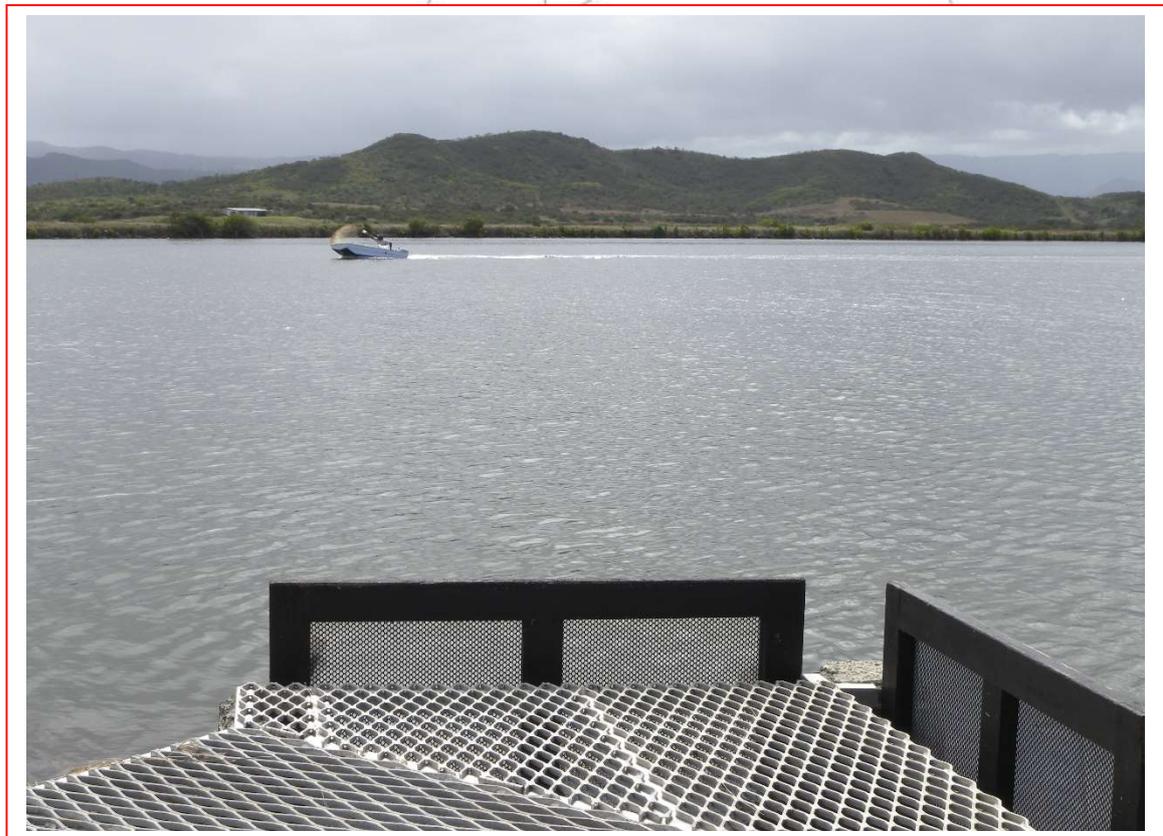


Acidification des sédiments des bassins d'élevage de la crevette en Nouvelle-Calédonie



Fiche documentaire

Titre du rapport :	
Référence interne : RBE/Pacifique/LEAD Diffusion : <input checked="" type="checkbox"/> libre (internet) <input type="checkbox"/> restreinte (intranet) – date de levée d’embargo : AAA/MM/JJ <input type="checkbox"/> interdite (confidentielle) – date de levée de confidentialité : AAA/MM/JJ	Date de publication : 31/05/21 Version : 1.0.0 Référence de l’illustration de couverture Lemonnier /La distribution/20 août 2009 Langue(s) : Française
<p>Résumé/ Abstract : L’objectif de ce document est de faire un bilan des informations collectées depuis 25 ans sur le pH des sédiments dans le cadre d’expériences et de suivis réalisés sur les élevages de la crevette <i>Litopenaeus stylirostris</i> en Nouvelle-Calédonie. Les données concernent aussi bien les tannes nues avant construction des bassins que les sédiments prélevés au cours de l’assec entre deux élevages, ou pendant l’élevage lorsque les structures sont en eau.</p> <p>Les pH des sols de tannes avant construction des bassins sont généralement compris entre 7,2 et 8,8. Un cycle de production conduit à une acidification de 0,2 à 0,3 unités pH sur les deux premiers cm de sédiment. Le pH suivi <i>in situ</i> pendant l’élevage montre des variations importantes liées aux processus impliqués dans la minéralisation de la matière organique. Les valeurs sont au plus bas sur la période 50 à 80 jours après l’ensemencement des post-larves. À l’échelle des trente dernières années, les données suggèrent une acidification des sols qui conduirait à des valeurs de pH critiques pour les animaux.</p> <p>L’ensemble des résultats suggère que l’acidification des sols sur le long terme serait due, une fois la réserve alcaline initiale consommée, à la mise en place de sols acides à sulfates et être associée à la formation de minéraux faiblement cristallisés. Ce processus d’évolution des sols, s’il est avéré, pourrait être très préjudiciable à la santé des animaux et nuire à la durabilité du système. Des travaux devront déterminer sous quelle forme et en quelle quantité les amendements devront être apportés pour maintenir une réserve alcaline suffisante et des conditions de pH non stressantes pour les crevettes.</p>	
Mots-clés/ Key words : Crevette ; Bassins aquacoles ; pH ; Sédiment ; Acidification ; Durabilité ; Nouvelle-Calédonie	
Comment citer ce document :	

Lemonnier H., Lopez E., Schembri F., Antypas F., 2021. Acidification des sédiments des bassins d'élevage de la crevette en Nouvelle-Calédonie. Rapport Scientifique et Technique IFREMER/RBE/Pacifique/LEAD 2021-01.

Disponibilité des données de la recherche :

DOI :

Commanditaire du rapport : Contrat cadre	
Nom / référence du contrat : <input type="checkbox"/> Rapport intermédiaire <input checked="" type="checkbox"/> Rapport définitif (réf. interne du rapport intermédiaire : R.DEP/UNIT/LABO AN- NUM/ID ARCHIMER)	
Projets dans lesquels ce rapport s'inscrit (programme européen, campagne, etc.) : RESSAC	
Auteur(s) / adresse mail: Hugues.Lemonnier@ifremer.fr	Affiliation / Direction / Service, laboratoire
auteur 1 Lemonnier Hugues	RBE/Pacifique/LEAD
auteur 2 Lopez Etienne	RBE/Pacifique/LEAD
auteur 3 Schembri Flavien	Centre Technique Aquacole (ADECAL)
auteur 4 Antypas Florence	RBE/Pacifique/LEAD
Destinataire : Professionnels de la filière crevette de Nouvelle-Calédonie / collectivités	
Validé par : Emmanuel Tessier	

Sommaire

Table des matières

1	Introduction	7
2	Matériel et méthodes	9
2.1	Origine des données	9
2.1.1	Les tannes	9
2.1.2	Les sédiments le jour de la pêche finale	10
2.1.3	Les sédiments pendant l'assec.....	10
2.1.4	Les sédiments au cours des élevages.....	10
2.2	Les mesures.....	11
2.2.1	Le pH	11
2.2.2	Autres analyses	12
3	Résultats	13
3.1	Le pH _{1:1}	13
3.1.1	Les tannes	13
3.1.2	Les bassins en activité	13
3.2	L'acidité échangeable.....	18
3.3	Le pH _{in situ}	19
3.4	Relation pH _{1:1} ou pH _{1:2,5} et pH _{in situ}	20
3.5	Le carbonate de calcium (CaCO ₃).....	22
4	Discussion	24
5	Conclusion.....	29
6	Références	30

1 Introduction

Les conséquences de l'acidification sur le fonctionnement, la santé et les services des écosystèmes peuvent être importantes (e.g. [Donney et al., 2020](#)). Un exemple connu est celui des sols acides à sulfates (ASS) ([Ljung et al., 2009](#)), dont le drainage peut fortement endommager les environnements côtiers et la santé des organismes qui y vivent (e.g. [Virgona, 1992](#)). Ces zones sédimentaires acides se trouvent à proximité des côtes dans des environnements ferrugineux ou latéritiques. Ces sols acides sont associés au cycle du soufre avec la formation et l'accumulation de sulfures de fer. Ce processus nommé pyritisation est observé dans des milieux réducteurs et est favorisé par la présence de bactéries sulfato-réductrices. La pyrite (FeS_2) en s'oxydant pendant les phases d'assèchement forme de l'acide sulfurique.

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

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

et al., 2018). Un stress à long terme (6,5 versus 8,0) est très perturbant pour de nombreuses fonction (Yu et al., 2020).

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

Sur le plan environnemental, ce paramètre est impliqué dans la solubilité des minéraux et des métaux à l'interface eau-sédiment (Lemonnier et al., 2021a). Sa mesure permet aussi de déterminer la proportion de NH_3 toxique dans l'équilibre NH_3/NH_4^+ (Bower et Bidwell, 1978) et d'estimer la concentration des formes ioniques et non ioniques pour les mesures de H_2S (Hussenot et Martin, 1995). Ce pH est un facteur important de contrôle de l'environnement microbologique (Jin et Kirk, 2018). La valeur du $pH_{in\ situ}$ va dépendre de nombreux facteurs liés à la nature du sol et aux conditions d'élevage. Vu l'importance de ce paramètre pour la santé des animaux, déconvoluer ce signal, identifier les facteurs qui l'influencent sont des objectifs de recherche importants pour pouvoir mettre en place si besoin des mesures correctives.

