



L'élevage de la crevette tropicale

Vers plus de durabilité



L'élevage de la crevette tropicale

Vers plus de durabilité

Hugues Lemonnier

Éditions Quæ

Dans la même collection

Bien-être et comportement des poules domestiques

C. Arnoud, 2026, 100 p.

Ripisylves et forêts alluviales.

Connaissances et gestion en contexte de changements globaux

M. Villar, R. Chevalier, S. Dufour (coord.), 2025, 340 p.

Pour citer cet ouvrage

Lemonnier H., 2026. *L'élevage de la crevette tropicale. Vers plus de durabilité*, Versailles, éditions Quæ, 172 p., <https://doi.org/10.35690/978-2-7592-3785-2>

Les éditions Quæ réalisent une évaluation scientifique des manuscrits avant publication dont la procédure est décrite ici : <https://www.quae.com/store/page/199/processus-d-evaluation>

Le processus éditorial s'appuie également sur un logiciel de détection des similitudes et des textes potentiellement générés par intelligence artificielle.

Cet ouvrage a été rédigé à partir de deux exercices universitaires publiés par l'auteur pour l'obtention de son doctorat (Lemonnier H., 2007. Effet des conditions environnementales sur le développement des pathologies à *Vibrio* dans les élevages de crevettes en Nouvelle-Calédonie, thèse de doctorat en océanologie biologique, université de La Rochelle, <https://archimer.ifremer.fr/doc/00000/2643/2256.pdf>) et de son habilitation à diriger des recherches (Lemonnier H., 2022. Développement durable et aquaculture de la crevette, habilitation à diriger des recherches en zootechnie, université de la Nouvelle-Calédonie, <https://unc.hal.science/tel-03784327v1>).

La diffusion en accès ouvert de cet ouvrage a été soutenue par l'Ifremer, centre de Nouvelle-Calédonie.

Les versions numériques de cet ouvrage sont diffusées sous licence CC-by-NC-ND 4.0 (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).



© Éditions Quæ, 2026

ISBN papier : 978-2-7592-3784-5

ISBN PDF : 978-2-7592-3785-2

ISBN epub : 978-2-7592-3786-9

ISSN : 1952-1251

Éditions Quæ

RD 10

78026 Versailles Cedex

www.quae.com

www.quae-open.com

Sommaire

Remerciements	5
Introduction	6
1. La crevetticulture	11
Contexte général	11
La production mondiale de la crevette	12
Le cycle de production	15
Les techniques de grossissement	16
Les principaux facteurs affectant le développement de la filière	19
La Nouvelle-Calédonie : un exemple de développement	21
2. Trajectoires de l'agrosystème.....	26
Dynamique biogéochimique	27
Évolution des facteurs abiotiques de stress pendant un élevage.....	33
Dynamique sédimentaire sur le long terme	40
Étude d'une trajectoire conduisant à une biodisponibilité des métaux	46
Diversité et dynamique du phytoplancton au cours d'un élevage	52
Les épizooties	69
Conclusions	84
3. Environnement littoral	86
Introduction	86
Les principaux impacts.....	86
La Nouvelle-Calédonie : vers une meilleure prise en compte de l'environnement ?.....	92
4. Cocultures et aquaculture multitrophique intégrée.....	102
Contexte	102
Étude de cas : la Nouvelle-Calédonie	106
Perspectives, limites et défis.....	114

5. Développement d'outils pour une gestion durable.....	117
Contexte	117
Les données complexes et massives collectées par les fermiers en Nouvelle-Calédonie	119
Le cas des données satellitaires	123
Conclusions et perspectives	128
 6. Réhabilitation des sites de production abandonnés	 129
Contexte	129
Étude de cas : l'estuaire de la Perancak.....	130
Restauration/réhabilitation des mangroves	136
Conclusions	139
 Conclusion.....	 142
 Références bibliographiques	 150

Remerciements

Le travail exposé dans cet ouvrage a nécessité l'implication de nombreuses personnes.

Merci à ceux qui m'ont soutenu et fait confiance tout au long de ces années. Je voudrais plus particulièrement remercier Françoise Andrieux-Loyer, Jean Blanchot, Christophe Chevillon, Nicolas Chomérat, Denis Coatanea, Jean-Claude Cochard, Claude Courties, Cécile Dupouy, Christine Dupuy, Marie-Line Escande, Jean-Michel Fernandez, Christian Galinié, Claire Garrigue, Philippe Gaspar, Jean-Michel Griessinger, Olivier Guelorget, Yves Harache, Alain Herbland, Farid Juillot, Robert Le Borgne, Yannick Labreuche, François Lantoine, Thierry Laugier, Romain Le Gendre, Yves Letourneur, Christine Magoni-Laporte, Chantal Mugnier, Akhmad Mustafa, Élisabeth Nézan, Jean-Yves Panché, Jacques Patrois, Christophe Proisy, Martine Rodier, Nazha Selmaoui-Folcher, Raffaele Siano, Benoît Soulard, Jean-Pascal Torréton et Sabrina Virly.

Merci aux collègues qui m'ont accompagné durant toutes ces années avec bienveillance dans mes différentes aventures aquacoles et littorales : Dominique Ansquer, Florence Anthypas, Sylvain Bonnet, Raphaël Brizard, Pierre Brun, Sophie De Decker, Terence Desclaux, Sébastien Faninoz, Francis Galois, José Herlin, Clarisse Hubert, Morgane Hubert, Cyrille Goarant, Christian Lambert, Alexandre Legrand, Étienne Lopez, Anne-Laure Marteau, Henri Michaut, Étienne Pita, Jean-Michel Ranouil, Lucas Salery, Yoann Thomas, Ronan Touseau, Nelly Wabete.

Merci aux doctorants, aux post-doctorants et stagiaires avec qui j'ai eu la chance de travailler durant toutes ces années : Sélim Amrari, Kiam Barri, Alexia Dubuc, Yasmina El Helwe, Trung Luong Cong, Niken Gusmawati, Sébastien Hochard, Jérôme Lefèvre, Ronan Lucas, Pascale Michelon, Anne-Sophie Millot, Mathieu Petel, Charles Vanhuyse, Jannai Tokotoko, Florenza Wakeli et Cheng Zhi. Ce livre n'aurait jamais vu le jour sans votre travail.

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 et de l'Université de Nouvelle-Calédonie qui ont toujours su m'accueillir et m'aider dans mes travaux et en particulier aux équipes IRD du Laboratoire de chimie marine, de l'US Imago et du Lama.

Enfin, un merci à tous ces professionnels de la filière qui ont su partager leurs connaissances et m'ont ouvert leur porte, leurs cahiers et leurs fichiers.

Ce livre est dédié à ma femme et à mon fils qui ont fait l'expérience de mon silence et de ma trop longue absence pendant son écriture.

Introduction

L'aquaculture désigne toutes les activités de production animale et végétale en milieu aquatique. Elle concerne de nombreuses espèces dont les élevages ou les cultures sont plus ou moins maîtrisés et intensifiés. Certaines formes sont relativement récentes, alors que d'autres sont présentes depuis plusieurs siècles, voire depuis plusieurs millénaires. Les organismes peuvent être élevés ou cultivés en milieu naturel dont ils dépendent pour leur nutrition, ou dans des systèmes plus ou moins clos, alimentés ou non en eau, en énergie et en aliments. Cette activité peut être conduite en intérieur ou en extérieur. Elle est réalisée dans de nombreux espaces, aussi bien en zone continentale, en zone marine qu'au niveau des interfaces terre-mer dans des eaux saumâtres. L'aquaculture est une activité de production très diversifiée et associée à de nombreux modèles de développement. C'est un secteur qui reste en très forte croissance économique depuis maintenant 40 ans et les produits aquatiques fournis représentent aujourd'hui un enjeu dans le domaine de la sécurité alimentaire mondiale, de la nutrition humaine, de l'emploi et de la réduction de la pauvreté (Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO], 2024). Leur volume a dépassé celui de la pêche et représente un apport significatif en protéines animales en quantité comme en qualité pour la population mondiale. Cependant, sa durabilité reste un thème activement débattu depuis maintenant 20 ans (Naylor *et al.*, 2021).

L'aquaculture durable peut être 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 est particulièrement importante car généralement portée par des entreprises privées qui doivent générer de la croissance, processus au fondement même de nos sociétés contemporaines. Toutefois, le lien entre croissance économique et durabilité fait l'objet de nombreux débats. Certains soutiennent une incompatibilité entre les deux arguant qu'un processus de croissance infinie sur une planète finie est impossible. D'autres soulignent l'importance de la croissance économique pour obtenir les ressources nécessaires à la durabilité, avec l'hypothèse selon laquelle la croissance économique est nécessaire pour disposer des moyens de remédier aux conséquences sociales et environnementales du développement (Ruggerio, 2021). L'aquaculture est, comme nous le verrons dans la suite de ce livre, un secteur en forte croissance économique. Est-elle pour autant durable ?

Méthodologiquement, même si la durabilité est un concept holistique fondé sur les trois piliers interconnectés cités précédemment que sont les domaines de l'économie, du social et de l'environnement, chaque dimension doit être analysée séparément avant qu'il soit possible 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 termes d'acceptation sociale des produits. Si chaque aspect est important pour aller vers une plus grande durabilité, ils sont bien souvent interconnectés et sujets à des conflits d'intérêts qui doivent être gérés afin de trouver un compromis. La FAO indique que les progrès consentis sont jusqu'ici insuffisants et qu'il est « nécessaire d'accélérer le rythme des efforts en vue d'atteindre les cibles des objectifs de développement durable (ODD) relatives à cette activité » (FAO, 2024). Ce secteur reste confronté à des problèmes majeurs tels que (i) le changement climatique qui devrait avoir de fortes conséquences sur les activités particulièrement dans les zones côtières, (ii) la pollution environnementale, (iii) l'appauvrissement de la biodiversité des écosystèmes et (iv) l'émergence de maladies.

L'aquaculture de la crevette en eau de mer est un secteur en très forte croissance depuis plusieurs décennies et sa durabilité reste une question ouverte. Les méthodes utilisées sont très diversifiées et ont fortement évolué depuis 40 ans. Les structures de production sont généralement situées en zone côtière, espace particulièrement vulnérable. Ce produit d'élevage a aujourd'hui conquis la planète à tel point que la crevette *Litopenaeus vannamei* connue sous le nom de crevette à pattes blanches est l'espèce animale aquatique la plus produite dans le monde. Ce secteur constitue un enjeu financier, alimentaire et pour l'emploi pour de nombreux pays tropicaux. Il est soumis au même titre que d'autres formes d'aquaculture au fléau des maladies qui sont le principal frein à son développement. Il est un symbole de la destruction de certains socio-écosystèmes comme les mangroves. Il colonise actuellement de larges bandes côtières en Asie et en Amérique du Sud et son empreinte foncière engendre des conflits d'usage. Il utilise d'importantes ressources animales et végétales pour la production d'aliments dont la farine et l'huile de poisson produites par le secteur de la pêche, alors que le contexte mondial est à l'augmentation des prix des matières premières. Les nouveaux modèles de production consomment toujours plus d'énergie pour maintenir la qualité des milieux d'élevage. Certains systèmes peuvent être conduits à utiliser une quantité considérable d'eau douce. Ils sont à l'origine de la pollution de nombreux écosystèmes côtiers et sont des émetteurs nets de gaz à effet de serre.

Différents modèles de production ont été adoptés au cours de ces quarante dernières années. Le premier dit « extensif » utilise de très grandes surfaces d'élevage pour produire. Les bassins sont bien souvent construits sur des zones de mangrove conduisant à leur arrachage. Depuis, l'objectif est d'intensifier ce système afin de limiter son empreinte foncière et ses impacts sur l'environnement littoral

tout en améliorant le contrôle des maladies. Cette démarche d'intensification est toujours celle qui prévaut pour aller vers plus de durabilité. La FAO, dans son dernier rapport, préconise qu'« une approche écosystémique doit être au cœur de l'intensification et du développement futur de l'aquaculture » (FAO, 2024). Toutefois, des résultats publiés récemment révèlent une tendance à la baisse de la durabilité de la production actuelle d'élevage de crevettes en Équateur par rapport à ce qu'elle était au début des années 1990 (Viera-Romero *et al.*, 2024). En utilisant 11 critères pour définir la durabilité des systèmes de production, un classement suggère que les systèmes les plus intensifs seraient les moins durables en Chine (Dong *et al.*, 2022). Les analyses les plus récentes montrent des variations significatives dans le degré de durabilité des différents systèmes aquacoles, et la faible performance de certaines formes de production (Garlock *et al.*, 2024).

Au final, la crevetticulture compromet certaines des 17 actions définies en 2016 par les Nations unies pour aller vers plus de durabilité dont les cibles doivent répondre à trois objectifs que sont (i) d'éradiquer la pauvreté sous toutes ses formes et dans tous les pays, (ii) de protéger la planète et (iii) de garantir la prospérité pour tous. On citera en particulier l'ODD n° 14 pour son impact sur la vie aquatique mais aussi l'ODD n° 15 pour son impact sur les terres, l'ODD n° 13 pour son impact sur le climat, l'ODD n° 7 pour sa consommation d'énergie non durable et l'ODD n° 6 pour son impact sur la qualité des eaux et les conséquences sanitaires de ses rejets. Aller vers plus de durabilité pour ce système productif est un enjeu complexe et sans doute l'un des plus difficiles à relever pour l'aquaculture mondiale.

Ce livre se divise en cinq chapitres. Chacun d'entre eux est illustré par de nombreux exemples issus de travaux de recherche menés depuis plus de 30 ans par l'Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (Ifremer) en Nouvelle-Calédonie. Le chapitre 1 établit un rapide historique et une description des techniques d'élevage. Après avoir posé ces éléments à l'échelle mondiale, une mise en avant est réalisée à titre d'exemple sur la filière néo-calédonienne. Son histoire est bien documentée depuis sa création il y a maintenant 50 ans. Elle représente aussi un mode de production très répandu dans le monde. Elle a rencontré des problèmes liés à l'émergence de maladies comme les autres pays producteurs. Elle a bénéficié d'un effort de recherche significatif conduisant à une production conséquente de connaissances. Elle a été construite dès sa création dans le cadre d'une politique de développement durable. Ce modèle constitue un exemple de filière aquacole tropicale capable de s'adapter à de nombreuses crises biologiques successives.

Le chapitre 2 analyse les trajectoires de cet agrosystème à différentes échelles de temps. Analyser ce processus revient à identifier les conditions et les mécanismes qui vont conduire ou non le système à des conditions abiotiques et biotiques indésirables pour les animaux. L'objectif est de limiter les facteurs de stress pour aller vers un système qui soit sain et nourricier. Si un système peut fonctionner pendant quelques années, il peut rencontrer des difficultés remettant en cause sa durabilité biologique sur un temps plus long à l'échelle de plusieurs dizaines

d'années. Pour être économiquement durable, il doit aussi prendre en considération les conséquences environnementales et sociales de son développement sur le long terme et de façon globale.

La crevetticulture est fortement critiquée pour son impact sur l'environnement littoral et en particulier sur l'écosystème mangrove. Ce thème abordé dans le cadre du chapitre 3 a pour objet de faire le lien entre l'activité aquacole et son environnement dont il est fortement dépendant pour sa propre durabilité.

Le chapitre 4 présente différentes solutions pour aller vers plus de durabilité. La diversification aquacole est apparue depuis une quinzaine d'années comme une éventuelle 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. Cette démarche est en outre une opportunité pour la mise en place d'une intensification écologique des filières et de nouveaux systèmes de production plus vertueux.

L'acquisition des données était un enjeu majeur dans les années 1990 pour analyser la trajectoire des systèmes, pour améliorer leurs performances et/ou pour estimer les impacts environnementaux. Le développement des nouvelles technologies et l'accès à l'information toujours plus importante posent la question de notre capacité à analyser ces données dans le cadre de la durabilité. À travers trois études de cas de nature complexe nécessitant une approche interdisciplinaire, l'objectif du chapitre 5 est de décrire les stratégies choisies, les outils utilisés, les stratégies mises en place pour l'analyse de ces données complexes.

L'abandon des structures d'élevage après quelques années d'exploitation pose la question de la réhabilitation de ces sites. Ce dernier chapitre expose un cas de réhabilitation d'un estuaire en Indonésie.

Pour terminer, ce livre questionne la stratégie prise par cette filière pour son développement et les actions actuelles pour aller vers plus de durabilité. Cette discussion aborde les démarches entreprises à une échelle globale mais aussi à une échelle plus locale, celle de la Nouvelle-Calédonie, avec l'objectif d'identifier les points de blocage actuels.



Crevette banane (*Fenneropenaeus merguensis*) en stabulation dans un bac.
Source : Hugues Lemonnier.

La crevetticulture

Contexte général

À l'échelle mondiale, le volume des animaux aquatiques issu de leur production par l'aquaculture et de leur exploitation par la pêche dans des milieux aussi bien marins, saumâtres que continentaux a atteint 185,4 millions de tonnes (Mt) en 2022 (FAO, 2024). Quatre-vingt-neuf pour cent sont à destination d'une consommation humaine directe sous la forme de produits frais, réfrigérés, congelés, préparés, en conserve, salés, séchés ou fumés. Le reste, soit 11 %, est destiné à la transformation pour produire de la farine et de l'huile de poisson pour l'aquaculture mais aussi pour l'aquariophilie, pour l'alevinage, pour la production d'appâts pour la pêche, pour la production pharmaceutique, ou encore pour l'alimentation directe des animaux d'élevage. Ce secteur emploierait plus de 62 millions de personnes et représenterait un marché de 447 milliards de dollars¹. Les échanges financiers entre pays ont été évalués à 192 milliards de dollars pour 68 Mt de produits exportés. La Chine est le plus grand producteur avec 65,9 Mt. Ses exportations étaient aussi les plus élevées en termes de valeur avec 22,4 milliards de dollars. Elle est suivie par la Norvège (15,5 milliards de dollars), par le Vietnam (10,9 milliards de dollars) et par l'Équateur (9,6 milliards de dollars). La Chine est aussi le deuxième importateur pour ces produits avec 22,5 milliards de dollars devant les États-Unis qui, eux, en importent pour un montant de 32,1 milliards de dollars. Suivent le Japon (15,0 milliards de dollars), l'Espagne, la France et l'Italie (< 10 milliards de dollars). La Chine est aujourd'hui le plus grand consommateur de ces produits avec 60 Mt. L'Inde et l'Indonésie se classent second et troisième avec respectivement 12,6 et 11,4 Mt. La consommation d'animaux aquatiques, toute origine confondue, augmenterait deux fois plus vite que le taux de croissance de la population mondiale. Elle serait passée de 9,1 kilogrammes (kg) par personne dans les années 1960 à plus de 20 kg en 2022. Les prévisions de croissance pour ces produits sont évaluées à plus de 10 % pour les 10 prochaines années et les quantités produites

1. Sauf mention contraire, les unités monétaires utilisées sont des dollars américains.

devraient atteindre 205 Mt. Soixante-deux pour cent de la production d'animaux aquatiques proviendraient de la mer, la part restante étant issue de la production continentale. Limitée par la capacité de charge de l'environnement, la pêche n'est plus en mesure de fournir la demande en produits aquatiques. Si les stocks halieutiques étaient à un niveau d'exploitation biologiquement durable de 90 % en 1974, cette proportion a diminué pour atteindre 62,3 % en 2021. Ce qui implique que le pourcentage de stocks pêchés à des niveaux non durables était à cette date de 37,7 %. De fait, l'aquaculture est aujourd'hui considérée comme une source d'approvisionnement importante pour assurer la sécurité alimentaire de l'humanité dans un contexte démographique croissant. La part liée à l'aquaculture représente aujourd'hui la majorité des apports pour la consommation humaine des produits aquatiques et dépasserait aujourd'hui la part issue de la pêche. L'aquaculture a ainsi atteint en 2022 un record de production avec 94,4 Mt pour une valeur totale de 295,7 milliards de dollars. Les productions marines et saumâtres dans ce secteur d'activité représenteraient respectivement 27 % et 11 % de la production, soit un volume de 36,8 Mt, le reste étant associé à de la production continentale. Quatre-vingt-huit pour cent de la production sont réalisés en Asie et la très grande majorité des emplois (95 %) se situe dans cette même zone géographique. La surface aquacole, rien que sur la bordure côtière en Chine, était évaluée en 2020 — toutes productions confondues — à plus de 3 millions d'hectares (Mha), valeur qui a plus que triplé en 30 ans (Duan *et al.*, 2021). La crevette, avec le saumon, est l'un des produits phares de l'économie aquacole. Sa production était évaluée à environ 7,7 Mt en 2023 et représentait 72 % des crevettes mises sur le marché, la part restante étant issue de la pêche.

La production mondiale de la crevette

Le développement de la crevetticulture à une échelle commerciale est relativement récent et date des années 1970. L'élevage de crevettes a commencé sous sa forme la plus ancienne, il y a plusieurs centaines d'années en Asie, où des post-larves de crevettes sauvages migraient avec la marée dans des bassins destinés principalement au poisson-lait (*Chanos chanos*), au mulot (*Mugil spp.*) et à d'autres poissons côtiers. Les premières avancées pour la maîtrise du cycle de vie en captivité de ces crustacés ont été réalisées sur une crevette de la famille des pénéides (Penaeidae) et plus précisément du genre *Penaeus* et de l'espèce *japonicus*. C'est un décapode qui, par définition, possède 5 paires de pattes. Ces avancées ont eu lieu en 1934 au Japon avec les travaux du Dr Motosaku Fujinaga, considéré comme le père de l'aquaculture des pénéides. La deuxième phase a été réalisée dans les années 1960 avec le travail de différents chercheurs dont l'objectif a été de transférer et d'adapter les méthodes de Fujinaga à d'autres lieux et à d'autres espèces. La crevette tigrée (*Penaeus monodon*) s'est révélée être l'espèce montrant la meilleure croissance mais aussi celle ayant une

bonne capacité d'adaptation aux conditions d'élevage. Dans les années 1980, les éleveurs étaient en mesure de produire des animaux de 30 grammes (g) en utilisant des post-larves produites à partir de géniteurs sauvages. Ce développement montre ses premiers résultats dans les années 1980. Si la production n'était que de 71 000 tonnes (t) en 1980, cette valeur s'est retrouvée multipliée par un facteur 10, puis de 15 et de plus de 40 après seulement 10, 20 et 30 ans (figure 1.1). Cette croissance élevée s'explique par une forte demande internationale des marchés mais aussi par une maîtrise des performances toujours plus forte de la zootechnie, des techniques de production et des pratiques de biosécurité. À partir de 2002, la crevette à pattes blanches (*Litopenaeus vannamei*) a supplanté la crevette tigrée traditionnellement élevée dans l'hémisphère Est, car son élevage était plus adapté pour faire face aux maladies (Lebel *et al.*, 2008). Cette espèce peut aussi être élevée à très forte densité. Elle consomme moins d'aliment pour sa croissance comparativement à *P. monodon*, améliorant ainsi le taux de conversion de l'aliment (FCR) défini comme la quantité d'aliment consommée par un animal, divisée par le gain de poids de l'animal sur une période donnée. Un FCR optimal est crucial car les coûts des aliments représentent la dépense la plus importante pour les éleveurs. Cette espèce montre aussi une plus grande tolérance à certains composés toxiques.

Le développement de la crevetticulture a été comparé à la ruée vers l'or qui a eu lieu dans l'Ouest américain à la fin du XIX^e siècle (Lightner et Redman, 1998). Le développement de l'activité aquacole a même été qualifié de « révolution bleue » (Garlock *et al.*, 2020). Avec un prix moyen à la tonne de 5 971 dollars en 2022, le marché de la crevette d'aquaculture a été évalué à 47,4 milliards de dollars. Il représentait à lui seul cette même année 10,6 % de la valeur des animaux aquatiques (pêche et aquaculture hors algues) pour un volume de production par rapport à la totalité des produits aquacoles d'origine animale de 4,3 %. Les principaux pays producteurs de crevettes se situent en Asie (Chine, Inde, Vietnam, Indonésie, Thaïlande) et en Amérique du Sud et central (Équateur, Mexique et Brésil). Ces pays représentent à eux seuls 91 % de la production mondiale. Sur les 7,7 Mt produites en 2023, la Chine est le premier producteur avec 1,77 Mt, suivie par l'Inde avec 1,44 Mt. L'Équateur est troisième avec 1,22 Mt. La crevette est aujourd'hui produite dans de nombreux pays mais en quantités encore restreintes. Les principaux pays exportateurs étaient, en 2022, l'Équateur avec plus d'1 Mt, l'Inde avec 700 000 t, le Vietnam avec 400 000 t, puis, avec de moindres volumes, l'Indonésie, la Thaïlande et la Chine. Les exportations par les pays producteurs s'élevaient à une valeur de 31,7 milliards de dollars (pêche et aquaculture). Trois marchés, celui de la Chine avec 950 000 t et ceux de l'Europe et des États-Unis avec environ 840 000 t chacun, représentent à eux seuls plus des trois quarts des importations qui s'élevaient en 2022 à 3,25 Mt.

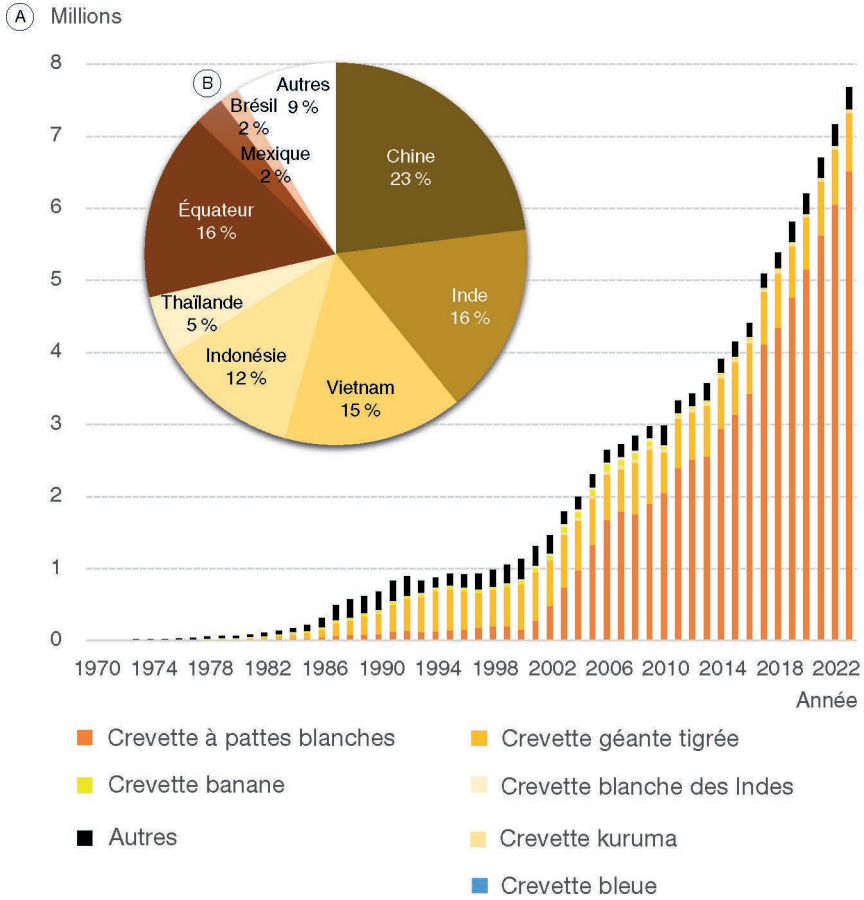


Figure 1.1. A) Évolution de la production mondiale des principales espèces de crevettes de 1970 à 2023 exprimée en millions de tonnes. B) Pourcentage de production en 2023 pour les pays dont la part est supérieure à 1 % du total.
Source : d'après FAO, 2024.

Avec 6,8 Mt, la principale espèce produite au monde est aujourd'hui la crevette à pattes blanches, *L. vannamei*, avant l'huître creuse du Pacifique *Magallana gigas* et la carpe du roseau *Ctenopharyngodon idella* dont la production est, pour chacune de ces espèces, légèrement supérieure à 6,2 Mt. L'espèce tigrée (*P. monodon*) a été supplantée dans les années 2000 par la crevette à pattes blanches dont la production était estimée à 806 000 t. La crevette kuruma (*Marsupenaeus japonicus*) est essentiellement produite en Chine (> 45 000 t), à la marge au Japon (1 300 t) et en France (autour de 115 t). On citera également la crevette blanche des Indes *Fenneropenaeus indicus* produite essentiellement aux Indes et au Bangladesh (< 5 000 t) et la crevette banane (*Fenneropenaeus merguensis*) élevée en Indonésie et aux Philippines (< 2 700 t). La crevette

bleue (*Litopenaeus stylirostris*) est produite au Mexique d'où elle est originaire, en Nouvelle-Calédonie, en Polynésie française et à Brunei (< 2 000 t).

Encore en proie à des maladies, cette industrie doit aussi faire face à de nombreuses contraintes économiques (Organisation de coopération et de développement économique [OCDE]/FAO, 2025). Les matières premières utilisées dans les formulations d'aliments ont connu des augmentations marquées de prix lors des deux dernières décennies. Le prix nominal de l'huile de poisson est ainsi passé de 719 en 2005 à 3 038 dollars/t en 2025 après avoir atteint une valeur maximale en 2023 de 4 880 dollars/t à la suite des restrictions, imposées par le Pérou, de la pêche dans ses eaux et des prix élevés de l'huile végétale. Concernant la farine de poisson, ce prix a augmenté sur cette même période de 747 à 1 473 dollars/t. Le prix des protéines végétales a aussi flambé en raison de la guerre entre la Russie et l'Ukraine et des sécheresses prolongées subies dans le monde entier. Sachant que les aliments représentent entre 40 et 65 % des coûts totaux de production, cette augmentation des tarifs des matières premières a un impact significatif sur la viabilité économique de cette filière. Parallèlement, le prix de la crevette sur le marché international est très fluctuant et a, par exemple, connu une chute importante lors de l'épisode de pandémie liée au Covid-19. Une baisse des prix est aussi attendue dans les prochaines années pour les produits de la mer.

Le cycle de production

La crevetticulture en lagunes à partir de jeunes nés en mer remonte à plusieurs siècles en Asie, mais l'obtention de pontes de femelles en captivité est relativement récente et date d'environ un demi-siècle. Les géniteurs sont élevés en bassin pour permettre une reproduction en toute saison. Une fois matures, de nombreuses pontes sont nécessaires pour obtenir un nombre suffisant d'animaux pour approvisionner les structures d'élevage. Après l'éclosion et une phase de développement embryonnaire en écloserie d'une quinzaine de jours (figure 1.2), les animaux sont placés dans des nurseries pour qu'ils s'acclimatent progressivement aux conditions qu'ils vont rencontrer dans les structures de grossissement. À la fin de cette période, les juvéniles sont comptés et relâchés (ou ensemencés) dans des structures de grossissement pour une durée comprise entre 3 et 8 mois avant d'être pêchés pour être commercialisés. Toutefois, une partie de la pénéculture mondiale repose encore sur les stocks sauvages pour la fourniture des post-larves nécessaires à l'ensemencement des bassins de grossissement soit par capture des post-larves en zones estuariennes, soit par capture de géniteurs sauvages.

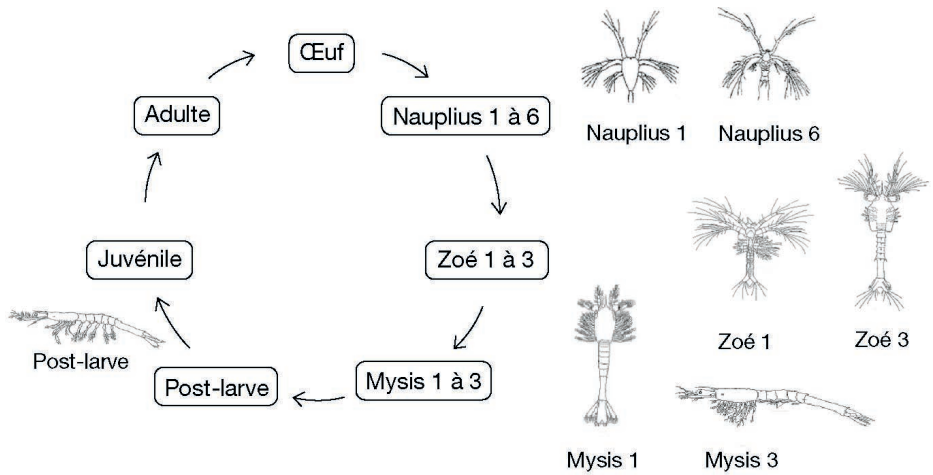


Figure 1.2. Cycle biologique des crevettes pénéides intégrant les différentes formes du développement larvaire (nauplius, zoé, mysis).
Source : d'après Pham, 2011.

Les techniques de grossissement

Différentes techniques de grossissement ont accompagné le développement de la filière. 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 (tableau 1.1). La gestion du milieu est d'autant plus complexe, nécessite une technicité accrue et des installations toujours plus performantes en lien avec l'intensification.

Tableau 1.1. Les différents modes de production et leurs caractéristiques techniques.

Mode de production	Rendement par élevage (tonnes/hectare)	Densités à l'ensemencement (animaux/mètre carré)	Technicité demandée	Spécificités pour la gestion
Extensif	0 à 1	0 à 2,5	Faible	Non fertilisé ; pas d'aliment
				Fertilisé ; pas d'aliment
Semi-intensif	1 à 5	2,5 à 30	Modérée	Nourri ; eau faiblement renouvelée ; potentiellement fertilisé
				Nourri ; eau très renouvelée
Intensif	5 à 9	30 à 50	Forte	Nourri ; aération ; eau renouvelée
Super intensif (bioflocs)	9 à 25	50 à 150	Très forte	Nourri ; fortement aéré ; eau non renouvelée ; apport d'une source de carbone

Source : d'après les données de Boyd, Davis et McNevin, 2021.

Dans les élevages extensifs, les post-larves sont introduites directement dans les bassins avec la marée ou pêchées dans le milieu extérieur pour être ensemencées dans les bassins de grossissement (figure 1.3 A). Les densités d'élevage sont faibles ($< 2,5$ post-larves par mètre carré [m^2]). Les animaux se nourrissent à partir de la production naturelle des bassins, enrichie ou non par des engrais organiques et/ou chimiques. Les échanges d'eau sont compris entre 0 et 5 % et dépendent de la marée. Les élevages sont souvent intégrés à d'autres productions aquacoles (par exemple : coculture avec des poissons, avec des crabes ou dans des rizières). Les rendements moyens pour ce type d'élevage ont été estimés à moins de 700 kilogrammes par hectare (kg/ha). Ce système représenterait environ 46 % de l'empreinte foncière mais seulement 13 % de la production annuelle totale à l'échelle mondiale (Boyd et McNevin, 2018).

Les élevages semi-intensifs sont conduits dans des bassins de tailles comprises entre 2 et 30 hectares (ha) (figure 1.3 B). Les densités à l'ensemencement varient de 10 à 30 post-larves/ m^2 . L'eau des bassins est renouvelée à l'aide de pompes entre 5 et 25 % du volume total du bassin par jour. Les animaux se nourrissent de granulés et en partie de la production naturelle du milieu d'élevage. Les bassins sont généralement fertilisés par des engrais organiques et/ou chimiques. Les rendements sont compris entre 500 et 5 000 kg/ha/an .

La taille des bassins pour les élevages intensifs diminue. Elle est comprise entre 0,1 et 1,5 ha (figure 1.3 C). Les densités à l'ensemencement sont supérieures à 30 animaux/ m^2 . Les élevages sont fortement nourris avec des aliments industriels et aérés. Les renouvellements peuvent être très importants et supérieurs à 30 % du volume du bassin et par jour. La production fluctue entre 5 000 et 20 000 kg/ha/an .

L'élevage super-intensif nécessite un important contrôle du milieu d'élevage (figure 1.3 D). Les rendements sont très élevés et compris entre 20 et 100 t/ha/an . Cette technologie a été développée dans les années 1980. L'Ifremer a expérimenté à Tahiti le système biofloc (BFT) avec différentes espèces que sont *P. monodon*, *F. merguensis*, *L. vannamei* et *L. stylirostris* (Aquacop, 1985). En 1988, dans des structures en béton de 1 000 m^2 avec un échange d'eau limité, un rendement record de 20 à 25 t/ha/an avec deux élevages successifs a été obtenu. Cette technologie a été appliquée pour la première fois dans une ferme de production à Belize au milieu des années 1990 et est aujourd'hui de plus en plus employée à travers le monde. Elle repose sur les floccs microbiens dans lesquels se développent des agrégats composés de matière organique et une population diversifiée de micro-organismes : bactéries hétérotrophes, phyto- et zooplanctons 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 normalement moins riche en protéine (20 %). Le renouvellement en eau est très limité. On distingue toutefois deux grands types d'élevage en BFT (Cardonna, 2015). Le premier est dit « mixotrophe » et se fait à la lumière avec la présence de microalgues. L'eau est de couleur verte. C'est aujourd'hui le BFT le plus répandu au niveau mondial. Le second est

dit « hétérotrophe » et se déroule dans l'obscurité. Il est uniquement fondé sur le développement bactérien. L'eau est brune. Ces deux systèmes nécessitent une consommation d'énergie importante pour l'aération et la circulation de la masse d'eau. Les élevages ont des densités à l'ensemencement qui atteignent 200 animaux/m². La crevette à pattes blanches *L. vannamei* s'adapte très bien à ces conditions. Ce système était déjà considéré il y a 20 ans par de nombreux spécialistes comme l'avenir de la production aquacole mondiale. Néanmoins, selon plusieurs auteurs, de nombreux verrous (biologiques et économiques) doivent être encore levés pour assurer leur durabilité (El-Sayed, 2021). Avec des durées inférieures à 100 jours, plusieurs cycles de production peuvent être réalisés dans une même année.



Figure 1.3. A) Bassin extensif en Indonésie sur la presqu'île de Gresik au nord-est de l'île de Java. B) Bassin semi-intensif en Nouvelle-Calédonie. C) Ferme super-intensive en Sulawesi du Sud ensemencée à 200 animaux/m². D) Ferme expérimentale ensemencée à des densités de 1 200 animaux/m² du Research Institute for Coastal Aquaculture (Indonésie).

Source : Hugues Lemonnier.

Un autre système, appelé RAS (*recirculating aquaculture system*) pour « système en circuit fermé », repose sur l'utilisation de filtres pour traiter les déchets produits par l'élevage. Ce concept a été développé avec des crevettes pour la première fois au Danemark au milieu des années 1970 (Halim *et al.*, 2025). Les particules contenues dans les effluents sont éliminées par un filtre mécanique et les déchets azotés par un filtre biologique utilisant des bactéries nitrifiantes. L'eau peut être traitée par des lampes à ultraviolets (UV) pour éliminer de potentiels agents pathogènes, dégazée pour évacuer le diazote et le dioxyde de carbone (CO₂), puis réoxygénée si besoin avant d'être réinjectée dans le bassin avec les animaux. Cette technologie permet

de contrôler les paramètres environnementaux tout en réduisant la consommation en eau. Ce système est techniquement très exigeant mais serait plus susceptible de mettre en place les règles de biosécurité pour les élevages à haute densité. Il nécessite des investissements importants, une forte technicité, du matériel performant et implique une consommation d'énergie très élevée. Ce système est plutôt utilisé dans les pays dits « développés » (États-Unis, Europe, Australie et Canada).

En fonction du système d'élevage, les animaux seront élevés dans des bassins à fond de terre recouverts ou non d'un liner de plusieurs hectares, dans des bassins en béton, dans des systèmes allongés à écoulement continu (*raceways*, en anglais) ou dans des bacs de grandes tailles. La hauteur d'eau est généralement comprise entre 1 et 2 mètres. Ces structures de grossissement sont généralement ensemencées avec des post-larves pour plusieurs mois.

Une estimation réalisée en 2018 montrait que la surface de production mondiale liée à l'élevage de la crevette équivalait à une surface exploitée d'environ 2,3 Mha (Boyd et McNevin, 2018) pour une production totale estimée à cette date de 5,4 Mt. Environ 0,3 Mt étaient produites sur une surface estimée à 1 Mha équivalant à un rendement annuel de 300 kg/ha. Quatre-vingt-quatorze pour cent de la production était menée sur un peu plus de la moitié (58 %) de la surface utile.

La notion d'intensification est généralement associée à une simple augmentation des densités en élevage. 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 avec une valeur commerciale supérieure étant les plus recherchés. L'une des conséquences de cette pratique est d'augmenter les biomasses et donc les apports journaliers en aliment par unité de surface. L'intensification peut aussi s'exprimer par une augmentation des espaces occupés pour une zone géographique donnée.

Les principaux facteurs affectant le développement de la filière

Quel que soit le modèle de production, plusieurs problèmes majeurs touchent cette industrie : le développement des maladies, les impacts environnementaux, les problèmes sociaux et la compétition pour les espaces côtiers.

Les maladies constituent un risque chronique pour le secteur aquacole. Depuis 2000, l'intensification de la production et la mondialisation des échanges en diffusant les agents pathogènes les auraient amplifiées. Les estimations indiquent que 40 % de la production annuelle serait perdue à cause des épizooties. Ces pertes pourraient s'accroître avec le réchauffement climatique en augmentant la sensibilité des animaux aux agents pathogènes. 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 dits « SPF » (pour *specific pathogen-free* en anglais, « sans pathogène » en français), certifiés par des contrôles comme exempts d'un certain nombre d'agents pathogènes spécifiques ; utilisation de substances chimiques curatives... Toutefois, 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 réglementation, 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 restait un problème mais, dans d'autres, des améliorations très significatives avaient été réalisées. La situation vis-à-vis de l'environnement reste aujourd'hui très variable en fonction des pays. Cependant, 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 appelées HAB pour *harmfull algal blooms* (« blooms d'algues potentiellement toxiques »), 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 FCR, par l'utilisation d'autres sources de protéines d'origine agricole, par de meilleurs rendements pour la production de ces huiles et farines et par l'utilisation d'une espèce plus omnivore (*L. vannamei*).

Les conséquences de ce développement ne sont socialement pas neutres et la littérature sur ce thème est relativement bien fournie (par exemple : Abdullah *et al.*, 2017 ; Benessaiah et Sengupta, 2014 ; Veuthey et Gerber, 2012). 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 et Røskaft, 2013). Le développement des fermes en Équateur dans les zones de mangrove a entraîné, par exemple, un effondrement des moyens de subsistance locaux et une augmentation de la vulnérabilité des populations qui en dépendaient. 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).

L'urbanisation avec l'augmentation de la population entre en compétition pour l'espace dans des zones côtières très prisées. Cette concurrence devrait conduire à une diminution continue, par exemple, des surfaces actuellement exploitées en Chine, premier producteur mondial de la crevette (Duan *et al.*, 2021).

La Nouvelle-Calédonie : un exemple de développement

Des conditions climatiques favorables, une eau de mer de qualité, la présence de sites propices à l'établissement de fermes, une volonté forte de développement de la part des institutions (Territoire, Provinces, État) et la présence d'organismes de recherche ont permis le développement de la filière « crevette », principale filière aquacole en Nouvelle-Calédonie. Des essais d'élevage ont été préalablement conduits avec des espèces locales dans les années 1970. Néanmoins, ils se sont révélés décevants en termes de production. On peut citer des essais conduits sur la crevette banane (*P. merguensis*) et sur la crevette tigrée (*P. monodon*). Une espèce d'Amérique centrale *L. stylirostris* a ensuite été introduite à plusieurs reprises entre 1978 et 1981 pour tester la faisabilité d'un élevage local. Elle a montré une bonne capacité d'adaptation aux conditions environnementales néo-calédoniennes, une bonne croissance tout au long de l'année et un poids moyen plus élevé que d'autres espèces de crevettes péniédes locales. La mise au point avec l'aide du centre océanologique du Pacifique à Tahiti des techniques de reproduction et de son élevage larvaire a permis de maîtriser son cycle biologique. Le développement de la filière s'est fait progressivement, dans un premier temps sous l'impulsion technique, scientifique et commerciale de l'Ifremer avec la création de la ferme « La Sodacal » (1983) en visant le marché local pour la commercialisation du produit. Dans un second temps, les créations de fermes privées et d'un atelier de conditionnement ont permis d'exporter une partie grandissante de la production. La filière était, en 2024, composée de deux provendiers qui fabriquent la totalité de l'aliment distribué pour les crevettes sur le territoire, de deux ateliers de transformation dont un traite la totalité des volumes exportés (la Sopac pour Société des producteurs aquacoles calédoniens), de 4 écloseries, de 19 fermes de grossissement installées sur la côte ouest du pays, d'un centre technique aquacole et disposait d'un appui scientifique de l'Ifremer et de l'Agence rurale (assurant le suivi économique). Pour l'exportation, les marchés ciblés sont

ceux du Japon, de l'Hexagone, de l'Australie et des États-Unis. Les fermiers se sont regroupés dans une association, le Groupement des fermes aquacoles.

Les écloseries professionnelles, aujourd'hui au nombre de 4, produisent environ 150 millions de post-larves pour ensemercer plus de 600 ha de bassins. Elles sont situées à proximité de fermes de grossissement et proches d'estuaires. La qualité de l'eau pompée est variable non seulement en fonction des écloseries mais aussi dans le temps en fonction de la saison et des conditions météorologiques. De nombreux traitements (bassins de décantation, filtration, UV, filtres à charbon) sont appliqués sur ces eaux avant d'être introduites dans les bacs d'élevage. L'eau est généralement traitée à l'acide éthylène diamine tétra-acétique (EDTA) qui est un chélateur des métaux pour diminuer le risque de toxicité. La filière fait face à de fortes mortalités observées pendant la phase de production dans les écloseries depuis 2008, provoquant une pénurie en post-larves qui engendrent des difficultés d'approvisionnement pour les fermes de grossissement. La chute de production a été évaluée à 23 % entre 2004 et 2008. Des antibiotiques sont utilisés dans les écloseries pour contrôler les populations bactériennes au cours des élevages. Elle a cependant entraîné l'apparition d'antibiorésistances à la tétracycline, au chloramphénicol, à la triméthoprine, aux sulfamides, à des composés de la famille des nitrofuranes et à l'acide nalidixique dans les années 1990. Avec la diminution de l'efficacité de ces produits ou de leur interdiction, la recherche de nouveaux antibiotiques a fait l'objet de nombreux travaux avec, pour conséquence, l'utilisation d'un nombre considérable de produits. En plus de ceux qui ont été cités précédemment, s'ajoutent l'érythromycine, l'oxy-tétracycline, l'acide oxolinique et la streptomycine. Depuis, des substituts fondés sur différentes propriétés bactériennes tels que les prébiotiques et les probiotiques sont recherchés pour limiter et/ou stopper l'utilisation des antibiotiques.

Les fermes de grossissement sont construites directement sur des tannes, zones sur-salées, généralement dépourvus de végétation et non exploités du domaine public maritime situés en arrière des mangroves (figure 1.4). Dans les zones respectivement les plus basses et les plus hautes par rapport au niveau de la mer de ces marais, des surfaces d'élevage ont été parfois gagnées sur la zone à salicorne et sur des zones rocheuses (schiste). Dans ce dernier cas, le déblai sert généralement à la construction des digues. Les bassins neufs sont donc des retenues d'eau entourées par des digues en terre avec un noyau d'argile pour assurer leur étanchéité. La surface des bassins varie entre 4 et 11 ha pour une hauteur d'eau moyenne d'un mètre. La forme des fermes adopte celle du marais initial.

