



Développement durable et aquaculture de la crevette

Hugues Lemonnier

Habilitation à Diriger des Recherches

Soutenue le 26 avril 2022

À l'Université de la Nouvelle-Calédonie

Rapporteurs

Catherine Aliaume (HDR ; Professeur à Université de Montpellier ; UMR Marbec)

Joël Aubin (HDR, INRA UMR SAS)

Christine Dupuy (HDR ; Professeur à l'Université de La Rochelle)

Examineurs

Yves Letourneur (Professeur à l'Université de la Nouvelle-Calédonie)

Claude Payri (Professeur et Directeur de Recherche à l'UMR entropie)

Raffaele Siano (HDR, Chercheur IFREMER – Brest)

À Cathy, à Théo

Résumé

Les produits issus de l'aquaculture côtière en zone tropicale sont une ressource pour des millions de personnes. De nombreux pays du Sud favorisent le développement de cette activité pour augmenter le niveau de vie, limiter l'exode rural mais aussi assurer la sécurité alimentaire de leurs populations. En 2018, la production mondiale de crustacés, produit phare de cette économie soumise à une forte demande internationale, était légèrement inférieure à 6 millions de tonnes. Avec un taux de croissance annuel de 5% au cours de la dernière décennie, ce secteur industriel a étendu et continue d'étendre et d'intensifier son activité sur la zone côtière. Depuis les années 80, pratiques et modes de productions mis en œuvre sont contraints par l'émergence de nombreuses maladies qui surviennent quelques années seulement après la mise en activité. S'ensuivent de grandes difficultés économiques et dans certains cas l'abandon des bassins aquacoles. Cette croissance pose aussi de nombreux problèmes environnementaux et sociétaux remettant au cause même la durabilité de cette filière.

L'objectif de ce manuscrit est de partager l'expérience acquise dans différentes régions du monde (Nouvelle-Calédonie ; Indonésie, Vietnam) autour de ce thème de la durabilité. J'aborde différents enjeux inhérents à cette problématique à travers 10 chapitres que sont : (i) les flux de matière entre l'environnement et le système de production et au sein des structures d'élevage, (ii) les facteurs environnementaux qui provoquent un stress chez les animaux élevés ; (iii) les causes environnementales et zootechniques de l'émergence des épizooties ; (iv) la diversité et la dynamique du phytoplancton en incluant les algues potentiellement dangereuses ; (v) les risques d'acidification des sédiments des bassins à différentes échelles de temps ; (vi) les conditions environnementales conduisant à une contamination des animaux en métaux ; (vii) les liens entre crevetticulture et environnement en décrivant les différents risques pour l'environnement liés à cette activité humaine mais inversement les risques pour cette activité liés à l'environnement ; (viii) la recherche de solutions centrées sur l'environnement pour consolider cette filière fragilisée par des crises successives, chapitre dans lequel j'aborderai la diversification des espèces élevées, l'intensification écologique du système de production et le développement d'une aquaculture multi-trophique intégrée ; (ix) la mise en place d'outils innovants pour une surveillance et une gestion durable des systèmes ; et enfin (x) La problématique de réhabilitation des sites abandonnés par les fermiers et donc de la non durabilité de certaines pratiques. Pour essayer de discriminer au mieux les enjeux actuels pour aller vers plus de durabilité, le document se poursuit par une discussion sur les questions qui se posent à l'échelle mondiale et à une échelle plus locale, celle de la Nouvelle-Calédonie.

En fin de document, j'aborde mes activités actuelles qui se sont diversifiées autour de la vulnérabilité des espaces côtiers et je fais un point sur ma production scientifique fin 2021, sur mon implication dans la formation des étudiants et sur mon travail de vulgarisation à destination du grand public.

Remerciements

Merci aux membres du Jury d'avoir accepté de consacrer un temps précieux à mon travail. Je remercie plus particulièrement les professeurs Christine Dupuy et Catherine Aliaume et le Dr. Joël Aubin d'avoir accepté de rapporter ce travail. Un grand merci aux examinateurs Yves Letourneur, Claude Payri et Raffaele Siano.

Merci à ceux qui m'ont soutenu tout au long de ces années. Je voudrais plus particulièrement remercier Françoise Andrieux-Loyer, Jean Blanchot, Denis Coatanea, Jean-Claude Cochard, Claude Courties, Cécile Dupouy, Jean-Michel Fernandez, Chistian Galinié, Philippe Gaspar, Jean-Michel Griessinger, Olivier Guelorget, Fanny Houlbrèque, Robert Le Borgne, François Lantoine, Thierry Laugier, Yves Letourneur, Chantal Mugnier, Elisabeth Nézan, Jacques Patrois, Christophe Proisy, Martine Rodier, Riccardo Rodolfo-Metalpa, Nazha Selmaoui-Folcher, Raffaele Siano, Jean-Pascal Torréton et Sabrina Virly pour leur confiance.

Merci aux collègues qui m'ont accompagné toutes ces années avec bienveillance dans mes différentes aventures aquacoles et littorales : Dominique Ansquer, Florence Anthypas, Laura Boher, Sylvain Bonnet, Maëlle Brisset, Raphaël Brizard, Armelle Brouquier, Sophie De Decker, Terence Desclaux, Sébastien Faninoz, Francis Galois, José Herlin, Clarisse Hubert, Morgane Hubert, Yannick Labreuche, Romain Le Gendre, Alexandre Legrand, Etienne Lopez, Tepoerau Mai, Anne-Laure Marteau, Henri Michaut, Jean-Yves Panché, Etienne Pita, Gwenola Plougoulen, Jean-Michel Ranouil, Florence Royer, Lucas Salery, Benoît Soulard, Yoann Thomas, Ronan Touseau et Simon Van Wynsberé.

Merci aux doctorants et au post-doctorant avec qui j'ai eu la chance de travailler toutes ces années : Trung Luong Cong, Niken Gusmawati, Sébastien Hochard, Ronan Lucas, Jannai Tokotoko et Cheng Zhi.

Les travaux présentés dans ce manuscrit sont issus de très nombreuses collaborations. Il m'est difficile de citer tout le monde. Mais je ne saurais oublier mes collègues de la station de Saint-Vincent, les présents comme les absents. Une pensée à mes collègues de l'IRD Nouméa qui m'ont toujours ouvert leur porte et en particulier aux équipes de l'US Imago et du LAMA.

Table des matières

Chapitre I. Introduction	18
1. Préambule	19
2. Contexte	19
2.1. Mon parcours en bref.....	19
2.2. Bref historique du laboratoire.....	19
2.3. Conséquences sociales	22
2.4. Conséquences scientifiques	24
3. Principal modèle d'étude : l'agrosystème crevette	26
3.1. Dans le monde.....	26
3.2. En Nouvelle-Calédonie	29
4. Cheminement scientifique	31
5. Références	33
Chapitre II. Les flux de matières.....	36
1. Introduction.....	37
2. Les bilans de matière.....	38
2.1. Effet de la gestion et de la saison.....	38
2.2. Caractéristiques des sédiments en fin d'élevage en fonction des pratiques.....	39
3. Dynamique d'eutrophisation du système	40
3.1. Schéma conceptuel initial	40
3.2. Schéma conceptuel réactualisé.....	41
4. Conclusions.....	43
5. Références.....	45
Chapitre III. Les facteurs de stress.....	48
1. Contexte	49
2. Les travaux réalisés.....	50
2.1. Influence du substrat.....	50
2.2. Le pH _{in situ} : un facteur de stress	50
2.3. Influence des zones d'accumulation des déchets d'élevage.....	51
2.4. Effet cumulé de deux facteurs de stress	52
3. Les approches en aquarium sur <i>Litopenaeus stylirostris</i>	54
4. Application en matière de gestion des élevages.....	55
5. Les approches en bassins et en mésocosmes	55
6. La recherche d'autres facteurs de stress.....	56
7. Conclusion	57
8. Références citées.....	58
Chapitre IV. Les épizooties	61

1. Contexte	62
2. Approches développées dans le cadre des vibrioses calédoniennes.....	66
2.1. Démarche écopathologique	66
2.2. L'approche mécanistique	73
3. Discussion générale sur les épizooties	79
4. Références.....	82
Chapitre V. Diversité et dynamique du phytoplancton.....	88
1. Contexte	89
2. Biomasse et diversité	90
2.1. Les biomasses.....	90
2.2. La diversité	93
3. Dynamique du phytoplancton.....	112
3.1. Études en bacs.....	113
3.2. Expérimentations en bassins de terre.....	115
3.3. Expérimentation en mésocosmes	117
4. Discussion.....	119
4.1. La diversité phytoplanctonique.....	119
4.2. La dynamique du phytoplancton.....	120
5. Conclusions et perspectives	122
6. Références.....	124
Chapitre VI. Acidification du milieu.....	130
1. Introduction.....	131
2. Matériel et méthodes.....	133
2.1. Origine des données.....	133
2.2. Les mesures	135
3. Résultats	136
3.1. Le $pH_{1:1}$	136
3.2. Le $pH_{in\ situ}$	140
3.3. Lien entre $pH_{1:1}$ et $pH_{in\ situ}$	141
3.4. Le carbonate de calcium.....	143
4. Discussion.....	144
5. Conclusions.....	147
6. Références.....	148
Chapitre VII. Les métaux.....	154
1. Contexte	155
2. Dépôts de métaux à la surface des branchies.....	157
3. Origine des métaux accumulés sur les branchies.....	158
3.1. Le fer, le cobalt et le manganèse.....	159
3.2. L'aluminium	159

3.3. Le chrome	160
4. Processus de diagenèse.....	160
5. Influence des dépôts sur la santé des animaux.....	161
5.1. Dynamique des BO	161
5.2. Effet sur la croissance.....	162
6. Conclusions.....	163
7. Références.....	164
Chapitre VIII. Crevetticulture et environnement littoral.....	168
1. Contexte	169
2. Recherche de sites et intégration des fermes dans leur environnement en NC	173
3. Impacts des effluents en NC.....	176
3.1. Modélisation des flux	177
3.2. Recherche de traceurs dans l'environnement	178
3.3. Impact des fermes sur les mangroves	181
4. Impact de l'environnement littoral sur la production aquacole	181
5. Discussion et perspectives.....	182
6. Conclusions.....	186
7. Références.....	187
Chapitre IX. Diversification, IMTA et intensification écologique.....	197
1. Contexte	198
2. Diversification aquacole et co-culture.....	203
3. Culture en alternance.....	204
3.1. La phase holothurie	205
3.2. La phase crevette	206
4. Conclusions.....	208
5. Références.....	210
Chapitre X. Développement d'outils pour une gestion durable	215
1. Contexte	216
2. Les données satellitaires	217
2.1. Application à l'analyse des données sur le site de Perancak	218
2.2. Application à l'analyse des données sur le site de Gresik	220
3. Les données collectées par les fermiers.....	225
4. Conclusions et perspectives	228
5. Références.....	228
Chapitre XI. Réhabilitation des sites de production abandonnés	232
1. Contexte	233
2. Étude de cas : le site de Perancak	234
2.1. Évolution de l'activité	235
2.2. État des lieux en 2015	236
2.3. Réhabilitation de l'estuaire	237

3. Restauration/réhabilitation des mangroves	240
4. Conclusions.....	242
5. Références.....	244
Chapitre XII. Conclusions et perspectives	248
Chapitre XIII. Et maintenant... ..	260
1. Contexte	261
2. Pressions terrigènes et devenir de la matière le long du continuum terre - mer.....	263
3. Adaptation des communautés	268
3.1. Influence(s) des apports miniers sur les communautés microbiennes.....	268
3.2. Les coraux à Bouraké.....	269
3.3. Les poissons de mangrove et les effluents aquacoles.....	271
4. Recherche de nouveaux indicateurs pour le suivi du milieu marin	272
5. Références.....	274
Chapitre XIV. Bilan scientifique en 2021	280
1. Listing des publications	281
1.1. Articles de rang A (ACL)	281
1.2. Actes de colloque (ACL).....	282
1.3. Chapitres de livres (ACL).....	283
1.4. Articles de vulgarisation	284
1.5. Principaux rapports	284
2. Communications orales dans des colloques	285
3. Activité de « review »	288
Chapitre XV. Expériences dans l'encadrement	290
1. Étudiants de Master I et II	291
2. Étudiants de Licence.....	292
3. Co-encadrement de doctorat.....	292
4. Encadrement de CDD	295
4.1. Contrats à durée déterminée hors VSC.....	295
4.2. Volontaires à l'aide technique (VAT) et volontaires service civil (VSC).....	296
Chapitre XVI. Enseignement et médiation scientifique	298
1. L'enseignement supérieur	299
2. La médiation scientifique	299
Chapitre XVII. Les projets de recherche	302
1. Les contrats « cadre ».....	303
2. Les projets et actions portés	305
3. Les projets et actions en collaboration	307

Abbréviations et acronymes

ADECAL Technopole Agence de Développement Economique de Nouvelle-Calédonie
AIEA Agence internationale de l'énergie atomique
AMBIO Aires Marines protégées, Patrimoine Mondial et Biodiversité
ANR Agence Nationale de la Recherche
AMP Aires Marines Protégées
AHPND Acute Hepatopancreatic Necrosis Disease
Chl *a* chlorophylle *a* (Tchl *a*Chlorophyll *a* totale)
CNRS Centre National de la Recherche Scientifique
CNRT Nickel et son environnement Centre National de Recherche Technologique
CoRéUs Écosystème des communautés récifales et de leurs usages dans le Pacifique insulaire
CREMA Centre de Recherche en Ecologie Marine et Aquaculture de l'Houmeau
CRESICA Consortium de Coopération pour la Recherche, l'Enseignement Supérieur et l'Innovation en Nouvelle-Calédonie
CTA Centre Technique Aquacole
DAC Département Aquaculture en Calédonie
DAVAR Direction des Affaires Vétérinaires alimentaires et Rurales
DPM Domaine Public Maritime
ECOMAR Unité de recherche Laboratoire d'écologie marine de l'Université de La Réunion
EAA Ecosystem Approach to Aquaculture
EIA Environmental Impact Assessment
EMS Early Mortality Syndrome
ERPA Etablissement de régulation des prix agricoles
ETM éléments traces métalliques
FAO Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
FCR Food Conversion Ratio
GIE/RA Groupement d'Intérêt Economique / Ressources Aquacoles
GOPS Grand Observatoire de l'environnement et de la biodiversité terrestre et marine du Pacifique Sud
HABs Harmful algal bloom
HNA High Nucleid Acid content
HCÉRES Haut Conseil de l'évaluation de la recherche et de l'enseignement supérieur
IC indice de conversion
ICAP Institut Calédonien de Participation
IFRECOR Initiative Française pour les Récifs Coralliens
IFREMER Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer
IHHN Infectious hypodermal and haematopoietic necrosis
IPNC Institut Pasteur de Nouvelle-Calédonie
IRD Institut de Recherche et de Développement
LAC Laboratoire Aquacole de Calédonie
LEAD Département Lagons, Ecosystèmes et Aquaculture Durable LEAD
LNA Low Nucleic Acid content
MET Microscopie Electronique à transmission
MNHN Muséum national d'Histoire naturelle
MOM Ministère de l'Outre – Mer
NACA Network of Aquaculture Centres in Asia-Pacific
NAN Nanophytoplankton
NC Nouvelle-Calédonie
OIE Organisation Internationale des Epizooties
PEU Picoeucaryotes
PL Post-larves
PNUD Programme des Nations Unies pour le développement
PROC Prochlorococcus
SASV Station d'Aquaculture de Saint-Vincent
SEM Scanning Electron Microscopy ou microscopie électronique à balayage
SOPAC SOciété des Producteur Aquacoles Calédoniens

SYN Synechococcus
UNC Université de la Nouvelle-Calédonie
VAT Volontaire A l'aide Technique
VSC Volontaire Service Civil
WAS World Aquaculture Society
WSSD White Spot Syndrome Disease
WWF Fonds mondial pour la nature
YHD YellowHead Disease

Liste des figures

Figure I-1. Panorama de la station Aquacole de Saint-Vincent (© J. Patrois, Ifremer 2011)

Figure I-2. Évolution du nombre de techniciens (a) et de cadres (b) (postes permanents) de 1979 à 2020. Évolution par catégorie chez les techniciens (c) et les cadres (d). Évolution des effectifs par genre (e), avec un doctorat et une HDR (f). Ces informations ont été extraites d'une base de données créée par Denis Coatanea et complétée par mes soins à partir des rapports annuels du laboratoire. Le poste de délégué a été classé dans la catégorie cadre administratif.

Figure I-3. Évolution annuelle de 1979 à 2020 du nombre (a) de fiches biotechniques produites à destination de la filière de crevettes de NC et (b) du nombre de publications de rang A. Les publications associées à l'aquaculture de crustacés comprennent celles liées à son impact sur l'environnement littoral. Les publications « Aqua. Autres » ont pour sujet d'autres modèles aquacoles (poissons, huîtres perlières...) et sont généralement issues de travaux conduits dans d'autres laboratoires par des membres actuels du LEAD précédemment à leur arrivée ou non au sein du laboratoire. « Env. Litt. NC » concerne les publications ayant pour sujet l'environnement lagunaire calédonien, et « Env. Litt. Hors NC » celles réalisées par des agents sur d'autres territoires dans le ce même domaine précédemment à leur arrivée au sein du laboratoire. Ces informations sont issues d'une base de données que j'ai créée et qui regroupe l'ensemble de la production de l'Ifremer en NC (hors géologie) entre 1979 et 2009 inclus (N = 1035 documents). Elle a été complétée à partir de 2010 par les documents répertoriés dans la base Archimer, archive institutionnelle de l'Ifremer¹.

Figure I-4. Quelques documents associés au parcours scientifique de l'UR IFREMER de Nouvelle-Calédonie.

Figure I-5. Présentation schématique des différents modes de production et de leurs caractéristiques techniques (modifiée d'après Boyd et al., 2021)

Figure I-6. (a) ferme expérimentale du Research Institute for Coastal Aquaculture (RICA) (Indonésie) ; (b) Ferme super-intensive en Sulawesi du Sudensemencée à 200 animaux.m⁻² (©Hugues Lemonnier, 2014).

Figure I-7. Organisation de la filière crevette de Nouvelle-Calédonie

Figure I-8. (a) Image aérienne de la ferme Styli Bleue (© Yves Harache, Mars 2004) ; (b) Alimentation des crevettes dans un bassin de la ferme La Sodacal.

Figure I-9. Projets dans lesquels je me suis investi entre 1994 et 2020.

Figure II-1. Horizons qui sont généralement distingués dans une carotte de sédiment en fin d'élevage dans un bassin de crevette. Leur dénomination est adaptée de l'étude réalisée par Munsiri et al. (1995) sur des bassins de production de poissons. L'horizon superficiel (S) est généralement de couleur noire sur une épaisseur de 1 à 3 cm. L'horizon intermédiaire (M), plus profond, gris à noir, est d'épaisseur variable en fonction de la station d'échantillonnage. Il est aussi plus granuleux. Il est représentatif de l'histoire du bassin. L'horizon profond (P) correspond au sol non impacté par l'activité aquacole.

Figure II-2. L'environnement est caractérisé par une évolution rapide d'un état mésotrophe (A) à un état hyper-eutrophe (C). Le premier état se caractérise par une turbidité faible, la présence du microphytobenthos (MPB) caractérisé par une importante activité, un découplage benthopélagique et une absence de flux à l'interface eau-sédiment. On note la présence de deux boucles microbiennes indépendantes, une dans la colonne d'eau et une associée au sédiment. Le second état montre une forte augmentation de la biomasse phytoplanctonique et se caractérise par la mise en place d'un système hétérotrophe. L'activité des crevettes induit une turbidité élevée empêchant la lumière d'atteindre le fond des bassins. Cet état se caractérise par la disparition du MPB, des flux à l'interface eau-sédiment élevés et la présence d'un fort couplage benthopélagique. Un état de transition (C) entre les états A et B a pu être observé. Il est caractérisé par un important flux en P du sédiment vers la colonne d'eau, d'une augmentation importante de la respiration des sédiments et d'une baisse de la GPP (gross primary production).

Figure II-3. Évolution du statut trophique du sédiment (P/R). Données issues de différentes expérimentations conduites en mésocosmes (Projet Hobical : remédiation des sédiments ; Thèse de Trung Luong sur la co-culture).

Figure II-4. Évolution théorique du rapport autotrophie / hétérotrophie (P/R) en fonction de la quantité d'aliment distribué (d'après Hochard et al., 2019).

Figure III-1. Concentrations plasmatiques en lactate, protéines totales et ions Mg chez des crevettes en stade C d'intermue placées sur différents substrats. * Différences significatives entre les deux groupes de température. Les différences significatives entre les substrats pour un groupe de température sont indiquées par des lettres différentes.

¹ <https://archimer.ifremer.fr/>

- Figure III-2.** Réponse physiologique des animaux à des pH dans le milieu compris entre 6,0 et 8,2.
- Figure III-3.** (a) Représentation schématique du bassin et du positionnement des cages (N = 3 par station). (b) Réponses des animaux exposés à des sédiments dans un bassin de la Ferme Aquacole de la Ouenghi (FAO) après 4 mois d'élevage. Moyennes et écart-types de la capacité osmorégulatrice (hypo-OC) (A), de la concentration en ions Mg (B) et en glucose (C) dans l'hémolymphe des crevettes à trois stades de mue (C/D0, D1 and D2) maintenues dans des cages au-dessus du sol (contrôle, 0) ou en contact avec le sédiment (1 à 6) pendant 48h. Pour chaque stade de mue, les valeurs ($3 < N < 19$) avec * sont significativement différentes du contrôle ($p < 0.05$). Les lettres différentes indiquent des différences entre les stades de mue pour chaque position.
- Figure III-4.** Moyenne (\pm SE) de la capacité osmorégulatrice (OC) (A), des concentrations en ions Mg (B), ions Ca (C), glucose (D), lactate (E), protéines totales (F), oxyhémocyanine (G) et du nombre total d'hémocytes (H) dans l'hémolymphe de juvéniles *L. stylirostris* en stades C et D2 en relation avec les différents traitements: contrôle; ammoniacque (2.39 ± 0.08 mg.l-1 NH₃-N); hypoxie (1.37 ± 0.06 mg O₂ l-1) ou ammoniacque (1.59 ± 0.31 mg.l-1 NH₃-N) combiné à l'hypoxie (1.63 ± 0.25 mg O₂ l-1) (A+O2). Valeurs moyennes de 17-30 déterminations pour le stade C et 17-33 déterminations pour le stage D2. Pour un stade de mue, les barres avec des lettres différentes sont significativement différentes ($p < 0.05$). * indique une différence significative entre les stades C et D2.
- Figure III-5.** Exemple d'évolution des concentrations en ammonium à l'interface eau-sédiment (Cas du bassin H de la SASV en 2004 – Lucas et al., 2010). Des mortalités type syndrome 93 sont apparues à partir de j80 dans le bassin d'élevage.
- Figure IV-1.** Microscopie électronique à transmission - *Vibrio nigripulchritudo* (© Marie-Line Escande et Claude Courties).
- Figure IV-2.** Cartographie de la distribution des pathotypes de *Vibrio* identifiés par PCR multiplex lors d'épisodes de mortalité signalés sur les sites d'élevage de *L. stylirostris* dans le cadre du Réseau d'Epidémiologie-vigilance de la filière aquacole de Crevettes (REC) de 2007 à 2015 (© B. Soulard).
- Figure IV-3.** Température moyenne journalière et mortalité observée sur le bord des berges de 5 élevages de SF en 1994 (SF30 à SF34) (D'après Lemonnier, 1997).
- Figure IV-4.** (a) Relations entre la survie et la densité initiale (D'après Lemonnier, 1997). (b) Évolution des densités à l'ensemencement dans la filière de 1987 à 2004.
- Figure IV-5.** Évolution des mortalités causées par le syndrome d'été et observées sur les berges des bassins de la ferme SeaFarm sur la saison 2000-2001
- Figure IV-6.** Densités des élevages en relation avec les durées d'assec. Chaque point représente la moyenne annuelle. HC : ferme sans syndrome d'été ; DF ferme avec syndrome d'été.
- Figure IV-7.** Vitesses de croissance à 50 jours d'élevage (A); renouvellement en eau cumulé (B) Aliment distribué (C), et déchets azotés produits (D) sur les 50 premiers jours d'élevage pour des bassins ensemencés en octobre et novembre. Les symboles en orange et en rouge indiquent respectivement l'année d'apparition des premières mortes associées à *V. nigripulchritudo* et l'apparition de la maladie en tant que telle sur le site.
- Figure IV-8.** Schéma théorique développé à partir des résultats et des hypothèses de travail sur le syndrome 93. Les conditions climatiques pendant les périodes de transition entre les deux principales saisons seraient responsables d'un stress environnemental. L'intensité des mortalités à un instant T dépendrait de l'intensité de ce stress. La mortalité cumulée en % en fin d'élevage serait principalement liée à la densité initiale. Toutefois, une eutrophisation excessive du milieu est potentiellement un facteur d'intensification de la maladie et permettrait d'expliquer les mortalités les plus fortes.
- Figure IV-9 :** Schéma théorique, établi à partir des résultats et des hypothèses de travail, sur les mortalités à *V. nigripulchritudo* au cours d'un élevage pendant la phase épizootique - enzootique. L'intensité des mortalités à un instant T dépendrait du degré d'eutrophisation du milieu. La mortalité cumulée en % en fin d'élevage serait fonction de plusieurs facteurs : l'eutrophisation précoce du milieu, une croissance forte et/ou le niveau de virulence du pathogène. La densité pourrait être un facteur de risque pour les densités les plus fortes (> 35 anx.m⁻²).
- Figure IV-10.** Schémas représentant l'interaction complexe entre l'hôte, son environnement et le pathogène (Adaptés de Snieszko, 1973 et de Lightner & Redman, 1998). A- l'intensité de la maladie augmente proportionnellement à la circonférence de chaque cercle (augmentation du nombre de pathogènes, de leur virulence, perturbation de l'environnement, stress des animaux en élevage...); B- Illustre une maladie avec un pathogène très virulent (Exemple de certains virus) C- Illustre un environnement fortement dégradé ; D- Illustre une maladie sans intervention d'un pathogène (Toxine, produit chimique...).
- Figure IV-11.** Évolution comparée des groupes nanophytoplanctoniques N1 et N2 et des mortalités dans le cadre du suivi du syndrome 93. Les mortalités sont représentées par les losanges noirs.

Figure IV-12. Évolution du rapport hétérotrophe/autotrophe (la Chl-a est utilisée comme une approximation de la production primaire) et de la concentration en ammonium dans la colonne d'eau sur la ferme DF et sur la ferme HC. La dynamique de l'eutrophisation montre des différences importantes entre les deux fermes. Mais ce ne serait pas tant les niveaux atteints que la précocité de l'eutrophisation et ses fluctuations qui les différencient. À DF, on constate une alternance de maxima d'autotrophes et d'hétérotrophes de plus en plus élevés au fur et à mesure que l'élevage progresse, qui se traduisent par des variations rapides et importantes de concentrations en éléments comme l'oxygène ou l'ammonium et du rapport N/P (Lemonnier et al., 2010).

Figure IV-13. Évolution temporelle du rapport picophytoplancton / nombre total de cellules comptabilisées par cytométrie en flux sur les fermes malade DF et saine HC (Lemonnier et al., 2010).

Figure IV-14. Modèle conceptuel du syndrome d'été établi à partir des travaux de Goarant et al., 2006 ; Lemonnier et al., 2010 et Mugnier et al., 2013.

Figure V-1 : *Protoperdinium steinii* (Avril 2002 - Bassin SF5) (© Elizabeth Nezan)

Figure V-2. Classes de taille observées dans les bassins d'élevage entre 2009 et 2011. Les 10 premières fractions en partant de la gauche correspondent à un suivi réalisé en 2009 sur la ferme AQ (Lemonnier et al., 2016). Les autres fractions correspondent à des échantillons récoltés dans le cadre du réseau d'épidémiologie-surveillance (REC) (données non publiées).

Figure V-3. Exemples de relations entre chl *a* et fluorescence pour des échantillons prélevés : (a) dans le bassin H de la SASV en 2004 et (b) dans deux bassins (SOE et SOG) de la ferme SO dans au cours de la saison de production 2009-2010.

Figure V-4. Caractéristiques cellulaires normalisées des échantillons prélevés dans des bassins d'élevage. Dans cet environnement, sept principaux groupes cellulaires ont été identifiés et désignés : Syn, Unk, PE, N1, N2, N3, CR (voir texte).

Figure V-5. Exemple d'évolution temporelle des abondances relatives de chaque groupe cellulaire discriminé par cytométrie en flux en fonction des jours d'élevage pour quatre bassins industriels. (a) et (b) Échantillons prélevés dans deux bassins d'une ferme intensive PO en 2004. (c) et (d) Échantillons collectés dans deux bassins semi-intensifs de la ferme SO la même année (Lemonnier et al., 2009 ; Thomas et al., 2010).

Figure V-6. Principaux pigments mesurés par HPLC dans les bassins d'élevage (N = 19).

Figure V-7 : Exemple de communauté planctonique observée dans le bassin SASV5 le 10 décembre 2007. a) *Pleurosigma* sp., b) *Protoperdinium* sp., c) cyanobactérie filamenteuse, d) Oscillatorielle (© Ronan Lucas).

Figure V-8. Images SEM et TEM d'un échantillon d'eau du bassin H prélevé en mai 2004 (Courties et al., 2005b).

Figure V-9. Abondances des cellules observées par microscopie électronique dans le bassin A de la ferme La Sodacal à J15, J29, J42 et J56. Les comptages et les déterminations ont été réalisés par Liliane Carpentier (Ifremer – LEAD). Les valeurs au-dessus des barres indiquent les concentrations en chl *a* en $\mu\text{g.l}^{-1}$ dans les échantillons.

Figure V-10. Exemple de branchies avec du fouling dans des élevages de *L. stylirostris* à Tahiti (© Sébastien Hochard).

Figure V-11. Amas de *Prorocentrum rhathymum* sur les appendices d'une post-larve du bassin 2 de Webuihoone (© José Herlin).

Figure V-12. Microscopie électronique (SEM) d'un échantillon prélevé dans le bassin H de la station de Saint-Vincent en mai 2004. L'échantillon est bien caractérisé par la présence de filaments s'accrochant en étoiles typiques de *Phaeocystis* sp. (Courties et al., 2005b).

Figure V-13. Etude par microscopie électronique à transmission (MET) et à balayage (SEM) :

- (a) Cellules avec leurs flagelles avec de nombreuses bactéries (SEM),
- (b) Détail de la précédente avec flagelles droit et équatorial (SEM),
- (c) Coloration négative et MET des écailles de 130 nm produites par les cellules,
- (d) Cellule entière avec sa gangue de polysaccharides recouverte d'écailles (MET),
- (e) Coupes fines de 3 cellules avec chloroplastes et grains d'amidon, noyau, golgi et écailles (MET),
- (f) Cellule avec chloroplaste (et ADN chloroplastique visible), noyau, golgi produisant des écailles et sans doute (à droite de l'écaille dans une vésicule) un corps basal de flagelle (MET).

Figure V-14. SEM du taxon *Metadinophysis sinensis* collecté dans un bassin d'élevage de la ferme FAO (© Chomérat et Nézan).

Figure V-15. Exemples d'images SEM et MET de taxons indéterminés (Courties et al., 2005b)

Figure V-16. Évolution de la fluorescence en fonction des traitements pour les 2 séries d'expérience (N : azote ; P : phosphore ; Control : témoin) de l'étude 2.

Figure V-17. Évolution des classes de taille après différents protocoles de fertilisation au cours d'une expérience réalisée dans des mésocosmes à la station de Saint-Vincent. Chaque barre représente la moyenne des résultats obtenus sur deux mésocosmes.

Figure V-18. Apports moyens journaliers (a) en azote ($N_{\text{aliment}} = 6,6\%$) et (b) en phosphore ($P_{\text{aliment}} = 1,4\%$) dans les bassins dans le cadre d'une expérimentation conduite sur la fertilisation des bassins. Deux bassins sur les 6 n'ont pas été fertilisés avec du phosphore. L'apport journalier en aliment a été au maximum de $5,2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$.

Figure V-19. (a) Évolution des concentrations en Chl a en fonction des traitements. (b et c) Évolution des abondances et des fluorescences cellulaires moyennes pour les différents groupes cytométrique (moyenne de l'ensemble des bassins, $N = 6$).

Figure V-20. Évolutions de l'alimentation dans les 2 traitements.

Figure V-21. Abondances et fluorescences moyennes (en % de la fluorescence totale) pour les traitements F⁻ et F⁺ en fonction du temps pour les différents groupes cytométriques.

Figure V-22. (a) Moyennes de la chl a sur l'ensemble des échantillons ; (b) moyennes des classes de taille observées dans les différents traitements ; (c) moyennes des abondances des différents groupes cytométriques (données cumulées) dans les différents traitements ; Fluorescences moyennes des différents groupes cytométriques pour les différents traitements (en % de la fluorescence totale).

Figure VI-1. (a) Distribution des valeurs de pH_{1:2,5} en fonction de la perte au feu (crémation à 550°C) ($N = 424$) dans les sols de tannes. (b) Histogramme des valeurs. Les échantillons ont été prélevés sur les 5 premiers cm de sol.

Figure VI-2. Relation perte au feu – pH dans un bassin à la fin de son premier élevage en fonction de la profondeur de l'échantillonnage. L'augmentation du taux de matière organique dans certaines zones du bassin s'accompagne d'une acidification essentiellement sur les deux premiers cm.

Figure VI-3. : pH moyens des sédiments en fonction des horizons et des bassins selon la nomenclature établie par Munsiri et al. (1995). Les barres représentent des moyennes établies sur un échantillonnage de 11 à 15 stations. Les traits représentent les écart-types. Les deux premières lettres correspondent au code de la ferme. La lettre ou le chiffre qui suit correspond au bassin. S : horizon superficiel ; M : horizon intermédiaire ; P horizon non impacté par l'activité aquacole.

Figure VI-4. (a) Valeurs et écart-types du pH_{1:1} des sédiments récoltés pendant l'assec de différents bassins classés en fonction de leur date de construction (Source des données : AquaSol, 2011). (b) Valeurs de calcium et des carbonates de calcium en fonction du pH_{1:1} pour ces mêmes échantillons. Pour le graphe (a), les lettres synthétisent les résultats des comparaisons multiples par paires du test LSF de Fisher.

Figure VI-5 : Box plot du pH_{1:1} des sédiments à l'assec pour différents bassins de différentes fermes de Nouvelle-Calédonie (SO, AG, PO, PM, AQ et FA) ($10 < n < 15$). Les lettres présentent les résultats des comparaisons multiples par paires suivant la procédure de Dunn / Test bilatéral. Les années correspondent à l'année de prélèvement des échantillons.

Figure VI-6. Exemples de cartes établies pour les valeurs de pH_{1:1} (a) des sols du bassin A en 2013 et (b) de 4 autres bassins (B, E, H et P1) de la ferme SO en 2017. Les échantillons ont été récoltés pendant l'assec.

Figure VI-7. Box plot de l'évolution des pH_{in situ} ($N = 150$) dans les bassins expérimentaux du laboratoire de Saint-Vincent (Lemonnier et al., 2006). Aucun effet du taux de renouvellement n'a pu être mis en évidence ($P > 0,05$). Les valeurs montrent des différences très significatives ($p < 0,001$) en fonction des dates (Test de Krustal-Wallis). Les lettres montrent le résultat de comparaisons multiples par paires suivant la procédure de Dunn / Test bilatéral.

Figure VI-8. Évolution des pH_{in situ} mesurés sur le 1^{er} cm de sédiment de plusieurs bassins de production. Les nombres entre parenthèses indiquent le nombre de stations échantillonnées par bassin et par élevage : SOW_2012 ($N = 2$) ; SOA_2013 ($N = 2$) ; SAH ($N = 8$) ; SF ($N = 6$) ; PO4 ($N = 6$).

Figure VI-9. Différence de valeur entre la mesure de pH_{1:1} et le pH_{in situ} en fonction du redox et du pH mesuré *in situ* dans l'horizon S de 3 bassins de la ferme la Sodacal. Les prélèvements ont été réalisés en 2017 (Lemonnier et al., 2021a).

Figure VI-10. (a) Relation entre le pH_{in situ} et le pH_{1:2,5} dans le premier centimètre de sédiment pour des échantillons prélevés le dernier jour d'élevage dans 12 bassins sur différentes fermes du territoire (Lemonnier et al., 2004) ($N = 128$) ; (b) Relations entre le pH_{in situ} et le pH_{1:2,5} dans le premier centimètre de sédiment pour des échantillons prélevés le jour de l'ensemencement des animaux (D0), après 112 jours d'élevage (D112) et après 162 jours d'élevage dans 4 bassins expérimentaux de 1500 m² à la station de Saint-Vincent ($N = 5$). Cette expérience avait pour objectif d'évaluer l'influence des renouvellements (taux faibles à 10 et 11% à des taux élevés de 17 et 21%) sur le devenir des déchets produits par l'élevage (Lemonnier et al., 2003).

Figure VI-11. Teneurs en carbonates de calcium dans les sols. (a) Les valeurs correspondent à des échantillons récoltés dans certains bassins de la filière (SO, PM, AM, FAMB), dans une tanne et dans le lagon de Pouembout à proximité de la ferme FAMB (Données non publiées). (b) valeurs moyennes sur différents bassins de la filière. Les échantillons ont été regroupés avant l'analyse pour chaque bassin. Ces résultats sont issus d'un audit conduit en 2011 (AquaSol, 2011).

Figure VII-1. Zones branchiales sans cuticule : (a) témoin ; (b) avec branchies orange. Les analyses histologiques après coloration de Perls révèlent la présence de fer à la surface des lamelles branchiales (couleur bleue). LB: lamelle, F: filament. (c) Photographies de droite : témoin ; (d) photographie de gauche : branchies orange.

Figure VII-2. Évolution de la proportion de branchies colorées en fonction des stades de mues. Quatre intensités de coloration ont été définies : WG : branchies blanches ; LOG : branchies faiblement colorées ; OG : branchies colorées ; DOG : branchies fortement colorées (n = 399).

Figure VII-3. Distribution du fer sous sa forme Fe^{2+} et du cobalt sous sa forme Co^{2+} dans les eaux interstitielles du premier cm en fonction du redox et du pH.

Figure VII-4. Diagramme pH - Redox à l'interface eau-sédiment dans les bassins d'élevage avec des branchies orange. (a) conditions biogéochimiques ; (b) Principales réactions associées au processus de diagenèse précoce.

Figure VII-5. Évolution de l'alimentation exprimée en g par m^2 et par jour et du taux de BO (OG) dans la population en fonction du temps d'élevage exprimé en semaines.

Figure VII-6. (a) Exemple d'évolution des poids moyens en g (symboles noirs) et du pourcentage de BO (ligne orange) dans la population. (b) Comparaison entre les coefficients C et B pour les élevages ensemencés en août et septembre sur la ferme La Sodacal entre 2004 et 2018. Chaque couple est décrit par cluster et par année. Les signes orange sont les élevages pour lesquels des BO ont été observées. Les chiffres associés aux symboles indiquent les années d'ensemencement.

Figure VIII-1. Images aériennes du fond de la baie de Chambeyron avant (1993) et après la construction (1995) de la ferme Pénéides de Ouano d'une surface de 29 ha (© Ifremer- Lead).

Figure VIII-2. (A) (B) Vues aériennes du site de la ferme Aquamer. (B) Le positionnement de la prise d'eau (P) a conduit à une auto pollution de ce site de production. Les effluents (flèches vertes) étaient rejetés côté mangrove au point topographique le plus bas vers les arroyos. L'idée initiale développée par le promoteur était d'utiliser la capacité de filtration de la mangrove pour épurer l'eau. Une fois la ferme en activité, les mesures ont révélé dans le canal de pompage la présence d'une eau eutrophisée caractérisée par des concentrations en chl a élevées ($> 20 \mu g.l^{-1}$), une présence importante de matière organique (photographies (A) © Yves Harache).

Figure VIII-3. Modèle conceptuel des flux de nutriments dans un bassin d'élevage de crevettes. TAN : Azote ammoniacal total, NOx : nitrite/nitrate, NOD : azote organique dissous, DRP : Phosphore réactif dissous.

Figure VIII-4. Cartes 2D (a) de la fluorescence en $\mu g.l^{-1}$ et (b) de la turbidité exprimée en NTU lors des campagnes du 25 mai 2005. Les cartes ont été interpolées à partir de 24 points.

Figure VIII-5. (a) Évolution de la mangrove sur le site de la Sodacal. (b) Photographie aérienne du site (Source : La Sodacal). Sur la base des informations fournies par l'équipe de La Sodacal, il est probable que ces arbres aient été couchés dans une direction prédominante sud-est à nord-ouest après le passage du cyclone Franck en février 1999. Cependant, quelques petits patches d'arbres morts avaient déjà été observés sur la même zone à partir des photographies aériennes en 1996 et 1998 laissant supposer un affaiblissement préalable de la structure forestière. Lors de notre visite en 2004, aucune repousse n'était visible. L'hypothèse la plus probable est que l'envasement du site en arrière des bassins ait modifié les conditions hydrologiques du site et favorisé cette mortalité lors d'un événement extrême.

Figure VIII-6. Échelle de productivité pour l'élevage de la crevette en lien avec les caractéristiques des écosystèmes. Elle a été proposée en 1998 dans le cadre du projet européen STD3 (Fuchs et al., 1998).

Figure XIII-7. Ferme de Ouazango construite sur le tanne « Trou au Requins » (TAR) en aval du site minier de Ouazango et de la mine de Ouaco.

Figure VIII-8. Vue aérienne de la Ferme Aquacole « Pénéide de Ouano » en 2005 (Source : Virly et al., 2005).

Figure IX-1. Conséquences de l'intensification écologique, expérimentée sur des élevages intensifs de Pangas à Sumatra en Indonésie (D'après Aubin et al., 2014).

Figure IX-2. Schéma de l'expérience conduite dans 15 mésocosmes à la station de Saint-Vincent.

Figure IX-3: Poids des crevettes en fonction des différents traitements à la pêche finale. Les lettres montrent des différences significatives en fonction des traitements.

Figure X-1. Image satellite à très haute résolution spatiale d'une ferme super-intensive en Sulawesi du Sud (Site de Takalar) (25 février 2014). On distingue parfaitement bien les bassins mais aussi les aérateurs que l'on peut compter au sein de chaque structure. On distingue facilement les bassins en eau et ceux en cours d'assèchement.

Figure X-2. Image satellite à très haute résolution spatiale de l'estuaire de la Perancak en 2015. Son contour est dessiné avec un trait jaune.

Figure X-3. Schéma d'organisation mis en place dans le cadre de la thèse de Niken Gusmawati pour l'analyse des facteurs à l'origine de l'abandon des structures d'élevage sur le site de Perancak (Gusmawati et al., 2018).

Figure X-4. Processus d'analyse de la résilience de l'activité aquacole aux maladies dans l'estuaire de Perancak à Bali (Indonésie).

Figure X-5. Image satellite VHRS du site de Gresik (Java en Indonésie)

Figure X-6. Cet estuaire, très fragmenté par la présence de nombreux bassins aquacoles présente sur sa bordure externe, autour et dans les bassins des palétuviers plantés ou non, des chenaux reliant la mer à la Bengawan Solo et différentes infrastructures. Les différentes zones administratives (Kulon, Urip and Wetan) sont représentées par des couleurs différentes.

Figure X-7. Évolution (a) du réseau fluvial et (b) des arroyos sur la péninsule de Gresik entre 2001 et 2012, (c) des zones d'accrétion et d'érosion en bordure du site entre 1994 et 2016 (264 mois), et des zones de végétation à l'intérieur du site entre 2001 et 2012 (Rouge, bleue : autocorrélation positive, végétation du voisinage respectivement en augmentation et en diminution. Rose, mauve : autocorrélation négative, végétation du voisinage respectivement en augmentation et en diminution (Amrari, 2016).

Figure X-8. Modèle conceptuel pour l'analyse des données.

Figure X-9. Étapes du processus d'analyse des données temporelles issues de la filière crevetticole Calédonienne (Tokotoko et al., 2020).

Figure X-10. Clusters obtenus par la méthode K-means avec les données issues du modèle de Gompertz.

Figure X-11. Étapes du processus d'analyse des données temporelles issues de la filière crevetticole Calédonienne (Tokotoko et al., 2020).

Figure XI-1. Organisation et déroulement du travail réalisé dans le cadre de la thèse de Niken Gusmawati.

Figure XI-2. (A) Image satellite QuickBird de l'estuaire de la Perancak à Bali (Indonésie) en 2009. (B) Évolution de la dernière activité détectée entre 2001 et 2015 dans chaque structure d'élevage. Les premiers abandons ont été observés au milieu de l'estuaire et se sont poursuivis vers la périphérie de manière discontinue.

Figure XI-3. Temps de résidence des eaux en heures dans l'estuaire avec des apports moyens en eaux douces (© Romain Le Gendre).

Figure XI-4. Représentations schématiques des gradients trophiques et d'intensification observés en 2015 dans l'estuaire de la Perancak à Bali (Gusmawati, 2017).

Figure XI-5. Images de l'estuaire de la Perancak. Les images à droite ont été prises dans des bassins abandonnés dans lesquels ont été plantés dans les années 90 des palétuviers du genre *Rhizophora* (© Christophe Proisy).

Figure XI-6. Formations végétales dans l'estuaire de la Perancak en 2014. (a) Plantation de *rhizophora*. (b) Mangrove naturelle à *Avicennia* et à *Sonneratia* (©Proisy C., 2014).

d'une bouteille Niskin pour collecter un échantillon d'eau ; (c) Filtration des échantillons.

Figure XIII-1. Triptyque photo du projet SPHYNx. (a) Pose d'un capteur Température / Pression; (b) Descente

Figure XIII-2. Triptyque photo de la mine au lagon

Figure XIII-3. Triptyque photo du projet SEARSÉ. (a) Bouée dérivante dans le lagon ; (b) Phase d'échantillonnage avec une bouteille Niskin ; (c) Filtration des échantillons au laboratoire Bird (IRD) pour récolter l'ADN environnemental (© Armelle Brouquier).

Figure XIII-4. Camemberts de répartition des 15 phyla les plus abondants pour chaque station de prélèvement et pour chaque classe de taille (> 20 µm, 3 – 20 µm ; 0.2 – 3 µm) (prélèvements de septembre 2019) (© Gwenola Plougoulen).

Figure XIII-5. Triptyque photo du projet Supernatural. (a) Site de Bouraké en 2021 ; (b) Incubations de coraux pour analyse de leur excrétion en Août 2021 dans le cadre de la thèse de Cinzia Alessi (c) Filtrations en décembre 2020 des échantillons pour l'analyse de l'évolution des conditions sur plusieurs cycles de marées dans le cadre du projet Labex Corail « SURF ».

Figure XIII-6. Triptyque « sous le green, la plage ». (a) Vue plongeante du golf de DEVA ; (b) Dépôts d'algues sur la plage de Poe ; (c) Carottage sur le site du golf de DEVA.

Figure XVI-1. Exemple de poster (N = 9) réalisé dans le cadre de l'exposition IRD « Biodiversité, mon trésor ».

Figure XVI-2. Couverture du livre Biodiversité publié aux éditions Quae.

Figure XVI-1. Exemple de poster (N = 9) réalisé dans le cadre de l'exposition IRD « Biodiversité, mon trésor ».

Figure XVI-2. Couverture du livre Biodiversité publié aux éditions Quae.

Listing des tableaux

Tableau V-1. Listing des suivis de terrain avec analyses du compartiment phytoplanctonique réalisés sur les bassins de production depuis 1994 par le laboratoire Ifremer - LEAD.

Tableau V-2. Listing des différents taxons identifiés dans les bassins d'élevage en NC par microscopie optique et/ou par biologie moléculaire.

Tableau V-3. Liste non exhaustive des différents genres répertoriés dans les principaux pays producteurs.

Tableau V-4. Taxons suspectés comme potentiellement dangereux pour la crevette d'élevage (listing non exhaustif). D'après Alonso-Rodríguez and Páez-Osuna (2003) ; Lemonnier et al (2016) ; Mann (2017) ; Núñez Vázquez et al. (2011) ; Pérez-Morales et al. (2017) ; Yeganeh et al. (2020).

Tableau IX-1 : Récapitulatif du statut environnemental des sédiments au début de l'élevage avant l'ensemencement des crevettes dans le cadre d'un élevage holothurie – crevette en alternance. Ce travail a fait l'objet d'un stage de M1 de l'Université de La Rochelle (Vanhuyse, 2015).

Listing des photographies

Photographie I-1. Case mélanésienne sur le site de la ferme aquacole Seafarm 2004.

Photographie II-1. Bassin d'élevage pendant la phase d'assec. Photographie prise sur la ferme La Sodacal (août 2009).

Photographie II-2. Portrait de *Litopenaeus stylirostris*.

Photographie III-1. Crevette enfouie dans le sédiment d'un bassin d'élevage.

Photographie III-2. Crevette et sa mue.

Photographie IV-1 : L'heure bleue (Auteur inconnu).

Photographie IV-2. Épervier

Photographie VI-1. Distribution de chaux dans un bassin intensif de *Litopenaeus vannamei* (200 crevettes par m²) sur la presqu'île de Gresik à Java en Indonésie (Nov. 2014).

Photographie VI-2. Sacs de chaux sur la ferme La Sodacal (Août 2009).

Photographie VI-3. Carotte réalisée dans une tanne impactée par l'activité minière.

Photographie VII-1. Jour de pêche à la station aquacole de Saint-Vincent

Photographie VIII-1. Canal creusé dans la mangrove pour évacuer les effluents sur le site de la ferme La Sodacal.

Photographie IX-1. « Polyculture » en laboratoire.

Photographie IX-2. Suivi de l'environnement et des animaux dans le cadre d'un élevage d'holothuries en aval d'une ferme de crevettes.

Photographie IX-3. Prélèvements pour l'analyse des flux à l'interface eau-sédiment dans les mésocosmes de la station de Saint-Vincent.

Photographie IX-4. Dissection d'une holothurie pour l'analyse des acides gras

Photographie IX-5. Enclos construits pour la culture des holothuries positionnés en aval d'une ferme de crevette sur la commune de Poembout.

Photographie IX-6 : Algues produites en Sulawesi du Sud (Indonésie) en aval d'une ferme super-intensive de crevettes.

Photographie X-1. Échange d'informations entre la doctorante Niken Gusmawati et un fermier au bord des bassins sur le site de Gresik.

Photographie X-2. Rencontre entre scientifiques et éleveurs à Gresik dans le cadre de l'application crevette du projet INDESO (© Niken Gusmawati).

Photographie X-3. Niken Gusmawati dans un bassin abandonné dans l'estuaire de la Perancak à Bali (Indonésie).

Photographie XI-1. L'équipe INDESO lors d'un séminaire qui s'est tenu à Bali en 2016 (©Serge Andrefouet).

Fotographia XI-2. Todo está aquí.

Photographie XII-1. La planète blanche

Photographie XIII-1. Network

Photographie XIV-1. Traverser une rivière en crue.

Photographie XV-1. Corail sous acide

Photographie XVII-1. Danse d'accueil pour la fête de la Sicence à Lifou en Octobre 2012.

Les photographies dont le copyright n'est pas précisé dans le document sont à attribuer à © Hugues Lemonnier



Chapitre I. Introduction

*On sait que
on peut être encore plus satisfait que mieux
Parce que y'a toujours mieux
Alors je cherche toujours*

*Christophe - Chanteur
Album : Bevilacqua (1996)
Titre : Je cherche toujours*

1. Préambule

Ce travail d'écriture pour l'obtention de cette habilitation à diriger des recherches (HDR) a été pour moi l'occasion de réfléchir sur la notion de développement durable en crevetticulture. Une grande partie de ce document est consacrée à cette thématique qui a occupée 25 ans de ma carrière. Analyser la durabilité d'un système relève d'une approche holistique qui intègre les dimensions économique, environnementale et sociale, chacune pouvant intégrer un large éventail d'aspects. L'objectif de ce document n'est bien évidemment pas de couvrir l'ensemble de ces dimensions mais de présenter les travaux réalisés sur certains aspects des sciences de l'environnement. Dans ce premier chapitre, nous commencerons (i) par une présentation succincte de mon parcours, qui sera suivie (ii) par un bref historique des évolutions (iii) sociales et (IV) scientifiques du laboratoire dans lequel j'ai évolué, et (V) d'une présentation de mon principal modèle d'étude « la crevetticulture ». Ce chapitre se terminera par un descriptif du contenu de ce document.



2. Contexte

2.1. Mon parcours en bref

Après un DESS obtenu en juin 1993 à l'Université de Corse, j'ai occupé un poste pendant 18 mois de Volontaire à l'Aide Technique (VAT) (déc. 93 – mars 1995) à la station aquacole de Saint-Vincent (SASV) en Nouvelle-Calédonie (NC). Cette ferme expérimentale est située à 80 km au Nord de Nouméa et se trouve être relativement isolée des autres infrastructures de recherche du territoire. D'août 1995 à octobre 2005, en tant que cadre de recherche sur ce même site, j'avais en charge la thématique « environnement d'élevage à la SASV » avant de partir pour deux ans au CRELA l'Houmeau en métropole pour passer un doctorat à l'université de La Rochelle intitulé « Effet des conditions environnementales sur le développement des pathologies à *Vibrio* dans les élevages de crevettes en Nouvelle-Calédonie ». De retour à la SASV en octobre 2007, j'ai poursuivi mes travaux dans le domaine de l'environnement pendant 11 années (oct. 2007 – Déc. 2018). En janvier 2019, j'ai été muté sur le site IFREMER sur le campus IRD de Nouméa pour y développer des recherches axées sur l'environnement lagunaire.

2.2. Bref historique du laboratoire

L'Ifremer, créé en 1984, est présent en NC depuis plus de 40 ans, sous différentes formes statutaires (dont Cnexo/Aquacal, France aquaculture, GIE/RA et aujourd'hui Ifremer). L'implantation a régulièrement et symboliquement changé de nom en fonction de son statut et de ses orientations. Jusqu'en 2020, la SASV a joué un rôle central dans les activités de l'institut sur le territoire.

- 1973 – 1979 : Aquacal²
- 1979 – 1999 : Station d'Aquaculture de Saint-Vincent (SASV)
- 2000 – 2004 : Laboratoire Aquacole de Calédonie (LAC) ;
- 2005 – 2007 : Département Aquaculture en Calédonie (DAC);
- 2008 – 2021 : Département Lagons, Écosystèmes et Aquaculture Durable LEAD.

² Un article sur cette époque pionnière peut être consulté à cette adresse : <https://www.shrimpnews.com/FreeReportsFolder/HistoryFolder/HistoryWorldShrimpFarming/TheFrenchConnection.html>



Figure I-1. Panorama de la station Aquacole de Saint-Vincent (© J. Patrois, Ifremer 2011)

La SASV a été créée en 1979 dans le cadre d'un projet lancé par le PNUD et la FAO afin d'évaluer les capacités aquacoles du Territoire. La station a joué les rôles de ferme et d'écloserie de démonstration, rôles qu'elle a efficacement tenu dans les années 70 et 80 mais qui n'était plus d'actualité par la suite avec le développement de cette industrie. En revanche, son travail de suivi et de soutien aux fermiers s'est avéré être de plus en plus important avec l'augmentation du nombre de structures aquacoles. Durant cette période, les actions de recherche étaient menées par le laboratoire IFREMER de Tahiti, principal centre de recherche Français en aquaculture dans le Pacifique.

Avec l'arrivée des mortalités en 1993 dans les élevages de grossissement, des actions de recherche se mettent en place avec l'aide des Tahitiens, et les premières recherches thématiques voient le jour dans les domaines de la pathologie et de l'environnement. Toujours contraintes par l'autofinancement, ces actions restent toutefois limitées, et l'absence de matériel et de moyens humains suffisants ne permet pas de répondre efficacement à cette crise. À partir de 1998, la prise en compte de ces difficultés par (i) l'Ifremer avec un financement direct de la masse salariale et par (ii) les Provinces en finançant les dépenses de fonctionnement nous permet de créer de nouvelles structures (laboratoire de microbiologie, salle humide, création d'une salle d'infection, mise en place d'un réseau informatique en 2001...) et l'acquérir de nouveaux équipements (DAC, 2006). Dans cette dynamique, un projet de réhabilitation de plus grande ampleur est présenté par l'Ifremer en 1998. Il aboutira à l'inauguration en octobre 2006 d'une base d'appui permanente en Province Nord et au second semestre 2007 d'une nouvelle écloserie, de nouveaux bureaux et à une extension du laboratoire. Une partie significative de mon travail à la SASV à cette période a donc consisté avec mes collègues, au-delà de la programmation à construire un laboratoire et des outils qui permettent d'envisager des actions de recherche. Dans ces mêmes années et en attendant d'être équipé, j'ai eu un soutien important de l'IRD-Nouméa et un accès illimité au laboratoire de chimie marine.

Cette réhabilitation du site de Saint-Vincent dans les années 2000 s'est accompagnée sous l'impulsion du département aquaculture de l'Ifremer de la création d'un projet structurant de recherche appelé DESANS (2002 – 2006) financé par un accord cadre Ifremer-État et Provinces. Il faisait intervenir de nouvelles thématiques, avec un appui accru de différents laboratoires métropolitains dans les domaines de l'environnement, de la pathologie, de l'immunologie, de la génétique et de la nutrition, ainsi que la contribution de différents laboratoires métropolitains et de la NC (IRD, IPNC, DAVAR, UNC, CNRS, MNHN). Le projet DESANS a représenté à l'époque un profond bouleversement dans la nature des travaux conduits par la SASV en ciblant les maladies dans les élevages comme objectif prioritaire pour l'ensemble de l'équipe. Nous étions basés sur le site de la SASV à l'exception du délégué et de l'administration qui étaient eux sur Nouméa. Le tournant « Recherche » pris par le laboratoire s'est accompagné à partir de 2006 d'un transfert des activités « appui à la filière » et la mutation de plusieurs agents sur le site de Koné³ (DAC, 2006).

³ L'Ifremer quittera définitivement le site de Koné en 2011 et transférera ses activités de « suivi filière » au Centre Technique Aquacole de l'Adec/Technopole (CTA) qui s'installe sur le site de la SASV.

En 2007, le projet DEDUCTION (DEveloppement DURable de la Crevetticulture, Traitement de l'Information et Observatoire du système en Nouvelle-Calédonie) (2007 – 2010) est créé toujours sur la thématique Aquacole (Beliaeff et al., 2012). L'accord cadre prévoit un comité technique composé de 6 représentants de la profession et de 6 représentants des institutions et de l'Ifremer qui se réunissent 2 fois par an pour « (i) recenser et actualiser les besoins de recherche exprimés par les parties et (ii) émettre des avis sur la programmation annuelle et pluriannuelle proposée au Comité Mixte, composé d'élus des différentes institutions concernées ». Désormais, l'intégralité du financement est couverte par des subventions payées par les Provinces Nord et Sud et par le Gouvernement de la NC. Ce schéma d'organisation est encore aujourd'hui celui qui prévaut. À mon retour de métropole fin 2007, j'ai intégré ce nouvel environnement de travail.

À la demande du PDG Ifremer, l'un des objectifs du LEAD au cours de cette période a été de diversifier ses activités dans le cadre du chantier géographique « Lagons de la Nouvelle-Calédonie ». En 2008, une petite équipe dans le domaine des Aires Marines Protégées (AMP) est constituée sur le site de Nouméa autour du développement d'outils pour l'observation de la biodiversité et des usages côtiers et des méthodes d'évaluation de la performance des AMPs (Projet AMBIO). En 2009, les premiers travaux de bio-prospection ont lieu et ciblent les bactéries hétérotropes récoltées dans des milieux atypiques. En 2011, une plateforme de modélisation hydrodynamique numérique est développée au sein du laboratoire sur le site de Nouméa. Une politique de bancarisation des données est initiée. À cette période, l'Ifremer intègre de nombreuses structures et/ou participe à leur création : Plateforme du vivant⁴, GOPS⁵, IFRECOR⁶, CNRT Nickel⁷, Cresica⁸.

Sur la période 2012 – 2016, les objectifs du laboratoire s'élargissent encore un peu plus que ce soit dans les domaines de l'aquaculture et de l'environnement littoral. Les questions concernent (hors géosciences marines) :

- Axe 1 : la valorisation des ressources biologiques marines en soutien aux filières aquacoles en vue de mettre en place de nouvelles filières économiques,
- Axe 2 : le développement et le transfert de méthodologies et d'outils en appui à la gestion environnementale des zones littorales, côtières et des lagons.

Pour la partie aquacole, le projet DEDUCTION² (2012 – 2016) fait suite au projet DEDUCTION 1. Il comprend un volet aquaculture de crevettes, un volet aquaculture de micro-algues récemment développé sur le site de l'aquarium des lagons à Nouméa, un volet diversification aquacole (crabe de palétuvier, et pisciculture) et un volet biotechnologies des ressources marines. Cet axe mobilise une grande partie des effectifs. En 2012, la gestion de la SASV est transférée au centre Technique Aquacole de l'Adecal/Technopole (CTA).

Pour la période 2017-2021, le projet scientifique financé par un nouvel accord cadre est de nouveau constitué en deux axes : (axe 1) le développement durable de l'aquaculture en Nouvelle-Calédonie ; (Axe 2) la caractérisation de la vulnérabilité de l'environnement lagonaire face aux différents forçages. À la demande des institutions et après validation par l'Ifremer, il a été décidé que le projet de l'axe 1 dénommé RESSAC (RESSources et eco-Systèmes Aquacoles en Nouvelle-Calédonie), devait se focaliser autour des mortalités observées dans les écloséries alors qu'initialement le projet était conçu pour intégrer toutes les phases d'élevage mais aussi de nouveaux modèles biologiques dans une démarche

⁴ <http://umr-entropie.ird.nc/index.php/home/ressources/plateforme-du-vivant>

⁵ https://portail-scientifique.univ-nc.nc/index.php?option=com_content&view=article&id=143&Itemid=143&lang=fr

⁶ <https://ifrecor.fr/>

⁷ <https://cnrt.nc/>

⁸ <https://www.cresica.nc/>

d'intensification écologique (LEAD, 2015). Parallèlement, le nouveau projet PRESENCE (PRESSions sur les Écosystèmes récifo-lagonaires de Nouvelle-Calédonie) construit dans le cadre de l'axe 2 devait permettre « une amélioration de la connaissance de la structure et du fonctionnement des écosystèmes récifo-lagonaires et l'élaboration d'outils et méthodes pour une gestion durable et intégrée des espaces et du patrimoine marin ». Cet accord cadre prévoyait une recherche de financement supplémentaire pour certaines actions de recherche non conventionnées.

L'équipe Ifremer LEAD a intégré l'UMR entropie en 2020. Cette UMR a été créée le 1^{er} janvier 2015 après fusion entre l'Unité de Recherche COREUS de l'IRD et le laboratoire d'écologie marine (ECOMAR) de l'Université de La Réunion affilié au CNRS (FRE 3560). Ses autorités de tutelles sont l'IRD, l'Université de La Réunion, l'Université de la Nouvelle-Calédonie, le CNRS-INEE et l'IFREMER. « L'objectif scientifique général de l'UMR est d'étudier la biodiversité et les ressources marines et littorales de la grande région Indopacifique tropicale à différentes échelles (du gène à l'écosystème), de comprendre la dynamique et la vulnérabilité de cette biodiversité face aux forçages environnementaux naturels et anthropiques et de développer des outils de valorisation de ces ressources, d'aide à la gestion, et de gouvernance » (Hcéres, 2019).

La recherche de nouvelles sources de financement (ANR, CRESICA, Fonds du Pacifique...) en dehors des accords-cadres est devenue avec les années une activité toujours plus chronophage. Les interlocuteurs locaux sont toujours plus nombreux avec la diversification de nos activités et la multiplication des structures, conduisant à une multiplication des demandes souvent non coordonnées qui au final induit une dispersion des moyens. Ces éléments ont abouti depuis 5 ans à une multiplication des projets et des thèmes de recherche traités par l'équipe du LEAD, reflétant une individualisation des activités des différents agents au sein du laboratoire.

2.3. Conséquences sociales

L'histoire de ce laboratoire montre un changement profond de sa structure sociale avec le temps. La [fig. 1-2](#) présente l'évolution des effectifs par catégorie et en tenant compte de différents indicateurs sociaux. Le [graphe \(a\)](#) de cette même figure permet de distinguer deux périodes importantes en matière de recrutement dans la catégorie « Techniciens ». La première de 1979 à 1983 est associée à une embauche importante de zootechniciens et de logisticiens. La seconde de 2001 à 2007 montre un changement de la politique de recrutement avec l'intégration de plusieurs agents pour les besoins analytiques du laboratoire. À partir de 2008 ([Fig. 1-2c](#)), on observe une baisse continue du nombre de techniciens qui s'explique par des départs en retraite (mais malheureusement aussi par des décès) sans qu'ils ne soient remplacés dans les domaines de la zootechnie et de la logistique, ces compétences ayant été transférées au CTA. L'administration s'est renforcée depuis le début des années 90 et le laboratoire dispose aujourd'hui de trois agents techniques, dont deux à Nouméa et un à la SASV. Ils ont en charge le secrétariat et le suivi des commandes. Initialement associés à un cadre, les techniciens sont aujourd'hui à la tête d'un plateau technique (zootechnie, environnement, biochimie et biologie moléculaire) au service des différents projets.

Concernant les cadres, la [fig. 1-2b](#) montre un schéma similaire à celui des techniciens avec l'arrivée (recrutements ou mutations internes) de quelques cadres autour de 1995 (dont le mien !) puis de manière plus massive de 2000 à 2005 pour accompagner le lancement du projet DESANS. La proportion de cadres avec un doctorat a commencé à grimper à partir de 1997 pour atteindre un plateau vers 2010. Ce changement montre bien la volonté politique de l'Ifremer de faire évoluer le laboratoire vers une recherche thématique. Les cadres avec doctorat représentent aujourd'hui environ un tiers de l'effectif total ([Fig. 1-2e](#)). Ce recrutement a permis au laboratoire d'accéder pendant un temps à de nouvelles compétences dans le domaine de l'aquaculture (physiologie animale, génétique, écophysiologie, nutrition, environnement). Depuis 10 ans, on assiste à une augmentation des cadres

affiliés à la thématique « environnement littoral » et une diminution dans la partie aquaculture. Depuis 2003, les agents avec HDR représentent moins de 10% des effectifs mais leur présence va de pair avec une capacité propre du laboratoire à accueillir des doctorants.

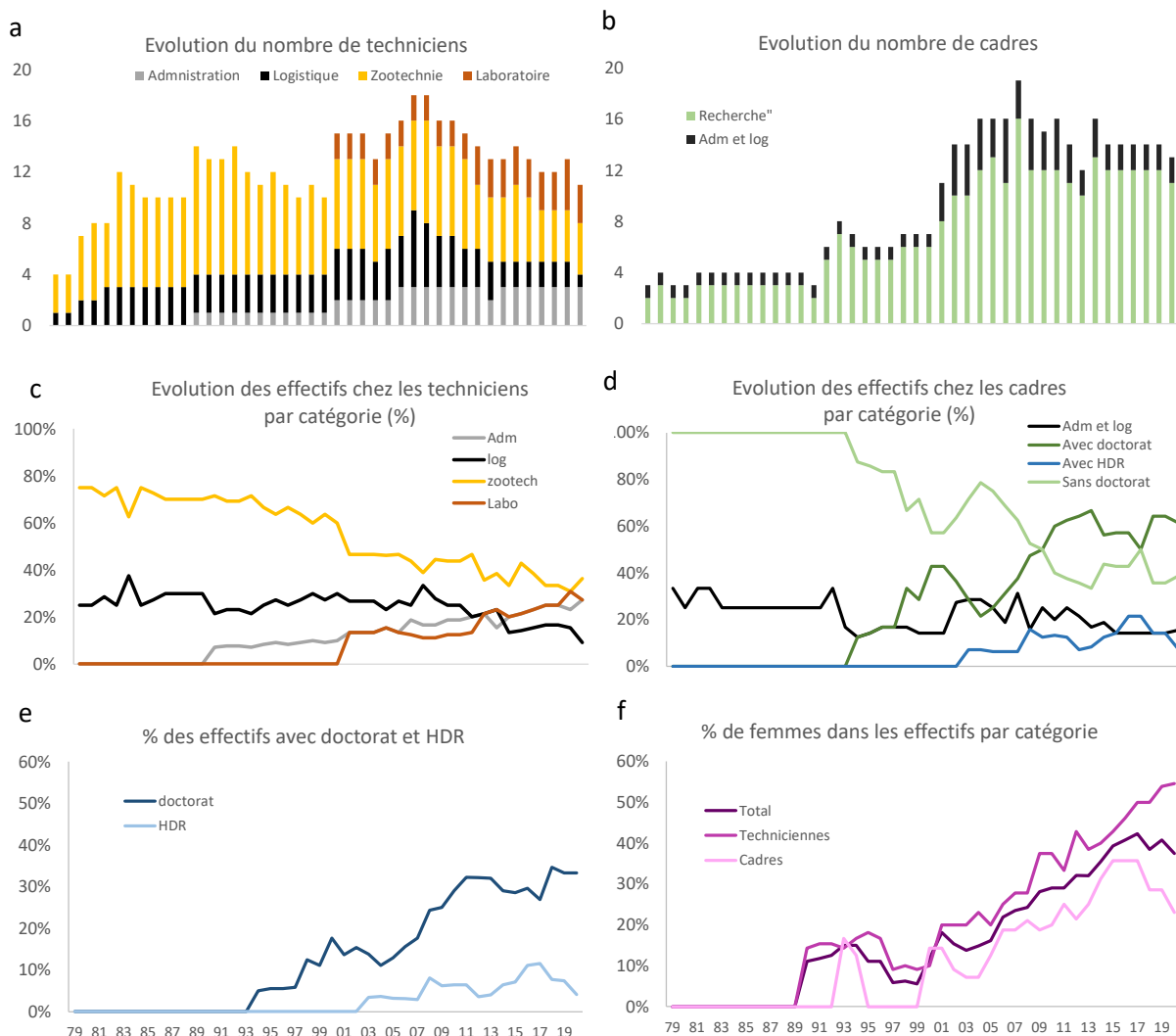


Figure I-2. Évolution du nombre de techniciens (a) et de cadres (b) (postes permanents) de 1979 à 2020. Évolution par catégorie chez les techniciens (c) et les cadres (d). Évolution des effectifs par genre (e), avec un doctorat et une HDR (f). Ces informations ont été extraites d’une base de données créée par Denis Coatanea et complétée par mes soins à partir des rapports annuels du laboratoire. Le poste de délégué a été classé dans la catégorie cadre administratif.

Mais l’élément le plus notable et sans doute le plus important de l’évolution sociale du laboratoire concerne sa féminisation (Fig. I-2f). La SASV était entièrement masculine dans les années 80 et soumis à une organisation très pyramidale. Avec le tournant Recherche/développement pris par le laboratoire, on observe une augmentation du nombre de femmes dans les effectifs (Fig. I-2d). La parité a même été atteinte pour la catégorie « Techniciens ». La catégorie « cadres » reste encore dominée par une présence masculine forte (à 75%). Et à ce jour, aucune femme n’a encore été nommée comme « délégué » IFREMER.

Dans l'histoire de ce laboratoire, un effectif maximum de 37 permanents a été atteint en 2008. Ce nombre était de 24 en 2020.

2.4. Conséquences scientifiques

Sur les 30 dernières années, le type de connaissance produit annuellement par le laboratoire reflète assez bien ses changements de politique et de structure sociale. Comme déjà indiqué précédemment, l'objectif initial de la SASV était de mettre au point des protocoles zootechniques et de suivre l'évolution de la filière. Le laboratoire transmettait régulièrement à la filière les informations produites essentiellement sous forme de fiches biotechniques (Fig. I-3). Un total de 402 fiches a été réalisé entre 1979 et 2011. La production annuelle de ces fiches a fortement diminué à partir de 2000 pour laisser place à des publications pour des journaux internationaux faisant état de l'avancée des recherches conduites à la SASV.

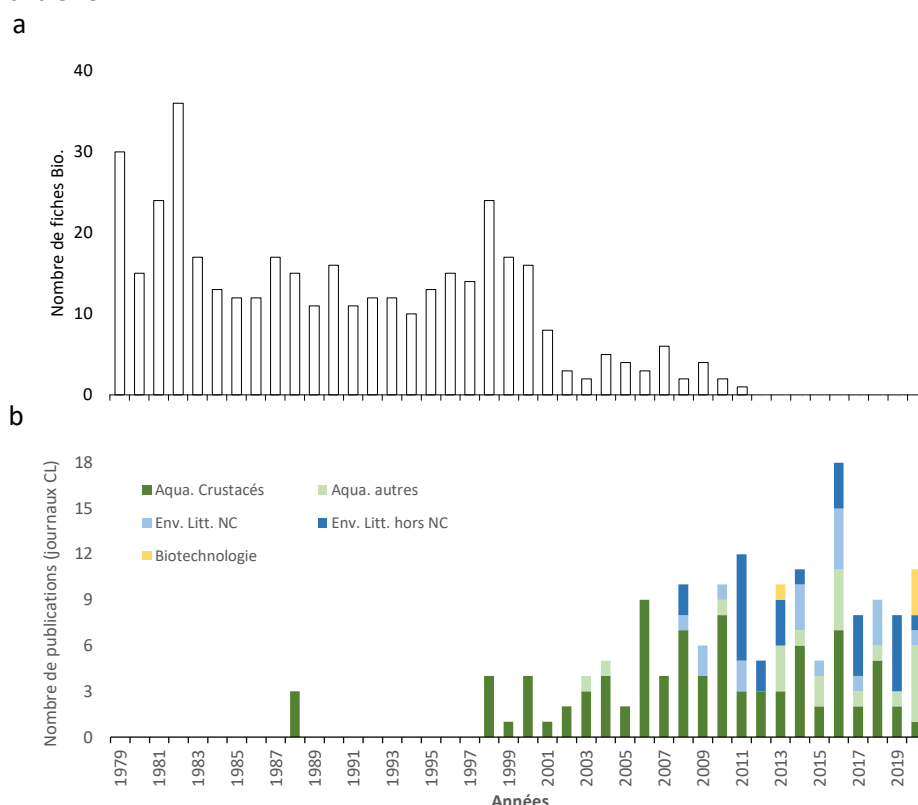


Figure I-3. Évolution annuelle de 1979 à 2020 du nombre (a) de fiches biotechniques produites à destination de la filière de crevettes de NC et (b) du nombre de publications de rang A. Les publications associées à l'aquaculture de crustacés comprennent celles liées à son impact sur l'environnement littoral. Les publications « Aqua. Autres » ont pour sujet d'autres modèles aquacoles (poissons, huîtres perlières...) et sont généralement issues de travaux conduits dans d'autres laboratoires par des membres actuels du LEAD précédemment à leur arrivée ou non au sein du laboratoire. « Env. Litt. NC » concerne les publications ayant pour sujet l'environnement lagunaire calédonien, et « Env. Litt. Hors NC » celles réalisées par des agents sur d'autres territoires dans le ce même domaine précédemment à leur arrivée au sein du laboratoire. Ces informations sont issues d'une base de données que j'ai créée et qui regroupe l'ensemble de la production de l'Ifremer en NC (hors géologie) entre 1979 et 2009 inclus (N = 1035 documents). Elle a été complétée à partir de 2010 par les documents répertoriés dans la base Archimer, archive institutionnelle de l'Ifremer⁹.

Au cours des 20 dernières années, le laboratoire a publié en moyenne 7,3 articles par an pour un total depuis sa création de 162 articles. La fig. 1-3 reflète aussi la diversification des activités à partir de 2008 avec la publication de plusieurs articles ciblant la thématique « environnement littoral ». Depuis 2015,

⁹ <https://archimer.ifremer.fr/>

la partie crevetticulture ne représente plus qu'un quart des papiers mais l'aquaculture reste majoritaire avec 54% des articles publiés.

Des coordinateurs scientifiques ont été nommés pour animer le laboratoire. Le premier était le Dr. Alain Herbland (2002 - 2006) dans le cadre du projet DESANS. Il a été suivi par le Dr. Benoît Beliaeff (2007 à 2010) puis par le Dr. Thierry Laugier (2011 – 2016). À partir de 2017, aucun coordinateur n'a été missionné au sein du LEAD.

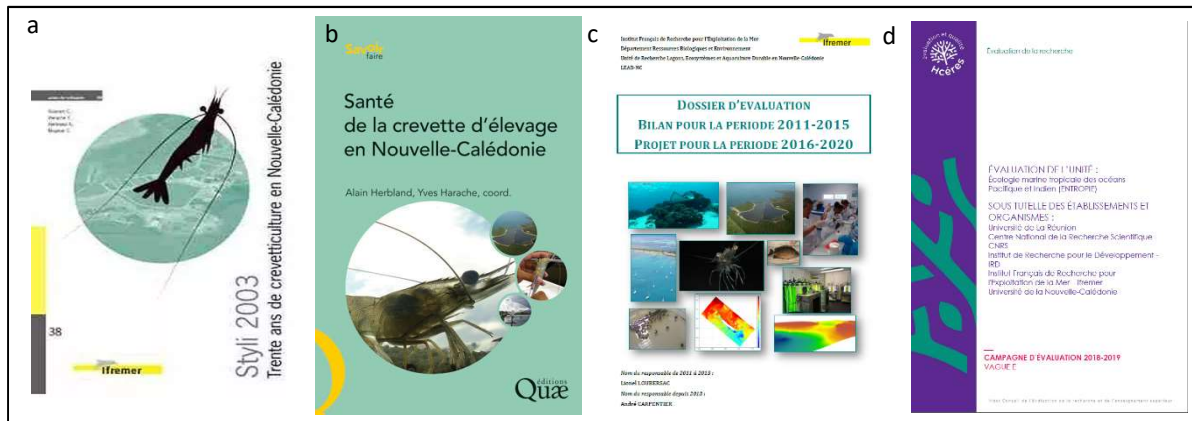


Figure I-4. Quelques documents associés au parcours scientifique de l'UR IFREMER de Nouvelle-Calédonie.

Quatre colloques ont jalonné l'histoire du laboratoire :

- Le colloque « Styli 2003 » du 2 au 6 juin 2003 (Nouméa et Koné) consacré à la recherche pour l'aquaculture de la crevette en Nouvelle-Calédonie réunissant 250 chercheurs et acteurs de la filière. L'objectif était d'établir un bilan des connaissances, de créer des synergies entre les organismes de recherche et de renforcer les partenariats. Les actes du colloque ont été publiés aux éditions Quae (Fig. I-4a).
- Le séminaire « Crevetticulture et Environnement » organisé par l'Ifremer en juin 2005 sur le site de l'IRD Nouméa sur deux jours. Il a permis de faire le bilan des connaissances, et d'approfondir notre réflexion sur les orientations dans le domaine de l'environnement. La première journée a été consacrée à l'environnement d'élevage et le second aux liens entre aquaculture et environnement littoral. Il a réuni des chercheurs de l'Ifremer, de l'UNC, de l'IRD, du CNRS et du MNHN.
- Un colloque Styli 2006 organisé sous la forme de 7 ateliers en novembre 2006 pour faire un bilan des résultats du projet DESANS aux utilisateurs de la recherche et d'établir les grands axes du programme de recherche 2007 – 2010. Le projet DESANS a abouti à la publication en 2007 d'un livre intitulé « santé de la crevette d'élevage en Nouvelle calédonie » aux éditions Quae (Fig. I-4b).
- Un séminaire sur une journée en octobre 2015 destiné à l'ensemble des acteurs de la filière afin de leur restituer les résultats du projet DEDUCTION² et d'échanger sur les perspectives de recherche dans le cadre de 3 ateliers thématiques, le premier sur le thème « Performance et santé animale », le second sur « l'intensification écologique de l'aquaculture » que j'animais et le dernier « Pour une meilleure gouvernance et appropriation de la recherche avec et par les acteurs de la filière ».

Dans l'histoire du laboratoire, le projet DESANS est le premier à avoir été évalué par une commission indépendante. Ont participé à cette évaluation le Dr. Bernard Chevassus-au-Louis, Directeur de recherche à l'INRA et Président de la commission d'évaluation, Gilles Bœuf Professeur à l'Université Pierre et Marie Curie, Pierre Chardy, Professeur à l'Université de Bordeaux I, et Didier Mazel Directeur de recherche à l'Institut Pasteur. Un dossier d'évaluation a été produit par l'UR-Lead à la fin du projet DEDUCTION² pour son évaluation en oct. 2015 par la direction scientifique (DS) de l'Ifremer (Fig. I-4c). Le comité d'experts était composé de Françoise Médale, INRA (présidente), de Mr Thomas Changeux, IRD, Marseille ; de Mr Jean-Marie Mouchel, UPMC, Paris ; de Mr Laurent Dagorn, IRD, UMR MARBEC, Sète (absent) ; de Mme Mireille Chinain, ILM, UMR EIO, Papeete ; de Cyrille Goarant, Institut Pasteur, Nouméa ; de Yves Letourneur, UNC, Nouméa ; et d'Adrien Rivaton, Adecal Technopole, Nouméa. L'unité a été évaluée une troisième fois en 2019 par l'HCERES¹⁰ dans le cadre de son intégration dans l'UMR Entropie (Fig. I-4d). Le comité avait pour présidente Paola Furla de l'Université Nice Sophia Antipolis (Campagne d'évaluation 2018 – 2019, vague E).

3. Principal modèle d'étude : l'agrosystème crevette

3.1. Dans le monde

Les produits issus de l'aquaculture côtière en zone tropicale sont une ressource pour des millions de personnes. De nombreux pays du Sud favorisent le développement de cette activité pour augmenter le niveau de vie, créer de l'emploi, limiter l'exode rural mais aussi assurer la sécurité alimentaire de leurs populations. La production mondiale de crustacés, produit phare de cette économie soumise à une forte demande internationale, était d'environ 6 millions de tonnes en 2018. À titre de comparaison, elle était de 70 000 t en 1980, 700 000 t en 1990, 1 million de t en 2000 et de 3,6 millions de t en 2010 (FAO, 2020). Avec un taux de croissance annuel de 5% au cours de la dernière décennie, ce secteur industriel a étendu et continu d'étendre et d'intensifier son activité sur la zone côtière. Son développement a été comparé à la ruée vers l'or qui a eu lieu dans l'Ouest Américain à la fin du XIX^{ème} Siècle (Lightner et Redman, 1998). Le développement de l'activité aquacole qui représente aujourd'hui la majorité des apports alimentaires liés aux produits de la mer a été qualifié depuis de **Révolution Bleue** (Ahmed et Thompson, 2019 ; Garlock et al., 2020). Les principaux pays producteurs de crevettes (Chine, Inde, Indonésie, Thaïlande, Vietnam et Équateur) se trouvent en Asie et en Amérique du Sud. Leur production représente 88% de la production mondiale. Mais la crevette est aussi produite en Amérique Centrale, aux États-Unis, en Australie et dans certains Territoires du Pacifique Sud (FAO, 2020). La principale espèce élevée sur la planète est aujourd'hui *Litopenaeus vannamei* (crevette blanche). Elle a remplacé *Penaeus monodon* (crevette tigrée) traditionnellement élevée dans l'hémisphère Est, car son élevage est plus adapté pour faire face aux maladies. Ce changement a été observé dès 2002 en Thaïlande (Lebel et al., 2008). Cette espèce peut aussi être élevée à très forte densité et utilise moins d'aliment pour sa croissance comparativement à *P. monodon* (Boyd et al., 2021).

Le mode de production est classé, selon les auteurs, en fonction de la densité des animaux à l'ensemencement et/ou des rendements visés par l'éleveur (Boyd et al., 2021 ; Fig. I-5). La gestion du milieu est d'autant plus complexe avec l'intensification. La gestion d'élevages intensifs nécessite une technicité accrue, des installations toujours plus performantes et de fortes dépenses en énergie pour l'aération du milieu.

¹⁰ www.hceres.fr

En fonction du système choisi, les animaux seront élevés dans des bassins de terre avec ou sans liner de plusieurs hectares, dans des bassins en béton, dans des raceway ou dans des bacs de grandes tailles. La hauteur d'eau dans les structures est généralement comprise entre 1 et 2 mètres. Lors d'un séjour en Indonésie dans une ferme expérimentale, les chercheurs avec lesquels je travaillais, expérimentaient des densités de *L. vannamei* de 1200 animaux au m². Cette espèce était déjà élevée à l'époque sur certaines fermes de production à 200 animaux.m⁻² (élevages super-intensifs) (Fig. I-5).

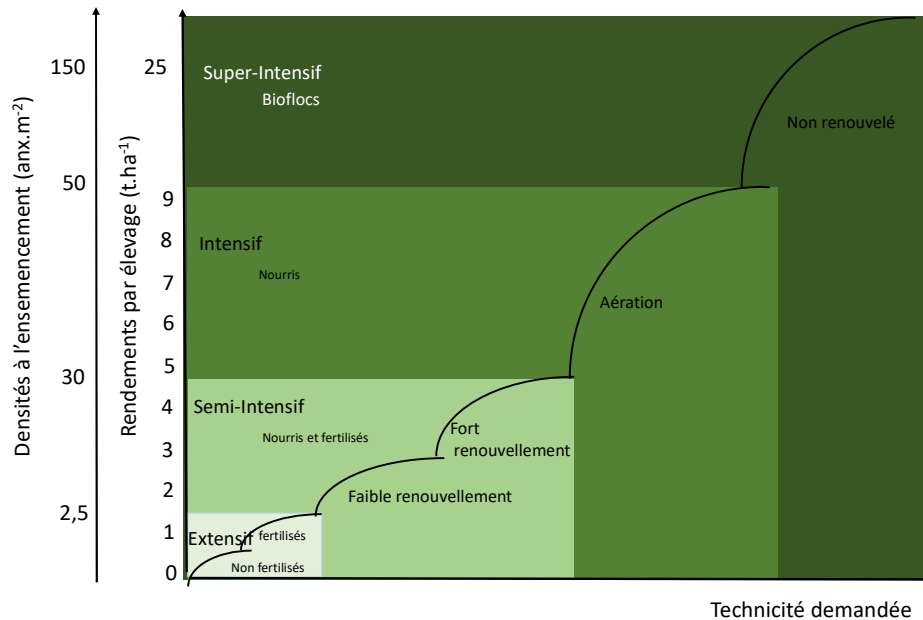


Figure 1-5. Présentation schématique des différents modes de production et de leurs caractéristiques techniques (modifiée d'après [Boyd et al., 2021](#))

Ce système biofloc, qui est aujourd'hui le système le plus intensif et le plus récent, a été développé dans les années 1980 et 1990 ([Aquacop, 1985](#) ; [Wyban et Sweeney, 1990](#) ; [Sandifer et Hopkins, 1996](#)). Il a été appliqué pour la première fois sur une ferme de production au milieu des années 90 à Belize. Il n'y a pas de renouvellement en eau. Il repose sur les floccs microbiens qui épurent le milieu des composés potentiellement dangereux pour les animaux en élevage. Les crevettes se nourrissent en partie de ces floccs diminuant le coût de l'aliment.

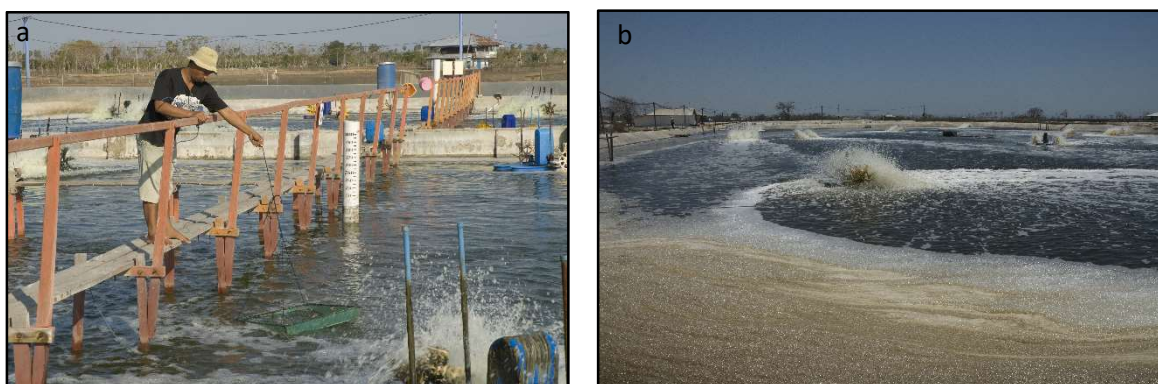


Figure I-6. (a) ferme expérimentale du Research Institute for Coastal Aquaculture (RICA) (Indonésie) ; (b) Ferme super-intensive en Sulawesi du Sud ensemencée à 200 animaux.m⁻².

Ce système était déjà considéré il y a 15 ans par de nombreux spécialistes comme l'avenir de la production aquacole mondiale (Rosenberry, 2005). Cette technologie est de plus en plus employée dans le monde. Mais les données de production n'étant pas accessibles au public, il est difficile de savoir si ce système est économiquement viable alors que de nombreux verrous techniques (biologiques et économiques) doivent être encore levés (Martínez-Córdova et al., 2015 ; El-Sayed, 2021).

Deux problèmes majeurs touchent cette industrie : le développement des maladies et les impacts socio-écologiques (Lebel et al., 2016 ; Ahmed et Thompson, 2019, Naylor et al., 1998 ; 2000 ; 2021).

- Les maladies restent un risque chronique pour le secteur aquacole. Depuis 2000, l'intensification de la production d'une part et la mondialisation des échanges les auraient amplifiées. Les estimations indiquent que 40% de la production annuelle serait perdue à cause des épizooties. Ces pertes pourraient s'amplifier avec le réchauffement climatique en augmentant la sensibilité des animaux aux pathogènes (Stentiford et al., 2012). L'industrie a essayé de contrer leur émergence par différentes approches : meilleures pratiques de gestion (meilleure sélection des sites pour la construction des fermes, adaptation des densités d'élevage, rotation des espèces, amélioration de la qualité de l'aliment, filtration de l'eau, amélioration de la filière géniteurs, amélioration des structures, programmes de surveillance...); mise en place de protocoles de biosécurité ; utilisation d'espèces plus résistantes ; sélection d'animaux résistants ; ensemencement d'animaux SPF (pathogen free) ; utilisation de substances chimiques curatives... Mais l'absence de données issues des principaux producteurs dans ce combat contre les maladies ne permet pas d'en connaître réellement la portée (Naylor et al., 2021).
- L'expansion extrêmement rapide de l'industrie aquacole a engendré une dégradation importante de certaines zones côtières. Un manque de gouvernance, de régulation, de plan d'aménagement, de gestion environnementale à l'échelle des régions, des états est l'une des causes pour expliquer cet impact sur l'environnement (Yu et Yin, 2019). En 2021, dans certains pays, la construction des fermes de production en zone côtière reste un problème mais dans d'autres, des améliorations très significatives ont été réalisées. La situation vis-à-vis de l'environnement reste très variable en fonction des pays. Mais la croissance reste forte ainsi que les risques pour le maintien d'un bon état de l'environnement dont dépendent de nombreuses ressources. Les mangroves ont payé un lourd tribut par le passé au développement de la crevetticulture. Les eaux estuariennes et côtières peuvent être fortement impactées par les effluents comme en Chine où l'aquaculture intensive est même listée comme l'une des sources majeures de pollution (Ottinger et al., 2016). L'aquaculture peut aussi contribuer à des proliférations d'algues nuisibles (HABs), favoriser des intrusions salines, engendrer une pollution des sols et augmenter les risques d'érosion du littoral. Le monde aquacole a toutefois fait des progrès depuis 20 ans dans certains domaines. On citera par exemple la réduction de sa consommation des ressources issues de la pêche (farines et huiles de poissons) pour la fabrication des aliments. Cette baisse s'explique par une amélioration des taux de conversion (FCR)¹¹, l'utilisation d'autres sources de protéines (d'origine terrestre), de meilleurs rendements pour la production de ces huiles et farines et l'utilisation d'une espèce plus omnivore (*Litopenaeus vannamei*) (Naylor et al., 2021). L'augmentation du coût de ces produits depuis une décennie expliquerait aussi l'effort conduit dans ce domaine.
- Sur le plan économique, la difficulté est de maintenir à l'échelle d'un pays un taux de compétitivité industriel suffisant pour un produit destiné généralement à l'export dans un

¹¹ Food Conversion Ratio : quantité d'aliment utilisée pour produire un kg de l'espèce élevée.

contexte de croissance forte et d'une augmentation de la capacité de production à l'échelle mondiale.

- Les partisans de l'aquaculture font valoir que les revenus tirés de la commercialisation des crevettes d'élevage permettent pour les pays pauvres en liquidités mais riches en ressources, d'emprunter l'autoroute de la croissance en ciblant les exportations (Treviño et Murillo-Sandoval, 2021). Sur le plan social, les conséquences de ce développement ne sont pas neutres et la littérature sur ce thème est relativement bien fournie (e.g. Veuthey et Gerber, 2012 ; Benessaiah et Sengupta, 2014 ; Abdullah et al., 2017). On citera une privatisation des espaces côtiers, une faible redistribution des profits, une augmentation des inégalités, un produit qui ne garantit généralement pas l'indépendance alimentaire du pays, des conditions de travail très difficiles, un accès à la terre et aux ressources naturelles limité pour les personnes non intégrées dans cette industrie... La privatisation des terres au Mexique des collectifs paysans appelés « ejidos » est par exemple symptomatique de la volonté de nombreux états de favoriser le développement de cette filière (Alonso-Perez et al., 2003). Des recherches ont montré par la suite que cette spoliation n'a absolument pas profité à ces populations pauvres (Luers et al., 2006). Au Bangladesh, il est rapporté une augmentation du nombre de conflits d'usage avec la perte des terres associée à l'agriculture traditionnelle au profit de la crevette d'élevage. La dégradation de l'environnement (salinisation des sols) est une autre source significative de conflits (Paul and Røskaft, 2013). Le développement des fermes en Équateur dans les zones de mangrove entraîne, par exemple, un effondrement des moyens de subsistance locaux et une augmentation de la vulnérabilité des populations qui en dépendent. Il contribue plus particulièrement à augmenter la vulnérabilité des femmes à travers leur éviction de la collecte des ressources produites par les mangroves (Treviño et Murillo-Sandoval, 2021).

3.2. En Nouvelle-Calédonie

Des conditions climatiques favorables, une eau de mer de qualité, la présence de sites pour la construction de fermes, une volonté forte de développement de la part des institutions (Territoire, Provinces, État) et la présence d'organismes de recherche ont été les conditions qui ont permis le développement de la filière crevette, principale filière aquacole en Nouvelle-Calédonie. Après des essais d'élevages infructueux réalisés sur les espèces locales dans les années 70, l'introduction d'une espèce d'origine Mexicaine *Litopenaeus stylirostris* a eu lieu en 1981. Le développement de la filière s'est fait progressivement, dans un premier temps sous l'impulsion technique, scientifique et commerciale de l'IFREMER (Institut Français de recherche pour l'exploitation de la mer) avec la création de la ferme « La Sodacal » (1983) et en s'appuyant sur la consommation locale. Dans un second temps, on a assisté à la création de fermes privées, d'un atelier de conditionnement et à l'exportation d'une partie grandissante de la production. La filière est aujourd'hui composée de deux provendiers, de deux ateliers de transformation dont un traite la totalité des volumes exportés (La SOPAC), de quatre écloséries, de 19 fermes de grossissement installées sur la côte Ouest du pays, d'un centre technique Aquacole (CTA) et dispose de l'appui scientifique de l'Ifremer et de l'Agence Rurale (suivi économique). Les fermiers se sont regroupés dans une association le GFA (Groupement des Fermes Aquacoles) (Fig. I-7).

Les fermes de grossissement sont construites sur des tannes, zones sur salées et non exploitées du domaine public maritime (DPM) situées en arrière des mangroves. La surface des bassins varie entre 4 et 11 hectares pour une hauteur d'eau moyenne d'un mètre. La surface totale en structures d'élevage est aujourd'hui de 700 ha dont 633 ha sont exploités pour environ 90 bassins. Les élevages réalisés sont dits semi-intensifs (entre 15 et 25 an^x.m⁻²). La production est passée de 16 tonnes en 1983 à

environ 2 200 tonnes en 2004 pour redescendre à moins de 1 200 t en 2010. Depuis 2011, la production oscille autour de 1 500 t et les rendements varient entre 2 et 2,5 t.ha⁻¹.an⁻¹. Le poids des animaux produits est en moyenne de 27 g et l'indice de conversion (IC) oscille entre 2,5 et 3,0.

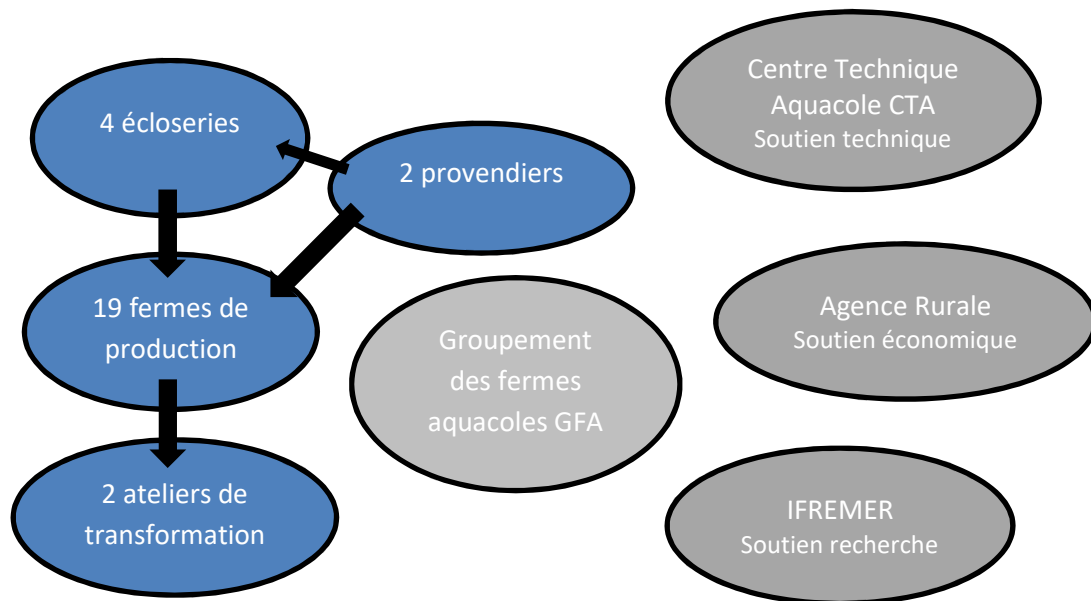


Figure I-7. Organisation de la filière crevette de Nouvelle-Calédonie

Le prix de revient du kilogramme de crevettes à la sortie des fermes est d'environ 1200 XPF (10€). L'aliment est le premier poste de dépense (36%). Vient ensuite le personnel (16%), l'achat des post-larves (14%) puis les dépenses en matière d'énergie (6%). La prestation des ateliers de commercialisation représente une dépense supérieure à 800 XPF par kg de crevette traité (Kantar TNS, 2019). Afin de compenser ce prix de revient très élevé, une démarche commerciale a été mise en place il y a plusieurs années pour viser un marché rémunérateur, celui du luxe. La SOPAC (Société des Producteurs Aquacoles Calédoniens) a initié et piloté la mise en place d'un cahier des charges avec en particulier des normes d'élevage (pas d'OGM, pas d'antibiotiques, charge en élevage limitée...) et une démarche de maîtrise de la qualité du produit (Normes CEE) (Andrier et al., 2004). En 2010, un virage marketing a été pris avec la création de nouvelles marques de niche à l'export (Obsblue...). En 2017, la production était exportée à 53% (770 t), la vente directe par les éleveurs représentait 17% (253 t) et celle par les ateliers 30% (432 t) du volume total produit. Le Japon est le principal marché à l'export (autour de 700 t.an⁻¹). La consommation locale est de 2,4 kg par personne et par an (autour de 700 t). Le marché local reste le premier marché. C'est un marché captif (importation de crevettes interdite pour des raisons sanitaires) et le plus rémunérateur (IEOM, 2019).

Les pouvoirs publics accompagnent le développement de cette filière par un soutien financier à l'export (160 à 200 millions de XFP par an) et lors de la création des entreprises. L'intervention publique des institutions a tendance à baisser mais reste importante. Alors qu'elle était supérieure à 600 millions de XFP entre 2008 et 2011, cette aide n'était plus que de 264 millions XFP en 2018, ce qui représente 14% du chiffre d'affaire (IEOM, 2019). Le soutien de la puissance publique dans le financement des investissements a été déterminant pour la résilience économique de cette filière (IEOM, 2019). En 2017, environ un tiers des fermes était dans une situation économique délicate, un tiers à l'équilibre et un tiers bénéficiaire. Le chiffre d'affaire de la filière est de 2,5 milliards de XFP. Aujourd'hui, la sphère crevette mobilise environ 850 personnes, 250 permanents et 600 occasionnels, pour environ 350 équivalents temps pleins. Ces emplois, souvent non qualifiés, sont pour moitié situés en brousse où ils contribuent au développement économique de zones souvent isolées.

Cette filière est considérée comme un modèle de réussite pour l'économie locale, pour l'emploi et participe pleinement au rééquilibrage entre la Province Sud et la Province Nord. Elle représentait 0,5% des emplois du secteur privé et une masse salariale de 916 Millions XFP en 2017 (IEOM, 2019). Toutefois, comme nous le verrons par la suite, elle reste fragile. Les perspectives de développement établies courant 2003 indiquaient pour 2007, un doublement des surfaces d'élevage pour une production à terme de 5 000 tonnes. Le développement des maladies n'a pas permis à cette industrie d'atteindre ces prévisions. Le challenge pour les acteurs de cette filière est aujourd'hui d'assurer la durabilité de cette activité fortement fragilisée par des mortalités dans les élevages et une dégradation de la qualité du produit.

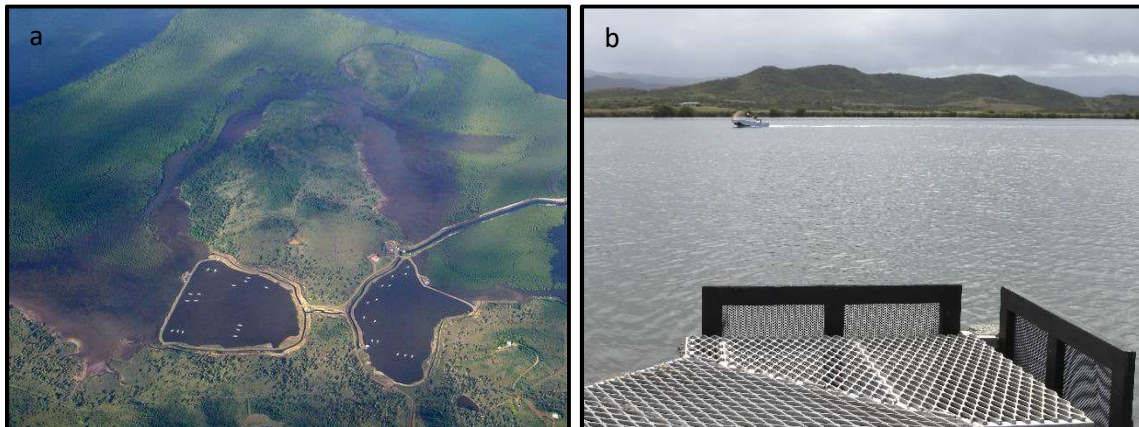


Figure I-8. (a) Image aérienne de la ferme Styli Bleue (© Yves Harache, Mars 2004) ; (b) Alimentation des crevettes dans un bassin de la ferme La Sodacal.

4. Cheminement scientifique

L'agriculture durable a été définie comme un système de production agricole qui préserve la diversité biologique, la capacité de régénération, la productivité et la capacité à remplir - aujourd'hui et à l'avenir - des fonctions écologiques, économiques et sociales importantes aux niveaux local, national, mondial, sans nuire à l'écosystème (Tilman et al., 2002). Si la durabilité inclut de nombreux problèmes environnementaux et sociaux à résoudre, la dimension économique de l'agriculture durable est particulièrement importante car généralement portée par des entreprises privées qui doivent générer des revenus suffisants pour être en mesure d'équilibrer leurs finances. Même si la durabilité est un concept holistique, chaque dimension doit être toutefois analysée séparément avant de travailler sur une approche intégrée à l'échelle du système (Gunnarsson et al., 2020). D'autres aspects liés à la durabilité sont spécifiques à la production animale. Il s'agit du bien-être des animaux, des conséquences de leur consommation sur la santé humaine, et des considérations éthiques associées aux élevages qui ont pour ce dernier item des conséquences en terme d'acceptation sociale du produit. Si chaque aspect est important pour aller vers une plus grande durabilité, ils sont bien souvent interconnectés et sujet à des conflits d'intérêt qui doivent être gérés afin de trouver un compromis.

La durabilité de l'aquaculture est un thème activement débattu depuis maintenant 20 ans après la publication d'une revue sur l'importance de la contribution de l'aquaculture dans l'alimentation humaine dans le journal Nature en 2000 (Naylor et al., 2000). Vingt ans après, la dimension environnementale reste une problématique de recherche importante pour aller vers toujours plus de durabilité, même si elle est clairement celle pour laquelle la littérature est aujourd'hui la plus abondante (Naylor et al., 2021). La crevetteculture compromet certaines des 17 actions définies en 2016 par les Nations Unis pour plus de durabilité (SDG : Sustainable Development Goals), en particulier le SDG15 pour son impact sur les terres, le SDG14 pour son action sur le climat, le SDG6 pour son

influence négative sur la vie sous-marine, le SDG7 pour sa consommation d'énergie non durable, et le SDG6 pour son impact sur la qualité des eaux et les conséquences sanitaires de ses rejets.

Analyser la dimension environnementale de la crevetticulture pour aller vers plus de durabilité nécessitait en premier lieu d'acquérir des connaissances sur les flux de matières associés aux élevages (Chap. II), d'identifier et de mesurer les gammes de valeurs des paramètres environnementaux qui engendrent un stress pour les animaux (Chap. III) avant d'aborder des actions plus spécifiques sur le lien entre environnement – zootechnie et épizooties (Chap. IV). Ces différents travaux m'ont amené à travailler sur la diversité et la dynamique du phytoplancton (chap. V) qui est un compartiment central pour comprendre le fonctionnement du bassin d'élevage et les risques associés à l'émergence d'espèces nuisibles (HABs). Autre risque identifié est celui de l'acidification des sols (Chap. VI) qui conduit à la contamination des animaux par les métaux et à une dégradation de la qualité du produit (Chap. VII). La crevetticulture est aussi fortement critiquée pour son impact sur l'environnement littoral et en particulier sur l'écosystème mangrove. Nous ne pouvions donc ne pas aborder le thème de durabilité sans faire le lien entre activité aquacole et son environnement proche (Chap. VIII).

La diversification aquacole est apparue assez récemment comme potentiellement une solution afin d'assurer plus de sécurité et de durabilité à l'ensemble de la filière en donnant des alternatives aux fermiers quant au choix de l'espèce élevée (Chap. IX). Cette démarche est en outre une opportunité pour la mise en place d'une intensification écologique des filières (Chap. IX). Plus récemment, j'ai travaillé à la définition de nouveaux outils pour traiter l'information toujours plus importante issue de ces filières (domaine du Big Data) et du développement des nouvelles technologies (accès à des images satellites à haute définition spatiale, à des résultats de modèles...) (Chap. X). Dans bien des cas, les fermes sont abandonnées après quelques années d'exploitation suite à l'émergence d'épizooties. La question de la réhabilitation de ces sites se posait (Chap. XI).

Depuis 2014, j'ai en parallèle commencé à diversifier mes actions vers l'environnement littoral et plus particulièrement sur les forçages que subissent les écosystèmes côtiers tropicaux (Chap. XIII). Cette diversification est depuis janvier 2020 d'autant plus importante avec l'intégration de notre unité IFREMER-LEAD au sein de l'UMR ENTROPIE¹². Si le modèle « écosystème crevette » a été central au cours de ma carrière et fait donc l'objet de la majeure partie de ce manuscrit, mon activité reste néanmoins centrée autour des sciences de la durabilité qui à l'image des sciences de l'agriculture se définissent par les problèmes qu'elles ont pour sujet plutôt que par une thématique (Clark, 2007).

Une part importante de mon travail a été consacrée à la diffusion du savoir acquis au cours de mes différentes expériences à travers l'écriture de différents types de documents et ma participation à de nombreux colloques et séminaires (Chap. XIV). Le travail réalisé n'aurait pas été le même sans un travail d'encadrement qui a concerné des volontaires civils à l'aide technique (VAT), des volontaires aux service civil (VSC), des stagiaires, des CDD et des doctorants (Chap. XV). Dans ma carrière, j'ai codirigé 3 thèses, celle de Trung Luong Cong de 2012 à 2014 en collaboration avec le Pr. Yves Letourneur de l'UNC, celles de Niken Gusmawati Financia de 2014 à 2017 et de Jannai Tokotoko de 2016 à 2021 en collaboration avec le Dr. Nazha Selmaoui-Folcher. Je codirige actuellement le doctorat de Cinzia Alessi (2020 – 2023) sur l'adaptation des coraux au changement global en collaboration avec le Pr. Claude Payri et le Dr. Riccardo Rodolpho-Metalpa de l'IRD-Nouméa. Je me suis engagé récemment dans un autre doctorat, celui de Mathisse Meyneng (2021 – 2024) en collaboration avec le Dr. Raffaele Siano de l'Ifremer de Brest. La médiation scientifique, autre forme de transmission, a été une activité très prenante dont j'ai retiré de nombreux enseignements (Chap. XVI). J'ai organisé de nombreuses activités dans le cadre de la fête de la Science et du festival de l'image sous-marine de Nouvelle-Calédonie, dont j'ai été le directeur pendant 5 ans.

¹² <http://umr-entropie.ird.nc/index.php/home>

Les projets (Chap. XVII ; Fig. I-9) dans lesquels je me suis investi depuis le début de ma carrière ont généralement été associés à des accords cadre établis entre l'IFREMER, les collectivités et l'état dans un objectif de soutien au développement et à la durabilité de la crevetticulture en NC. J'ai travaillé à leur construction et développé des actions autour de deux grandes thématiques. La première concerne l'environnement d'élevage en lien avec l'émergence des maladies et la seconde l'impact des activités aquacoles sur l'environnement littoral. À partir de 2004, j'ai commencé à répondre à des appels d'offre et développé des projets autour de questions spécifiques et non contractualisées par les accords cadre successifs (MOM, ZoNéCo, EC2CO...). En 2013, j'ai intégré le projet INDES0 et géré l'application crevette. La même année, j'ai aidé le Dr. Sébastien Hochard à la fin de son post-doctorat au montage de projet HOBICAL qui a été financé par le programme ZoNéCo.

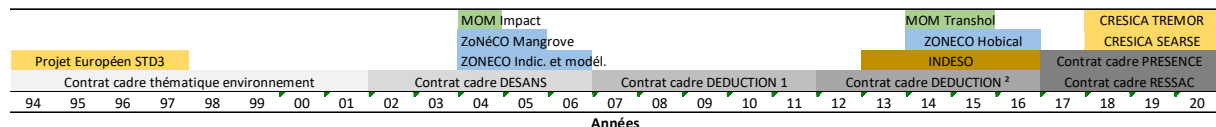


Figure I-9. Projets dans lesquels je me suis investi entre 1994 et 2020.

Depuis 2014, j'ai commencé à diversifier mes actions vers l'environnement littoral en participant au montage du projet PRESENCE. J'ai obtenu deux financements dans le programme « au fil de l'eau » porté par le Cresica (projets SEARSÉ et ECOMINE). Dans le cadre de l'intégration de l'unité de recherche du LEAD dans l'UMR entropie² (2020 – 2024), je me suis engagé en tant que coresponsable de l'axe 4 intitulé « Conservation, gestion durable et valorisation de la biodiversité marine ».

5. Références

- Abdullah, A.N., Myers, B., Stacey, N. et al., 2017. The impact of the expansion of shrimp aquaculture on livelihoods in coastal Bangladesh. *Environ Dev Sustain* 19, 2093–2114.
- Ahmed N, Thompson S., 2019. The blue dimensions of aquaculture: A global synthesis. *Sci Total Environ*. 652:851-861.
- Alonso-Perez, F., Ruiz-Luna, A., Turner, J., Berlanga-Robles, C.A., Mitchelson-Jacob, G., 2003. Land cover changes and impact of shrimp aquaculture on the landscape in the Ceuta coastal lagoon system, Sinaloa, Mexico. *Ocean Coastal Management* 46:583–600.
- Aquacop, 1985. A new approach in intensive nursery rearing of penaeids. In: *Proceedings of the First International Conference on the Culture of Penaeid Prawns/Shrimp* Iloilo City, Philippines, 4-7 December, Taki Y., Primavera J.H., Llobrera J.A., ed., 1984. SEAFDEC, Iloilo, Philippines, 169 p.
- Beliaeff B., Laugier T., Chim L., Coatanea D., Della Patrona L., Goyard E., Herlin J., Labreuche Y., Lemaire P., Lemonnier H., Morvan P., Patrois J., Peignon J-M., Pham D., Soulard B., Wabete N., Walling E., Ansquer D., Castex M., Lucas R., Reynaud Y., 2012. *Projet Déduction 2007-2010. Bilan par action et annexes*. 111p.
- Benessaiah, K., Sengupta, R., 2014. How is Shrimp Aquaculture Transforming Coastal Livelihoods and Lagoons in Estero Real, Nicaragua?: The Need to Integrate Social–Ecological Research and Ecosystem-Based Approaches. *Environmental Management* 54, 162–179.
- Boyd, C.E., Davis, R.P., McNevin, A.A., 2021. Perspectives on the mangrove conundrum, land use, and benefits of yield intensification in farmed shrimp production: A review. *Journal of the World Aquaculture Society*, 1– 39.
- Clark, W.C., 2007. Sustainability Science: A room of its own. *PNAS* 104(6), 1737-1738.
- DAC, 2006. Défi Santé Stylirostris 2002-2006. Rapport final DESANS. Edité par le Département Aquaculture en Calédonie. 205 p.
- El-Sayed, A.-F.M., 2021. Use of biofloc technology in shrimp aquaculture: a comprehensive review, with emphasis on the last decade. *Rev. Aquacult.*, 13: 676-705.
- FAO, 2020. FishStat Plus—Universal software for fishery statistical time series. Retrieved from <http://www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstat/en>
- Food and Agricultural Organization, Network of Aquaculture Centres in Asia-Pacific, United Nations Environment Programme, World Bank, World Wildlife Fund (2006) *The International Principles for Responsible Shrimp*

- Farming: Shrimp Farming and the Environment (Network of Aquaculture Centres in Asia-Pacific, Bangkok, Thailand).
- Garlock, T., Asche, F., Anderson, J., Bjørndal, T., Kumar, G., Lorenzen, K., Ropicki, A., Smith, M.D., Tveterås, R., 2020. A Global Blue Revolution: Aquaculture Growth Across Regions, Species, and Countries, *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 28(1), 107-116.
- Gunnarsson, S., Arvidsson Segerkvist, K., Wallgren, T., Hansson, H., Sonesson, U., 2020. A Systematic Mapping of Research on Sustainability Dimensions at Farm-level in Pig Production. *Sustainability* 12(11):4352.
- Hcéres, 2019. Evaluation de l'Unité : Ecologie marine tropicale des océans Pacifique et Indien (Entropie). Campagne d'évaluation 2018 – 2019 Vague E, 31 p.
- IEOM, 2019. La crevette bleue de Nouvelle-Calédonie – Un produit de luxe bientôt rentable ? IEOM édité par l'Agence de la Nouvelle-Calédonie 281, 15P. https://www.ieom.fr/IMG/pdf/la_crevette_bleue_de_nouvelle-caledonie_vf.pdf
- LEAD, 2015. Dossier d'évaluation Bilan pour la période 2011 – 2015 – Projet pour la période 2016 – 2020. Edité par IFREMER-LEAD, 110 p.
- Lebel, L., Lebel, P., Garden, P., Dao, H. G., Khрутmuang, S., Nakayama, S. 2008. Places, chains, and plates: Governing transitions in the shrimp aquaculture production–consumption system. *Globalizations* 5:211–226.
- Lebel, L., Garden, P., Luers, A., Manuel-Navarrete, D., Huy Giap, D., 2016. Knowledge and innovation relationships in the shrimp industry in Thailand and Mexico. *PNAS*, 113 (17) 4585-4590.
- Lightner, D.V., Redman, R.M., 1998. Shrimp diseases and current diagnostic methods. *Aquaculture* 164, 201-220.
- Luers, A.L., Naylor, R.L., Matson, P.A., 2006. A case study of land reform and coastal land transformation in southern Sonora, Mexico. *Land Use Policy* 23:436–447
- Martínez-Córdova, L.R., Emerenciano, M., Miranda-Baeza, A. and Martínez-Porchas, M., 2015. Microbial-based systems for aquaculture of fish and shrimp: an updated review. *Rev Aquacult*, 7.
- Naylor, R.L., Goldberg, R.J., Mooney, H., Beveridge, M.C.M., Clay, J.W., Folke, C., Kautsky, N., Primavera, J., Williams, M., 1998. Nature's subsidies to shrimp and salmon farming. *Science* 282, 883-884.
- Naylor, R.L., Goldberg, R.J., Primavera, J.H., Kautsky, N., Beveridge, M.C.M., Clay, J., Folke, C., Lubchenco, J., Mooney, H., Troell, M., 2000. Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature* 405, 1017-1024.
- Naylor, R.L., Hardy, R.W., Buschmann, A.H. et al., 2021. A 20-year retrospective review of global aquaculture. *Nature* 591, 551–563.
- Ottinger, M., Clauss, K., Kuenzer, C., 2016. Aquaculture: Relevance, distribution, impacts and spatial assessments – A review. *Ocean and Coastal Management* 119, 244-266.
- Paul, A.K., Røskaft, E., 2013. Environmental degradation and loss of traditional agriculture as two causes of conflicts in shrimp farming in southwest coastal Bangladesh: present status and probable solution. *Ocean & Coastal Management* 85(A), 19-28.
- Sandifer, P.A., Hopkins J.S., 1996. Conceptual Design of a Sustainable Pond-based Shrimp Culture System. *Aquacultural Engineering* 15: 41-42
- Rosenberry, B., 2005. World shrimp farming 2005. *Shrimp News International*, Rosenberry B., eds, San Diego, California, 268 p.
- Stentiford, G.D., Neil, D.M., Peeler, E.J., Shields, J.D., Small, H.J., Flegel, T.W., Vlask, J.M., Jones, B., Morado, F., Moss, S., Lotz, J., Bartholomay, L., Behringer, D.C., Hauton, C., Lightner, D.V., 2012. Disease will limit future food supply from the global crustacean fishery and aquaculture sectors. *J Invertebr Pathol.* 110(2): 141-57.
- Tilman, D.; Cassman, K.G.; Matson, P.A.; Naylor, R.; Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418, 671–677.
- Treviño, M., Murillo-Sandoval, P.J., 2021. Uneven consequences: Gendered impacts of shrimp aquaculture development on mangrove dependent communities. *Ocean & Coastal Management* 210, 1 September 2021, 105688.
- UN, 2020. Sustainable Development Goals. Available online: <https://www.un.org/development/desa/en/news/sustainable/sustainable-development-goals.html>
- Veuthey, S., Gerber, J.-F., 2012. Accumulation by dispossession in coastal Ecuador: shrimp farming, local resistance and the gender structure of mobilizations. *Global Environ. Change* 22 (3), 611–622.
- Wyban, J.A., Sweeney, J.N., 1990. A system approach to developing intensive shrimp growout technology. In: *Proceedings of the Second Asian Fisheries Forum*, Hirano R., Hanyu I., ed., Tokyo, Japan, 17-22 April 1989. Asian Fisheries Society, Manila, Philippines: 91-94
- Yu, J., Yin, W., 2019. Exploring stakeholder engagement in mariculture development: Challenges and prospects for China. *Marine Policy* 103, 84-90.



Photographie I-1. Case mélanésienne sur le site de la ferme aquacole Seafarm 2004.



Chapitre II. Les flux de matières

La nature est pour l'étude un pâturage infini, où chacun peut paître et où plus nombreux sont ceux qui mordent et plus l'herbe est haute, plus douce est sa saveur et plus elle est nourrissante.

Thomas Henry Huxley (1871)*

*Cité par Daniel Boorstin dans les Découvreur, Edition Robert Laffont

1. Introduction

Un bassin d'élevage en NC peut être considéré comme plus proche d'un « agrosystème » que d'un écosystème naturel. Ces systèmes sont considérés comme fortement déstructurés par rapport aux systèmes naturels. L'objectif de l'aquaculteur est à travers une injection continue d'énergie et de matière (eau, aliment, engrais, aération) d'enrayer toute tentative du système biologique pour retrouver sa diversité spécifique et de contrôler la démographie de l'espèce unique (Frontier & Pichod-Viale, 1998). L'écosystème qui en résulte est normalement peu diversifié et montre un réseau d'interactions simplifié dont la résilience tient à la robustesse des espèces elles-mêmes (Écosystème qui sélectionne les espèces « r »). Cet « agrosystème » est d'autant plus proche d'un écosystème naturel qu'il est de type extensif, c'est-à-dire avec un apport nul à faible en énergie et en matière par l'action de l'aquaculteur. A l'inverse, un élevage de type intensif nécessite une injection continue pour maintenir le peuplement cultivé dans son état quasi-mono spécifique. Ce type d'élevage nécessite en outre de limiter l'influence du biotope (facteurs édaphiques supprimés, facteurs hydro-climatiques contrôlés au maximum). Les élevages réalisés en Nouvelle-Calédonie sont intermédiaires entre les deux précédents avec un apport en matière et en énergie relativement important.



Photographie II-1. Bassin d'élevage pendant la phase d'assec. Photographie prise sur la ferme La Sodacal (août 2009).

La notion d'intensification est généralement associée à une simple augmentation des densités en élevage. Toutefois, d'autres formes sont possibles. La première concerne la gestion de l'aliment. Pour favoriser la croissance des animaux, l'éleveur peut augmenter ses taux de nutrition et le taux de protéine dans son aliment. L'apport journalier en azote dans le bassin va donc être proportionnellement plus important. Une autre forme d'intensification consiste à garder ses animaux le plus longtemps possible dans les structures d'élevage pour augmenter le poids moyen final, les animaux les plus gros étant les plus recherchés. L'une des conséquences de cette pratique est d'augmenter les biomasses et donc les apports journaliers en aliment.

Si l'aliment est la variable forçante dominante, l'éleveur peut avoir recours à d'autres variables dites secondaires pour maîtriser son milieu d'élevage. Une dilution du milieu par des renouvellements en

eau permet de diminuer le niveau d'eutrophisation du milieu. L'aération prévient les crises d'anoxie et permet de repousser les limites du système.

L'objectif de l'éleveur est de maintenir une eau de qualité, essentielle dans la gestion de sa ferme pour l'obtention d'une croissance et d'une survie optimale (Burford, 1997). Compte tenu de la faible profondeur des bassins (~ 1m), il s'agit donc pour lui de maîtriser le degré d'enrichissement de son milieu pour éviter les crises dystrophiques préjudiciables à la santé des animaux.

2. Les bilans de matière

Dans le cadre de la crevetticulture, telle qu'elle est pratiquée en NC, il convenait d'identifier le devenir de l'aliment pour si possible optimiser sa gestion surtout dans un contexte de finitude des ressources. Le premier chiffre important à retenir concerne la proportion d'azote contenu dans l'aliment qui est assimilée par les crevettes. Toutes les études indiquent qu'elle tourne autour de 20%, le reste s'accumule dans les sédiments (environ 30%) et/ou est rejeté avec les effluents vers l'environnement littoral (environ 30%) (Funge-Smith & Briggs, 1998 ; Martin et al., 1998 ; Jackson et al., 2003 ; Lemonnier et al., 2003 ; Lemonnier & Faninoz, 2006).

2.1. Effet de la gestion et de la saison

Les pratiques zootechniques maîtrisées ainsi que nombre de facteurs environnementaux « extra-bassin » non maîtrisés influent sur les performances de survie et de croissance des crevettes, ainsi que sur la formation des déchets et leur devenir. Un travail réalisé dans le cadre d'un projet européen (STD3) montre l'influence de deux paramètres zootechniques maîtrisés (densité d'élevage et taux de renouvellement en eau) et d'un paramètre non maîtrisé (ensoleillement) sur les paramètres précités (Martin et al., 2004).

Les expérimentations ont montré qu'une relation hautement significative existe entre la densité d'élevage et la croissance des crevettes (Lemonnier, 1997 ; Martin et al., 1998). Par ailleurs, la quantité de déchets générés par kg de crevettes produit est proportionnelle à la densité. Les quantités de déchets varient de 60,8 à 157,2 grammes d'azote pour des densités initiales comprises entre 1 et 30 crevettes.m⁻². Pour les densités les plus basses, la quantité de déchets accumulés dans le sédiment est nulle. Au contraire, dans ces cas-là, le sédiment agit comme un « donneur » d'azote, participant à la croissance des crevettes à travers la méiofaune, et non comme un « accumulateur » de déchets, comme c'est le cas pour les densités plus élevées.

Le renouvellement de l'eau des bassins a pour fonction première d'assurer la « qualité » du milieu d'élevage. Il existe donc un « conflit d'intérêt » entre la qualité du milieu et l'aspect économique lié à ce renouvellement. Les études que j'ai réalisées dans ce domaine montrent qu'en saison froide l'augmentation du taux de renouvellement augmente le taux de survie des crevettes (Lemonnier et al., 2003). L'accroissement de ce taux favorise la production primaire conduisant à une exportation accrue de matériel sous forme particulaire. Durant la saison chaude, son augmentation, de 6 à 33 % d⁻¹ n'améliore pas les performances zootechniques, ni ne diminue les quantités de déchets formés (Lemonnier et Faninoz, 2006).

L'ensoleillement est un facteur non maîtrisé pouvant influencer la production de crevettes et qui est essentiel à la réussite des élevages. En effet, les expérimentations et observations réalisées ont permis

de montrer que les performances de croissance et la survie des crevettes sont fortement réduites dans des conditions de réduction de lumière solaire simulant les périodes qui, en milieu tropical peuvent survenir en saison humide. Ces baisses de performances semblent liées aux changements des conditions environnementales dues à une diminution de la production primaire dans les bassins et à des concentrations importantes de matière organique dissoute.

2.2. Caractéristiques des sédiments en fin d'élevage en fonction des pratiques

La dégradation de la qualité des fonds de bassin avec le nombre d'élevages est souvent mise en cause par les biologistes des fermes d'élevage de crevettes de Nouvelle-Calédonie pour expliquer une baisse de production, qu'elle soit associée ou non à une pathologie. Pour évaluer cette hypothèse, une étude sur la qualité des fonds de bassin a été réalisée en 1996 sur douze bassins gérés de manière semi-intensive ou intensive, et dont le nombre d'élevages successifs était compris entre 2 et 21 (Lemonnier et al., 2004). Les objectifs étaient d'estimer le niveau d'envasement des bassins, l'enrichissement organique des sédiments, et d'évaluer leur qualité chimique et physico-chimique en relation avec les paramètres de production. La quantité de sédiment accumulé ne diffère pas entre les bassins, quel que soit le nombre d'élevages, suggérant pas ou peu d'envasement des bassins dans le temps. Une réorganisation des sols a parfois été observée avec des zones d'accumulation et d'érosion, aussi bien pour des élevages intensifs que semi-intensifs. Une diminution de la perte au feu totale et de la porosité de l'horizon intermédiaire (M) par rapport à l'horizon profond (P) a été mesurée en relation avec le nombre d'années d'élevage, suggérant un tassement des sols dans le temps (Fig. II-1). Aucun enrichissement organique de l'horizon M n'a été observé en fonction de l'âge des bassins. Un enrichissement organique de l'horizon S apparaît avec l'augmentation des rendements et des indices de conversion du dernier élevage. Les sédiments à l'interface eau-sédiment des bassins intensifs présentent en général des concentrations en azote ammoniacal total plus élevées, des pH *in situ* et des potentiels d'oxydoréduction plus faibles que ceux des bassins semi-intensifs.

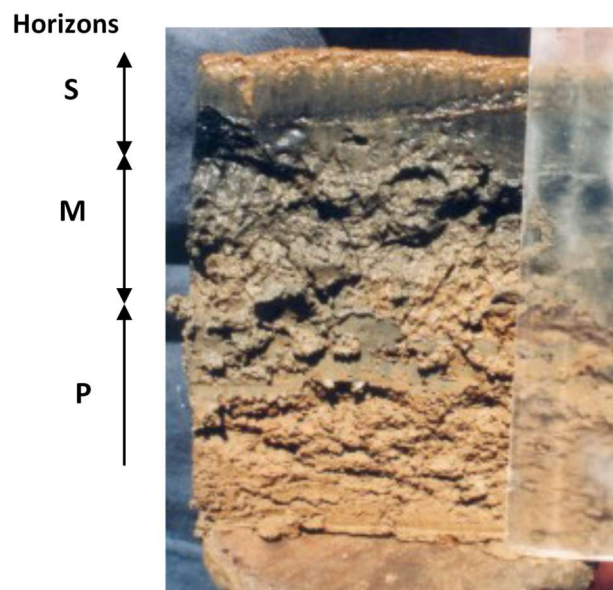


Figure II-1. Horizons qui sont généralement distingués dans une carotte de sédiment en fin d'élevage dans un bassin de crevette. Leur dénomination est adaptée de l'étude réalisée par Munsiri et al. (1995) sur des bassins de production de poissons. L'horizon superficiel (S) est généralement de couleur noire sur une épaisseur de 1 à 3 cm. L'horizon intermédiaire (M), plus profond, gris à noir, est d'épaisseur variable en fonction de la station d'échantillonnage. Il est aussi plus granuleux. Il est représentatif de l'histoire du bassin. L'horizon profond (P) correspond au sol non impacté par l'activité aquacole.

3. Dynamique d'eutrophisation du système

Il existe une multitude de réponses biogéochimiques et écologiques (directes ou indirectes) à l'enrichissement organique d'origine anthropique d'un système (Cloern, 2001) et certains systèmes sont moins sensibles que d'autres à cet enrichissement. L'eutrophisation se déclare préférentiellement dans les zones à circulation d'eau réduite et/ou peu renouvelées (confinement des masses d'eau), dans un contexte d'éclairement suffisant de la colonne d'eau et avec des apports en nutriments en excès par rapport à la capacité d'évacuation ou de dilution du site (Ménèsquen et al., 2001). Les bassins sont favorables à cette forme de pollution à tel point que Burford & Longmore (2001) définissent l'écosystème des bassins intensifs en Australie comme hyper-eutrophes. Ils sont soumis à un apport important en azote et en phosphore, avec une production conséquente de déchets. Les composés azotés et phosphorés pourraient avoir un temps de résidence suffisant pour leur permettre d'effectuer plusieurs cycles « production primaire/reminéralisation » avant d'être exportés vers les eaux du lagon. Enfin, ils sont soumis à un éclairement très important de par la position géographique de la NC, fortement ensoleillée (Pacifique Sud, entre 20°S et 23°S).

La gestion de l'eutrophisation de l'écosystème bassin nécessite donc de distinguer les impacts liés à l'éleveur, des impacts climatiques sur la structure et le fonctionnement de l'écosystème. Tous les compartiments du bassin subissent les forçages météorologiques. La température, l'ensoleillement et le vent (force et direction) vont être à l'origine de fluctuations plus ou moins marquées. Les taux de croissance des crevettes mais aussi du phytoplancton sont par exemple fortement dépendants de la température. Il en est de même pour le taux de minéralisation de la matière organique. La vitesse des processus est température dépendante sachant qu'un écart d'environ 10°C existe entre les deux saisons. La remise en suspension des sédiments est fortement influencée par le vent, composante majeure du climat calédonien. Dans le cas de l'aquaculture en bassin de terre, la qualité du site est aussi une autre variable qui peut interférer. Elle se caractérise par la qualité des eaux de pompage et des sols sur lesquels est construit la ferme.

3.1. Schéma conceptuel initial

En milieu marin, le fonctionnement des écosystèmes est régi par un équilibre entre autotrophie et hétérotrophie, contrôlé par les énergies primaires (soleil) et auxiliaires (vent, aération...). L'écologie des bassins d'élevage est dominée par l'apport organique croissant apporté par l'éleveur sous forme d'aliment. Le schéma conceptuel réalisé dans le cadre de mes travaux de thèse pour le processus d'eutrophisation des bassins d'élevage était le suivant : la colonne d'eau évoluerait vers une autotrophie croissante alors que le sédiment lui deviendrait de plus en plus hétérotrophe au fur et à mesure que l'élevage progresserait conduisant à une spécialisation de chaque compartiment. L'idée était celui d'une interaction continue, l'un apportant à l'autre sa matière organique et l'autre ses sels minéraux.

Deux phases ont été initialement distinguées (Lemonnier, 2007) : une phase courte (< 50 jours) de remédiation pendant laquelle on observait une amélioration de la qualité des sédiments (Eh, [NH₃₄⁺]) suivie d'une phase d'accumulation des déchets, accumulation d'autant plus forte que l'élevage était intensif (Lemonnier et al., 2004) et d'autant moins forte que le bassin était renouvelé (Lemonnier et al., 2006). La première phase permet de transformer et d'évacuer du bassin une partie des déchets accumulés au cours de l'élevage précédent avant d'accumuler les déchets de l'élevage en cours. Cet

agrosystème passe ainsi d'un état quasi – « oligotrophe » à un état eutrophe voir hyper-eutrophe. Ce processus d'eutrophisation qui est d'autant plus rapide avec l'intensification du milieu induit une augmentation (i) de la concentration en matière organique dans la colonne d'eau et (ii) de la sédimentation sur le fond du bassin. Le temps de résidence de l'azote augmente progressivement au cours de l'élevage passant de 1 à 3 ou 4 jours, durée suffisante pour lui permettre effectuer plusieurs cycles « production primaire/reminéralisation » avant d'être exporté vers les eaux du lagon. Après 50 jours d'élevage, la qualité du milieu se dégrade au fur et à mesure que l'élevage progresse avec une baisse de l'oxygène le matin et une baisse du potentiel d'oxydoréduction favorisant la production de composés azotés ($\text{NH}_{3,4}^+$) et parfois soufrés (H_2S). Au sein d'un même bassin, les paramètres mesurés dans les sédiments mais aussi dans la colonne deviennent de plus en plus variables, d'autant plus que l'élevage progresse et qu'il est intensifié. À l'extrême, des crises d'anoxies apparaissent et engendrent de fortes mortalités.

3.2. Schéma conceptuel réactualisé

Même si certains facteurs de risque liés à l'environnement ont été définis (Lemonnier, 2007), la compréhension du fonctionnement de ce milieu soumis à une dynamique rapide restait insuffisante pour comprendre l'émergence des maladies (Lemonnier et al., 2006 ; 2010 ; Lucas et al., 2010). Notre travail réalisé dans le cadre du programme ECOBAC (2011 – 2015) a permis de montrer que la dynamique du système était bien plus complexe que celle décrite antérieurement (Lemonnier, 2007) et fortement drivée par le microphytobenthos. Le schéma conceptuel ainsi revu a été publié dans le journal Marine Environmental Research (Fig. II-2) (Hochard et al., 2019).

Début du cycle d'élevage : Lors de la mise en eau des bassins, la faible turbidité de la colonne d'eau permet à la lumière d'atteindre les sédiments favorisant le développement à l'interface benthopelagique du microphytobenthos en étroite interaction avec la communauté microbienne hétérotrophe benthique. Ce fonctionnement est classiquement celui qui est observé pour des milieux peu profonds et faiblement turbides (Hochard et al., 2012). Le développement du microphytobenthos a de forts impacts sur les cycles biogéochimiques des sédiments. Il se nourrit des sels nutritifs à l'intérieur du sédiment et est une source de carbone organique labile (Middelburg et al., 2000). Les communautés hétérotrophes se nourrissent à leur tour d'Extracellular Polymeric Substances (EPS) produites à partir du carbone organique labile rejeté par le microphytobenthos (Van Oevelen et al., 2006). La production d'oxygène associée à la photosynthèse modifie les conditions d'oxydo-réduction à l'interface benthopélagique à l'échelle diurne impactant les voies de minéralisation et les flux de substances réduites issues de la minéralisation anoxique (Jørgensen et al., 1979). La conséquence directe de ces processus est une diminution des échanges à l'interface benthopélagique entraînant à un découplage entre le fonctionnement de la colonne d'eau et du sédiment (Clavier et al., 1995 ; Clavier et Garrigue, 1999 ; Hochard et al., 2012).