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

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

2 Matériel et méthodes

2.1 Origine des données

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

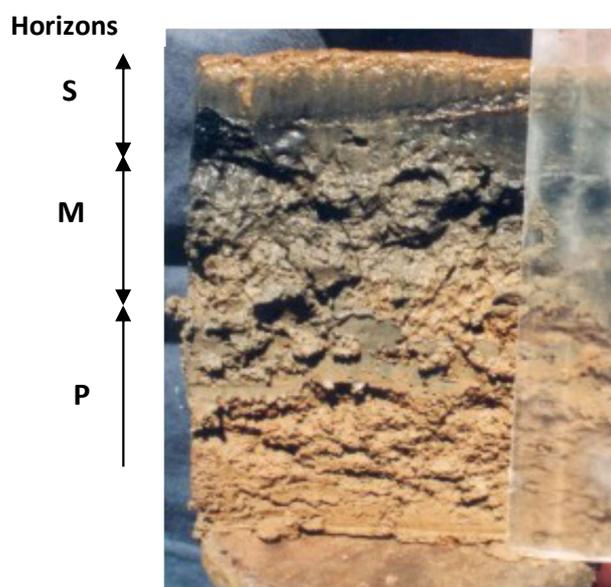


Figure 1. Horizons qui sont généralement distingués dans une carotte de sédiment en fin d'élevage dans un bassin de crevette. Leur dénomination est adaptée de l'étude réalisée par Munsiri et al. (1995) sur des bassins de production de poissons. L'horizon superficiel (S) est généralement de couleur noire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

2.1.1 Les tannes

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

2.1.2 Les sédiments le jour de la pêche finale

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

2.1.3 Les sédiments pendant l'assec

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

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

2.1.4 Les sédiments au cours des élevages

Différents projets nécessitaient l'analyse des sédiments à l'interface pendant des élevages. Les objectifs de ces échantillonnages étaient de mesurer l'impact des pratiques zootechniques sur les fonds de bassin, d'analyser les processus à l'interface eau-sédiment, d'évaluer leur qualité et/ou les risques encourus pour les animaux d'élevage (Lemonnier et al., 2004).

- Deux expériences ont été conduites dans 6 bassins expérimentaux de 1500 m² sur l'effet des taux de renouvellement sur le devenir des déchets, la première en 1996 (N = 60) et la seconde en 1998 (N = 150) (Lemonnier et al., 2003 ; 2006). La densité à l'ensemencement

était de 20 crevettes par m². Les sédiments ont été prélevés sur le premier cm avec un pas de temps mensuel.

- Des échantillonnages ont aussi été réalisés dans le cadre du suivi des mortalités liées au syndrome d'été et d'hiver (Lucas et al., 2010). Cinq séries de prélèvements ont été réalisées au cours des élevages sur la ferme SF de 2000 à 2002 (SF132, SF133, SF137, SF138, SF152) un sur la ferme PO (PO4) en 2002 et un sur le bassin H de la station de Saint-Vincent en 2004 (N = 330). Ces travaux ont fait l'objet de deux rapports techniques et de deux articles scientifiques (Lemonnier et al., 2002, 2003, 2010 ; Lucas et al., 2010).
- Un suivi de l'interface (N = 24) a aussi été conduit en 2012 et 2013 sur deux élevages (SOA et SOW) de la ferme de production SO dans l'optique d'analyser les flux à l'interface eau-sédiment (Projet ECOBAC). Les résultats ont été publiés en 2019 (Hochard et al., 2019).
- Dans le cadre du projet d'étude sur les branchies orange, une série d'échantillonnages comprenant 22 prélèvements a été réalisée en 2017 sur trois bassins (SOW, SOA, SOE) de la ferme SO. Ce travail a fait l'objet d'une publication scientifique (Lemonnier et al., 2021a).

2.2 Les mesures

2.2.1 Le pH

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

Pour la détermination de ce paramètre dans les sédiments, plusieurs méthodes existent (Thunjai et al., 2001). La première, qui est aussi la plus utilisée, consiste à mesurer le pH dans un mélange sédiment sec - eau distillée. Cette mesure est réalisable sur des sédiments prélevés dans des bassins en eau ou à l'assec. Une fois séché à 60°C, pulvérisé et tamisé pour obtenir une poudre de taille inférieure à 2 mm, le sédiment est mélangé pendant 20 à 30 minutes dans un rapport 1:1 à de l'eau distillée ($\text{pH}_{1:1}$) (Thunjai et al., 2001). La mesure est effectuée tout en maintenant le sédiment en suspension. Ce rapport sol:eau peut toutefois varier d'une étude à l'autre. Par exemple, dans les sols calédoniens, un rapport de 1:2,5 était recommandé dans les années 90 par les pédologues pour ce type d'analyse (Pétard et al., 1995). Depuis, Thunjai et al. (2001) ont montré que les valeurs dans les sols aquacoles sont légèrement supérieures de 0,3 unités pH avec un rapport 1:2,5 comparativement à un rapport 1:1. C'est ce rapport 1:1 qui a été adopté pour l'analyse des sols aquacoles de Nouvelle-Calédonie depuis plusieurs années maintenant. Une comparaison de ces 2 types de mesure réalisée sur des sédiments issus de bassins aquacoles calédoniens (N=10) confirme ce résultat ($\text{pH}_{1:2,5} = 0,989 \times \text{pH}_{1:1} + 0,291$ pour des valeurs de $\text{pH}_{1:1}$ comprises entre 5,74 et 7,77). La mesure de pH peut être conduite dans une solution KCl 1 M ou CaCl_2 0,01 M à la place de l'eau distillée pour masquer l'effet des sels (Jackson, 1958). La valeur

mesurée dans une solution KCl est aussi appelée acidité échangeable. Le pH_{KCl} est normalement plus acide que le $\text{pH}_{1:1}$. Une seconde mesure consiste à relever le pH mesuré *in situ* en introduisant la sonde directement dans des carottes sédimentaires (Hussenot et Martin, 1995). Cette mesure est similaire au pH de l'eau interstitielle (Massuda et Boyd, 1994b). Elle correspond à la valeur observée à un instant « t » dans le milieu.

2.2.2 Autres analyses

Le potentiel d'oxydo-réduction (Eh) a été analysé *in situ* selon le protocole défini par Hussenot et Martin (1995). Les carbonates ont été mesurés à l'aide d'un calcimètre de Bernard dans différents échantillons issus de plusieurs fermes mais aussi dans des tannes et dans le lagon de Pouembout (en face de la ferme FAMB). Cet appareil mesure le dégagement de dioxyde de carbone (CO_2) par action de l'acide chlorhydrique (HCl à mol.l^{-1}) sur le carbonate de calcium (CaCO_3) d'un échantillon de sédiment broyé et tamisé à 2 mm. Les mesures ont été réalisées à la station de Saint-Vincent. La matière organique (MO) a été mesurée sur des sols tamisés à 2 mm par perte au feu (PF) à 350°C pendant 8h, ou à 550°C pendant 4h (Ayud et Boyd, 1994).

3 Résultats

3.1 Le pH_{1:1}

3.1.1 Les tannes

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

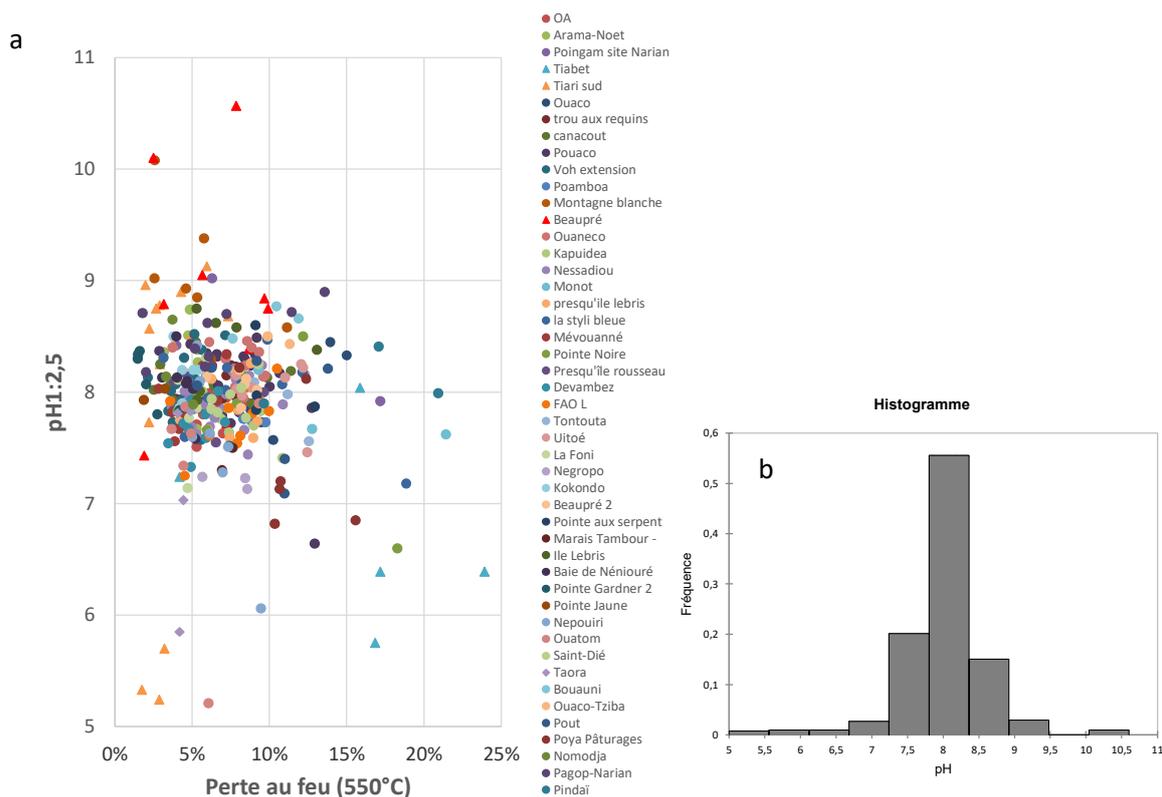


Figure 2 : (a) Distribution des valeurs de pH_{1:2,5} en fonction de la perte au feu (crémation à 550°C) (N = 424) dans les sols de tannes. (b) Histogramme des valeurs. Les échantillons ont été prélevés sur les 5 premiers cm de sol.

3.1.2 Les bassins en activité

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

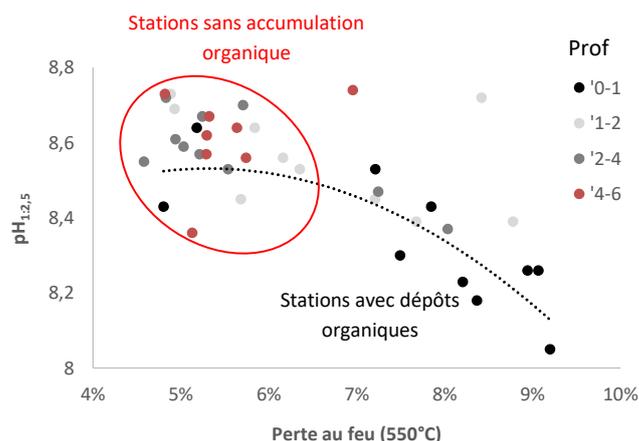


Figure 3 : Relation perte au feu – pH dans un bassin à la fin de son premier élevage en fonction de la profondeur de l'échantillonnage (Prof).