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 se succèdent avec des phases de grossissement qui durent environ 6 mois. Après sa mise en eau, les post-larves sont introduites dans les bassins à une densité qui varie entre 15 et 35 animaux/m². Par la suite, l'éleveur va progressivement augmenter la quantité d'aliment pour nourrir ses crevettes. Le milieu d'élevage est renouvelé quotidiennement entre 5 et 30 % avec l'eau du lagon pour évacuer une partie des déchets produits. Ce taux

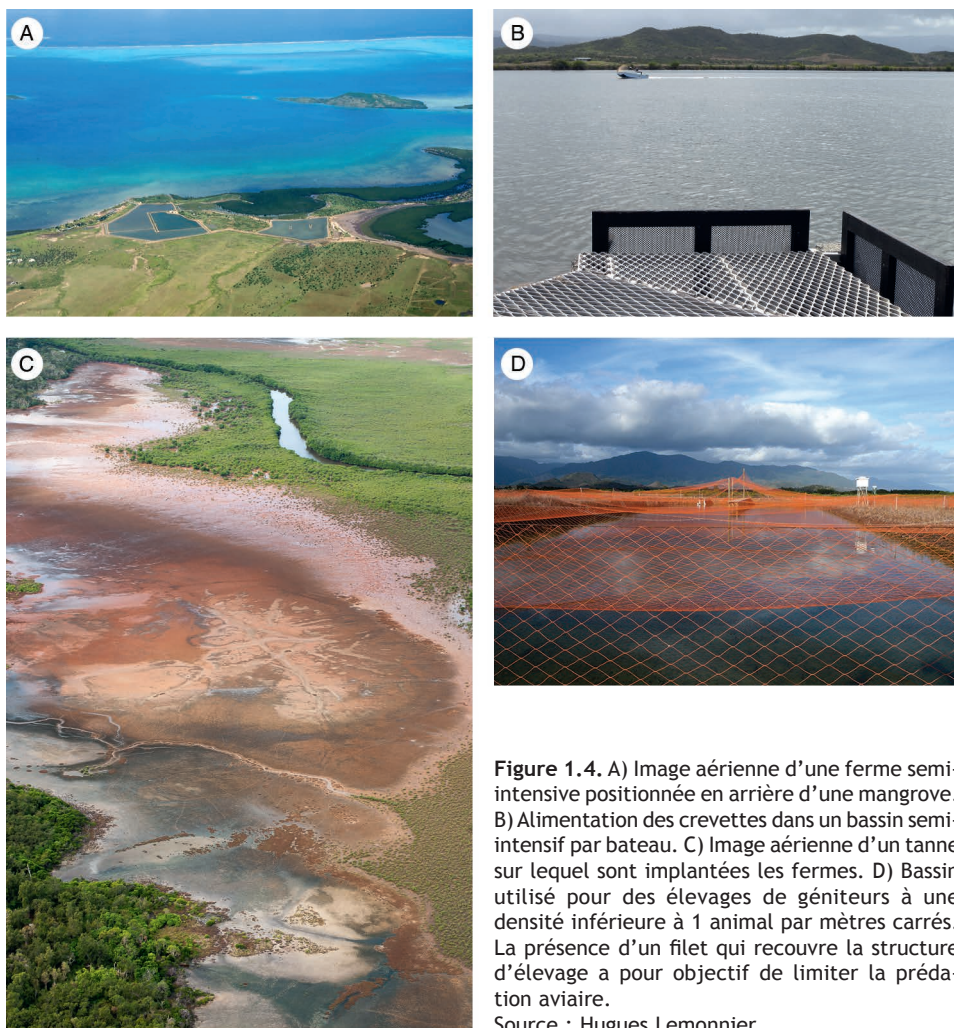


Figure 1.4. A) Image aérienne d'une ferme semi-intensive positionnée en arrière d'une mangrove. B) Alimentation des crevettes dans un bassin semi-intensif par bateau. C) Image aérienne d'un tanne sur lequel sont implantées les fermes. D) Bassin utilisé pour des élevages de géniteurs à une densité inférieure à 1 animal par mètres carrés. La présence d'un filet qui recouvre la structure d'élevage a pour objectif de limiter la prédation aviaire.

Source : Hugues Lemonnier.

évolue avec la biomasse des animaux en élevage. Les bassins, lorsqu'ils sont en eau, peuvent être mécaniquement aérés pour maintenir un taux d'oxygène suffisant. À un poids d'environ 20 g, les premières pêches sont organisées et se succèdent jusqu'à la pêche finale de la structure d'élevage. Le bassin est alors entièrement vidé de son eau pour sa mise en assec. Cette opération a pour principal objectif de favoriser la minéralisation des déchets accumulés au cours de l'élevage. Sa durée est plus ou moins variable mais généralement supérieure à un mois. Les élevages réalisés en Nouvelle-Calédonie sont dits « semi-intensifs » à « semi-intensifs intensifiés ».

La filière fait face à deux épizooties. La première est apparue au début de la saison froide 1993 et a été nommée « syndrome 93 ». Elle a fortement perturbé les techniques et les schémas de production en entraînant une saisonnalisation de la production. Cette maladie correspond à une vibriose septicémique et a été attribuée à la

bactérie *Vibrio penaeicida*. La seconde pathologie a été observée en décembre 1997 et touche les élevages de saison chaude, d'où la terminologie « syndrome d'été ». Elle est aussi d'origine bactérienne et associée à *Vibrio nigripulchritudo*.

La production est passée de 16 t en 1983 à environ 2 200 t en 2004 pour redescendre à moins de 1 200 t en 2010. Depuis 2011, la production se situe à environ 1 500 t et les rendements varient entre 2 et 2,5 t/ha/an (figure 1.5). Le poids des animaux produits est en moyenne de 27 g et l'indice de conversion (IC) oscille entre 2,5 et 3,0.

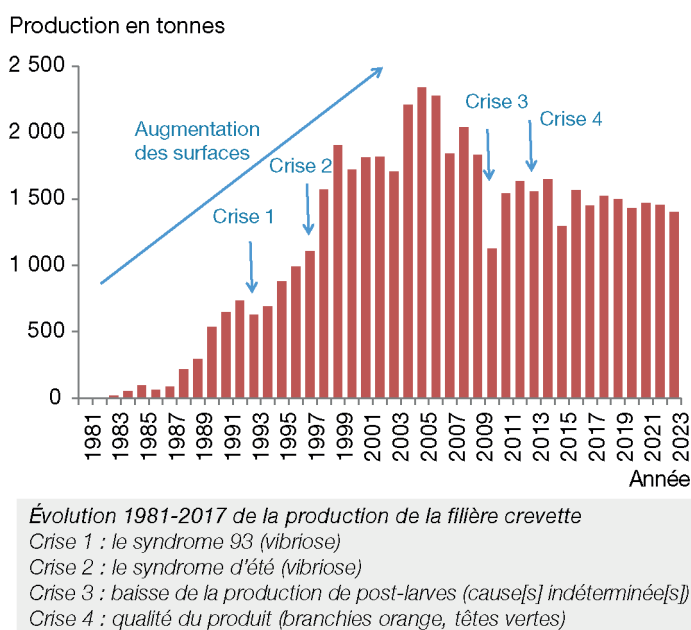


Figure 1.5. Évolution de la production de la crevette bleue *Litopenaeus stylirostris* par la filière de grossissement en Nouvelle-Calédonie de 1981 à 2022.

Les crises 1 et 2 s'expliquent par l'émergence successive de deux vibrioses appelées syndrome 93 et syndrome d'été. La crise 3 est liée à une chute de la production en post-larves et la crise 4 à l'émergence d'un problème de qualité des produits avec l'apparition d'une coloration orange des branchies.

Source : Hugues Lemonnier, d'après des données ISEE.

Le prix de revient du kilogramme de crevettes à la sortie des fermes était jusqu'à récemment d'environ 10 euros (Institut d'émission d'Outre-mer [IEOM], 2019). L'aliment est le premier poste de dépense (36 %). Viennent 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 6,7 euros par kilogramme de crevette traité. 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. La Société des producteurs aquacoles calédoniens (Sopac) a lancé et piloté la mise en place d'un cahier des charges avec, en particulier, des normes d'élevage (pas d'organismes génétiquement modifiés [OGM], pas d'antibiotiques, charge en élevage limitée...) et une

démarche de maîtrise de la qualité du produit (normes de la Communauté économique européenne [CEE]) (Andrier, 2004). En 2010, un virage marketing a été pris avec la création de nouvelles marques de niche à l'export (par exemple : Obsiblu). 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). La consommation en Nouvelle-Calédonie est de 2,4 kg par personne et par an (autour de 700 t). C'est un marché captif (importation de crevettes interdite pour des raisons sanitaires) et rémunérateur.

Les pouvoirs publics accompagnent le développement de cette filière par un soutien financier à l'export (1,3 à 1,7 million d'euros 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 5 millions d'euros par an entre 2008 et 2011, cette aide n'était plus que de 2,2 millions d'euros en 2018, ce qui représentait 14 % du chiffre d'affaires (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'affaires annuel de la filière est de 21 millions d'euros. Aujourd'hui, la sphère crevette mobilise environ 850 personnes, 250 permanents et 600 occasionnels, pour environ 350 équivalents temps plein. 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 7,7 millions d'euros en 2017. 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 t. L'émergence de crises successives n'a pas permis à cette industrie d'atteindre ces objectifs (figure 1.5). 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 par une dégradation de la qualité du produit qui s'exprime par des défauts visibles comme la présence de branchies colorées ou d'une couleur plus ou moins verte de la tête après cuisson.

2

Trajectoires de l'agrosystème

La durabilité de la filière doit passer par des conditions d'élevage optimales afin d'assurer une bonne santé de l'animal dans l'optique d'obtenir des résultats zootechniques économiquement viables. Le système de production doit en outre fournir un produit de qualité pour garantir la santé du consommateur.

Comprendre le fonctionnement de cet agrosystème en analysant les processus biogéochimiques et biologiques impliqués dans la survenue des conditions défavorables à la santé des organismes est essentiel pour pouvoir les anticiper, les prévenir et les modifier si besoin. Analyser sa trajectoire consiste à intégrer et à analyser son histoire et en particulier les forçages subis pour en comprendre les conséquences. L'émergence d'une maladie peut être considérée comme une « sortie de route ».

L'objectif scientifique est d'acquérir suffisamment de connaissances pour être en capacité de fournir des solutions fondées, si possible, sur la nature pour rendre le système plus durable à l'échelle d'un élevage mais aussi à l'échelle de plusieurs élevages successifs. Il s'agit aussi d'être en mesure de prédire la trajectoire du système pour pouvoir l'adapter à de futures conditions imposées par des facteurs extérieurs, qu'ils soient d'ordres zootechnique, économique, social et ou écologique. L'impact du changement climatique est un sujet particulièrement préoccupant pour les systèmes de production conduits en extérieur, localisés en zones côtières, et sous influence forte du climat.

Toutefois, ce travail nécessite au préalable d'avoir identifié les principaux facteurs de stress qu'ils soient d'origine biotique ou abiotique, de définir les valeurs seuils susceptibles de perturber la santé des animaux et d'analyser leurs évolutions pendant les cycles de production. Même s'ils varient en fonction des espèces élevées, les paramètres abiotiques les plus connus sont : la température, l'oxygène, le pH et la salinité mais aussi certains contaminants présents dans l'environnement des fermes. Les risques biotiques les plus connus sont associés à la prolifération de certains micro-organismes. Les microalgues de la super-classe des dinoflagellés sont régulièrement citées. Certains virus et certaines bactéries du genre *Vibrio* sont à l'origine de nombreuses épizooties.

Dynamique biogéochimique

Généralités

Un bassin d'élevage peut être considéré comme plus proche d'un « agrosystème » que d'un écosystème naturel. Ces systèmes sont fortement déstructurés par rapport aux systèmes naturels. L'objectif de l'aquaculteur est, au moyen d'un apport continu d'énergie et de matière (eau, aliment, engrais, aération), d'empêcher le système de retrouver sa diversité spécifique afin de favoriser le développement de l'espèce élevée (Frontier et Pichod-Viale, 1998). L'agrosystème qui en résulte est considéré comme peu diversifié. Sa résilience tient à la robustesse des espèces elles-mêmes. C'est un écosystème qui sélectionne les espèces de stratégie reproductive « r », à savoir des espèces qui investissent un maximum de leur biomasse ou de leur énergie dans la reproduction afin d'atteindre le plus grand nombre possible de descendants. Il 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. À l'inverse, un élevage de type semi-intensif ou intensif nécessite un apport continu pour maintenir le peuplement cultivé dans son état quasi monospécifique. Il requiert en outre de limiter l'influence du biotope (facteurs édaphiques supprimés, facteurs hydroclimatiques contrôlés au maximum).



Figure 2.1. Bassin d'élevage pendant la phase d'assec.

Le sol des bassins est ici travaillé à l'aide d'un chasse-neige, équipé d'une charrue avec des griffes. Photographie prise dans une ferme semi-intensive en Nouvelle-Calédonie en août 2009. L'arrière-plan est composé successivement d'une mangrove et du lagon. Sur la ligne d'horizon, les vagues qui forment une ligne blanche délimitent le récif barrière.

Source : Hugues Lemonnier.

Si l'aliment est la variable « forçante » la plus importante, comme nous le verrons dans cet ouvrage, l'éleveur a 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 son niveau d'eutrophisation. À l'inverse, l'apport de fertilisants et/ou d'amendements peut conduire à une stabilisation des milieux et être source d'une alimentation dite « naturelle ». L'aération prévient les crises d'anoxie et repousse les limites du système.

L'objectif de l'éleveur est de maintenir une eau et un sédiment de qualité, dans l'optique d'obtenir une croissance et une survie optimales de son cheptel. Compte tenu de la faible profondeur des structures d'élevage (< 2 m), il s'agit donc pour lui de maîtriser le degré d'enrichissement de son milieu pour minimiser d'éventuelles fluctuations des paramètres abiotiques, source de stress pour les animaux, et pour éviter les crises dystrophiques entraînant les chutes d'oxygène pouvant conduire à la mort d'une partie du cheptel.

Dynamique de la matière

Au cours du premier mois de grossissement, les apports en carbone, en azote et en phosphore dans les bassins sont limités. Ils deviennent par la suite beaucoup plus conséquents avec l'augmentation de l'alimentation conduisant à un enrichissement organique du système. Ils peuvent diminuer dans un second temps avec les pêches partielles successives réalisées par l'éleveur. Cette pratique n'est toutefois pas généralisable à l'ensemble des systèmes de production dans le monde. Elle s'applique d'ordinaire pour les bassins semi-intensifs à intensifs de grande taille. Après environ 200 jours d'élevage, le bassin est totalement vidangé et mis en assec pour plusieurs semaines (figure 2.1).

Il existe une multitude de réponses biogéochimiques et écologiques (directes ou indirectes) à ce processus d'eutrophisation, et certains systèmes y sont moins sensibles que d'autres. Il se déclare préférentiellement dans les zones à circulation d'eau réduite et/ou peu renouvelée (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. Les bassins sont favorables à cette forme d'enrichissement à tel point que Burford et Longmore (2001) définissent l'écosystème des bassins intensifs en Australie comme étant hyper-eutrophe.

La gestion du milieu d'élevage nécessite donc de distinguer les impacts liés à l'éleveur des impacts météorologiques et climatiques. Tous les compartiments du bassin subissent les forçages météorologiques. La température, l'ensoleillement et le vent (force et direction) vont, par exemple, être à l'origine de fluctuations plus ou moins marquées à court terme. Les taux de croissance des crevettes mais aussi du phytoplancton sont fortement dépendants de la température. Il en est de même pour le taux de minéralisation des déchets produits lors de l'élevage (aliment non consommé, fèces...). La remise en suspension des sédiments et la turbidité sont fortement influencées par le vent. Les phénomènes climatiques à

grande échelle comme El Niño et son pendant La Niña en affectant les régimes de vent, la température de l'eau de mer et les précipitations sur des périodes plus ou moins longues peuvent avoir des conséquences sur le fonctionnement des bassins à l'échelle d'un élevage ou de plusieurs élevages successifs.

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...). Le schéma conceptuel pour le processus d'eutrophisation des bassins d'élevage est le suivant : avec l'augmentation de l'apport en aliment, la colonne d'eau évolue vers une autotrophie croissante, alors que le sédiment, lui, devient de plus en plus hétérotrophe au fur et à mesure que l'élevage progresse, conduisant à une spécialisation de chaque compartiment. Dans ce schéma général, les travaux de recherche ont permis de mettre en évidence une phase préalable caractérisée par des apports très faibles en aliment. Elle est d'une durée relativement courte et de plus ou moins 50 jours une fois l'ensemencement des animaux réalisé. Cette période, dite « de remédiation », montre une amélioration de la qualité des sédiments qui s'exprime par une augmentation du potentiel d'oxydoréduction (Eh) et par une diminution de la quantité de déchets accumulés comme l'ammonium dans les sédiments. Cette première phase permet de transformer et d'évacuer du bassin une partie des déchets issus de l'élevage précédent. Elle est suivie d'une phase d'accumulation des déchets, processus d'autant plus important que l'élevage est intensif et d'autant moins que le bassin est renouvelé. Cet agrosystème passe ainsi d'un état quasi « oligotrophe » à un état eutrophe, voire 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 côtières. Après 50 jours d'élevage, la qualité du milieu tend à se dégrader au fur et à mesure que l'élevage progresse avec une baisse de l'oxygène le matin et une baisse du potentiel d'oxydoréduction dans les sédiments favorisant la production de composés azotés ($\text{NH}_{3,4}^+$) et parfois soufrés (hydrogène sulfuré). Au sein d'un même bassin, les paramètres mesurés dans les sédiments et dans la colonne d'eau deviennent de plus en plus variables avec le temps d'élevage. Cette variabilité est exacerbée par l'augmentation de la densité en animaux. À l'extrême, des crises anoxiques apparaissent.

L'analyse des mécanismes biogéochimiques a permis d'identifier les facteurs pour mieux comprendre la dynamique de cet environnement. 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 du microphytobenthos (figure 2.2). Son développement a de forts impacts sur les cycles biogéochimiques des sédiments. Il se nourrit des sels nutritifs et est une source de carbone organique labile. Les communautés hétérotrophes se nourrissent à leur tour de substances polymériques

extracellulaires produites à partir du carbone organique labile rejeté. La production d'oxygène associée à la photosynthèse modifie les conditions d'oxydoréduction à l'interface benthopélagique à l'échelle diurne impactant les voies de minéralisation et les flux de substances réduites issues de la minéralisation anoxique. La conséquence directe de ces processus est une diminution des échanges à l'interface benthopélagique, entraînant un découplage entre les processus benthiques et pélagiques.

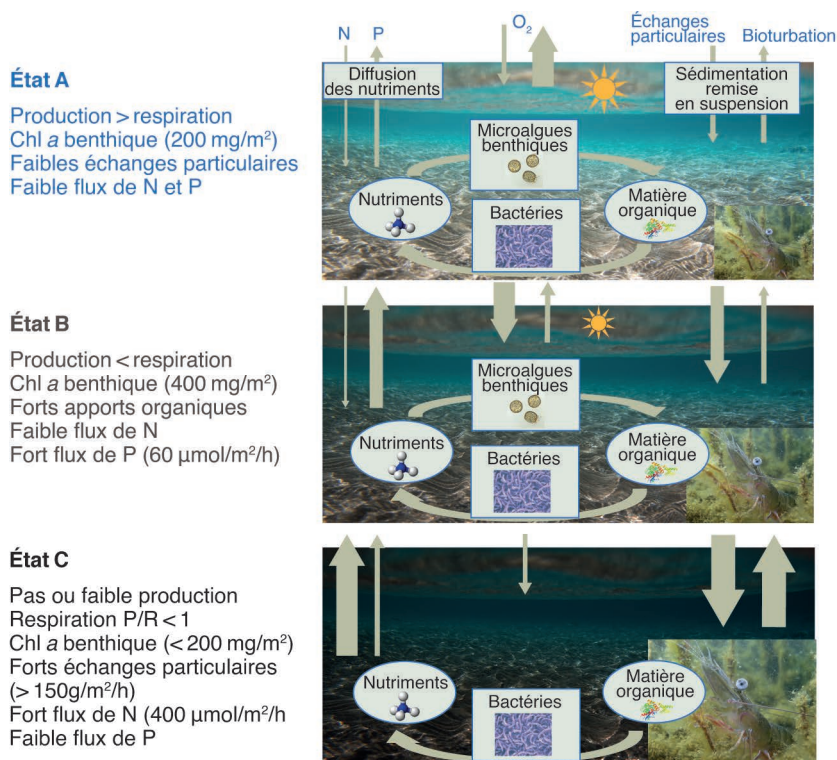


Figure 2.2. L'environnement est caractérisé par une évolution rapide d'un état mésotrophe (A) à un état hyper-eutrophe (C).

Le premier état se distingue par une turbidité faible, par la présence du microphytobenthos (MPB) associée à une importante activité, par un découplage benthopélagique et par 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 liée au sédiment. Le second état (C) montre une forte augmentation de la biomasse phytoplanctonique et 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, par des flux à l'interface eau-sédiment élevés et par la présence d'un fort couplage benthopélagique. Un état de transition (B) entre les états A et C a pu être observé. Il est marqué par un important flux en phosphore du sédiment vers la colonne d'eau, d'une augmentation importante de la respiration des sédiments et d'une baisse de la production primaire brute. N : azote ; P : phosphore ; chl a : chlorophylle a ; P/R : ratio de production d'oxygène sur la respiration ; O₂ : dioxygène.

Sources : Hugues Lemonnier, d'après Hochard *et al.*, 2019 ; fond photographique © Pakhnyushchyy/Adobe Stock ; crevette enfouie dans le sédiment © Hugues Lemonnier ; ammonium : domaine public ; protéines © CACHamblee (CC BY-SA 4.0) ; soleil © Nuy/Adobe Stock ; *Coscinodiscus* sp. © elif/Adobe Stock ; *Vibrio cholerae* © ktsdesign/Adobe Stock.

Dans une seconde partie de l'élevage, les conditions biogéochimiques du sédiment sont radicalement différentes. À cause de la forte biomasse phytoplanctonique présente dans la colonne d'eau et de l'activité bioturbante des crevettes, la colonne d'eau présente une turbidité élevée (jusqu'à 100 unités de turbidité néphélométrique) et la lumière n'atteint plus le fond des bassins. En conséquence, la production primaire y 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. En parallèle, l'activité bioturbante des crevettes est susceptible de modifier les gradients chimiques présents à l'interface eau-sédiment. 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 sont interdépendants et montrent un fort couplage durant cette phase de l'élevage.

La disparition de l'effet « filtre » du microphytobenthos à l'interface benthopélagique entre la première et la seconde phase de l'élevage constitue un basculement écologique. Il a pour conséquence directe le relargage du « trop-plein » de sels nutritifs et de substances réduites accumulés grâce au carbone fixé par la photosynthèse par le microphytobenthos. Ce basculement peut se traduire par des périodes d'instabilité jour/nuit marquées, et/ou par de forts pulses de sels nutritifs et de substances réduites pendant quelques jours. Ces composés sont potentiellement stressants pour les animaux élevés. Cette phase critique serait, comme nous le verrons par la suite, un moment clé de l'élevage qui, dans certaines conditions, pourrait être favorable à l'expression des maladies.

Les mesures de métabolisme permettent de calculer le statut trophique P/R d'un compartiment. Il correspond au rapport entre la production en oxygène par les producteurs primaires (P) et la respiration microbienne (R) et peut être mesuré indépendamment pour la colonne d'eau et pour le sédiment. Ce rapport a été proposé comme indicateur du fonctionnement de cet agrosystème. Un rapport supérieur à 1 indique que le système est producteur d'oxygène. Il est dit « autotrophe ». Un rapport inférieur à 1 montre que le système consomme de l'oxygène. Il est dit « hétérotrophe ». Cet outil permet de suivre l'évolution du statut trophique du système et d'analyser l'influence de l'apport en aliment (figure 2.3).

La première phase de l'élevage s'accompagne d'une production d'oxygène qui s'explique par un développement des producteurs primaires atteignant un maximum pour une quantité d'aliment distribué estimé à 4 g/m²/jour. On note avec l'augmentation de l'alimentation une baisse du statut trophique et un passage en hétérotrophie pour un apport en aliment supérieur à 6 g/m²/jour. Ce passage est plus précoce pour le sédiment que pour la colonne d'eau. La valeur du P/R max (c) caractériserait le niveau de déséquilibre atteint par le système.

Si une augmentation des densités en élevage conduit à produire plus de déchets qui vont s'accumuler et entraîner 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 . 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 élevée. Le rapport P/R initial en début d'élevage avant l'ensemencement des animaux (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 la valeur c et favoriserait là encore l'instabilité du système. Même si l'effet de la température n'a jamais fait l'objet d'une étude particulière, on peut faire l'hypothèse que son élévation dans le cadre du changement climatique augmenterait la vitesse des processus et la variabilité du milieu.

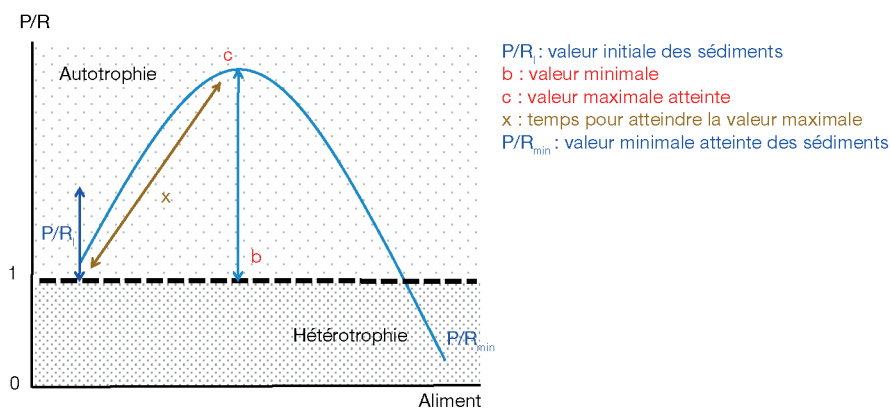


Figure 2.3. Évolution théorique du rapport autotrophie/hétérotrophie (P/R) en fonction de la quantité d'aliments distribués dans un bassin d'élevage.

Cette relation a été établie à partir des résultats obtenus par des expériences en mésocosmes et des suivis dans des bassins d'élevage en Nouvelle-Calédonie.

Sources : Hugues Lemonnier, d'après les études publiées par Hochard *et al.*, 2016, Hochard *et al.*, 2019 et Luong *et al.*, 2016.

Les bilans

Le calcul des bilans en fin d'élevage permet d'évaluer le devenir de l'aliment au sein du système de production. Ils sont réalisés en comptabilisant les entrées et les sorties généralement en azote en lien avec les renouvellements, en estimant la part qui se retrouve dans les animaux à la pêche et celle qui s'accumule dans les sédiments.

Dans ce domaine, le chiffre important à retenir concerne la proportion d'azote qui est assimilée par les crevettes. Les différentes études menées pour ce type d'élevage indiquent qu'il tourne autour de 20 %, le reste s'accumule dans les sédiments (environ 30 %) et/ou est rejeté avec les effluents vers l'environnement littoral au

cours de l'élevage (environ 30 %). On estime que ce qui n'a pas été comptabilisé (autour de 20 %) est lié aux processus de dénitrification et de volatilisation. Les pratiques zootechniques maîtrisées par l'éleveur ainsi que nombre de facteurs environnementaux « extra-bassin » non maîtrisés influent sur la formation des déchets et sur leur devenir mais aussi sur les performances de survie et de croissance des crevettes. La quantité de déchets générés par kilogramme de crevettes produit est proportionnelle à la densité. Pour les élevages extensifs en bassin de terre (< 5 animaux/m²), 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. L'accroissement du taux de renouvellement favorise la production primaire conduisant à une exportation accrue de matériel par les effluents sous forme particulière diminuant la part accumulée au sein du système. L'ensoleillement est un facteur non maîtrisé dont la baisse conduit à une réduction des performances de croissance et de survie des crevettes. Ce phénomène semble lié à une diminution de la production primaire et à une augmentation des concentrations de matière organique dissoute (Martin *et al.*, 2004).

Évolution des facteurs abiotiques de stress pendant un élevage

L'écophysiologie est la 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, l'objectif est d'identifier les paramètres environnementaux et de définir les valeurs seuils et leur durée d'exposition susceptibles de perturber la santé des animaux dans les bassins d'élevage. Cette connaissance est fondamentale pour comprendre l'origine des maladies qui est souvent associée à des stress environnementaux. Certains paramètres du milieu en lien avec les conditions climatiques sont subis, alors que d'autres, liés à la gestion de l'élevage, sont plus ou moins maîtrisés par les éleveurs. Ce classement varie bien évidemment en fonction des techniques d'élevage utilisées. Si les conditions dans la colonne d'eau sont susceptibles d'être stressantes pour les animaux, l'état du substrat, qui est dans de nombreux cas du sédiment, doit faire l'objet d'une attention particulière. Les crevettes pénéides sont en effet des crustacés benthiques et sont de fait exposées à leur substrat, sur lequel elles passent une bonne partie de leur vie.

La réponse des crevettes peut être évaluée à l'aide de différents indicateurs physiologiques mesurés, par exemple, dans l'hémolymphe comme la magnésie, la glycémie et/ou la capacité osmorégulatrice. Pour identifier les facteurs environnementaux clés et mesurer les seuils associés à un stress animal, différentes stratégies, généralement complémentaires, peuvent être mises en place. L'une d'entre elles consiste à analyser les conditions de milieu dans les bassins d'élevage en tenant compte de la variabilité spatiale et temporelle pour être en mesure de reproduire des conditions

réalistes lors d'expériences en mésocosmes ou en aquariums afin de tester les effets sur la santé des animaux. Différentes sources de données peuvent être utilisées pour atteindre cet objectif. Elles peuvent être fournies par les éleveurs mais aussi issues de suivis réalisés par les scientifiques et par les services techniques. Une autre méthode consiste à observer l'évolution des réponses physiologiques et immunitaires des organismes dans les milieux d'élevage pour essayer d'établir un lien avec les conditions environnementales rencontrées. Ces méthodes qui s'appuient sur de l'observation et sur des expériences permettent de fournir des données pour éventuellement simuler, par de la modélisation, la réponse des organismes à leur environnement.

Évolution des paramètres non maîtrisés

La température

Pour les élevages réalisés en extérieur, la température va dépendre de la saison et de la durée des élevages. Ces facteurs varient bien évidemment en fonction de la zone de production. À titre d'exemple, en Nouvelle-Calédonie, du fait de son climat relativement tempéré, les variations de température de l'eau dans les bassins d'élevage sont marquées. Elles fluctuent entre + 18 et + 34 °C en fonction de la saison, de l'heure dans la journée et des conditions climatiques. En plus de l'effet saisonnier, une stratification de la colonne d'eau peut apparaître dans ces milieux peu profonds. Celle qui est observée le matin s'explique par le réchauffement de la couche de surface liée à l'action des rayons infrarouges. Ils ont la caractéristique d'être absorbés rapidement dans la colonne d'eau et donc de perdre leur effet calorifique. Cette stratification disparaît dans l'après-midi avec l'arrivée des alizés. Une thermocline peut être observée par temps calme lorsque les alizés faiblissent ou si elle est associée à une stratification haline à la suite de pluies abondantes. Au cours des six mois que dure un élevage, les animaux élevés vont devoir s'adapter à ces fluctuations thermiques bien marquées. Une température de 23 °C correspond par exemple à la limite du *preferendum* thermique pour *L. stylirostris* et les animaux montrent à 20 °C des difficultés d'acclimatation à un stress. La phase de récupération est de 24 heures à 28 °C, alors qu'elle est de 6 à 7 jours à 20 °C (Wabete *et al.*, 2006). Une comparaison d'animaux soumis à des températures de 18 °C et de 27 °C met en évidence des effets sur les paramètres immunitaires (Le Moullac et Haffner, 2000). Leur sensibilité dépend de leur stade de développement, les subadultes étant plus sensibles que les juvéniles. Pour les températures hautes, la crevette *L. vannamei* peut tolérer un choc thermique jusqu'à 34 °C. Ce seuil monte jusqu'à 37 °C en cas de choc progressif, suggérant que cette valeur constitue la limite haute du *preferendum* thermique pour cette espèce (Dayalan *et al.*, 2024).

La salinité

Elle varie de 20 à plus de 40 PSU dans les bassins en fonction de la saison et du site d'élevage mais peut atteindre dans certaines conditions des valeurs très faibles (< 5 PSU). La gamme est plus resserrée sur les fermes sous influence océanique,

contrairement aux fermes localisées en fond de baie sous influence forte des flux d'eaux douces apportées par les bassins versants en période cyclonique et/ou de mousson pour le Sud-Est asiatique. Ce paramètre influence la survie, la croissance, l'indice de conversion, mais aussi la reproduction. L'espèce *L. stylirostris* est hyper-hypo-osmorégulatrice, c'est-à-dire qu'elle est capable de s'adapter à une gamme importante de salinité. Toutefois, une augmentation moyenne de la capacité osmorégulatrice, symptomatique d'un stress, a été montrée avec une baisse de la salinité. Cette tendance s'accompagne d'une augmentation de la variabilité inter-individuelle (Chim *et al.*, 2003). Les animaux présentent aussi un stress plus aigu à la suite d'une baisse de température lorsque la salinité est faible (19 ‰) ou élevée (43 ‰) comparativement à une salinité de 26 ‰, valeur correspondant au point iso-osmotique chez cette espèce (Lemaire *et al.*, 2002).

Évolution des paramètres maîtrisés

L'oxygène

L'oxygène est le paramètre le plus surveillé par les aquaculteurs, qui l'utilisent comme indicateur pour la gestion du milieu. Avec la température, c'est généralement le paramètre le mieux renseigné. Il gouverne la majorité des processus biologiques des écosystèmes aquatiques et a une influence sur le stress, sur la croissance et sur la survie des crevettes. Avec l'intensification, il devient un facteur limitant pour la production. Pour les élevages non oxygénés et menés en extérieur, sa dynamique est déterminée par les populations phytoplanctoniques. Elles en produisent le jour par photosynthèse, augmentant la concentration dans le milieu d'élevage. Toutefois, ces mêmes populations, en respirant la nuit, le consomment. Des écarts journaliers de concentration de plus de 10 mg/litre (L) ne sont pas rares dans les bassins en fin d'élevage. Des pics de saturation à plus de 200 % ont déjà été rapportés. Les valeurs sont minimales le matin à 6 heures et maximale dans l'après-midi vers 15 heures. Les variations journalières de la production primaire et de la respiration peuvent conduire aussi à une stratification surface-fond. Une variabilité spatiale peut aussi apparaître, même si, de manière générale, la colonne d'eau est relativement homogène. La tendance générale est à une baisse régulière des valeurs en lien avec l'augmentation des apports en aliment dans le système (figure 2.4). Les variations autour de cette tendance s'expliquent par des conditions météorologiques plus ou moins favorables à l'oxygénation du milieu et à l'évolution des blooms phytoplanctoniques.

L'hypoxie et la normoxie sont atteintes respectivement pour des valeurs de 1 mg/L et de 6,2 mg/L (Le Moullac *et al.*, 1998). Une perturbation physiologique apparaît pour des concentrations en oxygène inférieures à 3,0 mg/L. Des valeurs inférieures à 2 mg/L sont synonymes de risque et, dans de nombreux cas, à l'origine de fortes mortalités.

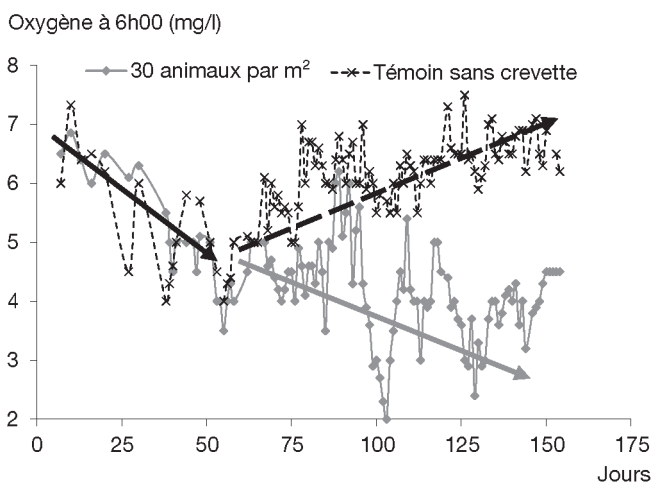


Figure 2.4. Comparaison de l'évolution des concentrations en oxygène à 6 heures dans des bassins expérimentaux en Nouvelle-Calédonie sans et avec des crevettes à une densité de 30 animaux/m². Les bassins n'étaient pas aérés. Après une phase de diminution des valeurs, qu'il y ait ou non des animaux en élevage, les concentrations en oxygène augmentent dans le bassin témoin (croix noires), alors qu'elles continuent à diminuer pour atteindre des seuils stressants après 90 jours d'élevage pour le bassin avec des crevettes (losanges gris).
Source : Lemonnier, 2007.

Le pH

L'acidification du milieu peut conduire à une diminution des taux de calcification et de l'expression immunitaire, à des changements de métabolisme et de régulation du stress oxydant, à une perturbation du bon fonctionnement de la barrière intestinale et du microbiote, à une baisse de la capacité à osmoréguler et au final à des problèmes de croissance et de survies (Duan *et al.*, 2019). Elle peut aussi influencer sur le comportement des animaux. Cette sensibilité varie en fonction de l'espèce mais aussi de sa capacité d'acclimatation et impacte plus particulièrement le développement larvaire chez de nombreux crustacés. La capacité d'acclimatation chez *L. vannamei* montre une tolérance plus faible à des pH bas (6,6-8,2) qu'à des pH hauts (8,2-9,8) et de nombreuses fonctions vont être affectées avec une exposition à un stress sur du long terme (6,5 par comparaison à 8,0) (Yu *et al.*, 2020). Pour *L. stylirostris*, des valeurs inférieures ou égales à 6,5 en conditions expérimentales deviennent très stressantes. Des mortalités apparaissent pour des pH de 6,0 (Lemonnier *et al.*, 2004).

Avec des valeurs généralement comprises entre 7,5 et 8,5 dans les élevages conduits en extérieur, les valeurs dans la colonne d'eau sont dans une gamme généralement non stressante pour les animaux. Au cours d'un élevage sans ajout de chaux, la dynamique de ce paramètre s'exprime par une légère acidification du milieu et par une augmentation de la variabilité journalière. Les valeurs de pH mesurées *in situ* dans le premier centimètre du sédiment (pH_{in situ}), zone de contact avec les animaux, montrent en revanche une forte variabilité spatiale et temporelle au cours de l'élevage. La figure 2.5 montre un exemple d'évolution avec une baisse ponctuelle des valeurs moyennes qui atteignent une valeur stressante après 73 jours d'élevage. La

minéralisation des déchets organiques sur la première partie de l'élevage engendre une production de protons et donc une diminution du pH. En seconde partie, ce processus serait contrebalancé par la consommation des protons en lien avec les processus de réduction qui se mettent en place avec une accumulation encore plus importante de matière organique. La phase intermédiaire entre 50 et 100 jours serait potentiellement critique pour la santé des animaux. Il a en effet été montré que le stress de la crevette augmente linéairement avec une diminution de pH comprise entre 7,4 et 6,5 dans ce premier centimètre de sédiment.

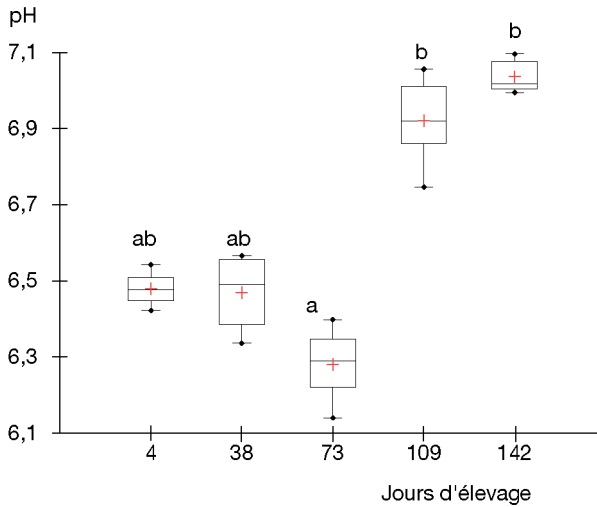


Figure 2.5. Box-plot (boîtes à moustaches, en français) de l'évolution des pH (N = 150) mesurés dans le premier centimètre du sédiment dans 6 bassins expérimentaux de 1 500 m².

Source : Hugues Lemonnier, données non publiées.

Les composés azotés inorganiques

La biogéochimie de l'azote est dominée par les transformations biologiques de l'azote ajouté dans les structures sous forme inorganique ou organique, sous forme particulière ou dissoute par les fertilisants et l'aliment. Elle dépend des caractéristiques de l'aliment et de sa gestion, des taux de renouvellement, de la circulation de l'eau au sein du système, de l'aération et de la profondeur des structures d'élevage. À noter que l'intensification observée depuis plus de 30 ans a entraîné une augmentation des concentrations en composés azotés dans les milieux d'élevage dont certains sont fortement toxiques. Le contrôle de ces composés est devenu un enjeu croissant pour les élevages très intensifs.

Les formes minérales sont les nitrates (NO_3^-), les nitrites (NO_2^-) et l'ammonium (NH_4^+). L'ensemble de ces formes est défini comme de l'azote inorganique dissous. Le terme ammonium est ici employé pour désigner les deux formes présentes en milieu aqueux, NH_4^+ et NH_3 , dont le pourcentage dépend du pH et de la température. Lorsque l'ammoniac est dissous dans de l'eau, il réagit avec l'ion hydronium

de l'eau pour donner des ions NH_4^+ , qui sont très majoritaires, (> 90 %) au pH de l'eau de mer (environ 8,2). La proportion de NH_3 , qui est la forme la plus toxique, augmente avec le pH et peut devenir problématique pour des pH élevés. Ce sel nutritif est un élément important du cycle de l'azote dans les milieux aquatiques. Dans les bassins d'élevage, il est assimilé par le phytoplancton, par le microphytobenthos et par certaines bactéries. Il est produit lors de l'ammonification, qui est une des étapes de la minéralisation de la matière organique (fèces, aliment non consommé, algues sénescences, etc.) par les micro-organismes. Il peut aussi être excrété par les espèces élevées. Le taux d'excrétion est fonction du poids des animaux et a été évalué pour des animaux de 10 g à environ 80 μmole d'ammonium par gramme de crevette et par jour. À forte concentration, ce paramètre est susceptible d'endommager les tissus, d'affecter la croissance, le cycle de mue, l'immunité, la reproduction, le métabolisme, l'excrétion, la régulation osmotique et au final la survie des animaux (Zhao *et al.*, 2020). Concernant *L. stylirostris*, des effets plus ou moins importants ont été montrés en fonction des stades de mue pour des concentrations en N-NH_3 évaluées à 1,76 mg/L et en $\text{N-NH}_{3,4}^+$ supérieures à 50 mg/L (Mugnier et Justou, 2004). Des effets sur l'immunité ont été observés pour des concentrations en NH_3 comprises entre 1,0 et 3,0 mg/L (Le Moullac et Haffner, 2000). Des seuils plus faibles de 0,357 mg/L ont été rapportés plus récemment pour *L. vannamei* (Chang *et al.*, 2015).

En Nouvelle-Calédonie, les concentrations en ammonium restent généralement faibles dans la colonne d'eau des bassins et inférieures aux valeurs mesurées dans les eaux de pompage. En revanche, les valeurs dans les sédiments peuvent être critiques. Une série d'expérimentations mettant des animaux en contact des sédiments a permis de montrer que certains endroits d'un bassin sont plus perturbants que d'autres. Une augmentation de 370 % à 500 % de la concentration des ions magnésium, de 200 % à 266 % du glucose et une diminution de la capacité d'osmorégulation ont été observées au centre du bassin, zone d'accumulation des déchets produits pendant l'élevage (Mugnier *et al.*, 2006). Ce stress a été mesuré quel que soit le stade de mue des animaux. Les crevettes ont montré un niveau de stress moindre et qui évolue en fonction du stade de mue sur des stations accumulant moins de déchets organiques. Toutefois, les valeurs en ammonium mesurées dans les eaux interstitielles étaient « uniquement » de 8 mg/L, alors que ce composé nécessite des valeurs bien supérieures pour engendrer un stress en conditions contrôlées. L'hypothèse d'un cumul de facteurs a été mise en avant pour expliquer ce résultat, ces sédiments concentrant potentiellement différents 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'hydrogène sulfuré, un composé toxique même à très faible concentration, n'est pas à exclure dans ce type d'environnement.

Les nitrates et les nitrites ne constituent habituellement pas un risque dans les élevages semi-intensifs. Les valeurs sont généralement très faibles dans ces environnements, que ce soient dans la colonne d'eau ou dans les sédiments (< 0,05 $\mu\text{mol/L}$). En revanche, ces composés en s'accumulant au cours de l'élevage peuvent devenir

problématiques pour les systèmes intensifs en circuit fermé, pour les bioflocs et pour les élevages en éclosérie. Les nitrites étant le sel nutritif le plus toxique. Les bactéries nitrifiantes cultivées dans les bioflocs oxydent l'ammonium en nitrites (nitrosation ou nitrification) et les nitrites en nitrates (nitrification), et permettent ainsi de fortement diminuer la concentration des formes azotées les plus toxiques (NH_3 et NO_2^-) (Jing *et al.*, 2025). Toutefois, le stock en nitrites et en nitrates dans un environnement résulte de plusieurs processus microbiens que sont la nitrification (transformation de l'ammonium en nitrates), la dénitrification (transformation des nitrates de diazote), l'oxydation anaérobie de l'ammonium en présence de nitrites (anammox) et la réduction dissimilatoire du nitrate en ammonium. Les bactéries impliquées dans la dénitrification et dans la réduction dissimilatoire du nitrate en ammonium joueraient aussi un rôle important dans la suppression des nitrites du milieu d'élevage. À des concentrations supérieures à 20 mg/L (N-NO_2^-), les nitrites perturbent le cycle de mue, le transport de l'oxygène dans l'hémolymph, l'excrétion de l'ammonium et le système immunitaire. Le gain de poids de *L. vannamei* est aussi négativement affecté dans ces conditions (Furtado *et al.*, 2016). La toxicité des nitrites diminue significativement avec la salinité. Une étude plus récente indique que les animaux seraient capables de faire face à des niveaux inférieurs à 6,67 mg/L, mais l'exposition chronique à une concentration plus élevée affecterait leur croissance en perturbant l'homéostasie du microbiote de l'intestin (Huang *et al.*, 2020). Des concentrations en nitrates jusqu'à 177 mg/L sont acceptables pour l'élevage de *L. vannamei* et à une salinité de 23‰, valeur qui correspond au point iso-osmotique pour cette espèce (Furtado *et al.*, 2015).

L'hydrogène sulfuré

L'hydrogène sulfuré peut s'accumuler dans les sédiments lorsque la matière organique est décomposée dans des conditions anaérobies. Sa présence inhibe le cytochrome C-oxydase, ce qui nuit à la respiration aérobie. Elle induit des lésions intestinales et un changement du microbiome intestinal. Ce composé est susceptible au final d'affecter de nombreuses fonctions physiologiques. C'est un composé considéré comme extrêmement toxique pour les animaux aquatiques. La dose létale médiane à 96 heures pour *L. vannamei* est de 4 255 µg/L. Une exposition chronique au-delà de 425 µg/L entraîne des lésions intestinales et impacte au-delà de 851 µg/L leur santé et leur survie (Suo *et al.*, 2017). Dans une étude conduite en Nouvelle-Calédonie sur trois bassins d'élevage industriels après quatre mois d'élevage, 12 % des stations sédimentaires présentaient des valeurs supérieures au seuil de 851 µg/L dans les eaux interstitielles (Lemonnier *et al.*, 2021a). Un maximum de 25 098 µg/L (736 µmol/L) a été mesuré et les concentrations les plus élevées ont été observées en conditions anoxiques et à des pH proches de la neutralité.

Des effets cumulatifs

L'analyse de l'effet des conditions environnementales sur les performances d'un élevage nécessite de prendre en compte une multitude de paramètres potentiellement

stressants. La littérature sur l'effet cumulatif de ces facteurs de stress est abondante. La sensibilité des animaux peut aussi dépendre de leur stade de mue, de leur sexe et de leur taille. On peut à titre d'exemple citer un travail qui 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 NH_3 comprises entre 1,5 et 2 mg/L (44,0-71,5 mg/L d'ammonium total-N) et en oxygène dissous de 1 à 2 mg/L pendant 24 heures (Mugnier *et al.*, 2008). Cette expérience a montré un effet cumulatif de ces deux paramètres sur le taux de mortalités des crevettes en pré-mue.