Fin de cycle d'élevage : les conditions biogéochimiques du sédiment sont radicalement différentes. De par la forte biomasse phytoplanctonique présente dans la colonne d'eau et l'activité des crevettes, la colonne d'eau présente une turbidité élevée (100 NTU) et la lumière n'atteint plus le fond des bassins (Lemonnier, 2007). En conséquence, la production primaire est limitée. Dans ces conditions, et avec l'apport de matière organique issue de la dégradation de l'aliment non consommé, des fèces et du phytoplancton en décomposition, le sédiment présente des risques marqués d'anoxie (Lemonnier et al., 2004). En parallèle, l'activité bioturbante des crevettes est susceptible de modifier les gradients

chimiques présents à l'interface eau-sédiment (Blackburn et al., 1988). La conséquence de ces processus est la présence d'importants flux de sels nutritifs du sédiment vers la colonne d'eau soutenant activement la production primaire pélagique. Le fonctionnement de la colonne d'eau et le sédiment présente un fort couplage durant cette phase de l'élevage.

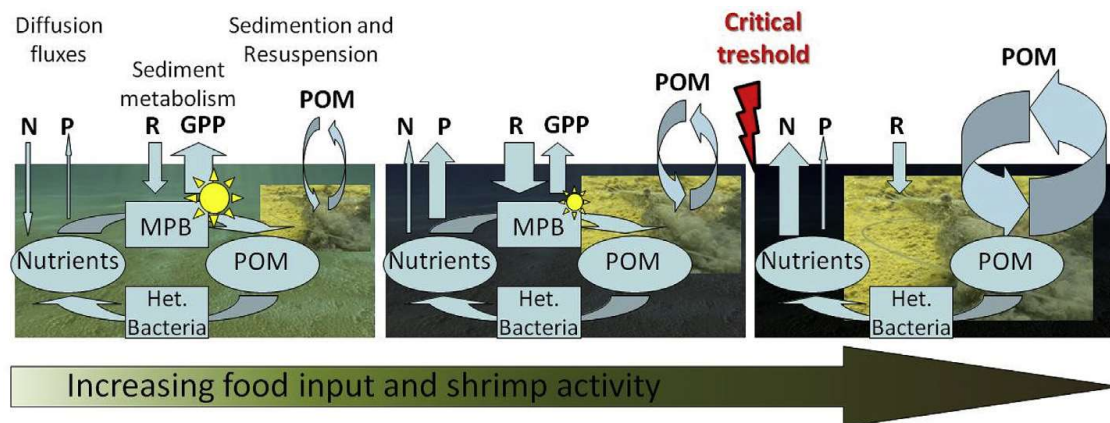


Figure II-2. L'environnement est caractérisé par une évolution rapide d'un état mésotrophe (A) à un état hypertrophe (C). Le premier état se caractérise par une turbidité faible, la présence du microphytobenthos (MPB) caractérisé par une importante activité, un découplage benthopélagique et une absence de flux à l'interface eau-sédiment. On note la présence de deux boucles microbiennes indépendantes, une dans la colonne d'eau et une associée au sédiment. Le second état montre une forte augmentation de la biomasse phytoplanctonique et se caractérise par la mise en place d'un système hétérotrophe. L'activité des crevettes induit une turbidité élevée empêchant la lumière d'atteindre le fond des bassins. Cet état se caractérise par la disparition du MPB, des flux à l'interface eau-sédiment élevés et la présence d'un fort couplage benthopélagique. Un état de transition (C) entre les états A et B a pu être observé. Il est caractérisé par un important flux en P du sédiment vers la colonne d'eau, d'une augmentation importante de la respiration des sédiments et d'une baisse de la GPP (gross primary production).

Transition entre ces deux états : En plus de caractériser correctement le couplage benthopélagique en début et fin d'élevage, la problématique principale du projet ECOBAC consistait à étudier le basculement (shift) du système entre ces deux états distincts (Scheffer et al., 2001 ; Scheffer et Carpenter, 2003). La disparition de l'effet "filtre" du microphytobenthos à l'interface benthopélagique a pour conséquence directe le relargage du « trop plein » de sels nutritifs et de substances réduites accumulés grâce au carbone fixé par la photosynthèse. Ce basculement peut se traduire par des périodes d'instabilité jour/nuit marquées, et/ou de forts pulses de sels nutritifs et de substances réduites pendant quelques jours. Ces composés sont potentiellement stressants pour les animaux élevés.

Le statut trophique P/R (rapport entre la production primaire et la respiration) a été proposé comme indicateur du fonctionnement de l'écosystème bassin (Fig. II-3). D'un point de vue expérimental, une évolution du statut trophique du système est observée en fonction de la quantité d'aliment apportée. La première phase s'accompagne d'un développement des producteurs primaires qui atteint un maximum avec 4 g par m² d'aliment distribué. Le passage en hétérotrophie du système apparaît pour un apport supérieur à 6 g.m⁻². Ce passage est plus précoce pour le sédiment que pour la colonne d'eau. La valeur du P/R max caractériserait le niveau de déséquilibre atteint par le système.

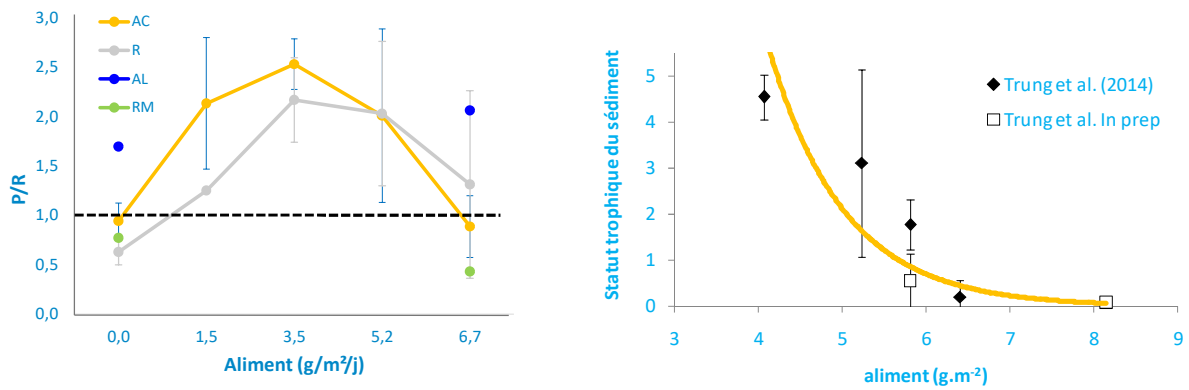


Figure II-3. Évolution du statut trophique du sédiment (P/R). Données issues de différentes expérimentations conduites en mésocosmes (Projet Hobical : remédiation des sédiments ; Thèse de Trung Luong sur la co-culture).

4. Conclusions

Si une augmentation des densités en élevage conduit à produire plus de déchets qui vont s'accumuler et entrainer une dégradation des sédiments d'autant plus importante, le temps est une variable dont il faut tenir compte pour comprendre la dynamique d'eutrophisation. La recherche d'une forte croissance par les éleveurs, autre forme d'intensification, conduit à augmenter les taux de nutrition et donc les apports journaliers en aliment pour une surface d'élevage donnée. Cette stratégie aurait pour conséquence une diminution du temps nécessaire pour atteindre la valeur maximale du statut trophique c dont la valeur h augmenterait (Fig. II-4). Le passage de la phase autotrophe vers la phase hétérotrophe serait d'autant plus rapide et conduirait à une instabilité du système d'autant plus importante. Le P/R_i aurait aussi son importance dans le schéma général. Un sédiment avec une accumulation de déchets issus des élevages précédents entraînerait une augmentation des valeurs de x et de c et favoriserait l'instabilité du système.

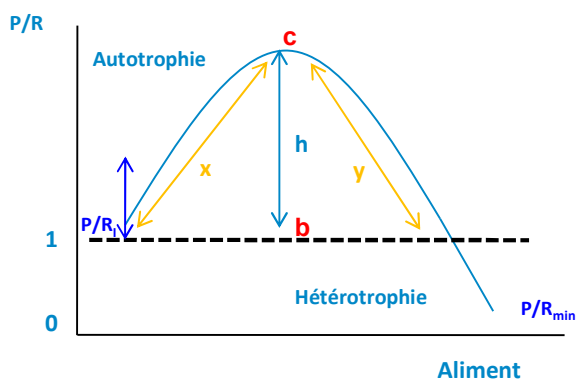


Figure II-4. Évolution théorique du rapport autotrophie / hétérotrophie (P/R) en fonction de la quantité d'aliment distribué (d'après Hochard et al., 2019).

L'action ECOBAC (2011 – 2014)



Au cours de ce projet (Lemonnier et al., 2013), le premier objectif était de suivre le métabolisme dans les compartiments colonne d'eau et sédiment ainsi que le couplage benthopélagique lors de deux élevages dans des bassins de production pour valider le schéma conceptuel défini en début de projet. Ce travail a fait l'objet de deux rapports de stage de Master 2, le premier de l'Université de Bordeaux 1 en 2012 (F. Wakeli), le second de l'Université de Paris VI en 2013 (M. Petel). Les résultats ont été publiés par Hochard et al. (2019).

Le second objectif était de reproduire expérimentalement les observations mesurées *in situ* ainsi que les changements environnementaux observés pendant la phase de transition pour en étudier les conséquences sur les communautés microbiennes. Les réponses de l'écosystème à différentes variables forçantes telles que la densité en animaux, le taux de renouvellement et l'intensité de la bioturbation ont été testées. Les résultats ont fait l'objet d'un rapport de stage de fin de 3^{ème} année de Licence de SVT de l'Université de Nouvelle-Calédonie en 2011 (K. Nakagawa), d'un rapport de Master II de l'UEM à Brest en 2012 (P. Michelon) et d'une publication en 2017 (Lemonnier et al., 2017)

L'utilisation de mésocosmes (milieux confinés et semi-contrôlés) a été retenue comme moyen expérimental. Les mésocosmes sont des dispositifs expérimentaux de taille moyenne permettant d'isoler et de tester les effets de différents facteurs sur le fonctionnement d'un environnement marin. Ils présentent un intérêt expérimental évident car ils se situent à une échelle beaucoup plus réaliste et représentative des conditions écologiques réelles que les microcosmes utilisés dans les expérimentations de laboratoire. Ils offrent la possibilité de contrôle des variables environnementales et de mesure des processus fonctionnels. La première étape conduite en 2011 dans le cadre d'un stage de BTS (Vergé, 2011) a été de tester notre zone expérimentale composée de 16 mésocosmes d'une surface individuelle de 1,72 m². En respectant certaines règles, les résultats ont montré que les mésocosmes reproduisent globalement bien le milieu d'élevage. Cette zone expérimentale a été en parallèle équipée en 2010 et 2011 de deux automates qui gèrent chacun le déplacement d'une sonde multiparamétrique dans 8 bacs. Ces outils permettent de mesurer les paramètres physico-chimiques du milieu (salinité, oxygène, pH, température, turbidité, fluorescence) dans chaque bac toutes les heures sans intervention humaine. Pour la réalisation de ce travail, une collaboration a été mise en place entre l'Ifremer, le Lycée Jules Garnier de Nouméa et l'IRD. Ce projet a mobilisé trois étudiants de deuxième année du BTS Électrotechnique du lycée Jules Garnier en 2010 (S. Umako, J. Bouye, F. Oswald) et quatre en 2011 (A. Morihara, E. Lechanteur, J. Clavel, R. Vandegour). Afin de contrôler ou du moins limiter les variations thermiques dans les bacs, trois autres étudiants de la même formation (C. Bocahut, N. Kaudre et N. Schacre) ont travaillé sur la mise en place d'un automate permettant de contrôler les températures dans les bacs. Enfin, un circuit 12V a été installé sur la zone pour le branchement de pompes de cale dans chaque mésocosme afin d'homogénéiser les milieux. Ces travaux ont été conduits pour l'obtention de leur diplôme. L'ensemble du matériel mis au point au laboratoire et nécessaire à l'analyse des processus biogéochimiques a été testé dans un des bassins de crevettes de la station de Saint-Vincent fin 2011 - début 2012.

Ces outils ont été réutilisés dans le cadre de la thèse sur la co-culture Picot – crevette conduite par Trung Luong Cong (2012 – 2014) et du projet Hobical (2015 – 2016) conduisant à trois publications (Luong et al., 2014 ; 2016 ; Mathieu-Resurge et al., 2020).

5. Références

- Blackburn, T.H., Lund, B.A., Krom, M.D., 1988. C- and N-mineralization in the sediments of earthen marine fishponds. *Marine Ecology Progress Series* 44, 221-227.
- Burford, M.A., 1997. Phytoplankton dynamics in shrimp ponds. *Aquaculture Research* 28, 351-360.
- Burford, M.A., Longmore, A.R., 2001. High ammonium production from sediments in hypereutrophic shrimp ponds. *Marine Ecology Progress Series* 224, 187-195
- Clavier, J., Garrigue, C., 1999. Annual sediment primary production and respiration in a large coral reef lagoon (SW New Caledonia). *MEPS* 191, 79-89.
- 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, 281-294.
- Cloern, J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210, 223-253.
- Frontier, S., Pichot-Viale, D., 1998. *Ecosystèmes : structure - Fonctionnement - Evolution*. DUNOD ed. (2^{ème}), Paris, 447 p.
- Funge-Smith, S.J., Briggs, M.R.P., 1998. Nutrients budgets in intensive shrimp ponds: implication for sustainability. *Aquaculture* 164, 117-133.
- 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.
- Hochard, S., Royer, F., Hubert, M., Lemonnier, H., 2019. Temporal variability of benthic-pelagic coupling in shallow enclosed environment: A case study with eutrophying shrimp ponds. *Marine Environmental Research*, 146, 46-56.
- Jackson, C.J., Preston, N., Thompson, P.J., Burford, M.A., 2003. Nitrogen budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm. *Aquaculture* 218, 397-411.
- Jørgensen, B.B., Revsbech, N.P., Blackburn, T.H., Cohen, Y., 1979. Diurnal cycle of oxygen and sulfide microgradients and microbial photosynthesis in a cyanobacterial mat sediment. *Applied and Environmental Microbiology* 38(1), 46-58.
- Lemonnier H., 1997. Effet de l'intensification des élevages de crevettes *Penaeus stylirostris* sur la production de déchets en période estivale. Rapport Scientifique et Technique 97-03 de la Station d'Aquaculture de Saint-Vincent IFREMER/GIE-R-A, 52p.
- Lemonnier H., 2007. Effet des conditions environnementales sur le développement des pathologies à *Vibrio* dans les élevages de crevettes en Nouvelle Calédonie. Discipline Océanologie biologique, Université de La Rochelle. 203 p.
- Lemonnier, H., Martin, J.L.M., Brizard, R., Herlin, J., 2003. Effect of water exchange rate on waste production in semi-intensive shrimp ponds during the cold season in New Caledonia. *Journal of the World Aquaculture Society* 34(1), 40-49.
- Lemonnier, H., Brizard, R., Legrand, A., 2004. Influence des pratiques zootechniques de la crevette (*Litopenaeus stylirostris*) et de l'âge des bassins sur la qualité des sédiments. In : styli 2003. Trente ans de crevetticulture en Nouvelle-Calédonie. Nouméa-Koné, 2-6 juin 2003. Edition Ifremer, Actes Colloq., 38, 180-186.
- 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(9): 938-948.
- Lemonnier, H., Herbland, A., Sallery, L., Soulard, B., 2006. "Summer syndrome" in *Litopenaeus stylirostris* grow out ponds in New Caledonia: zootechnical and environmental factors. *Aquaculture* 261, 1039-1047.
- Lemonnier, H., Courties, C., Mugnier, C., Torréton, J.-P., Herbland, A., 2010. Nutrient and microbial dynamics in eutrophying shrimps ponds affected by a vibriosis. *Marine Pollution Bulletin* 60, 402-411.
- Lemonnier, H., Hochard, S., Royer, F., Courties, C., Rodier, M., Laugier, T. 2013. Le projet ECOBAC. Journées RBE 2013 - Rencontres scientifiques du département RBE : "Biodiversité et usage durable des ressources biologiques marines dans un contexte de changement global et de pressions anthropiques. Quels enjeux, quelles recherches et quel avenir?", 5-6 novembre 2013, Nantes, France.
- Lemonnier, H., Hochard, S., Nakagawa, K., Courties, C., Rodier, M., 2017. Response of phytoplankton to organic enrichment and shrimp activity in tropical aquaculture ponds: a mesocosm study. *Aquatic Microbial Ecology* 80, 105- 122.
- Lucas, R., Courties, C., Herbland, A., Gouletquer, P., Marteau, A.L., Lemonnier, H, 2010. Eutrophication in a tropical pond: Understanding the bacterioplankton and phytoplankton dynamics during a vibriosis outbreak using flow cytometric analyses. *Aquaculture* 310, 112-121.

- Luong, C.T., Hochard, S., Royer, F., Lemonnier, H., Letourneur, Y. 2014. Feasibility of polyculture of blue shrimp *Litopenaeus stylirostris* with goldlined rabbitfish *Siganus lineatus* in a closed culture system: a mesocosm study. *Aquaculture* 433, 340-347.
- Luong, C.T., Lemonnier, H., Hochard, S., Royer, F., Letourneur, Y., 2016. Effects of blue shrimp *Litopenaeus stylirostris* and goldlined rabbitfish *Siganus lineatus* monoculture and shrimp - rabbitfish polyculture on production and environmental conditions. *Aquaculture Research* 48(4), 1368-1379.
- 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.
- Martin, J.L.M., Lemonnier, H., Garen, P., 2004. Influence des pratiques zootechniques et de paramètres environnementaux sur les performances de production et sur la formation et le devenir des déchets dans les élevages de crevettes. In : styli 2003. Trente ans de crevetticulture en Nouvelle-Calédonie. Nouméa-Koné, 2-6 juin 2003. Edition Ifremer, Actes Colloq., 38, 134-141.
- Mathieu-Resuge, M., Le Grand, F., Schaal, G., Kraffe, E., Lorrain, A., Letourneur, Y., Lemonnier, H., Benoît, J., Hochard, S., 2020. Characterization of organic matter assimilation by the sea cucumber *Holothuria scabra* in an integrated aquaculture system. *Aquatic Living Resources* 33, 3.
- Ménesguen, A., Aminot, A., Belin, C., Chapelle, A., Guillaud, J-F., Joanny, M., Lefebvre, A., Merceron, A., Piriou, J-Y., Souchu, P., 2001. L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France. Rapport IFREMER DEL/EC/01-02. IFREMER/DEL, ed., Brest : 64 p.
- Middelburg, J.J., Barranguet, C., Boschker, H.T.S., Herman, P.M.J., Moens, T., Heip, C.H.R., 2000. The fate of intertidal microphytobenthos carbon: An in situ C-13-labeling study. *Limnology and Oceanography* 45, 1224-1234.
- 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(4), 346-376.
- Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J.A., Folke, C., Walker, B., 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413, 591-596.
- Scheffer, M., Carpenter, S., 2003. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends in Ecology and Evolution* 18(12), 648-656.
- van Oevelen, D, Soetaert, K., Middelburg, J.J., Herman, P.M.J., Moodley, L., Hamels, I., Moens, T., Heip, C.H.R., 2006. Carbon flows through a benthic food web: Integrating biomass, isotope and tracer data. *Journal of Marine Research* 64(3), 453-482.
- Vergé, R., 2011. Test d'une zone expérimentale d'élevage de crevettes et de son système d'acquisition en continu de paramètres environnementaux (Programme ECOBAC). Rapport de stage Technicien supérieur de la mer option GBHA d'INTECHMER. 38 p.



Photographie II-2. Portrait de *Litopenaeus stylirostris*.



Chapitre III. Les facteurs de stress

L'expérience ne trompe jamais, c'est votre jugement seul qui s'égare en se promettant des résultats qui ne découlent pas directement de votre expérimentation.

Léonard De Vinci (vers 1510)

1. Contexte

L'écophysiologie est une discipline scientifique qui cherche à comprendre, en intégrant réponses comportementales et physiologiques dans un contexte environnemental, comment les organismes font face aux contraintes de leur milieu. Dans ce cadre, mon travail a consisté à identifier les paramètres et définir les valeurs seuils susceptibles de perturber la santé des animaux dans les bassins d'élevage. Ce travail est fondamental pour comprendre l'origine des maladies qui sont souvent associées à des stress environnementaux. Les travaux ont été conduits en collaboration avec des chercheurs en physiologie et se sont plus spécifiquement concentrés sur l'influence des conditions physico-chimiques et chimiques observées à l'interface eau – sédiment, zone de vie des crevettes.

Les crevettes pénéides élevées en bassin de terre sont exposées au sédiment, sur lequel elles passent une bonne partie de leur vie. Les conditions à l'interface peuvent dans certains cas être défavorables au bien-être de l'animal et induire un stress. Cette réponse de la crevette pouvait être évaluée à l'aide de différents indicateurs physiologiques mesurés dans l'hémolymphe comme la magnésie, la glycémie et/ou la capacité osmorégulatrice. Pour identifier les facteurs environnementaux et mesurer leurs seuils, la démarche a été divisée en trois étapes pour lesquelles différents outils ont été développés :

- Une étape d'acquisition de connaissance sur les conditions de milieu et leur variabilité spatiale et temporelle,
- Une étape expérimentale pour établir un lien entre paramètres du milieu et santé des animaux,
- Une étape en aquarium pour valider les seuils des différents paramètres potentiellement stressants.

Pour l'étape expérimentale, nous disposions pour travailler de 16 bacs de 2 m³ situés en extérieur dans lesquels une couche de 5 cm de substrat pouvait être placée. Ces bacs permettent de stabuler suffisamment d'animaux à une densité proche de celle des bassins d'élevage, autour d'une quarantaine. Ce nombre permet des analyses statistiques robustes. Le modèle expérimental développé par le Dr. J.C. Cochard de l'Ifremer-Tahiti a aussi été appliqué dans un bassin de grossissement de la station de Saint-Vincent. Sachant qu'il existe une forte variabilité spatiale des caractéristiques sédimentaires au sein d'un même bassin, la méthode consiste à maintenir les animaux dans des cages de 0,5 m² et d'une hauteur de 15 cm sur une courte période au contact des sédiments. Les cages sont positionnées à différents endroits au sein d'un même bassin en contact ou non (témoin) avec le sédiment. Les conditions physiologiques des animaux sont analysées après 24 à 48 heures de stabulation dans les bacs comme dans les cages pour déterminer leur niveau de stress.



Photographie III-1. Crevette enfouie dans le sédiment d'un bassin d'élevage.

2. Les travaux réalisés

2.1. Influence du substrat

L'objectif de cette étude était d'évaluer l'influence du substrat sur la réponse physiologique des crevettes (Legrand et al., 2004). Trois types de sol représentatifs des bassins en NC ont été testés: schisteux (roche sédimentaire), mélange schiste – argile (6-8 % de MO) et sol argileux (> 50% ; 8-10 % de MO) (n = 3 par traitement). L'expérimentation s'est déroulée dans 12 bacs de 2 m³ situés en extérieur dans lesquels une couche de 5 cm de substrat a été placée. Cette épaisseur correspond à l'épaisseur moyenne de sol impacté par l'activité (Lemonnier et al., 2001). Un facteur non prévu initialement est venu se greffer sur l'interprétation des résultats de l'expérience.

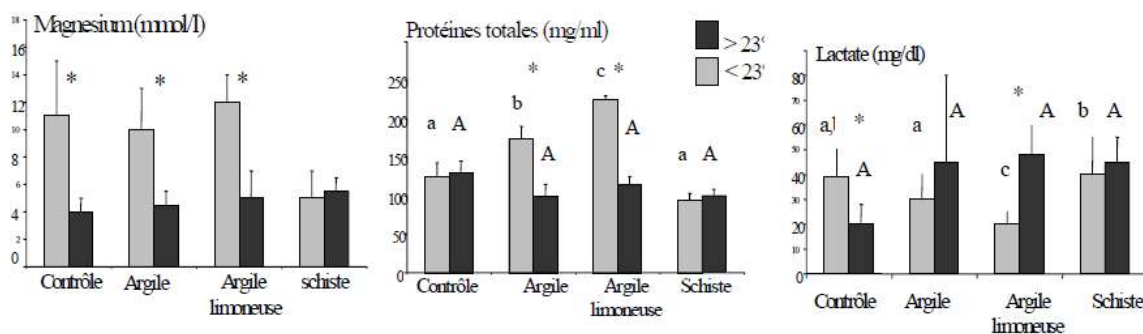


Figure III-1. Concentrations plasmatiques en lactate, protéines totales et ions Mg chez des crevettes en stade C d'intermue placées sur différents substrats. * Différences significatives entre les deux groupes de température. Les différences significatives entre les substrats pour un groupe de température sont indiquées par des lettres différentes.

En effet, parmi les différents facteurs analysés de l'eau et du sédiment (dont ammoniacque, pH, etc..), l'effet principal observé sur la réponse physiologique de la crevette a été de manière assez inattendue celui de la température. Le type de substrat a eu un effet significatif, mais seulement lorsqu'il était combiné avec la température basse (Fig. III-1). Ces résultats suggèrent (i) un effet cumulatif ou synergique de la température et de la nature du substrat sur la crevette; (ii) que les caractéristiques du sol, ne paraissent pas avoir une influence sur le bien-être de la crevette dans son préférendum thermique (>23°C) mais peuvent se révéler avoir un effet sur la crevette lorsque l'on s'en éloigne; (iii) Parmi les substrats testés, le schiste semble être le moins stressant pour ces animaux.

2.2. Le pH_{in situ} : un facteur de stress

Une première série d'expériences en utilisant des cages (Fig. III-2a) dans un bassin de production a permis d'identifier le pH à l'interface eau-sédiment comme facteur de stress (Lemonnier et al., 2004). En fonction du positionnement des cages, les animaux ont montré une perturbation physiologique mise en évidence par une évolution de leur capacité d'osmorégulation mesurée dans l'hémolymphe des crevettes. L'intensité de ce stress augmente avec la diminution du pH mesuré *in situ* de 7,4 à 6,5. Des expériences en aquarium ont permis de valider ce résultat et de montrer des perturbations pour des pH du milieu inférieures ou égales à 6,5 (Fig. III-2b). Des pH supérieurs ou égaux à 7,0 ne montrent

pas de perturbation physiologique. Ce travail a outre montré un lien direct entre les mesures effectuées dans le premier centimètre du sédiment et la santé des animaux alors que l'eau sus-jacente à 5 cm de la surface de sédiment ne présente pas ou peu de variation spatiale au sein d'un même bassin.

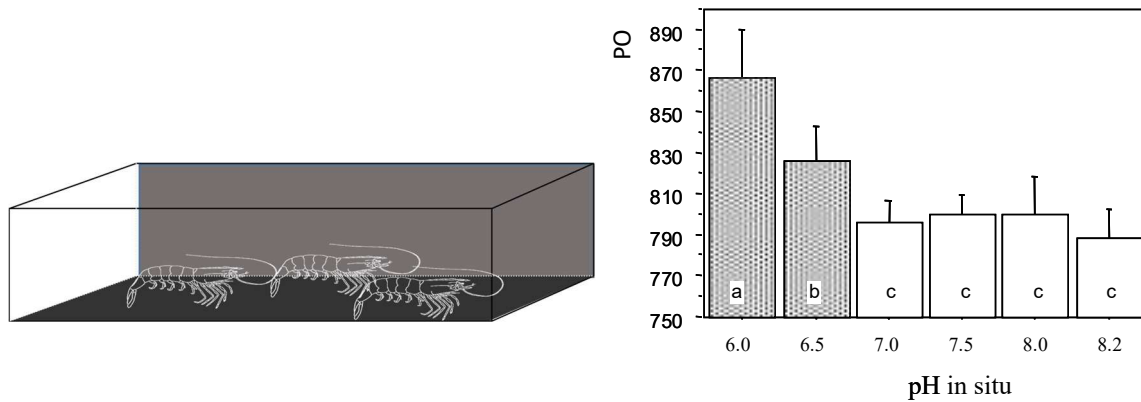


Figure III-2. (a) schéma d'une cage. (b) Réponse physiologique des animaux à des pH dans le milieu compris entre 6,0 et 8,2 (expérience en aquarium). Une augmentation de la pression osmotique (PO) indique un effet stress.

2.3. Influence des zones d'accumulation des déchets d'élevage

Une autre série d'expérimentations avec des cages positionnées pendant 48h dans un bassin industriel après 4 mois d'élevage a permis de montrer que certains endroits d'un bassin sont plus perturbants que d'autres pour les crevettes. Les indicateurs physiologiques mesurés ont été diversifiés comparativement au travail exposé précédemment. Cette évolution s'explique par l'arrivée à la station de Saint-Vincent du Dr. Chantal Mugnier spécialisée dans la physiologie des organismes marins. Nous avons ainsi mesuré non seulement la capacité osmo-régulatrice mais aussi les concentrations en ions magnésium, le taux de glucose, la concentration en protéines et le taux d'oxyhémocyanine dans l'hémolymphe d'animaux d'un poids moyen de $23,7 \pm 0,2$ g. Une augmentation de 370% à 500% pour la concentration des ions Mg, de 200% à 266% pour le glucose, et une diminution de la capacité d'osmo-régulation a été observée au centre du bassin, zone d'accumulation des déchets produits pendant l'élevage (Fig. III-3). Ce stress a été montré quel que soit le stade de mue des animaux. Dans une moindre mesure sur deux autres stations, les crevettes ont montré un niveau de stress qui évolue en fonction du stade de mue. Le stade D1 (juste après la mue) serait plus sensible à ces conditions environnementales que les stades C/DO et D2 (pré-mue).

L'analyse des sédiments au centre du bassin a permis de mettre en évidence que la perturbation physiologique des animaux avait principalement pour cause un sédiment dit « dégradé ». Par ce terme, nous entendons un sédiment riche en matière organique et en produits de dégradation tel que l'ammonium, qui a tendance à se concentrer dans les eaux interstitielles.

Ces sédiments apparaissent dans les zones de moindre courant et se caractérisent par des taux d'argile élevés et une teneur en eau importante. Toutefois, les valeurs en ammonium ($\text{N-NH}_{3,4}^+$) mesurées dans les eaux interstitielles étaient « uniquement » de 8 mg.l^{-1} . Ce composé que l'on sait toxique pour les animaux nécessite des valeurs bien supérieures pour engendrer un stress en conditions contrôlées (Mugnier et al., 2006). Il ne permettait pas à lui-seul d'expliquer le stress observé. L'hypothèse d'un

cumul de facteurs a été mis en avant pour expliquer ce résultat, ces sédiments concentrant potentiellement les facteurs de stress. Outre la concentration significative en ammonium, l'oxygénation y est insuffisante et les particules fines sont susceptibles de favoriser un colmatage des branchies. La présence d'H₂S, un composé toxique même à très faible concentration, n'est pas à exclure dans ce type d'environnement.

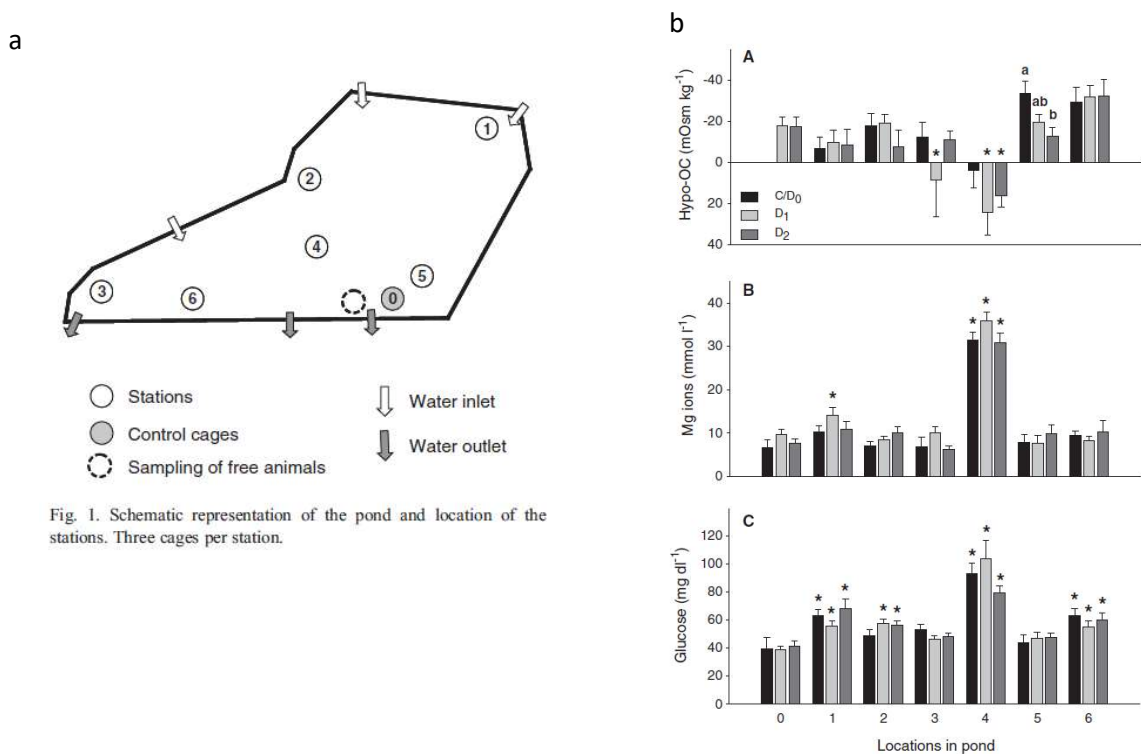


Fig. 1. Schematic representation of the pond and location of the stations. Three cages per station.

Figure III-3. (a) Représentation schématique du bassin et du positionnement des cages (N = 3 par station). (b) Réponses des animaux exposés à des sédiments dans un bassin de la Ferme Aquacole de la Ouenghi (FAO) après 4 mois d'élevage. Moyennes et écart-types de la capacité osmoréglatrice (hypo-OC) (A), de la concentration en ions Mg (B) et en glucose (C) dans l'hémolymphe des crevettes à trois stades de mue (C/D0, D1 and D2) maintenues dans des cages au-dessus du sol (contrôle, 0) ou en contact avec le sédiment (1 à 6) pendant 48h. Pour chaque stade de mue, les valeurs (3<N<19) avec * sont significativement différentes du contrôle (p<0.05). Les lettres différentes indiquent des différences entre les stades de mue pour chaque position.

2.4. Effet cumulé de deux facteurs de stress

L'effet cumulatif des facteurs de stress a été analysé dans le cadre d'une expérimentation conduite dans plusieurs bacs de 300 l à la station de Saint-Vincent (Mugnier et al., 2008). Le protocole expérimental visait à analyser l'influence cumulée d'un stress à l'oxygène et à l'ammonium en lien avec le stade de mue. Les crevettes ont été soumises à des concentrations en ammoniaque (forme non ionisée NH₃) de 1,5 à 2 mg.l⁻¹ (44,0 - 71,5-mg l⁻¹ d'ammoniaque total-N) et/ou en oxygène dissous de 1 à 2 mg.l⁻¹ pendant 24h. Les concentrations choisies sont des concentrations sublétales entraînant des effets physiologiques (Mugnier et Justou, 2004).

De faibles mortalités ont été enregistrées pour les crevettes soumises indépendamment à l'ammoniaque ou à l'hypoxie. Pour le traitement à l'ammoniaque, la mortalité a touché principalement le stade de postmue A, associé pour 25% avec le stade de prémue avancée D2. Pour l'hypoxie, et bien que 60% des crevettes mortes n'aient pu être identifiées, les 40% restant étaient toutes en stade de prémue avancée D2. Un effet synergique de la combinaison de l'ammoniaque et de l'hypoxie a été observé sur les mortalités, touchant presque exclusivement les crevettes en prémue avancée. Le taux de mortalité semble également être dose-dépendant entre 1,23 et 1,79 mg l⁻¹ NH₃-N pour une même hypoxie (1,5 ± 0,1 mg O₂ l⁻¹), et s'applique aux crevettes en stade D2. Il varie ainsi entre 3,9 et 26,1% pour l'ensemble des crevettes, et entre 40 et 72,2% pour le seul stade D2. L'hypoxie semble réduire la tolérance des crevettes à NH₃-N. Dans une autre expérimentation réalisée dans les mêmes conditions, la combinaison de 2,93 mg l⁻¹ de NH₃-N avec une concentration en oxygène dissous de 1,0 mg O₂ l⁻¹ a tué toutes les crevettes, alors que séparément les taux de mortalités n'étaient pas significatifs.

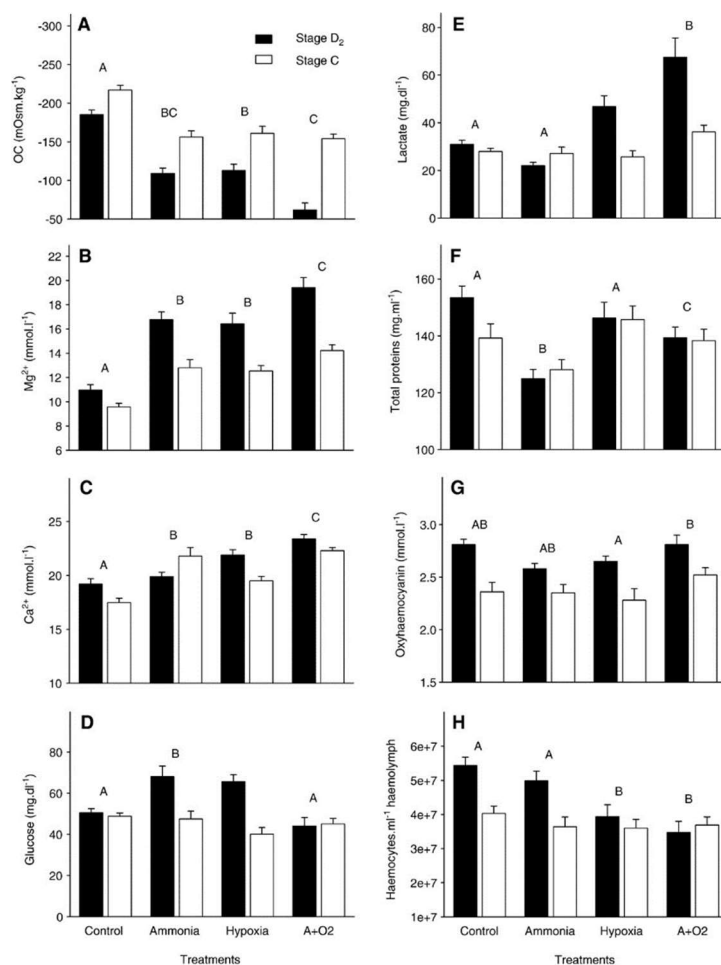


Figure III-4. Moyenne (± SE) de la capacité osmorégulatrice (OC) (A), des concentrations en ions Mg (B), ions Ca (C), glucose (D), lactate (E), protéines totales (F), oxyhémocyanine (G) et du nombre total d'hémocytes (H) dans l'hémolymphe de juvéniles *L. stylirostris* en stades C et D2 en relation avec les différents traitements: contrôle; ammoniaque (2.39 ± 0.08 mg.l⁻¹ NH₃-N); hypoxie (1.37 ± 0.06 mg O₂ l⁻¹) ou ammoniaque (1.59 ± 0.31 mg.l⁻¹ NH₃-N) combiné à l'hypoxie (1.63 ± 0.25 mg O₂ l⁻¹) (A+O2). Valeurs moyennes de 17-30 déterminations pour le stade C et 17-33 déterminations pour le stage D2. Pour un stade de mue, les barres avec des lettres différentes sont significativement différentes (p<0.05). * indique une différence significative entre les stades C et D2.

La réponse physiologique commune des crevettes aux différents traitements traduit une réponse de type stress et se caractérise par une baisse de la CO (Fig. III-4A) et une augmentation des ions Mg et Ca (Fig. III-4 B, C) dans l'hémolymphe. Parmi les variations observées plus spécifiquement pour un traitement ou l'autre, il est à noter une diminution du nombre d'hémocytes (Fig. III-4H) chez les crevettes soumises à l'hypoxie et à la combinaison hypoxie plus ammoniacque. Tous les paramètres physiologiques des crevettes en prémue avancée ont donné une réponse de type stress suite aux traitements, contre seulement la moitié des paramètres pour les animaux en intermue. Une ANOVA à deux facteurs a montré qu'il y avait une interaction entre le traitement et le stade de mue pour tous les paramètres physiologiques ($p < 0,009$), à l'exception des protéines totales et de l'oxyhémocyanine ($p > 0,05$). Ainsi, l'effet du traitement était plus prononcé chez les crevettes en stade de prémue avancée que chez les animaux en intermue, indiquant qu'elles sont plus sensibles à des perturbations environnementales. La combinaison de l'ammoniacque et de l'hypoxie s'est principalement traduite par une augmentation du nombre de paramètres physiologiques donnant une réponse.

3. Les approches en aquarium sur *Litopenaeus stylirostris*

De nombreuses expérimentations, auxquelles j'ai ou non participées, ont été réalisées sur les sites Ifremer de Saint-Vincent et de Tahiti pour analyser l'influence des paramètres environnementaux sur la santé des animaux. On citera les études des effets de l'oxygène, du pH, de la température, de la salinité et de l'ammonium (Le Moullac et al., 1998 ; Le Moullac et Haffner, 2000 ; Mugnier et Justou, 2004 ; Mugnier et Soyez, 2005 ; Lemaire et al., 2002 ; Wabete et al., 2006). Ces auteurs ont montré :

- Des effets plus ou moins importants en fonction des stades de mue pour des concentrations en ammonium $N-NH_{3,4}^+$ supérieures à 50 mg.l^{-1} . Cette concentration exprimée en NH_3 qui est la forme toxique était de $1,76 \text{ mg.l}^{-1}$ (Mugnier et Justou, 2004).
- Des effets sur la capacité osmorégulatrice (CO) pour des concentrations en oxygène inférieures à $3,0 \text{ mg.l}^{-1}$. Une baisse de température de 28 à 22°C diminue les effets d'une hypoxie sévère à $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$ (Mugnier et Soyez, 2004).
- Une diminution de la CO à des valeurs de température inférieures à 23°C . Cette diminution est exacerbée à très faible et très forte salinité. La sensibilité des animaux à ce changement de température dépend du stade de son développement, les sub-adultes étant plus sensibles que les juvéniles (Lemaire et al., 2002).
- Une insuffisance respiratoire après un stress de manipulation dans des conditions de températures hivernales. La récupération à un stress est de 24h à 28°C alors qu'elle est de 6 à 7 jours à 20°C (Wabete et al., 2006).

Des effets sur les paramètres immunitaires (THC et activité de la phenoloxydase), ont été montrés par une comparaison d'animaux soumis :

- À des températures de 18°C et de 27°C (Le Moullac et Haffner, 2000) ;
- À des concentrations en ammoniacque (NH_3) de $1,0$ - $1,5$ et de $3,0 \text{ mg.l}^{-1}$ (Le Moullac et Haffner, 2000) ;
- À une hypoxie (1 mg.l^{-1}) et à une normoxie ($6,2 \text{ mg.l}^{-1}$) (Le Moullac et al., 1998).

Nous avons montré que les effets sur la santé des animaux pouvaient intervenir de manière synergique en testant simultanément les effets d'une hypoxie et de fortes concentrations en ammoniacque (Mugnier et al., 2008). Les effets de la température et de la salinité ont aussi été étudiés conjointement par Lemaire et al. (2002).

4. Application en matière de gestion des élevages

Pour la colonne d'eau, la température est très dépendante des conditions météorologiques et la saison va être un facteur important. Les baisses de températures sont des périodes à risque d'autant plus importantes qu'elles peuvent s'accompagner d'une chute de salinité. La limite du préférendum thermique est située entre 20 et 23°C et les animaux restent physiologiquement perturbés à 20°C pendant encore environ une semaine suite à stress. Toutefois, la capacité des animaux à s'adapter à des températures hivernales reste insuffisamment étudiée et nos connaissances sont restreintes pour des animaux qui ont passés plusieurs semaines à 20°C. Le taux d'oxygène est aussi une source de stress pour des valeurs inférieures à 3 mg.l⁻¹. Les hypoxies sévères inférieures à 1 mg.l⁻¹ impliquent de fortes mortalités. Ce phénomène reste cependant limité dans les élevages industriels d'autant plus que les éleveurs ont appris avec les années à le gérer (Lemonnier et al., 2006). L'impact d'une hypoxie sera à priori contrebalancé par une baisse de température du milieu. Les effets de l'hyperoxie que l'on rencontre essentiellement en fin de saison froide dans les bassins hyper-eutrophes restent à ce stade insuffisamment étudiés. Les valeurs de pH et d'ammonium identifiées comme stressantes en conditions expérimentales sont très éloignées des valeurs mesurées dans la colonne d'eau pendant les élevages (Lemonnier, 2007). Il est très peu probable que ces paramètres dans ce compartiment constituent une source de stress pour les animaux. Les informations obtenues permettent aujourd'hui d'envisager la définition de périodes à risque pendant un élevage. Avec ces connaissances, il serait tout à fait envisageable de commencer à annoter en différentes catégories les conditions rencontrées par les animaux dans les bassins de production.

Toutefois, les limites des approches expérimentales en aquarium restent importantes pour interpréter les données environnementales relevées par les éleveurs. Ces expériences ne prennent généralement en compte qu'un paramètre, au mieux deux. Ces études sont réalisées dans des conditions environnementales « statiques » alors que les paramètres du milieu évoluent continuellement et à différentes échelles de temps. À titre d'exemple, l'effet de l'oxygène a généralement été testé en hypoxie sur une durée de 24h alors que les animaux n'y sont soumis que de manière limitée à l'échelle d'une journée. En revanche, cette contrainte peut se renouveler quotidiennement sur plusieurs semaines. Une amélioration des techniques expérimentales qui reproduiraient les cycles journaliers et hebdomadaires des paramètres serait un atout pour mieux appréhender leur influence. La mise en place de plans d'expériences permettrait de suivre l'influence de plusieurs paramètres et de modéliser la réponse des animaux à des stress multiples et de les classer en fonction de leur degré d'importance (Goupy, 2001).

5. Les approches en bassins et en mésocosmes

Ces approches sont plus réalistes dans le sens où elles sont directement associées aux conditions environnementales observées en élevage. Les cages de petites tailles sont toutefois des outils qui peuvent se révéler stressants pour les animaux (même si nous prenons en compte cette donnée dans notre approche expérimentale). Les animaux peuvent s’y blesser. Le temps d’expérience reste limité. Il est aussi parfois difficile de discriminer les variables à l’origine d’un stress.

Malgré ses contraintes, le système expérimental s’est avéré efficace pour montrer un lien entre substrat et santé des animaux. Peu d’effort avait jusque-là été réalisé pour corrélérer les caractéristiques du substrat et la production de crevettes. Cette remarque, faite par [Boyd en 1990](#) et par [Ritvo et al. en 1998](#), était encore vraie au milieu des années 2000. La croissance des animaux dépend du type de substrat chez *P. vannamei* ([Ritvo et al. 1998](#)), chez *P. monodon* ([Chien et al. 1989](#)), chez *P. semisulcatus* ([Liao and Chao 1983](#)) et chez *P. vannamei* ([Pruder et al. 1992](#) ; [Bray et Lawrence, 1993](#)). Les caractéristiques du substrat ont aussi une influence sur le comportement des animaux comme le suggèrent les observations de [Delgado et al. \(2003\)](#). Ces auteurs indiquent que les zones riches en matière organique seraient moins favorables à la croissance et à la santé des animaux. Les expériences en bassins et dans des mésocosmes que nous avons conduites en NC ont confirmé ce lien direct entre les différentes caractéristiques sédimentaires et la santé des animaux. La nature des sédiments (schiste, argile, sable...), son acidité (stress qui augmente proportionnellement à une baisse de pH mesuré *in situ* comprise entre 7,4 et 6,5) et les zones d’accumulation riches en matière organique sont susceptibles de perturber la physiologie des animaux. Dans ce dernier cas, nous faisons l’hypothèse que plusieurs paramètres sont à l’origine du stress mesuré. L’ammonium avec une valeur seuil de 8 mg.l⁻¹ reste à ce stade l’indicateur le plus fiable pour identifier des conditions stressantes associées aux zones d’accumulation des déchets organiques ([Fig. III-5](#)).

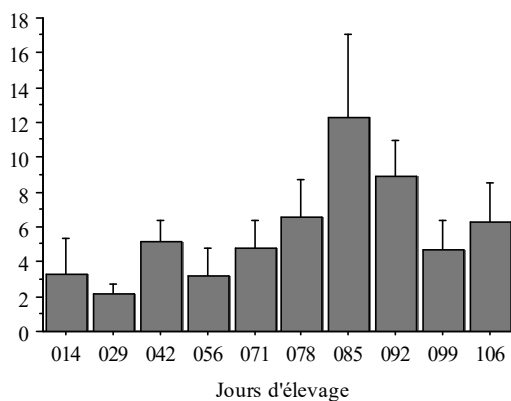


Figure III-5. Exemple d’évolution des concentrations en ammonium à l’interface eau-sédiment (Cas du bassin H de la SASV en 2004 – [Lucas et al., 2010](#)). Des mortalités type syndrome 93 sont apparues à partir de J80 dans le bassin d’élevage.

6. La recherche d’autres facteurs de stress

D’autres facteurs non étudiés chez *L. stylirostris* sont susceptibles d’être une source de stress. L’hydrogène sulfuré qui peut s’accumuler dans les sédiments est par exemple un composé extrêmement toxique pour les animaux aquatiques. Nous avons effectué de nombreux échantillonnages depuis 2015 pour mesurer sa teneur à l’interface dans la zone de vie des animaux. Sa présence a été observée uniquement dans quelques échantillons ([cf. chap. VII](#)). Il serait

potentiellement associé à des pH basiques et des conditions anoxiques. Les nitrites sont aussi un composé dangereux pour les animaux mais les teneurs mesurées dans les différents compartiments du bassin (eau et sédiment) sont toujours restées très faibles, sans danger pour les animaux et à la limite de notre capacité à les détecter.

La crevetticulture conduit à l'accumulation d'expolysaccharides (EPS) dans la colonne d'eau. Les valeurs peuvent atteindre plus de 100 TEP-C $\mu\text{mol.l}^{-1}$ (Lemonnier et al., 2009). Ils sont connus pour avoir des effets rhéologiques et pourraient affecter le travail respiratoire des animaux et leur tolérance à l'hypoxie pendant certaines phases de l'élevage (Couturier et al., 2007). Ils sont produits par le phytoplancton, le bactérioplancton et le microphytobenthos. Aucune mesure n'a été réalisée à l'interface, zone à forte production d'EPS. La production d'EPS par les blooms de *Phaeocystis*, genre dont la présence a été identifiée dans les bassins (cf. chap. V), est particulièrement bien documentée (Jenkinson et al., 2015).

Les travaux réalisés en écophysiologie se sont concentrés essentiellement sur les conditions générées par l'élevage lui-même et/ou associées au climat. À l'exception des zones sous influence minière, l'environnement extérieur qui peut impacter l'écosystème bassin via les eaux de pompage n'était jusqu'alors pas considéré comme une source de risque pour la santé des animaux. Une très forte mortalité a toutefois été observée dans une ferme (Aquamer) dont le pompage était directement connecté à l'estuaire de la Moindou. Des analyses ont montré des concentrations de 37 $\mu\text{g.l}^{-1}$ en deltaméthrine (famille des pyréthriinoïdes) dans le canal d'arrivée en janvier 2004 de la ferme. Ce produit était utilisé comme insecticide contre les tics dans les élevages extensifs de bovins (Hüe et al., 2015). Il est extrêmement toxique pour de nombreux organismes aquatiques et plus particulièrement chez les invertébrés. Il a aussi un fort potentiel de bioaccumulation. Pour les organismes d'eau douce en Australie, Thomas et al. (2008) rapportent une $L(E)C_{50} < 0,26 \mu\text{g.l}^{-1}$. L'Hotellier et Vincent (1986) montrent une LC_{50} à 96h de 0,35 $\mu\text{g.l}^{-1}$ pour une deltaméthrine pure à 25% chez *Penaeus duorarum*. Il est très probable que les mortalités observées dans la ferme AM en janvier 2004 aient été induites par la présence de cet insecticide dans l'eau de pompage. Cet événement souligne le caractère important de la qualité du milieu environnant pour une ferme aquacole. Il souligne en outre le besoin de définir les seuils de tolérance chez *Litopenaeus stylirostris* pour de nombreux produits utilisés dans d'autres activités humaines (e.g. pyréthriinoïdes et néonicotinoïdes) et plus particulièrement en agriculture (Hook et al., 2017 ; Butcherine et al., 2019).

7. Conclusion

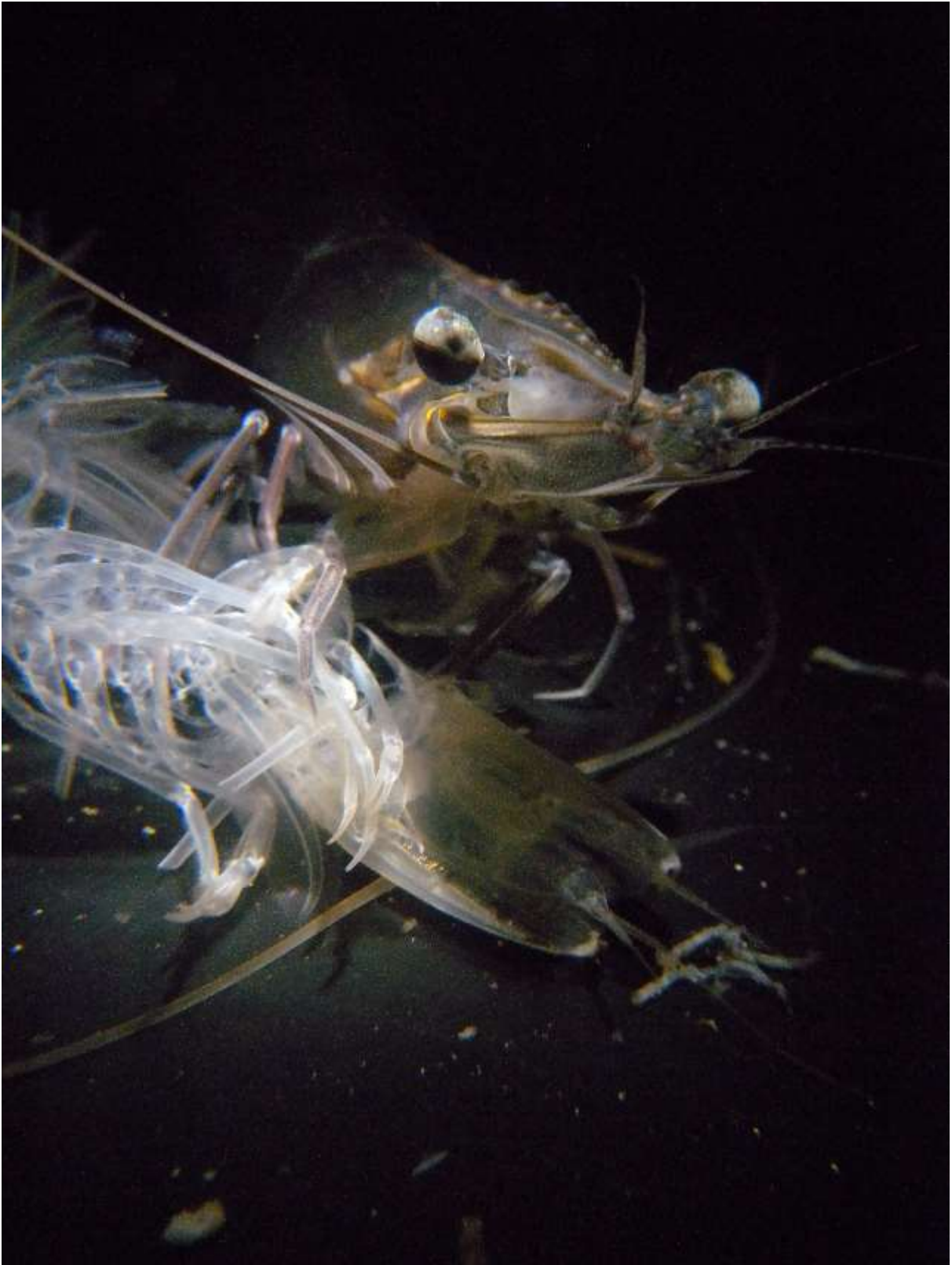
Notre connaissance, même si elle a fortement progressé, reste insuffisante dans le domaine de l'écophysiologie. De nouveaux outils devront être développés pour identifier des stress de manière plus précoce et nous permettre de mieux cerner les périodes à risque dans les élevages. Si de nombreux facteurs de stress ont été identifiés et caractérisés, leur classement en terme d'importance pour la santé animale au cours des élevages reste difficile. Certains facteurs ne sont pas non plus mesurés par les éleveurs (pH et ammonium dans le premier cm de sédiment) complexifiant l'interprétation de leurs données et l'identification des paramètres à l'origine des variations dans la production et la qualité des produits. La modélisation des processus biogéochimiques en fonction des paramètres de gestion pourrait aider à surmonter cette difficulté. Les risques associés à une

contamination par des toxiques tels que les pesticides vont probablement augmenter avec le développement des activités humaines sur la zone côtière. Les contaminants classés comme émergents devront également être pris en compte.

8. Références citées

- Bray, W.A., Lawrence, A.L., 1993. The effect of four substrates on growth and survival of *Penaeus vannamei* at two salinities. *Ciencias marinas* 19, 229-244.
- Boyd, C.E., 1990. Water quality in ponds for aquaculture. Alabama Agricultural Experiment Station, Auburn University, Alabama 36849, USA, 482p.
- Butcherine, P., Benkendorff, K., Kelaher, B., Barkla, B.J., 2018. The risk of neonicotinoid exposure to shrimp aquaculture. *Chemosphere* 2019, 329-348.
- Chien, Y.H., Lai, H.T., Chang, S.K., 1989. The effect of using steel-making waste slags as substrates on shrimp *Penaeus monodon* reared in aquaria. *Asian Fish. Sci.* 2, 147-161.
- Couturier, C.S., Rouault, A., McKenzie, D. et al., 2007. Effects of water viscosity upon ventilation and metabolism of a flatfish, the common sole *Solea solea* (L.). *Mar Biol* 152, 803-814.
- Delgado, P.C, Avnimelech, Y., McNeil, R., Bratvold, D., Browdy, C.L., Sandifer, P., 2003. Physical, chemical and biological characteristics of distinctive regions in paddlewheel aerated shrimp ponds. *Aquaculture*, 217(1-4) 235-248.
- Goupy, J., 2001. Introduction aux plans d'expériences. 2^e édition DUNOD, série Industries Techniques. Paris.
- Hook, S.E., Doan, H., Gonzago, D., Musson, D., Du, J., Kookana, R., Sellars, M.J., Kumar, A., 2017. The impacts of modern-use pesticides on shrimp aquaculture: An assessment for north eastern Australia. *Ecotoxicol Environ Saf.*, 148, 770-780.
- Hüe, T., Petermann, J., Hurlin, J.-C., Gaia, H., Cauquil, L., 2015. Resistance of cattle tick *Rhipicephalus* (*Boophilus*) *microplus* (Canestrini) to deltamethrin, amitraz and moxidectin in New Caledonia: Review of the situation and perspectives for tick control. *Rev. Elev. Med. Vet. Pays Trop.*, 68 (4), 167-174
- Jenkinson, I.R., Sun, X.X., Seuront, L., 2015. Thalassorheology, organic matter and plankton: towards a more viscous approach in plankton ecology, *Journal of Plankton Research* 37 (6), 1100-1109.
- Le Moullac, G., Haffner, P., 2000. Environmental factors affecting immune responses in Crustacea. *Aquaculture* 191(1-3), 121-131.
- Le Moullac, G., Soyeux, C., Saulnier, D., Ansquer, D., Avarre J.-C., Levy P., 1998. Effect of hypoxic stress on the immune response and the resistance to vibriosis of the shrimp *Penaeus stylirostris*. *Fish & Shellfish Immunology* 8(8), 621-629.
- Legrand, A., Mugnier, C., Lemonnier, H., 2004. Combined effect of temperature and soil on shrimp *Litopenaeus stylirostris* physiology: preliminary results. Poster presented at Aqua 2004, the Joint International Conference & Exhibition of world Aquaculture Society. World Aquaculture Society. March 1-5, Honolulu, Hawaii, USA.
- Lemaire, P., Martinez-Paz, J.A., Chim, L., 2002. Combined effect of temperature and salinity on osmoregulation of juvenile and subadult *Penaeus stylirostris*. *Aquaculture* 209 (1-4), 307-317.
- Lemonnier, H., Brizard, R., Herlin, J., Mugnier, C., 2001. Sediment accumulation in shrimp earthen pond bottoms in New Caledonia. *Advocate*: 4(5). pp79.
- 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., Thomas, Y., et coll., 2009. Recherche d'indicateurs des effluents des élevages de crevettes de Nouvelle-Calédonie et modélisation des flux de nutriments. Rapport final du Programme d'évaluation des ressources marines de la zone économique de Nouvelle-Calédonie (ZoNéCo). 118 pp.
- L'Hotellier, M., Vincent, P., 1986. Assessment of the impact of deltamethrin on aquatic species. In: British Crop Protection Conference—Pests and Disease, pp. 1109-1116.
- Liao, I.C., Chao, N.H., 1983. Development of prawn culture and its related studies. In: Rogers, G., Day, R., Lim, A. (Eds), Proceedings of the first international conference on warmwater aquaculture crustacean. Brigham Young University, Lai, HI, pp. 127-142.
- Lucas, R., Courties, C., Herbland, A., Gouletquer, P., Marteau, A.L., Lemonnier, H., 2010. Eutrophication in a tropical pond: Understanding the bacterioplankton and phytoplankton dynamics during a vibriosis outbreak using flow cytometric analyses. *Aquaculture* 310, 112-121.

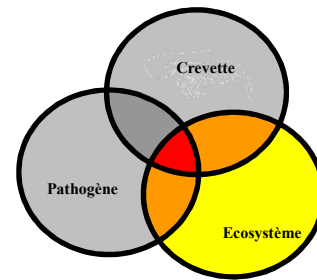
- Mugnier, C., Justou, C., 2004. Combined effect of external ammonia and molt stage on the blue shrimp *Litopenaeus stylirostris* physiological response. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 309, 35-46.
- Mugnier, C., Lemonnier, H., Legrand, A., 2006. Physiological response of the blue shrimp *Litopenaeus stylirostris* to short-term confinement on a pond bottom. *Aquaculture* 253, 703-711.
- Mugnier, C., Zipper, E., Goarant, C., Lemonnier, H., 2008. Effect of exposure to ammonia and hypoxia on the blue shrimp *Litopenaeus stylirostris* survival and physiological response in relation to molt stage. *Aquaculture* 274: 398-407.
- Mugnier, C., Soyeux, C., 2005. Response of the blue shrimp *Litopenaeus stylirostris* to temperature decrease and hypoxia in relation to molt stage. *Aquaculture* 244, 315-322.
- Pruder, G.D., Duerr, E.O., Walsh, W.A., Lawrence, A.L., Bray, W.A., 1992. The technical feasibility of pond liners for rearing white shrimp (*Penaeus vannamei*) in terms of survival, growth, water exchange rate and effluent water quality. *Aquacult. Eng.* 11, 183-201.
- Ritvo, G., Samocha, T.M., Lawrence, A.L., Neill, W.H., 1998. Growth of *Penaeus vannamei* on soils from various Texas shrimp farms, under laboratory conditions. *Aquaculture* 163, 101-110.
- Thomas, C.R., Hose, G.C., Warne, M.S. et al., 2008. Effects of River Water and Salinity on the Toxicity of Deltamethrin to Freshwater Shrimp, Cladoceran, and Fish. *Arch Environ Contam Toxicol* 55, 610-618.
- Wabete, N., Chim, L., Lemaire, P., Massabuau, J.-C., 2006. Life on the edge: physiological problems in penaeid prawns *Litopenaeus stylirostris*, living on the low side of their thermopreferendum *Marine Biology* 154, 403-412.



Photographie III-2. Crevette et sa mue.



Chapitre IV. Les épizooties



« Tarrou lui-même, après avoir noté dans ses carnets que les Chinois, en pareil cas, vont jouer du tambourin devant le génie de la peste, remarquait qu'il était absolument impossible de savoir si, en réalité, le tambourin se montrait plus efficace que les mesures prophylactiques. Il ajoutait seulement que, pour trancher la question, il eût fallu être renseigné sur l'existence d'un génie de la peste et que notre ignorance sur ce point stérilisait toutes les opinions qu'on pouvait avoir. »

Albert Camus - La peste (1947 p 224, édition poche folio)

1. Contexte

L'aquaculture est un secteur à très forte croissance. En 2015, la consommation des crevettes d'origine aquacole représentait 57% de la production totale (pêche et aquaculture) qui était de 7,9 millions de tonnes (FAO, 2015). Toutefois, les problèmes liés aux maladies dans les élevages ne cessent d'augmenter depuis 1980 et sont devenus le principal frein à son développement (Naylor et al., 1998 ; 2000; Kausky et al., 2000). Les épizooties ont un impact élevé sur le plan aussi bien social qu'économique dans de nombreux pays. Les chutes de production ont été importantes ces dernières années à Taiwan, en Chine, en Indonésie, en Inde, à Panama, au Honduras et en Équateur. La première, remarquable, eut lieu à Taiwan en 1988, à l'époque leader mondial de l'aquaculture crevette. En 1993, ce fut au tour de la Chine. Soixante-dix pour cent des bassins de production de Thaïlande ont été abandonnés en 1997 (Stevenson, 1997). L'apparition des maladies a causé des pertes économiques évaluées à 750 millions de US\$ en Chine en 1993 et à 210 millions de US\$ en 1995-1996 en Inde (Primavera, 1998). En 2012, les pertes financières globalisées sur l'ensemble de la filière et sur l'ensemble des années ont été estimées à 15 milliards de US\$, dont 80% en Asie (Flegel, 2012).

Il a été observé des maladies à étiologies infectieuses, avec des virus, des bactéries, des champignons, des protistes et des parasites, et des maladies non infectieuses. Dans ce dernier cas, l'alimentation, les conditions environnementales, des toxiques et/ou les caractéristiques génétiques de la population élevée peuvent être mises en causes (Lightner & Redman, 1998). Jusqu'en 2010, Les maladies les plus dommageables pour la filière ont été les maladies à Virus. Sept viroses ont été plus particulièrement ciblées à cause de l'intensité de leurs impacts par l'organisation Internationale des épizooties (OIE) pour les crevettes Pénéides. Il s'agit du White Spot Disease (WSSD), du Taura syndrome (TS), de la Yellowhead disease (YHD), du Tetrahedral baculovirus (Baculovirus penaeid), de la Spherical baculovirus (*Penaeus monodon*-type baculovirus), de l'Infectious hypodermal and haematopoietic necrosis (IHHN), de la Spawner-isolated mortality virus disease. L'impact du TS et l'IHHN sur la production a largement diminué par l'utilisation de souches de crevettes résistantes contrairement au WSSD et à la YHD qui restent des maladies à fort impact. Mais d'autres maladies sont depuis apparues dont l'hepatopancreatic microsporidiosis (HPM), l'hepatopancreatic haplosporidiosis (HPH), l'aggregated transformed microvill (ATM), la covert mortality disease (CMD) et l'Acute hepatopancreatic necrosis disease (AHPND) (Thitamadee et al., 2016).

Dans les années 2010, une de ces nouvelles maladies a plus fortement impacté la production mondiale avec des pertes annuelles estimées à 1 milliard de US\$ soit l'équivalent de 20% de la production (Hong et al., 2016). Cette épizootie serait apparue dans le sud de la Chine en 2009 ou 2010 (Lightner et al., 2012). Le premier nom qui lui a été donné est l'EMS pour « Early Mortality Syndrome ». Cette épizootie devenue rapidement panzootique impacte encore aujourd'hui les principales zones de production. Elle a été détectée au Vietnam dès 2010, en Malaisie en 2011, en Thaïlande en 2012 et s'est propagée à l'autre bout du monde, à savoir au Mexique début 2013 (Nunan et al., 2014 ; Soto et al., 2015). Elle apparaît dans les bassins de grossissement après seulement 20 à 30 jours d'élevage et peut conduire à une perte comprise entre 40 et 100% des animaux. Elle touche toutes les pénéides. Elle a été renommée AHPND pour « Acute hepatopancreatic necrosis disease » et est associée depuis 2013 à une souche de *Vibrio parahaemolyticus* qui porte un unique plasmide encodant les toxines Pir^{VP}A et Pir^{VP}B (Xiao et al., 2017). Ces toxines sont proches d'une autre toxine trouvée chez les nématodes qui induit la destruction des cellules chez les insectes (Thitamadee et al., 2016). Les signes cliniques ont pu être reproduits, satisfaisant par là-même le postulat de Koch (Tran et al., 2013). Toutefois,

différentes souches ont été associées à différents niveaux de virulence et de mortalité (Hong et al., 2016). L'infection est dose dépendante (10^4 CFU/ml). Récemment, Sanguanrut et al. (2018) ont montré que l'étiologie de l'EMS était toutefois plus complexe et que les causes de son apparition pouvaient être associées à d'autres pathogènes ou d'autres maladies d'où le nom de syndrome (Hong et al., 2016). Ces auteurs concluent au final que l'EMS n'est pas égal à AHPND. D'autres vibrios tels que *V. harveyi*, *V. campbellii* et *V. owenssi* ont été identifiés comme pouvant posséder les plasmides associés à ces gènes de virulence. À ce stade, les observations cliniques restent insuffisantes pour déterminer l'origine de la maladie (Hong et al., 2016). La stratégie vise aujourd'hui à rechercher les gènes des toxines pour déterminer la cause d'une mortalité mais aussi les voies de contamination. Les proies vivantes d'origine chinoise utilisées pour nourrir les géniteurs pourraient être la cause de l'expansion de cette maladie. Le transfert d'animaux à partir des écloséries a été identifié comme le risque majeur de contamination. Le(s) pathogène(s) a été retrouvé dans les sédiments des fermes. Différents facteurs de risque ont été définis dont la densité d'élevage (Boonyawiwat et al., 2017) et un article de synthèse publié en 2020 liste les différents traitements possibles (Santos et al., 2020). Comme nous le verrons par la suite, cette vibriose présente des caractéristiques proches de celles observées en Nouvelle-Calédonie.

Sur le Territoire, deux épizooties sont en effet apparues depuis le début des années 90 et ont fortement perturbé les techniques et les schémas de production. La première a été décrite simultanément sur deux sites de production (AQ et SF) dans la même zone géographique au cours de l'hiver 1993 et a été nommée « Syndrome 93 ». Cette maladie correspond à une vibriose septicémique. Elle s'exprime essentiellement aux intersaisons et apparaît sous forme de brèves flambées épizootiques conduisant à une mortalité massive (Mermoud, 1996 ; Mermoud et al., 1998). Elle a été attribuée à une bactérie *Vibrio penaeicida* (Berthe, 1995 ; Costa et al., 1998 ; Goarant et al., 1999). Toutefois, les premiers prélèvements ont montré une diversité bactérienne dans l'hémolymphe des animaux moribonds (Costa et al., 1998b ; Goarant et al., 1999) et deux pathogènes ont été décelés dans des épisodes de mortalité de type syndrome 93 : *V. penaeicida* et *V. nigripulchritudo*. Ces deux pathogènes ont révélé une haute virulence (Saulnier et al., 1999). Parallèlement à ces travaux, une hypothèse virale a été émise avant d'être abandonnée pour expliquer le syndrome 93 (Costa et al., 1998b). L'épizootie s'est très rapidement généralisée à l'ensemble des fermes de grossissement pour conduire à des septicémies monomorphes à *Vibrio penaeicida*. Les infections expérimentales ont démontré un effet dose « pathogène » et les concentrations utilisées (10^4 CFU/ml) pourraient être naturellement rencontrées en bassin d'élevage (Saulnier et al., 2000). Goarant et al. (2000) ont montré que des exotoxines sont émises par *V. penaeicida* à 20°C mais pas à 30°C, température de croissance optimale chez cette bactérie. Cette extension de l'épidémie a conduit à un abandon progressif des élevages de saison froide (mai à septembre) limitant mécaniquement son impact sur la production. En revanche, les élevages larvaires par les écloséries et la commercialisation des produits par les ateliers de conditionnement sont devenus de fait des processus saisonniers engendrant un coût financier supplémentaire pour la filière.

Une seconde pathologie a été observée en décembre 1997 sur un site de production (SF). Elle touche les élevages de saison chaude, d'où la terminologie « Syndrome d'été » et a été attribuée à une autre bactérie du même genre : *Vibrio nigripulchritudo* (Goarant et al., 2006a) (Fig. IV-1). Elle s'est ensuite développée en 2004 dans une seconde ferme AGM, située au sud de la première conduisant à un premier arrêt de la production deux ans seulement après sa mise en service. Une troisième ferme (FA) en 2004 puis une quatrième (AQ) en 2008 situées encore plus au sud dans la même baie ont développé

cette épizootie (Labreuche et al., 2012). Le laboratoire Ifremer situé dans la même zone géographique montrait lui-aussi à cette époque des épisodes de mortalités associées à *Vibrio nigripulchritudo* (Walling et al., 2011). Goarant et al. (2006b) ont montré que le syndrome d'été correspond à l'expression d'un pathogène clonal, hautement virulent et que sa répartition géographique dépassait à l'époque celle de la maladie à laquelle il était associé. La présence seule du pathogène serait donc insuffisante pour que la maladie se déclare. Cette bactérie sous sa forme hautement virulente (HP) est associée à deux plasmides et excrète une protéine hautement toxique nommée nigrtoxine (Reynaud et al., 2008 ; Goudenège et al., 2013 ; Labreuche et al., 2017). La souche HP a été isolée à SF (saison 2000-2001), à PO (saison 2002-2003), à AGM (saison 2003-2004), à FAO (saison 2004-2005), sur le site IFREMER (saison 2004-2005) (Goarant et al., 2006b) et à AQ (saison 2008-2009) (Labreuche et al., 2012). Seul un site (PO) n'avait pas à l'époque développé la maladie. Cette bactérie est aussi présente sous une forme non (NP) ou moyennement pathogène (MP).

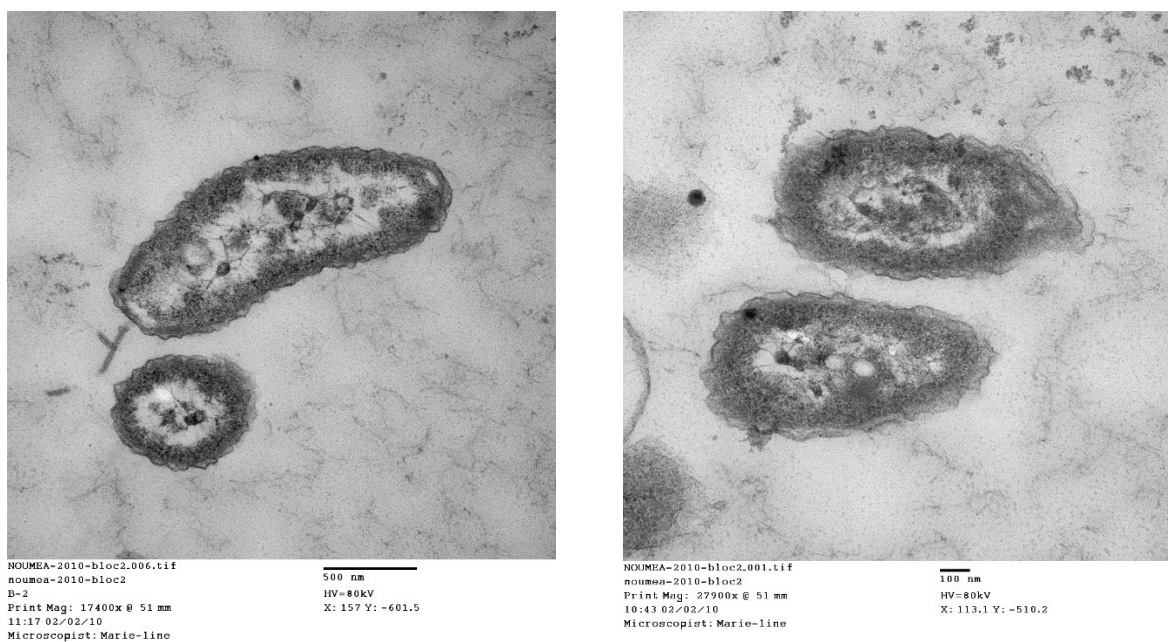


Figure IV-1. Images de microscopie électronique à transmission (MET) de *Vibrio nigripulchritudo* (© Marie-Line Escande et Claude Courties).

Des outils moléculaires ont été développés afin d'identifier les souches incriminées dans les mortalités. Pour *Vibrio penaeicida*, une PCR a été développée pour détecter la présence du pathogène dans les différents compartiments (Saulnier et al., 2000). Sa quantification est aujourd'hui possible par PCR en temps réel (Goarant et Merien, 2006). Ces outils ont permis de montrer que ce pathogène arrive dans le milieu d'élevage par l'eau de pompage, dans laquelle il est fréquemment observé. Sa présence a aussi été montrée dans les eaux interstitielles des sédiments des bassins et dans l'hémolymphe des crevettes considérées en bonne santé (Gorant et al., 1999). Une PCR multiplex a été depuis développée pour discriminer les deux pathogènes, *V. nigripulchritudo* et *V. penaeicida*, dans un même échantillon mais aussi pour déterminer si les souches de *V. nigripulchritudo* sont hautement pathogènes (HP) (présence des deux plasmides – souche type syndrome d'été), moyennement pathogènes (MP) (présence d'un seul plasmide avec la nigrtoxine Vp), et/ou appartiennent à d'autre lignées (Labreuche et al., 2011). Dans ce dernier cas, les souches peuvent être ou non pathogènes (NP) mais ne possèdent

pas les caractéristiques classiquement associées au syndrome d'été (Goarant et al., 2007a ; Labreuche et al., 2011). Ces outils sont aujourd'hui utilisés dans le cadre d'un réseau d'épidémiologie-surveillance crevette (REC) créé en 2002 par la DAVAR (Fig. IV-2). Jusqu'en 2015, la souche *V. nigripulchritudo* HP n'a pas été retrouvée dans le cadre de mortalités en dehors de la baie de Saint-Vincent. En 2017 et 2018, cette souche associée aux deux plasmides a été isolée dans le cadre de mortalités sur les fermes localisées au Nord du Territoire (REC, 2018). Les pics de mortalités sont généralement observés entre le jour 60 et le jour 90. Ces éléments suggèrent que la maladie sous sa forme la plus grave pourrait s'être propagée à l'ensemble de la filière, 20 ans après sa première description.

Ce pathogène sous sa forme virulente a été retrouvé dans tous les compartiments de l'environnement, le sédiment comme la colonne d'eau (Goarant et al., 2006a ; Walling et al., 2009). Les analyses dans les sédiments bien qu'elles soient limitées suggèrent que le sédiment est la source de l'infection. Ce compartiment montre une colonisation importante par *V. nigripulchritudo* après un épisode de mortalité. Le pathogène est capable de survivre pendant un assec de plusieurs semaines d'un élevage à l'autre et préférentiellement dans les sédiments riches en matière organique (Charme et al., 2009). À partir de 2017, de fortes mortalités associées à *V. Nigripulchritudo* souche d'hiver ont été observées sur la ferme SO en saison chaude. L'expression de ces mortalités est très proche de celle que nous connaissons dans le cadre du syndrome d'été (données non publiées). Cette souche avait été isolée en 1995 pendant un épisode de mortalité type Syndrome 93 (Goudenège et al., 2013) et pourrait s'être adaptée à de nouvelles conditions environnementales pour s'exprimer.

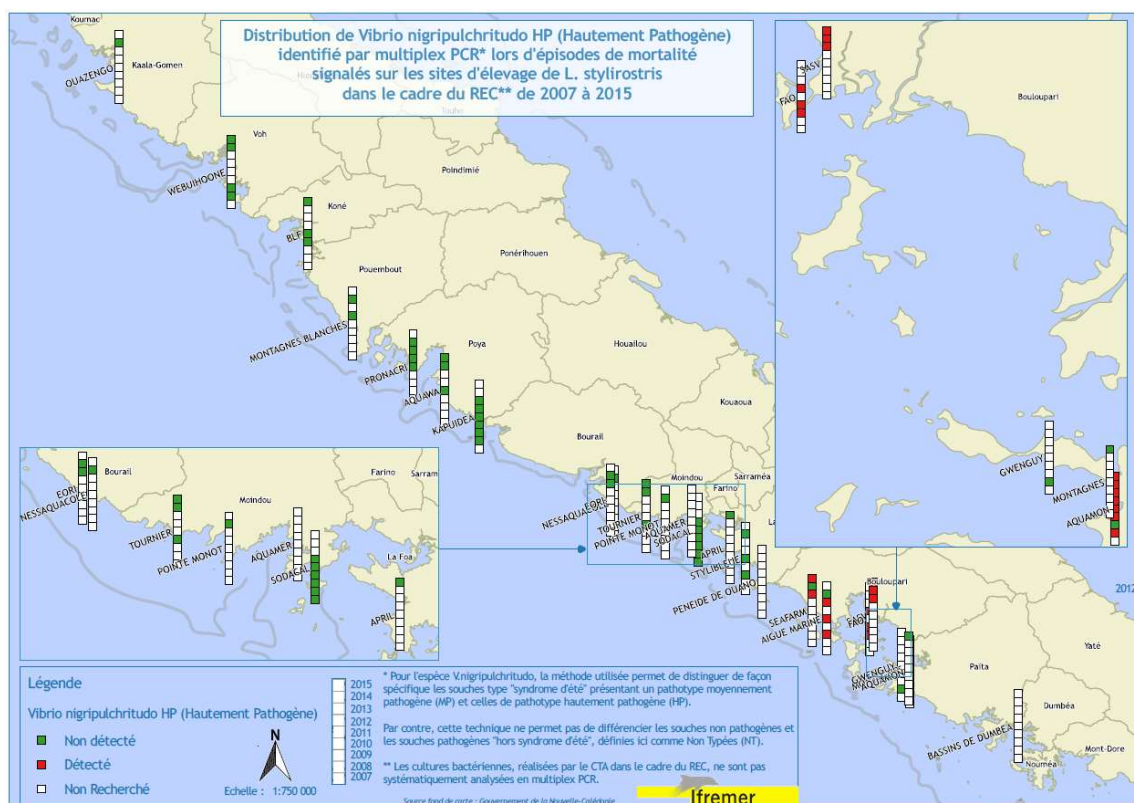


Figure IV-2. Cartographie de la distribution des pathotypes de *Vibrio* identifiés par PCR multiplex lors d'épisodes de mortalité signalés sur les sites d'élevage de *L. stylirostris* dans le cadre du Réseau d'Epidémiologie-vigilance de la filière aquacole de Crevette (REC) de 2007 à 2015 (© B. Soulard).

2. Approches développées dans le cadre des vibrioses calédoniennes

Deux démarches ont été utilisées pour analyser le développement des pathologies en aquaculture : une démarche de type « Ecopathologie » et une de type mécanistique pour identifier les processus qui contribuent à leurs développements. Cette dernière démarche très descriptive se devait d'être pluridisciplinaire. Ces deux démarches qui se veulent complémentaires l'une de l'autre permettent d'accéder à différentes échelles de temps et d'espace pour mieux comprendre la dynamique de ces maladies.

2.1. Démarche écopathologique

Les viroses comme les vibrioses apparaissent comme des résultantes d'un grand nombre possible de paramètres ou facteurs du système d'élevage. L'hypothèse principale est de considérer ces maladies comme des pathologies multifactorielles. Historiquement, l'émergence des pathologies multifactorielles ou complexes pathologiques en agriculture est associée à **l'intensification des productions animales**. Cela se traduit par une augmentation des effectifs, un confinement des animaux, une standardisation des pratiques et du matériel génétique animal, l'ensemble modifiant significativement l'environnement des individus (Faye et al., 1994). Ces maladies ne répondent pas dans ce cas au schéma pasteurien classique : « un agent pathogène = une maladie ». L'accumulation de facteurs défavorables, notamment dans des écosystèmes fragiles comme les bassins aquacoles est particulièrement propice à l'expression de la virulence de nombreux agents infectieux endogènes (Berthe, 1995).

Le concept d'écopathologie a été défini comme l'étude des relations complexes existant entre l'environnement (c'est-à-dire l'ensemble des conditions géoclimatiques et technico-économiques auxquelles sont confrontés l'éleveur et son cheptel) et les états pathologiques survenant au sein du troupeau (Faye, 1986 ; Barnouin et al., 1988). Le principal objectif de l'écopathologie qui est une branche de l'épidémiologie analytique consiste à rechercher les facteurs de risque des maladies (Faye et al., 1994). Ils se définissent comme des caractéristiques de l'environnement ou de l'individu, contrôlables par l'homme, qui lorsqu'elles sont présentes et peuvent s'exprimer au sein d'une population ou d'un système, augmentent la probabilité d'apparition et de développement d'un état pathologique ou d'une association d'états. Il faut dissocier la notion de facteur de risque et la notion de marqueur de risque qui est une caractéristique non modifiable de l'individu, qui représente un risque en soi (tel que l'âge ou le sexe), associée indirectement à une maladie donnée, mais dont la relation causale est exclue (Jénicek et Cléroux, 1982).

Les sources d'informations peuvent être multiples et utilisées pour des analyses typologiques, rétrospectives (état des lieux des élevages, structure des exploitations, passé sanitaire...) et/ou prospectives (relevé régulier des événements, suivi des pratiques évolutives). Ma démarche a été essentiellement rétrospective. Nous avons la possibilité d'accéder aux données relevées par les éleveurs. Une démarche prospective avait déjà été entreprise dans le cadre d'une thèse et avait abouti à définir quelques facteurs de risque environnementaux dans le cadre du syndrome 93 (Mermoud et al., 1998).

2.1.1. Le syndrome 93

Cette maladie a entraîné l'abandon des élevages de saison froide. L'analyse des données concerne donc des élevages réalisés dans les années 90. Les mortalités associées au syndrome 93 s'expriment essentiellement en début et en fin de saison fraîche. Les mortalités sont souvent synchrones sur des bassins distants de plusieurs dizaines de kilomètres et apparaissent aussi bien dans des bassins neufs que d'utilisation ancienne. Au sein d'une même ferme, à l'approche de la saison froide, les bassins ensemencés les premiers montrent les premières mortalités. Pour des élevages ensemencés en saison froide, la mortalité n'est pas immédiate après l'ensemencement. Les mortalités pour ces élevages coïncident avec l'arrivée des fortes variations de température observées en fin de saison froide (Fig. IV-3). Il n'est pas rare d'observer des chutes de T°C de l'eau de 5 à 6°C pendant la nuit. L'intensité des mortalités est variable entre les bassins d'une même ferme et son expression est aussi variable en fonction des années. Elle est plus ou moins intense ou plus ou moins longue en fonction des conditions climatiques. Le déclenchement de l'épizootie a par exemple été particulièrement précoce en 1994 et beaucoup plus tardif en 1998 en période de La Niña.

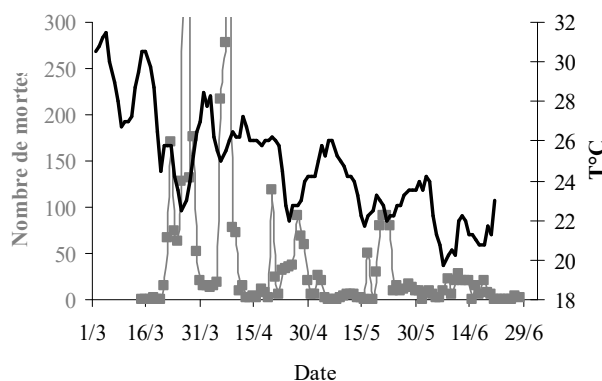


Figure IV-3. Température moyenne journalière et mortalité observée sur le bord des berges de 5 élevages de SF en 1994 (SF30 à SF34) (D'après Lemonnier, 1997).

La figure IV-4 présente les survies obtenues en fonction de la densité initiale pour des élevages ayant déclarés des mortalités en période de saison froide. Elle montre un effet densité très significatif sur l'expression du syndrome. La densité expliquerait 68% de la variabilité. Deux expérimentations conduites en 1992 et 1994 confirment cet effet densité (Martin et al., 1992 ; 1998 ; Lemonnier, 1997). Ces données montrent une densité finale à la pêche comprise entre 8 et 10 animaux au m² quelle que soit la densité initiale d'ensemencement. En analysant les résultats de la relation densité – survie obtenus avant 1993 pour des élevages d'hiver, on note deux types de relation avec (i) aucun effet de la densité sur la survie finale et (ii) une baisse de cette survie en relation avec la densité à l'image de ce que nous observons en période de syndrome 93. La maladie serait apparue non pas en 1993 mais dans les années 1990-1991. Si on considère la relation survie – densité comme une caractéristique du syndrome 93, six élevages sur 7 en 1992 auraient pu avoir déclaré la maladie à SF et 9 sur 9 à SO.

En période de mortalité, la colonne d'eau montre dans de nombreux cas une augmentation de ses teneurs en chl *a* (Lemonnier et al., 2003). Le niveau d'eutrophisation du système pourrait avoir une influence sur l'expression de la maladie et sur les survies. Dans le cadre d'une expérimentation, une augmentation des taux de renouvellement pour des élevages de même densité s'est accompagnée par une augmentation significative des survies qui sont passées de 24 à 42% (Lemonnier et al., 2003).

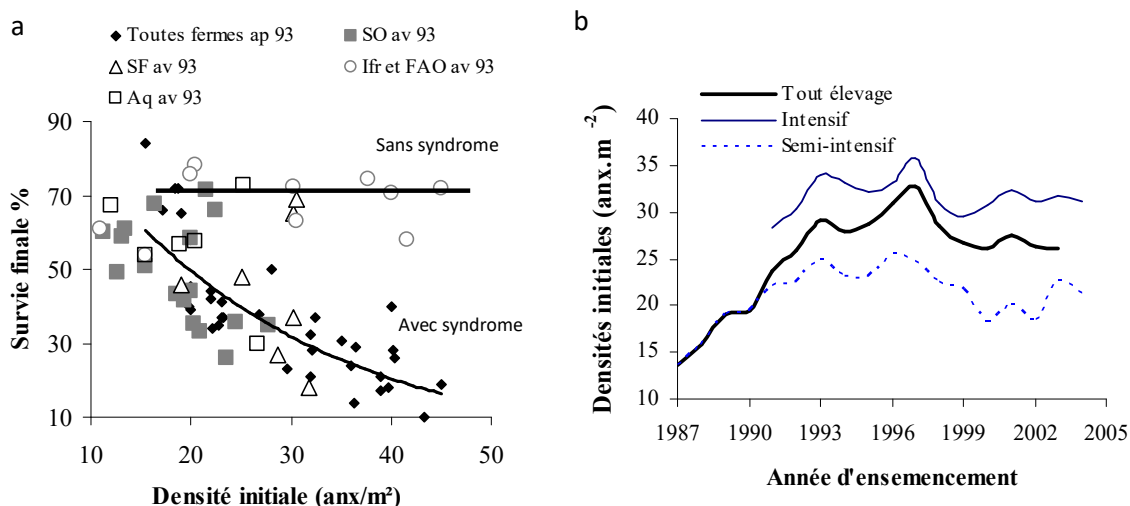


Figure IV-4. (a) Relations entre la survie et la densité initiale (D'après Lemonnier, 1997). (b) Évolution des densités à l'ensemencement dans la filière de 1987 à 2004.

2.1.2. Cas du syndrome d'été

Les premières mortes attribuées au syndrome d'été ont été observées sur la ferme SF en décembre 1997. Et très rapidement, tous les élevages de cette ferme ont développé la maladie. Les mortalités apparaissent après 58 ± 8 jours ($N = 26$) après l'ensemencement des post-larves, à un poids de $5,3 \pm 0,9$ g, et après une distribution d'aliment cumulé de 169 ± 46 g/m². Le premier pic de mortalité se situait autour d'une moyenne de 73 ± 14 jours d'élevage ($N = 19$), à un poids de $7,7 \pm 2,3$ g, et après avoir distribué 273 ± 109 g/m² d'aliment. Durant la saison 2000-2001, pendant laquelle les mortalités ont été particulièrement marquées, la durée des épisodes était comprise entre 8 et 11 jours. Ces épisodes épidémiques étaient synchrones entre les bassins suggérant la présence d'un facteur commun (Fig. IV-5). Pour un épisode donné, l'intensité des mortalités variait en fonction des bassins. Cinq épisodes successifs ont pu être identifiés sur certains élevages. On note aussi une intensification de la maladie dans le temps : modérée en 1998 et 1999, importante en 2000, très intense en 2001 et 2002. La maladie s'exprime en début de saison chaude caractérisée généralement par une augmentation de l'ensoleillement et de la température.

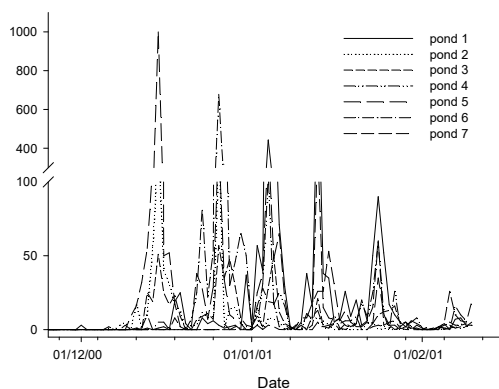


Figure IV-5. Évolution des mortalités causées par le syndrome d'été et observées sur les berges des bassins de la ferme SeaFarm sur la saison 2000-2001.

Avant l'émergence du syndrome d'été, la ferme SF présentait à la fois les densités les plus élevées (Autour de 35 anx.m⁻²) et les durées d'assec les plus faibles du Territoire (Fig. IV-6). Par la suite, à partir de 1998 pour essayer « d'endiguer » le syndrome d'été, des assecs complets (bassins + canal) ont été pratiqués entre mai et août, sans résultat sur l'expression de la maladie. Une diminution des densités ne s'est pas accompagnée non plus d'une amélioration des survies. D'autres modifications du protocole d'élevage tels qu'une augmentation de l'aération, des taux de renouvellement, l'utilisation de probiotiques, l'épandage de chaux, le curage du fond de bassin pendant l'assec ont été apportées par l'éleveur au cours des différentes saisons chaudes 2000-2001 et 2001-2002 sans pour autant diminuer l'impact de la maladie (Goxe, 2001). Seule une antibiothérapie préventive avec de l'oxytétracycline a permis de diminuer les mortalités (Goarant et al., 2003). Toutefois, une autre forme d'intensification a été observée via une augmentation des vitesses de croissance entre 1991 et 2001 qui s'explique par un apport journalier supplémentaire en aliment et au final une augmentation de la production de déchets (Fig. IV-7). Tous ces éléments ont conduit à une eutrophisation d'autant plus précoce du milieu d'élevage.

La maladie s'est ensuite propagée à deux autres fermes semi-intensives (AgM et FAO). Les trois bassins étaient neufs dans le cas de la ferme AgM. Cinq et 30 cycles de production avaient déjà été réalisés dans les 2 bassins de la ferme FAO. La durée des assecs sur FAO était relativement longue depuis 1997, date à laquelle les élevages d'hiver ont été abandonnés. L'analyse des données dans le cadre de l'extension de la maladie a montré que les deux fermes touchées (AgM et FAO) présentaient toutes les caractéristiques de la maladie décrite sur la ferme SF à savoir :

- le caractère récurrent et répétitif qui touche tous les élevages,
- des mortalités qui apparaissent autour de 60 jours,
- des survies en final autour de 30%,
- des septicémies monomorphes à *V. nigripulchritudo*, souche « HP » (Goarant et al., 2006b).

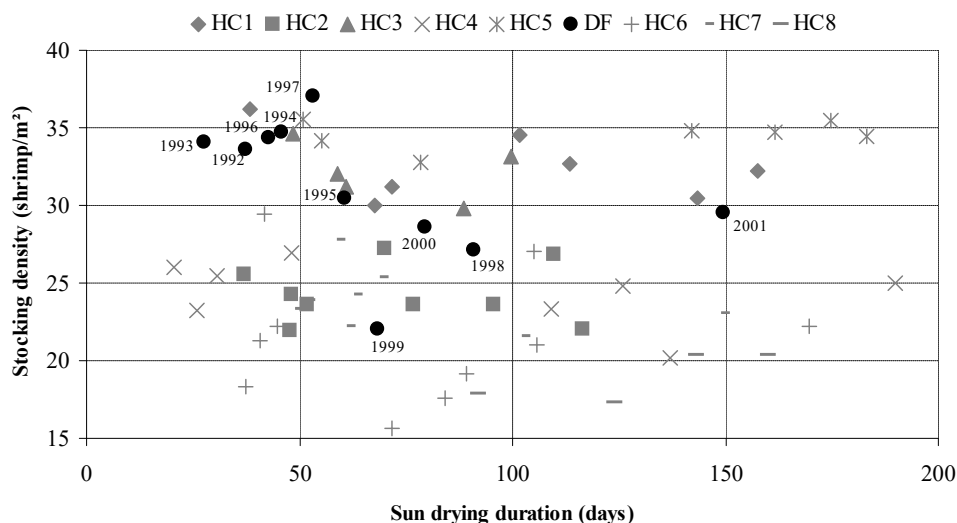


Figure IV-6. Densités des élevages en relation avec les durées d'assec. Chaque point représente la moyenne annuelle. HC : ferme sans syndrome d'été ; DF ferme avec syndrome d'été (Lemonnier et al., 2006).

L'analyse des données des fermes a aussi montré une similitude dans les données zootechniques (Fig. V-7) suggérant que l'évolution des pratiques d'élevage avec les années serait là-encore la cause de l'émergence de la maladie sur les différentes fermes. Une alimentation cumulée à J50 de 80 g.m⁻² constituerait une limite favorable à l'émergence de cette maladie.

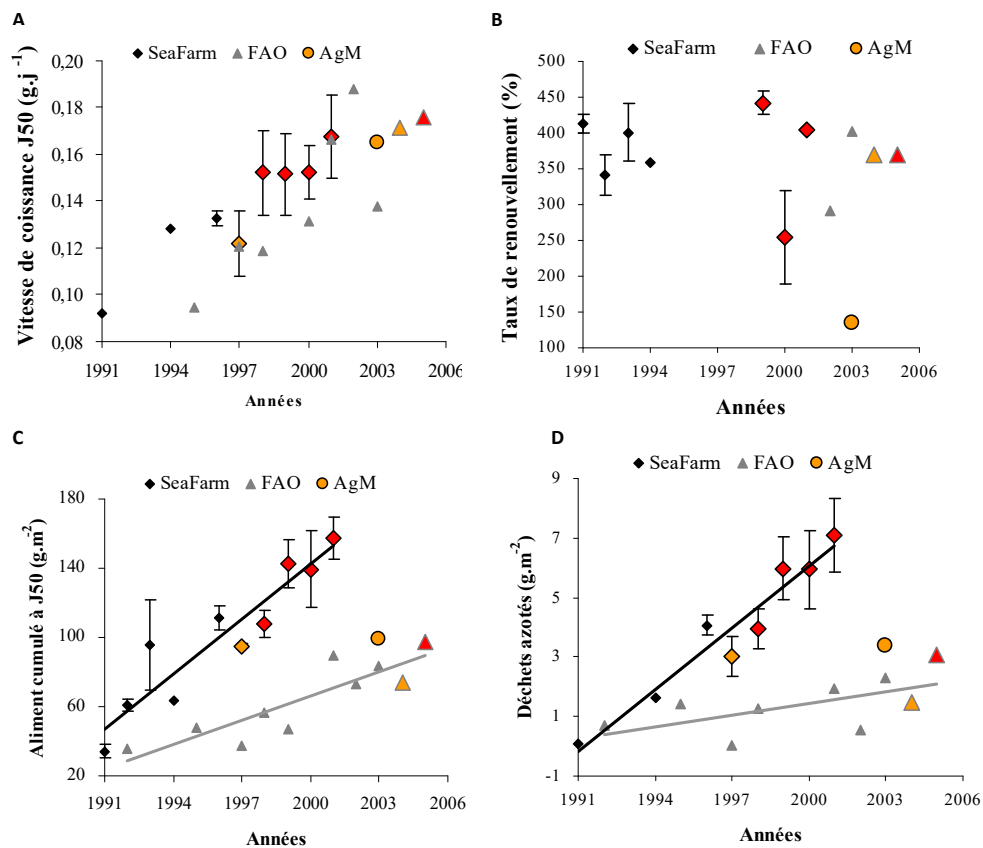


Figure IV-7. Vitesses de croissance à 50 jours d'élevage (A); renouvellement en eau cumulé (B) Aliment distribué (C), et déchets azotés produits (D) sur les 50 premiers jours d'élevage pour des bassins ensemencés en octobre et novembre sur la ferme SF entre 1993 et 2006. Les symboles en orange et en rouge indiquent respectivement l'année d'apparition des premières mortes associées à *V. nigripulchritudo* et l'apparition de la maladie en tant que telle sur le site (Lemonnier et al., 2006).

2.1.3. Conclusion

- *Le syndrome 93 est une septicémie à Vibrio Penaeicida. La température, sous influence des vents, est le facteur déclenchant de cette maladie. Ce paramètre semble aussi influencer sur l'expression de la maladie. La densité à l'ensemencement est le principal facteur de risque de cette pathologie (Fig. V-7). Cette épizootie serait apparue dans les années 1990 – 1991 suite à une phase d'intensification des élevages dans la filière par augmentation des densités à l'ensemencement. La filière ne comprenait à l'époque que 5 fermes (FAO, AQ, SO, VH, SF). Cette maladie s'installe sur les sites après un ou deux ans d'activité pour toucher par la suite tous les élevages rencontrant de fortes fluctuations de température. Des mortalités associées à ce Vibrio apparaissent encore régulièrement sur la filière (REC, 2018). Le degré d'eutrophisation du bassin au moment de la chute de température serait un facteur de risque supplémentaire.*

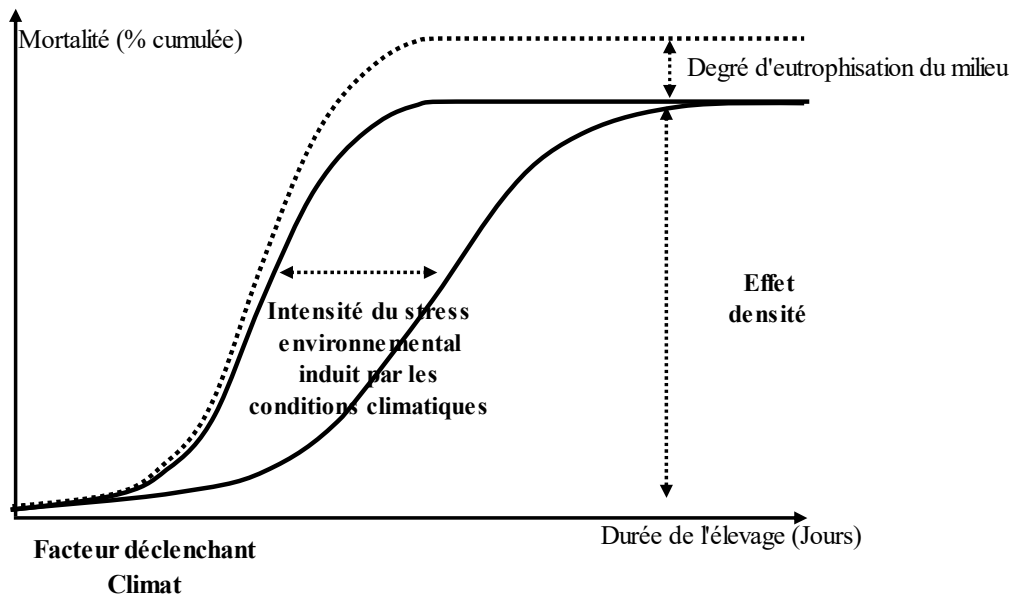


Figure IV-8. Schéma théorique développé à partir des résultats et des hypothèses de travail sur le syndrome 93. Les conditions climatiques pendant les périodes de transition entre les deux principales saisons seraient responsables d'un stress environnemental. L'intensité des mortalités à un instant T dépendrait de l'intensité de ce stress. La mortalité cumulée en % en fin d'élevage serait principalement liée à la densité initiale. Toutefois, une eutrophisation excessive du milieu est potentiellement un facteur d'intensification de la maladie et permettrait d'expliquer les mortalités les plus fortes.

- *Le syndrome d'été est une septicémie à *Vibrio nigripulchritudo* souche HP qui a été isolée pour la première fois en 1997 sur une ferme intensive dans la baie de Saint-Vincent. L'analyse des données suggère la présence d'un cycle sur plusieurs années.*

Phase d'installation : Certaines conditions (durée des assec, densités en élevage) auraient pu favoriser son émergence sur la ferme SF. L'origine du pathogène reste inconnue. Allochtone ou autochtone ? Ce pathogène est-il associé à ce site, à la baie de Saint-Vincent ? Est-ce le développement de la maladie sur ce site qui a permis la diffusion du pathogène sur les autres sites dans la baie de Saint-Vincent ? Si elle existe, quelle est la niche écologique du pathogène en dehors des bassins ? Existe-t-il une interaction faune sauvage – faune domestique tout en sachant que les crevettes sauvages sont porteuses de nombreux pathogènes (e.g. [Ramírez et al., 2020](#)). Des signes précoces d'apparition de la maladie ont été observés à SF et à FAO avant l'installation de la phase épidémique laissant suggérer que des actions seraient possibles pour limiter son impact à travers la gestion des facteurs de risque. La détection des premières mortalités et l'identification des pathogènes restent essentielles à ce stade pour espérer anticiper au plus tôt et contrer l'installation de la maladie sur le site. Une fois dans les bassins, le sédiment deviendrait son (un) réservoir entre deux élevages augmentant ainsi le risque épidémique.

Phase épizootique et enzootique. C'est une phase paroxystique pour laquelle trois facteurs et/ou marqueurs de risque ont été identifiés pour cette maladie : **une croissance rapide des animaux, une eutrophisation précoce du milieu et bien évidemment la présence du pathogène sous sa forme HP (Fig. V-8).** Cette épizootie s'exprime dans des bassins neufs comme anciens (curés ou non) suggérant une influence limitée de la qualité initiale des sols sur l'émergence de la maladie. Une fois installée sur le site de production, elle touche tous les bassins avec une intensité similaire. À ce stade, la ferme doit-être considérée comme un **pathosystème**. La maladie semble incontrôlable et les efforts réalisés par les éleveurs en matière de gestion pour améliorer les conditions environnementales n'ont pas eu les effets escomptés. Toutefois, cette phase de la maladie ne semble pas stable dans le temps à l'échelle de plusieurs années comme le suggère l'évolution des résultats zootechniques obtenus sur la plupart des fermes initialement touchées.



Photographie IV-1 : L'heure bleue (Auteur inconnu).

Une phase « enzootique » : Elle semble apparaître avec des mortalités toujours présentes mais en impactant nettement moins la survie finale malgré la présence importante du pathogène (Walling et al., 2009). L'une des explications serait un meilleur contrôle des facteurs de risque (Lemonnier et al., 2006). Cette évolution pourrait aussi être associée à une adaptation des capacités immunitaires des animaux d'élevage (Flegel, 2019 ; Aranguren Caro et al., 2020), au développement d'un probiotique naturel, virus ou bactérie (qui empêcherait l'expression du pathogène) dans le système et/ou à la diminution de la capacité de virulence du pathogène. L'acquisition de connaissances dans ce domaine est d'autant plus importante qu'après avoir été limitée spatialement à la baie de Saint Vincent pendant plus de 20 ans, cette maladie s'est récemment propagée dans le Nord du territoire. L'analyse des données zootechniques de ces fermes permettrait de mieux cerner les hypothèses concernant cette apparition dans cette nouvelle zone géographique. Elle pourrait être liée (i) à une évolution des pratiques d'élevage comme observée dans les fermes de la baie de Saint-Vincent et/ou (ii) à une dissémination de la souche HP de *Vibrio nigripulchritudo*, tout en sachant que le transfert d'animaux (et donc d'eau) est chose commune au sein de la filière (malgré les recommandations de nombreux experts). Il est même étonnant si cette dernière hypothèse est avérée que 20 ans aient été nécessaires pour observer les premières mortalités dans les fermes du Nord. L'analyse des données zootechniques sur les fermes qui semblent contenir la maladie pourrait apporter des éléments cruciaux dans l'objectif de contenir cette épizootie à l'échelle de la filière.

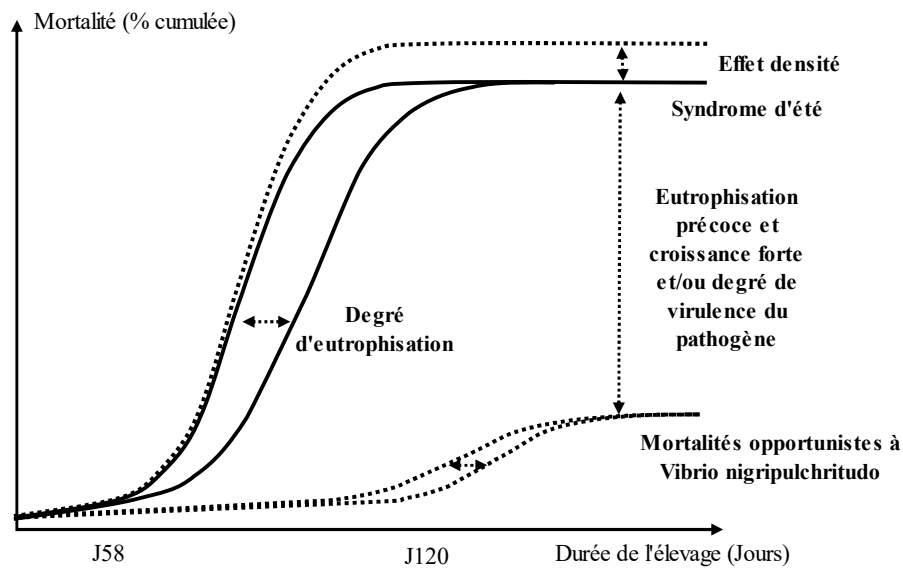


Figure IV-9 : Schéma théorique, établi à partir des résultats et des hypothèses de travail, sur les mortalités à *V. nigripulchritudo* au cours d'un élevage pendant la phase épizootique - enzootique. L'intensité des mortalités à un instant T dépendrait du degré d'eutrophisation du milieu. La mortalité cumulée en % en fin d'élevage serait fonction de plusieurs facteurs : l'eutrophisation précoce du milieu, une croissance forte et/ou le niveau de virulence du pathogène. La densité pourrait être un facteur de risque pour les densités les plus fortes (> 35 anx.m²).

2.2. L'approche mécanistique

L'hypothèse de travail était que les mortalités résultent des interactions entre les trois compartiments : l'environnement, l'hôte et les pathogènes (Snieszko, 1973) (Fig. IV-10). Les mortalités seraient liées à conditions environnementales particulières découlant des pratiques culturales, de la saison et des conditions météorologiques, de la présence et de la virulence de pathogènes, ainsi que de l'état physiologique de la crevette.

Après différentes expérimentations et suivis réalisés sur les conditions environnementales (Lemonnier et al., 2002 ; 2003), deux campagnes d'observations ont donc été organisées et menées en parallèle sur les trois compartiments pour chaque maladie. L'objectif de ces suivis était de décrire l'apparition des dynamiques de mortalités, en saison chaude comme en saison froide, en intégrant une approche pluridisciplinaire sur les points suivants :

- État de santé des crevettes par le biais d'échantillonnages réguliers en plusieurs points du bassin,
- Quantification de la dynamique d'apparition des pathogènes, dans l'eau d'arrivée, la colonne d'eau, l'eau interstitielle du sédiment et dans l'hémolymphe des crevettes,
- Études des paramètres biotiques et abiotiques du milieu d'élevage, avec enregistrements automatiques et manuels de nombreux paramètres.

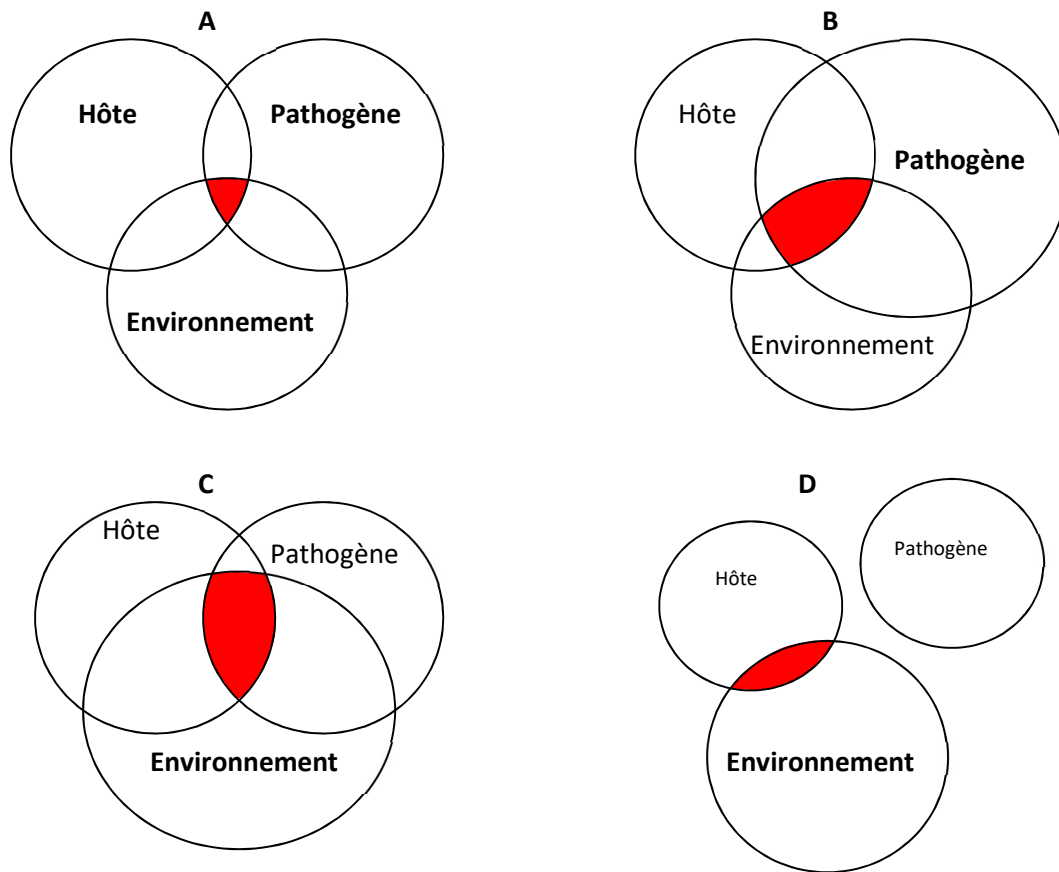


Figure IV-10. Schémas représentant l'interaction complexe entre l'hôte, son environnement et le pathogène (Adaptés de [Sniezsko, 1973](#) et de [Lightner & Redman, 1998](#)). A- l'intensité de la maladie augmente proportionnellement à la circonférence de chaque cercle (augmentation du nombre de pathogènes, de leur virulence, perturbation de l'environnement, stress des animaux en élevage...); B- illustre une maladie avec un pathogène très virulent (Exemple de certains virus) C- illustre un environnement fortement dégradé; D- illustre une maladie sans intervention d'un pathogène (Toxine, produit chimique...).

2.2.1. Cas du syndrome d'hiver

Avant de mener l'approche pluridisciplinaire en 2004 dans le cadre du projet DESANS, une attention particulière a été accordée dans les années 90 et 2000 à l'étude de l'évolution physico-chimique et biologique du milieu d'élevage en lien avec l'arrivée des mortalités. Une expérimentation a par exemple été conduite de février à mai 1997 dans deux groupes de bassins (2x3) soumis à deux taux de renouvellement ([Lefèvre et al., 2004](#)). La maladie s'est déclarée simultanément dans tous les bassins après une chute de température au moment où l'eau atteignait une température minimale de 20,5°C le matin et de 24°C le soir. L'intensité des mortalités était corrélée à l'abondance en picoplancton et en flore Vibrionacée, à la concentration en phéopigments et dans une moindre mesure, à la concentration en chlorophylle *a* et en matière organique particulaire. L'hypothèse était que l'augmentation de la biomasse en plancton pourrait favoriser l'intensité de la maladie en favorisant la croissance des Vibrios, notamment celle du pathogène. Les deux phénomènes pouvaient aussi être concomitants sans être forcément liés, seule la concentration en pathogène serait dans ce cas dangereuse. L'hypothèse d'une toxicité du picoplancton a aussi été soulevée. Ce travail a permis de

confirmer que les mortalités liées au Syndrome 93 (i) apparaissaient après une chute de température et pour des températures inférieures à 22°C le matin et (ii) s'accompagnaient potentiellement d'une modification du milieu d'élevage.

Dans le cadre de l'approche pluridisciplinaire conduite en 2004 incluant les aspects « pathologie, physiologie et environnement », à défaut de pouvoir disposer d'un bassin témoin où la probabilité de non apparition du syndrome 93 était quasi nulle, le choix s'est porté, sur un bassin localisé à Saint-Vincent, le bassin H, d'une superficie de 1,4 ha et d'une profondeur moyenne de 1,2 m (DAC, 2006). Les mortalités ont été observées et sont devenues significatives à partir de J95 en lien avec une chute de la température à la limite inférieure du préférendum thermique des animaux (Wabete et al., 2008 ; Chim et al., 2008). Cette baisse de température s'est traduite par l'apparition d'un stress oxydant et une baisse de la défense anti-infectieuse révélée par une nette augmentation des prévalences. L'analyse des paramètres physiologiques montre que beaucoup d'animaux sont stressés avant les mortalités. Concernant l'environnement, au cours de ce suivi, les concentrations en oxygène du matin décroissent lentement jusqu'à 50 % de saturation, pour atteindre brusquement 25-30 % à J88. Ces valeurs critiques imposèrent la mise en service d'aérateurs à J91. Il en résulta une augmentation importante de la turbidité et des concentrations en ammonium et en phosphates dans la colonne d'eau. Ce pic de sels nutritifs fut suivi, 3 à 5 jours plus tard, d'un pic de chlorophylle jamais atteint auparavant et largement dominé par des cellules nanoplanctoniques (2-20 pm), alors que le picophytoplancton était très dominant pendant toute la période précédemment échantillonnée (Fig. IV-11). Quelques jours avant les fortes mortalités, les concentrations en ammonium dans l'eau interstitielle du sédiment étaient élevées et le potentiel redox à l'interface eau-sédiment présentait les valeurs les plus faibles relevées tout au long du suivi. Si la mise en route d'aérateurs permit une augmentation du potentiel redox à l'interface et une diminution des concentrations en sels nutritifs dans l'eau interstitielle des sédiments, donc une augmentation ponctuelle des échanges sédiment-colonne d'eau, il est probable que le milieu a présenté des conditions de vie considérées comme stressantes pour les crevettes avant l'apparition des mortalités (Mugnier et al., 2006). La présence d'un bloom nanophytoplanctonique au moment du déclenchement des mortalités a confirmé les observations des années précédentes à savoir un changement d'assemblage pendant les mortalités.

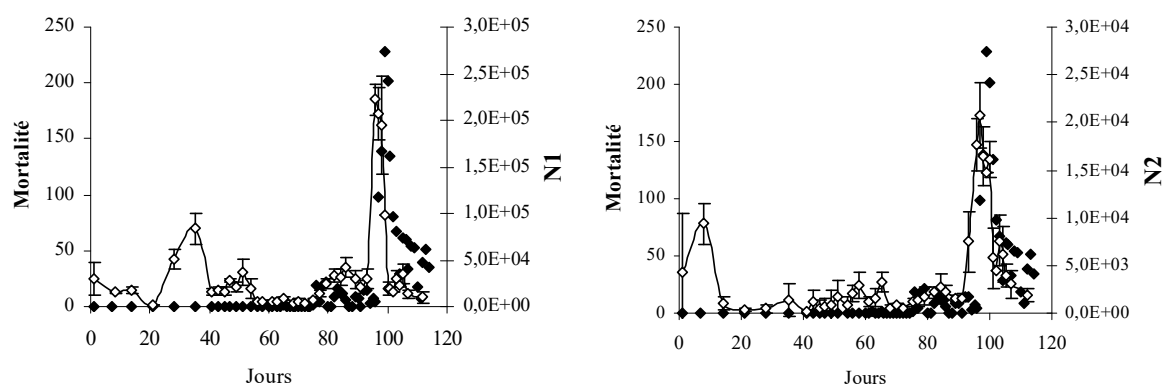


Figure IV-11. Évolution comparée des groupes nanophytoplanctoniques N1 et N2 et des mortalités dans le cadre du suivi du syndrome 93. Les mortalités sont représentées par les losanges noirs.

La résistance de l'écosystème dans le cadre du syndrome 93, dépendrait des conditions climatiques ou de gestion. En dessous de 24-25°C, la maladie se déclencherait parallèlement à un changement

d'assemblage. L'intensité de ce changement dépendrait de l'intensité des échanges colonne d'eau-sédiment le plus souvent sous l'influence du vent. Il est probable que le déclenchement de cette pathologie soit la résultante de l'interaction de différents facteurs. La baisse de température dont l'intensité dépend du vent agit directement sur la physiologie de la crevette et permettrait l'expression de la virulence de *V. penaeicida*. Les fluctuations du milieu pourraient agir sur la croissance du pathogène et fragiliser les crevettes. Un lien avec les communautés phytoplanctoniques pourrait favoriser la croissance du pathogène dans le milieu et jouer un rôle d'effet « dose pathogène ». La mue pourrait intervenir comme facteur aggravant dans l'expression de la maladie. La présence d'un phytoplancton toxique n'est pas à exclure au moment du bloom.

2.2.2. Cas du syndrome d'été

Avant la mise en place de l'approche pluridisciplinaire, plusieurs suivis de l'environnement ont été réalisés sur les saisons de production 2000-2001 et 2001-2002 sur la ferme SF touchée par le syndrome d'été. Ils ont montré une forte variabilité de la colonne d'eau dans les bassins déclarant la maladie (Lemonnier et al., 2002 ; 2003). Les données suggèrent aussi que du curage des bassins a pour effet de retarder l'apparition des mortalités d'une dizaine de jours. L'analyse des sédiments a montré un enrichissement organique et une dégradation plus tardive des sédiments à l'interface eau-sédiment pour le bassin curé laissant supposer un rôle prépondérant des sédiments dans le déclenchement de la maladie (Lemonnier et al., 2002). Il a été possible en analysant l'évolution des sédiments à l'interface de deux élevages d'associer l'intensité de la mortalité avec les concentrations en matière organique et en ammonium ($> 6 \text{ mg.l}^{-1}$) dans les eaux interstitielles (Lemonnier et al., 2003). L'analyse des données de la ferme entre 1991 et 2002 suggérait parallèlement que la dynamique d'eutrophisation pourrait être en cause dans l'émergence de la maladie. En effet, de fortes fluctuations journalières de l'oxygène ainsi que le passage des valeurs matinales en dessous de 4 mg.l^{-1} coïncidaient généralement avec l'apparition des premières mortes sur la ferme SF (Lemonnier et al., 2006).

Un suivi prenant en compte à la fois les trois compartiments « hôte, environnement pathogène » a été organisé sur la saison de production 2002- 2003. Concernant l'environnement, une stratégie d'échantillonnage des variables chimiques et biologiques a été mise en place (i) afin de recueillir le maximum d'information quant à leur variabilité spatio-temporelle, variabilité qui pouvait être considérée avec les informations dont nous disposons comme source de perturbation pour les animaux en élevage et/ou favoriser l'émergence et/ou la virulence du pathogène. Le second objectif était d'acquérir de la connaissance pour l'étude de certains processus écologiques. La campagne d'observation a été menée simultanément sur deux sites, l'un présentant un fort risque d'apparition de la maladie (ferme SF = DF), l'autre non (ferme OA = HC). Les bassins ont été ensemencés à la même date avec le même lot de post-larves à des densités proches ($30 \text{ animaux.m}^{-2}$). Les résultats ont montré que le pari de la démarche comparative a été gagné puisque sur la ferme témoin, nous n'avons pas observé de mortalité type syndrome d'été alors que sur la ferme habituellement affectée, le déroulement des mortalités a été similaire à ce qui avait été observé au cours des années précédentes. La dynamique de l'eutrophisation à SF et à PO a montré des différences importantes. Mais ce ne serait pas tant les niveaux atteints que la précocité de l'eutrophisation et ses fluctuations qui les différencient confirmant les résultats acquis les années précédentes. A SF, on constate une alternance de maxima d'autotrophes et d'hétérotrophes de plus en plus élevés au fur et à mesure que l'élevage progresse,

qui se traduisent par des variations rapides et importantes de concentrations en éléments comme l'oxygène ou l'ammonium dans la colonne d'eau (Fig. IV-12).

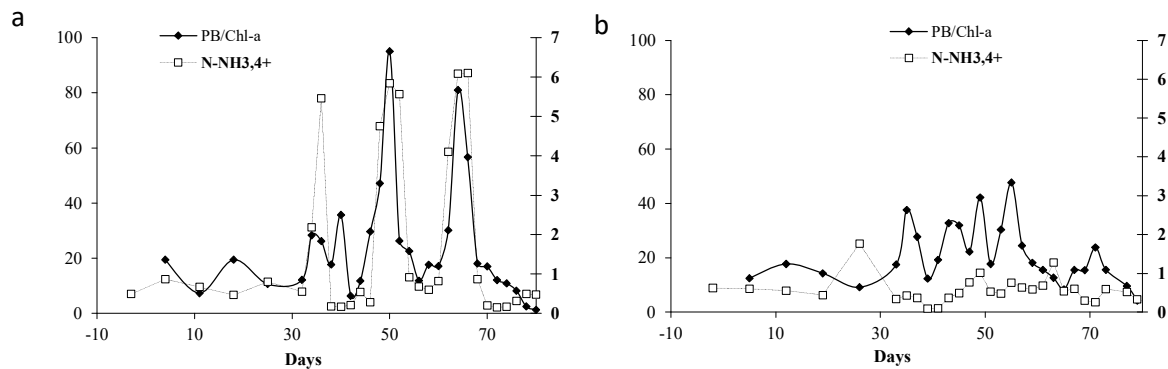


Figure IV-12. Évolution du rapport hétérotrophe/autotrophe (la Chl-a est utilisée comme une approximation de la production primaire) et de la concentration en ammonium dans la colonne d'eau sur la ferme DF (a) et sur la ferme HC (b). La dynamique de l'eutrophisation montre des différences importantes entre les deux fermes. Mais ce ne serait pas tant les niveaux atteints que la précocité de l'eutrophisation et ses fluctuations qui les différencient. À DF, on constate une alternance de maxima d'autotrophes et d'hétérotrophes de plus en plus élevés au fur et à mesure que l'élevage progresse, qui se traduisent par des variations rapides et importantes de concentrations en éléments comme l'oxygène ou l'ammonium et du rapport N/P (Lemonnier et al., 2010).

Les mortalités se sont déclarées à J50, ont été importantes autour de J59 et de J77 parallèlement à un changement des communautés dans la colonne d'eau caractérisé par un basculement d'un assemblage picophytoplanctonique à un assemblage nanophytoplanctonique (Fig. IV-13). Les chutes brutales de biomasse observées montrent une faible stabilité de cet agrosystème et une perte de son homéostasie avec l'apparition des mortalités. Le suivi des sédiments a montré un enrichissement organique (carbone organique total) similaire sur les deux fermes. Toutefois, des pH *in situ* et des redox plus faibles et des concentrations en ammoniacque plus élevées à DF qu'à HC ont été observés. La concentration en *V. nigrispulchritudo* était significativement corrélée au pH, et à l'azote ammoniacal, au carbone organique total et à l'azote total.

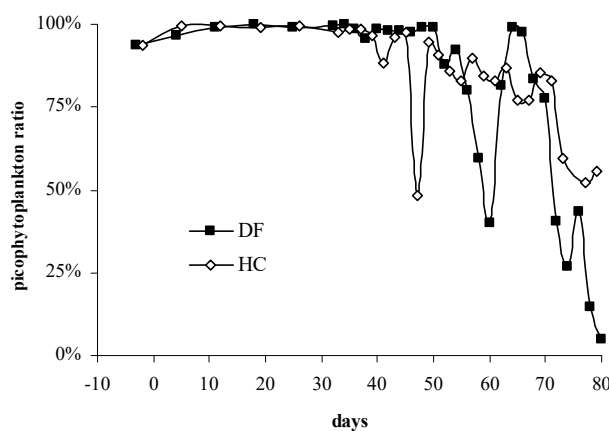


Figure IV-13. Évolution temporelle du rapport picophytoplancton / nombre total de cellules comptabilisées par cytométrie en flux sur les fermes malade DF et saine HC (Lemonnier et al., 2010).

Au cours de ce suivi, il a aussi été montré la présence de souches ou non pathogènes chez *V. nigrispulchritudo* dans l'environnement de la ferme ainsi qu'une augmentation des abondances avec

l'arrivée des mortalités dans la colonne d'eau comme dans le sédiment (Goarant et al., 2006). Le pathogène a été détecté dans les eaux interstitielles du sédiment 11 jours seulement après l'ensemencement des larves. Le suivi des animaux n'a pas montré de différence de croissance entre les deux fermes, et les mortalités n'étaient pas liées ni au sexe ni au poids (Mugnier et al., 2013). Les animaux en stade D2 et en stade précoce de post-mue ont montré une mortalité plus importante lors de certains échantillonnages. L'analyse des données de physiologie, d'immunologie et de nutrition sur les animaux non porteurs du pathogène montre une altération de leur santé suggérant la présence d'un stress juste avant l'apparition des mortalités. Les crevettes infectées ont montré une altération de leur santé plus importante que les animaux supposés être non porteurs du pathogène.

Toutes les données acquises dans les différents domaines que sont l'environnement, la pathologie, la physiologie et la nutrition (Goarant et al., 2006a ; Lemonnier et al., 2010) ont permis de proposer un modèle conceptuel de la maladie (fig. IV-14 d'après Mugnier et al., 2013). L'instabilité du milieu conduirait à un stress des animaux, augmentant leur sensibilité aux infections bactériennes tout en favorisant la prolifération du pathogène. La combinaison de ces facteurs conduirait au déclenchement des mortalités.

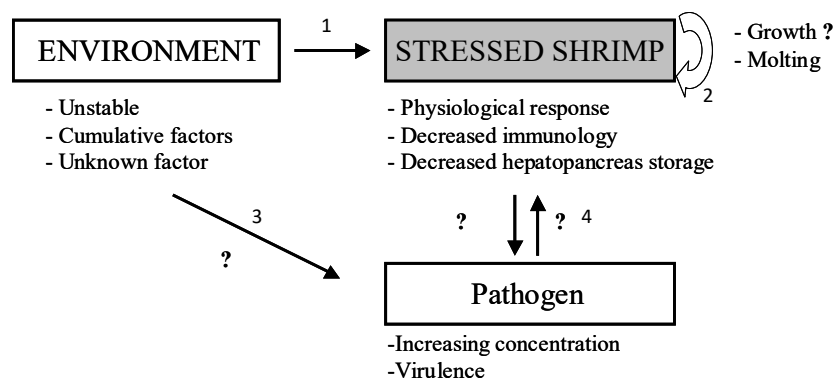


Figure IV-14. Modèle conceptuel du syndrome d'été établi à partir des travaux de Goarant et al., 2006 ; Lemonnier et al., 2010 et Mugnier et al., 2013.

Ce travail pose aussi de nombreuses questions :

- Quelle est l'influence de la croissance sur la résistance des animaux (Fig. V-12, flèche 2) ? Tout en sachant qu'un excès de croissance serait (i) favorable à la colonisation de l'organisme par des pathogènes (Xiong et al., 2017), à une augmentation de la fréquence des mues (Gauquelin et al., 2007), à une modification de l'allocation de l'énergie potentiellement préjudiciable à la résistance à un stress (Smolders et al., 2005 ; Arce-Funck et al., 2018), un excès de croissance doit-il être considéré comme un facteur de risque dans le cadre du syndrome d'été ?
- Même si l'infection engendre une altération de la santé, les données restent encore insuffisantes pour dissocier un effet « pathogène » d'un effet « génétique » (Fig. V-12, flèche 4).
- Même si certains facteurs abiotiques ($\text{pH}_{\text{in situ}}$, $\text{NH}_{3,4}^+$) montrent des corrélations intéressantes avec la concentration en *Vibrio nigripulchritudo* dans les eaux interstitielles des sédiments,

l'influence de l'environnement (facteurs biotiques et abiotiques) sur le pathogène et en particulier sur l'expression et l'acquisition de sa virulence reste assez mal renseignée (Fig. V-12, flèche 3).

- L'influence des mortalités sur la dynamique du pathogène dans l'environnement devra être investiguée pour mieux comprendre le caractère épidémique de la maladie à l'image du travail réalisé récemment sur les huîtres (Richard et al., 2021).
- La présence d'autres facteurs de stress d'origine biotique non étudiés ici ne doit pas non plus être écartée. Quelle est l'influence du changement de la communauté phytoplanctonique sur l'émergence des mortalités ? L'hypothèse de la présence d'algues potentiellement toxiques dans le milieu est possible ? Existe-t-il des interactions trophiques phytoplancton - pathogènes ?

3. Discussion générale sur les épizooties

C'est un défi formidable de tenter d'éradiquer des maladies infectieuses. Et clairement, dans le cadre des syndromes, nous avons échoué comme ce fut et c'est toujours le cas dans de nombreuses épidémies animales ou humaines. En santé animale, l'extermination des cheptels touchés et la limitation des mouvements ont permis d'éradiquer certaines pestes comme ce fut le cas pour la peste bovine après qu'elle ait sévi pendant plusieurs siècles (Vallat, 2020). L'introduction du WSSV en Australie au Nord de Brisbane en 2016 s'est suivi par un abattage des animaux dans les fermes et un arrêt total de la production jusqu'en 2021. Cette maladie s'est propagée aux espèces natives de crustacés sauvages qui se trouvent à proximité des fermes initialement infectées.

Si la solution d'éradication est envisageable dans une ferme aquacole suite à l'introduction d'une maladie répertoriée par l'OIE, cette solution n'a pas été appliquée dans le cadre de l'apparition des syndromes en NC. L'installation progressive de ces maladies dans les systèmes rend difficile et peut-être sans intérêt l'application d'une telle mesure d'autant plus que, pour au moins un des deux pathogènes, une origine environnementale locale est très probable. Dans le cadre du syndrome d'été, la limitation des mouvements comme première mesure de biosécurité a été préconisée par Ifremer mais aussi par de nombreux experts pour limiter l'expansion de cette maladie. **Mais non respectée.** Aucune mesure de dépistage n'a été non plus mise en place pour rechercher les pathogènes dans le cadre de transferts d'animaux des écloséries vers les fermes et de ferme à ferme. Il n'est aujourd'hui pas très étonnant de détecter les différents pathogènes sur la quasi-totalité des sites de production.