Une analyse des sédiments en mai 2000 d'un bassin d'une ferme familiale gérée de manière semi-intensive quelques jours après la pêche finale montre là-encore une baisse de pH de $0,28 \pm 0,30$ unités entre le sédiment impacté par l'activité et le sol sous-jacent considéré comme non impacté (Lemonnier et Saléry, 2000) (fig. 4). Cette différence est significative (ANOVA ; $P < 0,001$; $F = 14,597$). Trois élevages avaient déjà été réalisés dans cette structure.

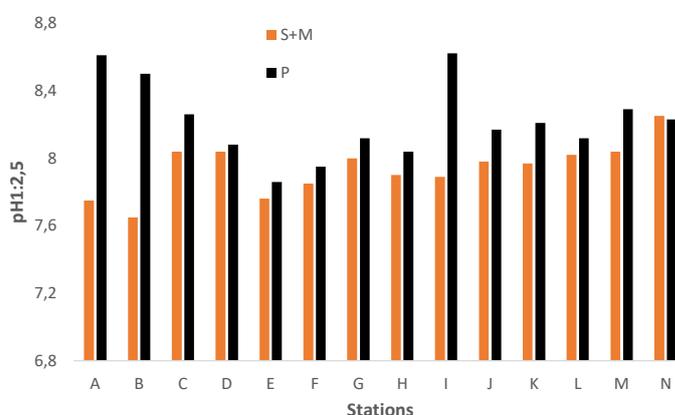


Figure 4 : Exemple de variabilité spatiale des valeurs de pH_{1:2,5} des sédiments au sein d'un même bassin. Quatorze stations avaient alors été échantillonnées à la fin du 3^{ème} élevage sur deux niveaux : le premier correspond à la couche impactée par les élevages (S+M) et le second à la couche non impactée (P).

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

différences significatives entre les bassins (Test de Kruskal-Wallis ; $p < 0,001$) (Lemonnier et al., 2004).

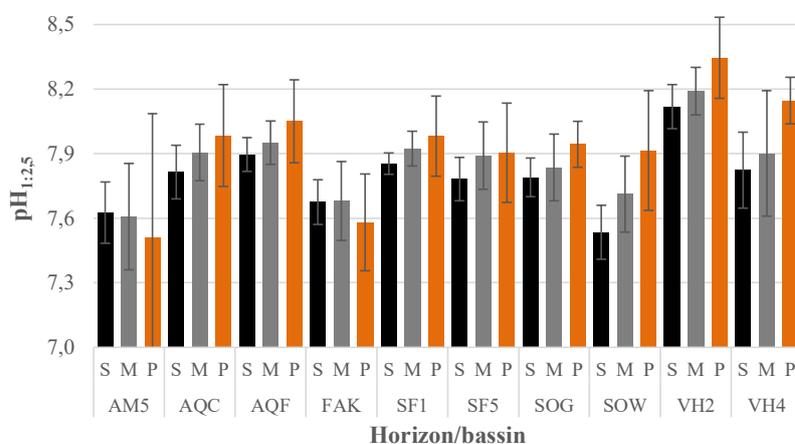


Figure 5 : pH moyens des sédiments en fonction des horizons et des bassins selon la nomenclature établie par Munsiri et al. (1995). Les barres représentent des moyennes établies sur un échantillonnage de 11 à 15 stations. Les traits représentent les écart-types. Les deux premières lettres correspondent au code de la ferme. La lettre ou le chiffre qui suit correspond au bassin. S: horizon superficiel ; M: horizon intermédiaire ; P horizon non impacté par l'activité aquacole.

La fig. 6 montre l'évolution du pH des sédiments pendant l'assec en fonction de la décennie de mise en service des fermes (source des Données : AquaSol, 2011). Ces données montrent des $pH_{1:1}$ significativement plus élevés (ANOVA ; $F = 5,78$; $p = 0,015$) pour les fermes construites dans les années 2000 suggérant une acidification des sols avec le temps d'exploitation (fig. 6a). Cette acidification est concomitante à une baisse des concentrations en calcium et en carbonates (fig. 6b).

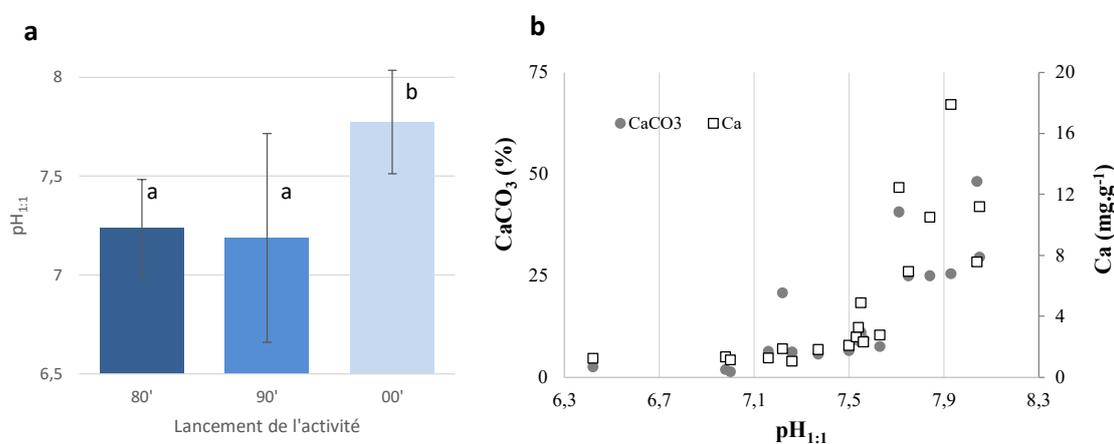


Figure 6 : (a) Valeurs et écart-types du $pH_{1:1}$ des sédiments récoltés pendant l'assec de différents bassins classés en fonction de leur date de construction (Source des données : AquaSol, 2011). (b) Valeurs de calcium et des carbonates de calcium en fonction du $pH_{1:1}$ pour ces mêmes échantillons. Pour le graphe (a), les lettres synthétisent les résultats des comparaisons multiples par paires du test LSF de Fisher.

L'acidification des sols est en effet un processus pendant lequel les cations sont remplacés par des ions hydronium (H_3O^+ ou H^+) et d'aluminium (Al^{3+}) (Han et al., 2014). On observe un changement pour une valeur de pH d'environ 7,5. Avec des valeurs moyennes en carbone de $13,5 \pm 2,0$; $13,3 \pm 2,5$ et $14,7 \pm 3,7$ $mg.g^{-1}$ ps respectivement pour les bassins construits dans les années 80', 90' et 00', cette baisse de pH ne s'expliquerait pas par une accumulation progressive du taux de matière organique dans les sols avec les années d'exploitation. Ces données confirmeraient l'absence d'accumulation de matière organique sur le long terme (Lemonnier et al., 2004).

D'autres échantillonnages qui incluent entre 10 et 15 prélèvements par bassin ont été réalisés de 2012 à 2017 (fig. 7). Les pH des sédiments échantillonnés pendant l'assec sur cette période montrent des valeurs moyennes comprises entre 6,5 et 8,0. Elles sont significativement différentes en fonction des bassins (test de Kruskal-Wallis, $p < 0,001$). Les minima et maxima enregistrés sont 5,6 (PM en 2014) et 8,5 (FA en 2017). La variabilité au sein d'un même bassin peut être importante comme le montrent les fig. 8a et 8b. Sur les 15 bassins étudiés sur différentes années, 10 correspondent à ceux de la ferme SO. Ces bassins montrent généralement des valeurs moyennes légèrement acides.

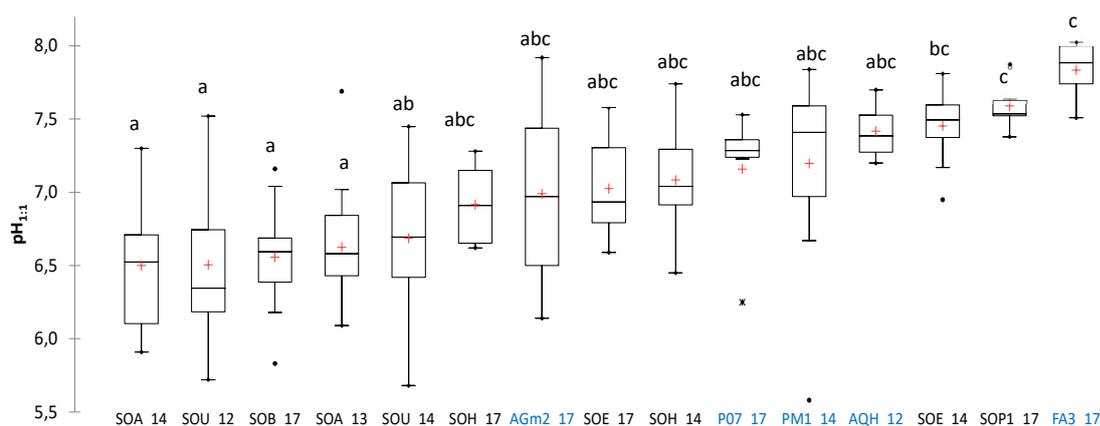
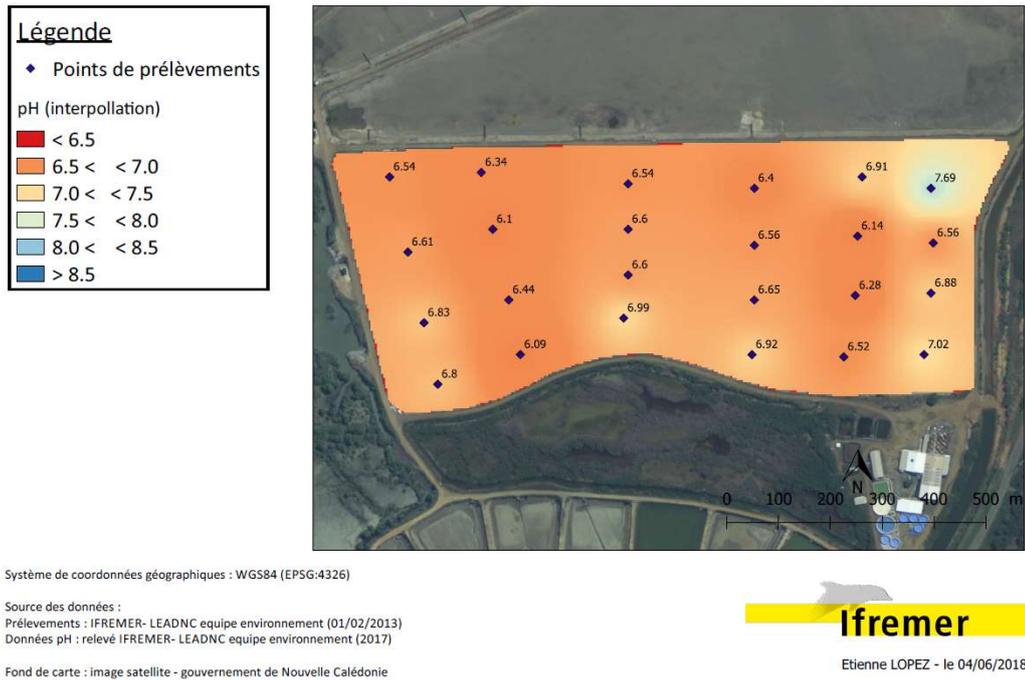


Figure 7 : Box plot du pH_{1:1} des sédiments à l'assec pour différents bassins de différentes fermes de Nouvelle-Calédonie (SO, AG, PO, PM, AQ et FA). Les lettres présentent les résultats des comparaisons multiples par paires suivant la procédure de Dunn / Test bilatéral. Les années correspondent à l'année de prélèvement des échantillons.