Conclusions

Les informations obtenues permettent aujourd'hui d'envisager la définition de périodes à risque pendant un élevage. Avec ces connaissances, et à partir des relevés réalisés par les éleveurs, il est possible d'annoter en différentes catégories les conditions rencontrées par les crevettes dans les bassins de production. Cette méthode devrait permettre de mieux analyser le lien entre performance d'élevage et conditions rencontrées par les animaux. La connaissance, même si elle a fortement progressé, reste toutefois insuffisante pour définir certaines périodes à risque. De nouveaux outils devront être développés pour identifier les périodes de stress de manière plus précoce. Des systèmes de mesure devront être imaginés pour accéder à une information spatialement et temporellement mieux définie. Il est aujourd'hui, par exemple, très difficile d'observer et de suivre les paramètres sédimentaires, ce travail étant chronophage, techniquement difficile et coûteux. Si de nombreux facteurs de stress ont été identifiés et caractérisés, leur classement en termes d'importance pour la santé animale au cours des élevages reste difficile. Certains facteurs, même accessibles, ne sont pas non plus mesurés par les éleveurs complexifiant l'interprétation de leurs données et l'identification des paramètres à l'origine des variations de performance de certains élevages.

Dynamique sédimentaire sur le long terme

Contexte

Une diminution de la production peut être observée en lien avec le nombre de cycles d'élevage effectués dans un même bassin. À l'échelle d'une filière mais aussi des fermes, il en résulte une production fluctuante remettant en cause la notion même de durabilité biologique de l'élevage en bassin de terre. Les biologistes et les gérants des fermes suspectent systématiquement les fonds de bassin, explication généralement mise en avant en cas de mauvaise survie ou de phénomènes inexpliqués. Il est aussi généralement rapporté que les sols se détériorent avec le nombre de cycles d'élevage. Différentes pratiques ont donc été mises en place, plus ou moins empiriquement, dans le but de préserver la qualité des sols et d'y remédier : curage, labour, chaulage, assec et fertilisation. Il est nécessaire de maintenir l'outil de production en état pour s'assurer que les meilleures conditions

environnementales possibles perdurent. La problématique des fonds de bassin concerne plusieurs sujets que sont l'envasement, l'accumulation de matière organique et l'acidification des sols.

L'envasement des structures

Les bassins sont généralement construits en levant des digues à proximité de la côte pour accéder à de l'eau salée ou saumâtre. La texture des sols est un facteur important lors de la construction des bassins. Les sites suffisamment riches en argile sont recherchés pour éviter toute percolation. Les bassins en Nouvelle-Calédonie sont positionnés sur des zones nues, sur-salées, appelées « tannes », situées en arrière de mangrove. Ce sont des sols de texture fine avec une forte saturation en sodium et avec une hydromorphie permanente. S'ils proviennent d'un matériel géologique ultrabasique, ces sols ont une teneur élevée en magnésium. De texture argilo-limoneuse, ils présentent un profil peu différencié. Ils sont faiblement acides et saturés en bases échangeables. Ces sols sont périodiquement inondés par l'eau de mer et reçoivent, pour les tannes situés à proximité des estuaires, les apports sédimentaires des grandes crues.

Le pourcentage d'argile et le pourcentage de perte au feu augmentent généralement selon un gradient topographique : des zones les plus élevées par rapport au marnage vers les zones les plus basses situées au niveau des mangroves (figure 2.6).

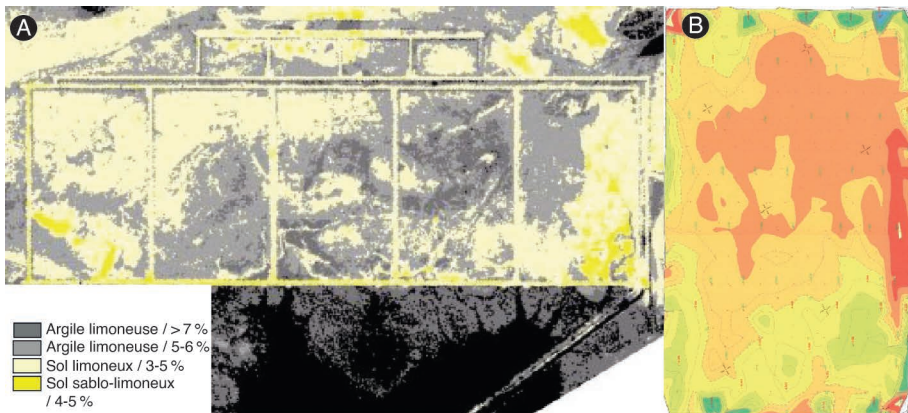


Figure 2.6. Cartographie établie à partir de la signature spectrale d'une photographie aérienne d'une ferme semi-intensive en Nouvelle-Calédonie avant sa première mise en eau (A). Cartographie au 1/1 000 des différences topographiques établies entre le sol avant le premier élevage et après sept cycles d'élevages (B).

A) Les contours représentent les digues des bassins. Les données de terrain ont permis d'associer chaque signature à un type de sol défini par sa texture et par son taux de matière organique évalué par la perte au feu à 550 °C. Les bassins ont des surfaces de 7,5 ha (données non publiées). B) Les zones de couleurs orange et rouge sont les zones de sédimentation ; les autres couleurs représentent les zones d'érosion. Cette répartition s'explique par l'orientation du vent dominant ou par le positionnement des aérateurs.

Source : Lemonnier, 2007.

Une fois en eau, un envasement des structures d'élevage peut s'observer lors de la vidange. Dans le cas d'une structure « nouvellement mise en production » après son premier élevage, survient une accumulation de sédiment sur le fond initial du bassin ayant essentiellement pour origine l'érosion des digues. Elle a été estimée à 2,0 cm après un premier élevage dans un bassin de Nouvelle-Calédonie. Pendant l'assec, l'aquaculteur travaille son sol, effectue un labour plus ou moins profond en fonction des zones et mélange ainsi du sol initial avec du sédiment provenant des digues. Au cours du second élevage, l'érosion des digues se poursuit et implique un apport de matière supplémentaire. Au cours des élevages suivants, l'apport par les digues devenant négligeable, l'envasement n'augmente plus significativement dans le temps. La tendance serait même à l'inverse pour les bassins calédoniens avec une exportation de matières minérales supérieure à l'importation avec les échanges d'eau. Toutefois, des taux de sédimentation de plus 15 cm/an ont été observés dans les bassins de certaines fermes dans le monde (Boyd, 1995). Le bassin jouerait dans ce cas un rôle de décanteur des matières importées lors des renouvellements en eau. Ces structures fortement envasées doivent être régulièrement curées.

En fin d'élevage, les sédiments des bassins ont des horizons distincts à l'image de ce que l'on observe pour les sols terrestres. Trois horizons principaux ont été distingués (figure 2.7) : les horizons S (superficiel), M (mature) et P (profond) (Munsiri *et al.*, 1995).

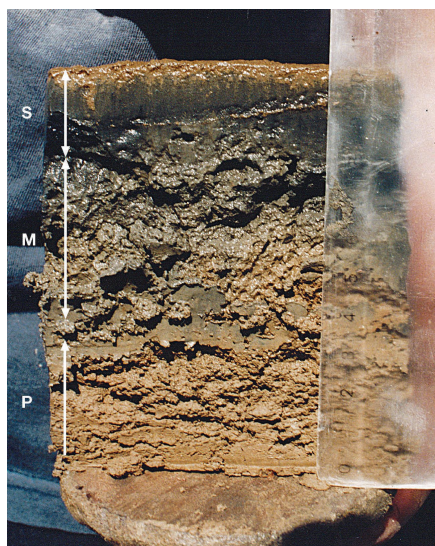


Figure 2.7. Horizons qui peuvent être distingués dans une carotte de sédiment en fin d'élevage dans un bassin de crevettes.

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. Source : Hugues Lemonnier.

La matière organique

La matière organique est considérée comme une propriété très importante des sols. Elle aura tendance à s'accumuler avec les particules fines au cours de l'élevage dans les zones à faible hydrodynamisme. Elle influence d'autres propriétés de ce compartiment comme sa communauté microbienne — qu'elle soit autotrophe ou hétérotrophe —, sa capacité d'adsorption des polluants et/ou sa demande en oxygène. Son accumulation conduit à des effets directement négatifs sur la survie des animaux par relargage de composés toxiques (hydrogène sulfuré, ammoniac) ou par asphyxie en consommant l'oxygène présent dans le milieu. Lors de l'assec, l'un des objectifs est de favoriser sa minéralisation pour ne pas dégrader les conditions environnementales lors de l'élevage suivant. L'accumulation de matière organique d'un élevage à l'autre a été mise en avant pour expliquer les chutes de production. Toutefois, aucun enrichissement organique de l'horizon M n'a été observé en fonction de l'âge des bassins en Nouvelle-Calédonie, remettant ainsi en cause cette hypothèse. Quelle que soit la méthode d'approche (mesures, modèle), l'enrichissement organique des sédiments sur le long terme est aussi considéré comme marginale ou faible par de nombreux auteurs.

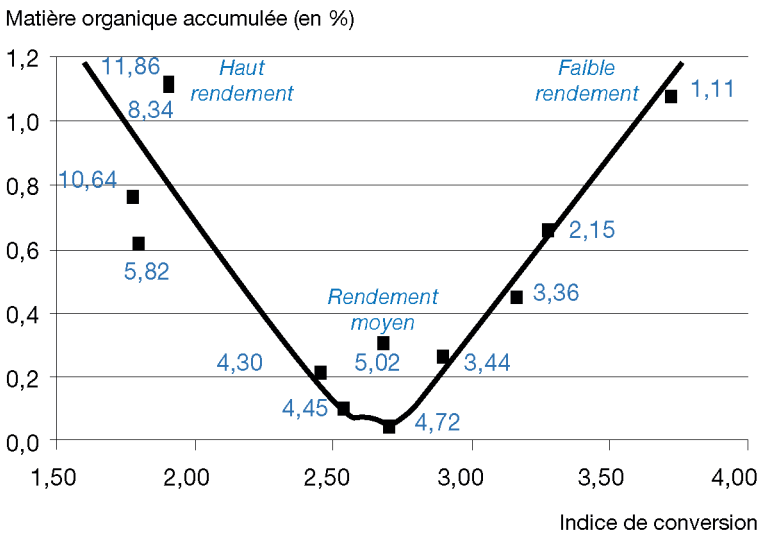


Figure 2.8. Bilan de matière organique de l'horizon S par rapport à l'horizon M en fonction des indices de conversion du dernier élevage.

Les chiffres en bleu correspondent aux rendements en tonnes par hectare et par an du dernier élevage. L'accumulation de matière organique en fin d'élevage s'explique par deux facteurs que sont les rendements et les indices de conversion.

Source : Lemonnier, Brizard et Legrand, 2004, © 2004, Ifremer.

En revanche, un enrichissement organique de l'horizon S a été montré. Il est particulièrement important en cas d'indice de conversion ($> 3,25$) et de rendements élevés ($> 5,5$ t/ha/an) (figure 2.8). Un indice de conversion haut s'explique généralement par une mortalité non prise en compte par l'éleveur qui continue

d'alimenter ses animaux en appliquant des taux de nutrition standards qui se révèlent au final être trop élevés. Toutefois, cette matière organique considérée comme fortement labile est normalement rapidement décomposée au cours des assecs. L'intensification favorise une accumulation de déchets et une dégradation plus importante des sédiments en fin d'élevage.

L'acidification des sols

Les sols acides à sulfates se trouvent souvent dans les zones côtières des pays tropicaux. Les mangroves riches en matières organiques sont particulièrement propices à la formation de pyrite, espèce minérale composée de disulfure de fer. Ce processus dit « de pyritisation » est observé dans des milieux réducteurs, riches en matière organique et est favorisé par la présence de bactéries sulfato-réductrices. Lorsqu'elle est exposée à l'air pendant les phases d'assèchement, sa dégradation conduit à la production d'acide sulfurique. Ce processus d'acidification mobilise aussi de nombreux métaux potentiellement toxiques. Ces sols acides sont observés dans les deltas, dans les estuaires et dans certains marais salants, autant de zones géographiques considérées à une époque comme propices à la construction de fermes aquacoles. L'utilisation de ces espaces s'est souvent révélée être non adaptée à un développement durable de l'aquaculture. Une fois mise en eau, la colonne

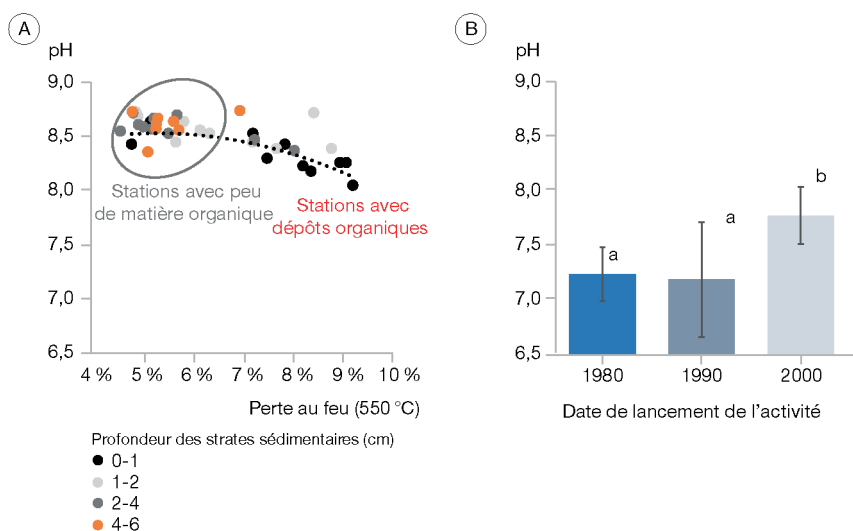


Figure 2.9. A) Relation entre le taux de matière organique mesuré par perte au feu et le pH dans un bassin intensif à la fin de son premier élevage en fonction de la profondeur de l'échantillonnage exprimée en centimètres. L'augmentation du taux de matière organique dans certaines zones du bassin s'accompagne d'une acidification sur les deux premiers centimètres. B) Valeurs et écarts-types du pH des sédiments récoltés pendant l'assec de différents bassins classés en fonction de leur période de construction. Les barres verticales représentent les écarts-types. Les lettres a et b indiquent les différences significatives (b étant différent de a, avec $p < 0,05$).

Source : Hugues Lemonnier, d'après des données AquaSol, 2011.

d'eau s'acidifie et s'enrichit en métaux comme le fer et l'aluminium. Ces conditions induisent des difficultés de gestion du milieu d'élevage et une faible réponse à la fertilisation (Golez, 1995). Il en résulte une croissance faible des animaux, des mortalités dans les cheptels et l'émergence de maladies. De nombreux sites de production ont dû être abandonnés après seulement quelques cycles d'élevage (World Bank *et al.*, 2002).

L'analyse sur le long terme des sédiments des bassins aquacoles calédoniens montre une acidification des sols à l'échelle de plusieurs décennies (figure 2.9) qui s'expliquerait en partie par un processus de pyritisation. Au cours d'un élevage, il a été montré que la valeur du pH diminue de 0,2 à 0,3 unité sur une profondeur moyenne de 2 cm. Le processus de minéralisation des déchets accumulés sur les fonds de bassins en produisant du dioxyde de carbone conduit en effet à une réduction du pH, à une diminution de la concentration des ions carbonates et du taux de saturation en carbonate de calcium. Cette acidification aboutirait à la consommation de la réserve alcaline des sols. La production de pyrite pendant l'élevage lors des phases d'anoxie conduirait à la production d'acide sulfurique lors de l'assec suivant, amplifiant encore plus le processus d'acidification. Ce processus d'acidification serait d'autant plus important avec l'intensification de la production.

Le pH des sédiments — s'il atteint une valeur inférieure à 6,5 — peut conduire à des concentrations très élevées en fer réduit qui, en se réoxydant lors de l'assec suivant, pourrait conduire à la formation d'oxyhydroxydes de fer. Les cycles successifs d'oxydation-réduction avec les élevages favoriseraient la production de minéraux faiblement cristallisés et aussi plus solubles, tels que la ferrihydrite et la lépidocrocite au détriment de la goethite. Ces processus modifieraient sur le long terme le cycle du fer dans ce système (Noël *et al.*, 2014).

Le chaulage est une pratique usuelle pour lutter contre l'acidification (figure 2.10). L'apport de chaux peut se faire pendant l'assec ou pendant l'élevage. Afin de garder une réserve alcaline suffisante à l'échelle d'un élevage, un premier traitement consiste à réaliser un chaulage régulier. Ce chaulage dit « d'entretien » doit être en mesure de tamponner le milieu au cours de l'élevage pour ne pas atteindre de valeurs de pH stressantes pour les animaux. Plusieurs méthodes ont été publiées pour calculer la quantité de chaux nécessaire pour neutraliser l'acidité échangeable des fonds de bassin. La méthode des K-bicarbonates serait la plus précise (Han *et al.*, 2014). Elle peut aussi être calculée en s'appuyant sur la relation pH et taux de saturation des bases, fonction qui dépend du type de sol et de la zone géographique (Bowman et Lannan, 1995). Les sols acides nécessitent des protocoles adaptés et des quantités considérables de chaux pour neutraliser leur acidité (chaulage de réparation). La chaux éteinte serait le produit le plus adapté (Fitriani *et al.*, 2020).



Figure 2.10. Distribution de chaux dans un bassin intensif de *L. vannamei* (200 crevettes/m²) sur la presqu'île de Gresik à Java en Indonésie.

Source : Hugues Lemonnier.

Étude d'une trajectoire conduisant à une biodisponibilité des métaux

Contexte

Les facteurs environnementaux ont une influence sur la biodisponibilité des métaux et sur leur toxicité. On citera l'état d'oxydoréduction du système, sa salinité, son pH, sa température et son contenu en matières organiques et inorganiques, dissoutes et/ou particulaires. 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. Le risque de contamination et de toxicité dépend donc de nombreux facteurs qui vont évoluer temporellement avec le degré d'eutrophisation du système.

Ces métaux, lorsqu'ils sont biodisponibles, peuvent poser un problème de toxicité pour de nombreuses espèces mais représentent aussi un danger si ces dernières sont consommées. Les contaminants peuvent s'accumuler le long de la chaîne trophique, augmentant ainsi les risques de consommation pour les organismes situés au sommet de la pyramide trophique. Toutefois, il faut distinguer différents types de métaux. Certains 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. La toxicité de ces métaux va donc dépendre très largement 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 de très faibles concentrations.

Comme dans de nombreuses régions intertropicales, les sols de Nouvelle-Calédonie ont tendance à concentrer les métaux. Un tiers de la surface du territoire — soit environ 7 000 km² — est couvert de roches ultrabasiques, les péridotites. L'altération de ces roches produit des horizons latéritiques et saprolitiques très riches en oxydes de fer qui contiennent également du nickel, de l'aluminium, du manganèse, du cobalt, du chrome (en présence de chromite) mais aussi de l'arsenic. Cette ressource est exploitée dans des mines à ciel ouvert, et ce territoire est considéré 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 (nickel, cobalt, chrome et manganèse) dans le milieu naturel par l'air et par les rivières (Juillot *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 Nouvelle-Calédonie est ainsi sous influence de ces apports terrestres et les eaux côtières peuvent montrer des concentrations élevées en métaux (Migon *et al.*, 2007). Les sédiments de certaines mangroves sont aussi propices à l'accumulation de ces métaux et d'autant plus qu'ils sont à proximité d'une zone minière.

Les larves des pénéides produites en éclosion sont particulièrement sensibles aux métaux. L'eau utilisée pour les élevages, elle-même prélevée dans le lagon calédonien, nécessite un prétraitement par filtration pour supprimer les métaux particuliers et l'ajout d'EDTA, qui est un chélateur de métaux pour les métaux dissous. Pour les animaux produits en bassins, l'analyse des processus de bioaccumulation pour l'argent, le cadmium, le cobalt, le chrome et le zinc a montré une accumulation des métaux principalement dans les intestins et dans l'hétopancréas, la mue jouant un rôle important en termes de détoxification pour deux des métaux très présents sur le territoire, à savoir le cobalt et le chrome (Metian *et al.*, 2010). Les concentrations en métaux analysés dans la chair des crevettes produites 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 : aluminium > fer > cuivre > zinc > manganèse > nickel >> vanadium > scandium. Toutes les analyses conduites suggéraient aussi que les métaux présents dans l'écosystème bassin étaient faiblement biodisponibles. À noter que les teneurs de certains métaux (mercure, cadmium, plomb), qui sont considérés comme les plus dangereux, sont suivies par les services vétérinaires dans le cadre d'un plan de surveillance des denrées d'origine alimentaire².

Toutefois, plusieurs des conditions environnementales que l'on peut observer dans quelques élevages sont susceptibles de rendre biodisponibles certains métaux. L'apparition de dépôts métalliques sur les branchies en a été un exemple. Ce phénomène a conduit à un déclassement qualitatif des crevettes produites dans ces élevages, fragilisant encore un peu plus la santé économique de la filière.

2. <https://davar.gouv.nc/securite-sanitaire-des-aliments/les-plans-de-surveillance-des-denrees-alimentaires>

Dynamique des dépôts métalliques sur les branchies

Une coloration orange des branchies (BO) des crevettes est apparue assez subitement dans certaines fermes déjà en activité depuis plus de 20 ans (Lemonnier *et al.*, 2021b). Associée à une accumulation d'oxydes de fer à la surface des lamelles branchiales (figure 2.11), son intensité dépend du stade de mue. Elle disparaît après la mue (stade A) et est maximale au stade pré-mue (D2).

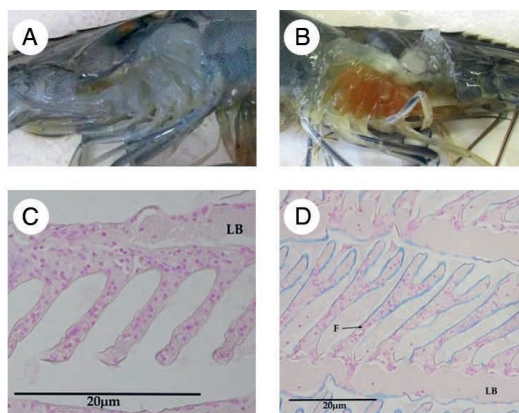


Figure 2.11. Zones branchiales sans cuticule : A) crevette témoin ; B) crevette avec branchies orange ; images obtenues par microscopie optique après coloration de Perl's : C) branchies témoin ; D) branchies orange.

Les analyses histologiques après coloration de Perl's révèlent la présence de fer à la surface des lamelles branchiales (photographie D, couleur bleue). LB : lamelle ; F : filament.

Source : d'après Lemonnier *et al.*, 2021b, photographies C) et D) © LNC ; © 2021 Elsevier B.V. All rights reserved.

Les études par microscopie électronique ont aussi révélé, dans une moindre proportion, une accumulation d'aluminium qui peut être à l'origine d'anomalies structurales chez les crevettes pénéides (Russell *et al.*, 2019). 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 chez la crevette aveugle *Rimicaris exoculata* qui domine la faune des sources hydrothermales en Atlantique (e. g. Schmidt *et al.*, 2009) mais aussi chez les poissons d'eau douce élevés dans des bassins dont l'eau est d'origine souterraine (par exemple : Teien *et al.*, 2008). Ces environnements sont très riches en fer sous sa forme réduite. Le fer, à la suite de son oxydation au niveau des branchies, s'accumule sous sa forme hydroxyde, forme détectée à la surface des branchies des crevettes lorsqu'elles sont colorées.

Différentes expériences ont été conduites pour identifier l'origine des métaux dans les élevages. Les dépôts métalliques disparaissent avec la mue et ne réapparaissent pas lorsque les animaux sont maintenus dans des aquariums ou dans la colonne d'eau des bassins, suggérant que le sédiment est à l'origine de ces dépôts métalliques.

Conditions physico-chimiques favorables à la biodisponibilité des métaux dans les sédiments

Les sédiments ont montré de fortes concentrations en fer, en manganèse et en cobalt sous leurs formes dissoutes et réduites dans les eaux interstitielles du premier centimètre de sédiment. La concentration en fer atteignait des valeurs supérieures à 1 000 $\mu\text{mol/L}$. Les concentrations en cobalt et en manganèse étaient très fortement corrélées à celles du fer. Ces fortes concentrations en métaux apparaissent pour des pH inférieurs à 6,7 et des potentiels d'oxydoréduction compris entre -100 et 0 mV (figure 2.12).

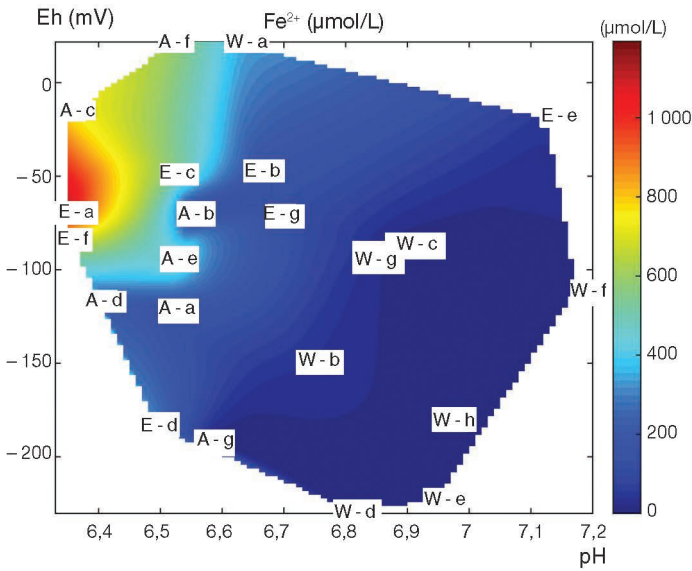


Figure 2.12. Distribution des concentrations en fer sous sa forme dissoute Fe^{2+} exprimées en $\mu\text{mol/L}$ dans les eaux interstitielles du premier centimètre du sédiment en fonction du potentiel d'oxydoréduction et du pH dans trois bassins de production.

Les étiquettes représentent les stations échantillonnées (lettre majuscule pour l'identification du bassin et minuscule pour la station). Eh : potentiel d'oxydoréduction ; Fe^{2+} : ions ferreux.

Source : d'après Lemonnier *et al.*, 2021a © 2021 Lemonnier, Royer, Caradec, Lopez, Hubert, Rabiller, Desclaux, Fernandez and Andrieux-Loyer.

Concernant l'aluminium, les concentrations totales dans les sédiments sont très variables en fonction des fermes et comprises entre moins de 0,1 et 400 $\mu\text{g/g}$ de sédiment sec. 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 baisse du pH. La présence d'aluminium à la surface des branchies s'expliquerait par la formation de sédiments acides propices à la solubilisation de ce métal. Ce résultat est cohérent avec la solubilisation du fer, du cobalt et du manganèse à l'interface eau-sédiment en lien avec des conditions légèrement acides. Toutefois, la solubilisation de l'aluminium nécessite normalement des conditions acides plus sévères mais qui sont susceptibles d'apparaître dans certaines zones des bassins.

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 chrome 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).

Processus de diagenèse

Les processus de diagenèse expliquant la formation de ces éléments sont associés à certaines conditions de pH et d'oxydoréduction. Quatre environnements géochimiques ont été identifiés, chacun étant associé à des processus différents (figure 2.13). La minéralisation de la matière organique induit une production significative d'hydrogène sulfuré, d'acides volatiles sulfurés et de pyrite (disulfure de fer) 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 de cations et de sulfates (par exemple : Karimian *et al.*, 2018). 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.

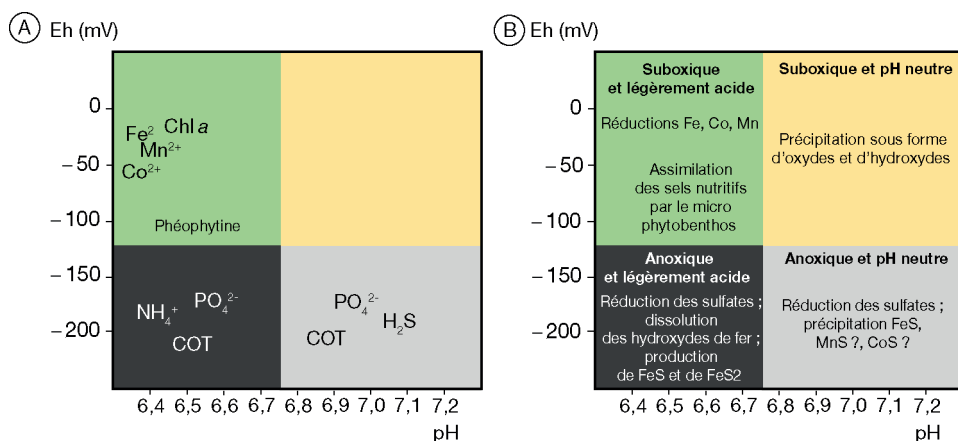


Figure 2.13. Diagrammes pH-potential d'oxydoréduction (Eh) à l'interface eau-sédiment dans les bassins d'élevage avec des branchies orange. A) Conditions biogéochimiques ; B) principales réactions associées au processus de diagenèse précoce.

chl a : chlorophylle a ; Co : cobalt ; Co²⁺ : ion cobalt ; CoS : oxysulfure de carbone ; COT : carbone organique total ; Fe : fer ; Fe²⁺ : ion ferreux ; FeS : sulfure de fer ; FeS₂ : disulfure de fer ; H₂S : hydrogène sulfuré ; Mn : manganèse ; Mn²⁺ : ion manganèse ; MnS : sulfure de manganèse ; NH₄⁺ : ion d'ammonium ; PO₄²⁻ : pression partielle d'oxygène.

Source : Lemonnier, 2022.

Dynamique des branchies orange et conséquences sur la santé des animaux

Des dépôts similaires chez les poissons (truite, saumon) peuvent entraîner des états de stress importants et la mort des animaux. 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 entraînant parfois leur mort (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. Toutefois, la question de l'impact de ces dépôts sur la santé des animaux, même de manière transitoire, était 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. Quatre-vingt-quatre élevages ont été suivis sur une période de 6 ans en collaboration avec un fermier. La coloration touche les animaux après 12 à 18 semaines d'élevage pour un poids moyen compris entre 15 et 25 g et 70 % du cheptel peut être touché dans un même bassin. Cette apparition est d'autant plus précoce que le phénomène sera intense et semble dépendant de l'alimentation (figure 2.14 A). Les pêches partielles qui débutent entre la 17^e et la 19^e semaine d'élevage impliquent une baisse progressive de l'alimentation qui impacte directement la prévalence des BO dans le système pour une année donnée. Les suivis mis en place montrent que ce phénomène a été le plus intense deux ans après les premières observations pour diminuer progressivement avec les années. L'intensité du phénomène a aussi varié au sein d'une même année. Son apparition précède et/ou est concomitante à une baisse de croissance (figure 2.14 B). Cet impact sur la croissance a été validé par une analyse de classification conduite sur plus de 50 élevages touchés ou non par ce phénomène de BO (Tokotoko, com. pers.).

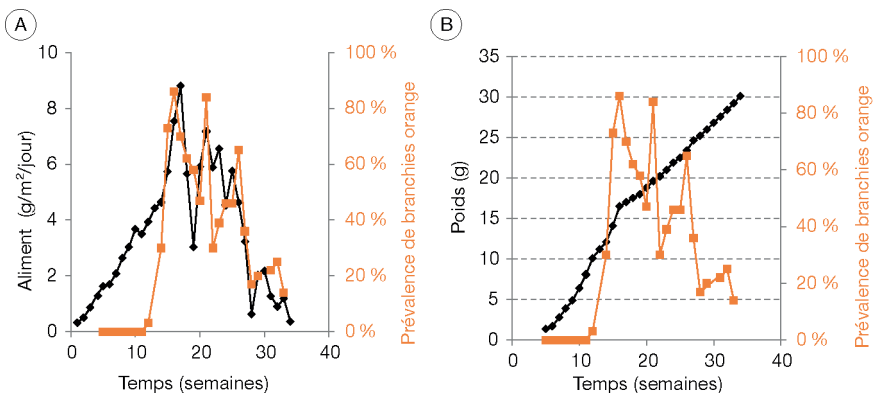


Figure 2.14. A) Évolution de l'alimentation exprimée en g/m² et par jour (symboles noirs) et de la prévalence en branchies orange au sein de la population en fonction du temps d'élevage exprimé en semaines (en orange). B) Évolution pour le même élevage des poids moyens en g (symboles noirs) et des branchies orange. On note une chute de la croissance après l'arrivée des branchies orange. Source : Hugues Lemonnier, d'après des données La Sodacal (com. pers.) et Lemonnier, 2022.

L'accumulation de fer sur les lamelles branchiales diminuerait la capacité des animaux pour respirer mais aussi pour permettre l'osmorégulation (Freire, Onken et McNamara, 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. 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, cet autre facteur de stress pourrait impacter la croissance. Il est donc possible que le stress mesuré à travers la baisse de croissance soit le fait de ces deux facteurs qui pourraient cumuler et même surexprimer leurs effets : l'hypoxie liée aux dépôts de fer et le pH.

Conclusions

À l'échelle des élevages, l'apparition des BO coïncide avec un changement du fonctionnement biogéochimique de cet agrosystème qui passe d'un mode pour le compartiment sédimentaire de type autotrophe à un mode hétérotrophe. Il est une conséquence de la pyritisation et de l'acidification des sédiments, processus qui se mettent en place sur le long terme. Ce phénomène est associé à un changement progressif de trajectoire du système.

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 et aucun impact sur les survies finales n'a pu être mis en évidence. 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*³ ». Cette définition permet de prendre en compte les maladies d'origine environnementale sans action d'un ou de plusieurs agents pathogènes 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.

Diversité et dynamique du phytoplancton au cours d'un élevage

Contexte

Une bonne gestion de la communauté phytoplanctonique est décrite par la littérature comme essentielle pour maximiser la productivité des bassins d'élevage (par exemple : Casé *et al.*, 2008). Un éleveur doit maintenir la stabilité de ce compartiment pour éviter la fluctuation de certains paramètres physico-chimiques qui en dépendent et qui sont potentiellement stressants pour les animaux. Le phytoplancton joue en effet un rôle central pour maintenir la qualité du milieu d'élevage et la santé des animaux (Lyu *et al.*, 2021). Il produit de l'oxygène,

3. « Tout écart par rapport à un état de santé normal », en français (traduction de l'auteur).

paramètre critique pour la survie des animaux, évite la croissance des algues benthiques, limite l'accumulation de certains sels nutritifs potentiellement toxiques, constitue une protection des animaux par ombrage, et est une source alimentaire pour le zooplancton, lui-même source de nourriture pour les crevettes. La présence de diatomées dont certaines sont riches en acides gras à longues chaînes polyinsaturées est considérée comme plutôt favorable à la santé et à la croissance des animaux élevés contrairement à celle des cyanobactéries et des dinoflagellés, qui vont affaiblir leur système immunitaire (Martins *et al.*, 2016).

Avec la chute des blooms, des crises dystrophiques peuvent apparaître et conduire à des conditions d'anoxie. La présence de protistes potentiellement nuisibles a, par exemple, été rapportée en Nouvelle-Calédonie avec la présence d'une Raphidophyceae *Heterosigma akashiwo* qui, en atteignant de trop fortes biomasses, a conduit à une mortalité de crevettes. De tels phénomènes ont ainsi été rapportés dans les principaux pays producteurs. Le compartiment phytoplanctonique peut être à l'origine de mortalités par production de toxines. Des blooms toxiques ont été identifiés en Chine avec *Alexandrium tamarense* et au Mexique avec *Gymnodinium catenatum*. La présence dans les systèmes de production 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.

Le compartiment phytoplanctonique est sous influence de facteurs biotiques et abiotiques. Le contrôle des ressources en nutriments (*bottom-up*) est un élément important pour éviter une prolifération des algues. Les algues sont en retour consommées par une multitude d'organismes marins qui permettent un contrôle *top-down* de leur biomasse et des communautés présentes. En présence de lumière, la température et l'apport en nutriments contrôlent sa croissance et sa productivité.

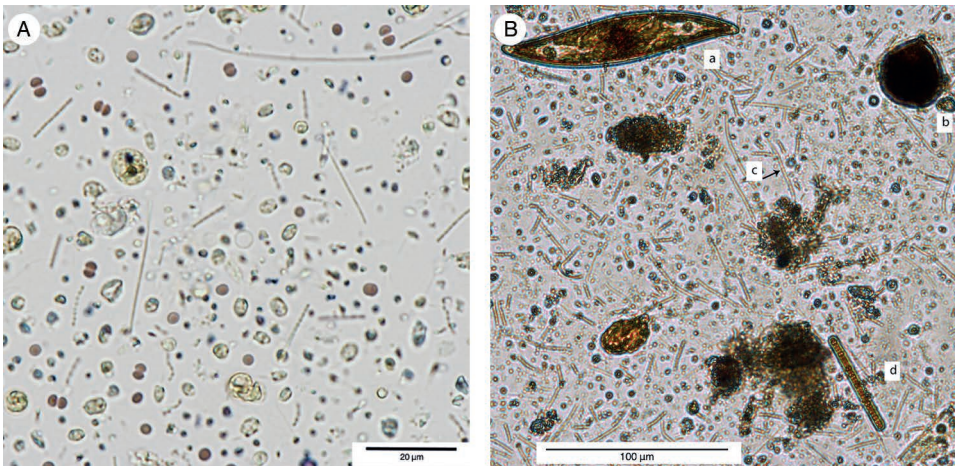


Figure 2.15. A) Pico- et nanoplankton d'un échantillon d'un bassin de production en janvier 2002 en Nouvelle-Calédonie. B) Autre exemple de communauté planctonique observée dans un bassin. a) *Pleurosigma* sp. ; b) *Protoperidinium* sp. ; c) cyanobactérie filamenteuse ; d) Oscillatoriale.

Source : A) Élisabeth Nézan ; B) Ronan Lucas.

L'objectif est ici de décrire la diversité algale mais aussi la dynamique de ce compartiment afin de mieux caractériser le processus d'eutrophisation dans cet agrosystème (figure 2.15). Les pratiques zootechniques doivent être en mesure d'accompagner cette dynamique pour qu'elle soit la plus stable possible. Sachant que l'eau de mer est généralement pompée dans le milieu naturel, les taxons présents dans les systèmes d'élevage seront issus des milieux côtiers qui vont varier entre les sites de production et en fonction de l'année. Ce compartiment est au final particulièrement complexe à étudier du fait de son importante diversité taxonomique et de la diversité des tailles présentes. On peut classiquement discriminer 3 grandes classes. Le picoplancton comprend les taxons dont les tailles sont comprises entre 0,2 et 2 μm . La taille du nanoplancton varie entre 2 et 20 μm et celle du microplancton est supérieure à 20 μm .

La diversité

La diversité taxonomique

Dans une étude réalisée à partir de 91 échantillons prélevés dans des fermes en Australie, Mann (2017) rapporte la présence de 137 microalgues identifiées au niveau de genre (96) ou de l'espèce dont 26 dinoflagellés, 28 diatomées, 12 cyanophytes et 2 raphidophytes. Yang *et al.* (2020a) 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. Une synthèse établie à partir de 29 articles publiés entre 1978 et 2020 montre la présence de 142 genres dans les bassins d'élevage des principaux pays producteurs (Lemonnier, 2022). Toutefois, les études sur cette diversité concernent essentiellement des taxons déterminés par microscopie optique. Ils sont généralement d'assez grande taille. De fait, une partie de la diversité appartenant aux espèces pico- et nanoplanctoniques n'est pas suffisamment prise en compte.

À titre de comparaison, une soixantaine de genres appartenant à plus de 40 familles a pu être listée en Nouvelle-Calédonie, environ trente d'entre elles furent déterminées à l'échelle de l'espèce. Les genres *Acrocellulus*, *Minutocellus*, *Araneolasquam*, *Mamiella*, *Phaeocystis*, *Karenia* et *Metadinophysis* (figure 2.16) n'ont été rapportés à notre connaissance qu'en Nouvelle-Calédonie.

La diversité cytométrique

La cytométrie est très rarement utilisée pour caractériser les peuplements phytoplanctoniques dans le domaine de la crevetticulture, pourtant c'est une technique très utilisée en océanographie. Elle est en effet très appropriée pour suivre les populations qui se succèdent et se développent rapidement dans les systèmes eutrophes tels que les bassins d'élevage. Elle permet d'accéder au pico- et au nanophytoplancton.

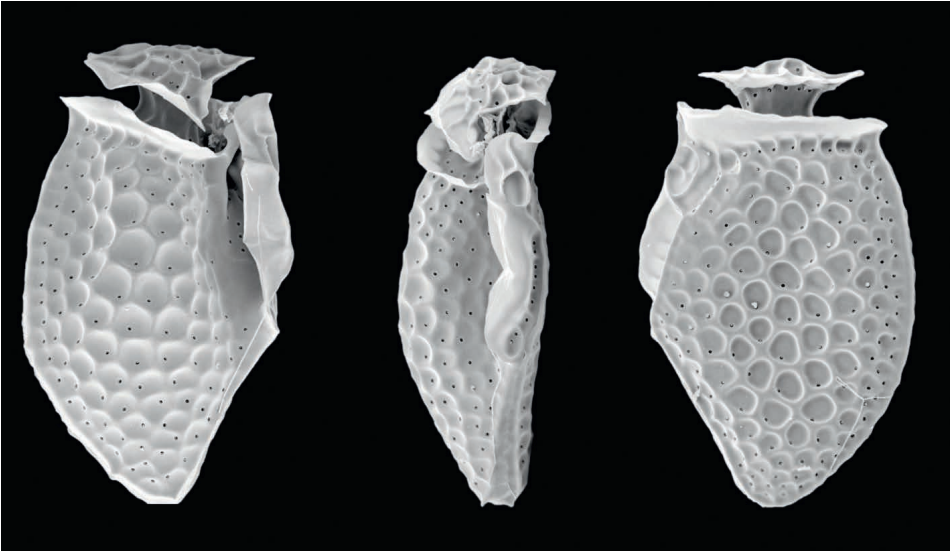


Figure 2.16. Image obtenue par microscopie électronique à balayage d'un taxon très rarement observé, il s'agit de *Metadinophysis sinensis* (Nie et Wang, 1941) collecté dans un bassin d'élevage en Nouvelle-Calédonie en 2012.

Le genre *Metadinophysis* a été proposé pour la première fois en 1941 à la suite de la description de cette nouvelle espèce.

Source : Chomérat et Nézan.

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 μm , liée à la taille des cellules) en fonction de la fluorescence rouge normalisée (FL3/1 μm , 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 2.17). La fluorescence orange permet de discriminer les cyanobactéries de type *Synechococcus* et les cryptophytes (due aux biliprotéines) des autres cellules.

Sept principaux groupes cellulaires ont été identifiés dans les eaux des bassins en Nouvelle-Calédonie. Les signatures cytométriques identifiées comme appartenant au genre *Synechococcus* (SYN et UNK) et aux picoeucaryotes (PEU) les désignent comme faisant partie de la classe de taille du picoplancton, c'est-à-dire des cellules non retenues par un filtre de 3 μm de maille. Le nanophytoplancton (NAN) N1, N2 et N3 (entre 3 et 20 μm) présente une diversité cytométrique plus élevée que le picoplancton. Ce sont des cellules eucaryotes de taille croissante possédant de la chlorophylle *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).

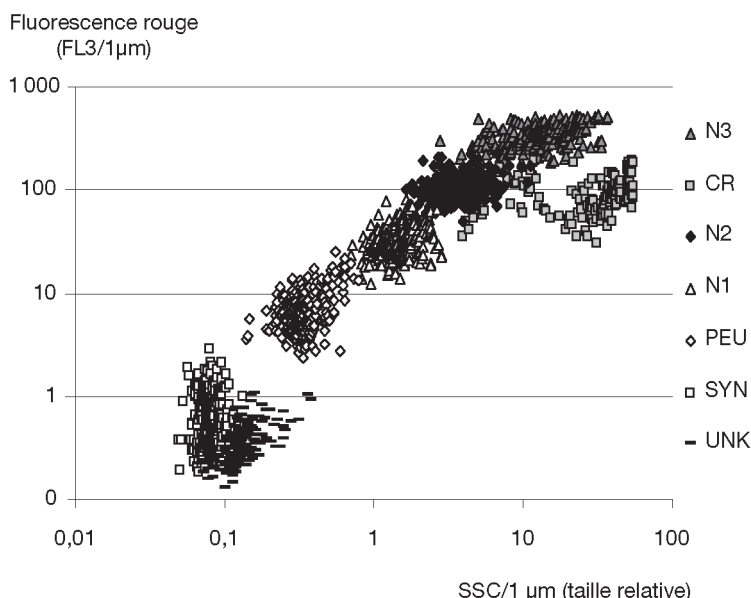


Figure 2.17. Caractéristiques cellulaires normalisées et mesurées par cytométrie en flux des échantillons prélevés dans des bassins d'élevage.

Dans cet environnement, sept principaux groupes cellulaires ont été identifiés et désignés : SYN (*Synechococcus* sp.), UNK (*Synechococcus* clade VIII), PEU (picoeucaryotes), N1, N2, N3 (nanophytoplancton de types 1 à 3), CR (cryptophytes).

Source : d'après Courties *et al.*, 2005a.

La diversité pigmentaire

La composition du phytoplancton peut être déterminée à partir d'une analyse pigmentaire réalisée par chromatographie en phase liquide à haute performance. Certains photopigments sont caractéristiques de certains taxons (chlorophytes, cryptophytes, cyanobactéries, diatomées et dinoflagellés). Cette technique permet aussi de détecter la présence de flagellés, qui, pour certains, sont moins bien repérés par des procédures plus classiques comme la microscopie optique.

Dans les élevages calédoniens, les analyses des pigments ont montré la présence des pigments chlorophylliens chl *a*, chl *b*, chl *c1*, chl *c2*, chl *c3*, magnésium 3,8-divinyl pheoporphyrine et des caroténoïdes suivants : périidine, 19'-but-fucoxanthine, fucoxanthine, prasinoxanthine, violaxanthine, 19'-hex-fucoxanthine, néoxanthine, diadinoxanthine, alloxanthine, lutéine, zéaxanthine et de β -carotène. On notera l'absence de monovinyl chl *c3*, et de chl *c2*-monogalactosyldiacylglycérile ester et de divinyl-chl *a* qui est un marqueur des cyanobactéries du genre *Prochlorococcus*. L'absence de divinyl-chl *a* a ainsi confirmé les résultats de cytométrie et l'absence du genre *Prochlorococcus* dans les eaux des bassins d'élevage, genre très abondant dans les océans. La présence d' α -carotène a été observée mais de manière très ponctuelle.

L'analyse de la dynamique pigmentaire a montré que trois groupes dominaient les communautés (Lemonnier *et al.*, 2016) : les cyanobactéries, les prasinophytes types 1-2 et les diatomées. La présence de prasinophytes type 3, de chlorophytes, de dinophytes,

de cryptophytes, d'haptophytes type 6 et de pelagophytes a aussi été mise en évidence. Une analyse pigmentaire dans des bioflocs a montré la dominance des diatomées, des euglenophytes, des cyanobactéries et des chlorophytes, et une présence ponctuelle de dinoflagellés en début de cycle d'élevage (Llario *et al.*, 2019). Toutefois, le groupe des dinophytes pourrait avoir été largement sous-estimé dans le cadre de ces études. De nombreux dinoflagellés mixotrophes ne possèdent en effet pas de péridine, pigment classiquement associé à ce groupe. Cette absence conduirait à une sous-estimation de la présence de ce taxon dans les bassins d'élevage dont les conditions de milieu sont particulièrement favorables aux mixotrophes (Burford, 1997).

Dynamique du phytoplancton

Schéma conceptuel

En conditions expérimentales, différentes cultures sont possibles à partir d'une eau côtière pour produire du phytoplancton (Herbland, 2007).

La culture en chémostat est une forme de culture avec un apport en continu de nutriments dans le récipient de culture. Un volume d'eau égal 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 géré avec des renouvellements en eau est au final assez proche de ce type de culture 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 (température, quantité de lumière) ainsi que les communautés apportées dans le système avec les eaux de renouvellement 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 et obtenir un système suffisamment résilient pour faire face aux variations des conditions météorologiques. Ce principe de culture explique la tendance générale d'évolution du phytoplancton sur toute la durée de l'élevage (figure 2.18).

La culture en « *batch* » est plus simple et permet d'expliquer les blooms observés à certaines périodes de l'élevage. Son principe est fondé sur l'introduction de plusieurs nutriments nécessaires à la croissance du phytoplancton dans un récipient de culture sans renouvellement. 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. L'ensemble du cycle dure environ 10 à 14 jours après l'ajout des fertilisants et conduit à produire

du nanophytoplancton qui culmine après 5 à 9 jours en fonction des conditions météorologiques (figure 2.19). La tendance naturelle sera donc au développement de ces blooms ponctuels pendant la phase d'élevage en réponse à des pulses en nutriments qui ont potentiellement plusieurs origines possibles : augmentation des flux de nutriments des sédiments vers la colonne d'eau, changement brutal dans la conduite des élevages avec un ajout de fertilisants et/ou une alimentation non adaptée.