Pour les maladies aquatiques des crustacés comme les crevettes, les moyens de lutte par **une approche thérapeutique** sont très limités. Nous n'avons à ce stade aucun médicament, ni vaccins malgré une recherche très active dans le domaine dès 1996. L'emploi des antibiotiques en grossissement est interdit sur le territoire car il s'accompagne rapidement de la sélection de souches résistantes (Chanratchakool et al., 1995). Même si l'utilisation de probiotiques pour faire face au syndrome d'été s'est accompagnée d'un gain de survie significatif de 7 et 15% (Castex et al., 2008), leur utilisation pour faire face aux maladies n'a jamais dépassé à ce jour le stade du test. Dans le cadre du syndrome 93, **une sélection génétique** des animaux, autre moyen de lutte, a montré une augmentation de la survie d'environ 35% en conditions expérimentales et en bassins après 5 générations (Goyard et al., 2005). Une capacité d'adaptation des crevettes sur le moyen terme est

donc à priori possible. La décision d'éradiquer tout le cheptel sur le site de Saint-Vincent en oct. 2008 suite à une augmentation de l'expression d'un virus (IHNV) en lien avec l'introduction d'une souche de crevette non résistante à ce pathogène a mis un terme à ce programme engagé par l'Ifremer depuis plusieurs années (Herlin, 2008). L'analyse des **facteurs de risque** aurait pu aussi être utilisée comme moyen de lutte et débouchée sur un programme d'intervention dont l'objectif aurait été de modifier les pratiques et les conditions d'élevage liées aux maladies. À terme, une politique de prévention aurait pu être élaborée au niveau de la filière en prenant en compte les objectifs économiques, zootechniques et commerciaux et ainsi éviter l'extension de ces vibrioses. Ce retour au terrain était aussi indispensable pour valider ou non nos observations.

Les résultats que nous avons obtenus dans les différents projets de recherche du laboratoire dans les années 2000 montrent toutefois que des moyens de lutte sont possibles. Le transfert de ces travaux vers la filière n'a malheureusement pas pu aboutir pour des raisons complexes qu'il faudrait analyser. Mais la prééminence des théories anticontagionnistes au profit d'une vision « purement opportuniste » de ces vibrioses a sans doute semé le doute dans la filière. Elles ne sont pas nouvelles comme ce fut le cas lors de l'expansion de la peste Bovine en Europe au XIX^{ème} siècle (Rodhain, 2020).

La crevette bleue *Litopenaeus stylirostris* est une espèce qui a été importée du Mexique dans les années 80 en passant par le centre Ifremer de Tahiti. Si l'espèce semblait bien adaptée aux conditions abiotiques dans une première phase, elle ne l'était sans doute pas aux conditions biotiques et à priori peu apte à combattre les pathogènes qui coévoluent avec les autres crevettes présentes dans l'environnement lagunaire calédonien. Il y aurait au minimum 102 espèces réparties dans 6 familles et 30 genres rien que pour les pénéides (Payri et Richer De Forges, 2007). Nous n'avons actuellement pas la moindre idée du nombre de pathogènes pouvant potentiellement affecter ces pénéides. Selon l'hypothèse de la reine rouge (Van Valen, 1973), sous la pression de sélection, ces crevettes auraient eu de temps de coévoluer par recombinaison sexuelle pour résister à leurs pathogènes (coévolution antagoniste) contrairement à notre crevette d'élevage. Les essais d'infections expérimentales réalisés par exemple avec une souche locale de la crevette *Metapenaeus ensis* vont dans ce sens et ont montré qu'elle n'est pas affectée par les vibrioses dans les conditions de laboratoire (Collectif DAC, 2007). L'émergence des deux pathologies chez *L. stylirostris* est clairement associée à une intensification des élevages qui s'est traduite par une augmentation des effectifs (facteur de risque) dans le cadre du syndrome 93 et par une augmentation de l'alimentation et de la vitesse de croissance dans le cadre du syndrome d'été. Les évolutions qualitatives de l'aliment et de sa gestion ont permis un net gain de croissance. L'animal s'est « adapté » à des conditions de croissance plus rapide mais en même temps aurait peu de capacité d'acclimatation pour résister aux pathogènes ou à des conditions délétères de son milieu, favorisées par l'intensification des pratiques d'élevage.

Faye et al. (1994) indiquaient que la modification des pratiques et des conditions d'élevage transforme aussi et en permanence l'état sanitaire d'un cheptel. La maladie peut être définie comme une sortie de système. Le pathogène est installé. Nous devons distinguer différents états écologiques qui correspondent à des changements d'états. Nous passerions schématiquement d'un agrosystème à un pathosystème, chacun possédant ses propres attributs. Le premier de ces attributs serait la colonisation du système par un ou des agents pathogènes. Initialement associées à des pathogènes opportunistes, nous assisterions à leurs spécialisations. En Indonésie, la présence de pathogènes mêmes très virulents comme le WSSV ou le TSV n'a pas suffi dans certaines zones géographiques pour entraîner des mortalités qui justifiaient l'arrêt de l'activité économique. En NC, la présence de *Vibrio*

nigripulchritudo souche HP sur la ferme PO en 2004 alors qu'aucune mortalité n'avait été observée apporte le même type d'information à savoir que la présence seule du pathogène ne permet pas d'expliquer une épizootie. L'analyse des conditions causales du déclenchement est donc cruciale pour limiter les risques de d'émergence des épidémies quelle que soit la dangerosité du pathogène. Mais le site doit atteindre un niveau d'enzootisation minimum pour que l'on observe la propagation de la maladie à l'échelle de la ferme qui va atteindre un niveau paroxystique après quelques cycles d'élevage. Une ferme devient progressivement une zone épidémique avec des schémas de production (même espèce élevée, même schéma de production voire intensification) qui se reproduisent année après année entraînant des mortalités toujours plus importantes. L'importance de l'influence de l'environnement en tant que facteur déclenchant pourrait diminuer comparativement à celui du pathogène avec le niveau d'enzootisation et de confinement du site. La taille du pathosystème est aussi un facteur à prendre en considération. Elle pourrait varier en fonction des cas. Elle est généralement spatialement limitée à l'échelle de la ferme en NC. Cette taille peut atteindre celle d'un estuaire comme nous le verrons dans le [chapitre XI](#).

Dans le cadre du syndrome d'été, Le pathosystème est caractérisé par une instabilité du milieu qui s'exprime par des changements rapides des communautés phytoplanctoniques et bactériennes dans la colonne d'eau. Cette instabilité est liée à des déséquilibres ponctuels du rapport N/P dans la colonne d'eau qui s'expliquent par des flux à l'interface eau-sédiment limités en phosphate comparativement à l'ammonium. Nous avons montré depuis ces études de terrain que ces déséquilibres apparaissent avec le changement de métabolisme du système en lien avec l'enrichissement organique du milieu ([Chap 1 – Hochard et al., 2019](#)). L'évolution des flux à l'interface eau-sédiment serait plus ou moins intense en fonction des systèmes et expliquerait les déséquilibres observés. Nous avons aussi montré que ces flux dépendent du microphytobenthos qui se développe en début d'élevage pour théoriquement disparaître lorsque les conditions de lumière deviennent défavorables (classiquement observé par les éleveurs avec le décollement du tapis benthique dans les bassins). Sur la ferme DF comparativement à HC, nous avons montré une accumulation progressive d'ammonium à l'interface eau-sédiment lors de l'élevage malgré une évolution des taux de matière organique similaire entre les deux fermes. Mais c'est bien les conditions physico-chimiques pendant les 50 premiers jours d'élevage qui caractérisent les différences observées entre DF et HC qui expliqueraient l'accumulation de ce composé réduit à l'interface eau-sédiment qui avec la disparition du microphytobenthos serait libéré dans la colonne d'eau. L'intensité de l'expression de la maladie pourrait dépendre de l'intensité de ce mécanisme.

Le pathosystème possède sa propre résilience et sa propre mémoire écologique pour faire face aux mesures correctives au final très restreintes que peuvent apporter les éleveurs dans ce type de monoculture. Dans sa phase épidémique, le travail des sols (curage, chaulage, assec, sols neufs...) n'a pas permis à court terme de diminuer l'impact de la maladie même si l'expression des mortalités a pu évoluer suite au curage des sols réalisé pendant l'assec précédent. La résilience de la maladie pourrait être ainsi caractérisée par sa capacité à résister aux traitements et/ou au temps. Cette notion de résilience des maladies est très peu étudiée dans le domaine de l'aquaculture. La prolifération d'une espèce pathogène qui s'est adaptée aux conditions d'élevage pourrait être contrebalancée avec le temps par un prédateur (ici le virus) selon un cycle proie – prédateur mais aussi par des processus d'adaptation de l'hôte à son pathogène. Il a été montré par exemple un portage bien plus élevé de *Vibrio nigripulchritudo* dans des animaux ne déclarant pas la maladie sur le site de Saint-Vincent en 2006 comparativement à ce qui avait été observé les années précédentes pendant lesquelles un

portage plus faible était associé à une forte expression de la maladie (Goarant et al., 2007b). Ce résultat pose la question de l'évolution de la capacité de l'animal à résister à son pathogène dans un environnement peut-être moins stressant. Il pourrait aussi signifier une diminution de la pathogénicité des souches bactériennes.

Nous devrions porter un regard vigilant sur les perpétuels changements que présentent **les maladies infectieuses**. Ce ne sont pas des entités stables (Rodhain, 2020). Elles évoluent avec l'environnement. Après avoir atteint un paroxysme en matière d'expression, elles prennent une tournure **enzootique**. Nous observons ainsi des situations épidémiologiques instables, qui vont évoluer. L'analyse de cette évolution en tenant compte de la relation hôte – pathogène pourrait permettre d'identifier les meilleurs facteurs de contrôle de ces maladies associés à chaque stade de la maladie. Certaines périodes pourraient sans doute être plus propices que d'autres pour des moyens de lutte efficaces.

L'extension du syndrome d'été sur de nouvelles fermes est réellement inquiétante pour la filière. De nombreux épisodes de mortalité à *Vibrio nigripulchritudo* ont été déclarés ces dernières années sur plusieurs fermes sans être forcément associés à du syndrome d'été, tel qu'il a été défini dans le cas des fermes situées dans la baie de Saint-Vincent (Goarant et al., 2006 ; Lemonnier et al., 2006). Les fortes mortalités observées sur la ferme SO en saison chaude en lien avec la souche *Vibrio nigripulchritudo* qui s'exprimait normalement dans un contexte de saison froide est une autre source d'inquiétude. **Une enquête en écopathologie** devrait être programmée rapidement à l'échelle de la filière pour mieux préciser la typologie des mortalités et évaluer les facteurs de risque associés à chacune d'elle. L'analyse des données issues des fermes qui ont résisté aux épizooties ces dernières années et qui sont situées dans et autour de la baie de Saint-Vincent devrait nous permettre en parallèle d'identifier des moyens de lutte zootechniques efficaces.

La Nouvelle-Calédonie reste indemne des grandes pathologies observées à l'échelle mondiale. Mais comme nous le montre la filière aquacole Australienne touchée par **l'arrivée du WSSV** en décembre 2016 (dont l'origine est encore très incertaine), l'émergence de nouvelles maladies en provenance de l'extérieur est à prendre très au sérieux. Cet évènement nous rappelle que les maladies n'ont pas de frontière.

4. Références

- Arce-Funck, J., Crenier, C., Danger, M., Billoir, E., Usseglio-Polatera, P., & Felten, V., 2018. High stoichiometric food quality increases moulting organism vulnerability to pollutant impacts: An experimental test with *Gammarus fossarum* (Crustacea: Amphipoda). *The Science of the total environment*, 645, 1484-1495.
- Aranguren Caro, L.F., Mai, H.N., Noble, B., Dhar, A.K., 2020. Acute hepatopancreatic necrosis disease (VPAHPND), a chronic disease in shrimp (*Penaeus vannamei*) population raised in Latin America. *Journal of Invertebrate Pathology*, 174, 107424.
- Barnouin, J., Fayet, J.C., Levieux, D., Chacornac, J.P., Paccard, P., 1988. Ecopathologie et utilisation des marqueurs biochimiques en épidémiologie globale ; application aux facteurs de risque de l'agression hépatique chez la vache. XXXIIe International Symposium on Animal Husbandry, Milan.
- Berthe, F., 1995. Rapport sur les pathologies des pénéides en Nouvelle-Calédonie – Etat et perspectives du programme d'assistance à la filière crevette de Nouvelle-calédonie par la recherche en pathologie. Rapport d'activité du 01-09-1994 au 31-03-1995 de Franck Berthe du GIE-RA, Nouvelle-Calédonie.
- Boonyawiwat, V., Patanasatienkul T, Kasornchandra J, Poolkhet C, Yaemkasem S, Hammell, L., Davidson, J., 2017. Impact of farm management on expression of early mortality syndrome/acute hepatopancreatic necrosis disease (EMS/AHPND) on penaeid shrimp farms in Thailand. *Journal of Fish Diseases* 2017, 40, 649–659.

- Castex, M., Chim, L., Pham, D., Lemaire, P., Wabete, N., Nicolas, J., Schmidely, P., Mariojouis, C., 2008. Probiotic *P. acidilactici* application in shrimp *Litopenaeus stylirostris* culture subject to vibriosis in New Caledonia. *Aquaculture*, 275, 182-193.
- Charme, M., Ansquer, D., Vourey, E., Walling, E., Beliaeff, B., Labreuche, Y., 2009. Detection of shrimp pathogen *Vibrio nigripulchritudo* in sediments of a New in sediments of a New-Caledonian grow Caledonian grow-out pond out pond during a drying period during a drying period. PSIC 11 - 11th Pacific Science Intercongress: Pacific Countries and their Ocean: Facing Local and Global Changes. March 2 - 6, 2009 Tahiti, French Polynesia.
- Chanratchakool, P., Pearson, M., Limsuwan, C., Roberts, R.J., 1995. Oxytetracycline sensitivity of *Vibrio* species isolated from diseased black tiger shrimp, *Penaeus monodon* Fabricius. *Journal of Fish Diseases*, 18, 79-82.
- Chim, L., Castex, M., Pham, D., Brun, P., Lemaire, P., Wabete, N., Schmidely, P., & Mariojouis, C., 2008. Evaluation of floating cages as an experimental tool for marine shrimp culture studies under practical earthen pond conditions. *Aquaculture*, 279, 63-69.
- Costa, R., Mermoud, I., Koblavi, S., Morlet, B., Haffner, P., Berthe, F., Legroumellec, M., Grimont, P., 1998a. Isolation and characterization of bacteria associated with *Penaeus stylirostris* disease (Syndrome 93) in New Caledonia. *Aquaculture* 164, 297-309.
- Costa, R., Mermoud, I., Bonami, J.R., Hasson, K., Lightner, D.V., 1998b. Investigations of *Penaeus stylirostris* disease (Syndrome 93) in New Caledonia, exploring a viral hypothesis. *Aquaculture* 164 (1-4), 311-322
- DAC, 2005. Etat des connaissances sur le « syndrome d'été » affectant les élevages de *Litopenaeus stylirostris* en Nouvelle Calédonie. Travail de synthèse du DAC réalisé à la demande de la Province Sud et remis aux Provinces Nord et Sud et ainsi qu'au gouvernement de la Nouvelle Calédonie et au Groupement des Fermes Aquacoles.
- Hong, X. P., Lu, L. Q., Xu, D., 2016. Progress in research on acute hepatopancreatic necrosis disease (AHPND). *Aquacult Int* 24, 577-593.
- FAO, 2015. Yearbook of Fisheries Statistics Summary Tables 2013. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy. Available from: <ftp://ftp.fao.org/FI/STAT/summary/defazrult.htm>.
- Faye, B. 1986. Facteurs de l'environnement et pathologie non-parasitaire de la vache laitière. *Bulletin technique - Centre de Recherches Zootechniques et Vétérinaires de Theix, INRA, ed.*, 64, 9-20.
- Faye, B., Lefevre, P.C., Lancelot, R., Quirin, R., 1994. *Ecopathologie animale, méthodologie, applications en milieu tropical*. INRA, CIRAD-EMVT. INRA ed., 115 p.
- Flegel, T.W., 2012. Historic emergence, impact and current status of shrimp pathogens in Asia. *J Invertebr Pathol* 110, 166-173.
- Flegel, T. W. (2019). A future vision for disease control in shrimp aquaculture. *Journal of the World Aquaculture Society*, 50, 1-18.
- Gauquelin, F., Cuzon, G., Gaxiola, G., Rosas, C., Arena, L., Bureau, D., Cochard, J., 2007. Effect of dietary protein level on growth and energy utilization by *Litopenaeus stylirostris* under laboratory conditions. *Aquaculture*, 271, 439-448.
- Goarant, C., Merien, F., Berthe, F., Mermoud, I., Perolat, P., 1999. Arbitrarily Primed PCR to type *Vibrio* spp pathogenic for shrimp. *Applied and environmental microbiology* 65(3), 1145-1151.
- Goarant, C., Herlin J., Brizard R., Marteau A-L., Martin C., Martin, B., 2000. Toxic factors of *Vibrio* strains pathogenic to shrimp. *Diseases of Aquatic organisms* 40, 101-107
- Goarant, C., Herlin, J., Ansquer, D., Domalain, D., Imbert, F., Marteau, A-L., 2003. Bases des connaissances sur l'épidémiologie de *Vibrio nigripulchritudo*, agent étiologique du « syndrome d'été » chez les crevettes d'élevage de Nouvelle-Calédonie. *Rapport IFREMER DRV/RST/RA/LAC 2002-03, Nouméa*, 23 p.
- Goarant, C., Merien, F., 2006. Quantification of *Vibrio penaeicida*, the etiological agent of Syndrome 93 in New Caledonian shrimp, by real-time PCR using SYBR Green I chemistry. *J Microbiol Methods* 67(1), 27-35.
- Goarant, C., Ansquer, D., Herlin, J., Domalain, D., Imbert, F. and De Decker, S., 2006a. "Summer Syndrome" in *Litopenaeus stylirostris* in New Caledonia: pathology and epidemiology of the etiological agent, *Vibrio nigripulchritudo*. *Aquaculture* 253, 105-113.
- Goarant, C., Reynaud, Y., Ansquer, D., De Decker, S., Saulnier, D., Le Roux, F., 2006b. Molecular epidemiology of *Vibrio nigripulchritudo*, a pathogen of cultured penaeid shrimp (*Litopenaeus stylirostris*) in New Caledonia. *Syst Appl Microbiol* 29, 570-580.
- Goarant, C., Reynaud, Y., Ansquer, D., De Decker, S. and Merien, F., 2007a. Sequence polymorphism-based identification and quantification of *Vibrio nigripulchritudo* at the species and subspecies level targeting an emerging pathogen for cultured shrimp in New Caledonia. *J Microbiol Meth* 70, 30-38

- Goarant, C., De Decker, S., Ansquer, D., Herlin, J., 2007b. *Vibrio nigrigripulchritudo* et le syndrome d'été : prévalences et portage en relation avec les épisodes de mortalités. Fiche Biotechnique du Département Aquaculture en Calédonie. FB 2007-04. 3 p.
- Goudenège, D., Labreuche, Y., Krin, E. et al., 2013. Comparative genomics of pathogenic lineages of *Vibrio nigrigripulchritudo* identifies virulence-associated traits. ISME J 7, 1985–1996.
- Goxe, D., 2001. Compte rendu des expérimentations menées à Sea Farm pour la période allant du 1 juillet 2000 au 30 juin 2001. Groupement des Fermes Aquacoles, ed., Nouméa : 12 p.
- Goyard, E., Ansquer, D., Brun, P., De Decker, S., Dufour, R., Goarant, C., Patrois, J., Peignon, J., Pham D., 2005. Amélioration génétique pour la résistance au Syndrome 93 : bilan de 5 générations de sélection expérimentale. Ifremer/LEAD/Fiche Bio 2005-03.
- Herlin, J., 2008. La biosécurité à l'Ifremer LEAD, Station de Saint-Vincent. Fiche Biotechnique 2010-01 du Département IFREMER-LEAD, 4p.
- Hochard, S., Royer, F., Hubert, M., Lemonnier, H., 2019. Temporal variability of benthic-pelagic coupling in shallow enclosed environment: A case study with eutrophying shrimp ponds. Marine Environmental Research, 146, 46-56.
- Jénicek, M., Cléroux, R., 1982. Epidémiologie : principe, techniques, applications. Edisem et Maloine, St Hyacinthe, ed., Paris, 400 p.
- Kautsky, N., Rönnbäck, P., Tedengren, M., Troell, M., 2000 Ecosystem perspectives on management of disease in shrimp pond farming. Aquaculture 191, 145-161
- Labreuche, Y., Pallandre, L., Ansquer, D., Herlin, J., Wapotro, B., Le Roux, F. 2011. "Pathotyping of *Vibrio* Isolates by Multiplex PCR Reveals a Risk of Virulent Strain Spreading in New Caledonian Shrimp Farms". Microb Ecol 63, 127-138
- Labreuche, Y., Chenivresse, S., Jeudy, A. et al., 2017. Nigritoxin is a bacterial toxin for crustaceans and insects. Nat Commun 8, 1248.
- Lefevre, J., Lemonnier, H., Goarant, C., Blanchot, J., 2004. Evolution des paramètres physico-chimiques et biologiques de bassins d'élevage de crevettes soumis à deux régimes de renouvellement en eau avant et pendant des mortalités de type « syndrome 93 ». In : Styli 2003. Trente ans de crevetticulture en Nouvelle-Calédonie. Nouméa-Koné, 2-6 juin 2003. IFREMER, ed., Actes de Colloques 38 : 158-166.
- Lemonnier, H., 2002. Variabilité d'un milieu d'élevage intensif de crevettes dans le cadre du syndrome d'été. Résultats préliminaires. Fiche biotechnique de l'IFREMER-DAC 2002-03, 39 p.
- Lemonnier, H., 1997. Effet de l'intensification des élevages de crevettes *Penaeus stylirostris* sur la production de déchets en période estivale. Rapport Scientifique et Technique 97.03 de la Station d'Aquaculture de Saint-Vincent. IFREMER/SASV, ed., Nouvelle-Calédonie, 52 p.
- Lemonnier, H., Domalain, D., Goarant, C., Herlin, J., Marteau, A-L, Mugnier, C., Soulard, B., 2003. Suivis de la qualité du milieu d'élevage dans le cadre du syndrome d'été. Rapport IFREMER DRV/RST/RA/LAC 03-01, 28p.
- Lemonnier, H., Herbland, A., Salery, L., Soulard, B., 2006. "Summer syndrome" in *Litopenaeus stylirostris* grow out ponds in New Caledonia: zootechnical and environmental factors. Aquaculture 261, 1039-1047.
- Lemonnier, H., Courties, C., Mugnier, C., Torréton, J.-P., Herbland, A., 2010. Nutrient and microbial dynamics in eutrophying shrimps ponds affected by a vibriosis. Marine Pollution Bulletin 60, 402-411.
- Lightner, D.V., Redman, R.M., Pantoja C.R., Noble B.L., Tran L., 2012. Early Mortality Syndrome affects shrimp in Asia. Advocate January/February 2012, p. 40.
- Lucas, R., Courties, C., Herbland, A., Gouletquer, P., Marteau, A.L., Lemonnier, H., 2010. Eutrophication in a tropical pond: Understanding the bacterioplankton and phytoplankton dynamics during a vibriosis outbreak using flow cytometric analyses. Aquaculture 310, 112-121.
- Martin, J.L.M., Veran, Y., Pham, D., 1992. La crevette *Penaeus stylirostris* : relation entre l'intensification de l'élevage et la production de déchets (aspects quantitatifs et qualitatifs). Rapport IFREMER/RA, CREMA L'Houmeau ed., La Rochelle, 70 p.
- 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.
- Mermoud, I., 1996. Etude des pathologies de la crevette d'élevage *Penaeus stylirostris* en Nouvelle-Calédonie. Thèse de doctorat de UPV, Montpellier, 168 p.
- Mermoud, I., Costa, R., Ferré, O., Goarant, C., Haffner, P., 1998. "Syndrome 93" in New Caledonian outdoor rearing ponds of *Penaeus stylirostris*: history and description of three major outbreaks. Aquaculture 164, 323-335.
- Mugnier, C., Lemonnier, H., Legrand, A., 2006. Physiological response of the blue shrimp *Litopenaeus stylirostris* to short term confinement on a pond bottom. Aquaculture: 253, 703-711.

- Mugnier, C., Justou, C., Lemonnier, H., Patrois, J., Ansquer, D., Goarant, C., Lecoz, J.-R., 2013. Biological, physiological, immunological and nutritional assessment of farm-reared *Litopenaeus stylirostris* shrimp affected or unaffected by vibriosis. *Aquaculture* 388-391, 105-114.
- Naylor, R.L., Goldburg, R.J., Mooney, H., Beveridge, M.C.M., Clay, J.W., Folke, C., Kautsky, N., Primavera, J., Williams, M., 1998. Nature's subsidies to shrimp and salmon farming. *Science* 282, 883-884.
- Naylor, R.L., Goldburg, R.J., Primavera, J.H., Kautsky, N., Beveridge, M.C.M., Clay, J., Folke, C., Lubchenco, J., Mooney, H., Troell, M., 2000. Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature* 405, 1017-1024.
- Nunan, L., Lightner, D., Pantoja, C., Gomez-Jimenez, S., 2014. Detection of acute hepatopancreatic necrosis disease (AHPND) in Mexico. *Dis Aquat Org* 111, 81-86.
- Payri, C., Richer de Forges, B., 2006. Une vue d'ensemble de la biodiversité marine de Nouvelle-Calédonie = Compendium of New Caledonian marine species : overview. In: Payri Claude (ed.), Richer de Forges Bertrand (ed.), Colin Fabrice (préf.). Compendium of marine species from New Caledonia. Nouméa : IRD, p. 10-13. (Documents Scientifiques et Techniques ; 2.7.
- Primavera, J.H., 1998. Tropical shrimp farming and its sustainability. In: tropical Mariculture, de Silva, S., ed., Academic Press, London, 257-289.
- Ramírez, B., Guevara, M., Alfaro, R., et al., 2020. A cross-sectional study of shrimp pathogens in wild shrimp, *Penaeus vannamei* and *Penaeus stylirostris* in Tumbes, Peru. *Aquac Res.* 00, 1– 9.
- REC, 2018. Bulletin d'informations du Réseau d'Epidémiologie-Surveillance. Ed. DAVAR, Numéro 16 – Campagne 2018/2019. 4p.
- Reynaud, Y., Saulnier, D., Mazel, D., Goarant, C., Le Roux, F., 2008. *Applied and Environmental Microbiology* 74 (10), 3038-3047.
- Richard, M., Rolland, J.-L., Gueguen, Y., de Lorigeril, J., Pouzadoux, J., Mostajir, B., Bec, B., Mas, S., Parin, D., Le Gall, P., Mortreux, S., Fiandrino, A., Lagarde, F., Messiaen, G., Fortune, M., Roque d'Orbecastel, E., 2021. In situ characterisation of pathogen dynamics during a Pacific oyster mortality syndrome episode. *Marine Environmental Research* 165, 105251.
- Rodhain, F., 2020. Regards historiques sur la circulation des agents infectieux et des vecteurs entre les continents. In : Actes de la journée d'études du 12 mars 2019 « Santé des animaux, santé des hommes : quelles interactions ? Revue des Ministères de la Transition Ecologique, de la Cohésion des Territoires et des relations avec les collectivités territoriales, de la mer, hors-série n° 30, 13-19.
- Sanguanrut, P., Munkongwongsiri, N., Kongkumnerd, J., Thawonsuwan, J., Thitamadee, S., Boonyawiwat, V., Tanasomwang, V., Flegel, T. W., & Sritunyalucksana, K., 2018. A cohort study of 196 Thai shrimp ponds reveals a complex etiology for early mortality syndrome (EMS). *Aquaculture* 493, 26-36.
- Santos, H.M., Tsai, C.Y., Maquiling, K.R.A. et al., 2020. Diagnosis and potential treatments for acute hepatopancreatic necrosis disease (AHPND): a review. *Aquacult Int* 28, 169–185.
- Saulnier, D., Goarant, C., Le Moullac, G., Avarre, J.-C., Levy, P., Ansquer, D., 1999. Pathogenicity of *Vibrio penaeicida* strain AM 101 isolated from New Caledonia. In: Book of abstracts World Aquaculture Society annual conference (1999). 26 April – 2 May 1999, Sydney, Australia. World Aquaculture Society. Ed., Baton Rouge, USA : 678
- Saulnier, D., Avarre, J.C., Le Moullac, G., Ansquer, D., Levy, P., Vonau, V., 2000. Rapid and sensitive PCR detection of *Vibrio penaeicida*, the putative etiological agent of syndrome 93 in New Caledonia. *Dis Aquat Organ.* 40(2):109-15.
- Smolders, R., Baillieul, M., Blust, R., 2005. Relationship between the energy status of *Daphnia magna* and its sensitivity to environmental stress. *Aquat Toxicol.* 73(2), 155-70.
- Snieszko, S.F., 1974. The effects of environmental stress on outbreaks of infectious diseases of fishes. *Journal of Fisheries Biology* 6: 197-208.
- Soto-Rodriguez, S.A., Gomez-Gil, B., Lozano-Olvera, R., Betancourt-Lozano, M., Morales-Covarrubias, M.S., 2015. Field and experimental evidence of *Vibrio parahaemolyticus* as the causative agent of acute hepatopancreatic necrosis disease (AHPND) of cultured shrimp (*Litopenaeus vannamei*) in northwestern Mexico. *Appl Environ Microbiol* 81, 1689–1699.
- Soulard, B., 2016. Distribution de *Vibrio nigripulchritudo* HP identifié par multiplex PCR lors d'épisodes de mortalités signalés sur les fermes de *L. Stylirostris* dans le cadre du réseau d'épidémiologie-vigilance de Nouvelle-Calédonie. Ifremer. https://sextant.ifremer.fr/documents/33204/0/IFR_NEW_CAL_CARTO_VIBRIO_4cartes.pdf/4ca3ca51-7755-4700-9dde-8557ceceaabb
- Stevenson, N.J., 1997. Disused shrimp ponds: Options for redevelopment of mangroves. *Coastal Management* 25(4), 425-435

- Thitamadee, S.; Wat, A.P., Srisala, J., Jaroenlak, P., Salachan, P.V., Sritunyalucksana, K., Flegel, T.W., Itsathitphaisarn, O., 2016. Review of current disease threats for cultivated penaeid shrimp in Asia. *Aquaculture*, 69-87.
- Tran LH, Nunan L, Redman RM, Mohney LL, Pantoja CR, Fitzsimmons K, Lightner DV (2013) Determination of the infectious nature of the agent of acute hepatopancreatic necrosis syndrome affecting penaeid shrimp. *Dis Aquat Organ* 105:45–55.
- Wabete, N., Chim, L., Lemaire, P., Massabuau J-C., 2008. Life on the edge: physiological problems in penaeid prawns *Litopenaeus stylirostris*, living on the low side of their thermopreferendum. *Mar Biol* 154, 403–412.
- van Valen, L., 1973. A new evolutionary law *Evolutionary Theory*, Vol. 1, pp. 1-30.
- Vallat, F., 2020. La peste bovine en France et en Europe aux 18^e et 19^e siècles. *In* : Actes de la journée d'études du 12 mars 2019 « Santé des animaux, santé des hommes : quelles interactions ? *In* : Revue des Ministères de la Transition Ecologique, de la Cohésion des Territoires et des relations avec les collectivités territoriales, de la mer, hors-série n° 30, 24-28.
- Walling, E., Vourey, E., Ansquer, D., Beliaeff, B. and Goarant, C., 2010. *Vibrio nigripulchritudo* monitoring and strain dynamics in shrimp pond sediments. *Journal of Applied Microbiology* 108, 2003-2011.
- Xiao, J., Liu, L., Ke, Y., Li, X., Liu, Y., Pan, Y., Yan, S., Wang, Y., 2017. Shrimp AHPND-causing plasmids encoding the PirAB toxins as mediated by pirAB-Tn903 are pre-valent in various *Vibrio* species. *Sci. Rep.* 7, 42177.
- Xiong, J, Dai, W, Zhu, J, Liu, K, Dong, C, Qiu, Q., 2017. The Underlying Ecological Processes of Gut Microbiota Among Cohabiting Retarded, Overgrown and Normal Shrimp. *Microb Ecol.* 73(4), 988-999.



Photographie IV-2. Épervier



Chapitre V. Diversité et dynamique du phytoplancton

« C'est ce qu'on appelle une mer de lait, lui dis-je, vaste étendue de flots blancs qui se voit fréquemment sur les côtes d'Amboine et dans ces parages.

- Mais, demanda Conseil, monsieur peut-il m'apprendre quelle cause produit un pareil effet, car cette eau ne s'est pas changée en lait, je suppose !

- Non, mon garçon, et cette blancheur qui te surprend n'est due qu'à la présence de myriades de bestioles infusoires, sortes de petits vers lumineux, d'un aspect gélatineux et incolore, de l'épaisseur d'un cheveu, et dont la longueur ne dépasse pas un cinquième de millimètre. Quelques-unes de ces bestioles adhèrent entre elles pendant l'espace de plusieurs lieues.

- Plusieurs lieues ! s'écria Conseil.

- Oui, mon garçon, et ne cherche pas à supputer le nombre de ces infusoires ! Tu n'y parviendrais pas, car, si je ne me trompe, certains navigateurs ont flotté sur ces mers de lait pendant plus de quarante milles. »

Vingt mille lieues sous les mers (1870)

Jules Verne (extrait)

1. Contexte

Une bonne gestion de la communauté phytoplanctonique est décrite par la littérature comme essentielle pour maximiser la productivité des bassins d'élevage. Le phytoplancton joue un rôle central pour maintenir la qualité du milieu d'élevage. Il produit de l'oxygène, paramètre critique pour la survie des animaux, évite la croissance des algues benthiques, constitue une protection des animaux par ombrage, et est une source alimentaire pour le zooplancton, lui-même source de nourriture pour les crevettes. À contrario, ce compartiment peut s'avérer être une source directe de mortalité avec l'apparition de blooms néfastes (production de toxines, crises d'anoxies). La présence de protistes potentiellement nuisibles a été rapportée en NC avec la présence d'une Raphidophyceae *Heterosigma akashiwo* en 1993 (Chretiennot-Dinet, com. pers.) qui en atteignant de trop fortes biomasses a conduit à une crise dystrophique préjudiciable à la survie des crevettes. La présence du genre *Oscillatoria* a aussi été une source d'interrogation pour expliquer l'origine de certaines mortalités dans le cadre du syndrome 93. Des blooms toxiques ont été identifiés en Chine avec *Alexandrium tamarense* (Su et al., 1993) et au Mexique avec *Gymnodinium catenatum* (Alonso-Rodríguez & Páez-Osuna, 2003). De nombreuses mortalités par anoxie ont été reportées dans les principaux pays producteurs (Alonso-Rodríguez & Páez-Osuna, 2003). La présence dans les bassins de nombreuses espèces décrites comme potentiellement nuisibles et le fait que nous soyons dans un système eutrophe constituent des facteurs de risque pour la santé des animaux qu'il ne fallait pas négliger. Les vibrioses, décrites comme concomitante à des changements brutaux de la composition phytoplanctonique dans les bassins d'élevage en NC étaient venues renforcer l'idée de la nécessité qu'il y avait d'étudier la diversité et la dynamique de ce compartiment, dans l'objectif d'améliorer les conditions d'élevage et garantir une bonne santé des cheptels (Casé et al., 2008).



Figure V-1 : *Protoperidinium steinii* observé en avril 2002 dans un bassin en NC (SF5) (© Elizabeth Nezan).

Les actions que j'ai conduites sur le compartiment phytoplanctonique avec l'aide de nombreux chercheurs spécialisés dans le domaine ont eu plusieurs objectifs : (i) apporter des connaissances nouvelles sur sa composition et sa biomasse en lien avec l'eutrophisation de l'agrosystème bassin (ii),

évaluer son rôle dans le recyclage de la matière, (iii) analyser sa dynamique en lien avec les vibrioses et (iv) rechercher la présence d'algues potentiellement nuisibles. L'analyse des variables forçantes pour expliquer la diversité et la dynamique de ces communautés a été tout au long de ces études un objectif. Différentes techniques ont été utilisées et développées pour obtenir des résultats : HPLC, cytométrie, séquençage et microscopie électronique à transmission et/ou à balayage en collaboration avec le laboratoire Arago de Banyuls-sur-Mer et l'Ifremer de Concarneau, et spectrofluorimétrie et fluorimétrie en collaboration avec l'IRD de Nouméa. Notre approche a combiné à la fois des expériences en mésocosmes, des suivis dans des bassins d'élevage en ciblant des périodes à risque et des analyses ponctuelles pendant des épisodes de mortalités déclarés par les éleveurs. Nous avons œuvré en lien avec le GFA pour la mise en place d'un suivi bihebdomadaire de la fluorescence par les fermiers afin d'estimer les biomasses algales dans les eaux des élevages.

Plusieurs articles ont été publiés avec des données sur le compartiment phytoplanctonique

- En lien avec les maladies (Lemonnier et al., 2006 ; 2010 ; Lucas et al., 2010) ;
- En lien avec le devenir de la matière (Lemonnier et al., 2003 ; Martin et al., 2004 ; Hochard et al., 2019) ;
- En lien avec les impacts aquacoles (Thomas et al., 2010).

Deux ont été publiés plus spécifiquement sur sa diversité et son écologie : un premier en 2016 dans le journal Marine Pollution Bulletin (Lemonnier et al., 2016) et un second en 2017 dans le journal Aquatic Microbial Ecology (Lemonnier et al., 2017). Le premier avait pour objectif d'analyser la diversité et la dynamique du compartiment phytoplanctonique avant et pendant des vibrioses dans une ferme fortement impactée par ces maladies, le second d'étudier la dynamique du phytoplancton en fonction de deux variables forçantes : l'activité des crevettes et le niveau d'apport organique dans le système.

L'objectif de ce chapitre est de synthétiser les principaux résultats obtenus ces dernières années sur ce compartiment. Après avoir exposé les informations obtenues en terme de biomasse et de diversité, nous aborderons la dynamique de ce compartiment et les facteurs qui la contrôlent.

2. Biomasse et diversité

2.1. Les biomasses

La chlorophylle *a* (Chl *a*) est considérée comme un proxy de la biomasse algale. Nous avons depuis 1994 collecté plus de 2700 échantillons dans les différentes fermes du Territoire (Tab. V-1). Les concentrations dans les bassins sont relativement faibles en début d'élevage comparativement aux valeurs enregistrées en fin de production. Les valeurs passent de 1 à 2 $\mu\text{g.l}^{-1}$ à des valeurs pouvant atteindre 160 à 190 $\mu\text{g.l}^{-1}$. Les valeurs les plus faibles sont proches de celles mesurées dans les environnements très côtiers calédoniens (mangroves, estuaires, fonds de baie). Les séries pour lesquelles les moyennes sont les plus hautes sont du même ordre de grandeur que les valeurs reportées par Burford et al. (2003) pour des élevages intensifs de crevettes en Australie. À titre de comparaison, pour les élevages super-intensifs de *Litopenaeus vannamei* à 200 crevettes au m^2 , les biomasses peuvent même atteindre plus de 300 $\mu\text{g.l}^{-1}$. Nous n'avons que très exceptionnellement enregistré de telles valeurs dans les bassins en NC.

Tableau V-1. Listing des suivis de terrain avec analyses du compartiment phytoplanctonique réalisés sur les bassins de production depuis 1994 par le laboratoire Ifremer - LEAD.

Ferme/ Bassin	Saison	Période suivie	Chl α			Autres analyses					Réf.	
			n	Moy $\pm \sigma$ ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Ecart ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	FT	Fluo	Cyto	Pig	PP		
SF6	08/94	0 - 178	21	34.0 \pm 27.9	4.4 - 101.0							1-2
SF7	08/94	0 - 179	21	33.0 \pm 24.6	5.8 - 118.1							1-2
AQC	08/94	0 - 157	18	18.7 \pm 13.2	2.1 - 43.6							2
AQF	09/94	0 - 200	29	21.2 \pm 16.6	2.0 - 54.5							2
SAV1	09/94	0 - 202	53	31.6 \pm 26.7	2.0 - 128.2							2
SF2	10/00	28 - 84	320	24.9 \pm 18.6	5.9 - 104.0							4
SF7	10/00	28 - 84	317	40.6 \pm 53.0	1.8 - 213.2							4
SF1	09/01	14 - 119	45	32.5 \pm 34.3	0.9 - 124.7							1
SF2	09/01	14 - 119	45	23.6 \pm 24.3	0.1 - 113.3							1
SF3	09/01	14 - 119	45	20.9 \pm 28.7	2.3 - 131.7							1
OA4	08/02	0 - 79	480	27.6 \pm 23.8	3.7 - 138.6	X	X	X	X			3
SF7	08/02	0 - 200	492	35.6 \pm 34.7	1.0 - 187.2	X	X	X	X			3
SAVH	02/04	0 - 120	468	35.2 \pm 14.9	6.5 - 103.0	X	X	X		X		4
OA4	10/04	0 - 200	15	63.2 \pm 47.1	5.3 - 167.14		X	X				5
OA5	10/04	0 - 200	16	59.2 \pm 50.7	6.5 - 176.4		X	X				5
SOA	10/04	0 - 200	13	29.6 \pm 18.6	10.9 - 84.6		X	X				5
SOU	10/04	0 - 200	15	25.4 \pm 18.1	4.4 - 66.7		X	X				5
SFB	02/06	0 - 110	34	27.8 \pm 15.2	3.1 - 58.8		X	X				6
SVJ	02/06	0 - 110	34	14.5 \pm 8.6	1.5 - 33.2		X	X				6
AQC	10/09	30 - 180	44	38.3 \pm 14.7	8.1 - 71.1	X	X	X	X			7
AQD	10/09	30 - 180	44	25.6 \pm 11.2	10.2 - 59.4	X	X	X	X			7
SOE	11/10	35 - 133	39	24.1 \pm 13.8	5.5 - 54.7	X	X	X	X			NP
SOG	11/10	38 - 134	38	12.3 \pm 6.7	1.1 - 24.8	X	X	X	X			NP
SOU	02/12	20 - 90	12	61.3 \pm 34.4	29.3 - 135.7		X	X		X		8
SOA	02/13	15 - 91	12	30.9 \pm 12.3	13.3 - 49.9	X	X	X		X		8

¹ Lemonnier et al., 1997, ² Lemonnier et al. 2006 ; ³Lemonnier et al., 2010 ; ⁴Lucas et al., 2010 ; ⁵Thomas et al., 2010 ; ⁶ Pusceddu et al., 2011 ; ⁷Lemonnier et al., 2016 ; ⁸Hochard et al., 2019 ; (FT : fraction de taille; Fluo : fluorescence ; Cyto : cytométrie en flux ; Pig : pigments ; PP : production primaire). Les suivis SOE, SOG, AQC et AQD ont été organisés et réalisés en étroite collaboration avec les fermiers et le GFA. Les autres suivis ont été réalisés par l’Ifremer. NP : non publié.

L’analyse des classes de taille montre que la biomasse est majoritairement associée à du picophytoplancton d’une taille inférieure à 2 μm et/ou du nanophytoplancton d’une taille comprise entre 2 et 20 μm (Fig. V-2). Même si des blooms de microplancton (> 20 μm) peuvent être observés et représenter en terme de biomasse une fraction significative de la biomasse totale, ils ne représentent sur les échantillons analysés en moyenne que 15% de la biomasse totale. La fraction inférieure à 2 μm domine l’environnement bassin en début d’élevage et peut-être remplacée par la fraction 2-20 μm en seconde partie d’élevage (Lucas et al., 2010). La fraction < 2 μm peut devenir négligeable dans certains échantillons dans cette seconde période.

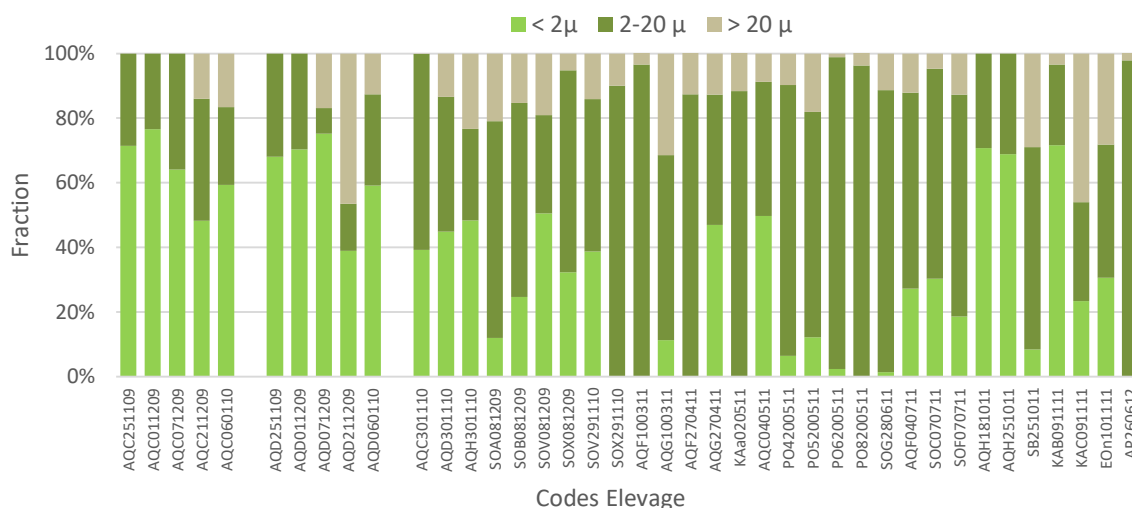


Figure V-2. Classes de taille observées dans les bassins d'élevage entre 2009 et 2011. Les 10 premières fractions en partant de la gauche correspondent à un suivi réalisé en 2009 sur la ferme AQ (Lemonnier et al., 2016). Les autres fractions correspondent à des échantillons récoltés dans le cadre du réseau d'épidémiologie-surveillance (REC) (données non publiées).

La fluorescence comme proxy de la biomasse

Pour estimer les biomasses phytoplanctoniques pendant les élevages, de nombreuses fermes se sont équipées d'un fluorimètre de terrain de la marque Aquafluor. La sensibilité de cette mesure comparativement à celle de la chl *a* reste suffisante dans un objectif de gestion et permet à l'éleveur d'évaluer en temps réel le niveau d'eutrophisation de son système (Fig. V-3).

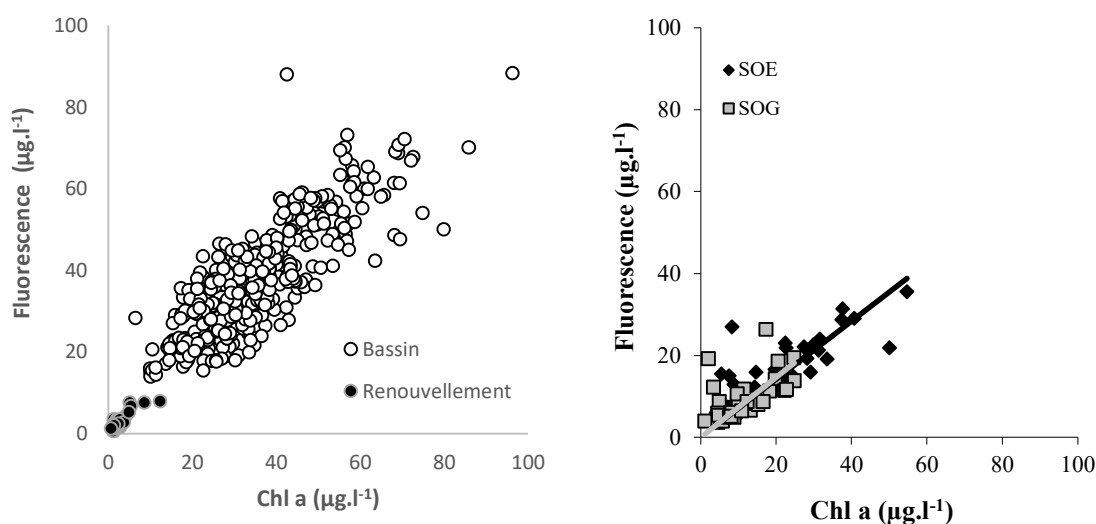


Figure V-3. Exemples de relations entre chl *a* et fluorescence pour des échantillons prélevés : (a) dans le bassin H de la SASV en 2004 et (b) dans deux bassins (SOE et SOG) de la ferme SO dans au cours de la saison de production 2009-2010.

Les valeurs une fois mesurées par les fermiers sont généralement enregistrées dans la base de données Stylog, base regroupant les données zootechniques et environnementales de la majorité des fermes du territoire. Pour permettre des inter-comparaisons entre les fermes qui soient fiables et évaluer le niveau d'eutrophisation atteint par les fermes, les fluorimètres devaient régulièrement être vérifiés et

inter-calibrés. En relation avec différents intervenants de la filière, ce travail a été mis au place au LEAD à partir de 2009 sur une base annuelle. La calibration avec de la chl a extraite s'est révélée satisfaisante. Avec les années, la méthode a été améliorée en utilisant des eaux des bassins pour vérifier la qualité des mesures. Des fiches synthétiques ont été créées en collaboration avec le CTA et le GFA et envoyées pour chaque fluorimètre à chaque ferme après vérification et calibration si besoin. La procédure a fait l'objet de l'écriture d'une fiche d'instruction (Royer, 2012) et d'une formation auprès des collègues du CTA et du GFA dans un objectif de transfert de la méthode.

2.2. La diversité

2.2.1. Diversité cytométrique

La cytométrie au début des années 2000 était très rarement utilisée pour caractériser les peuplements phytoplanctoniques sur les sites aquacoles alors que c'était une technique à l'époque très utilisée en océanographie. Elle est très appropriée pour suivre les populations qui se succèdent et se développent rapidement dans les systèmes eutrophes tels que les bassins d'élevage (Courties & Boeuf 2004 ; Courties et al., 2005a). Des collaborations ont été mises en place avec le Dr. Jean Blanchot de l'IRD Nouméa en 1996 puis avec Claude Courties du Laboratoire Arago de Banyuls-sur-Mer à partir de 2002. La difficulté principale résidait à l'époque dans le transfert des échantillons vers la métropole pour leur analyse, transfert que devait se faire à -80°C. La cytométrie a beaucoup évolué depuis et des appareils moins couteux permettent aujourd'hui de réaliser des analyses directement sur le terrain. Le laboratoire a fait l'acquisition en 2015 d'un cytomètre de paillasse de marque Accuri C6 facilitant l'acquisition de données. Deux techniciennes du laboratoire ont été formées à l'utilisation et à la maintenance de cet appareil et plus généralement à la cytométrie.

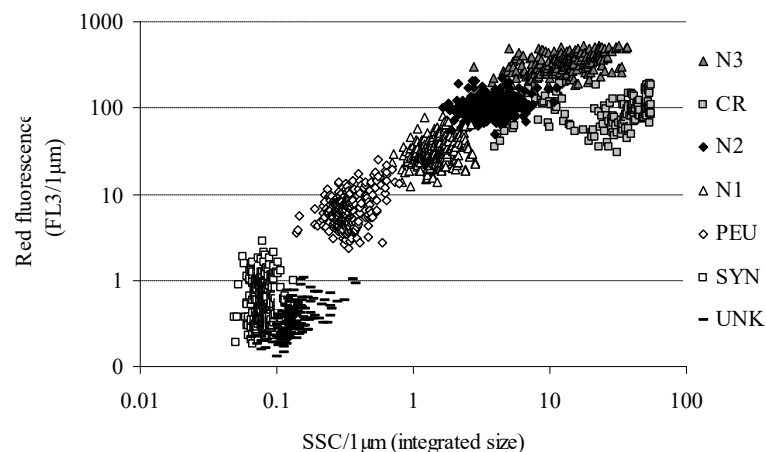


Figure V-4. Caractéristiques cellulaires normalisées mesurées par cytométrie en flux des échantillons prélevés dans des bassins d'élevage. Dans cet environnement, sept principaux groupes cellulaires ont été identifiés et désignées : Syn, Unk, PE, N1, N2, N3, CR (voir texte).

Cette technique permet une analyse individuelle et multiparamétrique de cellules en suspension dans un liquide. Les cellules passent chacune leur tour devant un rayonnement lumineux. Les cellules excitées émettent des signaux de diffusions lumineuses et de fluorescences relatives à certaines de

leurs propriétés. La représentation graphique de la diffusion lumineuse moyenne normalisée (SSC/1 μ m, liée à la taille des cellules) en fonction de la fluorescence rouge normalisée (FL3/1 μ m, liée au contenu en Chlorophylle des cellules) sur une échelle logarithmique permet ainsi de montrer la diversité cytométrique de la communauté phytoplanctonique dans les échantillons (Figure V-4). La fluorescence orange permet de discriminer les cyanobactéries de type *Synechococcus* et les cryptophytes (due aux biliprotéines) des autres cellules.

Sept principaux groupes cellulaires sont généralement identifiés dans les eaux des bassins. Ils ont été désignées : SYN, UNK, PEU, N1, N2, N3, CR. Les signatures cytométriques des groupes *Synechococcus* sp. (Syn), unknown cells (Unk), picoeucaryotes (PEU) les désignent comme faisant parties de la classe de taille du picoplancton ; c'est à dire des cellules non retenues par un filtre de 3 μ m de maille. Le nanoplancton N1, N2 et N3 (entre 3 et 20 μ m) présente une diversité cytométrique plus élevée que le picoplancton. Ce sont des cellules eucaryotes de taille croissante possédant de la chl *a*. Ces groupes ne peuvent être identifiés d'un point de vue taxonomique sur la base du cytogramme. Les cytogrammes montrent aussi la présence d'un groupe dont la signature correspond à des cryptophytes (CR).

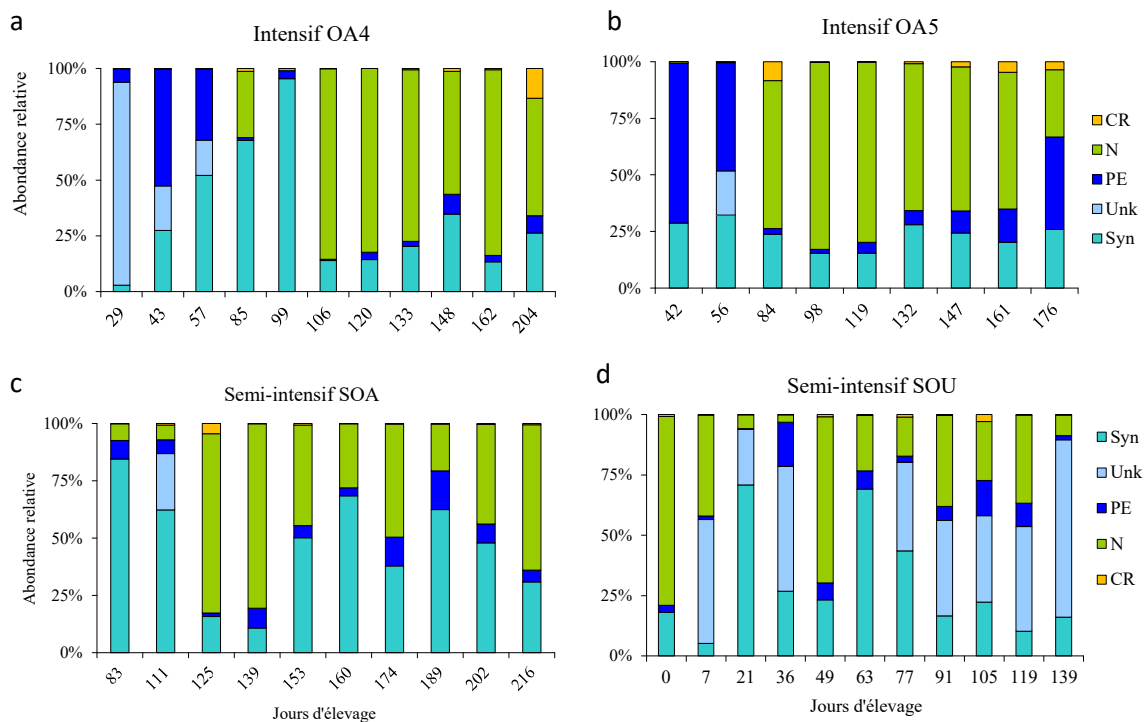


Figure V-5. Exemple d'évolution temporelle des abondances relatives de chaque groupe cellulaire discriminé par cytométrie en flux en fonction des jours d'élevage pour quatre bassins industriels. (a) et (b) Échantillons prélevés dans deux bassins d'une ferme intensive PO en 2004. (c) et (d) Échantillons collectés dans deux bassins semi-intensifs de la ferme SO la même année (Lemonnier et al., 2009 ; Thomas et al., 2010).

L'analyse temporelle dans les bassins au cours d'un élevage montre une évolution des différents groupes cytométriques (Fig. V-5). Cette évolution est différente en fonction de l'intensification des systèmes. L'abondance relative en nanophytoplancton augmente généralement avec le temps d'élevage et le niveau d'intensification du système. Les abondances en picocyanobactéries unicellulaires peuvent atteindre plus de $15 \cdot 10^6$ cells.ml⁻¹, les picoeucaryotes $2 \cdot 10^6$ cells.ml⁻¹, le

nanophytoplancton N1, N2 et N3 respectivement $0,2 \cdot 10^6 \text{ cells.ml}^{-1}$; $40 \cdot 10^3 \text{ cells.ml}^{-1}$; $4 \cdot 10^3 \text{ cells.ml}^{-1}$; les cryptophytes $300 \cdot 10^3 \text{ cells.ml}^{-1}$.

Cet outil permet aussi de compter les bactéries de type LNA (low nucleotide content) et HNA (high nucleotide content) (Marie et al., 1997) et pour les appareils les plus performants les virus (Marie et al., 1999).

2.2.2. Diversité pigmentaire

La composition du phytoplancton peut être déterminée à partir d'une analyse pigmentaire réalisée par HPLC. Certains photopigments sont caractéristiques de certains taxons (chlorophytes, cryptophytes, cyanobactéries, diatomées et dinoflagellés). Cette technique permet aussi de détecter la présence de certains flagellés qui ne sont pas détectés par des procédures plus classiques comme la microscopie optique. Dans le cadre du programme DESANS, la diversité en pigments avait été étudiée par HPLC sur des échantillons issus d'un suivi de deux bassins intensifs (Herbland, com. pers.). Vingt-huit pigments avaient été alors discriminés mais seulement 14 avaient pu être identifiés avec une relative certitude. Il s'agissait de la chl a et b, de la chl C3, de la zeaxanthine, de l'alloxanthine, de la néoxanthine, de l'anthéroxanthine, de la diadinoxanthine, de la violaxanthine, de la prasinoxanthine, de 19'HF et de 19'BF, de la fucoxanthine, et de la Péridinine.

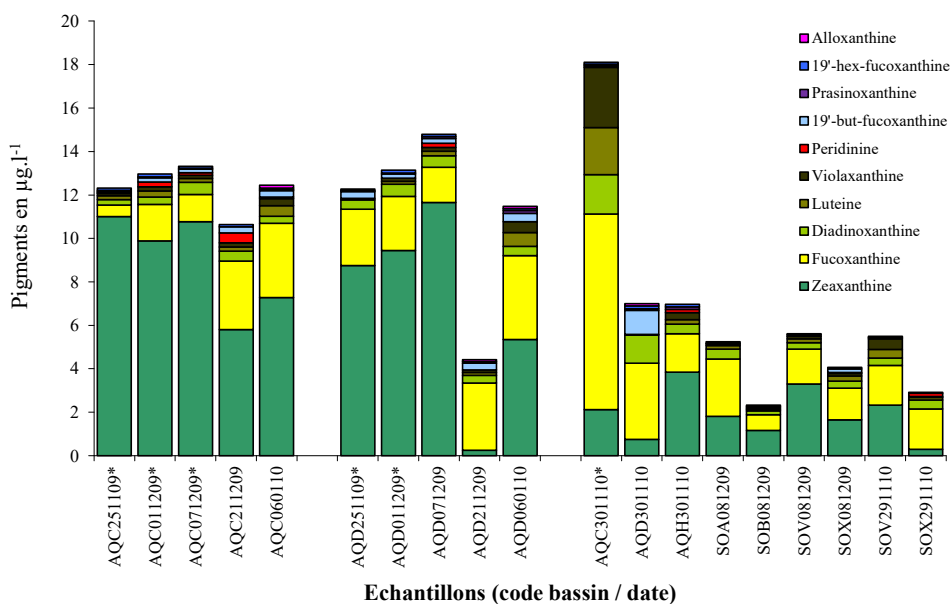


Figure V-6. Principaux pigments mesurés par HPLC dans les bassins d'élevage (N = 19).

Des échantillonnages ont été réalisés en 2009 (N = 12) pour confirmer ou non la présence de ces pigments (Fig. V-6). Les analyses ont été conduites au Laboratoire Arago de Banyuls sur Mer. Ces analyses ont montré la présence des pigments chlorophylliens chl a, chl c₁, chl c₂, chl c₃, MgDVP et des caroténoïdes suivants : Péridine, 19'-but-fucoxanthine, fucoxanthine, prasinoxanthine, violaxanthine, 19'-hex—fucoxanthine, diadinoxanthine, alloxanthine, lutéine et de β-carotène. On notera l'absence de monovinyl chl c₃, et de Chlc2 – MgDDG et de divinyl-chl a qui est un marqueur des cyanobactéries de type *Prochlorococcus*. L'absence de divinyl-chl a confirme les résultats de cytométrie et l'absence

du genre *Prochlorococcus* dans les eaux des bassins d'élevage. La présence d' α -carotène a été observée mais de manière très ponctuelle.

Nous avons utilisé le logiciel CHEMTAX pour déterminer l'évolution temporelle des différents groupes taxonomiques au cours de 2 élevages conduits sur la ferme AQ. Le ratio de chaque pigment sur le contenu cellulaire en chl *a* pour chaque groupe taxonomique a été préalablement calculé et publié (Lemonnier et al., 2016). Nous avons montré que trois groupes dominent les communautés sur cette ferme caractérisée par des mortalités chroniques liées à des vibrioses : les cyanobactéries, les prasinophytes type 1-2 et les diatomées. La présence de prasinophytes type 3, de chlorophytes, de dinophytes, de cryptophytes, d'haptophytes type 6 de pelagophytes a aussi été mise en évidence. Toutefois, le groupe des dinophytes pourrait avoir été largement sous-estimé dans le cadre de ces analyses. De nombreux dinoflagellés ne possèdent pas de péridine, ce qui est pour être le cas pour la plupart des cellules appartenant à ce taxon dans l'écosystème bassin d'élevage (Burford, 1997).

L'analyse des pigments chlorophylliens peut être réalisée par spectrofluorimétrie à condition d'avoir un minimum d'échantillons pour un milieu donné (Neveux et Lantoiné, 1993). Cette analyse apporte moins d'information que l'HPLC mais elle est complémentaire et plus facile à mettre en œuvre et moins coûteuse dans le cadre d'un projet de surveillance ou de suivi. Après extraction des pigments collectés sur un filtre GF/F 47 mm à l'acétone, une analyse à l'aide d'un spectrofluorimètre permet d'obtenir une matrice 31x26 d'excitation-émission qui sera analysée par la méthode PARAFAC (Luciani et al., 2008). On obtient les valeurs des concentrations en chl *a*, chl *b*, chl (c_1+c_2), chl c_3 et en divinyl-chl *a* dans chaque échantillon. Cette technique a été utilisée en collaboration avec le Dr. Martine Rodier de l'IRD dans le cadre d'une expérience réalisée dans des mésocosmes pour suivre l'évolution des communautés soumises à différentes variables forçantes (Lemonnier et al., 2017). Elle permet aussi d'analyser les phycobiliprotéines (phycoerythrine et phycocyanine) qui seront dans ce cas extraites à l'aide d'un tampon phosphate (Lantoiné et Neveux, 1997).

2.2.3. Diversité taxonomique

Le [tab. V-2](#) fait la synthèse des taxons identifiés par différents auteurs dans les bassins de NC. Une trentaine d'espèces a été déterminée. Une soixantaine de genres appartenant à plus de 40 familles ont pu être listés. À titre de comparaison ([tab. V-3](#)), une analyse bibliographique non exhaustive montre la présence de 142 genres à l'échelle mondiale dans les bassins d'élevages. Sept d'entre-elles sont uniquement rapportées en NC. Il s'agit des genres : *Acrocellulus*, *Minutocellulus*, *Araneolasquam*, *Mamiella*, *Phaeocystis*, *Karenia* et *Metadinophysis*. Il est important de préciser que les études sur la diversité du phytoplancton dans les bassins dans les principaux pays producteurs concernent généralement des taxons qui peuvent être déterminés par microscopie optique et donc généralement d'assez grande taille (> 20 μ m). Une grande partie de la diversité pourrait ne pas être prise en compte par de nombreux auteurs. Assez récemment, dans une étude réalisée à partir de 91 échantillons prélevés dans des fermes en Australie, Mann (2017) rapporte la présence de 137 microalgues différentes identifiées au niveau de genre (96) ou de l'espèce dont 26 dinoflagellés, 28 diatomées, 12 cyanophytes et 2 raphidophytes. Yang et al. (2020) identifient 85 espèces ou genres dans des bassins en Chine avec une forte contribution des chlorophycées (49 taxons), des bacillariophycées (12 taxons) et des dinophycées (10 taxons). Six genres comprenant *Coscinodiscus*,

Cymbella, *Nitzschia*, *Navicula*, *Fragilaria* et *Cyclotella* caractériseraient différentes périodes de l'élevage.

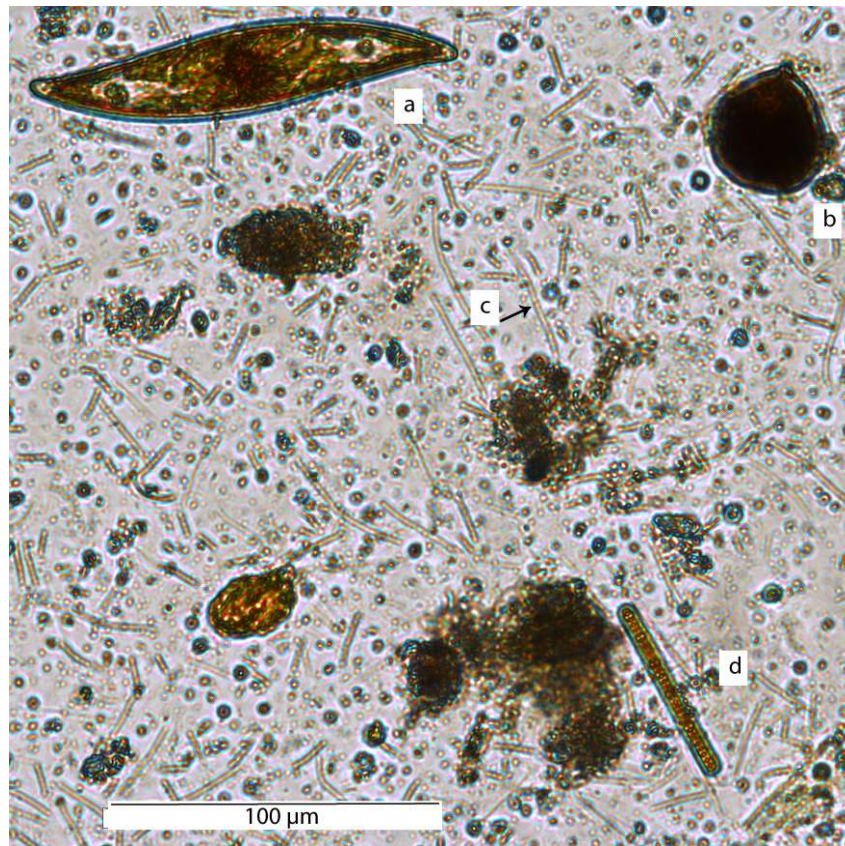


Figure V-7 : Exemple de communauté planctonique observée dans le bassin SASV5 le 10 décembre 2007. a) *Pleurosigma* sp., b) *Protoperidinium* sp., c) cyanobactérie filamenteuse, d) Oscillatoriale (© Ronan Lucas).

Sachant que la biomasse dans les bassins en NC était représentée par des espèces de petites tailles (< 20 μm), la question de la diversité de ces espèces se posait. Claude Courties a dirigé un travail lors d'une mission en NC réalisée en 2004 pour analyser la diversité des espèces procaryotes et eucaryotes à partir d'un échantillon d'eau du Bassin H de St Vincent (Courties et al., 2005b). L'eau a été pré-filtrée sur 3 μm pour la construction et l'analyse de deux banques de clones pour l'étude du picoplancton. Des images obtenues par microscopie à transmission (MET) et à balayage (SEM) ont été réalisées sur ce même échantillon. Pour les procaryotes, la banque comportait 23 ribotypes différents. Les groupes phylogénétiques étaient peu diversifiés. La majorité des clones, en fréquence et en nombre de ribotypes, était affiliée aux groupes des Cytophaga / Flavobacter / Bacteroïdes (CFB). Ces séquences représentaient 45 % de la banque et étaient réparties dans 10 ribotypes sur un total de 19 identifiés. Les autres séquences se répartissaient dans 3 groupes de même fréquence (environ 15%) : le groupe des α-Proteobactéries, celui des β-Proteobactéries et le groupe des Cyanobactéries comprenant 3 taxons (dont un sans phycoérythrine). Un groupe d'α-Protéobactéries mis en évidence est connu pour son association active à favoriser les blooms de dinoflagellés toxiques (*Alexandrium* sp., *Gymnodinium catenatum* et *Chattonella marina*). D'une façon générale, la microflore de cet échantillon semblait être très originale car les pourcentages de similitude avec les séquences répertoriées dans Genbank étaient

à l'époque faibles. Seules les séquences affiliées au genre *Synechococcus* correspondaient à des bactéries cultivées. Pour les eucaryotes, l'analyse de la banque montrait 9 ribotypes différents se répartissant dans trois groupes phylogénétiques : les Stramenopiles (Diatomées), les Dinoflagellés et les Chlorophytes. Les diatomées étaient dominées par *Chaetoceros calcitrans* (35,7% des clones).

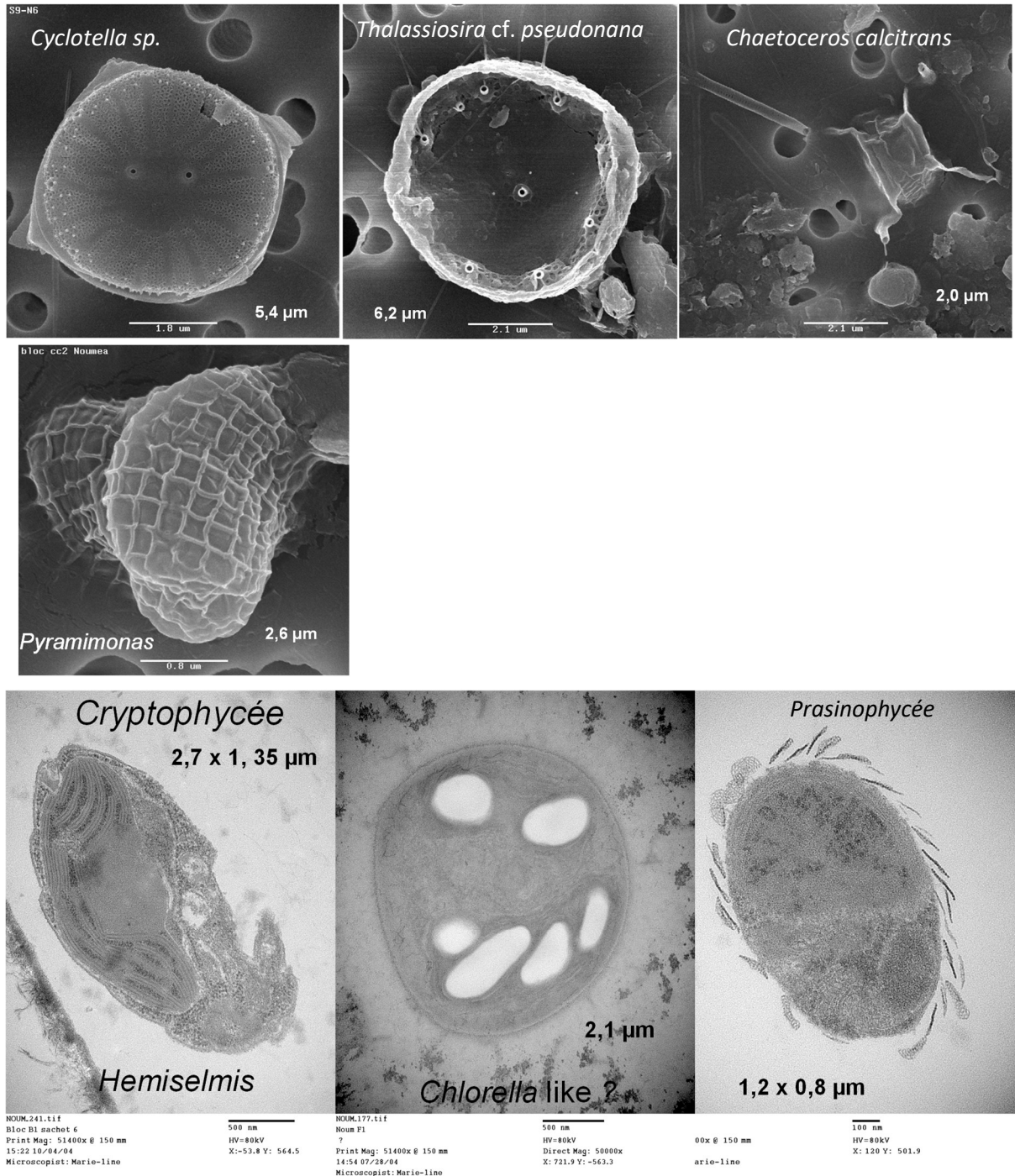


Figure V-8. Images SEM et TEM d'un échantillon d'eau du bassin H prélevé en mai 2004 (Courties et al., 2005b).

Dans le groupe des Chlorophycées, les séquences correspondaient à des organismes non décrits. Une population était affiliée aux Prasinophycées (26,8 % des clones) et une autre aux Trebouxiophycées avec 16,1 % des clones. Le troisième groupe était constitué de trois ribotypes de dinoflagellés (dont l'un représente 14,3 % des clones) appartenant à des organismes non décrits (nouveaux genres ?). Quelques photographies obtenues en MET et SEM ont permis d'identifier plusieurs espèces dont l'algue *Phaeocystis sp.* (Prymnesiophyceae) (Fig. V-8).

À partir de février 2013, dans le cadre d'une étude sur les flux benthopélagiques dans les bassins d'élevage sur la ferme SO (Hochard et al., 2019), des comptages ont été réalisés par microscopie optique tous les 15 jours dans l'eau du bassin SOA par L. Carpentier, spécialiste du suivi des algues du réseau REPHY Ifremer et présente à l'époque sur le territoire. Un bloom de l'espèce *Karenia mikimotoi* a commencé à apparaître au Jour 42 pour atteindre des abondances estimées à 8.10^3 cellules.ml⁻¹ au 56^{ème} jour d'élevage (Fig. V-9). Une semaine après ce comptage, des mortalités ont été observées dans ce bassin et attribuées au syndrome 93. Ce bloom pourrait avoir fragilisé les animaux (facteur de risque) et favoriser l'émergence de cette vibriose.

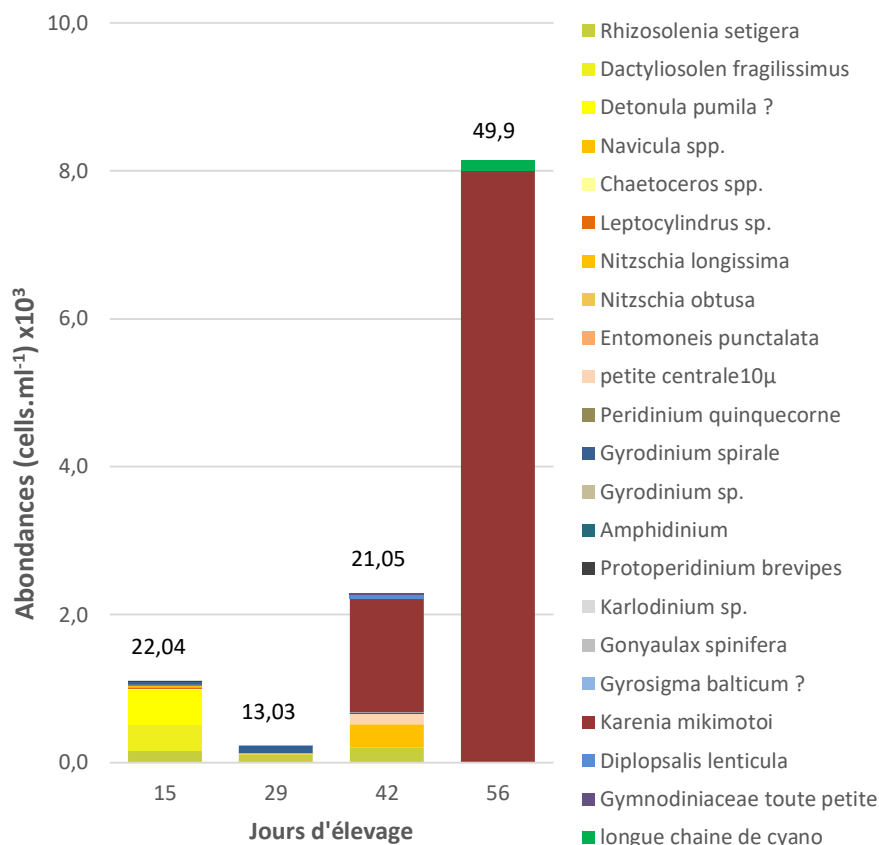


Figure V-9. Abondances des cellules observées par microscopie électronique dans le bassin A de la ferme La Sodacal à J15, J29, J42 et J56. Les comptages et les déterminations ont été réalisés par Liliane Carpentier (Ifremer – LEAD). Les valeurs au-dessus des barres indiquent les concentrations en chl a en µg.l⁻¹ dans les échantillons.

Tableau V-2. Listing des différents taxons identifiés dans les bassins d'élevage en NC par microscopie optique et/ou par biologie moléculaire.

Divisions	Famille	Genre	Espèce	Source	Référent scientifique
Bacillariophyta	Bacillariaceae	Cylindrotheca	sp.	com. pers.	Coulombier N.
Bacillariophyta	Bacillariaceae	Pseudo-nitzschia	sp.	com. pers.	Lucas, R.
Bacillariophyta	Chaetoceraceae	Chaetoceros	minimus	Magott, 2011	Nezan E.
Bacillariophyta	Chaetoceraceae	Chaetoceros	calcitrans	Courties et al, 2006	Courties C. / Guillebault D.
Bacillariophyta	Chaetoceraceae	Chaetoceros	spp.	com. pers.	Carpentier L.
Bacillariophyta	Coscinodiscaceae	Coscinodiscus	sp.	com. pers.	Lucas, R.
Bacillariophyta	Cymatosiraceae	Minutocellulus	sp.	com. pers.	Guillebault D.
Bacillariophyta	Cymatosiraceae	Arcocellulus	mammifer	com. pers.	Guillebault D.
Bacillariophyta	Cymbellaceae	nd		Della Patrona et Brun, 2006	Della Patrona L.
Bacillariophyta	Entomoneidaceae	Entomoneis	punctalata	com. pers.	Carpentier L.
Bacillariophyta	Eupodisceae	Odontella	sp.	com. pers.	Le Dean, 2013
Bacillariophyta	Fragilariaceae	Amphiprora	sp.	com. pers.	Della Patrona L.
Bacillariophyta	Hemiaulaceae	Hemiaulus	sp.	com. pers.	Della Patrona L.
Bacillariophyta	Leptocylindraceae	Leptocylindrus	sp.	com. pers.	Carpentier L.
Bacillariophyta	Lithodesmiaceae	Bellerochea	sp.	com. pers.	Della Patrona L.
Bacillariophyta	Naviculaceae	Amphora	sp.	com. pers.	Carpentier L.
Bacillariophyta	Naviculaceae	Gyrosigma	balticum ?	com. pers.	Carpentier L.
Bacillariophyta	Naviculaceae	Manguinea	sp.	com. pers.	Della Patrona L.
Bacillariophyta	Naviculaceae	Navicula	spp.	com. pers.	Carpentier L.
Bacillariophyta	Naviculaceae	Plagiotropis	sp.	Courrier Ifremer / Herlin	
Bacillariophyta	Naviculaceae	Pleurosigma	sp.	com. pers.	Lucas, R.
Bacillariophyta	Nitzschiaceae	Nitzschia	longissima	com. pers.	Carpentier L.
Bacillariophyta	Nitzschiaceae	Nitzschia	obtusa	com. pers.	Carpentier
Bacillariophyta	Rhaphoneidaceae	nd		Della Patrona et Brun, 2006	Della Patrona L.
Bacillariophyta	Rhizoleniaceae	Rhizosolenia	setifera	com. pers.	Carpentier L.
Bacillariophyta	Rhizoleniaceae	Dactyliosolen	fragilissimus	com. pers.	Carpentier L.
Bacillariophyta	Skeletonemataceae	Detonula	pumila ?	com. pers.	Carpentier L.
Bacillariophyta	Thalassiosiraceae	Cyclotella	sp.	Courties et al, 2006	Courties C.
Bacillariophyta	Thalassiosiraceae	Thalassiosira	pseudonana	Courties et al, 2006	Courties C.
Bacillariophyta	Thalassiosiraceae	nd		Magott, 2011	Nezan E.
Chlorophyta	Mamiellaceae	Mamiella	sp.	com. pers.	Guillebault D.
Chlorophyta	Mamiellaceae	Araneolasquam	boulouparis	Com. Pers.	Courties C.
Chlorophyta	incertae sedis	Picochlorum	sp.	com. pers.	Coulombier N.
Chlorophyta	Chlorodendraceae	Tetraselmis	marina	com. pers.	Coulombier N.
Chlorophyta	Pyramimonadaceae	Pyramimonas	sp.	Courties et al, 2006	Courties C.
Chlorophyta		Chlorella-like		Courties et al, 2006	Courties C.
Cryptophyta	Hemiselmidae	Hemiselmis	sp.	Courties et al, 2006	Courties C.
Cryptophyta		Cryptomonas	sp.	com. pers.	Della Patrona L.
Cyanophyta	Chroococcaceae	Gloeocapsa	sp.	com. pers.	Della Patrona L.
Cyanophyta	Chroococcaceae	Aphanothece	sp.	com. pers.	Della Patrona L.
Cyanophyta	Oscillatoriaceae	Pseudanabaena	sp.	com. pers.	Della Patrona L.
Cyanophyta	Oscillatoriaceae	Oscillatoria	sp.	com. pers.	Lucas, R.
Cyanophyta	Oscillatoriaceae	Lyngbya	sp.	com. pers.	Lucas, R.
Cyanophyta	Oscillatoriaceae	Spirulina	sp.	com. pers.	Della Patrona L.
Cyanophyta	Nostocaceae	Anabaenopsis	sp.	Magott, 2011	Nezan E.
Cyanophyta	Nostocaceae	Anabaena	sp.	com. pers.	Della Patrona L.
Cyanophyta	Synechococcaceae	Synechococcus	spp.	Courties et al, 2006	Courties C.
Dinophyta	Dinophysiaceae	Metadinophysis	sinensis	com. pers.	Nezan E.
Dinophyta	Gonyaulacaceae	Gonyaulax	spinifera	com. pers.	Carpentier L.
Dinophyta	Gymnodiniaceae	Amphidinium	sp.	com. pers.	Carpentier L.
Dinophyta	Gymnodiniaceae	Gymnodinium	sp.	Magott, 2011	Nezan E.
Dinophyta	Kareniaceae	Karenia	mikimotoi	Magott, 2011	Nezan E.
Dinophyta	Kareniaceae	Karlodinium	veneficum	Magott, 2011	Nezan E.
Dinophyta	Ceratiaceae	Ceratium	furca	com. pers.	Lucas, R.
Dinophyta	Diplopsallaceae	Diplopsalis	lenticula	com. pers.	Carpentier L.
Dinophyta	Goniodomataceae	Alexandrium	pseudogonyaulax	Courrier E. Nezan	Nezan E.
Dinophyta	Goniodomataceae	Alexandrium	tamutum	Courrier E. Nezan	Nezan E.
Dinophyta	Heterocapsaceae	Heterocapsa	pygmaea	Magott, 2011	Nezan E.
Dinophyta	Kolkwitzellaceae	Gyrodinium	spirale	com. pers.	Carpentier L.
Dinophyta	Kolkwitzellaceae	Gyrodinium	sp.	com. pers.	Carpentier L.
Dinophyta	Peridiniaceae	Scrippsiella	sp.	com. pers.	Della Patrona, L.
Dinophyta	Peridiniaceae	Peridinium	quinquecorne	com. pers.	Carpentier L.
Dinophyta	Pfiesteriaceae	Stoeckeria	sp.	Poster Journées RBE 2013	Nezan E.
Dinophyta	Pfiesteriaceae	Luciella	masanensis	Poster Journées RBE 2013	Nezan E.
Dinophyta	Protoperidiniaceae	Protoperidinium	sp.	Magott, 2011	Nezan E.
Dinophyta	Protoperidiniaceae	Protoperidinium	brevipes	com. pers.	Carpentier L.
Dinophyta	Pyrophacaceae	Protoperidinium	steinii	Lemonnier, 2007	Nezan E.
Dinophyta	Prorocentraceae	Prorocentrum	minimum	com. pers.	Nezan E.
Dinophyta	Prorocentraceae	Prorocentrum	rathymum	Magott, 2011	Nezan E.
Haptophyta	Phaeocystaceae	Phaeocystis	sp.	Courties et al, 2006	Courties C.
Raphidophyta	Heterosigmataceae	Heterosigma	akashiwo	Courrier 24/03/93	Chretiennot-Dinet M.J.

2.3.4. HABs

Man (2017) rapporte qu'une baisse de productivité des bassins d'élevage liée au développement de blooms dangereux (HABs) était jusqu'en 2017 un problème récurrent pour l'industrie de la crevette australienne. À l'image de ce qui rapporté chez nos voisins, la prolifération de certaines espèces dans les bassins de NC pourrait être associée à certaines mortalités. Plusieurs observations réalisées depuis les années 90 iraient dans ce sens. Toutefois, la diversité des espèces et des mécanismes impliqués rendent difficile le fait d'associer un type de mortalité à une espèce donnée d'autant plus que les informations dans la littérature sur la dangerosité des microalgues sur les crevettes sont rares. Ce domaine reste en effet peu étudié malgré l'importance de cette production dans l'aquaculture mondiale. Les HABs sont des blooms caractérisés par des densités cellulaires anormalement hautes et qui ont la capacité d'affecter la santé des animaux par des mécanismes chimiques ou physiques. Certaines toxines excrétées par les algues peuvent impacter la physiologie et même l'intégrité des tissus. En conditions expérimentales, les tests sont généralement réalisés sur des larves de poissons d'où le terme de ichtyotoxines régulièrement employé lorsqu'une toxicité est supposée. Concernant la production de toxine, on distingue les toxines dangereuses pour la vie marine de celles qui le sont pour la santé humaine (UNESCO, 2004). Une forte production de mucus par certaines algues peut entraîner un colmatage physique des branchies et en conséquence des perturbations physiologiques. Les blooms peuvent aussi être à l'origine d'un stress n'entraînant aucune mortalité mais favorisant l'expression des Vibrios à travers une baisse des défenses immunitaires des animaux. Man (2017) identifie 19 microalgues dont 12 dinoflagellés, 3 Raphidophytes, 2 diatomées, une Prymnesiophyte et une cyanobactérie comme potentiellement dangereuses dans les bassins de crevette australiens, chiffre qu'il considère toutefois comme surestimé (Tab. V-4). Le genre *Heterosigma sp.* et les dinoflagellés appartenant à l'ordre des Gymnodinales seraient les taxons les plus dangereux car significativement associés à une dégradation de la santé des animaux (baisse de la croissance, de l'alimentation, apparition de mortalités). Dans une moindre mesure, un effet sur les crevettes est aussi suggéré avec une cyanophyte *Pseudanabaena limnetica* et le groupe des nanoflagellés. D'autres espèces, surtout des dinoflagellés ont été identifiées en Asie et en Amérique centrale et du Sud comme potentiellement dangereuses (Tab. V-4). Les équipes Mexicaines ont particulièrement travaillé sur cet aspect (voir la revue de Alonso-Rodríguez and Páez-Osuna, 2003).

En NC, de 2009 à 2011, une série d'échantillons prélevés dans des fermes, la plupart pendant un épisode de mortalité, a été envoyée en métropole au Laboratoire Ifremer Concarneau spécialisé dans les efflorescences de dinoflagellés dangereux (E. Nezan, N. Chomerat). Les premiers résultats dans l'optique de comparer la diversité floristique entre deux fermes (AQ et SO) ont montré que les dinoflagellés hétérotrophes semblaient mieux représentés sur la ferme AQ fortement impactée par les vibrioses, alors que la présence de dinoflagellés mixotrophes comme *Alexandrium pseudogonyaulax* et *A. tamutum* n'a été relevée que sur la ferme SO. Quant aux dinoflagellés épibenthiques, *Prorocentrum rathymum* figurait à faible concentration cellulaire dans les échantillons des 2 fermes. Une espèce du genre *Karenia* potentiellement dangereuse a été observée pour la première fois. L'analyse d'une autre série d'échantillons (N = 15) a fait l'objet d'un stage de M1 intitulé « Caractérisation génétique d'espèces phytoplanctoniques isolées pendant des épisodes de mortalités dans les élevages de crevettes de Nouvelle-Calédonie » réalisé par Benjamin Magott. Il est ressorti de ce travail que la composition floristique était encore là très diversifiée. Les cyanobactéries filamenteuses (Oscillatoriales) étaient très représentées dans les échantillons ainsi que les diatomées nanoplanctoniques de la famille des Thalassiosiraceae. Concernant les dinoflagellés, cette étude a

permis de caractériser génétiquement plusieurs espèces potentiellement toxiques : *Prorocentrum rathymum*, *Karenia mikimotoi*, *Karlodinium veneficum* et *Heterocapsa pygmaea*. Ce travail a été poursuivi et a montré la présence de deux espèces de la famille des Pfiesteriaceae, *Luciella masanensis* et *Stoeckeria sp.* (Nezan et al., 2013), de plusieurs Peridinales dont *Protoperidinium cf. bipes* et de 3 dinoflagellés inconnus appartenant là aussi à l'ordre des Peridinales (Lemonnier et al., 2016).

Pour conclure, les différentes observations réalisées en NC montrent la présence de plusieurs taxons potentiellement nuisibles pour la santé des élevages. Ce travail d'identification permet aujourd'hui d'avoir une première liste de taxons à surveiller même si des études appropriées devront valider leur dangerosité. Il s'agit :

- **Le genre *Heterosigma sp.*** (Ordre des Chattonellales) : Observé dès 1993 dans une ferme associée à de fortes mortalités en Nouvelle-Calédonie (SF), *Heterosigma akashiwo* appartiendrait à ce genre qui affecterait plus particulièrement la productivité des bassins de crevettes en Australie. Outre la présence de l'espèce *H. akashiwo*, la présence d'une nouvelle espèce pour ce genre a été détectée dans ces bassins mais à notre connaissance encore non décrite (Mann, 2017). En conditions expérimentales, il a été montré par cet auteur que les crevettes sont toutefois beaucoup moins sensibles aux toxines produites par *Heterosigma sp.* que les poissons suggérant que des mortalités directement associées à ces composés sont possibles mais peu probables dans les bassins d'élevage. Les mécanismes qui impacteraient la santé des animaux quelle que soit l'espèce incriminée pour le genre *Heterosigma* ne sont à ce stade toujours pas clairs (production de mucus et encrassement des branchies, de toxines, de ROS et/ou de PUFAs) même si la présence de mucus au niveau des branchies est significativement associée à sa présence dans les bassins. Le fait que les communautés microbiennes associées à ces blooms dépendent étroitement de l'état physiologique de ces algues (Matcher et al., 2021) pourrait suggérer que la dynamique du bloom dans certaines conditions favoriserait la prolifération de certaines communautés défavorables à la santé des animaux élevés. Les milieux aquacoles (riches en nutriments) sont très favorables à la croissance de ces algues et il a été montré que *Heterosigma akashiwo* a la capacité de s'adapter à une limitation en azote dans le milieu (Li et al., 2020), lui conférant un atout compétitif dans des milieux instables. Ce genre a aussi la capacité de s'enkyster, forme qui reste viable pendant des mois (Imai et Itakura, 1999). Elle proliférerait dans certaines eaux côtières en mer rouge à cause des effluents rejetés par les élevages aquacoles (Mohamed et Al-Shehri, 2012).
- **Le genre *Alexandrium*** : La sévérité, la diversité et la distribution à l'échelle de la planète de ce genre lui confère un rôle de premier plan dans les HABs (voir la revue de Anderson et al., 2012). Ce genre comprendrait environ 40 espèces dont la moitié identifiée comme produisant des toxines (production de PSP, de spriolides, de gymnodimines et de goniodomines...). La production de toxines est très variable en fonction des clones d'une même espèce et serait favorisée lorsque le milieu est limité en phosphate (Vingiani et al., 2020). Sept d'entre-elles sont répertoriées comme ayant la capacité de phagotrophie dont *A pseudogonyaulax* que l'on retrouve dans les bassins de production en NC. C'est une espèce considérée comme nuisible de par sa production de toxines (allopathie) et de mucus produit pour immobiliser et capturer ses proies (Blossom et al., 2012). Il a été montré récemment que *A. pseudogonyaulax* a la capacité de s'adapter à des conditions de milieu en se spécialisant pour sa source de carbone

(mixotrophie vers hétérotrophie stricte) (Blossom et Hansen, 2021) mais aussi de s'enkyster (Triki et al., 2014). *Alexandrium Tamutum*, autre espèce observée dans les bassins en NC, a été décrite pour la première fois en Méditerranée en 2004 (Montresor et al., 2004). Initialement considérée comme non toxique, il a été montré récemment en utilisant un milieu limité en phosphate, même si elle ne produisait pas de saxitoxines, qu'elle était capable de produire des métabolites toxiques (Vingiani et al., 2020).



Figure V-10. Exemple de branchies avec du fouling dans des élevages de *L. stylirostris* à Tahiti (© Sébastien Hochard).

- ***Karenia mikimotoi*** (ordre des Gymnodiniales, famille des Kareniaceae) est responsable de nombreuses mortalités chez les poissons, les coquillages et de nombreux invertébrés dans les eaux côtières de nombreux pays. Cette algue est considérée comme extrêmement toxique, même si là encore les mécanismes de cette toxicité ne sont pas encore bien compris (voir la revue de Li et al., 2019). Avec des concentrations du même ordre de grandeur mesurées dans le bassin SOA en 2013 que celles rapportées par la littérature en période de mortalités, la question d'un lien de cause à effet entre ce bloom et les mortalités observées dans ce bassin une semaine plus tard attribuées initialement au syndrome 93 se pose (Fig. V-9). Cette espèce a aussi été observée dans la ferme AQ fortement impactée par des vibrioses au moment des prélèvements en 2009 (Lemonnier et al., 2016). Elle est connue pour former des blooms sur une longue durée en association avec d'autres espèces appartenant à la même niche écologique comme certaines algues appartenant au genre *Prorocentrum* (Li et al., 2019). Sa capacité d'acclimatation à de nombreuses conditions environnementales et sa mixotrophie lui permettraient d'être très compétitrice dans les phases de succession après un bloom de diatomées. La toxicité de cette espèce diffère en fonction des sous-espèces et peut cibler certaines espèces en particulier. Il n'est donc pas certain qu'elle soit directement toxique pour les crevettes mais sa présence pourrait fortement perturber le fonctionnement de l'écosystème bassin en impactant d'autres invertébrés comme les rotifères ou les copépodes pour lesquels elle peut être toxique.

Tableau V-4. Taxons suspectés comme potentiellement dangereux pour la crevette d'élevage (listing non exhaustif). D'après Alonso-Rodríguez and Páez-Osuna (2003) ; Lemonnier et al (2016) ; Mann (2017) ; Núñez Vázquez et al. (2011) ; Pérez-Morales et al. (2017) ; Yeganeh et al. (2020).

Australie	Nouvelle-Calédonie	Asie et Amérique du Sud
Raphidophytes		
<i>Fibrocapsa japonica</i>	<i>Heterosigma akashiwo</i> (1)	<i>Chattonella</i> spp. (MA, ME)
<i>Heterosigma</i> sp.		
<i>Pseudochattonella</i>		
Dinoflagellés		
<i>Alexandrium tamarense</i>	<i>Alexandrium pseudogonyaulax</i>	<i>Alexandrium tamarense</i> (CH; TW)
<i>Azadinium</i> sp.	<i>Alexandrium tamatum</i>	<i>Akashiwo sanguinea</i> (ME)
<i>Cochlodinium</i> sp.	<i>Heterocapsa pygmaea</i>	<i>Dinophysis caudata</i> (ME)
<i>Dinophysis caudate</i>	<i>Karenia mikimotoi</i>	<i>Gymnodinium</i> sp. (CH)
<i>Gymnodinium</i> spp.	<i>Karlodinium venificum</i>	<i>Gyrodinium instriatum</i> (EC)
<i>Heterocapsa rotundata</i>	<i>Luciella masanensis</i>	<i>Gymnodinium catenatum</i> (ME)
<i>Karenia mikimotoi</i>	<i>Prorocentrum minimum</i>	<i>Heterocapsa</i> sp. (ME)
<i>Karlodinium</i> sp.	<i>Prorocentrum rathymum</i>	<i>Prorocentrum minimum</i> (ME)
<i>Noctiluca scintillans</i>	<i>Protoperidinium cf bipes</i>	<i>Pyrodium bahamense</i> (MA)
<i>Prorocentrum minimum</i>	<i>Protoperidinium steinii</i>	<i>Noctiluca scintillans</i> (CH)
<i>Prorocentrum rathymum</i>		<i>Margalefidinium polykrikoides</i> (ME)
<i>Takayama</i> sp.		
Diatomées		
<i>Pseudonitzschia</i> (groupe des <i>Pseudonitzschia pungens</i> /		<i>Nitzschia navis-varingica</i> (VT)
Prymnesiophytes		
<i>Chrysochromulina</i> spp.	<i>Phaeocystis</i> sp.*	<i>Prymnesium parvum</i>
Cyanobactéries		
<i>Oscillatoria</i> spp.	<i>Oscillatoria</i> spp.	<i>Synechocystis diplococcus</i> (ME)
	<i>Anabaenopsis</i> sp.	<i>Trichodesmium erythraeum</i> (ME)
		<i>Schizothrix calcicola</i> (ME)

VT Vietnam ; MA : Malaisie ; CH : chine ; ME : Mexique, EC : Equateur ; TW taiwain

- ***Karlodinium venificum*** (ordre des Gymnodinales, famille des Kareniaceae) est un dinoflagellé mixotrophe (photosynthèse et phagotrophie) de 8 à 12 µm responsable de nombreuses mortalités de poissons (Hall et al., 2008 ; Place et al., 2012). IL présente des activités ichthyotoxiques, hémolytique, cytotoxique et algicides (Mooney et al., 2010) et est associé à une famille de toxines appelée karlotoxines. Une forte densité cellulaire en milieu naturel n'implique pas forcément un évènement ichtchytoxique et dans toutes les populations, des souches plus ou moins virulentes (voir non virulentes) coexistent. En revanche des abondances faibles peuvent conduire à des mortalités massives. En conditions expérimentales, les mortalités de larves de poisson s'observent uniquement après lyse des cellules (Mooney et al., 2010). La production de toxines serait favorisée dans des milieux de cultures limités en P, par de fortes concentrations en CO₂ et par la présence de proies (cryptophytes) (Fu et al., 2010 ; Mooney et al., 2010 ; Place et al., 2012). L'analyse des conditions environnementales suggère

qu'une abondance élevée de *K. venificum* en phase de senescence associée à une anoxie expliquerait la mortalité de poissons observée dans un estuaire en Australie (Adolf et al., 2015). L'ajout d'une saumure enrichie en azote dans une eau côtière de type oligotrophe favoriserait les blooms de *K. venificum* (Raveh et al., 2019). Sur le modèle artémia, la toxicité est fonction de la densité algale. Il a été observé une agrégation de ces algues sur les extrémités des appendices des artémia (Yang et al., 2018).

- ***Prorocentrum rhathymum*** (ordre des Prorocentrales) est un dinoflagellé épibenthique que l'on retrouve dans les environnements tropicaux et subtropicaux. Cette algue a été observée dans le cadre de mortalités dans les élevages de crevettes en NC, en Australie et au Mexique (Tab. V-4). Caillaud et al. (2010) montrent qu'elle est susceptible de produire une neurotoxine l'acide okadaïque en faible quantité. Elle a été observée dans le cadre d'une marée rouge au Myanmar en association avec deux autres dinoflagellés *Prorocentrum shikokuense* et *Alexandrium affine* (Su-Myat et Koike, 2013).



Figure V-11. Amas de *Prorocentrum rhathymum* sur les appendices d'une post-larve du bassin 2 de Webuihoone (© José Herlin).

- ***Prorocentrum minimum*** (longueur de 14 à 20 μm ; largeur 10-15 μm) : Cette algue forme des marées rouges dangereuses pour les écosystèmes littoraux tempérés et subtropicaux (Ajani et al., 2018). L'expansion de ce dinoflagellé à l'échelle de la planète a clairement été montrée en lien avec l'eutrophisation du littoral (revue de Heil et al., 2005). Il serait potentiellement toxique pour l'homme suite à une ingestion de coquillages mais aucun consensus scientifique n'a été trouvé à ce sujet. De nombreux clones ne présenteraient en effet aucune toxicité et de nombreux résultats en laboratoire semblent contradictoires. Son mode d'action est généralement associé à une dégradation de l'environnement (anoxie, changement de pH, atténuation de la lumière) lorsque sa biomasse devient trop importante. En milieu naturel comme dans les bassins (Burford, 1997), les blooms suivent communément des blooms de diatomées (*Skeletonema costatum*). Une association (allélopathie) avec *Heterosigma akashiwo* est aussi reportée. Sa prolifération serait favorisée par de fortes intensités lumineuses. Comme de nombreux dinoflagellés, cette algue a la capacité de se nourrir de cyanobactéries de type *Synechococcus* (Jeong et al., 2005) mais aussi de cryptophytes, d'haptophytes, de diatomées et d'autres dinoflagellés. Elle est fortement adaptée car très flexible aux conditions très variables des systèmes eutrophes à hypereutrophes (croissance rapide, utilise une grande variété de nutriments et adaptée à des

conditions physico-chimiques très variables). Des mortalités liées à un bloom de *P. minimum* dans les bassins d'élevage de crevettes ont été rapportées par de nombreux auteurs. La croissance de cette algue serait favorisée par les acides humiques et une fertilisation inadaptée (Alonso-Rodríguez and Páez-Osuna, 2003). Mu et al. (2019) ont démontré qu'une exposition à cette algue peut induire un stress oxydant et une apoptose chez la crevette. Les mécanismes liés à cette toxicité restent à ce stade inconnus. Elle peut aussi induire par sa capacité à produire du mucus un colmatage des branchies défavorable à la santé des animaux (Mann, 2017), phénomène rapporté aussi en NC.

- ***Phaeocystis sp.*** (Classe des Prymnesiophyceae) : La présence de cette algue a été montrée en 2005 par microscopie électronique dans les bassins d'élevage en NC (Courties et al., 2005b ; Fig. V-12). Au moins six espèces dont la plus connue *P. globosa* ont été décrites dans la littérature à partir des séquences ARNr. Elles appartiendraient à 3 clades (voir la revue de Wang et al., 2021). Dans sa forme solitaire, sa taille est comprise entre 3 et 10 μm . Elle forme aussi des colonies dans une matrice de gel de polysaccharide qui peuvent atteindre 3 cm de diamètre et laisse sur les plages une épaisse couche d'écume. Cette algue pourrait être en partie responsable de l'écume qui se forme dans les bassins d'élevage. Les blooms apparaissent après un bloom de diatomées dans des environnements riches en nitrates et/ou en urée et en lien avec des changements du ratio Si/N et Si/P. L'apparition de ces blooms en Europe ou en Chine s'accompagne de pertes économiques massives pour l'aquaculture et la pêche d'où son classement en HABs. *P. Globosa* est capable d'émettre des composés hémolytiques.

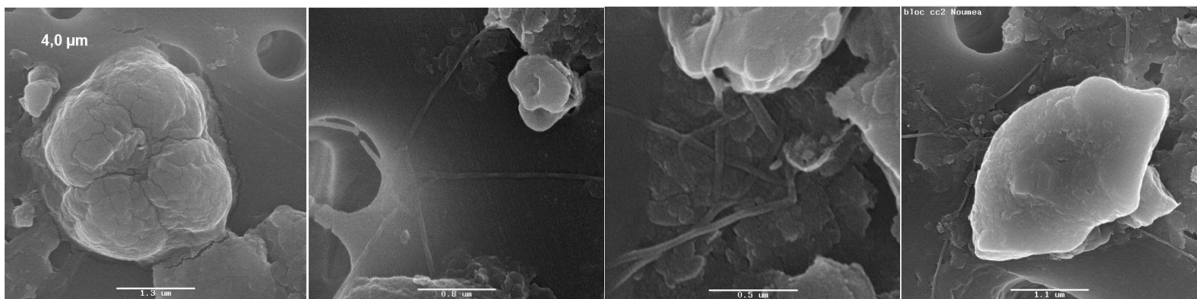


Figure V-12. Microscopie électronique (SEM) d'un échantillon prélevé dans le bassins H de la station de Saint-Vincent en mai 2004. L'échantillon est bien caractérisé par la présence de filaments s'accrochant en étoiles typiques de *Phaeocystis sp.* (Courties et al., 2005b).

- ***Luciella masanensis*** (famille des Pfiesteriaceae, ordre des Thoracosphaerales) ressemble très fortement à *Pfiesteria piscicida* et aux autres dinoflagellés de type « Pfiesteria-like ». Ce groupe de dinoflagellés hétérotrophes rassemble des espèces très difficiles à identifier et de petites tailles (< 20 μm). Il suscite de l'intérêt depuis le début des années 90 suite à de fortes mortalités qu'il provoque chez les poissons dans les écosystèmes côtiers (Moestrup et al., 2014). *Luciella masanensis* a été décrit pour la première fois en 2007 (Mason et al., 2007). Cette algue est décrite comme un prédateur de nombreuses dinoflagellés.

- ***Heterocapsa pygmaea*** (ordre des Peridinales) (8,9 x 13,5 µm). Présente dans les bassins en période de mortalité, elle serait potentiellement toxique. Mais il y a très peu d'information dans la littérature sur l'écologie de cette espèce.
- **Les Cyanobactéries**
Les cyanobactéries sont un embranchement des bactéries improprement appelées algues bleues. Ce ne sont pas des algues mais bien des bactéries unicellulaires ou coloniales. En aquaculture, leur prolifération résulte de l'eutrophisation. Elles sont considérées comme indésirables (Paerl and Tucker, 1995). Elles peuvent produire des métabolites secondaires toxiques comme les microcystines et les saxitoxines qui conduisent à la mort des organismes élevés, à une dégradation du statut nutritionnel des animaux et/ou de leur santé. Certaines ont la capacité de produire les composés comme la geosmine et la 2-Methylisoborneol (MIB) qui induisent une odeur et un goût désagréable pour les produits (Smith et al., 2008). *Oscillatoria* sp., *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena* sp. et *Anabaenopsis* sp (Cyanobactérie filamenteuses) sont les quatre genres susceptibles d'affecter la production de crevettes.

2.3.5. De nouveaux taxons

Le genre *Araneolasquam* : Une culture picoplanctonique réalisée par C. Courties à partir d'un échantillon prélevé dans un bassin a permis d'isoler un nouveau genre de phytoplancton picoeucaryote. Ce picoeucaryote nommé *Araneolasquam boulouparis* (strain 144-2) de la classe des Prasinophycées a été identifié à plusieurs reprises par MET sur des échantillons prélevés en 2009 dans les eaux des bassins de production (Fig. V-13). Il mesure entre 1 et 1,5 µm, montre une ultrastructure cellulaire très simple et semble produire de nombreuses écailles spécifiques tout autour de sa surface. L'analyse pigmentaire de cette souche (Zapata et al., 2000) a été réalisée en testant trois traitements différents qui variaient en fonction de la lumière et de la composition du milieu de culture. Elle a révélé la présence de MgDVP, d'uriolide, de trans-neoxanthine, de prasinoxanthine, de violaxanthine, de micromonal, d'antheraxanthine, de zeaxanthine, de dihydroluteine, de chlorophylle b, de chlorophylle a, de chlorophyllide a, de βcarotène et de 8 pigments non identifiés (dont Unknown carotenoïd Mp). La présence des pigments « prasinoxanthine, uriolide, micromonal et dihydroluteine » montre que *A. boulouparis* fait partie des Prasinophytes de type 3b comme *Micromonas pusilla* (Latasa et al., 2004). Cette souche ne contient pas de lutéine. Un arbre phylogénétique basé sur l'ADNr 18S a été construit en y incluant d'autres prasinophytes. Ce nouveau taxon serait très proche de *Crustomastix* malgré des morphologies très différentes. Ces travaux ont été réalisés au Laboratoire ARAGO de Banyuls sur Mer.

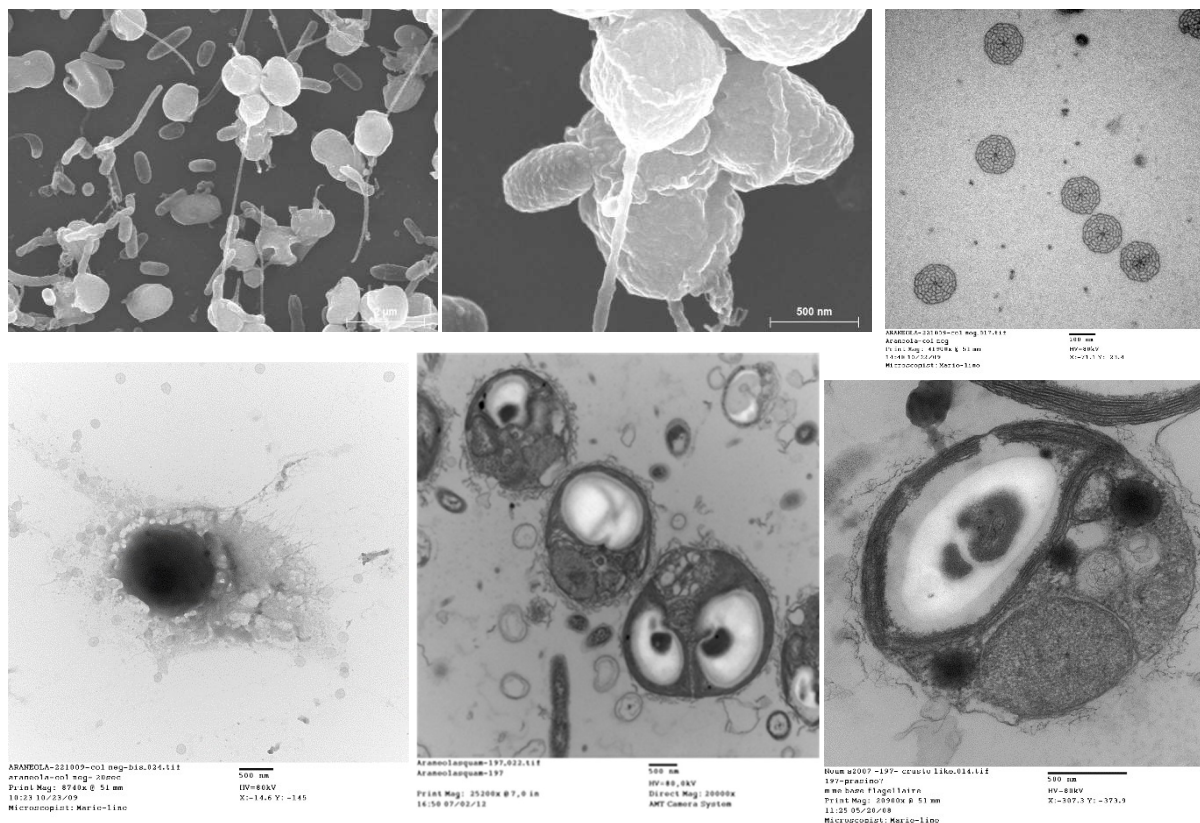


Figure V-13. Etude par microscopie électronique à transmission (MET) et à balayage (SEM) :

- (a) Cellules avec leurs flagelles avec de nombreuses bactéries (SEM),
- (b) Détail de la précédente avec flagelles droit et équatorial (SEM),
- (c) Coloration négative et MET des écailles de 130 nm produites par les cellules,
- (d) Cellule entière avec sa gangue de polysaccharides recouverte d'écailles (MET),
- (e) Coupes fines de 3 cellules avec chloroplastes et grains d'amidon, noyau, golgi et écailles (MET),
- (f) Cellule avec chloroplaste (et ADN chloroplastique visible), noyau, golgi produisant des écailles et sans doute (à droite de l'écaille dans une vésicule) un corps basal de flagelle (MET).

Le groupe UNK : Les données de cytométrie montraient la présence d'un groupe cellulaire dénommé UNK qui présentait une faible fluorescence en FL3, pas de fluorescence en FL2 (sans phycoérythrine) et dont la signature était très proche du genre *Prochlorococcus*. Pour essayer d'identifier le ou les taxons présents dans ce groupe, nous avons procédé à un tri cellulaire avec un cytomètre sur un échantillon frais ramené de NC au Laboratoire ARAGO de Banyuls sur mer. Après avoir collecté les cellules du groupe UNK, nous avons procédé à une analyse phylogénétique de l'ARNr 16S et 18S. Comme attendu, ce groupe était essentiellement associé à des cellules procaryotiques appartenant aux phylums suivants : Proteobacteria (59%), Cyanobactéria (32%) et Bacteroidetes (7%). Pour les cyanobactéries, 30% des séquences étaient affiliées à *Synechococcus* et 34% à la bactérie *Candidatus pelagibacter*. Le groupe UNK serait donc associé à une *Synechococcus* très commune dans les bassins mais à ma connaissance très rarement observée dans les eaux côtières par cytométrie.

Le genre *Metadinophysis* a été proposé pour la première fois en 1941 sur la description d'une nouvelle espèce *Metadinophysis sinensis* (Nie et Wang, 1941). Ce genre considéré comme très rare a été

observé dans un échantillon prélevé dans un bassin de la ferme FAO en 2012 (Chomérat et Nézan, com. pers., Fig. V-14). Il a été rapporté en 2012 sur les côtes du Myanmar (Su-Myat et al., 2012) et plus récemment sur les côtes du Brésil (Jesus Affe et al., 2019).

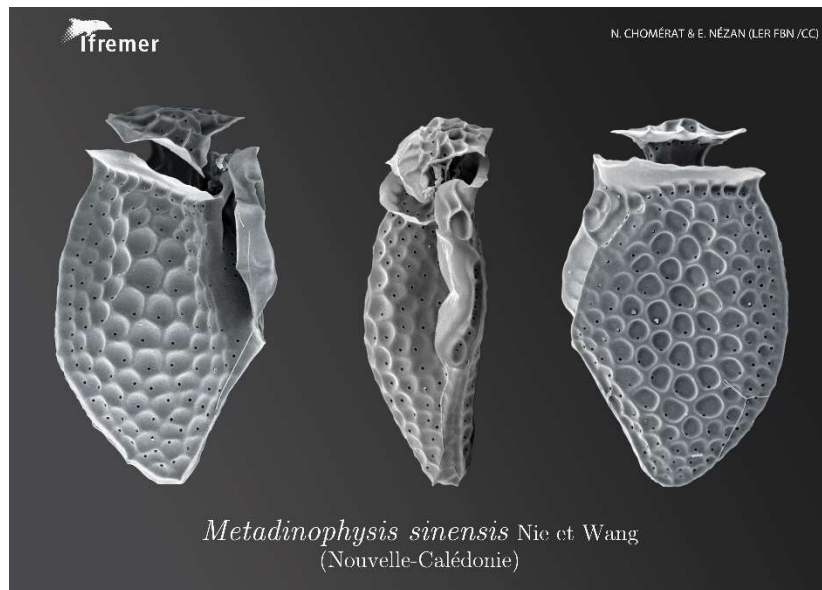
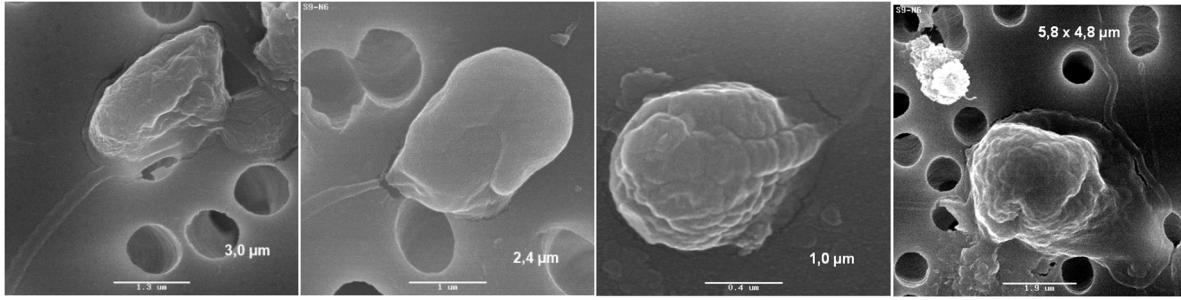
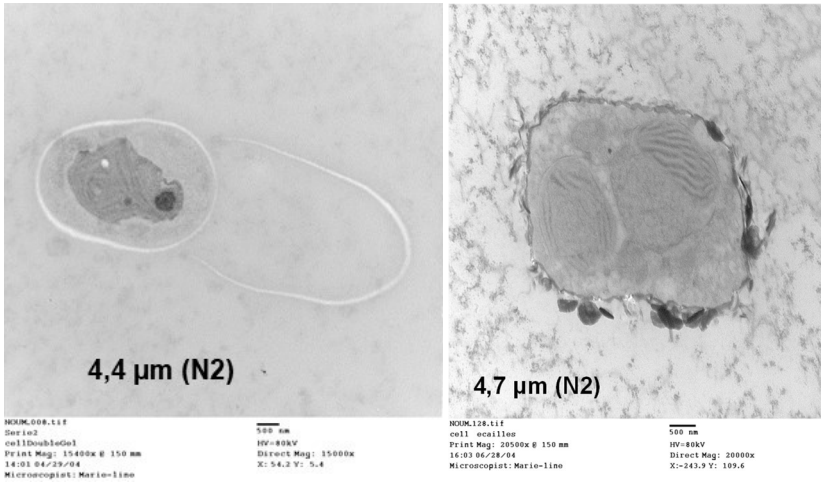


Figure V-14. SEM du taxon *Metadinophysis sinensis* collecté dans un bassin d'élevage de la ferme FAO (© Chomérat et Nézan).

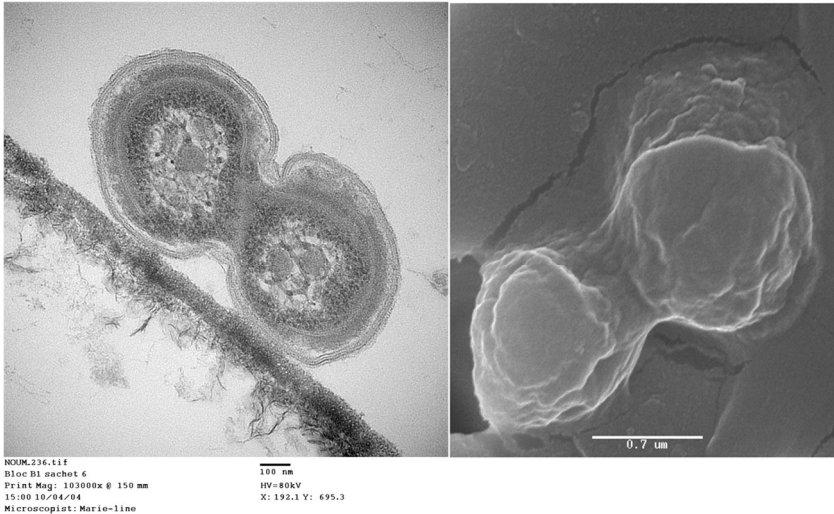
Le nombre de taxons jusqu'ici répertorié dans les bassins calédoniens reste relativement peu élevé (≈ 60) comparativement aux nombres rapportés en Australie ou en Chine (> 140) dans des agrosystèmes similaires. Il est probable que de nombreux taxons appartenant aux Chlorophytes, aux Cyanophytes et aux Bacillariophytes n'aient pas encore été répertoriés. Chez les dinofytes un effort devra être entrepris pour identifier les taxons appartenant au nanophytoplancton. L'ordre des péridiniales comprend au moins 3 taxons qui restent à ce stade inconnus.



Flagellés non-identifiés



Nanophytoplankton



Cyanobactéries

Figure V-15. Exemples d'images SEM et MET de taxons indéterminés (Courties et al., 2005b)

3. Dynamique du phytoplancton

Les études réalisées en NC sur l'écosystème « bassin aquacole crevette » de 1997 à 2004 montraient que les biomasses phytoplanctoniques des bassins semi-intensifs étaient très largement dominées par du phytoplancton de très petite taille (Lemonnier et al. 2010 ; Thomas et al. 2010) dont la production photosynthétique relative peut être supérieure à celle des eaux du lagon oligotrophe (Herbland, unpublished data). Dans les élevages plus intensifiés, une augmentation de la proportion en nanophytoplancton, en abondance comme en biomasse apparaissait, alors que le microphytoplancton restait comparativement peu abondant (Lemonnier et al., 2010 ; Lucas et al., 2010). Ces observations sont paradoxales car dans les milieux hypereutrophes, où les biomasses chlorophylliennes atteignent des valeurs très élevées, il existe en général une relation directe entre le degré d'eutrophie et la taille du phytoplancton (Hecky and Kilham, 1988 ; Cloern, 2001). Parallèlement, de nombreux travaux ont montré que la limitation d'un seul nutriment (azote, phosphore ou silice) entraîne une structuration des communautés phytoplanctoniques vers la dominance de petites cellules, souvent inférieures à 3 μm (Chisholm 1992 ; Herbland et al. 1998). Et ce n'est pas seulement l'échelon primaire qui est affecté, mais toute la structure de taille du réseau trophique planctonique dont elle est la source d'énergie (Riegman et al., 1993 ; Sautour et al., 2000).

S'est alors posée la question de savoir si une limitation d'un sel nutritif était la cause de la dominance des populations picoplanctoniques dans les bassins. Une alimentation et/ou une fertilisation plus équilibrée (rapport N/P proches du rapport de Redfield) aboutirait-elle au développement de communautés phytoplanctoniques différentes, en particulier de plus grandes tailles, susceptibles d'être plus favorables aux espèces consommées par les crevettes ?

La question du contrôle de cette dynamique se posait comme moyen de lutte. Une alimentation et/ou une fertilisation plus équilibrée (rapport N/P proche du rapport de Redfield) aboutirait-elle au développement de communautés phytoplanctoniques plus stables sur la durée de l'élevage ? S'accompagnerait-elle d'une baisse des mortalités dues au syndrome d'été ?

Des expérimentations en mésocosmes sur le mode de la « batch culture » ont été conduites afin d'identifier les limitations ou les modulations apportées par l'azote et le phosphore sur la croissance du phytoplancton dans le cadre d'un doctorat réalisé par Ronan Lucas¹³. Cette démarche s'est poursuivie par des expérimentations *in situ* sur des bassins expérimentaux de production à fond de terre dans le but de reproduire cette culture semi-continue pour observer dans une première expérience l'effet d'une fertilisation sur la diversité, l'abondance et la dynamique du phytoplancton puis dans une seconde l'effet d'une fertilisation organique sous forme d'aliment. Le phytoplancton a été suivi par sa biomasse en chl *a*, sa fluorescence et par cytométrie en flux. Après 2010, nous avons poursuivi ce travail sur la dynamique du phytoplancton par différentes expériences réalisées en

¹³ Ce doctorat a été encadré par le Dr. Alain Herbland jusqu'à son départ à la retraite puis par le Dr. Philippe Gouletquer. Je suis intervenu dans le cadre de cette thèse en dernière année en accord avec son nouveau directeur de thèse pour aider le doctorant à structurer et à analyser ses données et à écrire son manuscrit. Après la publication d'un premier article (Lucas et al., 2010) et la rédaction d'une première version de son manuscrit de thèse, Ronan a abandonné son doctorat.

utilisant des mésocosmes avec l'objectif de reproduire ce qui nous observons dans les bassins d'élevage.

3.1. Études en bacs

Étude 1 : Réponse des communautés phytoplanctoniques de fond de baie à un apport élevé et ponctuel en sels nutritifs

Deux séries d'expériences ont été conduites, la première en août et la seconde en septembre 2006. Pour chaque série, 10 bacs de 2 m³ ont été mis en eau pour tester 5 traitements différents : 2 sans fertilisation, 2 fertilisés avec du phosphate sous forme de S.T.P. (P) seul, 2 fertilisés avec de l'urée (N) et du phosphate selon un ratio de 16 (at./at.), 2 fertilisés avec de l'urée et 2 fertilisés avec du nitrate de potassium (KNO₃) et du S.T.P. selon un ratio de 16 (at./at.). Les traitements ont été appliqués en début d'expérience. L'eau provenait du fond de la baie de Saint-Vincent. Les sels nutritifs ont été assimilés par la communauté phytoplanctonique uniquement dans les bacs fertilisés à la fois avec N et P. L'augmentation de la fluorescence a été observée à partir du 6^{ème} jour pour atteindre un maximum autour du 8^{ème} jour. La dynamique du bloom différait en fonction de la série expérimentale. L'augmentation de la biomasse a pu être attribuée à une croissance de cellules nanoplanctoniques malgré une dominance initiale dans les bacs en cellules picoplanctoniques. Les analyses des échantillons par cytométrie en flux ont aussi montré une croissance des picoeucaryotes à J4 dans la série n°2 dans les bacs fertilisés. Elles ont également montré dans les bacs fertilisés uniquement avec P une légère augmentation des abondances de *Syn* entre J4 et J8 dans la série 1 et un bloom à J6 dans la série 2 suggérant un possible développement de cyanobactéries diazotrophes (Biegala & Rimbault, 2008).

Étude 2 : Réponse des communautés phytoplanctoniques de fond de baie à un apport élevé et ponctuel en sels nutritifs avec différents rapports stœchiométriques

Deux séries d'expériences ont été conduites en juillet 2006. Pour chaque série, 10 bacs ont été mis en eau pour tester 5 traitements différents : 2 sans fertilisation, 2 fertilisés avec uniquement de l'urée, 2 fertilisés avec de l'urée et du TSP selon un ratio de 5 (at./at.), 2 fertilisés avec de l'urée et du S.T.P. selon un ratio de 16 (at./at.) et 2 fertilisés avec de l'urée et du S.T.P. selon un ratio de 45 (at./at.). Les traitements ont été appliqués en début d'expérience.

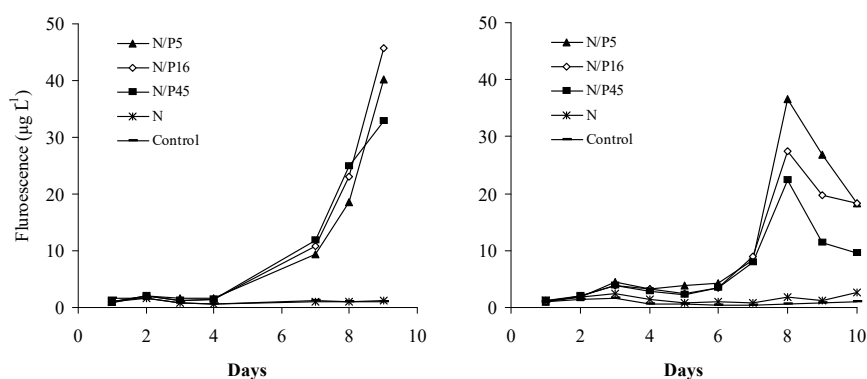


Figure V-16. Évolution de la fluorescence en fonction des traitements pour les 2 séries d'expérience (N : azote ; P : phosphore ; Control : témoin) de l'étude 2.

Ces travaux confirment les résultats obtenus précédemment avec une augmentation de la fluorescence à partir du 6^{ème} jour pour atteindre un maximum autour du 8^{ème} dans les bacs fertilisés à la fois avec de l'azote et du phosphore (Fig. V-16). La dynamique phytoplanctonique varie significativement ($p < 0,05$) en fonction de la série expérimentale. Cette expérience n'a pas permis de montrer un effet des rapports stœchiométriques (N/P5, N/P16 et N/P45) sur l'intensité et la diversité cytométrique des blooms suggérant une forte plasticité des communautés. Là encore, l'augmentation de la biomasse dans les bacs fertilisés avec N et P était associée à une croissance des algues nanoplanctoniques (Fig. V-17).

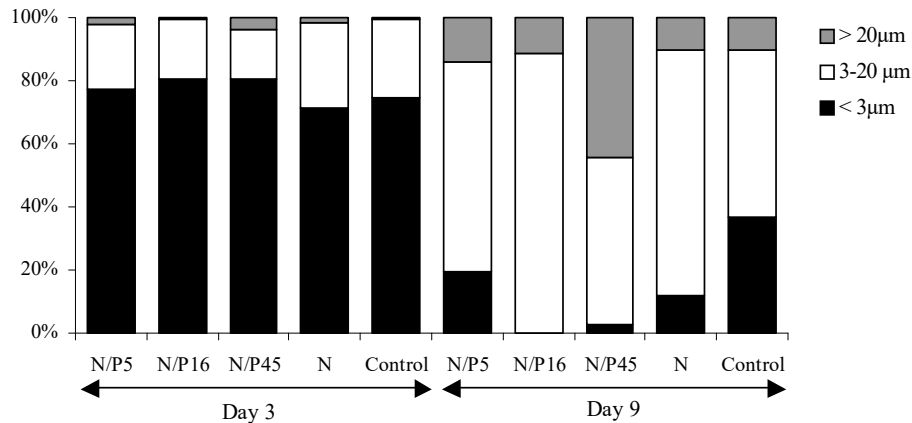


Figure V-17. Évolution des classes de taille après différents protocoles de fertilisation au cours d'une expérience réalisée dans des mésocosmes à la station de Saint-Vincent. Chaque barre représente la moyenne des résultats obtenus sur deux mésocosmes.

Conclusions : L'ajout d'un seul élément, N ou P, influe pas ou peu sur la biomasse phytoplanctonique initiale. En revanche, l'ajout simultané des deux éléments a pour réponse un accroissement de la biomasse chlorophyllienne et une modification des communautés phytoplanctoniques avec le développement d'un bloom nanoplanctonique. Ces résultats sont conformes à ce qui a été observé dans une grande variété d'écosystèmes marins (Agawin et al., 2000). Ils suggèrent aussi une co-limitation par l'azote et le phosphore des eaux de fond de baie comme observée par exemple pour les eaux oligotrophes du bassin Est-méditerranéen (Kress et al., 2005 ; Zohary et al., 2005), mais aussi une capacité importante des communautés phytoplanctoniques du lagon à se développer dans des milieux déséquilibrés en N ou en P.

Le bloom phytoplanctonique apparaît à partir du 6^{ème} jour pour culminer au 8^{ème} ou au 9^{ème} jour. Ce pic de biomasse ne se maintient que très peu de temps à son niveau maximal. Lors d'une expérience préliminaire réalisée en période chaude, le bloom est apparu plus rapidement et a atteint son max au 5^{ème} jour. Que ce soit en été ou en hiver, la phase de croissance est relativement longue comparativement à celles observées dans d'autres expériences en mésocosmes (Agawin et al., 2000 ; Kress et al., 2005 ; Zohary et al., 2005).

3.2. Expérimentations en bassins de terre

Les études ont été réalisées sur le site de la SASV dans des bassins en terre d'environ 1500 m². Deux séries de fertilisation ont été réalisées. La première visait à tester les apports en urée, en nitrate et en phosphate sur le compartiment phytoplanctonique. L'objectif était d'entretenir un niveau de biomasse chlorophyllienne compatible avec le « bon fonctionnement du bassin ». Il s'agissait de trouver les meilleurs paramètres pour lesquels la biomasse phytoplanctonique était la moins variable possible. La seconde conduite dans le même esprit visait à tester une fertilisation organique en augmentant le taux de nutrition des animaux sur la dynamique du phytoplancton.

Effets des apports en urée, nitrate et phosphore sur les communautés phytoplanctoniques

Les animaux ont été ensemencés en février 2007 à une densité initiale de 18 crevettes.m⁻². La ration alimentaire a été calculée à partir d'une courbe de nutrition théorique et ajustée à la biomasse présente dans chaque bassin. Le protocole de fertilisation a été établi de la manière suivante : deux bassins ont été fertilisés avec de l'urée et du super triple phosphate (TSP) (Urée et P), deux avec du nitrate de potassium (KNO₃ (KNO3) (N et P) et du phosphore (TSP) et deux avec de l'urée seul (urée), traitement considéré comme témoin de la situation pratiquée alors sur le territoire par les éleveurs. Le protocole de fertilisation prévoyait un apport hebdomadaire de 0,15 g.m⁻² en azote et de 0,008 g.m⁻² en phosphore. La survie finale a été en moyenne de 60% (52 – 79%) pour un poids moyen à la pêche de 20 g. Des mortalités « type syndrome d'été » ont été observées entre J55 et J87.

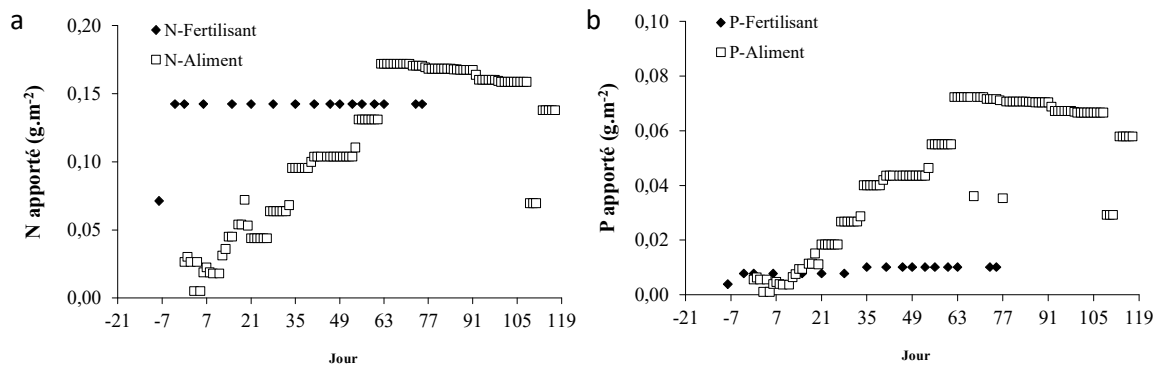


Figure V-18. Apports moyens journaliers (a) en azote ($N_{\text{aliment}} = 6,6\%$) et (b) en phosphore ($P_{\text{aliment}} = 1,4\%$) dans les bassins dans le cadre d'une expérimentation conduite sur la fertilisation des bassins. Deux bassins sur les 6 n'ont pas été fertilisés avec du phosphore. L'apport journalier en aliment a été au maximum de 5,2 g.m⁻².j⁻¹.

Au cours de cette expérience, aucun effet traitement n'a été montré. La dynamique phytoplanctonique a été similaire dans tous les bassins. Immédiatement après la mise en eau, suite à une augmentation des concentrations en sels nutritifs dans la colonne d'eau, la teneur en chl *a* a atteint des valeurs élevées. Ce pic de biomasse est retombé très rapidement avant l'ensemencement des crevettes (fig. V-19). On observe par la suite une croissance régulière de la chl *a* pour atteindre un maximum à J69. Après ce pic, les valeurs ont rapidement diminué pour se stabiliser autour de 30 µg.l⁻¹ jusqu'à la pêche finale en lien avec la diminution des apports en azote. L'apport de phosphore en plus de l'azote ne semble avoir eu aucune conséquence notable sur la biomasse mais aussi sur la structuration des communautés mesurée par cytométrie. L'apport de l'azote sous forme d'urée ou sous forme de nitrate de potassium n'a pas montré non plus le moindre effet sur le compartiment phytoplanctonique. Ce résultat pourrait suggérer que le phosphore n'était pas limitant pour la croissance du phytoplancton

dans la phase d'eutrophisation du système sur les 60 premiers jours d'élevage. Les données de cytométrie indiquent que l'eutrophisation des milieux s'accompagne d'une augmentation des abondances en cyanobactéries UNK. Dans la fraction < 20 µm, la fluorescence mesurée par cytométrie ici utilisée comme proxy de la production photosynthétique serait majoritairement associée aux PEU. La fluorescence totale était en moyenne sur la totalité de l'expérience due à 55%, 26% 20% rétrospectivement aux PEU, au NAN et aux SYN (UNK + SYN).