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



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

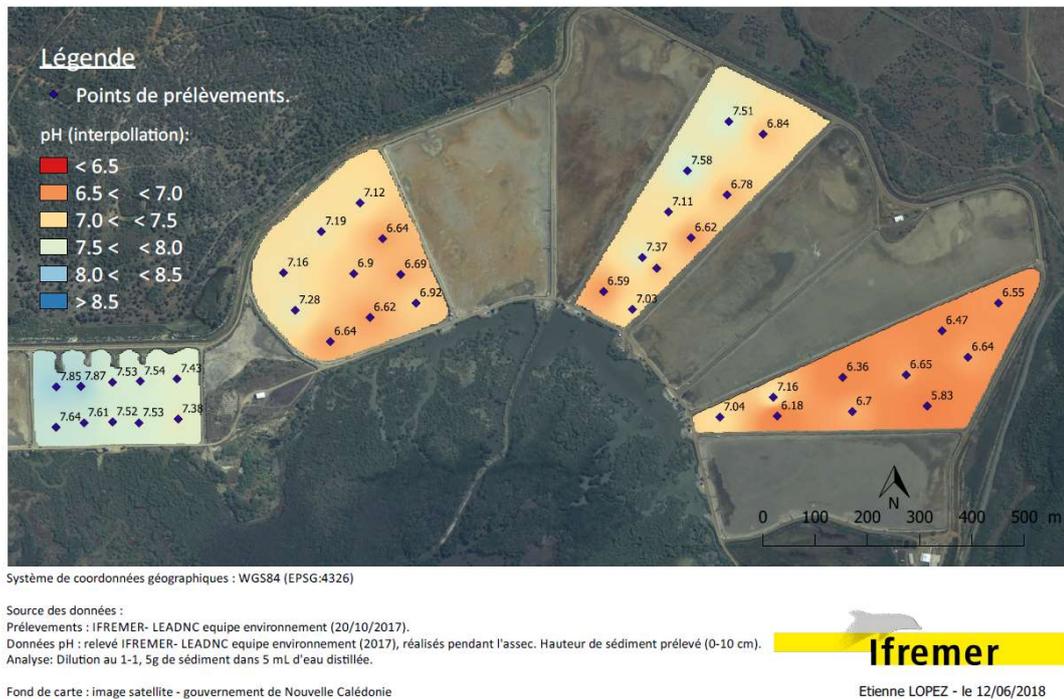


Figure 8 : Exemples de cartes établies pour les valeurs de $pH_{1:1}$ (a) des sols du bassin A en 2013 et (b) de 4 autres bassins (B, E, H et P1) de la ferme SO en 2017. Les échantillons ont été récoltés pendant l'assec.

3.2 L'acidité échangeable

La **fig. 9** montre la relation entre le $\text{pH}_{1:1}$ et le pH_{KCl} dans différents bassins et fermes de la filière pour des échantillons prélevés entre 2012 et 2017. L'écart mesuré sur les 178 échantillons est en moyenne de $0,21 \pm 0,11$ unité pH. Cette différence montre la présence d'une réserve d'acidité faible dans les sols des bassins d'élevage. Une comparaison pour des sédiments prélevés pendant l'assec dans un bassin de la ferme (PM) en surface et au niveau de l'horizon P suggère une possible diminution de cette réserve acide avec l'activité (**fig. 10**).

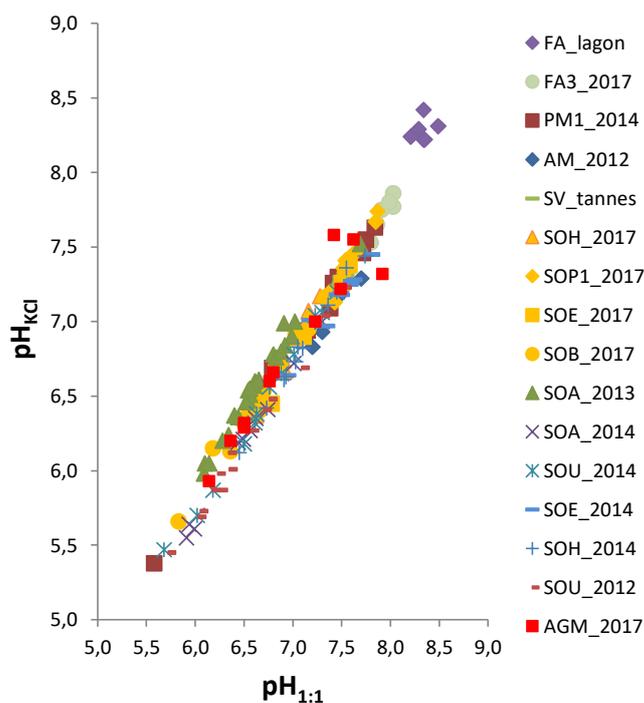


Figure 9 : Relation $\text{pH}_{1:1}$ et pH_{KCl} dans les sédiments des fermes de production (N = 178). $\text{pH}_{\text{KCl}} = 1,00 \times \text{pH}_{1:1} - 0,21$ ($r^2 = 0,97$).

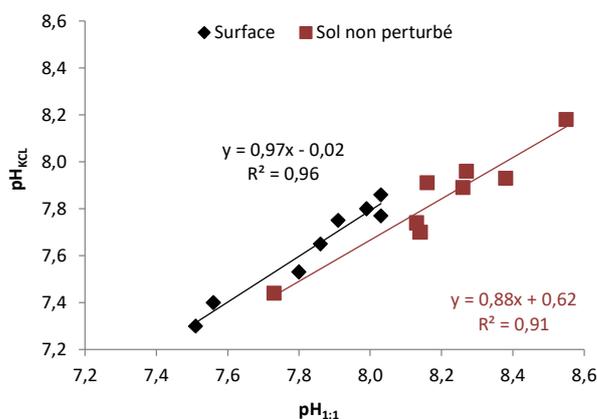


Figure 10 : Comparaison de la relation $\text{pH}_{1:1}$ et pH_{KCl} pour des sédiments de surface impactés par l'activité aquacole et des sédiments prélevés en profondeur et non perturbés par l'activité aquacole (horizon P). Cas du bassin FAMB3.

3.3 Le pH_{in situ}

Les données issues d'une expérience conduite en 1998 à la station de Saint-Vincent montrent une évolution des pH mesurés *in situ* pendant un élevage (fig. 11). On observe une variation qui peut atteindre en moyenne 0,7 unité pH à l'échelle de l'élevage. Les valeurs les plus faibles ont été observées après 73 jours d'élevages.

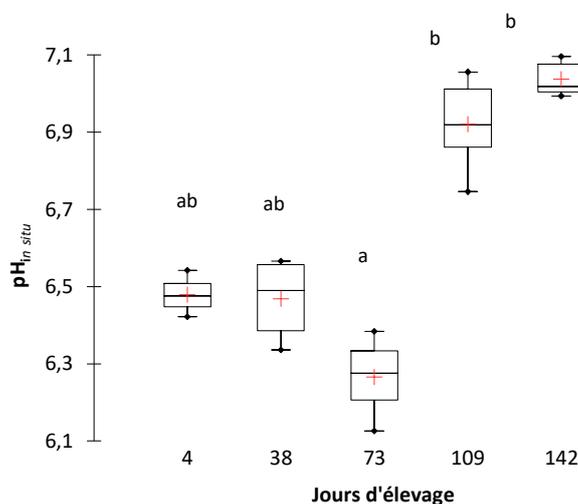


Figure 11 : Box plot de l'évolution des pH_{in situ} (N = 150) dans les bassins expérimentaux du laboratoire de Saint-Vincent (Lemonnier et al., 2006). Aucun effet du taux de renouvellement n'a pu être mis en évidence (P > 0,05). Les valeurs montrent des différences très significatives (p < 0,001) en fonction des dates (Test de Krustal-Wallis). Les lettres montrent le résultat de comparaisons multiples par paires suivant la procédure de Dunn / Test bilatéral.

Les bassins de production montrent des résultats similaires. Les valeurs sont variables dans le temps et dans l'espace au sein d'un même bassin. Des suivis sur deux stations dans deux bassins de la ferme la SO en 2012 et 2013 montrent qu'elles peuvent ainsi varier entre 5,9 et 7,9 pour une même station le temps d'un élevage (Hochard et al., 2019 ; fig. 11). Dans le cadre de l'étude du syndrome d'été sur la ferme SF, 186 prélèvements ont été réalisés sur 5 élevages entre 2000 et 2002. Six stations par bassin et par date ont été échantillonnées (Lemonnier et al., 2002 ; 2003 ; 2010). Les valeurs *in situ* variaient de 5,8 à 7,5. La fig. 11 montre l'évolution des valeurs moyennes en fonction des jours d'élevage. On observe globalement une baisse après 50 jours. Les valeurs augmentent par la suite jusqu'à la fin des suivis. Les valeurs moyennes sont en revanche très variables d'un bassin à l'autre au cours des 40 premiers jours d'élevage suggérant un effet initial de la qualité des sols sur ce paramètre.

- Le suivi des élevages SF132 et SF133 réalisé sur la saison de production 2000 - 2001 avait par exemple pour objectif de comparer l'environnement de deux bassins gérés de la même manière. L'un des bassins a été curé au cours de l'assec. Le second a subi un assèchement selon les protocoles couramment utilisés en Nouvelle-Calédonie. Le bassin curé (SF 133) présente dès le début du suivi des valeurs plus élevées comparativement au bassin non curé (SF132). Le bassin curé montre des valeurs proches de celles observées dans des sols « neufs » (fig. 12a).
- Les suivis SF137 et SF138 avaient pour objectif de suivre la qualité globale de la colonne d'eau et des sédiments parallèlement à l'apparition des mortalités liées au syndrome

d'été. Ces suivis montrent une augmentation significative ($P < 0,05$) dans le temps du pH à partir du 54^{ème} jour d'élevage, période où il était minimum (fig. 12a).