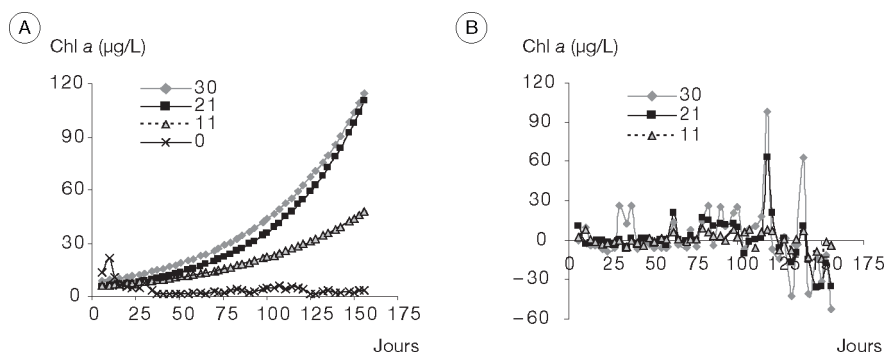


Figure 2.18. A) Tendence exponentielle calculée à partir de l'évolution des concentrations en chlorophylle a (chl a) pour des élevages expérimentaux conduits dans des bassins en terre à différentes densités d'élevage (0, 11, 21 et 30 animaux/m² et renouvellements identiques et temporellement croissants). B) Écarts à la tendance exponentielle qui montre une augmentation de la variabilité en seconde partie de l'élevage d'autant plus forte que l'élevage est intensifié.

Source : Lemonnier, 2007.

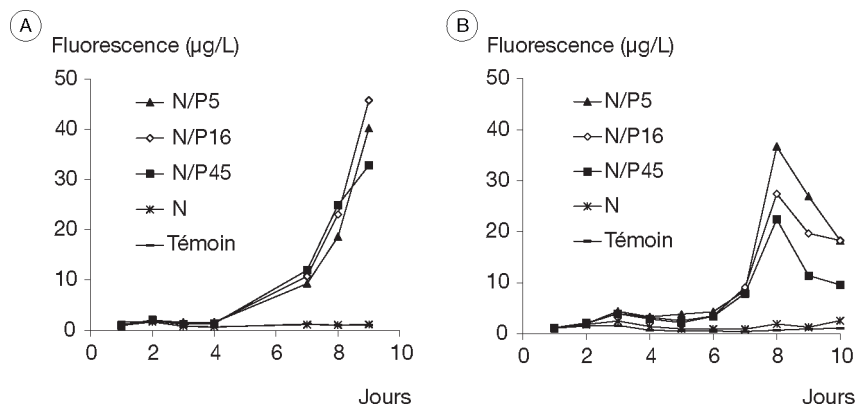


Figure 2.19. Évolution de la fluorescence dans la colonne d'eau en fonction des traitements pour deux séries d'expérience.

Une première série d'expérimentations réalisées dans des bacs en extérieur (sans sédiment et sans crevette) sur le mode de la « batch culture » avec de l'eau d'origine lagunaire a montré que l'ajout ponctuel d'un seul élément, azote ou phosphore, n'influe pas ou peu sur la biomasse phytoplanctonique initiale de l'eau pompée en fond de baie. En revanche, l'ajout simultané des deux éléments réalisé dans le cadre de deux expérimentations successives (A : expérimentation 1 ; B : expérimentation 2), même avec des rapports stœchiométriques très différents (compris entre 0 et 45), a pour réponse un accroissement de la biomasse chlorophyllienne à partir du sixième jour et une modification des communautés phytoplanctoniques caractérisée par le développement d'un bloom nanoplanctonique. N : azote ; P : phosphore.

Source : Ronan Lucas, com. pers.

Évolution des biomasses

La chlorophylle *a* considérée comme un proxy de la biomasse algale montre des concentrations relativement faibles en début d'élevage comparativement aux valeurs enregistrées en fin de production. Les valeurs passent de 1 à 2 µg/L à des valeurs pouvant atteindre 160 à 190 µg/L. Les valeurs les plus faibles sont proches de celles mesurées dans les environnements très côtiers tropicaux (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 pour des élevages intensifs de crevettes en Australie (Burford *et al.*, 2003). À titre de comparaison, pour les élevages super-intensifs de *L. vannamei* à 200 crevettes/m², les biomasses peuvent même atteindre plus de 300 µg/L.

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 à du nanophytoplancton d'une taille comprise entre 2 et 20 µm (figure 2.20).

Même si des blooms de microplancton (> 20 µm) peuvent être observés et représenter en termes de biomasse une fraction significative de la biomasse totale, ils ne constituent 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 avec l'apport croissant en aliment. La fraction inférieure à 2 µm peut devenir négligeable dans certains échantillons dans cette seconde période.

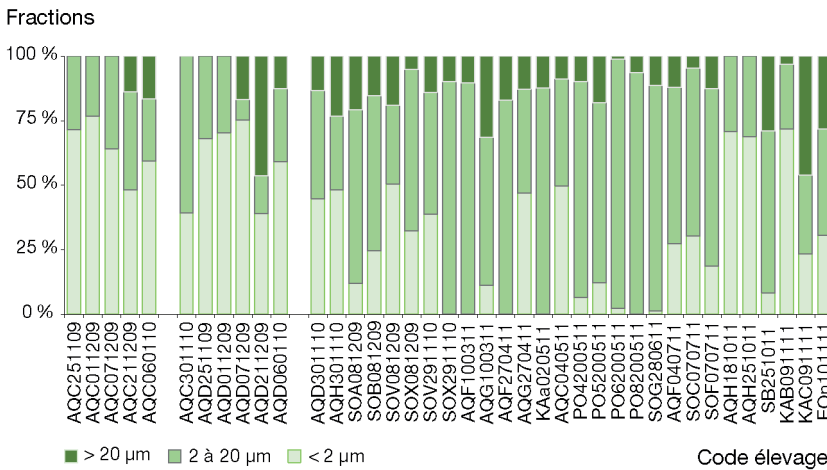


Figure 2.20. Classes de taille observées dans des bassins d'élevage de la filière. Les dix premières fractions en partant de la gauche correspondent à un suivi réalisé en 2009 dans une même ferme. Les autres fractions correspondent à des échantillons récoltés dans différentes fermes de production. Source : Lemonnier, 2022.

Les facteurs limitant les biomasses phytoplanctoniques en élevage

Les communautés dans le lagon sont généralement dominées par des picocyanobactéries (*Prochlorococcus* sp. et *Synechococcus* sp.) et par des picoeucaryotes

en abondance comme en biomasse. Elles sont freinées dans leur croissance par la disponibilité restreinte en azote (Jacquet *et al.*, 2006). Ce verrou nutritif qui contrôle le compartiment phytoplanctonique dans le lagon se trouve supprimé au niveau du bassin aquacole par un apport continu de matière organique générée par l'aliment pour nourrir les animaux. Le réseau trophique qui se met alors en place dans la colonne d'eau des élevages est dominé par une population picophytoplanctonique plurispécifique et associé à une boucle microbienne très active. Si les cyanobactéries de type *Synechococcus* sp. dominant en début d'élevage, elles vont être progressivement remplacées par une autre picocyanobactérie (clade VIII), puis par des picoeucaryotes dominés par des diatomées (par exemple : *Chaetoceros calcitrans*) et/ou par des algues vertes (Prasinophycées) (figure 2.21). 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).

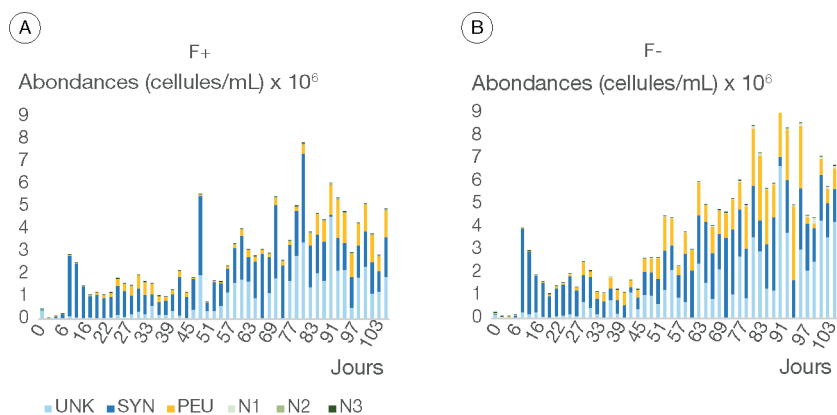


Figure 2.21. Abondances cellulaires moyennes ($N = 3$) mesurées par cytométrie en flux dans des bassins expérimentaux pour deux taux de nutrition.

Six principaux groupes cellulaires ont été identifiés et suivis dans cette expérience : le groupe des *Synechococcus* du clade VIII (UNK), celui des *Synechococcus* sp. (SYN), des picoeucaryotes (PEU) et du nanophytoplancton avec 3 types désignés 1 à 3 (N1, N2, N3). Une nutrition moins (F-, voir graphique A), minimisant au maximum les restes sur les mangeoires, et une nutrition plus (F+, voir graphique B), ne tenant pas ou peu compte des restes observés, ont été testées. La quantité d'aliment a divergé de manière significative après 55 jours. Cette expérience a montré un effet significatif ($p > 0,05$) du taux de nutrition (F+/F-) sur le compartiment phytoplanctonique (biomasse chlorophyllienne, abondance en picoeucaryotes (PEU) et en nanophytoplancton (NAN de type N3) mais aussi sur le compartiment bactérien (non montré). L'écart d'alimentation à partir du cinquantième jour (J50) a favorisé l'abondance des PEU, puis, et de manière successive, avec la durée d'élevage des groupes nanophytoplanctoniques N1 et N3. Source : Ronan Lucas, com. pers.

Des travaux sur la fertilisation azotée 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, des expérimentations dans des bassins expérimentaux par ajout de phosphore en plus de l'azote n'ont montré aucun effet sur la dynamique phytoplanctonique. Les sources d'éléments nutritifs sont bien plus nombreuses dans un système comme le bassin aquacole à fond de terre, ce qui expliquerait pourquoi, même sans ajout de phosphore, le phytoplancton peut se développer. Des expériences conduites en bacs suggéraient aussi une capacité de ces populations phytoplanctoniques à se développer dans des milieux pour lesquels les rapports azote/phosphore (N/P) sont très éloignés du rapport de Redfield. Ce rapport décrit les proportions de composition atomique de phytoplancton marin. Une valeur inférieure à 16 indique une limitation de la croissance du phytoplancton par l'azote alors qu'un rapport supérieur montre une limitation par le phosphore. Il n'y aurait donc pas d'utilité à fertiliser les bassins avec des engrais phosphorés pour des élevages semi-intensifs conduits avec une alimentation modérée et la plus progressive possible. L'azote serait le nutriment le plus limitant pour la production primaire.

Toutefois, un apport significatif (effet *batch culture*) et soudain en nutriments dans cet agrosystème peut induire un renversement ponctuel de la domination du picophytoplancton par le nanophytoplancton modifiant dès lors la relation établie entre les bactéries et le compartiment phytoplanctonique (Lucas *et al.*, 2010). Cet apport peut être dû aux pratiques de l'éleveur (fertilisation et/ou alimentation non adaptée) ou 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). 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 d'ammonium vers la colonne d'eau. 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.*, 2017). 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. 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 de dominances du pico-, puis du nanophytoplancton.

Si l'azote est le facteur limitant pour les élevages les moins intensifiés (aliment $< 5 \text{ g/m}^2/\text{j}$), le phosphore le deviendrait progressivement pour des élevages dont l'alimentation serait supérieure à $5 \text{ g/m}^2/\text{j}$. Le rapport N/P (mole/mole) de l'aliment étant de 10,5, 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 montre que les flux de phosphate sont maximums entre 5 et 7 semaines d'élevage après l'ensemencement. Les flux en ammonium deviennent maximums après 9 semaines d'élevage lorsque le sédiment passe du statut autotrophe au statut hétérotrophe. Ce décalage temporel des apports d'azote et de phosphore 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 de la qualité initiale du sédiment comme source de variabilité de la colonne d'eau. 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 et/ou milieu trop réduit) ne permettrait pas au bloom de nanophytoplancton de se maintenir, conduisant à une instabilité ponctuelle du milieu.

Blooms phytoplanctoniques toxiques ou nuisibles

Une baisse de productivité des bassins d'élevage liée au développement de blooms toxiques ou nuisibles était jusqu'en 2017 un problème récurrent pour l'industrie de la crevette australienne (Mann, 2017). La prolifération de certaines espèces pourrait être associée à des mortalités. Toutefois, la diversité des espèces et des mécanismes impliqués rend 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 toxiques sur les crevettes sont rares. Ce domaine reste en effet peu étudié malgré l'importance de cette production dans l'aquaculture mondiale.

Les efflorescences nuisibles sont caractérisées par des densités cellulaires anormalement hautes. Elles 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. 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 conduisant à des perturbations physiologiques. Les blooms peuvent aussi être à l'origine d'un stress n'entraînant aucune mortalité mais favorisant l'expression de vibrioses. Mann (2017) identifie 19 microalgues dont 12 dinoflagellés, 3 Raphidophytes, 2 diatomées, 1 Prymnesiophyte et 1 cyanobactérie comme potentiellement dangereuses dans les élevages australiens (tableau 2.1). Le genre *Heterosigma* sp. et les dinoflagellés appartenant à l'ordre des Gymnodiniales seraient les taxons les plus dangereux car significativement

Tableau 2.1. Taxons suspectés comme dangereux pour la crevette d'élevage (liste non exhaustive).

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 verruculosa</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 caudata</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</i> cf <i>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>Pseudo-nitzschia</i> (groupe des <i>delicatissima</i>)		<i>Nitzschia navis-varingica</i> (VT)
<i>Pseudo-nitzschia pungens</i> / <i>multiseriis</i>		
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 : Équateur ; TW : Taiwan.

Sources : d'après Alonso-Rodríguez et Páez-Osuna, 2003 ; Lemonnier *et al.*, 2016 ; Mann, 2017 ; Núñez Vázquez *et al.*, 2011 ; Pérez-Morales *et al.*, 2017 ; Yeganeh *et al.*, 2020.

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 la 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 (Alonso-Rodríguez et Páez-Osuna, 2003).

En Nouvelle-Calédonie, les dinoflagellés hétérotrophes semblaient mieux représentés dans une ferme fortement impactée par les vibrioses, alors que la présence de dinoflagellés mixotrophes comme *Alexandrium pseudogonyaulax* et *A. tamutum* n'avait été relevée que sur une seconde ferme moins touchée par les maladies. Quant aux observations conduites sur les dinoflagellés épibenthiques, *Prorocentrum rhathymum* figurait à faible concentration. Une espèce du genre *Karenia*, potentiellement dangereuse, a aussi été détectée. Les cyanobactéries filamenteuses (Oscillatoriales) sont très représentées dans les échantillons ainsi que les diatomées nanoplanctoniques de la famille des Thalassiosiraceae. Concernant les dinoflagellés, plusieurs espèces potentiellement toxiques ont été identifiées par des outils moléculaires : *P. rhathymum*, *Karenia mikimotoi*, *Karlodinium veneficum* et *Heterocapsa pygmaea*. La présence de deux espèces de la famille des Pfesteriaceae, *Luciella masanensis* et *Stoeckeria* sp., de plusieurs Peridiniales dont *Protoperidinium* cf. *bipes* et de 3 dinoflagellés inconnus appartenant là aussi à l'ordre des Peridiniales a été rapportée.

Pour conclure, les différentes observations réalisées en Nouvelle-Calédonie montrent la présence de plusieurs taxons potentiellement nuisibles pour la santé des élevages et permettent aujourd'hui d'avoir une première liste de taxons à surveiller :

- genre *Heterosigma* (ordre des Chattonellales) : observé dès 1993 dans une ferme associée à de fortes mortalités en Nouvelle-Calédonie, *Heterosigma akashiwo* appartiendrait à ce genre qui affecterait plus particulièrement la productivité des bassins de crevettes en Australie ;

- genre *Alexandrium* : la sévérité, la diversité et la distribution à l'échelle de la planète de ce genre lui confèrent un rôle de premier plan dans les HAB. Ce genre comprendrait environ 40 espèces dont la moitié fut identifiée comme produisant des toxines (production de toxines paralysantes, de spriolides, de gymnodimines et de goniodomines...). Sept d'entre elles sont répertoriées comme ayant la capacité de phagotrophie dont *A. pseudogonyaulax* que l'on retrouve dans les bassins de production. *Alexandrium tamutum*, autre espèce observée dans les bassins, est capable de produire des métabolites toxiques ;

- *Karenia mikimotoi* (ordre des Gymnodiniales, famille des Kareniaceae) est responsable de nombreuses mortalités chez les poissons, chez les coquillages et chez de nombreux invertébrés dans les eaux côtières. Cette algue est considérée comme extrêmement toxique. Avec des abondances de 8.10^3 cellules par millilitre mesurées dans un bassin néo-calédonien en 2013 (Lemonnier, 2022) et du même ordre de grandeur 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 initialement attribuées à une vibriose se pose ;

– *Karlodinium venificum* (ordre des Gymnodiniales, famille des Kareniaceae) est un dinoflagellé mixotrophe (photosynthèse et phagotrophie) de 8 à 12 μm , responsable de nombreuses mortalités de poissons. Il est associé à une famille de toxines appelée karlotoxines ;

– *P. rathymum* (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 Nouvelle-Calédonie, en Australie et au Mexique (figure 2.22) ;

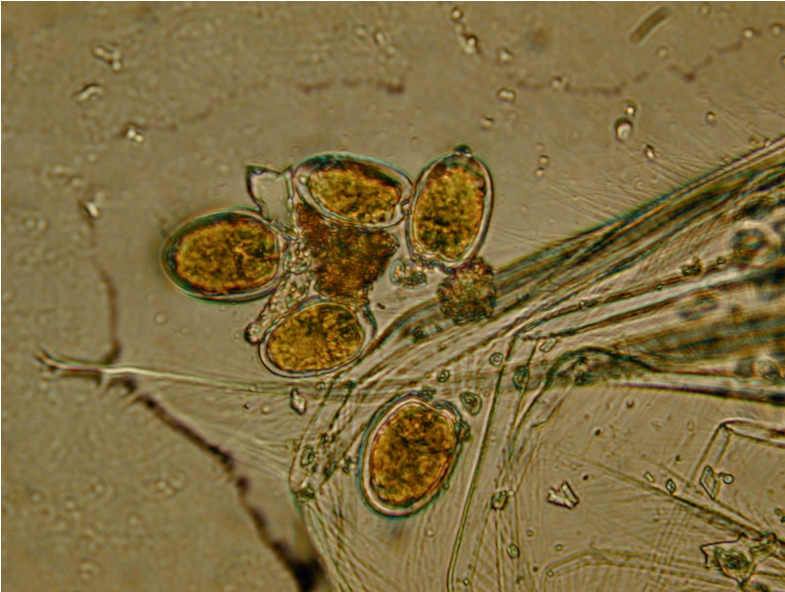


Figure 2.22. Amas de *P. rathymum* sur les appendices d'une post-larve d'un bassin en Nouvelle-Calédonie. Source : José Herlin.

– *Prorocentrum minimum* (longueur : 14-20 μm ; largeur : 10-15 μm) : cette algue forme des marées rouges dangereuses pour les écosystèmes littoraux tempérés et subtropicaux. L'expansion de ce dinoflagellé à l'échelle de la planète a été clairement montrée en lien avec l'eutrophisation du littoral. Des mortalités liées à un bloom de cette espèce dans des élevages de crevettes ont été rapportées par de nombreux auteurs ;

– *Phaeocystis* sp. (classe des Prymnesiophyceae) : au moins six espèces dont la plus connue *P. globosa* ont été décrites dans la littérature. Cette algue pourrait être en partie responsable de l'écume qui se forme dans les bassins d'élevage. L'apparition de blooms en Europe ou en Chine s'accompagne de pertes économiques massives pour l'aquaculture et pour la pêche, d'où son classement en HAB. *P. globosa* est capable d'émettre des composés hémolytiques ;

- *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 petite taille ($< 20\ \mu\text{m}$). Il suscite de l'intérêt depuis le début des années 1990 à la suite de fortes mortalités qu'il provoque chez les poissons dans les écosystèmes côtiers ;
- *Heterocapsa pygmaea* (ordre des Peridinales) ($8,9 \times 13,5\ \mu\text{m}$) était présente lors d'épisodes de forte mortalité. Elle serait potentiellement toxique ;
- les cyanobactéries sont un embranchement des bactéries improprement appelées « algues bleues ». Ce ne sont pas des algues mais bien des bactéries unicellulaires ou coloniales considérées comme indésirables. 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 géosmine et la 2-méthylisobornéol qui induisent une odeur et un goût désagréables pour les produits. *Oscillatoria* sp., *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena* sp. et *Anabaenopsis* sp. (cyanobactéries filamenteuses) sont les quatre genres susceptibles d'affecter la production de crevettes.

Discussion et perspectives

Le phytoplancton est très diversifié dans les bassins d'élevage. À ce stade, cette biodiversité reste insuffisamment décrite. Les observations montrent la présence de taxons encore inconnus, en particulier chez les Peridinales. Ceux mis en évidence au sein des communautés dans les bassins aquacoles ne sont généralement pas les mêmes que ceux observés dans le lagon. L'environnement « bassin » reflète sans doute beaucoup plus les taxons présents dans les systèmes les plus côtiers. Il pourrait favoriser l'émergence et la prolifération de certaines algues habituellement peu présentes ou même rares et donc plus difficiles à identifier en milieu naturel. L'étude de cette diversité doit être poursuivie à la fois pour comprendre le fonctionnement de cet agrosystème, pour 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'avait jamais été recensé dans les eaux lagonaires jusque très récemment, alors que deux espèces distinctes avaient déjà 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 microalgues toxiques et nuisibles n'ont été prises 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 de ces algues a priori aléatoire et imprévisible au sein d'une même ferme, entre les fermes, 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, alors que ce ne serait au final que des causes secondaires. Un autre facteur est celui du manque de formation des éleveurs à l'identification du phytoplancton.

Concernant ces microalgues, aucune toxicité n'a été formellement montrée pour les taxons supposés nuisibles et présents dans les bassins d'élevage en Nouvelle-Calédonie. 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. rhathymum*, *K. venificum* et *K. mikimotoi*) dans les bassins d'une ferme 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 *K. mikimotoi* et la raphidophyte *H. akashiwo* sont bien connus et à l'origine de tels phénomènes dans les écosystèmes côtiers aux États-Unis (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. Les recherches doivent se poursuivre pour identifier les taxons les plus dangereux et pour que nous soyons en mesure d'analyser les facteurs de prolifération et/ou de toxicité.

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 grande taille ($> 20 \mu\text{m}$). Alors que ces environnements peuvent servir de modèle pour les études en écologie, ils sont au final assez méconnus. Des suivis dans de tels écosystèmes permettraient d'obtenir une reproductibilité suffisante pour identifier certains processus impliqués dans l'eutrophisation des milieux tropicaux et pour extraire les effets liés aux conditions météorologiques et de gestion.

Bien que limités, les différents travaux exposés précédemment ont ainsi permis de mieux comprendre l'évolution de ce compartiment et les facteurs qui le contrôlent. Ils montrent une augmentation des classes de taille en lien avec l'eutrophisation de l'écosystème. Toutefois, le microphytoplancton ($> 20 \mu\text{m}$) ne domine que rarement le compartiment autotrophe et ne semble pas adapté pour s'implanter durablement. Le nanophytoplancton (entre 2 et $20 \mu\text{m}$) ne dominerait ce compartiment qu'avec la mise en place d'un couplage benthopélagique et avec un apport significatif en azote. Ce nutriment, lorsqu'il est limitant, serait plutôt favorable au développement du picophytoplancton ($< 2 \mu\text{m}$), à l'image de ce que nous observons dans le lagon. Les résultats suggèrent aussi que la vitesse de croissance des espèces semble être une clé importante pour qu'une espèce puisse s'implanter et perdurer dans l'écosystème « bassin ».

Une eutrophisation trop rapide du milieu augmenterait les risques de déséquilibre du milieu. Une évolution la plus progressive possible des populations (du pico- vers le nanophytoplancton et/ou des procaryotes vers les eucaryotes unicellulaires) lors du processus d'eutrophisation est essentielle pour assurer une stabilité environnementale.

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. Augmenter les taux de nutrition des crevettes pour favoriser la croissance conduit à une déstabilisation encore plus importante du système.

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). Les ciliés seraient susceptibles, d'après Fernandes *et al.* (2019), de contrôler les blooms non désirés. De nombreuses espèces observées dans les bassins crevetticoles ont une capacité de phagotrophie. C'est le cas, par exemple, du genre *Alexandrium* avec *A. tamarense*, du genre *Gymnodinium* avec *G. catenatum* et du 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.

L'utilisation des nouvelles technologies associées à la génomique environnementale est très prometteuse et devrait permettre d'améliorer nos connaissances sur ce compartiment. L'ADN environnemental (ADNe), outil aujourd'hui très utilisé pour étudier les communautés microbiennes dans les milieux aquatiques, a permis en Nouvelle-Calédonie de mieux comprendre la dynamique de la communauté de protistes du lagon (Meyneng *et al.*, 2024a). Outre le fait que cette étude a montré que cette communauté était fortement diversifiée, elle a également mis en évidence la prédominance des dinoflagellés, des ochrophytes et des chlorophytes, modèles de biodiversité déjà observés dans d'autres écosystèmes côtiers subtropicaux. Ces communautés se sont trouvées être fortement déstructurées à la suite du passage d'un cyclone et différentes dynamiques communautaires ont été par la suite observées avec des taxons microbiens spécifiques. Une seconde étude toujours réalisée dans les estuaires néo-calédoniens nous apprend que la composition métallique des sédiments est un facteur important pour expliquer la variabilité spatiale des communautés de protistes à l'interface eau-sédiment (Meyneng *et al.*, 2024b). Les diatomées constituent le groupe taxonomique dominant, en particulier les classes des Bacillariophyceae et des Mediophyceae. À l'image des exemples cités précédemment, la connaissance des effets des paramètres de gestion, des facteurs édaphiques, météorologiques et climatiques sur le compartiment microbien dans les élevages pourrait être améliorée avec ce nouvel outil. Elle devrait permettre d'identifier de nouveaux indicateurs d'eutrophisation et d'état des milieux mais aussi d'analyser la variabilité et la dynamique des communautés en fonction des caractéristiques de l'eau

et des taxons introduits dans le système. Il s'agit de mieux comprendre l'influence de ces apports sur le microbiote des animaux élevés (Callac *et al.*, 2022). Associée à d'autres techniques de biologie moléculaire comme la réaction de polymérase en chaîne (PCR) digitale — plus adaptée pour identifier les taxons à l'échelle de l'espèce —, cette nouvelle technologie pourrait aussi être utilisée pour suivre les microalgues potentiellement toxiques et nuisibles afin de mieux comprendre leur écologie et leur occurrence dans les élevages (Stoeck *et al.*, 2024).

Les épizooties

Contexte

Les problèmes liés aux maladies dans les élevages ne cessent d'augmenter depuis 1980 et sont devenus le principal frein à son développement. 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 Taïwan, en Chine, en Indonésie, en Inde, au Panama, au Honduras et en Équateur. La première, remarquable, eut lieu à Taïwan 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. L'apparition des maladies a causé des pertes économiques évaluées à 750 millions de dollars en Chine en 1993 et à 210 millions de dollars en 1995-1996 en Inde. 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 dollars, dont 80 % en Asie (Flegel, 2012).

Ces maladies sont, pour une part, à étiologie infectieuse, avec des virus, des bactéries, des champignons, des protistes et des parasites et, pour une autre part, 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 cause (Lightner et Redman, 1998). Jusqu'en 2010, les maladies les plus dommageables pour la filière ont été associées à des virus. Sept viroses ont été plus particulièrement ciblées à cause de l'intensité de leurs impacts par l'Organisation mondiale de la santé animale (OMSA, anciennement OIE pour Organisation internationale des épizooties) pour les crevettes pénéides. Il s'agit du syndrome des taches blanches (WSS pour *white spot syndrome* en anglais), du syndrome de Taura (TS), de la maladie de la tête jaune (YHD, pour *yellowhead disease* en anglais), de la baculovirose tétraédrique, de la baculovirose sphérique (spécifique de *P. monodon*), de la nécrose hypodermique et hématopoïétique infectieuse (IHHN pour *infectious hypodermal and haematopoietic necrosis* en anglais), de la virose létale des géniteurs (SMV pour *spawner-isolated mortality virus disease* en anglais). L'impact du TS et de l'IHHN sur la production a largement diminué par l'utilisation de souches de crevettes résistantes, contrairement au WSS et à la YHD qui restent des maladies très dangereuses. Néanmoins, d'autres maladies sont depuis apparues, associées à différents agents pathogènes. On citera la microsporidiose hépatopancréatique, l'haplosporidiose

hépatopancréatique, l'ATM pour *aggregated transformed microvill*, la maladie de la nécrose hépatopancréatique aiguë et la maladie du nodavirus de la mortalité occulte (CMNV pour *covert mortality nodavirus* en anglais) (Thitamadee *et al.*, 2016). Une maladie des yeux chez l'être humain pourrait être liée à ce nodavirus suggérant une possible transmission zoonotique de l'animal à l'humain par contact (Liu *et al.*, 2026).

Dans les années 2010, une de ces nouvelles maladies a plus fortement bouleversé la production mondiale avec des pertes annuelles estimées à 1 milliard de dollars, soit l'équivalent de 20 % du chiffre d'affaires (Chandran *et al.*, 2023). Cette épizootie serait apparue dans le sud de la Chine en 2009 ou en 2010. 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, au Brésil en 2014, aux États-Unis en 2019 et au Japon en 2020. Cette maladie touche aujourd'hui la quasi-totalité des zones de production. Elle apparaît dans les bassins de grossissement après seulement 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 PirvpA et PirvpB. Ces toxines sont proches d'une autre toxine trouvée chez les nématodes qui induit la destruction des cellules chez les insectes. Les signes cliniques ont pu être reproduits, satisfaisant par là même le postulat de Koch. Toutefois, différentes souches ont été associées à différents niveaux de virulence et de mortalité. L'infection est dépendante de la dose (10^4 CFU/mL). L'étiologie de l'EMS est cependant plus complexe et les causes de son apparition peuvent être associées à d'autres agents pathogènes ou à d'autres maladies, d'où le nom de syndrome. D'autres représentants du genre *Vibrio* tels que *V. harveyi*, *V. campbellii*, *V. alginolyticus*, *V. punensis*, *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. La stratégie vise aujourd'hui à rechercher les gènes codants pour des toxines afin de 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) agent(s) pathogène(s) ont été retrouvés dans les sédiments des fermes. Différents facteurs de risque ont été définis dont la densité d'élevage, l'utilisation excessive d'antibiotiques et un milieu d'élevage de qualité médiocre caractérisé par des concentrations élevées en matière organique et en sels nutritifs. La présence d'autres pathologies comme le WSSV augmente le risque de l'AHPND. Un article de synthèse publié en 2020 établit la liste des différents traitements possibles (Santos *et al.*, 2020). Les stratégies de lutte utilisées concernent l'antibiothérapie, la phagothérapie, les probiotiques, les thérapies à base de plantes, la nanotechnologie, l'amorçage immunitaire, les

bioflocs et la polyculture. Toutefois, la littérature, bien que foisonnante sur cette maladie, est peu informative pour comprendre les mécanismes environnementaux qui favoriseraient son expression. Cette vibriose, par bien des aspects, présente des caractéristiques proches de celles observées en Nouvelle-Calédonie. Deux épidémies sont en effet apparues depuis le début des années 1990 et ont fortement perturbé les techniques et les schémas de production. La première a été décrite simultanément sur deux sites de production dans la même zone géographique au cours de l'hiver 1993 et a été nommée « syndrome 93 ». Une seconde pathologie a été observée en décembre 1997. 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 : *V. nigripulchritudo* (Goarant *et al.*, 2006a). Ces deux maladies correspondent à des vibrioses septicémiques.

Les épizooties résultent de conditions impliquant trois compartiments : l'environnement, l'hôte et les agents pathogènes (figure 2.23). La dégradation de la santé des animaux serait liée à des conditions environnementales spécifiques et à la présence et à la virulence de ces agents. Les viroses comme les vibrioses apparaissent comme des résultantes d'un grand nombre possible de paramètres ou de facteurs. Historiquement, l'émergence des pathologies multifactorielles ou complexes

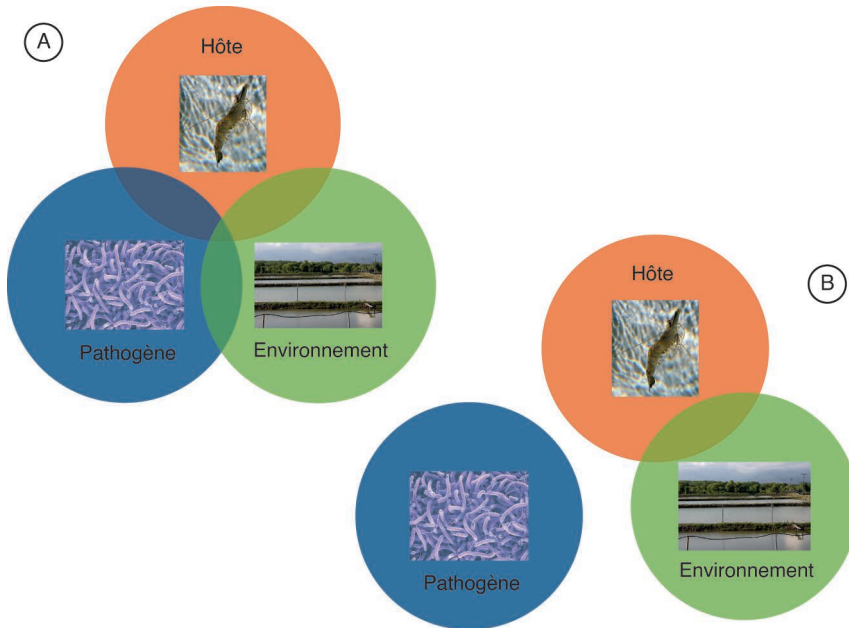


Figure 2.23. Schémas représentant l'interaction complexe entre l'hôte, son environnement et l'agent pathogène.

A) L'intensité de la maladie augmente proportionnellement à la circonférence de chaque cercle (augmentation du nombre d'agents pathogènes, de leur virulence, perturbation de l'environnement, stress des animaux en élevage...). B) Maladie sans intervention d'un agent pathogène (toxine, produit chimique, etc.).

Sources : figure de l'auteur, inspirée de Lightner et Redman, 1998 ; photographies : crevette et bassin © Hugues Lemonnier, bactéries © ktsdesign/Adobe Stock.

pathologiques en agriculture est associée à l'intensification des productions animales. Cela se traduit par une augmentation des densités, par un confinement des animaux, par une standardisation des pratiques d'élevage et par l'uniformisation des espèces élevées, 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 », schéma largement remis en cause depuis, dans le cadre du concept One Health qui tient compte des liens complexes entre la santé animale et l'environnement dans une approche globale des enjeux sanitaires (Destoumieux *et al.*, 2018). 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.

Un autre concept est celui de l'écopathologie 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 (Barnouin *et al.*, 1988). Le principal objectif de l'écopathologie est de rechercher les facteurs de risque des maladies. Ils se définissent comme « des caractéristiques de l'environnement ou de l'individu, contrôlables par l'[être humain], qui, lorsqu'elles sont présentes 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'état » (Faye *et al.*, 1994). Dans ce cadre, les sources d'information peuvent être multiples et utilisées pour des analyses typologiques, rétrospectives (état des lieux des élevages, structure des exploitations, passé sanitaire...) et/ou prospectives (relevés réguliers des événements, suivi des pratiques évolutives).

Ces différentes démarches, qui sont complémentaires, permettent d'accéder à une vision la plus holistique possible pour expliquer l'émergence des maladies dans ces élevages.

Étude de cas : le syndrome 93

Le syndrome 93 s'exprime essentiellement aux intersaisons et apparaît sous forme de brèves flambées épizootiques conduisant à une mortalité massive (Mermoud *et al.*, 1998). Les premiers prélèvements pathologiques ont montré une diversité bactérienne dans l'hémolymph des animaux moribonds (Costa *et al.*, 1998a). Deux agents pathogènes ont été décelés : *V. penaeicida* et *V. nigripulchritudo*. Ces deux agents ont révélé une haute virulence. L'épizootie s'est très rapidement généralisée à l'ensemble des fermes de grossissement pour conduire à des septicémies monomorphes à *V. penaeicida*. Cet agent pathogène arrive dans le milieu d'élevage par l'eau de pompage, dans laquelle il est fréquemment observé (Gorant *et al.*, 1999). Les infections expérimentales ont montré un effet de sa concentration sur le taux de mortalités des crevettes. Les concentrations utilisées (10^4 CFU/mL) dans ces expériences pourraient être naturellement rencontrées en bassin d'élevage (Saulnier *et al.*, 2000). Des exotoxines sont émises par *V. penaeicida* à 20 °C

mais pas à 30 °C, température de croissance optimale chez cette bactérie (Goarant *et al.*, 2000). 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 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.

Cette épizootie se serait manifestée pour la première fois dans les années 1990-1991 en lien avec l'intensification du mode de production à l'échelle de la filière. Les mortalités sont souvent synchrones sur des bassins distants de plusieurs dizaines de kilomètres et apparaissent aussi bien dans des bassins nouvellement construits qu'anciens. Elles coïncident avec de fortes variations de température observées en début et fin de saison froide (figure 2.24).

La température, sous influence des vents, est le facteur déclenchant de cette maladie. Ce paramètre semble aussi influencer sur l'expression de la maladie en lien avec conditions climatiques associées au cycle Enso (El Niño-oscillation australe). Ce phénomène est l'une des principales sources de variabilité intrannuelle des précipitations et des températures en Nouvelle-Calédonie. Il présente trois phases : El Niño, La Niña et la neutre. Le déclenchement de l'épizootie a, par exemple, été particulièrement précoce et intense en 1994 en période El Niño et beaucoup plus tardif en période de La Niña en 1998. Si les variations de température influencent l'intensité et la durée de la maladie, la densité à l'ensemencement explique 68 % de la variabilité des résultats de survie finale et serait le principal facteur de risque de cette pathologie (figure 2.25). En période de mortalité, la colonne d'eau montre dans de nombreux cas une augmentation de ses teneurs en chlorophylle *a*. Le degré d'eutrophisation du bassin au moment de la chute de température serait un facteur de risque supplémentaire.

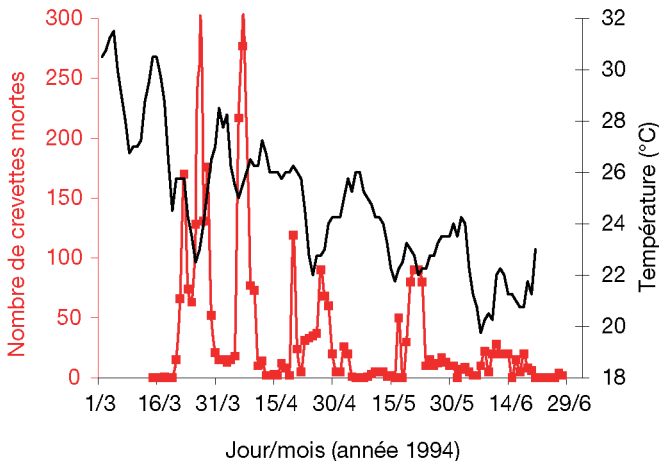


Figure 2.24. Température moyenne journalière et mortalité cumulée comptabilisée sur le bord des berges de cinq élevages industriels en 1994.

Source : Lemonnier, 2007.

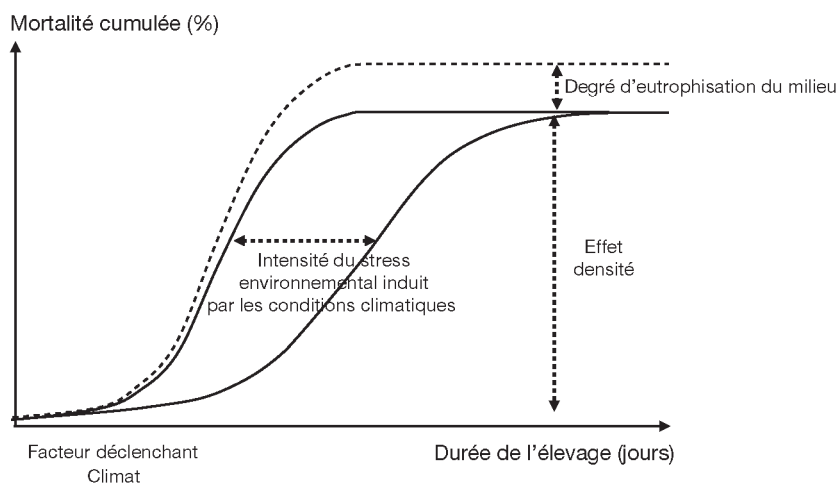


Figure 2.25. Schéma théorique développé à partir des résultats et des hypothèses de travail sur le syndrome 93.

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 (exprimée en %) en fin d'élevage serait principalement liée à la densité initiale. Toutefois, une eutrophisation excessive du milieu au moment de la chute de température serait potentiellement un facteur d'intensification de la maladie et permettrait d'expliquer les mortalités les plus fortes.

Source : Lemonnier, 2007.

Un suivi interdisciplinaire incluant les aspects « pathologie, physiologie et environnement » a été réalisé pour analyser la mécanique conduisant aux mortalités dans un bassin d'élevage (Herbland et Harache, 2008). Il a été observé qu'une baisse de température se traduisait par l'apparition d'un stress oxydant, d'une baisse des défenses anti-infectieuses et par une augmentation des prévalences dans les hémolymphes des animaux. Concernant l'environnement, les concentrations journalières en oxygène minimales ont diminué progressivement jusqu'à 50 % de saturation, pour atteindre brusquement 25-30 % après 88 jours d'élevage. De manière concomitante, les concentrations en ammonium dans les eaux interstitielles du sédiment étaient élevées et le potentiel d'oxydoréduction à l'interface eau-sédiment présentait les valeurs les plus faibles relevées au cours du suivi (Lucas *et al.*, 2010). Les valeurs mesurées pouvaient être considérées comme stressantes pour les crevettes avant l'apparition des mortalités. La remise en suspension des sédiments à la suite de la mise en service d'aérateurs a provoqué une augmentation importante de la turbidité et des concentrations en ammonium (très inférieures au seuil de stress) et en phosphates dans la colonne d'eau. Ce pic de sels nutritifs a déclenché un pic de chlorophylle *a* dominé par des cellules nanoplanktoniques (2-20 µm), au détriment du picophytoplancton. À noter : une modification concomitante du compartiment bactérien a été observée. La présence d'un bloom nanophytoplanctonique au moment du déclenchement des mortalités après 95 jours d'élevage a confirmé les observations réalisées au cours des années précédentes sur les fermes mais aussi sur des bassins expérimentaux, à savoir un changement d'assemblage microbien concomitant à l'apparition des mortalités.

Certaines conditions climatiques et de gestion conduiraient à une modification de l'écosystème et seraient favorables à l'expression du syndrome 93. En dessous de 24-25 °C, la maladie se déclencherait parallèlement à un changement d'assemblage du compartiment microbien. L'intensité de ce changement dépendrait de l'intensité des échanges entre la colonne d'eau et le sédiment, le plus souvent sous l'influence du vent. La baisse de température dont l'intensité dépend également du vent agit directement sur le stress et sur l'immunité des animaux et serait favorable à l'expression de la virulence de *V. penaeicida*. Les fluctuations du milieu pourraient agir sur la croissance de l'agent pathogène et fragiliser les crevettes. Une autre hypothèse concerne un possible lien avec les communautés phytoplanctoniques et l'agent pathogène. La mue serait un facteur aggravant dans l'expression de la maladie. La présence d'un phytoplancton toxique fragilisant encore un peu plus la santé des animaux n'est pas à exclure au moment du bloom.

Étude de cas : le syndrome d'été

Les premières crevettes mortes attribuées au syndrome d'été ont été observées dans une ferme intensive en décembre 1997. Très rapidement, la maladie s'est propagée à tous les élevages de cette ferme. Les mortalités apparaissent en moyenne à 57 jours après l'ensemencement des post-larves, à un poids d'environ 5 g. Durant la saison 2000-2001, pendant laquelle les mortalités ont été particulièrement marquées, la durée des épisodes était comprise entre 8 et 11 jours (figure 2.26).

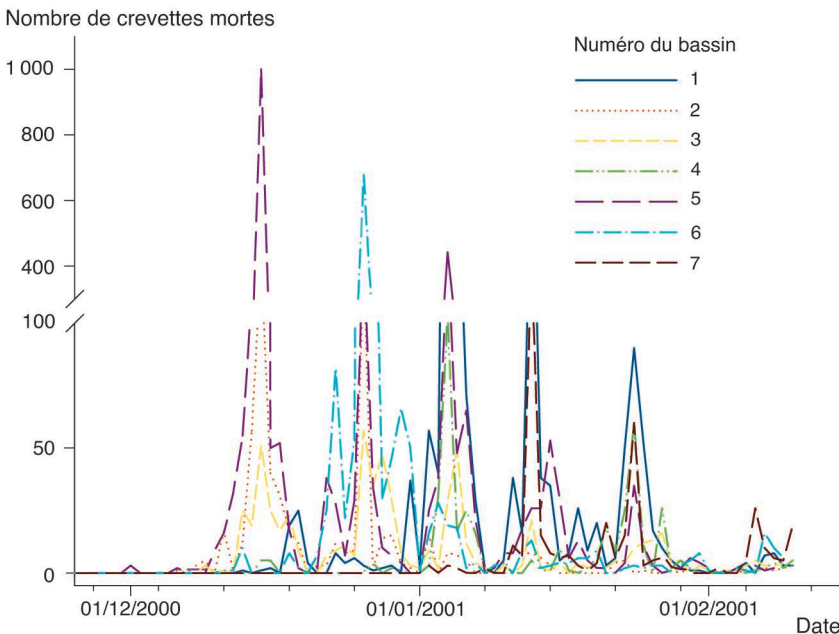


Figure 2.26. Évolution des mortalités causées par le syndrome d'été et observées sur les berges de plusieurs bassins d'une même ferme numérotés de 1 à 7 sur la saison de production 2000-2001. Ce graphe montre que les épisodes sont synchrones d'un bassin à l'autre.

Source : Lemonnier, 2007.

Ces épisodes épidémiques étaient synchrones entre les bassins. Cinq épisodes successifs ont pu être identifiés dans certains élevages. On note aussi une intensification de la maladie dans le temps : modérée en 1998 et en 1999, importante en 2000, très intense en 2001 et en 2002. La maladie s'exprime en début de saison chaude caractérisée par une augmentation de l'ensoleillement et de la température.

Elle s'est ensuite développée en 2004 dans deux autres fermes, situées à proximité de la première, et en 2008 dans une quatrième ferme, toujours dans la même zone géographique. Le syndrome d'été correspond à l'expression d'un clone pathogène de la bactérie *V. nigrapulchritudo*, hautement virulent, mais sa répartition géographique dépassait à l'époque celle de la maladie à laquelle il était associé (Goarant *et al.*, 2006b).

La présence seule de l'agent pathogène était donc insuffisante pour que la maladie se déclare. Cette bactérie sous sa forme hautement virulente est associée à deux plasmides et excrète une protéine hautement toxique nommée nigritoxine (Labreuche *et al.*, 2017). Elle est aussi présente sous une forme non ou moyennement pathogène (MP). En 2017 et en 2018, cette souche associée aux deux plasmides a été isolée dans le cadre de mortalités sur les fermes localisées au nord du territoire, suggérant 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. Cet agent pathogène, sous sa forme virulente, a été retrouvé dans tous les compartiments de l'environnement, dans le sédiment comme dans la colonne d'eau (Walling *et al.*, 2009). Les analyses dans les sédiments, bien qu'elles soient limitées, suggèrent que cette matrice est la source de l'infection. Elle montre une colonisation importante par *V. nigrapulchritudo* après un épisode de mortalité. Il est capable de survivre pendant un assec de plusieurs semaines et se niche préférentiellement dans les sédiments riches en matière organique.