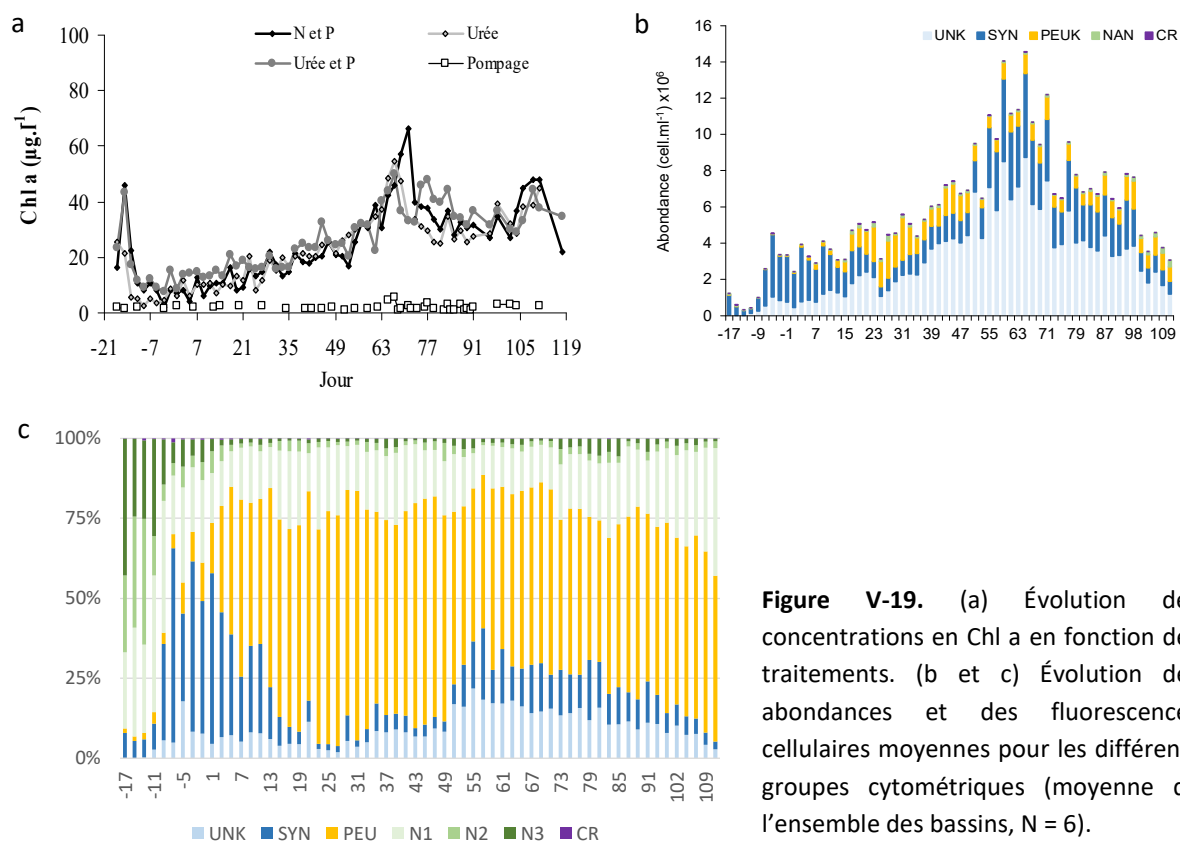


Figure V-19. (a) Évolution des concentrations en Chl a en fonction des traitements. (b et c) Évolution des abondances et des fluorescences cellulaires moyennes pour les différents groupes cytométriques (moyenne de l'ensemble des bassins, N = 6).

Effets de la fertilisation organique par l'alimentation sur les communautés phytoplanctoniques

L'ensemencement a eu lieu en août 2007 dans 6 bassins de 1500 m² avec des post larves P20 à une densité de 18,2 animaux.m⁻². La ration alimentaire a été calculée à partir d'une courbe de nutrition théorique. Le suivi de la consommation de l'aliment par les crevettes a pris pour cette expérimentation une importance particulière. En effet, deux modes de gestion de l'alimentation ont été appliqués : une nutrition moins (F-), minimisant au maximum les restes sur les mangeoires et une nutrition plus (F+) ne tenant pas ou peu compte des restes observés. La quantité d'aliment a divergé après 55 jours d'élevage (fig. V-20).

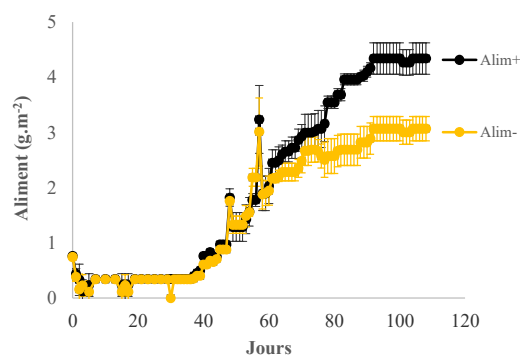


Figure V-20. Évolutions de l'alimentation dans les 2 traitements.

Une légère mortalité a été observée sur l'ensemble des bassins entre J52 et J98. Elles ont été associées à la présence de *V. nigrispulchritudo*, souche HP (Walling et al., 2010). Même si les moribondes comptabilisées sur les berges ont été plus élevées sur le traitement F⁺ que sur le traitement F⁻, les survies finales n'ont pas montré de différence significative (53% en moyenne pour les deux traitements).

Cette expérience a montré un effet significatif ($p > 0.05$) du taux de nutrition (F⁺/F⁻) sur le compartiment phytoplanctonique (biomasse chlorophyllienne, abondance en PEU et en NAN de type N3) (Fig. V-21) mais aussi sur le compartiment bactérien (abondance totale, abondances en HNA et LNA). Un écart d'alimentation à partir de J50 a favorisé la croissance et le % de fluorescence des PEU, puis et de manière successive avec la durée d'élevage les groupes N1 et N3 (Fig. V-21b, d). La variance pour les abondances des pico et des nanoeucaryotes est aussi plus élevée en F⁺ qu'en F⁻. Les abondances en PEU augmentent quel que soit le traitement de J40 jusqu'à la fin du suivi. UNK est devenue progressivement la picocyanobactérie dominante.

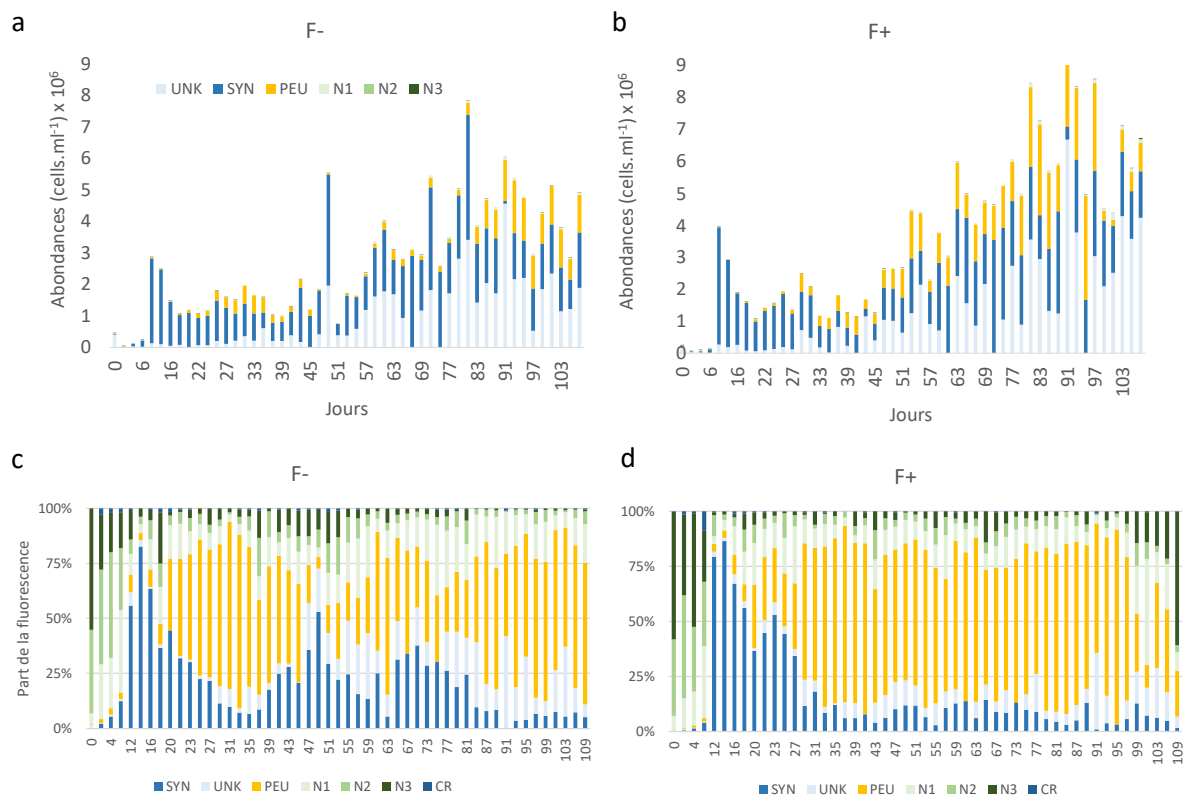


Figure V-21. Abondances et fluorescences moyennes (en % de la fluorescence totale) pour les traitements F⁻ et F⁺ en fonction du temps pour les différents groupes cytométriques.

3.3. Expérimentation en mésocosmes

Effets des apports organiques et de la bioturbation sur les communautés

Sachant que la dynamique du phytoplancton est fortement drivée par la densité en élevage, l'objectif de cette expérience conduite dans 16 mésocosmes de 1,72 m² était de déconvoluer le signal lié à

« l'effet densité ». Augmenter la densité signifie non seulement augmenter la quantité de matière organique injectée dans le système mais aussi l'effet « bioturbation » par les animaux. Ce travail a été réalisé dans le cadre d'un stage de Master 1 et publié dans le journal *Aquatic Microbial Ecology* (Lemonnier et al., 2017). Le plan d'expérience était un plan factoriel incluant deux facteurs : la densité (D) en animaux avec 3 modalités (0, 4 et 12 animaux au m²) et l'accès des animaux au sédiment avec deux modalités (avec accès S⁺ ou sans accès S⁻). L'augmentation des apports en aliment a conduit à une eutrophisation de la colonne d'eau caractérisée par une augmentation de la chl *a*, de l'abondance cellulaire et de la taille des cellules (Fig. V-22). La bioturbation a favorisé la minéralisation de la matière organique par la boucle microbienne conduisant à un recyclage plus rapide des sels nutritifs et à une augmentation de la production primaire tout en améliorant la capacité tampon de l'agrosystème. La communauté phytoplanctonique a montré une très forte résilience face aux traitements. Un changement dans les communautés dominées initialement par le groupe Diatomées + dinoflagellés vers des algues vertes a coïncidé avec une évolution des conditions météorologiques et du pool azoté dans les mésocosmes. La production algale était dans ces conditions expérimentales limitée par le phosphore puis par la lumière en fonction du degré d'eutrophisation du système. La vitesse de croissance des espèces phytoplanctoniques serait le facteur qui permettrait aux espèces de dominer la communauté dans ce système très dynamique.

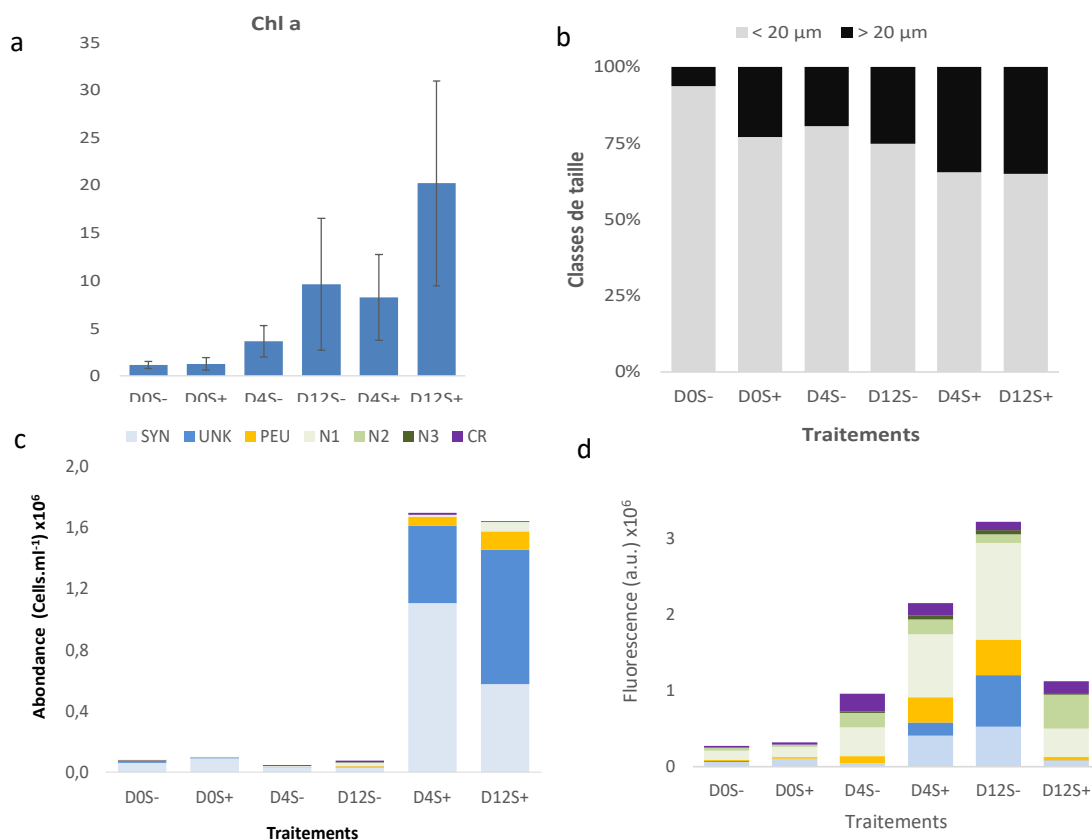


Figure V-22. (a) Moyennes de la chl *a* sur l'ensemble des échantillons ; (b) moyennes des classes de taille observées dans les différents traitements ; (c) moyennes des abondances des différents groupes cytométriques (données cumulées) dans les différents traitements ; Fluorescences moyennes des différents groupes cytométriques pour les différents traitements (en % de la fluorescence totale).

4. Discussion

4.1. La diversité phytoplanctonique

Le phytoplancton dans les bassins d'élevage est très diversifié. À ce stade, cette diversité reste encore insuffisamment décrite avec seulement une soixante de taxons alors que l'on pourrait s'attendre à en comptabiliser plus de 140, nombre rapporté par exemple dans les élevages Australiens. Les observations montrent la présence de taxons encore inconnus en particulier chez les Peridinales. Ceux observés au sein des communautés dans les bassins aquacoles ne sont généralement pas les mêmes que ceux observés dans le lagon (Jacquet et al., 2006). L'environnement bassin reflète sans doute beaucoup plus les taxons présents dans les systèmes les plus côtiers qui sont aussi ceux qui ont été les moins étudiés. Il pourrait favoriser l'émergence et la prolifération de certaines algues habituellement peu présentes ou même rares et donc difficile à identifier en milieu naturel. L'étude de cette diversité doit être poursuivie à la fois pour comprendre le fonctionnement de cet agrosystème, analyser l'influence de la qualité des eaux côtières sur la diversité des espèces observées dans les bassins mais aussi le risque de prolifération de certaines espèces nuisibles en zone côtière. À titre d'exemple, *Alexandrium sp.* n'a jamais été observé dans les eaux lagunaires (Jacquet et al., 2006) alors que deux espèces distinctes ont pu être identifiées dans les bassins. Un risque de prolifération de ce genre comprenant de nombreuses espèces très dangereuses dans les zones impactées par les effluents n'est pas à exclure.

Les HABs n'ont été pris en compte que très récemment par les éleveurs en Australie comme facteur à l'origine d'une baisse des performances de leurs élevages. Trois d'entre-eux ont été relevés par Mann (2017) afin d'expliquer ce manque d'intérêt : (i) une occurrence des HABs à priori aléatoire et imprévisible au sein d'une même ferme, entre les ferme, pendant le cycle de production et entre les saisons ; (ii) des fermiers qui ont tendance à travailler de manière autonome sans concertation avec les autres ; (III) de mauvais diagnostics réalisés sur les fermes comme des vibrioses diagnostiquées alors que ce ne serait au final que des causes secondaires. Ces facteurs pourraient s'appliquer aussi en NC devant le manque d'intérêt de la profession pour cette problématique. Un autre facteur qui pourrait concerner le territoire est celui du manque de formation de certains éleveurs à la détermination du phytoplancton par microscopie optique.

Concernant les HABs, aucune toxicité n'a été formellement montrée pour les taxons supposés nuisibles et présents dans les bassins d'élevage en NC en période de mortalité. Une telle démonstration nécessite d'engager un travail sur la physiologie pour chaque taxon et/ou la recherche de toxines. Il est toutefois remarquable d'observer autant d'algues considérées comme dangereuses (*L. masanensis*, *P. rhatyum*, *K. venificum* et *K. mikimotoi*) dans les bassins d'une ferme (AQ) dont la production est considérée comme fortement perturbée par des vibrioses (Lemonnier et al., 2016). De fortes mortalités associées à des crises anoxiques dues à la prolifération de certaines espèces ont été observées à maintes reprises dans les bassins d'élevage. Les dinoflagellés *Karenia mikimotoi* et la raphidophyte *Heterosigma akashiwo* sont bien connus et à l'origine de tels phénomènes dans les écosystèmes côtiers aux USA (Anderson et al., 2021). La production de mucus par les algues peut aussi conduire à une asphyxie partielle des animaux par colmatage de leurs branchies.

4.2. La dynamique du phytoplancton

En conditions expérimentales, différentes cultures sont possibles pour produire du phytoplancton (Herbland, 2007). La culture en « batch » est la plus simple. Plusieurs nutriments nécessaires à sa croissance sont introduits dans un récipient de culture dans lequel le phytoplancton est maintenu jusqu'à la fin du cycle. Le système est clos. Quatre phases de développement vont être observées : L, une phase de latence ; E, une phase de croissance très active dite « exponentielle » ; S, une phase stationnaire ; D une phase de déclin. Ces phases ont pu être reproduites dans les mésocosmes à partir d'une population naturelle dominée par le picoplancton. L'ensemble du cycle dure environ 10 à 14 jours après l'ajout des fertilisants et conduit à produire du NAN qui culmine après 5 à 9 jours en fonction des conditions météorologiques. Lors de ces expériences, cette classe de taille a été la plus compétitive pour capter les nutriments ajoutés. La tendance naturelle sera donc à l'image de ce que nous observons dans les bassins d'élevage à la mise en place de blooms ponctuels de NAN en réponse à des pulses en nutriments (Lucas et al., 2010).

Une autre forme de culture est la culture en chémostat avec un apport en continu de nutriments dans le récipient de culture. Un égal volume d'eau est ajouté et retiré du récipient. Une partie de la biomasse produite sera exportée. La biomasse dans le chémostat va donc dépendre du taux de dilution de la culture et du taux de croissance des cellules. L'objectif est de stabiliser la production en adaptant les apports en nutriments au taux de dilution pour obtenir un taux de croissance optimal. Un bassin d'élevage est au final assez proche de ce type de « culture en chémostat » puisqu'il y a un apport d'eau, de nutriments (fertilisants/aliments) et une vidange qui se font généralement de façon continue tout au long de l'élevage. Toutefois, contrairement à une culture en chémostat, les intrants (aliments et eau de renouvellement) vont augmenter au cours de l'élevage, ces deux variables devant s'ajuster au mieux pour maximiser la croissance du phytoplancton dans l'objectif de le maintenir le plus stable possible. Les variables environnementales (T° , lumière) ainsi que les caractéristiques des communautés à l'entrée du système sont des variables supplémentaires qui ajoutent de la complexité au modèle général. L'objectif de l'éleveur sera de trouver le meilleur compromis entre apports en nutriments et dilution de son milieu pour éviter toute efflorescence (**système batch culture**) et obtenir un système suffisamment résilient pour faire face aux variations des conditions météorologiques.

Les communautés dans le lagon sont généralement dominées par des picocyanobactéries (*Prochlorococcus* et *Synechococcus*) et des picoeucaryotes en abondance comme en biomasse. Elles sont freinées dans leur croissance par la disponibilité restreinte en azote (Jacquet et al., 2006 ; Thomas et al., 2010). Si l'objectif est d'atteindre des biomasses très au-delà de ce que l'on observe dans le lagon ($< 2 \mu\text{g.l}^{-1}$), le phosphore devient bien évidemment lui aussi limitant. Ces verrous nutritifs qui contrôlent l'écosystème dans le lagon se trouvent supprimés au niveau du bassin aquacole par un apport continu de nutriments sous forme de matière organique apportée par l'aliment pour nourrir les animaux. Le réseau trophique qui se met alors en place dans la colonne d'eau des élevages semi-intensifs est dominé par une population picophytoplanctonique active et plurispécifique et associé à une boucle microbienne très active. Si les *Synechococcus* dominent en début d'élevage, ils vont être progressivement remplacés par une autre picocyanobactérie UNK puis par des picoeucaryotes dominés par des diatomées (e.g. *Chaetoceros calcitrans*) et /ou des algues vertes (Prasinophycées). Comme nous l'avons montré dans des bassins expérimentaux (§ 3.2), ce système peut se maintenir durant tout un élevage parce que les éléments qui le dirigent, comme l'apport en aliment et en fertilisants, les renouvellements d'eau évacuant les déchets se déroulent de la façon la plus régulière

possible et s'approchent ainsi des caractéristiques d'une culture continue. Les populations qui se développent dans cet environnement montrent une résilience élevée face aux changements environnementaux qui peuvent leur être imposés (Lemonnier et al., 2017).

Différentes comparaisons réalisées entre des bassins de terre fertilisés ou non en urée et en STP ont montré l'intérêt de cette pratique afin de stimuler la chaîne trophique (Della Patrona et al., 2004). Cette stimulation est favorable à la croissance des animaux et à la productivité du système. Toutefois, la première expérience de fertilisation en bassins de terre réalisée dans le cadre de la thèse de Ronan Lucas n'a pas permis de mettre en évidence un quelconque intérêt de l'ajout de phosphore en plus de l'azote et de fertiliser avec des nitrates plutôt qu'avec de l'urée. En effet, contrairement à ce qui a été observé lors des expériences en mésocosmes réalisées au cours de cette thèse, durant laquelle aucune croissance phytoplanctonique ne s'était faite après l'ajout d'un seul élément nutritif, les différentes populations phytoplanctoniques ont pu croître dans tous les bassins même ceux uniquement fertilisés à l'urée. Les sources d'éléments nutritifs sont bien évidemment plus nombreuses dans un système comme le bassin aquacole à fond de terre, ce qui expliquerait pourquoi, même sans ajout de phosphore, le phytoplancton a pu croître. L'aliment serait la principale source de ces éléments nutritifs. Les expériences conduites en mésocosmes suggéraient aussi une capacité de ces populations phytoplanctoniques à se développer dans des milieux pour lesquels les rapports N/P sont très éloignés du rapport de Redfield. Ces études ne montrent donc pas l'utilité dans ces conditions d'élevage de fertiliser les bassins avec des engrais phosphorés. L'azote serait le nutriment le plus limitant pour la production primaire.

Toutefois, il a été montré qu'un apport significatif (**effet batch culture**) et soudain en nutriments dans cet agrosystème peut induire un renversement ponctuel de la domination du picophytoplancton sur le nanophytoplancton modifiant dès lors la relation établie entre les bactéries et le compartiment phytoplanctonique (Lucas et al., 2010). Cet apport peut être dû à l'éleveur lorsqu'il distribue des fertilisants comme le montrent les études en mésocosmes et à une augmentation des flux à l'interface eau-sédiment sous l'action du vent et/ou des aérateurs au cours de l'élevage comme le suggèrent certaines études en bassin (Lemonnier et al., 2006 ; Lucas et al., 2010). Ce renversement des populations devient durable (**retour vers une culture en chémostat**) pour les élevages plus intensifs (ou sur-nourris) caractérisés par des apports en aliment plus importants (Lemonnier et al., 2010). Il s'expliquerait aussi par une forte bioturbation de l'interface eau-sédiment mais aussi par la disparition du microphytobenthos, processus qui conduit à la mise en place d'un couplage à l'interface eau – sédiment et à un apport de NH_4^+ vers la colonne d'eau (Hochard et al., 2019). Cet apport devient une source supplémentaire en azote que le phytoplancton doit être en mesure d'assimiler. Avec l'augmentation concomitante de la turbidité, la lumière devient un facteur limitant de la production primaire introduisant un facteur supplémentaire de déstabilisation (Lemonnier et al., 2019). Ce motif général d'évolution se met en place d'autant plus rapidement que la dynamique d'apport en aliment est intense au cours de l'élevage. L'objectif de l'éleveur est ici la recherche d'une croissance maximale de ses animaux à travers une augmentation des taux de nutrition. Si cette stratégie fonctionne pour certains élevages, elle peut toutefois engendrer dans certains cas une forte variabilité de la colonne d'eau caractérisée par de fortes variations du rapport N/P, des phases successives de dominances du pico puis du nanophytoplancton (Lemonnier et al., 2006 ; 2010 ; Lucas et al., 2010).

Si l'azote est le facteur limitant pour les élevages les moins intensifiés (aliment $< 5 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$), le phosphore deviendrait progressivement l'élément limitant pour des élevages dont l'alimentation

serait supérieure à $5 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. Le rapport N/P (mole/mole) de l'aliment est en effet de 10,5 et l'apport alimentaire en phosphore pourrait ne pas être suffisant pour assurer une stabilité du système alors que l'azote aurait tendance à s'y accumuler. Les communautés caractérisées par une dominance des cellules nanoeucaryotiques qui vont se développer avec l'eutrophisation progressive du système pourraient être beaucoup plus sensibles à une limitation en phosphore que les communautés picoplanctoniques. L'analyse des flux à l'interface eau-sédiment apporte un éclairage supplémentaire à la situation. Les flux de phosphates sont maximums entre 5 et 7 semaines d'élevages après l'ensemencement. Les flux en NH_4^+ deviennent maximums après 9 semaines d'élevage lorsque le sédiment passe du statut autotrophe à celui d'hétérotrophe (Hochard et al., 2019). Ce décalage temporel des apports N et P du sédiment vers la colonne d'eau pourrait favoriser un déséquilibre ou du moins engendrer une fragilité de cet agrosystème et être à l'origine de la capacité ou non d'un bassin à maintenir la stabilité de son compartiment phytoplanctonique. Différents travaux ont soulevé la question du rôle du sédiment comme source de variabilité de la colonne d'eau (Lemonnier et al., 2010). Un excès d'azote qui se serait accumulé en première partie d'élevage (en lien avec les conditions physico-chimiques) pourrait être relargué en début de seconde partie d'élevage et constituerait un pulse favorable à un bloom de nanophytoplancton. Un milieu trop limité en phosphates (phosphates non disponibles – milieu trop réduit) ne permettrait pas au bloom de nanophytoplancton de se maintenir conduisant à une forte instabilité du milieu.

5. Conclusions et perspectives

Les évolutions des communautés et de leurs diversités restent assez peu comprises dans les bassins d'élevages tropicaux, les études se concentrant généralement et uniquement sur les taxons de grandes tailles ($> 20 \mu\text{m}$). Alors que ces environnements peuvent servir de modèle pour les études en écologie, ils sont au final assez méconnus. Comme nous l'avons montré à travers les différents suivis et expériences conduites, ils permettent de travailler avec une reproductibilité suffisante pour identifier certains processus impliqués dans l'eutrophisation des milieux tropicaux et d'extraire les effets liés aux conditions météorologiques. Les différents travaux exposés dans ce chapitre ont ainsi permis de mieux comprendre l'évolution de ce compartiment et les facteurs qui le contrôlent. Toutefois, il reste encore de nombreuses interrogations et des sources d'information encore insuffisamment exploitées.

Les microalgues sont sur quelques fermes régulièrement suivies par les éleveurs. Il existe des milliers d'observations réalisées depuis plus de trente ans. Cette source d'information sans doute très incomplète et mal renseignée pourrait faire l'objet d'une analyse pour déterminer si elle peut être utile pour des études sur la diversité et l'évolution des communautés sur le long terme. La mise en place d'une base de données pourrait permettre en utilisant les nouvelles techniques développées dans le domaine des big data de compléter nos connaissances sur ce compartiment.

Les outils moléculaires ont été jusqu'ici trop peu utilisés pour décrire la diversité microbienne dans les élevages. Le suivi de l'ADNe permettrait d'analyser les communautés en tenant compte de leur classe de taille, leur évolution à l'échelle de l'élevage mais aussi la variabilité entre les fermes en fonction des caractéristiques de l'eau introduite dans le système. Il permettrait en outre d'identifier de nouveaux indicateurs d'eutrophisation et de la qualité du milieu qui tiendraient compte de la composition des communautés qui se succèdent. Cet outil pourrait être utilisé pour suivre l'impact des effluents sur les

eaux côtières afin de cibler les taxons les plus problématiques. Différents outils doivent être développés pour détecter et si possible quantifier les espèces identifiées comme potentiellement nuisibles. La PCRq serait sans doute un outil adapté.

À l'image du travail réalisé en Australie, une étude à grande échelle doit être menée pour compléter notre connaissance sur la diversité des taxons, sur l'identification de nouvelles espèces et sur les risques associés à la présence de certains taxons. À mon initiative, un travail de ce type a débuté en NC dans le cadre du suivi REC à partir de 2011. Le fait de ne pas avoir associé une personne compétente dédiée spécifiquement à ce projet a entraîné son arrêt en 2015. Malgré la collecte de nombreuses données, ce relatif échec ne doit pas compromettre le fait de relancer un projet dans ce domaine.

Les différents travaux menés montrent bien une augmentation des classes de taille en lien avec l'eutrophisation de l'écosystème. Toutefois, le microphytoplancton (> 20 µm) ne domine que rarement le compartiment autotrophe et ne semble pas adapté pour s'implanter durablement. Le nanophytoplancton (entre 2 et 20 µm) ne dominerait ce compartiment qu'avec la mise en place d'un couplage benthopélagique et un apport significatif en azote. Ce nutriment lorsqu'il est limitant serait plutôt favorable au développement du picophytoplancton (< 2 µm) à l'image de ce que nous observons dans le lagon. La vitesse de croissance des espèces semble être une clé importante pour qu'une espèce puisse s'implanter et perdurer dans l'écosystème bassin (Lemonnier et al., 2017).

L'une des grandes interrogations en matière d'écologie des bassins concerne le contrôle **Top – Down du phytoplancton**. Quel rôle jouent les prédateurs dans la dynamique du phytoplancton ? Les premiers comptages de nanoflagellés par cytométrie en flux montrent des abondances élevées (données non publiées). De nombreuses espèces observées dans les bassins crevetticoles ont une capacité de phagotrophie. On peut par exemple citer le genre *Alexandrium* avec *A. Tamarense*, le genre *Gymnodinium* avec *G. catenatum* et le genre *Heterocapsa* avec *H. rotundata*. La prédation sur le genre *Synechococcus* a été montrée pour de nombreux dinoflagellés par Jeong et al (2005). Ces informations soulignent la possibilité d'une relation de cause à effet entre bloom de cyanobactéries et la présence de certains dinoflagellés. Il est par exemple intéressant d'observer de nombreux taxons qui ont la capacité de phagotrophie dans un milieu caractérisé par une prolifération très importante de picocyanobactéries lors de nos travaux sur la ferme AQ, dont le schéma de production était fortement perturbé par les vibrioses (Lemonnier et al., 2016).

Une eutrophisation trop rapide du milieu augmente les risques de déséquilibre du milieu. Une évolution la plus progressive possible des populations (du pico vers le nanophytoplancton et/ou procaryotes vers eucaryotes unicellulaires) lors du processus d'eutrophisation est essentielle pour assurer une stabilité environnementale. Si une variabilité importante du milieu a accompagné l'émergence du syndrome d'été, sa stabilisation a été envisagée comme moyen de lutte contre cette maladie. Dans les expériences en bassin de terre réalisées dans le cadre de la thèse de Ronan Lucas, la stabilisation du milieu a bien été obtenue mais ne s'est pas accompagnée d'un arrêt des mortalités. Elles ont été toutefois plus faibles (mortalités chroniques) comparativement aux mortalités observées (pics de mortalités successifs et massifs) dans des milieux plus perturbés (Lemonnier et al. 2006, Lemonnier et al. 2010).

Le système sera d'autant moins capable d'absorber les effets de l'eutrophisation liés à l'alimentation que les conditions physico-chimiques de départ dans les sédiments seront défavorables (pH bas, sédiments réduits). Elles conduiraient même à une déstabilisation précoce des conditions d'élevage

avec une prolifération des picocyanobactéries qui peuvent atteindre des densités records (Lemonnier et al., 2016). Augmenter les taux de nutrition dans ces conditions induit une déstabilisation encore plus importante du système. Des diminutions du taux de protéine (et donc des apports en azote) mais aussi des taux de nutrition doivent être envisagées afin de diminuer l'impact de l'alimentation sur le milieu d'élevage et augmenter sa résilience face aux changements météorologiques. Une fertilisation avec du phosphore pourrait être envisagée en seconde partie d'élevage. Mais sa mise en place devra faire l'objet d'une étude adaptée pour identifier les bénéfices mais aussi les risques liés à une telle pratique avant qu'elle puisse être appliquée sur les fermes de production.

6. Références

- Adolf, J.E, Bachvaroff, T.R, Deeds, J.R, Place, A.R., 2015. Ichthyotoxic *Karlodinium veneficum* (Ballantine) J Larsen in the Upper Swan River Estuary (Western Australia): Ecological conditions leading to a fish kill. Harmful algae, 48, 83-93.
- Agawin, N.S.R., Duarte, C.M., Agusti, S., 2000. Nutrient and temperature control of the contribution of picoplankton to phytoplankton biomass and production. Limnol. Oceanogr. 45, 591-600.
- Ajani, P.A., Larsson, M.E., Woodcock, S., Rubio, A., Farrell, H., Brett, S., Murray, S.A., 2018. Bloom drivers of the potentially harmful dinoflagellate *Prorocentrum minimum* (Pavillard) Schiller in a southeastern temperate Australian estuary. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 215, 161-171.
- Alonso-Rodriguez, R., and Páez-Osuna, F., 2003. Nutrients, phytoplankton and harmful algal blooms in shrimp ponds: A review with special reference to the situation in the Gulf of California. Aquaculture, 219 (1-4), 317-336.
- Anderson, D. M, Alpermann, T. J, Cembella, A. D, Collos, Y., Masseret, E., Montresor, M., 2012. The globally distributed genus *Alexandrium*: Multifaceted roles in marine ecosystems and impacts on human health. Harmful algae, 14, 10-35.
- Anderson, D.M, Fensin, E., Gobler, C.J, Hoeglund, A.E, Hubbard, K.A, Kulis, D. M, Landsberg, J.H, Lefebvre, K.A, Provoost, P., Richlen, M.L, Smith, J.L, Solow, A.R, Trainer, V.L., 2021. Marine harmful algal blooms (HABs) in the United States: History, current status and future trends. Harmful algae, 102.
- Biegala, I.C., Raimbault, P., 2008. High abundance of diazotrophic picocyanobacteria (< 3 µm) in a Southwest Pacific coral lagoon. Aquatic Microbial Ecology 51, 45-53.
- Blossom, H.E., Daugbjerg, N., Hansen, P.J., 2012. Toxicmucus traps: A novel mechanism that mediates prey uptake in the mixotrophic dinoflagellate *Alexandrium pseudogonyaulax*. Harmful Algae 17, 40–53.
- Blossom, H.E., Hansen, P.J., 2021. The loss of mixotrophy in *Alexandrium pseudogonyaulax*: Implications for trade-offs between toxicity, mucus trap production, and phagotrophy. Limnol Oceanogr, 66, 528-542.
- Burford, M., 1997. Phytoplankton dynamics in shrimp ponds. Aquaculture Research 28, 351-360.
- Burford, M.A., 2005. Relative uptake of urea and ammonium by dinoflagellates or cyanobacteria in shrimp mesocosms. Hydrobiologia 549 (1), 297-303.
- Burford, M.A., Pearson, D.C. 1998. Effect of different nitrogen sources on phytoplankton composition in aquaculture ponds. Aquat. Microb. Ecol 15(3), 277-284.
- Burford, M.A., Costanzo, S.D., Dennison, W.C., Jackson, C.J., Jones, A.B., McKinnon, A.D., Preston, N.P., Trott, L.A., 2003. A synthesis of dominant ecological processes in intensive shrimp ponds and adjacent coastal environments in NE Australia. Marine Pollution Bulletin 46, 1456–1469.
- Caillaud, A., de la Iglesia, P., Campàs, M., Elandaloussi, L., Fernández, M., Mohammad-Noor, N., Andree, K., Diogène, J., 2010. Evidence of okadaic acid production in a cultured strain of the marine dinoflagellate *Prorocentrum rhathymum* from Malaysia. Toxicon, 55(2-3), 633-7.
- Cardozo, A.P., Britto, V.O., Odebrecht, C., 2011. Temporal variability of plankton and nutrients in shrimp culture ponds vs. adjacent estuarine water. Pan-American Journal of Aquatic Sciences 6(1), 28-43.
- Casé, M., Leca, E.E., Leita, S.N., Sant'Anna, E.E., Schwamborn, R., Travassos de Moraes Junior, A., 2008. Plankton community as an indicator of water quality in tropical shrimp culture ponds. Marine Pollution Bulletin 56, 1343-1352.
- Chisholm, S.W., 1992. Phytoplankton size. In: Falkowski PG, Woodhead AD (eds.) Primary productivity and biogeochemical cycles in the sea. Plenum Press, New York, pp. 213-237.

- Cloern, J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 210, 223-253.
- Cortés-Altamirano, R., Páez-Osuna, F., Guerrero-Galván, S.R., Esparza-Leal, H.M., 1995. Variación diaria del fitoplancton y los abióticos en un estanque camaronícola salobre en el sur de Sinaloa, México. *Hidrobiológica*, 5, 45-55.
- Courties, C., Bœuf, G., 2004. Mesures en cytométrie en flux du picoplancton autotrophe et hétérotrophe : un outil de contrôle de la qualité des eaux de fermes d'élevage de crevettes. *In* : Styli 2003. Trente ans de crevetticulture en Nouvelle-Calédonie. Nouméa-Koné, 2-6 juin 2003. IFREMER Ed., Actes Colloques, 38 : 147-150.
- Courties C., Lemonnier H., Herbland A., 2005a. Structure et évolution des peuplements picoplanctoniques de bassins aquacoles mesurés en cytométrie en flux lors des deux syndromes en Nouvelle Calédonie. Ecosystèmes et crevetticulture en Nouvelle-Calédonie : Résumé du séminaire Ecosystèmes et crevetticulture en Nouvelle-Calédonie, Nouméa 22-24 juin 2005, IFREMER/DAC ed., Nouvelle-Calédonie.
- Courties C., Bourrain M., Chrétiennot-Dinet M.-J., Escande M.-L., 2005b. Diversité du peuplement planctonique d'un bassin d'élevage de la ferme de St Vincent, résultats préliminaires obtenus par l'analyse des ARNr 16S et 18S et par observation en microscopie électronique. Résumé du séminaire Ecosystèmes et crevetticulture en Nouvelle-Calédonie, Nouméa 22-24 juin 2005, IFREMER/DAC ed., Nouvelle-Calédonie.
- Cremen, M.C.M., Martinez-Goss, M.R., Corre, Jr. V.L., Azanza, R.V., 2007. Phytoplankton bloom in commercial shrimp ponds using green-water technology. *J Appl Phycol* 19, 615-624.
- Delgado, G., Arencibia, G., De la Paz, L., Nodar, R.E., 1996. Red tide in shrimp culture ponds in Cuba. *Rev.Cuba. Investig. Pesq.* 20 (1), 23–24.
- Della Patrona, L., Chim, L., Capo, S., Lemaire, P., Brun, P., Martin, J.L.M., 2004. Stimulation de la chaîne trophique naturelle dans les bassins d'élevage de *Litopenaeus stylirostris* : influence sur les performances zootechniques. *In* : Styli 2003. Trente ans de crevetticulture en Nouvelle-Calédonie. Nouméa-Koné, 2-6 juin 2003. IFREMER, ed., Actes de Colloques 38 : 173-179.
- Fu, F.X., Place, A.R., Garcia, N.S., Hutchins, D.A., 2010. CO₂ and phosphate availability control the toxicity of the harmful bloom dinoflagellate *Karlodinium veneficum*. *Aquat Microb Ecol*, 59:55-65.
- Gárate-Lizárraga, I., Band-Schmidt, C.J., López-Cortés, D.J., del Socorro Muñetón-Gómez, M., 2009. Bloom of *Scrippsiella trochoidea* (Gonyaulacaceae) in a shrimp pond in the southwestern Gulf of California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 58, 145-149.
- Gárate-Lizárraga, I., López-Cortés, D.J., Bustillos-Guzmán, J.L., Band-Schmidt, C.J., Del Socorro Muñetón-Gómez, M., 2012. Short-Term Dinoflagellate Bloom in a Shrimp Pond in Bahía de La Paz, Gulf of California, *Journal of Applied Aquaculture* 24(3), 235-246.
- Hall, N.S., Litaker, R.W., Fensin, E. et al., 2008. Environmental Factors Contributing to the Development and Demise of a Toxic Dinoflagellate (*Karlodinium veneficum*) Bloom in a Shallow, Eutrophic, Lagoonal Estuary. *Estuaries and Coasts*, J CERF 31, 402–418.
- Hecky, R.E., Kilham, P., 1988. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: a review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnol. Oceanogr.* 33, 796-822.
- Heil, C. A., Glibert, P. M., and Fan, C., 2005. *Prorocentrum minimum* (Pavillard) Schiller: A review of a harmful algal bloom species of growing worldwide importance. *Harmful Algae*, 4 (3), 449-470.
- Herbland, A., 2007. La culture du phytoplancton dans les bassins aquacoles – Aspects Théoriques et applications pratiques. IFREMER/DAC/RST.2007-04.
- Herbland, A., Delmas, D., Laborde, P., Sautour, B., Artigas, F., 1998. Phytoplankton spring bloom of the Gironde plume waters in the Bay of Biscay: early phosphorus limitation and food-web consequences. *In* : Océanographie du Golfe de Gascogne. Vème Colloq. Int., La Rochelle, 16-18 avril 1996. Herbland A, Quérou JC (coord.). Actes Colloq., *Oceanol. Acta* 21, 279-291.
- Hochard, S., Royer, F., Hubert, M., Lemonnier, H., 2019. Temporal variability of benthic-pelagic coupling in shallow enclosed environment: A case study with eutrophying shrimp ponds. *Marine Environmental Research*, 146, 46-56.
- Imai, I., Itakura, S., 1999. Importance of cysts in the population dynamics of the red tide flagellate *Heterosigma akashiwo* (Raphidophyceae). *Marine Biology* 133, 755–762.
- Islam, M.S., Sarker, M.J., Yamamoto, T., Wahab, M.A., Tanaka, M., 2004. Water and sediment quality, partial mass budget and effluent N loading in coastal brackishwater shrimp farms in Bangladesh. *Mar. Pollut. Bull.*, 48, 471-485.
- Jacquet, S., Delesalle, B., Torréton, J.-P., Blanchot, A., 2006. Responses of the phytoplankton communities to increased anthropogenic influences (Southwestern Lagoon, New Caledonia). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 320, 65-78.

- Janeo, R.L., Corre, Jr V.L., Sakata, T., 2009. Water quality and phytoplankton stability in response to application frequency of bioaugmentation agent in shrimp ponds. *Aquacultural Engineering* 40, 120-125.
- Jeong, H.J., Park, J.Y., Nho, J.H., Park, M.O., Ha, J.H., Seong, K.A., Jeng, C., Seong, C.N., Lee, K.Y., Yih, W.H., 2005. Feeding by red-tide dinoflagellates on the cyanobacterium *Synechococcus*. *Aquat. Microb. Ecol.*, 41, 131-143.
- Jesus Affe, H. M. de, Castro Nunes, J. M. de, Oliveira Proença, L.A. de, Fonseca, R.S., Menezes, M., 2019. First record of the dinoflagellate *Metadinophysis sinensis* (Dinophysales, Dinophyceae) in the Atlantic Ocean. *Phytotaxa* 420(1), 79-83.
- Ji, N., Zhang, Z., Huang, J., Zhou, L., Deng, S., Shen, X., Lin, S., 2020. Utilization of various forms of nitrogen and expression regulation of transporters in the harmful alga *Heterosigma akashiwo* (Raphidophyceae). *Harmful Algae* 92, 101770.
- Jiasheng, X., Mingyuan, Z., Binchang, L., 1993. The formation and environmental characteristics of the largest red tide in North China. In: Smayda, T.J., Shimizu, Y. (Eds.), *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea*. Elsevier, New York, pp. 359–362.
- Jiménez, R., 1993. Ecological factors related to *Gyrodinium instriatum* bloom in the inner estuary of Gulf of Guayaquil. In: Smayda, T.J., Shimizu, Y. (Eds.), *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea*. Elsevier, New York, pp. 257–262.
- Kankaanpää, H.T., Holliday, J., Schröder, H., Goddard, T.J., von Fister, R., Carmichael, W.W., 2005. Cyanobacteria and prawn farming in northern New South Wales, Australia—a case study on cyanobacteria diversity and hepatotoxin bioaccumulation. *Toxicol Appl Pharmacol.* 203(3), 243-56.
- Kotaki, Y., Koike, K., Yoshida, M., Thuoc, C.V., Thi, N., Huyen, M.T., Hoi, C., Fukuyo, Y., Kodama, M., 2000. Domoic acid production in *Nitzschia* sp. (Baciliariophyceae) isolated from a shrimp-culture pond in Do Son, Vietnam. *J. Phycol.* 36, 1057–1060.
- Kress, N., Thingstad, T.F., Pitta, P., Psarra, S., Tanaka, T., Zohary, T., Groom, S., Herut, B., Mantoura, R.F.C., Polychronaki, T., Rassoulzadegan, F., Spyres, G., 2005. Effect of P and N addition to oligotrophic Eastern Mediterranean waters influenced by near-shore waters: A microcosm experiment. *Deep-Sea Research Part II - Tropical Studies in Oceanography* 52, 3054-3073.
- Latasa, M., Scharek, R., Gall, F.L., Guillou, L., 2004. Pigment suites and taxonomic groups in Prasinophyceae. *Journal of Phycology*, 40, 1149-1155.
- Lantoine, F., Neveux, J., 1997. Spatial and seasonal variations in abundance and spectral characteristics of phycoerythrins in the tropical northeastern Atlantic ocean. *Deep-Sea Research I* 44, 223-246.
- Lemonnier, H., Domalain, D., Goarant, C., Herlin, J., Marteau, A-L, Mugnier, C., Soulard, B., 2003. Suivis de la qualité du milieu d'élevage dans le cadre du syndrome d'été. Rapport IFREMER DRV/RST/RA/LAC 03-01, 28p.
- Lemonnier, H., Herbland, A., Sallery, L., Soulard, B., 2006. "Summer syndrome" in *Litopenaeus stylirostris* grow out ponds in New Caledonia: Zootechnical and environmental factors. *Aquaculture* 261, 1039-1047.
- Lemonnier, H., Thomas, Y., et coll., 2009. Recherche d'indicateurs des effluents des élevages de crevettes de Nouvelle-Calédonie et modélisation des flux de nutriments. Rapport final du Programme d'évaluation des ressources marines de la zone économique de Nouvelle-Calédonie (ZoNéCo). 118 pp.
- Lemonnier, H., Courties, C., Mugnier, C., Torrétou, 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., Lantoine, F., Courties, C., Guillebault, D., Nézan, E., Chomérat, N., Escoubeyrou, K., Galinié, C., Blockmans, B., Laugier, T., 2016. Dynamics of phytoplankton communities in eutrophying tropical shrimp ponds affected by vibriosis. *Marine Pollution Bulletin* 110, 449-459.
- Lemonnier, H., Hochard, S., Nakagawa, K., Courties, C., Rodier, M., 2017. Response of phytoplankton to organic enrichment and shrimp activity in tropical aquaculture ponds: a mesocosm study. *Aquatic Microbial Ecology* 80, 105- 122.
- Li, X., Yan, T., Yu, R., Zhou, M., 2019. A review of *karenia mikimotoi*: Bloom events, physiology, toxicity and toxic mechanism. *Harmful Algae* 90, 101702.
- Lightner, D.V., 1978. Possible toxic effects of the marine blue-green alga, *Spirulina subsalsa*, on the blue shrimp, *Penaeus stylirostris*. *Journal of Invertebrate Pathology* 32(2), 139-150.
- Lucas, R., Courties, C., Herbland, A., Gouletquer, P., Marteau, A.L., Lemonnier H., 2010. Eutrophication in a tropical pond: Understanding the bacterioplankton and phytoplankton dynamics during a vibriosis outbreak using flow cytometric analyses. *Aquaculture* 310, 112-121.
- Luciani, X., Mounier, S., Paraquetti, H.H., Redon, R., Lucas, Y., Bois, A., Lacerda, L.D., Raynaud, M., Ripert, M., 2008. Tracing of dissolved organic matter from the Setéiba Bay (Brazil) by PARAFAC analysis of total luminescence matrices. *Mar Environ Res.* 65(2), 148-57.
- Macleán, J.L., 1989. Indo-Pacific red tides, 1985–1988. *Mar. Pollut. Bull.* 20, 304–310.

- Mann, D., 2017. Characterising and managing harmful blooms that cause production loss on Australian prawn farms. Report from the Department of Agriculture and Fisheries Queensland, Brisbane, November 2017.
- Marie, D., Partensky, F., Jacquet, S., & Vaultot, D., 1997. Enumeration and Cell Cycle Analysis of Natural Populations of Marine Picoplankton by Flow Cytometry Using the Nucleic Acid Stain SYBR Green I. *Applied and environmental microbiology*, 63(1), 186–193.
- Marie, D., Brussaard, C.P.D., Thyrhaug, R., Bratbak, G., Vaultot, D., 1999. Enumeration of marine viruses in culture and natural samples by flow cytometry. *Appl Environ Microbiol.* 65(1), 45-52.
- 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.
- Matcher, G., Lemley, D.A., Adams, J.B., 2021. Bacterial community dynamics during a harmful algal bloom of *Heterosigma akashiwo*. *Aquat Microb Ecol* 86, 153-167.
- Mason, P.L., Litaker, R.W., Jeong, H.J., Ha, J.H., Reece, K.S., Stokes, N.A., Park, J.Y., Steidinger, K.A., Vandersea, M.W., Kibler, S., Tester, P.A. & Vogelbein, W.K., 2007. Description of a new genus of Pfiesteria -like dinoflagellate, *Luciella gen. nov.* (Dinophyceae), including two new species: *Luciella masanensis sp. nov.* and *Luciella atlantis sp. nov.*. *Journal of Phycology* 43, 799-810.
- Mingyuan, Z., Jiansheng, X., 1993. Red tide in shrimp ponds along the Bohai Sea. In: Smayda, T.J., Shimizu, Y.(Eds.), *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea*. Elsevier, Amsterdam, pp. 363–367.
- Moestrup, Ø., Hansen, G., Daugbjerg, N., Lundholm, N., Overton, J., Ves-tergård, M., ... Hansen, P. J., 2014. The dinoflagellates *Pfiesteria shumwayae* and *Luciella masanensis* cause fish kills in recirculation fishfarms in Denmark. *Harmful Algae*, 32, 33–39.
- Mohamed, Z.A., Al-Shehri, A.M., 2012. The link between shrimp farm runoff and blooms of toxic *Heterosigma akashiwo* in Red Sea coastal waters. *Oceabologia* 54(2), 287-309.
- Montesor, M., John, U., Beran, A. and Medlin, L.K., 2004. *Alexandrium Tamutum sp.*, Nov. (Dinophyceae): a new nontoxic species in the genus *Alexandrium*. *Journal of Phycology*, 40: 398-411.
- Mooney, B.D., Hallegraeff, G.M., Place, A.R., 2010. Ichthyotoxicity of four species of gymnodinioid dinoflagellates (Kareniaceae, Dinophyta) and purified karlotoxins to larval sheepshead minnow. *Harmful Algae* 9(6), 557-562.
- Mu, C., Ge, Q., Li, J., 2019. Exposure to *Prorocentrum minimum* Induces Oxidative Stress and Apoptosis in the Ridgetail White Prawn, *Exopalaemon carinicauda*. *J. Ocean Univ. China* 18, 727–734.
- Neveux, J., Lantoine, F., 1993. Spectrofluorimetric assay of chlorophylls and phaeopigments using the least squares approximation technique. *Deep-Sea Research Part A* 40, 1747 – 1765.
- Nézan, E., Chomérat, N., Lemonnier, H., Goragner, H., Bilién, G., Boulben, S., Chèze K., 2013. Micro-algues ichtyotoxiques et aquaculture durable. Poster présenté lors des rencontres IFREMER-RBE à Nantes du 4 et 5 Novembre 2013.
- Nie D., Wang, C.C., 1941. Dinoflagellata of the Hainan region. III. On *Metadinophysis sinensis*, a new genus and species of Dinophysidae. *Sinensia* 12, 217–226.
- Núñez Vázquez, E.J., Lizarraga, I.G., Schmidt, C.J., Tapia, A.C., Cortes, D.J., Sandoval, F.E., Tapia, A.H., Guzman, J.J., 2011. Impact of harmful algal blooms on wild and cultured animals in the Gulf of California. *J Environ Biol.* 32(4):413-23.
- Paerl, H.W. and Tucker, C.S., 1995. Ecology of Blue-Green Algae in Aquaculture Ponds. *Journal of the World Aquaculture Society*, 26, 109-131.
- Pérez-Morales, A., Band-Schmidt, C.J., Martínez-Díaz, S.F., 2017. Mortality on zoea stage of the Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei* caused by *Cochlodinium polykrikoides* (Dinophyceae) and *Chattonella spp.* (Raphidophyceae). *Mar Biol* 164, 57.
- Place, A.R., Bowers, H.A., Bachvaroff, T.R., Adolf, J.E., Deeds, J.R., Sheng, J., 2012. *Karlodinium veneficum* - The little dinoflagellate with a big bite. *Harmful Algae* 14, 179-195.
- Raveh, O., Angel, D.L., Astrahan, P., Belkin, N., Bar-Zeev, E., Rahav, E., 2019. Phytoplankton response to N-rich well amelioration brines: A mesocosm study from the southeastern Mediterranean Sea. *Mar Pollut Bull.* 146, 355-365.
- Royer, F., 2012. Etalonnage du paramètre chlorophylle in vivo des fluorimètres Aquafluor® de la filière crevetticole de Nouvelle-Calédonie. LEAD.M.03_V1. Unité IFREMER-LEAD 9p.
- Riegman, R., Kuipers, B.R., Noordeloos, A.A.M., Witte, H.J., 1993. Size-differential control of phytoplankton and the structure of plankton communities. *Neth. J. Sea Res.* 31, 255-265.
- Rungsupa, S., Poonsuk, K., Niyomthamm, V., 1999. Zooplankton and phytoplankton in marine shrimp pond between rearing. *Proceedings of the 37th Kasetsart University Annual Conference*. Text and Journal Publication, May 1999, Kasetsart, Thailand, pp. 246–251.

- Sautour, B., Artigas, L.F., Delmas, D., Herbland, A., Laborde, P., 2000. Grazing impact of micro- and mesozooplankton during a spring situation in coastal waters off the Gironde estuary. *J. Plankton Res.* 22, 531-552.
- Smith, J. L., Boyer, G. L., & Zimba, P. V., 2008. A review of cyanobacterial odorous and bioactive metabolites: Impacts and management alternatives in aquaculture. *Aquaculture*, 280, 5.
- Stafford, C., 1999. A guide to phytoplankton of aquaculture ponds. Queensland Department of Primary Industries Information Series, Q199011, pp. 59.
- Su, H., Liao, I., Chiang, Y., 1993. Mass mortality of prawn caused by *Alexandrium tamarens* blooming in a culture pond in southern Taiwan. T. Smayda, T. Shimizu (Eds.), *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea*, Elsevier, Amsterdam (1993), pp. 329-333.
- Su-Myat, Maung-Saw-Htoo-Thaw, Matsuoka, K., Khin-Ko-Lay, Kazuhiko, K., 2012. Phytoplankton surveys off the southern Myanmar coast of the Andaman Sea: an emphasis on dinoflagellates including potentially harmful species. *Fisheries Science* 78, 1091–1106.
- Su-Myat, S., Koike, K., 2013. A red tide off the Myanmar coast: Morphological and genetic identification of the dinoflagellate composition. *Harmful algae*, 27, 149-158.
- Tendencia, E.A, dela Peña, M.R., Choresca Jr, C.H., 2005. Efficiency of *Chlorella* sp. and *Tilapia hornorum* in controlling the growth of luminous bacteria in a simulated shrimp culture environment. *Aquaculture* 249(1-4), 55-62.
- Thomas, Y., Courties, C., El Helwe, Y., Herbland, A., Lemonnier, H., 2010. Spatial and temporal extension of eutrophication associated with shrimp farm wastewater discharges in the New Caledonian Lagoon. *Marine Pollution Bulletin* 61, 387-398.
- Tookwinas, S., Songsangjinda, P., 1999. Water quality and phytoplankton communities in intensive shrimp culture ponds in Kung Krabaen Bay, Eastern Thailand. *J. World Aquacult. Soc.*, 30, 36-45.
- Triki, H.Z., Daly-Yahia, O.K., Malouche, D., Komiha, Y., Deidun, A., Brahim, M., Laabir, M., 2014. Distribution of resting cysts of the potentially toxic dinoflagellate *Alexandrium pseudogonyaulax* in recently-deposited sediment within Bizerte Lagoon (Mediterranean coast, Tunisia). *Mar Pollut Bull.* 84(1-2), 172-81.
- UNESCO, 2004. Manual on Harmful Marine Microalgae. UNESCO Publishing.
- Vingiani, G.M., Štālberga, D., De Luca, P., Ianora, A., De Luca, D., Lauritano, C., 2020. De novo Transcriptome of the Non-saxitoxin Producing *Alexandrium tamutum* reveals New Insights on Harmful Dinoflagellates. *Marine Drugs*. 18(8), 386.
- Walling, E., Vourey, E., Ansquer, D., Beliaeff, B. and Goarant, C., 2010. *Vibrio nigripulchritudo* monitoring and strain dynamics in shrimp pond sediments. *Journal of Applied Microbiology* 108, 2003-2011.
- Wang, X., Song, H., Wang, Y., Chen, N., 2021. Research on the biology and ecology of the harmful algal bloom species *Phaeocystis globosa* in China: Progresses in the last 20 years. *Harmful Algae* 107, 102057.
- Yang, X., Wen, X., Zhou, C. et al., 2018. Comparative study of brine shrimp bioassay-based toxic activities of three harmful microalgal species that frequently blooming in aquaculture ponds. *J. Ocean. Limnol.* 36, 1697–1706.
- Yang, W., Zhu, J., Zheng, C., Lukwambe, B., Nicholas, R., Lu, K., Zheng, Z., 2020. Succession of phytoplankton community during intensive shrimp (*Litopenaeus vannamei*) cultivation and its effects on cultivation systems. *Aquaculture* 520, 734733.
- Yeganeh, V., Sharifinia, M., Mobaraki, S., Dashtiannasab, A., Aeinjamshid, K., Borazjani, J.M., Maghsoudloo, T., 2020. Survey of survival rate and histological alterations of gills and hepatopancreas of the *Litopenaeus vannamei* juveniles caused by exposure of *Margalefidinium / Cochlodinium polykrikoides* isolated from the Persian Gulf. *Harmful Algae* 97, 101856.
- Yusoff, F.M., Zubaidah, M.S., Matias, H.B., Kwan, T.S., 2002. Phytoplankton succession in intensive marine shrimp culture pond treated with a commercial bacterial product. *Aquaculture Research* 33, 269-278.
- Zapata, M., Rodríguez, F., Garrido, J., 2000. Separation of chlorophylls and carotenoids from marine phytoplankton: A new HPLC method using a reversed phase C8 column and pyridine-containing mobile phases. *Marine Ecology Progress Series*, 195, 29-45.
- Zimba, P.V., Grimm, C.C., Dionigi, C.P., Weirich, C.R., 2001. Phytoplankton community structure, biomass and off-flavor: Pond size relationships in Louisiana catfish ponds. *Journal of the World Aquaculture Society* 32, 96-104.
- Zohary, T., Herut, B., Krom, M.D., Mantoura, R.F.C., Pitta, P., Psarra, S., Rassoulzadegan, F., Stambler, N., Tanaka, T., Thingstad, T.F., Woodward, E.M.S., 2005. P-limited bacteria but N and P co-limited phytoplankton in the Eastern Mediterranean - a microcosm experiment. *Deep-Sea Research Part II-Topical Studies in Oceanography* 52, 3011-3023.



Micro-algues ichtyotoxiques et aquaculture durable

Élisabeth NÉZAN¹, Nicolas CHOMÉRAT¹, Hugues LEMONNIER², Herlé GORAGUER³, Gwenaél BILIEN¹, Sylviane BOULBEN¹, Karine CHÈZE⁴



¹ IFREMER, LER BO, Station de Biologie Marine, Place de la Croix, BP 40537, 29185 CONCARNEAU Cedex, FRANCE
² IFREMER, LEAD, Unité de Saint Vincent, Boulouparis, BP 2059, 98846 Nouméa Cedex, Nouvelle Calédonie
³ IFREMER, Quai de l'Alysse, BP 4240, 97500 Saint-Pierre et Miquelon
⁴ Muséum National d'Histoire Naturelle, Station de Biologie Marine, BP 225, 29182 CONCARNEAU Cedex, FRANCE

✉ elisabeth.nezan@ifremer.fr



INTRODUCTION

Les micro-algues ichtyotoxiques sont des organismes appartenant à différents groupes taxinomiques. À l'exception des Cyanophyceae, ils sont flagellés, le plus souvent nanoplanctoniques (< 20 µm) et difficiles à reconnaître en microscopie optique voire impossible sur échantillons fixés. En conséquence, ils sont très partiellement pris en compte dans les réseaux de surveillance. Leur présence est donc sous-estimée alors qu'ils sont capables de se développer massivement et d'engendrer des mortalités d'animaux marins. En France, Billard et Chrétiennot-Dinet (1997) [1] ont contribué à une meilleure connaissance de leur diversité grâce à la microscopie électronique (programme PNEC). S'en est suivi une étude particulière (action DIALTAX), à compter des premières mortalités de jeunes huîtres en 2008, basée sur une analyse à la fois morphologique, moléculaire et phylogénétique. Cette approche combinée a été aussi utilisée en 2011 pour tenter d'expliquer des causes de mortalités de crevettes d'élevage en Nouvelle Calédonie (projet DEDUCTION) et en 2013 à Saint-Pierre et Miquelon (projet AQUA). Et depuis 2012, des essais de mise en culture ont été entrepris pour tester l'activité toxique de ces micro-algues et plus particulièrement celle des Kareniaceae.

MATERIEL ET MÉTHODES

Les échantillons d'eau ont été prélevés soit en métropole, soit en Nouvelle Calédonie ou à Saint-Pierre et Miquelon. Seuls ceux de métropole ont pu être examinés à l'état frais. La microscopie électronique à balayage (MEB) ou à transmission (MET) a été utilisée pour une analyse détaillée des critères morphologiques. Des cellules ont été pipetées individuellement sous un microscope optique inversé IX70 pour une amplification PCR directe suivie d'un séquençage ou pour une mise en culture. La région D1-D2 de la grande sous-unité ribosomale (ADNr 28S), le maximum de vraisemblance (ML) et l'analyse Bayésienne (BI) ont été retenus pour l'approche moléculaire et phylogénétique. Les tests hémolytiques ont été réalisés selon la méthode d'Arzul et al. 1994 [2].

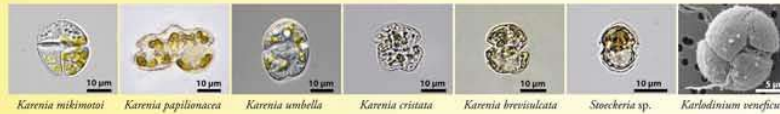
RÉSULTATS ET DISCUSSION

Dinophyceae

Une vingtaine de flagellés ichtyotoxiques a été recensée. Parmi les dinoflagellés de la famille des **Kareniaceae** figuraient 5 espèces du genre *Karenia* dont la plus courante, *K. mikimotoi* est connue pour ses blooms récurrents en France [3]. Quant aux 4 autres, *K. papilionacea*, *K. umbella*, *K. brevisulcata*, *K. cristata*, elles paraissent beaucoup moins répandues. En effet, *K. brevisulcata* a été trouvée en métropole alors qu'elle n'a été rapportée qu'en Nouvelle Zélande et *K. cristata* était présente à Miquelon alors qu'elle a été décrite en Afrique du Sud [4]. Le genre *Karlodinium* était représenté par 3 espèces : *K. corsicum*, responsable en 1994 d'une eau verte en Corse [5], *K. veneficum*, *K. armiger* et le genre *Takayama* par *T. tasmanica*. En outre, grâce à l'analyse moléculaire sur cellules isolées d'échantillons de Nouvelle Calédonie, 2 espèces de la famille des **Pfiesteriaceae** ont pu être détectées pour la première fois: *Stoeckeria* sp. et *Luciella masanensis*.



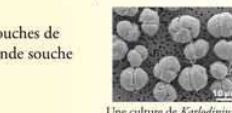
M : métropole; SPM : Saint-Pierre-et-Miquelon; NC : Nouvelle-Calédonie



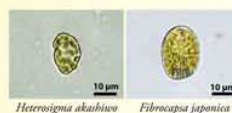
La mise en culture a permis l'obtention d'une souche de *Karenia umbella* et de 2 souches de *Karlodinium* dont *K. veneficum*. Les premiers tests hémolytiques réalisés sur la seconde souche de *Karlodinium* en cours d'identification se sont avérés positifs.

Autres classes

Les échantillons à l'état frais de métropole ont servi à rechercher les espèces appartenant aux autres classes. S'agissant des **Raphidophyceae**, outre la description de *Chattonella subsalsa* en Méditerranée en 1936 [6] et l'observation de *C. cf. marina* en Manche [7], 2 autres genres étaient répertoriés : *Heterosigma* avec *H. akashiwo* responsable de mortalités de poissons d'élevage [8] et *Fibrocapsa japonica*.



Une culture de *Karlodinium*



Heterosigma akashiwo et *Fibrocapsa japonica*



Pseudochattonella verruculosa et *Pseudochattonella farcimen*

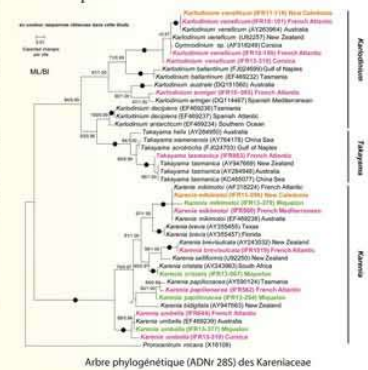
Chez les **Dictyochophyceae**, le genre *Pseudochattonella* avec *P. verruculosa* et *P. farcimen* a été décelé à plusieurs reprises en Manche [9] et en Atlantique [10].



Écaille de *Chrysochromulina*

Quant aux **Prymnesiophyceae**, la liste est loin d'être établie avec 4 espèces formellement identifiées par l'examen des écailles en microscopie électronique à transmission (MET): *Chrysochromulina leadbeateri*, *Prymnesium annuliferum*, *P. faveolatum*, *P. zebrinum* [9].

Les séquences obtenues ont servi à la construction d'arbres phylogénétiques dont celui des Kareniaceae, famille la plus diversifiée.



Arbre phylogénétique (ADNr 28S) des Kareniaceae

REFERENCES

- [1] Billard & Chrétiennot-Dinet. 1997. Repères Océan 13 :91-101.
- [2] Arzul et al. 1994. Mar. Res. 28 : 961-965.
- [3] Gentien. 1997. Repères Océan 13 : 67-77.
- [4] Botes et al. 2003. Phycologia 42 : 563-571.
- [5] Paulmier et al. 1995. Crypt. Alg. 16 (2) : 77-94.
- [6] Biecheler. 1936. Arch. Zool. Exp. Gén. 79 : 79-83.
- [7] Billard & Erard-Le Denn. 1998. HAN 17 :5-6.
- [8] Nézan et al. 1995. La Recherche 273 :194-195.
- [9] Billard et al. 2001. Rapport final PNEC: 22 pp.
- [10] Nézan et al. 2012. Poster. 15th International Conference on Harmful Algae 29 October-2 November 2012 / CECCO, Korea.

CONCLUSION

Ces différentes approches ont permis de relever la présence d'une vingtaine de flagellés ichtyotoxiques, dont certains dinoflagellés inattendus comme *Karenia brevisulcata*, *K. cristata*, *Luciella masanensis* vu leur répartition géographique mentionnée dans la littérature. Si jusqu'à présent en métropole, seulement *Karenia mikimotoi*, *Karlodinium corsicum*, *Heterosigma akashiwo* ont été capables de proliférer au point d'engendrer des mortalités d'animaux marins, le développement massif d'une toute autre espèce n'est pas à exclure. En Nouvelle Calédonie, même si l'on peut considérer que certaines cyanobactéries constituent un réel danger, les mortalités pourraient tout aussi bien être attribuées à des flagellés. Quant à Saint-Pierre et Miquelon, le risque pourrait exister dans les étangs, principalement à cause des cyanobactéries qui sont capables de s'y développer. La vigilance reste donc de mise tant pour le développement que pour la durabilité de l'aquaculture en France et à l'Outre Mer. Et l'utilisation d'outils moléculaires comme des biopuces spécifiques, permettrait de l'optimiser.



Chapitre VI. Acidification du milieu

Le vinaigre trop acide ronge le vase qui le contient.

Proverbe Turc

1. Introduction

Les conséquences de l'acidification sur le fonctionnement, la santé et les services des écosystèmes peuvent être importantes (e.g. [Donney et al., 2020](#)). Un exemple connu est celui des sols acides à sulfates (ASS) ([Ljung et al., 2009](#)), dont le drainage peut fortement endommager les environnements côtiers et la santé des organismes qui y vivent (e.g. [Virgona, 1992](#)). Ces zones sédimentaires acides se trouvent à proximité des côtes dans des environnements ferrugineux ou latéritiques. Ces sols acides sont associés au cycle du soufre avec la formation et l'accumulation de sulfures de fer. Ce processus nommé pyritisation est observé dans des milieux réducteurs et est favorisé par la présence de bactéries sulfato-réductrices. La pyrite (FeS₂) en s'oxydant pendant les phases d'assèchement forme de l'acide sulfurique.

Les sédiments des mangroves sont naturellement riches en matière organique et en pyrites. L'arrachage des palétuviers et l'assèchement des sédiments à des fins de construction de bassins aquacoles conduisent au développement de sols acides par oxydation de la pyrite. Ces sols remis en eau provoquent une acidification de la colonne d'eau, une solubilisation du fer, de l'aluminium et un changement de la texture des sols ([Golez, 1995](#)). Ces conditions se sont révélées dans bien des cas catastrophiques pour les fermiers. De nombreux sites de production ont ainsi été abandonnés seulement après quelques cycles d'élevage ([World Bank et al., 2002](#) ; [Azad et al., 2009](#) ; [Gusmawati et al., 2018](#)). Dans cet environnement, on observe un ralentissement de la croissance des animaux ainsi que des mortalités dans le cheptel ([Simpson et al., 1983](#) ; [Gaviria et al., 1986](#)). L'acidité de ces sols induit des difficultés de gestion de la colonne d'eau pour l'éleveur et une faible réponse à la fertilisation ([Golez, 1995](#)). Ces sites sont particulièrement favorables à l'émergence des maladies ([Phillips et al., 1993](#)). Ils sont aussi propices à la production de métaux sous leur forme dissoute et à leur bioaccumulation par les organismes ([Gosawi et al., 2004](#)).

Les crustacés sont particulièrement sensibles à l'acidification des conditions de milieu ([Whiteley, 2011](#)). De nombreuses expériences ont été conduites pour montrer un lien de cause à effet. Une baisse de pH peut conduire à une diminution des taux de calcification, à des changements de métabolisme, à une baisse de la capacité à osmoréguler, à des problèmes de croissance et de survies. Elle impacte par exemple le développement et la croissance des larves chez le homard (*Homarus americanus*) (pH testés : 7,7 versus 8,1) ([Keppel et al., 2012](#)), chez le crabe bleu (*Callinectes sapidus*) (pH testés : 7,8 versus 8,2) ([Giltz and Taylor, 2017](#)), chez le crabe royal du Kamtchatka (*Paralithodes camtschaticus*) au stade juvénile et chez le crabe des neiges du Pacifique (*Chionoecetes bairdi*) chez lequel le taux de calcification diminue avec la baisse des pH (pH testés : 7,5 et 7,8 versus 8,0) ([Long et al., 2013](#)). Cette sensibilité à l'acidification va dépendre de l'espèce et de sa capacité d'acclimatation. Elle peut être influencée par d'autres facteurs abiotiques comme la salinité ([Ramaglia et al., 2018](#) ; [Whiteley et al., 2018](#)). Il a été récemment montré que l'acidification perturbe aussi le comportement des animaux. L'orientation des larves chez la langouste (*Panulirus argus*) devient par exemple déficiente et conduit à une surmortalité des animaux ([Gravinese et al., 2020](#)). Concernant la crevette d'élevage *Litopenaeus vannamei* pour laquelle de nombreux travaux ont été réalisés, un pH bas modifie le métabolisme du fer, l'expression immunitaire, l'intégrité des haémocytes, l'expression de nombreux gènes impliqués par exemple dans la régulation du stress oxydant, le fonctionnement de la barrière intestinale, le microbiote ainsi que la concentration intracellulaire en Ca²⁺ ([Wang et al., 2009](#) ; [Zhou et al., 2008](#) ; [2009](#) ; [Duan et al., 2019a,b](#)). L'analyse de la capacité d'acclimatation de cette crevette d'élevage a montré une tolérance plus faible à des pH bas (6,65 – 8,20) qu'à des pH hauts (8,20 – 9,81) ([Han et al., 2018](#)).

Un stress à long terme (6,5 versus 8,0) est très perturbant pour de nombreuses fonction (Yu et al., 2020).

Les animaux d'élevage de type benthique comme la crevette peuvent être en contact avec différents compartiments : eau et/ou sédiment. Avec des valeurs généralement comprises entre 7,5 et 8,5 (Lemonnier, 2007), les valeurs mesurées *in situ* dans la colonne d'eau sont généralement considérées comme non pénalisantes pour les élevages. Toutefois, nous avons montré que la souche de la crevette calédonienne *Litopenaeus stylirostris* est particulièrement sensible aux variations environnementales observées *in situ* dans le premier centimètre du sédiment. Le niveau de stress augmente linéairement pour une baisse de pH comprise entre 7,4 et 6,5. Le pH *in situ* devient très stressant pour des valeurs inférieures ou égales à 6,5 en conditions expérimentales (Lemonnier et al., 2004).

Sur le plan environnemental, ce paramètre est impliqué dans la solubilité des minéraux et des métaux à l'interface eau-sédiment (Lemonnier et al., 2021a). Sa mesure permet aussi de déterminer la proportion de NH_3 toxique dans l'équilibre $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ (Bower et Bidwell, 1978) et d'estimer la concentration des formes ioniques et non ioniques pour les mesures de H_2S (Hussenot et Martin, 1995). Ce pH est un facteur important de contrôle de l'environnement microbiologique (Jin et Kirk, 2018). La valeur du pH *in situ* va dépendre de nombreux facteurs liés à la nature du sol et aux conditions d'élevage. Vu l'importance de ce paramètre pour la santé des animaux, déconvoluer ce signal, identifier les facteurs qui l'influencent sont des objectifs de recherche importants pour pouvoir mettre en place si besoin des mesures correctives.

Le pH peut aussi être mesuré au laboratoire sur un sol sec ($\text{pH}_{1:1}$). Cette mesure est celle qui est prise en compte par de nombreux auteurs pour caractériser le niveau d'acidité des fonds de bassin. Dans la littérature, il est préconisé un chaulage des sédiments pour un $\text{pH}_{1:1}$ inférieur à 7,0 (Boyd, 1995 ; Della Patrona et brun, 2009). Dans ses recommandations après analyse des sédiments des bassins d'élevage calédoniens lors de son Audit en 2011 (AquaSol, 2011), Boyd écrivait ceci : « Le chaulage avec de la chaux agricole pour neutraliser l'acidité du sol n'est normalement pas recommandé sauf si le pH est inférieur à 7. Par conséquent, la plupart des fonds de bassins de Nouvelle Calédonie ne requiert un traitement à la chaux agricole. Cependant, parce que certaines valeurs de pH inférieures à 7 ont été mesurées, les fermiers devraient tester le pH de leurs bassins et traiter avec de la chaux agricole si le pH se trouve inférieur à 7 ». Les valeurs étant généralement supérieures à 7,0, le chaulage est donc une technique très peu pratiquée en Nouvelle-Calédonie. Aucun projet traitant spécifiquement de ce sujet n'a en conséquence été mené jusqu'ici malgré des valeurs mesurées *in situ* qui pouvaient se révéler stressantes (Lemonnier et al., 2004 ; 2010).

L'analyse récente des sédiments des bassins de la ferme SO dans le cadre de l'apparition des branchies orange montre des pH légèrement acides sur ce site qui est aussi l'un des plus anciens du territoire (Lemonnier et al., 2021a,b). L'objectif de ce chapitre est de faire une synthèse sur un éventuel processus d'acidification dans les élevages à partir des données récoltées depuis 25 ans dans le cadre d'expériences et de suivis des fonds de bassins du territoire. Nous chercherons aussi à faire un lien entre les différentes mesures que sont le $\text{pH}_{1:1}$ et le pH mesuré *in situ* pour comprendre l'intérêt et la limite de chaque analyse. Le but est aussi d'essayer de rechercher les facteurs zootechniques qui vont favoriser l'acidification des sols et de déterminer si un chaulage est nécessaire pour une meilleure durabilité de la production.

2. Matériel et méthodes

2.1. Origine des données

Les données présentées dans ce travail sont issues de différentes études réalisées depuis le milieu des années 90. Certaines données ont été insérées dans des publications et/ou rapports. Les sédiments des bassins d'élevage ont des horizons distincts à l'image de ce que l'on observe pour les sols terrestres (Lemonnier et al., 2001). Trois horizons principaux peuvent être distingués lors de l'échantillonnage (Fig. II-1). Leur dénomination est adaptée de l'étude réalisée par Munsiri et al. (1995) sur des bassins de production de poissons. L'horizon superficiel (S) est généralement de couleur noire sur une épaisseur de 1 à 3 cm. C'est l'horizon qui s'est formé lors du dernier élevage. L'horizon intermédiaire (M), plus profond, gris à noir, est d'épaisseur variable en fonction de la station d'échantillonnage. Il est aussi plus granuleux. Il est représentatif de l'histoire du bassin. L'horizon profond (P) est compact et généralement de couleur marron. Il correspond au sol initial du fond de bassin, non perturbé. Cette nomenclature sera régulièrement utilisée dans la suite de ce travail

2.1.1. Les tannes

Vu son importance pour la réussite des élevages, l'acidité d'un sol devait être évaluée avant la construction des fermes. Dans le cadre d'une recherche de nouveaux sites pour l'installation de nouvelles fermes, 424 échantillons ont été collectés entre 1998 et 2004 sur les tannes de Nouvelle-Calédonie, essentiellement le long de la côte Ouest. Les prélèvements ont été réalisés sur une profondeur de 5 à 10 cm en éliminant la couche la plus superficielle si nous observions la présence de cyanobactéries.

2.1.2. Les sédiments le jour de la pêche finale

L'échantillonnage du sédiment a été réalisé le jour des vidanges finales. Treize bassins dont six gérés de manière intensive (bassins de 3 à 4 ha, aérés ensemencés avec 30 à 35 animaux.m⁻²) et sept de manière semi-intensive (bassins de 7 à 10 ha non aérés ensemencés avec 20 à 25 animaux.m⁻²) appartenant à 6 fermes ont été échantillonnés entre mai et octobre 1996 (N = 662). De neuf à quinze stations ont été choisies de manière à couvrir l'ensemble de la surface des bassins. Sur chaque station ont été mesurés : l'épaisseur des différents horizons, le pH in situ du sédiment superficiel et le potentiel d'oxydoréduction (Eh). Des prélèvements de sédiment ont été réalisés à l'aide d'un carottier pour mesurer différents paramètres au laboratoire dont le pH_{1:2,5}. Chaque carotte a été découpée en segments correspondant aux épaisseurs : 0-1 cm, 1-2 cm, 2-4 cm, 4-8 cm et parfois 8-12 cm, 12-16 cm et 16-20 cm. Chaque segment a été associé à un horizon (Lemonnier et Brizard, 1998 ; Lemonnier et al., 2004). Ce travail avait pour objectif (i) de déterminer le niveau d'envasement des bassins, (ii) de mesurer l'enrichissement organique et (iii) d'évaluer la qualité des sédiments en relation avec les paramètres de production.

2.1.3. Les sédiments pendant l'assec

L'objectif de ces prélèvements était d'évaluer la qualité des sédiments pendant l'assec.

- Vingt-huit échantillons ont été prélevés en mai 2000 quelques jours après la pêche finale en différenciant les horizons impactés par l'activité (Horizons S + M) et l'horizon sous-jacent non impacté (Horizon P) dans le bassin d'une ferme familiale gérée de manière semi-intensive ([Lemonnier et Saléry, 2000](#)).
- Une série d'échantillonnages de sol sur différents bassins de différentes fermes a été entreprise en 2011 par le professeur Boyd lors d'un audit de la filière crevette de Nouvelle-Calédonie dont l'un des objectifs était d'évaluer la qualité des sols (N = 19) ([AquaSol, 2011](#)). Les échantillons ont été regroupés par bassin avant d'être analysés. Nous obtenons ainsi une valeur moyenne pour chaque paramètre pour un bassin donné. Cette méthode ne permet pas d'accéder à la variabilité propre à chaque bassin. La base de données fournie par Boyd comprend plusieurs paramètres communément mesurés dans des sols agricoles.
- Une autre série d'échantillonnages a été réalisée de 2012 à 2017 sur 14 bassins en assec dans le cadre de différents projets (N = 161). Entre 10 et 15 échantillons ont été prélevés par bassin.

2.1.4. Les sédiments au cours des élevages

Différents projets nécessitaient l'analyse des sédiments à l'interface pendant des élevages. L'objectif de ces échantillonnages pouvait être de mesurer l'impact des pratiques zootechniques sur les fonds de bassin, d'analyser les processus à l'interface eau-sédiment, d'évaluer leur qualité et/ou les risques encourus pour les animaux d'élevage.

- Deux expériences ont été conduites dans 6 bassins expérimentaux de 1500 m² sur l'effet des taux de renouvellement sur le devenir des déchets, la première en 1996 (N = 60) et la seconde en 1998 (N = 150) ([Lemonnier et al., 2003 ; 2006](#)). La densité à l'ensemencement était de 20 crevettes par m². Les sédiments ont été prélevés sur le premier cm à un pas de temps mensuel.
- Des échantillonnages ont aussi été réalisés dans le cadre du suivi des mortalités liées au syndrome d'été et d'hiver ([Lucas et al., 2010](#)). Cinq séries de prélèvements ont été réalisées au cours des élevages sur la ferme SF de 2000 à 2002 (SF132, SF133, SF137, SF138, SF152) un sur la ferme PO (PO4) en 2002 et un sur le bassin H de la station de Saint-Vincent en 2004 (N = 330). Ces travaux ont fait l'objet de deux rapports techniques et de deux articles scientifiques ([Lemonnier et al., 2002, 2003, 2010 ; Lucas et al., 2010](#)).
- Un suivi de l'interface (N = 24) a aussi été conduit en 2012 et 2013 sur deux élevages (SOA et SOW) de la ferme de production SO dans l'optique d'analyser les flux à l'interface eau-sédiment (Projet ECOBAC). Les résultats ont été publiés en 2019 ([Hochard et al., 2019](#)).
- Dans le cadre du projet d'étude sur les branchies orange, une série d'échantillonnages comprenant 22 prélèvements a été réalisée en 2017 sur trois bassins (SOW, SOA, SOE) de la ferme SO ([Lemonnier et al., 2021](#)).

2.2. Les mesures

2.2.1. Le pH

L'acidité d'un environnement se mesure avec le pH ou potentiel hydrogène qui est une mesure de la concentration en protons dans une solution selon la formule suivante : $\text{pH} = -\log[\text{H}^+]$. Une solution est dite neutre pour un pH de 7,0, acide pour un pH inférieur à 7,0 et basique ou alcaline pour une valeur supérieure à 7,0. Le pH est le reflet des équilibres entre les espèces chimiques majeures du milieu. Dans le milieu marin, il est essentiellement associé à la présence des carbonates $\text{CO}_2\text{--HCO}_3^-\text{--CO}_3^{2-}$. Au contact de l'atmosphère, sa valeur varie dans la colonne d'eau entre 8,0 et 8,3. Les valeurs sont beaucoup plus variables dans des milieux eutrophisés comme les bassins aquacoles et varient en fonction du stade de l'élevage et de l'heure de la journée (Lemonnier, 2007). Ce paramètre peut être aussi un indicateur de certaines pollutions (Aminot et Kérouel, 2004). La précision attendue de la mesure dans le domaine de l'aquaculture est de $\pm 0,1$ unité de pH.

Pour la détermination de ce paramètre dans les sédiments, plusieurs méthodes existent (Thunjai et al., 2001). La première, qui est aussi la plus utilisée, consiste à mesurer le pH dans un mélange sédiment sec - eau distillée. Cette mesure est réalisable sur des sédiments prélevés dans des bassins en eau ou à l'assec. Une fois séché à 60°C, pulvérisé et tamisé pour obtenir une poudre de taille inférieure à 2 mm, le sédiment est mélangé pendant 20 à 30 minutes dans un rapport 1:1 à de l'eau distillée (pH_{1:1}) (Thunjai et al., 2001). La mesure est effectuée tout en maintenant le sédiment en suspension. Ce rapport sol : eau peut toutefois varier d'une étude à l'autre. Par exemple, dans les sols calédoniens, un rapport de 1:2,5 était recommandé dans les années 90 par les pédologues pour ce type d'analyse (Pétard et al., 1995). Depuis, Thunjai et al. (2001) ont montré que les valeurs dans les sols aquacoles sont légèrement supérieures de 0,3 unités pH avec un rapport 1:2,5 comparativement à un rapport 1:1. C'est ce rapport 1:1 qui a été adopté pour l'analyse des sols aquacoles de Nouvelle-Calédonie depuis plusieurs années maintenant. Une comparaison de ces 2 types de mesure réalisée sur des sédiments issus de bassins aquacoles calédoniens (N=10) confirme ce résultat ($\text{pH}_{1:2,5} = 0,989 \times \text{pH}_{1:1} + 0,291$ pour des valeurs de pH_{1:1} comprises entre 5,74 et 7,77). Une seconde mesure consiste à relever le pH mesuré *in situ* en introduisant la sonde directement dans des carottes sédimentaires (Hussenot et Martin, 1995). Cette mesure est similaire au pH de l'eau interstitielle (Massuda et Boyd, 1994b). Elle correspond à la valeur observée à un instant « t » dans le milieu.

2.2.2. Autres analyses

Le potentiel d'oxydo-réduction (Eh) a été analysé *in situ* selon le protocole défini par Hussenot et Martin (1995). Les carbonates ont été mesurés à l'aide d'un calcimètre de Bernard dans différents échantillons issus de plusieurs fermes mais aussi dans des tannes et dans le lagon de Pouembout (en face de la ferme FAMB). Cet appareil mesure le dégagement de dioxyde de carbone (CO₂) par action de l'acide chlorhydrique (HCl à 1 mol.l⁻¹) sur le carbonate de calcium (CaCO₃) d'un échantillon de sédiment broyé et tamisé à 2 mm. Les mesures ont été réalisées à la station de Saint-Vincent. La matière organique (MO) a été mesurée sur des sols tamisés à 2 mm par perte au feu (PF) à 350°C pendant 8h, ou à 550°C pendant 4h (Ayud et Boyd, 1994).

3. Résultats

3.1. Le pH_{1:1}

3.1.1. Les tannes

Les valeurs de pH_{1:2,5} variaient entre 5,2 et 10,6 pour une moyenne de $8,0 \pm 0,6$ (fig. 2a). La très grande majorité des prélèvements montrait des pH compris entre 7,2 et 8,8 (Fig. VI-1) pour une valeur médiane de 8,02. Ces valeurs sont considérées comme compatibles avec une activité aquacole (Boyd, 1995).

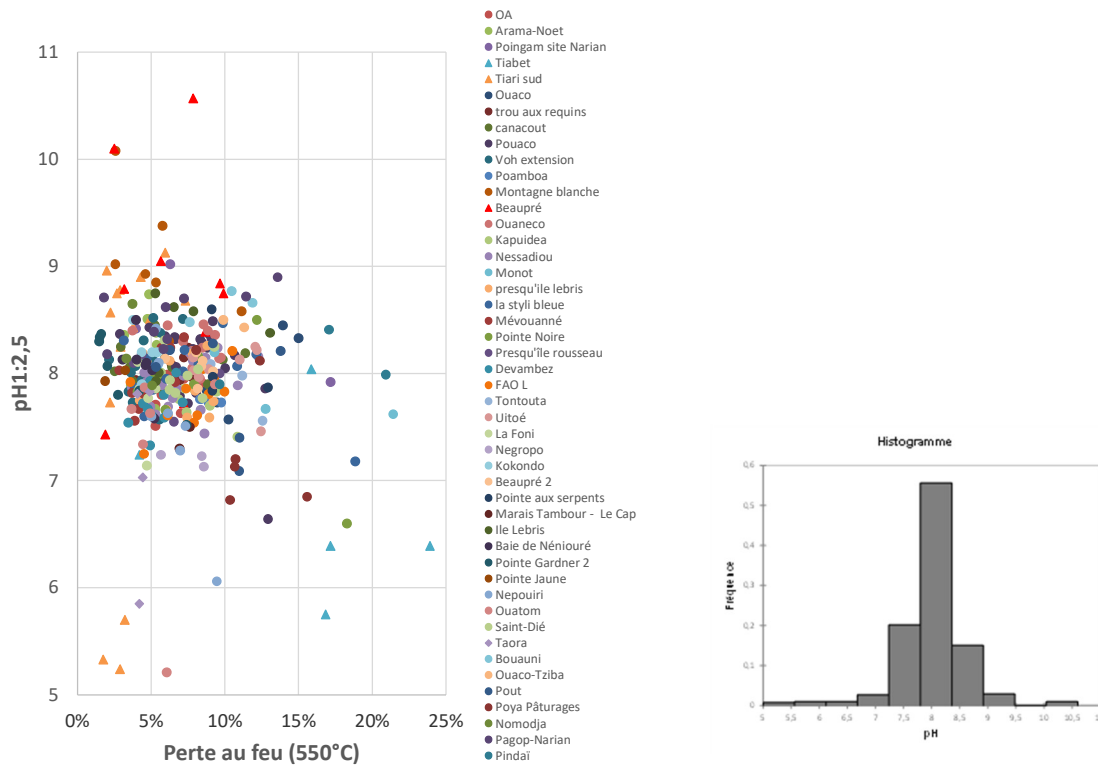


Figure VI-1. (a) Distribution des valeurs de pH_{1:2,5} en fonction de la perte au feu (crémation à 550°C) (N = 424) dans les sols de tannes. (b) Histogramme des valeurs. Les échantillons ont été prélevés sur les 5 premiers cm de sol.

3.1.2. Les bassins en activité

L'analyse de l'impact d'un premier élevage réalisé dans un bassin de la ferme OA en 1995 (Lemonnier et Brizard, 1998) montrait que le pH_{1:2,5} variait entre 8,0 et 8,8. Les échantillons de surface montraient des valeurs de pH les plus faibles (Fig. VI-2). La première cause de l'acidification des sédiments est liée à l'accumulation de matière organique au cours de l'élevage (ici mesurée par la perte au feu à 550°C). Cette accumulation provoquerait en moyenne une baisse de 0,2 à 0,3 unités pH dans les deux premiers cm de sédiment.

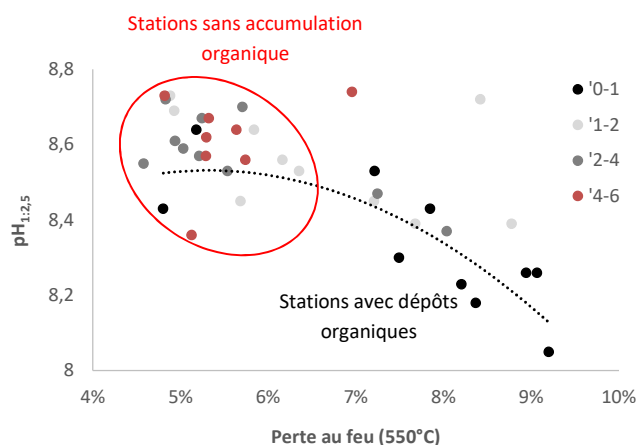


Figure VI-2. Relation perte au feu – pH dans un bassin à la fin de son premier élevage en fonction de la profondeur de l'échantillonnage. L'augmentation du taux de matière organique dans certaines zones du bassin s'accompagne d'une acidification essentiellement sur les deux premiers cm.

La [fig. VI-3](#) présente les valeurs de pH mesurés dans les sédiments de 10 bassins le jour de la pêche finale en fonction des horizons ([Lemonnier et al., 2004](#)). Le $\text{pH}_{1:2,5}$ des échantillons était compris entre 6,40 et 8,66. On observe une acidification significative des sédiments entre les 3 horizons et une augmentation des valeurs moyennes avec la profondeur (Test de Kruskal-Wallis ; $p < 0;001$), suggérant une légère acidification des sédiments en lien avec l'activité aquacole. Cette différence entre les horizons S et P était en moyenne de $0,15 \pm 0,29$ unités pH. Cette série de données ne montrait à l'époque pas d'acidification des sols avec l'âge des bassins malgré la présence de différences significatives entre les bassins (Test de Kruskal-Wallis ; $p < 0;001$) ([Lemonnier et al., 2004](#)).

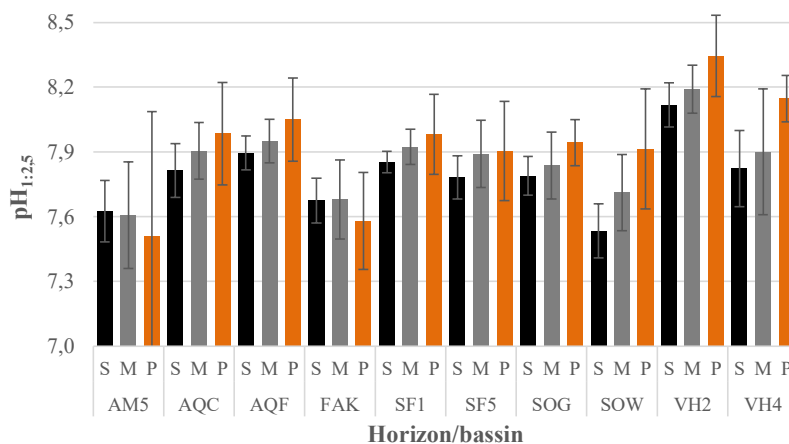


Figure VI-3. pH moyens des sédiments en fonction des horizons et des bassins selon la nomenclature établie par Munsiri et al. (1995). Les barres représentent des moyennes établies sur un échantillonnage de 11 à 15 stations. Les traits représentent les écart-types. Les deux premières lettres correspondent au code de la ferme. La lettre ou le chiffre qui suit correspond au bassin. S : horizon superficiel ; M : horizon intermédiaire ; P horizon non impacté par l'activité aquacole.

La [fig. VI-4](#) montre l'évolution du pH des sédiments pendant l'assec en fonction de la décennie de mise en service des fermes (source des Données : AquaSol, 2011). Ces données montrent des $\text{pH}_{1:1}$ significativement plus élevés (ANOVA ; $F = 5,78$; $p = 0,015$) pour les fermes construites dans les années 2000 suggérant une acidification des sols avec le temps d'exploitation ([Fig. VI-4a](#)). Cette acidification est concomitante à une baisse des concentrations en calcium et en carbonates ([Fig. VI-4b](#)).

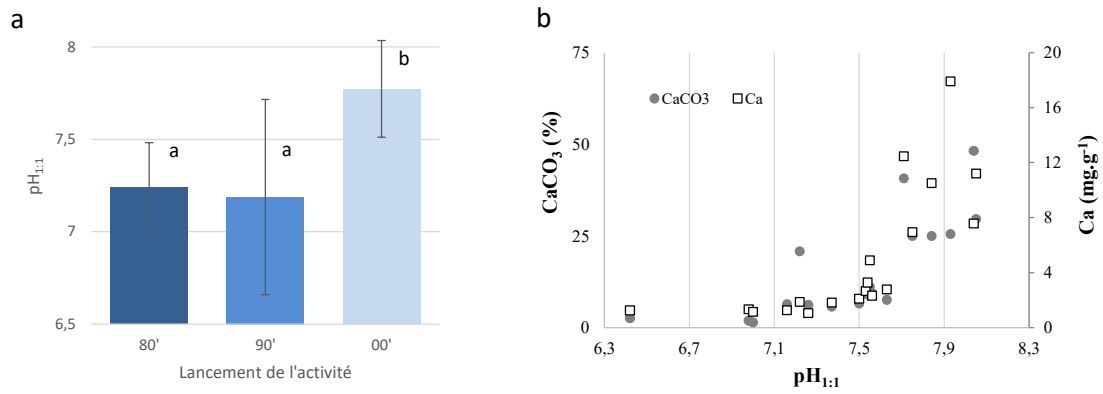


Figure VI-4. (a) Valeurs et écart-types du pH_{1:1} des sédiments récoltés pendant l'assec de différents bassins classés en fonction de leur date de construction (Source des données : AquaSol, 2011). (b) Valeurs de calcium et des carbonates de calcium en fonction du pH_{1:1} pour ces mêmes échantillons. Pour le graphe (a), les lettres synthétisent les résultats des comparaisons multiples par paires du test LSF de Fisher.

L'acidification des sols est en effet un processus pendant lequel les cations sont remplacés par des ions hydronium (H₃O⁺ ou H⁺) et d'aluminium (Al³⁺) (Han et al., 2014). On observe un changement pour une valeur de pH d'environ 7,5. Avec des valeurs moyennes en carbone de 13,5 ± 2,0 ; 13,3 ± 2,5 et 14,7 ± 3,7 mg.g⁻¹ ps respectivement pour les bassins construits dans les années 80', 90' et 00', cette baisse de pH ne s'expliquerait pas par une accumulation progressive du taux de matière organique dans les sols avec les années d'exploitation. Ces données confirmeraient l'absence d'accumulation de matière organique sur le long terme (Lemonnier et al., 2004).

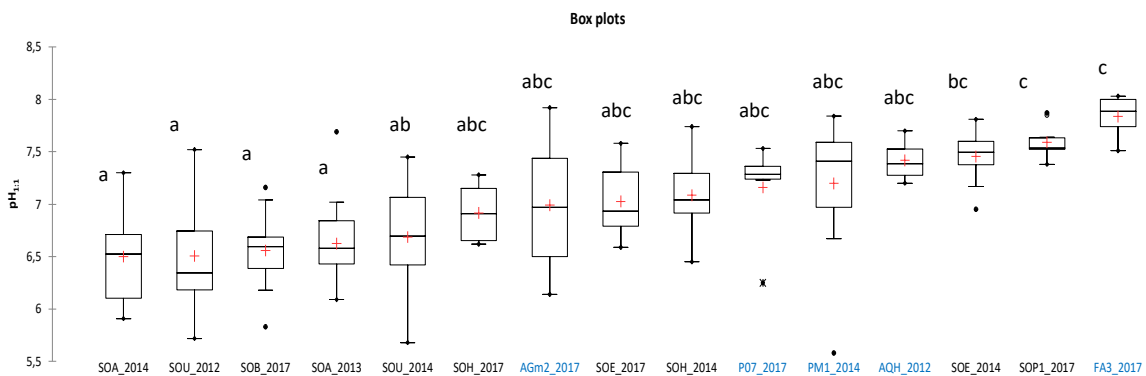
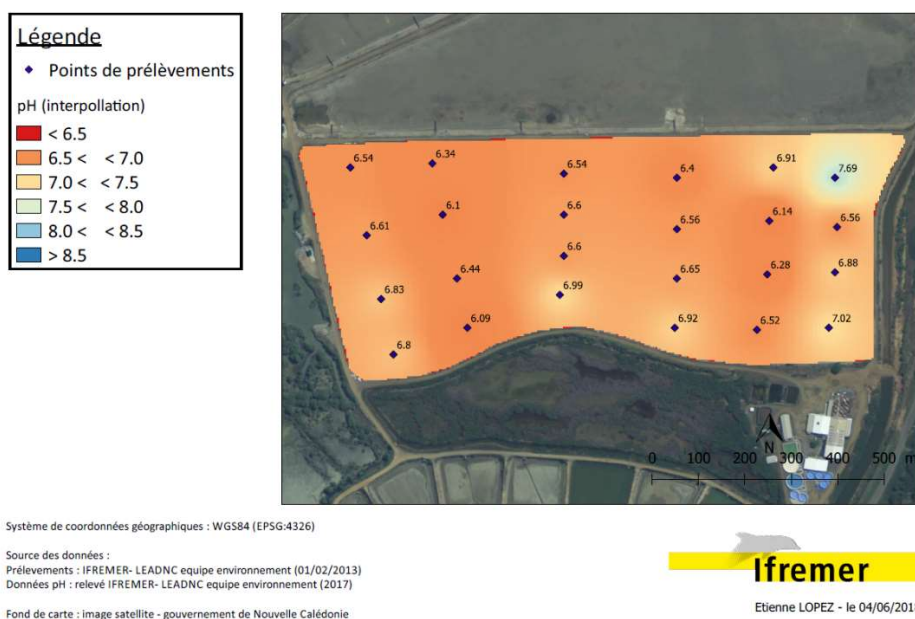


Figure VI-5 : Box plot du pH_{1:1} des sédiments à l'assec pour différents bassins de différentes fermes de Nouvelle-Calédonie (SO, AG, PO, PM, AQ et FA) (10 < n < 15). Les lettres présentent les résultats des comparaisons multiples par paires suivant la procédure de Dunn / Test bilatéral. Les années correspondent à l'année de prélèvement des échantillons.

D'autres échantillonnages ont été réalisés de 2012 à 2017 (Fig. VI-5). Les pH_{1:1} des sédiments échantillonnés pendant l'assec sur cette période montrent des valeurs moyennes comprises entre 6,5 et 8,0. Elles sont significativement différentes en fonction des bassins (test de Kruskal-Wallis, p < 0,001). Les minima et maxima enregistrés sont 5,6 (PM en 2014) et 8,5 (FA en 2017). La variabilité au sein d'un même bassin peut être importante comme le montrent les fig. VI-6a et VI-6b. Sur les 15 bassins étudiés sur différentes années, 10 correspondent à ceux de la ferme SO. Ces bassins montrent généralement des valeurs moyennes légèrement acides.

a

Carte de la répartition du pH du sédiment dans le bassin A de la Sodacal en 2013



b

Carte de la répartition du pH du sédiment dans les bassin de la Sodacal en 2017

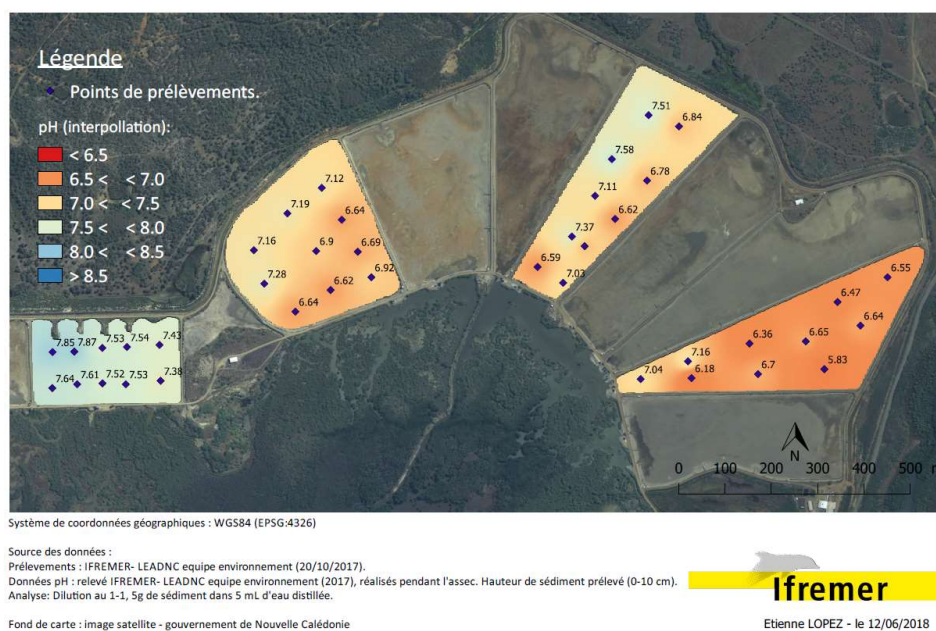


Figure VI-6. Exemples de cartes établies pour les valeurs de pH1:1 (a) des sols du bassin A en 2013 et (b) de 4 autres bassins (B, E, H et P1) de la ferme SO en 2017. Les échantillons ont été récoltés pendant l'assec.

3.2. Le pH_{in situ}

Les données issues d'une expérience conduite en 1998 à la station de Saint-Vincent montrent une évolution des pH mesurés in situ pendant un élevage (Fig. VI-7). On observe une variation qui peut atteindre en moyenne 0,7 unité pH à l'échelle de l'élevage. Les valeurs les plus faibles ont été observées après 73 jours d'élevages.

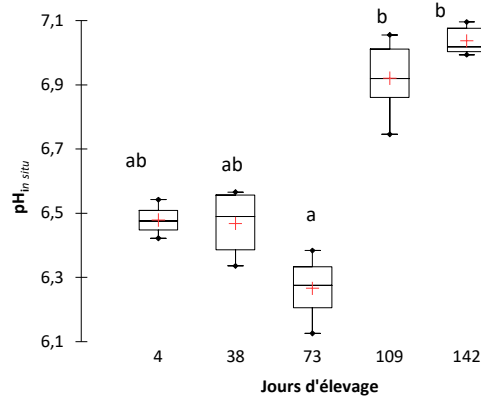


Figure VI-7. Box plot de l'évolution des pH_{in situ} (N = 150) dans les bassins expérimentaux du laboratoire de Saint-Vincent (Lemonnier et al., 2006). Aucun effet du taux de renouvellement n'a pu être mis en évidence ($P > 0,05$). Les valeurs montrent des différences très significatives ($p < 0,001$) en fonction des dates (Test de Kruskal-Wallis). Les lettres montrent le résultat de comparaisons multiples par paires suivant la procédure de Dunn / Test bilatéral.

Les bassins de production montrent des résultats similaires. Les valeurs sont variables dans le temps et dans l'espace au sein d'un même bassin. Des suivis sur deux stations dans deux bassins de la ferme la SO en 2012 et 2013 montrent qu'elles peuvent ainsi varier entre 5,9 et 7,9 pour une même station le temps d'un élevage (Hochard et al., 2019 ; Fig. VI-7). Dans le cadre de l'étude du syndrome d'été sur la ferme SF, 186 prélèvements ont été réalisés sur 5 élevages entre 2000 et 2002. Six stations par bassin et par date ont été échantillonnées (Lemonnier et al., 2002 ; 2003 ; 2010). Les valeurs *in situ* variaient de 5,8 à 7,5. La fig. VI-7 montre l'évolution des valeurs moyennes en fonction des jours d'élevage. On observe globalement une baisse après 50 jours. Les valeurs augmentent par la suite jusqu'à la fin des suivis. Les valeurs moyennes sont en revanche très variables d'un bassin à l'autre au cours des 40 premiers jours d'élevage suggérant un effet initial de la qualité des sols sur ce paramètre.

- Le suivi des élevages SF132 et SF133 réalisé sur la saison de production 2000 - 2001 avait pour objectif de comparer l'environnement de deux bassins gérés de la même manière. L'un des bassins a été curé au cours de l'assec. Le second a subi un assèchement selon les protocoles couramment utilisés en Nouvelle-Calédonie. Le bassin curé (SF 133) présente dès le début du suivi des valeurs plus élevées comparativement au bassin non curé (SF132). Le bassin curé montre des valeurs proches de celles observées dans des sols " neufs " (Fig. VI-8a).
- Les suivis SF137 et SF138 avaient pour objectif de suivre la qualité globale de la colonne d'eau et des sédiments parallèlement à l'apparition des mortalités liées au syndrome d'été. Ces suivis montrent une augmentation significative ($P < 0,05$) dans le temps du pH à partir du 54^{ème} jour d'élevage, période où il était minimum (Fig. VI-8a).

- Les valeurs étaient inférieures à 6,6 dans 66% des cas sur la ferme SF (SF152) alors fortement impactée par le syndrome d'été. Ce pourcentage n'était que de 15% sur la ferme témoin non impactée (PO4) par cette épizootie (Lemonnier et al., 2010). La dynamique d'évolution des pH montrait des différences remarquables entre les deux sites sur les 50 premiers jours d'élevage, suggérant un possible effet sur la santé des animaux et leur capacité à résister au syndrome d'été (Fig. VI-8a).
- Les valeurs moyennes étaient comprises entre 7,0 et 7,4 dans un bassin de production de la station de Saint-Vincent (SAH) (Fig. VI-8b). Le pourcentage de carbonates dans la fraction asséchée était de $0,35 \pm 0,42\%$ (N = 48, min = 0, max = 1,61%).

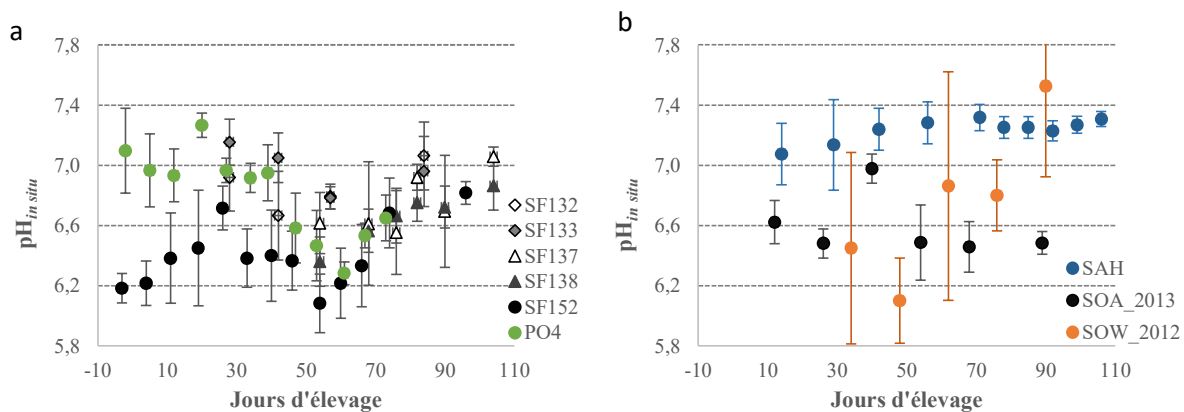


Figure VI-8. Évolution des $pH_{in situ}$ mesurés sur le 1^{er} cm de sédiment de plusieurs bassins de production. Les nombres entre parenthèses indiquent le nombre de stations échantillonnées par bassin et par élevage : SOW_2012 (N = 2) ; SOA_2013 (N = 2) ; SAH (N = 8) ; SF (N = 6) ; PO4 (N = 6).

3.3. Lien entre $pH_{1:1}$ et $pH_{in situ}$

Thunjai and Boyd (2001) montrent une corrélation entre les $pH_{in situ}$ et les $pH_{1:1}$ pour des bassins de l'Université de Auburn (USA). Elle est particulièrement utile pour prédire l'évolution des $pH_{in situ}$ à partir des mesures réalisées pendant l'assec. Toutefois, aucune relation significative n'a pu être montrée entre ces deux mesures avec des sédiments issus de bassins de production (Lemonnier et al., 2004 ; Hochard et al., 2019 ; Lemonnier et al., 2021a).

Cette relation a aussi été étudiée par Ritvo et al. (2003) qui utilisent la différence de pH, à savoir son évolution ($\Delta pH = pH_{in situ} - pH_{1:1}$) pour établir une corrélation avec le $pH_{1:1}$. La fig. VI-9 montre cette différence en fonction du $pH_{1:1}$ et du potentiel d'oxydoréduction. Le CO_2 produit par la minéralisation de la matière organique à l'interface entraîne une production de protons et donc une acidité du système ($pH_{in situ} < pH_{1:1}$, Fig. VI-9). Cette diminution du pH est contrebalancée pour les redox les plus faibles par la consommation des ions H^+ associée aux processus de réduction qui interviennent eux-aussi dans les processus de minéralisation (Berner et al., 1970). La consommation de protons dans un sédiment très dégradé caractérisé par un redox faible ($< -100mV$) va donc être supérieure à leur production ($pH_{in situ} > pH_{1:1}$, Fig. VI-9).

Le pH mesuré *in situ* est donc une résultante entre consommation et production des ions protons associée aux différents processus de minéralisation de la matière organique qui se déroulent dans les sédiments et qui vont dépendre des conditions d'oxydo-réduction.

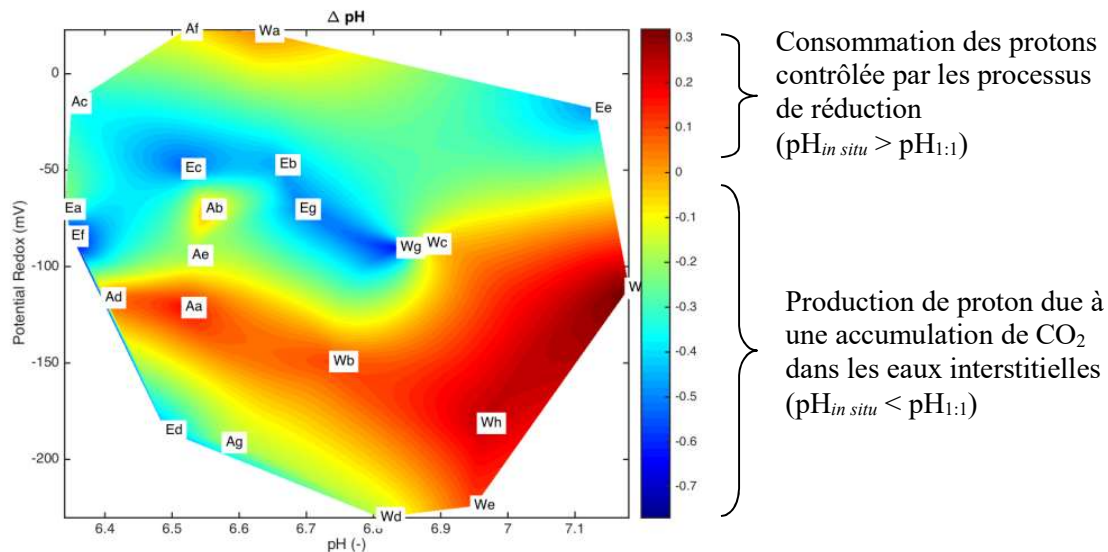


Figure VI-9. Différence de valeur entre la mesure de $pH_{1:1}$ et le $pH_{in\ situ}$ en fonction du redox et du pH mesuré *in situ* dans l'horizon S de 3 bassins de la ferme la Sodacal. Les prélèvements ont été réalisés en 2017 (Lemonnier et al., 2021a).

À l'échelle d'un bassin, les processus liés à la minéralisation vont dépendre du temps d'élevage mais aussi de la zone d'échantillonnage (Hochard et al., 2019). Cette différence entre les mesures de pH va donc fortement varier dans le temps et dans l'espace. Malgré cette difficulté, la fig. VI-10a permet de discriminer deux groupes de données en fonction du niveau d'intensification des élevages et de montrer ainsi un effet des pratiques (Intensif versus semi-intensif) sur la qualité des sédiments à la pêche finale. Cette intensification s'accompagne d'un apport supplémentaire en aliment et d'une augmentation de la production de déchets (Martin et al., 1998 ; 2004). Leur minéralisation conduit à une augmentation de la production de CO_2 et à une acidification des eaux interstitielles d'autant plus importante. Cette intensification conduit aussi à une diminution de ce $pH_{1:2,5}$ et donc à une forte accumulation de protons dans les sédiments une fois asséchés pour certaines stations. La fig. VI-10b montre aussi un effet des taux de renouvellement sur cette variation de pH. Les bassins les plus renouvelés montrent une acidification moins importante que les bassins qui le sont moins quelle que soit la date d'échantillonnage.

Aujourd'hui, avec l'arrêt des élevages les plus intensifs (> 30 animaux. m^{-2}) dans la filière crevette de Nouvelle-Calédonie, la variation de pH au cours de l'élevage serait généralement comprise entre +1 et -1 unité pH (Fig. VI-10a, b)

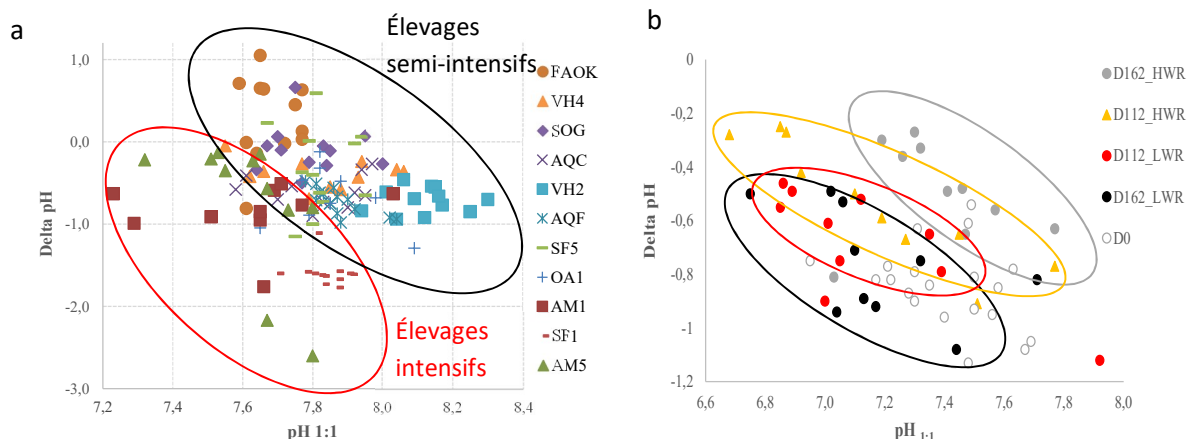


Figure VI-10. (a) Relation entre le $pH_{in situ}$ et le $pH_{1:2,5}$ dans le premier centimètre de sédiment pour des échantillons prélevés le dernier jour d'élevage dans 12 bassins sur différentes fermes du territoire (Lemonnier et al., 2004) (N = 128) ; (b) Relations entre le $pH_{in situ}$ et le $pH_{1:2,5}$ dans le premier centimètre de sédiment pour des échantillons prélevés le jour de l'ensemencement des animaux (D0), après 112 jours d'élevage (D112) et après 162 jours d'élevage dans 4 bassins expérimentaux de 1500 m² à la station de Saint-Vincent (N = 5). Cette expérience avait pour objectif d'évaluer l'influence des renouvellements (taux faibles à 10 et 11% à des taux élevés de 17 et 21%) sur le devenir des déchets produits par l'élevage (Lemonnier et al., 2003).

3.4. Le carbonate de calcium

Les concentrations en $CaCO_3$ dans les sols qu'ils soient ou non cultivés sont très faibles voire nulles (à la limite de détection de la méthode) (Fig. VI-11a). Il existe une exception liée à la structure géologique de la région, celle de Pouembout sur laquelle se trouve la ferme FAMB. Le % de carbonates analysés dans le cadre de l'audit de la filière en 2011 montre des valeurs plus variables comprises entre 2 et 50% en fonction des fermes (Fig. VI-11b).

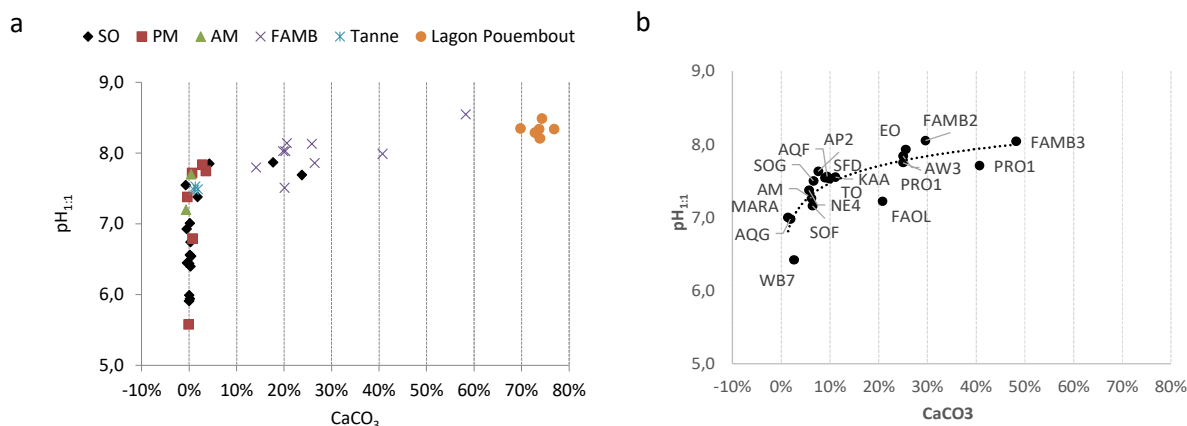


Figure VI-11. Teneurs en carbonates de calcium dans les sols. (a) Les valeurs correspondent à des échantillons récoltés dans certains bassins de la filière (SO, PM, AM, FAMB), dans une tanne et dans le lagon de Pouembout à proximité de la ferme FAMB (Données non publiées). (b) valeurs moyennes sur différents bassins de la filière. Les échantillons ont été regroupés avant l'analyse pour chaque bassin. Ces résultats sont issus d'un audit conduit en 2011 (AquaSol, 2011).

4. Discussion

Ce travail de synthèse suggère la présence d'une acidification des sols des bassins aquacoles en Nouvelle Calédonie. Les analyses réalisées dans les années 90 montraient des valeurs moyennes de $pH_{1:2,5}$ supérieures à 7,5 et proches des valeurs mesurées dans les tannes. Elles indiquaient une légère acidification des horizons S et M en lien avec l'accumulation des déchets organiques produits par le système. L'acidification des sédiments est en effet associée à une augmentation du CO_2 dans l'environnement liée à la minéralisation de la matière organique. Elle induit une diminution de la concentration des ions carbonates et du taux de saturation en carbonate de calcium (Orr et al., 2005). Toutes les données de l'époque indiquaient qu'un élevage engendre une baisse de pH comprise entre 0,2 et 0,3 unités sur une profondeur moyenne de 2 cm. Les données suggéraient indirectement une baisse possible du taux de $CaCO_3$ dans les sols avec le vieillissement des structures d'élevage mais pas encore du pH (Lemonnier et al., 2004).

Les dernières analyses suggèrent une acidification des sols qui ne s'expliquerait pas par une augmentation de la concentration en matière organique avec l'âge des bassins. Elle ne s'expliquerait pas non plus avec l'évolution des méthodes utilisées ($pH_{1:1}$ versus $pH_{1:2,5}$). Boyd dans l'audit réalisé en 2011 indiquait déjà que quelques bassins pouvaient avoir des sols acides (AquaSol, 2011). Une analyse statistique de ces données confirme ce résultat avec une baisse de pH pour les bassins les plus anciens comparativement aux plus récents. Nous avons montré dans les bassins de la ferme SO que la diagénèse précoce de la matière organique aboutissait à la production de pyrites au cours des élevages (Lemonnier et al., 2021a). Ce composé au cours de l'assec va, en se dégradant, former un acide fort, l'acide sulfurique. Il est probable que ce processus soit pour une part responsable de l'acidification des sols (Golez, 1995). En 2011, aucun échantillon ne contenait plus de 0,75% de sulfures, concentration au-dessus de laquelle les sols sont classés comme sols potentiellement sulfate-acides (Boyd 1995). Quoi qu'il en soit, Le degré de pyritisation des sédiments devra être évalué pour établir une typologie plus récente des sédiments (Gaviria et al., 1986 ; Machado et al, 2014).

Les processus de réduction au cours de l'élevage peuvent engendrer des concentrations très élevées en fer réduits et en sulfides lorsque le pH est inférieur à 6,5 (Chap. V ; Lemonnier et al., 2021a). Ce fer réduit peut se ré-oxyder à la surface des sédiments pendant l'élevage ou pendant l'assec et conduire à la formation d'oxyhydroxides de fer (Clark et al., 1998). Les cycles d'oxydation-réduction avec les élevages pourraient ainsi conduire à la production toujours plus importante de minéraux faiblement cristallisés et aussi plus solubles tels que la ferrihydrite mais surtout la lepidocrocite au détriment de la goethite. Ce processus modifierait sur le long terme le cycle du fer dans ce système, à l'image de ce qui a été observé dans les mangroves de Nouvelle-Calédonie (Noël et al., 2014). La production de pyrite serait favorisée et très rapide un fois les conditions anoxiques retrouvées (Cantfield et al., 1992). La présence de schwertmannite en arrière d'une mangrove en Nouvelle-Calédonie a été montrée dans les sédiments les plus acides (pH entre 3 et 4) et les moins réduits (Noël et al., 2017). Cette présence serait un marqueur du processus d'oxydation des pyrites. La phase d'oxydation du fer en présence de sulfates est associée à une forte production de protons. Elle pourrait expliquer la présence de pH bas en début d'élevage sur certaines fermes qui pourrait s'accompagner d'un relargage de nombreux métaux (Golez and Kyuma, 1997).

Pour conclure, la dynamique de cette acidification sur le long terme (à l'échelle de 35 ans) reste insuffisamment décrite et le processus de pyritisation trop peu étudié. Nous n'avons aucune information sur une éventuelle évolution temporelle de la minéralogie des sédiments. L'hypothèse

serait qu'une fois la réserve alcaline initiale des tannes consommée, l'acidification des sols s'accélérerait. Elle serait favorisée par une évolution minéralogique des sédiments. Si ce schéma était confirmé, il indiquerait que deux types de traitement devraient être réalisés pour garder une réserve alcaline suffisante à l'échelle d'un élevage. La première serait d'effectuer un chaulage régulier pour les bassins les plus « jeunes » (chaulage d'entretien). La seconde se focaliserait dans un premier temps à neutraliser l'acidité des sols, et dans un second temps à rétablir une réserve alcaline suffisante (chaulage de réparation). Le chaulage qui était jusqu'ici peu pratiqué en Nouvelle-Calédonie contrairement à de nombreuses filières aquacoles dans le monde doit être sérieusement envisagé pour assurer la durabilité du système.

Le chaulage est une solution simple à l'acidification des sols. Il apporte des cations, améliore la qualité de l'eau et des eaux interstitielles par augmentation de l'alcalinité totale et de la dureté (Boyd and Daniels, 1994 ; Pillai et Boyd., 1985 ; Boyd et Massaut, 1999 ; Boyd et al., 2002 ; Quieroz et al., 2004 ; Boyd et al., 2016). Il peut se faire pendant l'assec ou pendant l'élevage. Toutefois, Sá and Boyd (2017) montrent que le chaulage n'améliore pas le pH de la colonne d'eau si elle est salée et si son alcalinité est supérieure à 80 mg.l⁻¹. Dans ces conditions, la chaux ne se dissout pas.

Différentes méthodes ont été développées pour calculer la quantité de chaux nécessaire pour neutraliser l'acidité échangeable des fonds de bassin (Adam and Evans, 1962 ; Boyd, 1974 ; Pillai et Boyd, 1985). La méthode la plus précise serait celle des K-bicarbonates (Han et al., 2014). Cette quantité peut aussi être calculée en se basant sur la relation pH et % de saturation des bases (Bowman et Lannan, 1995). Cette relation va dépendre du type de sol et de la zone géographique. Si des analyses ne sont pas possibles, Boyd et al. (2002) indiquaient pour des pH compris entre 6,5 et 7,0 un chaulage de 1 t.ha⁻¹ et de 1,5 t.ha⁻¹ pour un pH entre 6,0 et 6,5. Lors de l'audit réalisé en 2011 sur les sols calédoniens, Boyd préconisait de chauler avec des apports plus importants de chaux, à un taux compris entre 2 et 3 t.ha⁻¹ pour la chaux vive et entre 3 et 4 t.ha⁻¹ pour la chaux éteinte pour les zones humides (AquaSol, 2011).



Photographie VI-1. Distribution de chaux dans un bassin intensif de *Litopenaeus vannamei* (200 crevettes par m²) sur la presqu'île de Gresik à Java en Indonésie (Nov. 2014).

Toutefois, toutes ces méthodes ne sont pas adaptées à des sols avec pyrite (Boyd, 2017). Afin de neutraliser l'acidité produite par ce composé lors de la phase d'assèchement, des quantités considérables de chaux doivent être utilisées. La chaux éteinte (hydratée) serait le produit le plus

adaptée à cette problématique (Fitriani et al., 2020). Les méthodes développées pour le calcul des apports en chaux devront être testées et au besoin adaptées en fonction du type de sol.

À ce stade des connaissances, des $pH_{1:1}$ mesurés inférieurs à 7,5 en fin d'assec doivent être considérés aujourd'hui comme à risque pour la santé des élevages, la réserve alcaline devant être considérée comme insuffisante. Nous devons rappeler que la mesure du $pH_{1:1}$ n'est qu'une indication et ne permet pas de connaître la réserve alcaline ou acide d'un sol (Boyd et al., 2011). L'acidité échangeable devra être évaluée (Adam and Evans, 1962).

La réserve alcaline à la fin de l'assec doit être suffisante pour tamponner le milieu au cours de l'élevage suivant. Elle doit être en mesure de contrôler l'acidification observée entre 40 et 80 jours d'élevage dans les eaux interstitielles à l'interface eau-sédiment. Nous montrons dans cette synthèse qu'une variation de $pH_{in situ}$ d'une unité est possible et qu'elle dépendra du niveau d'intensification de l'élevage, de la station de prélèvement et de la date à laquelle la mesure sera réalisée au cours de l'élevage. Le CO_2 produit par la minéralisation de la matière organique à l'interface pendant l'élevage entraîne une production de protons et donc une acidité du système. Cette diminution du pH est contrebalancée par la consommation des ions H^+ par les processus de réduction (Berner et al., 1970). La mesure du pH *in situ* est donc la résultante entre consommation et production. Ce processus permet de maintenir le pH dans des valeurs relativement stables (Ben-Yaakov, 1973). Toutefois, les suivis sur les bassins de production montrent bien que l'alcalinité des eaux interstitielles est insuffisante pour tamponner l'acidité produite. Les valeurs mesurées sont bien souvent proches des valeurs stressantes (Lemonnier et al., 2004).

Une étude devra être menée spécifiquement sur la chimie des eaux interstitielles afin de proposer un modèle qui expliquerait plus précisément les mécanismes de contrôle du pH mesuré *in situ*. L'objectif serait à terme d'être en mesure de calculer la réserve alcaline adéquate pour tamponner les eaux interstitielles au cours des élevages. Dans l'eau de mer, l'alcalinité totale (TA) est essentiellement déterminée par la présence des carbonates, des bicarbonates et des ions borates (96% de la TA) :

$$\text{Eq. 1 : } TA = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + [B(OH)_4^-] + [OH^-] - [H^+]$$

Dans les eaux interstitielles, l'alcalinité totale est aussi contrôlée par d'autres réactions de dissolution et de précipitation liée à la microbiologie et aux conditions abiotiques. Pour des sédiments riches en matière organique et en conditions anoxiques, les sulfides et l'ammonium montrent par exemple une contribution importante à l'alcalinité totale. Comme nous l'avons déjà vu plus haut, les principaux processus de réduction qui génèrent de l'alcalinité sont la dénitrification, la réduction des sulfates et du Manganèse (Mn IV) et du fer (Fe III) (Berner et al. 1970). En consommant les protons, ils pourraient expliquer l'augmentation des pH mesurés *in situ* après 70-80 jours d'élevage. C'est aussi à cette période que le système sédimentaire passe en hétérotrophie et qu'il devient fortement bioturbé (Hochard et al., 2019). Dans les eaux interstitielles, l'alcalinité totale peut-être représentée par l'équation 2 (Hiscock et Milerio, 2006) :

$$\text{Eq. 2 : } TA = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + [B(OH)_4^-] + [OH^-] + [HPO_4^{2-}] + 2[PO_4^{3-}] + [SiO(OH)_3^-] + [NH_3] + [HS^-] - [H^+] - [HSO_4^-] - [HF] - [H_3PO_4]$$

Toutefois, les composés organiques issus de la décomposition de la matière organique symbolisés par le terme A0 ont aussi une influence considérable sur l'alcalinité des eaux interstitielles (Kuliński et al., 2014). Leur concentration γ est très élevée. Les sources principales sont les substances humiques issues de la dégradation microbienne de substances végétales. La matière organique fraîchement dégradée participe dans une moindre mesure à l'augmentation de A0. Ils peuvent être représentés jusqu'à

17% de la TA (Lukawska-Matuszewska et al., 2018). Le terme A0 doit donc être ajouté à l'équation 2 pour la compléter.

$$\text{Eq. 3 : TA} = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{B}(\text{OH})_4^-] + [\text{OH}^-] + [\text{HPO}_4^{2-}] + 2[\text{PO}_4^{3-}] + [\text{SiO}(\text{OH})_3^-] + [\text{NH}_3] + [\text{HS}^-] - [\text{H}^+] - [\text{HSO}_4^-] - [\text{HF}] - [\text{H}_3\text{PO}_4] + \text{A0}$$

Avec les composés inorganiques hors carbonates, cette influence des composés organiques peut atteindre 40% de la valeur de la TA (Lukawska-Matuszewska, 2016). Pour complexifier l'ensemble, ces facteurs sont susceptibles de fortement varier pendant l'élevage et le changement autotrophie / hétérotrophie montré par Hochard et al. (2019). La part de l'alcalinité des carbonates dans l'alcalinité totale et son évolution devra être évaluée et l'influence des apports en matière organique étudiée. Nous pouvons faire l'hypothèse que la qualité de cette matière organique à travers une accumulation de substances humiques pourrait varier en fonction de l'âge des bassins. Nous avons aussi montré que le microphytobenthos jouait un rôle fondamental dans le fonctionnement des processus géochimiques en contrôlant les flux à l'interface eau-sédiment (Hochard et al., 2019). Les biomasses atteintes peuvent être très importantes (chlorophylle $a > 600 \text{ mg.m}^{-2}$). Les variations journalières de l'activité photosynthétique et des processus de respiration doivent fortement impacter le cycle du carbone et les processus de précipitation / dissolution des carbonates à l'échelle de la journée. L'état de santé du microphytobenthos qui se dégrade en seconde partie d'élevage pourrait influencer sur le système carbonaté (Hu et al., 2015).

5. Conclusions

Le pH des sédiments est un facteur important pour la santé des animaux au même titre que de nombreux paramètres abiotiques comme l'oxygène, la température et l'ammonium. Les éleveurs ne maîtrisent actuellement pas son évolution ni à court, ni à long terme. Cette évolution pourrait être à l'origine de certains épisodes de stress, expliquer des mortalités et participer à l'émergence de certaines épizooties et à leur enzootisation. Les différents suivis réalisés ces dernières années sur le syndrome d'été et sur l'apparition des branchies orange de la ferme SO montrent en effet des pH de sols mesurés *in situ* relativement faibles (Lemonnier et al., 2010 ; Lemonnier et al., 2021a,b).

Un suivi des fonds de bassin doit être mis en place par les éleveurs. Les analyses devront comporter certains éléments indispensables comme le pH, la matière organique, l'azote total, le phosphore total, l'acidité échangeable, les bases échangeables, les carbonates, les concentrations en soufre total, en magnésium et en calcium. Une méthode doit être adaptée au contexte local pour évaluer les quantités de chaux à utiliser pendant les phases d'assec dans l'objectif de neutraliser l'acidité échangeable et de maintenir une réserve alcaline suffisante pour limiter les fluctuations de pH à l'interface eau-sédiment de l'élevage suivant.