- Les valeurs étaient inférieures à 6,6 dans 66% des cas sur la ferme SF (SF152) alors fortement impactée par le syndrome d'été. Ce pourcentage n'était que de 15% sur la ferme témoin non impactée (PO4) par cette épizootie (Lemonnier et al., 2010). La dynamique d'évolution des pH montrait des différences remarquables entre les deux sites sur les 50 premiers jours d'élevage, suggérant un possible effet sur la santé des animaux et leur capacité à résister au syndrome d'été (fig. 12a).
- Les valeurs moyennes étaient comprises entre 7,0 et 7,4 dans un bassin de production de la station de Saint-Vincent (SAH) (fig. 12b). Le pourcentage de carbonates dans la fraction asséchée était de $0,35 \pm 0,42\%$ ($N = 48$, min = 0, max = 1,61%).

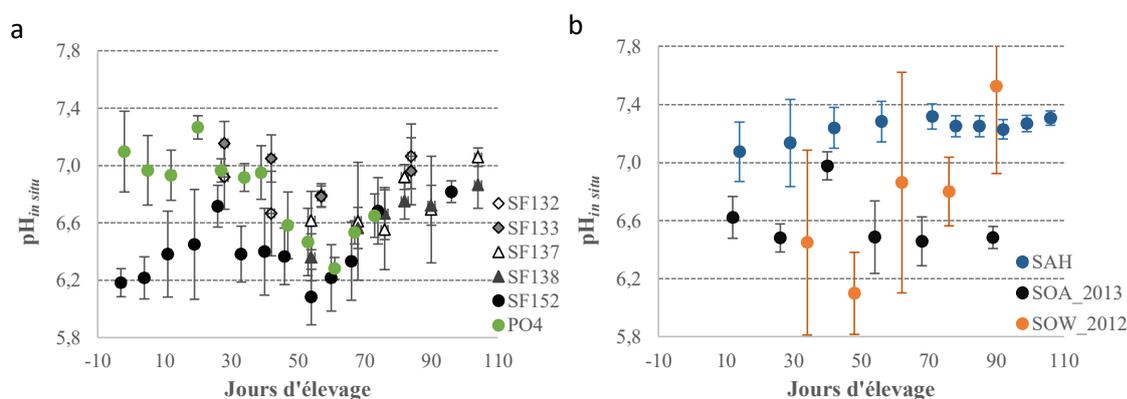


Figure 11 : Évolution des $pH_{in situ}$ mesurés sur le 1^{er} cm de sédiment de plusieurs bassins de production. Les nombres entre parenthèses indiquent le nombre de stations échantillonnées par bassin et par élevage : SOW_2012 ($N = 2$) ; SOA_2013 ($N = 2$) ; SAH ($N = 8$) ; SF ($N = 6$) ; PO4 ($N = 6$).

3.4 Relation $pH_{1:1}$ ou $pH_{1:2,5}$ et $pH_{in situ}$

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

Cette relation a aussi été étudiée par Ritvo et al. (2003) qui utilisent la différence de pH, à savoir son évolution ($\Delta pH = pH_{in situ} - pH_{1:1}$) pour établir une corrélation avec le $pH_{1:1}$. La fig. 13 montre cette différence en fonction du $pH_{1:1}$ et du potentiel d'oxydoréduction. Le CO_2 produit par la minéralisation de la matière organique à l'interface entraîne une production de protons et donc une acidité du système ($pH_{in situ} < pH_{1:1}$, fig. 13). Cette diminution du pH est contrebalancée pour les redox les plus faibles par la consommation des ions H^+ associée aux processus de réduction qui interviennent eux-aussi dans les processus de minéralisation (Berner et al., 1970). La consommation de protons dans un sédiment très dégradé caractérisé par un redox faible ($< -100mV$) va donc être supérieure à leur production ($pH_{in situ} > pH_{1:1}$, fig 13).

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

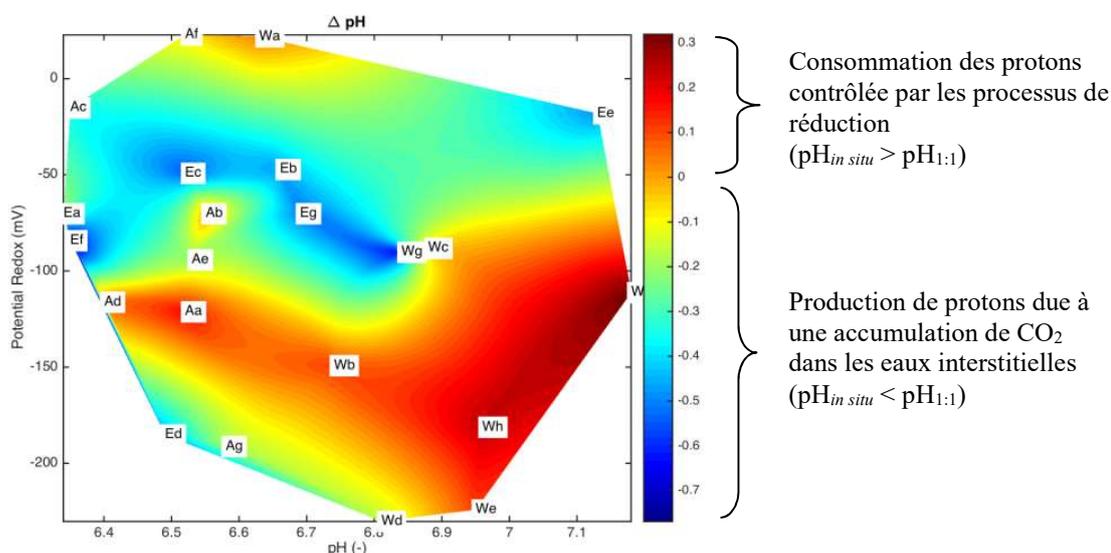


Figure 13 : Différences de valeurs entre la mesure de $pH_{1:1}$ et le $pH_{in situ}$ en fonction du redox et du pH mesuré *in situ* dans l'horizon S de 3 bassins de la ferme SO. Les prélèvements ont été réalisés en 2017 (Lemonnier et al., 2021a)

À l'échelle d'un bassin, les processus liés à la minéralisation vont dépendre du temps d'élevage mais aussi de la zone d'échantillonnage (Hochard et al., 2019). Cette différence entre les mesures de pH va donc fortement varier dans le temps et dans l'espace. Malgré cette difficulté, la fig. 14 permet de discriminer deux groupes de données en fonction du niveau d'intensification des élevages et de montrer ainsi un effet des pratiques (Intensif versus semi-intensif) sur la qualité des sédiments à la pêche finale. Cette intensification s'accompagne d'un apport supplémentaire en aliment et d'une augmentation de la production de déchets (Martin et al., 1998 ; 2004). Leur minéralisation conduit à une augmentation de la production de CO_2 et à une acidification des eaux interstitielles d'autant plus importante. Cette intensification conduit aussi à une diminution de ce $pH_{1:2,5}$ et donc à une forte accumulation de protons dans les sédiments une fois asséchés pour certaines stations. La fig. 15 montre aussi un effet des taux de renouvellement sur cette variation de pH. Les bassins les plus renouvelés montrent une acidification moins importante que les bassins qui le sont moins quelle que soit la date d'échantillonnage.

Aujourd'hui, avec l'arrêt des élevages les plus intensifs (> 30 animaux. m^{-2}) dans la filière crevette de Nouvelle-Calédonie, la variation de pH au cours de l'élevage serait généralement comprise entre +1 et -1 unité pH (fig. 14, 15).

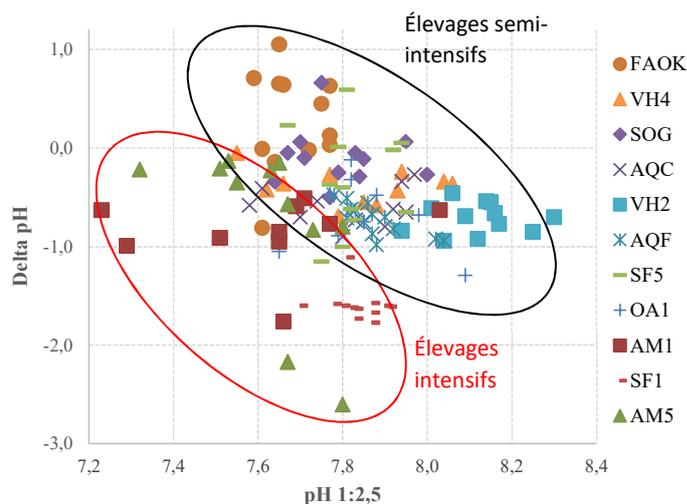


Figure 14 : Relation entre le $pH_{in situ}$ et le $pH_{1:2,5}$ dans le premier centimètre de sédiment pour des échantillons prélevés le dernier jour d'élevage dans 12 bassins sur différentes fermes du territoire (Lemonnier et al., 2004) (N = 128)

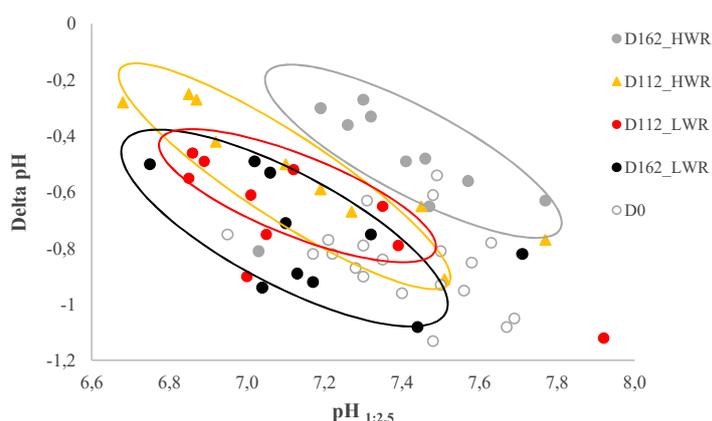


Figure 15 : Relations entre le $pH_{in situ}$ et le $pH_{1:2,5}$ dans le premier centimètre de sédiment pour des échantillons prélevés le jour de l'ensemencement des animaux (D0), après 112 jours d'élevage (D112) et après 162 jours d'élevage dans 4 bassins expérimentaux de 1500 m² à la station de Saint-Vincent (N = 5). Cette expérience avait pour objectif d'évaluer l'influence des renouvellements (taux faibles à 10 et 11% à des taux élevés de 17 et 21%) sur le devenir des déchets produits par l'élevage (Lemonnier et al., 2003).