L'analyse historique des données liées au syndrome d'été dans différentes fermes suggère la présence d'un cycle sur plusieurs années avec une phase d'installation, une phase épizootique et une phase enzootique.

Phase d'installation : avant l'émergence du syndrome d'été, le premier site de production associé à l'émergence de cette maladie présentait à la fois les densités les plus élevées (autour de 35 animaux/m²) et les durées d'assec entre deux élevages les plus faibles du territoire (Lemonnier *et al.*, 2006). Ces conditions auraient pu favoriser son émergence sur ce site. Des signes précoces d'apparition de la maladie, qui se sont exprimés sous la forme de mortalités sporadiques, ont été observés avant l'installation de la phase 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. L'analyse des données collectées par le fermier a montré une augmentation des vitesses de croissance entre 1991 et 2001, qui s'explique par un apport journalier supplémentaire en aliment et, au final, par une augmentation de la production de déchets (figure 2.27). Tous ces éléments ont conduit à une eutrophisation d'autant plus précoce du milieu d'élevage.

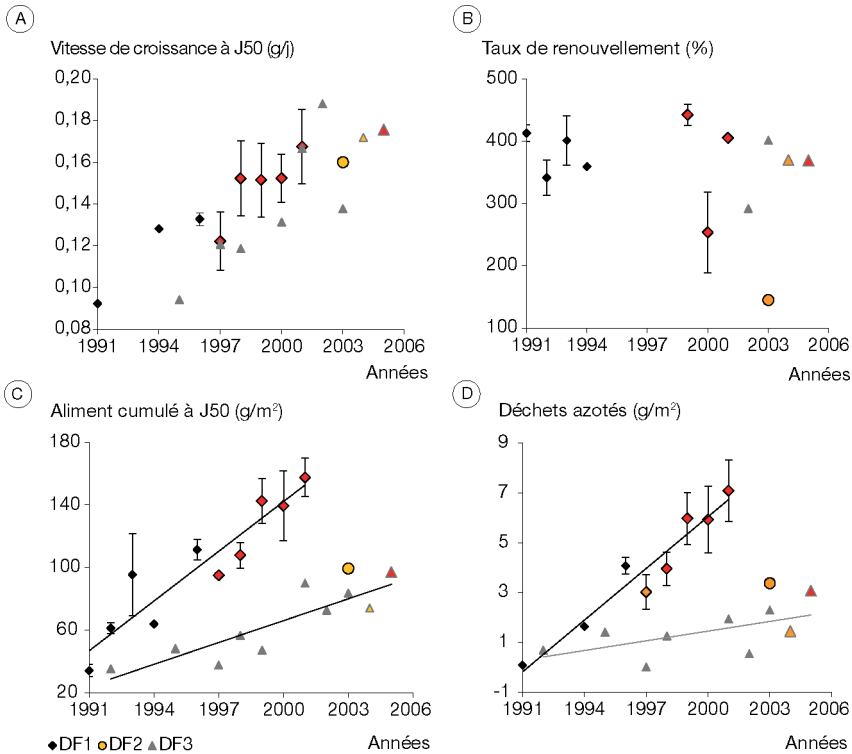


Figure 2.27. Vitesses de croissance à 50 jours d'élevage (A) ; renouvellement en eau cumulé (B) ; aliment distribué cumulé (C) et déchets azotés produits (D) sur les 50 premiers jours d'élevage pour des bassins ensemencés en octobre et en novembre dans trois fermes nommées DF1, DF2 et DF3 entre 1993 et 2006.

Les symboles en orange et en rouge indiquent respectivement l'année d'apparition des premières crevettes mortes associées à *V. nigripulchritudo* et l'apparition de la maladie en tant que telle sur les sites.

Source : Lemonnier, 2007.

Trois facteurs ont été identifiés : une croissance rapide des animaux, une eutrophisation précoce du milieu et, bien évidemment, la présence de l'agent pathogène sous sa forme hautement virulente (figure 2.28). 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 pendant cette phase paroxystique. Une fois installée sur le site de production, elle touche tous les bassins avec une intensité similaire. La maladie semble incontrôlable et les efforts réalisés par les éleveurs en matière de gestion pour améliorer les conditions environnementales n'ont pas les effets escomptés. Seule une antibiothérapie préventive avec de l'oxytétracycline, réalisée de manière expérimentale sous le contrôle des chercheurs et des autorités compétentes, a permis de diminuer ses effets (Goarant *et al.*, 2003). 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 dans la plupart des fermes initialement touchées.

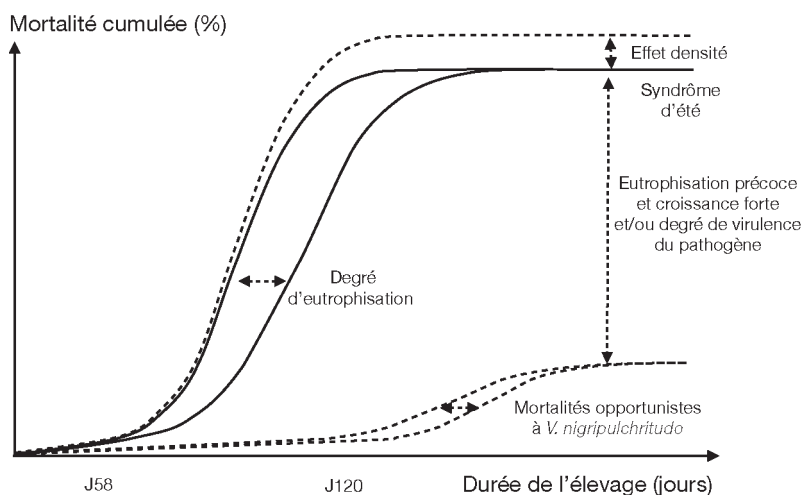


Figure 2.28. Schéma théorique, établi à partir des résultats et des hypothèses de travail, sur les mortalités de *V. nigripulchritudo* au cours d'un élevage pendant la phase épizootique-enzootique. L'intensité des mortalités à un instant T dépendrait du degré d'eutrophisation du milieu. La mortalité cumulée (exprimée en %) en fin d'élevage serait fonction de plusieurs facteurs : l'eutrophisation précoce du milieu, une croissance forte et/ou le niveau de virulence de l'agent pathogène. La densité pourrait être un facteur de risque pour les densités les plus fortes (> 35 animaux/m). Source : Lemonnier, 2007.

Une *phase enzootique* semble apparaître avec des mortalités toujours présentes mais en impactant nettement moins la survie finale malgré la forte prévalence de l'agent pathogène (Walling *et al.*, 2009). L'une des explications serait un meilleur contrôle des facteurs de risque. Cette évolution pourrait aussi être associée à une adaptation des capacités immunitaires des animaux d'élevage (Flegel, 2019), au développement d'un probiotique naturel, virus ou bactérie (qui empêcherait l'expression de l'agent pathogène) dans le système et/ou à la diminution de la capacité de virulence de l'agent 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 propagée dans le nord du territoire.

Une campagne d'observation a été menée simultanément sur deux sites, l'un présentant un fort risque d'apparition de la maladie (ferme DF1), l'autre ne présentant pas ce risque (ferme HC : *healthy control*) dans le cadre d'une approche interdisciplinaire pour analyser la mécanique conduisant aux mortalités. Les bassins ont étéensemencés à la même date avec le même lot de post-larves à des densités proches (30 animaux/m²). Au cours de ce suivi, la présence de souches ou non pathogènes de *V. nigripulchritudo* a été observée dans l'environnement des deux fermes avec une augmentation des abondances lors des mortalités dans la colonne d'eau comme dans le sédiment pour la ferme malade (Goarant *et al.*, 2006a). L'agent pathogène a été détecté dans les eaux interstitielles du sédiment 11 jours seulement après l'ensemencement des larves. Les mortalités se sont déclenchées après 56 jours d'élevage sur la ferme malade. Le suivi des animaux n'a pas fait ressortir 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). L'analyse des données de physiologie, d'immunologie et de nutrition sur les animaux non porteurs de l'agent pathogène montre une altération de leur santé, suggérant la présence d'un stress juste avant l'apparition des mortalités. Les crevettes infectées présentaient une altération de leur santé plus importante que les animaux supposés être non porteurs de l'agent pathogène. Les animaux en stade D2 et en stade précoce de post-mue ont connu une mortalité plus importante. La dynamique de l'eutrophisation est sensiblement différente entre les deux fermes. Une image du rapport hétérotrophie/autotrophie peut être obtenue en calculant le rapport entre la production bactérienne et la chlorophylle *a*. Ce ne serait pas tant les niveaux atteints que la précocité de l'eutrophisation et ses fluctuations qui les différencient. Dans la ferme DF1, 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, ce qui se traduit par des variations rapides et importantes de concentrations de l'oxygène, de l'ammonium et du rapport N/P dans la colonne d'eau (figure 2.29). Les mortalités 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 (figure 2.30). Les chutes brutales de biomasse observées mettent en évidence 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*, des potentiels d'oxydoréduction plus faibles et des concentrations en ammonium plus élevées ont été observés sur la ferme malade. La concentration en *V. nigrispulchritudo* était significativement corrélée au pH, à l'ammonium, au carbone organique total et à l'azote total dans les sédiments.

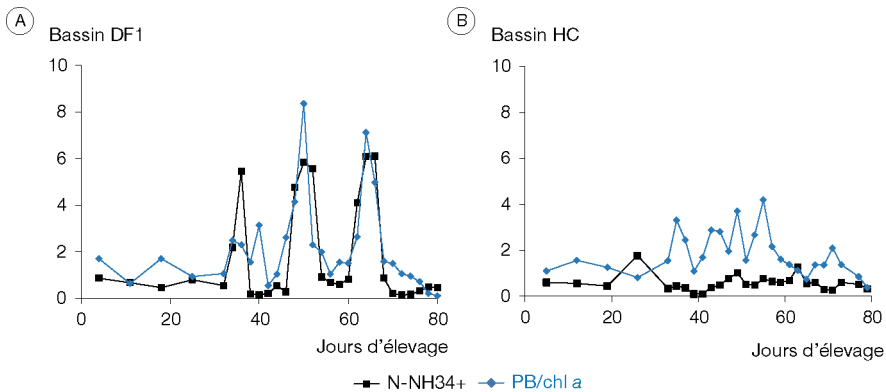


Figure 2.29. Évolution du rapport entre la production bactérienne (PB) et la chlorophylle *a* (chl *a*, utilisée comme une approximation de la production primaire) et de la concentration en ammonium dans la colonne d'eau sur la ferme DF1 (A) et sur la ferme HC (B) en fonction du nombre de jours d'élevage. La concentration de chlorophylle *a* est exprimée en μg/L, la production bactérienne en μgC/L/h et l'ammonium en μmol/L.

Source : d'après Lemonnier *et al.*, 2010. © 2009 Elsevier Ltd. All rights reserved.

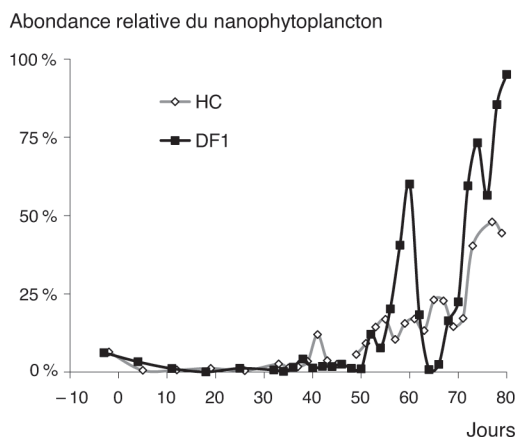


Figure 2.30. Évolution temporelle du rapport nanophytoplancton/nombre total de cellules comptabilisées par cytométrie en flux sur les fermes avec mortalités (DF1) et sans mortalités liées au syndrome d'été (HC).

Source : d'après Lemonnier *et al.*, 2010 © 2009 Elsevier Ltd. All rights reserved.

Toutes les données acquises dans les différents domaines que sont l'environnement, la pathologie, la physiologie et la nutrition ont permis de proposer un modèle conceptuel de la maladie (figure 2.31). L'instabilité du milieu conduirait à un stress des animaux, augmentant leur sensibilité aux infections bactériennes tout en favorisant la prolifération de l'agent pathogène. La combinaison de ces facteurs conduirait au déclenchement des mortalités.

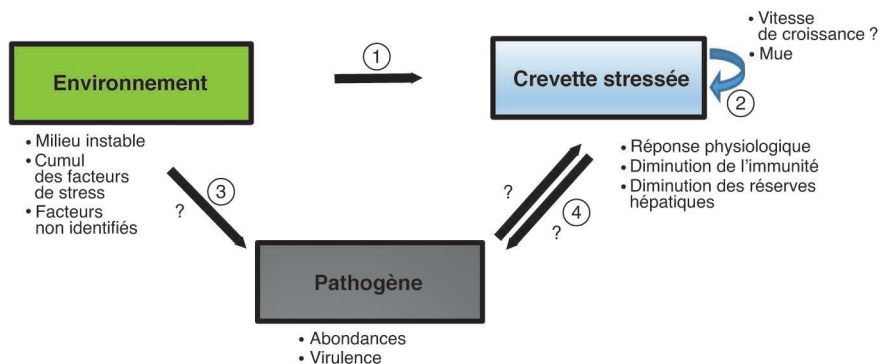


Figure 2.31. Modèle conceptuel du syndrome.

Si, dans le cadre de cette maladie, un effet de l'environnement sur le stress des animaux a été montré (flèche 1), de nombreuses questions restent en suspens : quelle est l'influence de la croissance sur la résistance des animaux (flèche 2) ? Tout en sachant qu'un excès de croissance serait favorable à la colonisation de l'organisme par des agents pathogènes, à une augmentation de la fréquence des mues, à une modification de l'allocation de l'énergie potentiellement préjudiciable à la résistance à un stress, un excès de croissance doit-il être considéré comme un facteur de risque ? Même si certains facteurs abiotiques ($\text{pH}_{\text{in situ}}$ et ammonium) montrent des corrélations intéressantes avec la concentration en *V. nigripulchritudo* dans les eaux interstitielles des sédiments, l'influence de l'environnement (facteurs biotiques et abiotiques) sur l'agent pathogène, et en particulier sur l'expression et l'acquisition de sa virulence, reste mal renseignée (flèche 3). Même si l'infection engendre

une altération de la santé, les données restent insuffisantes pour dissocier un effet « pathogène » d'un effet « génétique » (flèche 4). L'influence des mortalités sur la dynamique de l'agent pathogène dans l'environnement devra être investiguée pour mieux comprendre le caractère épidémique de la maladie ; 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-elle possible ? Existe-t-il des interactions trophiques phytoplancton-agents pathogènes ?
Source : d'après Mugnier *et al.*, 2013 © 2013 Elsevier B.V. All rights reserved.

Discussion

Dynamique spatiale et temporelle des maladies

La crevette bleue *L. stylirostris* est une espèce qui a été importée du Mexique dans les années 1980 *via* le centre Ifremer de Tahiti. Si l'espèce semblait bien adaptée aux conditions abiotiques lors des premiers essais d'élevage, elle ne l'était sans doute pas aux conditions biotiques et *a priori* peu apte à résister aux agents pathogènes qui coévoluent avec les autres crevettes présentes dans l'environnement lagonaire calédonien. Pour les pénéides, il y aurait au minimum 102 espèces réparties dans 6 familles et 30 genres (Payri et Richer de Forges, 2007). La présence d'agents pathogènes pouvant potentiellement affecter ces pénéides sauvages est très probable. Toutefois, nous n'avons actuellement pas la moindre information sur leur nombre et sur le risque que cela comporte pour les animaux d'élevage.

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 du taux de nutrition 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 capacités d'acclimatation pour résister aux agents 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 trajectoire du système. L'agent pathogène est installé. Nous devons distinguer différents états écologiques. Nous passerions schématiquement d'un agrosystème à un pathosystème, chacun possédant ses propres attributs. Le premier serait la colonisation du système par un ou des agents pathogènes. Initialement associées à des agents opportunistes, nous assisterions à leurs spécialisations. En Indonésie, la présence d'agents pathogènes, même très virulents comme le WSSV ou le TSV, n'a pas suffi dans certaines zones géographiques à entraîner des mortalités qui justifiaient l'arrêt de l'activité économique. En Nouvelle-Calédonie, la présence de *V. nigripulchritudo* — souche hautement pathogène sur certaines fermes —, alors qu'aucune mortalité n'avait été observée, apporte le même type d'information, à savoir que la présence seule de l'agent pathogène ne permet pas d'expliquer une épizootie. L'analyse des conditions causales du déclenchement est

donc cruciale pour limiter les risques d'émergence des épidémies quelle que soit la dangerosité de l'agent pathogène. Cependant, le site doit sans doute 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 de l'agent 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 Nouvelle-Calédonie. Cette taille peut atteindre celle d'un estuaire, voire d'une région côtière dans son ensemble.

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. Ces déséquilibres apparaissent avec le changement de métabolisme du système (passage d'un système autotrophe à un système hétérotrophe) en lien avec l'enrichissement organique du milieu.

Le pathosystème possède sa propre résilience et sa propre mémoire écologique pour faire face aux mesures thérapeutiques 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...) ne permettrait pas ou peu de diminuer l'impact de la maladie. 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 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 agent pathogène. Il a été montré, par exemple, un portage bien plus élevé de *V. nigripulchritudo* chez les animaux ne déclarant pas la maladie sur le site expérimental de l'Ifremer en 2006, comparativement à ce qui avait été observé au cours des années précédentes pendant lesquelles un portage plus faible était associé à une forte expression de la maladie. Ce résultat pose la question de l'évolution de la capacité de l'animal à résister à son agent 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-agent pathogène, permettrait 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.

Les sorties de crise

C'est un formidable défi que de tenter d'éradiquer des maladies infectieuses. 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 a sévi pendant plusieurs siècles (Vallat, 2020). L'introduction du WSSV dans les élevages de crevette en Australie au nord de Brisbane en 2016 s'est ensuivie par un abattage des animaux et par un arrêt total de la production jusqu'en 2021. Néanmoins, cette maladie s'est propagée aux espèces natives de crustacés sauvages qui se trouvent à proximité des fermes initialement infectées.

Si l'éradication est envisageable dans une ferme aquacole à la suite de 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 Nouvelle-Calédonie. 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 agents pathogènes, une origine environnementale locale est très probable. Pour le second agent pathogène, sa détection récente par analyse de l'ADNe dans des eaux lagunaires, en dehors de toute influence d'une ferme aquacole, suggère là encore une origine environnementale. Dans le cadre du syndrome d'été, la limitation des mouvements comme première mesure de biosécurité a été préconisée pour limiter l'expansion de cette maladie. Mais elle demeure peu appliquée.

Pour les maladies aquatiques des crustacés comme les crevettes, les moyens de lutte par une approche thérapeutique sont très limités. Nous ne disposons à ce stade d'aucun médicament, ni d'aucun vaccin malgré une recherche très active dans le domaine. L'emploi des antibiotiques en grossissement utilisés dans de nombreux pays producteurs est interdit en Nouvelle-Calédonie. Il s'accompagne rapidement de la sélection de souches résistantes et son utilisation abusive peut même être un facteur de risque supplémentaire pour les élevages. 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 le stade du test. Différents essais en bassin n'ont pas eu les effets escomptés pour les éleveurs. 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 possible. La décision d'éradiquer tout le cheptel sur le site de Saint-Vincent en octobre 2008 à la suite d'une augmentation de l'expression

d'un virus (IHHNV), parallèlement à l'introduction d'une souche de crevette non résistante à cet agent pathogène dans l'objectif d'apporter du « sang neuf », a mis fin à ce processus de sélection (Herlin, 2008). La sélection génétique afin de maîtriser les maladies reste aujourd'hui une priorité pour cette filière mais aussi pour la FAO et pour la majorité des pays producteurs. Les progrès réalisés ces dernières années dans le domaine du séquençage ouvrent la voie à la mise en place de programmes de sélection fondés sur des données génomiques. L'analyse de caractères complexes est aujourd'hui rendue possible pour permettre d'améliorer la résistance aux maladies et devrait aboutir à des progrès significatifs (Max *et al.*, 2025).

Les recherches continuent sur les aspects thérapeutiques. Toutefois, une autre voie pourrait être explorée. Les facteurs de risque définis pour chaque maladie mais aussi les connaissances acquises sur les mécanismes qui conduisent à leur développement devraient permettre de déboucher sur un programme d'intervention dont l'objectif serait de modifier les pratiques et les conditions d'élevage. À terme, une politique de prévention devrait être élaborée au niveau de la filière en prenant en compte les objectifs économiques, zootechniques et commerciaux pour ainsi éviter l'extension des maladies. Cependant, la prééminence des théories anticontagionnistes au profit d'une vision « purement opportuniste » de ces vibrioses a peut-être 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^e siècle (Rodhain, 2020).

Conclusions

La dynamique d'un élevage est un processus complexe et les connaissances actuelles restent insuffisantes, quel que soit le modèle de production, pour en comprendre tous les aspects. Les recherches doivent se poursuivre dans ce domaine avec l'objectif de toujours mieux maîtriser les conditions d'élevage des différents modèles. De nouveaux outils doivent être développés pour observer, surveiller et acquérir de l'information.

Certains risques susceptibles de modifier la trajectoire de ces agrosystèmes ont été identifiés. L'intensification dans ses différentes formes (densités, vitesse de croissance...) a conduit à la dégradation de l'environnement à l'échelle d'un ou de plusieurs élevages (désoxygénation, acidification, libération de métaux sous leur forme dissoute, blooms d'algues potentiellement toxiques...), à la mise en place de conditions stressantes pour les animaux, et, au final, à l'émergence de maladies. Par la suite, le processus de mémoire écologique (milieux dégradés, présence des agents pathogènes) rend difficile un retour à des conditions plus favorables aux élevages. Ce changement de trajectoire fragilise les filières et nécessite pour les éleveurs, une fois la crise passée, d'avoir la capacité de cohabiter avec les agents pathogènes. Un changement de trajectoire peut apparaître même après 30 ans d'activité comme le montre l'émergence des branchies orange. La conséquence de ces événements est de fragiliser un peu plus la filière de production et de la

rendre moins résiliente à de nouvelles perturbations. Cette trajectoire n'est donc pas stable et nécessite une surveillance et un appui technique et de recherche sur le long terme.

Certains facteurs peuvent être maîtrisés en aérant par exemple les structures d'élevage, par chaulage pour contrôler le pH de sols, par l'ajout de probiotiques, par l'ajout de carbone organique pour les bioflocs, de fertilisants... Néanmoins, ces pratiques engendrent des coûts supplémentaires et une certaine technicité qui nécessitent en retour d'augmenter la productivité du système. Cette stratégie d'intensification (densités comprises entre 30 et 35 animaux/m²) a été testée en Nouvelle-Calédonie mais n'a pas donné les résultats escomptés. Même si les conditions d'élevage se sont améliorées *via* une électrification des fermes pour l'aération des milieux d'élevage, les fermes les plus intensives sont progressivement revenues à des densités semi-intensives (15 à 20 crevettes/m²). Les élevages les plus intensifs se sont révélés économiquement non viables avec le temps. L'espèce *L. stylirostris* semble peu apte à être élevée à forte densité comme c'est le cas pour *L. vannamei*.

Les fluctuations de la température montrent qu'elles peuvent être à l'origine d'un stress important chez les crevettes. L'augmentation de la fréquence des vagues de chaleur avec le changement climatique pourrait avoir des conséquences aussi bien sur la dynamique du système en le déstabilisant que sur la santé des animaux. Les risques restent mal évalués. Des recherches futures doivent être menées sur les conséquences du changement climatique sur le fonctionnement de cet agrosystème pour être en mesure d'identifier des voies d'adaptation.



Crevettes enfouies dans les sédiments d'un bassin d'élevage.

Source : Hugues Lemonnier.

3

Environnement littoral

Introduction

L'aquaculture connaît une croissance forte depuis 40 ans. Cette révolution bleue est supposée subvenir à la demande mondiale croissante en produisant 109 Mt de produits de la mer en 2030 dans un contexte de stagnation des prises par le secteur de la pêche. Cette croissance économique pose toutefois de nombreux problèmes environnementaux, remettant en cause la durabilité même de cette industrie. De nombreuses organisations environnementales critiquent depuis plusieurs décennies son comportement irresponsable envers son environnement (Naylor *et al.*, 2021). 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 » (FAO, 2024). Ce dernier concept se fonde sur notre éventuelle capacité à utiliser les ressources des océans tout en préservant l'intégrité des écosystèmes (WWF, 2015).

Avec celui du 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. Les catégories d'impacts les plus citées sont : la destruction des habitats lors de la construction des fermes ; la pollution des zones côtières avec les effluents riches en nutriments et en produits vétérinaires ; les risques d'efflorescence de HAB engendrés par ces apports en azote dans l'environnement ; des émissions de gaz à effet de serre qui participeraient au changement climatique ; l'utilisation de ressources comme les farines de poisson issues de l'exploitation des espèces sauvages par la pêche.

Les principaux impacts

La destruction des habitats

La mangrove est sans doute l'écosystème qui a été le plus perturbé par cette activité industrielle. Les mangroves sont un groupe d'arbres (palétuviers) essentiellement tropicaux se développant sur les zones intertidales marines. 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, elles permettent de limiter l'impact des apports terrestres sur l'écosystème littoral, servent de protection lors de cyclones et des tsunamis, sont une source de nourriture, de bois, de fibres, de médicaments et d'énergie pour les populations locales, sont à la fois un puits de carbone et une source de carbone pour l'océan et une zone de transformation et de piégeage des métaux. Zone de sédimentation préférentielle, cet écosystème devrait permettre d'atténuer les effets de la montée des eaux liés au changement climatique, même si cette capacité va dépendre des apports sédimentaires qui ont tendance à diminuer à l'échelle mondiale (Lovelock *et al.*, 2015).

De nombreuses mangroves ont été détruites pour construire des fermes. Dans certaines régions, cette pratique n'est pas nouvelle. Elle date par exemple de la fin du XVIII^e siècle en Indonésie pour l'élevage du poisson-lait (*Chanos chanos*). Toutefois, le développement aquacole de ces 40 dernières années constitue dans bien des pays la première cause de disparition à une vitesse jamais atteinte de cet écosystème (Akber *et al.*, 2020). Avec le développement de la télédétection, les chiffres des surfaces de mangrove détruites sont de plus en plus précis et exhaustifs. 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 de 0,18 % par an entre 2000 et 2012, ce qui représente une surface supérieure à 100 000 ha (Richards et Friess, 2016). Avec 30 %, le secteur de l'aquaculture serait le principal 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. Un total de 800 000 ha aurait été perdu, par exemple en Indonésie 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, à la disparition de certaines espèces, à 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). Une fois la mangrove 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. Même si certaines zones font encore l'objet de projets d'installation de fermes (en Myanmar et en 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 (Friess *et al.*, 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, ce qui représente une baisse du stock initial de 1,8 % (Richards *et al.*, 2020).

Les effluents

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 (par exemple : Wolanski *et al.*, 2000).

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. Pour les bassins semi-intensifs et intensifs, l'échange est nécessaire car il permet de limiter l'eutrophisation du milieu d'élevage, l'élimination des produits toxiques créés et permet ainsi le maintien d'une eau de qualité compatible avec la santé des animaux. Des effluents sont donc émis lors des renouvellements des bassins, lors des grosses pluies mais aussi lors des vidanges. De nombreuses études ont été menées pour caractériser et quantifier les composés rejetés (par exemple : Briggs et Funge-Smith, 1994). Les effluents sont composés en fonction du système d'élevage et des pratiques culturales 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 d'agents pathogènes aquatiques. Les deux principales formes d'azote dissous que l'on retrouve dans les effluents en fonction du type d'élevage sont l'ammonium et l'azote organique dissous. La principale forme d'azote particulaire est associée au phytoplancton pour les bassins extérieurs. Dans 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. Entre 15 et 22 % de l'azote distribué sous forme d'aliment sont transformés en chair de crevette. Les caractéristiques des effluents émis sont affectées par de nombreux facteurs, notamment le climat, le type de sol sur lequel sont élevés 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.

Certaines publications dans les années 1990 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 (Robertson et Phillips, 1995). Ces écosystèmes étaient même considérés comme le système le moins onéreux et le plus efficace pour traiter les rejets. Il a été montré depuis que les capacités de recyclage vont dépendre de l'effet des marées, des conditions physico-chimiques et des déchets rejetés (Lee *et al.*, 2014). Cette capacité de filtration et d'assimilation est au final dépendante du site. Dans certaines situations, le concept de « filtre mangrove » pour réduire l'impact des effluents sur les coraux et les herbiers ne s'appliquerait pas (Hargan *et al.*, 2020).

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. 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 de la faune (Kohan Badbardast et Kohan, 2018). Certaines études montrent que les sédiments rejetés, lorsqu'ils sont en excès, peuvent toutefois affecter la croissance des palétuviers et même entraîner leur mortalité (Vaiphasa *et al.*, 2007). Les sols dans les mangroves impactées par les effluents montrent une émission doublée des gaz à effet de serre (CO_2 , méthane [CH_4] et protoxyde d'azote [N_2O]) comparativement à des zones non impactées (Quiroz *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. Ils peuvent toutefois constituer un contributeur significatif de la pollution d'origine anthropique à l'échelle d'importantes portions de zones côtières (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 (par exemple : 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 HAB (Kang *et al.*, 2021). L'aquaculture contribue avec d'autres activités anthropiques à la dégradation de la qualité des eaux côtières (Cardoso-Mohedano *et al.*, 2016). Les effluents peuvent aussi être vecteurs d'agents pathogènes d'une ferme à l'autre (Salama et Rabe, 2013) sans pour autant que l'on observe un impact sur les communautés naturelles (Möller *et al.*, 2020). Toutefois, les études dans ce domaine restent à ce stade trop peu nombreuses 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. La quantité introduite initialement qui est rejetée dans le milieu extérieur est estimée à 25 % (Rico et Van den Brink, 2014). Rien qu'au Vietnam, 30 antibiotiques sont autorisés. Ce serait 67 antibiotiques qui seraient utilisés à travers 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 multirésistantes 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 (Lulijwa *et al.*, 2020). Les risques pour la santé humaine associés à l'antibiothérapie sont de plusieurs sortes : réactions de type allergique, toxicités chroniques par accumulation des produits dans l'organisme, sélection

et transmission de gènes de résistance vers les agents pathogènes humains et donc émergence de zoonoses (Liu *et al.*, 2017). Dans sa revue de littérature, Lulijwa, Rupia et Alfaro (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, par exemple, à une chute drastique de la quantité utilisée dans la salmoniculture.

Les farines

L'analyse des cycles de vie montre que l'aliment représente plus de 90 % des impacts environnementaux associés à l'aquaculture (Newton et Little, 2018). Il est composé de 30 à 40 % de protéines. En 2017, la production des 5,51 Mt de crevettes à l'échelle mondiale (89 % avec aliment) a entraîné une consommation par ces animaux de 3,03 Mt de poissons sauvages. Le Fifo — indice mesurant l'efficacité de la transformation des ingrédients issus de la pêche en biomasse aquacole — était en 2017 de 0,82 pour un FCR moyen de 1,5. Un travail réalisé dans 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 t de poissons par tonne de crevettes produite (Boyd *et al.*, 2021). 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 crevette. À titre de comparaison, le saumon en nécessite 1,87 t (IC = 1,3) et la truite 1,82.

Ces chiffres montrent que les 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.*, 2021). 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 a des répercussions écologiques en déséquilibrant la chaîne trophique. 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 une part des protéines d'origine marine par des protéines issues de cultures terrestres. La ressource en poissons pour la fabrication d'aliment et d'huile à destination de l'aquaculture (toutes espèces confondues) a ainsi diminué de 23 Mt à 16 Mt au cours des 20 dernières années. Les coûts de cette matière première ont aussi fortement augmenté lors de cette période (Naylor *et al.*, 2021). Les sous-produits, habituellement considérés comme des déchets, sont aujourd'hui incorporés et, en 2022, 34 % de la production mondiale de farine de poisson et 53 % de celle d'huile de poisson provenaient de ces déchets (FAO, 2024). Ce remplacement augmenterait toutefois le risque de pathologies en altérant le microbiome, la morphologie de l'estomac, l'immunité et le système endocrinien chez les animaux et affecterait ainsi leur santé. 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. Ce remplacement déplacerait 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. Il génère aussi une concurrence avec les cultures végétales à destination directe de la consommation humaine. L'utilisation de farines d'insectes, de cultures cellulaires et de microalgues constitue un ensemble de pistes actuellement à l'étude pour diminuer la demande en protéines et en huiles de poisson (Cottrell *et al.*, 2020).

Les émissions de gaz à effet de serre

Les émissions de gaz à effet de serre pendant la phase de production représentent une préoccupation relativement récente (Vasanth *et al.*, 2016). Elles ont été particulièrement étudiées par Yang *et al.* (2020b) pour des élevages intensifs en circuit fermé de la souche *L. vannamei* ensemencée entre 35 et 45 crevettes/m². Les émissions de CO₂ à l'interface eau-atmosphère varieraient entre - 2,1 et 3,4 mmol de CO₂/m²/h et dépendraient de la température, de l'activité photosynthétique et du pH. Les bassins seraient un « *hot spot* » pour l'émission du méthane qui varierait entre 0,3 et 16,3 mmol de CH₄/m²/h en fonction du temps d'élevage et des sites. 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. L'émission annuelle d'oxydes nitreux a été estimée à 1,31 µmol N₂O/m²/h 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/m²/h, respectivement pour les digues et les fonds de bassin. Cette période d'assec représenterait 97 % des émissions de N₂O (Yang *et al.*, 2020b).

L'énergie utilisée

L'évolution du coût énergétique de cette filière 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 ± 4,2 GJ/t de crevettes en Équateur, mais serait très variable en fonction des espèces élevées et des pays (Boyd *et al.*, 2021 ; Boyd, Davis et McNevin 2021). 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 pour le poulet, le cochon, le bœuf et la crevette (*P. monodon*) respectivement 147, 180, 382 et 711 GJ. Néanmoins, 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 effet de serre dans les prochaines années.

La Nouvelle-Calédonie : vers une meilleure prise en compte de l'environnement ?

Lors du développement de sa filière crevette, ce territoire a montré une attention toute particulière pour la préservation de son environnement littoral. La mangrove a été protégée au mieux lors de la construction des fermes et l'impact des effluents a été évalué dès les années 1990 dans le cadre de plusieurs programmes de recherche. Certaines substances comme les antibiotiques ont été interdites malgré le développement de maladies. L'objectif est ici de faire un bilan des connaissances sur les interactions entre aquaculture et environnement dans ce territoire sensibilisé à l'environnement afin d'identifier les problématiques actuelles pour aller vers plus de durabilité.

Intégration des fermes dans leur environnement

Dans le cadre du développement de la filière aquacole en Nouvelle-Calédonie, le choix a été fait dans les années 1980 de positionner les futures fermes aquacoles sur des tannes (figure 3.1). Les bassins épousent généralement la forme de ces espaces géographiques. La construction sur ces sites « nus » présentait deux avantages majeurs : protection lors des cyclones de la ferme par la ceinture végétale et « traitement » d'une partie des effluents par les palétuviers et sans destruction des mangroves.

La surface de mangrove détruite sur le territoire pour la construction des 704 ha de bassins a été estimée à moins de 5 ha (figure 3.2). L'arrachage des palétuviers est généralement associé à la mise en place de canaux pour le renouvellement de l'eau ou pour l'évacuation des effluents. L'un des impacts potentiels est celui de la barrière physique que constituent les bassins construits au plus proche des zones à *Avicennia* sp. et qui empêche la mangrove de coloniser les espaces en amont avec la montée des eaux. Cette barrière empêche aussi l'eau douce de s'écouler vers les mangroves, entraînant une salinisation des sols sur les zones à *Avicennia* sp.

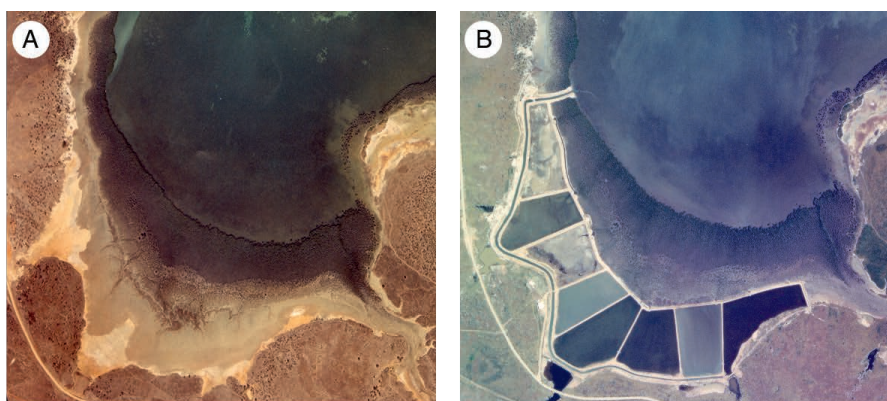


Figure 3.1. Images aériennes du fond de la baie de Chambeyron avant (en 1993, A) et après (en 1997, B) la construction d'une ferme d'une surface de 29 ha.

Sources : A) Ifremer ; B) Ifremer/Y. Harache.

Le choix d'un site optimal pour l'installation d'une ferme est un facteur essentiel de réussite et de durabilité. Ce choix nécessite la mise en place de règles de protection de l'environnement et l'aide des scientifiques pour évaluer le potentiel de développement. 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. Une première étude dès 1989 à partir d'images satellitaires Spot (Loubersac, 1988) a permis d'identifier un certain nombre de tannes potentiellement exploitables. La superficie aménageable avait été évaluée à 6 000 ha. Une seconde étude conduite en 2000 a revu le potentiel d'aménagement à la baisse. De nouveaux critères de sélection ont été pris en compte pour limiter les risques environnementaux. La surface aménageable a été alors estimée à 1 055 ha sur un total de 33 sites et la production supplémentaire, à 4 500 t. Dans ce travail, le développement d'une aquaculture de type familiale a été mis en avant. Les perspectives de développement établies courant 2003 indiquaient, pour 2007, un doublement des surfaces d'élevage pour une production de 5 000 t.



Figure 3.2. Canal creusé dans la mangrove pour évacuer les effluents sur le site d'une ferme de crevette en Nouvelle-Calédonie.

Source : Hugues Lemonnier.

Produits phytosanitaires et zoosanitaires

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 écloséries à des doses très réduites. Le protocole standard Ifremer consiste en l'ajout de 3 doses d'érythromycine à 2 parties par million au cours du

cycle larvaire. L'utilisation de produits phytosanitaires reste à priori relativement anecdotique dans les bassins de grossissement.

Les effluents

Entre 30 et 50 % du contenu en azote de l'aliment seront rejetés vers les mangroves. Les effluents contiennent principalement de la matière organique. La concentration en éléments minéraux dissous est comparable à celle de l'eau de renouvellement et ne présente pas de risque direct pour l'environnement côtier. Les densités en élevage, les taux de renouvellement pratiqués et les pratiques d'alimentation vont impacter la quantité de déchets rejetés par les fermes. Les exportations en azote, en phosphore et en matières en suspension ont été estimées respectivement à 29,9, à 3,5 et à 619 t sur une saison de production pour une ferme semi-intensive de 133 ha, et à 14,8, à 2,4 et à 514 t pour une ferme intensive de 29 ha.

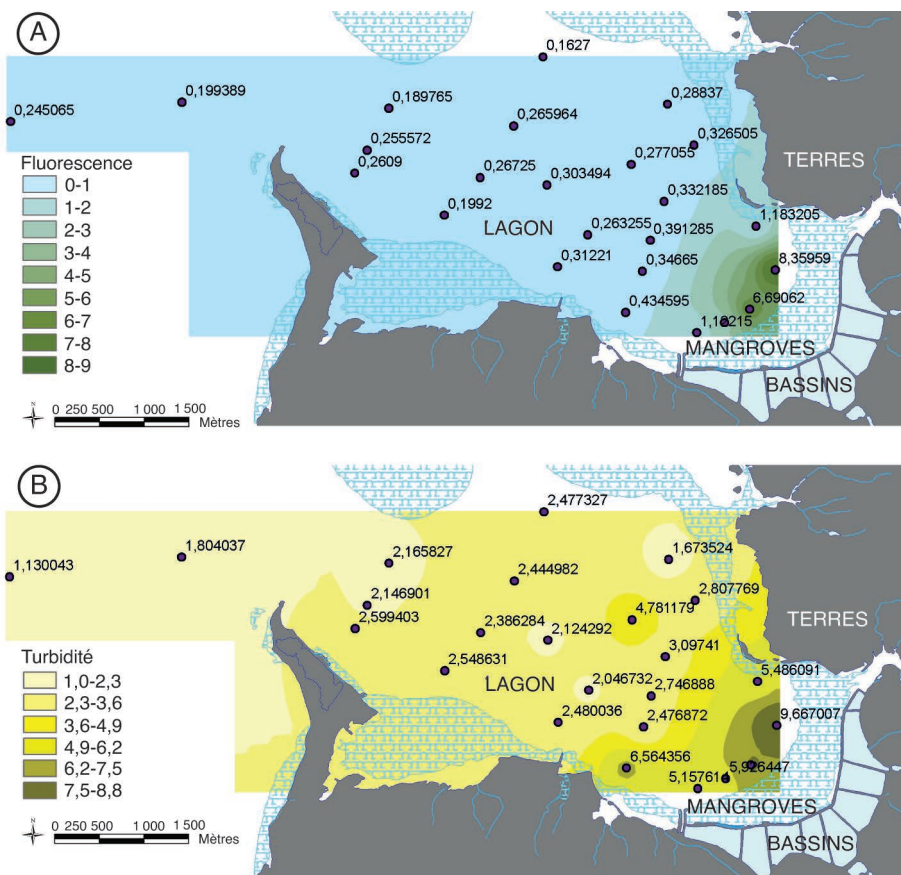


Figure 3.3. Cartes 2D réalisées lors des campagnes du 25 mai 2004 : A) de la fluorescence en $\mu\text{g/L}$ équivalent chl *a* et B) de la turbidité exprimée en unité de turbidité néphélométrique.

Source : d'après Thomas *et al.*, 2010, © 2010 Elsevier Ltd. All rights reserved.

L'analyse du devenir des effluents montre un impact correspondant à deux fois la surface des bassins (Thomas *et al.*, 2010). Autrement dit, un hectare de bassin impacte directement deux hectares d'environnement littoral (figure 3.3). Il est facilement observable de 600 à 800 m de la zone de rejet, distance similaire à celle rapportée pour les cages à poisson en mer et qui va au-delà des mangroves initialement considérées comme de « bons filtres » pour les effluents aquacoles. Des signes d'impact peuvent être détectés à de plus grandes distances en utilisant d'autres indicateurs comme les isotopes (Hargan *et al.*, 2020).

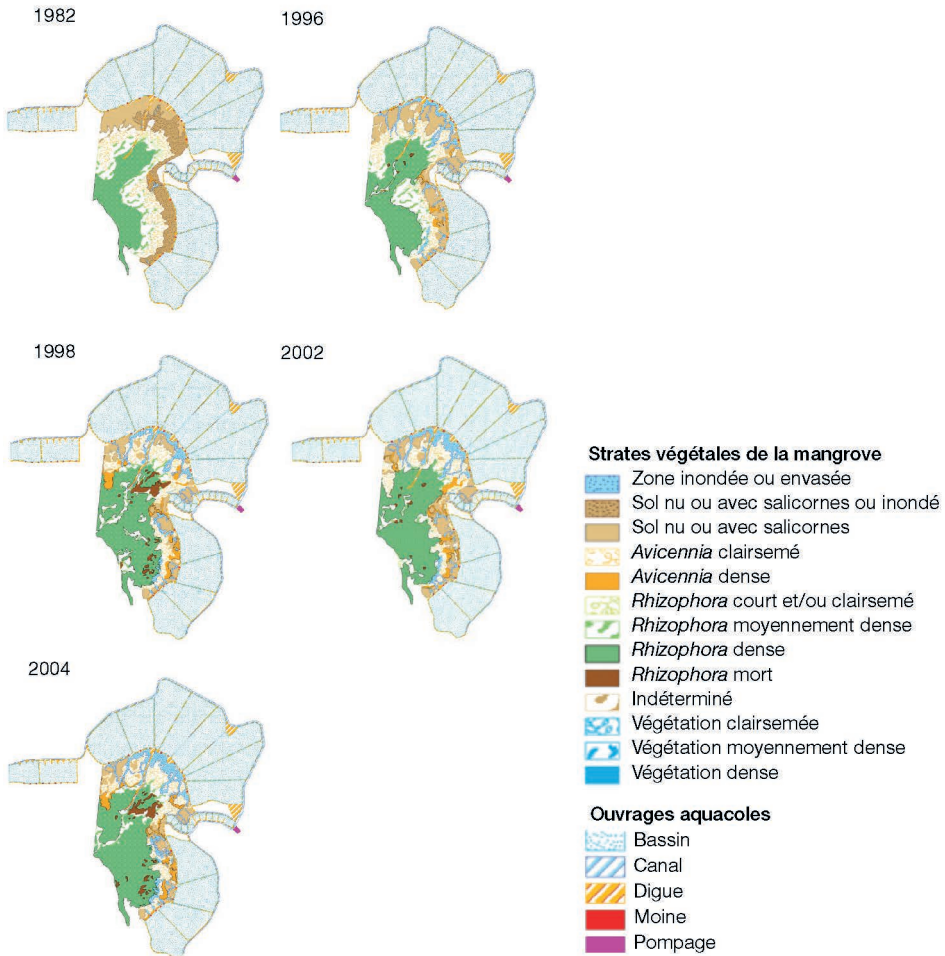


Figure 3.4. Évolution de l'écosystème mangrove en aval d'une ferme semi-intensive en Nouvelle-Calédonie de la date de sa construction au début des années 1980 à 2004.

On remarque une extension de la strate à *Rhizophora* avec les années mais aussi l'apparition de zones de mortalité des palétuviers.

Source : d'après Virly *et al.*, 2005.

Un travail réalisé sur les processus biogéochimiques dans une mangrove située en aval d'une ferme familiale a confirmé ce rôle limité de filtre (Molnar, 2011). Un impact direct de l'apport en matière organique sur le métabolisme benthique, sur la salinité des sols et sur les flux de nutriments dans les mangroves a été montré à proximité des zones de rejets (Aschenbroich *et al.*, 2015 ; Molnar *et al.*, 2013). Ces apports induisent une augmentation de la nitrification et de la réduction dissimulatrice des nitrates en ammonium 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 (par exemple : Queiroz *et al.*, 2019). Cette minéralisation favorise un bloom de diatomées et une légère augmentation de la quantité des flagellés autotrophes à l'interface eau-sédiment.

L'apport organique par les bassins engendre une croissance et une densification des palétuviers (figure 3.4). L'étude de la structure de la mangrove montre un développement du genre *Rhizophora* au détriment du genre *Avicennia* qui régresse spatialement (Virly *et al.*, 2005). Cette augmentation de la biomasse pourrait être évaluée à l'aide d'images satellites à très haute résolution spatiale 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.

Un engorgement à proximité des fermes en sortie des bassins est aussi observable dans certaines parties des mangroves et au niveau de leur bordure extérieure (figure 3.4). Il pourrait, dans certaines circonstances, favoriser une mortalité de palétuviers et/ou les fragiliser, les rendant plus vulnérables à un événement extrême (figure 3.5). La structuration spatiale de la mangrove selon un gradient *Avicennia-Rhizophora*



Figure 3.5. Photographie d'une ancienne zone à *Rhizophora* avec de nombreux arbres morts en aval d'une ferme.

Sur la base des informations fournies par le fermier, il est probable que ces arbres couchés dans une direction prédominante sud-est à nord-ouest l'aient été lors du passage d'un cyclone en février 1999. Source : Hugues Lemonnier.

telle qu'observée en Nouvelle-Calédonie est en effet très efficace pour piéger les particules de sédiment (Kathiresan, 2003). Les bilans montrent que l'origine de cette matière est issue des bassins, les exportations étant bien supérieures aux importations. Un suivi réalisé dans une baie un an après la mise en service d'une ferme de 29 ha n'avait pas montré d'impact majeur de la ferme sur la sédimentologie ni sur les communautés benthiques en bordure externe de la mangrove. Une 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'hypersédimentation sur la bordure externe de la mangrove qui aurait conduit à un recul de l'herbier (figure 3.6).



