aisément assimilables par les holothuries issus de la boucle microbienne de la colonne d'eau.
- Fournissant des sources de carbohydrates en cours de décomposition via les fèces. En effet, pour d'autres espèces d'holothuries (*A. japonicus*, *A. mollis*), les fèces de moules se sont avérés une source de nourriture permettant d'augmenter la capacité de charge du milieu.

Si la co-culture *H. scabra* et *L. stylirostris* ne peut être envisagée qu'à travers une séparation physique entre ces deux espèces, la dynamique de diversification aquacole engagée par le territoire permet de considérer de nombreux systèmes de production potentiellement performants.

Un test de faisabilité de co-culture entre le poisson *S. lineatus* et *H. scabra* a montré des résultats encourageants. Dans les conditions expérimentales utilisées, ces deux espèces ont montré une bonne compatibilité avec 100% de survie au bout de 66 jours. Cette stratégie a permis d'obtenir une augmentation de la croissance des holothuries (+54%), mais aussi de leur biomasse totale (+30%). Ainsi le système de co-culture a



atteint une capacité de charge finale en holothuries de 300 g.m^{-2} tandis que cette dernière était de 230 g.m^{-2} pour la monoculture. Ce système a surtout permis d'augmenter de 200% le rendement total de l'élevage grâce à la culture de *S. lineatus* dans la colonne d'eau. Ce mode d'élevage devrait permettre d'augmenter les performances de production des holothuries et du rendement total. Des expérimentations complémentaires sont toutefois nécessaires pour pouvoir valider nos premières observations.

6.3. Axe2 : Enclos à proximité des fermes de crevetticulture.

Notre objectif était d'étudier (1) la faisabilité zootechnique de mise en place d'enclos sous influence directe des sorties de bassin, (2) le devenir de la matière organique rejetée par les bassins de crevettes (assimilation ou pas par les holothuries) et (3) la ou les conséquence(s) environnementale(s) d'une telle action. Pour ce faire, nous voulions comparer les résultats avec ceux obtenus en enclos hors zone d'emprise (témoin). Malheureusement, ces objectifs n'ont pu être poursuivis car les bassins de la Ferme Aquacole de Montagne Blanches (FAMB) où se déroulait notre étude, n'ont pas étéensemencés en crevettes. Cet axe s'est donc concentré sur l'élevage en milieu côtier plutôt que sur la problématique d'un élevage en cascade. Cette étude vise à caractériser le lien entre sources de nourriture et croissance dans le milieu naturel, dans le but de fournir des connaissances complémentaires sur l'écologie de *H. scabra* et d'affiner la sélection des sites favorables à son élevage en milieu côtier.

6.3.1. Présentation de l'expérience

L'expérimentation s'est déroulée dans six enclos placés en mer ouverte. La localisation des enclos a été déterminée suite à une étude bathymétrique afin que les marées basses n'impliquent pas de découverture total des enclos. Deux zones ont été isolées : la zone dite « impactée » (Zi) située en sortie d'élevage et la zone dite « témoin » (Zt) proche de la station de pompage. Les enclos constituent des structures circulaires de 200 m^2 et de 1.63 m de hauteur. Leur ensemencement a eu lieu le 28

août 2014 avec 2000 animaux d'un poids moyen de 23 g. La densité à l'état initial était de $1.65 \text{ animaux.m}^{-2}$, soit 330 animaux par enclos, dans les deux zones.

6.3.2. *Lien entre nutrition et performances de croissance*

Bien que distant de seulement 800 m, nous avons observé une forte différence de croissance entre nos deux sites d'étude, la zone témoin montrant des croissances deux fois supérieures à la zone impactée. Nos résultats indiquent que sur notre zone d'étude la source de nourriture des animaux était issue des flux de sédimentation, et que le sédiment en lui-même semblait jouer un rôle faible.

Les analyses granulométriques ont permis de montrer qu'il existait une différence dans la répartition des classes de taille des sédiments entre les deux sites. Bien que les profils granulométriques soient assez semblables pour les classes de tailles supérieures à $125 \mu\text{m}$, les fractions comprises entre 50 et $125 \mu\text{m}$ et inférieures à $50 \mu\text{m}$ (argiles) étaient respectivement 2 et 3 fois plus abondantes sur le site témoin que sur le site impacté.