3.5 Le carbonate de calcium (CaCO₃)

Les concentrations en CaCO₃ dans les sols qu'ils soient ou non cultivés sont très faibles voire nulles (à la limite de détection de la méthode) (fig. 16a). Il existe une exception liée à la structure géologique de la région, celle de Pouembout sur laquelle se trouve la ferme FAMB. Le % de carbonates analysés dans le cadre de l'audit de la filière en 2011 montre des valeurs plus variables comprises entre 2 et 50% en fonction des fermes (fig. 16b).

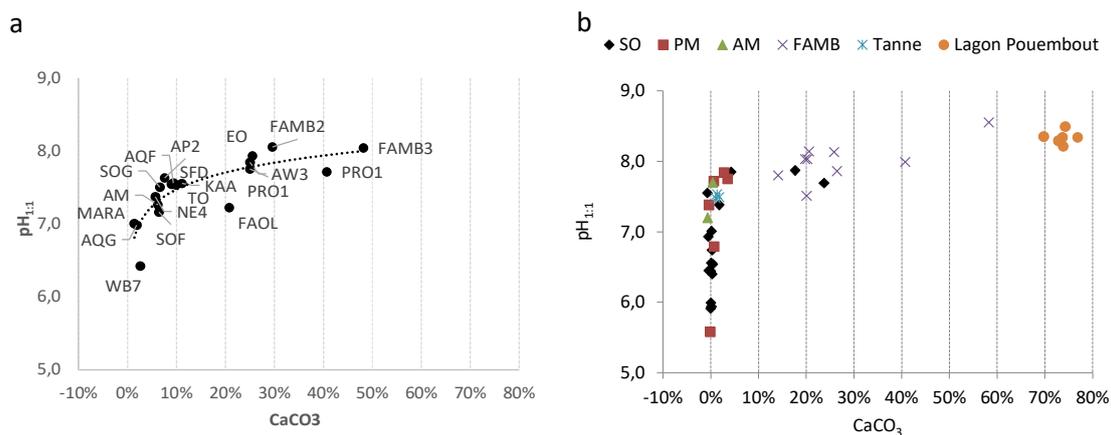


Figure 16 : Teneurs en carbonates de calcium dans les sols. a) Les valeurs correspondent à des échantillons récoltés dans certains bassins de la filière (SO, PM, AM, FAMB), dans une tanne et dans le lagon de Pouembout à proximité de la ferme FAMB (Données non publiées). (b) valeurs moyennes sur différents bassins de la filière. Les échantillons ont été regroupés avant l'analyse pour chaque bassin. Ces résultats sont issus d'un audit conduit en 2011 (AquaSol, 2011). (

4 Discussion

Sur le plan technique, l'écart mesuré entre le $\text{pH}_{1:1}$ et le pH_{KCl} est en moyenne de $0,21 \pm 0,11$ unité pH alors qu'il était en moyenne de 0,32 pour des sols prélevés dans les principales zones de production de la planète (Thunjai et Boyd, 2001). Cette différence montre la présence d'une réserve d'acidité faible dans les sols des bassins d'élevage. L'analyse avec KCl est au final assez redondante à celle du $\text{pH}_{1:1}$. L'écart entre le $\text{pH}_{1:1}$ et le $\text{pH}_{1:2,5}$ est aussi très corrélé et d'environ 0,3 unités pH comme l'ont déjà montré Thunjai et al. (2001). Pour les futures analyses qui devront être réalisées par la filière, nous préconisons de continuer à utiliser le rapport 1:1. Il est important que ce rapport soit précisé par les laboratoires et/ou les personnes en charge de ces analyses.

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

Les dernières analyses suggèrent une acidification des sols qui ne s'expliquerait pas par une augmentation de la concentration en matière organique avec l'âge des bassins. Elle ne s'expliquerait pas non plus avec l'évolution des méthodes utilisées ($\text{pH}_{1:1}$ versus $\text{pH}_{1:2,5}$). Boyd dans l'audit réalisé en 2011 indiquait déjà que quelques bassins pouvaient avoir des sols acides (AquaSol, 2011). Une analyse statistique de ces données confirme ce résultat avec une baisse de pH pour les bassins les plus anciens comparativement aux plus récents. Nous avons montré dans les bassins de la ferme SO que la diagénèse précoce¹ de la matière organique aboutissait à la production de pyrites au cours des élevages (Lemonnier et al., 2021a). Ce composé au cours de l'assec va, en se dégradant, former un acide fort, l'acide sulfurique. Il est probable que ce processus soit pour une part responsable de l'acidification des sols (Golez, 1995). En 2011, aucun échantillon ne contenait plus de 0,75% de sulfures, concentration au-dessus de laquelle les sols sont classés comme sols potentiellement sulfate-acides (Boyd 1995). Quoi qu'il en soit, Le degré de pyritisation des sédiments devra être évalué pour établir une typologie plus récente des sédiments (Gaviria et al., 1986 ; Machado et al, 2014).

Les processus de réduction au cours de l'élevage peuvent engendrer des concentrations très élevées en fer réduits et en sulfides lorsque le pH est inférieur à 6,5 (Lemonnier et al., 2021a). Ce fer réduit peut se ré-oxyder à la surface des sédiments pendant l'élevage ou pendant l'assec et conduire à la formation d'oxyhydroxides de fer (Clark et al., 1998). Les cycles d'oxydation-réduction avec les élevages pourraient ainsi conduire à la production toujours plus importante de minéraux faiblement cristallisés et aussi plus solubles tels que la ferrihydrite mais surtout la lepidocrocite au détriment de la goethite. Ce processus modifierait sur le long terme le cycle du

¹ La diagénèse est l'ensemble des processus qui interviennent dans la transformation des sédiments en roches sédimentaires

fer dans ce système, à l'image de ce qui a été observé dans les mangroves de Nouvelle-Calédonie (Noël et al., 2014). La production de pyrite serait favorisée et très rapide un fois les conditions anoxiques retrouvées (Cantfield et al., 1992). La présence de schwertmannite en arrière d'une mangrove en Nouvelle-Calédonie a été montrée dans les sédiments les plus acides (pH entre 3 et 4) et les moins réduits (Noël et al., 2017). Cette présence serait un marqueur du processus d'oxydation des pyrites. La phase d'oxydation du fer en présence de sulfates est associée à une forte production de protons. Elle pourrait expliquer la présence de pH bas en début d'élevage sur certaines fermes qui pourrait s'accompagner d'un relargage de nombreux métaux (Golez and Kyuma, 1997).

Pour conclure, la dynamique de cette acidification sur le long terme (à l'échelle de 35 ans) reste insuffisamment décrite et le processus de pyritisation trop peu étudié. Nous n'avons aucune information sur une éventuelle évolution temporelle de la minéralogie des sédiments. L'hypothèse serait qu'une fois la réserve alcaline initiale des tannes consommée, l'acidification des sols s'accélérerait. Elle serait favorisée par une évolution minéralogique des sédiments. Si ce schéma était confirmé, il indiquerait que deux types de traitement devraient être réalisés pour garder une réserve alcaline suffisante à l'échelle d'un élevage. La première serait d'effectuer un chaulage régulier pour les bassins les plus « jeunes » (chaulage d'entretien). La seconde se focaliserait dans un premier temps à neutraliser l'acidité des sols, et dans un second temps rétablir une réserve alcaline suffisante (chaulage de réparation). Le chaulage qui était jusqu'ici peu pratiqué en Nouvelle-Calédonie contrairement à de nombreuses filières aquacoles dans le monde doit être sérieusement envisagé pour assurer la durabilité du système.

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



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

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

Toutefois, toutes ces méthodes ne sont pas adaptées à des sols avec pyrite (Boyd, 2017). Afin de neutraliser l'acidité produite par ce composé lors de la phase d'assèchement, des quantités considérables de chaux doivent être utilisées. La chaux éteinte (hydratée) serait le produit le plus adaptée à cette problématique (Fitrani et al., 2020). Les méthodes développées pour le calcul des apports en chaux devront être testées et au besoin adaptées en fonction du type de sol.

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

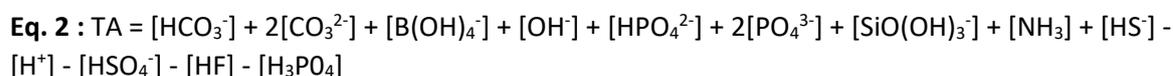
La réserve alcaline à la fin de l'assec doit être suffisante pour tamponner le milieu au cours de l'élevage suivant. Elle doit être en mesure de contrôler l'acidification observée entre 40 et 80 jours d'élevage dans les eaux interstitielles à l'interface eau-sédiment. Nous montrons dans ce travail qu'une variation de pH_{in situ} d'une unité est possible et qu'elle dépendra du niveau d'intensification de l'élevage, de la station de prélèvement et de la date à laquelle la mesure sera réalisée au cours de l'élevage. Le CO₂ produit par la minéralisation de la matière organique à l'interface pendant l'élevage entraîne une production de protons et donc une acidité du système. Cette diminution du pH est contrebalancée par la consommation des ions H⁺ par les processus de réduction (Berner et al., 1970). La mesure du pH *in situ* est donc la résultante entre consommation et production. Ce processus permet de maintenir le pH dans des valeurs relativement stables (Ben-Yaakov, 1973). Toutefois, les suivis sur les bassins de production montrent bien que l'alcalinité des eaux interstitielles est insuffisante pour tamponner l'acidité produite. Les valeurs mesurées sont bien souvent proches des valeurs stressantes (Lemonnier et al., 2004).

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

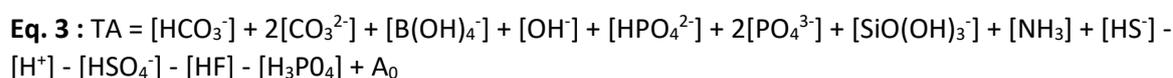
$$\text{Eq. 1 : TA} = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{B(OH)}_4^-] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+]$$

Dans les eaux interstitielles, L'alcalinité totale est aussi contrôlée par d'autres réactions de dissolution et de précipitation liée à la microbiologie et aux conditions abiotiques. Pour des sédiments riches en matière organique et en conditions anoxiques, les sulfides et l'ammonium montrent par exemple une contribution importante à l'alcalinité totale. Comme nous l'avons déjà

vu plus haut, les principaux processus de réduction qui génèrent de l'alcalinité sont la dénitrification, la réduction des sulfates et du Manganèse (Mn IV) et du fer (Fe III) (Berner et al. 1970). En consommant les protons, ils pourraient expliquer l'augmentation des pH mesurés *in situ* après 70-80 jours d'élevage. C'est aussi à cette période que le système sédimentaire passe en hétérotrophie et qu'il devient fortement bioturbé (Hochard et al., 2019). Dans les eaux interstitielles, l'alcalinité totale peut-être représentée par l'équation 2 (Hiscock et Milero, 2006) :



Toutefois, les composés organiques issus de la décomposition de la matière organique symbolisés par le terme A_0 ont aussi une influence considérable sur l'alcalinité des eaux interstitielles (Kuliński et al., 2014). Leur concentration y est très élevée. Les sources principales sont les substances humiques issues de la dégradation microbienne de substances végétales. La matière organique fraîchement dégradée participe dans une moindre mesure à l'augmentation de A_0 . Ils peuvent représentés jusqu'à 17% de la TA (Lukawska-Matuszewska et al., 2018). Le terme A_0 doit donc être ajouté à l'équation 2 pour la compléter.