Figure 3.6. Vue aérienne d'une ferme aquacole en 2005. Cette image permet d'observer une zone d'hypersédimentation en aval de la ferme. Source : Virly *et al.*, 2005.

Un faible hydrodynamisme en aval des fermes 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. Avec un temps de résidence des eaux moins élevé, l'effet des rejets est limité dans le temps et dans l'espace à environ 300 m 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.

L'impact d'une eutrophisation chronique causée par une ferme de crevettes sur les traits physiologiques et morphologiques du picot rayé *Siganus lineatus*, espèce de poisson d'intérêt commercial que l'on trouve en bordure des mangroves, a souligné l'importance d'atténuer ce processus dans les environnements côtiers néo-calédoniens (Dubuc *et al.*, 2024). Les poissons présentent une tolérance élevée à l'hypoxie, une surface branchiale accrue, des distances de diffusion de l'oxygène plus courtes et une capacité de transport de l'oxygène dans le sang altérée en comparaison de leurs congénères dans des zones non impactées. Les données sanguines suggèrent une augmentation de la capacité des poissons à survivre en dessous des niveaux critiques d'oxygène. Toutefois, les poissons montrent une augmentation significative des coûts métaboliques et une modification de leur échelle allométrique, liée à la dégradation de l'environnement et en particulier au manque d'oxygène qui y règne.

Des suivis réguliers pourraient être entrepris pour analyser l'évolution de l'état de l'eutrophisation des eaux les plus côtières dans les zones les plus confinées. Cette analyse pourrait intégrer le benthos, évaluer l'étendue des zones de sédimentation. Ces informations sont d'autant plus importantes que l'enrichissement des milieux augmente le risque de prévalence et de sévérité des maladies des coraux (Vega Thurber *et al.*, 2014) mais aussi le risque de présence de HAB qui peuvent impacter les produits de la mer (Heisler *et al.*, 2008).

Risques pour la biodiversité locale

La biodiversité de la colonne d'eau en aval des fermes montre des évolutions marquées en lien avec son eutrophisation due aux rejets des fermes (Thomas *et al.*, 2010). Les analyses montrent une modification significative des communautés planctoniques, que ce soit pour le phytoplancton ou pour le bactérioplancton en lien avec l'enrichissement en azote du milieu. L'étude des assemblages de pico- et nanophytoplancton a, en particulier, montré un changement dans sa composition passant du picophytoplancton au nanophytoplancton, et un changement au sein même du picophytoplancton avec la disparition des cyanobactéries *Prochlorococcus* sp. L'analyse sur les communautés benthiques dans les mangroves en aval d'une ferme familiale après 25 ans d'activité a montré un impact faible à modéré. La présence des taxons de foraminifères généralement associés à un

enrichissement organique élevé n'a pas été observée. Les auteurs ont aussi mesuré une très faible proportion de tests déformés, indicateur utilisé pour identifier les milieux perturbés. Toutefois, cette proportion s'est révélée être plus importante dans les bassins d'élevage soumis à des apports organiques très élevés (Debenay *et al.*, 2009 ; Debenay *et al.*, 2015). La mangrove sous influence présentait une abondance et une biomasse de méiofaune deux fois plus importantes que celle du groupe témoin, différence qui s'expliquait par une biomasse supérieure en microphytobenthos (Della Patrona *et al.*, 2016). Ces études suggèrent que la mangrove réceptrice était faiblement impactée par la pollution organique et/ou chimique, même après 25 ans d'activités. Toutefois, avec des apports en aliment dans les bassins maximums de 3,6 g/m²/j, l'activité de cette ferme au moment de ces études doit être considérée comme peu intense, comparativement à ce qui peut être observé sur d'autres sites aquacoles en Nouvelle-Calédonie, où l'alimentation dépasse régulièrement 7 g/m²/j. Si les études sur ce site familial montrent qu'une activité est possible tout en maintenant un impact faible à modéré sur cet écosystème, on doit 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 en aval de certaines fermes 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.

Une analyse de l'ADNe des différentes communautés présentes en aval des fermes devrait permettre de préciser l'impact de cette activité humaine à des échelles taxonomiques fines. Cette approche globale permet aussi d'accéder à des communautés plus difficiles à évaluer comme les poissons. Elle permettrait en outre d'augmenter l'effort d'échantillonnage et donc le nombre de sites d'étude. L'un des impacts qui n'a fait l'objet d'aucune étude en Nouvelle-Calédonie sur la relation aquaculture-environnement, dont il existe assez peu d'informations dans la littérature et qui pourrait aussi être analysé à partir d'ADNe, concerne les parasites au sens large du terme rejetés dans le milieu environnant.

L'espèce non native *L. stylirostris* n'a jamais été retrouvée dans le milieu naturel après 40 ans d'exploitation malgré un échappement régulier des animaux lors des pêches. L'incapacité de cette espèce à s'acclimater au contexte naturel local limiterait à priori son impact sur l'écosystème côtier. Toutefois, une conséquence directe d'élever des espèces exotiques est l'introduction d'agents pathogènes en même temps que l'hôte. Le virus de l'IHHN a, par exemple, été importé à Hawaï à partir de populations sauvages originaires d'Amérique centrale (Lightner *et al.*, 1983). Cet agent pathogène serait devenu enzootique dans le golfe du Mexique à la suite de son importation avec des post-larves de *L. vannamei*. Dans les années 1990, il 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 *L. stylirostris* dans cette région. Il aura fallu 10 ans pour qu'un équilibre hôte-agent pathogène puisse être trouvé et pour pouvoir observer une baisse de la sévérité des maladies en milieu naturel (Morales-Covarrubias *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 supposer que cette première dérive de la seconde. L'introduction à plusieurs reprises de *L. stylirostris* pourrait expliquer la présence de ce virus en Nouvelle-Calédonie. La prévalence chez les crevettes moribondes dans les élevages dans le cadre du syndrome 93 était de 99 % dans les années 1990 (Costa *et al.*, 1998b). D'après Krabsetsve, Cullen et Owens (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 cet agent pathogène dans l'environnement côtier et potentiellement fragiliser les populations sauvages de pénéides qui n'ont pas eu le temps de coévoluer et donc de s'adapter à ce nouveau danger (Goedknecht *et al.*, 2016). L'impact de cette possible introduction sur la santé des espèces sauvages du territoire n'a fait l'objet d'aucune étude, même si cet agent 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 % (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 d'agents pathogènes (et leurs gènes de virulence), qu'ils soient ou non importés (Oidtmann *et al.*, 2018). Les deux vibrioses qui touchent les fermes néo-calédoniennes ont-elles des conséquences écologiques pour l'environnement littoral ? Constituent-elles un risque pour les populations sauvages, sachant que le genre bactérien *Vibrio* présente une forte capacité à transférer du matériel génétique à d'autres bactéries dont les gènes de virulence (*lateral gene transfert*) (Wozniak et Waldor, 2010) ? Même si elle est limitée spatialement, quel risque engendre la pollution côtière liée aux effluents sur la dissémination des agents pathogènes ? Ce thème de recherche reste très peu étudié, alors que les maladies infectieuses seraient l'une des cinq principales causes à l'origine de l'extinction des espèces (Young *et al.*, 2017). La crevette élevée n'étant à priori peu ou pas présente dans l'environnement littoral, les risques en Nouvelle-Calédonie restent associés à un parasitisme interspécifique à priori moins dangereux à court terme qu'un parasitisme intraspécifique.

Deux grands groupes de questions pourraient faire l'objet d'études sur le thème « biodiversité et maladies » :

- 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 les conséquences à l'échelle des communautés ? En Australie, une souche locale de l'IHHNV a été retrouvée (Krabsetsve *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 agents pathogènes produits par un site sur le lien hôte-pathogène des espèces natives dans les écosystèmes adjacents (Goedknecht *et al.*, 2016) ? L'introduction d'une souche non résistante de

L. stylirostris à l'IHHN 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 coévolué 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'une bactérie du genre *Vibrio* à l'autre n'est pas négligeable et permettrait de passer la barrière des espèces.

Répondre à ces questions nécessite d'identifier les agents pathogènes associés aux espèces sauvages (pathobiome). Les nouvelles techniques autour de la génomique environnemental (incluant l'ADNe) développées depuis 10 ans devraient permettre de mieux identifier ces communautés et, au final, d'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.



Vue aérienne d'une ferme aquacole semi-intensive constituée de 7 bassins située en arrière de la mangrove à proximité du cœur de Voh, présent en bas et à gauche de l'image (juin 2022).

Source : Hugues Lemonnier.

4

Cocultures et aquaculture multitrophique intégrée

Contexte

La monoculture, si elle peut s'avérer biologiquement durable à l'échelle d'une ferme, montre certaines limites. L'intensification des systèmes a conduit à une dégradation des milieux littoraux due à des rejets riches en azote et en phosphore. L'accumulation de déchets au sein même des structures d'élevage provoque une eutrophisation qui peut être source de stress pour les animaux et favorable à l'émergence de maladies.

Des recherches ont été conduites avec l'objectif de limiter les externalités et d'améliorer les conditions d'élevage en favorisant le recyclage de la matière. La littérature rapporte que la coculture avec des crevettes a montré de bons résultats (Martínez-Porchas *et al.*, 2010). L'objectif de cette pratique est d'élever différentes espèces dans une même structure d'élevage. Des résultats concluants ont été rapportés avec des algues (Cruz-Suárez *et al.*, 2010), avec des mollusques et avec des poissons (tilapia, mullet, poisson-lait). Le tilapia permettrait, par exemple, de diminuer directement l'occurrence des maladies chez la crevette (Tendencia *et al.*, 2006). La présence de moules permettrait d'inactiver certains virus pathogènes du saumon (virus de l'anémie infectieuse du saumon et virus de la nécrose pancréatique infectieuse) et pourrait être utilisée comme cordon sanitaire autour de cages en mer (Chopin, 2013). La présence d'une algue rouge *Gracilaria textorii* introduite dans un système de recirculation pour améliorer la qualité de l'eau en aval d'une culture d'ormeaux nourris avec la laitue de mer *Ulva lactuca* et avec la grateloupe *Grateloupia turuturu* a montré une baisse du nombre de bactéries du genre *Vibrio* (Pang *et al.*, 2006).

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 multitrophique intégrée (AMTI) a pour objectif d'obtenir un équilibre écologique fondé 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). Le but 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 (détritivore) 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, en multipliant les espèces, d'augmenter la stabilité économique en limitant les risques liés à la fluctuation du marché (Ridler *et al.*, 2007). Il est aussi de limiter le risque d'émergence d'une maladie pour l'une des espèces élevées. Une autre finalité est celle de l'acceptabilité par une meilleure gestion (BMP pour *best management practices*) des apports dans le système de production (Troell, 2009). Un exemple serait de combiner une espèce carnivore telle que la crevette avec des espèces extractives comme les huîtres qui vont filtrer l'eau et des macroalgues qui vont assimiler les sels nutritifs. Une AMTI est un écosystème cultivé très simplifié. Cette pratique n'est pas nouvelle et est utilisée depuis des siècles en Asie. De nombreuses combinaisons ont déjà été étudiées. On citera à titre d'exemples : coquillages et crevettes ; poissons, algues et coquillages ; poissons et algues ; poissons et crevettes ; algues et crevettes... L'utilisation des échinodermes comme les holothuries ou les oursins mais aussi les éponges dans ce type d'agrosystème est de plus en plus fréquente (par exemple : Israel *et al.*, 2019). Le système AMTI favoriserait dans de nombreux cas la croissance, la production, une meilleure utilisation de l'aliment, la réponse immunitaire des espèces cultivées et les performances économiques comparativement à de la monoculture ou de la polyculture (Ghosh *et al.*, 2025). Les performances pour un élevage intégrant le poisson-lait *C. chanos* et la crevette *L. vannamei* ont été bien meilleures avec les macroalgues (*Ulva intestinalis*) que sans elles. Le modèle à base d'algues s'est révélé plus productif tout en ayant un effet de biorestauration sur l'environnement (Naskar *et al.*, 2023).

L'une des solutions pour promouvoir une aquaculture durable avec une économie stabilisée et une meilleure acceptabilité sociale serait donc les AMTI. Avec ce concept, on essaie d'optimiser l'utilisation des intrants tout en limitant certaines externalités et de nombreux projets montrent que cela fonctionne. L'enjeu pour les AMTI est encore de montrer leur capacité à internaliser les externalités tout en étant économiquement compétitives et socialement acceptées (Granada *et al.*, 2018). Les AMTI 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...). Toutefois, la comparaison du profit financier net entre AMTI et monoculture a été évaluée à plus de 5 pour un système aquacole d'eau douce combinant du tilapia, de la lentille d'eau et un bivalve (Shinde *et al.*, 2024). Plusieurs études montrent qu'en améliorant les conditions d'élevage et la productivité du système, on obtient de bien meilleurs indicateurs économiques pour les AMTI (Uddin *et al.*, 2025).

L'AMTI reste donc un système centré sur la production 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 fondées sur les aspects productifs montrent déjà des bénéfices financiers (Knowler *et al.*, 2020 ; Uddin *et al.*, 2025). Lors d'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 : « L'approche écosystémique de l'aquaculture est une approche stratégique du développement et de gestion du secteur qui vise à intégrer l'aquaculture dans l'écosystème au sens large afin de promouvoir la durabilité des systèmes socio-écologiques qui sont interconnectés. » 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 résilience⁴. » La capacité de résilience doit pouvoir être définie tout comme les limites de changement par une évaluation des impacts environnementaux. Le deuxième 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 des 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 (aquaforesterie). 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 (Brugère *et al.*, 2019).

À la même époque, un autre concept, celui des services écosystémiques (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 deux 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

4. Traductions de l'auteur depuis l'anglais (FAO, Directives techniques pour une pêche responsable, atelier d'experts pour construire une approche écosystémique pour l'aquaculture, convoqué à Palma de Mallorca, Espagne, du 7 au 11 mai 2007).

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 sur 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 le développement d'une aquaculture intensive malgré les gains économiques potentiels. Ce travail rapporte aussi que l'analyse des services écosystémiques bute sur notre capacité à la monétisation de ces services (McDonough *et al.*, 2014). L'analyse des services écosystémiques 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 de recherche et mise 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, 2017). Le mot « intensif » — qui peut être vu comme une provocation — est emprunté au langage des économistes et non pas à celui de l'agroécologie. 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 ». 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 fondée sur le principe et sur 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).

En pratique, l'intensification écologique en aquaculture s'articule autour de l'analyse du cycle de vie (ACV), de l'énergie du système et de l'évaluation des services rendus par ce système. La première méthode citée « 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 ». La seconde analyse, « quantitative, détermine la valeur des ressources, des services et des produits, exprimée dans une unité commune : l'énergie solaire (seJ) » (Aubin *et al.*, 2014). La mise en œuvre de ces méthodes passe par différentes étapes : (1) constituer le groupe porteur ; (2) analyser les caractéristiques des aquasystèmes ; (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 de : diminuer des intrants

dans les fermes (aliment, fertilisants, énergie...), maximiser l'utilisation des ressources locales, favoriser les fonctions écologiques du système pour améliorer sa productivité et ses services écosystémiques, et diminuer les externalités appelées aussi disservices (effluents, etc.).



Enclos construits en aval d'une ferme de crevettes pour évaluer l'effet des apports sur une culture d'holothuries.

Source : Hugues Lemonnier.

Étude de cas : la Nouvelle-Calédonie

L'aquaculture de la crevette bleue *L. stylirostris* est fondée sur un système d'élevage de type monoculture semi-intensif. Elle fait face à une crise systémique depuis plusieurs décennies, due à l'émergence de maladies dans les bassins d'élevage et à des difficultés passagères de production de post-larves par les éclosiers. Afin de pérenniser cette filière, un plan de relance ambitieux regroupant l'ensemble des acteurs publics et privés de la filière a été lancé en 2012. 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 touchée par une souche hautement pathogène de la bactérie du genre *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 le système potentiellement 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 en minimisant les externalités (effluents, énergie...).

L'application en Nouvelle-Calédonie de tels concepts pour faire évoluer le système de production de type monoculture nécessitait 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, symbiose, 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 termes 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 de la démarche est donc de trouver une bonne adéquation entre faisabilité technique et complexité à travers la recherche d'un climax écotechnologique. Les différents systèmes mis en place doivent 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 termes de résilience et d'acceptabilité sociale et (iii) des bilans économiques qui tiennent enfin compte des externalités.

Diversification aquacole et coculture

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 productivité des bassins (Tendencia *et al.*, 2006). En Nouvelle-Calédonie, *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 lancé sur la faisabilité d'élever en coculture un carnivore et un herbivore — à savoir la crevette *L. stylirostris* et le picot rayé *S. lineatus* — dans des bassins de terre. Des animaux issus d'élevages étaient produits sur le territoire, ce qui constitue un préalable important pour mener à bien un tel travail.

Les objectifs majeurs étaient d'estimer (i) la capacité de *S. lineatus* à s'adapter aux bassins et d'évaluer les performances de croissance, (ii) la faisabilité technique de la polyculture de *L. stylirostris* avec *S. lineatus* et (iii) 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, des alevins de *S. lineatus* (5,7 g) ont été mis en culture à des densités de 7, 14 et 21 poissons/m² dans des mésocosmes. 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 à la suite d'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. Cependant, il est apparu que ce poisson est extrêmement résistant aux conditions d'élevage considérées comme critiques pour les crevettes.

Pour atteindre le 2^e et le 3^e 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/m²) à des densités de 0, 1,2 et 2,4 poissons/m² n'a pas affecté les performances zootechniques de *L. stylirostris* sur cette première phase d'élevage (Luong *et al.*, 2014). 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 à 106 % et les indices de conversion ont diminué de 31,6 à 47,7 % en comparaison avec le traitement « monoculture de crevettes ». En revanche, l'ajout de *S. Lineatus* n'a pas eu d'effet significatif sur le fonctionnement écologique du système d'élevage.

Dans une troisième expérience, avec des biomasses initiales plus élevées de *L. stylirostris* (14 g) de 156 g/m² en polyculture avec *S. lineatus* (19 g) (80 g/m²) et de 237 g/m² en monoculture, une forte mortalité des crevettes a été mise en évidence (Luong *et al.*, 2016). Inversement, avec des biomasses initiales de *S. lineatus* (19 g) de 155 g/m² en polyculture avec *L. stylirostris* (14 g) (81 g/m²) et de 235 g/m² en monoculture, il a été noté une augmentation de la biomasse de *S. lineatus*. L'écosystème est devenu hétérotrophe pour une quantité d'aliment supérieure à 7 g/m². Dans ces conditions d'élevage, la combinaison « forte biomasse pour les poissons » et « faible biomasse pour les crevettes » apparaissait comme le schéma productif biologiquement 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.

Si la faisabilité d'élever dans une même structure ces deux espèces a été montrée, aucun gain écologique n'a été mis en évidence. En revanche, cette coculture permet de diminuer les risques économiques en cas de mortalité de l'une des espèces élevées.

Cultures en alternance

L'élevage de l'holothurie *Holothuria scabra* faisait l'objet d'une attention toute particulière sur le territoire pour deux raisons. C'est un produit à haute valeur commerciale à l'export 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 avaient déjà été conduites sur son élevage par le WorldFish Center dans les années 2000. Ces travaux, après des premiers résultats plutôt encourageants, ont montré qu'un élevage en coculture crevette et holothurie n'était pas viable. Une prédation des holothuries par les crevettes induisait de mauvaises performances d'élevage (Bell *et al.*, 2007).

Une autre stratégie a été proposée. Elle consistait à travailler sur des élevages en alternance et en cascade. Dans cette dernière configuration, les structures se succèdent physiquement pour permettre le recyclage des déchets. Un élevage d'huîtres peut, par exemple, être positionné en aval d'un élevage de crevettes pour se nourrir du phytoplancton produit et rejeté par ce dernier. L'objectif était de montrer la faisabilité technique de cet élevage en bassin de terre et d'analyser les conséquences environnementales de ces cultures *L. stylirostris*-*H. scabra* (Hochard *et al.*, 2016).

Les objectifs scientifiques 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 vers une eutrophisation du milieu, et (iii) de lier les conditions environnementales qui en découlent aux performances zootechniques de *H. scabra* et de *L. stylirostris*.

L'élevage des holothuries

Différents protocoles de nutrition ont été testés dans des mésocosmes avec des densités d'ensemencement plus ou moins fortes. Ce travail a montré que la croissance de *H. scabra* est dépendante de la densité. 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 plusieurs études (par exemple : Lavitra *et al.*, 2010).

La nutrition des holothuries ne serait pas fondée 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.



Dissection d'une holothurie pour l'analyse de son contenu en acides gras.
Source : Hugues Lemonnier.

La phase crevette

La dégradation des sédiments d'un élevage à l'autre est une préoccupation majeure des éleveurs. L'influence de différents protocoles de remédiation des sédiments sur les résultats des élevages de crevettes devait être testée. Une comparaison des effets d'un assec classique d'une durée deux mois (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) a été mise en place. Des élevages ont été réalisés avec ces différents substrats à une densité de 20 crevettes/m² en triplicats dans 15 mésocosmes sur une durée de 119 jours.

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 (chlorophylle *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 chlorophylle *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 (tableau 4.1). Les sédiments issus d'une culture en alternance avec des holothuries nourries avec du maïs ou non (R et RM) ont permis de réunir ces caractéristiques, en présentant des propriétés nutritives élevées (pourcentage de matière organique, chlorophylle *a*, respiration) et des niveaux bas de stress (pH, ammonium). L'analyse du rapport entre production et consommation d'oxygène permet de différencier trois statuts trophiques différents pour les sédiments.

Tableau 4.1. 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.

	Tanne (T)	Assec long (AL)	Remédié (R)	Remédié + maïs (RM)	Assec classique (AC)
pH	6,87	7,15	7,33	7,21	6,84
Eh (mV)	+ 68	+ 18	+ 19	+ 24	+ 42
Chl <i>a</i> (mg/m²)	17	67	120	121	147
MO (%)	1,7	1,6	2,0	2,2	2,3
NH₃ EI (μM)	45	90	42	47	258
Respiration (μM/h)	2 639	3 594	4 550	4 764	– 4 513
Ratio P/R	1,3	1,7	0,6	0,8	0,9
Statut trophique	sédiment « neutre »	sédiment autotrophe	sédiment hétérotrophe		
Conditions de stress	faibles				élevées
Fertilité des sédiments	faible		élevée		

Eh : potentiel d'oxydoréduction ; chl *a* : chlorophylle *a* ; MO : matière organique ; Ratio P/R de la production d'oxygène (P) sur la respiration (R) ; EI : eaux interstitielles dans les deux premiers centimètres du sédiment. Source : adapté de Hochard *et al.*, 2016.

Les caractéristiques des sédiments ont été suivies lors de la phase crevette uniquement sur les traitements AC et R. Leur évolution a reflété la forte eutrophisation induite par l'ajout d'aliment avec l'augmentation de l'ensemble des variables trophiques du milieu et des paramètres de stress pour la crevette. 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 par un relargage de nutriments vers la colonne d'eau. La réponse fonctionnelle des sédiments a été identique pour les deux traitements. Ces résultats montrent que le rôle des sédiments est donc dicté par la ration journalière et par l'activité de bioturbation des crevettes au cours de l'élevage plutôt que par les caractéristiques initiales. Néanmoins, un effet tampon a été mis en évidence pour R par rapport à AC sur certaines variables considérées comme stressantes. Ainsi, le traitement R avec des concentrations en ammonium initiales plus faibles et de meilleurs pH en début d'élevage a conservé ces caractéristiques au cours de l'élevage comparativement à AC. Ce phénomène pourrait représenter une diminution des facteurs de risque pour les élevages et être à l'origine des différences significatives de poids moyens qui ont été observées à la pêche entre AC et R avec des poids significativement plus élevés pour R.

Ce travail a aussi mis 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.

Conclusions

Expérimentalement, une coculture crevette-picot est possible dans les structures d'élevage. Des essais dans des bassins de terre ont confirmé ce résultat. Ce travail a permis de montrer que *S. lineatus* est un candidat potentiel pour la culture commerciale, que ce soient sous forme de monoculture ou de polyculture avec *L. stylirostris*. Le picot rayé supporte très bien des conditions d'élevage hyper-eutrophes à partir du moment où l'oxygène dissous est maintenu à un niveau minimum de 3 mg/L. Il permet de sécuriser la production lorsque nous observons des mortalités chez la crevette et de minimiser les pertes. Toutefois, aucun élément tangible ne permet de dire que cette coculture limite l'émergence des vibrioses. Cette polyculture est une approche adaptée qui pourrait contribuer au développement plus durable de l'aquaculture en Nouvelle-Calédonie. À noter que des essais non concluants ont aussi été réalisés avec une coculture crevette-mulet. Ces deux espèces entrant en compétition pour l'aliment, elles ne semblent pas être adaptées à des élevages en coculture.

Dans le 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) d'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 mis en évidence que l'élevage d'holothuries permettait d'obtenir un phénomène de jachère productive qui améliore le statut environnemental du bassin à la suite d'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 permettrait de baisser les densités d'élevage des différentes espèces par rapport à leur monoculture et d'augmenter l'efficacité de l'assimilation des intrants. Elle favoriserait la robustesse, la plasticité et la résilience des systèmes aquacoles face aux maladies. Elle réduirait leur(s) effet(s) néfaste(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/m² qui limite son potentiel économique. Une biomasse de plus de 1 kg/m² a été atteinte (par exemple : Robinson *et al.*, 2019) en recyclant des déchets issus de productions aquacoles par les holothuries. Les solutions existent pour que cet élevage puisse devenir rentable dans le cadre d'une AMTI (Chary *et al.*, 2020 ; Israel, Lupatsch et Angel, 2019).

Les halophytes présentes naturellement en Nouvelle-Calédonie sont aussi de bons candidats pour être intégrés dans un schéma d'intensification écologique. Les espèces, en particulier celles à racines profondes situées en aval des bassins d'élevage, montrent une bonne efficacité pour utiliser les déchets rejetés et accumulés dans les sédiments au sein ou en aval des bassins. Ces espèces pourraient être cultivées en alternance avec la crevette dans les bassins ou en cascade pour améliorer les conditions d'élevage, pour limiter la production de gaz à effet de serre et l'impact sur les systèmes côtiers (Colette *et al.*, 2022). Outre l'effet remédiation pour réhabiliter des sols dégradés, les halophytes peuvent être potentiellement exploitées dans différents domaines que sont l'alimentation, la production de métabolites secondaires et de fibres, en médecine et dans la cosmétique (Nikalje *et al.*, 2018).

Aujourd'hui, les techniques pour produire des espèces à différents niveaux trophiques (carnivores, détritivores, herbivores) sont maîtrisées. L'objectif est de concevoir un système d'aquaculture viable, adapté aux spécificités de l'aquaculture néo-calédonienne (bassins de 5-10 ht, cœur de métier fondé sur la crevetticulture, marché d'export fondé sur des espèces à haute valeur commerciale, marché local limité), et permettant de concevoir des cycles de rotation de culture de manière rentable dans le cadre d'une intensification écologique des systèmes.

Perspectives, limites et défis

Le développement de cette technologie est relativement récent, même si ce type d'élevage est pratiqué depuis plusieurs siècles. Les recherches sur les modèles innovants les plus appropriés se poursuivent afin de maximiser les avantages globaux et de permettre un développement économique (Tang *et al.*, 2024). Des travaux sur la durabilité de ces systèmes à des échelles de temps plus longues devront être mis en place, les recherches conduites jusqu'à présent s'étant focalisées sur la faisabilité à l'échelle d'élevages expérimentaux (Uddin *et al.*, 2025). Afin d'évaluer et d'étayer les avantages environnementaux de l'AMTI, des recherches sur l'ACV et en utilisant la méthode émergie doivent se poursuivre. En 2024, il existait moins de 10 % d'études d'ACV sur l'AMTI par rapport au nombre total de publications sur ce système (Hala *et al.*, 2024).

L'efficacité d'une AMTI va dépendre des espèces ciblées, de leur combinaison, des densités, des conditions d'élevage et de culture. Il faut être en mesure de combiner, par exemple, des besoins nutritionnels pour les espèces extractives qui peuvent évoluer dans le temps avec des environnements qui évoluent, eux aussi, en lien avec la dynamique d'eutrophisation dans le cas d'espèces de haut niveau trophique. Ces choix dépendent des zones de production et de leurs conditions climatiques et des espèces présentes naturellement, dont l'élevage et la culture sont maîtrisés. Cette technologie nécessite de fait une ingénierie et une logistique plus sophistiquées et un coût initial en termes d'infrastructures élevé comparativement à la monoculture classique.

Les travaux incluant des modèles bioéconomiques sont encore trop peu nombreux. Ils devront internaliser les externalités afin de montrer la valeur réelle de l'AMTI pour la société par rapport aux systèmes concurrents. Le système économique actuel ne comptabilise en effet pas 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 (Kambey et Chung, 2016).

Devant la complexité technique de sa mise en place, il est important que les pouvoirs publics soutiennent cette technologie et facilite la transition vers ces systèmes plus durables. Ce soutien concerne l'investissement qui nécessite un capital de départ important pour construire ces systèmes, généralement bien plus complexes à mettre en œuvre que ceux associés à la monoculture. Il concerne l'évolution des réglementations qui peuvent avoir une incidence sur leur mise en œuvre. La réglementation existante en matière d'aquaculture met dans certains cas, souvent et involontairement l'accent uniquement sur une approche

monospécifique. Chopin (2013) rapporte le cas au Canada d'un programme de protection sanitaire stipulant que les mollusques et les crustacés ne pouvaient être élevés à moins de 125 m des cages dédiées à l'élevage de poissons. Si les réglementations doivent être revues pour faciliter le développement de ce système plus vertueux, l'acquisition de certaines connaissances reste nécessaire pour les faire évoluer dans différents domaines que sont la transmission des maladies, la santé des animaux et la sécurité alimentaire. Avec la raréfaction des zones potentiellement aménageables, la compétition pour l'espace est aussi une problématique qui devra être surmontée. Il subsiste une rivalité entre les exploitations aquacoles et les autres activités dans les zones côtières et marines. Les espaces côtiers disponibles se font aussi de plus en plus rares.

Plus respectueuse de l'environnement, cette technologie devrait être socialement et réglementairement mieux acceptée que la monoculture qui montre des difficultés à s'imposer dans certaines régions côtières. Toutefois, aucune étude n'a pu être référencée sur la durabilité sociale des AMTI avec crevette (Uddin *et al.*, 2025). Ces auteurs, en élargissant à l'ensemble du secteur aquacole, identifient dans leur synthèse bibliographique uniquement 6 articles qui montrent pour les différents acteurs des filières comme pour les consommateurs un retour très positif vis-à-vis de ce type de système. L'acceptation sociale des aliments produits par ce système devra être aussi mieux évaluée en fonction des pays pour être en mesure de les commercialiser.

Pour clore ce chapitre, je tenais à citer quelques phrases écrites par le professeur Thierry Chopin dans le cadre d'une revue bibliographique sur les AMTI publiées en 2013 qui restent d'actualité :

« Les années 1980 étaient le temps de la “révolution bleue” du développement de l'aquaculture en mer, mais on sait également qu'elle n'est pas toujours “verte”. Il est donc temps de la rendre plus verte ; il est temps que la “révolution turquoise” fasse entrer l'aquaculture dans une nouvelle ère d'aquaculture responsable vis-à-vis des écosystèmes, en mer et sur terre, en eau de mer et en eau douce, dans les régions tempérées et tropicales⁵. »

5. Traduction de l'auteur depuis l'anglais : “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.”



Algues produites en Sulawesi du Sud (Indonésie) en aval d'une ferme super-intensive de crevettes (octobre 2014).

Source : Hugues Lemonnier.

5

Développement d'outils pour une gestion durable

Contexte⁶

L'acquisition des données dans le domaine de l'aquaculture était un enjeu majeur dans les années 1990 pour analyser la trajectoire des systèmes, pour améliorer leurs performances et/ou pour estimer les conséquences de leurs développements sur leur environnement (Fuchs *et al.*, 1998). Les capteurs environnementaux permettent aujourd'hui des récoltes massives à différentes échelles spatiales (bassin, ferme, territoire, région, etc.) et temporelles. On peut citer l'utilisation de capteurs à haute fréquence pour le suivi de la température ou de l'oxygène dans l'eau. Certaines nouvelles méthodologies fournissent des données tout aussi conséquentes. C'est le cas par exemple de l'ADNe, technique utilisée aujourd'hui pour la surveillance de la biodiversité. Les données issues des images satellitaires en sont un autre exemple (figure 5.1). Ces informations peuvent être intégrées à un système d'information géographique (SIG), système conçu pour recueillir, stocker, traiter, analyser, gérer et présenter ces données géographiques. Elles peuvent aussi être stockées dans une base de données et publiées sur Internet, idéalement selon le principe FAIR (*findable, accessible, interoperable, reusable*) et en utilisant un plan de gestion des données. Ce principe permet de cadrer les manières de construire, de stocker, de présenter et de publier les données de façon qu'elles soient « faciles à trouver, accessibles, interopérables et réutilisables » par tous.

L'analyse de ces données est devenue un problème récent. Les traitements classiques pour extraire des connaissances sont limités face à cette somme d'informations mises à disposition sur Internet. Les données sont généralement hétérogènes (facteurs mesurés de natures différentes), multi-échelles, incomplètes et parfois imprécises. Elles peuvent intégrer à la fois une dimension spatiale et temporelle qui complexifie leur analyse en raison de leurs spécificités. Elles peuvent être non uniformément

6. Cette réflexion a été nourrie par une réflexion commune avec Nazha Selmaoui-Folcher, professeure des universités en informatique à l'université de la Nouvelle-Calédonie.

distribuées, présenter une diversité dans le type d'information qu'elles contiennent, montrer des relations hiérarchiques, présenter des autocorrélations...



Figure 5.1. 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 les bassins mais aussi les aérateurs que l'on peut compter au sein de chaque structure. On distingue aisément les bassins en eau (en noir) et ceux en cours d'assèchement (bassins clairs).

Source : INDESO, implemented by CLS for Balitbang KP. © INDESO, 2013, all rights reserved.

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 a 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. L'objectif est d'assister les thématiciens dans la découverte de connaissances « cachées ».

La complexité des processus étudiés dans le domaine de la durabilité nécessite aujourd'hui de développer une démarche interdisciplinaire pour intégrer et analyser des données aussi diverses que celles produites par les études environnementales, économiques et sociales. Pour développer les étapes du processus,

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

Au travers d'études de nature complexe, l'objectif est, dans ce chapitre, de présenter deux exemples de démarches entreprises, les outils utilisés, les stratégies mises en place pour analyser des données et pour répondre à quelques questions posées par le développement de l'aquaculture en milieu tropical. Ces travaux ont été conduits dans une démarche interdisciplinaire faisant intervenir des experts en SIG, en géomatique, en sciences de la donnée, des écologistes, des zootechniciens, des modélisateurs et des physiciens du signal.

Les données complexes et massives collectées par les fermiers en Nouvelle-Calédonie

La réussite d'un élevage aquacole dépend de nombreux facteurs d'origine 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 (producteurs, provendiers, sociétés de commercialisation...).

En 2000, dans le cadre des recherches sur les maladies, un travail de collecte et d'informatisation des données de certaines fermes a été organisé. Il est rapidement devenu essentiel que cette démarche soit réalisée directement par les fermiers. En 2001, une réflexion a été lancée 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. 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), (iv) d'assurer un suivi (évolution des pratiques zootechniques, veille clinique...) et (v) de disposer d'un outil d'archivage de l'historique des élevages (Soulard *et al.*, 2009). Pour

atteindre ces objectifs, l'outil, nommé Stylog-module ferme, a été développé par l'Ifremer pour permettre aux aquaculteurs de saisir leurs données en cours d'élevage dans un format standard. Cet outil a ensuite été transféré pour être géré au groupement des fermes aquacoles.

L'archivage des données dans cette base a permis de collecter depuis le début de sa conception (en 2003) plus d'un million de mesures représentant plus de 1 000 élevages. Ces données concernent aussi bien la zootechnie que l'environnement d'élevage. La Sopac⁷ qui commercialise la majorité de la production néocalédonienne 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.

Une étude fut consacrée à 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 (Tokotoko, 2022). 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 zootechniques et (ii) les meilleures conditions environnementales possibles pour optimiser les rendements tout en générant un produit de qualité. Après évaluation et nettoyage des bases de données, l'analyse a été conduite sur un jeu de données issu 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 élaborer (figure 5.2). Par indicateur de performance, nous entendons un indicateur qui prenne en compte à la fois les résultats zootechniques de l'élevage (poids, survie) et la qualité du produit issue de ce même élevage.

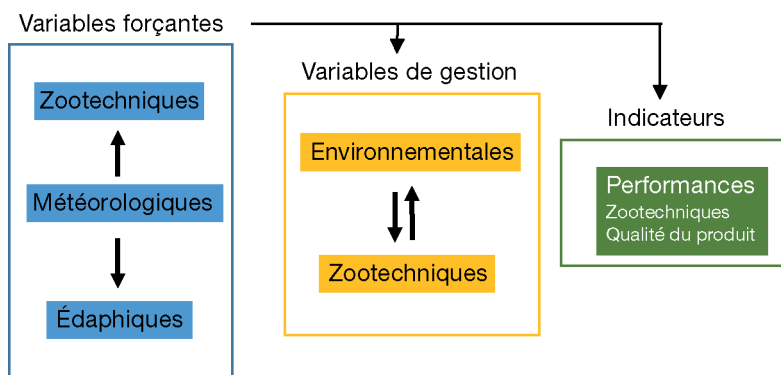


Figure 5.2. Modèle conceptuel pour l'analyse des données.

Ce modèle permet d'identifier les différents blocs à prendre en compte pour conduire les analyses de données.

Source : d'après Tokotoko *et al.*, 2020.

7. <http://www.sopac.nc/>

Le premier objectif était d'établir un lien entre paramètres du milieu et performances des élevages. Le lien entre évolution des poids mesurés avec des indicateurs de performances a été recherché. La courbe de Compertz en forme de S — ou modèle de Compertz —, classiquement utilisée en aquaculture pour modéliser la croissance des animaux, a été utilisée pour transformer les données d'évolution des poids en deux facteurs B et C. Trois autres descripteurs ont été définis pour décrire ces données : le temps pour atteindre le premier point d'inflexion de la courbe en S 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 clusters obtenus par la méthode k-means ont été décrits par des paramètres de performance (figure 5.3). 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, un défaut qui handicape la commercialisation des crevettes. Plusieurs classifieurs multilabels ont été testés.

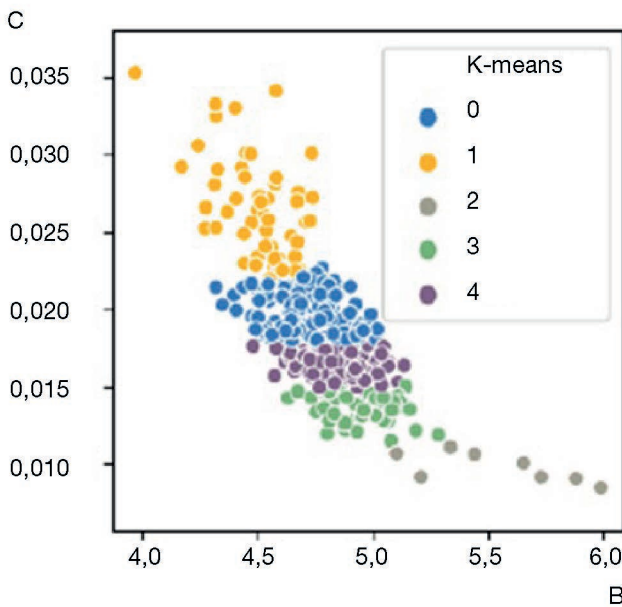


Figure 5.3. Clusters obtenus par la méthode k-means avec les données issues d'un modèle de croissance (Gompertz).

Source : d'après Tokotoko *et al.*, 2020.

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 (figure 5.4). 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 termes 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. La température est le principal facteur de l'environnement qui impacte les résultats de survie.

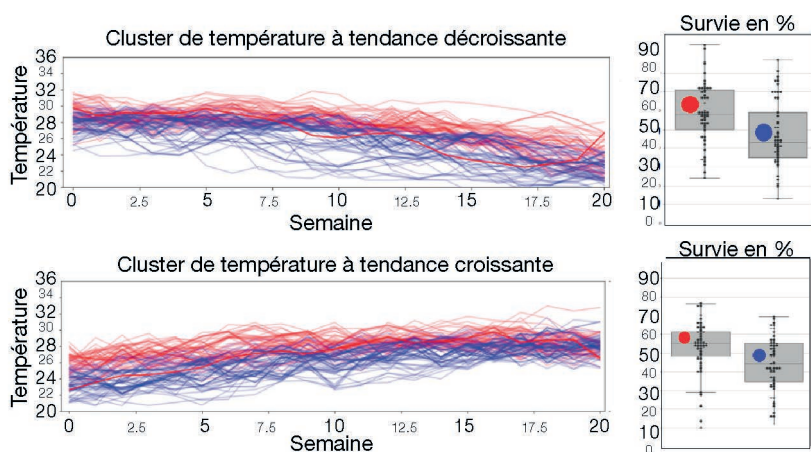


Figure 5.4. Étapes du processus d'analyse des données temporelles issues de la filière crevetteicole néo-calédonienne.

La partie gauche de la figure montre la compilation des graphes d'évolution des températures dans les bassins d'élevage pour deux clusters de température. Ce premier et ce second cluster regroupent les élevages dont la température a tendance respectivement à diminuer ou à augmenter au cours du temps. Les boîtes à moustaches à droite de la figure présentent les survies moyennes observées pour chaque cluster et pour les deux gammes de température (courbes rouges pour les températures les plus élevées et bleues pour les plus faibles).

Source : d'après Tokotoko *et al.*, 2020.

Une nouvelle méthode de clustering de séries temporelles x-meansTS pour l'analyse de la qualité du milieu et des données environnementales a été développée. Elle permet de chercher 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. Pour une analyse combinée de plusieurs variables, une nouvelle approche de clustering de séries temporelles multivariées fondée sur la méthode multi-échelle x-meansTS a été proposée (Tokotoko *et al.*, 2022). Cette stratégie d'analyse permet aujourd'hui d'associer des typologies de performances aux évolutions du milieu d'élevage et d'envisager des analyses prédictives.

Une autre phase dans ce travail consisterait à inclure les données de gestion qui sont maîtrisées par les éleveurs (figure 5.2). Cette analyse devrait permettre d'identifier

les pratiques les plus adaptées pour maximiser la performance des élevages dans des contextes environnementaux donnés. L'intégration des données sociales économiques pourrait compléter la démarche et permettre d'établir des scénarios incluant les performances d'élevage et les résultats économiques qui y sont associés.

Le cas des données satellitaires

L'utilisation des images satellites était généralement cantonnée jusque dans les années 2000 à la recherche de nouveaux sites pour établir de nouvelles fermes de production. 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 (Alexandridis *et al.*, 2008) mais aussi l'environnement côtier (Nath *et al.*, 2000) afin d'étudier les liens entre aquaculture et environnement.

Ces images permettent aujourd'hui d'accéder à des informations pour des zones de production avec pas ou peu de données. La multiplication de ces images permet en outre de réaliser des analyses à la fois spatiales et temporelles sur un territoire donné comme le montre le travail conduit sur un site occupé par des bassins gérés de manière extensive situé sur la presqu'île de Gresik à Java en Indonésie.

Avec une production qui a atteint 575 000 t en 2015 (Phillips *et al.*, 2015), l'Indonésie est devenue leader en 2012 de la production de poisson-lait *C. chanos* dans la région Asie-Pacifique. Ce poisson est essentiellement produit à destination du marché local, dans des bassins d'élevage traditionnels plantés de palétuviers, situés en zone côtière et gérés de manière extensive par de petits fermiers. Cette forme d'élevage daterait du ^{xiv}^e siècle et la concentration de bassins dédiés au poisson-lait dans une même zone côtière peut être importante. Des pratiques de coculture incluant des crevettes ont été lancées dans les années 1980 afin d'améliorer la rentabilité du système de production.

L'un des challenges auxquels doivent faire face les autorités indonésiennes est de sécuriser cette production dans un contexte de changement climatique, de forte croissance de l'aquaculture 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...). Il était nécessaire d'analyser les facteurs de résilience de cet agrosystème pour faire face à ces évolutions et le rôle des mangroves, et de déterminer quels étaient les principaux facteurs de risque qui pourraient entraîner un abandon des fermes. La multiplication des risques nécessite en effet d'acquérir certaines connaissances pour aider les décideurs et les fermiers dans leur gestion (Duru, 2013).

L'objectif du travail conduit dans le cadre du projet Indeso⁸ était d'étudier l'évolution de la structure spatiale et temporelle de l'agrosystème 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 l'outil de base de ce projet interdisciplinaire. Ce travail a été conduit sur un site de production réputé pour ses activités aquacoles et de pêches, situé sur l'île de Java à proximité de la ville de Surabaya (6°52'35.9"S 112°33'22.9"E) (figure 5.5). L'élevage du poisson-lait est très développé à tel point que cette espèce est même devenue le symbole de la région. La zone de travail couvrait une surface de 9 482 ha. Elle est traversée par la rivière Bengawan Solo d'une longueur de 600 km et sous l'influence d'un bassin versant de 16 100 km² (Hoekstra, 1993). La péninsule de Gresik résulte du détournement du cours de la rivière par l'être humain en 1880 pour éviter l'invasement du port de Tanjung Perak. Cette péninsule est une zone d'accrétion sur laquelle les bassins d'élevage sont implantés au fur et à mesure de son extension. Avec une surface de 4 362 ha en 2014, les bassins appelés localement « *tambak* » couvrent 42 % de la zone de travail (figure 5.6 A). Le district de Ujung Pangkah dépend de trois villages appelés Pangkah Wetan (2 003 ha de *tambaks*), Pangkah Kulon (1 550 ha de *tambaks*) et Banyu Urip (77 ha de *tambaks*).

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. Trois espèces sont généralement plantées pour limiter l'érosion des digues, pour apporter de l'ombrage pour les poissons et pour fertiliser les bassins : *Avicennia 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. La présence des arbres est aussi un facteur de protection contre les maladies virales touchant les crevettes. Une part de plus de 20 % de la mangrove est considérée comme significativement impactée par les activités humaines dans cette zone (Yamindago, 2015). En utilisant les différentes propriétés des images satellites dont les bandes spectrales, l'objectif était de fournir des informations et des outils pour améliorer notre

8. Le projet Indeso (Infrastructure development of space oceanography for IUU fishing and coastal monitoring – Towards sustainable fisheries in Indonesia) émanait d'un appel d'offres 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. L'application « Shrimp Farming » avait pour objet de fournir, au moyen des technologies mises en place, 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.