Le site témoin présentait donc des conditions d'hydrodynamismes plus faibles, permettant un meilleur taux de sédimentation de la fraction fine de la matière en suspension et donc une meilleure disponibilité en nourriture pour les holothuries.

Ces résultats suggèrent que la notion d'interconnectivité entre écosystèmes semble essentielle pour les élevages en milieu côtier. Ainsi les sites favorables pour l'élevage d'holothuries semblent être constitués d'habitats connectés et capables de capter les apports allochtones de MO labile produite par cette connexion.

6.3.3. *Perspectives*

Les croissances obtenues lors de cette expérience montrent que nous sommes dans la moyenne de ce qui a été observé dans d'autres zones d'élevage (Madagascar, Viêt Nam...). Néanmoins, il semble exister des sites d'élevage avec des croissances et/ou des capacités de charge plus ou moins importantes. Notre étude s'est déroulée sur une zone réduite qui ne peut pas être considérée comme représentative de l'ensemble des



biotopes ou la culture de ces animaux pourrait être réalisée. Il semble souhaitable d'étendre et de diversifier les zones d'étude afin de pouvoir réaliser une topologie plus exhaustive des lieux favorables à l'élevage d'holothuries. La recherche d'un indicateur serait un plus pour l'identification de nouveaux sites. Ces données pourraient de plus servir à une meilleure gestion des pêcheries d'holothuries, enjeu crucial à l'échelle des pays insulaires du pacifique.

L'hypothèse de départ de la culture en cascade des holothuries sous l'influence des sorties de ferme reste conceptuellement attractive. Nous préconisons de relancer ce type d'étude parallèlement à des études en milieux contrôlés pour mieux analyser les facteurs qui contrôlent la performance de ces élevages.

Une perspective très attractive semble être la possibilité de réaliser des élevages en co-culture entre les holothuries et d'autres espèces en milieu côtier. Ce type de culture est largement étudié et pratiqué dans d'autres pays, où l'élevage des holothuries est effectué en interaction avec les structures aquacoles existantes comme les cages à poisson, les huîtres et les moulières.

En Nouvelle-Calédonie, la polyculture entre huîtres et holothuries et entre poissons et holothuries pourrait avoir de nombreux bénéfices. Les fèces sont susceptibles de représenter une source de nourriture directe pour les holothuries. De plus, les huîtres ont la particularité de piéger la matière en suspension et d'augmenter les flux de sédimentation.

6.4. CONCLUSION GENERALE

Notre étude a permis d'établir un modèle conceptuel des principaux paramètres régissant l'aquaculture d'holothuries en bassin et en milieu côtier. Ce modèle doit maintenant être testé et validé grâce à de nouvelles expérimentations afin de **mettre en place des protocoles d'élevages performants** qui sont nécessaires pour mener cette filière naissante vers la rentabilité.



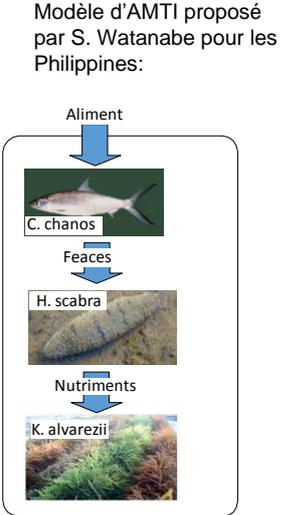
Dans le cadre de la culture en alternance, nos résultats n'amènent toutefois pas de preuves déterminantes par rapport à un potentiel « effet holothurie » qui pourrait mener à l'éradication des vibrioses touchant les élevages calédoniens. Néanmoins, le phénomène de **jachère productive** permettrait d'améliorer l'état des fonds de bassin tout en fournissant un produit commercialisable. L'analyse économique d'un tel système doit être envisagée.