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



Photographie 2 : Sac de chaux sur la ferme La Sodacal (Août 2009)

5 Conclusion

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

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

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

- Comment évoluent la réserve alcaline et l'acidité échangeable des sédiments avec l'âge des bassins et les pratiques d'élevage ?
- Quels sont les mécanismes de contrôle du système acido-basique dans les eaux interstitielles des sédiments à l'interface ? Quelle est la capacité du système en terme de recyclage de la matière organique à maintenir une alcalinité suffisante ?
- Quel est leur degré de pyritisation des sédiments (Machado et al, 2014) selon les fermes ? Quels sont les facteurs environnementaux et minéralogiques qui vont favoriser la pyritisation des sédiments (Peiffer et al., 2015) ? Existe-il un lien avec l'âge des bassins ?
- Quelle est l'influence de l'acidification sur la production de minéraux authigènes² ? Va-t-elle avoir un impact sur la biodisponibilité des métaux ? Quelles conséquences sur les animaux élevés ?

² L'adjectif authigène qualifie ce qui s'est formé sur place.

6 Références

- Adams F., Evans C.E. (1962). A rapid method for measuring lime requirement of redyellow podzolic soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 26, 355–357.
- Aminot A., Kérouel R. (2004). *Hydrologie des écosystèmes marins. Paramètres et mesures*. Ed. Ifremer, 336 p.
- AquaSol (2011). *Filière Crevettes de Nouvelle Calédonie Audit & Recommandations (Rapport Final)*. Edition AquaSol, Inc, Coral Gables, USA fishfermeing.com. 219 p.
- Ayub M., Boyd C.E. (1994). Comparison of Different Methods for Measuring Organic Carbon Concentrations in Pond Bottom Soils. *Journal of the World Aquaculture Society*, 25: 322-325. <https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.1994.tb00198.x>
- Azad A.K., Jensen, K.R., Lin C.K. (2009). Coastal Aquaculture Development in Bangladesh: Unsustainable and Sustainable Experiences. *Environmental Management* 44, 800–809. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9356-y>
- Ben-Yaakov S. (1973). pH buffering of pore water of recent anoxic marine sediments. *Limnology and oceanography* 18(1), 86-94.
- Berner R.A., Scott M.R., Thomlinson C. (1970). Carbonate alkalinity in the pore waters of anoxic marine sediments. *Limnology and Oceanography* 15(4), 544-549.
- Bowman J.R., Lannan J.E. (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. <https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.1995.tb00241.x>
- Boyd C.E. (1974). Lime requirements of Alabama fish ponds. *Alabama Agricultural Experiment Station Bulletin*. 459. Auburn University.
- Boyd C.E. (1995). *Bottom Soils, Sediment, and Pond Aquaculture*. Chapman and Hall, New York, New York, 348 pp
- Boyd C.E. (2017). Aquaculture pond fertilization. *CAB reviews* 13(2), 1-12.
- Boyd C.E., Daniels H.V. (1994). Liming and Fertilization of Brackishwater Shrimp Ponds, *Journal of Applied Aquaculture*, 2:3-4, 221-234, DOI: 10.1300/J028v02n03_11
- Boyd C.E., Massaut L. (1999). Risks associated with the use of chemicals in pond aquaculture. - *Aquacultural engineering*, 20, 113-132.
- Boyd C.E., Wood C.W., Thunjai T. (2002). *Aquaculture pond bottom soil quality management*. Pond Dynamics/Aquaculture Collaborative Research Support Program, Oregon State University, 41 p.
- Boyd C.E., Tucker C.S., Viriyatum R. (2011). Interpretation of pH, Acidity, and Alkalinity in Aquaculture and Fisheries. *North American Journal of Aquaculture* 73: 403-408. <https://doi.org/10.1080/15222055.2011.620861>
- Boyd C.E., Tucker C.S., Somridhivej B. (2016), Alkalinity and Hardness: Critical but Elusive Concepts in Aquaculture. *J World Aquacult Soc*, 47, 6-41. <https://doi.org/10.1111/jwas.12241>

Bower C.E., Bidwell J.P. (1978). Ionization of ammonia in Seawater: effects of temperature, pH, and salinity. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 35(7), 1012-1016.

Cantfield D.E., Raiswell R., Bottrell S. (1992). The reactivity of sedimentary iron minerals towards sulfide. *Am. J. Sci.* 292, 659-683.

Clark M.W., McConchie D., Lewis D.W., Saenger P. (1998). Redox stratification and heavy metal partitioning in *Avicennia*-dominated mangrove sediments: a geochemical model. *Chemical Geology* 149(3-4), 147-171.

Cook F.J., Hicks W., Gardner E.A., Carlin G.D., Froggatt D.W. (2000). Export of acidity in drainage water from acid sulfate soils *Marine Poll Bull* 41, 319-326.

Della Patrona L., Brun P., (2009). L'élevage de la crevette bleue en Nouvelle-Calédonie. *Litopenaeus stylirostris* Bases biologiques et zootechnie. Édité par le Ifremer - Département LEAD (Lagons Écosystèmes et Aquaculture Durable) en Nouvelle-Calédonie. 312 p.

Doney S.C., Busch D.S., Cooley S.R., Kroeker K.J. (2020). The Impacts of Ocean Acidification on Marine Ecosystems and Reliant Human Communities *Annual Review of Environment and Resources* 45:1, 83-112.

Duan Y., Wang Y., Liu Q., Xiong D., Zhang J. (2019a) Transcriptomic and microbiota response on *Litopenaeus vannamei* intestine subjected to acute sulfide exposure. *Fish & Shellfish Immunology* 88, 335-343.

Duan Y., Wang Y., Liu Q., Zhang J., Xiong D. (2019b). Changes in the intestine barrier function of *Litopenaeus vannamei* in response to pH stress. *Fish Shellfish Immunol.*;88:142-149. doi: 10.1016/j.fsi.2019.02.047. Epub 2019 Feb 23. PMID: 30807860.

Fitrani M., Wudtisin I., Kaewnern M. (2020). The impacts of the single-use of different lime materials on the pond bottom soil with acid sulfate content. *Aquaculture* 527, 735471.

Gaviria J.I., Schmittou H.R., Grover J.H. (1986). Acid sulfate soils: identification, formation and implication for aquaculture. *J. Aqua Trop.*, 1, 99-109.

Giltz S.M., Taylor C.M. (2017). "Reduced growth and survival in the larval blue crab *Callinectes sapidus* under predicted Ocean acidification." *Journal of Shellfish Research*, vol. 36, no. 2, p. 481+.

Golez N.V. (1995). Formation of acid sulfate soil and its implication to brackishwater ponds. *Aquacultural Engineering* 14(4), 297-316.

Golez N.V., Kyuma K. (1997). Influence of pyrite oxidation and soil acidification on some essential nutrient elements. *Aquacultural engineering* 16, 107-124.

Gosavi K., Sammut J., Gifford S., Jankowski J. (2004). Macroalgal biomonitors of trace metal contamination in acid sulfate soil aquaculture ponds. *Science of the Total Environment* 324, 25-39.

Gravinese P.M., Page H.N., Butler C.B. et al. (2020). Ocean acidification disrupts the orientation of postlarval Caribbean spiny lobsters. *Sci Rep* 10, 18092 (2020). <https://doi.org/10.1038/s41598-020-75021-9>.

Gusmawati N., Soulard B., Selmaoui-Folcher, N., Proisy C., Mustafa, A., Le Gendre, R., Laugier T.,

- Lemonnier H. (2018). Surveying shrimp aquaculture pond activity using multitemporal VHR satellite images - case study from the Perancak estuary, Bali, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin, Special Issue 'Indonesian Seas'*, 131 (part B), pp.49-60.
- Han Y., Boyd C.E., Viriyatum R. (2014). A bicarbonate titration method for lime requirement to neutralize exchangeable acidity of pond bottom soils. *Aquaculture* 434, 282-287.
- Han S.Y., Wang B.J., Liu M., Wang M.Q., Jiang K.Y., Liu X.W., Wang L., (2018). Adaptation of the white shrimp *Litopenaeus vannamei* to gradual changes to a low-pH environment. *Ecotoxicol Environ Saf.*;149:203-210. doi: 10.1016/j.ecoenv.2017.11.052. Epub 2017 Dec 19. PMID: 29175347.
- Hiscock W.T., Millero F.J. (2006). Alkalinity of the anoxic waters in the Western Black Sea. *Deep-Sea Research Part II*, 53(17-19), 1787-1801.
- Hochard S., Royer F., Hubert M., Lemonnier H. (2019). Temporal variability of benthic-pelagic coupling in shallow enclosed environment: A case study with eutrophying shrimp ponds. *Marine Environmental Research* 146, 46-56.
- Hu Y-B., Liu C-Y., Yang G-P., Zhang H-H. (2015). The response of the carbonate system to a green algal bloom during the post-bloom period in the southern Yellow Sea. *Continental Shelf Research* 94, 1-7.
- Hussenot J., Martin J-L.M. (1995). Assessment of the quality of pond sediment in aquaculture using simple, rapid techniques. *Aquac. Int.* 3 123-133.
- Jin Q., Kirk M.F. (2018). pH as a Primary Control in Environmental Microbiology: 2. Kinetic Perspective. *Front. Environ. Sci.*, 6, 101. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00101>
- Jackson M.L. (1958). *Soil chemical analysis*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, USA.
- Keppel E.A., Scrosati R.A., Courtenay S.C. (2012). Ocean acidification decreases growth and development in American lobster (*Homarus americanus*) larvae. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 44 doi:<http://dx.doi.org/10.2960/J.v44.m683>
- Kuliński K., Schneider B., Hammer K., Machulik U., Schulz-Bull D. (2014). The influence of dissolved organic matter on the acid-base system of the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems* 132, 106–115 doi:10.1016/j.jmarsys.2014.01.011.
- Lemonnier H. (2002). Variabilité d'un milieu d'élevage intensif de crevettes dans le cadre du syndrome d'été. Résultats préliminaires. Fiche biotechnique 2002-03 : 39 p.
- Lemonnier H. (2007). Effet des conditions environnementales sur le développement des pathologies à *Vibrio* dans les élevages de crevettes en Nouvelle Calédonie. *Discipline Océanologie biologique*, Université de La Rochelle. 203 p.
- Lemonnier H., Brizard R. (1998). Impact d'un premier élevage de crevettes pénaïdes sur le fond du bassin. Rapport Interne de la Direction des Ressources Vivantes de l'IFREMER DRV/RA/RST/97-18, 31p.
- Lemonnier H., Saléry L. (2000). Étude du fond de bassin d'une ferme familiale : l'exploitation Tournier. Fiche biotechnique 2000-11. 11 p.