À partir de cette étude, quatre groupes de questions émergent et pourraient faire l'objet d'un futur programme de recherche :

- Comment évoluent la réserve alcaline et l'acidité échangeable des sédiments avec l'âge des bassins et les pratiques d'élevage ?

- Quels sont les mécanismes de contrôle du système acido-basique dans les eaux interstitielles des sédiments à l'interface ? Quelle est la capacité du système en terme de recyclage de la matière organique à maintenir une alcalinité suffisante ?
- Quel est leur degré de pyritisation des sédiments (Machado et al, 2014) selon les fermes ? Quels sont les facteurs environnementaux et minéralogiques qui vont favoriser la pyritisation des sédiments (Peiffer et al., 2015) ? Existe-il un lien avec l'âge des bassins ?
- Quelle est l'influence de l'acidification sur la production de minéraux authigènes ? Va-t-elle avoir un impact sur la biodisponibilité des métaux ? Quelles conséquences sur les animaux élevés ?



Photographie VI-2. Sacs de chaux sur la ferme La Sodacal (Août 2009).

6. Références

- Adams F., Evans C.E., 1962. A rapid method for measuring lime requirement of redyellow podzolic soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 26, 355–357.
- Aminot A., Kérouel R., 2004. *Hydrologie des écosystèmes marins. Paramètres et mesures.* Ed. Ifremer, 336 p.
- AquaSol, 2011. *Filière Crevettes de Nouvelle Calédonie Audit & Recommandations (Rapport Final).* Edition AquaSol, Inc, Coral Gables, USA fishfermeing.com. 219 p.
- Ayub M., Boyd C.E., 1994. Comparison of Different Methods for Measuring Organic Carbon Concentrations in Pond Bottom Soils. *Journal of the World Aquaculture Society*, 25: 322-325.
- Azad A.K., Jensen, K.R., Lin C.K., 2009. Coastal Aquaculture Development in Bangladesh: Unsustainable and Sustainable Experiences. *Environmental Management* 44, 800–809.
- Ben-Yaakov S., 1973. pH buffering of pore water of recent anoxic marine sediments. *Limnology and oceanography* 18(1), 86-94.
- Berner R.A., Scott M.R., Thomlinson C., 1970. Carbonate alkalinity in the pore waters of anoxic marine sediments. *Limnology and Oceanography* 15(4), 544-549.
- Bowman J.R., Lannan J.E., 199). Evaluation of Soil pH-Percent Base Saturation Relationships for Use in Estimating the Lime Requirements of Earthen Aquaculture Ponds. *Journal of the World Aquaculture Society* 26, 172-182.

- Boyd C.E., 1974. Lime requirements of Alabama fish ponds. Alabama Agricultural Experiment Station Bulletin. 459. Auburn University.
- Boyd C.E., 1995. Bottom Soils, Sediment, and Pond Aquaculture. Chapman and Hall, New York, New York, 348 pp
- Boyd C.E., 2017. Aquaculture pond fertilization. CAB reviews 13(2), 1-12.
- Boyd C.E., Daniels H.V., 1994. Liming and Fertilization of Brackishwater Shrimp Ponds, Journal of Applied Aquaculture, 2:3-4, 221-234
- Boyd C.E., Massaut L., 1999. Risks associated with the use of chemicals in pond aquaculture. Aquacultural engineering, 20, 113-132.
- Boyd C.E., Wood C.W., Thunjai T., 2002. Aquaculture pond bottom soil quality management. Pond Dynamics/Aquaculture Collaborative Research Support Program, Oregon State University, 41 p.
- Boyd C.E., Tucker C.S., Viriyatum R., 2011. Interpretation of pH, Acidity, and Alkalinity in Aquaculture and Fisheries. North American Journal of Aquaculture 73: 403-408.
- Boyd C.E., Tucker C.S., Somridhivej B., 2016. Alkalinity and Hardness: Critical but Elusive Concepts in Aquaculture. J World Aquacult Soc, 47, 6-41.
- Bower C.E., Bidwell J.P., 1978. Ionization of ammonia in Seawater: effects of temperature, pH, and salinity. Journal of the fisheries Research Board of Canada 35(7), 1012-1016.
- Cantfield D.E., Raiswell R., Bottrell S., 1992. The reactivity of sedimentary iron minerals towards sulfide. Am. J. Sci. 292, 659-683.
- Clark M.W., McConchie D., Lewis D.W., Saenger P., 1998. Redox stratification and heavy metal partitioning in Avicennia-dominated mangrove sediments: a geochemical model. Chemical Geology 149(3-4), 147-171.
- Cook F.J., Hicks W., Gardner E.A., Carlin G.D., Froggatt D.W., 2000. Export of acidity in drainage water from acid sulfate soils Marine Poll Bull 41, 319-326.
- Della Patrona L., Brun P., 2009. L'élevage de la crevette bleue en Nouvelle-Calédonie. Litopenaeus stylirostris Bases biologiques et zootechnie. Édité par le Ifremer - Département LEAD (Lagons Écosystèmes et Aquaculture Durable) en Nouvelle-Calédonie. 312 p.
- Doney S.C., Busch D.S., Cooley S.R., Kroeker K.J., 2020. The Impacts of Ocean Acidification on Marine Ecosystems and Reliant Human Communities Annual Review of Environment and Resources 45:1, 83-112.
- Duan Y., Wang Y., Liu Q., Xiong D., Zhang J., 2019a. Transcriptomic and microbiota response on Litopenaeus vannamei intestine subjected to acute sulfide exposure. Fish & Shellfish Immunology 88, 335-343.
- Duan Y., Wang Y., Liu Q., Zhang J., Xiong D., 2019b. Changes in the intestine barrier function of Litopenaeus vannamei in response to pH stress. Fish Shellfish Immunol.;88:142-149.
- Fitriani M., Wudtisin I., Kaewner M., 2020. The impacts of the single-use of different lime materials on the pond bottom soil with acid sulfate content. Aquaculture 527, 735471.
- Gaviria J.I., Schmittou H.R., Grover J.H., 1986. Acid sulfate soils: identification, formation and implication for aquaculture. J. Aqua Trop., 1, 99-109.
- Giltz S.M., Taylor C.M., 2017. "Reduced growth and survival in the larval blue crab callinectes sapidus under predicted Ocean acidification." Journal of Shellfish Research, vol. 36, no. 2, p. 481+.
- Golez N.V., 1995. Formation of acid sulfate soil and its implication to brackishwater ponds. Aquacultural Engineering 14(4), 297-316.
- Golez N.V., Kyuma K., 1997. Influence of pyrite oxidation and soil acidification on some essential nutrient elements. Aquacultural engineering 16, 107-124.
- Gosavi K., Sammut J., Gifford S., Jankowski J., 2004. Macroalgal biomonitors of trace metal contamination in acid sulfate soil aquaculture ponds. Science of the Total Environment 324, 25-39.
- Gravinese P.M., Page H.N., Butler C.B. et al., 2020. Ocean acidification disrupts the orientation of postlarval Caribbean spiny lobsters. Sci Rep 10, 18092 (2020).
- Gusmawati N., Soulard B., Selmaoui-Folcher, N., Proisy C., Mustafa, A., Le Gendre, R., Laugier T., Lemonnier H., 2018. Surveying shrimp aquaculture pond activity using multitemporal VHR satellite images - case study from the Perancak estuary, Bali, Indonesia. Marine Pollution Bulletin, Special Issue 'Indonesian Seas', 131 (part B), pp.49-60.
- Han Y., Boyd C.E., Viriyatum R., 2014. A bicarbonate titration method for lime requirement to neutralize exchangeable acidity of pond bottom soils. Aquaculture 434, 282-287.
- Han S.Y., Wang B.J., Liu M., Wang M.Q., Jiang K.Y., Liu X.W., Wang L., 2018. Adaptation of the white shrimp Litopenaeus vannamei to gradual changes to a low-pH environment. Ecotoxicol Environ Saf.;149, 203-210.
- Hiscock W.T., Millero F.J., 2006. Alkalinity of the anoxic waters in the Western Black Sea. Deep-Sea Research Part II, 53(17-19), 1787-1801.

- Hochard S., Royer F., Hubert M., Lemonnier H., 2019. Temporal variability of benthic-pelagic coupling in shallow enclosed environment: A case study with eutrophying shrimp ponds. *Marine Environmental Research* 146, 46-56.
- Hu Y-B., Liu C-Y., Yang G-P., Zhang H-H., 2015. The response of the carbonate system to a green algal bloom during the post-bloom period in the southern Yellow Sea. *Continental Shelf Research* 94, 1-7.
- Hussenot J., Martin J-L.M., 1995. Assessment of the quality of pond sediment in aquaculture using simple, rapid techniques. *Aquac. Int.* 3 123-133.
- Jin Q., Kirk M.F., 2018. pH as a Primary Control in Environmental Microbiology: 2. Kinetic Perspective. *Front. Environ. Sci.*, 6, 101.
- Keppel E.A., Scrosati R.A., Courtenay S.C., 2012. Ocean acidification decreases growth and development in american lobster (*Homarus americanus*) larvae. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 44.
- Kuliński K., Schneider B., Hammer K., Machulik U., Schulz-Bull D., 2014. The influence of dissolved organic matter on the acid-base system of the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems* 132, 106–115.
- Lemonnier H., 2002. Variabilité d'un milieu d'élevage intensif de crevettes dans le cadre du syndrome d'été. Résultats préliminaires. Fiche biotechnique 2002-03, 39 p.
- Lemonnier H., 2007. Effet des conditions environnementales sur le développement des pathologies à *Vibrio* dans les élevages de crevettes en Nouvelle Calédonie. *Discipline Océanologie biologique*, Université de La Rochelle. 203 p.
- Lemonnier H., Brizard R., 1998. Impact d'un premier élevage de crevettes pénelides sur le fond du bassin. Rapport Interne de la Direction des Ressources Vivantes de l'IFREMER DRV/RA/RST/97-18, 31p.
- Lemonnier H., Saléry L., 2000. Étude du fond de bassin d'une ferme familiale : l'exploitation Tournier. Fiche biotechnique 2000-11. 11 p.
- 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(9), 938-948.
- Lemonnier H., Brizard R., Herlin J., Mugnier C., 2001. Sediment accumulation in shrimp earthen pond bottoms in New Caledonia. *Advocate* 4(5), 79.
- Lemonnier H., Domalain D., Goarant C., Herlin J., Marteau A-L., Mugnier C., Soulard B., 2003. Suivis de la qualité du milieu d'élevage dans le cadre du syndrome d'été. Fiche biotechnique DRV/RST/RA/LAC 03-01, 28p.
- Lemonnier H., Martin J.L., Brizard R., Herlin J., 2003. Effect of water exchange rate on waste production in semi-intensive shrimp ponds during the cold season in New Caledonia. *Journal of the World Aquaculture Society* 34(1), 40-49.
- Lemonnier H., Brizard R., Legrand A., 2004. Influence des pratiques zootechniques de la crevette (*Litopenaeus stylirostris*) et de l'âge des bassins sur la qualité des sédiments. *In : styli 2003. Trente ans de crevetticulture en Nouvelle-Calédonie. Nouméa-Koné, 2-6 juin 2003. Edition Ifremer, Actes Colloq.*, 38, 180-186.
- Lemonnier H., Courties C., Mugnier C., Torréton J-P., Herbland A., 2010. Nutrient and microbial dynamics in eutrophying shrimps ponds affected by a vibriosis. *Marine Pollution Bulletin* 60, 402-411.
- Lemonnier H., Royer F., Caradec F., Lopez E., Hubert C., Rabiller É., Desclaux T., Fernandez J-M., Andrieux-Loyer F., 2021a. Diagenetic Processes in Aquaculture Ponds Showing Metal Accumulation on Shrimp Gills. *Front. Mar. Sci.* 8:625789.
- Lemonnier H., Wabete N., Pham D., Lignot J-H., Barri K., Mermoud I., Royer F., Boulo V., Laugier T., 2021b. Iron deposits turn blue shrimp gills to orange. *Aquaculture* 540, 736697.
- Long W.C., Swiney K.M., Harris C., Page H.N., Foy R.J., 2013. Effects of Ocean Acidification on Juvenile Red King Crab (*Paralithodes camtschaticus*) and Tanner Crab (*Chionoecetes bairdi*) Growth, Condition, Calcification, and Survival. *PLoS ONE* 8(4): e60959.
- Lucas R., Courties C., Herbland A., Gouletquer P., Marteau A.L., Lemonnier H., 2010. Eutrophication in a tropical pond: Understanding the bacterioplankton and phytoplankton dynamics during a vibriosis outbreak using flow cytometric analyses. *Aquaculture* 310, 112-121.
- Lukawska-Matuszewska K., 2016. Contribution of non-carbonate inorganic and organic alkalinity to total measured alkalinity in pore waters in marine sediments (Gulf of Gdansk, S-E Baltic Sea). *Marine Chemistry* 186, 211-220.
- Lukawska-Matuszewska K., Grzybowski W., Szewczun A., Tarasiewicz P., 2018. Constituents of organic alkalinity in pore water of marine sediments. *Marine Chemistry* 200, 22-32
- Ljung K., Maley F., Cook A., Weinstein P., 2009. Acid sulfate soils and human health—A Millennium Ecosystem Assessment. *Environment International* 35(8), 1234-1242.

- Machado W., Borrelli N.L., Ferreira T.O., Marques A.G.B, Osterrieth M., Guizane C., 2014. Trace metal pyritization variability in response to mangrove soil aerobic and anaerobic oxidation processes. *Marine Pollution Bulletin* 79(1–2), 365-370.
- 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.
- Martin J-L.M., Lemonnier H., Garen P., 2004. Influence des pratiques zootechniques et de paramètres environnementaux sur les performances de production et sur la formation et le devenir des déchets dans les élevages de crevettes. In : styli 2003. Trente ans de crevetticulture en Nouvelle-Calédonie. Nouméa-Koné, 2-6 juin 2003. Edition Ifremer, Actes Colloq., 38, 134-141.
- Masuda K., Boyd C.E., 1994, Chemistry of Sediment Pore Water in Aquaculture Ponds Built on Clayey Ultisols at Auburn, Alabama. *Journal of the World Aquaculture Society*, 25: 396-404.
- Munsiri P., Boyd C.E., Hajek B.J., 1995. Physical and chemical characteristics of bottom soil profiles in ponds at Auburn, Alabama, USA, and a proposed method for describing pond soil horizons. *J. World Aquacult. Soc.* 26, 346–377
- Noël V. Marchand C., Juillot F. Ona-Nguema G., Viollier E., et al., 2014. EXAFS analysis of iron 610 cycling in mangrove sediments downstream a lateritized ultramafic watershed (Vavouto Bay, New 611 Caledonia), *Geochimica et Cosmochimica Acta* 136, 211-228.
- Noël V., Juillot F., Morin G., Marchand C., Ona-Nguema G., Viollier E., Prevot F., Dublet G., Maillot F., Delbes L., Marakovic G., Bargar J.R., Brown G.E., 2017. Oxidation of Ni-Rich mangrove sediments after isolation from the sea (Dumbea Bay, New Caledonia): Fe and Ni behavior and environmental implications. *ACS Earth and Space Chemistry*, 1 (8), 455-464.
- Orr J., Fabry V., Aumont O. et al., 2005. Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature* 437, 681–686.
- Peiffer S., Behrends T., Hellige K., Larese-Casanova P., Wan M., Pollok K., 2015. Pyrite formation and mineral transformation pathways upon sulfidation of ferric hydroxide depend on mineral type and sulfide concentration. *Chemical Geology* 400, 44-55.
- Pétard J., 1993. Les méthodes d'analyse; Tome 1 : analyses des sols. Laboratoire commun d'analyses. Notes techniques de l'ORSTOM-Nouméa: N°5 : 192 p.
- Phillips M.J., Kweilin C., Beveridge M.C., 1993. Shrimp culture and the environment: lessons from the world's most rapidly expanding warmwater aquaculture sector. p 171- 197. In R.S.V. Pullin, H. Rosenthal and J.L. Maclean (eds.) *Environment and aquaculture in developing countries*. ICLARM conf. Proc. 31, 359 p.
- Pillai V.K., Boyd C.E., 1985. A simple method for calculating liming rates for fish ponds. *Aquaculture* 46(2), 157-162.
- Queiroz J.F., Nicolella G., Wood C.W., Boyd C.E., 2004. Lime application methods, water and bottom soil acidity in fresh water fishponds. *J. Sci. Agric. (Piracicaba Braz.)* 61(5), 469-475.
- Ramaglia A.C., de Castro L.M., Augusto A., 2018. Effects of ocean acidification and salinity variations on the physiology of osmoregulating and osmoconforming crustaceans. *J Comp Physiol B* 188, 729–738.
- Ritvo G., Avnimelech Y., Kochba M., 2003. Empirical relationship between conventionally determined pH and in situ values in waterlogged soils. *Aquacultural Engineering* 27, 1-8.
- Sá M.V.C., Boyd C.E., 2017. Dissolution rate of calcium carbonate and calcium hydroxide in saline waters and its relevance for aquaculture. *Aquaculture* 469, 102-105.
- Simpson H.J., Ducklow H.W., Deck B., Cook H.L., 1983. Brackish-water aquaculture in pyrite-bearing tropical soils. *Aquaculture*, 34, 333-350.
- Thunjai T., Boyd C.E., Dube K., 2001. Pond Soil pH Measurement. *Journal of the World Aquaculture Society*, 32: 141-152.
- Virgona J., 1992. Environmental factors influencing the prevalence of a cutaneous ulcerative disease (red spot) in the sea mullet, *Mugil cephalus* L., in the Clarence River, New South Wales, Australia. *J Fish Dis* 15, 363-378.
- Wang W.N., Zhou J., Wang P., Tian T.T., Zheng Y., Liu Y., Mai W.J., Wang A.L., 2009. Oxidative stress, DNA damage and antioxidant enzyme gene expression in the Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei* when exposed to acute pH stress. *Comp Biochem Physiol C Toxicol Pharmacol.* 150(4):428-35.
- Whiteley N.M., Suckling C.C., Ciotti B.J. et al., 2018. Sensitivity to near-future CO2 conditions in marine crabs depends on their compensatory capacities for salinity change. *Sci Rep* 8, 15639.
- World Bank, NACA, WWF, FAO, 2002. Shrimp Farming and the Environment. A World Bank, NACA, WWF and FAO Consortium Program "To analyze and share experiences on the better management of shrimp aquaculture in coastal areas", Synthesis report, pp 16–27.

- Yu Q., Xie J., Huang M., Chen C., Qian D., Qin J.G., Chen L., Jia Y., Li E., 2020. Growth and health responses to a long-term pH stress in Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei*. *Aquaculture reports* 16.
- Zhou J., Wang W.N., Ma G.Z., Wang A.L., He W.Y., Wang P., Liu Y., Liu J.J., Sun R.Y., 2008. Gene expression of ferritin in tissue of the Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei* after exposure to pH stress. *Aquaculture* 275 (1–4), 356-360
- Zhou J., Wang W.N., Wang A.L., He W.Y., Zhou Q.T., Liu Y., Xu J., 2009. Glutathione S-transferase in the white shrimp *Litopenaeus vannamei*: Characterization and regulation under pH stress. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* 150 (2), 224-230.



Photographie VI-3. Carotte réalisée dans une tanne impactée par l'activité minière.



Chapitre VII. Les métaux

« Big man in a suit of armor. Take that off, what are you? »

*Dialogue du film The Avengers
Captain America à Tony Stark*

1. Contexte

Un tiers de la surface du territoire soit environ 7000 km² est couvert de roches ultrabasiques riches en métaux, les péridotites. L'altération de ces roches produit des horizons latéritiques et saprolitiques très riches en oxydes de fer qui contiennent également du nickel (Ni), de l'aluminium (Al), du manganèse (Mn), du cobalt (Co), du chrome (Cr) (en présence de chromite) mais aussi de l'arsenic (Schneider et al., 2020). Cette ressource est exploitée dans des mines à ciel ouvert, et la Nouvelle Calédonie est considérée comme l'une des premières réserves mondiales en Nickel et en Cobalt. Toutefois, l'exploitation minière mais aussi la dégradation des biotopes, notamment par les feux, favorisent le lessivage de ces matériaux et accentuent la dispersion des métaux (Ni, Co, Cr et Mn) dans le milieu naturel par l'air et les rivières (Julliot et al., 2019). Les métaux peuvent aussi être issus dans une moindre mesure de l'altération des basaltes dont la composition chimique est très proche de celles des péridotites, quoique plus riche en aluminium. Le lagon de NC est ainsi sous influence de ces apports terrestres (Ambatsian et al., 1997 ; Labrosse et al., 2000 ; Grenz et al., 2013) et les eaux côtières peuvent montrer des concentrations élevées en métaux (Migon et al., 2007). L'analyse du devenir de ces contaminants et sa modélisation dans l'environnement lagunaire a fait l'objet de plusieurs études (Fernandez et al., 2006 ; Mignon et al., 2007 ; Marchand et al., 2012 ; Fernandez et al., 2017 ; Merrot et al., 2019 ; Drouzy et al., 2019). L'analyse de la contamination des organismes et la recherche de bioindicateurs ont été l'objet d'un travail de recherche intense et différentes techniques et expériences ont été utilisées pour obtenir des conclusions robustes. On citera l'utilisation de radiotraceurs, d'expériences de transplantation et d'exposition des organismes (Hédouin et al., 2006 ; 2007, 2008, 2009, 2010a, b, c, 2011 ; 2018 ; Métian et al., 2008a, b ; 2016). Ces études ont été conduites sur plusieurs modèles qui sont les algues brunes (*Lobophora variegata*), les huîtres (*Isognomon isognomon* et *Malleus regula*), les pétoncles (*Comptopallium radulata*), les palourdes (*Gafrarium tumidum*), et les coraux (*Stylophora pistillata*). Les teneurs en métaux ont aussi été analysées dans une trentaine d'espèces de poissons (Labonne et al. 2008, Bonnet et al., 2009 ; Métian et al. 2013, Briand et al., 2014 ; Bonnet et al., 2014), dans deux espèces d'odontocète (Bustamante et al., 2003) et deux espèces de nautilus (Pernice et al., 2009). Ces contaminations peuvent poser un problème de toxicité pour les espèces incriminées mais aussi un danger si elles sont consommées par le genre humain. Les contaminants peuvent aussi s'accumuler le long de la chaîne trophique, augmentant ainsi les risques de consommation pour les organismes situés au sommet de la pyramide trophique (Briand et al., 2018 ; Fey et al. 2019).

Toutefois, il faut distinguer différents types de métaux. Certains métaux comme le sodium, le potassium, le calcium ne présentent aucun danger et sont indispensables aux organismes. Si d'autres en revanche sont essentiels pour le métabolisme comme le fer, le cuivre (dans l'hémocyanine par exemple), le cobalt (cofacteur de la vitamine B12) et le manganèse, ils s'avèrent toxiques à de fortes concentrations. L'hémocyanine, pigment respiratoire de nombreux mollusques et crustacés, contient par exemple des quantités importantes de cuivre. Biscéré et al. (2017) ont montré que l'exposition ponctuelle de colonies coralliennes de NC à des concentrations modérées en nickel a permis d'augmenter leur métabolisme en augmentant leur calcification. Ce métal est en effet un oligo-élément métallique indispensable pour l'activité de nombreuses enzymes. À contrario, une augmentation même très légère en cobalt dans les gammes généralement mesurées dans le lagon a impliqué une baisse de la croissance des espèces de coraux testées (Biscéré et al., 2015). La toxicité de ces métaux va donc très largement dépendre du type de métal, de sa forme dans le milieu (dissous ; adsorbé, en suspension ou accumulé dans des organismes), de sa concentration, de la durée, de son

exposition, mais aussi de l'organisme cible plus ou moins sensible et de son stade de développement. D'autres métaux comme le mercure, le plomb, le cadmium ou l'arsenic représentent eux un véritable danger pour les organismes même à très faibles concentrations. Dans les différentes études, il ressort que deux métaux pourraient avoir des conséquences pour la santé humaine en NC : le mercure (Chouvelon et al., 2009 ; Hédouin et al., 2009 ; Métian et al., 2008a ; Briand et al., 2018) et l'arsenic (Metian et al., 2013). Les études ont aussi montré que les apports en éléments métalliques peuvent avoir des effets à différentes échelles d'organisation, de la cellule (Pringault et al., 2010), aux communautés (Debenay et Fernandez, 2009 ; Heintz et al., 2015 ; Gilbert et al., 2015) en passant par les organismes (Biscéré et al., 2015 ; 2017 ; 2018). Toutefois, des métaux semblent non déterminant pour expliquer la structuration des communautés coralliennes qui serait essentiellement associée au biotope récifale (Adjeroud et al., 2010).

Les facteurs environnementaux ont une influence sur la biodisponibilité des métaux et leur toxicité. On citera l'état d'oxydo-réduction du système, sa salinité, son pH, sa température et son contenu en matières organique et inorganique, dissoute et/ou particulaire. Tous ces facteurs lorsqu'ils varient dans un écosystème peuvent induire une modification de la biodisponibilité des métaux et donc du risque pour les organismes aquatiques. Ces paramètres sont au final relativement peu suivis et les zones à risque susceptibles de favoriser la biodisponibilité des métaux ne sont pas répertoriées. Comme nous pouvons le voir, le risque de contamination et de toxicité dépend de nombreux facteurs qui vont évoluer spatialement et temporellement. Il est donc très difficile de relier « conditions environnementales » « contamination » « stress des animaux » « toxicité » et « développement de maladies » dans les écosystèmes lagunaires.

Les risques de contamination existent aussi pour les organismes élevés et/ou cultivés. Et les conditions physico-chimiques rencontrées pendant certaines phases de l'élevage pourraient être plus à même de favoriser la biodisponibilité des éléments traces métalliques (ETM). Dans l'agrosystème aquacole calédonien, les processus de bioaccumulation de l'Ag, Cd, Co, Cr et Zn ont été étudiés pour la crevette *Litopenaeus stylirostris* dans le cadre d'une collaboration entre l'AIEA, l'UMR LIENS, l'IRD et l'IFREMER (Metian et al., 2010). Les résultats ont montré une accumulation des métaux principalement dans les intestins et l'hépatopancréas, la mue jouant un rôle important en terme de détoxification pour deux des métaux très présents en NC, à savoir le cobalt et le chrome. À notre connaissance, c'est le seul travail publié sur les crustacés sur le territoire malgré l'importante pêcherie de crabe. Les concentrations en métaux analysés dans la chair des crevettes produites en élevage n'ont pas montré de valeurs inquiétantes pour la santé humaine. Par ordre de concentration décroissant dans les muscles de la crevette, les métaux présentaient l'ordre suivant : Al>Fe>Cu>Zn>Mn>Ni>>V>Sc. Tous ces résultats suggéraient là encore que les métaux présents dans l'écosystème bassins étaient faiblement biodisponibles (Mugnier et al., 2011). Les conclusions suite à des analyses conduites dans les sédiments à l'assec en 2000 sur le bassin 5 de la ferme Seafarm (N = 5) allaient dans le même sens. Les teneurs mesurées dans les fractions organiques et carbonatées des sédiments, qui sont aussi les plus biodisponibles, ne reflétaient en effet pas celles observées chez la crevette. L'ordre suivant a été observé pour la phase matière organique dans les sédiments : Mn>>Fe>Al>Zn>Ni>Cu=Co>Cr (Mugnier et al., 2011).

Toutefois, malgré ces premiers résultats très rassurants pour la filière crevette et le fait que les teneurs de certains métaux (mercure, cadmium, plomb) soient suivies par les services vétérinaires dans le cadre d'un plan de surveillance des denrées d'origine alimentaire (<https://davar.gouv.nc/securite->

sanitaire-des-aliments/les-plans-de-surveillance-des-denrees-alimentaires), nous devons nous interroger sur le risque lié à la mise en place de certaines conditions environnementales susceptibles de rendre les métaux biodisponibles à certaines périodes d'élevage. Chronologiquement, un évènement m'a conduit à travailler sur cette problématique. Il concernait l'apparition de dépôts métalliques sur les branchies des crevettes.

2. Dépôts de métaux à la surface des branchies

Une coloration orange des branchies (BO) des crevettes engendre depuis la saison 2012 - 2013 une décote du produit à la vente pour certaines fermes et un risque économique supplémentaire pour cette filière déjà fragilisée par les vibrioses et les problèmes de production de larves (Fig. VII-1). Elle touchait plus particulièrement la ferme de « La Sodacal » qui est aussi l'une des plus anciennes du territoire.

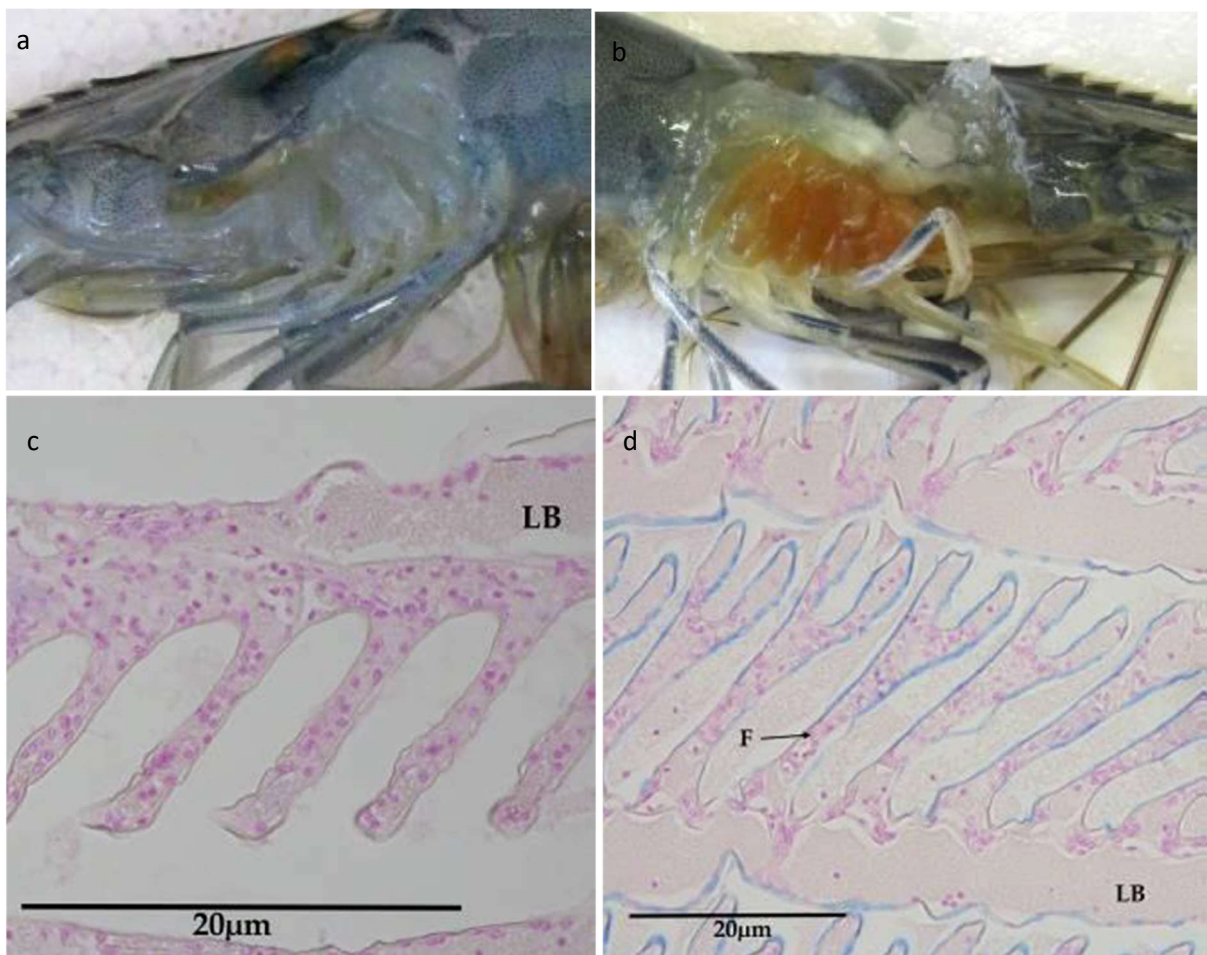


Figure VII-1. Zones branchiales sans cuticule : (a) témoin ; (b) avec branchies orange. Les analyses histologiques après coloration de Perl's révèlent la présence de fer à la surface des lamelles branchiales (couleur bleue). LB: lamelle, F: filament. (c) Photographie de droite : témoin ; (d) photographie de gauche : branchies orange (c et d : © LNC).

Cette coloration a été analysée par histologie par la DAVAR et par microscopie électronique à balayage à l'Université de Montpellier (SEM). Elle est associée à une accumulation d'oxydes de fer à la surface des lamelles branchiales (Figure VII-1) (Lemonnier et al., 2021a). Son intensité dépend du stade de mue (Figure VII-2).

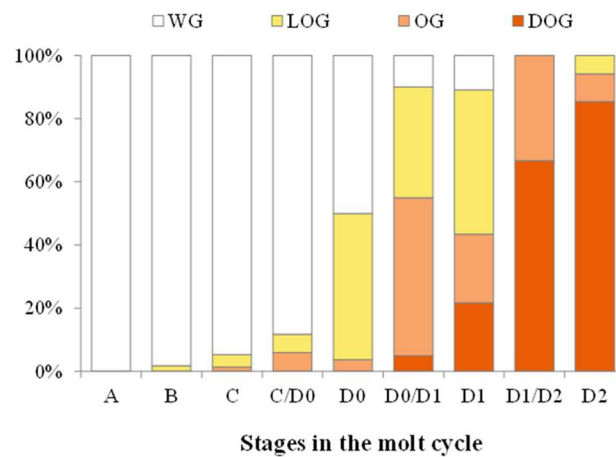


Figure VII-2. Évolution de la proportion de branchies colorées en fonction des stades de mues. Quatre intensités de coloration ont été définies : WG : branchies blanches ; LOG : branchies faiblement colorées ; OG : branchies colorées ; DOG : branchies fortement colorées (n = 399).

La méthode SEM a aussi révélé dans une moindre proportion une accumulation d'aluminium. Des analyses chimiques réalisées sur la totalité des branchies montrent une augmentation des concentrations en cobalt et en chrome et une diminution du cuivre pour les animaux dont cet organe est coloré. La comparaison avec les analyses par microscopie suggère que ces métaux ne s'accumuleraient pas à la surface mais dans les tissus des branchies. Des accumulations en fer ont déjà été rapportées pour la crevette *Rimicaris exoculata* qui domine la faune des sources hydrothermales en atlantique (e.g. Zbinden et al., 2004 ; Schmidt et al., 2009) mais aussi chez les poissons d'eau douce élevés dans des bassins dont l'eau est d'origine souterraine (e.g. Teien et al., 2008). Ces environnements sont très riches en fer sous sa forme réduite. Le fer, suite à son oxydation au niveau des branchies s'accumule sous sa forme hydroxyde aussi bien pour les crevettes que pour les poissons (Teien et al., 2008 ; Wepener et al., 2001).

3. Origine des métaux accumulés sur les branchies

Un transfert des animaux avec BO en aquarium a montré que ces dépôts métalliques disparaissaient avec la mue et qu'ils ne réapparaissaient pas si on maintenait les animaux dans de telles conditions. L'influence du milieu d'élevage serait donc primordiale pour expliquer leur apparition. Une seconde expérimentation de transfert, cette fois-ci dans des cages positionnées dans un bassin sans contact avec le sédiment a montré une disparition progressive de la coloration contrairement aux animaux du bassin suggérant que le sédiment pourrait être à l'origine de ces dépôts métalliques.

3.1. Le fer, le cobalt et le manganèse

Des analyses sédimentaires ont par la suite été réalisées dans trois bassins de la ferme La Sodacal fortement touchée par des épisodes de BO pour rechercher la présence de certains métaux (Lemonnier et al., 2021b). De fortes concentrations en fer, en manganèse et en cobalt sous leurs formes réduites ont été montrées dans les eaux interstitielles du premier centimètre de sédiment. La concentration en Fe (II) a atteint des valeurs supérieures à $1000 \mu\text{mol.l}^{-1}$. Les concentrations en cobalt et en manganèse sous leurs formes dissoutes étaient très fortement corrélées à celles du fer (II). De très fortes concentrations en métaux sont apparues pour des pH inférieurs à 6,7 et des redox compris entre -100 et 0 mV (Fig. VII-3).

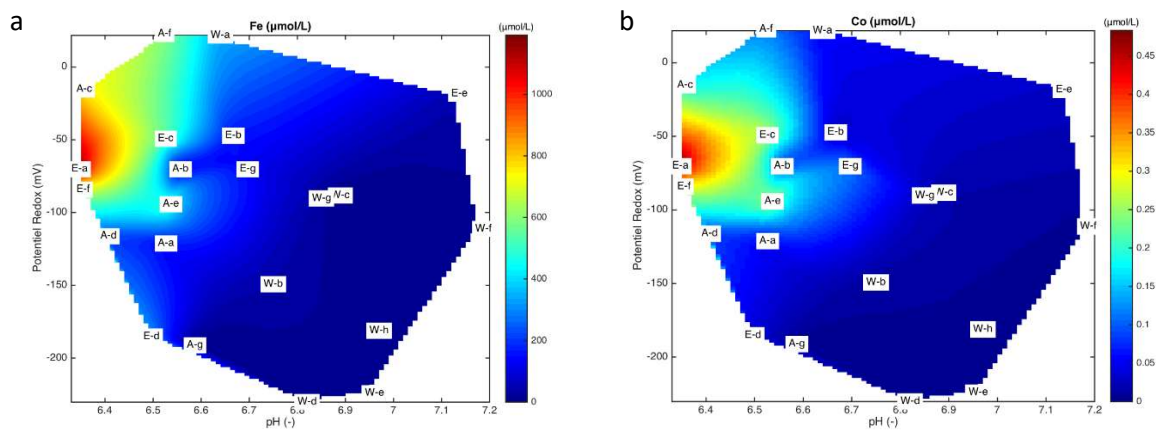


Figure VII-3. Distribution du fer sous sa forme Fe^{2+} (a) et du cobalt sous sa forme Co^{2+} (b) dans les eaux interstitielles du premier cm du sédiment en fonction du redox et du pH.

3.2. L'aluminium

Les concentrations totales dans les sédiments des fermes de NC sont très variables d'une ferme à l'autre si l'on s'en tient aux valeurs rapportées par Boyd (Aguasol, 2011), qui étaient comprises entre $< 0,1$ et $339 \mu\text{g.g}^{-1}$ de sédiment sec. C'est sur les sites des fermes La Sodacal, Aquamer et Nessaquacoles (même zone géographique) que les concentrations étaient les plus élevées. Toutefois, dans les environnements côtiers exposés à des sols acides à sulfates situés dans de nombreux cas en zones latéritiques, la solubilité de ce métal augmente avec une diminution du pH. Dans ces conditions, Russell et al. (2019) ont montré que cette forme pouvait être à l'origine d'anomalies structurales chez les crevettes Pénéides. À ma connaissance, aucune anomalie n'a été relevée jusqu'à présent pour les animaux élevés en NC. Toutefois, l'aluminium accumulé sur la surface des BO (Lemonnier et al., 2021a) s'expliquerait par la présence de sédiments acides propices à la solubilisation de ce métal. Ce résultat est cohérent avec le fait que nous observons une solubilisation du fer, du cobalt et du manganèse à l'interface eau sédiment en lien avec des conditions légèrement acides même si la solubilisation de l'aluminium nécessite a priori des conditions acides beaucoup plus sévères.

3.3. Le chrome

L'analyse chimique des branchies a montré une accumulation de chrome dans les branchies colorées comparativement à des branchies non colorées. Le chrome existe sous plusieurs formes allant de -II à +VI. Les états d'oxydation III et VI sont les plus présents dans l'environnement. Le Cr sous sa forme (VI) est connu pour être fortement soluble dans l'eau, biodisponible, toxique et majoritaire en milieu marin. Son accumulation dans les branchies pourrait s'expliquer par des concentrations plus élevées en chrome VI à l'interface eau-sédiment en lien avec les conditions environnementales. Un processus de translocation au niveau des branchies n'est pas à exclure (passage à une forme plus oxydée dans un microenvironnement favorable à l'oxydation comme les branchies) (Pourang et Amini, 2001).

4. Processus de diagenèse

Les processus de diagenèse expliquant la formation de ces éléments sont associés à certaines conditions de pH et d'oxydo-réduction. Quatre environnements géochimiques ont été identifiés, chacun étant associé à des processus de diagenèse différents (Figure VII-4). La minéralisation de la matière organique induit une production significative d'H₂S, d'acides volatiles sulfurés (AVS) et de pyrite (FeS₂) au cours de l'élevage. Ce dernier composé en se dégradant au cours de l'assec suivant et en présence d'oxygène formerait de l'acide sulfurique et serait à l'origine de la libération des cations et des sulfates (e.g. Karimian et al., 2018). L'hypothèse de travail aujourd'hui est que la capacité tampon des sols deviendrait trop faible comparativement à la capacité du système à produire de l'acide sulfurique pendant l'assec. Cette baisse favoriserait l'acidification des sédiments au cours des élevages et la biodisponibilité des métaux à l'interface eau-sédiment, zone de vie des crevettes (Lemonnier et al., 2004 ; Mugnier et al., 2006). Ce phénomène s'amplifierait sur le long terme (chap. V).

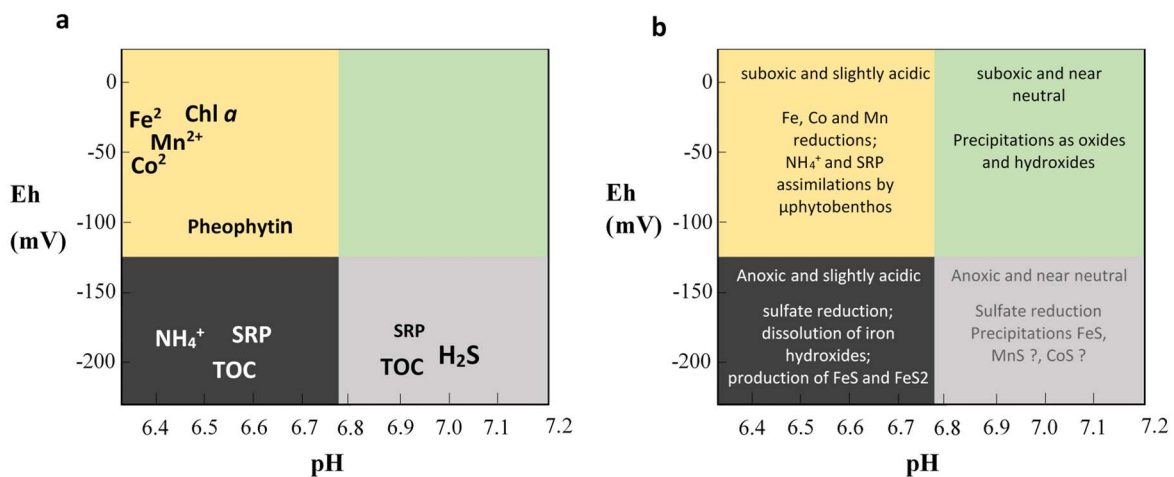


Figure VII-4. Diagramme pH - Redox à l'interface eau-sédiment dans les bassins d'élevage avec des branchies orange. (a) conditions biogéochimiques ; (b) Principales réactions associées au processus de diagenèse précoce.

5. Influence des dépôts sur la santé des animaux

Des dépôts similaires chez les poissons (truite, saumon) peuvent entraîner des stress importants et la mort des animaux (Peuranen et al., 1994 ; Teien et al., 2008). La toxicité serait plutôt liée à un colmatage physique et les travaux suggèrent là-encore que le fer n'entre pas dans les branchies (Dalzell et Macfarlane, 1999). Pour ces vertébrés, les branchies sont aussi l'organe cible principal pour l'aluminium et son accumulation peut impliquer des problèmes d'osmorégulation et de respiration pouvant entraîner leur mort (Exley et al., 1991 ; Poléo et al., 1994). Contrairement aux poissons, les crevettes lors de la mue vont se débarrasser de ces accumulations qui peuvent être préjudiciables au bon fonctionnement des branchies (Schmidt et al., 2009 ; Lemonnier et al., 2021a). Toutefois, la question de l'impact de ces dépôts sur la santé des animaux même de manière transitoire devait être posée.

Pour essayer de répondre à cette interrogation, l'analyse de la croissance et de la survie des animaux en élevage peut apporter des éléments factuels. Nous avons travaillé à partir de données fournies par la ferme La Sodacal sur la période 2004 – 2018. Un suivi du taux de branchies orange dans la population a été mis en place en lien avec le fermier à partir de 2013 pendant l'échantillonnage hebdomadaire. Quarante-quatre élevages ont été suivis sur une période de 6 ans. Les bassins sont ensemencés année après année par groupe, le premier comprenant généralement les bassins U, V, W, X en août-septembre, le second incluant les bassins C, D, E, F et G en octobre -novembre et le dernier avec les bassins I et J en février. Ces périodes correspondent respectivement à la fin de saison fraîche, au début de la saison chaude, et à la saison chaude et humide. Les périodes d'ensemencement des bassins A, B et H varient en fonction des années en lien avec la disponibilité en post-larves.

5.1. Dynamique des BO

La coloration touche les animaux en cours des élevages et 70% du cheptel peut être touché dans un même bassin. Seuls deux élevages sur les 84 suivis n'ont montré aucun signe de développement de BO. Elles apparaissent dans les bassins après 12 à 18 semaines d'élevage pour un poids moyen compris entre 15 et 25 g. Cette apparition est d'autant plus précoce que le phénomène sera intense. La première phase de développement de ce phénomène se caractérise par une montée plus ou moins rapide du taux de prévalence dans la population.

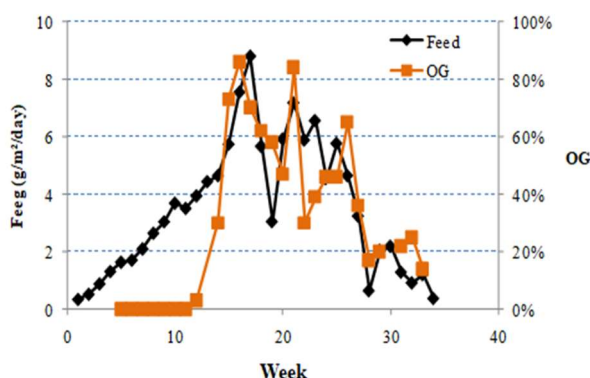


Figure VII-5. Évolution de l'alimentation exprimée en g par m² et par jour et du taux de BO (OG) dans la population en fonction du temps d'élevage exprimé en semaines.

La dynamique d'alimentation expliquerait les différences observées (Fig. VII-5). La seconde correspond à un plateau plus ou moins élevé en fonction des saisons de production et des élevages. Les pêches

qui débutent autour de la 19^{ème} et la 17^{ème} semaine respectivement pour les élevages ensemencés en août – sept et oct – nov implique une baisse progressive de l'alimentation. Elle impacterait directement la prévalence des BO dans le système pour une année donnée.

Les premières manifestations de ce phénomène ont été détectées par l'atelier de conditionnement pendant la saison de production 2012 – 2013 (SOPAC, com. Pers.). Une proportion significative des animaux pêchés sur la ferme La Sodacal présentait des BO. Les suivis mis en place montrent que ce phénomène a été le plus intense pendant la saison 2014 – 2015 pour diminuer progressivement avec les années pour devenir négligeable sur la saison 2018 - 2019. L'intensité du phénomène a aussi varié au sein d'une même année. Toutefois, la stratégie d'ensemencement conduite par la ferme ne nous a pas permis de distinguer un éventuel effet spatial (effet zone d'ensemencement) d'un éventuel effet temporel « période d'ensemencement », limitant ainsi nos investigations.

5.2. Effet sur la croissance

L'analyse des courbes de poids pour les animaux ensemencés en août et septembre montre généralement que l'apparition des BO précède ou/et concomitante à une baisse de croissance (Fig. VII-6a). Toutefois la variabilité des situations nécessitait une analyse plus complète afin d'analyser un éventuel lien entre prévalence et croissance. Le modèle de Gompertz a été utilisé pour calculer par itération les paramètres B et C dans l'équation suivante : $G(t) = 0,3 \times \exp^{B(1-\exp(-t \times C))}$ ($R^2 > 0,98$).

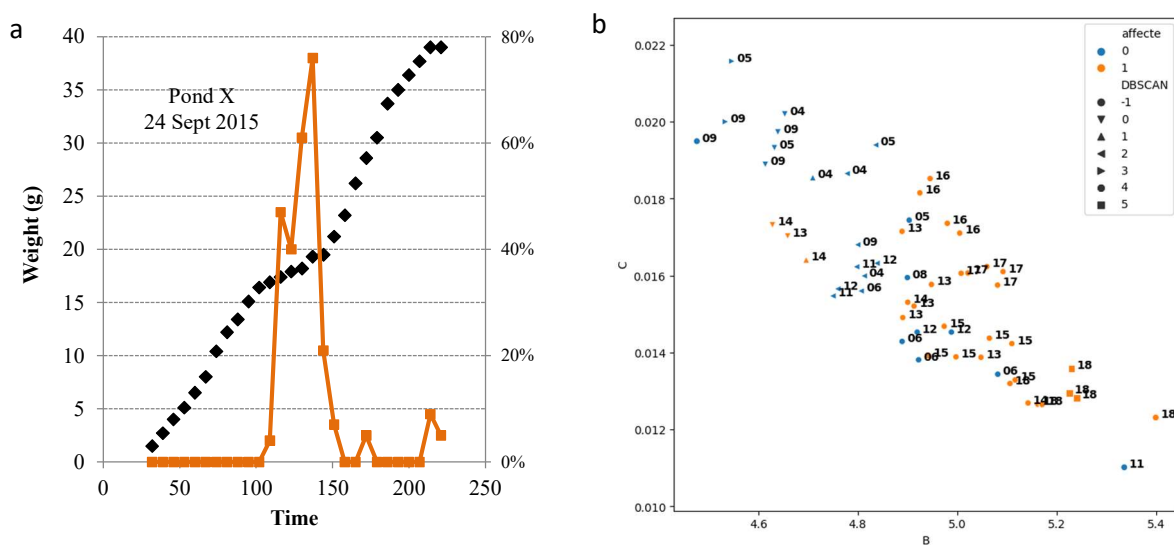


Figure VII-6. (a) Exemple d'évolution des poids moyens en g (symboles noirs) et du pourcentage de BO (ligne orange) dans la population. (b) Comparaison entre les coefficients C et B calculés à partir de l'équation de Compertz pour les élevages ensemencés en août et septembre sur la ferme La Sodacal entre 2004 et 2018. Chaque couple est décrit par cluster et par année. Les signes orange sont les élevages pour lesquels des BO ont été observées. Les chiffres associés aux symboles indiquent les années d'ensemencement.

Une classification en utilisant l'algorithme DBscan (eps de 0,03) a permis d'identifier 7 clusters en fonction de B et C pour les élevages conduits entre 2004 et 2019 (Fig. VII-7b). Les clusters 0, 1, 2 et 3 représentent les élevages ensemencés avant la mise en place du suivi. Ils se distinguent assez nettement des élevages avec BO qui montrent une baisse de C et une augmentation de B. Les élevages de 2016 et de 2017 caractérisés par une intensité moins importante du phénomène se rapprochent du

groupe considéré comme témoin. Ces résultats indiquent que les BO impacteraient directement la dynamique de la croissance dans les élevages en lien avec l'intensité du phénomène. L'année 2018 dont les élevages ont été fortement impactés par une vibriose à *V. nigripulchritudo* souche HP d'hiver montre un effondrement des valeurs de C associé à une forte augmentation de B. Cette maladie apparaît après 50 jours d'élevage et donc avant l'apparition des premières BO et pourrait expliquer le fait que nous n'observions plus de BO dans la population au cours de ces élevages.

L'accumulation de fer sur les lamelles branchiales diminuerait la capacité des animaux pour respirer mais aussi pour osmoréguler (Freire et al., 2008). Cette hypothèse est confortée par une baisse significative de la teneur en cuivre dans les branchies avec BO comparativement à des branchies sans BO (Lemonnier et al., 2021a). Une inhibition de la consommation en oxygène a déjà été observée pendant une exposition chronique en métaux sur des animaux aquatiques (Grobler et al., 1989). Toutefois, en considérant qu'une augmentation significative de la concentration en fer réduit ne peut avoir lieu que dans des conditions légèrement acides dans les sédiments, un autre facteur de stress pour les animaux doit être pris en compte et pourrait impacter la croissance. Il a été montré qu'un pH compris entre 6,5 et 6,75 à l'interface eau – sédiment, conditions qui sont associées à l'accumulation de Fe^{2+} dans les eaux interstitielles, est stressant pour les animaux (Lemonnier et al., 2004). Il est donc possible que le stress mesuré à travers l'arrêt de croissance soit le fait de ces deux facteurs qui pourraient cumuler et même surexprimer leurs effets : hypoxie liée aux dépôts de Fer et pH.

6. Conclusions

La présence de fortes concentrations en fer, en manganèse et en cobalt sous leurs formes réduites a été montrée dans les eaux interstitielles en présence d'animaux avec BO. Les processus de diagénèse expliquant la formation de ces éléments ont été identifiés. L'acidification des sédiments serait le facteur à l'origine de la biodisponibilité des métaux. L'intensité de la coloration varie en lien avec le stade de mue et devient très prononcée au stade D2. La mue permet ainsi aux animaux de se débarrasser de cette carapace contaminée par des éléments métalliques. Le fer et l'aluminium s'accumulent à la surface des branchies à l'intermue alors que le cobalt et le chrome s'accumuleraient dans les tissus des branchies. L'influence de ces conditions sur le niveau de contamination dans les autres organes dont les muscles n'est pas connue et devra être recherchée.

À l'échelle des élevages, l'apparition des BO coïncide à un changement du système qui passe d'un fonctionnement de type autotrophe à un fonctionnement hétérotrophe à l'interface eau-sédiment (Hochard et al., 2019). Une baisse de la croissance a été observée pendant les phases avec BO indiquant un effet de ce phénomène sur la santé des animaux. Toutefois, l'effet stressant est temporellement limité. Nous n'avons trouvé aucun lien entre BO et survies.

Dans une revue sur les diagnostics pour détecter des épizooties dans des élevages de crevettes, Lightner et Redman (1998) utilisent une définition simple pour décrire les maladies "any alternation from the normal state of health". Cette définition permet de prendre en compte les maladies d'origine environnementale mais aussi celles qui n'entraînent pas forcément la mort des animaux en élevage. Ce concept inclurait le phénomène des BO qui pourrait donc être considéré comme une **maladie environnementale** provoquée par **plusieurs facteurs environnementaux** agissant **en synergie**.

L'émergence d'une vibriose (*V. nigripulchritudo* souche HP hivernale) en 2017 avec un impact très important sur la survie des élevages dès 2018 pose le problème de l'influence du phénomène des BO et donc des conditions stressantes dans les élevages sur la dynamique d'émergence des épizooties à l'échelle de plusieurs années.

7. Références

- Adjeroud, M., Fernandez, J.M., Carroll, A.G., Harrison, P.L., Penin, L., 2010. Spatial patterns and recruitment processes of coral assemblages among contrasting environmental conditions in the southwestern lagoon of New Caledonia. *Mar Pollut Bull.* 61(7-12), 375-86.
- Ambatsian, P., Fernex, F., Bernat, M., Parron, C., Lecolle, J., 1997. High metal inputs to closed seas: the New Caledonian lagoon. *Journal of geochemical Exploration* 59(1), 59-74.
- Aquasol, 2011. Filière Crevettes de Nouvelle Calédonie Audit & Recommandations (Rapport Final). AquaSol, Inc, P,O, Box 14-1938 Coral Gables, FL 33114 USA fishfermeing.com. 219 p.
- Biscéré, T., Rodolfo-Metalpa, R., Lorrain, A., Chauvaud, L., Thébault, J., Clavier, J., Houlbrèque, F., 2015. Responses of Two Scleractinian Corals to Cobalt Pollution and Ocean Acidification. *PLoS One*, 10, e0122898
- Biscéré, T., Lorrain, A., Rodolfo-Metalpa, R., Gilbert, A., Wright, A., Devissi, C., Peignon, C., Farman, R., Duveilbourg, E., Payri, C., Houlbrèque, F., 2017. Nickel and ocean warming affect scleractinian coral growth. *Marine Pollution Bulletin*, 120, 250-258.
- Biscéré, T., Ferrier-Pagès, C., Gilbert, A., Pichler, T., & Houlbrèque, F., 2018. Evidence for mitigation of coral bleaching by manganese. *Scientific reports*, 8(1), 16789.
- Bonnet, X., Briand, M.J., Brischoux, F., Letourneur, Y., Fauvel, T., Bustamante, P., 2014. Anguilliform fish reveal large scale contamination by mine trace elements in the coral reefs of New Caledonia. *Sci Total Environ.* 470-471, 876-82.
- Briand, M.J., Letourneur, Y., Bonnet, X., Wafo, E., Fauvel, T., Brischoux, F., Guillou, G., Bustamante, P., 2014. Spatial variability of metallic and organic contamination of anguilliform fish in New Caledonia. *Environmental Science and Pollution Research*, 21, 4576-4591.
- Briand, M.J., Bustamante, P., Bonnet, X., Churlaud, C., Letourneur, Y., 2018. Tracking trace elements into complex coral reef trophic networks. *Sci Total Environ.* 612, 1091-1104.
- Bustamante, P., Garrigue C., Breau, L., Caurant, F., Dabin, W., Greaves, J., Dodemont, R., 2003. Trace elements in two odontocete species (*Kogia breviceps* and *Globicephala macrorhynchus*) stranded in New Caledonia (South Pacific). *Environmental Pollution*, 124 (2), 263-271.
- Chouvelon, T., Warnau, M., Churfau, C., & Bustamante, P., 2009. Hg concentrations and related risk assessment in coral reef crustaceans, molluscs and fish from New Caledonia. *Environmental pollution*, 157, 331-340.
- Dalzell, D.J., Macfarlane, N.A., 1999. The toxicity of iron to brown trout and effects on the gills: a comparison of two grades of iron sulfate. *Journal of fish biology* 55, 301-315.
- Debenay, J-P., Fernandez J.P., 2009. Benthic foraminifera records of complex anthropogenic environmental changes combined with geochemical data in a tropical bay of New Caledonia (SW Pacific). *Marine Pollution Bulletin*, 59 (8-12), 311-322.
- Drouzy, M., Douillet, P., Fernandez, JM. et al., 2019. Hydrodynamic time parameters response to meteorological and physical forcings: toward a stagnation risk assessment device in coastal areas. *Ocean Dynamics* 69, 967-987.
- Exley, C., Chappell, J.S., Birchall, J.D., 1991. A mechanism for acute aluminium toxicity in fish. *Journal of Theoretical Biology*, 151(3), 417-428.
- Fernandez, J-M., Ouillon, S., Chevillon, C., Douillet, P., Fichez, R., Le Gendre, R., 2006. A combined modelling and geochemical study of the fate of terrigenous inputs from mixed natural and mining sources in a coral reef lagoon (New Caledonia). *Marine Pollution Bulletin* 52, 320-331.
- Fernandez, J-M., Meunier, J-D., Ouillon, S., Moreton, B., Douillet, P., Grauby, O., 2017. Dynamics of Suspended Sediments during a Dry Season and Their Consequences on Metal Transportation in a Coral Reef Lagoon Impacted by Mining Activities, New Caledonia. *Water*. 9(5), 338.
- Fey, P., Bustamante, P., Bosserelle, P., Espiau, B., Malau, A., Mercader, M., Wafo, E., Letourneur, Y., 2019. Does trophic level drive organic and metallic contamination in coral reef organisms? *Sci Total Environ.* 667, 208-221.

- Freire, C.A., Onken, H., McNamara, J.C., 2008. A structure-function analysis of ion transport in crustacean gills and excretory organs. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 151, 272-304.
- Gilbert, A., Heintz, T., Hoeksema, B.W., Benzoni, F., Fernandez, J.M., Fauvelot, C., Andréfouët, S., 2015. Endangered New Caledonian endemic mushroom coral *Cantharellus Nouméae* in turbid, metal-rich, natural and artificial environments. *Marine Pollution Bulletin* 100, 359-369.
- Grenz, C., Le Borgne, R., Torréton, J.-P., Fichez, R., 2013. New Caledonia Lagoon: a threatened paradise under anthropogenic pressure?. In: Mwinyihija M. (ed.) *Lagoons: habitat and species, human impacts and ecological effects*. New York: Nova Science, 31-56.
- Grobler, E., Du Preez, H.H., van Vuren, J.H.J., 1989. Toxic effects of zinc and iron on the routine oxygen consumption of *Tilapia sparrmanii* (Cichlidae). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology*, 94, 207-214.
- Heintz, T., Haapkylä, J., Gilbert, A., 2015. Coral health on reefs near mining sites in New Caledonia. *Diseases of Aquatic Organisms* 115, 165-173.
- Hédouin, L., Metian, M., Teyssié, J.-L., Fowler, S.W., Fichez, R., Warnau, M., 2007. Nickel bioaccumulation in bivalves from the New Caledonian lagoon: seawater and seafood exposure. *Chemosphere* 66, 1449 – 1457.
- Hédouin, L., Metian, M., Teyssié, J.L., Fowler, S.W., Fichez, R., Warnau, M., 2006. Allometric relationships in the bioconcentration of heavy metals by the edible tropical clam *Gafrarium tumidum*. *Sci Total Environ* 366(1), 154-63.
- Hédouin, L., Bustamante, P., Fichez, R., Warnau, M., 2008. The tropical brown *alga Lobophora variegata* as a bioindicator of mining contamination in the New Caledonia lagoon: a field transplantation study. *Marine Environmental Research*, 66 (4), 438-444. |
- Hédouin, L., Bustamante, P., Churlaud, C., Pringault, O., Fichez, R., Warnau, M., 2009. Trends in concentrations of selected metalloids and metals in two bivalves from the SW lagoon of New Caledonia. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72(2), 372e381.
- Hédouin, L., Gomez Batista, M., Metian, M., Buschiazzi, E., Warnau, M., 2010a. Metal and metalloid bioconcentration capacity of two tropical bivalves for monitoring the impact of land-based mining activities in the New Caledonia lagoon. *Marine Pollution Bulletin* 61 (7e12), 554e567.
- Hédouin, L., Metian, M., Teyssié, J.L., Fichez, R., Warnau, M., 2010b. Delineation of heavy metal contamination pathways (seawater, food and sediment) in tropical oysters from New Caledonia using radiotracer techniques. *Mar Pollut Bull.* 2010 61(7-12), 542-53.
- Hédouin, L., Metian, M., Lacoue-Labarthe, T., Fichez, R., Teyssié, J.L., Bustamante, P., Warnau, M., 2010c. Influence of food on the assimilation of selected metals in tropical bivalves from the New Caledonia lagoon: qualitative and quantitative aspects. *Mar Pollut Bull.* 61(7-12), 568-75.
- Hédouin, L., Pringault, O., Bustamante, P., Fichez, R., Warnau, M., 2011. Transplantation experiments for the validation of two tropical marine bivalves as bioindicators of mining contamination in the New Caledonian lagoon. *Water Research* 45 (2), 483e496.
- Hédouin, L., Metian, M., Teyssié, J.-L., Fichez, R., Warnau, M., 2018. High contribution of the particulate uptake pathway to metal bioaccumulation in the tropical marine clam *Gafrarium pectinatum*. *Environmental Science and Pollution Research* 25(12), 11206-11218.
- Hochard, S., Royer, F., Hubert, M., Lemonnier, H., 2019. Temporal variability of benthic-pelagic coupling in shallow enclosed environment: A case study with eutrophying shrimp ponds. *Mar. Environ. Res.* 146, 46-56.
- Juillot, F., et coll., 2019. Rapport scientifique final. Programme « Dynamique des métaux de la mine au lagon ». CNRT « Nickel & son environnement ». 202 pages. <https://cnrt.nc/dynamine/>
- Karimian, N., Johnston, S.G., Burton, E.D., 2018. Iron and sulfur cycling in acid sulfate soil wetlands under dynamic redox conditions: A review. *Chemosphere* 197, 803-816.
- Labonne, M., Morize, E., Kulbicki, M., Ponton, D., Marec, L., 2008. Otolith chemical signature and growth of *Chaetodon speculum* in coastal areas of New Caledonia. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 78 (3), 493-504.
- Labrosse, P., Fichez, R., Farman, R., Adams, T., 2000. New Caledonia, in: Sheppard, C.R.C. (Ed.) *Seas at the millennium: an environmental evaluation: 2. Regional chapters: The Indian Ocean to The Pacific*. pp. 723-736.
- Lemonnier, H., Brizard, R., Legrand, A., 2004a. Influence des pratiques zootechniques de la crevette (*Litopenaeus stylirostris*) et de l'âge des bassins sur la qualité des sédiments. In : styli 2003. Trente ans de crevetticulture en Nouvelle-Calédonie. Nouméa-Koné, 2-6 juin 2003. Edition Ifremer, Actes Colloq., 38, 180-186.

- Lemonnier, H., Royer, F., Caradec, F., Lopez, E., Hubert, C., Rabiller, É., Desclaux, T., Fernandez, J-M., Andrieux-Loyer, F., 2021. Diagenetic Processes in Aquaculture Ponds Showing Metal Accumulation on Shrimp Gills. *Frontiers in Marine Science* 8, 625789.
- Lemonnier H., Wabete N., Pham D., Lignot J-H., Barri K., Mermoud I., Royer F., Boulo V., Laugier T., 2021b. Iron deposits turn blue shrimp gills to orange. *Aquaculture* 540, 736697.
- Lightner, D.V., Redman, R.M., 1998. Shrimp diseases and current diagnostic methods. *Aquaculture* 164, 201-220
- Marchand, C., Fernandez, J-M., Moreton, B., Landi, L., Lallier-Verges, E., Baltzer, F., 2012. The partitioning of transitional metals (Fe, Mn, Ni, Cr) in mangrove sediments downstream of a ferrallitized ultramafic watershed (New Caledonia). *Chemical Geology* 300, 70-80.
- Merrot, P, Juillot, F, Noël V, Lefebvre P, Brest J et al. 2019. Nickel and iron partitioning between clay minerals, Fe-oxides and Fe-sulfides in lagoon sediments from New Caledonia. *Science of the Total Environment* 689, 1212-1227.
- Metian, M., Bustamante, P., Hédouin, L., Warnau, M., 2008a. Accumulation of nine metals and one metalloid in the tropical scallop *Comptopallium radula* from coral reefs in New Caledonia. *Environmental Pollution* 152, 543e552.
- Metian, M., Giron, E., Borne, V., Hédouin, L., Teyssié, J.L., Warnau, W., 2008b. The brown alga *Lobophora variegata*, a bioindicator species for surveying metal contamination in tropical marine environments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 362, 49e54.
- Metian, M., Hédouin, L., Lacoue-Labarthe, T., Eltayeb, M.M., Teyssié, J.-L., Mugnier, C., Bustamante, P., Warnau, M., 2010. Metal and metalloid bioaccumulation in the Pacific blue shrimp *Litopenaeus stylirostris* (Stimpson) from New Caledonia: laboratory and field studies. *Marine Pollution Bulletin* 61 (7e12), 576e584.
- Metian, M., Warnau, M., Chouvelon, T., Pedraza, F., Rodriguez, Y., Baena, A.M., Bustamante, P., 2013. Trace element bioaccumulation in reef fish from New Caledonia: Influence of trophic groups and risk assessment for consumers. *Marine Environmental Research* 87-88, 26-36.
- Migon, C., Ouillon, S., Mari, X., Nicolas, E., 2007. Geochemical and hydrodynamic constraints on the distribution of trace metal concentrations in the lagoon of Nouméa, New Caledonia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 74(4), 756-765.
- Mugnier, C., Lemonnier, H., Legrand, A., 2006. Physiological response of the blue shrimp *Litopenaeus stylirostris* to short-term confinement on a pond bottom. *Aquaculture* 253, 703-711.
- Pernice, M., Boucher, J., Boucher-Rodoni, R., Joannot, P., Bustamante, P., 2009. Comparative bioaccumulation of trace elements between *Nautilus pompilius* and *Nautilus macromphalus* (Cephalopoda: Nautiloidea) from Vanuatu and New Caledonia. *Ecotoxicol Environ Saf.* 72(2):365-71.
- Peuranen, S., Vuorinen, P.J., Vuorinen, M., Hollender, A., 1994. The effects of iron, humic acids and low pH on the gills and physiology of Brown Trout (*Salmo trutta*). *Annales Zoologici Fennici* 31, 389-396.
- Poléo, A.B.S., Lydersen, E., Rosseland, B.O. et al., 1994. Increased mortality of fish due to changing Al-chemistry of mixing zones between limed streams and acidic tributaries. *Water Air Soil Pollut* 75, 339–351.
- Pourang, N., Dennis, J-H, 2001. Distribution of Trace Elements in Tissues of Two Shrimp Species from Persian Gulf and Effects of Storage Temperature on Elements Transportation. *Water, Air, and Soil Pollution* 129, 229–243.
- Pringault, O., Viret, H., Duran, R., 2010. Influence of microorganisms on the removal of nickel in tropical marine sediments (New Caledonia). *Mar Pollut Bull.* 61(7-12), 530-41.
- Russell, A., MacFarlane, G.R., Nowak, B., Moltschanivskyj, N.A. Taylor M.D., 2019. Lethal and Sub-Lethal Effects of Aluminium on a Juvenile Penaeid Shrimp. *Thalassas: An International Journal of Marine Sciences* 35, 359-368.
- Schneider, K., Le Mestre, M., Desriaux, I. et al., 2020. Occurrence of arsenic in ultramafic rocks' alterites from nickel mines in New Caledonia: implications for the contamination of surface waters. *Environ Chem Lett* 18, 1397–1402.
- Schmidt, C., Corbari, L., Gaill, F. and Le Bris, N., 2009. Biotic and abiotic controls on iron oxyhydroxide formation in the gill chamber of the hydrothermal vent shrimp *Rimicaris exoculata*. *Geobiology* 7, 454-464.
- Teien, H-C., Garmo, Ø., Åtland, Å., Salbu B., 2008. Transformation of Iron Species in Mixing Zones and Accumulation on Fish Gills. *Environmental Science & Technology*, 42, 1780-1786.
- Wepener, V., Van Vuren, J.H.J., Du Preez, H.H., 2001. Uptake and distribution of a copper, iron and zinc mixture in gill, liver and plasma of a freshwater teleost, *Tilapia sparrmanii*. *Water SA*, 27, 99-108.
- Zbinden, M., Le Bris, N., Gaill, F., Compère, P., 2004. Distribution of bacteria and associated minerals in the gill chamber of the vent shrimp *Rimicaris exoculata* and related biogeochemical processes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 284, 237-251.



Photographie VII-1. Jour de pêche à la station aquacole de Saint-Vincent.



Chapitre VIII. Crevetticulture et environnement littoral

« Se décentrer
Se replacer
Laisser la terre se retrouver
Voir le ciel ne plus étouffer

Se décentrer
Se replacer
Entendre la mer respirer
Les animaux ne plus hurler »

Se décentrer (extrait)
Par Dominique A
Album Toute latitude (2018)

1. Contexte

L'aquaculture connaît une croissance forte depuis 40 ans. Même si on observe un ralentissement, elle était encore de 5,8% sur la période 2000-2016 (FAO, 2020). Cette révolution bleue (Coasta-Pierce, 2002) est supposée subvenir à la demande mondiale croissante en produisant 109 millions de tonnes de produits de la mer en 2030 dans un contexte de stagnation des prises par le secteur de la pêche (Ahmed et Thompson, 2019). Cette croissance pose toutefois de nombreux problèmes environnementaux et de nombreuses organisations environnementales critiquent depuis plusieurs décennies son comportement irresponsable envers son environnement (Goldburg et triplett, 1997 ; Naylor et al., 2000 ; EJF, 2003ab ; Thornton et al., 2003). Il est aujourd'hui nécessaire pour la viabilité de cette « révolution » mais aussi pour la préservation de l'environnement et de sa biodiversité de s'orienter enfin vers une aquaculture responsable dans le cadre de « l'économie bleue » (UNDESA, 2014). Ce dernier concept se base sur notre éventuelle capacité à utiliser les ressources des océans tout en préservant l'intégrité des écosystèmes (WWF, 2015).

Avec le saumon, l'élevage de la crevette est sans doute l'activité la plus critiquée et de nombreuses publications scientifiques relatent son effet négatif sur l'environnement (e.g. Chua et al., 1989 ; Primavera, 1991 ; Naylor et al., 2000 ; Páez-Osuna, 2001 ;). Les catégories d'impacts les plus citées sont :

- La destruction des habitats lors de la construction des fermes,
- Les déchets rejetés avec les effluents et les risques d'efflorescence de HABS,
- L'impact des produits phytosanitaires et en particulier des antibiotiques,
- Les émissions de gaz à effets de serre (dans le cadre du réchauffement climatique),
- L'utilisation de farines de poisson issues de l'exploitation des espèces sauvages par la pêche.

La mangrove est sans doute l'écosystème qui a été le plus perturbé par cette activité. Les mangroves sont un groupe d'arbres (palétuviers) essentiellement tropicaux se développant sur les zones intertidales marines (Duke, 1992). Elles sont d'une importance écologique majeure (Duke et al., 2007). En plus d'être une nurserie pour de nombreuses espèces de poissons et de coquillages (Robertson et Duke, 1987 ; Primavera, 1998), elles permettent de limiter l'impact sur l'écosystème littoral des apports terrestres, elles servent de protection lors de cyclones et des tsunamis (Kathiresan et Rajendran, 2005 ; Alongi et al., 2008 ; Hochard et al., 2019), sont une source de nourriture, de bois, de fibres, de médicaments et d'énergie pour les populations locales (Lugo et Snedaker, 1974 ; Hatcher et al., 1989), sont à la fois un puit de carbone (13,5 Gt.an⁻¹) (Alongi et al., 2012) et une source de carbone inorganique pour l'océan (Bouillon et al., 2008) et une zone de transformation et de piégeage des métaux (Marchand et al., 2016). Zone de sédimentation préférentielle, cet écosystème devrait permettre d'atténuer les effets de la montée des eaux liés au réchauffement climatique (Li et al., 2015), même si cette capacité va dépendre des apports sédimentaires vers le système côtier qui ont tendance à diminuer à l'échelle mondiale (Lovelock et al., 2015).

De nombreuses mangroves ont été arrachées pour construire des fermes. Dans certaines régions, cette pratique n'est pas nouvelle. Elle date par exemple de la fin du 18^{ème} siècle en Indonésie pour l'élevage du poisson lait (*Chanos chanos*). Toutefois, le développement aquacole plus récent de ces 40 dernières années constitue dans bien des pays la première cause de disparition à une vitesse jamais atteinte de cet écosystème côtier (Akber et al., 2020). Avec le développement de la télédétection, les chiffres des

surfaces éradiquées sont de plus en plus précis et exhaustifs (Giri et al., 2011). Une étude de 2020 estime à 62% la surface détruite entre 2000 et 2016 par les activités agricoles et aquacoles dont 80% se situent en Asie du Sud-Est (Goldberg et al., 2020). Le taux de disparition en Asie serait entre 2000 et 2012 de 0,18% par an, ce qui représente une surface supérieure à 100 000 ha (Richards et Friess, 2016). Avec 30%, l'aquaculture serait le secteur le plus responsable. L'agriculture du riz et de l'huile de palme sont deux autres causes importantes de destruction au Myanmar, en Malaisie et en Indonésie. Depuis 10 ans, des études sont régulièrement publiées dans les principaux pays producteurs pour faire un état des lieux à l'échelle des régions ou des pays : en Inde (Jayanthi et al., 2018), au Brésil (Quiroz et al., 2013), en Chine (Jia et al., 2015 ; Herbeck et al., 2020) et en Indonésie (Ilman et al., 2016)¹⁴. Un total de 800 000 ha aurait été perdu dans ce dernier cas sur les 4 dernières décennies et 600 000 ha seraient susceptibles d'être arrachés pour développer des activités humaines dans les 20 prochaines années (Ilman et al., 2016). La destruction des mangroves conduit à une perte de la biodiversité, la disparition de certaines espèces, une chute de la capacité du système à recycler la matière et au final des ressources (Carugati et al., 2018). Elle s'accompagne d'une augmentation des émissions de CO₂ et d'oxydes nitreux vers l'atmosphère (Lovelock et al., 2011 ; Yang et al., 2017a). Une fois arrachée, la perte du stock initial de carbone accumulé dans les mangroves serait comprise entre 58 et 82%. La conversion en bassins correspondrait à une perte de stockage de 182 années (Kauffman et al., 2018). La matière organique d'origine anthropique qui ne peut plus être piégée dans les mangroves s'accumule alors dans les sédiments du système côtier (Bao et al., 2013). Même si certaines zones font encore l'objet de projets d'installation de fermes (Myanmar et Papouasie), la tendance qui était à la disparition de cet écosystème semble toutefois s'inverser à l'échelle mondiale laissant souffler un vent d'optimisme pour sa préservation (Freiss et al., 2019 ; 2020). Les efforts de restauration et de conservation semblent porter leurs fruits. Le stock de carbone n'aurait diminué entre 1996 et 2016 que de 158,4 Mt soit une baisse du stock initial de 1,8% (Richards et al., 2020).

Concernant l'impact de l'aquaculture sur l'environnement, ce qui retient aussi l'attention de nombreux auteurs est la pollution du milieu récepteur par les effluents (Chua et al., 1989 ; Primavera, 1991 ; Tookwinas, 1996 ; Boyd & Gautier, 2000 ; Boyd and Tucker, 2000 ; Wolanski et al., 2000 ; Yang et al., 2017b). Dans les systèmes extensifs, l'échange d'eau est nécessaire car il est la source même de l'alimentation de l'élevage. Les effluents sont rejetés en dehors des bassins en continu et sur l'ensemble du cycle d'élevage. En élevages semi-intensif et intensif, l'échange est nécessaire car il permet de limiter l'eutrophisation du milieu, l'élimination des produits toxiques créés et permet ainsi le maintien d'une eau de bonne qualité compatible avec la santé des animaux. Des effluents sont donc émis lors des renouvellements des bassins, lors des grosses pluies (Teichert-Coddington et al., 1999) mais aussi lors des vidanges (Boyd and Queiroz, 2001a ; Boyd 2000b). De nombreuses études ont été menées pour caractériser et quantifier les composés rejetés au niveau des fermes (Hopkins et al., 1993 ; Briggs et Funge-Smith, 1994 ; Páez-Osuna et al., 1997 ; Funge-Smith and Briggs, 1998 ; Preston et al., 2000 ; Teichert-Coddington et al., 2000 ; Burford et al., 2001 ; Jackson et al., 2003 ; Thakur et Lin, 2003 ; Wahab et al., 2003 ; Islam et al., 2004 ; Jackson et al., 2004 ; Samocha et al., 2004 ; Yang et al., 2017b). Les effluents sont composés en fonction du système d'élevage et des pratiques culturelles de matières organiques dont une partie est issue de l'aliment, parfois de résidus spécifiques tels que les médicaments ou les additifs alimentaires, de matières minérales issues de l'érosion des sols et des digues des bassins et de pathogènes aquatiques (Goldburg et al., 2001 ; Subasinghe et al., 2001 ; Tacon & Forster, 2003). Les deux principales formes d'azote dissous que l'on retrouve dans les effluents en

¹⁴ Liste non exhaustive

fonction du type d'élevage sont l'ammonium (TAN) et l'azote organique dissous (DON) (Burford et al., 2001). La principale forme d'azote particulaire est associée au phytoplancton pour les bassins extérieurs. Sur une étude conduite dans une ferme australienne, Preston et al. (2000) montrent que 57 % de l'azote ajouté au bassin sont rejetés de façon journalière. Plus de 90 % de l'azote présent dans le milieu d'élevage provient de l'aliment (Funge-Smith and Briggs, 1998 ; Preston et al., 2000). Entre 15 et 22 % de l'azote distribué sous forme d'aliment sont transformés en chair de crevette (Burford et al., 2001). Les caractéristiques des effluents émis sont affectées par de nombreux facteurs, notamment le climat, le type de sol sur lequel est élevé les animaux, le taux de renouvellement, la qualité de l'aliment, la gestion de l'aliment, le taux de nutrition, la densité d'élevage et l'espèce élevée (Ziemann et al., 1992 ; Boyd et Queiroz, 2001b).

Les émissions de gaz à effets de serre pendant la phase de production sont une préoccupation relativement récente (Hu et al., 2012 ; Vasanth et al., 2016). Elles ont été particulièrement étudiées par Yang et al. (2015, 2018, 2020) pour des élevages intensifs en circuit fermé de la souche *L. vannamei* ensemencée entre 35 et 45 crevettes par m². Les émissions de CO₂ à l'interface eau - atmosphère varieraient entre -2,1 et 3,4 mmol CO₂.m⁻².h⁻¹ et dépendraient de la température, de l'activité photosynthétique et du pH (Yang et al., 2015). Les bassins seraient un « hot spot » pour l'émission du CH₄ qui varierait entre 0,3 et 16,3 mmol CH₄ m⁻².h⁻¹ en fonction du temps d'élevage et des sites (Yang et al., 2018). La concentration en N₂O dans la colonne d'eau serait corrélée à la concentration en ammonium et en azote total dissous et dépendrait donc du niveau d'eutrophisation du bassin (Yang et al., 2020). L'émission annuelle d'oxydes nitreux a été estimée à 1,31 μmol N₂O m⁻².h⁻¹ par ces auteurs. Les flux de CO₂ et de N₂O sont beaucoup plus importants pendant l'assec et représentent la très grande majorité des émissions pour ces deux gaz. Sidik et Lovelock (2013) ont mesuré pour des bassins intensifs des flux de 11,34 et de 4,18 mmol CO₂.m⁻².h⁻¹, respectivement pour les digues et les fonds de bassin. Cette période d'assec représenterait 97% des émissions de N₂O (Yang et al., 2020).

Certaines publications dans les années 90, faisaient l'hypothèse que les mangroves joueraient un rôle de tampon et de filtre pour les effluents en « digérant » la matière organique et les nutriments rejetés par les fermes (Gautier et al., 2001 ; Robertson et Phillips, 1995). Ces écosystèmes étaient même considérés comme le système le moins onéreux et le plus efficace pour traiter les rejets (Clough et al., 1983 ; Breaux et al., 1995 ; Corbitt et Bowen, 1994 ; Ye et al., 2001). Il a été montré depuis que les capacités de recyclage vont dépendre de l'effet des marées, des conditions physico-chimiques (Lee et al., 2014) et des apports. Cette capacité de filtration et d'assimilation est au final « site dépendant ». Hargan et al. (2019) remettent même en cause dans certaines situations le concept de « filtre mangrove » pour réduire l'impact des effluents sur les coraux et les herbiers. Queiroz et al. (2020) montrent une augmentation de l'enrichissement en azote des sédiments et des processus de minéralisation dans les mangroves sous l'influence des rejets. Les processus associés au cycle de l'azote (sauf fixation de l'azote) seraient globalement stimulés (Reis et al., 2017). Tian et al. (2019) indiquent après plusieurs années d'activité que 30% du carbone dans les sédiments auraient pour origine les rejets aquacoles. Les cycles du fer et du soufre seraient aussi perturbés (Nóbrega et al., 2013). L'augmentation de cette ressource organique azotée et phosphorée favoriserait la croissance de la flore et la faune (Kohan et al., 2018). Certaines études montrent que les sédiments rejetés lorsqu'ils sont en excès peuvent toutefois affecter la croissance des palétuviers et même entraîner une mortalité (Vaiphasa et al., 2007). Les sols dans les mangroves impactées par les effluents montrent une émission multipliée par deux des gaz à effets de serre comparativement à des zones non impactées (CO₂, CH₄ et N₂O) (Queiroz et al., 2019).

Dans le milieu côtier, les effluents peuvent être responsables d'une eutrophisation et d'un envasement. Les effets sont généralement décrits comme limités que ce soit au niveau spatial et/ou temporel. (Páez-Osuna et al., 1998 ; Trott an Alongi, 2000 ; Wolanski et al., 2000 ; Jones et al., 2001 ; McKinnon et al., 2002a,b ; Páez-Osuna et al., 2003 ; Biao et al., 2004 ; Costanzo et al., 2004 ; Trott et al., 2004). Ils peuvent constituer toutefois un contributeur significatif de la pollution d'origine anthropique à l'échelle d'importantes portions de zones côtières (Herbeck et al., 2013 ; Yang et al., 2017). Cet enrichissement peut être source d'altération de la structure et du fonctionnement de la chaîne alimentaire, de réduction de la biodiversité et de la prolifération d'espèces opportunistes comme certaines macroalgues au détriment des herbiers (Serrano-Grijalva et al. 2011 ; Páez-Osuna et al., 2013 ; Ribeiro et al., 2016 ; Martínez-Durazo et al., 2019). Il a été montré que l'eutrophisation induite par les effluents favorise l'abondance de cystes des dinoflagellés dans certains environnements côtiers augmentant le risque de prolifération des HABs (Kang et al., 2021). Associée à d'autres impacts anthropiques, la qualité de l'eau côtière se dégrade d'autant plus (Cardoso-Mohedano et al., 2016). Les effluents peuvent aussi être vecteurs de pathogènes d'une ferme à l'autre (Salama et Murray, 2011 ; Salama et Rabe, 2013) sans pour autant que l'on observe forcément un impact sur les communautés naturelles (Möller et al., 2020). Toutefois, les études restent à ce stade trop peu nombreuses dans ce domaine pour en tirer des conclusions solides.

L'utilisation d'antibiotiques, de fongicides mais aussi de parasitocides pour combattre les maladies dans les élevages conduit à des rejets massifs dans l'environnement. On estime à 25% la quantité introduite initialement qui est rejetée dans le milieu extérieur (Rico et Van den Brink, 2014). Rien qu'au Vietnam, 30 antibiotiques sont autorisés. Ce serait 67 antibiotiques qui seraient utilisés de par le monde avec une tendance à une diversification et à une augmentation de l'utilisation de ces produits en aquaculture (Lulijwa et al., 2020). Les antibiotiques sont aujourd'hui présents de manière ubiquiste dans les eaux de surface autour des fermes en Asie (Anh et al., 2021), ce qui constitue un facteur de contamination des produits de la pêche et d'aquaculture comme les moules et les huîtres (Chiesa et al., 2017). Leur utilisation impacte aussi l'environnement d'élevage. Elle conduit à sélectionner des souches pathogènes multi-résistances qui vont se disséminer dans et hors des structures d'élevage, à sélectionner des communautés microbiennes résistantes impactant la biodiversité microbienne et en conséquence les échelons supérieurs de la chaîne alimentaire, et à l'accumulation de résidus chimiques dans les différents compartiments, sol, eau, plantes, animaux (Pham et al., 2018 ; Lulijwa et al., 2020). Les risques pour la santé humaine associés à l'antibiothérapie sont de plusieurs types : réactions de types allergiques, toxicités chroniques par accumulation des produits dans l'organisme, sélection et transmission de gènes de résistance vers les pathogènes humains et donc d'émergences de zoonoses (Angulo et al., 2004 ; Liu et al., 2017). Dans sa revue, Lulijwa et al. (2020) insistent sur le besoin de renforcer la législation et les contrôles pour l'utilisation de ces produits dont une partie a déjà été proscrite dans de nombreux pays. La Norvège a ainsi fortement régulé ces produits conduisant à une chute drastique de la quantité utilisée dans la salmoniculture.

L'analyse des cycles de vie montre que l'aliment représente plus de 90% des impacts environnementaux associés à l'aquaculture (avec aliment) (Little et al., 2018 ; Newton et al., 2018). Il est composé de 30 à 40% de protéines. En 2017, la production des 5,51 millions de tonnes de crevettes à l'échelle mondiale (89% avec aliment) a entraîné une consommation de 3,03 millions de tonnes de poissons sauvages. Le FIFO¹⁵ était de 0,82 pour un FCR moyen de 1,5. Ces chiffres montrent que les

¹⁵ Rapport entre ce qui est pêché et ce qui est produit en utilisant cet aliment

protéines d'origine marine sont encore aujourd'hui une composante très importante dans la fabrication des aliments pour les espèces dites « nobles » (Naylor et al., 2000). Les poissons utilisés pour la fabrication des granulés sont de petits poissons pélagiques issus de la pêche (anchois, pilchard, ...). Ce prélèvement dans le milieu naturel induit un impact écologique en déséquilibrant la chaîne trophique (Goldburg et Triplett ; 1997). Depuis 20 ans, pour diminuer l'impact de l'aquaculture sur les ressources marines et limiter les coûts de cette matière première, la recherche a eu pour objet de substituer un part des protéines d'origine marine par des protéines issues de cultures terrestres. Toutefois, ce remplacement affecte la santé des animaux et augmente le risque de pathologies en altérant le microbiome, la morphologie de l'estomac, l'immunité et le système endocrinien (Naylor et al., 2020). Les recherches actuelles en s'appuyant sur la génomique (métabolomique et protéomique) se focalisent sur la sélection d'animaux capables de digérer des acides aminés issus de plantes terrestres. Toutefois, ce remplacement déplace le problème d'exploitation des ressources vers les milieux terrestres et en particulier vers les problèmes de déforestation liés à la production de soja et d'huile de palme. L'utilisation de farines d'insectes, de cultures cellulaires et de microalgues sont des pistes actuellement à l'étude pour diminuer la demande en protéines et huiles de poisson (Cottrel et al., 2020).

En NC, la volonté initiale dès les années 80 était de préserver la mangrove et de construire les fermes en amont de cet écosystème en les intégrant au mieux dans leur environnement (§2). L'espèce élevée *Litopenaeus stylirostris* a été importée dans les années 80, n'était naturellement pas présente dans le lagon calédonien, et n'a jamais été retrouvée dans ce milieu naturel malgré des échappements réguliers pendant les pêches. L'antibiothérapie a été interdite très rapidement dans les bassins de grossissement malgré l'émergence de deux vibrioses. En revanche, elle est communément utilisée dans les écloseries. L'utilisation de produits phytosanitaires reste à priori relativement anecdotique dans les bassins de grossissement. Les effluents restent la source principale d'impact sur l'environnement littoral. L'idée initiale dans les années 80 était que la mangrove constituait un filtre protégeant l'espace lagunaire.

2. Recherche de sites et intégration des fermes dans leur environnement en NC

Le choix d'un site optimal pour l'installation d'une ferme est un facteur essentiel de réussite et de durabilité (FAO, 2010 ; Ross et al., 2013). En NC, le choix a été fait dès le début de la mise en place de cette filière de positionner les fermes aquacoles sur des zones sur-salées appelées tannes situées en arrière des mangroves (Fig. VIII-1). Les bassins épousent généralement la forme de ces environnements. La construction sur ces sites « nus » présenterait deux avantages majeurs : protection lors des cyclones de la ferme par la ceinture végétale et « traitement » d'une partie des effluents par les palétuviers (Robertson et Phillips, 1995).



Figure VIII-1. Images aériennes du fond de la baie de Chambeyron avant (1993) et après la construction (1995) de la ferme Pénéides de Ouano d'une surface de 29 ha (© Ifremer- Lead).

Une première étude réalisée en 1989 à partir d'images satellitaires SPOT dans le cadre du projet IFREMER Alias (Loubersac, 1988) a permis d'identifier un certain nombre de tannes potentiellement exploitables sur le Territoire. La superficie aménageable avait été évaluée à 6000 ha. De nombreux projets aquacoles ont été envisagés de 1999 à 2004, dont une dizaine a abouti à la construction de fermes. À mon initiative, l'Ifremer a accompagné ce développement par des visites de site afin d'analyser les projets, et émettre un avis sur leur « faisabilité environnementale ». L'objectif était d'éviter des erreurs de conception comme celles révélées après la construction en 1995 de la ferme Aquamer située sur la commune de Moindou. Le positionnement du pompage sur ce site s'est en effet révélé non adapté pour la durabilité de l'activité (Fig. VIII-2). Lors d'une visite du site, plusieurs critères étaient analysés : qualité de l'eau pompée, risque d'auto-pollution, risque de conflits d'usage, présence d'un impact minier, présence d'un environnement exceptionnel... Paramètres d'importances pour la réussite des élevages, le pH et le taux de matière organique des sols du site étaient aussi mesurés. Des analyses complémentaires étaient conduites si nécessaire. Une base de données a été établie. Elle a été associée à une banque de sol. Ces visites n'avaient pas vocation d'évaluer l'impact de cette activité sur l'environnement (EIA) et/ou de déterminer la capacité d'assimilation des déchets par le site et de se substituer au travail des bureaux d'étude. Un premier avis était délivré aux provinces qui, s'il était positif, pouvait lancer des démarches plus complexes en lien avec le secteur privé pour que le projet puisse se réaliser dans les meilleures conditions possibles.

Une seconde étude réalisée en 2000 à laquelle j'ai collaboré pour la partie « étude de sol » a revu à la baisse le potentiel d'aménagement en NC. De nouveaux critères de sélection ont été pris en compte (Aquadev, 2000). La surface potentiellement aménageable a été alors estimée à 1055 ha dont 563 et 592 ha, respectivement en Province Sud et en Province Nord. Un total de 33 sites a été identifié pour une production supplémentaire de 4500 tonnes. Dans ce travail, le développement d'une aquaculture de type familiale a été mis en avant. Elle représenterait 40% de la surface potentiellement aménageable. Les perspectives de développement établies courant 2003 indiquaient pour 2007, un doublement des surfaces d'élevage pour une production à terme de 5000 tonnes. L'émergence des

maladies a freiné le développement aquacole qui a atteint un maximum de production de 2400 tonnes en 2006 (IEOM, 2019). Au final, 20 fermes ont été construites pour une occupation totale de 704 ha. Deux fermes étaient à l'arrêt sur la saison de production 2019-2020.



Figure VIII-2. (A) (B) Vues aériennes du site de la ferme Aquamer. (B) Le positionnement de la prise d'eau (P) a conduit à une auto pollution de ce site de production. Les effluents (flèches vertes) étaient rejetés côté mangrove au point topographique le plus bas vers les arroyos. L'idée initiale développée par le promoteur était d'utiliser la capacité de filtration de la mangrove pour épurer l'eau. Une fois la ferme en activité, les mesures ont révélé dans le canal de pompage la présence d'une eau eutrophisée caractérisée par des concentrations en chl a élevées ($> 20 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) et une présence importante de matière organique (photographies (a) © Yves Harache ; (b) © Ifremer).

En tenant compte du principe de précaution, l'IFREMER déconseillait le développement d'une activité aquacole sur les sols d'une couleur orange ou rouge. Cette coloration s'explique par la présence d'oxydes de fer à une teneur comprise entre 15 et 25%. Elle n'est que de 7 à 9,5% dans les autres tannes (Das Neves, 2004). Le nickel, le cobalt et le manganèse sont généralement associés au fer dans ces environnements. Ces zones sont situées en aval des principaux gisements latéritiques autour de la Tontouta, des massifs de Kopeto-Boulinda, du Koniambo et de Ouazango. Leurs surfaces représentent environ 500 ha. Elles ont fait l'objet d'un premier travail conduit par l'IRD en 2004 afin de les requalifier en zones contaminées et non polluées (Das Neves, 2004). Quoi qu'il en soit, qu'ils soient contaminés ou pollués, ces sols posaient plusieurs questions auxquelles il fallait répondre avant de pouvoir envisager des investissements importants associés à la construction de fermes.

- La première concernait la qualité du produit. Quelle influence aurait cette contamination métallique sur la concentration des métaux dans les principaux organes de la crevette ?
- La seconde concernait la faisabilité technique. Était-il envisageable de réaliser un élevage dans de telles conditions géochimiques. Nous ne disposions en effet d'aucune information sur le comportement des métaux dans l'écosystème bassin dont les propriétés physico-chimiques et

organiques varient fortement au cours d'un élevage. Une toxicité dans le milieu pouvait-elle apparaître à plus ou moins court-terme ?

Un début de réponse a été apporté par des expériences de lixiviation avec de l'eau distillée pour des zones de tannes « contaminées » situées en amont du massif de Ouazango. Elles ont montré que les éléments métalliques se solubilisent assez peu pour ces sols contaminés. Les plus mobiles sont dans l'ordre décroissant $Cu > Mn > Al > Ni > Co > Fe > Cr$ (Das Neves, 2004). Mais comme nous l'avons vu dans le chapitre précédent (Chap. VII), les risques de contamination par les métaux sont bien réels au cours des élevages et pourraient être accrus pour des fermes construites dans de tels environnements.

3. Impacts des effluents en NC

Plusieurs expérimentations sur le devenir des déchets (Chap. II) ont été conduites en saisons chaude et fraîche en faisant varier la densité d'élevage (Lemonnier, 1997 ; Martin et al., 1998a) ou le taux de renouvellement (Lemonnier et al., 2003 ; Lemonnier & Faninoz., 2006). Ces travaux ont été valorisés dans le cadre du programme européen STD3 (Fuchs et al., 1998) et ont fait l'objet d'une synthèse (Martin et al., 2004) dans le cadre du colloque « Styli 2003 » organisé par l'IFREMER du 2 au 6 juin 2003. À partir de ces informations, la quantification des effluents rejetés par les fermes peut être réalisée. Toutefois, aucune étude n'avait été conduite pour valider ces résultats sur les fermes industrielles.

Les effluents représentent, en volume, l'équivalent de 5 à 40% du bassin par jour, de l'ensemencement à la pêche finale. Or, la multiplication des fermes et le risque d'intensification des systèmes d'élevage dans les années 2000 étaient susceptibles d'augmenter la pression sur l'environnement. Des actions de recherche devaient être envisagées (i) pour assurer que cette production n'hypothéquait pas la qualité de l'environnement littoral et sa biodiversité et (ii) pour que la filière puisse mettre en avant, sur des bases objectives, son image « environnementalement correcte » garante de la bonne commercialisation de son produit. Dans le cadre d'un projet financé par le MOM (Ministère de l'Outre – Mer) en 2004, plusieurs actions ont été menées (Lemonnier et al., 2006) :

- Une synthèse bibliographique de l'impact de l'aquaculture de crevettes sur l'environnement littoral,
- La définition d'un programme de recherche d'un ou de plusieurs indicateurs pour suivre les effluents dans le lagon,
- La définition d'un programme pluriannuel prenant en compte les différents aspects du problème dans sa globalité et sa complexité à travers l'organisation d'un séminaire intitulé « Écosystèmes et crevetticulture » du 22 au 24 juin 2005 organisé par l'Ifremer en NC avec le soutien de l'IRD Nouméa.

L'obtention d'un financement dans le cadre du projet ZoNéCo (2004 – 2005) a permis de lancer un projet de recherche sur la partie « effluents ». Deux tâches ont été définies : (i) Concevoir un modèle prédictif des flux azotés et phosphorés qui prenne en compte les paramètres de gestion des élevages (densités, fertilisants, renouvellements en eau), (ii) Rechercher des bio-indicateurs permettant de suivre le devenir des effluents dans le milieu receveur (eau du lagon).

Une étude a aussi été lancée dans le cadre du programme ZoNéCo pour commencer à répondre à la question de l'impact des effluents sur les mangroves (Virly et al., 2005). Elle s'attachait (i) d'une part à

étudier l'évolution des différentes strates végétales d'une mangrove en terme de structure et de superficie par le biais d'analyses diachroniques de photographies aériennes de 3 sites (2 sites jouxtant des fermes aquacoles aux caractéristiques différentes et 1 site vierge) et (ii)- d'autre part à analyser *in situ* quelques paramètres physico-chimiques et chimiques (pH, potentiel d'oxydo-réduction, concentrations d'azote et de phosphore totaux dans l'eau, le sédiment et les feuilles des palétuviers) et biologiques (richesse spécifique et densité des organismes mégabenthiques du sédiment à proximité des bassins) sur ces trois sites et voir dans quelle mesure ils pouvaient être utilisés comme indicateurs d'impacts.

3.1. Modélisation des flux

La première partie de ce travail avait pour objectif de définir aussi précisément que possible la dynamique des rejets, de les qualifier et de quantifier leur contenu en azote, en phosphore et en particules minérales pour les deux systèmes d'exploitation pratiqués alors en NC. Le premier système d'exploitation dit semi-intensif qui a été suivi était le plus représenté sur le Territoire. Les bassins ont une surface comprise entre 7 et 11 ha et sont ensemencés à une densité d'environ 20 animaux par m². Les bassins ne sont généralement pas aérés. Le second système dit intensif était réalisé dans des bassins d'environ 4 ha, lesquels étaient ensemencés avec plus de 30 animaux par m². Une aération mécanique du milieu est nécessaire pour le bon déroulement des élevages dans ce type de système. Quel que soit le système utilisé, les rejets sont déversés quotidiennement en arrière de mangrove, souvent de manière diffuse avant d'atteindre les eaux côtières. Ils sont conséquents au cours de la saison chaude et plus particulièrement en période de pêches (vidange des bassins en fin de saison chaude).

Les résultats ont confirmé que les bassins d'élevage rejettent principalement de la matière organique, la concentration en éléments minéraux dissous étant comparable à celle de l'eau de renouvellement. Ils ont confirmé que les densités d'animaux, les renouvellements et les pratiques d'alimentation agissaient directement sur la quantité de déchets produits (Lemonnier, 1997 ; Martin et al., 1998 ; Lemonnier et al., 2003 ; Lemonnier et Faninoz, 2006). Les exportations en azote, en phosphore et en matières en suspension ont été estimées respectivement à 29,9 t ; 3,5 t et 619 t sur la saison de production pour la ferme semi-intensive (133 ha). Ces chiffres étaient de 14,8 t ; 2,4 t et de 514 t pour la ferme intensive (29 ha) (Lemonnier et al., 2009).

Un modèle déterministe intégrant les paramètres de gestion (date d'ensemencement, densité, renouvellements...) a été construit afin de simuler les flux d'azote et de phosphore dans les bassins d'élevage (Thomas et al., 2005). Ces flux se répartissent entre différents compartiments que sont : l'aliment, le sédiment, la colonne d'eau, le phytoplancton et les effluents. La biomasse de crevettes constitue un compartiment supplémentaire, car il joue un rôle central dans la dynamique des flux en contrôlant l'aliment, source majoritaire d'azote et de phosphore dans le bassin. Le modèle est structuré et codé sous STELLA (Fig. VIII-3).

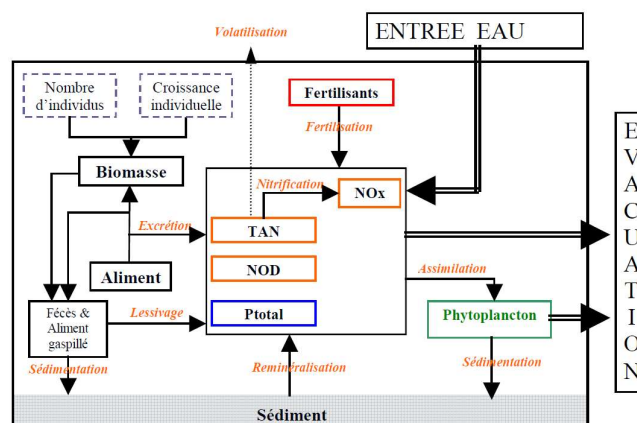


Figure VIII-3. Modèle conceptuel des flux de nutriments dans un bassin d'élevage de crevettes. TAN : Azote ammoniacal total, NOx : nitrite/nitrate, NOD : azote organique dissous, DRP : Phosphore réactif dissous.

Un modèle de croissance empirique intégrant une modulation saisonnière, couplé à un modèle de mortalité permet de simuler l'évolution de la biomasse de crevettes. L'azote ammoniacal total, l'azote organique dissous, les nitrites et nitrates et le phosphore réactif dissous constituent la fraction soluble des flux. Bien que mesurés à des concentrations faibles, ces éléments soutiennent la croissance phytoplanctonique qui constitue la part majoritaire des déchets organiques particuliers exportés par les bassins. Une attention particulière a donc été portée sur les paramètres intégrés à un modèle de croissance phytoplanctonique (intensité lumineuse, nutriments). Le modèle est calibré sur la base de données historiques issues d'expérimentations mises en œuvre à la station Ifremer de NC ainsi que sur les informations extraites d'une base de données regroupant les paramètres d'un certain nombre de fermes Calédoniennes. Des expérimentations dans le cadre de l'opération ont permis en parallèle d'apporter des informations sur le processus d'excrétion de *L. stylirostris*.

Le premier test de validation du modèle a permis de mettre en évidence la difficulté à simuler la croissance phytoplanctonique sur l'ensemble du cycle d'élevage. L'ajustement des simulations est correct pendant le début des élevages et sous-estime ensuite les observations qui présentent dès lors un profil relativement erratique. Il apparaît que le mauvais ajustement des simulations intervient au moment d'une inversion, lorsque la limitation par le phosphore dans le milieu devient prédominante. Les travaux réalisés à partir de 2010 dans le cadre du projet ECOBAC (cf. Chap. II) sur le compartiment phytoplanctonique devraient permettre de lever ce verrou et rendre ce modèle opérationnel.

3.2. Recherche de traceurs dans l'environnement

Les effluents présentent des caractéristiques (charge en MES, phytoplancton, MOD...) très différentes du milieu receveur. Leur rejet direct est donc susceptible d'avoir un impact sur l'environnement littoral. Il apparaissait nécessaire d'être capable de tracer leur devenir dans le milieu receveur et d'évaluer leur impact sur l'écosystème côtier.

Des indicateurs ont été recherchés dans la colonne d'eau de la baie de Chambeyron qui accueille une ferme intensive de moyenne importance (29 ha), et dans la baie de Teremba qui accueille une ferme semi-intensive de grande superficie (129 ha) (Lemonnier et al., 2009 ; Thomas et al., 2010). Dans

chaque baie, une radiale de 5 stations se répartissant du fond de la baie à la sortie a permis d'évaluer l'étendue spatiale des rejets (mesures : NOD, Nox, NH₄, PO₄, Ptotal, Pdissois, Si(OH)₄, MES, MOP, MOD, CHN, [Chl-a] et [Phéo] en fraction de taille, Particules Exopolymère Transparentes, Cytométrie en flux). Des traits de sonde SeaBird ont apporté en parallèle des informations sur les profils verticaux (fluorescence, turbidité, salinité, température, PAR). Deux échantillonnages par mois (à marée haute) sur une année (nov.04-nov.05) ont permis d'aborder la dynamique temporelle en relation avec l'intensité de la production des fermes. En parallèle, en baie de Chambeyron, une sonde (YSI) au mouillage a permis de disposer d'enregistrements en continu (fluorescence, turbidité, température, salinité, oxygène dissous, pH, redox) sur plus d'un an. Enfin, avec une fréquence d'environ 3 mois, une couverture spatiale étendue (19 stations supplémentaires) a permis de disposer d'une image « instantanée » à l'échelle de la baie (Chambeyron) (Fig. VIII-4).

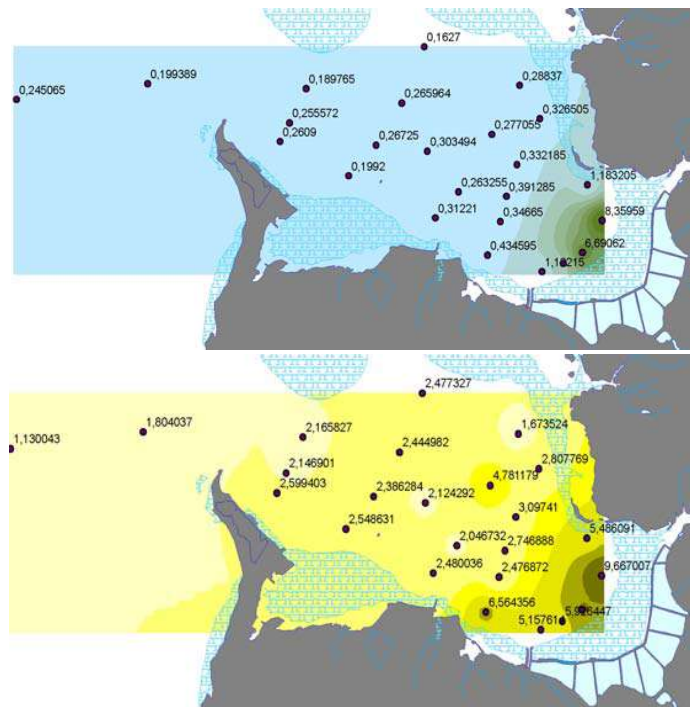


Figure VIII-4. Cartes 2D (a) de la fluorescence en $\mu\text{g.l}^{-1}$ et (b) de la turbidité exprimée en NTU lors des campagnes du 25 mai 2005. Les cartes ont été interpolées à partir de 24 points.

Le faible hydrodynamisme dans l'arroyo de la baie de Teremba favorise l'installation d'un système dans lequel la matière organique apportée est dégradée mais difficilement exportée. Cet enrichissement induit une baisse significative du pH et de l'oxygène. La minéralisation de cette matière conduit à la formation de nutriments amplifiant en retour l'eutrophisation de cet écosystème qui à certaines périodes de l'année peut s'avérer sévère. L'enrichissement en azote contribuerait à une modification structurelle des populations planctoniques. Cette étude montre en effet un changement des assemblages de pico et de nanophytoplancton de la côte vers le large et la disparition des *Prochlorococcus* et une augmentation des picoeucaryotes lorsque l'on se rapproche de la côte. Ces changements seraient liés à l'enrichissement du milieu en azote, lui-même favorisé par les rejets des fermes aquacoles. Dans la baie de Chambeyron, l'effet des rejets est limité dans le temps et dans l'espace à environ 300 mètres de la bordure externe de la mangrove. Le retour à des conditions normales dans la colonne d'eau est de 1 à 2 mois après l'arrêt d'activité de la ferme. Toutefois, la

sédimentation des particules rejetées par la ferme en fond de baie pourrait avoir eu des conséquences sur l'écosystème benthique comme semblent le montrer les images aériennes (Fig. VIII-8).

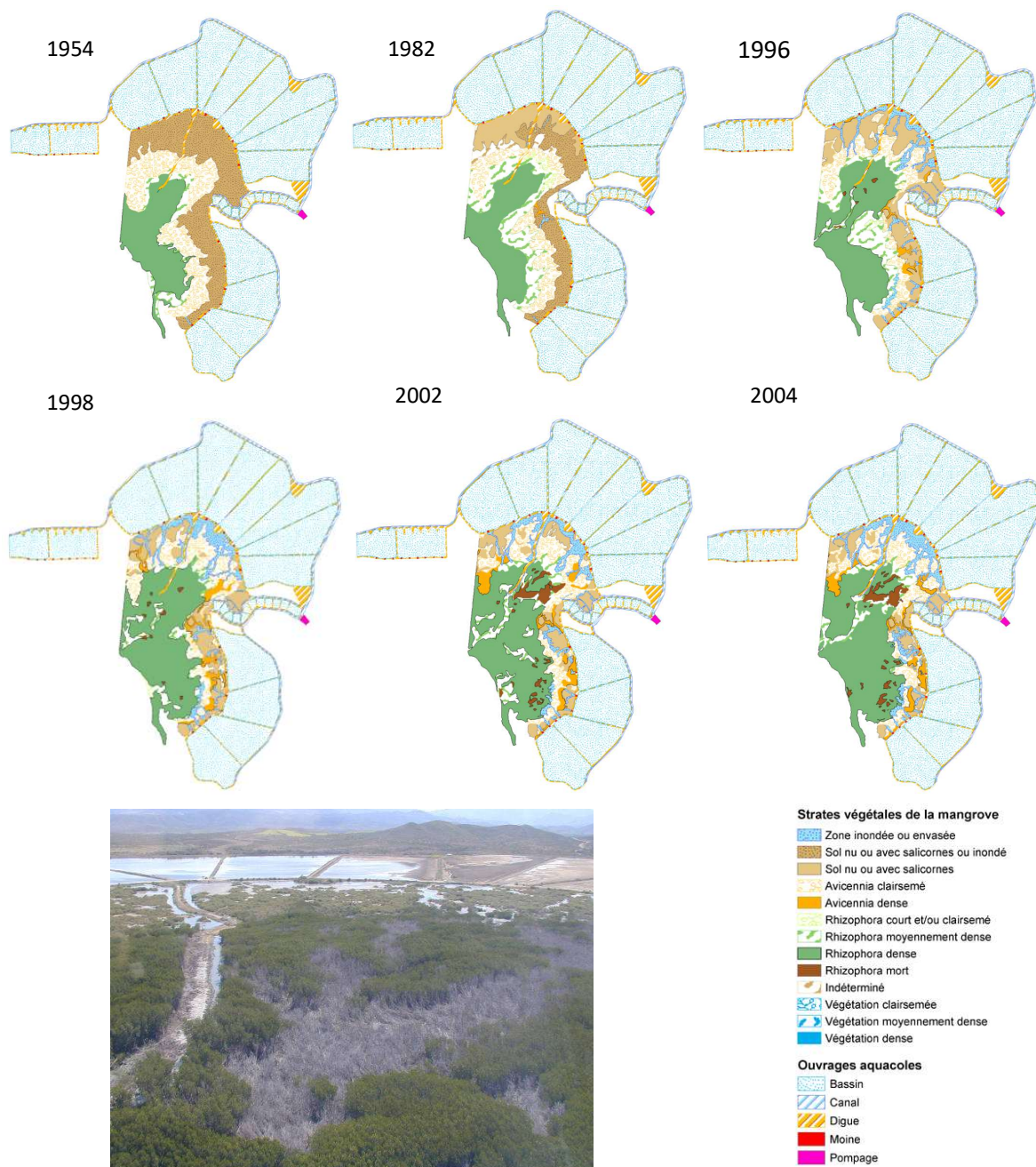


Figure VIII-5. (a) Évolution de la mangrove sur le site de la Sodacal. (b) Photographie aérienne du site (Source : La Sodacal). Sur la base des informations fournies par l'équipe de La Sodacal, il est probable que ces arbres aient été couchés dans une direction prédominante sud-est à nord-ouest après le passage du cyclone Franck en février 1999. Cependant, quelques petits patches d'arbres morts avaient déjà été observés sur la même zone à partir des photographies aériennes en 1996 et 1998 laissant supposer un affaiblissement préalable de la structure forestière. Lors de notre visite en 2004, aucune repousse n'était visible. L'hypothèse la plus probable est que l'envasement du site en arrière des bassins ait modifié les conditions hydrologiques du site et favorisé cette mortalité lors d'un évènement extrême.

3.3. Impact des fermes sur les mangroves

L'analyse diachronique des photographies aériennes entre 1954 et 2004 a mis en évidence sur les sites en aval des fermes aquacoles une progression et une densification de la strate de *Rhizophora* vers l'intérieur des terres au détriment des *Avicennia*. Elle a aussi montré une extension des zones inondées et envasées dans les zones proches de la sortie des bassins. L'analyse d'un site vierge a montré peu de changements sur cette même période. L'apparition de trouées dans la strate à *Rhizophora* a été observée sur les sites exploités après l'établissement des fermes (Fig. VIII-5). L'hypothèse la plus probable pour les expliquer serait que l'envasement en aval des fermes induirait un changement hydrologique des sites défavorable à cette forêt. L'envasement d'une partie de cet écosystème est remarquable sur une image de la ferme Pénéide de Ouano en bordure externe côté mer de la strate à *Rhizophora* (Fig. VIII-8). La description de la végétation et les mesures des paramètres physico-chimiques et chimiques montraient des différences significatives entre sites et au sein même d'un site.

4. Impact de l'environnement littoral sur la production aquacole

Un travail de classification des écosystèmes a été réalisé dans le cadre d'un programme européen STD3 entre 1994 et 1998 pour comparer leurs capacités à produire la crevette. Ces environnements côtiers ont été caractérisés par différents indicateurs écologiques que sont les matières en suspension, la matière organique particulaire, l'abondance en cyanobactéries et en bactéries sulfato-réductrices.

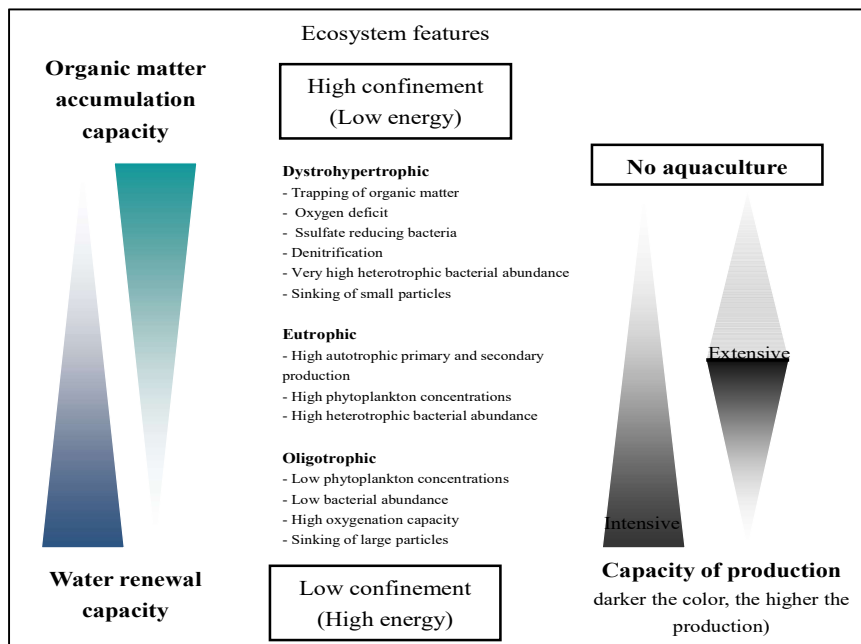


Figure VIII-6. Échelle de productivité pour l'élevage de la crevette en lien avec les caractéristiques des écosystèmes. Elle a été proposée en 1998 dans le cadre du projet européen STD3 (Fuchs et al., 1998).

Cette comparaison concernait deux sites en Indonésie (Sei minosari et Merk Belantung), trois sites au Vietnam (Can Gio, Tra Vinh et Ca Mau), et deux sites en NC (Baies de Chambeyron et de Teremba). Les résultats suggéraient que la capacité de production d'un site dépend de sa capacité à renouveler son

eau de mer et du degré de pression lié aux apports terrigènes. Ce travail a permis de proposer une échelle de productivité des écosystèmes potentielle en fonction de leurs caractéristiques (Guelorget et al., 1998).

La qualité de l'eau à l'entrée des systèmes aquacoles reste importante pour espérer maintenir une activité durable. D'autres activités humaines sont susceptibles de fortement perturber la production par émission de contaminants et/ou de polluants. L'épisode de la deltamétrine utilisée dans l'agriculture déjà rapporté Chap. III en est un bon exemple. Un autre exemple est celui des risques associés à l'activité minière. La ferme de Ouazango a été construite à proximité de la mine de Ouaco et de sa zone de chargement du minerai sur un sol de tanne initial riche en métaux (Fig. XIII-7). La distance entre la mine et la ferme est de 5 km. Les crevettes sur certaines pêches ont montré une accumulation de particules fines orange entre la carapace et la chair (CTA, com. pers.). La proportion des animaux avec BO à la pêche serait parfois importante (gérant, com. pers.).

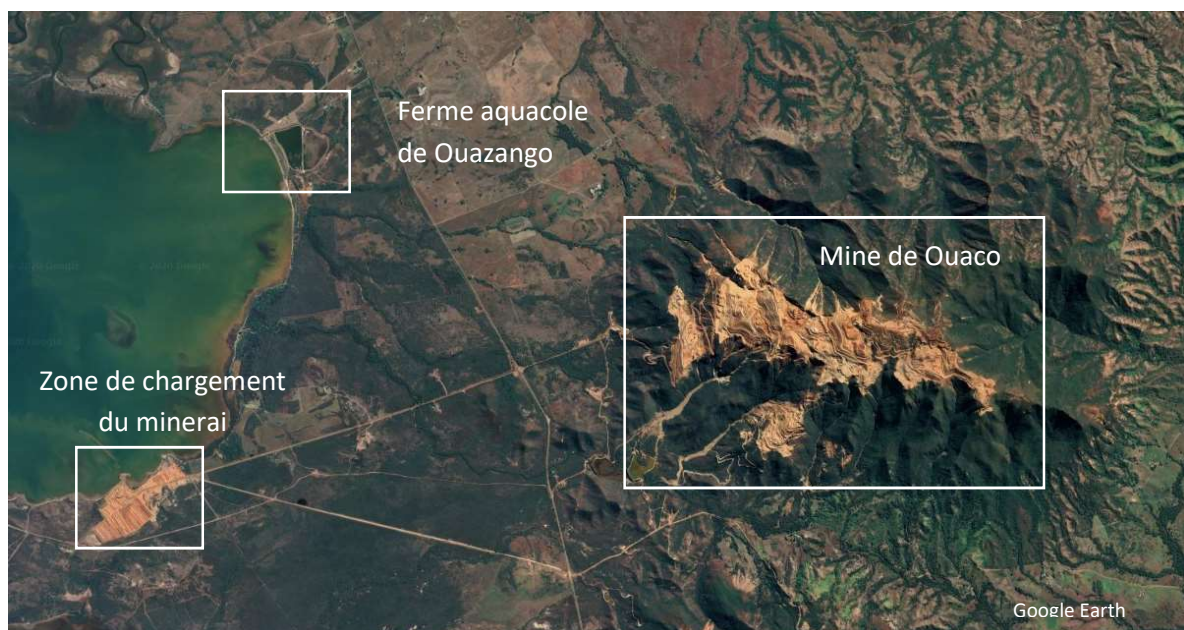


Figure XIII-7. Ferme de Ouazango construite sur le tanne « Trou au Requins » (TAR) en aval du site minier de Ouazango et de la mine de Ouaco.

5. Discussion et perspectives

Sur la vingtaine de fermes construites, deux ont montré des difficultés en lien avec d'autres activités humaines. Les insecticides utilisés par l'agriculture et les métaux issus de l'érosion des bassins versants sont à ce stade les risques qui ont été identifiés pour les fermes aquacoles de NC. À l'image du travail que nous avons essayé de réaliser dans les années 2000, l'installation de nouvelles fermes aquacoles devra s'accompagner d'une étude environnementale qui permette de garantir la bonne qualité du site et des eaux côtières sur le long terme. La construction d'une ferme ne doit pas s'accompagner d'un risque pour les fermes déjà présentes. Le développement de nouvelles activités humaines ne doit pas non plus engendrer une dégradation des eaux côtières qui serait défavorable à cette activité déjà

fragilisée par les maladies. On estime à moins de 5 ha la surface de mangrove détruite en NC pour la construction des 704 ha de bassins. L'arrachage des palétuviers est généralement associé à la mise en place de canaux pour le renouvellement de l'eau ou l'évacuation des effluents. L'un des impacts potentiels qui devra être évalué est celui de la barrière physique que constituent les bassins construits au plus proche des zones à *Avicennia* et qui empêchera la mangrove de coloniser les espaces amonts avec la montée des eaux. Les bassins constituent aussi une barrière physique qui empêche l'eau douce de s'écouler vers les mangroves entraînant une salinisation des sols sur les zones à *Avicennia*.



Photographie VIII-1. Canal creusé dans la mangrove pour évacuer les effluents sur le site de la ferme La Sodacal.

Les études conduites en 2004 et 2005 dans le cadre du programme ZoNéCo (Lemonnier et al., 2009 ; Virly et al., 2005) montrent un impact de l'activité aquacole lié aux effluents correspondant à deux fois la surface des bassins. Autrement dit, **un hectare de bassin impacte directement deux hectares d'environnement littoral**. L'impact est facilement observable à une distance de 600 à 800 m de la zone de rejet. Cette valeur est similaire à celle rapportée pour les cages à poisson en mer. L'aliment est le facteur central à prendre en compte comme variable forçante. Entre 30 et 50% de son contenu en azote sera rejeté vers les mangroves (Lemonnier et Faninoz, 2006). Toutefois, cette fourchette doit être considérée comme une première estimation. Une reprise des travaux de modélisation devrait permettre de mieux la préciser. Améliorer la gestion de l'aliment et l'indice de conversion devraient permettre de diminuer les quantités de déchets rejetés et l'impact sur l'environnement littoral. Les résultats de l'étude de Thomas et al. (2010) démontrent clairement que la mangrove ne joue que le rôle d'un filtre partiel pour les effluents aquacoles.

Un travail réalisé par une autre équipe sur les processus biogéochimiques dans une mangrove située en aval d'une ferme familiale (FAO) en Nouvelle-Calédonie a confirmé ce rôle limité de filtre (Molnar, 2011). Un impact direct de l'apport en matière organique sur le métabolisme benthique, la salinité des sols et les flux de nutriments dans les mangroves a été montré à proximité des zones de rejets (Molnar et al., 2013 ; Marchand et al., 2014 ; Aschembroich et al., 2015). Ces apports induisent une augmentation de la nitrification et de la réduction dissimulatrice des nitrates en ammonium (DNRA) dans les sédiments. En revanche, les résultats indiquent peu ou pas d'exportation d'azote par dénitrification dans cette mangrove contrairement à ce que rapportent d'autres auteurs sur d'autres sites de production (Suárez-Abelenda et al., 2014 ; Quiroz et al., 2019). Cette minéralisation favorise un bloom de diatomées et une légère augmentation des flagellés autotrophes à l'interface eau-sédiment. L'analyse de l'impact de cet enrichissement sur la dynamique de la matière organique, sur les communautés benthiques (méiofaune et foraminifères) dans les mangroves montre une eutrophisation légère et un impact modéré de cette ferme sur cet écosystème (Molnar, 2011 ; Debeney et al., 2015 ; Della Patrona et al., 2016). Avec des apports en aliment dans les bassins maximums de $3,6 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$, l'activité de cette ferme au moment de ces études doit aussi être considérée comme très modérée comparativement à ce qui peut être observé sur d'autres sites aquacoles en NC, où l'alimentation dépasse régulièrement les $7 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ (Thomas et al., 2010). Ces études sur ce site de

la FAO montrent qu'une activité serait a priori possible tout en maintenant un impact modéré sur cet écosystème (Della Patrona et al., 2016). On doit toutefois se poser la question de la représentativité de ces résultats à l'échelle de la filière. Il est probable que les mêmes mesures dans certaines mangroves laisseraient apparaître des impacts bien plus significatifs à l'image de ce qui est rapporté par de nombreuses études conduites dans les principaux pays producteurs.

L'apport organique par les bassins engendre une croissance et une densification des palétuviers. L'étude de la structure de la mangrove montre un développement du genre *Rhizophora* au détriment du genre *Avicennia* qui spatialement régresse (Virly et al., 2005). Cette augmentation de la biomasse pourrait être évaluée à l'aide d'images satellites à très haute résolution spatiale (Proisy et al., 2007 ; Walcker et al., 2018) pour quantifier le surplus **de carbone stocké** sur le long terme comparativement à une mangrove non impactée. L'évolution des biomasses en lien avec le rôle de « fertilisant » des effluents est un élément qui devra être pris en compte pour boucler les budgets.

L'étude de Virly et al. (2005) montre **un envasement** à proximité des fermes en sortie des bassins, dans certaines parties des mangroves et à leur bordure extérieure. Il pourrait dans certaines circonstances favoriser une mortalité de palétuviers et/ou les fragiliser, les rendant plus vulnérables à un évènement extrême. La structuration spatiale de la mangrove selon un gradient *Avicennia* – *Rhizophora* telle qu'observée en NC est en effet très efficace pour piéger les particules de sédiment (Kathiresan, 2003). Les bilans de matières montrent que l'origine de cette matière est issue des bassins, les exportations étant bien supérieures aux importations (e.g. Thomas et al., 2010). Le devenir et l'évolution de la structure de ces particules n'a fait à ce stade l'objet d'aucune étude spécifique alors qu'elles pourraient être une source de contamination métallique (Lemonnier et al., 2021). Un suivi réalisé dans la baie de Chambeyron un an après la mise en service de la ferme n'avait pas montré d'impact majeur de la ferme sur la sédimentologie et les communautés benthiques en bordure externe de la mangrove (Garrigue et al., 1999 ; Chevillon, 1999). L'image aérienne de 2005 comparativement aux images de 1995, soit 10 ans après la mise en service de cette ferme intensive, montre la présence d'une zone d'hyper sédimentation sur la bordure externe de la mangrove qui aurait conduit à un recul de l'herbier (Garrigue et al., 1995).

Au niveau des baies, l'intensité de cet impact dans la colonne d'eau va dépendre du degré d'intensification des élevages et du temps de résidence des eaux dans le système receveur. Nous montrons bien une modification à la fois des conditions environnementales et des populations microbiennes en lien avec les rejets aquacoles sur une surface limitée de l'écosystème côtier. Des signes d'impact pourraient être détectés à de plus grandes distances en utilisant d'autres indicateurs comme les isotopes (Lin et Fong, 2008 ; Hargan et al., 2019). Sachant qu'un lien a été établi entre enrichissement et risque d'émergence de maladies et de blooms d'algues nuisibles (HABs) dans les milieux tropicaux et subtropicaux (Johnson et al., 2010), un suivi régulier devrait être entrepris pour analyser l'évolution de l'eutrophisation des eaux les plus côtières dans les zones les plus confinées, mais aussi l'évolution du benthos et des zones de sédimentation. L'enrichissement des milieux augmente en effet la prévalence et la sévérité des maladies des coraux (Vega Thurber et al., 2014) mais aussi le risque de blooms potentiellement toxiques (HAB) qui peuvent impacter les produits de la mer (Heisler et al., 2008). L'impact de cette eutrophisation des zones les plus côtières sur la santé des populations sauvages (poissons, crabes...) dans les creeks et en bordure extérieure des mangroves devra être établi.

L'un des éléments qui n'a pas fait l'objet d'aucune étude en NC sur la relation aquaculture – environnement concerne les parasites au sens large du terme. Le développement aquacole sur le Territoire a conduit à plusieurs reprises via Tahiti entre 1970 et 1980 différentes espèces de crevettes (*P. monodon* originaire de Fidji, *P. vannamei* et *P. stylirostris* souches originaires du Panama et du Mexique) dans l'objectif d'être en mesure de les reproduire (Aquacop, 1979). Cette phase une fois maîtrisée, c'est l'espèce native du Mexique *Litopenaeus stylirostris* qui a été au final choisie car considérée comme la mieux adaptée aux conditions environnementales locales. Cette espèce n'a jamais été retrouvée dans le milieu naturel après 40 ans d'exploitation malgré un échappement régulier des animaux lors des pêches. Cette incapacité de cette espèce à s'adapter au contexte local limiterait à priori son impact sur l'écosystème côtier. Toutefois, une conséquence directe d'élever des espèces exotiques est l'introduction de pathogènes en même temps que l'hôte dans un milieu environnant auparavant sain (Co-introduction de parasite) (Naylor et al., 2000 ; FAO, 2004 ; Young et al., 2017). Le virus de l'IHHNV a par exemple été importé à Hawaii à partir de populations sauvages originaires d'Amérique Centrale (Ligtner et al., 1983). Ce pathogène serait devenu enzootique dans le golfe du Mexique suite à son importation avec des PLs de *Penaeus vannamei*. Dans les années 90, ce pathogène a été observé dans les populations sauvages et mis en avant comme l'un des facteurs à l'origine de la chute de production des pêcheries de *P. stylirostris* dans cette région. Il aura fallu 10 ans pour qu'un équilibre hôte - pathogène puisse être trouvé pour observer une baisse de la sévérité des maladies en milieu naturel (Morales-Covarrubias et al., 1999 ; Pantoja et al., 1999). La séquence de l'IHHNV calédonien est à un nucléotide près, identique à celle de la souche Mexicaine (similarité de 99,7%), laissant entendre que cette première dérive de la seconde. L'introduction à plusieurs reprises de *L. stylirostris* expliquerait la présence de ce virus en NC (Krabsetsve et al., 2004). La prévalence chez les crevettes moribondes dans les élevages dans le cadre du syndrome 93 était de 99% dans les années 90 (Coasta et al., 1998). D'après Krabsetsve et al. (2004), on sous-estimerait fortement le rôle de ce virus dans les maladies chroniques. Cette forte prévalence a pu favoriser à cette époque la diffusion de ce pathogène dans l'environnement côtier et potentiellement fragiliser les populations sauvages de Pénéides qui n'ont pas eu le temps de co-évoluer et donc de s'adapter à ce nouveau danger (Goedknedt et al., 2016). L'impact de cette possible introduction sur les espèces sauvages en NC n'a fait à ma connaissance l'objet d'aucune étude même si ce pathogène est régulièrement recherché dans le cadre du réseau de surveillance épidémiologique crevette (REC). En 2017, des échantillonnages réalisés sur des sites sentinelles à proximité des fermes aquacoles montraient une prévalence pour les crustacés de 0,5% (Bulletin d'information REC, 2017).

Les fermes et plus particulièrement les pathosystèmes pourraient constituer un risque potentiel pour l'environnement en favorisant le développement, la prolifération et la transmission de pathogènes (et leurs gènes de virulence) qu'ils soient ou non importés (Oidtmann et al., 2018). Les deux vibrioses qui touchent les fermes calédoniennes (voir le chapitre IV) ont t'elles des conséquences écologiques pour l'environnement littoral ? Constituent t'elles un risque pour les populations sauvages ? Les Vibrios appartiennent à un genre bactérien avec une très forte capacité d'adaptation via le transfert de gènes (Lateral gene transfert) et la dissémination des déterminants de la virulence dans les génomes des autres Vibrios (Thompson et al., 2004 ; Wozniak et Waldor, 2020). Même si elle est limitée spatialement, quel risque engendre la pollution côtière liée aux effluents sur la dissémination des pathogènes ? Ce thème de recherche reste encore très peu étudié, alors que les maladies infectieuses seraient l'une des 5 principales causes à l'origine de l'extinction des espèces (Young et al., 2017 ; Smith et al., 2006). La crevette élevée n'étant à priori peu ou pas présente dans l'environnement littoral, les

risques en NC restent associés à un parasitisme interspécifique à priori moins dangereux à court terme qu'un parasitisme intraspécifique.

Deux grands groupes de questions restent en suspens sur le thème « biodiversité et maladies » pour la NC :

- Quelle a été l'influence de l'introduction du virus de l'IHHN sur la prévalence des hôtes dans le milieu naturel et sur les mortalités ? Quelles ont été conséquences à l'échelle des communautés ? En Australie, une souche locale de l'IHHNV non détectée par les PCRs classiques a été retrouvée (Krabetsve et al., 2004). Sommes-nous dans la même situation avec la présence d'une souche IHHN locale qui aurait pu permettre aux crustacés locaux de mieux résister à l'introduction de la souche Mexicaine ?
- Quelle est l'influence de la prolifération des pathogènes produits par un site sur le lien hôte - pathogène des espèces natives dans les écosystèmes adjacents (Goedknegt et al., 2016) ? L'introduction d'une souche non résistante de *L. stylirostris* à l'IHHN sur le site de Saint-Vincent a par exemple conduit à une expression de la maladie virale chez la souche « locale » de *L. stylirostris* considérée normalement comme résistante, suggérant que les foyers de contamination sont un risque important même pour des espèces qui ont co-évolué avec leur(s) pathogène(s) (Barrett et al., 2019). Sans oublier que le risque de transfert des gènes de virulence portés par des plasmides d'un *Vibrio* à l'autre n'est pas négligeable et pourrait permettre de passer la barrière des espèces.

Répondre à ces questions nécessite d'identifier les parasites associés aux espèces sauvages (pathobiome). Les nouvelles techniques autour de l'ADN environnemental (ADNe) développées depuis 10 ans devraient permettre de mieux identifier ces communautés et au final apporter des connaissances dans l'objectif de gérer ce risque (Shea et al., 2020). Dans les mesures de biosécurité prises sur les fermes, nous devrions inclure les risques pour la vie sauvage (Bouwmeester et al., 2021). Limiter la prolifération des maladies sur les fermes est à la fois un objectif de santé économique pour la filière mais aussi un enjeu pour le maintien de l'intégrité et de la santé des écosystèmes littoraux.