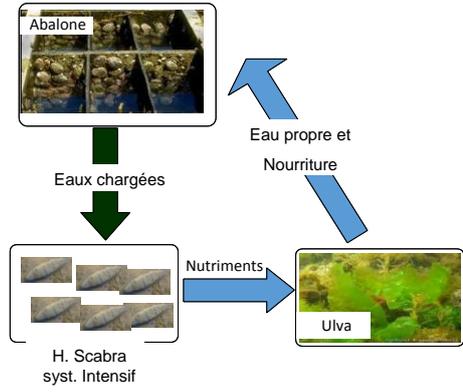
L'élevage de *H. scabra* pourrait s'**intégrer dans de nombreux systèmes aquacoles** aussi bien en bassin que dans le milieu naturel.



Co culture avec des macro algues en milieu côtier à Zanzibar (Beltran-Gutierrez et al. 2014) :



Modèle de RAS proposé par G. Robinson pour l'Afrique du Sud:



Dans le cadre de **la diversification aquacole** amorcée au sein du paysage calédonien, cette espèce offre l'opportunité de penser les systèmes de production de manière plus intégrée. Ces derniers pourraient permettre de baisser les densités d'élevage des différentes espèces par rapport à leur monoculture, et d'augmenter l'efficacité de l'assimilation des intrants. Ils permettraient ainsi d'augmenter la robustesse, la plasticité et la résilience des systèmes aquacoles, et de réduire leur impact sur l'environnement tout en conservant de bonnes performances de production avec des produits finaux de qualité supérieure. Dans ce cadre, l'élevage de l'holothurie nous semble représenter une des clés pour la construction d'une aquaculture durable sur le territoire.



6.5. Bibliographie

Battaglione, S. C., Seymour, J. E., & Ramofafia, C. (1999). Survival and growth of cultured juvenile sea cucumbers, *Holothuria scabra*. *Aquaculture*, 178(3), 293-322.

Bell J.D., Agudo N.N., Purcell S.W., Blazer P., Simutoga M., Pham D. and Della Patrona, L. (2007). Grow-out of sandfish *Holothuria scabra* in ponds shows that co-culture with shrimp *Litopenaeus stylirostris* is not viable. *Aquaculture*, 273, 509–519.

Lopez, G. R., & Levinton, J. S. (1987). Ecology of deposit-feeding animals in marine sediments. *Quarterly Review of Biology*, 235-260.

Mercier, A., Battaglione, S. C., & Hamel, J. F. (1999). Daily burrowing cycle and feeding activity of juvenile sea cucumbers *Holothuria scabra* in response to environmental factors. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 239(1), 125-156.

Pitt, R., Duy, N. D. Q., Duy, T. V., & Long, H. T. C. (2004). Sandfish (*Holothuria scabra*) with shrimp (*Penaeus monodon*) co-culture tank trials. *SPC beche-de-mer Information Bulletin*, 20, 12-22.

Pitt R. & Duy N.D.Q. (2004) Breeding and rearing of the sea cucumber *Holothuria scabra* in Viet Nam. In: *Advances in Sea Cucumber Aquaculture and Management: FAO Fisheries Technical Paper 463* (ed. by A. Lovatelli, C. Conand, S. Purcell, S. Uthicke, J.-F. Hamel & A. Mercier), pp. 333-346. FAO, Rome, Italy.

Slater, M. J., Jeffs, A. G., & Sewell, M. A. (2011). Organically selective movement and deposit feeding in juvenile sea cucumber, *Australostichopus mollis* determined in situ and in the laboratory. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 409(1), 315-323.

Taddei, D. (2006). Transfert de matière et d'énergie dans les sédiments s'un complexe récifal anthropisé (île de la Réunion, océan indien). Thèse de l'Université de la Réunion.

Watanabe, S., Kodama, M., Zarate, J. M., Lebata-Ramos, M. J., & Nievaes, M. F. (2012). Ability of sandfish (*Holothuria scabra*) to utilise organic matter in black tiger shrimp ponds. *Asia-Pacific Tropical Sea Cucumber Aquaculture, ACIAR Proceedings, 136*, 113-120.

Watanabe, S., Sumbing, J. G., & Lebata-Ramos, M. J. H. (2014). Growth pattern of the tropical sea cucumber, *Holothuria scabra*, under captivity. *Japan Agricultural Research Quarterly: JARQ, 48*(4), 457-464.