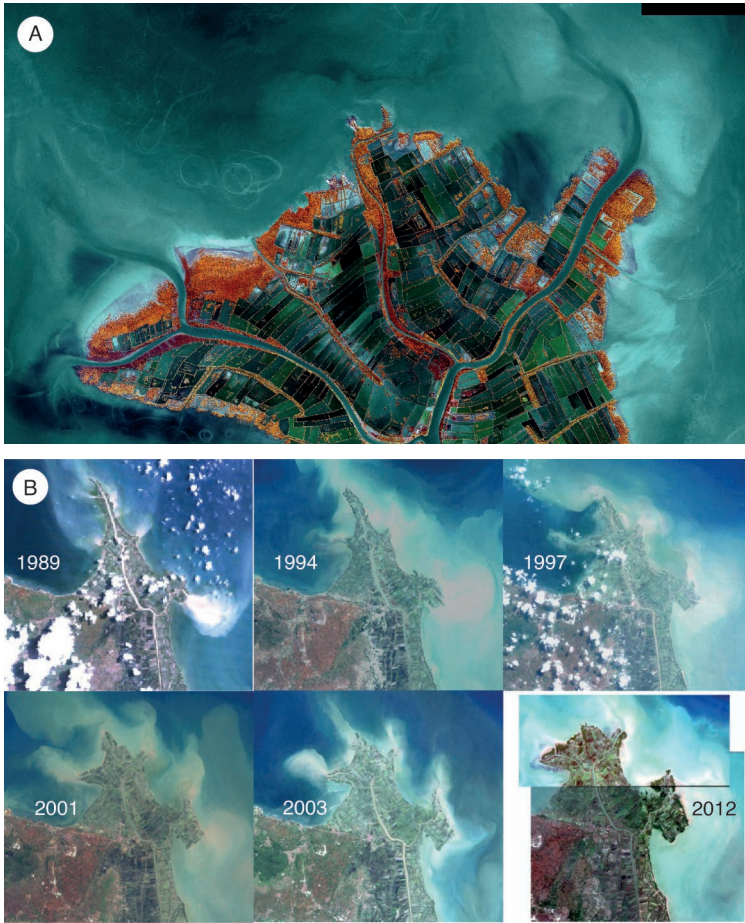


Figure 5.5. A) Image à très haute résolution spatiale prise en 2012 du nord de la presqu'île de Gresik à Java en Indonésie. Chaque structure géométrique correspond à un bassin d'élevage extensif. B) Évolution de la presqu'île de Gresik à Java en Indonésie de 1989 à 2012. Ces images ont été collectées par les satellites Landsat. Les instruments embarqués permettent de capter des images dans plusieurs longueurs d'onde (lumière visible, panchromatique, infrarouge) avec une résolution spatiale comprise entre 15 et 120 mètres. Ce suivi montre une évolution importante de la forme et de l'étendue de cette presqu'île entre 1989 et 2012.

Source : INDESO, implemented by CLS for Balitbang KP. © INDESO, 2013, all rights reserved.

connaissance de cet agrosystème. Dans ce cadre, trois thématiques complémentaires ont été étudiées : (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, (ii) la dynamique de la structure du réseau fluvial en supposant qu'il s'agissait d'un facteur important de maintien de l'activité et (iii) la dynamique des mangroves au sein du système de production sachant que le bois issu de la coupe des palétuviers constitue une ressource financière pour les éleveurs.

La première étape, classiquement réalisée avec des images satellites, a été un traitement des images (*super-imposition* et *pan-sharpening*) issues de différents capteurs des satellites. 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 après développement d'un plugin QGIS, qui exécute des manipulations géométriques afin d'identifier et de catégoriser des zones d'accrétion et d'érosion. Le suivi des variations de la mangrove est fondé sur les résultats obtenus grâce aux différences de NDVI (*normalized difference vegetation index*) (Amrari, 2016).

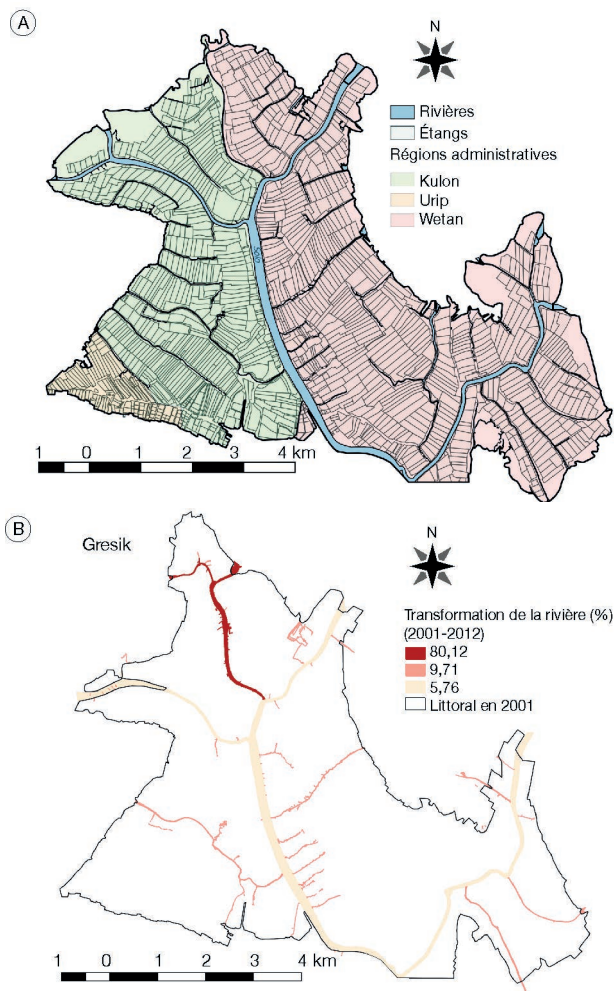


Figure 5.6. A) Cet estuaire est très fragmenté par la présence de nombreux bassins aquacoles représentés ici par des formes géométriques. Il est traversé par la rivière Bengawan Solo et parsemé de chenaux reliant la mer aux différentes infrastructures. Les différentes zones administratives (Kulon, Urip and Wetan) sont représentées par des couleurs différentes. B) Évolution du réseau fluvial sur la péninsule de Gresik entre 2001 et 2012. La partie nord de ce réseau montre sur cette période une forte diminution de sa surface représentée ici en rouge.

Source : d'après Amrari, 2016.

Ce travail 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 (figure 5.5), (ii) un changement morphologique des cours d'eau avec une baisse très significative de la circulation des eaux douces entre 2001 et 2012 sur la pointe nord du site entraînant des difficultés d'accès à l'eau pour certains éleveurs (figure 5.6 B), (iii) une diminution de la surface d'accrétion et de la dynamique d'extension de cet estuaire (figure 5.7) et (iv) une modification de la mangrove sur son pourtour mais aussi en bordure des bassins. Une étude de terrain a mis en lumière des conditions d'élevage particulièrement défavorables avec des salinités extrêmes en saison sèche, laissant supposer l'existence d'une forte variabilité spatiale en termes de productivité des structures d'élevage.

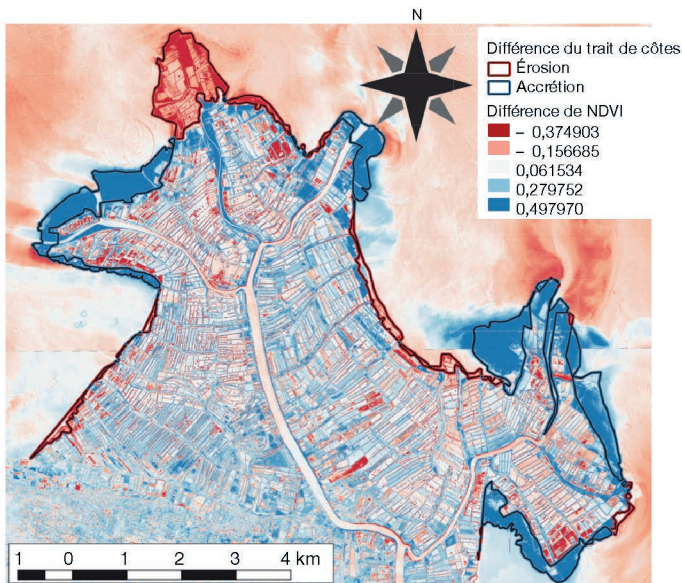


Figure 5.7. Évolution des zones d'accrétion et d'érosion en bordure du site entre 2001 et 2012 (202 mois) et de la différence du signal NDVI entre ces mêmes dates.

Source : d'après Amrari, 2016.

Le risque d'érosion sur le nord de cette péninsule au moment de l'étude était important (Arjasakusuma *et al.*, 2021). Avec la construction de multiples barrages en amont sur la rivière 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 a été identifiée comme insuffisante pour permettre une bonne gestion des flux d'eau compatible au maintien de certaines structures dans le nord du site. L'analyse de l'évolution spatiale des mangroves autour des bassins suggérait une gestion commune par les éleveurs de la

ressource en bois par unité administrative conduisant à des coupes importantes sur une même période et sur de grandes surfaces.

Ce travail montre le besoin de suivre ce type de site de production et de mettre en place des mesures de gestion pour augmenter leur résilience face au changement climatique. La diminution supposée des apports sédimentaires par la rivière et l'augmentation du niveau de la mer sont des menaces qui remettent en cause la durabilité même de ce système de production et donc l'économie de toute une région.

Conclusions et perspectives

Le développement de nouveaux 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 présentés dans ce chapitre ne sont que le début d'un long processus de recherche. Les sources des données vont se multiplier. Elles concernent aussi bien le domaine de l'image (Duan *et al.*, 2021) que de l'acoustique (Peixoto et Soares, 2025) 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. Les enjeux actuels autour de la durabilité mais aussi de la restauration des écosystèmes requièrent des approches complexes nécessitant une approche interdisciplinaire. Toutefois, il ne faut pas sous-estimer la difficulté et la complexité inhérente à cet exercice qui nécessite (1) une acculturation des chercheurs impliqués et le développement d'un « langage commun » et (2) un équilibre et un respect mutuel entre disciplines qui ne doivent pas entrer 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 sont des étapes cruciales pour assurer un travail de qualité. À titre d'exemple, sur les 1 000 élevages que comptait la base de données des fermes néo-calédoniennes, seuls 400 ont pu être exploités. Cette perte d'information est dommageable à la qualité de l'analyse qui sera, de fait, limitée par le nombre de cas. La création de la séquence de tâches 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. Pour être efficace, cette démarche interdisciplinaire nécessite un respect, une confiance et la capacité à prendre en compte les difficultés rencontrées par les uns et les autres dans le processus de recherche qui peut s'avérer long et humainement complexe. Cette démarche nécessite aussi le soutien et des échanges réguliers entre les chercheurs et les producteurs des données pour que ces derniers puissent en tirer des bénéfices.

6

Réhabilitation des sites de production abandonnés

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 (Oh *et al.*, 2017). En 2020, il a été estimé que la restauration de 15 % des terres converties par l'être humain pourrait éviter 60 % des extinctions d'espèces, tout en séquestrant 30 % du CO₂ rejeté dans l'atmosphère depuis la révolution industrielle (Strassburg *et al.*, 2020). La restauration des écosystèmes dans certaines zones cibles serait un formidable levier pour le maintien de la biodiversité et pour 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 (environ 150 mg/ha). Cependant, comme nous le verrons par la suite, restaurer un écosystème peut se révéler être un processus complexe et difficile à mener.

Depuis les années 1980, 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 (Aslan *et al.*, 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. En 2015, on estimait à 250 000 ha la surface de bassins abandonnés rien qu'en Indonésie (Ilman *et al.*, 2016). Dans notre lutte 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 puits à fort émetteur

de carbone (Sidik et Lovelock, 2013). Cette déforestation a aussi des conséquences sur les variables climatiques (inondations, cyclone, dépressions tropicales, niveau des mers, température de surface), elles-mêmes sources de risque pour l'aquaculture. La réhabilitation des sites après abandon par les fermiers est devenue un objectif prioritaire, une sérieuse option pour réduire les émissions de gaz à effet de serre et pour minimiser les conséquences du réchauffement climatique (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. Les surfaces à réhabiliter devraient encore augmenter. Néanmoins, les chiffres sur la dynamique d'abandon restent trop peu nombreux pour en évaluer l'importance. Bien que les principes de réhabilitation des zones côtières aient été posés dans les années 1990 (par exemple : Stevenson *et al.*, 1999), la réhabilitation des zones dégradées par l'aquaculture n'est toujours pas systématique, au contraire elle est assez peu durable et très peu documentée. Différentes options sont possibles pour reconvertir ces espaces. La revégétalisation en est une.

Étude de cas : l'estuaire de la 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 1980 a conduit à l'abandon de nombreux sites de production de crevettes. L'objectif de l'étude conduite dans le cadre du projet Indeso sur un site situé sur l'île de Bali était d'identifier les facteurs de risque conduisant à l'abandon des fermes pour ne pas reproduire dans la phase de réhabilitation les erreurs du passé.

La réhabilitation, pour qu'elle soit durable à l'échelle d'un espace géographique significatif, nécessitait un plan à l'image de celui proposé pour l'évaluation de la résilience d'un système (Resilience Alliance, 2010). Les cinq principales étapes que l'on peut rappeler et qui sont itératives 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.

Après une phase de développement intense et rapide dans les années 1990, l'activité dans l'estuaire de la Perancak a périclité sous l'effet des maladies (figure 6.1). 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.

Les données historiques disponibles étaient très restreintes, comme c'est souvent le cas dans de nombreuses zones géographiques. Une enquête auprès des éleveurs et plusieurs suivis de la qualité de l'eau de l'estuaire ont été organisés pour établir

(i) un diagnostic de l'état de santé du système de production au moment de l'étude et (ii) une typologie des pratiques d'élevage. Une série d'images satellites à très haute résolution spatiale acquise entre 2001 et 2015 a été utilisée pour être en mesure d'analyser la dynamique d'abandon des fermes et de déterminer les facteurs de risque pour l'activité.

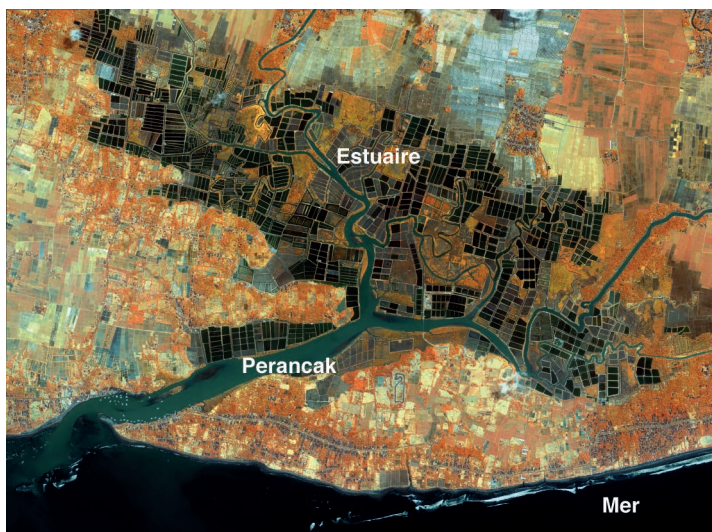


Figure 6.1. Image satellite Ikonos à très haute résolution spatiale de l'estuaire de la Perancak à Bali en 2002. Les bassins sont visibles au sein de l'estuaire au centre de l'image.

Source : INDESO, implemented by CLS for Balitbang KP. © INDESO, 2013, all rights reserved.

Évolution de l'activité de 2001 à 2015

Dans une première étape, la multiplicité des images mais aussi des sites de production obligeait à concevoir un outil pour cartographier automatiquement les structures d'élevage à partir des images satellites. L'outil créé est fondé sur la détection de contour et sur la fusion d'informations bordure/*edge based-detection* (Gusmawati *et al.*, 2016). Une fois les cadastres réalisés, la seconde étape a consisté à identifier des attributs à chaque bassin et à 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. 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. À l'aide de différents attributs, il est possible de construire un indicateur composite pour discriminer un bassin actif d'un bassin inactif et analyser son évolution sur une échelle de 15 ans. Ce nouvel indicateur validé à l'aide d'une méthode de classification supervisée a permis d'analyser la trajectoire de chaque bassin sur cette période (figure 6.2).

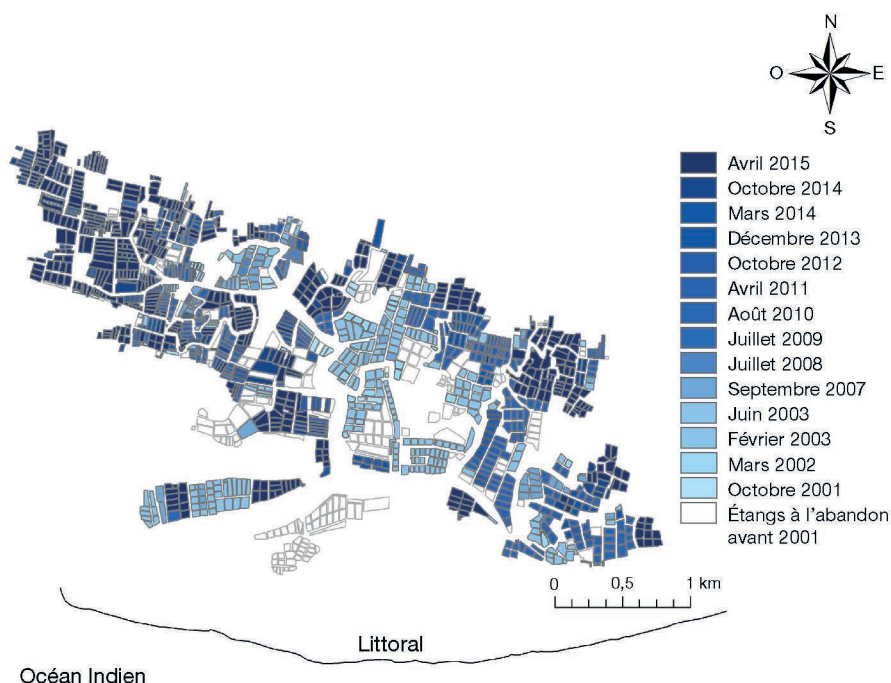


Figure 6.2. Cartographie des bassins d'élevage (étangs) de l'estuaire de la Perancak et évolution de la dernière activité détectée entre 2001 et 2015 pour chaque structure d'élevage.

Le bleu le plus foncé représente les structures encore en activité et le plus clair, les bassins abandonnés (au début des années 2000). Les premiers abandons ont été observés au milieu de l'estuaire et se sont poursuivis vers la périphérie de manière discontinue.

Source : d'après Gusmawati *et al.*, 2018 © 2017 Elsevier Ltd. All rights reserved.

L'analyse couplée de la dynamique temporelle de cet indicateur et des conditions climatiques a montré que l'abandon des structures d'élevage était dépendant de conditions climatiques spécifiques, conditions définies dans la littérature comme idéales pour l'expression d'une maladie virale (*white spot syndrome*). Certaines zones au sein de l'estuaire ont toutefois affiché une résilience plus forte à cette épizootie que d'autres.

L'implémentation d'un modèle numérique (Mars 2D) pour décrire les conditions hydrodynamiques au sein de cet estuaire a permis d'expliquer cette structuration spatiale. Cet outil permet de calculer le temps de résidence des eaux (figure 6.3) 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 augmenté la connectivité entre les structures d'élevage. Cette augmentation du temps de résidence serait très favorable à la diffusion des agents pathogènes entre les structures lors des renouvellements en eau. La multiplication des fermes

et la diminution des apports en eau sur une même temporalité auraient conduit à une eutrophisation du milieu et à l'augmentation des risques de transmission des agents pathogènes d'une unité de production à une autre.

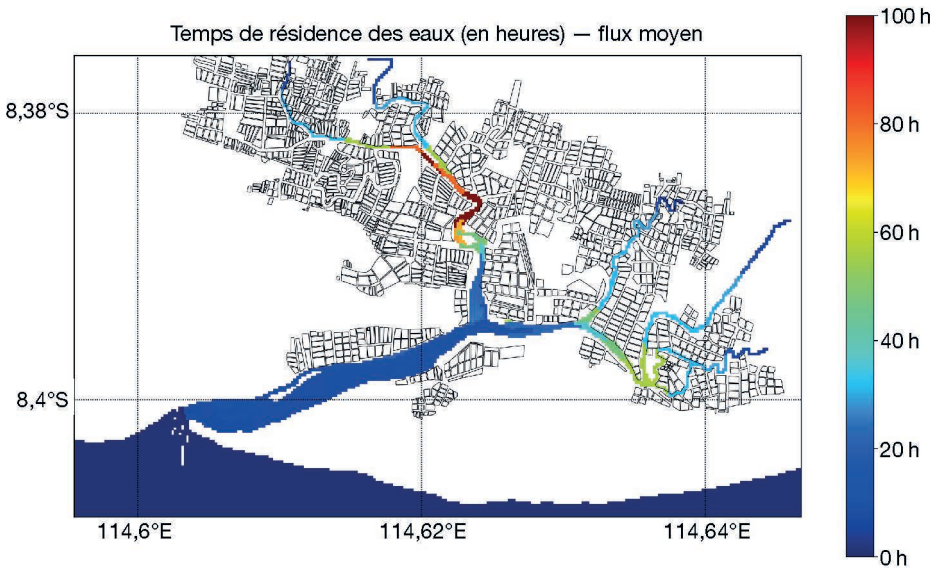


Figure 6.3. Exemple de temps de résidence des eaux exprimé en heures dans l'estuaire avec des apports moyens en eaux douces.

Chaque forme géométrique représente un bassin. La mer, symbolisée par la surface bleue, se trouve en bas de la figure. Chaque structure géographique représente un bassin.

Source : Romain Le Gendre.

État de l'activité lors de l'étude

Différents types d'élevage étaient réalisés dans l'estuaire en 2015, 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 crevette encore en activité affichait un gradient d'intensification du centre vers la périphérie de l'estuaire (figure 6.4). Les bassins abandonnés initialement consacrés à cet élevage étaient principalement positionnés au centre du système.

L'analyse des enquêtes réalisées auprès des fermiers a aussi établi la présence d'un second gradient fondé sur le niveau trophique des espèces élevées. Les fermes avec des espèces à haut niveau trophique étaient localisées 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 au centre du système. La zone A était en effet 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 planctonivores (poisson-lait). La zone C était occupée en 2015 par la mangrove (producteurs primaires) pour une grande part plantée (Proisy *et al.*, 2018).

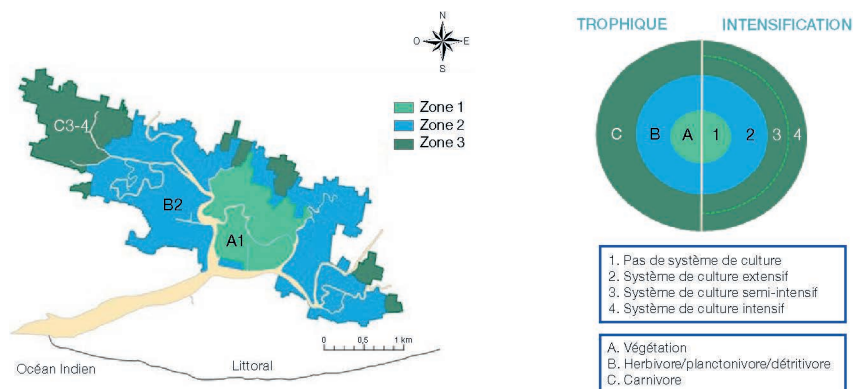


Figure 6.4. Identification des principaux espaces géographiques présents au sein de l'estuaire de la Perancak à Bali et représentation schématique des gradients trophiques et d'intensification observés en 2015 dans cet estuaire.

Source : d'après Gusmawati, 2017.

Réhabilitation de l'estuaire

Pour établir un schéma de réhabilitation de cet estuaire, il était important de tenir compte des informations associées à son évolution et à sa structuration au moment de l'étude. 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. À noter que cette étude essentiellement centrée sur des données environnementales et zootechniques ne pouvait, à elle seule, apporter toutes les réponses nécessaires pour qu'un tel projet aboutisse.

Cependant, les différents outils développés ont permis d'améliorer la compréhension du fonctionnement de cet écosystème côtier et d'identifier les causes à l'origine de l'abandon des structures. Les travaux ont montré qu'une résilience spatiale (Allen *et al.*, 2016) devait être prise en compte pour réhabiliter ce site de production. Les principaux résultats indiquaient :

- la présence de trois zones caractérisées par leurs résiliences aux maladies ;
- la présence d'une mémoire écologique associée au pathosystème qui s'est installé limitant la réhabilitation du site en bassins crevettecoles ;
- une forte connectivité intra- et interfermes ;
- une baisse des capacités de renouvellement et donc une augmentation du temps de résidence de l'eau dans ce système liées à une très nette diminution des apports en eaux douces ;

- une capacité limitée de l'écosystème à assimiler les déchets exportés par les bassins ;
- la présence d'une qualité d'eau dans l'estuaire très médiocre (système désoxygéné) ;
- 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.

Une proposition pour réhabiliter ce site fut d'amplifier la tendance observée dès 2015 en considérant l'estuaire comme une AMTI et en tenant compte des grands principes liés au concept d'intensification écologique. Le réseau fluvial peut être utilisé pour transférer les nutriments d'une zone à une autre. Les zones C/3 et C/4 (figure 6.4) peuvent être des zones dédiées à la production de la crevette et/ou d'autres espèces carnivores. La zone B/2 peut être consacrée à la production d'espèces de niveau trophique inférieur comme les détritivores, les planctonivores et les herbivores dont la production est favorisée par des déchets, ici produits en amont et transportés par les eaux estuariennes. Enfin, le centre du système (zone A/1) peut être dédié aux producteurs primaires afin d'assimiler les déchets qui s'y accumulent. À partir de ce schéma, des méthodes ont été proposées pour (i) améliorer la résilience aux maladies des élevages situés sur la bordure externe de cet agrosystème, (ii) développer au centre du gradient les élevages d'espèces extractives (holothuries, poissons, algues) sous différentes formes (coculture, silviculture) et (iii) favoriser une réhabilitation des mangroves qui soit durable au centre de l'estuaire.

La gestion de l'eau est un élément essentiel et l'une des clés de la réussite d'un tel plan de réhabilitation. L'implantation d'outils comme un modèle hydrodynamique est essentielle à la fois pour établir un diagnostic mais aussi pour établir des scénarios forcés par de nouvelles contraintes. Dans ce cas, le modèle peut être une aide à la définition de conditions optimales pour limiter les risques de transmission des agents pathogènes d'une unité de production à une autre (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. Une finalité importante serait dans le cas de l'estuaire de la Perancak de le réalimenter en eau douce par un meilleur partage de cette ressource à l'échelle du bassin versant. Un tel projet nécessite un suivi des eaux à son entrée pour vérifier l'absence d'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 agents pathogènes dans cet environnement devait 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 doivent être abordés à l'image du travail réalisé dans le delta de Mahakam (Indonésie), lui aussi fortement impacté par le développement aquacole des années 1990. Ce travail a été consacré à l'analyse des conditions de subsistance des habitants (Bosma *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 doivent aussi identifier l'organisation sociale et les contraintes sociétales qui sont susceptibles de contrevenir à l'acceptation d'un tel projet. En raison de sa complexité, il est nécessaire de développer de nombreuses collaborations associant populations locales, fermiers, organisations non gouvernementales (ONG), gestionnaires et scientifiques. Des outils performants doivent être développés pour établir une bonne communication entre les différents acteurs et une bonne diffusion de l'information. La présence, dans cet estuaire, d'un organisme de recherche indonésien doit être considérée comme un atout important pour que ce site devienne une référence pour la réhabilitation des espaces fortement impactés par l'aquaculture en zone côtière.

Restauration/réhabilitation des mangroves

Généralités

Les premières publications autour de ces thèmes datent des années 1980. On note un net regain d'attention pour cette problématique à partir des années 1990 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 dollars et 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 qui sont à l'origine de la dégradation pour pouvoir y remédier (par exemple : 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. 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. Différentes études ont mis en évidence des relations significatives entre la distribution des espèces de palétuviers et les conditions édaphiques — salinité, potentiel d'oxydoréduction, pH, concentration en soufre, quantité de matière organique. Les propriétés géochimiques pourraient expliquer la distribution des espèces. Toutefois, les palétuviers ne sont pas des colonisateurs passifs, au contraire ils

sont actifs car ils modifient les processus de sédimentation, de décomposition de la matière organique et les conditions d'oxydoréduction. 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 repose sur plusieurs facteurs dont la topographie, qui a pu être altérée par des phénomènes d'érosion ou d'accrétion (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 sur les conditions édaphiques (salinité, pH, texture, richesse du milieu). Le choix des espèces est aussi un élément crucial.

De nombreuses publications et la mise en place de guides méthodologiques permettent aujourd'hui de diminuer les risques (par exemple : Pole-relais Zones humides tropicales, 2018 ; Van Loon *et al.*, 2016). Néanmoins, un suivi du processus de réhabilitation sur le long terme est requis pour s'assurer de la bonne réussite du projet (Primavera et Esteban, 2008). Ce processus doit en priorité être conduit sur des sites dégradés initialement colonisés par cette forêt et avec des solutions fondées sur la nature pour que le bénéfice en termes de stockage de carbone soit notable (Song *et al.*, 2023).

Cas du site de la Perancak

Le potentiel et les performances d'une série temporelle de 20 images satellites optiques à très haute résolution spatiale ont été utilisés pour cartographier l'évolution des forêts de mangrove de 2001 à 2015 dans l'estuaire de la Perancak fortement fragmenté par la présence de bassins aquacoles (Proisy *et al.*, 2018).

L'évolution de l'étendue des mangroves a été quantifiée par une analyse multi-temporelle robuste fondée 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 (figure 6.5). 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* (figure 6.6). Les plantations denses de *Rhizophora* sp. montraient des capacités de régénération très faibles par rapport aux mangroves naturelles.

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* sp.) était différente des espèces initialement présentes dans cet estuaire ; la densité des plants était trop élevée, les digues des anciens bassins devenaient 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 être un risque dans le processus de restauration.

D'autres recherches conduites depuis sur le même site ont montré que les espèces indigènes non plantées qui coexistent avec celles plantées constituent une communauté de mangrove multispécifique dont la croissance des arbres est plus rapide que les mangroves plantées en monoculture (Sidik *et al.*, 2021). La durée d'inondation due à la marée est un facteur déterminant dont on doit tenir compte pour choisir les espèces les plus adaptées pour une zone donnée (Sidik *et al.*, 2025).



Figure 6.5. Composés colorés extraits d'images satellitaires Worldview-2 du 15 avril 2011 (en haut) et du 16 août 2010 (en bas), estuaire de la rivière Perancak, Bali, Indonésie.

Au nord de la rivière, la mangrove commence à coloniser de manière naturelle les bassins d'élevage abandonnés (points ou groupes de points en dégradés d'orange). Elle occupe naturellement, en formation bien développée, les rives au sud de la rivière et elle a été plantée quelques années auparavant dans les bassins situés juste devant la terre ferme (rouge).

Source : © Christophe Proisy. Figure élaborée à partir d'images WorldView-2 utilisées dans le cadre du projet INDESO (CLS/Balitbang KP). Includes copyrighted material of DigitalGlobe, Inc., All Rights Reserved.

Si elle est trop longue, elle peut conduire à la mort des plantules. La présence d'une régénération naturelle au sein d'une plantation est un facteur positif pour la croissance et pour la survie des palétuviers qu'ils soient ou non cultivés.

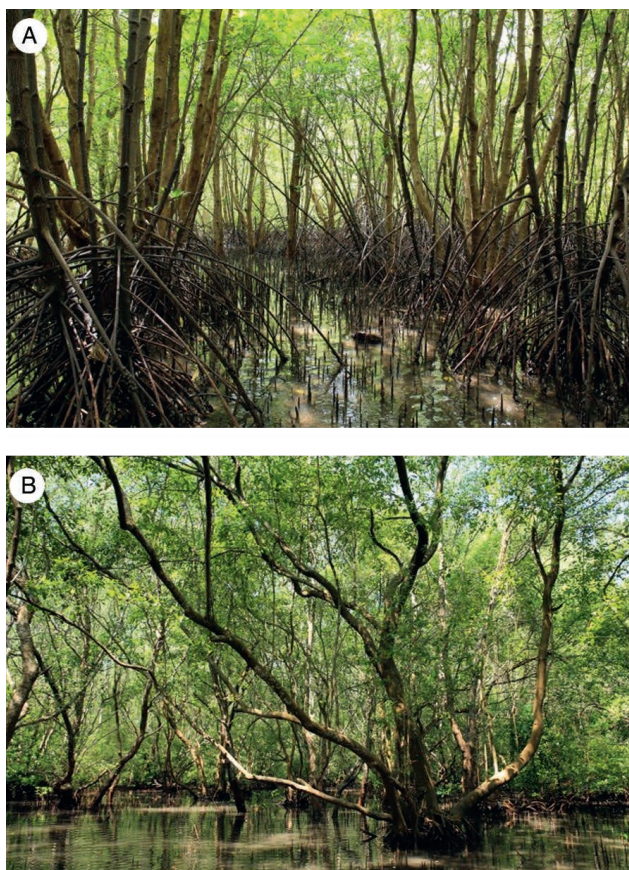


Figure 6.6. Formations végétales dans l'estuaire de la Perancak en 2014. A) Plantation de *Rhizophora* sp. B) Mangrove naturelle à *Avicennia* sp. et à *Sonneratia* sp.

Source : Christophe Proisy, 2014.

Conclusions

L'objectif pour la filière crevette est aujourd'hui de créer et/ou de maintenir des socio-écosystèmes qui soient durables. Ces socio-écosystèmes, 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'être

humain a établi avec son environnement sur cette période. Les gains financiers apportés par l'aquaculture à partir du début des années 1980 ont engendré une croissance économique qui s'est accompagnée d'une forte dégradation 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 de nombreuses fermes sur ce 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 interconnectivité entre les structures d'élevage, elle-même favorable aux épidémies. Cet exemple met en lumière l'importance de mener une gestion intégrée des espaces côtiers pour que les activités développées soient durables.

La réhabilitation du site a essentiellement consisté à planter des palétuviers d'une seule espèce non native (*Rhizophora* sp.) dans les bassins abandonnés (Proisy *et al.*, 2018). Cette méthode a montré ses limites. La durabilité de ces plantations est loin d'être garantie (Lee *et al.*, 2019) et leur protection comme espace naturel « 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 la 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 de nombreux projets de réhabilitation (Zaleswki, 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 est 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 (aquaforesterie) 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 — permet de fournir des produits à destination de la consommation locale afin de limiter les externalités. La crevetticulture est une forme d'aquaculture qui, en se maintenant sur un espace limité, reste une source de revenus et potentiellement de financements pour la réhabilitation du site. Les externalités qu'elle engendre doivent être prises en compte. Le rôle des espèces extractives doit être évalué dans le schéma d'aménagement pour ne pas dépasser la capacité d'assimilation de cet environnement.

Le développement d'une AMTI à l'échelle de l'estuaire est théoriquement concevable mais très complexe à mettre en œuvre. La réhabilitation de cet estuaire

requiert 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 (Lester *et al.*, 2018). L'objectif est ici de trouver le bon compromis entre conservation des espaces naturels (après réhabilitation) et 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 tienne compte de la biodiversité locale. Cette restauration des mangroves doit être couplée avec la mise en place de mesures de protection (Lee *et al.*, 2019).



Palétuviers au stade de plantules.
Source : Hugues Lemonnier.

Conclusion

Une croissance exponentielle...

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 fondée sur du court terme avec une illusion de maîtrise, qui, selon Scoones et Sterling (2020), constituerait l'un des fondements de la modernité. Néanmoins, 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. 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, mis en avant par les organismes comme la FAO, la Banque mondiale, et qui se trouve être une base de travail pour de nombreux scientifiques. Pourtant, certains modèles de production, comme la monoculture de la crevette telle qu'elle est pratiquée depuis 40 ans, ont clairement montré de nombreuses limites face aux épizooties. La conséquence a pu être un abandon rapide des structures d'élevage. Cette forme de développement exploite des ressources et un environnement sur du court terme mais laisse derrière elle des espaces souvent très dégradés qu'il faut réhabiliter. Les mangroves ont payé un lourd tribut à la crevetticulture, alors que ces écosystèmes ont une haute valeur sociale, économique et écologique. Avec une demande pour les produits de la mer toujours plus forte et une croissance évaluée à 2,3 % pour la période 2019-2030 (FAO, 2020), cette ruée vers l'or bleu devrait se poursuivre sur de nouveaux espaces avec le risque d'en abandonner d'autres sans que cette dynamique soit réellement décrite.

Pour améliorer une image désastreuse liée à son impact environnemental, la filière avec l'aide des institutions (FAO, le réseau Naca, le Programme des Nations unies pour le développement, la Banque mondiale), de scientifiques et des ONG a développé de nombreux outils de communication à destination des éleveurs et des médias. On citera la création de l'ONG internationale Global Seafood Alliance⁹,

9. <https://www.globalseafood.org/>

du magazine *Advocate*, du site d'information Shrimp News International aujourd'hui fermé, d'une liste de discussion pour les éleveurs (The Shrimp List) et d'un événement mondial organisé par la World Aquaculture Society. Les pratiques les plus destructrices comme l'arrachage des mangroves ont été dénoncées par ce consortium d'autant plus que les sols se sont révélés peu productifs et favorables à l'émergence des maladies. Cette communauté a émis de nombreuses recommandations pour une production plus responsable dans le cadre des BMP (FAO/Naca/Unep/WB/WWF, 2006). Les BMP sont conçues pour normaliser les pratiques d'élevage, pour réduire leurs impacts environnementaux, les risques d'émergence des maladies et pour augmenter les performances économiques. Elles s'avèrent être un facteur d'amélioration (Engle et Valderrama, 2004) mais conduiraient à une baisse des profits et à des besoins d'investissements importants pour les petits éleveurs (Sivaraman *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 BMP reste volontaire et nécessite pour fonctionner un réseau d'acteurs pour faire passer les messages clés (Valderrama *et al.*, 2014). Au final, elle resterait insuffisante pour permettre une protection environnementale susceptible d'assurer une durabilité de cette filière (Lebel *et al.*, 2016). Toutefois, les principes internationaux pour l'élevage responsable de la crevette ont été émis en 2006 et ont fourni la base « sur laquelle les parties prenantes peuvent collaborer pour un développement plus durable de l'élevage de crevette » (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).

La filière à l'échelle mondiale a aussi répondu par un investissement important depuis plus de 30 ans dans la technologie visant à améliorer les systèmes de production, les aliments aquacoles, l'utilisation des ressources génétiques aquatiques et la biosécurité pour une production plus saine, plus efficace et plus sûre. Une communication 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 1990, et, depuis, à la mise en place de nouvelles techniques fondées sur des systèmes de recirculation et/ou du « *zero 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). 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.

À une échelle locale, l'exemple de la filière calédonienne montre qu'il est possible de maintenir sur plus de 40 ans une production et une activité économique favorables au maintien de l'emploi en zone rurale et à un rééquilibrage économique au sein d'une même zone géographique. Elle a aussi fait preuve d'une résilience face aux crises biologiques qui se sont succédé. Toutefois, 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, pourtant considéré au milieu des années 1990 comme l'avenir de cette filière. L'émergence des vibrioses est, en premier lieu, associée à l'intensification du système de production qui s'est traduit par une augmentation des effectifs, par 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. Il s'agit aujourd'hui pour de nombreux éleveurs de s'adapter et de vivre avec ces organismes potentiellement dangereux (*Vibrio* sp., HAB) qui se sont installés (mémoire écologique). Cette industrie locale doit beaucoup à la politique publique à travers les subventions qui se sont révélées à certaines périodes très importantes pour la maintenir à flot. La consommation locale a été et reste aussi un atout important pour sa durabilité économique. La filière a aussi su se structurer et s'organiser pour faire face aux problèmes de développement, de production et aux crises successives rencontrées. Les partages de la connaissance horizontale entre fermiers et verticale avec les autres professionnels impliqués dans l'industrie ont été des facteurs clés pour la durabilité et la capacité d'évolution de cette industrie aquacole (Lebel *et al.*, 2016). Une politique de recherche assumée par les pouvoirs publics a 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 et à la formation de nombreuses personnes qui pour certaines ont essaimé dans la filière. Toutefois, la vulnérabilité de ce secteur doit aujourd'hui être évaluée. Si la filière a montré une certaine flexibilité et une capacité d'adaptation aux différents aléas rencontrés, sa capacité de transformation reste limitée la rendant particulièrement sensible à de nouvelles crises. Un manque de communication entre les différents intervenants a été identifié comme une fragilité du système. L'analyse de sa résilience pourrait être conduite en utilisant les outils proposés par Béné *et al.* (2023). Ils sont structurés en trois composantes. La première concerne la cartographie des acteurs et du système de production, la deuxième a pour objet l'étude de la résilience des activités à l'échelle des acteurs et du système dans son ensemble et la troisième, les retombées en termes de sécurité alimentaire pour

les populations locales. Une ACV à l'échelle de la filière permettrait d'identifier les points à améliorer pour aller vers plus de durabilité.

Des défis persistent...

Que ce soit à une échelle globale ou locale, le premier défi reste la maîtrise des pathologies. Le risque de voir émerger de nouveaux agents pathogènes devrait encore augmenter avec l'intensification de la production, des échanges et du changement climatique (Stentiford *et al.*, 2012). L'identification des agents pathogènes et de leur(s) virulence(s) est donc un aspect encore très étudié avec l'objectif de développer des outils de diagnostic, des traitements et des protocoles de surveillance toujours plus performants. Les recherches se sont orientées sur le microbiome qui pourrait se révéler être un facteur important pour garantir une bonne immunité. La sélection génétique est une autre forme de lutte et peut s'avérer efficace afin d'améliorer la résilience des systèmes de production face aux maladies (Robinson *et al.*, 2023). Le domaine de l'épigénétique est une voie particulièrement prometteuse. Il offre la possibilité d'améliorer l'expression des gènes immunitaires sans altérer les séquences ADN afin de fortifier la résistance aux agents infectieux (Wikumpriya *et al.*, 2023). L'héritabilité épigénétique est susceptible de promouvoir des applications importantes pour le futur de cette industrie. Il pourrait devenir une alternative à l'utilisation de produits thérapeutiques, devenue commune pour prévenir le développement des agents pathogènes dans de nombreux pays producteurs.

Le volet « application des résultats issus de la recherche » constitue un véritable enjeu pour la recherche et se doit de montrer des gains biologiques et économiques significatifs pour qu'ils puissent être appliqués par la profession. Il nécessite une coopération, une interdisciplinarité, un travail de pédagogie et la mise en place d'un réseau entre les structures et au sein des différentes structures. Le manque de communication entre les différents intervenants peut conduire à une crise de confiance des éleveurs envers la science. Si les scientifiques doivent être en mesure de produire des preuves dites « autonomes » (validées par nos pairs), le travail de transfert des connaissances peut être confié à des intermédiaires de confiance par la mise en place de preuves dites « hétéronomes » et dépendantes d'une médiation (Henri Galinon cité par Gargani *et al.*, 2022).

Les recherches liées à la santé animale sont au final fortement liées à la profession vétérinaire considérée par les institutions nationales et internationales 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. Elle est fondée 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 fondée sur trois dimensions que sont la santé humaine, les performances de production et le commerce (Figuié, 2021). Elle fait de la santé animale un instrument au service des humains et un levier très important pour le développement. Néanmoins, les compétences nécessaires pour comprendre et maîtriser les maladies dépassent aujourd'hui les seules sciences vétérinaires. 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 sur les zoonoses. Il élargit le système d'acteurs et renforce le rôle de l'information pour le contrôle des épidémies (Figuié et Peyer, 2013). Une série de principes appelés les « 12 principes de Manhattan » reconnaissant les liens entre santé animale, santé des écosystèmes et santé humaine a été définie lors d'une conférence en 2004, regroupant de nombreux spécialistes de la santé. 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 agents pathogènes. Il constitue un cadre conceptuel pour comprendre l'émergence des épidémies nécessitant une approche interdisciplinaire, voire 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, par la FAO et par l'OMSA, il conserve toutefois une vision très anthropocentrée et très instrumentalisée de l'animal. Mais combattre des maladies nécessite aussi un changement de paradigme qui tient réellement compte de la dynamique du système, de son écologie et de son cycle adaptatif à court, moyen et long terme. Une structure d'élevage n'est pas un élément statique. Tout doit être fait pour surveiller sa trajectoire afin de pouvoir la corriger et éviter d'entrer dans un état pathologique (Griffon, 2017). Un objectif est donc de continuer de rechercher les trajectoires fondées sur la résilience des systèmes face aux maladies. Pour l'atteindre, des actions de recherche doivent se poursuivre sur le long terme pour être en mesure de les observer, de les analyser et de les prédire.

Une possibilité est de passer d'un système de type monoculture à un modèle plus vertueux fondé sur les principes de l'agroécologie. La diversification des espèces élevées mais aussi des systèmes de production permet de limiter les risques liés à la fluctuation du marché, à l'émergence d'une maladie et de diminuer les impacts environnementaux à travers un meilleur recyclage de la matière. Les outils développés dans les domaines de l'observation, de la surveillance et des sciences de la donnée sont susceptibles de nous apporter la connaissance nécessaire pour nous aider à gérer ces systèmes complexes. 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 suivante : « Il ne faut pas mettre tous ses œufs de crevettes

dans le même panier¹⁰. » Cependant, le mode d'organisation actuel demande à la recherche de concentrer ses principales forces sur le modèle actuel. 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 en augmentant la diversité des systèmes de production se joue donc aussi dans le domaine social et plus précisément dans celui des sciences de gestion qui ont pour objet la résolution de problèmes et la prise de décision dans les organisations humaines.

Un autre défi concerne l'environnement. Les demandes toujours plus fortes de la société vers des produits nutritifs encore plus respectueux de l'environnement et du bien-être animal risquent de mettre à mal la politique de commercialisation actuelle (Xuan, 2021). Les points critiques relevés autour de l'environnement concernent l'énergie utilisée sur les fermes et sur l'aliment formulé (Pazmiño *et al.*, 2025). L'impact en fonction des systèmes exploités peut varier en durée et en intensité. Son analyse doit tenir compte des conséquences aux échelles locales et globale. Si on considère uniquement l'échelle locale, il peut être temporellement et spatialement limité comme le montre le modèle semi-intensif néo-calédonien. Les ACV montrent que la phase de grossissement contribue à plus de 95 % à ces impacts. Pour le grossissement, les élevages intensifs ont des impacts environnementaux par unité de production significativement plus élevés que les élevages semi-intensifs dans toutes les catégories d'impact (Cao *et al.*, 2011). Une autre comparaison conduite entre les systèmes « bassins » et des systèmes considérés comme des alternatives — système d'aquaculture en recirculation (RAS, et technologie bioflocs [BFT]) — montre pour ces derniers que les potentiels d'acidification et d'eutrophisation sont plus élevés. Ces impacts sont étroitement liés à la consommation d'électricité (Sun *et al.*, 2023). En générant une plus forte productivité, ces systèmes super-intensifs montrent aussi un effet plus important sur le changement climatique par kilogramme de crevettes produit.

L'élevage de la crevette continue d'avoir un coût environnemental élevé, même si d'importants progrès ont été réalisés ces 20 dernières années. L'accès aux espaces littoraux se raréfiant, cette filière doit être en mesure de produire toujours plus tout en consommant moins d'espace pour maintenir sa croissance. Ce processus favorise ainsi l'intensification des systèmes. Le système intensif, en encourageant la rentabilité économique 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). Les faibles prises en compte des externalités et d'une vision globale à travers des études de cycle de vie constituent aujourd'hui un frein pour

10. Traduction de l'auteur depuis l'anglais : "Do not put all your shrimp eggs in the same basket", expression utilisée par Thierry Chopin dans son document de 2013.

être en mesure d'émettre des recommandations pour aller vers plus de durabilité. La dynamique d'abandon des structures reste trop peu décrite. La réhabilitation des écosystèmes côtiers est aujourd'hui devenue un véritable enjeu de société. Toutefois, ce processus nécessite une approche holistique qui doit tenir compte à la fois des aspects biologiques, sociaux et économiques. Il constitue un véritable défi à relever pour la recherche et pour la société.

En quelques mots...

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, qui n'est plus seulement réservé aux repas de fêtes. La croissance aquacole est souvent présentée comme une transition inévitable pour pallier le manque des ressources issues de la pêche et comme une future norme pour l'alimentation humaine en produits de la mer. Le principal argument pour cette industrie est de fournir des protéines pour assurer la sécurité alimentaire des populations. Si cet argument est d'actualité pour les espèces extractives (huîtres, moules, algues...), on est en droit d'y réfléchir pour les espèces carnivores comme la crevette d'aquaculture.

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 permettraient de mieux en maîtriser la consommation. Le coût environnemental de cette production nécessite de tenir compte des externalités (principe du pollueur-payeur) pour établir un juste prix sur les marchés et permettre à des solutions alternatives comme les AMTI d'émerger. 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 par la disparition des ressources naturelles dont il faudrait tenir compte. 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 poisson-lait en Asie du Sud-Est) permettrait de rééquilibrer la production à destination du marché local et d'améliorer la sécurité alimentaire des pays concernés.

Un rapprochement entre les mondes de la production et de la protection de l'environnement est notable depuis plusieurs décennies. Toutefois, nous sommes encore loin de l'éthique environnementale qui voudrait que l'être humain 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, 2019). 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.