6. Conclusions

La gestion des effluents reste le problème central en terme d'impact pour la filière crevette de NC. Depuis 40 ans, aucun effort n'a été entrepris pour limiter quantitativement et qualitativement les rejets vers le milieu extérieur. Nous avons montré que l'intensification de la production entraîne une augmentation de la quantité de déchets produite et rejetée. Le taux de protéine dans l'aliment a augmenté conduisant à une production de déchets azotés toujours plus élevée. Aucune mesure n'a été prise pour suivre sur le long terme les eaux en aval des fermes. Un suivi régulier des mangroves par télédétection permettrait d'analyser l'influence dans le temps de l'activité aquacole sur cet écosystème. Les fortes mortalités liées à des vibrioses ne se jamais accompagnées de mesures visant à réduire les risques de dissémination des pathogènes vers l'environnement littoral mais aussi de ferme à ferme. L'estimation aujourd'hui encore trop partielle de l'impact de l'activité sur la production des gaz à effets de serre nécessite de lancer de nouvelles études. Elles devront tenir compte de la diversité des situations et évaluer les rejets le jour comme la nuit pour espérer obtenir une estimation la plus proche possible de la réalité afin de mettre en place des mesures correctives.

7. Références

- Ahmed, N, Thompson, S., 2019. The blue dimensions of aquaculture: A global synthesis. *Sci Total Environ.*, 652:851-861.
- Aimé, J., Allenbach, M., Bourgeois, C., Léopold, A., Jacotot, A., Vinh, T.V., Nho, N.T., Patrona, L.D., Marchand, C., 2018. Variability of CO₂ emissions during the rearing cycle of a semi-intensive shrimp farm in a mangrove coastal zone (New Caledonia). *Mar Pollut Bull.* 129(1), 194-206.
- Akber, M. Ali, Aziz, A. Abdul, and Lovelock, C., 2020. Major drivers of coastal aquaculture expansion in Southeast Asia. *Ocean & coastal management*, 198.
- Alongi, D. M., 2008. Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 76, 1–13.
- Alongi, D.M, 2012. Carbon sequestration in mangrove forests. *Carbon Management* 3(3), 313-322.
- Angulo, F.J., Nargund, V.N., Chiller, T.C., 2004. Evidence of an Association Between Use of Anti-microbial Agents in Food Animals and Anti-microbial Resistance Among Bacteria Isolated from Humans and the Human Health Consequences of Such Resistance. *Journal of Veterinary Medicine, Series B* 51, 374-379.
- Anh, H.Q., Le, T.P.Q., Da, Le N., Lu, X.X., Duong, T.T., Garnier, J., Rochelle-Newall, E., Zhang, S., Oh, N.H., Oeurng, C., Ekkawatpanit, C., Nguyen, T.D., Nguyen, Q.T., Nguyen, T.D., Nguyen, T.N., Tran, T.L., Kunisue, T., Tanoue, R., Takahashi, S., Minh, T.B., Le, H.T., Pham, T.N.M., Nguyen, T.A.H., 2021. Antibiotics in surface water of East and Southeast Asian countries: A focused review on contamination status, pollution sources, potential risks, and future perspectives. *Sci Total Environ.* 10, 764, 142865.
- AQUACOP, 1979. Penaeid reared broodstock: closing the cycle of *P. monodon*, *P. stylirostris* and *P. vannamei*. Proc. 10th Annual Meeting of the World Aquaculture Society, 10, Proceedings of the Tenth Annual Meeting of World Mariculture Society (1979), pp. 445-452.
- Aschenbroich, A., Marchand, C., Molnar, N., Deborde, J., Hubas, C., Rybarczyk, H., Meziane, T., 2015. Spatio-temporal variations in the composition of organic matter in surface sediments of a mangrove receiving shrimp farm effluents (New Caledonia). *The Science of the total environment* 512-513, 296-307.
- Bao, H., Wu, Y., Unger, D., Du, J., Herbeck, L.S., Zhang, J., 2013. Impact of the conversion of mangroves into aquaculture ponds on the sedimentary organic matter composition in a tidal flat estuary (Hainan Island, China). *Continental Shelf Research* 57, 82-91.
- Barrett, L.T., Swearer, S.E. and Dempster, T., 2019. Impacts of marine and freshwater aquaculture on wildlife: a global meta-analysis. *Rev Aquacult* 11, 1022-1044.
- Biao, X., Zhuhong, D., Xiaorong, W., 2004. Impact of the intensive shrimp farming on the water quality of the adjacent coastal creeks from Eastern China. *Marine Pollution Bulletin* 48, 543-553.
- Bouillon, S., Borges, A.V., Castañeda-Moya, E., et al. (2008), Mangrove production and carbon sinks: A revision of global budget estimates, *Global Biogeochem. Cycles* 22, GB2013.
- Bouwmeester, M.M., Goedknecht, M.A., Poulin, R., Thielges, D.W., 2021. Collateral diseases: Aquaculture impacts on wildlife infections. *J Appl Ecol.* 58, 453– 464.
- Boyd, C.E., 2000a. *Water Quality, an Introduction*. Kluwer Academic Publishers, Boston, MA. 330 pp.
- Boyd, C.E., 2000b. Farm effluent during draining harvest. *Global aquaculture Advocate* 3(4), 26-27.
- Boyd, C.E., Gautier, D., 2000. Effluent composition and water quality standards. *Global Aquaculture Advocate* 3(5), 61– 66.
- Boyd, C.E., Tucker, C.S., 2000. Rule-making for aquaculture effluents in the US. *Global Aquaculture Advocate* 3(6), 81– 82.
- Boyd, C.E., Queiroz, J., 2001a. Feasibility of retention structures, settling basins, and best management practices in effluent regulation for Alabama channel catfish farming. *Reviews in Fisheries Science* 9, 43– 67.
- Boyd, C.E., Queiroz, J., 2001b. Nitrogen, Phosphorus loads vary by systems. *Global Aquaculture Advocate*, 4(6), 84-86.
- Breaux, A.S., Farber, S., Day, J., 1995. Using natural coastal wetlands systems for wastewater treatment: an economic benefit analysis. *Journal of environmental management*, 44, 285-291.

- Briggs, M.R.P., Funge-Smith, S.J., 1994. A nutrient budget of some intensive marine shrimp pond in Thailand. *Aquaculture and Fisheries Management* 25, 789-811.
- Burford, M.A., Jackson, C.J., Preston, N.P., 2001. Reducing nitrogen waste from shrimp farming: An integrated approach. Pages 35-43 In Browdy C.L. and Jory D.E, editors. *The New wave, Proceedings of the special session on sustainable shrimp culture, Aquaculture 2001. The world aquaculture society, Baton Rouge, LA USA.*
- Cardoso-Mohedano, J.G., Lima-Rego, J., Sabournnchez-Cabeza, J.A., Ruiz-Fernández, A.C., Canales-Delgado, J., Sánchez-Flores, E.I., Páez-Osuna, F., 2016. Sub-tropical coastal lagoon salinization associated to shrimp ponds effluents. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 203, 72-79.
- Carugati, L., Gatto, B., Rastelli, E. et al., 2018. Impact of mangrove forests degradation on biodiversity and ecosystem functioning. *Sci Rep* 8, 13298.
- Chevillon, C., 1999. Influence des rejets d'une ferme aquacole sur l'environnement littoral «la Pénéide de Ouano» : Sédimentologie (rapport final). Rapport n°24 de la convention Sciences de la Mer ORSTOM/IFREMER/GIERA 96/1212586 du 12 novembre 1996.
- Chiesa, L.M., Nobile, M., Malandra, R., Panseri, S., Arioli, F., 2017. Occurrence of antibiotics in mussels and clams from various FAO areas. *Food Chem.*, 240, 16-23.
- Chua T.E., Paw J.N., Gaurin F.Y., 1989. The environmental impact of aquaculture and the effects of pollution on coastal aquaculture development in Southeast Asia. *Marine pollution bulletin* 20, 335-343.
- Clough, B.F., Boto, K.G., Attiwill, P.M., 1983. Mangrove and sewage: a reevaluation. In: *Biology and Ecology of Mangroves. Tasks for vegetation science series*, Ed. Teas H.J., vol.8, pp. 151-162. Dr W. Junk Publishers, Lancaster.
- Costanzo, S.D., O'Donohue, M.J., Dennison, W.C., 2004. Assessing the influence and distribution of shrimp pond effluent in a tidal mangrove creek in north-east Australia. *Marine Pollution Bulletin* 48, 514-525.
- Corbitt, R.A., Bowen, P.T., 1994. Constructed wetlands for wastewater treatment. In: *Applied wetlands science and technology*, Kent D. Eds. pp. 221-242. Lewis publishers.
- Costa-Pierce, B.A., 2002. *Ecological Aquaculture: The Evolution of the Blue Revolution*. Blackwell Science Ltd, Oxford. 382 p.
- Costa, R., Mermoud, I., Mari, J., Bonami, J.R., Hasson, C., Lightner, D.V., 1998. Investigations of *Penaeus stylirostris* disease (Syndrome 93) in New Caledonia, exploring a viral hypothesis. *Aquaculture* 164(1-4), 311-322.
- Cottrell, R.S., Blanchard, J.L., Halpern, B.S. et al., 2020. Global adoption of novel aquaculture feeds could substantially reduce forage fish demand by 2030. *Nat Food* 1, 301–308.
- Das Neves, M., 2004. Contribution à la requalification des sites aquacoles dits « pollués par l'activité minière » : Approche géomorphologique et géochimique comparative. Rapport de stage de l'INSA de Lyon du 1/07/04 au 30/09/04. 35 p.
- Debenay, J., Marchand, C., Molnar, N., Aschenbroich, A., & Meziane, T., 2015. Foraminiferal assemblages as bioindicators to assess potential pollution in mangroves used as a natural biofilter for shrimp farm effluents (New Caledonia). *Marine pollution bulletin*, 93, 103-120.
- Della Patrona, L., Marchand, C., Hubas, C., Molnar, N., Deborde, J., Meziane, T., 2016. Meiofauna distribution in a mangrove forest exposed to shrimp farm effluents (New Caledonia). *Marine environmental research*, 119, 100-113.
- Duke, N.C., 1992. Mangrove Floristics and Biogeography. In *Tropical Mangrove Ecosystems* (eds A. Robertson and D. Alongi).
- Duke, NC, Meynecke, J.-O., Dittmann, S., Ellison, AM, Anger, K., Berger, U., Cannicci, S., Diele, K., Ewel, KC, Field, CD, Koedam, N., Lee, SY, Marchand, C., Nordhaus, I., Dahdouh-Guebas, F., 2007. A World Without Mangroves? *Science*, 317 (5834). 41b-42b.
- EJF, 2003a. *Risky Business: Vietnamese Shrimp Aquaculture - Impacts and Improvements*. Environmental Justice Foundation, London, UK. 44 pp.
- EJF, 2003b. *Smash & Grab: Conflict, Corruption and Human Rights Abuses in the Shrimp Farming Industry*. Environmental Justice Foundation, London, UK.

- FAO, 2020. FishStat Plus—Universal software for fishery statistical time series. Retrieved from <http://www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstat/en>
- FAO, 2004. Introductions and movement of *Penaeus vannamei* and *Penaeus stylirostris* in Asia and the Pacific. RAP FAO Publication 2004/10. 99p.
- FAO, 2010. Aquaculture development. 4. Ecosystem approach to aquaculture. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. No. 5, Suppl. 4. Rome, FAO. 2010. 53p.
- Friess, D.A., Rogers, K., Lovelock, C.E., Krausset, K.W., Hamilton, S.E., Lee, S.Y., Lucas, R., Primavera, J., Rajkaran, A., Shi, S., 2019. The state of the world's mangrove forests: past, present, and future. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 44, 89–115.
- Friess, D.A., Yando, E.S., Abuchahla, G.M.O., Adams, J.B., et al., 2020. Mangroves give cause for conservation optimism, for now. *Curr. Biol.* 30, R153–R154.
- Fuchs, J., Martin, J-L.M., Populus, J., 1998. Assessment of tropical shrimp aquaculture impact on the environment in tropical countries, using hydrobiology, ecology and remote sensing as helping tools for diagnosis ». Rapport final du contrat RS3-CT 94-00284. Rapport Interne de la Direction des Ressources Vivantes de l'IFREMER, DRV/RA/RST/98-05, 262p.
- Funge-Smith, S.J., Briggs, M.R.P., 1998. Nutrient budgets in intensive shrimp ponds: Implications for sustainability. *Aquaculture*, 164, 177-133.
- Garrigue, C., Bach, C., Richet, de Forges, B., Bargibant, G., Hamel, P., Laboute P., Lapetite, A., 1999. Influence des rejets d'une ferme aquacole sur l'environnement littoral « la Pénéide de Ouano » : Organismes benthiques (rapport final). Rapport n°25 de la convention Sciences de la Mer ORSTOM/IFREMER/GIE-RA 96/1212586 du 12 novembre 1996.
- Gautier, D., J. Amador & F. Newmark, 2001. The use of mangrove wetland as a biofilter to treat shrimp pond effluents: preliminary results of an experiment on the Caribbean coast of Colombia. *Aquaculture Research* 32, 787–799.
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., Masek, J., & Duke, N., 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global ecology and biogeography* 20, 154-159.
- Goldburg R., Triplett T., 1997. Murky waters: Environmental effects of aquaculture in the united states. The environmental defense fund, EDF publications, Washington, D.C., 196 pp.
- Goldburg, R.J., Elliot, M.S., Naylor, R.L., 2001. Marine Aquaculture in the United States: Environmental Impacts and Policy Options. Pew Oceans Commission, Arlington, VA. 33 pp.
- Goldberg, L., Lagomasino, D., Thomas, N., Fatoyinbo, T., 2020. Global declines in human-driven mangrove loss. *Glob. Chang. Biol.* 26(10), 5844-5855.
- Guelorget O., Lefebvre A., Martin J.L.M., Lemonnier H., Fuchs J., Favry A., 1998. Characterisation of ecosystems and follow-up of their evolution under the impact of shrimp aquaculture development in 3 geographic areas Mekong delta (Vietnam) Lampung Province (Indonesia) and North and Central parts of New Caledonia. in « Assessment of tropical shrimp aquaculture impact on the environment in tropical countries, using hydrobiology, ecology and remote sensing as helping tools for diagnosis ». Rapport final du contrat RS3-CT 94-00284. Rapport Interne de la Direction des Ressources Vivantes de l'IFREMER, DRV/RA/RST/98-05, 262 p.
- Hargan, K.E., Williams, B., Nuangsaeng, B., et al., 2020. Understanding the fate of shrimp aquaculture effluent in a mangrove ecosystem: Aiding management for coastal conservation. *J Appl Ecol.* 57, 754– 765.
- Hatcher, B.G., Johannes, R.E., Robertson, A.I., 1989. Review of research relevant to conservation of shallow tropical marine ecosystems. *Oceanography and Marine Biology an Annual review* 27, 337-414.
- Heisler, J., Glibert, P., Burkholder, J., Anderson, D., Cochlan, W., Dennison, W., Gobler, C., Dortch, Q., Heil, C., Humphries, E., Lewitus, A., Magnien, R., Marshall, H., Sellner, K., Stockwell, D., Stoecker, D., & Suddleson, M., 2008. Eutrophication and Harmful Algal Blooms: A Scientific Consensus. *Harmful algae* 8(1), 3–13.
- Herbeck, L.S., Unger, D., Wu, Yi, Jennerjahn, T., 2013. Effluent, nutrient and organic matter export from shrimp and fish ponds causing eutrophication in coastal and back-reef waters of NE Hainan, tropical China. *Continental Shelf Research* 57, 92-104.

- Herbeck, L.S., Krumme, U., Andersen, T.J., Jennerjahn, T.C., 2020. Decadal trends in mangrove and pond aquaculture cover on Hainan (China) since 1966: mangrove loss, fragmentation and associated biogeochemical changes". *Estuarine Coastal and Shelf Science* 233.
- Hochard, J.P., Hamilton, S., Barbier, E.B., 2019. Mangroves shelter coastal economic activity from cyclones. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 116(25), 12232–12237.
- Hopkins, J.S., Hamilton, R.D., Sandifer, P.A., Browdy, C.L., Stokes, A.D., 1993. Effect of water exchange rate on the production, water quality, effluent characteristics and nitrogen budgets in intensive shrimp ponds. *Journal of the World aquaculture society*, 24, 304-320.
- Hu, Z., Lee, J. Woo, Chandran, K., Kim, S., Khanal, S. Kumar., 2012. Nitrous Oxide (N₂O) Emission from Aquaculture: A Review. *Environmental Science & Technology*, 46, 6470-6480.
- IEOM, 2019. La crevette bleue de Nouvelle-Calédonie – Un produit de luxe bientôt rentable ? IEOM édité par l'Agence de la Nouvelle-Calédonie 281, 15P. https://www.ieom.fr/IMG/pdf/la_crevette_bleue_de_nouvelle-caledonie_vf.pdf.
- Ilman, M., Dargusch, P., Dart, P., Onrizal, 2016. A historical analysis of the drivers of loss and degradation of Indonesia's mangroves. *Land Use Policy* 54, 448–459.
- Islam, M.d.S., Sarker, M.d.J. Yamamoto, T., Wahab, M.d.A., Tanaka, M., 2004. Water and sediment quality, partial mass budget and effluent N loading in coastal brackishwater shrimp farms in Bangladesh. *Marine Pollution Bulletin* 48, 471-485.
- Jackson, C.J., Preston, N., Thompson, P.J., Burford, M.A., 2003. Nitrogen budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm. *Aquaculture* 218, 397-411.
- Jackson, C.J., Preston, N., Thompson, P.J., 2004. Intake and discharge nutrient loads at three intensive shrimp farms. *Aquaculture Research* 35, 1053-1061.
- Jayanthi, M., Thirumurthy, S., Muralidhar, M., & Ravichandran, P., 2018. Impact of shrimp aquaculture development on important ecosystems in India. *Global environmental change*, 52, 10-21.
- Jia, M., Wang, Z., Zhang, Y., Ren, C., Song, K., 2015. Landsat-Based Estimation of Mangrove Forest Loss and Restoration in Guangxi Province, China, Influenced by Human and Natural Factors," in *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* 8(1), 311-323.
- Johnson, P.T.J., Townsend, A.R., Cleveland, C.C., Glibert, P.M., Howarth, R.W., McKenzie, V.J., Rejmankova, E. and Ward, M.H., 2010. Linking environmental nutrient enrichment and disease emergence in humans and wildlife. *Ecological Applications* 20, 16-29.
- Jones, A.B., O'Donohue, M.J., Udy, J., Dennison, W.C., 2001. Assessing Ecological Impacts of Shrimp and Sewage Effluent: Biological Indicators with Standard Water Quality Analyses. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52, 91-109.
- Kang, Y., Kim, H-J., Moon, C-H., 2021. Eutrophication Driven by Aquaculture Fish Farms Controls Phytoplankton and Dinoflagellate Cyst Abundance in the Southern Coastal Waters of Korea. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(4), 362.
- Kathiresan, K., 2003. How do mangrove forests induce sedimentation? *Rev. Biol. Trop.* 51(2), 355-360.
- Kathiresan, K., Rajendran, N., 2005. MCoastal mangrove forest mitigated tsunami. *Estuarine, coastal and shelf science* 65(3), 601-606.
- Kauffman, J.B., Bernardino, A.F., Ferreira, T.O., Bolton, N.W., Gomes, L.E.O., Nobrega, G.N., 2018. Shrimp ponds lead to massive loss of soil carbon and greenhouse gas emissions in northeastern Brazilian mangroves. *Ecol Evol.* 8(11), 5530-5540.
- Kohan, A., Badbardast, Z., Kohan, A., 2018. Effects of shrimp effluents on mudskippers (Gobiidae: *Oxudercinae*) in the northern Persian Gulf. *Mar Environ Res.* 136, 174-178.
- Krabetsve, K, Cullen, B.R., Owens, L., 2004. Rediscovery of the Australian strain of infectious hypodermal and haematopoietic necrosis virus. *DAO* 61, 153-158.
- Lee, S. Y., Primavera, J. H., Dahdouh-Guebas, F., McKee, K., Bosire, J.O., Cannicci, S., ... Record, S., 2014. Ecological role and services of tropical mangrove ecosystems: A reassessment. *Global Ecology and Biogeography* 23, 726–743.

- Lemonnier, H., 1997. Effet de l'intensification des élevages de crevettes *Penaeus stylirostris* sur la production de déchets en période estivale. Rapport scientifique et technique, Ifremer. 52 pp.
- Lemonnier, H., Martin, J.L.M., Brizard, R., Herlin, J., 2003. Effect of water exchange rate on waste production in semi-intensive shrimp ponds during the cold season in New Caledonia. *Journal of the World Aquaculture Society* 34(1), 40-49.
- 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(9): 938-948.
- Lemonnier, H., Thomas, Y., Legrand, A., Martin, J.-L., Herbland, A., 2006. Impact de la crevetticulture calédonienne sur l'environnement : Etat des lieux, recherche de traceurs des effluents et définition d'un programme de recherche pluriannuel. Rapport final du contrat du Ministère de l'Outre Mer, 78p.
- Lemonnier, H., Thomas, Y., et coll., 2009. Recherche d'indicateurs des effluents des élevages de crevettes de Nouvelle-Calédonie et modélisation des flux de nutriments. Rapport final du Programme d'évaluation des ressources marines de la zone économique de Nouvelle-Calédonie (ZoNéCo). 118 pp.
- Li, S., Meng, X., Ge, Z. et al., 2015. Vulnerability assessment of the coastal mangrove ecosystems in Guangxi, China, to sea-level rise. *Reg Environ Change* 15, 265–275.
- Lightner, D.V., Redman, R.M., Bell, T.A. and Brock, J.A., 1983. Detection of IHHN virus in *Penaeus stylirostris* and *P. vannamei* imported into Hawaii. *Journal of the World Mariculture Society*, 14, 212-225.
- Lin, D.T., Fong, P., 2008. Macroalgal bioindicators (growth, tissue N, delta(15)N) detect nutrient enrichment from shrimp farm effluent entering Opunohu Bay, Moorea, French Polynesia. *Mar Pollut Bull.* 56(2), 245-9.
- Little, D.C, Young, J.A, Zhang, W., Newton, R.W, Al Mamun, A., Murray, F.J., 2018. Sustainable intensification of aquaculture value chains between Asia and Europe: A framework for understanding impacts and challenges. *Aquaculture* 493, 338-354.
- Liu, X., Steele, J.C., Meng, X., 2017. Usage, residue, and human health risk of antibiotics in Chinese aquaculture: A review. *Environmental pollution* 223, 161-169.
- Loubersac L., 1988. SPOT : un outil d'aide à la présélection de sites favorables à l'aquaculture. Bilan et perspectives du projet PEPS « ALIAS Calédonie ». Spot 1 : utilisation des images, bilan, résultats / Spot 1 : image utilization, assessment, results. Centre national d'études spatiales. Novembre 1987, Paris Editions CEPADUES. ISBN 2-85428-188-8. pp. 1041-1049.
- Lovelock, C.E., Ruess, R.W., Feller, I.C., 2011. CO₂ efflux from cleared mangrove peat. *PLoS ONE* 6: e21279.
- Lovelock, C., Cahoon, D., Friess, D. et al., 2015. The vulnerability of Indo-Pacific mangrove forests to sea-level rise. *Nature* 526, 559–563.
- Lugo, A.E., Snedaker, S.C., 1974. "The Ecology of Mangroves." *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 5, Annual Reviews 1974, 39–64.
- Lulijwa, R., Rupia, E.J. and Alfaro, A.C., 2020. Antibiotic use in aquaculture, policies and regulation, health and environmental risks: a review of the top 15 major producers. *Rev Aquacult.* 12: 640-663.
- Marchand, C., Fernandez, J.M., Moreton, B., 2016. Trace metal geochemistry in mangrove sediments and their transfer to mangrove plants (New Caledonia). *Sci Total Environ.* 562: 216-227.
- Martin, J.L.M., Lemonnier H., Garen, P., 2004. Influence des pratiques zootechniques et de paramètres environnementaux sur les performances de production et sur la formation et le devenir des déchets dans les élevages de crevettes. In : styli 2003. Trente ans de crevetticulture en Nouvelle-Calédonie. Nouméa-Koné, 2-6 juin 2003. Edition Ifremer, Actes Colloq., 38, 134-141.
- Martin, J-L.M., Veran, Y., Guelorget, O., Pham D., 1998a. Shrimp rearing: Stocking density, growth, impact on sediment, waste output and their relationships studied through the nitrogen budget in rearing ponds. *Aquaculture* 164, 135-149.
- Martínez-Durazo, A., García-Hernández, J., Páez-Osuna, F., Soto-Jiménez, M.F., Jara-Marini, M.E., 2019. The influence of anthropogenic organic matter and nutrient inputs on the food web structure in a coastal lagoon receiving agriculture and shrimp farming effluents. *Sci Total Environ.* 664, 635-646.
- McKinnon, A.D., Trott, L.A., Alongi, D.M., Davidson, A., 2002a. Water column production and nutrient characteristics in mangrove creeks receiving shrimp farm effluent. *Aquaculture Research* 33, 55-73.

- McKinnon, A.D., Trott, L.A., Cappo, M., Miller, D.K., Duggan, S., Speare, P., Davidson, A., 2002b. The Trophic Fate of Shrimp Farm Effluent in Mangrove Creeks of North Queensland, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55, 655-671.
- Möller, L., Kreikemeyer, B., Luo, Z-H., Jost, G., Labrenz, M., 2020. Impact of coastal aquaculture operation systems in Hainan island (China) on the relative abundance and community structure of *Vibrio* in adjacent coastal systems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 233, 106542
- Molnar, 2011. Impact des effluents de la crevetticulture sur la dynamique de la matière organique benthique et leurs implications sur les processus biogéochimiques dans la mangrove (Nouvelle-Calédonie). Thèse pour obtenir le grade de Docteur du Muséum National d’Histoire Naturelle. Ecole Doctorale Sciences de la Nature et de l’Homme – ED 227. 235p.
- 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.
- Molnar, N., Marchand C., Deborde, J., Della Patrona, L., Meziane, T., 2014. Seasonal Pattern of the Biogeochemical Properties of Mangrove Sediments Receiving Shrimp Farm Effluents (New Caledonia). *Journal of Aquaculture Research & Development* 5(5), 1-13.
- Morales-Covarrubias, M.S., Nunan, L.M., Lightner, D.V., Mota-Urbina, J.C., Garza-Aguirre, M.C.; Chávez-Sánchez, M.C., 1999. Prevalence of Infectious Hypodermal and Hematopoietic Necrosis Virus (IHHNV) in Wild Adult Blue Shrimp *Penaeus stylirostris* from the Northern Gulf of California, Mexico, *Journal of Aquatic Animal Health*, 11(3), 296-301.
- Naylor, R.L., Goldburg, R.J., Primavera, J.H., Kautsky, N., Beveridge, M.C.M., Clay, J., Folke, C., Lubchenco, J., Mooney, H., Troell, M., 2000. Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature* 405, 1017–1024.
- Naylor, R.L., Hardy, R.W., Buschmann, A.H. et al., 2020. A 20-year retrospective review of global aquaculture. *Nature* 591, 551–563.
- Newton, R.W., Little, D.C., 2018. Mapping the impacts of farmed Scottish salmon from a life cycle perspective. *Int J Life Cycle Assess* 23, 1018–1029.
- Nóbrega, G.N., Ferreira, T.O., Romero, R.E. et al., 2013. Iron and sulfur geochemistry in semi-arid mangrove soils (Ceará, Brazil) in relation to seasonal changes and shrimp farming effluents. *Environ Monit Assess* 185, 7393–7407.
- Oidtmann, B., Dixon, P., Way, K., Joiner, C. and Bayley, A.E., 2018. Risk of waterborne virus spread – review of survival of relevant fish and crustacean viruses in the aquatic environment and implications for control measures. *Rev. Aquacult.* 10, 641-669.
- Páez-Osuna, F., Guerrero-Galvan, S.R., Ruiz-Fernandez, A.C., Espinaza-Angulo, R., 1997. Fluxes and mass balances of nutrients in a semi-intensive shrimp farm in North-Western Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 34, 290-297.
- Páez-osuna, F., Guerrero-Galvan, S.R., Ruiz-Fernandez, A.C., 1998. The environmental impact of shrimp aquaculture and the coastal pollution in Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 36, 65-75.
- Páez-Osuna, F., Gracia, A., Flores-Verdugo, F., Lyle-Fritch, L.P., Alonso-Rodríguez, R., Roque, A., Ruiz-Fernandez, A.C., 2003. Shrimp aquaculture development and the environment in the Gulf of California ecoregion. *Mar Pollut Bull.* 46, 806-815.
- Páez-Osuna, F., Piñón-Gimate, A., Ochoa-Izaguirre, M.J., Ruiz-Fernández, A.C., Ramírez-Reséndiz, G., Alonso-Rodríguez, R., 2013. Dominance patterns in macroalgal and phytoplankton biomass under different nutrient loads in subtropical coastal lagoons of the SE Gulf of California. *Mar Pollut Bull.* 77(1-2), 274-81.
- Pantoja, C.R., Lightner, D.V., Holtschmit, K.H., 1999. Prevalence and Geographic Distribution of Infectious Hypodermal and Hematopoietic Necrosis Virus (IHHNV) in Wild Blue Shrimp *Penaeus stylirostris* from the Gulf of California, Mexico, *Journal of Aquatic Animal Health* 11:1, 23-34.
- Pham, T.T.H., Rossi, P., Dinh, H.D.K., Pham, N.T.A., Tran, P.A., Ho, T.T.K.M., Dinh, Q.T., De Alencastro, L.F., 2018. Analysis of antibiotic multi-resistant bacteria and resistance genes in the effluent of an intensive shrimp farm (Long An, Vietnam). *J Environ Manage.* 214, 149-156.
- Preston, N., Jackson, C., Thompson, P., Austin, M., Burford, M., 2000. Prawn farm effluent: composition, origin and treatment. Fishing research and development corporation Final Report 95/162. FRDC, Canberra, Australia
- Primavera, J.H., 1998. Mangroves as nurseries: shrimp populations in mangrove and non-mangrove habitats. *Estuarine Coastal shelf science* 46, 457-464.

- Proisy, C., Couteron P., Fromard F., 2007. Predicting and mapping mangrove biomass from canopy grain analysis using Fourier-based textural ordination of IKONOS images. *Remote Sensing of Environment* 109 (3), 379-392.
- Queiroz, L., Rossi, S., Meireles, J., & Coelho, C., 2013. Shrimp aquaculture in the federal state of Ceará, 1970–2012: Trends after mangrove forest privatization in Brazil. *Ocean & coastal management* 73, 54-62.
- Queiroz, H.M., Artur, A.G., Taniguchi, C.A.K., da Silveira, M.R.S., do Nascimento, J.C., Nobrega, G.N., Otero, X.L., Ferreira, T.O., 2019. Hidden contribution of shrimp farming effluents to greenhouse gas emissions from mangrove soils. *Estuar.Coast Shelf Sci.* 221, 8e14.
- Queiroz, H.M., Ferreira, T.O., Taniguchi, C.A.K. et al., 2020. Nitrogen mineralization and eutrophication risks in mangroves receiving shrimp farming effluents. *Environ Sci Pollut Res* 27, 34941–34950.
- REC, 2017. Bulletin d'informations REC. Edité par la DAVAR. N°12, campagne 2016-2017. 3 p.
- Reis, C. Roberta Gonçalves, Nardoto, G. Bielefeld, & Oliveira, R. Silva., 2017. Global overview on nitrogen dynamics in mangroves and consequences of increasing nitrogen availability for these systems. *Plant and soil* 410, 1-19.
- Ribeiro, L.F., Eça, G.F., Barros, F., Hatje, V., 2016. Impacts of shrimp farming cultivation cycles on macrobenthic assemblages and chemistry of sediments. *Environ Pollut.* 211, 307-15.
- Richards, D.R., Friess, D.A., 2016. Rates and drivers of mangrove deforestation in Southeast Asia, 2000–2012. *PNAS* 113(2), 344-349.
- Richards, D.R., Thompson, B.S., Wijedasa, L., 2020. Quantifying net loss of global mangrove carbon stocks from 20 years of land cover change. *Nat Commun* 11, 4260.
- Rico, A., Van den Brink, P.J., 2014. Probabilistic risk assessment of veterinary medicines applied to four major aquaculture species produced in Asia. *Sci Total Environ.* 468-469, 630-41.
- Robertson, A.I., Duke, N.C., 1987. Mangroves as nursery sites: comparisons of the abundance and species composition of fish and crustaceans in mangroves and other nearshore habitats in tropical Australia. *Mar. Biol.* 96, 193–205.
- Robertson, A.I., Phillips M.J., 1995. Mangroves as filters of shrimp pond effluent: predictions and biogeochemical research needs. *Hydrobiologia* 295, 311-321.
- Ross, L.G., Telfer, T.C., Falconer, L., Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J., Asmah, R., Bermúdez, J., Beveridge, M.C.M., Byron, C. J., Clément, A., Corner, R., Costa-Pierce, B.A., Cross, S., De Wit, M., Dong, S., Ferreira, J.G., Kapetsky, J.M., Karakassis, I., Leschen, W., Little, D., Lundebye, A.-K., Murray, F.J., Phillips, M., Ramos, L., Sadek, S., Scott, P.C., Valle-levinson, A., Waley, D., White, P.G., Zhu, C., 2013. Carrying capacities and site selection within the ecosystem approach to aquaculture. In L.G. Ross, T.C. Telfer, L. Falconer, D. Soto & J. Aguilar-Manjarrez, eds. *Site selection and carrying capacities for inland and coastal aquaculture*, pp. 19–46. FAO/Institute of Aquaculture, University of Stirling, Expert Workshop, 6–8 December 2010. Stirling, the United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 21. Rome, FAO. 282 pp.
- Salama, N.K.G., Murray, A.G., 2011. Farm size as a factor in hydrodynamic transmission of pathogens in aquaculture fish production. *Aquacult Environ Interact* 2, 61-74.
- Salama, N.K.G., Rabe, B., 2013. Developing models for investigating the environmental transmission of disease-causing agents within open-cage salmon aquaculture. *Aquacult Environ Interact* 4, 91-115.
- Samocha, T.M., Davis, D.A., Saoud, I.P., DeBault K., 2004. Substitution of fish meal by co-extruded soybean poultry by-product meal in practical diets for the Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei*. *Aquaculture* 231 (1-4), 197-203.
- Serrano-Grijalva, L., Sánchez-Carrillo, S., Angeler, D., Sánchez-Andrés, R., & Álvarez-Cobelas, M., 2011. Effects of shrimp-farm effluents on the food web structure in subtropical coastal lagoons. *Journal of experimental marine biology and ecology* 402, 65-74.
- Shea, D., Bateman, A., Li, S., Tabata, A., Schulze, A., Mordecai, G., Ogston, L., Volpe, J.P., Neil, F.L., Connors, B., Miller, K.M., Short, S., Krkošek, M., 2020. Environmental DNA from multiple pathogens is elevated near active Atlantic salmon farms. *Proc. R. Soc. B.* 2872020201020202010.
- Smith, K.F., Sax, D.F., Lafferty, K.D., 2006. Evidence for the Role of Infectious Disease in Species Extinction and Endangerment. *Conservation Biology* 20, 1349-1357.
- Sidik, F., Lovelock, C.E., 2013. CO₂ Efflux from Shrimp Ponds in Indonesia. *PLOS ONE* 8(6), e66329.
- Suárez-Abelenda, M., Ferreira, T.O., Camps-Arbestain, M., Rivera-Monroy, V.H., Macías F., Nóbrega, G.N., Otero, X.L., 2014. The effect of nutrient-rich effluents from shrimp farming on mangrove soil carbon storage and geochemistry under semi-arid climate conditions in northern Brazil. *Geoderma* 213, 551-559.
- Subasinghe, R.P., Bonad-Reantaso, M.G., McGladdery, S.E., 2001. Aquaculture development, health and wealth. In: Subasinghe R.P., Bueno P., Phillips M.J., Hough C., McGladdery S.E., Eds., *Aquaculture in the Third Millennium. Technical Proceedings of the Conference on Aquaculture in the Third Millennium*, Bangkok,

- Thailand, 20–25 February 2000, Network of Aquaculture Centers in Asia and the Pacific, Bangkok, pp. 167–192.
- Tacon, A.G.J., Forster, I.P., 2003. Aquafeeds and the environment: policy implications. *Aquaculture* 226, 181-189.
- Teichert-Coddington, D.R., Rouse, D.B., Potts, A., Boyd, C.E., 1999. Treatment of harvest discharge from intensive shrimp ponds by settling. *Aquacultural engineering* 19, 147-161.
- Teichert-Coddington, D.R., Martinez, D., Ramirez, E., 2000. Partial nutrient budgets for semi-intensive shrimp farms in Honduras. *Aquaculture* 190, 139-154.
- Thakur, D.P., Lin, C.K., 2003. Water quality and nutrient budget in closed shrimp (*Penaeus monodon*) culture systems. *Aquacultural Engineering* 27, 159-176.
- Thomas, Y., Pagand, P., Marteau, A-L., Lemonnier, H., Herbland, A., 2005. Modélisation des flux de nutriments en sortie des élevages de crevettes de Nouvelle Calédonie (Programme Zonéco). Ecosystèmes et crevetticulture en Nouvelle-Calédonie : Séminaire organisé par l'IFREMER à Nouméa du 22 au 24 juin 2005.
- Thomas, Y., Courties, C., El Helwe Y., Herbland, A., Lemonnier, H., 2010. Spatial and temporal extension of eutrophication associated with shrimp farm wastewater discharges in the New Caledonian Lagoon. *Marine Pollution Bulletin* 61, 387-398.
- Thompson, F.L. Iida, T., Swings, J., 2004. Biodiversity of *Vibrios*. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.*, 68 (3), 403-431
- Thornton, C., Shanahan, M., Williams, J., 2003. From Wetlands to Wastelands: Impacts of Shrimp Farming. *SWS Bulletin*, March 2003, 48-53.
- Tian, Y., Chen, G., Lu, H., Zhu, H., Ye, Y., 2019. Effects of shrimp pond effluents on stocks of organic carbon, nitrogen and phosphorus in soils of *Kandelia obovata* forests along Jiulong River Estuary. *Mar. Pollut. Bull.* 149, 110657.
- Tookwinas, S., 1996. Environmental impact assessment for intensive marine shrimp farming in Thailand. *Thai Fisheries Gazette*, 49, 119– 133.
- Trott, L.A., Alongi, D.M., 2000. The Impact of Shrimp Pond Effluent on Water Quality and Phytoplankton Biomass in a Tropical Mangrove Estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 40(11), 947–951.
- Trott, L.A., McKinnon, A.D., Alongi, D.M., Davidson, A., Burford, M.A., 2004. Carbon and nitrogen processes in a mangrove creek receiving shrimp farm effluent. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 59, 197-207.
- UNDESA, 2014. Blue Economy Concept Paper. United Nations Department of Economic and Social Affairs, New York.
- Vaiphasa, C., de Boer, W.F., Skidmore, A.K. et al., 2007. Impact of solid shrimp pond waste materials on mangrove growth and mortality: a case study from Pak Phanang, Thailand. *Hydrobiologia* 591, 47–57.
- Wahab, M.A., Bergheim, A., Braaten, B., 2003. Water quality and partial mass budget in extensive shrimp ponds in Bangladesh. *Aquaculture* 218, 413-423.
- Vasanth, M., Muralidhar, M., Saraswathy, R. et al., 2016. Methodological approach for the collection and simultaneous estimation of greenhouse gases emission from aquaculture ponds. *Environ Monit Assess* 188, 671.
- Vega Thurber, R.L., Burkepile, D.E., Fuchs, C., Shantz, A.A., McMinds, R. and Zaneveld, J.R., 2014. Chronic nutrient enrichment increases prevalence and severity of coral disease and bleaching. *Glob Change Biol* 20, 544-554.
- Virly S., Buisson D. Clough B., Lemonnier H., Richer de Forges B., 2005. Evaluation de l'impact de l'aquaculture de crevettes sur les mangroves de Nouvelle-Calédonie. Rapport final du Programme ZoNéCo. 99 p.
- Walcker, R., Gandois, L., Proisy, C., Corenblit D., Mougin, E., Laplanche, C., Ray, R., Fromard, F., 2018. Control of “blue carbon” storage by mangrove ageing: Evidence from a 66-year chronosequence in French Guiana. *Glob Change Biol.* 24, 2325– 2338.
- Wolanski, E., Spagnol, S., Thomas, S., Moore, K., Alongi, D.M., Trott, L., Davidson, A., 2000. Modelling and visualizing the fate of shrimp pond effluent in a mangrove-fringed tidal creek. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 50, 85-97.
- Wozniak, R.A., Waldor, M.K., 2010. Integrative and conjugative elements: mosaic mobile genetic elements enabling dynamic lateral gene flow. *Nat. Rev. Microbiol.* 8 (8), 552-563
- WWF, 2015. Principles for a Sustainable Blue Economy. World Wide Fund for Nature, Gland.
- Yang, P., He, Q., Huang, J., Tong, C., 2015. Fluxes of greenhouse gases at two different aquaculture ponds in the coastal zone of southeastern China. *Atmospheric environment* 115, 269-277.
- Yang, P., Bastviken, D., Lai, D.Y.F., Jin, B.S., Mou, X.J., Tong, C., Yao, Y. C., 2017a. Effects of coastal marsh conversion to shrimp aquaculture ponds on CH₄ and N₂O emissions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 199, 125–131.
- Yang, P., Lai, D.Y.F., Jin, B., Bastviken, D., Tan, L., Tong, C., 2017b. Dynamics of dissolved nutrients in the aquaculture shrimp ponds of the Min River estuary, China: Concentrations, fluxes and environmental loads. *Sci Total Environ.* 603-604, 256-267.

- Yang P., Zhang, Y., Lai, D.Y.F., Tan, L., Jin, B., Tong, C., 2018. Fluxes of carbon dioxide and methane across the water-atmosphere interface of aquaculture shrimp ponds in two subtropical estuaries: The effect of temperature, substrate, salinity and nitrate. *Sci Total Environ.* 635:1025-1035.
- Yang, P., Yang, H., Lai, D. Y.F, Guo, Q., Zhang, Y., Tong, C., Xu, C., Li, X., 2020. Large contribution of non-aquaculture period fluxes to the annual N₂O emissions from aquaculture ponds in Southeast China. *Journal of hydrology*, 582.
- Ye, Y., Nora, F., Tam, Y., Wong, Y.S., 2001. Livestock wastewater treatment by a mangrove Pot-cultivation system and the effect of salinity on the nutrient removal efficiency. *Marine Pollution Bulletin* 42(6), 513-521.
- Young, H.S., Parker, I.M., Gilbert, G.S., Sofia Guerra, A., Nunn, C.L., 2017. Introduced Species, Disease Ecology, and Biodiversity-Disease Relationships. *Trends Ecol Evol.* 32(1):41-54.
- Ziemann, D.A., Walsh, W.A., Saphore, E.G., Fulton-Bennett, K., 1992. A survey of effluent from Hawaiian aquaculture facilities. *Journal of the world aquaculture society* 23, 180-191.



Figure VIII-8. Vue aérienne de la Ferme Aquacole « Pénide de Ouano » en 2005 (Source : Virly et al., 2005).



Chapitre IX. Diversification, IMTA et intensification écologique

אֲשֶׁר הַזְרַעַתְוּ הַמְלֵאָה פְּרִי־תִקְדֹּשׁ בְּלֵאִים בְּרִמָּה לֹא־תִזְרַע
הַבְּרָם: וּתְבוֹאֵת תִּזְרַע

*“Tu ne sèmeras point dans ta vigne diverses
semences, de peur que tu ne jouisses ni du
produit de ce que tu auras semé ni du produit
de la vigne.”*

(Deutéronome 22: 9). Ancien testament.

1. Contexte

L'aquaculture de la crevette bleue *Litopenaeus stylirostris* est fondée sur un système d'élevage de type monoculture semi-intensif. Elle fait face à une crise systémique depuis bientôt une décennie, due à l'émergence de maladies dans les bassins d'élevage et à des difficultés passagères de production de post-larves par les écloséries. Afin de pérenniser cette filière, un plan de relance ambitieux regroupant l'ensemble des acteurs publics et privés de la filière a été initié en 2012 suite à un audit (Aquasol, 2011). Parallèlement à cette démarche, une dynamique de diversification aquacole fortement soutenue par les pouvoirs publics a vu le jour. Elle avait pour objet de 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 *Vibrio*, pénurie de post larves, volonté de changement...),
- Lever les limites inhérentes au système de monoculture semi-intensive en réalisant des polycultures ou des cultures en alternance.

Ces voies de développement devaient permettre d'élargir les marges de manœuvre des éleveurs face aux aléas rencontrés et de rendre potentiellement le système plus robuste face à de futures menaces (apparition de viroses ou de nouvelles vibrioses, perte de marchés, chute des cours...). Un autre objectif était de devenir encore plus vertueux sur le plan environnemental en diminuant ses intrants et minimisant les externalités (effluents, énergie...).

La littérature rapporte que la **co-culture** avec des crevettes a montré de bons résultats pour résoudre certains problèmes rencontrés par la monoculture (Martinez-Porchas et al., 2010). L'objectif de cette pratique est d'élever différentes espèces dans une même structure d'élevage. Des travaux ont montré des résultats concluants avec des algues (Cruz-Suárez et al., 2010), des mollusques et des poissons (tilapia, mulot, poisson lait). Le tilapia permettrait par exemple de diminuer directement l'occurrence des maladies chez la crevette (Tendencia et al., 2006a,b). Chopin (2013) rapporte que les moules sont capables d'inactiver certains virus pathogènes du saumon (ISAV et IPNV) et pourraient être utilisées comme cordon sanitaire autour des cages en mer. Pang et al. (2006a,b) montrent une baisse du nombre de *Vibrio* dans une co-culture macroalgues et ormeaux comparativement à une monoculture d'ormeaux.



Photographie IX-1. « Polyculture » en laboratoire. (© H. Lemonnier).

Un autre pratique est celle de la **rotation des cultures**. Elle s'est généralisée en agriculture et émerge depuis peu dans le domaine de la pisciculture. On va dans ce cadre élever successivement différentes espèces dans une même structure. Ces rotations, si elles ne sont pas pratiquées de manière simultanée dans tous les bassins, vont permettre de diminuer la densité d'une espèce donnée à l'échelle d'un site. L'objectif de cette démarche est de perturber le cycle "hôte - pathogène" en travaillant sur la répartition des individus dans l'espace et dans le temps (Aubin et al., 2014).

Le concept d'**aquaculture multi-trophique intégrée (IMTA)** a pour objectif d'obtenir un équilibre écologique basé sur la culture combinée d'espèces de haut niveau trophique (carnivores) avec des espèces secondaires de plus bas niveau trophique que l'on désigne par le terme « d'espèces extractives » (Chopin et al., 2001). L'objectif est d'équilibrer le système à travers un meilleur recyclage de la matière tout en augmentant les revenus des aquaculteurs avec une production secondaire voire tertiaire. Techniquement, certaines espèces peuvent ainsi être élevées directement dans une même structure ou **en cascade**, les flux d'énergie et de matière étant échangés d'une zone à l'autre. Les espèces extractives peuvent se nourrir de la matière organique (détritovore) ou de sels nutritifs (algues) produits par l'espèce primaire (généralement des carnivores). Elles vont ainsi jouer un rôle dans la **remédiation de l'environnement** et diminuer la quantité de déchets rejetés par le système vers l'environnement côtier. L'objectif est aussi en multipliant les espèces d'augmenter la stabilité économique en limitant les risques liés à la fluctuation du marché (Ridler et al., 2007), et à l'émergence d'une maladie pour l'une des espèces élevées. Un autre objectif est celui de l'acceptabilité par une meilleure gestion (BMP pour best management practices) des apports dans le système de production (Troell, 2009). Une IMTA n'est au final rien d'autre qu'un écosystème cultivé très simplifié. Cette pratique n'est pas nouvelle et est utilisée depuis des siècles en Asie (Chopin et al., 2013). Différentes combinaisons ont déjà été étudiées « coquillages/crevettes », « poissons/algues/coquillages » (Neori et al., 2000), « poissons/algues » (Chopin et al., 1999), « poissons/crevettes » (Biswas et al., 2020), « algues/crevettes » (Troell et al., 2003 ; Neori et al., 2004 ; Chopin, 2001). Une combinaison « poisson/crabe de palétuvier/coquillage/algue a été rapportée par Shen et Lai (1994). L'utilisation des échinodermes comme les holothuries ou les oursins dans ce type d'agrosystème est de plus en plus fréquente (e.g. Cubillo et al., 2016 ; Shpigel et al., 2018 ; Israel et al., 2019).

L'une des solutions pour promouvoir une aquaculture durable avec une économie stabilisée tout en favorisant son acceptabilité sociale serait donc les IMTA (Chopin, 2013 ; Granada et al., 2016 ; Biswas et al., 2020). Avec ce concept, on essaye d'optimiser l'utilisation des intrants tout en limitant certaines externalités et de nombreux projets montrent que cela fonctionne. Les enjeux pour les IMTA sont donc de montrer leur capacité à internaliser les externalités tout en étant économiquement compétitives et socialement acceptées (Granada et al. 2018 ; Knowler et al., 2020). Les IMTA sont par définition des systèmes complexes à mettre en œuvre comparativement à la monoculture qui à court-terme serait économiquement plus profitable si on ne tient compte que de la biomasse produite et des coûts engendrés par la production elle-même (aliment, énergie, salaires...). La vision économique dominante se garde bien de comptabiliser les externalités dans ses bilans favorisant ainsi la monoculture au détriment d'autres systèmes qui se veulent plus vertueux, et susceptibles de générer beaucoup moins d'externalités (consommation d'énergie, rejets de nutriments, de carbone, acidification des eaux, eutrophisation des eaux côtières) (Knowler et al., 2020). Si elles devaient être prises en compte, ces externalités induiraient une réduction importante des profits pour ces entreprises (Chopin, 2013). Le principe du pollueur – payeur est rarement appliqué dans le domaine de l'aquaculture alors que des méthodes existent pour évaluer le coût des externalités et de leur internalisation (Chopin et al., 2001 ; Rose et al., 2014 ; Kambey et Chung, 2016).

L'IMTA reste donc un système « production centrée » et doit être développée en association avec **une approche écosystémique** pour qu'elle soit plus « audible » sur le plan économique même si les études économiques basées sur les aspects productifs sont plutôt positives voire très positives (Whitmarsh et al., 2006 ; Ridler et al., 2007 ; Nobre et al., 2010 ; Knowler et al., 2020). Dans un séminaire organisé par la FAO en 2007, un groupe d'experts a proposé l'approche EAA pour **Ecosystem Approach to**

Aquaculture (Soto et al., 2008). La définition suivante a été adoptée : “The ecosystem approach to aquaculture is a strategic approach to development and management of the sector aiming to integrate aquaculture within the wider ecosystem such that it promotes sustainability of interlinked social-ecological systems”. Trois principes ont été définis. Le premier concerne l'écosystème. « Le développement de l'aquaculture ne doit pas se faire au détriment des services et des fonctions, apportés par les écosystèmes et ne doit pas dépasser leur capacité de résilience ». La capacité de résilience doit pouvoir être définie tout comme les limites de changement par une évaluation des impacts environnementaux (voir § VIII). Le second principe énoncé concerne le volet social. L'aquaculture doit améliorer le bien-être humain et l'équité pour tous les acteurs concernés, et son développement ne doit pas se faire au détriment des populations et en particulier les plus pauvres. Enfin, le dernier principe est plus intégratif. L'aquaculture doit être développée en s'intégrant aux autres activités humaines. L'idée est ici qu'elle doit promouvoir le recyclage de la matière et de l'énergie et une meilleure utilisation des ressources en général. De nombreux exemples existent en Asie comme la production couplée de riz et de poissons ou les élevages dans des mangroves (silvoFishery). Une revue de l'EAA réalisée 10 ans après sa conception montre l'utilité de cette approche holistique et participative pour que ce secteur se dirige vers plus de durabilité. Ce travail souligne toutefois la limite de cette approche dans sa capacité à aborder des questions de gouvernance qui sont de plus en plus complexes (Bruyère et al., 2019).



Photographie IX-2. Suivi de l'environnement et des animaux dans le cadre d'un élevage d'holothuries en aval d'une ferme de crevettes.

A la même époque, un autre concept celui des **services écosystémiques SE** (Westman, 1977) a pris de l'ampleur avec Le Millenium ecosystem assessment de 2005. Ce travail de 4 ans commandité par l'ONU appréhende les écosystèmes au travers des services qu'ils rendent à la société. On peut les regrouper en 2 items que sont les services rendus (approvisionnement, régulation, culturels) et les apports au bien-être et à la réduction de la pauvreté (sécurité, qualité de vie, santé et bonnes relations sociales). Ce concept, qui est aussi un outil, est susceptible d'apporter des éléments factuels pour aider à la

décision sur l'installation et le développement de l'aquaculture, et ainsi contribuer au débat de son rôle dans le développement économique et social d'une zone géographique (Schmitt et Brugere, 2013). Une analyse conduite au Vietnam montre une préférence pour le maintien des services écosystémiques naturels par les utilisateurs refusant de fait de développer d'une aquaculture intensive malgré les gains économiques potentiels. Ce travail rapporte aussi que l'analyse des SE butte sur notre capacité à la monétisation de ces services (McDonough et al., 2014). L'analyse des SE a fait l'objet de plusieurs revues ciblées sur l'aquaculture (Alleway et al., 2019 ; Weitzman, 2019).

Une démarche **d'intensification écologique** en aquaculture a été entreprise dans le cadre d'un projet ANR intitulé PISCEenLIT et mis en œuvre sur différents exemples de systèmes aquacoles (Aubin et al., 2014). L'objectif est ici de trouver une méthodologie pour transformer une monoculture intensive en intrants en une aquaculture plus durable. Le concept d'agriculture écologiquement intensive est né dans le cadre du grenelle de l'environnement en 2007 et vise à « diminuer le recours aux intrants au profit des ressources et fonctionnalités naturelles tout en diminuant les externalités négatives » (Griffon, 2013 ; 2017). Le mot intensif qui peut être vu comme une provocation est emprunté au langage des économistes et non pas à celui de l'écologie agricole (Griffon, 2017). Ce concept oppose à la monoculture « intensive en intrants » une intensification en fonctionnalités écologiques. Il s'appuie beaucoup sur l'**agroécologie** qui cherche à utiliser « les connaissances écologiques pour concevoir et gérer des systèmes de productions alimentaires durables » (Gliessman, 1998). L'agroécologie peut aussi être définie « comme l'étude des interactions entre plantes, animaux, humains et environnement à l'intérieur du système agricole » (Wezel et al., 2009). Elle est basée sur le principe et la reconnaissance de la **biodiversité** et sur le postulat suivant : « plus il y a de biodiversité, plus le système est productif et résilient aux aléas climatiques et aux attaques de ravageurs et de maladies » (Aubin et al., 2014).

Pratiquement, l'intensification écologique en aquaculture s'articule autour de **l'analyse du cycle de vie**¹⁶ (ACV), de **l'Emergy du système**¹⁷ et de **l'évaluation des services rendus** par ce système (Aubin et al., 2014). La mise en œuvre passe par différentes étapes : (1) constituer le groupe porteur ; (2) analyser les caractéristiques des aqua-systèmes ; (3) construire des scénarios de mise en œuvre ; (4) identifier des actions ; (5) élaborer un dispositif de suivi ; (6) communiquer les résultats pratiques. Elle se veut itérative et les grands objectifs à atteindre sont : diminution des intrants dans les fermes (aliment, fertilisants, énergie...), maximiser l'utilisations des ressources locales, favoriser les fonctions écologiques du système pour améliorer sa productivité et ses services écosystémiques, et diminuer les externalités appelées aussi di-services (effluents etc...) (Fig. IX-1).

¹⁶ « Méthode qui analyse les implications environnementales potentielles, les consommations d'intrants et les émissions polluantes associées à un produit ou à un service, tout au long de sa vie, depuis l'extraction des matières premières et son utilisation et jusqu'à sa mise en déchet ou son recyclage. Elle bénéficie d'un cadre normalisé ISO 14000 » (Source : Aubin et al., 2014).

¹⁷ « Méthode d'analyse quantitative qui détermine la valeur des ressources, des services et des produits, exprimée dans une unité commune : l'Emergy solaire (seJ) » (Source : Aubin et al., 2014).

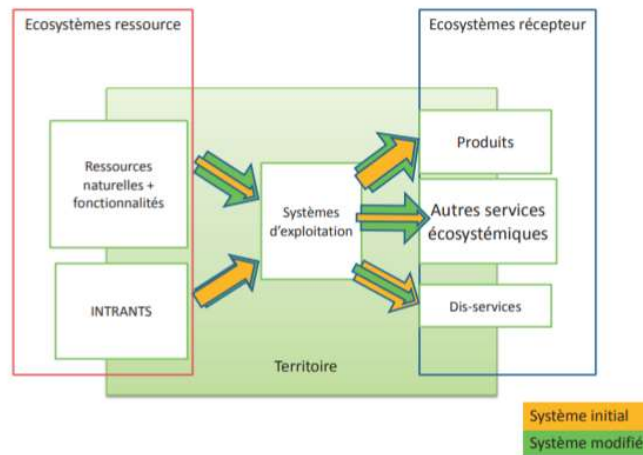


Figure IX-1. Conséquences de l'intensification écologique expérimentée sur des élevages intensifs de Pangas à Sumatra en Indonésie (D'après [Aubin et al., 2014](#)).

L'application en NC de tels concepts pour faire évoluer le système de production actuel nécessite de mettre en place un programme de travail en plusieurs étapes et sur plusieurs années. La première est d'être en mesure d'élever différentes espèces ensemble, dans un système en cascade ou en rotation. Le challenge zootechnique est loin d'être évident. Il faut être à même de choisir les espèces adaptées aux conditions d'élevage et de décrire le type de relations qu'elles sont susceptibles d'entretenir (prédation, symbiotique, etc...). Le challenge technologique est aussi une étape à ne pas négliger. Quelles sont les structures les plus adéquates ? Comment les adapter aux structures actuelles ? Quelles sont les fonctionnalités technologiques qu'il faudra développer pour assurer une bonne cohérence du système et pour qu'il soit économiquement le plus rentable possible (mise en place de capteurs, traitement de l'information par intelligence artificielle, automatisation de certaines tâches, robotique, ...). Dans la seconde étape, il est nécessaire d'analyser le cycle de vie et le devenir de la matière au sein du futur système mais aussi idéalement les conséquences en terme de diversité (métagénome) et de fonctionnalité (métabolome) des espèces présentes. L'objectif est d'amplifier les fonctionnalités qui ont le plus d'effets positifs. Par exemple, on pourrait évaluer le rôle des holothuries dans le recyclage de la matière organique et son influence sur l'accumulation d'ammonium, facteur de stress pour la crevette. La diversification des espèces avec la même fonctionnalité (niches écologiques proches) permettrait théoriquement d'augmenter la résilience du système à certains chocs. Le système devra être en mesure de contrôler les fonctionnalités négatives comme les épizooties et de maintenir « le système dans un ensemble d'états correspondant à un maximum viable à des performances élevées » ([Griffon, 2017](#)). La complexité du système est aussi théoriquement source de résilience.

L'objectif est donc de trouver une bonne adéquation entre faisabilité technique et complexité à travers la recherche d'un climax éco-technologique. Les différents systèmes mis en place devront être évalués et comparés à la monoculture de la crevette afin d'établir (i) les gains écologiques obtenus (analyse des services écosystémiques, des intrants et des externalités) (ii) les gains en terme de résilience et d'acceptabilité sociale et (iii) des bilans économiques qui tiennent enfin compte des externalités.

2. Diversification aquacole et co-culture

D'après la littérature, la polyculture avec des poissons pourrait diminuer l'occurrence des maladies (Cruz et al., 2008 ; Tendencia et al., 2006a,b), prévenir la dégradation de l'environnement et au final augmenter la productivité des bassins (Tian et al., 2001). En NC, *S. lineatus* est un poisson apprécié pour la qualité de sa chair et possède une valeur marchande relativement élevée. Par ailleurs, les Siganidae sont considérés du fait de leur biologie comme de bons candidats à l'aquaculture (Saoud et al., 2008).

Un travail a été initié par un doctorant (Trung Luong Cong, 2012 – 2014) sur la faisabilité d'élever en co-culture un carnivore et un herbivore à savoir la crevette *Litopenaeus stylirostris* et le picot rayé *Siganus lineatus* dans des bassins de terre. La reproduction de cette espèce a initialement été mise au point par un privé avec l'aide de l'Université de la Nouvelle-Calédonie. Nous disposons donc d'animaux, ce qui constitue un préalable important pour mener à bien un tel travail. Le doctorant a passé une année dans une éclosierie de production de picots avant de débiter réellement son doctorat.

Les objectifs majeurs de la thèse étaient (i) d'estimer la capacité de *S. lineatus* à s'adapter aux bassins et d'évaluer les performances de croissance, (ii) d'estimer la faisabilité technique de la polyculture de *L. stylirostris* avec *S. lineatus* et (iii) d'estimer les effets de cette polyculture sur les performances zootechniques des deux espèces et sur le fonctionnement écologique des bassins par comparaison avec leur monoculture. Pour répondre au premier objectif, *Siganus lineatus* (5,7 g) a été mis en culture à des densités de 7, 14 et 21 poissons.m⁻² en système clos. Après 8 semaines d'élevage, les performances de croissance de *S. lineatus* ont été similaires quelles que soient les densités. Le poisson *S. lineatus* peut donc bien s'adapter et croître dans ces systèmes clos, même à des températures basses, proches de 20°C.

Les fortes densités n'ont pas eu d'effets négatifs sur la croissance, mais sont à l'origine d'une détérioration des conditions environnementales suite à un apport plus marqué en aliment générant davantage de déchets organiques. En conséquence, une mortalité de *S. lineatus* peut apparaître lorsque la concentration en oxygène dissous descend en dessous de 2 mg.L⁻¹. Pour atteindre le 2^{ème} et le 3^{ème} objectif, une seconde expérience a montré que l'ajout de *S. lineatus* (25.5 g) à une culture de crevettes (2,9 g ; 15 crevettes.m⁻²) à des densités de 0, 1,2 et 2,4 poissons.m⁻² n'a pas affecté les performances zootechniques de *L. stylirostris* sur cette première phase d'élevage (Luong et al., 2014).



Photographie IX-3. Prélèvements pour l'analyse des flux à l'interface eau-sédiment dans les mésocosmes de la station de Saint-Vincent (© H. Lemonnier).

La survie de *S. lineatus* a été de 100% et sa croissance a été similaire quelle que soit sa densité. La production combinée totale pour les traitements « polyculture » a augmenté de 47 – 106 % et les indices de conversion ont diminué de 31,6 – 47,7% en comparaison avec le traitement « monoculture de crevettes ». L'ajout de *S. lineatus* n'a pas eu d'effet significatif sur la production primaire, la respiration, les flux dissous et particulaires à l'interface eau-sédiment de l'écosystème bassin. Dans une troisième expérience, avec des biomasses initiales plus élevées de *L. stylirostris* (14 g) de 156 g.m⁻² en polyculture avec *S. lineatus* (19 g) (80 g.m⁻²) et de 237 g.m⁻² en monoculture, nous avons observé une forte mortalité des crevettes (Luong et al., 2016a). Inversement, avec des biomasses initiales de *S. lineatus* (19 g) de 155 g.m⁻² en polyculture avec *L. stylirostris* (14 g) (81 g.m⁻²) et de 235 g.m⁻² en monoculture, nous avons montré une augmentation de la biomasse de *S. lineatus*. L'écosystème est devenu hétérotrophe pour une quantité d'aliment supérieure à 7 g.m⁻². Dans ces conditions d'élevage, la combinaison forte biomasse pour les poissons, faible biomasse pour les crevettes apparaît comme le schéma productif le plus durable. Les résultats des analyses isotopiques ont montré que l'aliment n'est pas une source majeure de carbone pour *L. stylirostris* et *S. lineatus* alors qu'il l'est pour l'azote. Le biotope, en y incluant la matière organique des sédiments et la matière organique particulaire dans la colonne d'eau est la principale source de carbone pour les deux espèces et une source secondaire pour l'azote (Luong et al., 2016b).

3. Culture en alternance

L'élevage de l'holothurie *H. scabra* faisait l'objet d'une attention toute particulière sur le territoire pour deux raisons. C'est un produit à l'export à haute valeur commerciale et son élevage pouvait avoir des capacités de bioremédiation des milieux aquacoles existants. Dans le cadre d'une politique de diversification aquacole, des premières recherches ont donc été conduites sur l'élevage de la bêche de mer (*Holothuria scabra*) par le WorldFish Center dans les années 2000. Ces travaux après des premiers résultats plutôt encourageants ont montré qu'un élevage en co-culture crevette et holothurie n'était pas viable. Une prédation des holothuries par les crevettes induisait de mauvaises performances d'élevage (Purcell et al., 2006 ; Bell et al., 2007).

Nous avons donc proposé une autre stratégie qui consistait à travailler sur des élevages en alternance. Un projet intitulé « Hobical » porté par mon ancien post-doctorant Sébastien Hochard a été déposé et financé par le programme ZoNéCo. Il se proposait de mener à bien un travail sur la faisabilité technique et sur les conséquences environnementales de la culture en alternance *L. stylirostris* - *H. scabra* et de la culture de *H. scabra* à proximité des effluents des élevages de crevettes.

Les objectifs scientifiques de ce projet étaient (i) d'évaluer l'importance relative des apports allochtones (aliments, effluents...) et de la production naturelle du milieu dans l'alimentation de *H. scabra* ; (ii) de tracer le devenir de la matière organique au sein du système et d'en déduire les facteurs de contrôle menant vers une bioremédiation ou inversement une eutrophisation du milieu ; (iii) de lier les conditions environnementales qui en découlent aux performances zootechniques de *H. scabra* et de *L. stylirostris*.

3.1. La phase holothurie

L'étude s'est déroulée sur une zone expérimentale située à la Station de Saint Vincent. Les structures utilisées étaient des mésocosmes de 1600L et de 1,72 m² de surface, dont le fond a été couvert d'une couche de sédiment provenant d'un bassin d'élevage semi-intensif de crevettes. Différents protocoles de nutrition ont été testés avec des densités d'ensemencement plus ou moins fortes. Ce travail a montré que la croissance de *H. scabra* est densité dépendante. 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 (Battaglione et al., 1999 ; Pitt et al., 2004 ; Lavitra et al. 2010).



Photographie IX-4. Dissection d'une holothurie pour l'analyse des acides gras.

La nutrition des holothuries ne serait pas basée sur l'assimilation directe de la matière organique semi labile/réfractaire accumulée au sein des bassins crevetticoles, mais dépendrait de sa minéralisation par la boucle microbienne benthique. 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. L'analyse des traceurs trophiques dans les élevages nourris a permis de mieux comprendre les différents facteurs aboutissant à une capacité de charge limitée du système (Mathieu-Resuge et al., 2020). 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 rapporte que les carbohydrates et les lipides sont les composés majeurs entrant dans les voies métaboliques de *H. Scabra*. Les aliments apportés ont conduit à augmenter la qualité des sources de nourriture (meilleure croissance), mais n'ont pas mené à une plus grande quantité de nourriture disponible (même capacité de charge) pour les holothuries.

L'analyse des sédiments a montré une évolution de leurs caractéristiques environnementales qui peut être qualifiée de bioremédiation pour les élevages non nourris. En effet, ils ont montré (i) un appauvrissement avec une baisse de la labilité de la matière organique, une diminution des pools de substances réduites et (ii) 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 mais aussi qualitatif des holothuries dans cette amélioration est très limité. En effet, dans le cadre de la culture en alternance, la matière organique accumulée dans le bassin, et devant être bioremédiée, est constituée de matières réfractaires et semi labiles. Or les holothuries ne seraient pas capables d'assimiler cette matière directement sans une minéralisation préalable par les bactéries.



Photographie IX-5. Enclos construits pour la culture des holothuries positionnés en aval d'une ferme de crevette sur la commune de Poembout.

3.2. La phase crevette

3.2.1. Caractéristiques des sédiments à l'ensemencement

L'objectif de ce travail était d'analyser l'influence de différents protocoles de remédiation des sédiments sur les résultats des élevages de crevettes. Nous avons ainsi comparé les effets d'un assec court de deux mois, d'un assec classique » (AC), d'un assec long (AL), d'un sédiment vierge sans activité aquacole (T), d'un sédiment après élevage avec des holothuries non nourries (R) et d'un sédiment après élevage avec des holothuries nourries avec des déchets de maïs (RM) (Fig. IX-2). Des élevages ont été réalisés avec ces différents substrats à une densité de 20 crevettes au m² en triplicat dans 15 mésocosmes sur une durée de 119 jours de mars à juin 2015.



Figure IX-2. Schéma de l'expérience conduite dans 15 mésocosmes à la station de Saint-Vincent.

Les traitements appliqués aux sédiments ont bien mené à des caractéristiques environnementales distinctes avant l'ensemencement des crevettes. Ainsi, les sédiments AC présentaient de fortes teneurs en matière organique, une forte biomasse en microphytobenthos (chl *a*), 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 matière organique, 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 matière de stress (Tab. IX-1).

	Variables de stress		Fertilité des sédiments		
	Tanne	Assec Long	Remédié	Remédié + Maïs	
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/I	1,3	1,7	0,6	0,8	0,9

Tableau IX-1. Récapitulatif du statut environnemental des sédiments au début de l'élevage avant l'ensemencement des crevettes dans le cadre d'un élevage holothurie – crevette en alternance. Ce travail a été conduit dans le cadre d'un stage de M1 de l'Université de La Rochelle (Vanhuysse, 2015).

3.2.2. Étude des élevages

Les sédiments issus de la culture en alternance (R et RM) ont permis de réunir ces caractéristiques, en présentant des propriétés nutritives élevées (%MO, Chl a, respiration) et des niveaux bas 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 (Hochard et al., 2019). Le sédiment a ainsi été très productif en début d'élevage et a montré une forte rétention des nutriments. Il a ensuite évolué vers un rôle détritique caractérisé par 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. Cette information complète celles obtenues par [Della Patrona et al. \(2012\)](#) dans ce domaine.

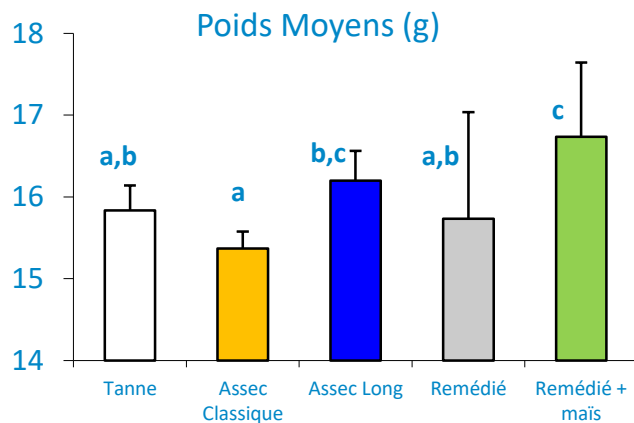


Figure IX-3: Poids des crevettes en fonction des différents traitements à la pêche finale. Les lettres montrent des différences significatives en fonction des traitements.

Nous retiendrons surtout que la réponse fonctionnelle des sédiments a été identique pour les sédiments ayant eu un assec court (AC) et ceux issus de la culture en alternance (R) sans ajout de nourriture (R). **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, elles 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 risque pour les élevages et être à l'origine des différences de poids moyens observées à la pêche ([fig. IX-3](#)).

4. Conclusions

Nous avons montré expérimentalement qu'une co-culture crevette – picot était possible dans les structures d'élevage. Des essais en bassin de terre par le centre technique aquacole ont depuis confirmé ce résultat. Ce travail a permis de montrer que *S. lineatus* est un candidat potentiel pour la culture commerciale que ce soit sous forme de monoculture ou de polyculture avec *L. stylirostris* en bassin de terre. Le picot supporte très bien des conditions d'élevages hyper-eutrophes à partir du moment où l'oxygène dissous est maintenu à un niveau minimum de 3 mg.l⁻¹. Il permet de sécuriser la production lorsque nous observons des mortalités élevées chez la crevette et de minimiser les pertes. Toutefois, aucun élément tangible ne permet de dire que cette co-culture limite l'émergence des vibrioses. Cette polyculture est une approche adaptée qui pourrait contribuer au développement plus durable de l'aquaculture. À noter que des essais non concluants ont aussi été réalisés avec une co-culture crevette - mulot. Ces deux espèces rentrant en compétition pour l'aliment, elles ne semblent pas être adaptées à des élevages en co-culture ([Luong et al., 2015](#)).

Dans ce cadre de l'élevage de l'holothurie, les travaux ont permis (i) d'évaluer l'importance relative des apports allochtones (aliments, effluents...) et de la production naturelle du milieu dans

l'alimentation de *H. scabra*, (ii) de tracer le devenir de la matière organique et de ses nutriments au sein du système (assimilation, régénération, accumulation, export), (iii) en déduire les facteurs de contrôle menant vers une bioremédiation ou inversement une eutrophisation du milieu, et (iv) de lier les conditions environnementales qui en découlent aux performances de croissance des espèces élevées. Les résultats ont en clair mis en évidence que l'élevage d'holothuries permettait d'obtenir un phénomène de jachère productive qui améliore le statut environnemental du bassin suite à un élevage de crevettes, tout en fournissant un produit à haute valeur commerciale pour l'export. L'élevage de l'holothurie offre donc l'opportunité de penser les systèmes de production de manière plus intégrée. Cette culture en alternance pourrait 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 pourraient permettre ainsi d'augmenter la robustesse, la plasticité et la résilience des systèmes aquacoles face aux maladies et de réduire leur(s) impact(s) sur l'environnement tout en conservant de bonnes performances de production avec des produits finaux de qualité supérieure. Un verrou zootechnique doit cependant être levé et concerne la biomasse en élevage maximale d'environ 250 g.m⁻² qui limite son potentiel économique. Une biomasse de plus de 1 kg.m⁻² a été atteinte suite à d'excellents travaux réalisés par [Robinson et al. \(2013 ; 2015 ; 2016 ; 2018 ; 2019\)](#) sur le recyclage des déchets issus de productions aquacoles par les holothuries. Les solutions existent pour que cet élevage puisse devenir rentable dans le cadre d'une IMTA ([Israel et al., 2019 ; Chary et al., 2020](#)).

Pour faire suite au projet Hobical, un effort important a été réalisé (IFREMER, ADECAL, CTA, UNC, UBO, SEA, LEMAR, ERPA) afin de développer un nouveau projet scientifique pour une recherche de financement. Le projet **PICHOLO** (2017) pour "mise en place d'une voie d'intensification écologique de la crevetticulture, rotation de culture avec des élevages de polyculture PICot-HOLOthurie" et développé par Sébastien Hochard s'inscrivait en continuité de la thèse de Trung Luong Cong et du projet HOBICAL et avait pour objectif de réaliser une intensification de l'élevage d'holothurie *H. scabra* via la mise en place d'une co-culture avec le poisson *S. lineatus*. Un premier test de faisabilité de co-culture entre le poisson *S. lineatus* et *H. scabra* réalisé à la station de Saint-Vincent en conditions expérimentales avait montré des résultats encourageants ([Hochard et al., 2016](#)). Ces deux espèces ont montré une bonne compatibilité avec 100% de survies après 66 jours d'élevage. Cette stratégie avait permis d'obtenir une augmentation de la croissance des holothuries de 54%, mais aussi de leur biomasse totale de 30% et d'augmenter de 200% le rendement total de l'élevage.

Notre but était de concevoir un système d'aquaculture viable, adapté aux spécificités du contexte de l'aquaculture calédonienne (bassins de 5-10 hectares, cœur de métier basé sur la crevetticulture, marché d'export basé sur des espèces à hautes valeurs commerciales, marché local limité) et permettant de concevoir des cycles de rotation de culture de manière rentable. Ce projet avait pour but de s'intégrer dans un domaine plus vaste qui est celui de l'intensification écologique des systèmes d'élevage dans le futur contrat-cadre 2017-2021. À cet effet, des rapprochements avec l'équipe Ifremer - Palavas-les-Flots (UMR Marbec) qui travaille sur le lien poisson – holothurie à Mayotte et l'équipe de l'UBO de Brest spécialisée sur les biomarqueurs trophiques ont été initiés en octobre 2016 lors d'une mission réalisée en métropole. J'ai organisé un séminaire en octobre 2015 pour présenter cette orientation de nos travaux à la filière dans le cadre de la restitution des résultats sur le programme Déduction². Au final, « PICHOLO » n'a pas trouvé son financement et une volonté institutionnelle suffisante, stoppant de fait la poursuite des travaux dans ce domaine et précipitant la dissolution de l'équipe.

Pour clore ce chapitre, je finirai par quelques phrases publiées en 2013 dans le cadre d'une revue bibliographique sur les IMTA écrite par Chopin et que l'on pourrait faire nôtre en NC : "The 1980s were the time of the "Blue Revolution" of aquaculture development at sea, but it is also known that it is not always "green." It is, consequently, time to make the "Blue Revolution " greener; it is time for the "Turquoise Revolution" to move aquaculture to a new ERA of Ecosystem Responsible Aquaculture at sea and on land, in seawater and freshwater, and in temperate and tropical regions".

5. Références

- Alleway, H.K., Gillies, C.L., Bishop, M.J., Gentry R.R., Theuerkauf S.J., Jones R., 2019. The Ecosystem Services of Marine Aquaculture: Valuing Benefits to People and Nature. *BioScience* 69(1), 59–68.
- AquaSol, 2011. Filière Crevettes de Nouvelle Calédonie Audit & Recommandations (Rapport Final). Edition AquaSol, Inc, Coral Gables, USA fishfermeing.com. 219 p.
- Aubin, J., Rey-Valette, H., Mathé, S., Wilfart, A., Legendre, M., Slembrouck, J., Chia, E., Masson, G., Callier, M., Blancheton, J.P., Tocqueville, A., Caruso, D., Fontaine, P., 2014. Guide for implementing ecological intensification of aquaculture systems. INRA, Rennes, France (131 pp.). ISBN: 978-2-9547969-2-5.
- 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., Purcell, S., Blazer, P., Simutoga, M., Pham, D., & Della Patrona, L., 2007. Grow-out of sandfish *Holothuria scabra* in ponds shows that c-culture with shrimp *Litopenaeus stylirostris* is not viable. *Aquaculture* 273(4), 509-519.
- Biswas, G., Kumar, P., Ghoshal, T.K., Kailasam, M., De, D., Bera A., Mandal, B., Sukumaran, K., Vijayan K.K., 2020. Integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) outperforms conventional polyculture with respect to environmental remediation, productivity and economic return in brackishwater ponds. *Aquaculture* 516, 734626.
- Brugère, C., Aguilar-Manjarrez, J., Beveridge, M.C.M. and Soto, D., 2019. The ecosystem approach to aquaculture 10 years on – a critical review and consideration of its future role in blue growth. *Rev Aquacult*, 11: 493-514.
- Chary, K., Aubin, J., Sadoul, B., Fiandrino, A., Covès, D., Callier, M.D., 2020. Integrated multi-trophic aquaculture of red drum (*Sciaenops ocellatus*) and sea cucumber (*Holothuria scabra*): Assessing bioremediation and life-cycle impacts. *Aquaculture* 516, 734621.
- Chopin, T., Yarish, C., Wilkes, R., Belyea, E., Lu, S. & Mathieson, A. 1999. Developing Porphyra/salmon integrated aquaculture for bioremediation and diversification of the aquaculture industry. *J. Appl. Phycol.* 11, 463–72.
- Chopin, T., Buschmann, A.H., Halling, C., Troell, M., Kautsky, N., Neori, A., Kraemer, G.P., Zertuche-Gonzalez, J.A., Yarish, C., Neefus, C., 2001. Integrating seaweeds into marine aquaculture systems: a key toward sustainability. *Journal of Phycology* 37, 975–986.
- Chopin, T., 2013. Aquaculture, Integrated Multi-Trophic (IMTA). In book: *Encyclopedia of Sustainability Science and Technology*, Chapter: Aquaculture, Integrated Multi-Trophic (IMTA), Publisher: Springer, Dordrecht, Editors: R.A. Meyers, pp. 542–564.
- Cruz, P.S., Andalecio, M.N., Bolivar, R.B., Fitzsimmons, K., 2008. Tilapia–shrimp polyculture in Negros Island, Philippines: a review. *J. World Aquacult. Soc.* 39 (6), 713–725.
- Cruz-Suárez, L. Elizabeth, León, A., Peña-Rodríguez, A., Rodríguez-Peña, G., Moll, B., & Ricque-Marie, D., 2010. Shrimp/Ulva co-culture: A sustainable alternative to diminish the need for artificial feed and improve shrimp quality. *Aquaculture* 301, 64-68.
- Cubillo, A.M., Ferreira J.G., Robinson, S.M.C., 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.
- Della Patrona, L., Bianchelli, S., Beliaeff, B., & Pusceddu, A., 2012. Meiobenthos in earthen ponds used for semi-intensive shrimp farming (New Caledonia, South Pacific). *Chemistry in ecology* 28, 506-523.

- Gliessman, S.R., 1998. Agro-ecology: Ecological processes in Sustainable Agriculture. Ann Arbor Press, Chelsea, MI.
- Granada, L., Sousa, N., Lopes, S., Lemos, M.F.L., 2016. Is integrated multitrophic aquaculture the solution to the sectors' major challenges?—a review. *Reviews in Aquaculture* 6, 1–8.
- Granada, L., Lopes, S., Novais, S.C., Lemos, M.F., 2018. Modelling integrated multi-trophic aquaculture: optimising a three trophic level system. *Aquaculture* 495, 90–97.
- Griffon M., 2013. Qu'est-ce que l'agriculture écologiquement intensive ? Quae Ed., Coll. Matière à débattre & décider, Versailles, 221 p.
- Griffon M., 2017. Éléments théoriques en agroécologie : l'intensivité écologique. *OCL* 24(3), D302, 11p.
- Hochard, S., Ducrocq, M., Lemonnier, H., Royer, F., Hubert, M., Michaut, H., Verge, R., Letourneur, Y., Lorrain, A., Mathieu-Resuge, M., Schaal, G., Kraffe, E., Legrand, F., Burgy, L., Kuhn, J., Kuhn, S., Queffelec, L., Millot, M., Le Rohellec, J., Benoit, J., Vanhuysse, C., 2016. Holothurie : Lien entre performances de production et de bioremédiation dans le contexte de la crevetteculture en Nouvelle-Calédonie. Projet Hobical. Rapport du programme Zonéco. [http://archimer.ifremer.fr/doc/00347/45798/Lavitara et al. 2010](http://archimer.ifremer.fr/doc/00347/45798/Lavitara%20et%20al.%202010)
- Hochard, S., Royer, F., Hubert, M., Lemonnier, H., 2019. Temporal variability of benthic-pelagic coupling in shallow enclosed environment: A case study with eutrophying shrimp ponds. *Marine Environmental Research*, 146, 46-56.
- Israel D., Lupatsch, I., Angel, D.L., 2019. Testing the digestibility of seabream wastes in three candidates for integrated multi-trophic aquaculture: Grey mullet, sea urchin and sea cucumber. *Aquaculture* 510, 364–370.
- Kambey, C., Chung, I.K., 2016. A STELLA model for evaluating the efficiency of integrated multi trophic aquaculture system (IMTA). *Aquacultura Indonesiana* 16, 38–49.
- Knowler D., Chopin, T., Martínez-Espiñeira, R., Neori, A., Nobre, A., Noce, A., Reid, G., 2020. The economics of Integrated Multi-Trophic Aquaculture: where are we now and where do we need to go? *Reviews in Aquaculture* 12, 1579–1594.
- Lavitra, T., Raslofonirina, 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.
- Luong, C.T., Hochard S., Royer, F., Lemonnier, H., Letourneur, Y. 2014. Feasibility of polyculture of blue shrimp *Litopenaeus stylirostris* with goldlined rabbitfish *Siganus lineatus* in a closed culture system: a mesocosm study. *Aquaculture* 433, 340-347.
- Luong, T.C., Hochard, S., Royer, F., Lemonnier, H., Letourneur, Y., 2015. Study Seeks Candidates For Blue Shrimp Polyculture In New Caledonia. *Global Aquaculture Advocate*. May/June 2015, 40-41.
- Luong, C.T., Lemonnier, H., Hochard S., Royer, F., Letourneur, Y., 2016a. Effects of blue shrimp *Litopenaeus stylirostris* and goldlined rabbitfish *Siganus lineatus* monoculture and shrimp - rabbitfish polyculture on production and environmental conditions. *Aquaculture Research* 48(4), 1368-1379.
- Luong T.C., Hochard S., Royer F., Lemonnier H., Letourneur Y., 2016b. Estimate nutrient sources for blue shrimp *Litopenaeus stylirostris* and goldlined rabbitfish *Siganus lineatus* growth in a polyculture using stable isotope of carbon (13C) and nitrogen (15N). Oral Communication in the 8th Regional Aquafeed Forum, 25-26th August, Forestry-Agriculture University HCM city, Viet Nam. <https://w3.ifremer.fr/archimer/doc/00355/46617/>
- Martínez-Porchas, M., Martínez-Córdova, L.R., Porchas-Cornejo, M.A. and López-Elías, J.A., 2010. Shrimp polyculture: a potentially profitable, sustainable, but uncommon aquacultural practice. *Reviews in Aquaculture* 2, 73-85.
- Mathieu-Resuge, M., Le Grand, F., Schaal, G., Kraffe, E., Lorrain, A., Letourneur, Y., Lemonnier, H., Benoît, J., Hochard, S., 2020. Characterization of organic matter assimilation by the sea cucumber *Holothuria scabra* in an integrated aquaculture system. *Aquatic Living Resources* 33, 3.
- McDonough, S., Gallardo, W., Berg, H., Trai, N., & Yen, N., 2014. Wetland ecosystem service values and shrimp aquaculture relationships in Can Gio, Vietnam. *Ecological indicators*, 46, 201-213.
- Neori, A., Shpigel, M. & Ben-Ezra, D. 2000. A sustainable integrated system for culture of fish, seaweed and abalone. *Aquaculture* 186, 279–91.

- Neori, A., Chopin, T., Troell, M., Buschmann, A.H., Kraemer, G.P., Halling, C., Sphigel, M., Yarish, C., 2004. Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. *Aquaculture* 231, 361–391.
- Nobre, A.M., Robertson-Andersson, D., Neori, A., Sankard, K., 2010. Ecological–economic assessment of aquaculture options: Comparison between abalone monoculture and integrated multi-trophic aquaculture of abalone and seaweeds. *Aquaculture* 306(1-4), 116-126.
- Pang, S.J., Xiao, T., Bao, Y., 2006a. Dynamic changes of total bacteria and *Vibrio* in an integrated seaweed-abalone culture system. *Aquaculture* 252, 289-297.
- Pang, S.J., Xiao, T., Shan, T.F., Wang, Z.F., Gao, S.Q., 2006b. Evidences of the intertidal red alga *Grateloupia turuturu* in turning *Vibrio parahaemolyticus* into non-culturable state in the presence of light. *Aquaculture* 260, 369-374.
- 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.
- Purcell, S.W., Patrois, J. and 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.
- Ridler, N., Wowchuk, M., Robinson, B., Barrington, K., Chopin, T., Robinson, S., Page, F., Reid, G., Szemerda, M., Sewuster, J., Boyne-Travis, S., 2007. Integrated multi-trophic aquaculture (IMTA): a potential strategic choice for farmers. *Aquac Econ Manage* 11, 99-110.
- Robinson, G., Slater M.J., Jones, C.L.W., 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.W., Slater, M.J., Stead, S.M., 2015. Redox stratification drives enhanced growth in a deposit-feeding invertebrate: implications for aquaculture bioremediation. *Aquaculture Environment Interactions* 8, 1-13.
- Robinson, G., Caldwell, G., Wade, M. et al., 2016. Profiling bacterial communities associated with sediment-based aquaculture bioremediation systems under contrasting redox regimes. *Sci Rep* 6, 38850.
- Robinson, G., MacTavish, T., Savage, C., Caldwell, G.S., Jones, C.L.W., Probyn, T., 2018. Carbon amendment stimulates benthic nitrogen cycling during the bioremediation of particulate aquaculture waste. *Biogeosciences* 15 (6), 1863-1878.
- Robinson, G., Caldwell, G.S., Jones, C.L.W., Stead, S.M., 2019. The effect of resource quality on the growth of *Holothuria scabra* during aquaculture waste bioremediation. *Aquaculture* 499, 101-108.
- Rose, J.M., Bricker, S.B., Tedesco, M.A., Wikfors, G.H., 2014. A role for shellfish aquaculture in coastal nitrogen management. *Environmental Science and Technology* 48, 2519–2525.
- Saoud, I.P., Ghanawi, J. & Lebbos, N., 2008. Effects of stocking density on the survival, growth, size variation and condition index of juvenile rabbitfish *Siganus rivulatus*. *Aquacult Int* 16, 109.
- Shen, Y. and Lai, Q., 1994. Present status of mangrove crab (*Scylla serrata* Forskal) culture in China. *NAGA: the ICLARM Q.*, 171, 28–29.
- Schmitt, L.H.M., Brugere C., 2013. Capturing Ecosystem Services, Stakeholders' Preferences and Trade-Offs in Coastal Aquaculture Decisions: A Bayesian Belief Network Application. *PLOS ONE* 8(10), e75956.
- Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J., Brugère, C., Angel, D., Bailey, C., Black, K., Edwards, P., Costa-Pierce, B., Chopin, T., Deudero, S., Freeman, S., Hambrey, J., Hishamunda, N., Knowler, D., Silvert, W., Marba, N., Mathe, S., Norambuena, R., Simard, F., Tett, P., Troell, M. & Wainberg, A. 2008. Applying an ecosystem-based approach to aquaculture: principles, scales and some management measures. In D. Soto, J. Aguilar-Manjarrez and N. Hishamunda (eds). *Building an ecosystem approach to aquaculture*. FAO/Universitat de les Illes Balears Expert Workshop. 7–11 May 2007, Palma de Mallorca, Spain. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings. No. 14. Rome, FAO. pp. 15–35.
- Shpigel, M., Shauli, L., Odintsov, V., Ben-Ezra, D., Neori, A., Guttman, L., 2018. The sea urchin, *Paracentrotus lividus*, in an Integrated Multi-Trophic Aquaculture (IMTA) system with fish (*Sparus aurata*) and seaweed (*Ulva lactuca*): Nitrogen partitioning and proportional configurations. *Aquaculture* 490, 260-269.

- Tendencia, E.A., dela Pena, M.R., Choresca Jr., C.H., 2006a. Presence of snapper, seabass, and siganid inhibits growth of luminous bacteria in a simulated shrimp culture system. *Aquaculture* 260, 54–60.
- Tendencia, E.A., Fermin, A.C., dela Pena, M.R., Choresca Jr., C.H., 2006b. Effect of *Epinephelus coioides*, *Chanos chanos*, and GIFT tilapia in polyculture with *Penaeus monodon* on the growth of the luminous bacteria *Vibrio harveyi*. *Aquaculture* 253, 48–56.
- Tian, X., Li, D., Dong, S., Yan, X., Qi, Z., Liu, G., Lu, J., 2001. An experimental study on closed polyculture of penaeid shrimp with tilapia and constricted tagelus. *Aquaculture* 202, 57–71.
- Troell, M., Halling, C., Neori, A., Chopin, T., Buschmann, A.H., Kautsky, N., Yarish, C., 2003. Integrated mariculture: asking the right questions. *Aquaculture* 226, 69-90.
- Troell, M., 2009. Integrated marine and brackishwater aquaculture in tropical regions: research, implementation and prospects. In: D. Soto (Ed.). *A global review of integrated marine aquaculture*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 529. Rome.
- Vanhuysse, C., 2015. Étude en mésocosmes de l'effet de la remédiation des sédiments sur l'environnement d'un bassin d'élevage de crevettes. Rapport de stage pour le Master 1 "Sciences pour l'environnement - Parcours Ecologie de l'Université de La Rochelle. 15 p. <https://w3.ifremer.fr/archimer/doc/00359/46998/>
- Weitzman J., 2019. Applying the ecosystem services concept to aquaculture: A review of approaches, definitions, and uses - *Ecosystem services* 35, 194-206.
- Westman W., 1977. How much are nature's services worth, *Science*, 197, 960–964
- Wezel A., Bellon S., Doré T., Francis C., Vallod D., David C., 2009. Agro-ecology as a science, a movement and a practice. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 29, 503-515.
- Whitmarsh, D.J., Cook E.J., Black K.D., 2006. Searching for sustainability in aquaculture: an investigation into the economic prospects for an integrated salmon-mussel production system. *Mar Policy* 30, 293-298.



Photographie IX-6 : Algues produites en Sulawesi du Sud (Indonésie) en aval d'une ferme super-intensive de crevettes (Oct. 2014).



Chapitre X. Développement d'outils pour une gestion durable

« Dans la manufacture et dans l'artisanat, l'ouvrier se sert de son outil ; dans l'usine il sert la machine »

Karl Marx, Le Capital, livre I [1867-1873], chap. XV.

1. Contexte

L'acquisition des données dans le domaine de l'aquaculture était un enjeu majeur dans les années 90 (Fuchs et al., 1998). Les capteurs environnementaux permettent aujourd'hui des récoltes massives à différentes échelles (bassin, ferme, territoire, région, etc.). Les données issues des images satellitaires en sont un parfait exemple. L'analyse de ces données est devenu un problème récent. Les traitements classiques pour extraire des connaissances sont limités face à cette avalanche d'informations de plus en plus universellement accessibles par Internet. Les données sont généralement hétérogènes (facteurs mesurés de nature différente), multi-échelles, incomplètes, et parfois imprécises. De plus, elles intègrent une dimension spatiale et temporelle qui complexifie leur analyse de par leurs spécificités. Elles peuvent être non uniformément distribuées, présenter une diversité dans le type d'information qu'elles contiennent, montrer des relations hiérarchiques, présenter des autocorrélations...

La science des données offre la possibilité d'étudier ces bases de données complexes. Ce domaine s'est beaucoup développé ces dernières années. Il est issu de la convergence de communautés scientifiques différentes (statistiques, informatique, visualisation de l'information, mathématiques, technologies liées aux données) mais s'intéressant à des problématiques communes d'analyse des données. Cette science regroupe les méthodes d'apprentissage machine (machine learning), d'apprentissage profond (deep learning), de fouille de données (data mining), etc... Il s'agit d'une des composantes de l'intelligence artificielle. Dans cette discipline, les chercheurs proposent et développent des processus complets pour extraire des connaissances utiles sans hypothèse à priori. Le travail se déroule en plusieurs étapes qui vont de la préparation des données jusqu'à la restitution des résultats, en passant par la phase de recherche de modèles décrivant le phénomène. La phase de restitution aux experts est particulièrement importante. Elle correspond souvent à la mise en place de plateformes de visualisation interactives et intuitives. L'objectif est d'assister les experts dans la découverte de connaissances « cachées ».

Pour développer les étapes du processus, les chercheurs des différentes disciplines doivent travailler en étroite collaboration. Le processus se veut interactif et itératif. À chaque étape, on interagit pour alimenter et ajuster les paramètres en fonction des connaissances à extraire ; itératif dans le sens où certaines connaissances cachées extraites peuvent devenir de nouvelles hypothèses de départ pour des analyses plus approfondies. Ces hypothèses peuvent aussi orienter des ajustements d'autres paramètres du modèle et améliorer sa précision et sa robustesse.

Je collabore ainsi depuis plus de 10 ans avec le Dr. Nazha Selmaoui-Folcher de l'Université de la Nouvelle-Calédonie, spécialisée dans la fouille de données pour développer des méthodes, des processus, des algorithmes dans l'objectif d'analyser des données issues du monde aquacole. Le texte ci-dessus est une adaptation d'un texte écrit à l'initiative du Dr. Nazha Selmaoui-Folcher. Nous avons co-encadré deux thèses, celles de Niken Gusmawati (UNC) et de Jannai Tokotoko (UNC). J'ai collaboré à une troisième thèse encadrée par le Dr. Nazha Selmaoui-Folcher, celle de Zhi Cheng (UNC).

2. Les données satellitaires

Le projet INDESO (Infrastructure development of space oceanography for IUU fishing and coastal monitoring – Towards sustainable fisheries in Indonesia) émanait d'un appel d'offre lancé par le département de la Pêche et de l'Aquaculture (KKP) du Ministère des Affaires Maritimes et des Pêches indonésien. Ce projet était un programme scientifique dont le maître d'ouvrage était l'entreprise CLS-Argos (Collecte Localisation satellites - <http://www.cls.fr/>). Il visait à fournir un ensemble de technologies, de connaissances et d'infrastructures ayant pour objets (i) le développement durable de la pêche et de l'aquaculture et (ii) la préservation de l'environnement côtier Indonésien. Il était divisé en plusieurs composantes incluant la construction d'un centre spécialisé en océanographie opérationnelle à Bali et de 7 applications opérationnelles (http://www.indeso.web.id/indeso_wp/index.php/). L'application "shrimp farming" dont j'avais la charge avait pour objet de fournir, à l'aide des technologies mises en place par CLS (imageries par satellites, modèles océaniques), des outils d'aide à la décision aux politiques publiques indonésiennes visant à augmenter et à consolider la production de crevettes dans les fermes industrielles dans un contexte de développement durable. Ce travail a été réalisé en étroite collaboration avec l'unité "Pôle pluridisciplinaire de la matière et de l'environnement (PPME)" de l'université de la Nouvelle-Calédonie, le Research Institute for Coastal Aquaculture (RICA) indonésien et l'unité IRD-UMR AMAP à Montpellier.



Figure X-1. Image satellite à très haute résolution spatiale d'une ferme super-intensive en Sulawesi du Sud (Site de Takalar) (25 février 2014). On distingue parfaitement bien les bassins mais aussi les aérateurs que l'on peut compter au sein de chaque structure. On distingue facilement les bassins en eau et ceux en cours d'assèchement.

L'utilisation des images satellites était généralement cantonnée jusque dans les années 2000 à la recherche de nouveaux sites pour établir de nouvelles fermes (Beltrame et al., 2006). La résolution spatiale restait insuffisante pour accéder à des informations précises. L'arrivée sur le marché au début des années 2000 des images à très haute résolution spatiale (50 cm) offrait à la fois les détails

nécessaires et une capacité pour couvrir de vastes étendues afin de cartographier les fermes (Alexandridi et al., 2008) mais aussi l'environnement côtier (Nath et al., 2000) afin d'étudier les liens entre aquaculture et environnement.

2.1. Application à l'analyse des données sur le site de Perancak

L'Indonésie est l'un des plus gros producteurs de produits aquacoles à l'échelle mondiale. L'émergence des maladies depuis le début des années 80 a conduit à l'abandon de nombreux sites de production. En 2015, on estimait à 250 000 ha la surface de bassins abandonnés dans ce pays. Bien que les principes de réhabilitation des zones côtières aient été posés dans les années 90, la réhabilitation des zones dégradées par l'aquaculture n'était toujours pas systématique, assez peu durable et très peu documentée. L'objectif de l'étude était d'identifier les facteurs de risque d'origine environnementale conduisant à l'abandon des fermes pour ne pas reproduire dans la phase de réhabilitation les erreurs du passé (voir le chap. XI).

Dans une première étape, la multiplicité des images mais aussi des sites de production nous obligeait à concevoir un outil pour cartographier automatiquement les structures d'élevage à partir des images satellites. Cet outil créé dans le cadre d'une collaboration entre deux de nos doctorants à l'UNC (Niken Gusmawati et Zhi Cheng) est basé sur la détection de contour (EBD) et la fusion d'informations bordure/Edge Based-Detection (EDB). Du fait d'une grande variabilité de situations, nous avons choisi le site de l'estuaire de la Perancak pour le tester (Fig. X-2). Il présentait différentes configurations possibles avec des bassins en activité, des bassins abandonnés, la présence de digues non continues, de palétuviers dans les bassins et sur les digues.... Les résultats ont été comparés à d'autres méthodes (RGT et IUC) (Virdis et al., 2014) et ont montré que la classification et la segmentation des bassins ont fourni des taux de précision très satisfaisants et supérieurs à 90% (Gusmawati et al., 2016). Cette méthode est d'une grande efficacité comparativement aux deux autres pour cartographier les bassins abandonnés mais pas pour ceux qui étaient déjà colonisés par la végétation.

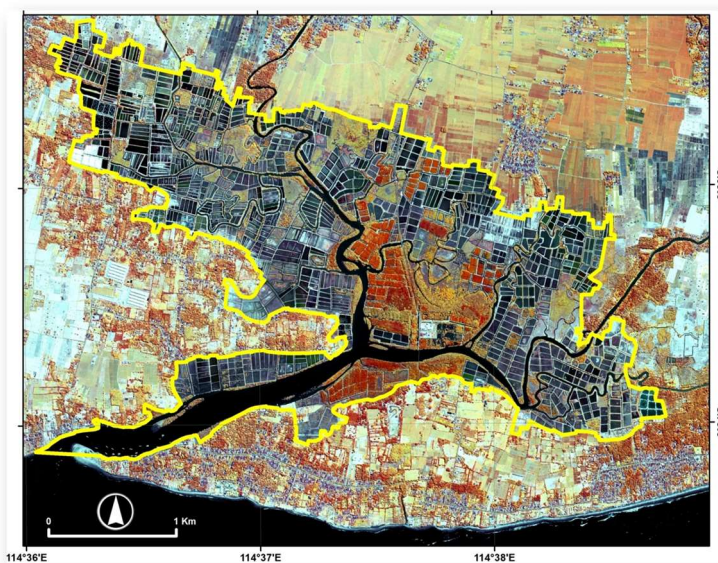


Figure X-2. Image satellite à très haute résolution spatiale de l'estuaire de la Perancak en 2015. Son contour est dessiné avec un trait jaune.

Une fois les cadastres réalisés, la seconde étape a été d'identifier des attributs à chaque bassin et d'analyser leurs évolutions au sein de l'estuaire. Un bassin est dans ce travail défini comme un objet. Il y aura autant de bassins que d'objets. La [fig. X-3](#) montre la démarche générale du projet (flow chart). Ces attributs concernent aussi bien la gestion des bassins que leur environnement. On peut par exemple facilement détecter la présence d'aérateurs, de pontons pour nourrir les animaux et/ou de palétuviers au sein des structures. Nous avons ainsi pu à l'aide de différents attributs construire un indicateur composite pour discriminer un bassin actif d'un bassin inactif et analyser son évolution sur une échelle de 15 ans. La présence d'un ponton s'est révélée être un attribut essentiel pour discriminer une bassin actif d'un bassin abandonné. Ce nouvel indicateur a permis de montrer que l'abandon des bassins, qui s'explique par des épidémies successives, était associé à des conditions climatiques particulières. Certaines zones comprenant plusieurs bassins ont montré une résilience plus forte à ces maladies infectieuses que d'autres ([voir chapitre suivant](#)).

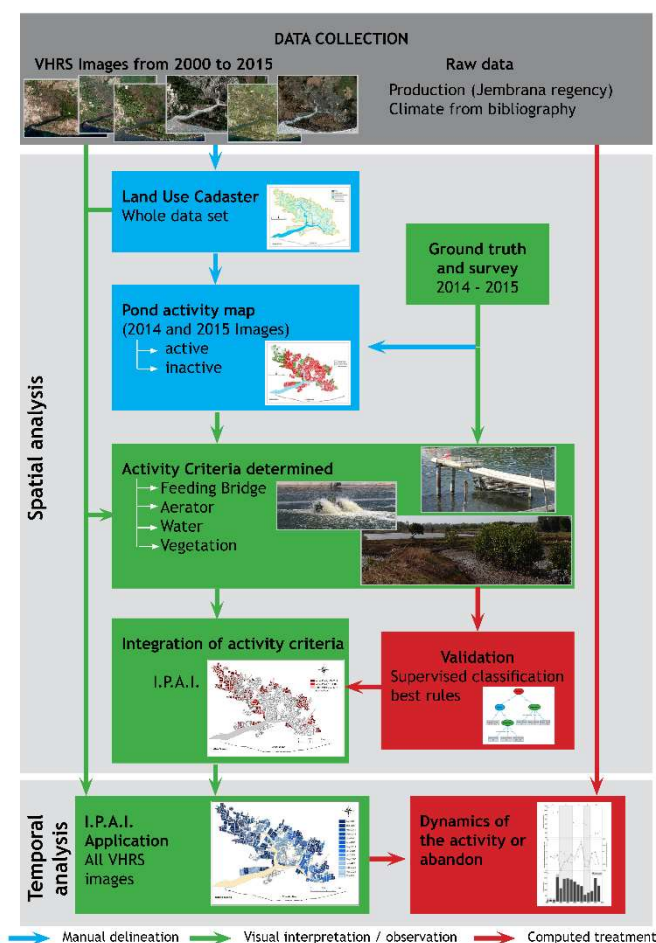


Figure X-3. Schéma d'organisation mis en place dans le cadre de la thèse de Niken Gusmawati pour l'analyse des facteurs à l'origine de l'abandon des structures d'élevage sur le site de Perancak ([Gusmawati et al., 2018](#)).

Les données collectées dans le cadre de la thèse de Niken Gusmawati, initialement intégrées sous forme de SIG ont été utilisées pour travailler comme cadre applicatif sur un nouveau problème d'exploration de données complexes dans le cadre d'un autre doctorat, celui de Zhi Cheng. Il s'agissait d'extraire des motifs (pattern mining) qui traduisent des évolutions récurrentes dans un unique graphe dynamique attribué (domaine du graph mining) ([Cheng et al., 2017](#)). Un graphe est un ensemble d'objets dont certains sont reliés à un instant t. Un graphe dynamique représente l'évolution

temporelle de cet ensemble d'objets. Les attributs locaux fournissent des informations sur les objets représentés à ce stade de complexité comme des nœuds reliés entre-deux. Dans le cas de Perancak, un graphe correspond au cadastre des bassins associés à différents attributs. L'objectif est de découvrir les motifs fréquents à travers les propriétés locales des nœuds et leurs propriétés topologiques dans le graphe dynamique. Cette méthode est commune pour analyser les interactions entre objets et l'évolution des réseaux. De nombreux outils mathématiques (distances, projections, etc...) peuvent être utilisés pour ces analyses. Cette démarche est en opposition aux modèles globaux construits par les approches de classification. On ne recherche pas ici les différences mais les régularités suivies par une partie des données. Toutefois, la nouveauté réside dans la capacité de la méthode à analyser des évolutions récurrentes en tenant compte à la fois de la variabilité temporelle mais aussi spatiale des nœuds.

Un algorithme a été conçu par le doctorant pour extraire ces motifs qui traduisent des évolutions récurrentes dans un unique graphe dynamique attribué (Cheng, 2018). La recherche de motifs récurrents séquentiels (ici représentés par des groupes de bassins au sein du système) en fonction d'un ou de plusieurs attributs montre la présence de séquences de groupes. L'analyse de ces motifs permet par exemple de mieux comprendre et d'identifier les pratiques des fermiers lorsqu'ils doivent faire face à des épidémies (augmentation de l'aération des bassins, découpage des structures...). Ils permettent aussi d'identifier des groupes de bassins présentant une gestion commune et spatialement proches.

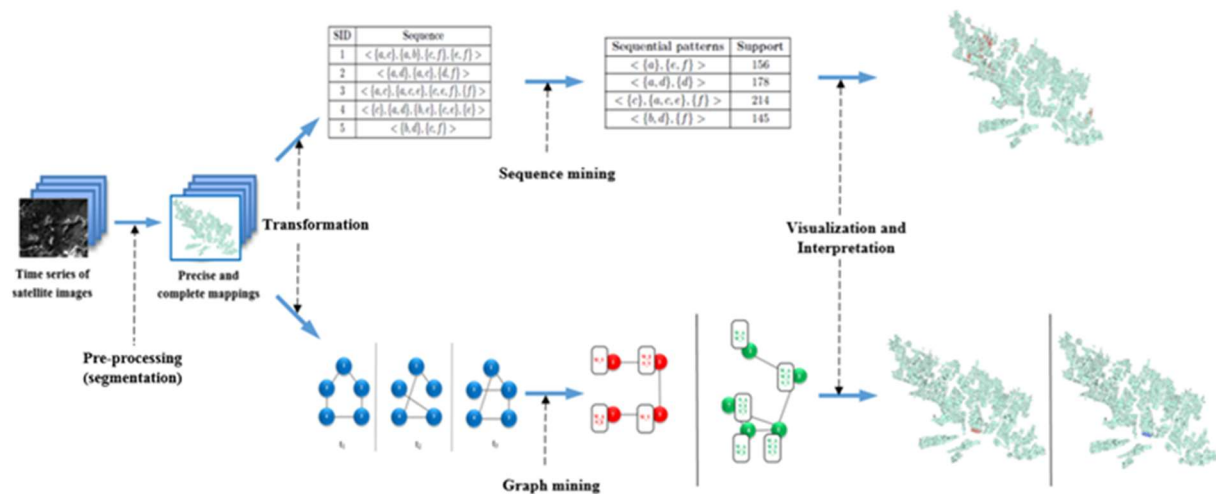


Figure X-4. Processus d'analyse de la résilience de l'activité aquacole aux maladies dans l'estuaire de Perancak à Bali (Indonésie).

2.2. Application à l'analyse des données sur le site de Gresik

Avec une production qui a atteint 575 000 tonnes en 2015 (Phillips et al., 2015), l'Indonésie est devenue leader en 2012 de la production de *Chanos chanos* (milkfish) dans la région Asie - Pacifique. Ce poisson est essentiellement produit à destination du marché local, dans des bassins d'élevages traditionnels plantés de palétuviers, situés en zone côtière et gérés de manière extensive par de petits fermiers (Maskur et al., 2013; Rimmer et al., 2013; Asia-Pacific Fishery Commission, 2014). Cette forme d'élevage daterait du XIV^{ème} siècle. La concentration de bassins dédiés à l'élevage du 'milkfish' dans

une même zone côtière est généralement importante (Chong et al., 1984). Des pratiques de co-culture incluant l'élevage de crevettes et d'intensification ont été implantées dans les années 80 afin d'améliorer la rentabilité du système de production.

L'un des challenges auquel doit faire face les autorités Indonésiennes est de sécuriser cette production dans un contexte de changement climatique, de forte croissance de l'aquaculture dans la région Asie - Pacifique impliquant une augmentation de la concurrence et d'importantes évolutions de l'économie du marché des produits de la mer, qu'il soit national ou international. Ces changements pourraient impacter négativement ce système traditionnel de production (agrosystème) en diminuant in fine les ressources financières des éleveurs (baisse des prix sur le marché, augmentation du prix des intrants, pression foncière...) (Rimmer et al., 2013). Il est nécessaire d'analyser les facteurs de résilience de cet agrosystème pour faire face à ces évolutions, le rôle des mangroves (Van Oudenhoven et al., 2015), et de déterminer quels sont les principaux facteurs de risque qui pourraient entraîner un abandon des fermes (Troell, 2009). La gestion de ces risques nécessite d'apporter aux décideurs et aux fermiers une bonne connaissance du système de production et de son évolution (Duru, 2013).

L'objectif de ce projet était d'étudier l'évolution de la structure spatiale et temporelle de l'agrosystème "milkfish - mangrove" pour identifier les facteurs de résilience et de risque liés aux pratiques actuelles de gestion. L'analyse d'images satellitaires à très haute résolution spatiale était à la base de ce projet interdisciplinaire. Ce travail a été conduit sur un site de production situé dans la région de Gresik à Java (6°52'35.9"S 112°33'22.9"E), dans le cadre du projet INDESO (<http://www.indeso.web.id>). La région de Gresik se trouve à l'Ouest de la Province de Java Est et à proximité de la ville de Surabaya (fig. X-5). Elle est réputée pour sa production aquacole et ses activités de pêche.

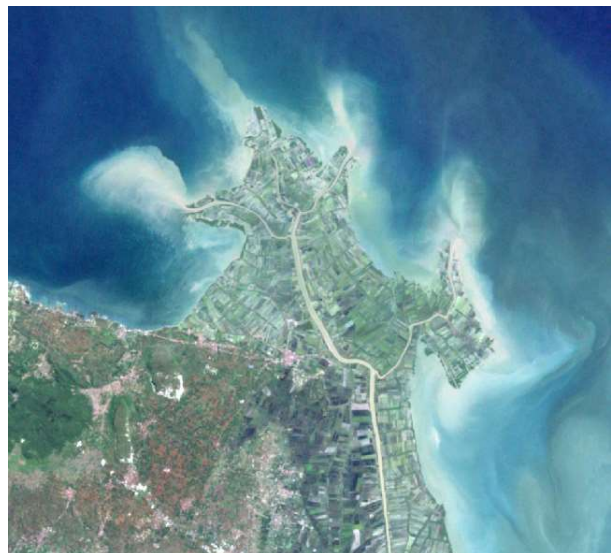


Figure X-5. Image satellite VHRS du site de Gresik (Java en Indonésie).

L'aquaculture est particulièrement présente dans trois districts : Ujung Pangkah, Sidayu et Bungag (fig. X-6). L'élevage du *Chanos chanos* est très développé à tel point que cette espèce est même devenue le symbole de la région. Notre zone de travail couvrait une surface de 9482 ha et se situait dans le district de Ujung Pangkah. Elle est traversée par la rivière Bengawan Solo d'une longueur de 600 km et sous l'influence d'un bassin versant de 16100 km² (Hoekstra, 1993; Pawitan et al., 2007). La péninsule de Gresik résulte du détournement du cours de la rivière par l'homme en 1880 pour éviter l'envasement du port de Tanjung Perak. L'accrétion est le processus qui domine à long terme. Notre zone de travail se situe donc sur cette zone d'accrétion et sur laquelle les bassins d'élevage sont implantés au fur et à mesure de son extension. Avec une surface de 4362 ha en 2014, les bassins appelés localement Tambak couvrent 42% de la zone de travail. Le district de Ujung Pangkah dépend de trois villages appelés Pangkah Wetan (2003 ha de tambaks), Pangkah Kulon (1550 ha de tambaks) et Banyu Urip (77 ha de tambaks).

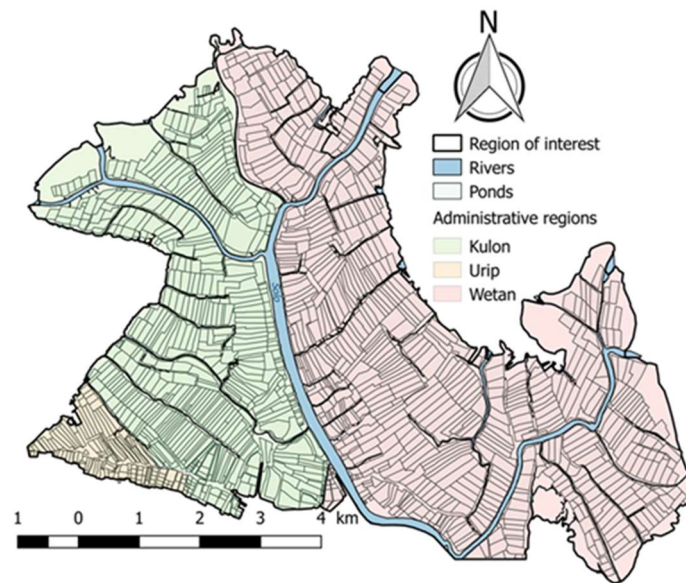


Figure X-6. Cet estuaire, très fragmenté par la présence de nombreux bassins aquacoles présente sur sa bordure externe, autour et dans les bassins des palétuviers plantés ou non, des chenaux reliant la mer à la Bengawan Solo et différentes infrastructures. Les différentes zones administratives (Kulon, Urip and Wetan) sont représentées par des couleurs différentes.

La présence de palétuviers le long des digues et sur de petites îles à l'intérieur des bassins est une particularité de ce système de production ([Photographie X-1](#)). Trois espèces sont généralement plantées pour limiter l'érosion des digues, apporter de l'ombrage pour les poissons et fertiliser les bassins : *Avicenia marina*, *Rhizophora mucronata*, *Rhizophora apiculata*. Les arbres sont coupés au bout de 5 ans pour vendre le bois qui est une ressource financière complémentaire pour les éleveurs ([Schuster, 1952](#)). Différentes études ont montré l'importance des mangroves pour améliorer la qualité de l'eau et la santé de l'environnement des systèmes aquacoles (e.g. [Robertson and Phillips, 1995](#); [Shimoda et al., 2006](#); [Primavera, 2007](#)). La présence des arbres est aussi un facteur de protection contre les maladies virales touchant les crevettes (white spot virus syndrome) ([Tendencia et al., 2011 ; 2012](#)). La surface de mangrove a été rapportée en forte diminution entre 2004 et 2010 avec respectivement 322,5 et 84,1 ha ([Purnawan, 2012](#)). Plus de 20% de la mangrove est considérée comme significativement impactée par les activités humaines dans cette zone ([Yamindago, 2015](#)).



Photographie X-1. Échange d'informations entre la doctorante Niken Gusmawati et un fermier au bord des bassins sur le site de Gresik (novembre 2014).

Pour atteindre les objectifs du projet, ce travail visait dans un premier temps à fournir des informations et des outils pour améliorer notre connaissance de cet agrosystème. Dans ce cadre, trois points complémentaires ont été étudiés : (i) la morphodynamique du littoral et les conséquences de la construction des bassins d'élevage au détriment de la mangrove, sachant que cette région est particulièrement sensible aux catastrophes naturelles et à l'érosion côtière (Sammunt et al., 2008) (ii) la dynamique de la structure du réseau fluvial en supposant qu'il s'agissait d'un facteur important de maintien de l'activité comme suggéré par Schuster (1952), (iii) la dynamique des mangroves au sein du système de production comme ressource financière (Schuster, 1952).

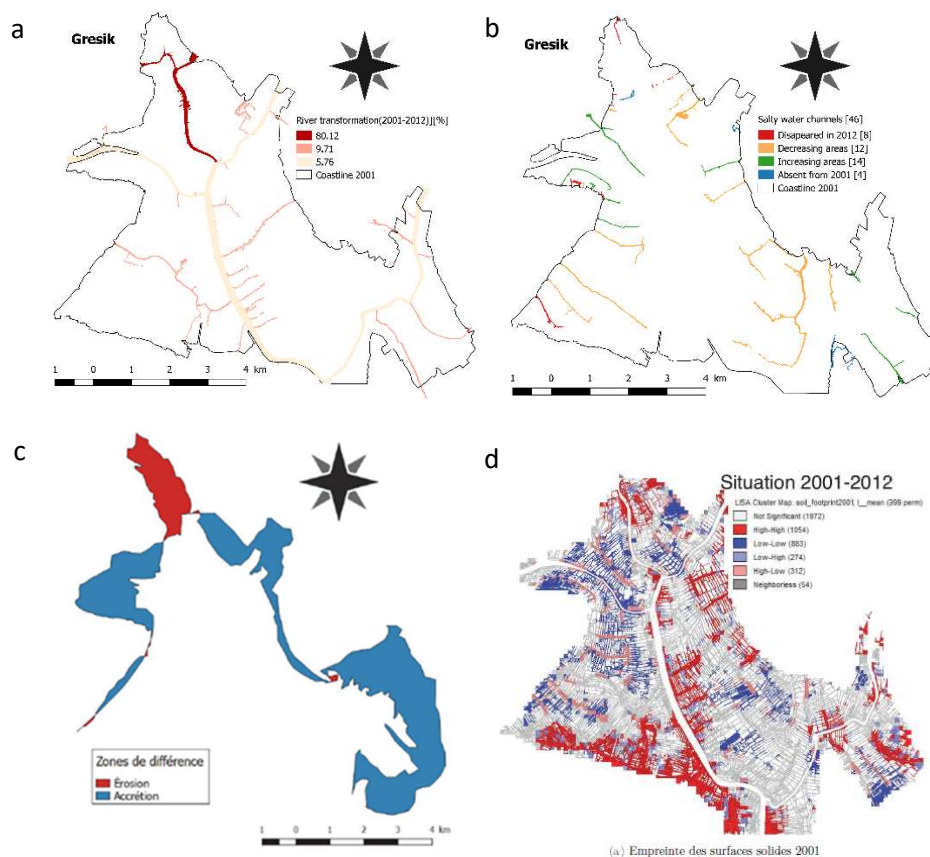


Figure X-7. Évolution (a) du réseau fluvial et (b) des arroyos sur la péninsule de Gresik entre 2001 et 2012, (c) des zones d'accrétion et d'érosion en bordure du site entre 1994 et 2016 (264 mois), et des zones de végétation à l'intérieur du site entre 2001 et 2012 (Rouge, bleu : autocorrélation positive, végétation du voisinage respectivement en augmentation et en diminution. Rose, mauve : autocorrélation négative, végétation du voisinage respectivement en augmentation et en diminution (Amrari, 2016).

La première étape de ce travail a été un traitement des images (super imposition et pan-sharpening) issues de différents capteurs des satellites LANDSAT 4, 5, 7 et 8 (08/07/94; 29/05/97; 22/05/03; 06/11/06; 04/07/16), IKONOS (15/09/01), GEOEYE (12/08/12) et Sentinel 2 (26/12/15) (Amrari, 2016). Les changements morphologiques des cours d'eau ont été mis en évidence par segmentation par décalage moyen. L'étude de la dynamique de l'évolution du trait de côte a été réalisée à l'aide d'un plugin du logiciel QGIS. Le suivi des variations de la mangrove est basé sur les résultats obtenus grâce

aux différences de NDVI. Les indices d'autocorrélation spatiale ont été utilisés pour quantifier la régularité du phénomène et ainsi discriminer des zones avec des comportements similaires dans le proche voisinage.

Ce travail réalisé dans le cadre d'un stage d'ingénieur de l'Université polytechnique de Lausanne (Amrari, 2016) a permis de confirmer et/ou de mettre en évidence (i) une forte évolution de la morphologie côtière entre 1994 et 2016 et une érosion qui a entraîné la destruction de plusieurs dizaines de bassins, (ii) une diminution de la surface d'accrétion et donc à priori de la dynamique d'extension de cet estuaire, (iii) une modification de la mangrove sur son pourtour mais aussi en bordure des bassins, (IV) des difficultés pour certains éleveurs d'accéder à l'eau pour renouveler leurs bassins avec une baisse très significative de la circulation des eaux douces entre 2001 et 2012 sur la pointe nord du site. Nous avons ainsi mis en évidence des conditions d'élevage particulièrement défavorables en saison sèche laissant supposer l'existence d'une forte variabilité spatiale en terme de productivité des structures d'élevage.

Le risque d'érosion sur le nord de cette péninsule reste important. Une publication très récente sur la dynamique côtière confirme les résultats que nous avons obtenu dans ce domaine (Arjasakusuma et al., 2021). Avec la construction de multiples barrages en amont sur la bengawan Solo, il est probable que nous assistions dans le futur à une baisse encore plus importante des apports en sédiments vers le système côtier et donc du niveau d'accrétion. La gestion de l'envasement des canaux et de l'hydrodynamique du système reste insuffisante pour permettre une bonne gestion des flux d'eau compatible au maintien de certaines structures dans le Nord du site. L'augmentation du niveau de la mer avec le réchauffement climatique devra être pris en compte comme facteur de risque pour cet agrosystème et ne pas être négligé. L'analyse de l'évolution spatiale des mangroves autour des bassins pourrait suggérer une gestion commune par unité administrative de cette ressource soulignant ainsi le caractère social de cette production.

L'application des méthodes associées aux sciences des données (data mining) permettrait d'aller beaucoup plus loin pour l'analyse de ce site. Différents projets de recherche ont été déposés pour poursuivre ce travail en lien avec nos collègues indonésiens mais non financés.



Photographie X-2. Rencontre entre scientifiques et éleveurs à Gresik dans le cadre de l'application crevette du projet INDESO (© Niken Gusmawati).

3. Les données collectées par les fermiers

La réussite d'un élevage aquacole dépend de nombreux facteurs d'origines zootechnique, environnementale et/ou économique. Les acteurs impliqués dans ce processus complexe de production doivent identifier les conditions favorables à l'optimisation du rendement et de la qualité du produit à l'échelle de la structure d'élevage, des fermes et/ou de la filière. La survie et la croissance des animaux restent par exemple des éléments incontournables qui vont dépendre de nombreuses variables. La filière crevette produit ainsi de nombreuses données, généralement sous-exploitées car complexes (hétérogènes, temporelles, spatiales, etc.) et issues de différentes sources (producteur, provendiers, sociétés de commercialisation...).

En 2000, dans le cadre des recherches sur les maladies, j'ai organisé le travail de collecte et d'informatisation des données de certaines fermes. Il est rapidement devenu essentiel que l'informatisation devait se faire directement par les fermiers. En 2001, une réflexion a été initiée à l'échelle du laboratoire sur la mise en place d'une base de données, dont l'objectif était de compiler l'ensemble des données produites sur les fermes d'élevage de NC. L'idée initiale était de permettre aux chercheurs de disposer rapidement de l'information, dans un format numérique et standardisé, afin (i) d'établir des diagnostics rapides et précis en cas d'épisodes de mortalités; (ii) de disposer d'un maximum d'informations pour les aider dans la compréhension du déclenchement des mortalités saisonnières observées depuis plusieurs années au niveau de la filière (iii), de faciliter les échanges d'informations entre les différents partenaires de la filière (aquaculteurs privés, recherche, institutions), d'assurer un suivi de la filière (évolution des pratiques zootechniques, veille clinique...) et de disposer d'un outil d'archivage de l'historique des élevages de la filière (Soulard et al., 2009). Pour atteindre ces objectifs, l'outil, nommé Stylog-module ferme, a été développé par Benoît Soulard de l'Ifremer pour permettre aux aquaculteurs de saisir leurs données en cours d'élevage dans un format standard. Cet outil a été transféré au groupement des fermes aquacoles (GFA) en 2011.

Une première étude intitulée « Premières approches pour l'analyse de données d'élevages de crevettes marines en Nouvelle-Calédonie » a identifié de possibles indicateurs de productivité (Frappier et al., 2008). La mise au point d'une méthode de caractérisation des conditions dans lesquelles se sont déroulés les bons élevages, eux même identifiés par une méthode standardisée a aussi été mise au point (scripts développés en langage R) (Ramage et al., 2011). L'étude des arbres de décision visant à caractériser les bons élevages en terme de productivité a permis d'identifier trois indicateurs de performance. Toutefois, ces études restaient incomplètes et ne prenaient pas en compte les élevages développant les maladies.

L'archivage des données dans la base Stylog a permis de collecter depuis le début de sa conception (2003) plus d'un million de mesures représentant plus de 1000 élevages. Ces données concernent aussi bien la zootechnie que l'environnement d'élevage. La SOPAC (<http://www.sopac.nc/>) a mis en place une autre base de données sur la qualité du produit. À chaque pêche, des échantillons sont systématiquement analysés selon différents critères pour caractériser la qualité du produit dont l'origine est tracée.

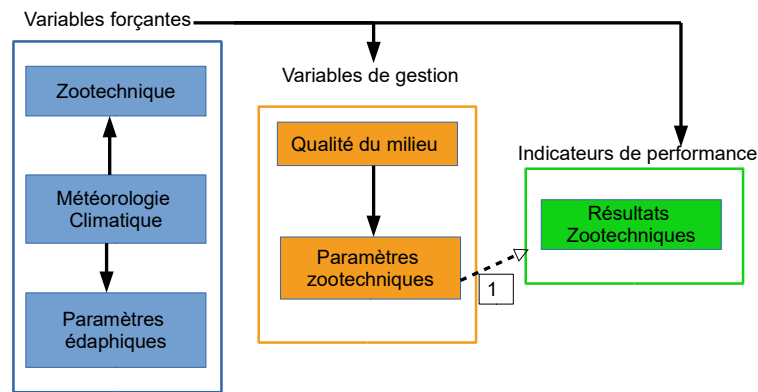


Figure X-8. Modèle conceptuel pour l'analyse des données (Tokotoko et al., 2020).

Le travail mené dans le cadre de la thèse de Jannai Tokotoko se proposait de mettre en place un processus complet d'analyse de données adapté aux problématiques de la filière aquacole en s'appuyant sur ces deux bases de données. Le développement d'un tel processus allait nécessiter de lever différents verrous scientifiques dans le domaine des sciences de la donnée et la mise au point de nouveaux outils pour traiter ces données complexes. Le but de la démarche était de croiser les données de production et de commercialisation afin d'identifier (i) les meilleures pratiques zootecnikues et (ii) les meilleures conditions environnementales possibles pour optimiser les rendements tout en générant un produit de qualité. L'analyse est conduite sur un jeu de données issus de 400 élevages réalisés entre 2003 et 2015. La première phase a été de mettre au point un modèle conceptuel pour identifier les principales étapes à mettre en place (Fig. X-8). Par indicateur de performance, nous entendons un indicateur qui prenne en compte à la fois les résultats zootecnikues de l'élevage (poids, survie) et la qualité du produit issue de ce même élevage.

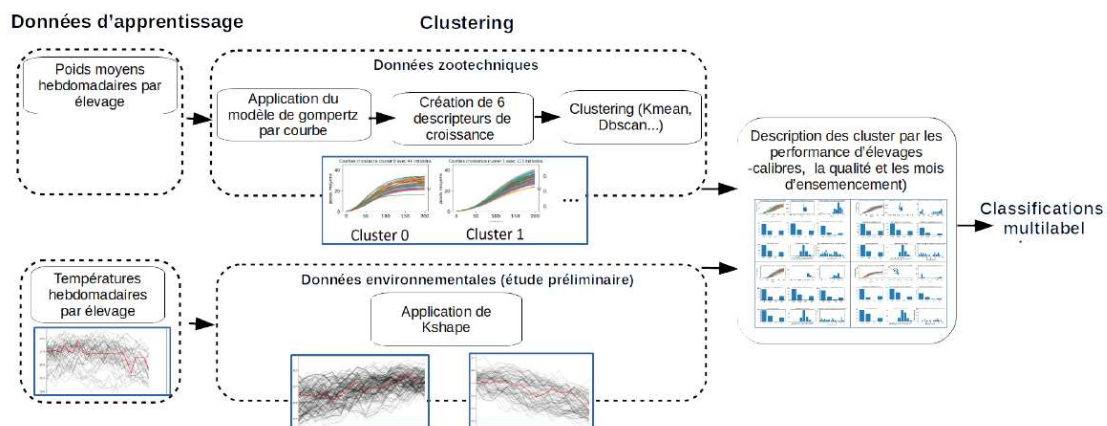


Figure X-9. Étapes du processus d'analyse des données temporelles issues de la filière crevetteicole Calédonienne (Tokotoko et al., 2020).

Dans le cadre de ce doctorat, nous nous sommes concentrés sur le lien entre paramètres du milieu, croissance et performances des élevages (fig. X-8). La première étape a consisté à modéliser le lien

entre évolution des poids mesurés avec des indicateurs de performances. Le modèle de Gompertz classiquement utilisé en aquaculture (Jackson et Wang, 1998) a été utilisé pour transformer les données d'évolution des poids en deux facteurs B et C dans l'équation suivante $G(t) = 0,3 \cdot \exp(B \cdot (1 - \exp(-t^C)))$. Trois autres descripteurs ont été définis pour décrire ces données : le temps pour atteindre le point d'inflexion et la durée des élevages pour atteindre respectivement 1 et 5 g. Plusieurs méthodes de clustering ont été testées (x-means, k-means et dbscan) avec plusieurs valeurs de paramètres d'entrées qui sont propres à chacune d'elles (nombre de clusters k, densité des clusters...). Les 7 clusters obtenus par la méthode K-means ont été décrits par des paramètres de performance (Fig. X-10). Le cluster 2 caractérisé par une proportion importante d'élevages ensemencés en juillet montre par exemple des survies particulièrement faibles et une présence importante de têtes éclatées cuites. Plusieurs classifieurs multilabels ont été testés.

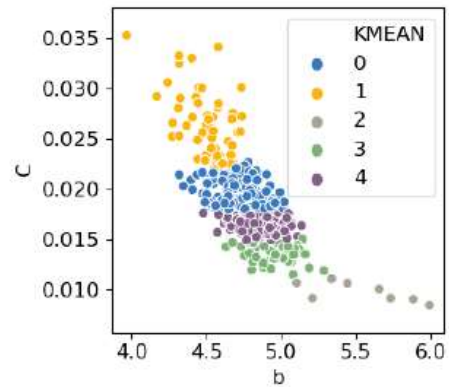


Figure X-10. Clusters obtenus par la méthode K-means avec les données issues du modèle de Gompertz.

La seconde étape a eu pour objet d'analyser la part des conditions environnementales sur ces mêmes performances par la méthode K-shape (Paparrizos et Gravano, 2016) qui crée des clusters homogènes et bien séparés prenant en compte les formes des séries temporelles tout en les comparant. Le clustering permet de bien différencier des groupes de séries temporelles pour les températures (Fig. X-11). Les séries associées à des températures inférieures à 26°C montrent les survies généralement les plus faibles. Les élevages qui présentent les températures les plus élevées en début de cycle montrent les meilleurs résultats en terme de survie et de croissance. Un travail similaire a été réalisé avec d'autres variables d'élevage comme l'oxygène, la salinité et le pH.

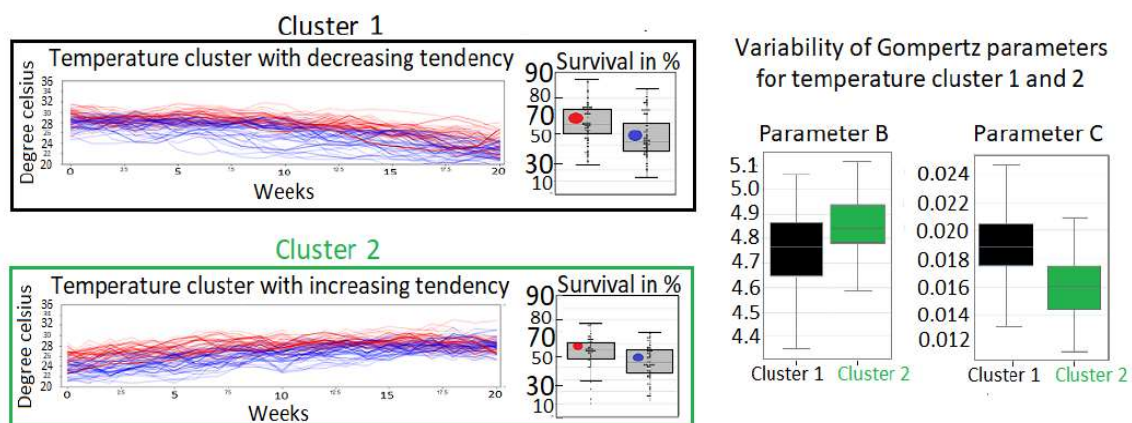


Figure X-11. Étapes du processus d'analyse des données temporelles issues de la filière crevetticole Calédonienne (Tokotoko et al., 2020).

Le doctorant a proposé une nouvelle méthode de clustering de séries temporelles X-MeansTS pour l'analyse de la qualité du milieu et des données environnementales permettant de rechercher automatiquement un nombre de clusters optimal à l'aide d'une nouvelle mesure de dispersion (Tokotoko et al., 2021). La performance de X-MeansTS a été comparée aux méthodes K-MeansTS et K-Shape sur un ensemble de jeux de données hétérogènes. Grâce aux mesures de qualité des méthodes, X-MeansTS montre en général des résultats satisfaisants et plus performants. D'autres verrous scientifiques doivent être levés. Ils concernent l'analyse multivariée des données temporelles (Tokotoko et al., in prep.).

4. Conclusions et perspectives

Le développement des outils reste un objectif important pour fournir des informations aux décideurs comme aux fermiers. Le domaine des big data est un domaine d'avenir qui concerne aussi l'aquaculture. Les travaux que nous avons menés jusqu'ici pour certains très novateurs dans le domaine de la production animale ne sont que le début d'un long processus de recherche. Les sources de ces données vont se multiplier. Elles concernent aussi bien le domaine de l'image avec une multiplication de leur nombre (mais aussi des capteurs), que des bases de données issues des filières et de la recherche (métagénomique et métabolomique par exemple). Le développement des méthodes informatiques est un élément crucial pour l'analyse et l'exploitation de ces données. Mais après presque 10 ans de collaborations avec l'Université de Nouvelle-Calédonie dans ce domaine, j'ai le sentiment qu'il ne faut pas sous-estimer la difficulté inhérente à cet exercice qui nécessite (1) une acculturation des chercheurs impliqués et le développement d'un « langage commun » ; (2) un équilibre et un respect mutuel entre disciplines qui ne doivent pas rentrer en concurrence, ni dans la phase de montage du projet, ni dans sa conduite (Ducrot et al., 2021).