Lemonnier H., Faninoz S. (2006). Effects of water exchange rate on effluent and sediment characteristics and on partial nitrogen budget in semi-intensive shrimp ponds in New Caledonia. *Aquaculture Research*. 37(9): 938-948.

Lemonnier H., Brizard R., Herlin J., Mugnier C. (2001). Sediment accumulation in shrimp earthen pond bottoms in New Caledonia. *Advocate* 4(5), 79.

Lemonnier H., Domalain D., Goarant C., Herlin J., Marteau A-L., Mugnier C., Soulard B. (2003). Suivis de la qualité du milieu d'élevage dans le cadre du syndrome d'été. Fiche biotechnique DRV/RST/RA/LAC 03-01, 28p.

Lemonnier H., Martin J.L., Brizard R., Herlin J. (2003). Effect of water exchange rate on waste production in semi-intensive shrimp ponds during the cold season in New Caledonia. *Journal of the World Aquaculture Society* 34(1): 40-49.

Lemonnier H., Brizard R., Legrand A. (2004). Influence des pratiques zootechniques de la crevette (*Litopenaeus stylirostris*) et de l'âge des bassins sur la qualité des sédiments. *In* : styli 2003. Trente ans de crevetticulture en Nouvelle-Calédonie. Nouméa-Koné, 2-6 juin 2003. Edition Ifremer, Actes Colloq., 38, 180-186. <https://w3.ifremer.fr/archimer/doc/00354/46560/46371.pdf>

Lemonnier H., Courties C., Mugnier C., Torréton J-P., Herbland A. (2010). Nutrient and microbial dynamics in eutrophying shrimps ponds affected by a vibriosis. *Marine Pollution Bulletin* 60, 402-411.

Lemonnier H., Royer F., Caradec F., Lopez E., Hubert C., Rabiller É., Desclaux T., Fernandez J-M., Andrieux-Loyer F. (2021a); Diagenetic Processes in Aquaculture Ponds Showing Metal Accumulation on Shrimp Gills. *Front. Mar. Sci.* 8:625789. doi: 10.3389/fmars.2021.625789

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*, in press.

Long W.C., Swiney K.M., Harris C., Page H.N., Foy R.J. (2013) Effects of Ocean Acidification on Juvenile Red King Crab (*Paralithodes camtschaticus*) and Tanner Crab (*Chionoecetes bairdi*) Growth, Condition, Calcification, and Survival. *PLoS ONE* 8(4): e60959. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0060959>

Lucas R., Courties C., Herbland A., Gouletquer P., Marteau A.L., Lemonnier H. (2010). Eutrophication in a tropical pond: Understanding the bacterioplankton and phytoplankton dynamics during a vibriosis outbreak using flow cytometric analyses. *Aquaculture* 310, 112-121.

Lukawska-Matuszewska K. (2016). Contribution of non-carbonate inorganic and organic alkalinity to total measured alkalinity in pore waters in marine sediments (Gulf of Gdansk, S-E Baltic Sea). *Marine Chemistry* 186, 211-220.

Lukawska-Matuszewska K., Grzybowski W., Szewczun A., Tarasiewicz P. (2018). Constituents of organic alkalinity in pore water of marine sediments. *Marine Chemistry* 200, 22-32

Ljung K., Maley F., Cook A., Weinstein P. (2009). Acid sulfate soils and human health—A Millennium Ecosystem Assessment. *Environment International* 35(8), 1234-1242.

Machado W., Borrelli N.L., Ferreira T.O., Marques A.G.B, Osterrieth M., Guizane C. (2014). Trace metal pyritization variability in response to mangrove soil aerobic and anaerobic oxidation processes. *Marine Pollution Bulletin* 79(1-2), 365-370.

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

Martin J-L.M., Lemonnier H., Garen P. (2004). Influence des pratiques zootechniques et de paramètres environnementaux sur les performances de production et sur la formation et le devenir des déchets dans les élevages de crevettes. *In* : styli 2003. Trente ans de crevetticulture en Nouvelle-Calédonie. Nouméa-Koné, 2-6 juin 2003. Edition Ifremer, Actes Colloq., 38, 134-141.

Masuda K., Boyd C.E. (1994), Chemistry of Sediment Pore Water in Aquaculture Ponds Built on Clayey Ultisols at Auburn, Alabama. *Journal of the World Aquaculture Society*, 25: 396-404. <https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.1994.tb00223.x>

Munsiri P., Boyd C.E., Hajek B.J. (1995). Physical and chemical characteristics of bottom soil profiles in ponds at Auburn, Alabama, USA, and a proposed method for describing pond soil horizons. *J. World Aquacult. Soc.*, 26:346–377

Noël V. Marchand C., Juillot F. Ona-Nguema G., Viollier E., et al. (2014). EXAFS analysis of iron 610 cycling in mangrove sediments downstream a lateritized ultramafic watershed (Vavouto Bay, New 611 Caledonia), *Geochimica et Cosmochimica Acta* 136, 211-228.

Noël V., Juillot F., Morin G., Marchand C., Ona-Nguema G., Viollier E., Prevot F., Dublet G., Maillot F., Delbes L., Marakovic G., Bargar J.R., Brown G.E. (2017). Oxidation of Ni-Rich mangrove sediments after isolation from the sea (Dumbea Bay, New Caledonia) : Fe and Ni behavior and environmental implications. *ACS Earth and Space Chemistry*, 1 (8), 455-464.

Orr J., Fabry V., Aumont O. et al. (2005). Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature* 437, 681–686. <https://doi.org/10.1038/nature04095>

Peiffer S., Behrends T., Hellige K., Larese-Casanova P., Wan M., Pollok K. (2015). Pyrite formation and mineral transformation pathways upon sulfidation of ferric hydroxide depend on mineral type and sulfide concentration. *Chemical Geology* 400, 44-55. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2015.01.023>

Pétard J. (1993). Les méthodes d'analyse; Tome 1 : analyses des sols. Laboratoire commun d'analyses. Notes techniques de l'ORSTOM-Nouméa: N°5 : 192 p

Phillips M.J., Kweilin C., Beveridge M.C. (1993). Shrimp culture and the environment: lessons from the world's most rapidly expanding warmwater aquaculture sector. p 171- 197. In R.S.V. Pullin, H. Rosenthal and J.L. Maclean (eds.) *Environment and aquaculture in developing countries*. ICLARM conf. Proc. 31, 359 p

Pillai V.K., Boyd C.E. (1985). A simple method for calculating liming rates for fish ponds. *Aquaculture* 46(2), 157-162.

Queiroz J.F., Nicoletta G., Wood C.W., Boyd C.E. (2004). Lime application methods, water and bottom soil acidity in fresh water fishponds. *J. Sci. Agric. (Piracicaba Braz.)* 61(5), 469-475.

Ramaglia A.C., de Castro L.M., Augusto A. (2018). Effects of ocean acidification and salinity variations on the physiology of osmoregulating and osmoconforming crustaceans. *J Comp Physiol B* 188, 729–738. <https://doi.org/10.1007/s00360-018-1167-0>

Ritvo G., Avnimelech Y., Kochba M. (2003). Empirical relationship between conventionally determined pH and in situ values in waterlogged soils. *Aquacultural Engineering* 27, 1-8.

Sá M.V.C., Boyd C.E. (2017). Dissolution rate of calcium carbonate and calcium hydroxide in saline waters and its relevance for aquaculture. *Aquaculture* 469, 102-105.

Simpson H.J., Ducklow H.W., Deck B., Cook H.L. (1983). Brackish-water aquaculture in pyrite-bearing tropical soils. *Aquaculture*, 34, 333-350.

Thunjai T., Boyd C.E., Dube K. (2001). Pond Soil pH Measurement. *Journal of the World Aquaculture Society*, 32: 141-152. <https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.2001.tb01089.x>

Virgona J. (1992). Environmental factors influencing the prevalence of a cutaneous ulcerative disease (red spot) in the sea mullet, *Mugil cephalus* L., in the Clarence River, New South Wales, Australia. *J Fish Dis* 15, 363-378.

Wang W.N., Zhou J., Wang P., Tian T.T., Zheng Y., Liu Y., Mai W.J., Wang A.L. (2009). Oxidative stress, DNA damage and antioxidant enzyme gene expression in the Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei* when exposed to acute pH stress. *Comp Biochem Physiol C Toxicol Pharmacol.* 150(4):428-35. doi: 10.1016/j.cbpc.2009.06.010. Epub 2009 Jun 30. PMID: 19573624.

Whiteley N.M., Suckling C.C., Ciotti B.J. et al. (2018). Sensitivity to near-future CO₂ conditions in marine crabs depends on their compensatory capacities for salinity change. *Sci Rep* 8, 15639. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-34089-0>

World Bank, NACA, WWF, FAO (2002) Shrimp Farming and the Environment. A World Bank, NACA, WWF and FAO Consortium Program "To analyze and share experiences on the better management of shrimp aquaculture in coastal areas", Synthesis report, pp 16–27.

Yu Q., Xie J., Huang M., Chen C., Qian D., Qin J.G., Chen L., Jia Y., Li E. (2020). Growth and health responses to a long-term pH stress in Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei*. *Aquaculture reports* 16. doi: 10.1016/j.aqrep.2020.100280

Zhou J., Wang W.N., Ma G.Z., Wang A.L., He W.Y., Wang P., Liu Y., Liu J.J., Sun R.Y. (2008). Gene expression of ferritin in tissue of the Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei* after exposure to pH stress. *Aquaculture* 275 (1–4), 356-360

Zhou J., Wang W.N., Wang A.L., He W.Y., Zhou Q.T., Liu Y., Xu J. (2009). Glutathione S-transferase in the white shrimp *Litopenaeus vannamei*: Characterization and regulation under pH stress. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* 150 (2), 224-230.