Références bibliographiques

- 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.
- Abdullah A. N., Myers B., Stacey N., Zander K. K., Garnett S. T., 2017. The impact of the expansion of shrimp aquaculture on livelihoods in coastal Bangladesh. *Environment, Development and Sustainability*, 19, 2093-2114.
- Akber M. A., Aziz A. A., Lovelock C., 2020. Major drivers of coastal aquaculture expansion in Southeast Asia. *Ocean & Coastal Management*, 198, 105364.
- 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.
- Allen C. R., Angeler D. G., Cumming G. S., Folke C., Twidwell D., Uden D. R., 2016. Quantifying spatial resilience. *Journal of Applied Ecology*, 53, 625-635.
- Alleyway 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.
- 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.
- Alonso-Rodriguez R., 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.
- 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 deuxième année de l'École polytechnique fédérale de Lausanne.
- Andrier P., 2004. Une vision globale de l'aquaculture et de son marché, in Goarant C., Harache Y., Herbland A., Mugnier C., *Styli 2003. Trente ans de crevetticulture en Nouvelle-Calédonie*. Actes du colloque, Nouméa-Koné, 2-6 juin 2003, Ifremer, 38, 18-22.
- Anh H. Q., Le T. P. Q., Le N. D., 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. *Science of the Total Environment*, 764, 142865.
- Aquacop, 1985. A new approach in intensive nursery rearing of penaeids, in Taki Y., Primavera J. H., Llobrera J. A. (eds), *Proceedings of the first international conference on the culture of penaeid prawns/shrimp Iloilo City, Philippines, 4-7 décembre 1984*, Seafdec, Iloilo, Philippines, 169 p.

- AquaSol, 2011. Filière Crevettes de Nouvelle-Calédonie Audit & Recommandations (rapport final). Édition AquaSol, Inc. ou Incorporation, Coral Gables, États-Unis, 219 p.
- Arjasakusuma S., Kusuma S. S., Saringatin S., Wicaksono P., Mutaqin B. W., Raffi R., 2021. Shoreline dynamics in East Java Province, Indonesia, from 2000 to 2019 using multi-sensor remote sensing data. *Land*, 10 (2), 1-17.
- 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). *Science of the Total Environment*, 512-513, 296-307.
- 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. *Science of the Total Environment*, 791, 148320.
- 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 de mise en œuvre de l'intensification écologique pour les systèmes aquacoles. Rennes, INRA, 131 p.
- Barnouin J., Fayet J.-C., Levieux D., Chacornac J.-P., Paccard P., 1988. Écopathologie et utilisation des marqueurs biochimiques en épidémiologie globale : application aux facteurs de risque de l'agression hépatique chez la vache. XXXII^e International Symposium on Animal Husbandry, Milan.
- Barrett L. T., Swearer S. E., Dempster T., 2019. Impacts of marine and freshwater aquaculture on wildlife: a global meta-analysis. *Reviews in Aquaculture*, 11, 1022-1044.
- Beau R., 2019. Une perspective philosophique sur la durabilité forte. Pour un écocentrisme relationnel. *Développement durable et territoires*, 10 (1).
- 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 co-culture with shrimp *Litopenaeus stylirostris* is not viable. *Aquaculture*, 273 (4), 509-519.
- Bellet C., Rushton J., 2019. World food security, globalisation and animal farming: unlocking dominant paradigms of animal health science. *Revue scientifique et technique*, 38 (2), 383-393.
- Béné C., Frankenberger T. R., Nelson S., Constan M. A., Collins G., Langworthy M., Fox K., 2023. Food system resilience measurement: principles, framework and caveats: Béné, Frankenberger, Nelson, Constan, Collins, Langworthy and Fox. *Food Security*, 15 (6), 1437-1458.
- 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.
- Blasco F., Saenger P., Janodet E., 1996. Mangroves as indicators of coastal change. *Catena*, 27 (3-4), 167-178.
- Bosma R., Sidik A. S., van Zwieten P., Aditya A., Visser L., 2012. Challenges of a transition to a sustainably managed shrimp culture agro-ecosystem in the Mahakam delta, East Kalimantan, Indonesia. *Wetlands Ecology and Manage*, 20, 89-99.
- Bouleau G., 2021. Le bleu de l'anthropocène. *Natures Sciences Sociétés*, 29 (2), 128-129.
- Bouwmeester M. M., Goedknecht M. A., Poulin R., Thielges D. W., 2021. Collateral diseases: aquaculture impacts on wildlife infections. *Journal of Applied Ecology*, 58, 453-464.

- Bowman J. R., Lannan J. E., 1995. 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., 1995. *Bottom Soils, Sediment, and Pond Aquaculture*. New York, Chapman and Hall, 348 p.
- 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*, 53 (1), 8-46.
- Boyd C. E., Davis R. P., Wilson A. G., Marcillo F., Brian S., McNevin A. A., 2021. Resource use in whiteleg shrimp *Litopenaeus vannamei* farming in Ecuador. *Journal of the World Aquaculture Society*, 52 (4), 772-788.
- Boyd C. E., McNevin A. A., 2018. Land use in shrimp aquaculture. *World Aquaculture*, 49 (1), 28-34.
- 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.
- Brugère C., Aguilar-Manjarrez J., Beveridge M. C. M., Soto D., 2019. The ecosystem approach to aquaculture 10 years on — a critical review and consideration of its future role in blue growth. *Reviews in Aquaculture*, 11 (3), 493-514.
- 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.
- Burford M., 1997. Phytoplankton dynamics in shrimp ponds. *Aquaculture Research*, 28, 351-360.
- Burford M. A., Longmore A. R., 2001. High ammonium production from sediments in hyper-eutrophic shrimp ponds. *Marine Ecology Progress Series*, 224, 187-195.
- 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.
- Bush S. R., Belton B., Hall D., Vandergeest P., Murray F. J., Ponte S., Oosterveer P., Islam M. S., Mol A. P. J., Hatanaka M., Kruijssen F., Ha T. T. T., Little D. C., Kusumawati R., 2013. Certify sustainable aquaculture?. *Science*, 341 (6150), 1067-1068.
- Callac N., Boulo V., Giraud C., Beauvais M., Ansquer D., Ballan V., Maillez J.-R., Wabete N., Pham D., 2022. Microbiota of the rearing water of *Penaeus stylirostris* larvae influenced by lagoon seawater and specific key microbial lineages of larval stage and survival. *Microbiology Spectrum*, 10 (6), e0424122.
- Cao L., Diana J. S., Keoleian G. A., Lai Q., 2011. Life cycle assessment of Chinese shrimp farming systems targeted for export and domestic sales. *Environmental Science & Technology*, 45 (15), 6531-6538.
- Cardoso-Mohedano J. G., Lima-Rego J., Sabournnchez-Cabeza J. A., Ruiz-Fernández A. C., Canales-Delgadillo 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., Lo Martire M., Coral C., Greco S., Danovaro R., 2018. Impact of mangrove forests degradation on biodiversity and ecosystem functioning. *Scientific Reports*, 8, 13298.
- 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.
- 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.
- Chandran A., Priya P. S., Meenatchi R., Vaishnavi S., Pavithra V., Kumar T. T. A., Arockiaraj J., 2023. Insights into molecular aspects of pathogenesis and disease management in acute hepatopancreatic necrosis disease (AHPND): an updated review. *Fish & Shellfish Immunology*, 142, 109138.
- Chang Z. W., Chiang P. C., Cheng W., Chang C. C., 2015. Impact of ammonia exposure on coagulation in white shrimp, *Litopenaeus vannamei*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 118, 98-102.
- 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.
- Chiesa L. M., Nobile M., Malandra R., Panzeri S., Arioli F., 2017. Occurrence of antibiotics in mussels and clams from various FAO areas. *Food Chemistry*, 240, 16-23.
- Chim L., Bouveret R., Lemaire P., Martin J. L. M., 2003. Tolerance of the shrimp *Litopenaeus stylirostris*, Stimpson 1894, to environmental stress: interindividual variability and selection potential for stress-resistant individuals. *Aquaculture Research*, 34 (8), 629-632.
- Chopin T., 2013. Aquaculture, integrated multi-trophic (IMTA), in Meyers R. A., *Encyclopedia of Sustainability Science and Technology*. Dordrecht, Springer, p. 542-564.
- 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.
- Colette M., Guentas L., Gunkel-Grillon P., Callac N., Della Patrona L., 2022. Is halophyte species growing in the vicinity of the shrimp ponds a promising agri-aquaculture system for shrimp ponds remediation in New Caledonia?. *Marine Pollution Bulletin*, 177, 113563.
- 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 (1-4), 297-309.
- Costa R., Mermoud I., Mari J., Bonami J. R., Hasson C., Lightner D. V., 1998b. 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., Metian M., Froehlich H. E., 2020. Global adoption of novel aquaculture feeds could substantially reduce forage fish demand by 2030. *Nature Food*, 1, 301-308.

- 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. Écosystèmes et crevetteculture en Nouvelle-Calédonie. Atelier « Écosystèmes et crevetteculture en Nouvelle-Calédonie », Nouméa, 22-24 juin 2005, Délégation Ifremer de Nouvelle-Calédonie, IRD Nouméa.
- Cruz-Suárez L. E., 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.
- 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.
- Dayalan V., Kasivelu G., Raguraman V., Sharma A. N., 2024. Studies on temperature impact (sudden and gradual) of the white-leg shrimp *Litopenaeus vannamei*. *Environmental Science and Pollution Research*, 31 (27), 38743-38750.
- Debenay J. P., Patrona L. D., Goguenheim H., 2009. Colonization of coastal environments by foraminifera: insight from shrimp ponds in New Caledonia (SW Pacific). *The Journal of Foraminiferal Research*, 39 (4), 249-266.
- 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., 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 Goarant C., Harache Y., Herbland A., Mugnier C., *Styli 2003. Trente ans de crevetteculture en Nouvelle-Calédonie*. Actes du colloque, Nouméa-Koné, 38, 173-179.
- 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.
- 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.
- Dong S. L., Dong Y. W., Cao L., Verreth J., Olsen Y., Liu W.-J., Fang Q.-Z., Zhou Y.-G., Li L., Li J.-Y., Mu Y.-T., Sorgeloos P., 2022. Optimization of aquaculture sustainability through ecological intensification in China. *Reviews in Aquaculture*, 14 (3), 1249-1259.
- Duan Y., Wang Y., Liu Q., Xiong D., Zhang J., 2019. Transcriptomic and microbiota response on *Litopenaeus vannamei* intestine subjected to acute sulfide exposure. *Fish & Shellfish Immunology*, 88, 335-343.
- Duan Y., Tian B., Li X., Liu D., Sengupta D., Wang Y., Peng Y., 2021. Tracking changes in aquaculture ponds on the China coast using 30 years of Landsat images. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 102, 102383.
- Dubuc A., Rummer J. L., Vigliola L., Lemonnier H., 2024. Coping with environmental degradation: physiological and morphological adjustments of wild mangrove fish to decades of aquaculture-induced nutrient enrichment. *Marine Pollution Bulletin*, 205, 116599.

- 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. *Natures Sciences Sociétés*, 29 (2), 213-222.
- Duke N. C., Meynecke J. O., Dittmann S., Ellison A. M., Anger K., Berger U., Cannicci S., Diele K., Ewel K. C., Field C. D., Koedam N., Lee S. Y., Marchand C., Nordhaus I., Dahdouh-Guebas F., 2007. A world without mangroves?. *Science*, 317 (5834), 41-42.
- 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.
- 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.
- El-Sayed A.-F. M., 2021. Use of biofloc technology in shrimp aquaculture: a comprehensive review, with emphasis on the last decade. *Reviews in Aquaculture*, 13, 676-705.
- 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, 2020. *La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture 2020. La durabilité en action*. Rome, FAO, 247 p.
- FAO, 2024. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2024 – Blue Transformation in action*. Rome, FAO, 264 p.
- FAO/Naca/Unep/WB/WWF, 2006. International principles for responsible shrimp farming. Draft principles for consideration by the Governing Council of the network of aquaculture centres in Asia-Pacific, Thailand.
- Faye B., Lefevre P.-C., Lancelot R., Quirin R., 1994. *Écopathologie animale, méthodologie, applications en milieu tropical*. Paris, INRA éditions, 115 p.
- Fernandes V., Sabu E. A., Shivaramu M. S., Gonsalves M. J. B., Sreepada R. A., 2019. Dynamics and succession of plankton communities with changing nutrient levels in tropical culture ponds of whiteleg shrimp. *Aquaculture Environment Interactions*, 11, 639-655.
- Figuié M., 2021, La gouvernance de la santé animale : entre biosécurité et bien public mondial. *Natures Sciences Sociétés*, 29 (3), 274-287.
- 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.
- Fitranı M., Wudtisın 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.
- Flegel T. W., 2019. A future vision for disease control in shrimp aquaculture. *Journal of the World Aquaculture Society*, 50, 1-18.
- 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.

Friess D. A., Yando E. S., Abuchahla G. M. O., Adams J. B., Cannicci S., Canty S. W. J., Cavanaugh K. C., Connolly R. M., Cormier N., Dahdouh-Guebas F., Diele K., Feller I. C., Fratini S., Jennerjahn T. C., Lee S. Y., Ogurcak D. E., Ouyang X., Rogers K., Rowntree J. K., Sharma S., Sloey T. M., Wee A. K. S., 2020. Mangroves give cause for conservation optimism, for now. *Current Biology*, 30, R153-R154.

Frontier S., Pichot-Viale D., 1998. *Écosystèmes : structure, fonctionnement, évolution*. Paris, Dunod, 447 p., deuxième édition.

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, 262 p.

Furtado P. S., Campos B. R., Serra F. P., Klosterhoff M., Romano L. A., Wasielesky W., 2015. Effects of nitrate toxicity in the Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei*, reared with bio-floc technology (BFT). *Aquaculture International*, 23, 315-327.

Furtado P. S., Valenzuela M. A., Rodriguez-Fuentes G., Campos B. R., Wasielesky Jr W., Gaxiola G., 2016. Chronic effect of nitrite on the rearing of the white shrimp *Litopenaeus vannamei* in two salinities. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 49 (3), 201-211.

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 écologique, de la Cohésion des Territoires et des relations avec les collectivités territoriales, de la mer*, hors-série n° 30, 45-48.

Gargani J., Jacq A., Gispert H., Brunet P., 2022. Vérités scientifiques et enjeux sociaux. *Natures Sciences Société*, 30 (2), 184-190.

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.

Ghosh A. K., Hasanuzzaman A. F. M., Islam S. S., Sarower M. G., Mistry S. K., Arafat S. T., Huq K. A., 2025. Integrated multi-trophic aquaculture (IMTA): enhancing growth, production, immunological responses, and environmental management in aquaculture. *Aquaculture International*, 33 (5), 1-34.

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., Ansquer D., Herlin J., Domalain D., Imbert F., 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. *Systematic and Applied Microbiology*, 29, 570-580.

- Goedknecht M. A., Feis M. E., Wegner K. M., Luttikhuisen P. C., Buschbaum C., Camphuysen K. C. J., van der Meer J., Thielges D. W., 2016. Parasites and marine invasions: ecological and evolutionary perspectives. *Journal of Sea Research*, 113, 11-27.
- Goldberg L., Lagomasino D., Thomas N., Fatoyinbo T., 2020. Global declines in human-driven mangrove loss. *Global Change Biology*, 26 (10), 5844-5855.
- Golez N. V., 1995. Formation of acid sulfate soil and its implication to brackishwater ponds. *Aquacultural Engineering*, 14 (4), 297-316.
- 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.
- 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., 2017. Éléments théoriques en agroécologie : l'intensivité écologique. *Oilseeds & Fats Crops and Lipids Journal*, 24 (3), D302, 11 p.
- 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.
- 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., 2017. Which remote sensing indicators to surveys shrimp farms in activity and to rehabilitate abandoned sites. Thèse de doctorat de l'école doctorale du Pacifique (ED469) en biologie des populations et écologie, Université de la Nouvelle-Calédonie.
- 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*, numéro spécial « Indonesian Seas », 131 (part B), 49-60.
- Hala A. F., Chougule K., Cunha M. E., Mendes M. C., Oliveira I., Bradley T., Forbes J., Speranza L. G., 2024. Life cycle assessment of integrated multi-trophic aquaculture: a review on methodology and challenges for its sustainability evaluation. *Aquaculture*, 590, 741035.
- Halim M. A., Aziz D., Arshad A., Wong N. L. W., Nabi M. M., Islam M. A., Syukri F., 2025. A systematic analysis of recirculating aquaculture systems (RAS) and biofloc technology (BFT) for white leg shrimp (*Litopenaeus vannamei*) in the indoor farming system. *Aquacultural Engineering*, 110, 102544.
- Hallegraeff G. M., Anderson D. M., Cembella A. D. (eds), Enevoldsen H. O. (technical dir.), 2003. *Manual on Harmful Marine Microalgae*. Paris, Unesco Publishing, Monographs on oceanographic methodology, 11, 770 p.
- 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.
- Hargan K. E., Williams B., Nuangsaeng B., Siriwong S., Tassawad P., Chaiharn C., McAdoo B., Los Huertos M., 2020. Understanding the fate of shrimp aquaculture effluent in a mangrove ecosystem: aiding management for coastal conservation. *Journal of Applied Ecology*, 57, 754-765.

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.

Herbland A., 2007. La culture du phytoplancton dans les bassins aquacoles — Aspects théoriques et applications pratiques. Ifremer/DAC/RST.2007-04.

Herbland A., Harache Y. (coord.), 2008. *Santé de la crevette d'élevage en Nouvelle-Calédonie*. Versailles, Éditions Quae, 160 p.

Herlin J., 2008. La biosécurité à l'Ifremer LEAD, station de Saint-Vincent. Fiche biotechnique 2010-01 du département Ifremer-LEAD, 4 p.

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 crevetticulture en Nouvelle-Calédonie. Projet Hobical. Rapport du programme Zonéco.

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.

Hoekstra P., 1993. Late Holocene development of a tide-induced elongate delta, the Solo delta, East Java. *Sedimentary Geology*, 83, 211-233.

Huang M., Xie J., Yu Q., Xu C., Zhou L., Qin J. G., Chen L., Li E., 2020. Toxic effect of chronic nitrite exposure on growth and health in Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei*. *Aquaculture*, 529, 735664.

IEOM, 2019. La crevette bleue de Nouvelle-Calédonie — Un produit de luxe bientôt rentable ?. IEOM édité par l'Agence de la Nouvelle-Calédonie, étude thématique n° 281, juillet, 15 p.

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.

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.

Jacquet S., Delesalle B., Torréton J.-P., Blanchot A., 2006. Responses of the phytoplankton communities to increased anthropogenic influences (Southwestern Lagoon, New Caledonia). *Marine Ecology Progress Series*, 320, 65-78.

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*. *Aquatic Microbial Ecology*, 41, 131-143.

Jing L., Ren H., Xu W., Su H., Hu X., Wen G., Xu Y., Tu L., Cao Y., 2025. Intensive cultivation of whiteleg shrimp (*Litopenaeus vannamei*) under biofloc condition in land-based ponds. *Aquaculture Reports*, 41, 102690.

Juillot F., et coll., 2019. Rapport scientifique final. Programme « Dynamique des métaux de la mine au lagon ». Centre national de recherche technologique « Nickel & son environnement », 202 p., <https://cnrt.nc/wp-content/uploads/2019/12/CNRT-rappsc-Tome-STE-Edition-2019-DYNAMINE-vc.pdf>

- 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.
- 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.
- 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.
- Kathiresan K., 2003. How do mangrove forests induce sedimentation?. *Revista de Biología Tropical*, 51 (2), 355-360.
- 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. *Ecology and Evolution*, 8 (11), 5530-5540.
- Knowler D., Chopin T., Martínez-Espínola 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.
- Kohan A., Badbardast Z., Kohan A., 2018. Effects of shrimp effluents on mudskippers (*Gobiidae: Oxudercinae*) in the northern Persian Gulf. *Marine Environmental Research*, 136, 174-178.
- Krabetsve K., Cullen B. R., Owens L., 2004. Rediscovery of the Australian strain of infectious hypodermal and haematopoietic necrosis virus. *Diseases of Aquatic Organisms*, 61, 153-158.
- Labreuche Y., Chenivresse S., Jeudy A., Le Panse S., Boulo V., Ansquer D., Pagès S., Givaudan A., Czjzek M., Le Roux F., 2017. Nigritoxin is a bacterial toxin for crustaceans and insects. *Nature Communications*, 8, 1248.
- 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.
- Le Moullac G., Soyez 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.
- Le Moullac G., Haffner P., 2000. Environmental factors affecting immune responses in Crustacea. *Aquaculture*, 191 (1-3), 121-131.
- Lebel L., Lebel P., Garden P., Dao H. G., Khutmuang 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. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113 (17), 4585-4590.
- Lee S. Y., Primavera J. H., Dahdouh-Guebas F., McKee K., Bosire J. O., Cannicci S., Diele K., Fromard F., Koedam N., Marchand C., Mendelssohn I., Mukherjee N., Record S., 2014. Ecological role and services of tropical mangrove ecosystems: a reassessment. *Global Ecology and Biogeography*, 23, 726-743.
- Lee S. Y., Hamilton S., Barbier E. B., Primavera J., Lewis III R. R., 2019. Better restoration policies are needed to conserve mangrove ecosystems. *Nature Ecology & Evolution*, 3, 870-872.

- 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., 2007. Effet des conditions environnementales sur le développement des pathologies à *Vibrio* dans les élevages de crevettes en Nouvelle-Calédonie, thèse de doctorat en océanologie biologique, La Rochelle, Université de La Rochelle.
- 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., 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 Goarant C., Harache Y., Herbland A., Mugnier C., *Styli 2003. Trente ans de crevetticulture en Nouvelle-Calédonie*. Nouméa-Koné, 2-3 juin 2003, Plouzané, Éditions Ifremer, Actes de colloques, 38, 180-186.
- 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., Torrétion 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.
- 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. *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.
- Lester S. E., Stevens J. M., Gentry R. R., Kappel C. V., Bell T. W., Costello C. J., Gaines S. D., Kiefer D. A., Maue C. C., Rensel J. E., Simons R. D., Washburn L., White C., 2018. Marine spatial planning makes room for offshore aquaculture in crowded coastal waters. *Nature Communications*, 9, 945.
- Lightner D. V., Redman R. M., 1998. Shrimp diseases and current diagnostic methods. *Aquaculture*, 164, 201-220.
- Lightner D. V., Redman R. M., Bell T. A., 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.
- Liu S., Hu D., Xu T., Yin J., Shan X., Xia J., Wang Z., Xu R., Wang C., Anderson D. E., Wu P., Bu Q., Liu X., Liu Y., Tan W., Wang T., Zhao C., Zhu H., Wang L.-F., Xie L., Pan X., Zhang Q., 2026. An emerging human eye disease is associated with aquatic virus zoonotic infection. *Nature Microbiology*, 11, 892-906.

- 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.
- Llario F., Rodilla M., Escrivá J., Falco S., Sebastiá-Frasquet M. T., 2019. Phytoplankton evolution during the creation of a biofloc system for shrimp culture. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16, 211-222.
- 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, Éditions Cepadues, p. 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., Guntenspergen G. R., Krauss K. W., Reef R., Rogers K., Saunders M. L., Sidik F., Swales A., Saintilan N., Thuyen L. X., Triet T., 2015. The vulnerability of Indo-Pacific mangrove forests to sea-level rise. *Nature*, 526, 559-563.
- Lucas R., Courties C., Herbland A., Goulletquer 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.
- 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.
- Lulijwa R., Rupia E. J., Alfaro A. C., 2020. Antibiotic use in aquaculture, policies and regulation, health and environmental risks: a review of the top 15 major producers. *Reviews in Aquaculture*, 12, 640-663.
- 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.
- Lyu T., Yang W., Cai H., Wang J., Zheng Z., Zhu J., 2021. Phytoplankton community dynamics as a metrics of shrimp healthy farming under intensive cultivation. *Aquaculture Reports*, 21, 100965.
- Mann D., 2017. Characterising and managing harmful blooms that cause production loss on Australian prawn farms. Brisbane. Report from the Department of Agriculture and Fisheries Queensland, novembre 2017.
- 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 Goarant C., Harache Y., Herbland A., Mugnier C., Styli 2003. *Trente ans de crevetticulture en Nouvelle-Calédonie*. Actes du colloque, Nouméa-Koné, 38, 134-141.

- 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. *Science of the Total Environment*, 664, 635-646.
- Martínez-Porchas M., Martínez-Córdova L. R., Porchas-Cornejo M. A., López-Elías J. A., 2010. Shrimp polyculture: a potentially profitable, sustainable, but uncommon aquacultural practice. *Reviews in Aquaculture*, 2, 73-85.
- Martins T. G., Odebrecht C., Jensen L. V., D'Oca M. G., Wasielesky Jr W., 2016. The contribution of diatoms to bioflocs lipid content and the performance of juvenile *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) in a BFT culture system. *Aquaculture Research*, 47 (4), 1315-1326.
- Mathieu-Resuge M., Le Grand F., Schaal G., Kraffe E., Lorrain A., Letourneur Y., Lemonnier H., Benoît J., Hochard S., 2020. Assimilation of shrimp farm sediment by *Holothuria scabra*: a coupled fatty acid and stable isotope approach. *Aquatic Living Resources*, 33, 3.
- Max A. A., Ibarra A. M., Robledo D., Perez-Enriquez R., 2025. Advances in genetic and genomic resources in Pacific whiteleg shrimp *Penaeus vannamei*: towards modern and sustainable shrimp aquaculture. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 53 (1), 1-21.
- 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.
- 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.
- 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.
- Meyneng M., Lemonnier H., Le Gendre R., Plougoulen G., Antypas F., Ansquer D., Serghine J., Schmitt S., Siano R., 2024a. Subtropical coastal microbiome variations due to massive river runoff after a cyclonic event. *Environmental Microbiome*, 19 (1), 10.
- Meyneng M., Siano R., Mouras N., Ansquer D., Laporte-Magoni C., Antypas F., Haize T., Lemonnier H., 2024b. The origin of the matter matters: the influence of terrestrial inputs on coastal benthic microeukaryote communities revealed by eDNA. *Environmental DNA*, 6 (6), e70041.
- 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.
- 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 N., 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.

- 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.
- 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.
- 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. *Journal of Invertebrate Pathology*, 110, 247-250.
- 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., 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.
- 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), 346-377.
- Naskar S., Biswas G., Kumar P., De D., Das S., Sawant P. B., Chadha N. K., Behera P., 2023. The green seaweed, *Enteromorpha intestinalis*: an efficient inorganic extractive species for environmental remediation and improved performances of fed species in brackishwater integrated multi-trophic aquaculture (BIMTA) system. *Aquaculture*, 569, 739359.
- 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.
- Naylor R. L., Hardy R. W., Buschmann A. H., Bush S. R., Cao L., Klinger D. H., Little D. C., Lubchenco J., Shumway S. E., Troell M., 2021. 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. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 23, 1018-1029.
- 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.
- Nikalje G. C., Srivastava A. K., Pandey G. K., Suprasanna P., 2018. Halophytes in biosaline agriculture: Mechanism, utilization, and value addition. *Land Degradation & Development*, 29 (4), 1081-1095.

- Nóbrega G. N., Ferreira T. O., Romero R. E., Brito Marques A. G., Otero X. L., 2013. Iron and sulfur geochemistry in semi-arid mangrove soils (Ceará, Brazil) in relation to seasonal changes and shrimp farming effluents. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185, 7393-7407.
- Noël V., Marchand C., Juillot F., Ona-Nguema G., Viollier E., Marakovic G., Olivi L., Delbes L., Gelebart F., Morin G., 2014. EXAFS analysis of iron 610 cycling in mangrove sediments downstream a lateritized ultramafic watershed (Vavouto Bay, New Caledonia). *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 136, 211-228.
- 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. *Journal of Environmental Biology*, 32 (4), 413-423.
- OCDE/FAO, 2025. Perspectives agricoles de l'OCDE et de la FAO. Statistiques agricoles de l'OCDE (base de données), <http://data-explorer.oecd.org/s/1hc>
- 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.
- Oidtman B., Dixon P., Way K., Joiner C., 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. *Reviews in Aquaculture*, 10, 641-669.
- Ottinger M., Clauss K., Kuenzer C., 2016. Aquaculture: Relevance, distribution, impacts and spatial assessments — A review. *Ocean & Coastal Management*, 119, 244-266.
- Pang S. J., Xiao T., Bao Y., 2006. Dynamic changes of total bacteria and *Vibrio* in an integrated seaweed-abalone culture system. *Aquaculture*, 252, 289-297.
- Paparrizos J., Gravan L., 2016. K-shape: Efficient and accurate clustering of time series. *Sigmod Record*, 45 (1), 69-76.
- 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.
- 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 C. (ed.), Richer de Forges B. (ed.), Colin F. (préf.), *Compendium of marine species from New Caledonia*. Nouméa, IRD, p. 10-13.
- Pazmiño M. L., Chico-Santamarta L., Boero A., Ramirez A. D., 2025. Environmental life cycle assessment and potential improvement measures in the shrimp and prawn aquaculture sector: a literature review. *Aquaculture and Fisheries*, 10 (2), 183-201.
- Peixoto S., Soares R., 2025. Recent advances and applications of passive acoustic monitoring in assessing shrimp feeding behaviour under laboratory and farm conditions. *Reviews in Aquaculture*, 17 (1), e12978.
- 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). *Marine Biology*, 164, 57.
- Pham D., 2011. Les capacités osmoréglatrice chez la crevette bleue : *Litopenaeus stylirostris*, au cours de l'ontogénèse. Thèse de doctorat en physiologie des crustacés de la Polynésie française.

- 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.
- Poléo A. B. S., Lydersen E., Rosseland B. O., Kroglund F., Salbu B., Vogt R. D., Kvellestad A., 1994. Increased mortality of fish due to changing Al-chemistry of mixing zones between limed streams and acidic tributaries. *Water, Air, and Soil Pollution*, 75, 339-351.
- Pole-relais Zones humides tropicales, 2018. Guide technique : La restauration de mangrove. Synthèse des éléments clés à considérer pour tout chantier de restauration.
- Pourang N., Amini G., 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(1), 229-243.
- Preston N., Jackson C., Thompson P., Austin M., Burford M., 2000. Prawn farm effluent: composition, origin and treatment. Fishing research and development corporation. Rapport final 95/162. Fisheries Research and Development Corporation, Canberra, Australia.
- Primavera J. H., Esteban J. M. A., 2008. A review of mangrove rehabilitation in the Philippines: successes, failures and future prospects. *Wetlands Ecology and Management*, 16, 345-358.
- Proisy C., Sidik F., Viennois G., Andayani A., 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*, numéro spécial « Indonesian Seas », 131 (Pt B), 61-71.
- 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. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 221, 8e14.
- Queiroz H. M., Ferreira T. O., Taniguchi C. A. K., Queiroz H. M., Ferreira T. O., Taniguchi C. A. K., Barcellos D., Nascimento C. D. O., Nóbrega G. N., Otero X. L., Artur A. G., 2020. Nitrogen mineralization and eutrophication risks in mangroves receiving shrimp farming effluents. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 34941-34950.
- REC, 2017. Bulletin d'informations REC. Édité par la Davar, n° 12, campagne 2016-2017, 3 p.
- Resilience Alliance, 2010. Assessing resilience in social-ecological systems: Workbook for practitioners, Version 2.0.
- Richards D. R., Friess D. A., 2016. Rates and drivers of mangrove deforestation in Southeast Asia, 2000-2012. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 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. *Nature Communications*, 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. *Science of the Total Environment*, 468-469, 630-641.
- 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. *Aquaculture Economics and Management*, 11, 99-110.

- Rigby B., Davis R., Bavington D., Baird C., 2017. Industrial aquaculture and the politics of resignation. *Marine Policy*, 80, 19-27.
- Robertson A. I., Phillips M. J., 1995. Mangroves as filters of shrimp pond effluent: predictions and biogeochemical research needs. *Hydrobiologia*, 295, 311-321.
- 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.
- Robinson N. A., Robledo D., Sveen L., Daniels R. R., Krasnov A., Coates A., Jin Y. H., Barrett L. T., Lillehammer M., Kettunen A. H., Phillips B. L., Dempster T., Doeschl-Wilson A., Samsing F., Difford G., Salisbury S., Gjerde B., Haugen J.-E., Burgerhout E., Dagnachew B. S., Kurian D., Fast M. D., Rye M., Salazar M., Bron J. E., Monaghan S. J., Jacq C., Birkett M., Browman H. I., Skiftesvik A. B., Fields D. M., Selander E., Bui S., Sonesson A., Skugor S., Østbye T.-K. K., Houston R. D., 2023. Applying genetic technologies to combat infectious diseases in aquaculture. *Reviews in Aquaculture*, 15 (2), 491-535.
- Rodhain F., 2020. Regards historiques sur la circulation des agents infectieux et des vecteurs entre les continents. Actes de la journée d'études du 12 mars 2019 « Santé des animaux, santé des hommes : quelles interactions ? », *Revue des ministères de la Transition écologique, de la Cohésion des territoires et des Relations avec les collectivités territoriales, de la mer*, hors-série n° 30, 13-19.
- Ruggerio C. A., 2021. Sustainability and sustainable development: a review of principles and definitions. *Science of the Total Environment*, 786, 147481.
- Russell A., MacFarlane G. R., Nowak B., Moltschaniwskyj 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.
- Salama N. K. G., Rabe B., 2013. Developing models for investigating the environmental transmission of disease-causing agents within open-cage salmon aquaculture. *Aquaculture Environment Interactions*, 4, 91-115.
- Santos H. M., Tsai C.-Y., Maquiling K. R. A., Tayo L. L., Mariatulqabiah A. R., Lee C.-W., Chuang K. P., 2020. Diagnosis and potential treatments for acute hepatopancreatic necrosis disease (AHPND): a review. *Aquaculture International*, 28, 169-185.
- 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*. *Aquaculture International*, 16, 109.
- 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. *Diseases of Aquatic Organisms*, 40 (2), 109-115.
- Schmidt C., Corbari L., Gaill F., 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.
- 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.
- Schuster W. H., 1952. Fish-culture in brackish-water ponds of Java. *Indo-Pacific Fisheries Council Special Publications*, n° 1, Indonesia.

- Scoones I., 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, 196 p.
- 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. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 287 (1937), 20202010.
- Shinde S. V., Sukhdhane K. S., Krishnani K. K., Rani A. M. B., Pathak M. S., Chanu T. I., Munilkumar S., 2024. Inclusion of organic and inorganic extractive species improves growth, survival and physiological responses of Gift fish reared in freshwater integrated multi-trophic aquaculture system. *Aquaculture*, 580 (Part 2), 740346.
- Sidik F., Lovelock C. E., 2013. CO₂ efflux from shrimp ponds in Indonesia. *PLoS ONE*, 8 (6), e66329.
- Sidik F., Wijaya Kusuma D., Priyono B., Proisy C., Lovelock C., 2021. Managing sediment dynamics through reintroduction of tidal flow for mangrove restoration in abandoned aquaculture ponds, in Sidik F., Friess D. A., *Dynamic Sedimentary Environments of Mangrove Coasts*, Amsterdam, Elsevier, p. 563-582.
- Sidik F., Basyuni M., Pradisty N. A., Hanintyo R., Widagti N., Priyono B., Amelia R., Macklin P., Surana N., Slamet B., 2025. Hydrological suitability for mangrove species in restored mangroves in abandoned ponds. *Aquatic Botany*, 199, 103873.
- Sivaraman I., Krishnan M., Radhakrishnan K., 2019. Better management practices for sustainable small-scale shrimp farming. *Journal of Cleaner Production*, 214, 559e572571
- Snieszko S. F., 1974. The effects of environmental stress on outbreaks of infectious diseases of fishes. *Journal of Fisheries Biology*, 6, 197-208.
- Sohel M. S. I., Ullah M. H., 2012. Ecohydrology: a framework for overcoming the environmental impacts of shrimp aquaculture on the coastal zone of Bangladesh. *Ocean & Coastal Management*, 63, 67-78.
- Song S., Ding Y., Li W., Meng Y., Zhou J., Gou R., Zhang C., Shengbin Y., Saintilan N., Krauss K. W., Crooks S., Lv S., Lin G., 2023. Mangrove reforestation provides greater blue carbon benefit than afforestation for mitigating global climate change. *Nature Communications*, 14, 756.
- 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 Soto D., Aguilar-Manjarrez J., Hishamunda N. (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, n° 14. Rome, FAO, p. 15-35.
- Soulard B., Frappier J., Herlin J., 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.

- Stentiford G. D., Neil D. M., Peeler E. J., Shields J. D., Small H. J., Flegel T. W., Vlcek 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. *Journal of Invertebrate Pathology*, 110 (2), 141-157.
- Stevenson N. J., Lewis R. R., Burbridge P. R., 1999. Disused shrimp ponds and mangrove rehabilitation, in Streever W., *An International Perspective on Wetland Rehabilitation*. Dordrecht, Springer Netherlands, 277-297.
- Stoeck T., Katzenmeier S. N., Breiner H. W., Rubel V., 2024. Nanopore duplex sequencing as an alternative to Illumina MiSeq sequencing for eDNA-based biomonitoring of coastal aquaculture impacts. *MBMG Metabarcoding and Metagenomics*, 8, 30.
- Strassburg B. B. N., Iribarrem A., Beyer H. L., Cordeiro C. L., Crouzeilles R., Jakovac C. C., Braga Junqueira A., Lacerda E., Latawiec A. E., Balmford A., Brooks T. M., Butchart S. H. M., Chazdon R. L., Erb K.-H., Brancalion P., Buchanan G., Cooper D., Díaz S., Donald P. F., Kapos V., Leclère D., Miles L., Obersteiner M., Plutzer C., de Mattos Scaramuzza C. A., Scarano F. R., Visconti P., 2020. Global priority areas for ecosystem restoration. *Nature*, 586, 724-729.
- Sun Y., Hou H., Dong D., Zhang J., Yang X., Li X., Song X., 2023. Comparative life cycle assessment of whiteleg shrimp (*Penaeus vannamei*) cultured in recirculating aquaculture systems (RAS), biofloc technology (BFT) and higher-place ponds (HPP) farming systems in China. *Aquaculture*, 574, 739625.
- Suo Y., Li E., Li T., Jia Y., Qin J. G., Gu Z., Chen L., 2017. Response of gut health and microbiota to sulfide exposure in Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei*. *Fish & Shellfish Immunology*, 63, 87-96.
- Tang Y., Ju C., Mei R., Zhao L., Liu J., Yang Y., Guo X., Su C., Cheng Y., Liu Q., 2024. Exploring the optimal integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) patterns benefiting culture animals and natural water environment. *Aquaculture*, 589, 741011.
- Teien H.-C., Garmo Ø., Årland Å., Salbu B., 2008. Transformation of iron species in mixing zones and accumulation on fish gills. *Environmental Science & Technology*, 42, 1780-1786.
- Tendencia E. A., Fermin A. C., dela Pena M. R., Choresca Jr. C. H., 2006. 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.
- Thitmadee 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*, 452, 69-87.
- Thomas Y., Courties C., El Helwe Y., Herbrand 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.
- 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. *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110657.
- Tilman D., Cassman K. G., Matson P. A., Naylor R., Polasky S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418, 671-677.

- Tokotoko J., 2022. Big data et science des données pour le suivi des ressources naturelles. Thèse en informatique de l'école doctorale du Pacifique, Université de la Nouvelle-Calédonie.
- Tokotoko J., Scherrer R., Lemonnier H., Selmaoui-Folcher N., 2020. Analyse de la performance de filières aquacoles à partir de données spatio-temporelles. Vingtième 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, Cham, Springer.
- Tokotoko J., Govan R., Lemonnier H., Selmaoui-Folcher N., 2022. Multiscale and multivariate time series clustering: a new approach, in Ceci M., Flesca S., Masciari E., Manco G., Raś Z. W. (eds), *Foundations of Intelligent Systems*. ISMIS 2022. Lecture notes in computer science, vol. 13515, Cham, Springer.
- Treviño M., Murillo-Sandoval P. J., 2021. Uneven consequences: gendered impacts of shrimp aquaculture development on mangrove dependent communities. *Ocean & Coastal Management*, 210, 105688.
- Troell M., 2009. Integrated marine and brackishwater aquaculture in tropical regions: research, implementation and prospects, in Soto D. (ed.), *A global review of integrated marine aquaculture*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper n° 529, Rome, FAO.
- Uddin M. N., Khan M. A., Nielsen M., Nielsen R., 2025. The potential of integrated multi-trophic aquaculture as an alternative to traditional shrimp farming: a global review of environmental, economic and social sustainability. *Aquaculture Reports*, 45, 103122.
- Vaiphasa C., de Boer W. F., Skidmore A. K., Panitchart S., Vaiphasa T., Bamrongrugs N., Santitamnont P., 2007. Impact of solid shrimp pond waste materials on mangrove growth and mortality: a case study from Pak Phanang, Thailand. *Hydrobiologia*, 591, 47-57.
- Valderrama D., Iyemperumal S., 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.
- Vallat F., 2020. La peste bovine en France et en Europe aux 18^e et 19^e siècles. Actes de la journée d'études du 12 mars 2019 « Santé des animaux, santé des hommes : quelles interactions ? ». *Revue des ministères de la Transition écologique, de la Cohésion des territoires et des Relations avec les collectivités territoriales, de la mer*, hors-série n° 30, 24-28.
- Van Loon A. F., Te Brake B., Van Huijgevoort M. H. J., Dijksema R., 2016. Hydrological classification, a practical tool for mangrove restoration. *PLoS ONE*, 11 (3), e0150302.
- Van Oudenhoven A. P. E., Siahainenia A. J., Sualia I., Tonneijck F. H., van der Ploeg S., de Groot R. S., Alkemada R., Leemans R., 2015. Effects of different management regimes on mangrove ecosystem services in Java, Indonesia. *Ocean & Coastal Management*, 116, 353-367.
- Vasanth M., Muralidhar M., Saraswathy R., Arunachalam N., Dayal J. S., Jayanthi M., Lalitha N., Kumararaja P., Vijayan K. K., 2016. Methodological approach for the collection and simultaneous estimation of greenhouse gases emission from aquaculture ponds. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188, 671.

- Vega Thurber R. L., Burkepile D. E., Fuchs C., Shantz A. A., McMinds R., Zaneveld J. R., 2014. Chronic nutrient enrichment increases prevalence and severity of coral disease and bleaching. *Global Change Biology*, 20, 544-554.
- Veuthey S., Gerber J.-F., 2012. Accumulation by dispossession in coastal Ecuador: shrimp farming, local resistance and the gender structure of mobilizations. *Global Environmental Change*, 22 (3), 611-622.
- Viera-Romero A. M., Diemont S. A. W., Selfa T. L., Luzadis V. A., 2024. The sustainability of shrimp aquaculture: an emergy-based case study in the Gulf of Guayaquil thirty years later. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 194, 114326.
- Virly S., Buisson D., Clough B., Lemonnier H., Richer de Forges B., 2005. Évaluation de l'impact de l'aquaculture de crevettes sur les mangroves de Nouvelle-Calédonie. Rapport final du programme ZoNéCo, 99 p.
- 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 thermo-preferendum. *Marine Biology*, 154, 403-412.
- Walling E., Vourey E., Ansquer D., Beliaeff B., Goarant C., 2010. *Vibrio nigripulchritudo* monitoring and strain dynamics in shrimp pond sediments. *Journal of Applied Microbiology*, 108, 2003-2011.
- 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.
- Wikumpriya G. C., Prabhat M. W. S., Lee J., Kim C. H., 2023. Epigenetic modulations for prevention of infectious diseases in shrimp aquaculture. *Genes*, 14 (9), 1682.
- 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.
- 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, p. 16-27.
- Wozniak R. A., Waldor M. K., 2010. Integrative and conjugative elements: mosaic mobile genetic elements enabling dynamic lateral gene flow. *Nature Reviews Microbiology*, 8 (8), 552-563.
- WWF, 2015. Principles for a Sustainable Blue Economy. Gland, World Wide Fund for Nature.
- Xuan B. B., 2021. Consumer preference for eco-labelled aquaculture products in Vietnam. *Aquaculture*, 532, 736111.
- Yamindago R.-I.-A., 2015. Restoring coastal ecosystems — a case study Malang and Gresik regency, Indonesia. *Journal of Coastal Conservation*, 19, 119-130.
- Yang P., Lai D. Y. F., Jin B., Bastviken D., Tan L., Tong C., 2017. Dynamics of dissolved nutrients in the aquaculture shrimp ponds of the Min River estuary, China: Concentrations, fluxes and environmental loads. *Science of the Total Environment*, 603-604, 256-267.

- Yang W., Zhu J., Zheng C., Lukwambe B., Nicholas R., Lu K., Zheng Z., 2020a. Succession of phytoplankton community during intensive shrimp (*Litopenaeus vannamei*) cultivation and its effects on cultivation systems. *Aquaculture*, 520, 734733.
- Yang P., Yang H., Lai D. Y. F., Guo Q., Zhang Y., Tong C., Xu C., Li X., 2020b. Large contribution of non-aquaculture period fluxes to the annual N₂O emissions from aquaculture ponds in Southeast China. *Journal of Hydrology*, 582, 124550.
- 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.
- 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 in Ecology & Evolution*, 32 (1), 41-54.
- 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, 100280.
- Yu J., Yin W., 2019. Exploring stakeholder engagement in mariculture development: challenges and prospects for China. *Marine Policy*, 103, 84-90.
- Zalewski M., 2000. Ecohydrology. The scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources. *Ecological Engineering*, 16 (1), 1-8.
- Zhao M., Yao D., Li S., Zhang Y., Aweya J. J., 2020. Effects of ammonia on shrimp physiology and immunity: a review. *Reviews in Aquaculture*, 12 (4), 2194-2211.

En couverture : imagerie spatiale (gauche) © INDESO,
implemented by CLS for Balitbang KP. © INDESO, 2013, all rights reserved ;
photographies bassin et crevette (centre et droite) © Hugues Lemonnier

Coordination éditoriale : Aude Boufflet

Édition : Eline Susset

Mise en page :  **EliLoCom**

Traitement des infographies et mise en page de la couverture : Anaïs Naïmi

Dépôt légal : juillet 2026

Imprimé pour vous par Libri Plureos GmbH (Allemagne)

Avec un taux de croissance annuel de l'ordre de 5 % entre 2015 et 2026, la filière crevette fournit des produits qui sont très présents sur les étals, devenant un pilier de l'aquaculture. Ce secteur industriel s'étend et intensifie son activité sur les zones côtières, notamment tropicales.

Cette dynamique de croissance, fondée sur des pratiques et des modes de production hérités des années 1980, pose pourtant de nombreux problèmes environnementaux, économiques et sociétaux, remettant en cause la durabilité de cette filière : émergence d'épizooties parmi les animaux ou encore, impacts significatifs sur les écosystèmes côtiers.

Pour mieux comprendre les risques et défis actuels de la filière, l'auteur fait le point sur l'expérience acquise dans différentes régions du monde (Nouvelle-Calédonie, Indonésie, Vietnam) autour des liens entre crevetticulture et environnement. Il aborde la mise en place d'outils innovants pour une surveillance et une gestion durable des systèmes, la diversification des espèces élevées, l'intensification écologique des systèmes de production, le développement d'une aquaculture multi-trophique intégrée, mais aussi la réhabilitation des bassins aquacoles abandonnés par les éleveurs suite aux crises successives rencontrées depuis les années 1990.

Cet ouvrage s'adresse à l'ensemble des acteurs de la filière crevette : agents des administrations et de leurs services décentralisés, collectivités territoriales, bureaux d'études, ainsi qu'aux professionnels du secteur — de la production à l'agro-industrie. Il constitue également une ressource précieuse pour les étudiants et toute personne souhaitant appréhender les enjeux du secteur et les solutions envisagées pour promouvoir une crevetticulture plus durable.

Après avoir travaillé 25 ans en Nouvelle-Calédonie sur les liens entre crevetticulture et environnement en milieu tropical, **Hugues Lemonnier** a élargi ses recherches en étudiant l'influence des activités humaines sur le continuum terre-mer. Il est depuis 2024 responsable d'un laboratoire côtier à l'Ifremer spécialisé dans le domaine des ressources et de l'environnement marin.

éditions
Quæ

Éditions CIRAD, Ifremer, INRAE
www.quae.com



30 €

ISBN : 978-2-7592-3784-5



ISSN : 1952-1251
Réf. : 02915