La collecte de données et la mise en place de bases de données structurées et adaptées est une étape cruciale pour assurer un travail de qualité. À titre d'exemple, sur les 1000 élevages que comptait la base Stylog en 2015, uniquement 400 ont pu être exploités dans le cadre de la thèse de Jannai Tokotoko. Cette perte d'information est dommageable à la qualité de l'analyse qui sera de fait limitée par le nombre de cas. La mise en place d'un workflow est un préalable important qui nécessite une réflexion commune entre les différents spécialistes. Le suivi des travaux en informatique par l'expert « métier » est nécessaire pour qu'il soit en mesure d'interpréter correctement les résultats obtenus. Intellectuellement de par son côté novateur, complexe et interdisciplinaire, ce travail entrepris avec l'Université de la Nouvelle-Calédonie a été l'un des plus motivant de ma carrière. Pour être efficace, il nécessite un respect, une confiance et d'être capable de prendre en compte les difficultés rencontrées par les uns et les autres dans le processus de recherche qui peut s'avérer être long.

5. Références

- Alexandridis, T.K., Topaloglou, C.A., Lazaridou, E., Zalidis, G.C., 2008. The performance of satellite images in mapping aquacultures. *Ocean & Coastal Management* 51(8–9), 638-644.
- Amrari, S., 2016. Étude des changements spatio-temporels et environnementaux d'un site de production aquacole en Indonésie à l'aide d'images satellites à très haute résolution. Rapport de stage de 2ème année de l'École Polytechnique Fédérale de Lausanne. 38p.

- Arjasakusuma, S.; Kusuma, S.S.; Saringatin, S.; Wicaksono, P.; Mutaqin, B.W.; Rafif, R. 2021. Shoreline Dynamics in East Java Province, Indonesia, from 2000 to 2019 Using Multi-Sensor Remote Sensing Data. *Land* 10, 100.
- Asia-Pacific Fishery Commission, 2014. Regional overview of aquaculture trends in the Asia-Pacific Region 2014, RAP Publication 2014/26, 45 p.
- Beltrame, E., Bonetti, C., & Bonetti, J., 2006. Pre-selection of Areas for Shrimp Culture in a Subtropical Brazilian Lagoon Based on Multicriteria Hydrological Evaluation. *Journal of Coastal Research*, 1838-1842.
- Cheng, Z., Flouvat, F., Selmaoui-Folcher, N., 2017. Extraction des évolutions récurrentes dans un unique graphe dynamique attribué. In EGC 2017, vol. RNTI-E-33, pp.105-116.
- Cheng, Z., 2018. Mining recurrent patterns in a dynamic attributed Graph. : Application on aquaculture pond monitoring by satellite images. Thèse de Doctorat de l'Université de la Nouvelle Calédonie. Soutenue le 16-10-2018. <http://www.theses.fr/2018NCAL0004>.
- Chong, K-C., Poernomo, A., Kasryno F., 1984. Economic and technological aspects of the Indonesian milkfish industry. In: *Advances in milkfish biology and culture: Proceedings of the Second International Milkfish Aquaculture Conference, 4-8 October 1983* (ed J. V. Juario RPF, & L. V. Benitez). Metro Manila, Philippines: Published by Island Pub. House in association with the Aquaculture Department, Southeast Asian Fisheries Development Center and the International Development Research Centre., Iloilo City, Philippines, pp. 199-213.
- Ducrot, C., Belen Barrio, M., Boissy, A., Casabianca, F., Pinard-van der Laan, M-H., Maillet, I., 2021. Comment faciliter la construction et la conduite des projets interdisciplinaires : retour d'expérience d'un programme de recherche sur la gestion intégrée de la santé des animaux en élevage. *Nat. Sci. Soc.*, 29(2), 213-222.
- Duru, M., 2013. Combining agroecology and management science to design field tools under high agrosystem structural or process uncertainty: Lessons from two case studies of grassland management. *Agricultural Systems*, 114, 84-94.
- Frappier, J., Soulard, B., Beliaeff, B., Della Patrona, L., Herlin J., Coatanéa D., 2008. « Premières approches pour l'analyse des données d'élevages de crevettes marines en Nouvelle-Calédonie ». IFREMER/LEAD/RST 2008-01, 123 pp.
- Fuchs, J., Martin, J.L.M., Populus, J., 1998. Assessment of tropical shrimp aquaculture impact on the environment in tropical countries, using hydrobiology, ecology and remote sensing as helping tools for diagnosis ». Rapport final du contrat RS3-CT 94-00284. Rapport Interne de la Direction des Ressources Vivantes de l'IFREMER, DRV/RA/RST/98-05, 262p.
- Gusmawati, N., Zhi, C., Soulard, B., Lemonnier, H., Selmaoui-Folcher, N., 2016. Aquaculture ponds precise mapping in Perancak estuary, Bali, Indonesia. *Journal of coastal Research* SI75, 637-641.
- Gusmawati, N., Soulard, B., Selmaoui-Folcher, N., Proisy, C., Mustafa, A., Le Gendre, R., Laugier, T., Lemonnier H., 2017. Surveying shrimp aquaculture pond activity using multitemporal VHR satellite images - case study from the Perancak estuary, Bali, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin, Special Issue 'Indonesian Seas'*, 131, Part B, 49-60.
- Hoekstra, P., 1993. Late Holocene development of a tide-induced elongate delta, the Solo delta, East Java. *Sedimentary Geology*, 83, 211-233.
- Jackson, C., Wang Y.-G., 1998. Modelling growth rate of *penaeus monodon fabricius* in intensively managed ponds: effects of temperature, pond age and stocking density. *Aquaculture research* 29(1), 27-36.
- Maskur, Pahlevi, R., Barizi, I.I., 2013. Application of aquaculture assessment tools in Indonesia: A Country Review. In : Miao W., Mohan C.V., Ellis W., Brian D. (eds.) *Adoption of Aquaculture Assessment Tools for Improving the Planning and Management of Aquaculture in Asia and the Pacific*. FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, Thailand. RAP Publication 2013/11, 136 pp.
- Nath, S.S., Bolte, J.P., Ross, L.G., Aguilar-Manjarrez, J., 2000. Applications of geographical information systems (GIS) for spatial decision support in aquaculture. *Aquacultural Engineering* 23(1/3), 233-278.
- Paparrizos, J., Gravano L., 2016. k-shape: Efficient and accurate clustering of time series. *ACM SIGMOD Record* 45, 69-76.
- Pawitan, H., Aldrian, E., Nugroho, S.P., 2007. Carbon, nutrient and sediment fluxes of the Java major rivers. *Journal of hydrologic environment* 3, 9-20.
- Phillips, M., Henriksson, P.J.G., Tran, N., Chan, C.Y., Mohan, C.V., Rodriguez, U-P., Suri, S., Hall, S., Koeshendrajana, S., 2015. Exploring Indonesian aquaculture futures. Penang, Malaysia: Worldfish. Program Report, 2015-39.
- Primavera, J.H., Altamirano, J.P., Lebata, M.J.H.L., Reyes, A.A.D., Pitogo, C.L., 2007. Mangroves and shrimp pond culture effluents in Aklan, Panay Is., Central Philippines. *Bulletin of Marine Science* 80, 795-804.
- Purnawan, G.M., 2012. Land use control of mangrove forest conversion in Ujungpangkah distrik Gresik Regency. Undergraduate Thesis of Regional and Urban Planning, RSPW 583.763.

- Ramage, Y., Soulard, B., Beliaeff, B., Herlin, J., 2011. Détermination d'indicateurs de performance des élevages de crevettes en Nouvelle-Calédonie. Ifremer/LEAD/RST 2011-03.
- Rimmer, M.A., Sugama, K., Rakhmawati, D., Rofiq, R. and Habgood, R.H., 2013. A review and SWOT analysis of aquaculture development in Indonesia. *Rev Aquacult* 5, 255-279.
- Robertson, A.I., Phillips M.J., 1995. Mangroves as filters of shrimp pond effluent: predictions and biogeochemical research needs. *Hydrobiologia* 295, 311-321.
- Sammut, J., Tarunamulia, Mustafa, A., Rimmer, M.A., 2008. Technical capacity building and research support for the reconstruction of brackishwater aquaculture ponds in Aceh. In: International conference on Post Tsunami soil management, Bogor, Indonesia, pp. 153-161.
- Shimoda, T., Suryati, E., Ahmad, T., 2006. Evaluation in a Shrimp Aquaculture System Using Mangroves, Oysters, and Seaweed as Biofilters Based on the Concentrations of Nutrients and Chlorophyll a. *JARQ*, 41, 189-193.
- Soulard, B., J. Frappier, J. Herlin, Soulard, B., 2009. Stylog : base de données pour le suivi des élevages de crevettes de nouvelle-calédonie. Poster présenté au 11th Pacific Science Inter-Congress / 2nd Symposium on French Research in the Pacific. Papeete, Tahiti 2 - 5 mars 2009.
- Soulard, B., 2011. Documentation technique de Stylog module ferme V.7.1. Ifremer/LEAD/RST 2011-02.
- Schuster, W.H., 1952. Fish-Culture in Brackish-Water Ponds of Java. Indo-Pacific Fisheries Council Special Publications No.1, Indonesia.
- Tendencia, E.A., Bosma, R.H., Verreth, J.A.J., 2011. White spot syndrome virus (WSSV) risk factors associated with shrimp farming practices in polyculture and monoculture farms in the Philippines. *Aquaculture* 311, 87-93.
- Tendencia, E.A., Bosma, R.H., Primavera, J.H., Verreth, J.A.J., 2012. Effect of different mangrove-to-pond area ratios on influent water quality and WSSV occurrence in *Penaeus monodon* semi-intensive farms using the greenwater culture technique. *Aquaculture* 362-363, 72-79.
- Tokotoko, J., Scherrer, R., Lemonnier, H., Selmaoui-Folcher, N., 2020. Analyse de la performance de filières aquacoles à partir de données spatio-temporelles. 20ème édition de la conférence Internationale sur l'Extraction et la Gestion des Connaissances (GAST), 27-31 janvier 2020. Bruxelles, Belgique.
- Tokotoko, J., Selmaoui-Folcher, N., Govan, R., Lemonnier, H., 2021. TSX-Means: An Optimal K Search Approach for Time Series Clustering. In: Strauss C., Kotsis G., Tjoa A.M., Khalil I. (eds) Database and Expert Systems Applications. DEXA 2021. Lecture Notes in Computer Science, vol 12924. Springer, Cham.
- Troell, M., 2009. Integrated marine and brackishwater aquaculture in tropical regions. In: FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper (D. Soto ed.). FAO, Rome, pp. 47-132.
- van Oudenhoven, A.P.E., Siahainenia, A.J., Sualia, I., Tonnejck, F.H., van der Ploeg, S., de Groot, R.S., Alkemade, R., Leemans, R., Supplement, C., 2015. Effects of different management regimes on mangrove ecosystem services in Java, Indonesia. *Ocean & Coastal Management* 116, 353-367.
- Virdis, S.G.P. An object-based image analysis approach for aquaculture ponds precise mapping and monitoring a case study of Tam Giang-Cau Hai Lagoon, Vietnam. *Environ Monit Assess* 186, 117-133.
- Yamindago, R-I-A., 2015. Restoring coastal ecosystems - a case study Malang and Gresik regency, Indonesia. *Journal of Coastal Conservation* 19, 119-130.



Photographie X-3. Niken Gusmawati dans un bassin abandonné dans l'estuaire de la Perancak à Bali (Indonésie).



Chapitre XI. Réhabilitation des sites de production abandonnés

*« Le carrelet
N'a pas pu pêcher le reflet
Des étoiles »*

Kinsha*

*Cité par Maurice Coyaud
Fourmis sans ombres : le livre du haïku
Editions Phébus

1. Contexte

Avec le lancement par l'ONU en 2021 de la décennie pour la restauration des écosystèmes, nous venons d'intégrer une nouvelle ère. Dans ce domaine, il faut toutefois distinguer la notion de restauration qui se doit de rétablir l'écosystème originel de la notion de réhabilitation qui a pour objet de remplacer partiellement ou en totalité les structures et les fonctions d'un écosystème (Field, 1999 ; Oh et al., 2017). En 2020, dans un article paru dans « Nature », Strassburg et al. (2020) rapportaient que la restauration de 15% des terres converties par l'homme et ciblées comme « prioritaires », pourrait éviter 60% des extinctions d'espèces, tout en séquestrant 30% du CO₂ rejeté dans l'atmosphère depuis la révolution industrielle. La restauration des écosystèmes dans certaines zones cibles serait un formidable levier pour le maintien de la biodiversité et la lutte contre le changement climatique. Les espaces à restaurer considérés comme prioritaires par ces auteurs sont principalement situés dans la zone intertropicale. Les mangroves apparaissent comme un enjeu important en tant que second écosystème d'importance après les forêts tropicales humides pour son stock de carbone ($\approx 150 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Mais comme nous le verrons par la suite, restaurer un écosystème peut se révéler être un processus illusoire. Les réhabiliter serait déjà un grand pas en avant.

Depuis les années 80, pratiques et modes de production mis en œuvre dans le domaine de la crevetticulture sont contraints par l'émergence de nombreuses maladies qui surviennent quelques années seulement après la mise en activité. S'ensuit alors l'abandon en cascade de bassins aquacoles sur de grandes étendues (Gusmawati et al., 2018 ; Aslan, 2021). Or, ces « unités de production » sont souvent construites en lieu et place de forêts de mangrove, ces dernières payant un lourd tribut, maintenant bien documenté, à l'aquaculture depuis presque 40 années (Richard and Freiss, 2016 ; Richards et al., 2020). En 2015, on estimait à 250 000 ha la surface de bassins abandonnés rien qu'en Indonésie (Ilman et al., 2016). Dans notre combat contre le réchauffement climatique, il est important de rappeler que la conversion d'une mangrove en bassins d'élevage implique un changement de fonction pour cet espace géographique qui évolue de puit à fort émetteur de carbone (Sidik et al., 2013 ; Ahmed et Glaser, 2016). Cette déforestation a aussi des conséquences sur les variables climatiques (inondations, cyclone, dépressions tropicales, niveau des mer, température de surface), elles-mêmes sources de risque pour l'aquaculture.

Si la restauration des écosystèmes détruits pas l'activité aquacole reste un objectif lointain, la réhabilitation des sites après abandon par les industriels est devenue de fait un objectif prioritaire et une sérieuse option pour réduire les émissions à effet de serre et minimiser les conséquences du réchauffement climatique (Ahmed et Glaser, 2016 ; Duncan et al., 2016). Il s'agit de diminuer l'impact de cette industrie qui consomme des surfaces toujours plus importantes d'environnement littoral au fur et à mesure de son développement (Carter et al., 2015). Les surfaces à réhabiliter devraient encore augmenter dans un proche avenir. Mais les chiffres sur la dynamique d'abandon restent encore bien trop peu nombreux pour en évaluer l'importance. Bien que les principes de réhabilitation des zones côtières aient été posés dans les années 90 (Field, 1998 ; Stevenson, 1998 ; Stevenson et al., 1999), la réhabilitation des zones dégradées par l'aquaculture n'est toujours pas systématique, assez peu durable et très peu documentée (Lemonnier et Proisy, 2021). Différentes options sont possibles pour reconverter ces espaces (Jayanthi et al., 2019). La revégétalisation en est une. Mais elle s'avère parfois très difficile et se termine souvent par un échec.

L'objectif de ce chapitre est de partager l'expérience que j'ai acquise dans ce domaine essentiellement dans le cadre du projet INDESO. Ce travail a été réalisé en étroite collaboration avec le Dr. Christophe Proisy de l'UMR AMAP, spécialiste des mangroves.

2. Étude de cas : le site de Perancak

L'un des sites pilotes proposé en 2014 pour travailler dans le cadre du projet Indeso par nos interlocuteurs Indonésiens nous questionnait sur la mise en place d'un schéma de réhabilitation des sites abandonnés par l'aquaculture. Ce site était situé dans l'estuaire de la Perancak à Bali. Après une phase de développement, l'activité dans l'estuaire a périclité sous l'effet des maladies.

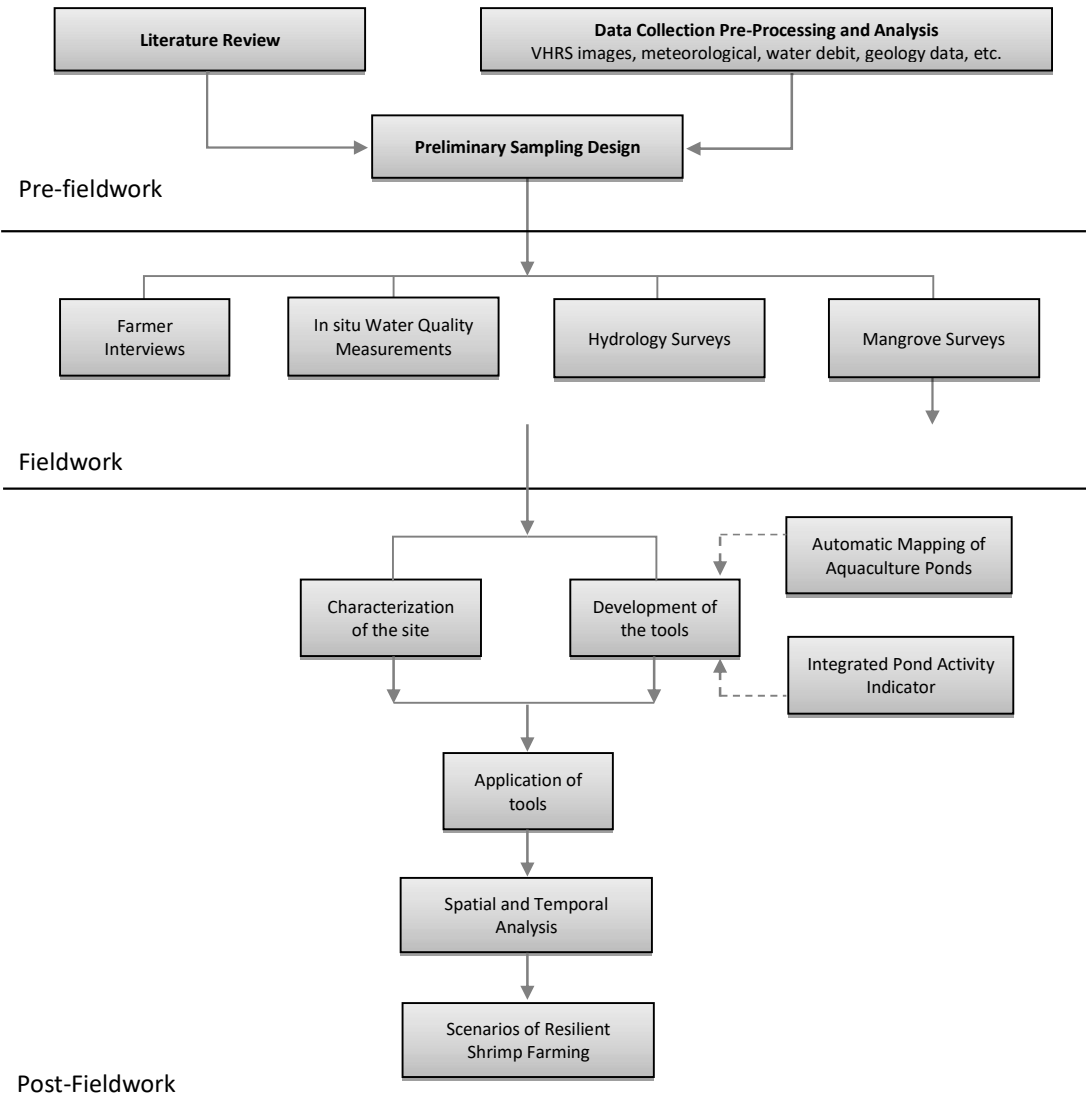


Figure XI-1. Organisation et déroulement du travail réalisé dans le cadre de la thèse de Niken Gusmawati.

Après seulement quelques années de production, de nombreuses fermes ont été abandonnées. L'objectif était de rechercher les facteurs et/ou les marqueurs de risque à l'origine de ces abandons

pour établir un diagnostic et imaginer dans un second temps des mesures correctives qui tiennent compte de l'histoire de ce site. Ce travail a été réalisé dans le cadre de la thèse de Niken Financia Gusmawati (Fig. XI-1).

Contrairement au cas calédonien pour lequel nous pouvions à l'époque accéder aux données d'élevage, nous nous sommes très rapidement rendus compte que nous ne disposerions que d'une information restreinte de la part des pouvoirs publics indonésiens et des fermiers. Nous avons tout de même organisé une enquête auprès de ces derniers pour établir (i) un diagnostic de l'état de santé du système de production au moment de l'étude mais aussi (ii) une typologie des pratiques d'élevage. Ne disposant au final que de peu de données historiques, le challenge a été de collecter et de « créer » de l'information à partir d'une série d'images satellites à très haute résolution spatiale acquise entre 2001 et 2015. L'objectif était d'analyser la dynamique d'abandon des fermes et de déterminer les facteurs de risque pour l'activité. Pour mener à bien ce travail, différents outils ont été développés (chap. X).



Figure XI-2. (A) Image satellite QuickBird de l'estuaire de la Perancak à Bali (Indonésie) en 2009. (B) Évolution de la dernière activité détectée entre 2001 et 2015 dans chaque structure d'élevage. Les premiers abandons ont été observés au milieu de l'estuaire et se sont poursuivis vers la périphérie de manière discontinue.

2.1. Évolution de l'activité

La première étape a consisté à identifier des attributs à associer à chaque bassin à partir des images satellites, et d'analyser leur évolution au sein de l'estuaire. Ils concernent aussi bien leur gestion que leur environnement. Nous avons ainsi pu à l'aide de différents attributs construire un indicateur d'activité (IPAI) pour chaque bassin (actif ou abandonné) pour analyser son évolution sur une échelle de 15 ans (Chap. X ; Fig. XI-2). Les résultats montrent que l'abandon des structures, qui s'explique par des épidémies successives liées à différents pathogènes (WSSV, Taura syndrome...), était associé à des conditions climatiques particulières (Gusmawati et al., 2018). Certaines zones au sein de l'estuaire ont montré une résilience plus forte aux maladies que d'autres. Les conditions hydrodynamiques et leurs évolutions analysées par l'implémentation d'un modèle numérique (Mars 2D) au sein de l'estuaire expliquent cette structuration spatiale. Cet outil permet de calculer le temps de résidence des eaux (Fig. XI-3) mais aussi de produire des matrices de contamination pour analyser le devenir des particules infectieuses rejetées en différents points de l'estuaire en fonction des marées et des débits des rivières à l'entrée du système. Un captage excessif des eaux douces en amont de cet estuaire pour d'autres

activités (tourisme, agriculture, urbanisation) aurait modifié son hydrodynamisme entre 1990 et 2015 et favorisé la connectivité entre les structures d'élevage (Gusmawati et al., in prep.). Cette augmentation du temps de résidence serait très favorable à la diffusion des pathogènes entre les structures lors des renouvellements en eau. La multiplication des fermes associée à une diminution des apports en eau auraient conduit à une eutrophisation du milieu et à augmenter les risques de transmission des pathogènes d'une unité de production à une autre.

2.2. État des lieux en 2015

Différents types d'élevage étaient réalisés dans l'estuaire en 2015 au moment de l'étude, dont certains ont été développés pour remplacer l'aquaculture de la crevette. Au final, plusieurs produits étaient élevés et/ou cultivés (crevettes, poissons, algues) avec des pratiques plus ou moins intensives en monoculture ou en polyculture. L'analyse de la disposition spatiale des fermes de crevettes encore en activité montrait un gradient d'intensification du centre vers la périphérie de l'estuaire. Les bassins abandonnés initialement consacrés à l'élevage de la crevette étaient principalement situés quant à eux au centre du système.

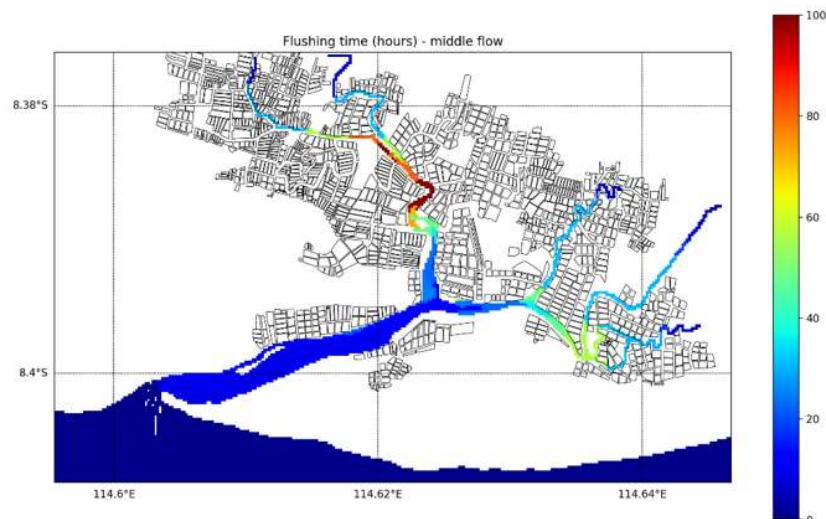


Figure XI-3. Temps de résidence des eaux en heures dans l'estuaire avec des apports moyens en eaux douces (© Romain Le Gendre).

L'analyse des enquêtes réalisées auprès des fermiers par notre doctorante a aussi montré la présence d'un second gradient basé sur le niveau trophique des espèces élevées. Les fermes avec des espèces à haut niveau trophique étaient positionnées sur la zone périphérique de l'estuaire, les espèces à un moins haut niveau étaient plutôt élevées ou cultivées dans les zones intermédiaires et celles à bas niveau trophique (ici la mangrove¹⁸ comme producteur primaire) au centre du système. La zone C était essentiellement dédiée à la culture de crevette (haut niveau trophique) sous une forme intensive ou semi-intensive. La zone B était le lieu principal pour des élevages d'espèces détritivores ou

¹⁸ La mangrove est plantée dans les bassins sous forme d'une monoculture (*Rhizophora*) après leur abandon par les fermiers.

planctonivores (poisson de lait). La zone C était occupée en 2015 par une végétation (producteurs primaires) principalement plantée (Proisy et al., 2018).

2.3. Réhabilitation de l'estuaire

Dans notre proposition de schéma de réhabilitation de cet estuaire, nous devons tenir compte des informations associées à son évolution et à sa structuration actuelle, mais aussi des objectifs de durabilité que nous nous étions fixés. Ce programme de réhabilitation devait donc au minimum préserver l'état de l'environnement de cet estuaire et au mieux l'améliorer, être techniquement approprié, économiquement viable et socialement acceptable. Il était important de maintenir un minimum d'activité aquacole dans cet environnement et donc d'emplois et de revenus pour les populations locales. Bien évidemment, cette étude essentiellement environnementale et zootechnique réalisée dans le cadre du projet Indeso ne pouvait à elle-seule apporter toutes les réponses nécessaires pour maximiser les chances de réussite d'un tel projet.

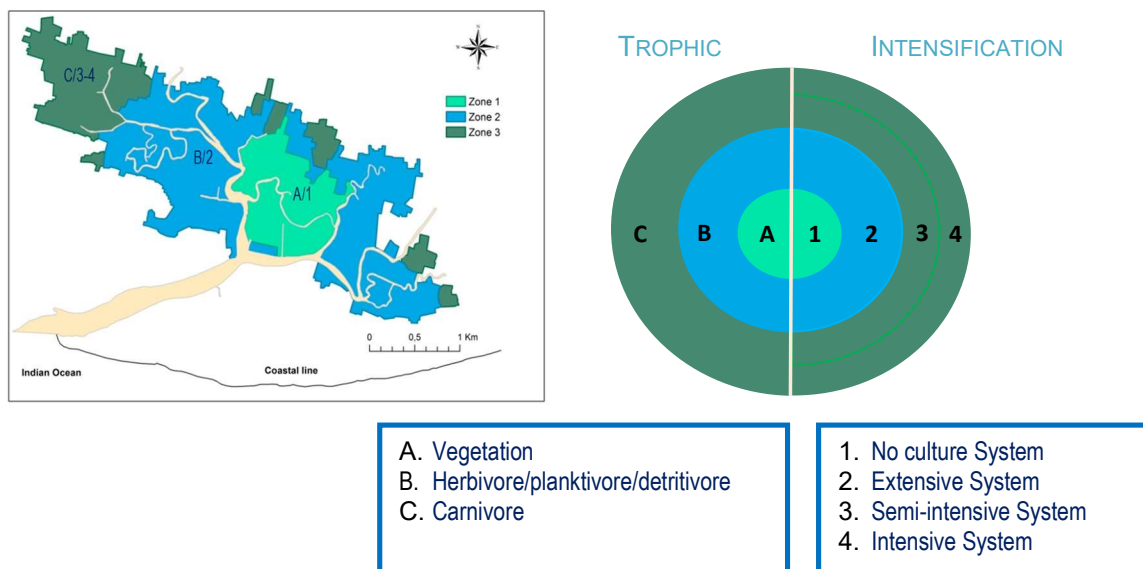


Figure XI-4. Représentations schématiques des gradients trophiques et d'intensification observés en 2015 dans l'estuaire de la Perancak à Bali (Gusmawati, 2017).

Les différents outils développés ont permis d'améliorer notre compréhension du fonctionnement de cet écosystème côtier et d'identifier les causes à l'origine de l'abandon des structures. Nos travaux ont montré qu'une résilience spatiale (Cumming et al., 2011 ; Allen et al., 2016) devait être prise en compte pour réhabiliter ce site de production. Pour résumer, dans le cadre de la thèse de Niken Gusmawati, les principaux résultats indiquaient :

- La présence de trois zones caractérisées par leurs résiliences aux maladies ;

- La présence d'une mémoire écologique¹⁹ associée au pathosystème qui s'est installé limitant la réhabilitation du site en bassins crevettecoles ;
- Une forte connectivité intra et inter fermes ;
- Une baisse des capacités de renouvellement et donc une augmentation du temps de résidence de l'eau dans ce système liée à une très nette diminution des apports en eaux douces ;
- Une capacité limitée à assimiler les déchets exportés par les bassins,
- La présence d'une qualité d'eau dans l'estuaire très médiocre (oxygènes faibles...),
- La présence en 2015 d'un gradient d'intensification des activités aquacoles du centre vers la périphérie de l'estuaire ;
- La présence en 2015 d'un gradient trophique de ces mêmes activités du centre vers la périphérie de l'estuaire ;
- Un cadastre très morcelé.

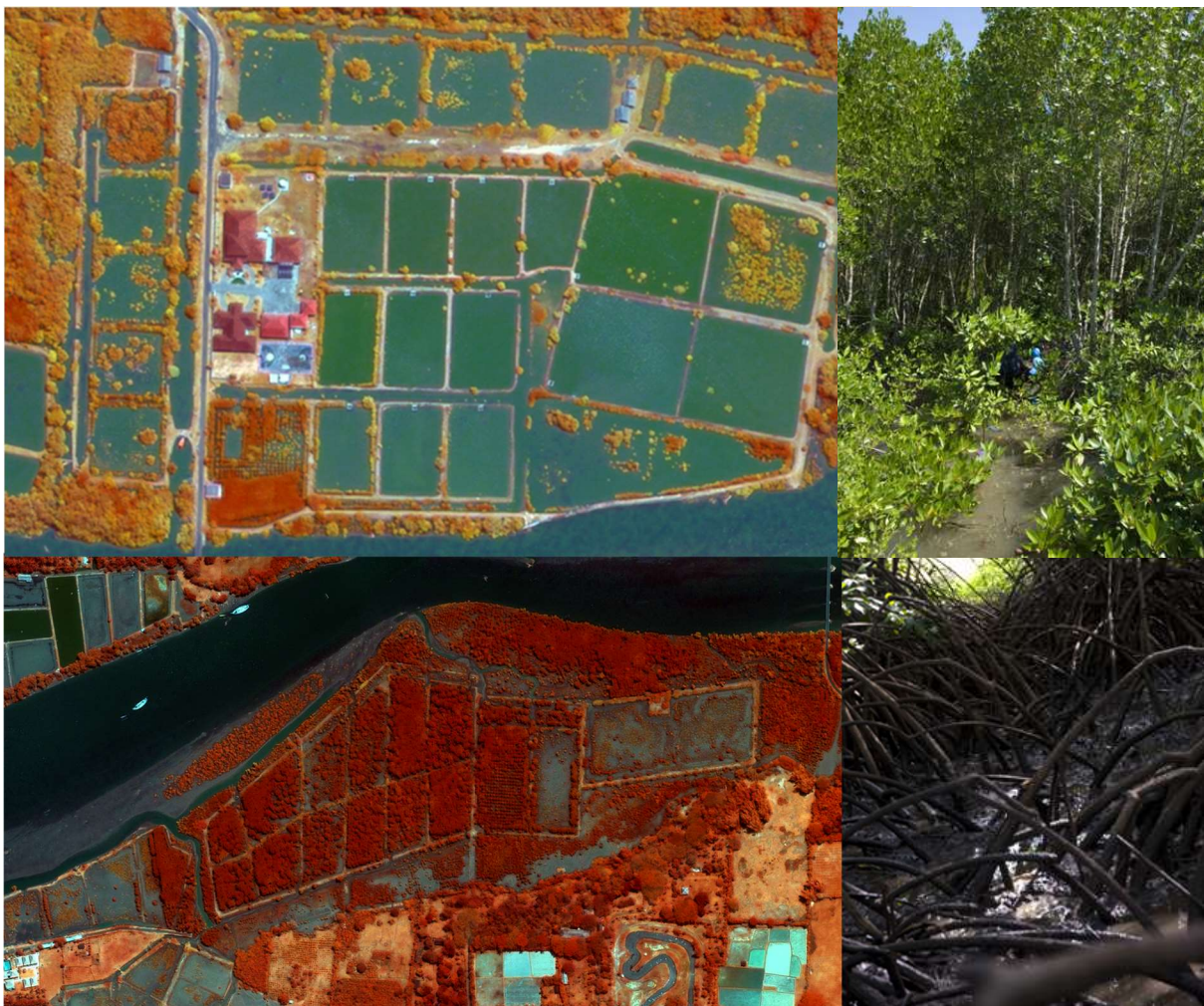


Figure XI-5. Images de l'estuaire de la Perancak. Les images à droite ont été prises dans des bassins abandonnés dans lesquels ont été plantés dans les années 90 des palétuviers du genre *Rhizophora* (© Christophe Proisy).

¹⁹ Définit comme la capacité des événements passés à influencer la trajectoire actuelle d'un écosystème. La présence et la persistance d'un pathogène dans un environnement donné constitue un héritage écologique. Un environnement dégradé (accumulation d'azote ou de phosphore par exemple qui perdure) est une autre forme d'héritage écologique.

Notre proposition pour réhabiliter ce site a simplement été d'amplifier la tendance observée dès 2015 en considérant l'estuaire comme une IMTA tout en tenant compte des grands principes liés au concept d'intensification écologique (Chap. IX). Le réseau fluvial pourrait être utilisé pour transférer les nutriments d'une zone à une autre. Les zones C/3 et C/4 (fig. XI-4) pourraient être une zone dédiée à la production de la crevette et/ou d'autres espèces carnivores. La zone B/2 pourrait être consacrée à la production d'espèces de niveau trophique inférieur comme les détritivores, les planctonivores et les herbivores dont la production pourrait être favorisée par les déchets produits en amont et transportés par les eaux estuariennes. Enfin le centre du système (zone A/1) pourrait être dédié aux producteurs primaires afin d'assimiler les déchets qui s'y accumulent.

Nous avons proposé des méthodes pour (i) améliorer la résilience aux maladies des élevages situés sur la bordure externe de cet agrosystème, (ii) développer au centre les élevages d'espèces extractives (holothuries, poissons, algues) sous différentes formes (co-culture, silviculture) et (iii) favoriser une réhabilitation des mangroves qui soit durable au centre de l'estuaire (Voir § ci-dessous).

La gestion de l'eau est un élément essentiel et l'une des clés de la réussite d'un tel plan de réhabilitation. Le model hydrodynamique est un outil qui pourrait être utilisé afin de limiter les risques de transmission des agents pathogènes d'une unité de production à une autre (Salama et Murray, 2011 ; Salama et Rabe, 2013). Il convient aussi d'élargir l'analyse de ce système sur une surface plus importante dont les contours sont ceux du bassin versant dans l'objectif d'améliorer la qualité et la quantité d'eau qui arrive dans cet agrosystème. Un objectif important serait de réalimenter le système en eau par un meilleur partage de cette ressource à l'échelle de ce socio-écosystème. Un suivi des eaux devra être mis en place pour améliorer sa qualité dans l'objectif de limiter les apports de certains composés comme les pesticides et les fertilisants qui peuvent être défavorables à la production aquacole. Ce suivi permettrait aussi d'évaluer les effets des mesures de réhabilitation sur la santé de cet environnement. La contrainte associée à la présence d'une mémoire écologique à travers une persistance des pathogènes²⁰ dans cet environnement devra être évaluée (Oidtmann et al., 2018).

L'analyse des résultats zootechniques et économiques des fermes de crevette encore en activité permettrait d'augmenter nos connaissances sur les techniques les plus adaptées pour faire face aux maladies, de proposer d'éventuelles alternatives pour augmenter leur résilience et d'évaluer la capacité de cette filière à résister à de nouvelles contraintes. Les aspects socio-économiques devront être abordés à l'image du travail réalisé dans le delta de Mahakam (Indonésie) lui aussi fortement impacté par le développement aquacole des années 90. Ce travail s'est penché sur l'analyse des conditions de subsistance des habitants (Bosna et al., 2012) et des gains économiques associés aux différents modèles de développement aquacole (Bunting et al., 2013). Les futures études sur la réhabilitation de l'estuaire de la Perancak devront aussi identifier l'organisation sociale et les contraintes sociétales qui pourraient contrevenir à une acceptation d'un tel projet. De par sa complexité, il sera nécessaire de développer de nombreuses collaborations associant, population locale, fermiers, ONG, gestionnaires et scientifiques. Des outils performants devront être développés pour établir une bonne communication entre les différents acteurs et une bonne diffusion de l'information.

²⁰ Si la mémoire écologique est généralement un atout pour la résilience d'un écosystème, ce caractère peut devenir une contrainte en matière de réhabilitation d'un agrosystème dégradé et en particulier avec la persistance des pathogènes.

L'étape suivante pourrait être la construction d'un plan d'aménagement en lien avec les différents intervenants qui pourrait s'inspirer des étapes mises en place pour l'évaluation de la résilience d'un système ([Resilience Alliance, 2007](#)). Les cinq principales étapes que l'on peut rappeler ici sont :

- (i) décrire le système,
- (ii) analyser sa dynamique,
- (iii) identifier les interactions spatiales et temporelles,
- (iv) évaluer la gouvernance,
- (V) Évaluer l'ensemble du processus.

L'ensemble du processus doit être itératif. Le travail réalisé dans le cadre de la thèse de Niken Gusmawati a apporté déjà de nombreuses informations pour les étapes 1, 2 et 3. La présence dans cet estuaire d'un organisme de recherche Indonésien est un atout important pour que ce site devienne un site pilote pour la réhabilitation des espaces fortement impactés par l'aquaculture en zone côtière.

3. Restauration/réhabilitation des mangroves

Les premières publications autour de ces thèmes datent des années 80 ([Lewis et Haines, 1980](#)). On note un net regain d'attention pour cette problématique à partir des années 90 avec la production de nombreux articles scientifiques qui relatent des échecs importants dans le processus de revégétalisation des sites côtiers dégradés. À titre d'exemple, on peut citer un programme de réhabilitation des mangroves aux Philippines conduit sur 11 ans avec un budget de 73 millions de \$ financé par la banque mondiale qui n'a abouti qu'à une survie des plantules comprise entre 17 et 35,2% ([Primavera et Esteban, 2008](#)). De nombreux auteurs ont souligné la difficulté de ce type d'entreprise et l'importance de connaître les causes initiales qui sont à l'origine de la dégradation pour pouvoir y remédier ([Stevenson, 1997](#) ; [Field, 1999](#) ; [Lewis III, 2005](#) ; [Gilman et Elison, 2007](#) ; [Bosire et al., 2008](#) ; [Hashim et al., 2010](#) ; [Matsui et al., 2010](#) ; [Lee et al., 2019](#)). Concernant l'aquaculture, la construction des bassins après arrachage des palétuviers entraîne une altération physique et chimique des sols avec une diminution de leur capacité de rétention en eau, une acidification liée à l'oxydation des pyrites, un manque de matière organique, une accumulation de composés toxiques (en particulier l'aluminium) et une perte de biodiversité ([Stevenson 1997](#) ; [Matsui et al., 2010](#) ; [Carugati et al., 2018](#)). La réhabilitation de ce type de site après l'abandon de l'activité aquacole est au final complexe, les conditions environnementales originelles ayant été fortement altérées ([Stevenson et al., 1999](#)).

Différentes études ont mis en évidence des relations significatives entre la distribution des espèces de palétuvier et les conditions édaphiques – salinité, potentiel redox, pH, concentration en soufre, matière organique ([Nickerson et Thibodeau, 1985](#) ; [Lacerda et al., 1993, 1995](#) ; [McKee, 1993](#) ; [Sherman et al., 1998](#) ; [Gleason et al., 2003](#) ; [Joshi et Glose, 2003](#) ; [Marchand et al., 2004](#)). Les propriétés géochimiques pourraient expliquer la distribution des espèces. Toutefois, les palétuviers ne sont pas des colonisateurs passifs mais actifs car ils modifient les processus de sédimentation, de décomposition de la matière organique et les conditions d'oxydo-réduction ([Thibodeau et Norton, 1986](#) ; [Perry et Berkeley, 2009](#)). Il est à noter que ces modifications dépendent des espèces. Les propriétés géochimiques mesurées dans les mangroves pourraient donc théoriquement dépendre des espèces présentes.

L'efficacité de la réhabilitation sur les sites dégradés va dépendre de plusieurs facteurs dont la topographie qui a pu être altérée par des phénomènes d'érosion ou d'accrétion (Gilman et Ellison, 2007 ; Oh et al., 2017). L'étude de l'hydrologie du site (profondeur, durée et fréquence des inondations) est un facteur clé pour un projet de restauration car elle contrôle la quantité et la qualité des apports et la durée d'inondation qui sont des éléments prépondérants pour la santé des plants (Blasco et al., 1996). Une attention particulière doit être portée sur les conditions environnementales (énergie des vagues, pente, élévation, présence de plants et de plantules à proximité, salinité et pH de l'eau) et plus particulièrement les conditions édaphiques (salinité, pH, texture, richesse du milieu)²¹. Le choix des espèces est aussi un élément crucial (Primavera et Esteban, 2008).

De nombreuses publications et la mise en place de guides méthodologiques permettent aujourd'hui de diminuer les risques (Lewis III et al., 2003 ; Salmo et al., 2013 ; Winterwerp et al., 2013 ; Lewis III et Brown, 2014 ; Van Loon et al., 2016 ; Pole-relais Zones humides tropicales, 2018 ; Sidik et al., 2021). Mais un suivi du processus de réhabilitation est requis pour s'assurer de la bonne réussite du projet (Primavera et Esteban, 2008). L'article de Proisy et al. (2018) auquel j'ai participé examine le potentiel et les performances d'une série temporelle de 20 images satellites optiques à très haute résolution spatiale (VHRS) pour cartographier l'évolution des forêts de mangrove de 2001 à 2015 dans l'estuaire de la Parancak fortement fragmenté par la présence de bassins aquacoles. L'évolution de l'étendue des mangroves a été quantifiée par une analyse multitemporelle robuste basée sur la classification supervisée des images. Les résultats indiquent que les mangroves s'étendent à l'intérieur et à l'extérieur des bassins et sur les digues des bassins. Cependant, le taux d'expansion annuel de la couverture végétale varie fortement entre les bassins réhabilités. La phase de terrain a montré que seules des espèces de *Rhizophora* avaient été plantées, alors que les mangroves naturelles sur ce site sont constituées d'espèces des genres *Avicennia* et *Sonneratia*. Les plantations denses de *Rhizophora* montraient des capacités de régénération très faibles par rapport aux mangroves naturelles.



Figure XI-6. Formations végétales dans l'estuaire de la Parancak en 2014. (a) Plantation de *rhizophora*. (b) Mangrove naturelle à *Avicennia* et à *Sonneratia* (©Proisy C., 2014).

²¹ Dans le cadre d'un projet coordonné par l'entreprise EMR (S. Virly), j'ai été chargé en 2010 de l'analyse des conditions édaphiques de différents sites à réhabiliter autour du site de l'usine métallurgique KNS dans le Nord de la Nouvelle Calédonie à Vavouto. La construction de cette usine a entraîné la disparition de 4,7 ha de mangrove. Respectant les engagements pris dans l'étude d'impact, cette entreprise se devait de mettre en place un programme de compensation afin de replanter 5 ha de mangrove.

Ce travail indiquait que les plantations réalisées ne respectaient pas ou peu les principes fondamentaux pour un développement durable des mangroves. L'espèce plantée (*Rhizophora*) était différente des espèces initialement présentes dans cet estuaire ; la densité des plants était trop élevée, les digues des anciens bassins constituaient un frein à la bonne circulation de l'eau mais aussi des graines. Ces éléments constitueraient un frein à un développement durable des mangroves et pourraient même constituer un risque dans le processus de restauration.

4. Conclusions

Après une période utopique où nous pensions être en mesure de contrôler et de maintenir des activités aquacoles intensives dans un environnement donné, l'objectif est aujourd'hui de créer et ou de maintenir des socio-écosystèmes qui soient durables. Ces SES, s'ils veulent durer, doivent tenir compte des contraintes environnementales qui lui sont de fait imposées. Ils devront en outre prendre en compte un nouvel élément source de variabilité et de risque qui est celui du changement climatique.

La trajectoire des 50 dernières années de l'estuaire de la Perancak est particulièrement informative et sans doute très symptomatique du rapport que l'homme a établi avec son environnement sur cette période. Les gains financiers apportés par l'aquaculture à partir du début des années 80 ont engendré une croissance économique qui s'est accompagnée d'une destruction quasi-totale de l'environnement de cet estuaire avec au final le remplacement d'un socio-écosystème par un agrosystème. Cette ruée vers l'or s'est terminée par la création d'un pathosystème conduisant à un abandon presque total du site. L'analyse de la résilience de l'activité aquacole aux maladies a montré une réponse spatiale et temporelle variable à l'échelle de l'estuaire. Certaines zones sont plus propices à l'activité crevetticole que d'autres. Le développement des activités (tourisme, agriculture, urbanisation) en amont en s'accaparant la ressource en eau et en augmentant mécaniquement son taux de résidence au sein de l'estuaire aurait favorisé une inter connectivité entre les structures d'élevage, elle-même favorable aux épidémies.

La réhabilitation du site a essentiellement consisté à planter des palétuviers d'une espèce non native (la plus facile à produire - *Rhizophora*) dans les bassins abandonnés (Proisy et al., 2018). Cette méthode généralement associée à du green-washing a montré ses limites. La durabilité de ces plantations est loin d'être garantie (Lee et al., 2019) et leur protection comme espace naturelle « inviolable » pourrait apparaître comme une erreur sur le long terme. Leur gestion en tant que plantation permettrait à la fois de développer une activité économique en fournissant du bois mais aussi de donner la possibilité de diversifier les espèces produites pour une meilleure résilience du système. Dans les bassins, la mangrove pourrait être naturellement réhabilitée en restaurant simplement l'hydrologie par destruction des digues (Sidik et al., 2021). Le concept d'écohydrologie qui a pour objectif de mettre en relation les processus hydrologiques et biologiques à l'échelle d'un bassin versant pourrait servir de base à ce projet de réhabilitation (Zalewski, 2000). Il a déjà été proposé par exemple pour limiter l'impact de l'aquaculture côtière au Bangladesh (Sohel et al., 2012). Dans le cadre de cette réhabilitation, il sera toutefois important de définir correctement les objectifs qui peuvent être liés à la conservation, à la production de bois (et autres) ou à la production animale qu'elle soit associée (Silvo-fisheries) ou non à un environnement mangrove (Van Oudenhoven et al., 2015). L'aquaculture si elle est diversifiée, et en suivant le concept d'intensification écologique permettrait de fournir des

produits qui doivent être ciblés pour la consommation locale afin de limiter les externalités. La crevetticulture est une forme d'aquaculture qui en se maintenant sur un espace limité pourrait être source de revenus et de financement pour la réhabilitation du site. Les externalités qu'elle engendre devront être pris en compte pour financer une aquaculture d'espèces extractives de nature moins rentable. Le développement d'une IMTA à l'échelle de l'estuaire est théoriquement possible bien que complexe à mettre en œuvre. Le rôle des espèces extractives devra être évalué dans le schéma d'aménagement pour ne pas dépasser la capacité d'assimilation de cet environnement. Cette transition permettrait en outre de limiter les émissions de gaz à effets de serre (Ahmed et al., 2017). La réhabilitation de cet estuaire devra requérir la mise en place d'un programme ambitieux qui tienne compte de l'ensemble des critères à la fois sociaux, économiques, institutionnels, scientifiques et environnementaux. Une planification spatiale dont l'objectif est de mettre « en cohérence les projets circonscrits émanant d'acteurs publics et privés ainsi que les politiques sectorielles » serait un outil adapté à une telle problématique (Demazière, 2016 ; Lester et al., 2018). L'objectif est ici de trouver le bon compromis entre conservation des espaces naturels (après réhabilitation) et la poursuite d'une activité humaine qui soit respectueuse de son environnement à l'échelle d'un territoire.

Les résultats plaident pour des approches concertées, associant populations locales, expériences scientifiques, suivis rigoureux des paramètres environnementaux pour des pratiques raisonnées d'aquaculture côtière encadrées par de nouvelles politiques environnementales et économiques plus durables. Ils plaident aussi pour une réhabilitation des mangroves qui ne contente pas d'être un verdissement environnemental. Cette restauration des mangroves devra être couplée avec la mise en place de mesures de protection (Lee et al., 2019). Le site de Perancak constitue un excellent site pilote pour atteindre ces objectifs. La présence d'un centre de recherche est un atout majeur.



Photographie XI-1. L'équipe INDESO lors d'un séminaire qui s'est tenu à Bali en 2016 (©Serge Andrefouet).

5. Références

- Ahmed, N., Glaser, M., 2016, Coastal aquaculture, mangrove deforestation and blue carbon emissions: is REDD+ a solution? *Marine policy* 66, 58-66.
- Ahmed, N., Cheung, W.W.L., Thompson, S., Glaser, M., 2017. Solutions to blue carbon emissions: Shrimp cultivation, mangrove deforestation and climate change in coastal Bangladesh. *Marine Policy* 82, 68-75.
- Allen, C.R., Angeler, D.G., Cumming, G.S., Folke, C., Twidwell, D. and Uden, D.R., 2016. Quantifying spatial resilience. *J Appl Ecol* 53, 625-635.
- Aslan, A., Rahman, A.F., Robeson, S.M., Ilman, M., 2021. Land-use dynamics associated with mangrove deforestation for aquaculture and the subsequent abandonment of ponds. *Sci Total Environ.* 791, 148320.
- Blasco, F., Saenger, P., Janodet, E., 1996. Mangroves as indicators of coastal change. *Catena* 27(3-4), 167-178.
- Bosire, J.O., Dahdouh-Guebas, F., Walton, M., Crona, B.I., Lewis III, R.R., Field, C., Kairo, J. J.G., Koedam, N., 2008. Functionality of restored mangroves: a review. *Aquat. Bot.* 89, 251–259.
- Bosma, R., Sidik, A.S., van Zwieten, P. et al., 2012. Challenges of a transition to a sustainably managed shrimp culture agro-ecosystem in the Mahakam delta, East Kalimantan, Indonesia. *Wetlands Ecol Manage* 20, 89–99.
- Bunting, S.W., Bosma, R.H., van Zwieten, P.A.M., Sidik, A.S., 2013. Bioeconomic modelling of shrimp aquaculture strategies for the Mahakam delta, Indonesia. *Aquaculture Economics & Management* 17(1), 51-70.
- Carter, H.N.; Schmidt, S.W.; Hiron, A.C., 2015. An International Assessment of Mangrove Management: Incorporation in Integrated Coastal Zone Management. *Diversity* 7, 74-104.
- Carugati, L., Gatto, B., Rastelli, E. et al., 2018. Impact of mangrove forests degradation on biodiversity and ecosystem functioning. *Sci Rep* 8, 13298.
- Cumming, G.S., 2011. Spatial resilience: integrating landscape ecology, resilience, and sustainability. *Landscape Ecology* 26, 899–909.
- Demazière C., 2016. Réformes de la planification spatiale et gestion « durable » des grandes agglomérations: Les cas de l'Angleterre et de la France. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, 81-100.
- Duncan, C., Primavera, J. H, Pettorelli, N., Thompson, J. R, Loma, R. Joy A, & Koldewey, H. J., 2016. Rehabilitating mangrove ecosystem services: A case study on the relative benefits of abandoned pond reversion from Panay Island, Philippines. *Marine pollution bulletin* 109, 772-782.
- Field, C.D., 1999. Rehabilitation of mangrove ecosystems: an overview. *Marine Pollution Bulletin* 37(8-12), 383-392.
- Gilman, E., Ellison J., 2007. Efficacy of alternative low-cost approaches to mangrove restoration, American Samoa. *Estuar. Coasts* 30 (4), 641-651
- Gleason, S.M., Ewel, K.C., Hue, N., 2003. Soil redox conditions and plant–soil relationships in a micronesia mangrove forest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56(5-6), 1065-1074.
- Gusmawati, N., Soulard, B., Selmaoui-Folcher, N., Proisy, C., Mustafa, A., Le Gendre, R., Laugier T., Lemonnier, H., 2018. Surveying shrimp aquaculture pond activity using multitemporal VHR satellite images - case study from the Perancak estuary, Bali, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin, Special Issue 'Indonesian Seas'*, 131 (part B), 49-60.
- Hashim, R., Kamali, B., Tamin, N.M., Zakaria, R., 2010. An integrated approach to coastal rehabilitation: mangrove restoration in Sungai Haji Dorani, Malaysia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 86(1), 118-124.
- Ilman, M., Dargusch, P., Onrizal, P.D., 2016. A historical analysis of the drivers of loss and degradation of Indonesia's mangroves. *Land Use Policy*, 54, 448-459.
- Jayanthi, M., Ravisankar, T., Nagaraj, G., Thirumurthy, S., et al., 2019. Is aquaculture abandonment a threat to sustainable coastal resource use? –a case study of Andhra Pradesh, India, with options for reuse. *Land Use Policy* 86, 54-66.
- Joshi, H., Ghose M., 2003. Forest structure and species distribution along soil salinity and pH gradient in mangrove swamps of the Sundarbans. *Tropical Ecology* 44(2), 197-206.
- Lacerda, L. D., Carvalho, C. E. V., Tanizaki, K. F., Ovalle, A. R. C., & Rezende, C. E. (1993). The Biogeochemistry and Trace Metals Distribution of Mangrove Rhizospheres. *Biotropica* 25(3), 252–257.
- Lacerda, L.D., Ittekkot, V., Patchineelam, S.R., 1995. Biogeochemistry of Mangrove Soil Organic Matter: a Comparison Between Rhizophora and Avicennia Soils in Southeastern Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 40(6), 713-720.
- Lee, S.Y., Hamilton, S., Barbier, E.B. et al., 2019. Better restoration policies are needed to conserve mangrove ecosystems. *Nat Ecol Evol* 3, 870–872.

- Lemonnier, H., Proisy, C., 2021. Aquaculture et mangroves : un avenir partagé (IRD - Montpellier). Présentation réalisée devant le Comité consultatif commun d'éthique INRAE, Cirad, Ifremer, IRD le 3 mars 2021 par visioconférence. <https://www.inrae.fr/comite-dethique>
- Lester, S.E., Stevens, J.M., Gentry, R.R. et al., 2018. Marine spatial planning makes room for offshore aquaculture in crowded coastal waters. *Nat Commun* 9, 945.
- Lewis, R.R., Haines, K.C., 1980. Large scale mangrove restoration on St. Croix, U.S. Virgin Islands, second year. In: Proceedings 7th annual conference on restoration and creation of wetlands. Hillsborough Community College, Tampa. 294p
- Lewis III, R.R., Phillips, M.J., Clough, B., Macintosh, D.J., 2003. Thematic review on coastal wetland habitats and shrimp aquaculture. Report prepared under the World Bank, NACA, WWF and FAO Consortium Program on Shrimp Farming and the Environment. Work in Progress for Public Discussion. Consortium (81pp). Primavera, J.H., Savaris, J.D., Bajoyo, B., Coching, J.D., Curnick, D.J., Golbeque, R., Guzman, A.T., Henderin, J.Q., Joven, R.V., Loma, R.A. Koldewey, H.J., 2012. Manual on community-based mangrove rehabilitation – Mangrove Manual Series No. 1. London, UK: ZSL (240 pp.).
- Lewis III, R.R., 2005. Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecol. Eng.* 24, 403–418.
- Lewis III, R.R., Brown, B., 2014. Ecological mangrove rehabilitation: a field manual for practitioners. Blue Forests, Coastal Resources Group, Indonesia and USA. Mangrove Action Project, 275 pp. <http://www.mangroverestoration.com/pdfs/Final%20PDF%20-%20Whole%20EMR%20Manual.pdf>.
- Marchand, C., Baltzer, F., Lallier-Vergès, E., Albéric, P., 2004. Pore-water chemistry in mangrove sediments: relationship with species composition and developmental stages (French Guiana). *Marine geology* 208(2-4), 361-381.
- Matsui, N., Suekuni, J., Nogami, M., Havanond, S., Salikul, P., 2010. Mangrove rehabilitation dynamics and soil organic carbon changes as a result of full hydraulic restoration and re-grading of a previously intensively managed shrimp pond. *Wetlands Ecol. Manage.* 18, 233-242.
- McKee, K.L., 1996. Growth and physiological responses of neotropical mangrove seedlings to root zone hypoxia. *Tree Physiol.* 16 (11), 883-889.
- Nickerson, N.H., Thibodeau, F.R., 1985. Association between pore water sulfide concentrations and the distribution of mangroves. *Biogeochemistry* 1, 183–192.
- Oh, R.R.Y., Friess, D.A., Brown, B.M., 2017. The role of surface elevation in the rehabilitation of abandoned aquaculture ponds to mangrove forests, Sulawesi, Indonesia. *Ecological Engineering* 100, 325-334.
- Oidtmann, B., Dixon, P., Way, K., Joiner, C. and Bayley, A.E., 2018. Risk of waterborne virus spread – review of survival of relevant fish and crustacean viruses in the aquatic environment and implications for control measures. *Rev Aquacult*, 10, 641-669.
- Perry, CT, Berkeley, A., 2009. Intertidal substrate modification as a result of mangrove planting: Impacts of introduced mangrove species on sediment microfacies characteristics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 81(2), 225-237.
- Pole-relais Zones humides tropicales, 2018. La restauration de mangrove Guide technique. Synthèse des éléments clés à considérer pour tout chantier de réstauration. <https://uicn.fr/wp-content/uploads/2019/03/guide-restauration-web-25.03.pdf>
- Primavera, J.H., Esteban, J.M.A., 2008. A review of mangrove rehabilitation in the Philippines: successes, failures and future prospects. *Wetlands Ecol Manage* 16, 345–358.
- Proisy, C., Sidik, F., Viennois, G., Andayani, A., Anthony Enright, J.A., Guitet, S., Gusmawati, N., Lemonnier, H., Muthusankar, G., Olagoke, A., Prosperi, J., Rahmania, R., Ricout, A., Soulard, B., Suhardjono, 2018. Monitoring mangrove forests after aquaculture abandonment using time series of very high spatial resolution satellite images: A case study from the Perancak estuary, Bali, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin, Special Issue 'Indonesian Seas'* 131 (Pt B), 61-71.
- Resilience Alliance, 2010. Assessing resilience in social-ecological systems: Workbook for practitioners. Version 2.0. Online: <http://www.resalliance.org/3871.php>
- Richard, D.R., Freiss D.A., 2016. Rates and drivers of mangrove deforestation in Southeast Asia, 2000 – 2012. *PNAS* 113(2), 344-349.
- Richards, D.R., Thompson, B.S., Wijedasa, L., 2020. Quantifying net loss of global mangrove carbon stocks from 20 years of land cover change. *Nat Commun* 11, 4260.
- Salama, N.K.G., Murray, A.G., 2011. Farm size as a factor in hydrodynamic transmission of pathogens in aquaculture fish production. *Aquacult Environ Interact* 2, 61-74.
- Salama, N.K.G., Rabe, B., 2013. Developing models for investigating the environmental transmission of disease-causing agents within open-cage salmon aquaculture. *Aquacult Environ Interact* 4, 91-115.

- Salmo, S.G., Lovelock, C., Duke, N.C., 2013. Vegetation and soil characteristics as indicators of restoration trajectories in restored mangroves. *Hydrobiologia* 720 (1), 1-18
- Sherman, R., Fahey, T. & Howarth, R., 1998. Soil-plant interactions in a neotropical mangrove forest: iron, phosphorus and sulfur dynamics. *Oecologia* 115, 553–563
- Sidik, F., Lovelock, C.E., 2013. CO₂ Efflux from Shrimp Ponds in Indonesia. *PLOS ONE* 8(6), e66329.
- Sidik, F., WijayaKusuma, D., Priyono B., Proisy C., Lovelock, C., 2021. Managing sediment dynamics through reintroduction of tidal flow for mangrove restoration in abandoned aquaculture ponds. *Dynamic Sedimentary Environments of Mangrove Coasts* Pages 563-582.
- Sohel, M. Shawkat Islam, Ullah, M. Hadayet., 2012. Ecohydrology: A framework for overcoming the environmental impacts of shrimp aquaculture on the coastal zone of Bangladesh. *Ocean & coastal management* 63, 67-78.
- Stevenson, N.J., 1997. Disused shrimp ponds: options for redevelopment of mangrove. *Coastal Management* 25, 423–425.
- Stevenson, N.J., Lewis, R.R. Burbridge, P.R., 1999. Disused shrimps ponds and mangrove rehabilitation. In: W. Streever (Ed.). *An International Perspective on Wetland Rehabilitation*. Kluwer Academic Publishers. Netherland, pp. 277–297.
- Strassburg, B.B.N., Iribarrem, A., Beyer, H.L. et al., 2020. Global priority areas for ecosystem restoration. *Nature* 586, 724–729.
- Thibodeau, F.R. and Nickerson, N.H., 1986. Differential oxidation of mangrove substrate by *Avicennia germinans* and *Rhizophora mangle*. *American Journal of Botany* 73, 512-516.
- Van Loon, A.F., Te Brake, B., Van Huijgevoort, M.H.J., Dijkma, R., 2016. Hydrological Classification, a Practical Tool for Mangrove Restoration. *PLoS ONE* 11(3), e0150302.
- Van Oudenhoven, A.P.E., Siahainenina, A.J., Sualia, I., Tonnejck, F.H., van der Ploeg, S., de Groot, R.S., Alkemade, R., & Leemans, R. (2015). Effects of different management regimes on mangrove ecosystem services in Java, Indonesia. *Ocean & Coastal Management*, 116, 353-367.
- Winterwerp, J.C., Erftemeijer, P.L.A., Suryadiputra, N. et al., 2013. Defining Eco-Morphodynamic Requirements for Rehabilitating Eroding Mangrove-Mud Coasts. *Wetlands* 33, 515–526.
- Zalewski, M., 2000. Ecohydrology - The scientific background to use ecosystemproperties as management tools toward sustainability of water resources. *Ecol.Eng.* 16, 1e8.



Fotographia XI-2. Todo está aquí.



Chapitre XII. Conclusions et perspectives

“On écoutait Police
“I can’t, I can’t stand losing”
Avec sur la pochette du 45 tours un
type pendu
Au dessus d’un bloc de glace à demi
fondu
L’humour à l’orée des eighties
Le cynisme new-wave
Comme une irruption hors cadre
Dans ces lieux sans âge
Si vieux depuis toujours

Confinée dans la nuit des siècles
La maison des fermiers
Le grand jardin clos, le grenier
Le château, l’écurie
Et les secrets par milliers
Répandus dans la cour
Sans âge
Débordant de partout
Affreux,
Congestionnés

Quand je suis retourné au
Corps de ferme à l’abandon
La peur était intacte
Les lieux criaient Pitié
Et même en plein jour tout hurlait,
Tout hurlait
Et se jetait sur vous
Je suis sorti dans l’effroi de l’étable
Et j’ai fui »

Corps de ferme à l’abandon (extrait)
Par Dominique A
Album Toute latitude (2018)

L'imaginaire moderne met l'accent sur la production, sur l'exploitation des ressources en oubliant ses conditions de reproduction et donc sa durabilité (Bouleau, 2021). Il célèbre l'autonomie, la vitesse, une vision basée sur du court terme avec une illusion de maîtrise qui selon Scoones et Sterling (2020) constituerait l'un des fondements de la modernité. Mais cet imaginaire se heurte dans bien des cas à la réalité biologique. L'idée de développement est aussi très souvent associée à une forme linéaire du progrès dominée par des vues étroites de la science et de l'économie (Scoones et Sterling, 2020). Elle ignore généralement les questions politiques de fond qui sont : quelle direction, qui gagne, qui perd alors que le développement pour qu'il soit durable dépend fortement des choix politiques et sociaux (Scoones, 2016).

« **L'anthropocène se décline aussi en bleu** » (Bouleau, 2021). La crevetticulture est dans le domaine de l'aquaculture un bon exemple de cette activité humaine, principale force actuelle de changement sur terre. La croissance pour cette industrie est un mot clé, un élément de référence. C'est l'outil de mesure du progrès par excellence. Il est célébré par les organismes comme la FAO, la banque mondiale et se trouve être une base de justification du travail de nombreux scientifiques. Pourtant, certains modèles de production comme la « monoculture » de la crevette telle qu'elle est pratiquée depuis 40 ans a clairement montré ses limites et sa faible résilience face aux épizooties. La conséquence est dans bien des cas un abandon des structures d'élevage et une absence de gestion de ces espaces littoraux pendant de nombreuses années. Cette forme de développement exploite des ressources et un environnement sur du court terme mais laisse généralement derrière elle, et aux populations locales le soin de gérer ces espaces souvent très dégradés. Les écosystèmes mangroves ont payé un lourd tribut au développement de la crevetticulture alors que ces écosystèmes ont une haute valeur sociale, économique et écologique, et que l'on sait aujourd'hui que leur restauration est loin d'être évidente. Avec une demande pour les produits de la mer toujours plus forte et une croissante évaluée à 2,3% pour la période 2019 – 2030 (FAO, 2020), cette ruée vers l'or bleu devrait se poursuivre et dévorer de nouveaux espaces tout en continuant d'en abandonner d'autres sans que cette dynamique ne soit réellement décrite.

Pour contrer **cette image désastreuse d'impact environnemental**, la filière avec l'aide des institutions (FAO, le réseau NACA, le PNUD, la banque mondiale), de scientifiques et des ONG comme la WWF a développé de nombreux outils de communication à destination des éleveurs et des médias. On citera la création du Global Seafood alliance (<https://www.globalseafood.org/>), du magazine Advocate, d'un site d'information (<https://www.shrimpnews.com>), d'une liste de discussion pour les éleveurs (The shrimp List) et d'un événement mondial alliant science et commerce organisé par la World Aquaculture Society (WAS). Les pratiques les plus destructrices comme l'arrachage des mangroves ont été dénoncées par ce consortium d'autant plus facilement que les sols se sont révélés être inaptes pour la plupart des modes de production et favorables à l'émergence des maladies. Cette communauté a émis de nombreuses recommandations pour une production plus responsable dans le cadre des « best management practices (BMPs) » (FAO/NACA/UNEP/WB/WWF, 2006). Les BMPs sont conçues pour normaliser les pratiques d'élevage, réduire leurs impacts environnementaux, les risques d'émergence des maladies et augmenter les performances économiques. Elles s'avèrent être un facteur d'amélioration (Engle et Valderrama, 2004) mais conduisent à une baisse des profits et à des besoins d'investissements importants pour les petits éleveurs (Suraman et al., 2019). Les mesures les plus contraignantes peuvent même conduire à une baisse de croissance de ce secteur et mettre en danger la viabilité économique des entreprises (Abate et al., 2016). Les fermiers accordent en conséquence plus d'importance aux mesures visant à améliorer l'efficacité de la production que les mesures

restrictives liées aux externalités et à la protection de l'environnement. L'adoption des BMPs reste volontaire et nécessite pour fonctionner un réseau d'acteurs pour faire passer les messages clés (Valderrama et al., 2014). Cependant, elle reste au final insuffisante pour permettre une protection environnementale susceptible d'assurer une durabilité de cette filière (Lebel et al., 2016). Mais cette politique de communication par la filière s'est révélée très utile pour contrer les critiques sur son absence de durabilité (FAO/NACA/UNEP/WB/WWF, 2006). La certification, forme hybride de gouvernance directe entre le producteur et son marché est une autre forme de communication vis-à-vis des consommateurs. Elle apparaît généralement là où la présence des institutions dans le domaine de la régulation environnementale fait défaut (Bush et al., 2013). Mais paradoxalement, les schémas de certification pour être efficaces, s'ils ont pour objectif de favoriser les projets réellement « eco-friendly » ne doivent pas être administrés par le secteur privé mais par le gouvernement.

La filière à l'échelle mondiale a aussi répondu par un investissement important dans **la technologie** qui est depuis plus de 30 ans un instrument au service de ce modèle de production. Une forte offensive marketing a été mise en place en 2003 avec la publication d'un article dans le magazine « New Economist » intitulé « The promise of the blue revolution » vantant le rôle des nouvelles technologies et de la domestication des espèces comme un avenir prometteur (Rigby et al., 2017). L'investissement dans les technologies a conduit à une intensification des méthodes de production dans les années 90 avec les conséquences que l'on connaît, et depuis à la mise en place de nouvelles techniques basées sur des systèmes de recirculation et/ou du « zéro water exchange ». L'idée est d'agir de manière pragmatique, de changer de système de production pour être plus résilient aux maladies par la mise en place de règles sanitaires strictes et un contrôle toujours plus important du milieu d'élevage. Elle s'accompagne d'une production d'animaux SPF ou sélectionnés (Moss et al., 2012). La recherche d'espèces et la sélection d'animaux toujours plus résistants (Super-shrimp) aux maladies et/ou, capables de digérer des acides aminés d'origine végétale est actuellement très active. Avec un mot d'ordre : adapter les espèces à l'environnement (comme si l'environnement était une composante monolithique !) et à de nouvelles sources d'alimentation. Toutefois, cette évolution implique une demande toujours plus forte en énergie et en technicité qui se traduit par des coûts de production toujours plus importants nécessitant d'augmenter la productivité des systèmes. Si elle s'accompagne d'une diminution des surfaces exploitées, la construction des structures de production est aussi beaucoup plus contraignante et coûteuse.

Des challenges persistent pour cette filière. Ils concernent en premier lieu la maîtrise et l'émergence des pathogènes (Chap. IV). Le risque de voir de nouvelles pathologies apparaître devrait encore augmenter avec l'intensification de la production, des échanges et du changement climatique (Stentiford et al., 2012). Les recherches se sont orientées sur le microbiome qui pourrait se révéler être un facteur important pour garantir une bonne immunité. L'identification des pathogènes et de leur(s) virulence(s) est un autre aspect très étudié dans l'objectif de développer des outils de diagnostic, des traitements et des protocoles de surveillance. La sélection génétique est une autre forme de lutte contre les pathologies mais constitue un coût d'investissement très important. L'utilisation de produits thérapeutiques est devenue commune pour prévenir le développement des pathogènes dans de nombreux pays producteurs (Naylor et al., 2021).

Les recherches liées à la santé animale sont au final fortement liées à la **profession vétérinaire** considérée par les institutions nationales et internationales (OIE) comme la détentrice légitime de l'expertise dans ce domaine (Figuié, 2021). Initialement, les sciences vétérinaires avaient une vision

pasteurienne pour la prise en charge des maladies animales infectieuses et un objectif d'éradication. Avec la mondialisation et l'augmentation des échanges, la politique publique pour la santé animale est aujourd'hui devenue un enjeu planétaire (FAO, 2013). Elle est basée sur la notion de biosécurité dans l'optique de gérer (et non plus d'éradiquer) les futures menaces. Elle nécessite une vigilance permanente. Elle est basée sur trois dimensions que sont la santé humaine, les performances de production et le commerce (Figué, 2021). Elle fait de la santé animale un instrument au service des humains et un levier très important pour le développement. « Elle donne toutefois un rôle très ambigu aux vétérinaires, entre conseillers agricoles et garants de la santé publique, entre protecteurs de l'intérêt des éleveurs et de la santé des consommateurs » (Bonnaud et Fortané, 2016 ; 2018). Elle induit des concurrences entre les sciences vétérinaires et d'autres thématiques (zootechnie, écologie...). Elle génère des conflits d'intérêts comme par exemple celui de l'antibiothérapie qui se doit de diminuer les risques de maladies bactériennes pour les élevages mais qui augmente les risques pour la santé humaine. Mais force est de constater que dans un monde globalisé, les compétences nécessaires pour comprendre et maîtriser les maladies dépassent les seules sciences vétérinaires²². Les sciences humaines et sociales ont par exemple souvent été marginalisées dans ces recherches (Bellet et Rushton, 2019). La politique de santé animale a donc évolué récemment avec le concept « one health » qui invite au décroisement même s'il se trouve être encore très limité car focalisé uniquement sur les zoonoses. Il élargit le système d'acteurs et renforce le rôle de l'information pour le contrôle des épidémies (Figué et Peyer, 2013). Initialement, douze principes appelés les 12 principes de Manhattan reconnaissant les liens entre santé animale, santé des écosystèmes et santé humaine ont été définis au cours d'une conférence en 2004 regroupant de nombreux spécialistes de la santé²². Dans ce cadre, le concept de surveillance pour la santé a remplacé le concept de surveillance des maladies (Gardon et Gauthier, 2019). Il incite au développement d'une médecine préventive et à l'analyse des conditions favorisant l'émergence et la dissémination des pathogènes. Il constitue un cadre conceptuel pour comprendre l'émergence des épidémies nécessitant une approche interdisciplinaire voir transdisciplinaire de la santé. Son objectif est d'atteindre une santé globale, la santé animale devenant un enjeu global et un bien public mondial. Concept orchestré depuis par l'OMS, la FAO et l'OIE, il conserve toutefois une **vision très anthropocentrée** et très instrumentalisée de l'animal. La culture des sciences vétérinaires est aujourd'hui tellement ancrée dans le monde de la production que **les solutions basées sur la nature restent encore inaudibles**. Le développement d'IMTA est par exemple balayé d'un revers de main avec un argument très discutable²³ dans la synthèse sur le développement aquacole publiée en 2021 par Naylor et al. dans le journal Nature. La transformation de cette filière pour tendre vers plus de durabilité se joue donc aussi sur **le champ culturel**.

Aujourd'hui, avec une croissance à deux chiffres depuis plusieurs décennies, la crevette au même titre que le saumon après avoir été des produits de luxe se sont démocratisés. Disponible partout, la crevette d'élevage est devenue un produit de consommation courante et pas seulement réservé aux repas de fêtes de fin d'année. La croissance aquacole est souvent présentée comme une transition inévitable pour pallier au manque des ressources issues de la pêche et comme une future norme pour l'alimentation humaine en produits de la mer (FAO, 2020). Le principal argument pour cette industrie est de fournir des protéines pour assurer la sécurité alimentaire des populations. Dans ce cadre, la FAO et la banque mondiale ont été des organisations particulièrement actives pour promouvoir le développement aquacole quelle que soit l'espèce élevée. Mais la situation est bien plus complexe, et

²² http://www.oneworldonehealth.org/sept2004/owoh_sept04.html

²³ Pour ces auteurs, ce type d'approche n'aurait pas le succès commercial suffisant pour s'imposer.

si cet argument de sécurité alimentaire est d'actualité pour les espèces extractives (huîtres, moules, algues...), on peut douter de sa pertinence pour les espèces carnivores comme la crevette, la truite et/ou le saumon. Avec un indice de conversion de 1,5, un kg de crevettes nécessite 0,82 kg de poissons (Naylor et al., 2021). À titre de comparaison, le saumon en nécessite 1,87 (IC = 1,3) et la truite 1,82 kg. Un travail récent réalisé sur 101 fermes en Équateur rapporte qu'il faut 0,498 t de poissons pour fabriquer une tonne d'aliment avec un indice de conversion de 1,4 soit 0,65 tonnes par tonne de crevettes produite (Boyd et al., 2021a). Cette dernière étude suggère qu'il ne faudrait pas dépasser un IC de 1,54 pour ne pas avoir à consommer plus d'une tonne de poissons par tonne de crevettes.

Si la ressource en poissons pour la fabrication d'aliment et d'huile à destination de l'aquaculture (toutes espèces confondues) a diminué en passant de 23 Mt à 16 Mt au cours des 20 dernières années suite à une très forte augmentation des coûts de cette matière première (Naylor et al., 2021), l'évolution du coût énergétique de cette production reste à ce stade assez mal connue. Il est très probable qu'il soit en forte augmentation pour la crevetticulture avec l'intensification des systèmes. Cette consommation serait en moyenne de $61,2 \pm 4,2$ GJ.t⁻¹ de crevettes en Équateur (Boyd et al., 2021a) mais serait très variable en fonction des espèces élevées et des pays (Boyd et al., 2021b). Une comparaison avec d'autres ressources animales montre que la crevette est de loin le produit nécessitant le plus d'énergie. Pour une tonne de protéines comestibles, il faut respectivement pour le poulet, le cochon, le bœuf et la crevette (*P. monodon*) 147, 180, 382 et 711 GJ (Boyd et al., 2021b). Mais ces chiffres restent partiels et ne prennent pas en compte l'énergie nécessaire ni pour la pêche et/ou la production des matières premières pour la fabrication de l'aliment, ni pour le transport du produit final vers les marchés de consommation. La dépendance énergétique de cette filière pourrait être de plus en plus forte conduisant à une augmentation de sa production de gaz à effets de serre dans les prochaines années.

L'élevage de ces espèces aquacoles continue d'avoir un coût environnemental très élevé même si d'importants progrès ont été réalisés ces 20 dernières années (Naylor et al., 2021). Le système intensif en favorisant la rentabilité économique des systèmes par la production de denrées alimentaires bon marché au détriment des animaux d'élevage, de l'environnement et de la société montrerait une fragilité et est considéré par certains auteurs comme non durable (Bellet et Rushton, 2019). L'absence de prise en compte des externalités et d'une vision globale à travers des études de cycle de vie constitue un frein pour être en mesure d'émettre des recommandations pour aller vers plus de durabilité. Plus généralement, les différentes dimensions de la durabilité sont rarement prises en compte dans la littérature dans le domaine de la production animale et les mesures traditionnelles basées sur le prix des marchés ne peuvent pas être considérées comme des indicateurs de durabilité (Bellet et Rushton, 2019 ; Gunnarsson et al., 2020).

La croissance de cette industrie est au centre des enjeux pour espérer aller vers plus de durabilité. Une politique de diminution des investissements sur ces espèces qui ne peuvent être classées comme produit de première nécessité et/ou une régulation environnementale un peu contraignante (Abate et al., 2016) permettrait de diminuer la consommation et donc de limiter la production pour ces produits de la mer. Leur coût environnemental nécessite de tenir compte des externalités (principe du pollueur payeur) pour établir un juste prix sur les marchés et permettre à des solutions alternatives d'émerger (Chap. VIII). La démocratisation de la consommation de ces produits dans les pays du Nord induit un transfert des coûts environnementaux pour les pays du sud qui s'exprime par la mise en place d'une dette environnementale et une disparition des ressources naturelles dont il faudrait tenir compte

(chap. XI). Limiter la production des espèces à destination de l'export pour favoriser la production des espèces consommées localement et dont la production est généralement bien moins coûteuse en aliment et en énergie (comme le milkfish en Asie du Sud-Est – Chap. X) permettrait de rééquilibrer la production à destination du marché local et d'améliorer la sécurité alimentaire des pays concernés.

Ils sont aujourd'hui peu nombreux dans le monde de la production aquacole à remettre en cause cette politique de développement basée sur la croissance et les gains financiers. Cette absence de vision critique ou du moins son absence de visibilité permet à cette industrie de faire valoir son besoin d'expansion et sa promesse de création de richesse en toute impunité avec les conséquences environnementales que l'on connaît. **La réhabilitation (Chap. XI)** des sites abandonnés par la crevetticulture est aujourd'hui devenue un véritable enjeu de société. L'ONU en 2021 a lancé un appel à tous les pays du monde pour protéger et restaurer les écosystèmes dans l'intérêt de la nature et des êtres humains. Mais ce processus de réhabilitation se révèle être très complexe pour les écosystèmes côtiers et nécessite une approche holistique qui doit tenir compte à la fois des aspects biologiques, sociaux et économiques si on veut qu'elle soit durable. Elle devrait aussi être **très coûteuse**. Cette approche est un véritable défi à relever pour la société.

Même si on note une évolution et un rapprochement avec le monde de l'environnement, nous sommes encore loin de l'éthique environnementale qui voudrait que l'homme ne considère pas la nature comme un simple réservoir à ressources et/ou à services mais comme un système avec une valeur intrinsèque propre qu'il faut protéger (l'insubstituabilité de droit de la nature). Aller vers plus de durabilité pour la crevetticulture à travers le maintien de la santé des écosystèmes, c'est aussi aller vers des questions d'éthique environnementale, remettre en cause l'anthropocentrisme moral et exclusif et les approches purement économiques de la durabilité (Beau, 2016). Il s'agit **d'aller vers plus d'écocentrisme**, vers une éthique qui inclut les pratiques humaines avec l'objectif de maintenir non pas l'intégrité des écosystèmes (objectif de la conservation) mais au minimum leur santé fonctionnelle (même si certains considèrent cet objectif comme un affaiblissement de l'éthique environnementale qui s'exprime à travers l'idée américaine de wilderness).

La crevetticulture en Nouvelle - Calédonie

Basée sur un produit de qualité et une production limitée à destination d'un marché de luxe, la filière crevette en NC a su éviter le piège d'un développement anarchique qui a conduit dans bien des pays à une destruction des écosystèmes comme la mangrove. Au cours de ces 30 dernières années, la filière a réussi à maintenir une production et une activité économique favorable au maintien de l'emploi en brousse et au rééquilibrage malgré l'apparition de plusieurs vibrioses montrant ainsi une certaine résilience à ces maladies. Elle doit beaucoup à la politique publique à travers les subventions qui se sont révélées parfois très importantes pour maintenir cette industrie à flot. La filière a su aussi se structurer et s'organiser pour faire face aux problèmes de développement, de production et aux crises successives rencontrées. On citera après la création d'une ferme et d'une écloserie de démonstration dans les années 80, la mise en place de la SOPAC pour la commercialisation du produit, du groupement des fermes aquacoles (GFA) et plus récemment du centre technique aquacole (CTA). Les conséquences des épizooties ont été un arrêt des investissements pour la création de nouvelles structures d'élevage et un abandon progressif du schéma de production le plus intensif, considéré au milieu des années 90 comme l'avenir de cette filière. Les travaux de recherche ont conduit à une production scientifique

abondante sur les vibrioses, à plusieurs propositions pour sortir des crises récurrentes, à la création de différents outils de gestion (ex. Stylog) et à la formation de nombreuses personnes qui pour certaines ont essaimé dans la filière (stagiaires, VSC, CDD...). L'ifremer a communiqué régulièrement à travers plusieurs séminaires et de nombreuses réunions de travail.

Les épreuves traversées ont aussi été l'occasion pour la puissance publique de réaffirmer son soutien à la crevetticulture en organisant de nombreux audits et en invitant de nombreux experts internationaux dans les domaines de la pathologie, de l'environnement, de la biosécurité et de la génétique. Le premier audit a eu lieu en 1994 (MC Invest, 1994), le second 4 ans plus tard (SEPIA, 1998), un troisième en 2007 (Sobretah, 2007), un quatrième en 2011 (AQUASOL, 2011) et le dernier en date en 2019 (Kantar TNS, 2019). L'objectif de ces audits était d'évaluer les pratiques zootechniques et d'identifier les points faibles (sols, aliment, génétique, organisation etc...) dans l'organisation de la filière. À la lecture des documents, les recommandations sont celles que l'on peut lire dans la littérature publiée par les chercheurs en sciences vétérinaires. Elles sont centrées classiquement sur la santé de l'animale et l'économie de la filière.

Mais un point intéressant dans ces audits concerne la perception²⁴ des producteurs pour les travaux de recherche (autre soutien de la puissance publique). Celle qui domine, c'est l'inéquation entre la recherche et les besoins de la production (Sobretah, 2007 ; Aquasol, 2011). Trois points étaient particulièrement explicités à l'époque malgré le travail conséquent réalisé par les scientifiques :

- La compréhension et la maîtrise des vibrioses en relation avec la survie finale et la qualité des produits,
- L'incompatibilité entre le temps de la recherche et celui de la production,
- Des résultats peu applicables par les éleveurs.

Ces points soulèvent le problème qui réside lorsque l'on confond science et recherche, la première étant caractérisée par la somme des connaissances acquises sur lesquelles la société a la possibilité de s'appuyer à un instant t et la seconde par des questions souvent très complexes qui ne permettent pas de donner à court terme des conseils à des utilisateurs finaux. Il est aussi soulevé dans ces audits le problème d'évolution du statut de l'ifremer d'où une déconnexion progressive avec la filière. La [fig. I-3 \(chap. I\)](#) montre bien le changement de cible dans la politique de l'institut et la nécessité de développer des intermédiaires entre recherche et production. L'objectif était de laisser le temps nécessaire à cette première pour mener à bien ses travaux. La solution à ce malaise préconisée par l'audit de 2007 résidait dans la mise en place de conseillers de terrain. Après un renforcement de l'équipe du GFA à la fin des années 2000 (soutenu par la puissance publique), c'est au final un centre technique aquacole qui a été élaboré par la puissance publique pour répondre à une volonté des aquaculteurs de disposer de leur propre centre de recherche (Sobretah, 2007). Le dernier audit de 2019 montre bien que l'écart s'est encore creusé entre scientifiques et producteurs. Les chercheurs seraient considérés en 2019 « comme des électrons libres qui ne rendent pas de comptes », comme des producteurs de thésards avec peu ou pas de résultats opérationnels pour les aquaculteurs » (Kantar TNS, 2019). Cette perception montre bien que la politique mise en place pour une appropriation de la recherche avec comme rôle d'intermédiaire le CTA et le GFA n'a clairement pas fonctionné et que les résultats de la recherche ne diffusent toujours pas dans le monde de la

²⁴ Aucune étude scientifique par des chercheurs en SHS n'a été menée dans le cadre de ces audits. Ce sont uniquement des propos rapportés par les auditeurs.

production. Le manque de communication entre les différents intervenants a été clairement identifié par les auditeurs. Il en résulte une crise de confiance de la société pour la science, qui si elle n'est pas nouvelle, doit nous interroger sur la capacité actuelle de cette organisation et de sa gouvernance à jouer son rôle de soutien. Les scientifiques doivent s'interroger sur leur capacité à fournir des réponses dans un temps compatible avec celui des besoins de la société. Sachant que ce qui est considéré comme significatif d'un point de vue de l'innovation par l'industrie est la réduction des coûts et des risques, le volet « application des résultats issus de la recherche » constitue un véritable enjeu et se doit de montrer des gains biologiques et économiques significatifs pour qu'ils puissent être appliqués par la profession. Ce volet n'a pas été pris suffisamment en considération ces dernières années. Je pense qu'il nécessite une coopération, une interdisciplinarité, un travail de pédagogie et la mise en place d'un réseau que nous n'avons pas pu et/ou su mettre en place entre les structures et au sein des différentes structures. L'organisation de cette filière est toutefois un atout important pour sa durabilité si chaque composante a ses objectifs propres et maintient une communication qui garantisse un transfert utile de l'information. [Lebel et al. \(2016\)](#) rapporte que le partage de la connaissance horizontale entre fermiers et verticale avec les autres professionnels impliqués dans l'industrie sont des facteurs clés pour la durabilité et la capacité d'évolution de l'industrie aquacole. Le défi pour aller vers plus de durabilité est aussi de sortir de la morale individuelle ambiante, de cette vision clanique des enjeux pour repenser le collectif.

Après 30 ans de recherche, force est de constater qu'aucune solution miracle n'est apparue pour éradiquer les vibrioses. Dans ce sens, on ne peut donner que raison aux éleveurs. Mais il n'est pas étonnant d'arriver à ne pas produire et/ou faire agir « une pilule magique » pour éradiquer des phénomènes biologiques aussi complexes. L'émergence des vibrioses est due à l'intensification du système de production. Cela s'est traduit par une augmentation des effectifs, une augmentation de la vitesse de croissance et/ou de la biomasse, chaque élément modifiant significativement l'environnement des individus et au final le statut pathologique du système ([chap. III, IV, V, VI et VII](#)). Il s'agit aujourd'hui pour de nombreux éleveurs de s'adapter et de vivre avec ces organismes potentiellement dangereux (Vibrios, HABs) qui se sont installés (mémoire écologique). Les solutions existent et sont sans doute à portée de main pour minimiser les risques et l'impact de ces maladies. Mais elles nécessitent une approche à l'échelle de la filière et non pas à une échelle individuelle et à des changements de paradigmes qui tiennent réellement compte de la dynamique du système, de son écologie et de son cycle adaptatif à court, moyen et long terme. Une ferme n'est pas élément statique. Tout doit être fait pour surveiller la trajectoire du système afin de pouvoir le corriger et éviter d'entrer dans un état pathologique ([Griffon, 2017](#)). Les outils (Stylog, détection des pathogènes, indicateurs environnementaux...) ont déjà été développés pour cette surveillance. Mais nous devons poursuivre nos efforts pour qu'ils soient toujours plus performants et aptes à répondre aux questions de la société dans un temps compatible avec celui de la production ([Chap. X](#)).

L'objectif est aussi de continuer de rechercher **de nouvelles trajectoires** basées sur la durabilité des systèmes, de passer d'un système de type monoculture à un modèle basé sur de l'agroécologie ([chap. XI et XII](#)). Il s'agit de donner à la filière de nouveaux atouts pour être en mesure de s'adapter à de nouvelles menaces et de prendre à notre compte la citation de [Chopin \(2013\)](#)²⁵ : “Do not put all your shrimp eggs in the same basket”. Mais, le mode d'organisation « oblige » les chercheurs à se concentrer sur le modèle actuel avec un concept limité qui est celui de la biosécurité. Il ne garantit pas

²⁵ La phrase exacte est : “Do not put all your salmon eggs in the same basket”

ou peu leur indépendance et limite mécaniquement leur capacité d'innovation pour faire évoluer significativement le modèle actuel vers plus de durabilité. En outre, le dernier Audit rapporte certaines résistances au changement dans la filière calédonienne (Kantar TNS, 2019). Le soft power permet aujourd'hui à certains groupes de garder une forme de pouvoir difficilement conciliable pour aller de manière significative vers plus de changements (Bouleau, 2021). Cette résistance pose le problème d'acceptation des savoirs et du passage des savoirs au comportement par la profession. La transformation de cette filière pour tendre **vers plus de durabilité se joue donc aussi sur le domaine social et plus précisément des sciences de gestion** qui ont pour objet la résolution de problèmes et la prise de décision dans les organisations humaines.

Les demandes toujours plus fortes de la société vers des produits encore plus respectueux de l'environnement et du bien-être animal risquent de mettre à mal la politique de commercialisation actuelle de la filière (Roheim et al., 2012 ; Xuan, 2021). Le régime alimentaire idéal doit être nutritif et ne plus menacer les ressources naturelles (Vaidyanathan, 2021). Paradoxalement, la filière n'a développé aucune mesure concrète susceptible de limiter ses externalités (effluents rejetés, énergie consommée ; gaz à effets de serre). L'indice de conversion en moyenne de 2,5 reste très élevé comparativement aux élevages réalisés dans les principaux pays producteurs et très au-delà des normes qui commencent à apparaître. Avec un FIFO estimé à 1,62, l'image de marque de la crevette calédonienne risque d'être mise à mal. Remplacer la farine de poissons par de la farine d'insectes produite localement est une option locale actuellement testée pour aller vers plus de durabilité. Mais réduire la dépendance en aliments artificiels contribuerait plus certainement à atténuer les incidences négatives des pratiques aquacoles calédoniennes. Une réflexion sur une limite de production à l'hectare et par an permettrait de réduire les déchets rejetés et d'engendrer un impact minimal. Cette politique diminuerait l'impact des maladies en limitant l'eutrophisation du système, (ii) devrait maintenir la fonctionnalité des écosystèmes récepteurs et (iii) limiter les risques de dissémination d'espèces nuisibles (pathogènes et HABs). Martin et al. (1998) avaient il y a plus de 20 ans suggéré de ne pas dépasser une densité de 15 animaux par m². Limiter la quantité d'aliment à une valeur de 5 g.m⁻².jour⁻¹ devrait permettre d'atteindre ces objectifs de maintien de la santé des écosystèmes (Chap. II). Elle nécessite de penser le système d'élevage autrement et de rechercher des solutions économiquement viables sur le long terme.

Pour conclure, perdue dans les aspects techniques sans réelle politique de développement confondant science et recherche, avec l'idée que la technologie est la meilleure solution pour obtenir toujours plus et de meilleures survies, cette filière se maintient dans **un schéma de pensée très conservateur** qui se prête au final peu ou pas à une recherche innovante sur les systèmes de production. La monoculture reste la norme. La biologie des espèces élevées et la maîtrise des pathologies ne constituent actuellement pas des verrous scientifiques majeurs pour aller vers plus de durabilité. Les points de blocage seraient essentiellement sociaux et éthiques.

Références

- Abate, T.G., Nielsen, R., Tveterås, R.T., 2016. Stringency of environmental regulation and aquaculture growth: A cross-country analysis, *Aquaculture Economics & Management* 20(2), 201-221.
- Aquasol, 2011. Filière Crevettes de Nouvelle-Calédonie – Audit et recommandations. Rapport final commandité par l'Etablissement de Régulation des Prix Agricoles (ERPA). 219 p.

- Bellet C, Rushton J., 2019. World food security, globalisation and animal farming: unlocking dominant paradigms of animal health science. *Rev Sci Tech.* 38(2), 383-393.
- Beau, R., 2019. Une perspective philosophique sur la durabilité forte. Pour un écocentrisme relationnel. *Développement durable et territoires Économie, géographie, politique, droit, sociologie* 10(1).
- Bonnaud, L., Fortané, N., 2016. Au-delà des crises de santé animale. Pour une sociologie de l'action publique vétérinaire, *Gouvernement et Action Publique*, 5, 3, 131-140.
- Bonnaud L., Fortané N., 2018. L'État sanitaire de la profession vétérinaire. *Action publique et régulation de l'activité professionnelle, Sociologie*, 9, 3, 253-268.
- Bouleau, G., 2021. Le bleu de l'anthropocène *Nat. Sci. Soc.*, 29(2), 128-129.
- Boyd, C.E., Davis, R.P., Wilson, A.G., Marcillo, F., Brian, S., McNevin, A. A., 2021a. Resource use in whiteleg shrimp *Litopenaeus vannamei* farming in Ecuador. *Journal of the World Aquaculture Society* 52(4), 772– 788.
- Boyd, C.E., Davis, R.P., & McNevin, A.A., 2021b. Perspectives on the mangrove conundrum, land use, and benefits of yield intensification in farmed shrimp production: A review. *Journal of the World Aquaculture Society* 1–39.
- Bush, S.R., Belton B., D., Hall, P., Vandergeest, F.J., Murray, S., Ponte, P., Oosterveer, M.S., Islam, A.P.J., Mol, M., Hatanaka, F., Kruijssen, T.T.T., Ha, D.C. Little, R. Kusumawati, 2013. Certify Sustainable Aquaculture? *Science*, 341 (6150).
- Chopin, T., 2013. Aquaculture, Integrated Multi-Trophic (IMTA). In book: *Encyclopedia of Sustainability Science and Technology*, Chapter: Aquaculture, Integrated Multi-Trophic (IMTA), Publisher: Springer, Dordrecht, Editors: R.A. Meyers, pp. 542–564.
- Engle, C, Valderrama, D., 2004. Economic effects of implementing selected components of best management practices (BMPs) for semi-intensive shrimp farms in Honduras, *Aquaculture Economics & Management*, 8:3-4, 157-177.
- FAO, 2013. *World Livestock 2013. Changing disease landscape*, Rome.
- FAO. FAO/NACA/UNEP/WB/WWF, 2006. International principles for responsible shrimp farming. Thailand. [http://library.enaca.org/Shrimp/Publications/International Principles for responsible shrimp farming Draft 25Jan2006.pdf](http://library.enaca.org/Shrimp/Publications/International%20Principles%20for%20responsible%20shrimp%20farming%20Draft%2025Jan2006.pdf).
- FAO. 2020. *La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture 2020. La durabilité en action*. Rome, Italy, 247p.
- Figuié, M., 2021, La gouvernance de la santé animale : entre biosécurité et bien public mondial. *Nat. Sci. Soc.*, <https://doi.org/10.1051/nss/2021051>
- Figuié, M., Peyre, M., 2013. Le concept « Une seule santé » : une réponse à l'incertitude dans la gouvernance internationale des zoonoses émergentes ? *Revue d'élevage et de médecine vétérinaire des pays tropicaux* 66(2), 41-46.
- Gardon, S., Gauthier, A., 2019. Santé et biodiversité : une nouvelle interface pour repenser les modalités de politique de lutte sanitaire. In : *Actes de la journée d'études du 12 mars 2019 « Santé des animaux, santé des hommes : quelles interactions ?* *Revue des Ministères de la Transition Ecologique, de la Cohésion des Territoires et des relations avec les collectivités territoriales, de la mer, hors-série n° 30*, 45-48.
- Griffon M., 2017. *Éléments théoriques en agroécologie : l'intensivité écologique*. OCL 24(3), D302, 11p.
- Gunnarsson, S., Segerkvist, K.A., Wallgren, T., Hjelmstedt, P., Sonesson, U., Hansson, H., 2020. Systematic Mapping of Research on Farm-Level Sustainability in Finfish Aquaculture. *Sustainability* 12(23), 9985.
- Kantar TNS, 2019. *Etat des lieux de la filière Aquaculture*. Présentation PPT du 10 avril 2019.
- Lebel, L., Garden, P., Luers, A., Manuel-Navarrete, D., Huy Giap, D., 2016. Knowledge and innovation relationships in the shrimp industry in Thailand and Mexico. *PNAS* 113(17) 4585-4590.
- 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.
- MC Invest, 1994. *Nouvelle-Calédonie Audit Technique. Rapport techniques*.
- Moss, S.M., Moss, D.R., Arce, S.M., Lightner, D.V., Lotz, J.M., 2012. The role of selective breeding and biosecurity in the prevention of disease in penaeid shrimp aquaculture. *J. Invertebr. Pathol.* 110, 247-250.
- Naylor, R.L., Hardy, R.W., Buschmann, A.H. et al., 2021. A 20-year retrospective review of global aquaculture. *Nature* 591, 551–563.
- Rigby, B., Davis, R., Bavington, D., Baird, C., 2017. Industrial aquaculture and the politics of resignation. *Marine Policy* 80, 19-27.
- Roheim, C.A., Sudhakaran, P.O., Durham, CA., 2012. Certification of shrimp and salmon for best aquaculture practices: assessing consumer preferences in Rhode Island. *Aquaculture Economics & Management*, 16:3, 266-286.

- Scoones, 2016. The Politics of Sustainability and Development ', Annual Review of Environment and Resources 41, 293 – 319
- Scoones, I., Stirling, A., 2020. The politics of uncertainty: challenges of transformation, Londres, Routledge.
- SEPIA, 1998. La filière crevette en Nouvelle-Calédonie – Situation actuelle et perspectives. Edité par l'Institut Calédonien de Participation (ICAP) , 76 p.
- Sivaraman, I., Krishnan M., Radhakrishnan K., 2019. Better Management Practices for sustainable small-scale shrimp farming. Journal of Cleaner Production 214, 559e572571
- Sobretah, 2007. Analyse et audit de la filière de crevetticulture en Nouvelle-Calédonie. Rapport final commandité par l'Etablissement de Régulation des Prix Agricoles (ERPA). 126 p.
- Stentiford, G.D., Neil, D.M., Peeler, E.J., Shields, J.D., Small, H.J., Flegel, T.W., Vlak, J.M., Jones, B., Morado, F., Moss, S., Lotz, J., Bartholomay, L., Behringer, D.C., Hauton, C., Lightner, D.V., 2012. Disease will limit future food supply from the global crustacean fishery and aquaculture sectors. J Invertebr Pathol. 110(2): 141-57.
- Valderrama, D., Sivaraman Iyemperumal, Krishnan, M., 2014. Building consensus for sustainable development in aquaculture: a Delphi study of better management practices for shrimp farming in India. Aquaculture Economics & Management 18(4) 369-394.
- Vaidyanathan, G., 2021. Healthy diets for people and the planet. Nature, 600, 22-25.
- Xuan, B.B., 2021. Consumer preference for eco-labelled aquaculture products in Vietnam. Aquaculture 532, 736111.



Photographie XII-1. La planète blanche.



Chapitre XIII. Et maintenant...

« De temps à autre se réveillent les vieilles blessures du combat avec Thouk, le coup de lance entre les côtes et le pouce fendu. Ses jambes ne le portent plus. Il est assis dans son rocking-chair. Ça n'est pas pour autant qu'il pourrait rester là à ne rien faire. Au fond du vieux cerveau résonne la phrase de Pasteur comme une injonction : « Il me semblerait que je commets un vol si je passais une journée sans travailler ». Il a une dernière idée. L'observation des marées ».

Patrick Deville - Peste & Choléra
Roman 2012 édition Seuil p. 217

1. Contexte

Depuis plus de 20 ans, la Nouvelle-Calédonie (NC) est reconnue comme un des points chauds de la biodiversité mondiale avec quatre écorégions et une richesse endémique des plus élevée (Kier et al., 2009). Ce territoire dispose d'une vaste zone économique exclusive (ZEE) de presque 1 500 000 km². Il possède le plus grand complexe corallien au monde, et près de 75 % de la surface des récifs et lagons des territoires français. Cet espace maritime comprend des récifs avec des structures variées, des zones lagonaires, des mangroves et de très grandes étendues océaniques (Ceccarelli et al., 2013). En 2008, l'exceptionnel état de sa biodiversité marine a conduit à une inscription d'une grande partie des lagons au Patrimoine Mondial de l'Humanité.

La NC est par ailleurs le siège de mutations démographiques, économiques et sociétales rapides. Si l'industrie minière a depuis un siècle façonné significativement les paysages terrestres et littoraux, il existe une volonté forte de diversifier l'économie du pays, de développer le tourisme en lien avec la formidable attractivité que constitue l'environnement qu'il soit terrestre ou marin, et d'atteindre une autonomie alimentaire en développant les filières agricoles, aquacoles et de la pêche (côtière et hauturière). Il en résulte des pressions anthropiques croissantes sur les milieux littoraux et côtiers, auxquelles viennent s'ajouter les conséquences encore mal connues du changement global (Grenz et al., 2013). L'étude de la vulnérabilité de ces écosystèmes tropicaux représente un enjeu important pour la recherche mais aussi pour les gestionnaires (Stratégie Territoriale de l'Innovation, 2015). La mise en place d'une régulation pour protéger et/ou restaurer ces hydrosystèmes nécessite de définir leur état écologique et leur dynamique, doit tenir compte de l'existence des diverses pressions anthropiques, et de leur capacité de résilience tout en tenant compte des changements globaux. Cette approche écosystémique est nécessaire à la mise en œuvre d'une Gestion Intégrée des Écosystèmes Côtiers qui soit durable (GIZC).

Les apports terrigènes s'ils sont essentiels pour la biodiversité et le fonctionnement de l'écosystème corallien calédonien (Biscéré et al., 2015 ; 2017) peuvent en cas d'excès être potentiellement néfastes et constituer une pression pour les écosystèmes littoraux (Briand et al., 2014 ; Gilbert et al., 2015 ; Heintz et al., 2015). En effet, le territoire de la NC est soumis à d'importants épisodes de pluies intenses, eux-mêmes influencés par de fortes variations climatiques interannuelles dues au phénomène climatique El Niño (Terry et al., 2008 ; Terry et Wotling, 2011 ; Desclaux et al., 2018). Le lessivage du sol suite à ces événements pluvieux extrêmes, favorisé par la destruction des milieux terrestres par les incendies et la prolifération des cerfs, induit dans les eaux des rivières des signatures marquées d'apports d'origine terrestre et en particulier en métaux. Les eaux fluviales peuvent aussi être des vecteurs et / ou favoriser le développement de microorganismes affectant directement la santé humaine (bactéries entériques, nouveaux virus) ou menacer l'homme via la consommation de produits de la mer (Baumann et al., 2010 ; Clua et al., 2011). Le risque de Ciguatera augmente avec l'enrichissement en sels nutritifs dans l'environnement et en présence de cyanobactéries (Kerbrat et al., 2010 ; Skinner et al., 2013). Le risque de contamination humaine par *Vibrio vulnificus*, qui a déjà entraîné la mort de 3 personnes en 2008 en NC après avoir consommé des huîtres (Cazorla et al., 2011), devrait augmenter à la fois avec le réchauffement climatique, la montée des eaux et l'enrichissement environnemental dû au ruissellement des rivières (Baker-Austin et Oliver, 2018 ; Hernández et Cabanyero, 2020). En plus des risques microbiologiques, il existe des risques chimiques dus à l'impact de l'industrie minière sur les captages d'eau. Le niveau de contamination métallique dans les organismes dépend des caractéristiques des milieux récepteurs (Hédouin et al., 2010 ; 2017) qui

peuvent même rendre certains produits de la mer impropres à la consommation (Metian et al., 2008 ; 2013). Selon le concept "one health", La dégradation qui découle d'une gestion inadéquate de l'anthropisation des écosystèmes littoraux est une source de risque pour la santé humaine et un facteur de risque pour l'émergence de nouvelles épidémies (Destoumieux-Garzón et al., 2018).

L'analyse de ces pressions anthropiques a été définie en 2017 comme un objectif prioritaire par le laboratoire IFREMER-LEAD. Dans ce cadre, mon travail s'est plus particulièrement focalisé sur le devenir de la matière le long du continuum terre – mer. Plus récemment, la réponse de différents modèles biologiques à ces apports dans un contexte de changement climatique a fait l'objet de collaborations mises en place au sein de l'UMR Entropie et de l'Ifremer. Le premier modèle sur lequel je travaille est celui **des microorganismes et de leur(s) réponse(s) aux apports métalliques**. En raison de leur renouvellement rapide et de leur plasticité physiologique, les microorganismes planctoniques unicellulaires côtiers réagissent en effet rapidement aux perturbations environnementales chroniques ou extrêmes et sont de fait particulièrement adaptés pour suivre les conséquences des activités anthropiques. Le plancton étant le premier élément à la base des chaînes trophiques marines, les variations de leur communauté pourraient aussi avoir de lourdes conséquences sur l'ensemble des écosystèmes marins par des effets en cascade. Les conditions environnementales en NC sous influence métallique prononcée sont particulièrement favorables à ces études sur le lien entre microorganismes et métaux. **Le second modèle** concerne **une communauté corallienne** se développant dans un environnement de mangrove, caractérisé à la fois par des valeurs basses de pH (pH : 7.9-7.4) et de pO₂ (-20%) et des températures élevées (+1-2°C), proches ou même au-delà des valeurs prévues par les **scénarii du GIEC** (Camp et al. 2017 ; Dubuc et al., 2019 ; Maggioni et al., 2021). Il est possible que cette communauté se soit acclimatée (plasticité phénotypique) ou adaptée (sélection transgénérationnelle) à cet environnement naturellement « altéré » laissant espérer une certaine résilience des coraux au réchauffement climatique et à l'acidification des océans (AO). Au sein de ce site de Bouraké, les premières mesures effectuées révèlent de fortes teneurs en matière organique dissoute qui pourraient suggérer que l'apport supplémentaire en matière organique permettrait aux coraux de mieux résister aux conditions extrêmes en favorisant leur alimentation par hétérotrophie. La forte turbidité observée pourrait aussi diminuer l'effet délétère des UV. La présence d'éléments traces métalliques à priori fortement associée à la matière organique dissoute pourrait aussi laisser penser à un rôle de ces métaux dans la résistance des différents organismes présents (Biscéré et al., 2018 ; Montalbetti et al., 2021). L'objectif est ici de déconvoluer le signal et d'identifier si l'acclimatation de ces coraux est liée à certaines conditions environnementales (richesse en matière organique et/ou en métaux et/ou baisse de l'influence des UV) ou à une capacité génétique (épigénétique et/ou sélection transgénérationnelle) des animaux à résister à ces conditions à priori défavorables. Le troisième modèle concerne la réponse des **poissons de mangrove à l'enrichissement de leur milieu par les effluents aquacoles**. L'une des perturbations les plus importantes de ces écosystèmes doit être associée aux rejets d'effluents riches en nutriments et en matière organique causés par la crevetteculture. L'une des questions posées pour ces animaux concerne leurs capacités d'adaptations physiologiques et morphologiques en réponse aux modifications de la qualité de leur habitat (Thomas et al., 2010).

Ces travaux qui concernent l'adaptation des organismes dans la zone intertidale auxquels je participe sont réalisés dans le cadre de différentes collaborations. Pour le modèle d'étude « métaux – Microorganismes », je collabore avec le Dr. Raffaele Siano de l'Ifremer Brest, spécialiste en écologie moléculaire des micro-organismes. Je travaille avec les Dr. Riccardo Rodolfo-Metalpa (IRD – Nouméa) et Fanny Houlbrèque (IRD – Nouméa) tous deux spécialistes des coraux pour le modèle « Corail de

Bouraké ». Pour le modèle « poissons de mangrove – effluent aquacoles », le dernier en date, je travaille avec le Dr. Alexia Dubuc, Post-doctorante au laboratoire en lien avec d'autres chercheurs de l'UMR : Dr. Nelly Wabete de l'Ifremer-LEAD, Dr. Laurent Vigliola de l'IRD et Dr. Laurent Wantiez de l'UNC.

En matière de retombées pour les collectivités et de gestion des écosystèmes coralliens, la recherche de nouveaux indicateurs et de nouvelles méthodes d'échantillonnage est un objectif récurrent pour faire évoluer notre capacité à détecter les changements environnementaux liés aux actions humaines. **Le projet de recherche** que je développe s'inscrit dans 2 des 6 grandes orientations de l'Ifremer définies pour la période 2019 – 2023²⁶:

- **Appréhender la dynamique de la réponse de la biodiversité et des écosystèmes au changement global.** Trois actions dans cette orientation sont concernées : (i) Évaluer le devenir des écosystèmes côtiers dans le changement global, (ii) comprendre la dynamique des impacts cumulés par de nouvelles méthodes d'évaluation, (iii) Évaluer la résilience et anticiper les changements d'état ou les points de basculement des socio- écosystèmes et de la biodiversité associée.
- **Comprendre et prédire l'évolution des organismes marins dans le cadre du changement global.** Une action de cette orientation concerne mon travail : (i) Identifier les mécanismes évolutifs et adaptatifs du vivant.

Mes travaux se veulent transversaux et s'insèrent dans différents projets et thèmes de l'UMR ENTROPIE²⁷ « Dynamique, vulnérabilité et résilience des écosystèmes marins tropicaux » à laquelle j'appartiens depuis le 1^{er} janvier 2020. Ils sont aussi pour certains affiliés au programme « au fil de l'eau » développé par le Consortium de Coopération pour la Recherche, l'Enseignement Supérieur et l'Innovation en Nouvelle-Calédonie (Cresica)²⁸.

2. Pressions terrigènes et devenir de la matière le long du continuum terre - mer

Le projet dénommé **PRESENCE** (2017-2021) - PRESsions sur les Écosystèmes récifo-lagonaires de Nouvelle-Calédonie - se proposait de cibler les pressions auxquelles les écosystèmes marins, récifaux et lagonaires sont soumis, qu'elles soient d'origine globale ou locale. Différentes études ont montré que ces pressions sont inégalement réparties sur le Territoire, et présentent souvent une variabilité temporelle et spatiale marquée (Fichez et al., 2010 ; Le Borgne et al., 2010 ; Torréton et al., 2010). Si leurs conséquences sur les composantes de l'écosystème corallien ont fait l'objet de nombreux travaux (programmes Camélia, PNEC...) et si des outils d'observation ont été mis en place (e.g. Ouillon et al., 2004 ; Fernandez et al., 2006 ; Pelletier et al., 2020), les pressions restent en général peu ou mal caractérisées. L'analyse de ces dernières doit permettre de distinguer les causes à l'origine des changements qui sont observés dans les différentes composantes des écosystèmes lagonaires, afin de pouvoir anticiper des impacts ou d'y remédier à travers des stratégies de gestion appropriées. Les actions proposées sont déclinées sous forme de réalisations, synergie entre observations de terrain,

²⁶ <https://w3z.ifremer.fr/espacecommunication/content/download/124502/file/COP-FR-2019-07-12.pdf> :

²⁷ <http://umr-entropie.ird.nc/index.php/home>

²⁸ <https://www.cresica.nc/>

modélisation, télédétection et expérimentations autour de trois thématiques : le fonctionnement hydrologique du lagon, le devenir des apports terrigènes²⁹ et l'identification de paysages lagunaires. L'analyse du fonctionnement hydrologique des lagons est conduite à l'aide du modèle MARS3D implanté depuis 2020 sur l'ensemble du territoire de la NC (Le Gendre, com.pers.). Pour les apports terrigènes, cette réalisation consiste à rechercher et définir des indicateurs de la contribution relative des principales rivières en tant que source de pression exercée sur le milieu lagunaire. Il s'agit de définir l'empreinte spatiale et temporelle des panaches sur la colonne d'eau. L'objectif pour l'identification des paysages lagunaires est d'obtenir un découpage en entités homogènes prenant en compte les caractéristiques physiques et biologiques des masses d'eau. In fine, ces réalisations visent à accompagner les collectivités de NC et leurs opérateurs privés ou publics, dans la mise en place de plans ou d'actions de gestion des écosystèmes récifo-lagunaires, aux différentes échelles géographiques de leurs compétences, en leur fournissant des états d'exposition aux pressions étudiées et leur caractérisation (intensité, étendue, origine), ainsi que des indicateurs associés ; des outils opérationnels de simulation de scénario de gestion et/ou de forçages globaux ; des référentiels, méthodes et outils consolidés en vue d'une standardisation de l'évaluation des écosystèmes.



Figure XIII-1. Triptyque du SPHYNx. (a) Pose d'un capteur Température / Pression; (b) Descente d'une bouteille Niskin pour collecter un échantillon d'eau ; (c) Filtration des échantillons.

Le travail de modélisation a abouti à une publication dont l'objet était de tester le modèle GR4H de précipitation et de ruissellement pour fournir les débits aux exutoires à une échelle horaire qui sont des données nécessaires pour améliorer les simulations issues du modèle hydrodynamique MARS3D (Desclaux et al., 2018a). Une attention particulière a été accordée à la représentation des précipitations qui peuvent être intenses et ponctuelles, à la robustesse des estimations des paramètres et à la capacité à reproduire les principales caractéristiques du ruissellement. L'étude a été menée sur quatre bassins versants montagneux tropicaux autour de Nouméa. La suite du projet était de caractériser le devenir en mer des apports terrigènes afin d'améliorer nos connaissances sur le fonctionnement du lagon après le passage de dépressions ou de cyclones, périodes pendant lesquelles les apports en eau douce sont les plus conséquents (Desclaux et al., 2018b). Pour comprendre l'étendue spatiale et la cinétique de propagation des panaches, une approche conjointe combinant observations (profils et mouillages) et modélisation numérique a été mise en place au cours de l'été tropical 2016-2017. Le modèle hydrodynamique s'est avéré approprié pour simuler avec précision la circulation générale du lagon et la structure et la dynamique des panaches (Desclaux et al., 2018c). De plus, la libération de traceurs conservatifs a permis de décrire la cinétique de dispersion des eaux douces dont la propagation augmente avec l'intensité des apports tandis que le régime de vent affecte

²⁹ Par apport terrigène, il faut entendre apports et devenir des eaux douces. Les apports particuliers et non conservatifs ne sont pas inclus dans ce projet basé essentiellement sur de la modélisation hydrodynamique.

sa distribution spatiale. Le fait d'avoir aujourd'hui la capacité de simuler les épisodes passés sur une période relativement longue en lien avec différentes conditions météorologiques devrait nous permettre d'identifier les espaces les plus exposés à la contamination terrigène, et donc à risque (Le Gendre et al., in prep.).

Dans la démarche d'analyse du devenir de l'eau le long du continuum terre - mer, le projet **SEARSÉ** (Suivi des EAux des Rivières et des Estuaires) a eu pour premier objectif de qualifier et de quantifier les apports de matières dissoutes et particulaires des rivières, en lien avec le niveau d'anthropisation des bassins versants et d'identifier une signature chimique et/ou biologique de ces eaux. Le suivi des eaux aux exutoires a débuté en décembre 2017 pour se terminer en décembre 2018 (Coignot, 2018). Trois grands groupes de composés ont été suivis : la matière organique, les sels nutritifs et les métaux. Une base de données a été constituée à partir des 183 échantillons récoltés. Elle intègre plus de 40 paramètres pour chaque prélèvement. Un événement remarquable a eu lieu durant cette action : le passage du cyclone Hola du 7 au 10 mars 2018 pour lequel un suivi journalier a été mis en place. L'analyse des données récoltées pendant cet épisode a permis d'identifier plusieurs indicateurs spécifiques des sites échantillonnés et des impacts anthropiques (Helly, 2019 ; Lemonnier et al., 2020). Une première analyse de la composition par spectrofluorimétrie (FDOM) sur l'ensemble des échantillons a par exemple montré la présence de 5 composés, trois associés à des protein-like (C1, C2 et C3) et deux à des humic-like (C4 et C5) (Boher et al., 2018). La présence de métaux traces pourrait expliquer la variabilité observée entre les rivières pour C1 et C4. Le composé C3 pourrait être un marqueur d'eutrophisation des eaux et le composé C5 un marqueur d'oligotrophie. Le composé C2 est ubiquiste et, à l'image des autres composés, montre une variabilité temporelle marquée en lien avec la saison des pluies. Ce suivi des eaux aux exutoires a soulevé le risque que représentent sur la qualité de l'eau les feux de forêts qui détruisent en moyenne 10 000 à 30 000 ha de végétation par an mettant à nu des sols riches en métaux (Mai, 2020).



Figure XIII-2. Tryptique « de la mine au lagon ».

Le travail réalisé autour de la matière organique dans le cadre du projet SEARSÉ doit beaucoup au Dr. Cécile Dupouy et au Pr. Stéphane Mounier (UMR MIO) avec lesquels j'ai collaboré dans le cadre du projet **TREMOR** (TRansfert des Éléments Traces métalliques par la Matière ORganique dissoute colorée (CDOM) et fluorescente (FDOM)). Ce projet qui s'inscrivait lui-aussi dans le programme « au fil de l'eau » du Cresica (Dupouy et al., 2019) avait plus particulièrement pour ambition de mieux comprendre l'origine, les sources et les puits de la FDOM identifiée dans les rivières et dans le lagon (Matthias et al., 2018) et d'évaluer l'influence de cette FDOM sur la dissémination et la toxicité des éléments traces métalliques (ETM) au sein du littoral à l'aval des sites miniers (Dupouy et al., 2020a).

Les résultats suggèrent que la FDOM joue certainement un rôle dans la dispersion des ETM à l'interface rivière-mangrove-lagon à l'aval des massifs ultrabasiques. Cependant, un phénomène particulier d'agrégation/floculation de la MODF semble se produire lors du mélange eau douce et eau salée (Dupouy et al., in prep.). Les échantillons collectés dans le cadre des projets SEARSE et TREMOR ont permis la publication d'un tout premier papier sur les terres rares et leur devenir le long du continuum terre mer en passant par les mangroves (Dang et al., 2021).

Le second objectif du projet SEARSÉ était de tracer le devenir et l'évolution des apports terrigènes dans les panaches des rivières et leur impact sur les communautés microbiennes en se basant sur l'ADNe en complément des méthodes plus classiques (cytométrie, pigments ...). Les techniques les plus modernes de biologie moléculaire basées sur le metabarcoding et les analyses PCR en temps réel de l'ADN environnemental (eDNA) peuvent désormais donner accès à une analyse plus complète de la diversité microbienne et pourraient améliorer les études sur les communautés ou les variations d'espèces menées jusqu'à présent en NC (Jacquet et al., 2006 ; Neveux et al., 2010 ; Leblanc et al., 2006 ; Lemonnier et al., 2010 ; 2016 ; 2017 ; Tenório et al., 2005 ; 2018). Le metabarcoding de l'ADNe contemporain s'est avéré être un outil précieux pour la gestion des écosystèmes, de l'évaluation de la qualité de l'eau douce (par exemple Zimmermann et al., 2015 ; Kermarrec et al., 2014) à l'analyse des impacts écologiques sur les communautés (par exemple, événement de déversement d'hydrocarbures (Bik et al., 2012), piscicultures (Pawlowski et al., 2014) et biosurveillance des vertébrés (Andruszkiewicz et al., 2017).

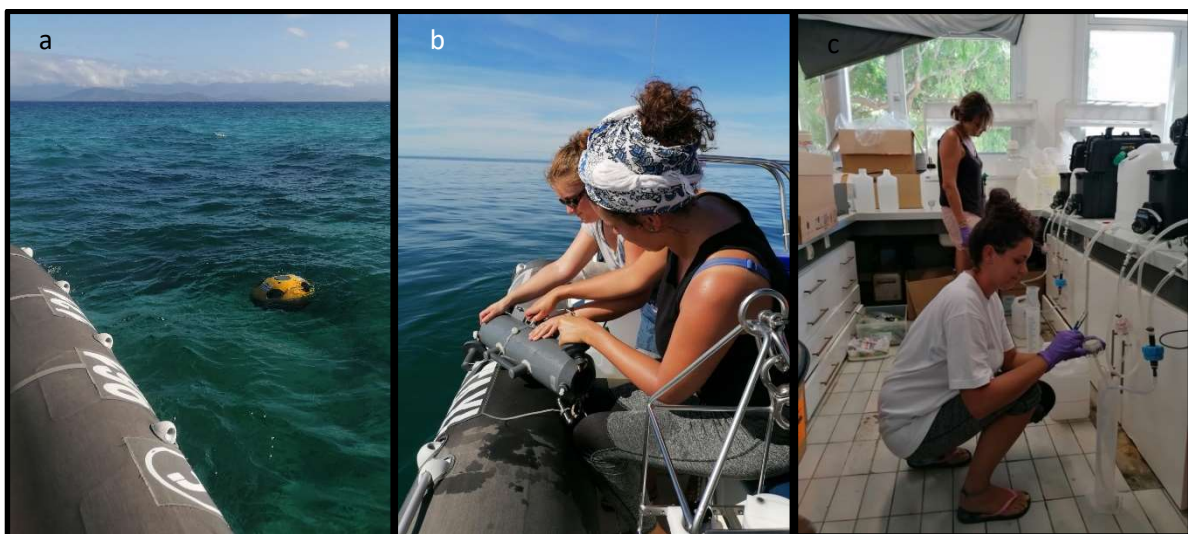


Figure XIII-3. Triptyque « du lagon au filtre ». (a) Bouée dérivante dans le lagon ; (b) Phase d'échantillonnage avec une bouteille Niskin ; (c) Filtration des échantillons au laboratoire Bird (IRD) pour récolter l'ADN environnemental (© Armelle Brouquier).

La zone de Nouméa en NC a été choisie comme zone cible de cette partie du projet. Cette zone est caractérisée par des impacts contrastés de trois rivières. La première rivière (La Pirogue) montre un approvisionnement massif en métaux traces (intrants naturels et industriels). La seconde (La Coulée) se caractérise par un apport massif de métaux traces mais aussi par des apports importants de nutriments (nitrate et phosphate) et de matière organique dissoute. Le troisième fleuve (La Dumbéa) révèle des apports élevés de nutriments, de matières organiques dissoutes et particulaires, mais des concentrations plus faibles en métaux. Ce dernier site sera utilisé comme écosystème de référence

pour l'évaluation des impacts métalliques d'autres rivières. Plusieurs interventions ont été conduites en 2019 et 2020 autour de la baie de Dumbéa. Lors d'épisodes de pluies, les actions réalisées ont consisté à analyser le trajet de bouées dérivantes tout en échantillonnant la colonne d'eau au fur et à mesure et leurs déplacements (suivis lagrangiens). Nous avons aussi en parallèle échantillonné la colonne d'eau sur des stations fixes avant, pendant et après le passage du panache. Le plan d'échantillonnage a été complété par un échantillonnage conduit sur 9 stations hors période de pluie autour de Nouméa en période fraîche et en période chaude pour analyser les communautés présentes hors apports terrigènes.

Les suivis des panaches montrent une évolution extrêmement rapide des conditions dans la baie et le lagon après un évènement pluvieux et une évacuation rapide à l'échelle de quelques heures des eaux rejetées par la Dumbéa vers le lagon où elles sont très rapidement diluées. La matière organique dissoute d'origine terrestre disparaît rapidement dans le panache pour être remplacée par une matière organique d'origine allochtone en plus faible concentration (Mouras, 2020). Sur la station de fond de baie sous forte influence fluviale, la matière organique est caractérisée dans un premier temps par une partie importante de molécules à faible poids moléculaire de type tryptophane-like puis dans un second temps par des composés de type humique-like caractéristiques d'un lessivage des sols. L'origine ainsi que le changement de la matière indiquent que là-encore le système est extrêmement dynamique.

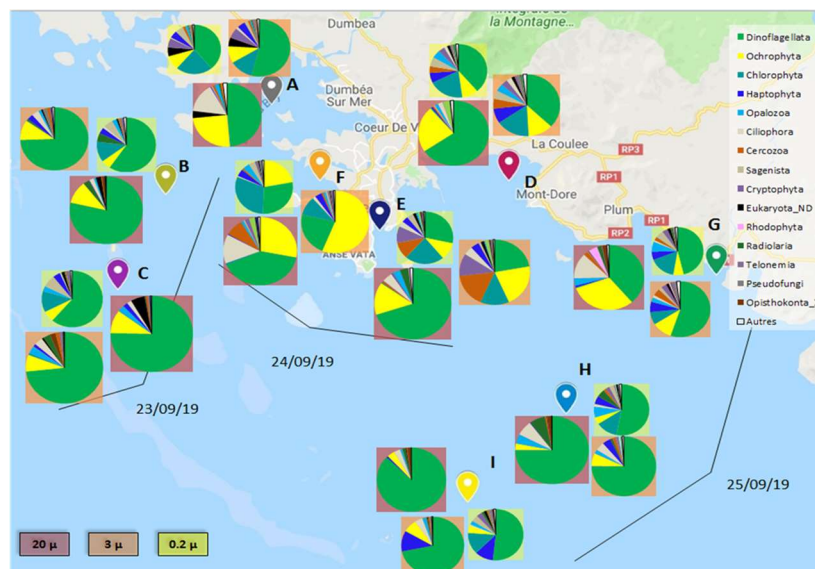


Figure XIII-4. Camemberts de répartition des 15 phyla les plus abondants pour chaque station de prélèvement et pour chaque classe de taille (> 20 μm, 3 – 20 μm ; 0.2 – 3 μm) (prélèvements de septembre 2019) (© Gwenola Plougoulen).

À ce stade du projet, l'analyse de l'impact des apports sur les communautés microbiennes nécessite des analyses biostatistiques poussées sur des données de metabarcoding d'ADNe des communautés de protistes et bactériennes qui ont déjà été acquises. Ces analyses ont ciblé les gènes codant pour l'ARNr V4-V5 16S (pour les procaryotes, les amorces (Parada et al., 2016) et l'ADNr V4 18S (pour les eucaryotes, les amorces (Stoeck et al., 2010)) tout en utilisant des approches développées dans des études antérieures (Tara Oceans, (de Vargas et al., 2015) ; POHEM (Ramond et al., 2019)) et mis en œuvre dans des projets en cours (Ifremer – métropole - projet ROME) afin d'assurer la comparaison

des données. Le travail de biostatistique a débuté dans le cadre d'un VSC en bio-informatique (Fig XIII-3). Il sera complété dans le cadre de la thèse *Microcosma (2021 – 2024)* qui a débuté en octobre 2021. Au-delà d'une comparaison des communautés microbiennes à travers les écosystèmes et les saisons échantillonnées, la présence et l'étendue des impacts terrestres seront étudiées en utilisant l'amplification par PCR en temps réel (rt-PCR) sur des espèces sélectionnées d'origine terrestre, utilisées comme bio-indicateurs des impacts.

3. Adaptation des communautés

3.1. Influence(s) des apports miniers sur les communautés microbiennes

En associant des approches de génomique environnementale (ADNe) et de géochimie (métaux, matière organique), le projet **ECOMINE** (Évolutions des COmmunautés MIcrobiennes aux exutoires des massifs MiniErs) (2021 – 2022) vise (i) à comprendre les impacts de l'activité minière sur les communautés microbiennes à différentes échelles de temps (annuelle, décennale, centennale) le long du continuum terre - mer et (ii) à développer des indicateurs biotiques de santé des hydrosystèmes et des écosystèmes littoraux et (iii) de risques sanitaires.

Pour mener à bien cette étude, l'ADNe sera recherché dans les sédiments superficiels des rivières et des estuaires sur différents sites sous influence de bassins versants ultrabasiques exploités ou anciennement exploités par des mines à ciels ouverts. Trois à quatre zones seront ciblées afin de couvrir les différents contextes ultrabasiques de NC dont la zone Voh-Koné-Pouembout (VKP) constituée des bassins versants du Koniambo, celle au sud de Nouméa avec les bassins versants de la rivière des pirogues et de la Coulée et une zone sur la côte Est constituée du bassin versant de la Thio. Ces zones d'étude nous permettront de profiter des acquis des projets de recherche portés par le CRESICA (Tremor et Searsé) et le CNRT³⁰ (ADIIP, Dynamine, IMMILA, Quavar, Chronick) en matière de géochimie et de sédimentologie. Sachant que l'ADNe peut être utilisé pour identifier des espèces locales ou inféodées aux écosystèmes situés en amont (intégrateur spatial) (Deiner et al., 2016), nous chercherons notamment à amplifier par qPCR l'ADNe spécifique des communautés de microorganismes issues de milieux terrestres ultrabasiques qui ont été identifiées dans le cadre du projet Bioindic porté par l'IAC (Carriconde et al., 2019). L'ADNe de ces organismes terrestres n'étant pas supposé être présent dans les échantillons sédimentaires marins côtiers, sa détection constituera un élément d'identification des apports terrestres, incluant notamment la matière organique et les métaux. Une fois ces apports terrestres localisés dans le temps, leur influence sur les communautés microbiennes des écosystèmes littoraux sera recherchée avec l'objectif de définir des indicateurs biotiques d'impact sur la santé de ces écosystèmes (Pawlowski et al., 2018). L'approche intégrative, spatialement et temporellement, développée dans le cadre du projet permettra également d'aborder la question des risques biologiques associés aux apports terrestres qui seront recherchés dans les échantillons à l'aide de marqueurs ADN des algues toxiques (e.g. *Gambierdiscus spp.*) et de certaines bactéries dangereuses pour la santé humaine (*V. vulnificus*, bactéries entériques (*Campilobacter spp.*), *Leptospira*) et/ou animale (e.g. *V. nigrispulchritudo*). L'évaluation de la distribution spatiale et de la variation temporelle de ces espèces permettra de mieux prédire les risques sanitaires éventuels en

³⁰ <https://cnrt.nc/>

lien avec l'accroissement des apports terrestres dans le contexte du changement climatique (Klouch et al., 2016).

L'étude de l'ADN ancien (ADN a) des sédiments marins (sedaDNA) a montré qu'elle rendait disponible des informations précieuses sur les communautés biologiques passées, en particulier pour le plancton unicellulaire (virus, bactéries, protistes) (Coolen et al., 2013 ; Guaediola et al., 2015 ; Lejzerowicz et al., 2013 ; Klouch et al., 2016 ; Capo et al., 2016 ; Siano et al., 2021). En fait, l'utilisation des paléo-archives peut fournir une base de biodiversité pour l'évaluation des variations biologiques qui auraient pu se produire à l'époque anthropocène en raison d'impacts humains (Jonckers et al., 2019). Les analyses sur le ADNseda et plus généralement sur les approches paléocéologiques deviennent de nouveaux outils pour la science de la conservation et les actions de gestion de écosystèmes, fournissant des bases pour comprendre l'évolution de la nature sous différents facteurs de stress (Fordham et al., 2020). Nous nous concentrerons volontairement sur une échelle de temps d'environ 150 ans pour évaluer le pré et post-industriel au cours de la période de l'Anthropocène. Le sedaDNA sera soigneusement extrait dans une ou deux carottes de sédiments vaseux en suivant les précautions générales pour la manipulation du sedaDNA, pour éviter la contamination avec l'ADN contemporain (Armbrecht et al., 2019) et sur la base de l'expérience acquise dans les projets précédents (PALMITO: (Klouch et al., 2016); PALMIRA: (Siano et al., 2021)). Des amplifications de gènes cibles (V4 18srDNA) pour les analyses de metabarcoding des paléocommunautés des protistes seront réalisées dans des laboratoires de génétique à Nouméa. L'évolution des communautés protistes sera évaluée par des analyses statistiques (MRT: Multiregression Tree Analysis) sur des données paléogénétiques (Capo et al., 2016 ; Siano et al., 2021).

La thèse **MICROSCOMA** (Microbial COmmunity shifts in New Caledonia coastal ecosystems under Seasonal and Multidecadal Anthropogenic impacts) viendra en appui des projets SEARSÉ et ECOMINE. En associant des approches de génomique environnementale (ADNe), hydrologie côtière et géochimie, le PhD visera plus spécifiquement à comprendre les impacts de l'activité humaine sur les communautés microbiennes sous trois perspectives complémentaires. (1) L'évaluation des variations de la structure des communautés microbiennes entre la saison sèche et humide dans les écosystèmes estuariens des bassins versants sous influence minière. (2) L'analyse des changements des communautés microbiennes qui ont eu lieu au cours du siècle dernier parallèlement au développement de l'industrie minière via l'analyse de paléoarchives sédimentaires (ADNsed et métaux). (3) L'évaluation de l'arrivée et/ou de la recrudescence des efflorescences de micro-organismes potentiellement nuisibles en relation avec le développement des activités humaines.

3.2. Les coraux à Bouraké

Les coraux peuvent-ils s'adapter au changement global ? Cette question fait l'objet du projet **SUPERNATURAL** supervisé par Riccardo Rodolfo-Metalpa (UMR Entropie) et qui a pour objet de mieux comprendre les effets du changement climatique sur les récifs coralliens. Sur le site de Bouraké, une diversité et une relative abondance persistent à la fois avec des valeurs basses de pH et de pO₂ et des températures élevées. Le caractère inédit et novateur de cet environnement a déjà donné suite à plusieurs publications scientifiques (Camp et al. 2017 ; Dubuc et al., 2019 ; Maggioni et al., 2021). L'hypothèse principale issue de ce travail est que de nombreuses espèces marines considérées par les

études précédentes en laboratoire comme sensibles à l'acidification des océans présentent en fait la capacité à s'acclimater, voire à s'adapter, aux conditions climatiques futures. L'élément central qui soutient cette hypothèse est la présence de plusieurs espèces de corail dans ce système de mangrove où les conditions de pH, de température et de pO₂ sont proches (ou au-delà) des valeurs prévues par les scénarios du climat futur. Il est donc possible qu'elles soient capables de s'acclimater ou éventuellement de s'adapter à un environnement naturellement altéré. Comprendre si les réponses de ces coraux sont phénotypiques (i.e. developmental acclimation), ou génétiques (i.e. transgenerational acclimation) est primordial pour mieux comprendre leur évolution face au stress.

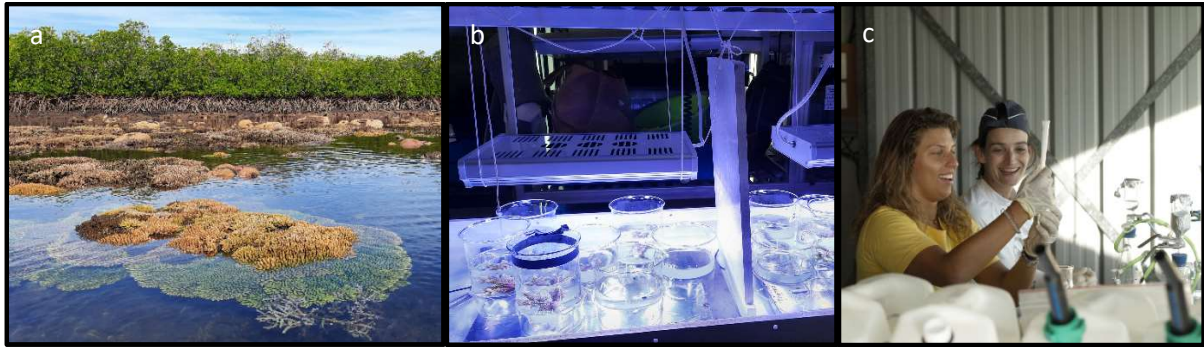


Figure XIII-5. Tryptique « Supernatural ». (a) Site de Bouraké en 2021 ; (b) Incubations de coraux pour analyse de leur excrétion en Août 2021 dans le cadre de la thèse de Cinzia Alessi (c) Filtrations en décembre 2020 des échantillons pour l'analyse de l'évolution des conditions sur plusieurs cycles de marées dans le cadre du projet Labex Corail « SURF ».

Dans le cadre de la thèse de Cinzia Alessi (2021 – 2024) financée par le labex Corail et l'Ifremer et que je co-encadre avec le Dr. Rodolfo-Metalpa, deux approches sont envisagées:

- Mesurer les réponses métaboliques des coraux après une transplantation croisée (RTL, Reciprocal Transplant Experiment). Ici, la distinction entre acclimatation et adaptation est faite par l'analyse de la « genotypic reaction norms »;
- Mesurer les réponses métaboliques d'une « deuxième génération » obtenue via une reproduction sexuée des organismes déjà acclimatés au stress. En effet, quelques études montrent la possibilité d'une acclimatation transgénérationnelle chez certains coraux.

Les travaux pour la première approche ont été engagés en août 2021 par la transplantation de 2 espèces issues de deux sites témoins sur le site de Bouraké.

Le projet SURF (would SUpeR corals only be well-Fed corals?) coordonné par Fanny Houlbrèque (UMR Entropie) et financé par le labex corail développe une hypothèse nutritionnelle pour expliquer la résistance au coraux sur le site de Bouraké. Il a pour objectif de déterminer si des coraux, se développant dans ces conditions extrêmes, tirent profit de la matière organique (MO) et du plancton, présents dans la colonne d'eau et le sédiment, pour en tirer davantage d'énergie et de nutriments, et ainsi acquérir une meilleure résistance. Le projet SURF a un triple objectif: (1) Déterminer si la quantité de MO et de plancton au sein de la mangrove est plus élevée (2) Définir si les coraux sont plus hétérotrophes dans la mangrove (3) Caractériser leur source de nourriture préférentielle. La campagne de terrain s'est déroulée en décembre 2020.

3.3. Les poissons de mangrove et les effluents aquacoles

L'une des perturbations les plus importantes associées à la crevetticulture est causée par le rejet d'effluents riches en nutriments et en matière organique. Ces apports engendrent une eutrophisation du milieu, une baisse de sa concentration en oxygène dissous, son acidification, une augmentation de la turbidité et la production de composés réduits toxiques comme l'ammonium, le méthane, ou les composés soufrés (Molnar et al., 2013; Paez-Osuna, 2001; Thomas et al., 2010). Les mangroves sont l'écosystème sans doute le plus concerné par ces rejets car les bassins aquacoles sont souvent construits en arrière de mangroves qui sont ensuite utilisées comme milieu receveur pour filtrer les effluents issus des fermes (Trott et Alongi, 2000). Ces pratiques peuvent donc entraîner une sévère modification de la qualité du milieu receveur et impacter tous les organismes qui dépendent de la mangrove pour ses qualités de nurserie, de refuge et de nutrition (Burford et al., 2003). Ces pratiques se basent sur l'idée que les mangroves ont la capacité de filtrer et traiter ces effluents mais la réalité de cette fonction est de plus en plus remise en question. Les mangroves sont naturellement des milieux riches en matière organique (Bouillon et al., 2008; Marchand et al., 2011) et qui présentent des conditions environnementales aux limites des tolérances physiologiques que l'on observe chez les organismes marins (Dubuc et al., 2019, 2021). Un apport extérieur supplémentaire en matière organique peut donc être très néfaste pour ces écosystèmes et les rendre impropres à l'utilisation des organismes. Cela peut donc conduire à une disparition de certaines d'espèces et à des conséquences écologiques importantes. Cependant, en réponse à un stress environnemental supplémentaire, les organismes peuvent développer des mécanismes d'acclimatation et/ou d'adaptation (Chown et al., 2004). Ces mécanismes peuvent dans un premier temps permettre aux organismes de résister et de persister dans ces environnements. Mais, ils ont un coût énergétique, et par conséquent des limites, et se font souvent au détriment d'autres besoins métaboliques ce qui conduit à une diminution de leur fitness (Mandic et Regan, 2018). Ces changements peuvent avoir des répercussions sur toute la biodiversité de l'écosystème y compris pour des espèces d'importance économique. Associer des données environnementales avec des mesures de traits morphologiques et physiologiques est donc une méthode pertinente pour détecter des changements au niveau de l'écosystème (Deutsch et al., 2015).

Le projet **APNEA** (Adaptation des Poissons de mangrove de Nouvelle-Calédonie aux Effluents Aquacoles) auquel je collabore est coordonné par Alexia Dubuc en post-doc à l'Ifremer LEAD depuis le 1^{er} août 2021. Il se propose de déterminer si des adaptations physiologiques et morphologiques ont été développées par les poissons de mangroves en réponse à des modifications de la qualité de l'habitat causées par une activité aquacole installée depuis plus de 30 ans. Ce projet se divise en trois objectifs : (i) mesurer et comparer les conditions environnementales de sites de mangroves sous différentes influences aquacoles; (ii) quantifier les communautés de poissons des différents sites de mangrove ; (iii) identifier si les poissons développent des mécanismes physiologiques et morphologiques différents en fonction de l'environnement dans lequel ils vivent ; (iv) combiner les données sur la qualité environnementale avec les données de communautés de poissons et les informations physiologiques et morphologiques pour produire une synthèse conceptuelle sur les possibles conséquences écologiques afin d'informer les différents acteurs du secteur (éleveurs, gestionnaires...). Cette étude devrait apporter des connaissances sur l'état de santé des milieux de mangroves et sur les potentielles conséquences de l'activité aquacole sur les communautés de poissons. Ces connaissances sont essentielles pour assurer la durabilité des activités aquacoles et mettre en place des stratégies de gestion et des solutions de conservation pour préserver à la fois l'activité aquacole mais aussi tous les

autres services écosystémiques que la mangrove peut offrir. Ce projet marquera le début d'une collaboration entre l'IFREMER, l'IRD, l'UNC, le centre ARC (Australian Research Council ARC Centre of Excellence for Coral Reef Studies) et la James Cook University.

4. Recherche de nouveaux indicateurs pour le suivi du milieu marin

Six zones lagunaires de la NC sont inscrites au Patrimoine Mondial de l'UNESCO depuis 2008. Ce classement impose aux gestionnaires le maintien de l'intégrité du bien et donc de prévenir ou de réduire les pressions qui s'y exercent. Un guide du suivi du milieu marin a été rédigé par un consortium de chercheurs et publié en 2011 pour fournir un ensemble d'informations sur la réglementation en vigueur, proposer une démarche pour la mise en place d'un suivi, des éléments de stratégie d'échantillonnage, une grille de lecture et des préconisations en matière de d'acquisition, de gestion et de valorisation des données (Beliaeff et al., 2011). Ce document qui s'adresse aux opérateurs miniers, aux gestionnaires de collectivités et aux bureaux d'étude s'appuie sur des techniques et des connaissances scientifiques acquises pour la plupart d'entre-elles dans le lagon Sud-Ouest de la NC (voir le numéro spécial du journal Marine Pollution Bulletin consacré à la NC en 2010). Il se devait d'être mis à jour d'où la décision en 2020 par le CNRT de le réviser. Cette nouvelle version³¹ devra elle-même être révisée à moyen terme avec l'acquisition de futures connaissances sur les écosystèmes coralliens calédoniens.

La recherche de nouveaux indicateurs³² qui puissent prendre en compte la diversité des situations reste un challenge dans l'optique d'améliorer notre capacité à fournir des informations toujours plus performantes pour une meilleure gestion des écosystèmes lagunaires et de leurs ressources. Dans ce cadre, différents projets conduits dans le cadre de l'UMR Entropie (Projets **REEF** et **SEAMOUNTS** portés par le Dr. Laurent Vigliola, **Elade** coordonné par le Dr. Simon Van Wynsberge, **SURF** par le Dr. Fanny Houlbrique) m'ont permis avec l'appui des équipes impliquées dans ces projets d'échantillonner différents écosystèmes à différentes échelles de temps et d'espace. Nous avons ciblé une gamme de paramètres dont certains sont considérés comme classiques (paramètres physico-chimiques, sels nutritifs, métaux dissous) et d'autres beaucoup moins mais utilisés dans de nombreuses publications. Toutefois, pour ces derniers, les référentiels sont à ce stade insuffisants pour en faire des indicateurs pertinents sur le territoire. Ces paramètres peuvent être très informatifs et simples à prélever. Il s'agit:

- Des communautés microbiennes par cytométrie (Jacquet et al., 2006 ; Thomas et al., 2010),
- Des propriétés d'absorbance et de fluorescence de la matière organique dissoute (Martias et al., 2018 ; Dupouy et al., 2020b),
- De la composition et de la signature isotopique de la matière organique particulière (C et N) (Briand et al., 2015).

Des bases de données sont en cours de constitution.

³¹ Version à laquelle j'ai participé par la mise en place d'un protocole pour le suivi des effluents des élevages aquacoles

³² Un indicateur est une métrique associée à une grille de lecture. Une métrique est une formule de calcul appliquée aux valeurs obtenues pour un paramètre donné. L'indicateur doit être pertinent pour déclencher des actions de gestion (Beliaeff et al., 2011).

Cas d'étude : ELADE, un projet intégré pour l'étude d'une efflorescence d'ulves en aval d'un golf

Le lagon de Poé-Gouaro Déva-Bourail est une composante de la Zone Côtière Ouest (ZCO), une des six zones de Nouvelle-Calédonie inscrites au Patrimoine Mondial de l'UNESCO depuis 2008. Depuis le début de l'année 2018, des événements de développement algal massif (du genre *Ulva*) sont survenus dans le secteur de Gouaro – Déva (commune de Bourail) (Brisset et al., 2021). Même s'ils ont été ponctuels, ces échouages sur la plage ont constitué une nuisance importante conduisant à une publicité négative pour l'activité touristique.



Figure XIII-6. Triptyque « sous le green, la plage ». (a) Vue plongeante du golf de DEVA ; (b) Carrottage sur le site du golf de DEVA. (c) Dépôts d'algues sur la plage de Poe.

L'objectif du projet ELADE, qui associe l'IFREMER, le BRGM, et l'IRD est de caractériser les voies d'enrichissement du lagon susceptibles d'induire la prolifération des producteurs primaires dans ce secteur et de quantifier le recouvrement algal et sa variation temporelle entre deux périodes contrastées du point de vue climatique. Ce projet permet de rechercher des indicateurs pertinents dans le cadre du suivi du risque d'eutrophisation pour des lagons peu profonds fortement renouvelés et exposés aux apports terrigènes d'origine anthropique. L'approche retenue a été découpée en 6 tâches complémentaires que sont : (i) de modéliser le fonctionnement de la nappe phréatique, au droit des développements algaux observés en 2018 ; (ii) de comprendre puis de modéliser le fonctionnement hydrodynamique du lagon en prenant en compte les cours d'eau qui peuvent l'influencer ; (iii) de caractériser la variabilité spatiale et temporelle de la concentration en sels nutritifs au niveau des rivières, des résurgences d'eau douce à l'interface terre/mer, et au niveau du lagon ; (iv) de quantifier l'extension spatiale et la dynamique à long terme des producteurs primaires benthiques dans le lagon de Poé ; (v) d'intégrer les éléments issus des tâches 1 à 4 pour caractériser le risque eutrophique de la zone, (vi) et de bancariser les données acquises et de les rendre accessibles au plus grand nombre.

Dans ce projet dirigé par le Dr. Simon Van Wynsberge et coordonné par Maelle Brisset dans le cadre d'un VSC, j'ai en charge la tâche sur le suivi du fonctionnement biogéochimique du lagon et l'identification des sources en nutriments à l'origine des efflorescences. L'effort d'échantillonnage s'est organisé autour de 4 campagnes trimestrielles (une en saison des pluies, une en saison sèche et deux en intersaison) et a fait intervenir une vingtaine de points de mesure répartis dans le lagon de part et d'autre de la zone de développement algal, dans la baie de la Néra, ainsi qu'aux embouchures des creeks alimentant le lagon. Les paramètres ciblés incluaient de nombreuses mesures de qualité de l'eau. Un premier article est en cours de rédaction (Brisset et al., in prep.) pour proposer une

méthodologie pour le suivi des écosystèmes lagunaires peu profonds tropicaux soumis à un risque élevé de prolifération d'ulves. L'origine des nutriments a bien été identifiée par une analyse isotopique comme étant liée au golf dont la construction a nécessité l'épandage d'une quantité importante de fertilisants qui par lessivage ont contaminé les eaux souterraines. Le suivi de piézomètres en bordure de mer a montré des concentrations très élevées en azote sous forme de nitrates et sous forme organique. Ce travail souligne l'importance du transfert de l'azote et de la matière organique par les eaux souterraines et de son impact sur le fonctionnement des systèmes coralliens (e.g. Archibald et al., 2019).

5. Références

- Andruszkiewicz, E.A., Starks, H.A., Chavez, F.P., Sassoubre, L.M., Block, B.A., Boehm, A., 2017. Biomonitoring of marine vertebrates in Monterey Bay using eDNA metabarcoding PLoS One 12 (4), e0176343.
- Archibald, J.P., Santos, I.R., Davis, K.L., 2019. Diel versus tidal cycles of chromophoric dissolved organic matter (CDOM) and radon in a coral reef in the Great Barrier Reef. Regional Studies in Marine Science, 29, 1–8.
- Armbrecht, L.H., Coolen, M.J.L., Lejzerowicz, F., George, S.C., Negandhi, K., Suzuki, Y., Young, J., Foster, N.R., Armand, L.K., Cooper, A., Ostrowski, M., Focardi, A., Stat, M., Moreau, J.W., Weyrich, L.S., 2019. Ancient DNA from marine sediments: Precautions and considerations for seafloor coring, sample handling and data generation. Earth Sci. Rev. 196, 102887.
- Baker-Austin, C, Oliver, JD, 2018. *Vibrio vulnificus*: new insights into a deadly opportunistic pathogen. Environ Microbiol, 20, 423-430.
- Baumann, F., Bourrat, M-B., Pauillac, S., 2010. Prevalence, symptoms and chronicity of ciguatera in New Caledonia: Results from an adult population survey conducted in Nouméa during 2005. Toxicon, 56, 662-667.
- Beliaeff, B., Bouvet, G., Fernandez, J.-M., David, C., Laugier, T., 2011. Guide pour le suivi de la qualité du milieu marin en Nouvelle-Calédonie. Programme ZONECO et programme CNRT Le Nickel. 169 pages. <https://cnrt.nc/wp-content/uploads/2019/12/CNRT-Tome-Env-2011-%C3%A9dition-GUIDE-MILMARIN-vcf.pdf>
- Bik, H.M., Sung, W., De Ley, P., Baldwin, J.G., Sharma, J., Rocha-Olivares, A., Thomas, W.K., 2012. Metagenetic community analysis of microbial eukaryotes illuminates biogeographic patterns in deep-sea and shallow water sediments. Molecular Ecology, 21, 1048–1059.
- Biscéré, T., Rodolfo-Metalpa, R., Lorrain, A., Chauvaud, L., Thébault, J., Clavier, J., Houlbrèque, F., 2015. Responses of Two Scleractinian Corals to Cobalt Pollution and Ocean Acidification. PLoS One, 10, e0122898
- Biscéré, T., Lorrain, A., Rodolfo-Metalpa, R., Gilbert, A., Wright, A., Devissi, C., Peignon, C., Farman, R., Duvieilbourg, E., Payri, C., Houlbrèque, F., 2017. Nickel and ocean warming affect scleractinian coral growth. Marine Pollution Bulletin, 120, 250-258.
- Biscéré, T., Ferrier-Pagès, C., Gilbert, Pichler, T., Houlbrèque, F., 2018. Evidence for mitigation of coral bleaching by manganese. Sci Rep 8, 16789.
- Briand, M.J., Letourneur, Y., Bonnet, X., Wafo, E., Fauvel, T., Brischoux, F., Guillou, G., Bustamante, P., 2014. Spatial variability of metallic and organic contamination of anguilliform fish in New Caledonia. Environmental Science and Pollution Research, 21, 4576-4591.
- Boher, L., Coignot, E., Lopez, E., Royer, F., Lemonnier, H., 2018. Suivi de la matière organique fluorescente en amont des estuaires dans le sud de la Nouvelle-Calédonie. Projets Presence & Searse. Rapport de fin de contrat CDD IFREMER-LEAD.
- Bouillon, S., Borges, A.V., Castañeda-Moya, E., Diele, K., Dittmar, T., Duke, N.C., Kristensen, E., Lee, S.Y., Marchand, C., Middelburg, J.J., Rivera-Monroy, V.H., Smith, T.J., Twilley, R. R., 2008. Mangrove production and carbon sinks: A revision of global budget estimates. Global Biogeochemical Cycles, 22, GB2013(2).
- Briand, M.J., Bonnet, X., Goiran, C., Guillou, G., Letourneur, Y., 2015. Major Sources of Organic Matter in a Complex Coral Reef Lagoon: Identification from Isotopic Signatures ($\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$). PLoS ONE 10(7), e0131555.

- Brisset, M., Van Wynsberge, S., Andréfouët, S., Payri, C., Soulard, B., Bourassin, E., Le Gendre, R., Coutures, E., 2021. Hindcast and Near Real-Time Monitoring of Green Macroalgae Blooms in Shallow Coral Reef Lagoons Using Sentinel-2: A New-Caledonia Case Study. *Remote Sensing*. 13(2), 211.
- Burford, M.A., Costanzo, S.D., Dennison, W.C., Jackson, C. J., Jones, A.B., McKinnon, A.D., Preston, N.P., Trott, L. A., 2003. A synthesis of dominant ecological processes in intensive shrimp ponds and adjacent coastal environments in NE Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 46(11), 1456–1469.
- Camp, E.F., Nitschke, M.R., Rodolfo-Metalpa, R. et al., 2017. Reef-building corals thrive within hot-acidified and deoxygenated waters. *Sci Rep* 7, 2434.
- Capo, E., Debroas, D., Arnaud, F., Guillemot, T., Bichet, V., Millet, L., Gauthier, E., Charly, E., Develle, E., Pignol, F., Lejzerowicz, F., Domaizon, I., 2016. Long-term dynamics in microbial eukaryotes communities: a palaeolimnological view based on sedimentary DNA. *Mol. Ecol.* 25, 5925-5943.
- Carriconde, F., Fernandez Nunez, N., Ripoll, J., Leopold, A., Fogliani, B, Ititiaty, Y., Lelervre, M., Letellier, K., Maggia, L., Bidau, G., L’Huillier, L., Amir, A., Cavaloc, Y., Ducouso, M., Galiana, A., Hannibal, L., Jourand, P., Lebrun, M., 2019. Identification d’indicateurs biologiques du fonctionnement des écosystèmes miniers restaurés. Acronyme : « Bioindic ». Rapport final de convention CNRT. 272pp.
- Cazorla, C., Guigon, A., Noel, M., Quilici, M-L., Lacassin, F., 2011. Fatal *Vibrio vulnificus* infection associated with eating raw oysters, New Caledonia. *Emerg Infect Dis* 17(1), 136–137.
- Ceccarelli, D.M., McKinnon, A.D., Andréfouët, S., Allain, V., Young, J., Gledhill, D.C., Flynn, A., Bax, N.J., Beaman, R., Borsa, P., Brinkman, R., Bustamante, R.H., Campbell, R., Cappo, M., Cravatte, S., D’Agata, S., Dichmont, C.M., Dunstan, P.K., Dupouy, C., Edgar, G., Farman, R., Furnas, M., Garrigue, C., Hutton, T., Kulbicki, M., Letourneur, Y., Lindsay, D., Menkes, C., Mouillot, D., Parravicini, V., Payri, C., Pelletier, B., Richer de Forges, B., Ridgway, K., Rodier, M., Samadi, S., Schoeman, D., Skewes, T., Swearer, S., Vigliola, L., Wantiez, L., Williams, A., Williams, A., Richardson, A.J., 2013. The coral sea: physical environment, ecosystem status and biodiversity assets. *Adv Mar Biol.* 66, 213-90.
- Chown, S.L., Gaston, K.J., Robinson, D. 2004. Macrophysiology: large-scale patterns in physiological traits and their ecological implications. *Functional Ecology*, 18(2), 159–167.
- Coignot, E., 2018. Recherche d’une signature chimique de quatre rivières autour du Grand Nouméa (Tontouta, Dumbéa, La Coulée, rivière des Pirogues). Rapport de stage pour le Master 2"Sciences pour l’environnement - Parcours Ecologie de l’Université de La Rochelle. 60 p.
- Coolen, M.J.L., Orsi, W.D., Balkema, C., Quince C, Harris, K., Sylva, S.P., ... Giosan, L., 2013. Evolution of the plankton paleome in the Black Sea from the Deglacial to Anthropocene. *PNAS* 110(21), 8609-8614
- Clua, E., Brena, P.F., Lecasble, C.M., Ghnassia, R., Chauvet, C., 2011. Prevalence and proposal for cost-effective management of the ciguatera risk in the Nouméa fish market, New Caledonia (South Pacific). *Toxicon*, 58, 591-601.
- Dang, D.H., Zhang, Z., Wang, W., Oursel, B., Juillot, F., Dupouy, C., Lemonnier, H., Mounier, S., 2021. Tropical mangrove forests as a source of dissolved rare earth elements and yttrium. *Chemical Geology*. 576, 120278.
- de Vargas, C., Audic, S., Henry, N., Decelle, J., Mahé, F., Logares, R., Lara, E., Berney, C., Le Bescot, N., Probert, I., Carmichael, M., Poulain, J., Romac, S., Colin, S., Aury, J.M., Bittner, L., Chaffron, S., Dunthorn, M., Engelen, S., Flegontova, O., Guidi, L., Horak, A., Jaillon, O., Lukes, J., Malviya, S., Morard, R., Mulot, M., Scalco, E., Siano, R., Vincent, F., Zingone, A., Dimier, C., Picheral, M., Searson, S., Kandels-Lewis, S., Acinas, S.G., Bork, P., Bowler, C., Gorsky, G., Grimsley, N., Hingamp, P., Iudicone, D., Not, F., Ogata, H., Pesant, S., Raes, J., Sieracki, M., Speich, S., Stemman, L., Sunagawa, S., Weissenbach, J., Wincker, P., Karsenti, E., Tara Oceans Expedition, Tara Oceans Coordinators, 2015. Eukaryotic plankton diversity in the sunlit global ocean. *Science* 348, 1-12
- Deiner, K., Fronhofer, E.A., Mächler, E., Walsler, J-C., Altermatt, F., 2016. Environmental DNA reveals that river are conveyer belts of biodiversity information. *Nature Communication* 7, 12544.
- Desclaux, T., Lemonnier, H., Genthon, P., Soulard, B., Le Gendre, R., 2018a. Suitability of a lumped rainfall–runoff model for flashy tropical watersheds in New Caledonia, *Hydrological Sciences Journal*, 63:11, 1689-1706,
- Desclaux, T., Hubert, C., Le Tesson, E., Lemonnier, H., Petton, S., Royer, F., Soulard, B., Schohn, T., Le Gendre, R., 2018b. Devenir des apports terrigènes autour du Grand Nouméa (Décembre 2016 - Avril 2017). Rapport de campagne.
- Desclaux, T., Dumas, F., Petton, S., Lemonnier, H., Soulard, B., Le Gendre, R., 2018c. Fate of Terrestrial Runoffs after Extreme Atmospheric Events in a Coral Reef Lagoon (New Caledonia). 2018 Ocean Sciences Meeting (AGU - ASLO - TOS). 11-16 February 2018, Portland, Oregon.
- Destoumieux-Garzón, D., Mavingui, P., Boetsch, G., Boissier, J., Darriet, F., Duboz, P., Fritsch, C., Giraudoux, P., Le Roux, F., Morand, S., Paillard, C., Pontier, D., Sueur, C., Voituron, Y., 2018. The One Health Concept: 10 Years Old and a Long Road Ahead. *Frontiers in Veterinary Science* 5, 14.

- Deutsch, C., Ferrel, A., Seibel, B., Pörtner, H.-O., Huey, R.B., 2015. Climate change tightens a metabolic constraint on marine habitats. *Science*, 348(6239), 1132. <http://science.sciencemag.org/content/348/6239/1132>.
- Dubuc, A., Baker, R., Marchand, C., Waltham, N. J., & Sheaves, M., 2019. Hypoxia in mangroves: occurrence and impact on valuable tropical fish habitat. *Biogeosciences*, 16(20), 3959–3976.
- Dubuc, A., Collins, G. M., Coleman, L., Waltham, N. J., Rummer, J. L., Sheaves, M., 2021. Association between physiological performance and short temporal changes in habitat utilisation modulated by environmental factors. *Marine Environmental Research*, 170(May), 105448.
- Dupouy, C., Baumann, F., Bouard, S., Goirant, C., Lemonnier, H., Letourneur, Y., Meyer, M., Tatin, C., 2019. The “Along the River” program: a research and innovation project focusing on the integrated management of water, its uses and its governance in New Caledonia, in Abs. Booklet, p.7, Conference STAR 2019, 19-23 November, Suva, Fiji.
- Dupouy, C., Juillot, F., Lemonnier, H., Mounier, S., Boher, L., Bessard, M., Jamet, L., Gérard, P., Gunkel-Grillon, 2020a. TREMOR (TRansfert des Éléments Traces métalliques par la Matière ORganique dissoute colorée). Éditions PUNC. p.24
- Dupouy, C., Röttgers, R., Tedetti, M., Frouin, R., Lantoine, F., et al., 2020b. Impact of Contrasted Weather Conditions on CDOM Absorption/Fluorescence and Biogeochemistry in the Eastern Lagoon of New Caledonia. *Frontiers in Earth Science*, *Frontiers Media*, 2020, 8, (10.3389/feart.2020.00054).
- Fernandez, J.M., Ouillon, S., Chevillon, C., Douillet, P., Fichez, R., Le Gendre, R., 2006. A combined modelling and geochemical study of the fate of terrigenous inputs from mixed natural and mining sources in a coral reef lagoon (New Caledonia). *Mar Pollut Bull.* 52(3), 320-31.
- Fichez, R., Chifflet, S., Douillet, P., Gérard, P., Gutierrez, F., Jouon, A., Ouillon, S., Grenz, C., 2010. Biogeochemical typology and temporal variability of lagoon waters in a coral reef ecosystem subject to terrigenous and anthropogenic inputs (New Caledonia). *Mar Pollut Bull.* 61(7-12), 309-22.
- Fordham, D.A., Jackson, S.T., Brown, S.C., Huntley, B., Brook, B.W., Dahl-Jense, D., Gilbert, D.T.P., Otto-Bliesner, B.L., Svensson, A., Theodoridis, S., Wilmschurst, J.M., Buettel, J.C., Canteri, E., McDowell, M., Orlando, L., Pilowsky, J., Rahbek, C., Noguer-Bravo, D., 2020. Using paleo-archives to safeguard biodiversity under climate change. *Science* 369, eabc5654.
- Gilbert, A., Heintz, T., Hoeksema, B.W., Benzoni, F., Fernandez, J.M., Fauvelot, C., Andréfouët, S., 2015. Endangered New Caledonian endemic mushroom coral *Cantharellus Nouméae* in turbid, metal-rich, natural and artificial environments. *Marine Pollution Bulletin* 100, 359-369.
- Grenz, C., Le Borgne, R., Torréton, J-P., Fichez, R., 2013. New Caledonia Lagoon: a threatened paradise under anthropogenic pressure? In: Mwinyihija M. (ed.). *Lagoons: habitat and species, human impacts and ecological effects*. New York: Nova Science, p. 31-56. ISBN 978-1-62808-092-6.
- Guardiola, M., Uriz, M.J., Taberlet, P., Coissac, E., Wangensteen, S., Turon, X., 2015. Deep-Sea, Deep-Sequencing : Metabarcoding Extracellular DNA from Sediments of Marine Canyons. *PLOS ONE* 11(4): e0153836.
- Helly, M., 2019. Recherche d’une signature biologique propre à la rivière de la Dumbéa et à la rivière des Pirogues. Rapport de stage pour le Master 1 « Chimie et sciences du vivant » de l’Université de Pau et des Pays de l’Adour. 21 p.
- Hernández, C., Cabanyero, C.A., 2020. Phylogeny and life cycle of the zoonotic pathogen *Vibrio vulnificus*. *Environmental microbiology* 22(10), 4133-4148.
- Hédouin, L., Metian, M., Teysié, J-L., Fichez, R., Warnau, M. 2010. Delineation of heavy metal contamination pathways (seawater, food and sediment) in tropical oysters from New Caledonia using radiotracer techniques. *Marine Pollution Bulletin* 61, 542-553
- Hédouin, L., Metian, M., Teysié, J-L., Fichez, R., Warnau, M., 2017. High contribution of the particulate uptake pathway to metal bioaccumulation in the tropical marine clam *Gafrarium pectinatum*. *Environmental Science and Pollution Research* 25, 11206–11218.
- Jacquet, S., Delesalle, B., Torréton, J-P., Blanchot, J., 2006. Response of phytoplankton communities to increased anthropogenic influences (southwestern lagoon, New Caledonia). *Marine Ecology Progress Series* 320, 65-78.
- Jonckers, L., Hillebrand, H., Kucera, M., 2019. Global change drives modern plankton communities away from the pre-industrial state. *Nature* 570, 372-375.
- Kier, G., Kreft, H., Lee, T.M., Jetz, W., Ibisch, P.L., Nowicki, C., Mutke, J., Barthlott, W., 2009. Global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions. *PNAS* 106 (23), 9322-9327.
- Kerbrat, A.S., Darius, H.T., Pauillac, S., Chinain, M., Laurent, D., 2010. Detection of ciguatoxin-like and paralyzing toxins in *Trichodesmium* spp. from New Caledonia lagoon. *Marine Pollution Bulletin* 61, 360-366.
- Kermarrec, L., Franc, A., Rimet, F., Chaumeil, P., Humbert, J., Bouchez, A., 2014. A next-generation sequencing approach to river biomonitoring using benthic diatoms. *Freshwater Science* 33, 349–363.

- Klouch, K.Z., Schmidt, S., Andrieux-Loyer, F., Le Gac, M., Hervio-Heath, D., Qui-Minet, Z.N., Quéré, J., Bigeard, E., Guillou, L., Siano, R., 2016. Historical records from dated sediment cores unveiled the multidecadal dynamics of the toxic dinoflagellate *Alexandrium minutum* in the Bay of Brest (France) FEMS Microbiol. Ecol. 92, fiw101.
- Le Borgne, R., Douillet, P., Fichez, R., Torrétion, J-P., 2010. Hydrography and plankton temporal variabilities at different time scales in the southwest lagoon of New Caledonia: a review. *Mar Pollut Bull.* 61(7-12), 297-308.
- Leblanc, K., Cornet, V., Caffin, M., Rodier, M., Desnue, A., Berthelot, H., Turk-Kubo, K., Heliou, J., 2016. Phytoplankton community structure in the VAHINE MESOCOSM experiment. *Biogeosciences* 13, 5205-5219.
- Lejzerowicz, F., Esling, P., Majewski, W., Szczucin, W., Decelle, J., Obadia, C., Arbizu, P.M., Pawlowski, J., 2013. Ancient DNA complements microfossil record in deep-sea subsurface sediments. *Biol Lett* 8;9(4), 20130283.
- Lemonnier, H., Courties, C., Mugnier, C., Torrétion, J-P., Herbland, A., 2010. Nutrient and microbial dynamics in eutrophying shrimps ponds affected by a vibriosis. *Marine Pollution Bulletin* 60, 402-411.
- Lemonnier, H., Lantoine, F., Courties, C., Guillebault, D., Nézan, E., Chomérat, N., Escoubeyrou, K., Galinié, C., Blockmans, B., Laugier, T., 2016. Dynamics of phytoplankton communities in eutrophying tropical shrimp ponds affected by vibriosis. *Marine Pollution Bulletin* 11, 449-459.
- Lemonnier, H., Hochard, S., Nakagawa, K., Courties, C., Rodier, M., 2017. Response of phytoplankton to organic enrichment and shrimp activity in tropical aquaculture ponds: a mesocosm study. *Aquatic Microbial Ecology* 80, 105- 122.
- Lemonnier, H., Royer, F., Lopez, E., Berne, S., Boher, L., Coignot, E., Desnues, A., Dupouy, C., Helly, M., Gérard, P., Gunkel-Grillon, P., Jamet, L., Lemestre, M., Liufau, F., Siano, R., Soulard, B., 2020. Signature des Eaux des Rivières et des Estuaires dans le Sud-Ouest de la Nouvelle-Calédonie: le projet SEARSÉ. Editions PUNC. p. 25.
- Maggioli, F., Pujo-Pay, M., Aucan, J., Cerrano, C., Calcinai, B., Payri, C., Benzoni, F., Letourneur, Y., and Rodolfo-Metalpa, R.: The Bouraké semi-enclosed lagoon (New Caledonia). A natural laboratory to study the life-long adaptation of a coral reef ecosystem to climate change-like conditions, *Biogeosciences Discuss.* [preprint], in review, 2021.
- Maï, T., 2019. Etude bibliographique sur l'impact des feux sur la chimie de l'environnement. Rapport IFREMER RBE / LEAD / RST-20-01 de fin de contrat de CDD réalisé dans le cadre du projet Searsé. 29 p.
- Mandic, M., Regan, M.D., 2018. Can variation among hypoxic environments explain why different fish species use different hypoxic survival strategies? *Journal of Experimental Biology*, 221(21), jeb161349.
- Marchand, C., Lallier-Vergès, E., Allenbach, M., 2011. Redox conditions and heavy metals distribution in mangrove forests receiving effluents from shrimp farms (Teremba Bay, New Caledonia). *Journal of Soils and Sediments*, 11(3), 529–541.
- Martias, C., Tedetti, M., Lantoine, F., Jamet, L., Dupouy, C., 2018. Characterization and sources of colored dissolved organic matter in a coral reef ecosystem subject to ultramafic erosion pressure (New Caledonia, Southwest Pacific). *The Science of the total environment*, 616-617, 438-452.
- Metian, M., Bustamante, P., Hédouin, L., Warnau, M., 2008. Accumulation of nine metals and one metalloid in the tropical scallop *Comptopallium radula* from coral reefs in New Caledonia. *Environmental Pollution* 152, 543-552.
- Metian, M., Warnau, M., Chauvelon, T., Pedraza, F., Rodriguez y Baena, A.M., Bustamante, P., 2013. Trace element bioaccumulation in reef fish from New Caledonia: Influence of trophic groups and risk assessment for consumers. *Marine Environmental Research* 87-88, 26-36.
- 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.
- Montalbetti, E., Biscéré, T., Ferrier-Pagès, C., Houlbrèque, F., Orlandi, I., Forcella, M., Galli, P., Vai, M., Seveso, D., 2021. Manganese Benefits Heat-Stressed Corals at the Cellular Level. *Front. Mar. Sci.* 8:681119.
- Mouras, N., 2020. Etude du devenir de la matière organique dissoute colorée et fluorescente dans le panache d'une rivière tropicale sous influence anthropique. Rapport de stage de Licence Sciences de la Vie Parcours Biologie des Ecosystèmes Marins de l'Université de La Rochelle. 18 p.
- Neveux, J., Lefebvre, J-P., Le Gendre, R., Dupouy, C., Gallois, F., Courties, C., Gérard, P., Fernander, J-M., Ouillon, S., 2010. Phytoplankton dynamics in the southern New Caledonian lagoon during a southeast trade winds event. *Journal of marine systems* 82, 230-244
- Ouillon, S., Douillet, P., Andréfouët, S., 2004. Coupling satellite data with in situ measurements and numerical modeling to study fine suspended-sediment transport: a study for the lagoon of New Caledonia. *Coral Reefs* 23, 109–122.

- Paez-Osuna, F., 2001. The Environmental Impact of Shrimp Aquaculture: Causes, Effects, and Mitigating Alternatives. *Environmental Management*, 28(1), 131–140.
- Parada, A.E., Needham, D.M., Fuhrman, J.A., 2016. Every base matters: assessing small subunit rRNA primers for marine microbiomes with mock communities, time series and global field samples. *Environ Microbiol* 18, 1403–1414.
- Pawlowski, J., Esling, P., Lejzerowicz, F., Cedhagen, T., Wilding, T.A., 2014. Environmental monitoring through protist next-generation sequencing metabarcoding: assessing the impact of fish farming on benthic foraminifera communities. *Molecular Ecology Resources* 14, 1129–1140.
- Pawlowski, J., elly-Quinn, M., Altermatt, F., Apothéloz-Perret-Gentil, L., Beja, P., Boggero, A., Borja, A., Bouchez, A., Cordier, T., Domaizon, I., Feio, M.J., Filipe, A.F., Fornaroli, R., Graf, W., Herder, J., van der Hoorn, B., Jones, J.I., Sagova-Mareckova, M., Moritz, C., Barquín, J., Piggott, J.J., Pinna, M., Rimet, F., Rinkevich, B., Sousa-Santos, C., Specchia, V., Trobajo, R., Vasselon, V., Vitecek, S., Zimmerman, J., Weigand, A., Leese, F., Kahlert, M., 2018. The future of biotic indices in the ecogenomic era: Integrating (e)DNA metabarcoding in biological assessment of aquatic ecosystems. *Science of The Total Environment* 637–638, 1295–1310.
- Pelletier, D., Selmaoui-Folcher, N., Bockel, T., Schohn, T., 2020. A regionally scalable habitat typology for assessing benthic habitats and fish communities: Application to New Caledonia reefs and lagoons. *Ecol Evol.* 10(14), 7021–7049.
- Ramond, P., Sourisseau, M., Simon, N., Sarah, R., Schimtt, S., Rigaut-Jalabert, F., Henry, N., de Vargas, C., Siano, R., 2019. Coupling between taxonomic and functional diversity in protistan coastal communities. *Environ. Microbiol.* 21, 730–749.
- Siano, R., Lassudrie, M., Cuzin, P., Briant, N., Loizeau, V., Schmidt, S., Ehrhold, A., Mertens, K.N., Lambert, C., Quintric, L., Noel, C., Latimier, M., Quéré, J., Durand, P., Penaud, A., 2021. Sediment archives reveal irreversible shifts in plankton communities after World War II and agricultural pollution Accepted on *Current Biology*. 31(12), 2682–2689.e7
- Skinner, M.P., Lewis, R.J., Morton, S., 2013. Ecology of the ciguatera causing dinoflagellates from the Northern Great Barrier Reef: Changes in community distribution and coastal eutrophication. *Marine Pollution Bulletin* 77, 210–219.
- Stoeck, T., Bass, D., Nebel, M., Christen, R., Jones, M.D.N., Breiner, H-W., Richards, T., 2010. Multiple marker parallel tag environmental DNA sequencing reveals a highly complex eukaryotic community in marine anoxic water. *Molecular Ecology* 19, 21–31.
- Stratégie Territoriale de l'Innovation, 2015. Plan d'action du gouvernement de la Nouvelle-Calédonie. 34p. <https://sap.gouv.nc/sites/default/files/documents/Strategie%20territoriale%20de%20l%27innovation%20-%20Plan%20actions.pdf>
- Tenório, M.M.B., Le Borgne, R., Rodier, M., Neveux, J. 2005. The impact of terrigenous inputs on the Bay of Ouinné (New Caledonia) phytoplankton communities: A spectrofluorometric and microscopic approach. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 64(2), 531–545.
- Tenório, M.M.B., Dupouy, C., Rodier, M., Neveux, J., 2018. Trichodesmium and other planktonic cyanobacteria in New Caledonian waters (SW tropical Pacific) during an El Nino episode. *Aquatic Microbial Ecology* 81 (3), 219–241.
- Terry, J.P., Kostaschuk, R.A., Wotling, G., 2008. Features of tropical cyclone-induced flood peaks on Grande Terre, New Caledonia. *Water and Environment Journal* 22, 177–183.
- Terry, J.P., Wotling, G., 2011. Rain-shadow hydrology: influences on river flows and flood magnitudes across the central massif divide of La Grande Terre Island, New Caledonia. *Journal of hydrology* 404, 77–86.
- Thomas, Y., Courties, C., El Helwe Y., Herbland, A., Lemonnier, H., 2010. Spatial and temporal extension of eutrophication associated with shrimp farm wastewater discharges in the New Caledonian Lagoon. *Marine Pollution Bulletin* 61, 387–398.
- Torréton, J-P., Rochelle-Newall, E., Pringault, O., Jacquet, S., Faure, V., Briand, E., 2010. Variability of primary and bacterial production in a coral reef lagoon (New Caledonia). *Mar Pollut Bull.* 61(7-12), 335–48.
- Trott, L.A., Alongi, D.M., 2000. The Impact of Shrimp Pond Effluent on Water Quality and Phytoplankton Biomass in a Tropical Mangrove Estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 40(11), 947–951.
- Zimmermann, J., Gernot, G., Jahn, R., Enke, N., Gemeinholzer, B., 2015. Metabarcoding vs. morphological identification to assess diatom diversity in environmental studies. *Molecular Ecology Resources* 15, 526–542.



Photographie XIII-1. Network



Chapitre XIV. Bilan scientifique en 2021

1 2 3 4

1 2 3 4 5 6

1 2 3 4 5 6 7 8

1 2 3 4

1 2 3 4 5 6

1 2 3 4 5 6 7 8

.....

Knee 5 - Einstein on the beach
Philip Glass / Robert Wilson (1976)

Le bilan scientifique de mon activité inclut 24 articles de rang A publiés dont 38% en premier auteur, 64% en tant qu'auteur référent et 21% en dernier auteur (§1.5.1). Dix-neuf articles ont été publiés depuis l'obtention de mon doctorat en 2007. Ce bilan inclut aussi 13 articles dans des actes de colloque avec comité de lecture, dont 5 dans l'ouvrage *Styli 2003* (§ 1.5.2.), deux chapitres dans le livre « santé de la crevette d'élevage en Nouvelle – Calédonie publié aux éditions *Quae* (§ 1.5.3.), et 5 articles dans des magazines de vulgarisation à destination de l'industrie (2 dans *global aquaculture advocate*, 1 dans *Aquacultura Marzo* et 1 dans *world aquaculture*) (§ 1.5.4). A noter une participation comme auteur à une quarantaine de communications orales dans des séminaires et/ou conférences nationales et/ou internationales dont une quinzaine en qualité d'orateur. Une vingtaine de posters a été également produite dont 70% ont été présentés dans des colloques internationaux. Ce bilan comprend aussi des interventions orales régulières à raison de plusieurs par an devant les gestionnaires et les professionnels pour transmettre et faire le bilan des connaissances acquises.

1. Listing des publications

1.1. Articles de rang A (ACL)

- Amrari, S.*, Bourassin, E., Andréfouët, S., Soulard, B., Lemonnier, H., Le Gendre, R., 2021. Shallow water bathymetry retrieval using a band-optimization iterative approach: application to New Caledonia coral reef lagoons using Sentinel-2 data. *Remote Sensing* 13(20), 4108; <https://doi.org/10.3390/rs13204108>.
- Dang, DH*, Zhang, Z., Wang, W., Oursel, B., Juillot, F., Dupouy, C., Lemonnier, H., Mounier, S., 2021. Tropical mangrove forests as a source of dissolved rare earth elements and yttrium. *Chemical Geology*. 576, 120278.
- Lemonnier, H.*, Wabete, N., Pham, D., Lignot, J-H., Barri, K., Mermoud, I., Royer, F., Boulo, V., Laugier, T., 2021. Iron deposits turn blue shrimp gills to orange. *Aquaculture* 540, 736697.
- Lemonnier, H.*, Royer, F., Caradec, F., Lopez, E., Hubert, C., Rabiller, É., Desclaux, T., Fernandez, J-M., Andrieux-Loyer, F., 2021. Diagenetic Processes in Aquaculture Ponds Showing Metal Accumulation on Shrimp Gills. *Front. Mar. Sci.* 8: 625789. doi: 10.3389/fmars.2021.625789
- Mathieu-Resuge, M., Le Grand, F., Schaal, G., Kraffe, E., Lorrain, A., Letourneur, Y., Lemonnier, H., Benoît, J., Hochard, S., 2020. Characterization of organic matter assimilation by the sea cucumber *Holothuria scabra* in an integrated aquaculture system. *Aquatic Living Resources* 33, 3.
- Hochard, S., Royer, F., Hubert, M., Lemonnier, H.*, 2019. Temporal variability of benthic-pelagic coupling in shallow enclosed environment: A case study with eutrophying shrimp ponds. *Marine Environmental Research*, 146: 46-56.
- Desclaux, T.*, Lemonnier, H., Soulard, B., Genthon P., Le Gendre, R., 2018. Suitability of a lumped rainfall-runoff model for integrated ridge-to-reef modeling: application to tropical mountainous watersheds in New Caledonia. *Hydrological Sciences Journal* 63(11), 1689-1706. <http://doi.org/10.1080/02626667.2018.1523613>
- Proisy, C.*, Sidik, F., Viennois, G., Andayani, A., Anthony Enright, J.A., Guitet, S., Gusmawati, N., Lemonnier, H., Muthusankar, G., Olagoke, A., Prosperi, J., Rahmania, R., Ricout, A., Soulard, B., & Suhardjono, 2018. Monitoring mangrove forests after aquaculture abandonment using time series of very high spatial resolution satellite images: A case study from the Perancak estuary, Bali, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin, Special Issue 'Indonesian Seas'*. 131 (Pt B): 61-71. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.056>
- Gusmawati N., Soulard B., Selmaoui-Folcher, N., Proisy C., Mustafa, A., Le Gendre, R., Laugier T., Lemonnier H. *, 2018. Surveying shrimp aquaculture pond activity using multitemporal VHR satellite images - case study from the Perancak estuary, bali, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin, Special Issue 'Indonesian Seas'*, 131 (part B), pp.49-60. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.059>
- Lemonnier, H.*, Hochard, S., Nakagawa, K., Courties, C., Rodier, M., 2017. Response of phytoplankton to organic enrichment and shrimp activity in tropical aquaculture ponds: a mesocosm study. *Aquatic Microbial Ecology* 80, 105- 122. <http://www.int-res.com/abstracts/ame/v80/n2/>.

- Gusmawati N. *, Zhi C., Soulard B., Lemonnier H., Selmaoui-Folcher N., 2016. Aquaculture ponds precise mapping in Perancak estuary, Bali, Indonesia. *Journal of coastal Research SI75*, 637-641. <http://doi.org/10.2112/SI75-128.1>
- Luong, C.T. *, Lemonnier, H., Hochard S., Royer, F., Letourneur, Y., 2016. Effects of blue shrimp *Litopenaeus stylirostris* and goldlined rabbitfish *Siganus lineatus* monoculture and shrimp - rabbitfish polyculture on production and environmental conditions. *Aquaculture Research* 48(4): 1368-1379.
- Lemonnier, H. *, Lantoine, F., Courties, C., Guillebault, D., Nézan, E., Chomérat, N., Escoubeyrou, K., Galinié, C., Blockmans, B., Laugier, T., 2016. Dynamics of phytoplankton communities in eutrophying tropical shrimp ponds affected by vibriosis. *Marine Pollution Bulletin* 110: 449-459.
- Luong, C.T., Hochard S., Royer, F., Lemonnier, H. *, Letourneur, Y. 2014. Feasibility of polyculture of blue shrimp *Litopenaeus stylirostris* with goldlined rabbitfish *Siganus lineatus* in a closed culture system: a mesocosm study. *Aquaculture* 433: 340-347. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2014.06.014>
- Mugnier, C., Justou, C., Lemonnier, H. *, Patrois, J., Ansquer, D., Goarant, C., Lecoz, J.-R., 2013. Biological, physiological, immunological and nutritional assessment of farm-reared *Litopenaeus stylirostris* shrimp affected or unaffected by vibriosis. *Aquaculture* 388-391: 105-114.
- Lucas, R., Courties, C., Herbland, A., Gouletquer, P., Marteau, A.L., Lemonnier, H. *, 2010. Eutrophication in a tropical pond: Understanding the bacterioplankton and phytoplankton dynamics during a vibriosis outbreak using flow cytometric analyses. *Aquaculture* 310: 112-121.
- Thomas, Y., Courties, C., El Helwe Y., Herbland, A., Lemonnier, H. *, 2010. Spatial and temporal extension of eutrophication associated with shrimp farm wastewater discharges in the New Caledonian Lagoon. *Marine Pollution Bulletin* 61: 387-398.
- Lemonnier, H. *, Courties, C., Mugnier, C., Torrétou, J.-P., Herbland, A., 2010. Nutrient and microbial dynamics in eutrophying shrimps ponds affected by a vibriosis. *Marine Pollution Bulletin* 60: 402-411.
- Mugnier, C. *, Zipper, E., Goarant, C., Lemonnier, H., 2008. Effect of exposure to ammonia and hypoxia on the blue shrimp *Litopenaeus stylirostris* survival and physiological response in relation to molt stage. *Aquaculture* 274: 398-407.
- Lemonnier, H. *, Herbland, A., Salery, L., Soulard, B., 2006. "Summer syndrome" in *Litopenaeus stylirostris* grow out ponds in New Caledonia: zootechnical and environmental factors. *Aquaculture* 261: 1039-1047.
- 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(9): 938-948.
- Mugnier C. *, Lemonnier H., Legrand A., 2006. Physiological response of the blue shrimp *Litopenaeus stylirostris* to short-term confinement on a pond bottom. *Aquaculture* 253: 703-711.
- 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. *, Martin J.L.M., Brizard R., Herlin J., 2003. Effect of water exchange rate on waste production in semi-intensive shrimp ponds during the cold season in New Caledonia. *Journal of the World Aquaculture Society* 34(1): 40-49.

1.2. Actes de colloque (ACL)

- Scherrer R., Govan R., Quiniou T., Jauffrais T., Lemonnier H., Bonnet S., Selmaoui-Folcher N., 2021. Automatic Plankton Detection and Classification on Raw Hologram with a Single Deep Learning Architecture. CIBB 2021 The 17th International Conference on Computational Intelligence Methods for Bioinformatics and Biostatistics. 15-17 Novembre 2021, Online.
- Tokotoko J., Selmaoui-Folcher N., Govan R., Lemonnier H., 2021. TSX-Means: An Optimal K Search Approach for Time Series Clustering. In: Strauss C., Kotsis G., Tjoa A.M., Khalil I. (eds) Database and Expert Systems Applications. DEXA 2021. Lecture Notes in Computer Science, vol 12924. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-86475-0_23
- Tokotoko J., Scherrer R., Lemonnier H., Selmaoui-Folcher N., 2020. Analyse de la performance de filières aquacoles à partir de données spatio-temporelles. 20^{ème} édition de la conférence Internationale sur l'Extraction et la Gestion des Connaissances (GAST), 27-31 janvier 2020. Bruxelles, Belgique. https://gt-gast.irisa.fr/files/2020/01/GAST20_Tokotoko.pdf

- Dupouy C., Juillot F., Lemonnier H., Mounier S., Boher L., Bessard M., Jamet L., Gérard P., Gunkel-Grillon, 2020. TREMOR (TRansfert des Éléments Traces métalliques par la Matière ORganique dissoute colorée). Éditions PUNC. p.24
- Lemonnier H., Royer F., Lopez E., Berne S., Boher L., Coignot E., Desnues A., Dupouy C., Helly M., Gérard P., Gunkel-Grillon P., Jamet L., Lemestre M., Liufau F., Siano R., Soulard B., 2020. Signature des Eaux des RivièreS et des Estuaires dans le Sud-Ouest de la Nouvelle-Calédonie: le projet SEARSÉ. Editions PUNC. p. 25.
- Rahmania, R., Proisy, C., Viennois, G., Andayani, A., Subki, B., Farhan, A.R., Gusmawati, N.F., Lemonnier, H., Germain, O., Gaspar, P., Prosperi, J., Sidik, F., Widagti, N., Suhardjono, 2015. 13 Years of changes in the extent and physiognomy of mangroves after shrimp farming abandonment, Bali. 8th International Workshop on the Analysis of Multitemporal Remote Sensing Images (Multi-Temp), Annecy, France, pp. 1-4). <http://dx.doi.org/10.1109/Multi-Temp.2015.7245801>
- Proisy, C., Rahmania, R., Viennois, G., Andayani, A., Baudel, S., Fahran, R., Gusmawati, N., Germain, O., Lemonnier, H., Mbay, N., Nugraha, B., Prosperi, J., Sidik, F., Subki, B., Suhardjonog, Widagti, N., Gaspar, P., 2014. Monitoring changes of mangroves coasts using high-resolution satellite images. A case study in the Perancak estuary, Bali. 12th Biennial conference of Pan Ocean Remote Sensing, Conference (PORSEC-2014) 04-07 November 2014, Bali-Indonesia.
- Beliaeff B., Chim L., Della Patrona L., Goyard E., Herlin J., Labreuche Y., Walling E., Ansquer D., Brun P., Castex M., Coatanea D., Courties C., De Lorgeril J., Dufour R., Frappier J., Goarant C., Huber M., Lemaire P., Lemonnier H., Loubersac L., Le Roux F., Lucas R., Patrois J., Peignon J.-M., Pham D., Ramage Y., Soulard B., Vic M., Vourey E., Wabete N., 2009. DEDUCTION: A research project for shrimp farming sustainability in New Caledonia. PSIC 11 - 11th Pacific Science Intercongress: Pacific Countries and their Ocean: Facing Local and Global Changes. March 2 - 6, 2009 Tahiti, French Polynesia.
- Martin J.L.M., Lemonnier H. et P. Garen, 2004. Influence des pratiques zootechniques et de paramètres environnementaux sur les performances de production et sur la formation et le devenir des déchets dans les élevages de crevettes. *In* : styli 2003. Trente ans de crevetticulture en Nouvelle-Calédonie. Nouméa-Koné, 2-6 juin 2003. Edition Ifremer, Actes Colloq., 38, 134-141.
- Lefèvre J., Lemonnier H., Goarant C. et J. Blanchot, 2004. Evolution des paramètres biologiques et physico-chimiques des bassins d'élevage de crevette avant et pendant des mortalités de type « syndrome 93 ». *In* : styli 2003. Trente ans de crevetticulture en Nouvelle-Calédonie. Nouméa-Koné, 2-6 juin 2003. Edition Ifremer, Actes Colloq., 38, 158-166.
- Lemonnier H., R. Brizard et A. Legrand, 2004. Influence des pratiques zootechniques de la crevette (*Litopenaeus stylirrostris*) et de l'âge des bassins sur la qualité des sédiments. *In* : styli 2003. Trente ans de crevetticulture en Nouvelle-Calédonie. Nouméa-Koné, 2-6 juin 2003. Edition Ifremer, Actes Colloq., 38, 180-186. <https://w3.ifremer.fr/archimer/doc/00354/46560/46371.pdf>
- Lemonnier H. et le personnel du LAC, 2004. Environnement bassin et vibriose dans des élevages de crevettes de saison chaude en Nouvelle-Calédonie. Résultats préliminaires du programme DESANS. *In* : styli 2003. Trente ans de crevetticulture en Nouvelle-Calédonie. Nouméa-Koné, 2-6 juin 2003. Edition Ifremer, Actes Colloq., 38, 187-195.
- Goarant C., Lemonnier H., Mugnier C. et A. Herbland, 2004. Synthèse provisoire sur l'approche pluridisciplinaire du syndrome d'été (programme DESANS). *In* : styli 2003. Trente ans de crevetticulture en Nouvelle-Calédonie. Nouméa-Koné, 2-6 juin 2003. Edition Ifremer, Actes Colloq., 38, 255-260. <https://w3.ifremer.fr/archimer/doc/00355/46653/>

1.3. Chapitres de livres (ACL)

- Chim L., Goarant C., Lemonnier H., Mugnier C., Wabete N., Ansquer D., Brun P., Lemaire P. 2008. Le syndrome 93 ou le syndrome d'hiver. *In* : Santé de la crevette d'élevage en Nouvelle-Calédonie. 2008 Herbland, Alain, Harache, Yves (Coord.). Collection : Savoir faire. ISBN 978-2-7592-0080-1. pp.15-31 (Editions Quae, 2008). <https://w3.ifremer.fr/archimer/doc/00358/46953/>
- Goarant C., Lemonnier H., Mugnier C., De Decker S., Courties C., Della Patrona L., Herbland A., Herlin J., Reynaud Y., Ansquer D., 2008. Le syndrome d'été. *In* : Santé de la crevette d'élevage en Nouvelle-Calédonie. 2008 Herbland, Alain, Harache, Yves (Coord.). Collection : Savoir faire. ISBN 978-2-7592-0080-1. pp. 33-77 (Editions Quae, 2008). <https://w3.ifremer.fr/archimer/doc/00359/46987/>

1.4. Articles de vulgarisation

- Luong, T.C., Hochard, S., Royer, F., Lemonnier, H., Letourneur, Y., 2015. Study Seeks Candidates For Blue Shrimp Polyculture In New Caledonia. *Global Aquaculture Advocate*. May/June 2015, 40-41.
- Mugnier, C., Justou, C., Lemonnier, H., Patrois, J., Ansquer, D., Goarant, C., Lecoz, J.-R., 2013. Evaluación de los parámetros biológicos, fisiológicos, inmunológicos y nutricionales en camarones *Litopenaeus stylirostris* afectados por vibriosis. *Aquacultura Marzo, Abril del 2013*: 30-35.
- Lemonnier H., Bernard, E. Boglio, E., Goarant, C., Cochard J-C., 2004. Sediment quality affects shrimp physiology in New Caledonia research. *Global Aquaculture Advocate*, 7(5), 86-87.
- Lemonnier H., Brizard R., Mugnier C., Herlin J., 2002. Evolution of shrimp production and pond bottom in a semi-intensive system. *World Aquaculture* 33(2): 30-33.
- Lemonnier H., Brizard R., Herlin J., Mugnier C., 2001. Sediment accumulation in shrimp earthen pond bottoms in New Caledonia. *Advocate*: 4(5). pp79.

1.5. Principaux rapports

- Boher L., Coignot E., Lopez E., Royer F., Lemonnier H., 2018. Suivi de la matière organique fluorescente en amont des estuaires dans le sud de la Nouvelle-Calédonie. Projets Presence & Searse. Rapport de fin de contrat CDD IFREMER-LEAD.
- Desclaux T., Hubert C., Le Tesson E., Lemonnier H., Petton S., Royer F., Soulard B., Schohn T., Le Gendre R., 2018. Devenir des apports terrigènes autour du Grand Nouméa (Décembre 2016 - Avril 2017). Rapport de campagne.
- Le Gendre R., Soulard B., Lemonnier H., Laugier T., Hubert M., Desclaux T., Royer F., Le Tesson E., Dumas F., Kayara J-F., 2018. Rapport de mesures dans le lagon de Hienghène-Touho - Province Nord - Nouvelle-Calédonie. SPHYNX - Suivi des Paysages HYdrologiques des lagons Nord.
- Lemonnier. H., 2017. Shrimp farming monitoring application report. Version finale (T0 + 48 ; référence NWP96-APR-065) du rapport de contrat 13/1210683/CF du projet INDESO – volet shrimp farming. 27p.
- Desclaux T., Pischedda M., Lemonnier H., Soulard B., Le Gendre R., 2017. Vers une modélisation déterministe des écoulements de surface en Nouvelle-Calédonie. Implémentation du code GR4H sur quatre bassins versants du Grand Nouméa. Rapport de contrat IFREMER-LEAD du programme PRESENCE_001. 35 p. <http://doi.org/10.13155/49969>.
- Hochard S., Lemonnier H., Letourneur Y., Schaal G., Mathieu-Resuge M., Lorrain A., Kraffe E., Legrand F., Benoit J., Royer F., Hubert M., Ducrocq M., 2016. Holothurie : Lien entre performances de production et de bioremédiation dans le contexte de la crevetticulture en Nouvelle-Calédonie. Rapport final du Programme d'évaluation des ressources marines de la zone économique de Nouvelle-Calédonie (ZoNéCo). 164 p.
- Hochard S., Lemonnier H., Letourneur Y., Schaal G., Mathieu-Resuge M., Lorrain A., Kraffe E., Legrand F., Benoit J., Royer F., Hubert M., Ducrocq M., 2016. Projet HOBICAL: Synthèse et perspectives. Rapport final du Programme d'évaluation des ressources marines de la zone économique de Nouvelle-Calédonie (ZoNéCo). 13. p.
- Lemonnier H., 2010. Etude de faisabilité d'une mise en place de mesures compensatoires par replantation de palétuviers dans le cadre de la construction de l'usine du Nord : Volet sédiment. Rapport de mission, confidentiel, 36 p.
- Lemonnier, H., Thomas, Y., et coll., 2009. Recherche d'indicateurs des effluents des élevages de crevettes de Nouvelle-calédonie et modélisation des flux de nutriments. Rapport final du Programme d'évaluation des ressources marines de la zone économique de Nouvelle-Calédonie (ZoNéCo). 118 pp.
- Lemonnier H., Herlin J., Soulard B., Wapotro B., 2007. Analyse des données zootechniques et environnementales des fermes FAO et Aigue-Marine. Recommandations dans le cadre d'une hypothèse d'extension du syndrome d'été à la zone de Bouraké et Saint Vincent. Rapport Scientifique et Technique de la Station IFREMER de Saint-Vincent 2007-02, 12p.
- Collectif DAC, 2006. Défi Santé Stylirostris 2002-2006. Rapport Final DESANS. Coordination Scientifique par A. Herbland, édité par le Centre du Pacifique, Département Aquaculture en Calédonie. 199 pp. Lemonnier H., Thomas Y., Legrand A., Martin J.L., Herbland A., 2006. Impact de la crevetticulture calédonienne sur l'environnement : Etat des lieux, recherche de traceurs des effluents et définition d'un programme de recherche pluri-annuel. Rapport final du contrat du Ministère de l'Outre-Mer. 78p.

- Virly S., Buisson D., Clough B., Lemonnier H., Richer de Forges B., 2005. Evaluation de l'impact de l'aquaculture de crevettes sur les mangroves de Nouvelle-Calédonie. Rapport final du Programme ZoNéCo. 99 p.
- Collectif DAC, 2005. Etat des connaissances sur le « syndrome d'été » affectant les élevages de *Litopenaeus stylirostris* en Nouvelle Calédonie. Travail de synthèse du DAC réalisé à la demande de la Province Sud et remis aux Provinces Nord et Sud et ainsi qu'au gouvernement de la Nouvelle Calédonie et au Groupement des Fermes Aquacoles.
- Martin J-L.M., Cuzon G., Garen P., Lemonnier H., Veran Y., 1998. Identification and quantification of sewage produced by shrimp farming at the level of animals and ponds in semi-intensive and intensive rearing conditions. in « Assessment of tropical shrimp aquaculture impact on the environment in tropical countries, using hydrobiology, ecology and remote sensing as helping tools for diagnosis ». Rapport final du contrat RS3-CT 94-00284. Rapport Interne de la Direction des Ressources Vivantes de l'IFREMER, DRV/RA/RST/98-05, 262p.
- Guelorget O., Lefebvre A., Martin J.L.M., Lemonnier H., Fuchs J., Favry A., 1998. Characterisation of ecosystems and follow-up of their evolution under the impact of shrimp aquaculture development in 3 geographic areas Mekong delta (Vietnam) Lampung Province (Indonesia) and North and Central parts of New Caledonia. in « Assessment of tropical shrimp aquaculture impact on the environment in tropical countries, using hydrobiology, ecology and remote sensing as helping tools for diagnosis ». Rapport final du contrat RS3-CT 94-00284. Rapport Interne de la Direction des Ressources Vivantes de l'IFREMER, DRV/RA/RST/98-05, 262 p.
- Lemonnier H., Brizard R., 1998. Effet des renouvellements en eau l'écosystème des bassins d'élevages semi-intensifs de crevettes en Nouvelle-Calédonie durant la saison froide. Rapport Interne de la Direction des Ressources Vivantes de l'IFREMER. DRV/RA/RST98-06, 48p.
- Lemonnier H., Brizard R., 1998. Impact d'un premier élevage de crevettes pénaïdes sur le fond du bassin. Rapport Interne de la Direction des Ressources Vivantes de l'IFREMER DRV/RA/RST/97-18, 31p.
- Lemonnier H., 1997. Effet de l'intensification des élevages de crevettes *Penaeus stylirostris* sur la production de déchets en période estivale. Rapport Scientifique et Technique 97-03 de la Station d'Aquaculture de Saint-Vincent IFREMER/GIE-R-A, 52p.
- Cochard J.-C., Lemonnier H., Bernard E., Boglio E., Goarant C., 1997. Expériences 97 sur l'influence des sédiments du bassin d'élevage sur la physiologie de *Penaeus stylirostris*. Rapport des travaux menés du 22 février au 7 mars 1997 à la Station Saint-Vincent et du 7 au 20 juin au Centre Océanologique du Pacifique, DRV/AQ/TAH, 18p.

2. Communications orales dans des colloques

- Tokotoko, J., Selmaoui-Folcher N., Govan R., Lemonnier H., 2021. An optimal k search approach for time series clustering. 32nd DEXA Conferences and Workshops September 27 – 30, 2021 Virtual Conference [originally planned for Linz, Austria].
- Dupouy C., Mounier S., Lemonnier H., et al., 2020. Influence of salinity gradient on Ni complexation by Fluorescent Dissolved Organic Matter (FDOM) and dispersal across estuaries in New Caledonia. EGU General Assembly 2020, Session OS3.8 – Exploring marine biogeochemical cycles: organic matter and pollutants, including. Vienne Austria. 3 - 8 may 2020.
- Tokotoko J., Scherrer R., Lemonnier H., Selmaoui-Folcher N., 2020. Analyse de la performance de filières aquacoles à partir de données spatio-temporelles. 20^{ème} édition de la conférence Internationale sur l'Extraction et la Gestion des Connaissances, 27-31 janvier 2020. Bruxelles, Belgique.
- Dupouy C., Baumann F., Bouard S., Goirant C., Lemonnier H., Letourneur Y., Meyer M., Tatin C., 2019. The "Along the River" program: a research and innovation project focusing on the integrated management of water, its uses and its governance in New Caledonia, in Abs. Booklet, p.7, Conference STAR 2019, 19-23 November, Suva, Fiji.
- Lemonnier H., Royer F., Lopez E., Berne S., Boher L., Coignot E., Desnues A., Dupouy C., Helly M., Gérard P., Gunkel-Grillon P., Jamet L., Lemestre M., Liufau F., Siano R., Soulard B., 2019. Signature des EAux des Rivières et des Estuaires dans le Sud-Ouest de la Nouvelle-Calédonie: le projet SEARSÉ. Présentation orale réalisée dans le cadre du séminaire « Au fil de l'eau » organisé par le Cresica du 17 au 18 septembre 2019 à Nouméa.
- Lemonnier H., 2018. Quelle durabilité pour l'aquaculture de la crevette en zone côtière ? 2^{ème} Colloque International de la CIFEOOD - Ecosystèmes et développement Durable. Transformations naturelles et

- humaines des écosystèmes terrestres et côtiers. Education - Gouvernance - Etat des savoirs et partage des connaissances. 23-25 oct. 2018, Pondichéry (Inde).
- Desclaux T., Dumas F., Petton S., Lemonnier H., Soulard B., Le Gendre R., 2018. Fate of Terrestrial Runoffs after Extreme Atmospheric Events in a Coral Reef Lagoon (New Caledonia). 2018 Ocean Sciences Meeting (AGU - ASLO - TOS). 11-16 February 2018, Portland, Oregon.
- Le Gendre R., Desclaux T., Lemonnier H., Soulard B., 2017. Connaissance et modélisation de la circulation côtière : Quels enjeux pour la Province des Iles Loyauté ? Séminaire "Quelles Recherches pour le Développement en Province des Îles Loyauté ? Lifou, 11-13 octobre 2017.
- Gusmawati N., Soulard B., Selmaoui-Folcher, N., Proisy C., Mustafa, A., Le Gendre, R., Laugier T., Lemonnier H. 2017. Monitoring pond activity using VHRS images: Case study of the Perancak estuary, Bali, Indonesia. Asian-Pacific Aquaculture 2017 Kuala Lumpur, Malaysia July 25-27.
- Luong T.C., Hochard S., Royer F., Lemonnier H., Letourneur Y., 2016. Estimate nutrient sources for blue shrimp *Litopenaeus stylirostris* and goldlined rabbitfish *Siganus lineatus* growth in a polyculture using stable isotope of carbon (^{13}C) and nitrogen (^{15}N). The 8th Regional Aquafeed Forum, 25-26th August, Forestry-Agriculture University HCM city, Viet Nam.
- Luong T.C., Lemonnier H., Hochard S., Royer F., Letourneur Y., 2015. Effects of blue shrimp *Litopenaeus stylirostris* and goldlined rabbitfish *Siganus lineatus* monoculture and shrimp - rabbitfish polyculture on production and environmental conditions. In: 5th International Fisheries Symposium (IFS) 1-4 December 2015, Penang, Malaysia.
- Wabete N., Lemonnier H., Barri K., Pham D., Boulo V., Royer F., Hubert M., Laugier T., Lignot J-H., Pierrot T., Blockmans B., Tostin N., 2015. Orange gills in *Litopenaeus stylirostris*: a new phenomenon in Caledonian shrimp ponds. Aquaculture Fisheries conference, 20-22 July, Brisbane, Australia.
- Hochard S., Lemonnier H., Letourneur Y., Lorrain A., Royer F., Hubert M., 2015. Rotational culture of the sea cucumber *Holothuria scabra* with the shrimp *Litopenaeus stylirostris*: trade-off between growth performance and bioremediation, comparison with shrimp monoculture. Aquaculture Fisheries conference, 20-22 July, Brisbane, Australia.
- 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. Aquaculture Fisheries conference, 20-22 July, Brisbane, Australia.
- Luong T.C., Lemonnier H., Letourneur Y., Hochard S. 2013. Experimental trial on polyculture blue shrimp *Litopenaeus stylirostris* with rabbitfish *Siganus lineatus* or with mullet *Mugil spp.*: Valuation on productive and environmental aspects in a mesocosm system. Asian-Pacific Aquaculture, 11-13 December 2013, Ho Chi Minh City, Vietnam.
- Lemonnier, H., 2013. 40 ans de station, 20 ans d'environnement. Colloque organisé par l'IFREMER pour ses 40 ans à Nouméa le 14 novembre 2013.
- Lemonnier H., Hochard S., Royer F., Courties C., Rodier M., Laugier T., 2013 Le projet ECOBAC. Journées RBE 2013 - Rencontres scientifiques du département RBE : "Biodiversité et usage durable des ressources biologiques marines dans un contexte de changement global et de pressions anthropiques. Quels enjeux, quelles recherches et quel avenir?", 5-6 novembre 2013, Nantes, France.
- Arfi R., Lemonnier H., Rodier M., 2010. Indicateurs de pression anthropiques et menaces liées à l'eutrophisation. – Nutriments ; concentrations en chlorophylle ; composition des communautés planctoniques de petites taille. Séminaire « Vers un suivi optimal des lagons et récifs ». Nouméa, UNC, octobre 2010.
- Beliaeff B., Chim L., Della Patrona L., Goyard E., Herlin J., Labreuche Y., Walling E., Ansquer D., Brun P., Castex M., Coatanea D., Courties C., De Lorgeril J., Frappier J., Huber M., Lemaire P., Lemonnier H., Loubersac L., Lucas R., Patrois J., Pham D., Ramage Y., Soulard B., Vic M., Vourey E., Wabete N., 2009. DEDUCTION, a Research Project for Shrimp Farming Sustainability in New Caledonia. 11^{ème} Inter-Congrès des Sciences du Pacifique/2^{ème} Assises de la Recherche Française dans le Pacifique, Papeete, Tahiti, 2-5 mars 2009.
- Lucas R., Courties C., Lemonnier H., Herbland A., 2008. A flow cytometric approach to follow eutrophication in ponds. AE2008 - Aquaculture Europe 2008. Sept.15-18 2008, Krakow, Poland.
- Lemonnier H., 2008. Lagoon water quality and shrimp farming: a state of knowledge. Water Management in Island Coastal and Isolated Areas Seminar, 2nd seminar. 26-28 May 2008, Noumea, New Caledonia.
- Lemonnier H., Saléry L., Soulard B., Herbland A., 2006. Historical description of summer syndrome: Evolution of the zootechnical practices and environmental conditions. "The International conference and exhibition of World Aquaculture Society" AQUA 2006, May 9-13, 2006 Firenze, Italy.
- Lemonnier H., 2006. Etude historique des syndromes, nos premiers pas en écopathologie. Styli 2006, Atelier de bilan et synthèse du programme DESANS, 8-10 novembre 2006, Nouméa, Koné.

- Thomas Y., Pagand P., Marteau A-L., Lemonnier H., Herbland A., 2006. Modelling the flows of nutrients at exit of the shrimp farms of New Caledonia: First results. "The International conference and exhibition of World Aquaculture Society" AQUA 2006, May 9-13, 2006 Firenze, Italy.
- Thomas Y., Herbland A., Della Patrona L., Lemonnier H. et al., 2006. Recherche de traceurs des effluents d'élevage de crevettes en Nouvelle-Calédonie dans le cadre du programme ZONECO. Atelier de bilan et synthèse des travaux de recherche aquacole, 29 juin 2006, Nouméa.
- Lemonnier H., 2005. Description historique du syndrome d'été : évolution des pratiques zootechniques et conditions environnementales associées. Ecosystèmes et crevetticulture en Nouvelle-Calédonie : Séminaire organisé par l'IFREMER à Nouméa du 22 au 24 juin 2005.
- Courties C., Lemonnier H., Herbland A., 2005. Structure et évolution des peuplements picoplanctoniques de bassins aquacoles mesurés en cytométrie en flux lors des deux syndromes en Nouvelle Calédonie. Ecosystèmes et crevetticulture en Nouvelle-Calédonie : Séminaire organisé par l'IFREMER à Nouméa du 22 au 24 juin 2005.
- Herbland A., Lemonnier H., Torreton J-P. Le Borgne R., Marteau, A-L., 2005. Dynamique de la production planctonique dans les bassins d'élevage. Ecosystèmes et crevetticulture en Nouvelle-Calédonie : Séminaire organisé par l'IFREMER à Nouméa du 22 au 24 juin 2005.
- Lemonnier H., Herbland A., 2005. Variabilité des systèmes et évolution des paramètres avant et pendant les vibrioses. Ecosystèmes et crevetticulture en Nouvelle-Calédonie : Séminaire organisé par l'IFREMER à Nouméa du 22 au 24 juin 2005.
- Mugnier C., Lemonnier H., 2005. Influence du sédiment sur la réponse physiologique des crevettes. Ecosystèmes et crevetticulture en Nouvelle-Calédonie : Séminaire organisé par l'IFREMER à Nouméa du 22 au 24 juin 2005.
- Thomas Y., Pagand P., Marteau A-L., Lemonnier H., Herbland A., 2005. Modélisation des flux de nutriments en sortie des élevages de crevettes de Nouvelle Calédonie (Programme Zonéco). Ecosystèmes et crevetticulture en Nouvelle-Calédonie : Séminaire organisé par l'IFREMER à Nouméa du 22 au 24 juin 2005.
- Thomas Y., Lemonnier H., Marteau A-L., Herbland A., 2005. Recherche de traceurs des effluents des élevages de crevettes en Nouvelle Calédonie. Premiers résultats. (Programme Zonéco). Ecosystèmes et crevetticulture en Nouvelle-Calédonie : Séminaire organisé par l'IFREMER à Nouméa du 22 au 24 juin 2005.
- Virly S., Buisson D., Lemonnier H., 2005. Evaluation de l'impact de l'aquaculture de crevettes sur les mangroves de Nouvelle-Calédonie. Programme ZoNéCo : conclusions et perspectives. Séminaire organisé par l'IFREMER à Nouméa du 22 au 24 juin 2005.
- Lemonnier H., 2005. Effet des conditions environnementales sur le développement des pathologies à vibrioses dans les élevages de crevettes en Nouvelle Calédonie. Doctoriales de Nouvelle Calédonie organisée au centre IRD de Nouméa le 27 avril 2005.
- Goarant C., Lemonnier H., Mugnier C., Herbland A., Harache Y., 2003. A multidisciplinary approach of the summer syndrome in New Caledonia shrimp farming. Asian-Pacific Aquaculture 2003. 22-25 septembre 2003, Bangkok, Thaïlande.
- Herbland A., Goarant C., Lemonnier H., Mugnier C., 2003. Synthèse sur l'approche pluridisciplinaire du syndrome d'été (programme DESANS). Colloque international « Styli 2003 – 30 ans de crevetticulture en Nouvelle Calédonie » qui s'est tenu en Nouvelle Calédonie du 2 au 6 juin 2003.
- Lefevre J., Lemonnier H., Goarant C., Blanchot J., 2003. Evolution des paramètres biologiques et physico-chimiques des bassins d'élevage de crevette avant et pendant des mortalités de type syndrome 93. Colloque international « Styli 2003 – 30 ans de crevetticulture en Nouvelle Calédonie » qui s'est tenu en Nouvelle Calédonie du 2 au 6 juin 2003.
- Lemonnier H., Brizard R., Legrand A., 2003. Influence des pratiques zootechniques et de l'âge des bassins sur les caractéristiques du sédiment. Colloque international « Styli 2003 – 30 ans de crevetticulture en Nouvelle Calédonie » qui s'est tenu en Nouvelle Calédonie du 2 au 6 juin 2003.
- Lemonnier H. et le personnel du LAC, 2003. Evolution du milieu d'élevage dans le cadre du syndrome d'été : résultats préliminaires du programme DESANS. Colloque international « Styli 2003 – 30 ans de crevetticulture en Nouvelle Calédonie » qui s'est tenu en Nouvelle Calédonie du 2 au 6 juin 2003.
- Martin J.L.M., Lemonnier H., Garen P., 2003. Influence des pratiques zootechniques et des paramètres environnementaux sur la formation et le devenir des déchets dans les élevages de crevettes. Colloque international « Styli 2003 – 30 ans de crevetticulture en Nouvelle Calédonie » qui s'est tenu en Nouvelle Calédonie du 2 au 6 juin 2003.
- Lemonnier H., and Herlin J., 1999. New Caledonia: a case of friendly shrimp aquaculture. World Aquaculture '99: Bridging the gap, the annual International Conference and Exposition of the World Aquaculture Society. 26 April-2 May 1999, Sydney, Australia./

- Lemonnier H. and Brizard R., 1999. Effect of the first shrimp rearing on the earthen pond bottom. International World Aquaculture'99- "Bridging the gap" 26 April – 2 May 1999, Sydney, Australia.
- Lemonnier H., Brizard R., 1997. Shrimp rearing: water renewal rate, impact on sediment, waste output: their relationship studied through the nitrogen budget. Workshop « Coastal Environment Management for Sustainable Aquaculture », Jakarta 7-8 juillet 1997.
- Lemonnier H., Brizard R., 1997. Shrimp rearing: water renewal rate, impact on sediment, waste output: their relationship studied through the nitrogen budget. Workshop « Coastal Environment Management for Sustainable Aquaculture », Nha Trang 4-5 juillet 1997.
- Lemonnier H., Coatanea D.F., Herlin J., 1997. Shrimp aquaculture in New Caledonia: an example of artificial marine habitat Colloque International « Marine Benthic Habitats », Nouméa - New Caledonia - November 10-16, 1997.

3. Activité de « review »

J'évalue régulièrement des articles depuis plus de 10 ans dans les journaux suivants :

- Algal Research
- Aquacultural Engineering
- Aquaculture
- Aquaculture environment interactions (AEI)
- Aquaculture Research
- Inland Waters
- Marine Environmental Research
- Marine Pollution Bulletin
- Scientific reports
- Water Research



Figure XIV-1. Traverser une rivière en crue.



Chapitre XV. Expériences dans l'encadrement

*"The real music is the silence and all the notes
are only framing this silence"*

Miles Davis - Musicien

Au cours de ma carrière, j'ai eu l'opportunité d'encadrer 14 étudiants de master dont 9 de master 2 et 12 de niveau bac + 2 ou +3. J'ai participé à l'encadrement de deux doctorants, Trung Luong Cong de nationalité vietnamienne avec le Pr. Yves Letourner (UNC) dans le cadre d'un échange scientifique entre la Vietnam et la Province Sud, et Niken Financia Gusmawati avec le Dr. Nazha Selmaoui-Folcher (UNC) dans le cadre du projet INDESO. Je co-encadre actuellement Jannai Tokotoko un doctorant calédonien dont c'est la dernière année de thèse toujours avec le Dr. Nazha Selmaoui-Folcher et Cinzia Alessi, une doctorante de nationalité Italienne actuellement en fin de première année en co-encadrement avec le Pr. Claude Payri (IRD) et le Dr. Riccardo Rodolpho-Metalpa (IRD). Tous ces étudiants de troisième cycle sont ou étaient inscrits à l'Université de la Nouvelle-Calédonie. Un autre doctorat, celui de Matisse Meyneng, en co-encadrement avec le Dr. R. Siano (Ifremer) a débuté en octobre 2021. A ces expériences s'ajoute l'encadrement de 11 contrats à durée déterminée dont 8 Volontaires au Service Civil (anciennement intitulés VAT) pour un ETP de 176 mois. Depuis 2011, cet encadrement des VSC s'effectue en co-tutelle avec Florence Royer, technicienne dans l'équipe dont j'étais jusqu'en 2020 le référent.

1. Étudiants de Master I et II

- Helly, M., 2019. Recherche d'une signature biologique propre à la rivière de la Dumbéa et à la rivière des Pirogues. Rapport de stage pour le Master 1 « Chimie et sciences du vivant » de l'Université de Pau et des Pays de l'Adour. 21 p.
- Millot, A-S., 2018. Cycle de la matière et variabilité environnementale en élevage larvaire de *Litopenaeus stylirostris* en Nouvelle-Calédonie. Rapport de stage pour le Master 2 « Sciences pour l'environnement - Parcours Écologie » de l'Université de La Rochelle. 59 p.
- Coignot, E., 2018. Recherche d'une signature chimique de quatre rivières autour du Grand Nouméa (Tontouta, Dumbéa, La Coulée, rivière des Pirogues). Rapport de stage pour le Master 2" Sciences pour l'environnement - Parcours Écologie de l'Université de La Rochelle. 60 p.
- Amrari, S. 2017. Remote sensing and classification of benthic landscapes for satellite derived bathymetry. Rapport de fin d'étude de l'École Polytechnique Fédérale de Lausanne. 66 p.
- Amrari, S., 2016. Étude des changements spatio-temporels et environnementaux d'un site de production aquacole en Indonésie à l'aide d'images satellites à très haute résolution. Rapport de stage de 2^{ème} année de l'École Polytechnique Fédérale de Lausanne. 38p.
- Ferton, P., 2016. Caractérisation du phénomène des branchies orange et de ses conséquences sur les élevages de *Litopenaeus stylirostris* afin de réduire son impact en Nouvelle-Calédonie. Mémoire de fin d'étude En vue de l'obtention du diplôme d'ingénieur ISA Lille. 50 p.
- Vanhuyse, C., 2015. Étude en mésocosmes de l'effet de la remédiation des sédiments sur l'environnement d'un bassin d'élevage de crevettes. Rapport de stage pour le Master 1 "Sciences pour l'environnement - Parcours Ecologie de l'Université de La Rochelle. 15 p. <https://w3.ifremer.fr/archimer/doc/00359/46998/>
- Barri, K., 2014. Essai de diagnostic du phénomène des "branchies orange" affectant les crevettes élevées en bassins de terre en Nouvelle-Calédonie. Rapport de stage pour le Master 1 DynEA de l'Université de Pau et des Pays de l'Adour. 62 p.
- Petel, M., 2013. Évolution du couplage autotrophe - hétérotrophe dans un milieu peu profond soumis à une eutrophisation. Rapport de stage pour l'obtention du Master II Microbiologie Appliquée pour l'Environnement et la Santé de l'Université Pierre et Marie Curie Paris 6. 30 p. (<https://w3.ifremer.fr/archimer/doc/00360/47075/>)
- Wakeli, F., 2012. Étude des flux biogéochimiques à l'interface eau-sédiment et du métabolisme dans un bassin de crevettes lors d'un cycle d'élevage. Rapport de stage pour l'obtention du Master II Océanographie de l'Université de Bordeaux I. 29 p.
- Michelon, P., 2012. Étude des flux benthopélagiques dans un système soumis à une forte eutrophisation. Rapport de stage pour l'obtention du Master II Sciences de la Mer et du Littoral de l'Institut Universitaire

Européen de la Mer / Université Occidentale de Bretagne. 24 p.
<https://w3.ifremer.fr/archimer/doc/00250/36132/>

- Magott, B., 2011. Caractérisation génétique d'espèces phytoplanctoniques isolés pendant des épisodes de mortalités dans les élevages de Nouvelle-Calédonie. Stage effectué du 18 avril au 30 juin 2011 à l'Ifremer de Concarneau pour l'obtention du Master 1- Sciences Pour l'Environnement – de l'Université de La Rochelle. 20p.
- El Helwe, Y., 2006. Recherche d'indicateurs des effluents d'élevage des crevettes dans le lagon de la Nouvelle Calédonie. Rapport de Master 2 Recherche : Exploitation Durable des Ecosystèmes Littoraux, Université de La Rochelle. 48p.
- Lefèvre, J., 1997. Dynamique des communautés phytoplanctoniques dans des bassins d'élevage de crevettes en saison froide, en relation avec les épisodes de mortalité du " syndrome 93 ". Rapport de stage du DESS Environnement, Sols, Eaux continentales et Eaux Marines, Université de Caen et Rouen, 140p.

2. Étudiants de Licence

- Mouras, N. 2020. Étude du devenir de la matière organique dissoute colorée et fluorescente dans le panache d'une rivière tropicale sous influence anthropique. Rapport de stage de Licence Sciences de la Vie Parcours Biologie des Écosystèmes Marins de l'Université de La Rochelle. 18 p.
- Guyonnet, R., 2015. Dynamique des communautés pico et nanophytoplanctoniques dans le lagon de Hienghène. Stage de Licence 3ème année Sciences de la Vie et de l'Environnement de Université de la Nouvelle-Calédonie. 16 p.
- Millot M., 2014. Holothuries : Mise en place et validation des structures expérimentales du projet HOBICAL et test de co-culture avec le poisson *S. lineatus*. Rapport de stage dans le cadre de la formation CNAM - Intechmer. 41p.
- Nakagawa K., 2011. Effet de la densité en crevettes et de la bioturbation sur l'environnement d'élevage : Étude en mésocosmes. Stage de fin de Licence Sciences de la Vie, de la Terre et de l'Environnement. 37 p.
- Vergé R., 2011. Test d'une zone expérimentale d'élevage de crevettes et de son système d'acquisition en continu de paramètres environnementaux (Programme ECOBAC). Rapport de stage Technicien supérieur de la mer option GBHA d'INTECHMER. 38 p.
- Beduit A., 2009. Estimation de la bioturbation engendrée par les crevettes dans les élevages. Rapport de stage BTS CREUFOP. Ifremer/LEAD/RStages 2009-04, 51 pp.
- Rahou, J., 2009. Regulation and management of aquaculture effluent in the tropics. Litterature review. Master of Applied Science in Aquaculture – Nicholas Paul (James Cook University, Australia), 32pp.
- Rahou, J., 2009. *Litopenaeus stylirostris* aquaculture in New-Caledonia. Work placement at Ifremer aquaculture research station, Saint-Vincent. Master of Applied Science in Aquaculture – Nicholas Paul (James Cook University, Australia), 33pp.
- Baret, R., 2005. Réalisation et test d'un système d'acquisition des facteurs environnementaux. Application à l'expérimentation en crevetticulture. 2nde année de l'IUT Mesures Physiques de l'Université de Bordeaux I. 40p.
- Charpentier, C., 2001. La pénéculture en Nouvelle-Calédonie : techniques d'élevage et expérimentations en cours dans le cadre d'une étude sur l'évolution des sols de bassins de grossissement d'une exploitation de type familial. DUT en aquaculture, CREUFOP Montpellier. 51 p. + annexes
- Geffriaud, R., 1998. Stations de pompage des différentes fermes de crevettes de Nouvelle-Calédonie. Stage de première année de BTS du Lycée de la mer et du Littoral, Bourcefranc, Charente Maritime. 22 p.
- Courtot, S., 1997. La pratique de l'assec en Nouvelle-Calédonie. Mise en évidence expérimentale de la toxicité de différents sédiments suite à un assec. Mémoire de fin d'étude, Diplôme d'Etude Supérieure en Techniques Aquacoles de l'Université de Montpellier, Centre scientifique de lagunage de Mèze (Herault). 50p.

3. Co-encadrement de doctorat

- **Mathisse Meyneng** (octobre 2021 - 2024). MICRObial COmmunity shifts in New Caledonia coastal ecosystems under Seasonal and Multidecadal Anthropogenic impacts. Projet MicroCOSMA. Université de Brest (UBO).

Sujet : Le lagon de Nouvelle-Calédonie présente une biodiversité marine exceptionnelle qu'il faut préserver face aux forts enjeux environnementaux liés au développement du territoire. L'industrie minière et l'urbanisation côtière représentent une menace pour la biodiversité marine en augmentant les apports de matière organique et de contaminants dans les systèmes côtiers. Les impacts potentiels des apports terrestres sur la diversité et la structure des communautés de microorganismes marins ne sont pas clairement définis aux échelles spatiales et temporelles. En associant des approches de génomique environnementale (ADNe), hydrologie côtière et géochimie, le PhD visera à comprendre les impacts de l'activité humaine sur les communautés microbiennes sous trois perspectives complémentaires. (1) L'évaluation des variations de la structure des communautés microbiennes entre la saison sèche et humide dans les écosystèmes estuariens des bassins versants sous influence minière. (2) L'analyse des changements des communautés microbiennes qui ont eu lieu au cours du siècle dernier parallèlement au développement de l'industrie minière via l'analyse de paléoarchives sédimentaires (ADNsed et métaux lourds). (3) L'évaluation de l'arrivée et/ou de la recrudescence des efflorescences de micro-organismes potentiellement nuisibles en relation avec le développement des activités humaines.

- **Cinzia Alessi** (2020 - 2023). Les récifs coralliens associés aux milieux extrêmes ont-ils acquis la capacité de faire face au changement global. École doctorale du Pacifique (ED469). Institut des Sciences Exactes et Appliquées (ISEA).

Sujet : Certaines études menées en laboratoire suggèrent que de nombreux coraux seraient sensibles à l'acidification des océans (AO) et menacés de disparaître à cause du réchauffement climatique. Or nous avons observé ces espèces dans les sites présentant des conditions extrêmes où les conditions de pH, de température et de pO₂ sont proches (ou au-delà) des valeurs prévues par les scénarios du climat futur. Le site est aussi enrichi en matière organique car sous l'influence d'une mangrove. Cette « richesse », pourrait partialement expliquer la résistance des coraux à des conditions normalement défavorables pour leur survie. Dans ce contexte, l'hypothèse de travail est que ces coraux présenteraient la capacité de s'acclimater, voire de s'adapter à ces conditions extrêmes. Notre ambition est d'étudier un large éventail d'espèces de coraux qui auront, a minima, grandi durant leur cycle complet de vie dans ces milieux. La candidate étudiera la plasticité phénotypique des coraux in situ et expérimentalement pour estimer l'influence de la plasticité phénotypique dans la tolérance des coraux aux conditions extrêmes. Les expérimentations seront aussi ciblées vers une meilleure compréhension de l'influence des conditions environnementales sur la santé des coraux avec l'utilisation des chambres de flux et des microélectrodes. Il comparera les changements physiologiques chez les espèces hôtes sélectionnées, vivant dans des conditions extrêmes et de contrôle, ainsi que chez des colonies transplantées entre sites. Notre ambition est aussi de répondre aux questions suivantes : Quels sont les changements métaboliques de l'holobionte dans son ensemble [hôte-corail, symbiotes (Symbiodinium) et microbiome (bactéries/archées)] et les variations dans le microbiome et des Symbiodinium qui permettent aux coraux de prospérer dans ces milieux extrêmes?

- **Jannai Tokotoko** (2017 - 2021). Big data et science des données pour le suivi des ressources naturelles. École doctorale du Pacifique (ED469). Institut des Sciences Exactes et Appliquées (ISEA).

Cette thèse qui se termine vise à proposer de nouvelles méthodes théoriques et de nouveaux outils informatiques pour traiter et analyser des données complexes générées pour le suivi des ressources naturelles. Cette thèse est focalisée plus particulièrement sur le problème du suivi et de la gestion des bassins aquacoles en Nouvelle-Calédonie. Elle s'appuie pour cela sur l'expertise en science des données des chercheurs en informatique du laboratoire ISEA de l'Université de la Nouvelle-Calédonie, sur la connaissance des problématiques aquacoles des chercheurs de l'équipe LEAD-NC (Lagons, Ecosystèmes et Aquaculture Durable) de l'IFREMER, et les acteurs de la filière aquacole (Groupement des Fermes

Aquacoles). Elle s'appuie pour cela sur différentes sources de données disponibles telles que les données d'élevage (base de données Stylibase), les données qualité de la SOPAC (dans la mesure du possible) et des données météorologiques. L'analyse croisée de ces données visera à mettre en évidence des typologies de réussite des élevages et de qualité des produits. Ces résultats seront susceptibles de permettre la construction d'outils d'aide à la décision à l'échelle des fermes et à l'échelle de la filière.

- **Niken Gusmawati** (2014 - 2017). Which remote sensing indicators to surveys shrimp farms in activity and to rehabilitate abandoned sites. En co-direction avec Nazha Selmaoui-Folcher Discipline : Biologie des populations et écologie. Ecole doctorale du Pacifique (ED469). Institut des Sciences Exactes et Appliquées (ISEA). 212 p.

Résumé : La production de crevettes en Indonésie est en constante augmentation de part sa surface et l'intensification de ses élevages. Cette filière contribue au développement économique en milieu rural, à la sécurité alimentaire nationale, à l'emploi et au commerce extérieur. Cependant, ce développement rapide s'est accompagné d'effets écologiques et sociaux négatifs. Le développement de maladies dans les élevages ainsi que la dégradation de l'environnement côtier a conduit à l'abandon de 250 000 hectares de bassins dans le pays. Leur réhabilitation dans le cadre d'une activité durable est aujourd'hui une priorité pour le gouvernement indonésien. L'objectif de cette thèse est de développer des outils et des méthodes, basées sur de l'imagerie satellites à très haute résolution spatiale (THRS), (1) pour une meilleure gestion des sites de production et (2) pour réhabiliter les sites abandonnés. L'estuaire de la Perancak situé dans la Province de Bali, une zone de production en déclin, a été choisi comme site pilote. Ce travail a été réalisé dans le cadre du projet INDESO dont l'objectif était de fournir des outils et des méthodes pour une meilleure gestion des ressources côtières et marines en Indonésie. Le premier outil développé pour objectif de cartographier automatiquement les bassins d'élevage. A cet effet, une méthode basée sur la détection des contours a été mise en place et comparée à deux autres méthodes, la première basée sur la méthode de croissance des régions, la seconde sur une classification non supervisée (plus particulièrement la méthode Isocluster). Notre méthode a permis de détecter une forte proportion de bassins avec une meilleure précision. Le second outil avait pour objectif de distinguer les bassins actifs des bassins abandonnés. Un indicateur intégré (IPAI) basé sur quatre critères identifiés sur les images THRS que sont la présence d'eau, d'aérateur(s), de ponton(s) d'alimentation et de végétation, a été développé. Cet indicateur permet de distinguer significativement un bassin actif d'un bassin inactif. La présence de ponton est le critère qui s'est révélé être le plus discriminant. Cet indicateur a été utilisé sur l'estuaire de la Perancak pour suivre la dynamique d'abandon des bassins, liée au développement des maladies dans les élevages, entre 2001 et 2015. Deux facteurs de risque conduisant à l'abandon ont été mis en évidence : le climat et le positionnement des bassins au sein de l'estuaire. Ces résultats suggèrent qu'une approche spatiale doit être prise en compte pour la réhabilitation des bassins. Trois zones ont été définies à partir de leur résilience spatiale aux maladies. Le niveau de connectivité entre des bassins via le réseau hydrologique augmente le risque d'abandon. A noter que la présence actuelle des pathogènes (White Spot Syndrome Virus, WSSV) dans les bassins et probablement dans l'environnement génère une mémoire écologique défavorable à la réhabilitation de fermes aquacoles de crevettes. A partir de ces résultats, une première proposition de plan pour réhabiliter les bassins abandonnés a été formulée dans le cadre d'une approche écosystémique. Pour lutter contre les maladies, ce plan suggère de développer une aquaculture multi-trophique intégrée (AMTI), basée sur la diversité des espèces élevées et de leur positionnement dans la chaîne trophique, à l'échelle de l'estuaire. Les méthodes et les études qui doivent être conduites pour rendre opérationnelle cette proposition sont discutées.

En poste en tant que chercheuse dans une agence de recherche indonésienne (Agency of Research and Development for Marine and Fisheries, Ministry of Affairs and Fisheries, Jakarta, Indonesia)

- **Trung Luong** (2012 - 2014). "Polyculture blue shrimp *Litopenaeus stylirostris* (Stimpson, 1974) and rabbitfish *Siganus lineatus* (Valenciennes, 1835): Technical feasibility and effects on the ecological

functioning of shrimp ponds". École doctorale du Pacifique (ED469) ; Discipline : Physiologie et biologie des organismes – Populations – Interaction (Spécialité Aquaculture). 190 p

Résumé : L'aquaculture de la crevette bleue *Litopenaeus stylirostris* représente une activité profitable en Nouvelle-Calédonie. Cependant, elle doit faire face à deux maladies bactériennes saisonnières qui diminuent les rendements et menacent le développement aquacole. D'après la littérature, la polyculture avec des poissons pourrait diminuer l'occurrence des maladies, prévenir la dégradation de l'environnement et au final augmenter la production des bassins. Cette étude porte sur la faisabilité d'élever en bassins *L. stylirostris* avec *Siganus lineatus*. Les objectifs majeurs ont été 1) d'estimer la capacité de *S. lineatus* à s'adapter aux bassins et d'évaluer les performances de croissance, 2) d'estimer la faisabilité technique de la polyculture de *L. stylirostris* avec *S. lineatus* et 3) d'estimer les effets de cette polyculture sur les performances zootechniques des deux espèces et sur le fonctionnement écologique des bassins par comparaison avec leur monoculture. Pour répondre au premier objectif, *Siganus lineatus* (5.7g) a été mis en culture à des densités de 7, 14 et 21 poissons.m⁻² en système clos. Après 8 semaines de culture, les performances de croissance de *S. lineatus* ont été similaires quelles que soient les densités. *S. lineatus* peut donc bien s'adapter et croître dans ces systèmes clos, même à des températures basses, proches de 20°C, et à forte densité. Les fortes densités n'ont pas eu d'effets négatifs sur la croissance, mais sont à l'origine d'une détérioration des conditions environnementales suite à un apport plus marqué en aliment générant davantage de déchets organiques. En conséquence, une mortalité de *S. lineatus* peut apparaître lorsque la concentration en oxygène descend en dessous des 2 mg.L⁻¹. Pour atteindre le 2^{ème} et le 3^{ème} objectif, une seconde expérience a montré que l'ajout de *S. lineatus* (25.5 g) à une culture de crevettes (2.9 g ; 15 crevettes.m⁻²) à des densités de 0, 1.2 et 2.4 poissons.m⁻² n'a pas affecté les performances zootechniques de *L. stylirostris* sur cette première phase d'élevage. La survie de *S. lineatus* a été de 100% et sa croissance a été similaire quelle que soit sa densité. La production combinée totale pour les traitements polyculture a augmenté de 47 – 106 % et les indices de conversions diminuent de 31.6 – 47.7% en comparaison avec le traitement "monoculture de crevettes". L'ajout de *S. Lineatus* n'a pas eu d'effets significatifs sur la production primaire, la respiration, les flux dissous et particulaires à l'interface eau-sédiment de l'écosystème bassin. Dans une troisième expérience, avec des biomasses initiales plus élevées de *L. stylirostris* (14 g) de 156 g.m⁻² en polyculture avec *S. lineatus* (19 g) (80 g.m⁻²) et de 237 g.m⁻² en monoculture, nous avons observé une forte mortalité des crevettes. Inversement, avec des biomasses initiales de *S. lineatus* (19 g) de 155 g.m⁻² en polyculture avec *L. stylirostris* (14 g) (81 g.m⁻²) et de 235 g.m⁻² en monoculture, nous avons montré une augmentation de la biomasse de *S. lineatus*. En utilisant l'aliment pour sa propre croissance, non utilisé par les crevettes, *S. lineatus* est ainsi capable de limiter l'impact dû à l'eutrophisation de l'écosystème bassin. Les résultats des analyses isotopiques montrent que l'aliment n'est pas une source majeure de carbone pour *L. stylirostris* et *S. lineatus* alors qu'il l'est pour l'azote. Le biotope, en y incluant la matière organique des sédiments et la matière organique particulaire dans la colonne d'eau est la principale source de carbone pour les deux espèces et une source secondaire pour l'azote. Pour conclure, *S. lineatus* est un candidat potentiel pour la culture commerciale que ce soit sous forme de monoculture ou de polyculture avec *L. stylirostris* en bassin de terre. Cette polyculture est une approche adaptée qui pourrait contribuer au développement durable de l'aquaculture. Toutefois, des recherches spécifiques doivent être menées pour maximiser le statut trophique des espèces élevées.

Actuellement enseignant à l'Université de Nha Trang (Vietnam)

4. Encadrement de CDD

4.1. Contrats à durée déterminée hors VSC

- **Alexia Dubuc** (Août 2021 – 1,5 ans). Post-doctante IFREMER Impact of shrimp farming on physiological adaptations and future persistence of commercially important mangrove fish species in New Caledonia.
- **Tepoerau Mai** (2019 – 3 mois). Étude bibliographique sur l'impact des feux sur la chimie de l'environnement. Travail réalisé dans le cadre du projet Searisé et financé par le Cresica. *Actuellement en CDD à l'Ifremer Lead sur un projet d'étude des algues toxiques dirigé par le Dr. Jauffrais.*

- **Sébastien Hochard** (2011 – 2 ans) - Post-doctorant IFREMER puis UNC - Caractérisation du couplage biogéochimique entre sédiments et colonne d'eau en milieu hyper-eutrophe. (Application au cas des bassins d'élevage de crevettes en Nouvelle-Calédonie). Dans le cadre du projet Dédution². *Actuellement responsable d'une ferme de production aquacole en métropole.*
- **Laura Boher** (Bac + 5) (2018 – 2 mois) – Suivi de la matière organique fluorescente en amont des estuaires dans le sud de la Nouvelle-Calédonie. Travail réalisé dans le cadre du Projet Searcé financé par le programme au fil de l'eau du Cresica.
- **Yoann Thomas** (Bac + 5) (2004 – 1 an) - co-encadrement avec Alain Herbland -- Recherche d'indicateurs des effluents des élevages de crevettes de Nouvelle-Calédonie et modélisation des flux de nutriments. Travail conduit dans le cadre du projet ZoNéCo *Actuellement en poste à l'IRD de Brest en qualité de chercheur.*

4.2. Volontaires à l'aide technique (VAT) et volontaires service civil (VSC)

- **Armelle Brouquier** (1/09/2019 – 30/09/2021) – en qualité de technicien Environnement à la SASV ; Co-encadrement avec Florence Royer, technicienne IFREMER.
- **Etienne Lopez** (01/08/2017 – 30/07/2019) – en qualité de technicien Environnement à la SASV ; Co-encadrement avec Florence Royer, technicienne IFREMER.
- **Clarisse Hubert** (01/09/2016 – 30/06/2017) – en qualité de technicienne Environnement à la SASV ; Co-encadrement avec Florence Royer, technicienne IFREMER. *Aujourd'hui employée en CDI à l'IFREMER de Nantes en tant que technicienne.*
- **Morgane Hubert** (01/12/2014 – 08/04/2016) (VSC) – En qualité de technicienne Environnement à la SASV ; Co-encadrement avec Florence Royer, technicienne IFREMER. *Aujourd'hui employée en CDI à l'IFREMER de Brest en tant que technicienne.*
- **Alexandre Legrand** (01/12/2002 – 31/03/04) - Co-encadrement avec Chantal Mugnier - Dans le cadre du projet DESANS sur les aspects écophysologiques. *Actuellement chef d'entreprise en Nouvelle – Calédonie.*
- **Lucas Salery** (01/01/00 – 31/04/01). En qualité de technicien Environnement à la SASV. *Actuellement chef d'entreprise dans le sud de la France.*
- **Sébastien Faninoz** (01/08/98 – 31/12/99). En qualité de technicien Environnement à la SASV. *Actuellement ingénieur au Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris au département Systématique et évolution.*
- **Ronan Touseau** (01/04/97 – 31/07/98). En qualité de technicien Environnement à la SASV.
- **Raphaël Brizard** (01/12/95 – 31/03/97). En qualité de technicien Environnement à la SASV. *Aujourd'hui employée en CDI à l'IFREMER de Brest en tant que cadre de recherche.*



Photographie XV-1. Corail sous acide



Chapitre XVI. Enseignement et médiation scientifique

« Si l'on veut que l'opinion publique admette certaines contraintes sociales ou sacrifices collectifs, que la poursuite de la recherche scientifique entraîne, il faut que les savants ne dédaignent pas de provoquer et d'entretenir la coopération populaire aux fins de leurs entreprises ».

Georges Ganguilhem - Philosophe, historien des sciences, médecin, professeur d'université, résistant.

Nécessité de la diffusion scientifique. Revue de l'enseignement supérieur 3, 1961.

1. L'enseignement supérieur

Mon expérience dans l'enseignement supérieur est limitée à quelques cours sur l'aquaculture donnés aux étudiants du BTS du Lycée de Pouembout en 2003 et 2004, au DEUG de géographie de l'Université de Nouvelle-Calédonie en 2002 et plus récemment aux étudiants de troisième année de licence "Géographie et aménagement, d'histoire et environnements océaniques de l'université de Polynésie Française.

2. La médiation scientifique

De 2010 à 2016, je me suis fortement impliqué dans des actions de médiation scientifique dans le cadre de la fête de la science en tant que correspondant Ifremer et dans le cadre du festival de l'image sous-marine pour lequel j'ai été son directeur de 2012 à 2016 et en charge de son organisation. En tant que photographe sous-marin, j'ai participé à plusieurs articles de vulgarisation sur l'environnement marin et sa biodiversité dans des journaux locaux et nationaux (Télégramme de Brest, Nouvelles calédoniennes, Subaqua...).

A mon actif :

- Organisation de projections, conférences et débats sur différentes thématiques de recherche en milieu marin à destination du grand public en tant que directeur du festival de l'image sous-marine de Nouvelle-Calédonie (2012 à 2016) (<http://www.festivalimagesousmarine.nc/>)
- Création, mise en place, coordination et pérennisation sur deux jours de séances scolaires à l'environnement marin en partenariat avec la direction de l'enseignement de la Province Sud, du Vice-rectorat et différentes associations environnementales (Pala Dalik, CIE, Symbiose, aquarium des lagons, centre de documentation pédagogique de la Nouvelle-Calédonie) dans le cadre du festival d'image sous-marine de Nouvelle-Calédonie.
- Correspondant et médiateur Scientifique Ifremer pour la Fête de la Science en Nouvelle-Calédonie de 2010 à 2013.
- Mise en place d'une exposition de photographies scientifiques « de l'infiniment petit à l'infiniment grand en milieu marin » (2013).
- Correspondant scientifique Ifremer auprès de l'association environnementale « Symbiose » pour la création du vaisseau des sciences sur la biodiversité (2011).
- Correspondant scientifique Ifremer pour l'exposition IRD sur la « Biodiversité, mon trésor » (2010).
- Animateur scientifique au Parc National de Port-Cros (1992).

Biodiversité apprivoisée en Nouvelle-Calédonie

En Nouvelle-Calédonie comme ailleurs, l'homme utilise la biodiversité pour ses besoins alimentaires ou agricoles notamment. Dans certains cas, il s'agit de sélectionner les espèces utiles pour les planter, comme c'est le cas pour le pin colonaire. Dans d'autres, il s'agit de préserver et de conserver des espèces végétales utiles, comme pour l'igname et la banane. Parfois, il s'agit aussi de maintenir la ressource naturelle, voire de la consolider, comme pour la bêche de mer ou holothurie.

Sélectionner et cultiver : le pin colonaire

La flore de la Nouvelle-Calédonie est extrêmement diversifiée, avec un taux d'endémisme par kilomètre carré parmi les plus importants au monde. Le groupe des conifères est représenté en Nouvelle-Calédonie par 43 espèces toutes endémiques. Le projet de recherche a pour but d'extraire les huiles essentielles contenues dans les conifères endémiques de Nouvelle-Calédonie afin de rechercher et d'identifier des substances naturelles bioactives contre les bactéries, les champignons et les termites. L'étude qualitative et quantitative de ces huiles essentielles remarquables permet également d'enrichir la connaissance chimiotaxonomique des conifères de la Nouvelle-Calédonie en identifiant certains marqueurs de ce groupe comme les sesquiterpénoïdes et les di-terpénoïdes.

Projet de sélection et de culture de pin colonaire, une des principales espèces endémiques de Nouvelle-Calédonie.

Sélectionner et conserver : L'igname, plante alimentaire et symbolique

L'igname est une plante alimentaire dotée d'une symbolique culturelle très forte en Nouvelle-Calédonie. Bien qu'elles ne soient pas endémiques, les variétés d'ignames cultivées se sont adaptées à l'écologie bien particulière de cet archipel. L'agriculteur kanak sait exploiter cette richesse pour assurer son alimentation dix à onze mois par an. De cette dépendance alimentaire découle une véritable civilisation de l'igname également observée dans d'autres archipels de la Mélanésie.

Le Centre des Tubercules Tropicaux (Association Interprovinciale des Centres Agricoles, AICA) possède aujourd'hui une collection non exhaustive de 158 variétés locales. Elle s'est enrichie par des introductions en partenariat avec le Secrétariat Général de la Communauté du Pacifique ou avec l'INRA. Plus de 200 variétés sont ainsi conservées.

Cette diversité est aujourd'hui exploitée pour les besoins du monde moderne : recherche de variétés tolérantes aux maladies, ou permettant une récolte mécanisable. Outre l'igname, l'effort de conservation porte également sur le taro d'eau, la patate douce et le manioc, avec près de 120 variétés pour ces 3 espèces.

Après plus de dix ans de travail, l'équipe a pu établir un catalogue de variétés d'ignames cultivées en Nouvelle-Calédonie. Ces variétés, sélectionnées pour leur diversité, de leur capacité à pousser dans des conditions locales, ont été regroupées en plusieurs groupes.

La banane, richesse des jardins vivriers

En Nouvelle-Calédonie, il existe une diversité de bananiers anciens, liés à l'histoire du peuplement de l'archipel (1600 ans avant JC). Ces bananiers appartiennent au sous-groupe Maoli, Popó ulu et Ilohéna, uniques dans le Pacifique Sud et constituent un patrimoine culturel, alimentaire, socio-économique, génétique et scientifique important à étudier, à caractériser, à préserver et à promouvoir. Ils représentent 25 % de la surface des jardins vivriers pour une production de près de 3000 tonnes par an. Ces bananiers anciens subissent régulièrement les aléas climatiques et les pressions parasitaires, pourtant ils constituent une base alimentaire dotée de qualités nutritionnelles importantes.

Repeupler le lagon : Les bêches de mer, ressources naturelles à préserver

Sur 300 espèces d'holothuries recensées dans la région Indo-Pacifique, une cinquantaine est présente en Nouvelle-Calédonie. Bien que la plupart des espèces subsiste encore en quantités relativement abondantes, celles à forte valeur commerciale sont surexploitées par les pêcheurs, conduisant à leur quasi disparition dans certains biotopes. La mise en place d'un code de l'environnement par les Provinces permet maintenant de réglementer leur pêche et devrait aider à la reconstitution des stocks. L'idée d'utiliser des juvéniles produits en écloserie a aussi été avancée pour accélérer le repeuplement.

La bioactive site Cultivée

Figure XVI-1. Exemple de poster (N = 9) réalisé dans le cadre de l'exposition IRD « Biodiversité, mon trésor ».

Biodiversité en environnement marin

Philippe Gouletquer, Philippe Gros,
Gilles Boeuf, Jacques Weber
Coordinateurs

éditions
Quæ

Figure XVI-2. Couverture du livre Biodiversité publié aux éditions Quæ.



Chapitre XVII. Les projets de recherche

« Notre imagination déploie sans cesse devant nous l'image toujours renouvelée de ce qui va pouvoir arriver, de ce qui est possible. Nous ne pouvons penser à nous sans un instant suivant, mais nous ne pouvons savoir ce que sera cet instant. Ainsi, nous ne pouvons connaître ce qui nous intéresse le plus au monde, ce qui se passera demain ».

François Jacob cité par Jean-Claude Ameisen dans son livre « sur les épaules de Darwin - les battements du temps ». Actes Sud, 2014.

1. Les contrats « cadre »

- **2017 – 2021 : PRESENCE** (Responsable : Benoît Soulard)
Différentes études ont montré que les pressions auxquels les écosystèmes côtiers et lagunaires sont soumis en Nouvelle-Calédonie présentent souvent une variabilité temporelle et spatiale forte. Si leurs conséquences sur les composantes de l'écosystème corallien ont fait l'objet d'importants travaux (programme Camélia, PNEC...) et si des outils d'observation ont été mis en place, les pressions restent en général peu ou pas quantifiées. L'analyse de ces dernières devraient permettre de distinguer les causes à l'origine des changements qui seront observés dans les différentes composantes des écosystèmes lagunaires, afin de pouvoir anticiper des impacts ou d'y remédier à travers des stratégies de gestion appropriées. A terme, les résultats pourront être croisés à des données de suivis écologiques afin d'estimer leurs effets respectifs sur la structuration et l'état de santé des écosystèmes coralliens. Le travail proposé est décliné en 6 actions intitulées : (1) Bathymétrie, (2) Modèle basse et haute résolution, (3) devenir des apports terrigènes, (4) paysages lagunaires, (5) pérennisation des résultats et (6) communication environnementale. Je suis plus particulièrement impliqué dans les actions 3 et 4. Ce projet a été évalué par l'HCÉRES en mars 2019 dans le cadre de la future intégration de l'unité de recherche du LEAD dans l'UMR entropie.
- **2012 – 2016 : DÉDUCTION²** (Responsable : Thierry Laugier)
Ce projet a été construit selon un cadre logique dont l'objectif général était de « comprendre, renseigner et innover pour optimiser les performances des élevages et la rentabilité de la filière ». Il se décomposait en 6 objectifs, trois horizontaux sur les maillons des processus de production de crevettes ((i) optimiser et sécuriser les performances d'élevage des géniteurs, (ii) optimiser et sécuriser les performances d'élevage des larves, (iii) caractériser les facteurs de risques de l'élevage en bassin), deux transversaux ((iv) intégrer l'ensemble des processus à l'échelle de la filière, (v) améliorer les outils pour la recherche, le développement et le suivi) et un objectif de soutien direct ou indirect à la filière ((vi) fournir des avis et expertises au bénéfice de la filière)). Mon implication a concerné les objectifs 3 (actions Ecobac et Phytocal), 5 et 6 (action Boccal). A la demande de la direction scientifique de l'IFREMER, le travail réalisé par l'unité entre 2011 et 2015 a été évalué par une commission indépendante, type HCERES. Cette évaluation a donné lieu à la rédaction d'un projet intégrateur pour les années 2016 à 2020 sur 2 axes, le premier en Aquaculture et le second en Environnement. Une restitution des résultats des projets de recherche aux différents acteurs de la filière a aussi été organisée en octobre 2015. Des ateliers de travail ont été organisés à cette occasion. J'ai eu en charge l'organisation et l'animation de l'atelier sur le thème de l'intensification écologique.
- **2007 – 2011 : DÉDUCTION** (Développement Durable de la Crevetticulture, Traitement de l'Information et Observatoire du système en Nouvelle-Calédonie); (Responsable : Benoît Beliaeff).
Ce projet faisait suite à DESANS centré principalement sur les vibrioses. Cette nouvelle programmation a été construite à travers l'élaboration de fiches de tâches discutées et validées par les collectivités, processus qui a été répété chaque année après présentation des résultats acquis. Malgré le travail réalisé, les problèmes de production se sont accumulés avec une baisse de la production en éclosérie. La production est ainsi passée de 2150 tonnes sur la saison 2003 – 2004 à 1240 tonnes sur la saison 2009 – 2010. Cette nouvelle programmation s'est donc adaptée au fur et à mesure des demandes issues de la profession et des collectivités. Les tâches étaient organisées autour de 5 thèmes : Environnement bassin, pathologie infection et épidémiologie, écophysiologie, génétique et suivi des élevages.
- **2002 – 2006 : DESANS** pour DÉfi SANTé Stylirostris : (Responsable : Alain Herbland).
Le budget de ce projet a été couvert par des contrats inter-collectivité (2000 – 2004 puis 2005 et 2006 – 2010). Il a été construit dans un contexte de développement de vibrioses dans les élevages

de crevettes en Nouvelle – Calédonie. Il comportait un double objectif : (i) la compréhension des processus pour aboutir à la construction d'un scénario montrant, en les hiérarchisant, l'enchaînement des interactions conduisant au déclenchement des vibrioses dans les bassins d'élevage et (ii) des propositions de solutions pour sortir de la crise. Ce projet a été structuré en 5 « work packages » : WP1 mise au point et optimisation d'outils et méthodes ; WP2 : caractérisation des phénomènes *in situ* ; WP3 : Etude expérimentale des hypothèses explicatives ; WP4 : Etudes des solutions potentielles : sortie de la crise. Ce projet a abouti à la rédaction de nombreuses publications et d'un ouvrage publié aux éditions *Quae* intitulé Santé de la crevette d'élevage en Nouvelle-Calédonie. Il a été restitué aux collectivités et devant la profession lors d'un séminaire conduit sur plusieurs jours en octobre 2006 et intitulé « Styli 2006 ». Mon doctorat a été réalisé dans le cadre de ce projet avec une implication particulièrement forte dans le WP2. En juin 2005, un séminaire de 3 jours a été organisé sur le campus IRD de Nouméa sur le thème aquaculture – environnement pour entamer une réflexion avec nos différents partenaires sur les futures actions à mettre en œuvre dans ce domaine. La première journée était consacrée à l'écosystème bassin, la seconde au thème aquaculture – environnement et la troisième à une restitution aux collectivités.

- **1996 – 2001 : La mise en route d'une thématique « Environnement ».**

Le programme lié à la thématique Interactions milieu - ressources aquacoles a démarré en 1994 suite à des réflexions menées au Centre Océanologique du Pacifique IFREMER à Tahiti. Un programme de Recherches « Aquaculture Environnement Crevette » (PRAEC) définitif a été adopté lors de la mission réalisée par un chercheur J.L.M. Martin en Nouvelle Calédonie et à Tahiti en février 1995. Il était justifié par la nécessité d'assurer la pérennité de la production de crevettes et de fournir un outil de gestion de cette production à l'échelle du bassin d'élevage, de la ferme, ou à l'échelle régionale (écosystème au sens large). Cet objectif nécessitait de comprendre, pourquoi, indépendamment des aspects zootechniques traditionnels, la production subissait fréquemment des fluctuations à la baisse, pouvant amener jusqu'à l'arrêt d'exploitation, et ce de façon parfois irréversible.

Cinq grands sous programmes avaient été définis :

- ✓ La quantification et la limitation des déchets : quelles sont les modalités de nutrition des crevettes, de gestion des bassins d'élevages...qui, à production égale de crevettes génèrent le moins de déchets?
- ✓ Quel est l'impact de l'aquaculture sur l'environnement, en terme de relations entre un « intrant » identifié et quantifié dans le temps et dans l'espace (effluents) et un écosystème récepteur défini ? Quel est le « feed-back » de cette évolution du milieu sur les élevages (eau d'alimentation des bassins) ?
- ✓ L'évolution de la qualité des sédiments des bassins aquacoles, au cours des différents cycles de production (élevage-accumulation de matière organique-assec), a-t-elle une influence sur la productivité de ces bassins ?
- ✓ En terme de pathologie (bactéries, virus...): Existe-t-il une relation entre la qualité de « l'environnement » (bassins, écosystème) et le développement des germes pathogènes identifiés, et/ou l'accroissement de leur virulence, et/ou l'affaiblissement de la crevette « cible »?
- ✓ La valorisation et/ou la réhabilitation » des déchets. Les déchets (effluents) formés peuvent-ils être épurés et/ou valorisés ?

J'ai pris en charge officiellement ce programme en 1996. Après 25 ans de travail et l'implication de plusieurs chercheurs, certaines des questions posées à l'époque restent encore insuffisamment documentées. Les objectifs initiaux étaient très ambitieux et on ne pouvait imaginer une telle montée en puissance des problèmes associés à l'émergence des épizooties. Les travaux réalisés avant 2002 ont été synthétisés et présentés dans le cadre du colloque international *Styli 2003* (trente de crevetticulture en Nouvelle – Calédonie) qui avait pour objectif de présenter les acquis

scientifiques des différentes disciplines concernées par l'aquaculture afin d'entamer une réflexion sur les futurs programmes. Ce colloque a abouti à une monographie éditée par IFREMER dans la série « actes de colloque ».

2. Les projets et actions portés

- **Le projet ECOMINE (2021 – 2022)** - *Evolutions des COmmunautés MIcrobiennes aux exutoires des massifs MiniErs : L'ADNe comme outils de détection des changements environnementaux.*

Ce projet est financé par le CRESICA (<https://www.cresica.nc/>) dans le cadre du programme "au fil de l'eau". En associant des approches de génomique environnementale (ADNe) et de géochimie, ce projet visera (i) à comprendre les impacts de l'activité minière sur les communautés microbiennes à différentes échelles de temps (annuelle, décennale, centennale) le long du continuum terre - mer et (ii) à développer des indicateurs biotiques de santé des hydrosystèmes et des écosystèmes littoraux et (iii) de risques sanitaires.

- **Le projet SEARSE (2018 – 2020)** – *Suivi des eaux des rivières et des estuaires*

Ce projet financé par le CRESICA dans le cadre du programme "au fil de l'eau" avait pour objectifs d'identifier les signatures des rivières et leur devenir dans les panaches qui sont d'importants vecteurs de transport de sédiments mais également d'éléments dissous potentiellement néfastes au fonctionnement de l'écosystème corallien. Il est complémentaire au projet PRESENCE contractualisé par un accord cadre (2017 – 2021). Il est conduit en collaboration avec l'IRD de Nouméa (Projet TREMOR) et de l'Université de la Nouvelle-Calédonie (Projet MECAFLOC). Deux actions complémentaires constituent ce travail. La première conduite en 2018 avait pour objet d'analyser les caractéristiques de l'eau au niveau des exutoires des rivières de la Dumbéa, de la Coulée, des Pirogues et de la Tontouta. Le choix de ces sites d'étude devrait permettre d'analyser l'effet de différentes sources de pressions anthropiques (urbanisation, incendies et exploitation des mines à ciel ouvert). La seconde action conduite sur la période 2019 - 2020 concerne l'analyse du devenir de ces eaux par un suivi des panaches dans le lagon.

- **L'action BOCCAL (2014 – 2018)** - *Branchies Orange des Crevettes de nouvelle-CALédonie"*

Cette action a été financée par le projet Déduction². Elle a été conduite en collaboration avec le centre technique aquacole (CTA), le groupement des fermes aquacoles (GFA) et la Direction des Affaires Vétérinaires, Alimentaires et Rurales (DAVAR). Une collaboration a été développée avec J.H. Lignot de l'UMR ECOSYM (Montpellier) pour l'étude des branchies par microscopie électronique par mes collègues physiologistes. On notera l'intervention de l'Ifremer DYNECO – PELAGOS à Brest pour l'analyse de certains composés dans les sédiments. Une coloration orange des branchies (BO) des crevettes engendre depuis la saison 2012 - 2013 une décote du produit à la vente pour certaines fermes et un risque économique supplémentaire pour cette filière déjà fragilisée par les vibrioses et les problèmes de production de larves. Les objectifs de ce travail étaient d'identifier l'origine de cette coloration, définir les conditions zootechniques et environnementales associées et identifier une sortie de crise.

- **L'application crevette dans le projet INDES0 (2013 - 2016).**

Le projet INDES0 (Infrastructure development of space oceanography for IUU fishing and coastal monitoring – Towards sustainable fisheries in Indonesia) émanait d'un appel d'offre lancé par le département de la Pêche et de l'Aquaculture (KKP), du Ministère des Affaires Maritimes et des Pêches indonésien. Ce projet était un programme scientifique dont le maître d'ouvrage était l'entreprise CLS-Argos (Collecte Localisation satellites - <http://www.cls.fr/>). Il visait à fournir un ensemble de technologies, de connaissances et d'infrastructures ayant pour objet (1) le

développement durable de la pêche et de l'aquaculture et (2) la préservation de l'environnement côtier Indonésien. Il était divisé en plusieurs composantes incluant la construction d'un centre spécialisé en océanographie opérationnelle à Bali et de 7 applications opérationnelles (http://www.indeso.web.id/indeso_wp/index.php/). L'application "shrimp farming" dont j'avais la charge avait pour objet de fournir, à l'aide des technologies mises en place par CLS (imageries par satellites, modèles océaniques), des outils d'aide à la décision aux politiques publiques indonésiennes visant à augmenter et à consolider la production de crevettes dans les fermes industrielles dans un contexte de développement durable. Ce travail a été réalisé en étroite collaboration avec l'unité "Pôle pluridisciplinaire de la matière et de l'environnement (PPME)" de l'université de la Nouvelle-Calédonie, le Research Institute for Coastal Aquaculture (RICA) indonésien et l'unité IRD-UMR AMAP à Montpellier. Ce projet prévoyait et a permis la formation d'une doctorante (Niken Gusmawati) de nationalité Indonésienne.

- **L'action ECOBAC (2011 – 2015) Etude du COuplage Benthopélagique dans un système peu profond soumis à une forte eutrophisation. Application à la Crevetticulture**

Cette action était une des composantes du projet Dédution² (2012 – 2015). Ce travail a été réalisé dans le cadre du post-doctorat de Sébastien Hochard et a fait intervenir différentes collaborations : IRD-Nouméa, Observatoire Océanologique de Banyuls et Université de la Nouvelle-Calédonie. L'objectif était d'étudier le fonctionnement biogéochimique de cet écosystème et en particulier la dynamique des flux à l'interface eau-sédiment, processus qui avaient été identifiés comme clés pour la stabilisation de cet agrosystème. Nos actions de recherche se sont appuyées sur une approche couplant observation sur les bassins de production, expérimentation en mésocosmes et modélisation mathématique. Ce travail a permis de lever certains verrous scientifiques pour comprendre la dynamique des flux à l'interface eau-sédiment.

- **L'action PHYTOCAL (2011 – 2015)**

Cette action a débuté dans le cadre du projet Dédution pour être formalisée dans le projet Dédution². Ces travaux ont été conduits en lien avec l'Observatoire Océanologique de Banyuls/mer, l'UPMC Paris 06, l'Ifremer Concarneau, l'IRD de Tahiti, le Groupement des Fermes Aquacoles (GFA) et le Centre Technique Aquacole (CTA). L'objectif de cette action était double : (i) apporter des connaissances sur la composition du compartiment phytoplanctonique et son évolution dans les bassins d'élevage et (ii) rechercher la présence d'algues potentiellement toxiques. Différentes techniques ont été utilisées pour aboutir à ces objectifs (HPLC, MET, Spectrofluorimétrie, Fluorimétrie, cytométrie, séquençage). Notre approche combinait à la fois des expériences en mésocosmes, des suivis dans des bassins d'élevage en ciblant des périodes à risque et des analyses ponctuelles pendant des épisodes de mortalités déclarées par les éleveurs (dans le cadre du Réseau d'épidémiologie-surveillance).

- **Indicateurs et modélisation (2004 – 2006) - Recherche d'indicateurs des effluents des élevages de crevettes de Nouvelle-Calédonie (tâche 1) et modélisation des flux de nutriments (tâche 2) - Responsable de la tâche 1 du projet.**

Ce projet a été financé par ZoNéCo, programme issu de contrats de développement Etat – intercollectivités et dont la gestion est assurée par l'ADECAL depuis 2012. Le responsable de ce projet était le Dr. Alain Herbland (IFREMER – LEAD). Il a été conduit en collaboration avec le Dr. J.P. Torréton de l'IRD, le Dr. Pascal Pagand de l'UNC et le Dr. Jean-Louis Martin du CREMA (La Rochelle). Yoann Thomas (Bac + 5) a été embauché en CDD pendant 1 an pour la mise en œuvre du projet et positionné à la Ifremer station de Saint-Vincent dans l'équipe environnement.

Deux tâches ont été définies dans ce projet : (i) Rechercher des bio-indicateurs permettant de suivre le devenir des effluents dans le milieu receveur (eau du lagon) ; (ii) Concevoir un modèle prédictif des flux azotés et phosphorés qui prend en compte les paramètres de gestion des élevages (densités, fertilisants, renouvellements en eau).

- **Impact de la crevetticulture Calédonienne sur l'environnement (2004)**

Dans un contexte d'essor de la filière crevette de Nouvelle Calédonie, des actions de recherche devaient être envisagées (i) pour assurer que cette production n'hypothéquait pas la qualité de l'environnement littoral et sa biodiversité et (ii) pour que la filière puisse mettre en avant, sur des bases objectives, son image « environnementalement correcte » garante de la bonne commercialisation de son produit. Ce projet a été financé par le MOM (Ministère de l'Outre – Mer). Dans le cadre de ce projet, plusieurs actions ont été menées :

- ✓ Une synthèse bibliographique de l'impact de l'aquaculture de crevettes sur l'environnement littoral,
- ✓ Un travail de recherche d'un ou de plusieurs indicateurs pour suivre les effluents dans le lagon,
- ✓ La définition d'un programme pluriannuel prenant en compte les différents aspects du problème dans sa globalité et sa complexité à travers l'organisation d'un séminaire intitulé « Écosystèmes et crevetticulture » organisé par l'Ifremer en Nouvelle-Calédonie avec le soutien de l'IRD Nouméa du 22 au 24 juin 2005.

3. Les projets et actions en collaboration

- **HOBICAL (2014 – 2016) - Holothurie : Lien entre performances de production et de bioremédiation dans le contexte de la crevetticulture en Nouvelle-Calédonie »**

Ce projet a été financé par ZoNéCo. Il a été porté par Sébastien Hochard sous contrat de l'ADECAL et positionné au sein de l'équipe aquaculture – environnement du LEAD dont j'avais la charge. L'équipe a fortement contribué à ce travail en relation avec l'Université de la Nouvelle-Calédonie et l'UMR LEMAR de Brest. L'élevage de l'holothurie *H. scabra* faisait et fait toujours l'objet d'une attention toute particulière sur le territoire pour deux raisons. C'est un produit à l'export à haute valeur commerciale et son élevage pourrait avoir des capacités de bioremédiation des milieux aquacoles existants. Ce contrat proposait de mener à bien un travail sur la faisabilité technique et sur les conséquences environnementales de la culture en alternance *L. stylirostris* - *H. scabra* et de la culture de *H. scabra* à proximité des effluents des élevages de crevettes. Les objectifs scientifiques de ce projet étaient :

- ✓ D'évaluer l'importance relative des apports allochtones (aliments, effluents...) et de la production naturelle du milieu dans l'alimentation de *H. scabra*,
- ✓ De tracer le devenir de la matière organique au sein du système et d'en déduire les facteurs de contrôle menant vers une bioremédiation ou inversement une eutrophisation du milieu,
- ✓ De lier les conditions environnementales qui en découlent aux performances zootechniques de *H. scabra* et de *L. stylirostris*.

- **TRANSHOL (2014 – 2015) - 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**

Le projet TRANSHOL a été déposé et accepté dans le cadre de l'Appel à Projet Recherche du Ministère en charge de l'Outre-Mer en 2014. Il est conduit sous la responsabilité de Yves Letourneur de l'Université de Nouvelle-Calédonie (UNC) en collaboration avec l'ADECAL (S. Hochard), l'IRD-LEMAR (A. Lorrain), l'Université de Bretagne Occidentale (UBO) (E. Kraffe et G. Schaal) et l'IFREMER (H. Lemonnier). Il était associé au projet HOBICAL et visait plus spécifiquement à améliorer la discrimination des sources de matières organiques qui sont ou peuvent être utilisées par *H. Scabra*, et dans quelles proportions, qu'il s'agisse des bassins de crevetticulture ou de zones côtières impactées par les effluents. Ce projet a permis de financer des analyses (Isotopes, Acides gras) et un stage de Master 2 dont l'encadrement a été assuré par les chercheurs de l'UBO.

- ***Evaluation de l'impact de l'aquaculture de crevettes sur les mangroves (2004 - 2005).***
 Ce projet a été financé par ZoNéCo. Il a été porté par Sabrina Virly (bureau d'étude). Les participants à ce travail étaient Damien Buisson (DTSI Nouvelle - Calédonie, Barry Clough (AIMS), Hugues Lemmonier (IFREMER) et Bertrand Richer de Forges (IRD Nouméa). La multiplication des fermes, l'augmentation de la production et la potentialité d'intensification des systèmes d'élevage étaient susceptibles d'augmenter la pression sur l'environnement, notamment sur les mangroves et le lagon. Dans le cadre d'une gestion durable de l'environnement et de ses ressources, il était important que ce développement ne se traduise pas, à terme, par un impact négatif et irréversible sur ces écosystèmes. L'objectif était ici d'évaluer la pression que les fermes exercent sur les mangroves (rejets, modification de l'écoulement des eaux pluviales, etc.). Cette étude a permis de mettre en œuvre plusieurs méthodologies et de tester leur pertinence sur les sites étudiés. Elle a mis en évidence des impacts notables par le biais d'une analyse diachronique à partir de photographies aériennes.

- ***STD3 - « Sciences et Technique au Service du Développement » (1994 - 1997)***
 Ce programme mis en œuvre par l'IFREMER dans le cadre d'un projet européen STD3 «Sciences et Technique au Service du Développement», en collaboration avec l'Université de Montpellier II, l'Ecole Nationale d'Agronomie de Rennes, l'ITC (Hollande), l'Institut Océanographique de Nha Trang (Vietnam), le BADC de Jepara et le BPPT de Jakarta (Indonésie), avait pour but la mise au point de méthodes permettant d'améliorer la sélection des sites ainsi que le suivi du développement et de l'impact de l'aquaculture des crevettes Pénéides en milieu tropical pour éviter la surexploitation. Quatre axes de recherche avaient été définis :

 - ✓ Identifier la nature et quantifier les rejets de déchets issus de ce type d'aquaculture,
 - ✓ Définir les caractéristiques écologiques des écosystèmes susceptibles d'accueillir l'activité aquacole et suivre leur évolution sous l'influence des rejets,
 - ✓ Déterminer l'influence de la gestion des fermes et des ressources (aspects économiques) sur les performances de productivité,
 - ✓ Déterminer la capacité de la télédétection comme outil de diagnostic d'impact à l'échelle de la région,
 - ✓ Mener un programme de formation d'étudiants et jeunes chercheurs Vietnamiens et Indonésiens.



Photographie XVII-1. Danse d'accueil pour la fête de la Science à Lifou en Octobre 2012.